Bau- und Betriebsmonitoring von Windenergieanlagen im Wald

- Abschlussbericht 30.11.2015 -

Auftragnehmer:

ARSU GmbH
Escherweg 1
Postfach 1142
Telefon 0441/97 174 97

Arbeitsgruppe für regionale Struktur- und Umweltforschung
26121 Oldenburg,
26001 Oldenburg
www.arsu.de

In Kooperation mit:

FrInaT Freiburger Institut für angewandte Tierökologie GmbH

Technische Universität Berlin

juwi

Erstellt im Auftrag des

Bundesministeriums für Wirtschaft und Energie

Bearbeitung:

	ARSU GmbH Escherweg 1 26121 Oldenburg e-mail: info@arsu.de www.arsu.de	Dr. Marc Reichenbach Dr. Hanjo Steinborn Dipl.-Landschaftsökol. Michaela Warnke M.Sc. Landschaftsökol. Kerstin Menke Dipl.-Biol. Klaas Felix Jachmann (avifaunistische Kartierungen)
In Kooperation mit		
	FrInaT GmbH Egonstr. 51-53 79106 Freiburg e-mail: reers@frinat.de www.frinat.de	Dr. Hendrik Reers Dr. Robert Brinkmann Dr. Annette Kohnen M.Sc. Agrarwissensch. Heidje Reinhard
	Technische Universität Berlin Fakultät VI - Planen Bauen Umwelt Fachgebiet Umweltprüfung und Umweltplanung Straße des 17. Juni 145 10623 Berlin e-mail: johann.koeppel@tu-berlin.de	Prof. Dr. Johann Köppel Dipl.-Ing. Holger Ohlenburg
	juwi Energieprojekte GmbH Energie-Allee 1 55286 Wörrstadt e-mail: heike.mayrhofer@juwi.de www.juwi.de	Dipl.-Geographin Heike Mayrhofer

Titelfotos: Windenergieanlage: FrInaT GmbH, Robert Brinkmann

Kleinabendsegler: Klaus Echle

Buntspecht: ARSU GmbH, Klaas Felix Jachmann

Die Verantwortung für den Inhalt liegt bei den Autoren.

Zitiervorschlag:

REICHENBACH, M., R. BRINKMANN, A. KOHNEN, J. KÖPPEL, K. MENKE, H. OHLENBURG, H. REERS, H. STEINBORN & M. WARNKE (2015): Bau- und Betriebsmonitoring von Windenergieanlagen im Wald. Abschlussbericht 30.11.2015. Erstellt im Auftrag des Bundesministeriums für Wirtschaft und Energie.

Danksagung

Unser besonderer Dank gilt den Projektierern und Gutachtern für die Überlassung von Planungsunterlagen, naturschutzfachlichen Gutachten, ornithologischen Daten und zahlreichen Fledermausdaten aus Gondelerfassungen:

Enercon GmbH, Green City Energy AG, GP JOULE GmbH, hessenENERGIE Gesellschaft für rationelle Energienutzung mbH, Hermann Hofmann Erneuerbare Energien GmbH & Co. KG, Jade NaturEnergie GmbH & Co. KG, Naturenergie Main-Kinzig GmbH, Ökostrom Erzeugung Freiburg GmbH, OSTWIND project GmbH , Rothaarwind GmbH & Co. KG, Stadtwerke Wolfhagen GmbH, UKA Projektträger GmbH & Co. KG, vento ludens GmbH & Co.KG, Volkswind GmbH, VSE AG, Windpark Großer Wald Hettingen/Rinschheim GmbH & Co. KG, Wittgenstein New Energy Holding GmbH, WSB Neue Energien Holding GmbH, Jochen Rössler, ANUVA Stadt- und Umweltplanung GbR (Nürnberg), Petra und Lothar Bach (Bach Freilandforschung), Frank Adorf und Thomas Grunwald (Büro für Faunistik und Landschaftsökologie), Dr. Thomas Hofmann, Lena Grosche (Echolot GbR), Günter Banse (Ing.-Büro Umweltforschung und Raumplanung), Andreas Hahn und Dr. Claudia Andres (Norddeutsches Büro für Landschaftsplanung).

Diese Daten bilden neben den durchgeführten empirischen Erfassungen eine wesentliche Grundlage zur Aufarbeitung des Kenntnisstands hinsichtlich der Auswirkungen von Windenergieanlagen im Wald sowie den Möglichkeiten ihrer planerischen Bewältigung in diesem Projekt.

Für die statistische Beratung bedanken wir uns bei Fränzi und Pius Korner-Nievergelt (oikostat GmbH).

Außerdem möchten wir uns bei den Teilnehmern der projektbegleitenden Arbeitsgruppe für die wertvollen Hinweise und den fachlichen Austausch bedanken.

INHALTSVERZEICHNIS

0. Zusammenfassung/Summary 1
0.1. Zusammenfassung 1
0.1.1. Auswirkungen auf Vögel 1
0.1.2. Auswirkungen auf Fledermäuse 4
0.1.3. Auswirkungen auf weitere waldspezifische Tierarten (Wildkatze) 7
0.1.4. Auswirkungen auf Pflanzen und Biotope 8
0.1.5. Auswirkungen auf die Erholungsfunktion (Schutzgut Mensch) 9
0.1.6. Auswirkungen auf weitere Schutzgüter 9
0.1.7. Maßnahmen zur Konfliktbewältigung 10
0.1.8. Planungs- und Zulassungsempfehlungen 12
0.1.9. Weiterer Forschungsbedarf 13
0.2. Summary 14
0.2.1. Impact on birds 15
0.2.2. Impact on bats 18
0.2.3. Impact on other forest-dwelling animal species (wild cats) 20
0.2.4. Impact on plant life and biotopes 21
0.2.5. Impact on recreation activities (asset-value to humans) 21
0.2.6. Impact on other natural assets 22
0.2.7. Approaches to conflict resolution 23
0.2.8. Recommendations for the planning and approval process 25
0.2.9. Future research – the way ahead 26
1. Einleitung 27
1.1. Zum Spannungsfeld Windenergie im Wald 27
1.2. Ziele des Forschungsvorhabens 28
1.3. Inhalt und Aufbau des Berichts 29
1.4. Recherche von Daten und Gutachten zu Windenergieanlagen im Wald 29
1.4.1. Workshop zur Bereitstellung von naturschutzfachlichen Daten 30
1.4.2. Recherche und Anfrage weiterer Projektierer 30
1.4.3. Anfrage von Gutachtern zu Fledermausdaten 31

1.4.4. Anfrage von bzw. Antragstellung bei Behörden 31
1.5. Gesamtdokumentation über die erbrachten Leistungen in der Vertragslaufzeit 32
1.5.1. Interne Aktivitäten und Meilensteine 32
1.5.2. Vernetzung und Austausch mit anderen Projekten 33
2. Auswirkungen auf Vögel 36
2.1. Kenntnisstand zu den Auswirkungen von Windenergieanlagen im Wald auf Vögel 36
2.1.1. Methodik 36
2.1.2. Übersicht der relevanten Wirkfaktoren 36
2.1.3. Auswirkungen auf den Vogelzug 37
2.1.4. Störungs- und Vertreibungswirkungen 39
2.1.5. Kollisionsgefährdung 46
2.2. Ursache-Wirkungs-Hypothesen zu Windenergieanlagen und Vögeln 57
2.3. Methodik der Erfassungen 60
2.3.1. Grundlagen zum Untersuchungsdesign 60
2.3.2. Auswahl der Untersuchungsgebiete 62
2.3.3. Erfassung der Brutvögel 67
2.3.4. Auswertung 72
2.4. Ergebnisse 75
2.4.1. Planungsrelevante Arten 75
2.4.2. Entfernungsbezogene Auswertung (Impact-Gradient) 81
2.4.3. Siedlungsdichte (Impact-Reference) 87
2.4.4. Raumnutzung Schwarzstorch 94
2.4.5. Schlagopfer 95
2.5. Diskussion 96
2.5.1. Methode 96
2.5.2. Ergebnisse 98

3. Auswirkungen auf Fledermäuse 104

3.1. Kenntnisstand zum Auftreten und zur Gefährdung von Fledermäusen im Gondelbereich von Windenergieanlagen 104

3.2. Kenntnisstand zu den waldspezifischen Auswirkungen von Windenergieanlagen auf Fledermäuse 106

3.3. Ursache-Wirkungs-Hypothesen zu Windenergieanlagen und Fledermäusen 107

3.4. Untersuchungsansatz und Fragestellungen 111

3.4.1. Gondelerfassungen 111

3.4.2. Voruntersuchungen 112

3.4.3. Erfassungen an Windenergieanlagen in Gondelhöhe und am Turmfuß – Ein Fallbeispiel 112

3.5. Methodik 113

3.5.1. Begriffsdefinitionen 113

3.5.2. Aufbau der Datenbank 113

3.5.3. Regionale Einteilung der Daten 113

3.5.4. Datengrundlage der Gondelerfassungen 114

3.5.5. Akustische Fledermauserfassungen 115

3.5.6. Meteorologische Daten aus Gondelhöhe 116

3.5.7. Plausibilitätsprüfung der akquirierten Daten aus den Gondelerfassungen 116

3.5.8. Hersteller und weitere Parameter der beprobten Windenergieanlagen 119

3.5.9. Umgebungsvariablen der Windenergieanlagen -Standorte 120

3.5.10. Erfassungszeiträume 122

3.5.11. Voruntersuchungen zum Vergleich Voruntersuchungen-Gondelerfassungen 123

3.5.12. Erfassungen an Windenergieanlagen in Gondelhöhe und am Turmfuß – Ein Fallbeispiel 124

3.5.13. Statistische Auswertung der Daten 124

3.6. Ergebnisse 126

3.6.1. Ergebnisse der Gondelerfassungen 126

3.6.2. Vergleich von Voruntersuchungen mit Gondelerfassungen 152

3.6.3. Erfassungen an Windenergieanlagen in Gondelhöhe und am Turmfuß – ein Fallbeispiel 154

3.7. Diskussion 164

3.7.1. Fledermausaktivität in Gondelhöhe 164

3.7.2. Vergleich von Voruntersuchungen zu Gondelerfassungen 169

3.7.3. Erfassungen an Windenergieanlagen in Gondelhöhe und am Turmfuß – Ein Fallbeispiel ... 170

4. Auswirkungen auf weitere waldspezifische Tierarten ... 173

4.1. Wildkatze ... 173

4.1.1. Direkte Auswirkungen von Windenergieanlagen auf Wildkatzen ... 173

4.1.2. Direkter und indirekter Lebensraumverlust ... 174

4.1.3. Störung durch menschliche Tätigkeiten ... 175

4.2. Insekten ... 176

4.2.1. Methodik und Datenlage ... 176

4.2.2. Übersicht der relevanten Wirkfaktoren ... 177

5. Auswirkungen auf Pflanzen und Biotope ... 179

5.1. Methodik ... 179

5.1.1. Erfassungen von Biotoptypen und Vegetation ... 179

5.1.2. Auswertung zulassungsbezogener Fachgutachten in Bezug auf die Waldinanspruchnahme ... 180

5.2. Ergebnisse ... 181

5.2.1. Erfassung der Biotoptypen ... 181

5.2.2. Vegetation der Eingriffsflächen ... 188

5.2.3. Waldinanspruchnahme – Auswertung der Fachgutachten ... 198

5.3. Diskussion ... 200

5.3.1. Biotoptypen und Pflanzen ... 200

5.3.2. Waldinanspruchnahme ... 202

6. Schutzgut Mensch – Auswirkungen auf die Erholungsfunktion ... 204

6.1. Aktueller Stand des Wissens ... 204

6.2. Ergebnisse einer Bachelorarbeit ... 205

6.2.1. Methodik ... 205

6.2.2. Ausgewählte Ergebnisse ... 206

6.2.3. Einordnung der Ergebnisse ... 210

6.2.4. Schlussfolgerungen ... 213

7. Auswirkungen auf weitere Schutzgüter ... 214

7.1. Boden ... 214

7.1.1. Auswertung zulassungsbezogener Fachgutachten in Bezug auf die Flächeninanspruchnahme ... 214

7.1.2. Ergebnisse ... 215
7.1.3. Zusammenfassung und Einordnung der Ergebnisse ... 222
7.2. Wasser ... 223
7.3. Klima ... 223
8. Maßnahmen zur Konfliktbewältigung ... 225
8.1. Allgemeine rechtliche und fachliche Anforderungen an die Konfliktbewältigung ... 225
8.1.1. Rechtliche Anforderungen ... 225
8.1.2. Fachliche Anforderungen ... 230
8.2. Methodik ... 234
8.3. Ergebnisse der Akquise umweltplanerischer Gutachten ... 235
8.3.1. Zeitliche und räumliche Verteilung der zur Verfügung gestellten Projekt-Standorte ... 238
8.3.2. Einordnung der ausgewerteten Vorhaben vor dem Hintergrund bundesweit realisierter und geplanter Windenergieanlagen im Wald ... 240
8.3.3. Überblick der auswertbaren Gutachten ... 242
8.3.4. Auswahl der zur Verfügung gestellten Projekte ... 243
8.3.5. Umfang und Qualität der zur Verfügung gestellten Gutachten ... 243
8.3.6. Fazit ... 244
8.4. Ergebnisse der Leitfadenrecherche sowie einer übergeordneten Auswertung ... 244
8.5. Maßnahmen zur Konfliktvermeidung und -verminderung ... 246
8.5.1. Allgemeine und schutzgutübergreifende Maßnahmen ... 247
8.5.2. Vögel ... 255
8.5.3. Fledermäuse ... 278
8.5.4. Wildkatze ... 299
8.5.5. Weitere Schutzgüter ... 303
8.6. Vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen (CEF-Maßnahmen) nach § 44 BNatSchG ... 304
8.6.1. Vögel ... 305
8.6.2. Fledermäuse ... 309
8.6.3. Wildkatze ... 314
8.7. Multifunktionale und schutzgutbezogene Maßnahmen zur Kompensation von nicht vermeidbaren erheblichen Umweltauswirkungen nach § 13 BNatSchG ... 318
9. Planungs- und Zulassungsempfehlungen ... 323
9.1. Untersuchungsmethoden ... 323
9.1.1. Vögel ... 323

9.1.2. Fledermäuse 326
9.1.3. Wildkatze 327
9.2. Vermeidungs- und Verminderungsmaßnahmen 328
9.3. Vorgezogene Ausgleichs- und Kompensationsmaßnahmen 331
10. Ausblick und weiterer Forschungsbedarf 332
10.1. Vögel 332
10.2. Fledermäuse 333
10.3. Wildkatze 334
10.4. Maßnahmen zur Konfliktbewältigung 335
Literaturverzeichnis 336

VERZEICHNIS DER ANHÄNGE

Die Anhänge zum Abschlussbericht befinden sich in einem externen Anhangsband:

- Anhang 1 Vögel
- Anhang 2 Fledermäuse
- Anhang 3 Pflanzen und Biotope
- Anhang 4 Schutzgut Mensch – Auswirkungen auf die Erholungsfunktion

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abb. 1: Lage der Untersuchungsgebiete beider Erfassungsjahre 66

Abb. 2: Vorher-Nachher Vergleich für fünf Spechtarten im 500-m-Radius um sieben Windparks 2013 81

Abb. 3: Windpark-Referenz-Vergleich für fünf Spechtarten im 500-m-Radius um sieben Windparks 2014 81

Abb. 4: Box-Whisker-Plots der ermittelten und erwarteten Revierzahlen von fünf Spechtarten (ohne Buntspecht) 2013/2014 82

Abb. 5: Box-Whisker-Plots der Revierdichte (Reviere/ha Waldfläche) von fünf Spechtarten (ohne Buntspecht) 83

Abb. 6: Vergleich der ermittelten Reviere des Schwarzspechts mit Erwartungswerten in zwei Entfernungszonen um die WEA (0-250 m und 250-500 m Entfernung) 84

Abb. 7: Revierdichte des Schwarzspechts bezogen auf die Waldfläche in zwei Entfernungszonen um die WEA (0-250 m und 250-500 m Entfernung) 85

Abb. 8: Vergleich der ermittelten Reviere des Mäusebussards mit Erwartungswerten in zehn Windparks (0-500 m Entfernung) 86

Abb. 9: Box-Whisker-Plots zur Revierdichte in den Siedlungsdichteflächen in Windanlagennähe und in den Referenzflächen 90

Abb. 10: Box-Whisker-Plots der Revierdichten des Rotkehlchens in Siedlungsdichteflächen aus zwölf Untersuchungsgebieten 92

Abb. 11: Box-Whisker-Plots der Brutpaardichte der Mönchsgrasmücke in den Siedlungsdichteflächen in Anlagennähe und in den Referenzflächen 93

Abb. 12: Box-Whisker-Plots der Brutpaardichte des Waldbaumläufers in den Siedlungsdichteflächen in Anlagennähe und in den Referenzflächen 94

Abb. 13: Flugwege der Schwarzstörche am Standort RP-7 in unterschiedlichen Höhenklassen 95

Abb. 14: Einteilung des Datensatzes in vier Regionen. 114

Abb. 15: Zeitliche Verschiebung der Fledermausaufnahmen eines ganzen Jahres 117

Abb. 16: Abweichung der Temperatur vom täglichen Mittel 118

Abb. 17: Verteilung der Nabenhöhen, Rotordurchmesser und Rotorunterkanten der beprobten WEA für die Regionen und Habitattypen 120

Abb. 18: Waldbedeckung in verschiedenen Radien in Abhängigkeit von der Habitatkategorie des WEA-Standorts 122

Abb. 19: Beprobte Nächte pro Jahr für den Gesamtdatensatz bzw. die verschiedenen Regionen 123

Abb. 20: Relative Artenzusammensetzung der drei betrachteten Arten/Artgruppe in den verschiedenen Regionen über die gesamten Erfassungszeiträume 128

Abb. 21: Relative Artenzusammensetzung der drei betrachteten Arten/Artgruppe in den verschiedenen Habitaten über die gesamten Erfassungszeiträume 129

Abb. 22: Vergleich der Aktivitätsniveaus der Gesamtfledermauskontakte zwischen Regionen und über die Monate April bis Oktober 130

Abb. 23: Vergleich der Aktivitätsniveaus der Nyctaloid-Gruppe zwischen Regionen und über die Monate April bis Oktober 131

Abb. 24: Vergleich der Aktivitätsniveaus Rauhautfledermaus zwischen Regionen über die Monate April bis Oktober 131

Abb. 25 Vergleich der Aktivitätsniveaus der Zwergfledermaus zwischen Regionen und über die Monate April bis Oktober 132

Abb. 26: Vergleich der Gesamtaktivitäten zwischen Offenland- und Waldstandorten über die Monate April bis Oktober 133

Abb. 27: Vergleich der Nyctaloidenaktivität zwischen Offenland- und Waldstandorten für die Monate April bis Oktober 133

Abb. 28: Vergleich der Rauhautfledermausaktivität zwischen Offenland- und Waldstandorten über die Monate April bis Oktober 134

Abb. 29: Vergleich der Zwergfledermausaktivität zwischen Offenland- und Waldstandorten über die Monate April bis Oktober 134

Abb. 30: Gesamtübersicht über alle Fledermausaufnahmen des Gesamtdatensatzes 137

Abb. 31: Fledermausaktivität für die Gesamtaktivität und die verschiedenen Arten dargestellt über die Nacht 138

Abb. 32: Modellierte Phänologie für die Gesamtdaten sowie die einzelnen Arten/Artgruppen im Norden 139

Abb. 33: Modellierte Phänologie für die Gesamtdaten sowie die einzelnen Arten/Artgruppen im Osten 140

Abb. 34: Modellierte Phänologie für die Gesamtdaten sowie die einzelnen Arten/Artgruppen im Süden 140

Abb. 35: Modellierte Phänologie für die Gesamtdaten sowie die einzelnen Arten/Artgruppen im Westen 141

Abb. 36: Anzahl von 10-min-Intervallen mit Aktivität von Nyctaloiden drei Stunden vor Sonnenuntergang 142

Abb. 37: Verteilung der Fledermausaktivität über die Temperatur für die Region Norden 143

Abb. 38: Verteilung der Fledermausaktivität über die Temperatur für die Region Osten 144

Abb. 39: Verteilung der Fledermausaktivität über die Temperatur für die Region Süden 145

Abb. 40: Verteilung der Fledermausaktivität über die Temperatur für die Region Westen 146

Abb. 41: Verteilung der Fledermausaktivität über die Windgeschwindigkeit für die Region Norden 147

Abb. 42: Verteilung der Fledermausaktivität über die Windgeschwindigkeit für die Region Osten 148

Abb. 43: Verteilung der Fledermausaktivität über die Windgeschwindigkeit für die Region Süden 149

Abb. 44: Verteilung der Fledermausaktivität über die Windgeschwindigkeit für die Region Westen 150

Abb. 45: Jahreszeitliche Übersicht der Temperaturbedingungen 151

Abb. 46: Jahreszeitliche Übersicht der Windbedingungen 152

Abb. 47: Boxplot der relativen Anteile der verschiedenen Taxa für verschiedene Erfassungsmethoden in sieben Windparks 153

Abb. 48: Übersicht der Gesamtaktivität an vier WEA in Gondelhöhe im Jahr 2013 155

Abb. 49: Übersicht der Gesamtaktivität an vier WEA in Gondelhöhe im Jahr 2014 156

Abb. 50: Übersicht der Gesamtaktivität an vier WEA am Turmfuß im Jahr 2013 157

Abb. 51: Übersicht der Gesamtaktivität an vier WEA am Turmfuß im Jahr 2014 158

Abb. 52: Verteilung der Fledermausaktivität über die Temperatur in Gondelhöhe 160

Abb. 53: Verteilung der Fledermausaktivität über die Temperatur am Turmfuß 161

Abb. 54: Verteilung der Fledermausaktivität über die Windgeschwindigkeit in Gondelhöhe 162

Abb. 55: Verteilung der gemessenen Windgeschwindigkeiten in Gondelhöhe 163

Abb. 56: Fledermausaktivität für die Gesamtaktivität und die verschiedenen Arten für Gondel und Turmfuß 164

Abb. 57: Schematische Anordnung einer Eingriffsfläche 180

Abb. 58: Wertigkeiten und Flächenanteile der Biotoptypen auf den Eingriffsflächen an zehn WEA-Standorten vor, während und nach der Errichtung der Anlagen 187

Abb. 59: Artenzahlen der Pflanzen auf den untersuchten Eingriffsflächen in den drei Bundesländern 189

Abb. 60: Artenzahlen in Abhängigkeit vom Alter der Untersuchungsflächen 189

Abb. 61: Artenzahlen der Pflanzen auf den fünf Teilflächen 191

Abb. 62: Eindrücke der Eingriffsflächen 192

Abb. 63: Rote Liste-Arten auf den Eingriffsflächen 193

Abb. 64: Durchschnittliche temporäre und dauerhafte Rodungsfläche pro WEA 198

Abb. 65: Entwicklung der durchschnittlichen Rodungsfläche pro WEA bzw. pro MW Nennleistung in den Jahren 2003 bis 2014 200

Abb. 66: Einstellungen zur Windenergie generell in Abhängigkeit vom Alter der Befragten 207

Abb. 67: Sollten auch in Waldgebieten weitere WEA errichtet werden (n=444)? 208

Abb. 68: Einstellungen zum Ausbau der Windenergie im Wald abhängig vom Alter der Befragten (n=444) 209

Abb. 69: Einstellungen zum Ausbau der Windenergie im Wald abhängig vom Besuch eines Waldes mit WEA (n=444) 209

Abb. 70: Besucher eines Waldes mit WEA und deren Störungswahrnehmungen (n=244)..... 210

Abb. 71: Durchschnittliche Gesamtflächeninanspruchnahme pro WEA durch Anlage, Kranstellplatz und Zufahrt 216

Abb. 72: Flächeninanspruchnahme durch das Turmfundament der WEA (Vollversiegelung) 217

Abb. 73: Dauerhafte Teilversiegelung pro WEA durch den Kranstellplatz sowie durch die Zufahrt 218

Abb. 74: Entwicklung der durchschnittlichen Flächeninanspruchnahme durch Fundament, Kranstellplatz und Zufahrt pro WEA sowie pro MW installierter Nennleistung 219

Abb. 75: Durchschnittliche Vollversiegelung durch das WEA-Fundament pro Anlage 220

Abb. 76: Durchschnittliche Vollversiegelung durch das WEA-Fundament pro MW installierter Nennleistung 220

Abb. 77: Durchschnittliche dauerhafte Teilversiegelung pro WEA durch den Kranstellplatz und die Zufahrt 221

Abb. 78: Durchschnittliche dauerhafte Teilversiegelung pro MW installierter Nennleistung durch den Kranstellplatz und die Zufahrt..... 222

Abb. 79: Auswertbare Windenergieprojekte auf Waldstandorten, sortiert nach der Anlagenzahl 236

Abb. 80: Entwicklung der WEA-Gesamthöhen innerhalb der ausgewerteten Windenergieprojekte..... 237

Abb. 81: Nennleistung der WEA in den ausgewerteten Windenergieprojekten 238

Abb. 82: Räumliche Verteilung der WEA-Standorte, zu denen Fachgutachten vorliegen 239

Abb. 83: Anteil an Windenergievorhaben im Wald mit und ohne Umweltbaubegleitung..... 253

Abb. 84: Anteil an Windenergievorhaben im Wald mit Bau- bzw. Rodungszeitenbeschränkungen 254

Abb. 85: Anteil ausgewerteter Windenergie-Projekte mit und ohne Bau- bzw. Rodungszeitenbeschränkungen 258

Abb. 86: Anteil von Windenergieprojekten auf Waldstandorten mit unterschiedlichen Abschalt- und Höhenaktivitätserfassungsregimen nach Jahren..... 293

Abb. 87: Beispiele für Kameranachweise von Wildkatzen an künstlich angelegten Totholzhaufen in rheinland-pfälzischen Wäldern..... 315

TABELLENVERZEICHNIS

Tab. 1: Dokumentation der Aktivitäten im Projektzeitraum 32

Tab. 2: Dokumentation der Aktivitäten zur Vernetzung und zum Austausch im Projektzeitraum 33

Tab. 3: Top Ten der Vogelverluste an WEA in Deutschland 38

Tab. 4: Top Ten der Totfunde aus 16 Suchterminen in vier Windparks auf Fehmarn 2009 38

Tab. 5: Top Ten der Totfunde im Forschungsprojekt PROGRESS (2012 - 2014) 38

Tab. 6: Arten, bei denen gemäß der Länderempfehlungen von einem Meideverhalten gegenüber WEA ausgegangen wird 40

Tab. 7: Empfindlichkeit von Waldvogelarten gegenüber Verkehrslärm 44

Tab. 8: Vogelverluste an WEA in Deutschland 48

Tab. 9: Wald- bzw. Halboffenlandarten, die gemäß der Länderempfehlungen als besonders kollisionsgefährdet eingestuft werden 52

Tab. 10: Ursache-Wirkungs-Hypothesen (UWH) für Vögel 58

Tab. 11: Standortwahl für die Kartierungen 2013 64

Tab. 12: Standortwahl für die Kartierungen 2014 66

Tab. 13: Biotoptypenzusammensetzung der Siedlungsdichteflächen am Standort RP-8 68

Tab. 14: Baumartenzusammensetzung der Siedlungsdichteflächen in RP-8 70

Tab. 15: Brutvogelkartierungen planungsrelevanter Arten im 500-m-Radius 2013 77

Tab. 16: Brutvogelkartierungen planungsrelevanter Arten im 500-m-Radius 2014 78

Tab. 17: Gegenüberstellung der planungsrelevanten Arten im 500-m-Radius für die Standorte RP-5 und RP-6, die im Jahr 2013 errichtet wurden 79

Tab. 18: Brutpaardichten von fünf Spechtarten im 500-m-Radius um sieben Windparks 2014 und in den zugehörigen Referenzgebieten 80

Tab. 19: Übersicht der Vogelarten in den Siedlungsdichteflächen 2013 und 2014 sortiert nach Häufigkeit 88

Tab. 20: Revierdichten und Artenzahlen in den Siedlungsdichteflächen aller Untersuchungsgebiete 89

Tab. 21: Revierdichten des Rotkehlchens in den Siedlungsdichteflächen aller Untersuchungsgebiete 91

Tab. 22: Ergebnisse der Schlagopfersuche 96

Tab. 23: In NRW vorkommende "Wald"-Vogelarten, die durch WEA (Kollision, Vertreibungswirkung, Habitatverlust/-verschlechterung) gefährdet sind 102

Tab. 24: Bau- und anlagenbedingte UWH für Fledermäuse an WEA, speziell im Wald 107

Tab. 25: Übersicht der gefundenen Fledermausschlagopfer an WEA 110

Tab. 26: Übersicht der Gondelerfassungen pro Region, Jahr und Habitattyp 115

Tab. 27: Übersicht über die Gondelerfassungen pro Jahr 115

Tab. 28: Übersicht die beprobten WEA Typen 119

Tab. 29: Übersicht der Anzahl Aufnahmen und Anzahl 10-min-Intervalle mit Aktivität pro Art/Artgruppe. 126

Tab. 30: Übersicht der Anzahl Aufnahmen und 10-min-Intervalle pro Habitatkategorie pro Art/Artgruppen. 127

Tab. 31: Abhängigkeit der Fledermausaktivität in den Monaten Juli bis September von Umgebungsvariablen Waldbedeckung im 500-m-Radius und der geographischen Höhe und Breite 135

Tab. 32: Übersicht der 10-min-Intervalle mit Aktivität für jede Art und jeden Monat, zusammengefasst für beide Jahre für Erfassungen in Gondelhöhe und am Turmfuß 158

Tab. 33: Biotoptypen und ihre Wertstufen auf den Eingriffsflächen vor und nach dem Bau von WEA 182

Tab. 34: Anzahl des Vorkommens der Biotoptypen auf den unterschiedlichen Teilflächen der Eingriffsflächen (s. Abb. 57) und deren Wertstufen ohne Bezug zur jeweiligen Flächengröße vor und nach dem Bau von WEA 185

Tab. 35: Beispielhafter Auszug aus den Artenlisten für Pflanzen mit einer hohen Stetigkeit, aufgetrennt nach Wuchsformen 188

Tab. 36: Deckungen der Vegetationsschichten 190

Tab. 37: Rote Liste-Arten mit Angabe der Stetigkeit auf den Eingriffsflächen und dem Vorkommen in den Bundesländern 194

Tab. 38: Zusammenstellung von gebietsfremden Gefäßpflanzen der Eingriffsflächen von WEA 196

Tab. 39: Als Kompensationsmaßnahmen nach § 14 BNatSchG anerkennungsfähige Maßnahmen im Wald 231

Tab. 40: Übersicht der gemäß ausgewerteten Gutachten projektierten Anlagentypen 236

Tab. 41: Übersicht insgesamt ausgewerteter Standorte nach Jahren, Bundesländern, Landkreisen und Anzahl WEA 240

Tab. 42: Ergebnisse der Länderabfrage zu realisierten und in Planung befindlichen WEA auf Waldstandorten 242

Tab. 43: Bezüglich der Konfliktbewältigungsmaßnahmen ausgewertete Länderleitfäden, Erlasse und behördliche Positionspapiere 245

Tab. 44: In den Gutachten aufgeführte dokumentierte und schutzgutübergreifende Maßnahmen zur Konfliktvermeidung und –verminderung 247

Tab. 45: Auswertung der LBPs hinsichtlich vorgesehener fledermausbezogener Abschaltungen bzw. betriebsbegleitender Untersuchungen 294

Tab. 46: Schutzgutbezogene Maßnahmen zur Konfliktvermeidung und -minderung 303

Tab. 47: Weitere in den ausgewerteten Gutachten geplante artspezifische CEF-Maßnahmen 309

Tab. 48: In der Praxis vorgesehene, multifunktionale und schutzgutbezogene Maßnahmen zur Kompensation erheblicher Beeinträchtigungen 319

Tab. 49: Vorgeschlagener Ablauf einer Brutvogelkartierung für verschiedene besonders relevante Arten/Artengruppen bei Windenergieplanungen im Wald 325

Tab. 50: Empfehlungen zur Vermeidung und Minimierung der Auswirkungen durch WEA im Wald 328

Tab. 51: Empfehlungen zu CEF- und Kompensationsmaßnahmen für WEA im Wald..... 331

ABKÜRZUNGEN

ATKIS Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem

AVV Allgemeine Verwaltungsvorschrift

BACI Before-After-Control-Impact

BauGB Baugestzbuch

BB Brandenburg

BfN Bundesamt für Naturschutz

BKompV (Bundeskompensationsverordnung

BMU Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit

BMUB Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit

BMVBS Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung

BMVBW Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen

BNatSchG Bundesnaturschutzgesetz

BP Brutpaare

BUND Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland

BVerwG Bundesverwaltungsgericht

BW Baden-Würtemberg

BWaldG Gesetz zur Erhaltung des Waldes und der Förderung der Forstwirtschaft

BWE Bundesverband Windenergie

BY Bayern

CEF continious ecological functionality

EGE European Group of Experts on Ecology, Genetics and Conservation

FCS favourable conservation status

FFH Fauna-Flora-Habitat

Fraunhofer-IWES Fraunhofer-Institut für Windenergie und Energiesystemtechnik

FuE Forschung und Entwicklung

GIS Geoinformationssystem

GPS Global Positioning System

HB Hansestadt Bremen

HE Hessen

HH Hansestadt Hamburg

HK Höhenklasse

IR infrarot

KIFL Kieler Institut für Landschaftsökologie

LAG VSW Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten

LANA Länderarbeitsgemeinschaft Naturschutz

LANUV Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen

LBP Landschaftspflegerischer Begleitplan

LIS-A LänderInformationsSystem für Anlagen

LUGV Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg

LUWG Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz

MKULNV Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen

MULVWF Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Verbraucherschutz, Weinbau und Forsten Rheinland-Pfalz

MUV Ministerium für Umwelt- und Verbraucherschutz Saarland

MV Mecklenburg-Vorpommern

MW Megawatt

NABU Naturschutzbund Deutschland

NI Niedersachsen

NLT Niedersächsischer Landkreistag

NW Nordrhein-Westfalen

RP Rheinland-Pfalz

SH Schleswig-Holstein

SL Saarland

SN Sachsen

SNH Scottish Natural Heritage

ST Sachsen-Anhalt

TA Lärm Technische Anleitung zum Schutz vor Lärm

TAK Tierökologische Abstandskriterien

TH Thüringen

TU Technische Universität

UBB Umweltbaubegleitung

UIG Umweltinformationsgesetz

UNB Untere Naturschutzbehörde

UV ultraviolett

UVP Umweltverträglichkeitsprüfung

UVPG Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung

UWH Ursache-Wirkungs-Hypothesen

VP Vantage Point

vs. versus

VSG Vogelschutzgebiet

WEA Windenergieanlage

0. Zusammenfassung/Summary

0.1. Zusammenfassung

Vor dem Hintergrund der energiepolitischen Ziele der Bundesregierung werden außerhalb der norddeutschen Tiefebene in zunehmendem Maße auch Wälder in die Kulisse zur Nutzung von Flächen für die Gewinnung von Strom mittels Windenergieanlagen einbezogen. Insbesondere waldreiche Länder wie Hessen und Rheinland-Pfalz oder Brandenburg, Bayern, Saarland und Thüringen, deren Waldanteile über dem deutschen Bundesdurchschnitt liegen, sind auf die partielle Nutzung von Waldstandorten angewiesen. Hinsichtlich der Auswirkungen von Windenergieanlagen auf waldbewohnende Arten sowie generell auf den Naturhaushalt bestehen allerdings noch erhebliche Kenntnislücken.

Übergeordnetes Ziel des Vorhabens ist daher die Verbesserung des Kenntnisstands zu den spezifischen Auswirkungen von Windenergieanlagen im Wald sowie zu den Möglichkeiten ihrer planerischen Bewältigung. Der Schwerpunkt der Wirkungsuntersuchungen lag auf den Tiergruppen der Vögel und Fledermäuse, die Arbeiten umfassten jedoch auch andere Schutzgüter bzw. Arten (insbesondere Pflanzen und Biotoptype, Wildkatze, Boden, Klima, Mensch), nicht jedoch das Landschaftsbild.

Hierzu wurden folgende Ansätze entwickelt:

- Erhebung empirischer Daten zu Vogelbeständen an vorhandenen Windparks im Vergleich zu Daten aus den Voruntersuchungen sowie aus eigenen Erhebungen in Referenzgebieten
- Übergreifende Auswertung von Fledermausdaten aus akustischen Höhenerfassungen in vorhandenen Windparks
- Erhebung empirischer Daten zu Biotoptypen und Pflanzenarten in vorhandenen Windparks im Vergleich zu Daten aus den Voruntersuchungen
- Literaturrecherche zu Auswirkungen auf weitere Schutzgüter bzw. Arten
- Auswertung von Gutachten, Leitfäden und Literatur zu Maßnahmen der Konfliktbewältigung
- Erarbeitung von Empfehlungen zur Konfliktbewältigung.

0.1.1. Auswirkungen auf Vögel

Zur Darstellung des gegenwärtigen Kenntnisstandes bezüglich der Auswirkungen von Windenergieanlagen (WEA) im Wald auf Vögel wurde zunächst eine umfangreiche Literaturrecherche durchgeführt. Demnach stellen „Störungs- und Vertreibungswirkungen“, „Kollisionsgefährdung“, „direkter Lebensraumverlust“ und „Barrierewirkung“ die wesentlichen Wirkfaktoren dar. In Bezug auf Waldstandorte wurde im Rahmen dieser Literaturauswertung der Schwerpunkt auf die Wirkfaktoren „Störungs- und Vertreibungswirkungen“ sowie „Kollisionsgefährdung“ für bestimmte Brutvogelarten gelegt. Für Zugvögel wird davon ausgegangen, dass sich die Reaktion auf WEA, die sich im Wald befinden, nicht grundsätzlich von Standorten im Offenland unterscheidet.

Trotz der steigenden Erkenntnisse über die Auswirkungen von WEA auf Vögel sind die Wissenslücken für Waldstandorte noch weit größer als für Offenlandstandorte. Es liegt bislang keine Studie vor, die die Auswirkungen von WEA auf Waldvogelgesellschaften insgesamt untersucht. Lediglich zu einzelnen Arten existieren erste Hinweise bzw. Ergebnisse (Birkhuhn, Waldschnepfe, Ziegenmelker). Daher werden in der Literatur und in entsprechenden Leitfäden der Bundesländer mögliche Auswirkungen von WEA im Wald auf Vögel eher allgemein bzw. auf der Basis des Kenntnisstandes für Offenlandstandorte beschrieben. So wird davon ausgegangen, dass WEA im Wald durch ihre Silhouette und die Rotorbewegung sowie durch Geräusche und Schattenwurf zu einem Meideverhalten von Vögeln führen können. Darüber hinaus können indirekte Störwirkungen durch die infrastrukturelle Erschließung der Windparks auftreten. Es wird zum Teil vermutet, dass Vögel im Wald stärker als solche im Offenland betroffen sein könnten, da Wälder häufig naturnäher seien und damit die Störungsempfindlichkeit der Vögel stärker sein könnte. Hinweise auf besonders zu berücksichtigende Vogelarten für WEA-Planungen, die während der Brutzeit ein Meideverhalten gegenüber WEA zeigen bzw. störungsempfindlich sind, werden in Deutschland durch einige Handlungsempfehlungen oder Erlasse der Bundesländer gegeben. Dazu zählen u. a. waldbewohnende Greifvogel- und Eulenarten, Raufußhühner und der Schwarzstorch. Artspezifisch können allerdings unterschiedliche Störwirkungen durch WEA auftreten. Es gibt einerseits Arten, die sowohl von Störungen als auch von Kollisionen betroffen sind, und andererseits Arten, die eine Empfindlichkeit gegenüber nur einem dieser Wirkfaktoren zeigen. Mögliche akustische Beeinträchtigungen von Waldvogelarten durch WEA sind noch weitgehend unerforscht, allerdings sind gerade Arten in unübersichtlichen Habitaten wie Wäldern auf akustische Signale angewiesen. Durch das Rauschen des Windes und der Blätter herrscht im Wald ein natürlicher Hintergrundschall. Vögel nutzen daher ein natürliches Schallfenster für ihren Gesang und sind dementsprechend besonders anfällig für Maskierungseffekte durch Fremdgeräusche in den entsprechend genutzten Frequenzbereichen. Bislang fehlen jedoch Prognosen und Messungen zur konkreten Reichweite des Schalls von WEA im Wald. Somit ist es auch nicht möglich, eindeutige Aussagen zur Wirkung auf Brutvögel zu treffen.

Auch hinsichtlich des Kollisionsrisikos beschränken sich die meisten Erkenntnisse auf Untersuchungen an Offenlandstandorten. Aus den waldreichen Mittelgebirgsregionen Deutschlands liegen bislang nur wenige Untersuchungen vor und gerade bei den Waldarten gibt es größere Wissensdefizite, so dass häufig mit Analogieschlüssen gearbeitet wird. Deutsche und internationale Studienergebnisse zeigen, dass allgemein große Greifvögel und Thermiksegler zu den Arten mit besonders hohem Kollisionsrisiko gehören. Dazu zählen beispielsweise Gänsegeier, Steinadler, Rotmilan, Seeadler oder Mäusebussard. Wenig wendige Großvogelarten, die häufig keine Meidung der Anlagennähe zeigen und in Rotorhöhe fliegen, sind somit offensichtlich einem erhöhten Kollisionsrisiko ausgesetzt. In der Literatur wird angegeben, dass das Kollisionsrisiko vorwiegend artspezifisch ist (Verhalten, Phänologie), aber auch standortspezifische Faktoren (Habitat, Topographie, Nahrungsverfügbarkeit) und anlagen- bzw. windparkspezifische Faktoren (Anordnung der Anlagen, Beleuchtung, Sichtbarkeit) werden diskutiert. Freiflächen in Wäldern, wie z. B. Windwurfflächen, können möglicherweise Greifvogelarten anlocken, wenn sie gute Nahrungsbedingungen bieten. Es wird außerdem angenommen, dass das Kollisionsrisiko über Waldflächen steigt. Da die WEA sowohl höher sind als auch größere Rotorradien aufweisen, kann es in Abhängigkeit von der Lage in Relation zu wichtigen Funktionsräumen relevanter Arten möglicherweise zu vermehrten Flugaktivitäten in Rotornähe kommen. Große Brutvogelarten wie Störche und Greifvögel führen beispielsweise in diesen Höhen ihre Revier-, Balz- und Thermikflüge sowie größere Streckenflüge aus. Von den 144 Arten der in Deutschland registrierten Schlagopfer

kommen 61 Arten (auch) im Wald vor. Nachweise über ein tatsächlich erhöhtes Kollisionsrisiko an WEA im Wald im Vergleich zum Offenland fehlen allerdings bislang.

Durch die Auswertung des gegenwärtigen Kenntnisstandes zu den waldspezifischen Auswirkungen der WEA wurden besonders relevante waldspezifische Ursache-Wirkungs-Hypothesen abgeleitet, aus denen sich die im weiteren Vorhaben zu untersuchenden Fragestellungen ergaben.

Mögliche Umweltauswirkungen von WEA im Wald können als baubedingte, anlagebedingte und betriebsbedingte Auswirkungen klassifiziert werden. Zusammenfassend lassen sich für Vögel drei hypothetische Eingriffsfolgen formulieren, welche durch die Errichtung und den Betrieb von WEA im Wald hervorgerufen werden können:

- eine Veränderung der Brut- und Nahrungshabitate von Waldarten mit der Folge von Änderungen der Bestandszusammensetzung.
- Störungen, die bei empfindlichen Arten zu Vertreibungen, Einhaltung von Meidungsabständen und ggf. Brutplatzaufgabe führen. Auch hierdurch sind Veränderungen des Vogelbestands in der Umgebung der WEA zu erwarten.
- Kollisionen mit dem rotierenden Rotor, wovon insbesondere Arten mit fehlendem Meideverhalten und wenig wendige Großvögel betroffen sind.

Hieraus ergeben sich als wesentliche Untersuchungsparameter zur Überprüfung dieser Hypothesen die Größe, Zusammensetzung und räumliche Verteilung des Brutbestands, sowie die Anzahl der möglichen Kollisionsopfer. Die im Rahmen dieses Vorhabens durchgeführten Untersuchungen konzentrierten sich auf mögliche Veränderungen des Brutbestands. Umfassende und systematische Kollisionsopfersuchen wurden nicht durchgeführt.

Für dieses Forschungsprojekt wurden 2013 und 2014 Datenerhebungen zum Brutvogelbestand in insgesamt zwölf Windparks in den westdeutschen Mittelgebirgen durchgeführt. Es wurden drei Untersuchungsansätze gewählt: Das Before-After-Design (Vergleich des Windparkgebiets vor und nach Errichtung der WEA), das Impact-Reference-Design (Vergleich des Windparkgebiets nach Errichtung der WEA mit einem Referenzgebiet ohne WEA) und das Impact-Gradient-Design (Analyse eines Parameters nach Errichtung der WEA, z. B. Brutdichte in Abhängigkeit von der Entfernung zu den WEA). Das Before-After-Design ist allerdings nur eingeschränkt aussagefähig, da die Daten der Voruntersuchungen, die für die Genehmigungsverfahren der jeweiligen Windparks erhoben worden waren, in methodischer Hinsicht nicht vollständig mit den eigenen Daten vergleichbar sind.

Zur Erfassung und Auswertung des Brutvogelbestandes wurde die Methode der Revierkartierung angewandt. Die Erhebungen wurden jeweils von Ende März bis Ende Juni durchgeführt und umfassten verschiedene Untersuchungsräume: Siedlungsdichteflächen (gepaarte Probeflächen, Windpark/Referenz, Kartierung aller Vogelarten), 500-m-Radius um bestehende WEA (Kartierung ausgewählter Brutvögel), Referenzgebiet (nur 2014) in gleicher Größe zum 500-m-Radius um WEA (Kartierung ausgewählter Brutvögel), 1-3-km-Radius (Flugwegebeobachtungen von Groß- und Greifvögeln). Für die Auswertungen wurden entsprechend der verschiedenen Untersuchungsansätze ermittelte Reviere mit den Erwartungswerten verglichen und statistische Tests durchgeführt (z. B. Wilcoxon-Rangsummentest).

Die Ergebnisse zur Siedlungsdichte für alle Arten zeigen in 2013 etwas höhere Brutdichten und Artenzahlen in den Referenzflächen, 2014 sind die Werte zwischen windparknahen und -fernen Flächen ausgeglichener. Insgesamt lassen sich keine signifikanten Unterschiede in der Brutpaar-

dichte und der Artenzahlen zwischen windparknahen Waldflächen und Referenzflächen feststellen.

Hinsichtlich der Brutbestände ausgewählter Arten im 500-m-Radius wurden 2014 für keine Vogelart signifikante Unterschiede zwischen Windpark und Referenzgebiet festgestellt. Dies gilt auch für den Vorher-Nachher-Vergleich der Untersuchungsgebiete aus 2013 (allerdings mit methodisch bedingter eingeschränkter Aussagekraft). An zwei Standorten, die während der Bauzeit untersucht wurden, zeigten sich im Vergleich mit den Vorher-Daten und mit Daten aus Referenzgebieten bei einigen Arten Bestandsrückgänge, die möglicherweise auf den temporären Störungseinfluss des Baustellenbetriebes zurück zu führen sind (Unterschiede wg. der geringen Stichprobengröße jedoch nicht signifikant).

Im Hinblick auf die erste Hypothese lässt sich somit folgern, dass an die Rodungsflächen angrenzende Waldbereiche keine grundlegende Veränderung der Brutvogelzönosen zeigen.

Bei einer zusammenfassenden Betrachtung von fünf Spechtarten (ohne Buntspecht) ergab sich, dass die Brutdichte in den Referenzgebieten nahezu doppelt so hoch war wie in den 500-m-Radien um die sieben in 2014 untersuchten Windparks. Bei einer entfernungsbezogenen Auswertung (Impact Gradient) zeichnet sich bei dieser Artengruppe ein gewisser Einfluss der Windparknähe auf die räumliche Verteilung der Reviere bis zu einer Entfernung von ca. 250 m ab. Diese Ergebnisse sind jedoch auf der Basis der derzeitigen Datenlage statistisch nicht signifikant. Beim Mäusebussard bleibt die Anzahl der ermittelten Reviere im 500-m-Radius unter dem Erwartungswert aus den Referenzflächen, die Unterschiede sind jedoch ebenfalls nicht signifikant. Bei dieser Art ist der Einfluss der noch zu geringen Stichprobengröße besonders auffällig. In Bezug auf die zweite Hypothese zu Störungen, welche zu Veränderungen des Vogelbestands in der Umgebung der WEA führen können, ist eine belastbare Überprüfung somit für die meisten relevanten Arten derzeit nicht möglich.

Die Ergebnisse verdeutlichen die Bedeutung mehrjähriger Untersuchungen und ausreichender Stichprobengrößen. Erst durch die Zusammenfassung der Daten beider Untersuchungsjahre konnte das Fehlen signifikanter Unterschiede hinsichtlich der Gesamtsiedlungsdichte zwischen Windparkflächen und Referenzflächen statistisch belastbar nachgewiesen werden. An Waldstandorten bedarf es außerdem einer größeren Zahl an Untersuchungsgebieten als im Offenland, um zu ausreichenden Stichprobengrößen zu gelangen. Dies begründet sich beispielsweise durch niedrigere Brutpaardichten planungsrelevanter Arten im Vergleich zu solchen im Offenland. Außerdem ist ein erhöhter Zeitaufwand zur Vogelerfassung in Waldflächen zu berücksichtigen. Hieraus wird deutlich, dass Aussagen auf der Grundlage nur kurzer Untersuchungszeiträume und niedriger Stichprobengrößen nicht belastbar sind und zu falschen Schlüssen führen können. Insofern ist gegenwärtig festzuhalten, dass der Datenbestand nach zwei Untersuchungsjahren noch nicht ausreicht, umfassende bzw. abschließende Aussagen zu Auswirkungen von WEA auf waldbewohnende Vogelarten zu treffen.

0.1.2. Auswirkungen auf Fledermäuse

Der Bau von WEA im Wald kann Fledermäuse auf verschiedene Weisen beeinflussen. Zum einen kommt es zu einer Rodung von Waldflächen mit der Folge von Habitatveränderungen und möglichem Verlust von Lebensstätten. Zum anderen können Fledermäuse während des Betriebes von WEA direkt mit den sich bewegenden Rotorblättern kollidieren oder durch eine Verwirbelung im

Nahbereich der Rotorblätter tödlich verletzt werden. Während für WEA im Offenland bereits umfassende Erkenntnisse zum Auftreten von Fledermäusen in Gondelhöhe durch die RENEBAT-Forschungsvorhaben und weitere Studien vorliegen, ist das Auftreten von Fledermäusen an WEA über Wald bisher noch nicht systematisch untersucht worden. Ziel dieses Vorhabens war es daher, diese Wissenslücke so weit wie möglich zu verringern. Eine zentrale Frage war dabei, ob die an WEA im Offenland entwickelten Abschaltalgorithmen zur Vermeidung von Tötungen von Fledermäusen während des Anlagenbetriebs auch auf Waldstandorte übertragen werden können. Weiterhin sollte geprüft werden, inwieweit die aktuell üblichen Methoden der Voruntersuchung von Fledermäusen in WEA-Genehmigungsverfahren geeignet sind, ein Kollisionsrisiko an Waldstandorten zu prognostizieren. Zur Beantwortung dieser Fragen wurden keine eigenen Untersuchungen im Feld durchgeführt. Die Auswertungen sollten ausschließlich auf bestehenden Daten basieren, die bundesweit im Rahmen von Standortplanungen und häufig auch als Folge von Genehmigungsauflagen erhoben wurden.

Durch eine umfangreiche Recherche bei Projektentwicklern, Betreibern von WEA und auch Gutachtern wurden zahlreiche Datensätze zusammengetragen. Die Daten wurden in Hinblick auf ihre Plausibilität überprüft, im Einzelfall wurden z. B. bei der Bestimmung der Rufe seltener Arten offene Fragen durch die Rückkoppelung mit den Gutachtern geklärt. Da die Erfassungen der akustischen Aktivität in Gondelhöhe („Gondelerfassungen“) relativ gut standardisiert sind, konnte hier ein großer und homogener Datensatz gewonnen werden. Voruntersuchungen sind weniger standardisiert und wurden häufig auch weniger detailliert dokumentiert, so dass hier nur wenige Datensätze für eine übergreifende Auswertung verwendet werden konnten.

Für die Ergebnisse aus Gondelerfassungen wurde in dieser Studie der bisher vermutlich größte Datensatz an Gondelerfassungen für Deutschland (vermutlich auch weltweit) zusammengetragen. Insgesamt handelte es sich dabei um 193 Gondelerfassungen von 130 WEA aus 50 Windparks. Von diesen fanden 106 Gondelerfassungen an Offenlandstandorten und 87 an Waldstandorten statt. Der Datensatz wurde in die vier Regionen Norden (Niedersachsen und nördlicher Teil von NRW), Osten (Brandenburg, Sachsen, Sachsen-Anhalt und Mecklenburg Vorpommern), Süden (Baden-Württemberg und Bayern) und Westen (Rheinland-Pfalz, Hessen, Saarland) gegliedert. Im Norden und Osten waren Offenlandstandorte häufiger, im Westen die Waldstandorte. Neben einem Vergleich zwischen Offenland- und Waldstandorten in Bezug auf Fledermausaktivität, Artzusammensetzung, Regionalität und Phänologie wurde auch der Einfluss von meteorologischen Bedingungen untersucht. Hierbei wurden insbesondere die Arten Zwergfledermaus und Rauhautfledermaus und die Artgruppe der Nyctaloiden betrachtet, da diese in Gondelhöhe besonders häufig aufgezeichnet werden. Des Weiteren lagen aus der Region Westen für sieben Windparks im Wald Daten zu Gondelerfassungen und gleichzeitig auch aus Voruntersuchungen Daten zu Netzfängen und Transektbegehungen vor, deren Ergebnisse für die Frage der Prognose von Kollisionsrisiken hinsichtlich der Artzusammensetzung verglichen wurden. Weiterhin wurden die Daten einer Fallstudie, bei der über zwei Jahre an vier WEA im Wald parallel akustische Erfassungen am Turmfuß und in Gondelhöhe stattfanden, auf Unterschiede hinsichtlich Fledermausaktivität, Artzusammensetzung, Phänologie und Abhängigkeit von meteorologischen Bedingungen ausgewertet.

Die Ergebnisse dieser Studie zeigen, dass für den vorliegenden Datensatz die Unterschiede zwischen Wald- und Offenlandstandorten in Hinblick auf die Artzusammensetzung und die Höhe der Fledermausaktivität sehr gering ausfallen. Der Waldanteil im 500 m Radius hatte nur bei einer regionalen Betrachtung einen signifikanten Einfluss auf die Fledermausaktivität, mit einer signifi-

kant höheren Aktivität bei höherem Waldanteil für die Zwergfledermaus im Westen. Zudem wurden typische Waldfledermausarten der Gattungen *Myotis* und *Plecotus* in Gondelhöhe über Wäldern wie auch im Offenland vergleichbar selten aufgenommen.

Zwischen den verschiedenen Regionen gab es signifikante regionale Unterschiede der Häufigkeit von verschiedenen Arten und Artgruppen. Insgesamt war die Fledermausaktivität höher, je weiter eine WEA im Osten stand, was insbesondere auf eine signifikant höhere Aktivität von Nyctaloiden Richtung Osten zurückzuführen ist. Bei der Zwergfledermaus zeigte sich ebenfalls ein signifikanter Einfluss der Region auf die Aktivität, diese nahm von Süden nach Norden ab. Diese Ergebnisse zeigen, dass die Unterschiede in der Fledermausaktivität sowie in der Artzusammensetzung generell stärker durch regionale Unterschiede beeinflusst werden als durch Unterschiede zwischen Wald und Offenland. Unabhängig davon gibt es jedoch innerhalb der einzelnen Regionen standortspezifisch große Unterschiede in der Höhe der Fledermausaktivität, die sich allerdings nicht über die Wald-Offenland-Verteilung erklären lassen.

Die jahreszeitliche und nachtzeitliche Phänologie zeigte nur geringe Unterschiede zwischen Offenland- und Waldstandorten und auch zwischen den verschiedenen Regionen. Die höchste Fledermausaktivität fand für alle Arten und Artengruppen, in allen Regionen und unabhängig von Offenland oder Wald in den Monaten Juli bis September statt. Zwischen den betrachteten Arten und Artengruppen fallen jedoch deutliche Unterschiede in den jahres- und nachtzeitlichen Phänologien auf, die für alle Regionen und für Offenland und Waldstandorte vergleichsweise konsistent sind. So war die Aktivität der Zwergfledermäuse am breitesten über das Jahr gestreut, jedoch am stärksten auf den ersten Teil der Nacht konzentriert. Die Rauhautfledermaus trat besonders stark zeitlich konzentriert im Spätsommer und Herbst auf, jedoch dann vergleichsweise gleichmäßig über die Nacht verteilt. Die Nyctaloiden verhielten sich dazu jeweils intermediär. Regional zeigten sich leichte Verschiebungen im jahreszeitlichen Auftreten der verschiedenen Arten und Artgruppen, welche insgesamt jedoch deutlich geringer ausfielen als die Unterschiede zwischen den verschiedenen Arten und Artgruppen.

Die meteorologischen Bedingungen Windgeschwindigkeit und Temperatur in Gondelhöhe wirkten sich stark auf die gemessene Fledermausaktivität aus. Alle Arten und Artgruppen zeigten eine deutliche Präferenz für niedrige Windgeschwindigkeiten und hohe Temperaturen, wobei besonders die Zwergfledermaus die deutlichste Selektivität für hohe Temperaturen und wenig Wind zeigte. Auch zwischen den verschiedenen Regionen gab es diesbezüglich nur geringe Unterschiede. Die Ergebnisse dieser Studie konnten somit die bisherigen Erkenntnisse der Abhängigkeit der Fledermausaktivität von meteorologischen Bedingungen gut bestätigen.

Die Auswertung der zur Verfügung stehenden Gondelerfassungen zeigte, dass die Unterschiede in der Fledermausaktivität in Gondelhöhe zwischen Offenland- und Waldstandorten sehr gering sind und von regionalen und artspezifischen Unterschieden im Auftreten in Gondelhöhe übertroffen werden. Die Übertragbarkeit bisheriger Vermeidungsmaßnahmen vom Offenland in den Wald, insbesondere der im RENEBAT-Forschungsvorhaben entwickelten Abschaltalgorithmen, die zur Reduktion des Kollisionsrisikos entwickelt wurden und größtenteils auf Daten von Offenlandstandorten beruhen, ist auf Grundlage der vorliegenden Erkenntnisse gegeben. Eine Weiterentwicklung hin zu einer regionalen Anpassung von Abschaltalgorithmen, welche Unterschiede in der Artzusammensetzung und folglich im jahreszeitlichen Auftreten von Fledermausaktivität berücksichtigt, erscheint jedoch wichtig.

Beim Vergleich der Artzusammensetzung und Häufigkeit des Auftretens einzelner Fledermausarten bei Voruntersuchungen mit den Ergebnissen der nachgelagerten Gondelerfassungen zeigten sich sehr deutliche Unterschiede. Bei Netzfängen wurden hauptsächlich typische Waldfledermäuse der Gattungen *Myotis* und *Plecotus* nachgewiesen, die bei Gondelerfassungen, abgesehen von Einzelnachweisen, nicht dokumentiert wurden. Bei Detektorbegehungen auf Transekten an Waldstandorten wurden zum größten Teil Zwergfledermäuse nachgewiesen, die auch in den Gondelerfassungen den größten Anteil der Aktivität ausmachten, jedoch wurden die in Gondelhöhe am zweithäufigsten aufgezeichneten Nyctaloiden am Boden nur vereinzelt erfasst. Eine Übertragbarkeit der bei Netzfängen und Transektbegehungen an Waldstandorten gewonnenen Daten zu Aktivitätshöhe und Artzusammensetzung auf die Gondelhöhe ist daher nicht gegeben. Während diese Methoden für weitere wichtige Fragestellungen im Rahmen von Voruntersuchungen geeignet sind, z. B. dem Nachweis von Wochenstuben oder Balzquartieren zur Beurteilung des Lebensraumverlustes, erscheint eine Abschätzung des Kollisionsrisikos in Gondelhöhe unsicher. Entsprechend sind im Rahmen von Voruntersuchungen andere Methoden wie z. B. dauerhafte akustische Erfassungen an Messmasten in der Höhe oder zumindest die Erfassung an unmittelbar benachbarten Offenlandstandorten oder WEA zu empfehlen, wobei jedoch auch diese Methoden Einschränkungen unterliegen.

In der Fallstudie, bei der eine gleichzeitige akustische Beprobung am Turmfuß und in Gondelhöhe erfolgte, zeigte sich unten eine wesentlich höhere Fledermausaktivität als in der Höhe. Zudem traten besonders typische Waldfledermausarten der Gattungen *Myotis* und *Plecotus* am Turmfuß vergleichsweise häufiger auf, während sie in Gondelhöhe nur sehr vereinzelt aufgezeichnet wurden. Auch die jahreszeitliche Phänologie zeigte deutliche Unterschiede, wobei sie in Gondelhöhe stärker auf den Spätsommer konzentriert war als am Turmfuß. Die Temperatur in Gondelhöhe wirkte sich gleichermaßen auf die gemessene Fledermausaktivität in Gondelhöhe und am Turmfuß aus, mit steigender Temperatur wurde häufiger Fledermausaktivität verzeichnet. Mit steigender Windgeschwindigkeit in Gondelhöhe nahm dagegen nur die in Gondelhöhe gemessene Fledermausaktivität ab, während die Fledermausaktivität am Turmfuß unbeeinflusst blieb. Diese Ergebnisse zeigen, dass sich die Fledermausaktivität bezüglich Höhe, Artzusammensetzung und Phänologie in Bodennähe stark von der in Gondelhöhe unterscheidet. Eine Ableitung der Aktivität in Gondelhöhe aus bodennahen Erfassungen ist daher nur sehr eingeschränkt möglich.

0.1.3. Auswirkungen auf weitere waldspezifische Tierarten (Wildkatze)

Um Auswirkungen von Bau und Betrieb von WEA auf die Verbreitung und das Verhalten der Europäischen Wildkatze einschätzen zu können, wurde eine intensive Literaturrecherche durchgeführt. Direkte Studien, die sich mit dem Thema Wildkatze und Windenergie auseinandersetzen, wurden bis zum aktuellen Zeitpunkt noch nicht veröffentlicht. Daher wurde das Thema mithilfe spezifischer Literatur über die Wildkatze, verfügbaren Gutachten und Vergleichen zu anderen Arten beleuchtet.

Direkte Auswirkungen können sich für die Wildkatze durch den Bau der WEA ergeben, bei dem es zumindest bei Jungkatzen zu einem erhöhten Tötungsrisiko kommen kann. Kaum betroffen ist die Wildkatze von Beeinträchtigungen durch den Betrieb der WEA. Lediglich akustische Störungen oder der Schattenwurf der Rotoren könnten zu einer Meidung der näheren Umgebung der WEA führen.

Betroffen ist die Wildkatze jedoch von einem Lebensraumverlust durch den Bau von WEA, sowie dem Ausbau von Zufahrtswegen. Hier kann es zu einem direkten Verlust von Fortpflanzungsstätten, Ruheplätzen und Jagdhabitaten kommen. Aufgrund des relativ geringen Flächenbedarfs einer WEA in Relation zur Streifgebietsgröße wird der Lebensraumverlust für größere Säugetiere in der Literatur meist als vernachlässigbar bewertet. Hier muss jedoch der großräumige Zusammenhang betrachtet werden, damit eine Akkumulierung verschiedener Störfaktoren oder der Verlust eines Wildtierkorridors verhindert werden.

Außerdem ist die Wildkatze durch ein erhöhtes Störungspotential durch menschliche Tätigkeiten im Zusammenhang mit den WEA betroffen. Die Wildkatze gilt in der Literatur als störungssensible Art, jedoch gibt es bisher keine verlässliche Studie und nur wenige belegte Erkenntnisse zum Störungsverhalten der Wildkatze. Demnach muss während der Bauphase in einer Entfernung zwischen 200 und 900 m mit einer Beeinträchtigung der Wildkatzen gerechnet werden. Zudem kann sich auf ausgebauten Zuwegungen das Aufkommen von Spaziergängern (auch in Begleitung von Hunden), Radfahrern etc. erheblich erhöhen und damit zu weiteren Störung der Wildkatze beitragen. Mit regelmäßigen bzw. gut kalkulierbaren Störungen durch Menschen und menschliche Infrastruktur kann die Wildkatze zwar umgehen, doch nur solange Rückzugsmöglichkeiten in beruhigte Kernzonen vorhanden sind.

0.1.4. Auswirkungen auf Pflanzen und Biotope

In zwölf Windparks auf Mittelgebirgsstandorten wurden Biotoptypen an den Eingriffsflächen mehrerer WEA in unterschiedlichen Waldtypen erfasst und Artenlisten von Pflanzen auf den beanspruchten Flächen erstellt. Die Biotopkartierungen, die bereits im Rahmen der Genehmigungsverfahren erstellt wurden, dienten als Grundlage, um Veränderungen des Schutzgutes Pflanzen ermitteln und bewerten zu können. Weiterhin wurde eine Vielzahl Landschaftspflegerischer Begleitpläne ausgewertet, um den durchschnittlichen flächenmäßigen Umfang der Waldinanspruchnahme durch die Errichtung von Windparks im Wald insgesamt, den Anteil von dauerhafter zu temporärer Waldinanspruchnahme, die dabei auftretenden Spannen sowie zeitliche Entwicklungstendenzen zu ermitteln.

Die Biotopkartierungen zeigen, dass für den WEA-Bau größtenteils Nadelwald mittlerer Ausprägung und mittlerer Wertstufe (seltener auch hochwertiger Laubwald) in Anspruch genommen wird. Bereits kurzfristig – ein bis wenige Jahre nach der Errichtung der WEA - konnten auf den unversiegelten Flächen wieder vergleichbare Wertstufen wie vor dem Anlagenbau erreicht werden. Diese bestanden in erster Linie aus Saumstrukturen sowie Lichtungs- und Ruderalfluren, aber auch aus Anpflanzungen von Gehölzen und Ansaaten (Gräser, Kräuter). Bei etwas älteren Standorten (6 bis 13 Jahre) erreichen die Biotopwerte auf diesen Teilflächen in der Regel mittlere Wertstufen. Auf einem gewissen Flächenanteil entstehen bei jeder WEA-Errichtung geringwertige Biotoptypen (versiegelte Flächen), welche dauerhaft jedoch nur kleinräumig bestehen bleiben. Vielfach werden Montageflächen nach der Bauphase entsiegelt und können sich somit zu höherwertigen Biotoptypen entwickeln. Die Ermittlung der einzelnen Pflanzenarten auf den Eingriffsflächen zeigt, dass sich insbesondere durch natürliche Sukzession zunächst – teilweise artenreiche – Krautfluren entwickeln, die allmählich von Gebüschen und Vorwaldstadien abgelöst werden. Die Schotterflächen zeichnen sich als Sonderstandort – trotz des geringen Biotopwertes – zum Teil durch einen hohen Artenreichtum und das Vorkommen spezialisierter Rote Liste-Arten aus. Auf den angesäten Flächen wurden dagegen wenige Arten mit hohen Deckungsgraden erfasst.

Pro WEA mit heute gängiger Größe werden derzeit durchschnittlich knapp unter 0,7 ha Wald dauerhaft oder temporär gerodet. Die Spanne der Flächeninanspruchnahme reicht hierbei von 0,4 ha bis 1,4 ha pro WEA. Etwas mehr als die Hälfte der gerodeten Fläche bleibt dabei dauerhaft baumfrei, der Rest wird i. d. R. der Sukzession überlassen bzw. neu bepflanzt. Bei einer chronologischen Betrachtung zeichnet sich eine steigende Entwicklung der Gesamtwaldinanspruchnahme ab.

0.1.5. Auswirkungen auf die Erholungsfunktion (Schutzgut Mensch)

Während die Erholungsfunktion zwar im Regelfall nicht materiell zulassungsrelevant ist, ist diese im Einzelfall insbesondere im Hinblick auf die Akzeptanz von Projekten und auch generell von WEA auf Waldstandorten relevant.

Zwar gibt es mittlerweile einige Studien zur Akzeptanz und Wahrnehmung von WEA in Mittelgebirgslandschaften, waldspezifische empirische Erhebungen zu Auswirkungen auf die Erholungsfunktion sowie waldspezifische Akzeptanzuntersuchungen fehlen bislang. An diesem Punkt setzt eine Bachelorarbeit an, die im Projektzeitraum an der TU Berlin betreut wurde. Kern der Arbeit bilden schriftliche Befragungen von Erholungssuchenden in Waldgebieten des hessischen und rheinland-pfälzischen Westerwaldes sowie Bewohnern der Stadt Wetzlar und Umgebung zu ihren Einstellungen, Wahrnehmungen und zur Akzeptanz von WEA im Wald. Insgesamt konnten 444 Fragebögen in die Auswertung einbezogen und die Ergebnisse in Relation zum aktuellen Stand des Wissens gesetzt werden.

Die Ergebnisse zeigen, dass die Befragten einerseits der Windenergie allgemein eine hohe Bedeutung beimessen, andererseits jedoch auch dem Wald, u. a. zur Erholung. Gegenüber der hohen Zustimmung zur Windenergie allgemein war die Befürwortung eines Ausbaus der Windenergie auf Waldstandorten bei den Befragten jedoch herabgesetzt, wenngleich immer noch 40 % der Befragten einem Ausbau der Windenergie im Wald positiv gegenüber eingestellt sind. Der Besuch von Wäldern mit WEA erschien bei den Befragten einerseits zu einer erhöhten Zustimmung zu einem weiteren Ausbau zu führen, andererseits erhöht sich jedoch auch die Zahl derjenigen, die einen weiteren Ausbau im Wald entschieden ablehnen.

Wenngleich sich nahezu die Hälfte der Befragten überhaupt nicht von WEA im Wald gestört fühlte, scheinen sich jedoch Besucher von (bewaldeten) Mittelgebirgslandschaften insgesamt stärker gestört zu fühlen als Besucher im Flachland der Küstenregionen. Es ist allerdings nicht unwahrscheinlich, dass sich diesbezüglich zukünftig Gewöhnungseffekte positiv auswirken, da Windenergieprojekte auf Waldstandorten gegenüber denen im Flachland noch vergleichsweise jung sind. Während manche Menschen Wälder mit WEA eher zu meiden scheinen und zur Erholung auf Wälder ohne WEA ausweichen, suchen zahlreiche Menschen Wälder mit WEA auch weiterhin zur Erholung auf.

Die ermittelten Tendenzen und aufgeworfenen Thesen müssten im Rahmen von vertieften, sozialwissenschaftlichen Standards genügenden Studien weiter untersucht werden.

0.1.6. Auswirkungen auf weitere Schutzgüter

Bei der Errichtung von WEA auf Waldstandorten kommt es zur Abtragung und Umlagerung von Bodenmaterial für das Fundament sowie je nach Geländemorphologie Bodenauf- bzw. -abtrag für

die Kranstellfläche und die Zufahrt. Weiterhin kann es zur Bodenverdichtung durch Baufahrzeuge und Bodenkontamination durch baubedingte Stoffeinträge kommen. Eine maßgebliche anlagebedingte Auswirkung von Windenergieprojekten auf das Schutzgut Boden stellt die dauerhafte Flächeninanspruchnahme dar. Diesbezüglich wurden 69 Landschaftspflegerische Begleitpläne von Windenergieprojekten im Wald ausgewertet.

Für Windkraftprojekte auf Waldstandorten mit derzeit üblichen Anlagengrößen und -höhen erfolgt demnach durchschnittlich eine dauerhafte Inanspruchnahme von Boden in Höhe von ca. 0,4 ha pro Anlage. Nur etwa ein Zehntel dieser Fläche ist vollversiegelt (bis auf Einzelfälle ausschließlich durch das Turmfundament). Den weitaus größeren Anteil der Flächen machen teilversiegelte Flächen, wie der Kranstellplatz sowie die zu verbreiternden bzw. neu zu erstellenden Zufahrten aus. Auf die Kranstellfläche entfallen dabei durchschnittlich rund 0,2 ha pro WEA (Spanne von 0,1-0,3 ha), auf die Zufahrt durchschnittlich 0,15 ha pro WEA (Spanne von 0,02-0,34 ha). Es zeigt sich, dass das Maß der Bodeninanspruchnahme maßgeblich von der bereits vorhandenen Erschließung des Vorhabengebietes abhängt. Ferner zeigt sich, dass sich mit steigender Anlagengröße in den letzten zehn Jahren auch das Maß der dauerhaften Bodeninanspruchnahme erhöht hat. Während sich der Durchschnittswert pro Anlage in diesem Zeitraum ungefähr verdoppelt hat, liegt die relative Steigerung pro Megawatt Nennleistung mit lediglich 50 % deutlich niedriger.

Beeinträchtigungen des Schutzgutes Wasser durch die Errichtung von WEA im Wald können insbesondere dann eintreten, wenn im Bereich der zu errichtenden WEA bzw. der Zufahrtswege Still- oder Fließgewässer (z. B. Waldseen oder -bäche) oder Quellen betroffen sind. Durch eine entsprechende Standortwahl können jedoch bau-, anlage- und betriebsbedingte Konflikte zumeist vermieden bzw. auf ein unerhebliches Maß vermindert werden. Gleiches gilt für mögliche Risiken für das Grundwasser.

Mit Auswirkungen auf das Klima ist insbesondere bei der Etablierung von WEA in vormals geschlossenen Waldkörpern zu rechnen. Im Falle der Schaffung von Offenlandflächen im Wald durch Rodungen kann sich das Mikroklima zumindest lokal und kleinflächig verändern. Baubedingt kann es temporär und lokal zur Beeinträchtigung der Luftqualität durch Abgasemissionen von Baufahrzeugen kommen. Beide Auswirkungen werden auf Grundlage des gegenwärtigen Kenntnisstandes in der Gutachterpraxis nicht als erheblich eingeschätzt.

Sowohl zum Schutzgut Klima als auch zum Schutzgut Wasser wurden im Forschungsprojekt keine eigenen Untersuchungen durchgeführt.

0.1.7. Maßnahmen zur Konfliktbewältigung

Als Grundlagen einer sachgerechten Konfliktbewältigung bei Windenergieprojekten im Wald wurden zunächst die rechtlichen und fachlichen Anforderungen an die unterschiedlichen Maßnahmentypen zur Konfliktbewältigung im Rahmen der Genehmigung zusammengefasst.

Um die derzeitige gutachterliche Praxis der Konfliktbewältigung auf Genehmigungsebene möglichst umfassend abbilden zu können, wurden umfangreiche Recherchen und Anfragen bei Projektierern und Gutachtern unternommen, um Landschaftspflegerische Begleitpläne, Umweltverträglichkeitsstudien und faunistische Fachgutachten zu erhalten. Insgesamt konnten Gutachten aus den Jahren 2003 bis 2014 für 69 auf Waldstandorten realisierte Windenergieprojekte mit insgesamt 374 WEA von 19 Projektierern gewonnen werden. Dies deckte zum einen ca. die Hälf-

te der bis dato in Deutschland realisierten WEA im Wald ab, zum anderen konnte so auch die reale Verteilung der Projekte über die Bundesländer recht gut abgebildet werden.

In einem nächsten Schritt wurden die zur Verfügung gestellten Gutachten ausgewertet. Dies erfolgte hinsichtlich allgemeiner und schutzgutspezifischer Vermeidungs- und Verminderungsmaßnahmen, artspezifischer Maßnahmen zur Vermeidung des Eintritts artenschutzrechtlicher Verbotstatbestände und CEF-Maßnahmen (continious ecological functionality-measures, insbesondere für Vögel, Fledermäuse und Wildkatze) sowie multifunktionalen und schutzgutspezifischen Kompensationsmaßnahmen im Sinne der Eingriffsregelung. FCS (favourable conservation status) - Maßnahmen fanden sich in keinem der Vorhaben.

Die die im Fokus des Projektes stehenden Tierarten(-gruppen) betreffenden Vermeidungs-, Verminderungs- und CEF-Maßnahmen wurden in einem weiteren Arbeitsschritt vertiefend betrachtet. Eine Auswertung der Landschaftspflegerischen Begleitpläne (LBPs) hinsichtlich des Maßnahmenzwecks und Details der Maßnahmenausführung, der Häufigkeit, der geografischen Lage der Projektstandorte, der Anzahl der Gutachterbüros und den Erstellungsjahren der Gutachten sollte neben der Darstellung der Gutachten-Praxis Aufschluss über mögliche bundesland- oder gutachterspezifische Besonderheiten sowie etwaige zeitliche Trends liefern. Um die Maßnahmen in den Kontext zu derzeitigen Vorgaben und Empfehlungen bestehender Leitfäden und Erlasse der Länder sowie in den Kontext zum maßnahmenspezifischen wissenschaftlichen Erkenntnisstand bzw. Diskurs zu stellen, wurden ergänzend Leitfäden und Erlasse sowie peer-reviewte und graue Literatur recherchiert, ausgewertet und die maßnahmenspezifischen Inhalte dokumentiert. Zu einzelnen Maßnahmentypen lagen zudem Monitoringberichte vor.

In einem letzten Schritt wurde auf Basis der Auswertungs-Ergebnisse unter Einbeziehung der im Rahmen des Forschungsprojektes generierten empirischen Erkenntnisse sowie dem Fachwissen der Forschungsnehmer eine fachliche Einordnung der vertieft betrachteten Maßnahmen vorgenommen. Diese spiegelt sich auch in den jeweiligen Planungsempfehlungen wider.

Schutzgutübergreifend wurde auf Vermeidungs- und Verminderungsmaßnahmen der natur- und artenschutzbezogenen Projektoptimierung in Form des Verzichts auf WEA, der Standortwahl und des Micropositings, der Bauzeitenoptimierung und der Umweltbaubegleitung näher eingegangen. Arten(gruppen)spezifisch wurden insgesamt 24 Maßnahmentypen vertieft betrachtet, darunter zwei standortbezogene, acht bauzeitbezogene, acht anlagebezogene sowie sechs betriebsbezogene. Weiterhin wurden für Vögel, Fledermäuse und Wildkatze jeweils drei, z. T. kombiniert angewandte, CEF-Maßnahmentypen vertieft diskutiert.

Die Ergebnisse zeigen, dass zur Vermeidung und Verminderung von Konflikten und Beeinträchtigungen verschiedener Schutzgüter, einschließlich der Vermeidung artenschutzrechtlicher Konflikte der Projektoptimierung auf Zulassungsebene eine zentrale Rolle zukommt. Auf Grundlage fachlich hinreichender Bestandsuntersuchungen im Vorfeld sowie einer Umweltbaubegleitung können die kleinräumige Modifizierung der Anlagenstandorte und der Anlagenanordnung, kleinräumige Verschiebungen und ggf. der Verzicht auf einzelne WEA, eine Verringerung der Flächeninanspruchnahme sowie artspezifisch sinnvolle Bauzeitoptimierungen und Schutzmaßnahmen vorgenommen werden.

Anlagenbezogen erscheint zum Schutz für Greifvögel eine Verringerung der Attraktivität von WEA-Flächen als Nahrungshabitate auch auf Waldstandorten sinnvoll. Betriebseinschränkungen der WEA stellen derzeit die einzig nachweislich wirksame Maßnahme zur Reduzierung von Fledermauskollisionsopfern dar und können darüber hinaus zum Schutz von Greifvögeln und ggf.

ziehenden Kranichen sinnvoll sein. Ablenkungs- und Weglockungsmaßnahmen können in Einzelfällen zum Schutz von Greifvögeln eingesetzt werden, sollten jedoch aufgrund bestehender Prognoseunsicherheiten mit einem begleitenden Monitoring versehen werden. Von einem Einsatz von Schädlingsbekämpfungsmitteln und Herbiziden zur Pflege der WEA-Flächen in der Betriebsphase sollte vorsorglich abgesehen werden, um das Vergiftungsrisiko für Greifvögel und Wildkatze zu minimieren.

Bei einigen in der Praxis vorgeschlagenen anlagen- und betriebsbezogenen Minderungsmaßnahmen besteht noch expliziter Forschungsbedarf hinsichtlich ihrer Wirksamkeit. Einzelne Maßnahmen konnten auch als fachlich ungeeignet bzw. nicht erforderlich eingestuft werden. Z. B. ist es bislang nicht nachgewiesen, dass die an Offenlandanlagen vorgenommene Einfärbung des unteren Turmbereichs auch im Wald zum Schutz von Vögeln sinnvoll ist. Eine Minderung des Kollisionsrisikos für Vögel durch die farbliche Markierung der Rotorblätter ist bislang ebenfalls nicht nachgewiesen und auch eine Anpassung der Flugsicherheitsbefeuerung scheint aus Vogel- und Fledermausschutzgründen vor dem Hintergrund des aktuellen Wissensstands nicht angezeigt.

Von einer wirksamen Verminderung des Kollisionsrisikos für Fledermäuse in der Höhe durch eine unattraktive Gestaltung der Flächen um die WEA, die temporäre Abschaltungen überflüssig machen, ist kaum auszugehen. Abdichtungen der WEA-Gondel zum Fledermausschutz haben sich mittlerweile als nicht erforderlich erwiesen.

Vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen für den Verlust von Lebensstätten (CEF-Maßnahmen) wurden insgesamt nur in einem Viertel der Vorhaben von den Gutachtern für notwendig erachtet. Nahezu ähnlich häufig wurden jedoch identische Maßnahmen(-kombinationen) als Kompensationsmaßnahmen realisiert. Als besonders erfolgversprechende CEF-Maßnahmen konnten der Nutzungsverzicht von Waldflächen mit älterem Baumbestand zur mittelfristigen Erhöhung des Angebotes an natürlichen Lebensstätten in Kombination mit der Schaffung künstlicher Fortpflanzungs- und Ruhestätten (Nistkästen, Fledermauskästen, künstliche Fortpflanzungsmöglichkeiten für die Wildkatze) zur Überbrückung des bestehenden Defizits ausgemacht werden.

0.1.8. Planungs- und Zulassungsempfehlungen

Auf Grundlage der im Forschungsprojekt gewonnenen Erkenntnisse und zusammengetragenen Informationen werden abschließend Planungs- und Zulassungsempfehlungen zu Untersuchungsmethoden für die Arten(gruppen) Vögel, Fledermäuse und Wildkatze, zur Vermeidung und Minimierung der Auswirkungen durch WEA im Wald sowie zu CEF- und Kompensationsmaßnahmen für WEA im Wald abgeleitet.

Für die Untersuchung der Vögel in einem Zulassungsverfahren wird grundsätzlich empfohlen, den Aufwand für die Bestandserfassung gezielt auf diejenigen Arten/Artengruppen zu fokussieren, für die von einer eingriffstypenspezifischen Betroffenheit ausgegangen werden kann. Auf Grundlage der vorliegenden Untersuchungsergebnisse wird eine aufwändige quantitative Erfassung der Singvogelzönose nicht für erforderlich gehalten (abgesehen von Rote Liste-Arten). Stattdessen sollten sich die Erfassungen auf die Artengruppen der Greif- und Großvögel, Spechte und Eulen sowie besonders empfindliche und/oder gefährdete Arten konzentrieren. Für diese Artengruppen wird eine möglichst genaue Erfassung unter Berücksichtigung der artspezifischen Anforderungen an die optimalen Untersuchungsmethoden empfohlen. Darüber hinaus können bei möglichen Vorkommen von Arten wie Raufußhühnern, Kranich, Schwarzstorch oder einer Reihe von Greifvo-

gelarten zusätzliche Raumnutzungsanalysen für die Ermittlung von Brutplätzen und wichtigen Funktionsräumen sowie Flugkorridoren notwendig werden.

Aufgrund der festgestellten stark eingeschränkten Übertragbarkeit von Daten zur Fledermausaktivität in Bodennähe auf die relevante Höhe im Rotorbereich sollten in Voruntersuchungen nach Möglichkeit dauerhafte akustische Erfassungen an Messmasten in der Höhe oder an unmittelbar benachbarten WEA erfolgen. Netzfänge und Transektkartierungen mittels Detektoren sind für weitere wichtige Fragestellungen im Rahmen von Voruntersuchungen geeignet, z. . dem Nachweis von Wochenstuben oder Balzquartieren zur Beurteilung des Lebensraumverlustes. Im Hinblick auf das Kollisionsrisiko ist letztlich ist nur mit einer Gondelerfassung nach Errichtung der Anlagen eine adäquate Erfassung der Fledermausaktivität in der relevanten Höhe und eine Ableitung ggf. notwendiger Vermeidungs- und Minimierungsmaßnahmen in Form von standortspezifischen Abschaltalgorithmen möglich.

Als Maßnahmen zur Vermeidung und Minimierung der Auswirkungen durch WEA im Wald werden insbesondere die Lenkung der Windkraftentwicklung in möglichst konfliktarme Räume (Macrositing), die kleinräumige Standortoptimierung (Micrositing) und der Einsatz einer Umweltbaubegleitung empfohlen. Darüber hinaus konnten folgende Empfehlungen aus den Ergebnissen des Forschungsvorhabens abgeleitet werden:

- Rodungs- und Bauzeitenoptimierung (zugunsten der Vögel, Fledermäuse und der Wildkatze),
- Vermeidung von Attraktionswirkungen im Windpark sowie Maßnahmen zur Weglockung von Vögeln,
- Betriebseinschränkungen zugunsten der Vögel und Fledermäuse sowie Wartungseinschränkungen zugunsten der Wildkatze,
- Empfehlungen zur Rekultivierung temporär genutzter Flächen im Wald.

Beeinträchtigungen der verschiedenen Schutzgüter durch WEA im Wald lassen sich vor allem durch die Schaffung naturnaher ungenutzter Waldflächen mit einem hohen Alt- und Totholzanteil ausgleichen bzw. kompensieren. Für eine vorgezogen wirksame Bereitstellung neuer Lebensstätten bieten sich für einige Arten künstliche Nest- bzw. Quartierangebote (z. B. Nist- und Fledermauskästen, Horstunterlagen, künstliche Geheckmöglichkeiten) an, die der zeitlichen Überbrückung bis zur vollen Funktionsfähigkeit der Habitate in den aus der Nutzung genommenen Waldflächen dienen.

0.1.9. Weiterer Forschungsbedarf

Obwohl durch das Forschungsvorhaben der Kenntnisstand zu den Auswirkungen von WEA im Wald und der planerischen Konfliktbewältigung für die betrachteten Schutzgüter aufbereitet und verbessert werden konnte, besteht zum Teil beträchtlicher weiterer Forschungsbedarf.

In Bezug auf Vögel hat sich gezeigt, dass gerade im Wald ein langer Erfassungszeitraum und die Einbeziehung möglichst vieler Untersuchungsgebiete notwendig sind, um den Stichprobenumfang soweit zu vergrößern, dass statistisch belastbare Aussagen auch für Arten mit geringen Brutpaardichten möglich werden. Für einige Artengruppen wie z. B. die Spechte besteht daher ein dringender Bedarf an weiteren Untersuchungen, da die in dem vorliegenden Projekt gewonnenen Ergebnisse mögliche bislang noch nicht bekannte Beeinträchtigungen aufzeigen, die aber noch nicht hinreichend abgesichert sind. Die vorliegenden zweijährigen Untersuchungen können daher

für eine Reihe von Arten nur als Basis für weitere umfangreichere Forschungsanstrengungen angesehen werden.

Bei den Fledermäusen hat sich der große Nutzen einer umfangreichen Datenbank gezeigt, die standardisiert erfasste Aktivitätsdaten in Gondelhöhe aus verschiedenen Regionen Deutschlands einer Metaanalyse unterzieht und so sehr aussagekräftige und weitgehende Auswertungsmöglichkeiten schafft. Es empfiehlt sich daher, die in dem vorliegenden Projekt geschaffene Basis für den Aufbau einer umfassenden bundesweiten Datenbank zu nutzen. Zudem ist der kleinräumige Zusammenhang zwischen der Habitatausstattung im Umfeld der WEA und der in Gondelhöhe gemessenen Fledermausaktivität noch nicht hinreichend untersucht. Weitere Untersuchungen hierzu könnten die Vorhersage der zu erwartenden Fledermausaktivität deutlich verbessern. Eine grundlegende Frage ist der Effekt von Verlusten an WEA auf Fledermauspopulationen, zum einen im Umfeld der WEA, zum anderen aber auch bei ziehenden Arten.

In Bezug auf die Wildkatze sollte der Schwerpunkt weiterer Untersuchungen auf der Entwicklung einheitlicher und allgemein anerkannter Nachweismethoden sowie der Mehrung des Wissens zum Störungsverhalten durch WEA liegen.

Bei den vorgestellten Maßnahmen zur Vermeidung und Verminderung bzw. Kompensation von Beeinträchtigungen besteht in vielen Fällen noch Forschungsbedarf hinsichtlich ihrer tatsächlichen Wirksamkeit.

0.2. Summary

As a consequence of targets set by the German government's energy policy, more and more forested areas well beyond the north German lowlands are now being considered as sites for wind turbines. Federal states with extensive areas of forest (above the national average) such as Hesse, Rhineland-Palatinate, Brandenburg, Bavaria, Saarland and Thuringia in particular, have no choice but to consider using forest locations to a certain extent. As far as the impact of wind turbines on forest dwelling species and the ecosystems in general is concerned, it can be said that our knowledge base has many gaps.

The overall priority of this project is, therefore, to raise the current level of our knowledge of the specific impacts of wind turbines in forests, as well as to explore possible planning strategies. The investigations focused on birds and bats but also took other natural assets and species into account (in particular plants and biotopes, wild cats, soil, climate and humans). However, purely aesthetic impact on the landscape was not assessed.

To this end the following approaches were used:

- Collection of empirical data on bird populations in existing wind farms and comparison with data from pre-construction studies and our own data from reference areas.
- Comprehensive evaluation of bat data gathered from acoustic monitoring at the nacelle in existing wind farms.
- Collection of empirical data on biotopes and plant species in existing wind farms and comparison with data from pre-construction studies.
- Review of relevant literature on the impacts on other natural assets and species.

- Evalutation of reports, guidelines and specialist literature on strategies for impact management.
- Development of recommendations for resolving conflicts.

0.2.1. Impact on birds

In order to assess the current state of knowledge on the impacts of forest wind farms on bird life, a thorough review of the relevant literature was carried out. “Disturbance and displacement”, “collision risk”, “direct loss of habitat” and “barrier effect” were found to be the most significant impact factors. In the context of forest locations, the literature review focused on the impact factors “disturbance and displacement” and “collision risk” for specific species of breeding birds. As far as migratory species were concerned, the assumption was made that there is not a substantial difference between the reaction of these species to wind turbines located in forests or in open country.

Despite the increase of our knowledge about the impacts of wind turbines on birds, the gaps in this knowledge base are still much greater for forest locations than for open country sites. In fact, there is currently not a single study which examines the overall impacts of wind turbines on forest bird populations. Initial indications and results for individual species (black grouse, woodcock and nightjar) are all that is available. Consequently, the literature and guidelines issued by some German federal states only give generalized descriptions of the impacts of forest wind turbines or they base their findings on available data from open country sites. Thus, the assumption is made that the silhouettes and rotor movement of wind turbines in forests as well as the operational noise and casting of shadows can cause avoidance behavior in birds. Over and above this, the site construction itself can cause indirect disturbance. In some instances, it is suspected that forest birds can be affected to a greater extent than birds in open habitats on the grounds that forests are often more naturally intact and that, thus, the birds concerned could be more sensitive to disturbances. In Germany, bird species that should be given particular consideration when planning wind turbine sites due to their more marked avoidance behavior or sensitivity to disturbance are listed in guidelines and directives issued by the federal states. These species include, amongst others, forest-dwelling raptors and owl species, grouse and black stork. However, the type and extent of impact can be very species-specific. There are, for example, species that are vulnerable to disturbance and collision and, on the other hand, species that only show sensitivity to one of these factors. The acoustic impact of forest-sited turbines on birds has scarcely been examined, although species which live in areas of dense vegetation are much more dependent on acoustic signals. The noise of wind and foliage in a forest creates a natural acoustic background. Forest birds use a natural acoustic window for their calls and song and are, therefore, particularly susceptible to any masking effects caused by extraneous noise in this frequency range. However, to date, no estimates and measurements are available on the actual range of sounds from wind turbines in forests and it is, therefore, impossible to reach any clear conclusions about the impact on breeding birds.

With respect to collision risk too, most information is derived from studies of open country sites. There are currently very few studies available from Germany’s densely-forested central mountain zone and, moreover, there are large gaps in our knowledge of the collision risk of forest dwelling species so that, often, only inferences by analogy can be drawn. The results from German and international studies show that large raptors and other thermal gliders are amongst the species

with the highest risk of collision. These include griffon vulture, golden eagle, red kite, white-tailed sea eagle and common buzzard. Larger, less agile species which demonstrate no avoidance behavior and fly at rotor-blade height are therefore, obviously, at a greater risk of collision. The literature states that the risk of collision is, largely, species-specific (behavior, phenology) but that location-specific factors (habitat, topography, availability of food) as well as factors specific to wind farms (layout of turbines, visibility) are also being considered. Open areas in forests such as those created by storm-felled trees can, possibly, attract raptors, if they offer good hunting conditions. It is also assumed that there is an increased risk of collision above forested areas. As the wind turbines themselves are higher than usual and have a larger rotor-length, more rotor-height flight activity can occur, depending on the specific site and its location with respect to important habitat areas that the birds use. Large breeding bird species such as storks and raptors, for example, carry out their territorial, display and thermal flights as well as longer passage flights at these heights. Of the 144 species so far registered as collision victims in Germany, 61 of them are – at least partly – forest dwellers. However, it must be said, that so far no evidence exists of increased collision risk at forest turbine sites compared to open country sites.

Based on the evaluation of the current evidence on the forest-specific impact of wind turbines, cause and effect hypotheses were inferred, which focused exclusively on forest-specific factors. These were then used as a basis for further enquiry.

The range of possible environmental impact of wind turbines in forests fall into three categories: caused by construction activities, wind-turbine specific and operational. In summary, there are three hypothetical impacts which can be caused by the construction and operation of wind turbines in forests:

- Changes to nesting and feeding habitats of forest species with consequent impacts on relative species abundance.
- Disturbance which can lead to displacement of sensitive species, avoidance behavior or abandonment of nesting sites. Here too, changes to the bird population in the vicinity of wind turbines are to be expected.
- Collisions with turning rotor blades – birds which exhibit no avoidance behavior or are not so agile have a disproportionately high risk.

Consequently, three main parameters are used to test the hypothesis: The size, the composition and spatial distribution of the breeding population as well as the number of collision victims. The studies carried out for this project focused only on possible changes to the breeding populations. Thorough and systematic searches for collision victims were not carried out.

For this research project, data on breeding populations in a total of twelve wind farms in the west- German central mountain zone were collected in 2013 and 2014. Three different approaches were chosen: The Before-After-Design (comparison of a wind farm area before and after construction of the wind turbines), the Impact-Reference-Design (comparison of the wind farm area after completion with a reference area without a wind farm) and the Impact-Gradient-Design (analysis of a single parameter after construction of the turbine e.g. breeding density in relation to distance from the turbine). The Before-After-Design is, however, only of limited reliability as the data from the pre-construction studies, which were carried out for the approval process, are not directly comparable, as partly different methodologies were used.

The territory mapping method was used to record and evaluate breeding populations. The data were gathered, in each case, from the end of March to the end of June using various different

study areas: relatively small population density areas (pairs of test areas, wind farm/reference area, mapping of all species), 500m radius around existing wind turbines (mapping of selected breeding species), 1-3 km radius (flight path observations of large species and raptors). In each case, results from the areas examined were compared with predicted values in accordance with the approaches listed above and statistical tests were carried out (e.g. Wilcoxon-signed-rank-test).

The population density results for all species show a slightly higher breeding density and species numbers in the reference areas in 2013, whereas in 2014 the figures for areas adjacent to and distant from wind farms show greater convergence. Overall, no significant differences in nesting-pair densities and species numbers were identified between forest areas adjacent to and distant from wind farms.

None of the selected species breeding within a 500 m radius demonstrated any significant differences between the wind farm and the reference area. The same is true of the before-after comparison of the areas in 2013 (with, of course, limited reliability due to partly differing methodologies). In two locations which were studied during the construction phase, population decline for some species was recorded in comparison to data gathered before construction and data from reference areas. It is possible that this can be attributed to the temporary disturbance of the construction work (due to the small sample size, however, the differences cannot be said to be significant).

With respect to the first hypothesis, it can be concluded that no significant shift in the overall breeding density and the species composition occurred in the forest areas adjacent to the deforested areas.

Pooling the data of five woodpecker species (excluding the greater spotted woodpecker) showed that the population density in the reference areas was nearly twice as high as in the 500 m radius area around the seven wind farms examined in 2014. An impact gradient analysis of this species group showed a certain impact of wind farm proximity on the spatial distribution of their territories up to a distance of 250 m. These results are not, however, given the current data base, statistically significant. For the buzzard, the number of territories counted in the 500 m radius was less than that based on prognoses from the reference areas. These discrepancies are so far similarly insignificant. In the case of this species, the insufficient sample size is particularly conspicuous. In respect of the second hypothesis (disturbance which could lead to population changes in the vicinity of wind turbines) no reliable conclusions can currently be drawn for the species in question.

The results underscore the importance of carrying out long-term studies with sufficient sample sizes. Only after the pooling of the data of the breeding density of all species from both survey years, it was possible to demonstrate the lack of significant differences between the wind farm and reference areas with statistical reliability. Moreover, a larger number of survey areas are required in forest locations than in open country in order to reach a sufficient sample size. This is due to the lower breeding pair density of relevant species in comparison to open country sites. Surveys in forested areas are also more time-consuming and this must be taken into account. It can be concluded therefore, that evidence based on short-term studies and small sample sizes cannot be reliable and can, moreover, lead to false inferences. Thus, it can currently be asserted that the date base after two years of investigation is not yet substantial enough to allow conclusive statements about the impact of wind turbines on forest bird species to be made.

0.2.2. Impact on bats

The construction of wind turbines in forests can affect bats in various ways. The clearance of forest changes bats' habitats and can lead to the loss of roosting sites. Furthermore, during operation of wind turbines, bats can collide with the rotor blades or be fatally injured by the turbulence in their direct vicinity. Whereas comprehensive data on bat activity at nacelle height for wind turbines in open country has already been provided, amongst other studies, by the RENEBAT research project, no such systematic studies of bat activity around wind turbines in forests exist. The aim of this project was, therefore, to fill as many of the gaps in our knowledge as possible. A central question was to what extent the curtailment algorithms developed to prevent bat fatalities during the operation of wind turbines in open country are transferable to forest locations. A further aim of the project was to examine whether the conventional methods used in pre-construction studies of bats for approval processes are suitable for predicting the collision risk at forest locations. No new field studies were carried out to try to answer this question. The evaluation was to be based entirely on existing data gathered nationwide in the context of planning and approval processes.

Numerous data sets of bat activity from acoustic monitoring at the nacelles of existing wind farms were collected by comprehensive research, involving project developers, wind farm operators and consultants. The plausibility of the data was examined and, in certain cases, the consultants were asked to explain discrepant information such as, for example, the recorded calls of rare species. As the process of recording acoustic activity at nacelle height is relatively well established, it was possible to collect a large and homogenous data set. Pre-construction studies are not so well standardized and, often, the documentation is less rigorous so, consequently, fewer of these could be used for a meta-analysis.

The results for bat activity in nacelle height were gathered into a very large data set. In total, 193 data sets from 130 wind turbines in 50 wind farms were used. Of these, 106 were recorded at open country sites and 87 at forest sites. The data set is composed of four different regional sets: North (Lower Saxony and northern North-Rhine Westphalia), East (Brandenburg, Saxony, Saxony-Anhalt and Mecklenburg Western-Pomerania), South (Baden-Wuerttemberg and Bavaria) and West (Rhineland-Palatinate, Hesse, Saarland). Open country sites are more common in the north and east, while forest locations prevail in the west. A comparison of open country and forest locations in relation to bat activity, species composition, regional characteristics and phenology was carried out and, in addition, the influence of meteorological conditions was considered. The pipistrelle and the nathusius's pipistrelle as well as the nyctaloid species group were paid particular attention, as they are recorded at nacelle height very frequently. Data for nacelle height activity were also available for seven forest wind farms from the West region as well as data from pre-construction studies from mist netting catches and transect surveys. These results were compared to aid prediction of collision risk based on species composition. In addition, the results from a case study were evaluated which simultaneously recorded acoustic activity both at the base and at the nacelle of four forest-sited wind turbines for two years: Bat activity, species composition, phenology and meteorological influences were all examined.

The results of this study show that the differences between forest and open country sites with respect to species composition and flight activity are minimal. Bat activity was significantly influenced by the proportion of forested land in the 500 m radius only on a regional level with a significantly higher activity of the pipistrelle with a higher proportion of forestation in the west.

The overall level of activity became, indeed, significantly lower where was higher but, however, this effect was not significant at a regional level for the individual species or species groups in question. One exception to this was a typical forest bat species such as *Myotis* and *Plecotus* were as rarely observed at nacelle height above forests as in open country sites.

Significant regional differences in the occurrence of various species and species groups were recorded. In general, the bat activity was higher the further east the wind turbine was located, which can be explained by the generally higher levels of nyctaloid activity in the east of the country. For pipistrelle, a significant regional influence on activity could be observed with a gradient of higher activity in the south to less in the north. These results show that differences in flight activity and species composition are, generally speaking, more strongly influenced by regional differences than the differences between forest and open country locations. Nevertheless, there are, within certain regions, important location-specific differences in flight activity at nacelle height which cannot be explained by reference to forest/open country distribution.

Seasonal and nocturnal phenology was only slightly divergent in open country and forest locations and also from region to region. The highest levels of flight activity for all species and species groups were observed between July and September, irrespective of the region or whether the location was in a forest or in open country. There are, however, clear differences between phenologies of the studied species and species groups which are relatively consistent for all regions and across the range of open country and forest sites. Pipistrelle activity was most widely spread across the year but the highest levels were concentrated in the first part of the night. The activity of the nathusius's pipistrelle was particularly high in late summer and autumn but, however, evenly distributed throughout the night. Nyctaloid activity was of an intermediary nature, lying somewhere between the other two species. There are slight regional variations in the seasonal occurrence of the different species and species groups but these were much smaller than the species-specific variations.

Wind speed and temperature at nacelle height had a strong influence on the bat activity measured. All species and species groups showed a marked preference for low wind speeds and high temperatures, though it was the pipistrelle that showed the highest selectivity. In this respect the regional differences were slight. These results confirmed, therefore, previous findings about the influence of meteorological conditions on bat activity.

The evaluation of available acoustic monitorings at nacelle height showed that the differences in bat activity between open country and forest sites are minimal and of much less significance than regional and species-specific differences. The transferability of mitigation strategies from open country sites to forest locations can, based on current evidence, be confirmed. This applies, in particular, to the curtailment algorithms developed in the RENEBAT project which are intended to reduce the risk of collision and which were based on data largely recorded in open country sites. The development of regionally adjusted algorithms which take into account the variations in species composition and seasonal bat activity would, however, seems to be important.

Comparisons of data from pre-construction studies and acoustic monitoring at nacelle height show considerable differences in species composition and abundance of individual bat species. Mist netting catches detected mainly typical forest bat species such as *Myotis* and *Plecotus* which were not recorded by acoustic monitoring at nacelle height except in rare cases. Transect surveys with handheld detectors in forests detected mainly pipistrelles which also accounted for the largest numbers of individuals recorded at nacelle height. In contrast the nyctaloids, which were the

second most commonly recorded bats at nacelle height, were rarely detected at ground level. It is, therefore, not possible to apply data from mist netting and transect surveys in forests to flight activity and species composition at nacelle height. Whereas these methods are appropriate and useful in the context of pre-construction studies for, for example, proving the existence of roosting, breeding and mating sites and, therefore, assessing the loss of habitat, they cannot reliably be used to estimate the risk of collision at nacelle height. For the purposes of pre-construction studies, the use of permanent, stationary acoustic measurement masts at the appropriate height or, at least, on neighboring wind turbines or adjacent open areas (if only ground measurements are possible) can be recommended, although these, too, have their limitations.

In the case study in which simultaneous acoustic recordings were carried out at the base of the tower and at nacelle height, much more bat activity was measured at ground level. In addition, typical forest bat species such as *Myotis* and *Plecotus* were found relatively often at the base of the tower while only very isolated recordings occurred at nacelle height.

Seasonal phenology was also shown to vary greatly, though this could, in late summer, be more clearly observed at nacelle height than at the base of the tower. Temperature differences had a similar effect on bat activity at nacelle height and at the base of the tower: With increasing temperature there was an increase in bat activity. At higher wind speeds bat activity decreased at nacelle height but was not influenced at the base of the tower. These results show that there are great differences between bat activity at nacelle height and ground level with respect to magnitude, species composition and phenology. Drawing inferences about flight activity at nacelle height from ground level data is, therefore, of very limited use.

0.2.3. Impact on other forest-dwelling animal species (wild cats)

In order to assess the impact of construction and operation of wind turbines on the distribution and behavior of the European wild cat, a thorough review of the available literature was carried out. To date, no studies which deal directly with both wild cats and wind turbines have been published. Therefore, specialist literature on wild cats, available reports and comparison to other species were used to investigate the subject.

The construction of wind turbines can have a direct impact on wild cats and can lead, at least in the case of young cats, to an increased risk of being killed. The operation of wind turbines, however, has more or less no negative impact on wild cats. It is only the operational noise or casting of shadows by the rotor blades that could provoke avoidance behavior in close proximity to wind turbines.

The wild cat is, however, affected by the loss of habitat caused by the construction of wind turbines and associated development of access roads. This can lead directly to the loss of breeding sites, resting places and hunting grounds. The relatively small area of land required for a wind turbine in relation to the territorial range of larger mammals has led many studies to conclude that the loss of habitat is, therefore, negligible. Nevertheless, a wide-ranging and coherent approach must be taken to avoid the accumulation of different disturbance factors or the loss of important transit corridors.

Over and above this, there is a heightened potential for disturbance to the wild cat from human activity associated with the wind turbine. The literature generally describes the wild cat as sensitive to disturbance but, however, there is no reliable study on the wild cat's sensitivity to disturb-

ance and very little well-documented evidence. It is assumed, therefore, that during the construction phase, wild cats will be subjected to a displacement effect at a distance of between 200 and 900 m. In addition to this, the construction of access roads could lead to greatly increased numbers of walkers (also accompanied by dogs), cyclists and so on which could further disturb the wild cats. Wild cats can adapt to predictable or regular disturbance by humans and human infrastructure but only if sufficient peaceful areas of habitual retreat are available to them.

0.2.4. Impact on plant life and biotopes

In twelve wind farms in Germany's central mountain zone biotopes within the area of impact of several wind turbines were examined and their plant species recorded. Biotope mapping which was carried out during the approval procedure was used as the basis for a comparative study to measure and evaluate changes to plant life. In addition, numerous impact management plans were evaluated in order to calculate the average area of forest affected by the construction of wind farms in total, the ratio of permanently-used to temporarily-used forest and to assess the typical extent of total land-requirement and further development over time.

The biotope maps show that wind turbine construction generally makes use of coniferous forests of medium quality and significance (higher value deciduous forests are used less often). In the short term, i.e. between one and a few years after erection of the wind turbine, the non-paved areas had reached comparable indicator value levels to those before the construction. These consisted largely of typical fringe, clearance and ruderal flora but also planted shrubs and sowed seeds (grasses and herbs). In the case of older locations (6 to 13 years) these biotopes had reached medium values. There are, at every wind turbine site, some areas that develop into biotopes of limited value (paved areas) and which remain small. Areas, which are used for construction only, are often re-naturalized after completion and can, therefore, develop into higher-value biotopes. Evaluation and monitoring of the areas show that a rich and varied plant life can develop in places. As a rule, this occurs initially by natural succession of species of grass and herbs which are, then, gradually displaced by shrubs and pre-forest growth. The areas covered by gravel stand out as a particular and special location - despite not being able to support valuable biotopes – they often become home to a wide variety of species including very specialized red-list species. In the areas which have been seeded, however, only few species with a high ground covering were encountered.

Approximately 0.7 ha of forest are temporarily or permanently cleared for each wind turbine of the size currently being installed. The extent of the land requirement is between 0.4 and 1.4 ha per unit. Just over half of the cleared area remains permanently free of trees and the rest is turned over to the process of natural succession or replanted. Over time a tendency can be discerned towards larger land requirements (due to rising turbine sizes).

0.2.5. Impact on recreation activities (asset-value to humans)

In general, the impact on the potential for human recreation activities is not considered relevant in the application procedure. However, this factor may well, in specific cases, be relevant to the acceptance of projects, including the construction of wind turbines.

There are studies dealing with the acceptance and perception of wind turbines in Germany's central mountain zone, but forest-specific empirical studies of the impact on the recreation potential and forest-specific studies of general acceptance have yet to be published. A bachelor thesis which was written during the project period at the Technical University of Berlin set out to tackle this issue. The work is based on questionnaires given to people pursuing leisure-time activities in the forests of the Westerwald in Hesse and Rhineland-Palatinate as well as inhabitants of the city of Wetzlar and its surroundings, in which they were asked about their attitudes, perception and acceptance of the wind turbines in the forest. A total of 444 questionnaires were evaluated and the results compared with the current knowledge base.

The results show that the persons questioned value wind energy highly but, on the other hand, they value the forests just as much for, among other reasons, recreation activities that they do there. Although wind energy generally has a very high approval rating the support for the construction of wind turbines in forest locations was lower. It must be stated however, that 40% of the respondents were positive about developing wind energy in forests. Respondents who had visited a forest with wind turbines showed higher approval for further development of wind energy in forests but the number of those against this also increased on the same grounds.

Even though nearly half of the respondents did not feel any negative impact at all from wind turbines in the forest, it is notable that forest visitors in the wooded areas of Germany's central mountain zone were more negatively affected than visitors to the lowland and coastal sites with wind turbines. It is not at all improbable that a certain familiarization effect takes place and will in future have a positive impact at wind farm locations in forests which are a much more recent phenomenon than in the lowlands. Whereas some people appear to avoid spending their leisure time in forests with wind turbines and chose to visit forests where there are none, large numbers of people continue to spend their leisure time in forests with wind turbines.

The tendencies revealed and theses proposed must be thoroughly tested in more studies following the rigorous standards of established social scientific practice.

0.2.6. Impact on other natural assets

The erection of a wind turbine at a forest site necessarily entails the removal and redistribution of soil for the construction of the foundations and may, depending on the nature of the site, require the removal or addition of soil for the crane base area and access roads. Over and above this, the heavy machinery compacts the soil and soil can be contaminated by building materials. The permanent land requirement can be a good guide to the impact of wind energy projects on the natural asset soil. To this end, 69 impact management plans from wind energy projects in forests were evaluated.

Wind turbines of the capacity and height currently being installed have an average permanent land requirement of approximately 0.4 ha per unit in forests. Only about one tenth of this area is paved or otherwise sealed (in most cases only the foundation itself). A larger proportion of the area is partly sealed such as the crane site and the access roads. The crane site accounts for approximately 0.2 ha per unit (ranging between 0.1 and 0.3 ha) and the access roads, on average, 0.15 ha per unit (ranging from 0.02 ha to 0.34 ha). It has been shown that the quantity of land required depends, largely, on the extent of infrastructure development before the project is started. Moreover, the ever-increasing size of the units over the last 10 years has led to an in-

crease in the permanent land requirement. Although the average values per turbine have doubled in this period, the land requirement per nominal megawatt output has only risen by 50%.

Another natural asset, water, can be subject to negative impact if a forest wind turbine and its access roads are built in the proximity of standing or flowing bodies of water (e.g. forest lakes and streams) or natural water sources. Site selection can play a crucial role in greatly reducing or preventing negative impacts caused by construction, the unit itself and its operation. The same can be said for the risks of contaminating ground water.

The construction of wind turbines in previously contiguous tracts of forest will inevitably have an effect on the microclimate. When an area of forest is cleared for a wind turbine there will be localized changes to the microclimate affecting small areas. Temporary air pollution can be caused by emissions from construction machinery. Assessments generally categorize these two impacts as negligible, based on the current knowledge base.

Neither of these natural assets, the climate and water, have been subject to field investigations in this project.

0.2.7. Approaches to conflict resolution

As a basis for appropriate conflict resolution in wind energy projects in forests, the legal and professional requirements for different types of measures for conflict resolution during the approval process were collated.

In order to comprehensively describe the current state of conflict resolution in approval processes, wide-ranging research was carried out including enquiries into the practice of wind farm developers and consultants. The intention was to have access to impact management plans, environmental impact assessments and reports of fauna surveys. A total of 19 developers were willing to give access to documents for 69 forest site projects which were completed between 2003 and 2014 and involved the construction of 374 wind turbines. These figures cover approximately half of the projects which have, to date, been completed in Germany and, moreover, these projects represent very well the actual distribution of projects across all federal states.

In the next step, the documents were evaluated. All general avoidance and mitigation practices were taken into account including recommendations relating to specific natural assets. Species-specific preventative measures to avoid infringement of species conservation law and CEF- (continuous ecological functionality) measures (in particular for birds, bats and wild cats) were also considered, as well as multi-functional and asset-specific compensation measures for impact regulation. No FCS- (favourable conservation status) measures were required in any of the projects under consideration.

The avoidance, mitigation and CEF-measures relating to the animal species under particular consideration were thoroughly examined in a further stage of the project. The impact management-plans were evaluated in order to clearly identify the purpose of given measures and to clarify, in detail, exactly how the measures were planned. Moreover, a close examination of the frequency of such measures, the geographical position of the project sites, the number of consultants involved and the dates of publication of the documents was intended firstly, to give an overview of auditor practice generally and, secondly, to reveal any possible peculiarities or trends which were specific to one federal state or consultant. All available guidelines, legislation, peer-reviews and grey literature were reviewed and digested and the content relevant to the measures in question

was documented. The intention, here, was to view the measures in question in the context of the directives and recommendations given in current guidelines and legislation and also in the context of the current knowledge base and scientific debate. Monitoring reports for some types of measures were also available.

The last step was to collate the results of the evaluation described above with the empirical data gathered in the course of the project and the expertise of the research institutions. Using this data base, the measures under consideration were categorized according to professional principles. This categorization is used as a reference in the planning recommendations.

The potential for project optimization in accordance with avoidance and mitigation measures for all kinds of natural assets was examined. Particular attention was focused on the potential offered by the following approaches: Not building wind turbines on certain sites, site selection, micro-siting, optimized scheduling of construction time, and environmental consultancy and support during the construction phase. 24 different types of measures were examined in detail at a species-specific (or species group) level, including two measures which were location-specific, eight related to the construction phase, eight which dealt with the impact of the wind turbine itself and six which were concerned with the operation of the units. In addition, three CEF measures each for birds, bats and wild cats (some of them were combined measures) were thoroughly assessed.

The results show that, in the approval process, the avoidance and mitigation of conflict and impact on various natural assets, especially species protection, play a central role. However, if sufficient pre-construction surveys are carried out and environmental consultancy and supervision are properly used, then appropriate measures can be implemented, such as minor modifications to the unit sites, adjustments to the relative positioning of the units (layout), re-siting of the units (short distance) or not building on certain sites, reducing the overall land requirement, species-specific construction schedule planning and other protection measures.

In the case of raptors, it seems advisable, in forests too, to reduce the attractiveness of the wind turbine sites as feeding grounds. Operation shut-down periods appear, currently, to be the only provably effective way to reduce the number of bat collision victims and this could, potentially, be used to good effect to protect raptors and migrating cranes as well. Distraction and luring away techniques can, in individual cases, be used for the protection of raptors but, however, the results are still unreliable and should be tested using monitoring methods. The use of pesticides and herbicides should be avoided at wind turbine sites after completion to minimize the poisoning risk to raptors and wild cats.

The effectiveness of some of the mitigation measures proposed for the units themselves or their operation clearly still needs to be thoroughly tested. Other measures were found to have no scientific basis or were simply unnecessary. For example, it has not, to date, been proven that the coloring of the lower tower which is used in open country sites brings any benefit in forest locations. Neither is there any evidence that colored markings on the rotor blades reduce the risk of collision for birds at all. Moreover, given the current state of knowledge, alterations to the air-safety beacons on the towers appear, too, to offer no advantage with respect to birds or bats.

There is no reason to believe that making the area around the tower unattractive to bats could reduce the collision risk and, thus, render temporary operational shut-downs superfluous. Sealing the nacelle and making it inaccessible to bats has been shown to be unnecessary.

CEF-measures according to species protection law – in case of expected destruction of breeding or roosting sites and to be implemented before construction – were only considered necessary by consultants in a quarter of the projects. In a similar number of cases functionally identical measures were implemented post construction as part of a compensation concept. It was found that one particularly effective CEF-measure was the silvicultural non-use of forest with well-established, mature trees. This measure helps to increase the number of natural habitats in the mid-term and if, at the same time, artificial breeding and roosting sites (nesting boxes, bat boxes, piles of wood and roots for wild cats) are created, the temporary deficits can be reduced.

0.2.8. Recommendations for the planning and approval process

Based on the insights gained and the data gathered in the course of the project, recommendations were made with respect to the planning and approval process and methodologies proposed for use in surveying and assessing birds, bats and wild cats, with the aim of avoiding and minimizing the impacts on them from wind turbines in forest locations. Further recommendations were made on appropriate CEF- and compensation measures for forest-sited wind turbines.

For bird surveys carried out for approval purposes, it is generally recommended that resources be focused on collecting data for those species or groups which, it is assumed, are most vulnerable to the type of impact under investigation. The results currently available indicate that it is not necessary to carry out time-consuming surveys of complete song bird communities (with the exception of red listed species). On the contrary, the surveys should be targeted at raptors, large birds, woodpeckers and owls as well as other particularly sensitive or endangered species. In the case of these species, the surveys should be as thorough and detailed as possible and take into account all specific requirements and utilize best-practice methods. In addition, if species such as grouse, cranes, black stork or any of a range of raptors are expected, then further land-use analyses may be necessary to identify breeding sites and other essential habitats as well as flight corridors.

It has been established that bat activity data from ground level surveys is, to all intents and purposes, not transferrable to rotor blade height. Thus, all pre-construction studies should, if possible, include long-term acoustic detection recordings from equipment on masts or wind turbine towers in the vicinity. Mist nesting and transect surveys using bat detectors are suitable for use in certain situations in the course of pre-construction investigations such as, for example, in the identification of breeding or mating sites when assessing potential loss of habitat. As far as collision risk is concerned, it is only possible to reliably record bat activity after construction has been completed using detectors at nacelle height. Only using this data it is possible to derive the site-specific curtailment algorithms necessary for effective avoidance and mitigation.

Further recommendations to avoid or minimize the impact of wind turbines in forests include, in particular, the encouragement of wind energy developments in areas with lower potential for conflict (macro-siting), optimization of wind farm configurations (micro-siting) and the use of environmental consultancy and support during construction. Other recommendations that could be made, based on the conclusions of the project are as follows:

- Forest clearance and construction schedule optimization (for bird, bats and wild cats)
- Avoid creating attractive sites within wind farms and make use of strategies to lure birds away

- Selective operational shut-down for birds and bats and specific maintenance time scheduling for wild cats
- Recommendations for re-cultivating temporarily-used forest areas

One of the best ways to mitigate against or compensate for impacts on the natural assets caused by wind turbines in forests, is the creation of intact (or semi-intact) and unused forest areas with a large proportion of old and dead wood. An effective way of bridging the gap while other damaged forest habitats are recovering to their previous state, is to create new living and nesting sites for certain species such as bird nesting boxes and bat boxes, eyrie supporting structures and artificial brooding sites).

0.2.9. Future research – the way ahead

The research project was able to consolidate and raise the level of knowledge in respect of the impact of forest-sited wind turbines on the natural assets under investigation. Moreover, the implications and possibilities for conflict mitigation in this area were reviewed and advanced. Nevertheless, there is still a great need for further research.

In the case of birds it was shown that, especially in forests, it is essential to carry out long-term studies covering as many and varied areas as possible. Only in this way can a large enough sample size be achieved that is statistically reliable for species with a lower breeding pair density. For some species groups such as woodpecker, however, there is an urgent need for more research: The data gathered in this project only indicate potential but, as yet, unknown impacts which, however, are not sufficiently underpinned with evidence. Thus it can be said, that the conclusions reached by this two-year project can, for a wide range of species, only serve as the basis for further and more extensive research.

As far as bats are concerned, the great research benefits of an extensive data base were clearly demonstrated. The standardized collection of flight activity data at nacelle4 height from various regions in Germany allowed a meta-analysis which provides compelling and far-reaching evaluation results to be achieved. It is, therefore, most strongly recommended that the basis established by this project should be used as a foundation for an extensive, nationwide data-base. It must be added, that possible local correlations between the habitat features around a wind turbine and bat activity at nacelle height have not been sufficiently examined. Further studies would greatly improve the predictability of bat activity. A fundamental question is the extent of the effect caused by bat fatalities on bat populations both resident in the vicinity of the wind turbine and migrating species.

Any further research into wild cats should concentrate on developing standardized and generally accepted methods of verification, as well as raising the level of knowledge about wild cat behavior in relation to disturbance by wind turbines.

The actual effectiveness of many of the avoidance, mitigation and compensation measures described is still not definitively established and further research is essential.

1. Einleitung

1.1. Zum Spannungsfeld Windenergie im Wald

Vor dem Hintergrund der energiepolitischen Ziele der Bundesregierung werden außerhalb der norddeutschen Tiefebene in zunehmendem Maße auch Wälder in die Kulisse zur Nutzung von Flächen für die Gewinnung von Strom mittels Windenergieanlagen (WEA) einbezogen. Insbesondere waldreiche Länder wie Hessen und Rheinland-Pfalz oder Brandenburg, Bayern, Saarland und Thüringen, deren Waldanteile über dem deutschen Bundesdurchschnitt liegen, sind auf die partielle Nutzung von Waldstandorten angewiesen. Die dafür potenziell in Frage kommende Waldfläche außerhalb von Schutzgebieten beträgt nach Angaben des Fraunhofer Instituts etwa 4 % der Bundesfläche. Dies entspricht 13,6 % der deutschen Waldfläche (IWES 2011). Beispiele für entsprechende Initiativen der Bundesländer sind die Bestrebung der bayerischen Landesforsten, Staatswaldflächen für die Planung und Errichtung von WEA zur Verfügung zu stellen[1], sowie der Leitfaden zu Rahmenbedingungen für WEA auf Waldflächen in Nordrhein-Westfalen (MKULNV 2012). Dabei werden, wie in Rheinland-Pfalz, auch Anstrengungen unternommen, die Kommunen stärker an der Wertschöpfung zu beteiligen. Auch dies wird voraussichtlich zu einer weiteren Zunahme von Windenergieprojekten im Wald beitragen (ANONYMUS 2012).

Hinsichtlich der Auswirkungen von WEA heutiger Höhe und Technik auf waldbewohnende und den Wald nutzende Arten sowie generell hinsichtlich der Auswirkungen auf den Naturhaushalt, das Landschaftsbild und die biologische Vielfalt bestehen noch erhebliche Kenntnislücken (BFN 2011). Wie bereits die Fachtagung des Bundesumweltministeriums und des Deutschen Naturschutzringes im September 2011 verdeutlicht hat, besteht jedoch Einigkeit darüber, dass möglichst umgehend umfangreiche Untersuchungen durchzuführen sind, um die Grundlagen für eine dem jeweiligen Einzelfall angemessene Konfliktbewältigung bei der Planung von Windenergiestandorten im Wald zu schaffen (PETERS 2011).

Inzwischen mehren sich auch Stimmen, die einen vollständigen oder möglichst weitgehenden Ausschluss von Waldflächen für die Nutzung der Windenergie verlangen. So fordert RICHARZ (2014) den WEA-Ausbau im Wald zurückzustellen, solange andere, für den Natur-/Artenschutz risikoarme (bzw. -ärmere) Flächen (etwa intensiv bewirtschaftetes Ackerland) bezogen auf den weiteren Ausbau der Windenergie bereitstehen. Grundsätzlich seien WEA im Wald nicht zulässig, allenfalls in naturfernen Fichten- und Kiefernforsten.

Ebenso listet die EGE Gesellschaft zur Erhaltung der Eulen e. V. 10 Gründe auf, warum der Wald vor WEA geschützt werden sollte.[2] Darin heißt es u. a., dass die anlagebedingten Störungen weit über die unmittelbar beanspruchten Flächen hinaus reichen würden. Hinzu kämen Störungen aufgrund von Erschließungs-, Wartungs- und Reparaturarbeiten.

Diese kontroverse Diskussion beruht neben grundsätzlichen Vorbehalten vor allem auf dem mangelnden Kenntnisstand über die spezifischen Auswirkungen von WEA im Wald, insbesondere auf

[1] http://www.baysf.de/de/wald-bewirtschaften/regenerative-energien/wind.html, Zugriff am 13.07.2015

[2] http://www.egeeulen.de/files/10_gruende_wald.pdf, Zugriff am 13.07.2015

verschiedene Tiergruppen. Im Gegensatz dazu liegt für WEA im Offenland inzwischen ein zwar vielfach noch lückiger, insgesamt aber sehr umfangreicher Kenntnisstand vor (siehe u.a. Reviews von GOVE *et al.* 2013; MARQUES *et al.* 2014; SCHUSTER *et al.* 2015). An diesem Punkt setzt das vorliegende Forschungsvorhaben an.

1.2. Ziele des Forschungsvorhabens

Übergeordnetes Ziel des Vorhabens ist die Verbesserung des Kenntnisstands zu den spezifischen Auswirkungen von WEA im Wald sowie zu den Möglichkeiten ihrer planerischen Bewältigung. Hierzu wurden folgende Ansätze entwickelt:

- Erhebung empirischer Daten zu Vogelbeständen an vorhandenen Windparks im Vergleich zu Daten aus den Voruntersuchungen sowie aus eigenen Erhebungen in Referenzgebieten
- Übergreifende Auswertung von Fledermausdaten aus akustischen Gondelerfassungen in vorhandenen Windparks
- Erhebung empirischer Daten zu Biotoptypen und Pflanzenarten in vorhandenen Windparks im Vergleich zu Daten aus den Voruntersuchungen
- Literaturrecherche zu Auswirkungen auf weitere Schutzgüter
- Auswertung von Gutachten, Leitfäden und Literatur zu Maßnahmen der Konfliktbewältigung
- Erarbeitung von Empfehlungen zur Konfliktbewältigung

Das Projekt soll somit durch eigene Erhebungen und übergreifende Auswertungen standardisierte Daten generieren, um eine Prüfung eingangs formulierter Ursache-Wirkungs-Hypothesen zu ermöglichen, adaptive Anpassungsmaßnahmen zu entwickeln und Empfehlungen für die Standortwahl und -planung von WEA im Wald abzuleiten.

Der Schwerpunkt der Wirkungsuntersuchungen lag auf den Tiergruppen der Vögel und Fledermäuse. Dies beruht einerseits auf dem derzeitigen Kenntnisstand zu Auswirkungen von WEA im Offenland, wonach Fledermäuse und Vögel als in besonderem Maße von den Wirkfaktoren Kollisionsrisiko und/oder Vertreibung betroffen gelten (SCHUSTER et al. 2015). Andererseits unterliegen beide Artengruppen dem besonderen rechtlichen Schutzregime des § 44 Abs. 1 Nr. 1-3 Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG), das bei der Genehmigung von WEA oft eine wesentliche Rolle spielt.

Die Arbeiten umfassen zudem auch andere Schutzgüter (Wildkatze, Pflanzen, Boden, Wasser, Klima, Mensch), nicht jedoch das Landschaftsbild.

Eine vollständige wissenschaftliche Bearbeitung sämtlicher möglicher waldspezifischer Auswirkungen von WEA inklusive einer detaillierten Analyse der zugrunde liegenden Ursache-Wirkungs-Beziehungen war im Rahmen dieses Vorhabens nicht möglich. Es soll jedoch ein wesentlicher Beitrag zur Verbesserung des Kenntnisstandes sowie zur Schaffung einer Grundlage für weiterführende – auch langjährige – Untersuchungen geleistet werden.

1.3. Inhalt und Aufbau des Berichts

Die Auswirkungen von WEA im Wald werden getrennt für die verschiedenen Schutzgüter in den Kapiteln 2 bis 7 behandelt. Da der Schwerpunkt des Vorhabens auf der Untersuchung möglicher Auswirkungen auf Vögel und Fledermäuse lag, werden die entsprechenden Methoden und Ergebnisse ausführlich in den Kapiteln 2 (Vögel, hauptverantwortliche Bearbeitung durch die ARSU GmbH) und 3 (Fledermäuse, hauptverantwortliche Bearbeitung durch die FrInaT GmbH) dargestellt und diskutiert. Kapitel 4 beinhaltet darüber hinaus die Aufarbeitung des Kenntnisstandes zu Auswirkungen auf weitere waldspezifische Tierarten wie z. B. die Wildkatze anhand von Literaturrecherchen.

Grundlage für die Behandlung der Auswirkungen auf Pflanzen und Biotope bilden eigene Erfassungen im Bereich von zwölf Windparks (ARSU GmbH) sowie umfangreiche Auswertungen von Planungsunterlagen und Gutachten für die Genehmigung von WEA im Wald (TU Berlin) (Kap. 5). Für die Untersuchung der Auswirkungen auf die menschliche Erholungsfunktion wurden außerdem im Rahmen einer Bachelorarbeit Befragungen im Hinblick auf die Wahrnehmung und Akzeptanz von WEA im Wald durchgeführt (TU Berlin, Kap. 6). Zur Vervollständigung der Auswirkungsbetrachtungen werden die Schutzgüter Boden, Wasser und Klima in Kapitel 7 behandelt. Beeinträchtigungen des Landschaftsbildes werden in dem Forschungsvorhaben nicht betrachtet.

Auf Basis der Ergebnisse der empirischen Erhebungen zu Vögeln, der Untersuchungen zu den Auswirkungen auf die verschiedenen Schutzgüter und einer umfangreichen Auswertung von Gutachten zu Windenergieprojekten im Wald werden in Kapitel 8 mögliche Maßnahmen zur Konfliktbewältigung im Zulassungsverfahren abgeleitet und fachlich eingeordnet (hauptverantwortliche Bearbeitung durch die TU Berlin). Die gewonnenen Erkenntnisse dienen der abschließenden Herleitung von Planungs- und Zulassungsempfehlungen als handhabbare Lösungsansätze für die Planungspraxis (Kap. 9).

Anhänge, die sich insbesondere auf die eigenen empirischen Erfassungen und die schwerpunktmäßig untersuchten Tiergruppen Vögel und Fledermäuse beziehen, befinden sich in einem separaten Anhangsband, auf den ggf. im Bericht verwiesen wird.

1.4. Recherche von Daten und Gutachten zu Windenergieanlagen im Wald

Durch die Einbindung des Windkraftprojektierers juwi als Praxispartner lagen Gutachten und Daten zu 29 Windenergievorhaben auf Waldstandorten zur Auswertung vor. Diese konzentrierten sich jedoch räumlich maßgeblich auf Gebiete im Bundesland Rheinland-Pfalz. Eine Ausweitung der Datenbasis auf Standorte aus weiteren Bundesländern und Naturräumen, die von anderen Projektierern realisiert und von weiteren Gutachtern fachlich begleitet wurden, war für eine Erweiterung, bessere Belastbarkeit sowie Übertragbarkeit der Erkenntnisse der Auswertungen zu den Fledermäusen (s. Kap. 3) und den Maßnahmen zur Konfliktbewältigung (s. Kap. 8) dringend erforderlich. Zur Erweiterung des Datenpools wurden verschiedene Ansätze genutzt. Nachfolgend sind die diesbezüglich unternommenen Aktivitäten, der hierfür erforderliche Aufwand sowie die entsprechenden Ergebnisse zusammenfassend dokumentiert.

1.4.1. Workshop zur Bereitstellung von naturschutzfachlichen Daten

In einem ersten Schritt wurde im Sommer 2013 auf einem Workshop zur „Bereitstellung von naturschutzfachlichen Daten“ das Forschungsprojekt vorgestellt und für die Bereitstellung von Daten und Gutachten geworben. Auch wenn dieser mit einer positiven Absichtserklärung der teilnehmenden Projektierer abgeschlossen werden konnte, führte er letztlich nur sehr eingeschränkt zum Erfolg. Die firmeninterne Abstimmung bzgl. der Kooperation und somit auch die Rückmeldungen der Projektierer erfolgte trotz wiederholter Nachfragen unerwartet schleppend und die Bereitschaft zur Datenbereitstellung war trotz einer optionalen Geheimhaltungsvereinbarung nur bei wenigen Projektierern vorhanden. Bei einigen Unternehmen stellte sich zudem heraus, dass die Projekte in einer frühen Planungsphase standen oder aufgrund der politischen Unsicherheiten über die Zukunft der Windenergieförderung in Deutschland zunächst nicht weiter verfolgt wurden. Dies machte schließlich eine intensivierte Recherche- und Akquisetätigkeit bei weiteren Projektierern und Gutachtern erforderlich.

1.4.2. Recherche und Anfrage weiterer Projektierer

Da eine systematische Dokumentation von waldspezifischen Windenergieprojekten auf Bundes- wie auch Länderebene fehlt, wurde mittels einer Internetrecherche durch die TU Berlin nach online verfügbaren Gutachten, Projekten und Projektierern gesucht. Die Suche erfolgte mittels durch Boole‘sche Operatoren verknüpfte Suchbegriffe „Windkraft*“, „Windenergie*“ und „Windpark“ mit den Begriffen „Wald“, „Forst“ und „Berg“ sowie ergänzend mit den Begriffen „Landschaftspflegerischer Begleitplan“, „Fachbeitrag Naturschutz“, „Umweltverträglichkeitsprüfung“, FFH-Verträglichkeitsprüfung“, „Artenschutzrechtliche Prüfung“ und „Artenschutzrechtlicher Fachbeitrag“ sowie den jeweils einschlägigen Abkürzungen eingegeben. Neben einigen wenigen online gestellten Gutachten konnten so vor allem weitere Projektierer mit „Wald-Projekten“ in Deutschland identifiziert und im Nachgang telefonisch und schriftlich bzgl. einer Kooperation angefragt werden. Ergänzend erfolgte durch die FrInaT GmbH eine Recherche und Anfrage weiterer Projektierer mit Schwerpunkt auf akustischen Fledermauserfassungen im Gondelbereich. Um einen besseren Vergleich zwischen Offenland- und Wald-Standorten zu ermöglichen, wurde die Datenakquise auf Offenlandstandorte ausgeweitet. Insgesamt erfolgte somit eine Anfrage bei über 50 Windenergie-Projektierern.

Die Resonanz war sehr gemischt. Zum Teil traf das Kooperationsanliegen auf positive Resonanz, zum Teil waren aber auch Skepsis bzw. fehlende Bereitschaft auszumachen, z. B. begründet durch:

- Besorgnis vor zukünftig erhöhten Restriktionen durch die Genehmigungsbehörden,
- Besorgnis vor „schlechter Presse“,
- mit einer Kooperation verbundener Arbeitsaufwand,
- Bedenken, dass konkurrierende Projektierer die Daten erhalten könnten,
- Ablehnung der Weitergabe von Daten als Teil eigentlich von behördlicher Seite zu erbringender Grundlagenforschung,
- erfolgter Verkauf der projektierten Projekte und dadurch bedingt fehlende Rechte an den Gutachten und Daten.

Durch eine intensive Nachfrage-, Erinnerungs- und Überzeugungstätigkeit gelang es jedoch, den Pool an kooperationsbereiten Projektierern mit Projekten im Wald auf 20 zu erweitern. Dabei verzichtete gut die Hälfte auf eine schriftliche Geheimhaltungsvereinbarung. Nahezu alle Projektierer waren darüber hinaus mit einer Nennung ihres Unternehmens als Datenbereitsteller einverstanden.

Die eigentliche Bereitstellung der Gutachten und Daten erforderte in Folge weiteren Kommunikationsaufwand. Teilweise übermittelten die Projektierer die Gutachten selbst, andere autorisierten die jeweiligen Gutachterbüros zur Bereitstellung. Eine detaillierte Darstellung der Ergebnisse der Gutachtenakquise findet sich in Kapitel 8.3.

1.4.3. Anfrage von Gutachtern zu Fledermausdaten

Weiterhin wurden durch die FrInaT GmbH insgesamt 39 Fledermausgutachter in Bezug auf Projekte mit Höhenerfassungen an WEA angefragt. Hierbei wurde auf das fachliche Interesse an den Erkenntnissen gesetzt sowie auf das zumeist bestehende Vertrauensverhältnis zwischen Gutachter und WEA-Betreiber, der einer Datenbereitstellung ja zustimmen muss. Auch hier waren die Rückmeldungen der Gutachter überwiegend positiv. Es konnten jedoch auch folgende Hinderungs- bzw. Ablehnungsgründe ausgemacht werden:

- Zeitmangel,
- keine geeigneten Projekte begutachtet,
- Wunsch nach Aufwandsentschädigung,
- fehlende Bereitschaft der Betreiber,
- fehlende Rückmeldung.

Letztlich wurden von sieben Gutachtern Datensätze aus Gondelerfassungen übermittelt, bei denen wir uns an dieser Stelle nochmals herzlich für die gute Zusammenarbeit bedanken möchten.

Die Bereitstellung der Fledermausdaten erfolgte stets durch die jeweiligen Gutachter. Besonders bei den Fledermausdaten ergab sich weiterer Abstimmungsbedarf durch auftretende Detailfragen (z. B. Aufbereitung, Formatierung der Erfassungsdaten) und zusätzlich erforderliche passgenaue Wetterdaten. Aufgrund der Auslastung der Gutachter während der Feldsaison in den Sommermonaten verschob sich die Datenbereitstellung in zahlreichen Fällen auf die Winter- und Frühlingsmonate.

1.4.4. Anfrage von bzw. Antragstellung bei Behörden

Durch die FrInaT GmbH wurden testweise Anfragen bezüglich Fledermausdaten und Gutachten unter Berufung auf das Umweltinformationsgesetz (UIG) an fünf Genehmigungsbehörden in Baden-Württemberg gesendet. Nach den Rückmeldungen gab es keine WEA-Standorte in den entsprechenden Landkreisen, bei denen Aktivitätsmessungen in Gondelhöhe beauflagt wurden. Durch die ARSU GmbH wurden auf ähnlichem Wege die Landschaftspflegerischen Begleitpläne für zwei Vorhaben in Hessen gewonnen, die im Zuge der eigenen Erhebungen zu Vögeln und Pflanzen/Biotopen untersucht werden sollten, jedoch keine Bereitschaft seitens des Betreibers zur Bereitstellung der Unterlagen bestand.

Insgesamt war bei dieser Vorgehensweise zu beachten, dass im Zuge einer derartigen Anfrage bzw. eines Antrags die Betreiber zunächst durch die Behörde von dem Begehren in Kenntnis gesetzt werden und diese sich dazu innerhalb einer bestimmten Frist schriftlich äußern können. Unabhängig von einer negativen Stellungnahme des Betreibers kann durch die Behörde auf Grundlage des UIG ein positiver Bescheid gegeben werden. Dieser wird wiederum dem Betreiber zur Kenntnis gegeben, wogegen der Betreiber dann innerhalb einer weiteren Frist Klage erheben kann. Nach Ablauf der Klagefrist erfolgt die Bereitstellung der angefragten Daten auf geeignetem Wege.

Grundsätzlich wurde im Rahmen des Forschungsprojektes die Strategie verfolgt, die Daten auf Grundlage einer freiwilligen Kooperation zu gewinnen. Der Weg über eine formale Antragstellung auf Herausgabe unter Berufung auf das UIG wirkt sich eher negativ auf die Kooperationsbereitschaft der Projektierer aus. Die Bereitschaft ist aber für die Bereitstellung z. B. der Fledermaus-Erfassungsdaten und die damit verbundene Kommunikation dringend erforderlich. Daher wurde dieser Ansatz über die o. g. Fälle hinaus nicht weiter verfolgt.

1.5. Gesamtdokumentation über die erbrachten Leistungen in der Vertragslaufzeit

1.5.1. Interne Aktivitäten und Meilensteine

Tab. 1: Dokumentation der Aktivitäten im Projektzeitraum

Datum	Anlass	Aktivität	Teilnehmer des Projektes
30.10.12	Internes Projekttreffen	Inhaltlicher Austausch und Diskussion	Alle Projektpartner
31.10.12	1. Sitzung der PAG „Bau- und Betriebsmonitoring von Windenergieanlagen im Wald“	Vorstellung des Projekts und der Untersuchungskonzepte. Diskussion und fachlicher Austausch	Alle Projektpartner
08.11.12	Abgabe des 1. Zwischenberichtes	Berichtszeitraum: 01.09.2012-07.11.2012	
18.12.12	Telefonkonferenz Projektteam	Inhaltlicher Austausch und Diskussion	Alle Projektpartner
14.02.13	Telefonkonferenz Projektteam	Inhaltlicher Austausch und Diskussion	Alle Projektpartner
06.03.-07.03.13	Internes Projekttreffen	Inhaltlicher Austausch und Diskussion	Alle Projektpartner
26.03.13	Abgabe des 2. Zwischenberichtes	Berichtszeitraum: 07.11.2012-25.03.2013	
11.07.13	Workshop zur Bereitstellung von naturschutzfachlichen Daten für Forschungszwecke zum Thema Wind im Wald	Vorstellung des Projekts, Akquise von Daten und Gutachten	ARSU, FrInaT, TU Berlin
12.09.13	Telefonkonferenz Projektteam	Inhaltlicher Austausch und Diskussion	Alle Projektpartner
28.10. 13	Abgabe des 3. Zwischenberichtes	Berichtszeitraum: 09.2012-09.2013	

Datum	Anlass	Aktivität	Teilnehmer des Projektes
22.01.14	Internes Projekttreffen	Inhaltlicher Austausch und Diskussion	Alle Projektpartner
23.01.14	2. Sitzung der PAG „Bau- und Betriebsmonitoring von Windenergieanlagen im Wald“	Präsentation des Arbeitsstands und erster Ergebnisse. Diskussion und fachlicher Austausch	Alle Projektpartner
16.07.14	Telefonkonferenz Projektteam	Inhaltlicher Austausch und Diskussion	Alle Projektpartner
14.08.14	Abgabe des 4. Zwischenberichtes	Berichtszeitraum 10.2013-08.2014	
24.09.-25.09.14	Internes Projekttreffen	Inhaltlicher Austausch und Diskussion	Alle Projektpartner
31.10.14	Abgabe des 5. Zwischenberichtes		
27.11.14	3. Sitzung der PAG „Bau- und Betriebsmonitoring von Windenergieanlagen im Wald“	Präsentation des Arbeitsstands und erster Ergebnisse. Diskussion und fachlicher Austausch	Alle Projektpartner
11.02.15	Telefonkonferenz Projektteam	Inhaltlicher Austausch und Diskussion	ARSU, FrInaT, TU Berlin
26.02.-27.02.15	Internes Projekttreffen	Inhaltlicher Austausch und Diskussion	Alle Projektpartner
21.05.15	Videokonferenz Projektteam	Austausch und Diskussion zum Endbericht und der Abschlusstagung	ARSU, FrInaT, TU Berlin
02.06.15	Videokonferenz Projektteam	Austausch und Diskussion zur Vorbereitung der Abschlusstagung	ARSU, FrInaT, TU Berlin
09.06.15	Fachtagung „Bau- und Betriebsmonitoring von Windenergieanlagen im Wald“	Präsentation der Ergebnisse. Diskussion und fachlicher Austausch	Alle Projektpartner
10.11.15	Abschlusstagung „Internationale Synopse von Umweltauswirkungen auf die wildlebende Fauna durch die Windenergie“	Präsentation des derzeitigen Kenntnisstands und Diskussion des weiteren Forschungsbedarfs	ARSU, FrInaT, TU Berlin

1.5.2. Vernetzung und Austausch mit anderen Projekten

Tab. 2: Dokumentation der Aktivitäten zur Vernetzung und zum Austausch im Projektzeitraum

Datum	Anlass	Aktivität	Teilnehmer des Projektes
10.09.12	Workshop zum Vorhaben "Untersuchung von speziellen Hemmnissen im Zusammenhang mit der Umweltbewertung in der Planung und Genehmigung der Windenergienutzung an Land und Erarbeitung von Lösungsansätzen"	Teilnahme und fachlicher Austausch	Dr. Marc Reichenbach
28.09.12	Strategiegespräche des BMU zur Windenergie	Teilnahme und fachlicher Austausch	Dr. Marc Reichenbach

Datum	Anlass	Aktivität	Teilnehmer des Projektes
27.11.12	Kolloquium des BMU zur Erforschung von Naturschutzaspekten von Windenergieanlagen an Land	Teilnahme und fachlicher Austausch	Dr. Marc Reichenbach
12.06.13	Klimaschutzagentur Region Hannover – Akteursforum Windenergie	Vortrag „Windenergienutzung im Wald aus ökologischer Sicht“	Dr. Marc Reichenbach
06.11.-07.11.13	Workshop „Vernetzung der Forschung zu den Auswirkungen von erneuerbaren Energien auf Natur und Landschaft im Hinblick auf den EEG-Erfahrungsbericht“	Teilnahme und fachlicher Austausch	Dr. Marc Reichenbach
24.01.14	Workshop: Potenzielle Auswirkungen auf wildlebende Tiere durch Windenergie	Teilnahme und fachlicher Austausch	Dr. Marc Reichenbach, Dr. Robert Brinkmann
07.02.14	3. Sitzung der PAG des Forschungsprojektes „Fachstandards für naturverträgliche Planung und Umweltprüfung von Windenergie im Wald“	Teilnahme und fachlicher Austausch	Paul-Bastian Nagel
29.04.-30.04.14	BWE-Seminar „Wind im Wald – Flächenfindung, Naturschutz und Akzeptanz“	Austausch zu Spezifika von Windkraftprojekten im Wald bzgl. Standortwahl, Akzeptanz, Forstrecht, Natur- und Artenschutz	Holger Ohlenburg
22.05.14	Treffen mit den Bearbeitern des Forschungsprojektes „Fachstandards für naturverträgliche Planung und Umweltprüfung von Windenergie im Wald“	Gegenseitige Vorstellung des Projektstandes und Abstimmung zu den Themen „Aktuelles Wirkungswissen“ und „weitere Arbeits- und Terminschiene“	Dr. Marc Reichenbach, Michaela Warnke, Holger Ohlenburg
10.07.14	„Wind im Wald“ - Veranstaltung der Fachagentur Windenergie an Land	u. a. Vorstellung und Diskussion von Zwischenergebnissen des Projektes	Dr. Marc Reichenbach, Holger Ohlenburg
28.08.14	Treffen mit Herrn Dr. Sudhaus, Forschungskoordinator der Fachagentur Windenergie an Land	Vorstellung des Projektes und Möglichkeiten der Unterstützung des Projektes mit weiteren Daten	Prof. Dr. Köppel, Holger Ohlenburg
08.09.-09.09.14	32. Deutscher Naturschutztag 2014	u. a. Fachveranstaltung Energie und Naturschutz Modul „Windkraft über Wald“	Holger Ohlenburg, Heidje Reinhard
01.09.-05.09.14	13th European bat research symposium in Sibenik (Kroatien)	Vortrag "Bat activity at nacelle height over forest"	Dr. Hendrik Reers
22.09.14	Expertentisch zu „Artenschutzrechtliche Aspekte bei der Windenergienutzung im Wald und deren Berücksichtigung bei der Flächenauswahl auf der Ebene der Regionalplanung“	Abstimmung zu den Aspekten: Stand des Wissens, Gegenstände, Methoden und Abschichtung	Dr. Marc Reichenbach, Dr. Robert Brinkmann, Holger Ohlenburg
23.09.14	4. Sitzung der PAG des Forschungsprojektes „Fachstandards für naturverträgliche Planung und Umweltprüfung von Windenergie im Wald“	Teilnahme und fachlicher Austausch	Holger Ohlenburg

Datum	Anlass	Aktivität	Teilnehmer des Projektes
03.11.14	Workshop des Forschungsprojektes „Fachstandards für naturverträgliche Planung und Umweltprüfung von Windenergie im Wald“	Teilnahme und fachlicher Austausch	Michaela Warnke, Holger Ohlenburg
10.11.14	1. Sitzung der PAG RENNEBAT III in Erlangen	Inhaltlicher Austausch und Diskussion	Dr. Robert Brinkmann
08.12.14	Expertenworkshop „Vermeidungsmaßnahmen für windenergiesensible Vogel- und Fledermausarten“	Inhaltlicher Austausch und Diskussion zu den Aspekten: Artenspektrum, pauschale Abstandsradien, Datengrundlagen	Dr. Marc Reichenbach, Dr. Robert Brinkman, Holger Ohlenburg
10.03.-12.03.15	Conference on Wind energy and Wildlife impacts (CWW 2015)	Vorträge zu den Ergebnissen des Projekts: • “Impact of wind turbines on woodland birds” • “Bat activity in nacelle height over forests”	ARSU, FrInaT, TU Berlin
24.06.-25.06.15	BfN-Fachtagung „Naturschutzfachliche Aspekte bei der Errichtung von Windenergieanlagen auf Waldstandorten in Deutschland, Österreich und der Schweiz“	Teilnahme und fachlicher länderübergreifender Austausch zu den Themen: Stand des Ausbaus, Artenschutzaspekten, und Erholung“	Holger Ohlenburg
06.07.15	Workshop „Vermeidungsmaßnahmen für windenergiesensible Vogel- und Fledermausarten	Input-Statement Forum B Teilnahme und fachlicher Austausch	Holger Ohlenburg, Dr. Robert Brinkmann

Weitere Vernetzungsbestrebungen gab es seitens des Projektes mit dem Arbeitskreis Naturschutz des Bundesverbands Windenergie (BWE) sowie mit dem Forschungsprojekt „Windenergienutzung im Binnenland“ des Fraunhofer-Instituts für Windenergie und Energiesystemtechnik (Fraunhofer-IWES).

2. Auswirkungen auf Vögel

Nachfolgend wird zunächst in einem einführenden Kapitel der gegenwärtige Kenntnisstand zu Auswirkungen von WEA im Wald auf Vögel auf der Grundlage einer Literaturrecherche dargestellt. Der Fokus liegt dabei auf waldspezifischen Aspekten, es handelt sich demnach nicht um einen Gesamtüberblick zu Auswirkungen von WEA auf Vögel. Hierzu wird auf die aktuellen Reviews von MARQUES *et al.* (2014), SCHUSTER *et al.* (2015) und GOVE *et al.* (2013) verwiesen. Im Anschluss werden die im Rahmen dieses Projektes durchgeführten Untersuchungen dargestellt, gegliedert in Methodik, Ergebnisse und Diskussion.

2.1. Kenntnisstand zu den Auswirkungen von Windenergieanlagen im Wald auf Vögel

Durch Sammlung und Auswertung der nationalen und internationalen wissenschaftlichen Literatur sowie bereits existierender – ggf. noch nicht publizierter – Monitoring- und Forschungsergebnisse wurde der gegenwärtige Kenntnisstand zu waldspezifischen Auswirkungen von WEA zusammen getragen. Als Ergebnis werden hieraus Ursache-Wirkungs-Hypothesen abgeleitet, die als Bewertungsgrundlage für die Ergebnisse der eigenen Untersuchungen dienen (s. Kap. 2.2).

2.1.1. Methodik

Die systematische Literaturauswertung erfolgte in Anlehnung an CEBC (2010). Für die Literaturrecherche wurde die vorwiegend englischsprachige Literatur durch Abfragen von Literaturdatenbanken im Internet erschlossen. Die Suche konzentrierte sich überwiegend auf die Datenbank Web of Science, außerdem erfolgte eine Abfrage über Google Scholar[3].

Die Abfragen erfolgten mit Hilfe der folgenden Stichwörter: „Bird“, „Birds“, „wind energy“, „wood“, „forest“, „avian impacts“. Die Stichwörter wurden mit Hilfe des Operators „AND“ zu verschiedenen Abfragen kombiniert. Darüber hinaus wurde nach speziellen Waldvogelarten gesucht, wobei jeweils der deutsche, englische und wissenschaftliche Name mit dem Stichwort „wind“ kombiniert wurde:

Als weitere Informationsquellen wurden die eigenen Literaturbestände hinzugezogen sowie die Internetseiten der Bundesländer ausgewertet, die eine Vielzahl von Leitfäden, Erlassen und Handlungsempfehlungen in Bezug auf Windenergie und Naturschutz bereitstellen.

Die Literatur wurde zunächst anhand der Titel und im zweiten Schritt durch Auswertung der Abstracts bzw. Zusammenfassungen auf ihre Relevanz geprüft.

2.1.2. Übersicht der relevanten Wirkfaktoren

Die Literatur zu Auswirkungen von WEA auf Vögel ist inzwischen sehr umfangreich. Im Wesentlichen werden dabei folgende Wirkfaktoren diskutiert:

- Störungs- und Vertreibungswirkungen,

[3] http://scholar.google.de/

- Kollisionsgefährdung,
- Direkter Lebensraumverlust und
- Barrierewirkung.

In Bezug auf Waldstandorte lassen sich die möglichen Auswirkungen von WEA auf Vögel weiter eingrenzen (vgl. auch BFN 2011; PETERS 2011; WILKENING 2011):

- Kollisionsgefährdung: Betroffen sind hiervon in erster Linie Arten, die den Luftraum über den Baumkronen für Balz- und Revierflüge und für Thermiksegeln nutzen, d.h. Greif- und Großvögel;
- Störungs- und Vertreibungswirkung: Die diesbezüglich als besonders empfindlich geltenden, in großen Trupps auftretenden Wat- und Wasservögel spielen im Wald keine Rolle; betroffen wären daher in erster Linie bestimmte Brutvogelarten, z. B. Greifvögel, Eulen, Raufußhühner; möglicherweise spielen baubedingte Störungen dabei eine größere Rolle als betriebsbedingte (vgl. STEINBORN *et al.* 2011; PEARCE-HIGGINS *et al.* 2012)
- Direkter Lebensraumverlust: Für die WEA und Erschließungsflächen werden Waldflächen dauerhaft bzw. vorübergehend gerodet. Hiervon können Brutplätze und Nahrungsflächen betroffen sein.
- Barrierewirkung: Dieser Wirkfaktor spielt in erster Linie bei Wechselbeziehungen zwischen Teillebensräumen eine Rolle, z. B. bei Flügen zwischen Brutplatz und weiter entfernten Nahrungsflächen. Hiervon können auch waldbewohnende Arten betroffen sein (z. B. Schwarzstorch), wobei jedoch die modernen Anlagen meist ausreichend große Abstände untereinander aufweisen, so dass die Vögel zwischen den Anlagen durchfliegen können.

Im Rahmen der Literaturauswertung wurde auf dieser Grundlage insbesondere auf die Wirkfaktoren „Störungs- und Vertreibungswirkung“ sowie „Kollisionsgefährdung“ fokussiert. Die Untersuchung von direkten Lebensraumverlusten erfolgt durch die Auswertung von zahlreichen Fachgutachten, die im Zuge der Genehmigungsverfahren zu WEA im Wald erstellt und für verschiedene Fragestellungen des Projekts zusammengetragen wurden (s. Kap. 1.4). Im Hinblick auf die Barrierewirkung wird davon ausgegangen, dass im Falle des großräumigen Vogelzuges die Wirkmechanismen und die betroffenen Arten weitgehend unabhängig davon sind, ob der Zug über Offenland oder über Wald erfolgt, so dass dieser Wirkfaktor in dem Forschungsvorhaben nicht näher betrachtet wird.

2.1.3. Auswirkungen auf den Vogelzug

Es wird davon ausgegangen, dass die Reaktion von ziehenden Vögeln auf WEA sich bei Standorten über Wald nicht grundsätzlich von Standorten im Offenland unterscheidet. An dieser Stelle erfolgt daher nur eine grundsätzliche Betrachtung.

Die Anzahl der jährlich durch und in Deutschland ziehenden Vögel wird auf ca. eine halbe Milliarde geschätzt, wovon drei Viertel zu den kleinen Singvogelarten zählen (HÜPPOP *et al.* 2013). Sollten ziehende Vögel in besonderem Maße von Kollisionen an WEA betroffen sein, wäre angesichts der Zahl von ca. 25.000 Anlagen (Dez. 2014) zu erwarten, dass die entsprechenden Arten, insbesondere Drosseln, in hohem Maße bei Kollisionsopfersuchen in Deutschland gefunden würden. Dies ist jedoch nicht der Fall, was z. B. auch Untersuchungen an einem Hotspot des Vogelzugs auf der Insel Fehmarn zeigen (BIOCONSULT SH & ARSU 2010). Ebenso sind in der bundesweiten Schlagopferkartei sowie in den Funden des Forschungsprojektes PROGRESS an 47 Windparks in

der Nordhälfte Deutschlands[4] unter den jeweiligen Top Ten keine Arten des nächtlichen Singvogelzuges zu finden (Tab. 3, Tab. 4, Tab. 5).

Tab. 3: Top Ten der Vogelverluste an WEA in Deutschland
Daten aus der zentralen Fundkartei der Staatlichen Vogelschutzwarte im Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg, Stand: 01.06.2015, http://www.lugv.brandenburg.de/cms/detail.php/bb1.c.312579.de

Art		Anzahl Kollisionsopfer
Buteo buteo	Mäusebussard	332
Milvus milvus	Rotmilan	270
Anas platyrhynchos	Stockente	133
Larus ridibundus	Lachmöwe	120
Columba palumbus	Ringeltaube	114
Haliaeetus albicilla	Seeadler	108
Larus argentatus	Silbermöwe	95
Apus apus	Mauersegler	92
Alauda arvensis	Feldlerche	83
Sturnus vulgaris	Star	83

Tab. 4: Top Ten der Totfunde aus 16 Suchterminen in vier Windparks auf Fehmarn 2009
(BioConsult SH & ARSU 2010, S. 162)

Art		Anzahl Kollisionsopfer
Larus argentatus	Silbermöwe	15
Larus ridibundus	Lachmöwe	9
Delichon urbicum	Mehlschwalbe	7
Buteo buteo	Mäusebussard	4
Pluvialis apricaria	Goldregenpfeifer	3
Hirundo rustica	Rauchschwalbe	3
Larus canus	Sturmmöwe	3
Riparia riparia	Uferschwalbe	3
Anas platyrhynchos	Stockente	2
Columba palumbus	Ringeltaube	2

Tab. 5: Top Ten der Totfunde im Forschungsprojekt PROGRESS (2012 - 2014) (Grünkorn 2015)

Art		Anzahl Kollisionsopfer
Columba palumbus	Ringeltaube	41
Anas platyrhynchos	Stockente	39
Buteo buteo	Mäusebussard	25
Larus ridibundus	Lachmöwe	18

[4] http://www.arsu.de/themenfelder/windenergie/projekte/ermittlung-der-kollisionsraten-von-greif-voegeln-und-schaffung (Zugriff am 21.05.2015)

Art		Anzahl Kollisionsopfer
Sturnus vulgaris	Star	15
Larus argentatus	Silbermöwe	12
Vanellus vanellus	Kiebitz	12
Alauda arvensis	Feldlerche	10
Pluvialis apricaria	Goldregenpfeifer	10
Columba livia domestica	Haus-/Straßen-taube	9

Die Tatsache, dass sich der nächtliche Singvogelzug nicht in den Kollisionsopferzahlen an WEA abbildet, kann größtenteils - aber nicht ausschließlich - mit der überwiegend deutlich größeren Zughöhe der Vögel erklärt werden. Für das westliche Mitteleuropa wird generell davon ausgegangen, dass ca. ein Fünftel des Nachtzuges in Höhenbereichen erfolgt, die von WEA tangiert werden (BRUDERER & LIECHTI 2004). Ziehende Kleinvögel sind somit offensichtlich sowohl tagsüber als auch nachts in der Lage, WEA als Hindernis zu erkennen und ihnen rechtzeitig auszuweichen. Massenanflüge von Singvögeln an WEA sind bislang nicht bekannt geworden, so dass eine hohe Dichte ziehender Vögel nicht zwangsläufig mit einem hohen Kollisionsrisiko verbunden ist.

Diese Aussage gilt zumindest für den in weiten Teilen Mitteleuropas auftretenden Breitfrontzug. Unter bestimmten topografischen Bedingungen kann es – auch unter Einfluss der Witterung – zu horizontalen und vertikalen Verdichtungen des Vogelzuges kommen, wie es z. B. entlang des Alpennordrandes der Fall ist (LIECHTI *et al.* 2012) oder auch an prominenten Beispielen in den Mittelgebirgen wie dem Randecker Maar (vgl. GATTER 2000). Kleinräumig sind den Tieren in solchen Verdichtungszonen möglicherweise die notwendigen Ausweichbewegungen gegenüber WEA erschwert. Belege hierfür stehen jedoch noch aus. Dies gilt auch für Schmalfrontzieher wie dem Kranich (STEINBORN & REICHENBACH 2011).

2.1.4. Störungs- und Vertreibungswirkungen

2.1.4.1. Überblick

Die folgenden Ausführungen beziehen sich auf anlage- und betriebsbedingte Störwirkungen. WEA können durch ihre Silhouette und die Rotorbewegung sowie Geräusche und Schattenwurf zu einem Meideverhalten von Vögeln führen. Darüber hinaus können indirekte Störwirkungen durch die infrastrukturelle Erschließung der Windparks auftreten. Neu erstellte Zufahrtswege können, zusätzlich zu immer wiederkehrenden Störungen durch Wartungsarbeiten, beispielweise auch von Erholungssuchenden genutzt werden (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2010, S. 35; BIRDLIFE INTERNATIONAL 2013, S. 14f). Baubedingte Störungen sind grundsätzlich für alle störungssensiblen Arten im Offenland und im Wald relevant, können aber durch angepasste Bauzeiten wirksam minimiert werden und werden daher im Folgenden nicht schwerpunktmäßig betrachtet.

Zu den Störungs- und Vertreibungswirkungen, die durch WEA im Wald verursacht werden, bestehen kaum abgesicherte Erkenntnisse. Es können aber zum Teil Analogieschlüsse gezogen werden. Außerdem ist davon auszugehen, dass Arten, die generell als besonders empfindlich gegenüber anthropogenen Störungen eingestuft werden, auch eine hohe Empfindlichkeit gegenüber Stör- und Vertreibungswirkungen durch WEA aufweisen. Das Bundesamt für Naturschutz geht davon aus, dass die Auswirkungen auf Vögel im Wald insgesamt gravierender sein könnten

als im Offenland, da Wälder im Vergleich zu Offenland häufig naturnäher seien. Stör- und Vertreibungswirkungen könnten u. a. durch Bau- und Betriebslärm, Folgenutzungen und Wartungsarbeiten entstehen. Als Folge gingen Lebensräume im Wald, speziell im Kronenbereich und im Luftraum darüber verloren (z. B. Brut-, Balz- und Nahrungsareale) (BFN 2011).

In Deutschland wurden von einigen Bundesländern Handlungsempfehlungen oder Erlasse zum Umgang mit den naturschutzfachlichen Belangen bei der Planung von WEA herausgegeben. Diese landesplanerischen Empfehlungen enthalten z. T. Hinweise auf besonders zu berücksichtigende Vogelarten, die ein Meideverhalten gegenüber WEA zeigen bzw. störungsempfindlich sind. Artspezifisch können unterschiedliche Störwirkungen durch WEA auftreten. Einige Arten sind beispielsweise an ihren Blutplätzen besonders sensibel gegenüber Störungen, zeigen aber bei der Nahrungssuche oder den Flügen zu ihren Nahrungsgebieten kein Meideverhalten gegenüber WEA und sind somit unter Umständen kollisionsgefährdet. Es gibt einerseits Arten, die sowohl von Störungen als auch von Kollisionen betroffen sind, und andererseits Arten, die nur eine Empfindlichkeit gegenüber einem der Parameter zeigen.

In Tab. 6 sind Waldvogelarten gelistet, die in den Handlungsempfehlungen der Länder als empfindlich gegenüber Störwirkungen durch WEA benannt werden. Bei diesen Arten wird ein Meideverhalten während der Brutzeit vermutet. Die Informationen zu den einzelnen Arten sind allerdings nicht immer einheitlich, beispielsweise wird in den Artensteckbriefen für Rheinland-Pfalz angegeben, dass Störwirkungen für die Arten Baum-, Wanderfalke und Uhu vernachlässigbar seien, zumindest abseits der Brutplätze (RICHARZ *et al.* 2012). Grundsätzlich wird die Vertreibungswirkung auf Rastvögel als stärker eingeschätzt als auf Brutvögel, da Rastvögel auf Grund der vergleichsweise kurzen Verweildauer im Gebiet keine oder nur sehr geringe Gewöhnungseffekte an WEA zeigen (LUBW 2012). Da Rastgebiete – insbesondere von den störungsempfindlichen Wat- und Wasservogelarten – im Wald jedoch keine Rolle spielen werden Auswirkungen auf Rastvögel hier nicht weiter berücksichtigt.

Tab. 6: Arten, bei denen gemäß der Länderempfehlungen von einem Meideverhalten gegenüber WEA ausgegangen wird
(Einschätzung gemäß Länderempfehlungen, die Kategorien entsprechen dem jeweiligen Wortlaut)

Art	Baden-Württemberg[1]	Bayern[2]	Brandenburg[3]	Hessen[4]	Rheinland-Pfalz[5]	Saarland[6]	NRW[7]
Auerhuhn	Meideverhalten zur Brutzeit	besonders störungsempfindlich					
Baumfalke			störungssensibel	hohe Empfindlichkeit			
Fischadler			störungssensibel	mittlere Empfindlichkeit			
Haselhuhn	Meideverhalten zur Brutzeit	besonders störungsempfindlich		keine sytematischen Studien	besonders störungsempfindlich	besonders störungsempfindlich	störungsempfindlich
Raubwürger	Meideverhalten in Brutzeit						

Art	Baden-Württemberg[1]	Bayern[2]	Brandenburg[3]	Hessen[4]	Rheinland-Pfalz[5]	Saarland[6]	NRW[7]
Rotmilan					besonders störungsempfindlich	besonders störungsempfindlich	
Schreiadler			besonders störungssensibel				
Schwarzmilan					besonders störungsempfindlich	besonders störungsempfindlich	
Schwarzstorch	Meideverhalten zur Brutzeit		besonders störungssensibel	hohe Empfindlichkeit	besonders störungsempfindlich	besonders störungsempfindlich	störungsempfindlich
Seeadler			besonders störungssensibel				
Uhu				mittlere Empfindlichkeit			
Wanderfalke			besonders störungssensibel	mittlere Empfindlichkeit			
Wiedehopf					besonders störungsempfindlich	besonders störungsempfindlich	
Ziegenmelker	Meideverhalten zur Brutzeit		sehr störungsempfindlich		besonders störungsempfindlich	besonders störungsempfindlich	störungsempfindlich

[1] LUBW (2012)
[2] STMUG (2011)
[3] MUGV (2011a, Anlage 1: Tierökologische Abstandskriterien)
[4] PNL (2012); HMUELV & HMWVL (2012)
[5] RICHARZ *et al.* (2012)
[6] MUV (2013)
[7] MKULNV & LANUV (2013)

Auch der Niedersächsische Landkreistag (NLT) geht davon aus, dass WEA im Wald zu einem Lebensraumverlust störungsempfindlicher Arten mit großem Raumbedarf führen können. Hierzu zählen alle Wald bewohnenden Greifvogel- und Eulenarten, Kolkrabe, Schwarzstorch, Graureiher, Hasel- und Auerhuhn (NLT 2014, S. 6). In Niedersachsen gelten daher Abstandsempfehlungen von mindestens 200 m zu Waldflächen (ebd., S. 11).

2.1.4.2. Artspezifische Untersuchungen

Bei einer Vorher-Nachher-Untersuchung in einem Windpark in Searsburg, Vermont wurde festgestellt, dass die Störungen, Habitatveränderungen und Rodungen durch den Bau von elf WEA zu einer Abnahme derjenigen Vogelarten geführt haben, die typischerweise in großen unzerschnittenen Wäldern brüten. Gleichzeitig nahmen Arten, die Randstrukturen bzw. fragmentierte Waldflächen bevorzugen, in ihrer Abundanz zu (KERLINGER 2002, S. 25). Diese Ergebnisse werden auf die veränderten Habitatbedingungen zurückgeführt, da sowohl an den Standorten der WEA als auch entlang der Zufahrten Waldflächen gerodet wurden.

Auerhuhn und Birkhuhn

Das Auerhuhn ist eine besonders störungsempfindliche Art. Insbesondere die Präsenz von Menschen in bis dahin ungestörten Wäldern führt zu Vertreibungen und Lebensraumverlust (HORCH *et al.* 2012, S. 41). Das Kantabrische Auerhuhn (*Tetrao urogallus cantabricus*) ist eine Unterart, die endemisch in den Wäldern des kantabrischen Gebirges (Nordspanien) vorkommt. GONZALEZ & ENA (2011) vermuten eine starke Bedrohung der Art durch die Entwicklung von Windparks in ihrem Lebensraum. Das Vorkommen der Auerhühner in ihrem Winterhabitat (Pyrenäeneichen- und Kiefernwald) wurde vor und nach dem Bau eines Windparks (zwölf Anlagen) untersucht. Der geplante Windpark befand sich < 2 km von drei besetzten Revieren und < 5 km von zwei weiteren Balzplätzen entfernt (GONZALEZ & ENA 2011, S. 66f). Dabei wurden statistisch signifikante Unterschiede vor und nach dem Bau der WEA festgestellt: Die Aktivität der Auerhühner im Untersuchungsgebiet ist stark zurückgegangen und die Tiere haben ihr Territorium verlagert. Nach dem Anlagenbau wurden die Straßen von den Auerhühnern gemieden. Als Ursache werden die anthropogenen Störungen angenommen. Da die WEA im 2. Untersuchungsjahr noch nicht in Betrieb waren, gingen die Störungen insbesondere von dem erhöhten Verkehrsaufkommen im Bereich der Zuwegungen aus. Es wird vermutet, dass sich die Effekte noch verstärken, wenn die WEA in Betrieb sind (GONZALEZ & ENA 2011, S. 68ff).

Im Schwarzwald wurde ein Aktionsplan zum Schutz des Auerhuhns entwickelt. Da die Lebensraumfragmentierung und der Lebensraumverlust durch Erschließungsmaßnahmen wichtige Gefährdungsursachen darstellen, ergibt sich ein hohes Konfliktpotenzial durch die Errichtung von WEA im Schwarzwald. Um Störungen durch die Baumaßnahmen und den Betrieb zu verhindern, werden wichtige Auerhuhnhabitate (z. B. Balzplätze, Brut- und Aufzuchthabitate) nach dem Vorsorgeprinzip als mögliche WEA-Standorte ausgeschlossen (SUCHANT & BRAUNISCH 2008, S. 49ff).

Beim Birkhuhn sind bereits betriebsbedingte Vertreibungseffekte nachgewiesen worden: In mehreren Gebieten wurden Balzplätze des Birkhuhns bis 1.000 Meter Abstand zu WEA aufgegeben, und vorher stabile bzw. zunehmende Populationen nahmen schon kurz nach Errichtung von WEA stark ab (ZEILER & GRÜNSCHACHNER-BERGER 2009; LAG VSW 2015; LANGGEMACH & DÜRR 2015).

Waldschnepfe

Im Nordschwarzwald wurden die Auswirkungen eines Windparks auf die Waldschnepfe mittels eines Vorher-Nachher-Vergleichs sowie einer zusätzlichen Referenzfläche untersucht. Balzfliegende Männchen wurden an 15 Zählstandorten an jeweils einem Termin über drei Jahre simultan erfasst. Die Flugbalzaktivität nahm zwischen 2006 und 2008 über alle 15 Standorte um 88 % ab. Dabei ergaben sich hoch signifikante Unterschiede vor und nach dem Bau der Anlagen. Von den ehemals ca. 30 männlichen Waldschnepfen nutzten nach dem Bau der WEA nur noch 3-4 Indivi-

duen das Untersuchungsgebiet. Dies entspricht einer Abnahme der Abundanz von ca. 10 Männchen/100 ha auf ca. 1,2 Männchen/100 ha (DORKA *et al.* 2014, S. 73). Als Ursache vermuten die Autoren Stör- und Maskierungswirkungen durch die WEA. Da sich der Balzflug der Männchen entlang von Waldinnenrändern richtet und z. T. in größerer Höhe im Rotorbereich stattfindet, wird eine besondere Betroffenheit durch die WEA angenommen. Der Rückgang der balzenden Männchen wurde unabhängig vom Bewegungszustand der Rotoren festgestellt, so dass die Störwirkung auch von den Bauwerken selbst auszugehen scheint (DORKA *et al.* 2014, S. 75). Nach DORKA *et al.* (2014) sollte vorläufig von einem Meidebereich von 300 m um die WEA für Waldschnepfen ausgegangen werden. Da es sich um die erste Untersuchung dieser Art handelt, sind weitere Studien zur Absicherung der Ergebnisse erforderlich, dennoch wird der Meidebereich für plausibel gehalten (STRAUB *et al.* 2015, S. 53) Auch MÖCKEL & WIESNER (2007, S. 110) stellten ein Meideverhalten bei der Art fest. Bei den Untersuchungen näherten sich Waldschnepfen bei ihren Balzflügen bis auf minimal 850 m den WEA.

Wiedehopf

Der Wiedehopf ist eine besonders störungsempfindliche Art. In Rheinland-Pfalz und Brandenburg sind Brutreviere nach Errichtung von WEA aufgegeben worden, obwohl weiterhin sowohl geeignete Brutplätze als auch günstige Nahrungsräume vorhanden waren. Darüber hinaus existieren Belege, dass auch Vertreibungswirkungen im Umfeld von WEA (Abstand bis 900 m) auftreten (LANGGEMACH & DÜRR 2015, S. 63).

Ziegenmelker

Ziegenmelker zeigen ein ausgeprägtes Meideverhalten gegenüber WEA, wahrscheinlich auch weil sie auf akustische Kommunikation angewiesen sind (GARNIEL *et al.* 2007). Betriebsgeräusche der WEA, aber auch Baulärm, Staubentwicklung und Bodenerschütterungen während der Bauphase führten zur sofortigen Verdrängung der Vögel aus ihren Brut- und Nahrungsgebieten. Letztere wurden nur noch von Einzelvögeln und bei Windstille aufgesucht. Bei mehreren Untersuchungen in und um Windparks erfolgte eine komplette Räumung der Brutgebiete oder eine über fünfzigprozentige Ausdünnung der Bestände. Es wurden regelmäßig Meidedistanzen von 250 Metern und mehr zu WEA nachgewiesen, darüber hinaus Bestandsausdünnung in unterschiedlichem Ausmaß bis ca. 500 m (MÖCKEL & WIESNER 2007, S. 110; LANGGEMACH & DÜRR 2015, S. 60ff).

2.1.4.3. Auswirkungen durch Lärm

Neben den optischen Wirkungen von WEA können die emittierten Geräusche zu einer Minderung der Lebensraumqualität für empfindliche Vogelarten führen (BOSCH & PARTNER *et al.* 2009, S. 28). Vögel sind in ihrer Umwelt artspezifisch auf die Wahrnehmung akustischer Signale angewiesen (z. B. zur Partnerfindung, Verteidigung des Territoriums oder Warnung vor Gefahren). Insbesondere bei Arten, die in unübersichtlichen Habitaten wie Wäldern leben oder nachtaktiv sind, spielt die akustische Kommunikation eine entscheidende Rolle. Mögliche akustische Beeinträchtigungen von Waldvogelarten durch WEA sind jedoch noch weitgehend unerforscht (DORKA *et al.* 2014, S. 67). In dem FuE-Vorhaben „Quantifizierung und Bewältigung entscheidungserheblicher Auswirkungen von Verkehrslärm auf die Avifauna“ im Auftrag des Bundesministeriums für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung wurden Auswirkungen von Verkehrslärm auf verschiedene Vogelarten untersucht (GARNIEL *et al.* 2007). Im Ergebnis erfolgt eine differenzierte Bewertung der Lärm- bzw.

Störungsempfindlichkeit verschiedener Vogelarten anhand von kritischen Schallpegeln und Effektdistanzen. Da es sich bei WEA um punktförmige Quellen handelt und Verkehrslärm von einer Linienquelle ausgeht, bestehen bei der Schallausbreitung jedoch deutliche Unterschiede. Der Schalldruck einer Linienquelle breitet sich zylinderförmig aus und schwächt sich pro Abstandsverdoppelung zur Quelle nur halb so stark ab wie der Schalldruck einer Punktquelle (GARNIEL *et al.* 2007, S. 29). Daher reichen Verkehrsgeräusche wesentlich weiter als die Immissionen einer WEA.

Die Empfindlichkeit der verschiedenen Vogelarten gegenüber Lärm beruht auf ihrer artspezifischen Ökologie und Lebensweise. Diese generellen Wirkungszusammenhänge sind auch für eine Bewertung von Störwirkungen durch WEA relevant und übertragbar. Von den behandelten Waldarten werden der Ziegenmelker und der Raufußkauz als hoch empfindlich gegenüber Maskierungseffekten eingestuft. Die nachtaktiven Arten sind besonders auf den Empfang akustischer Signale angewiesen und weisen einen kritischen Schallpegel von 47 dB(A) nachts auf (GARNIEL *et al.* 2007, S. 128 u. 141). Tab. 7 zeigt für alle Waldvogelarten, die als lärmempfindlich eingestuft wurden, die kritischen Schallpegel und Effektdistanzen gegenüber Straßen.

Tab. 7: Empfindlichkeit von Waldvogelarten gegenüber Verkehrslärm
(Garniel & Mierwald 2010, S. 97ff)

Art	Gruppe*	Kritischer Schallpegel	Effektdistanz/Fluchtdistanz
Auerhuhn	1	52 dB(A) tags	Fluchtdistanz 500 m
Buntspecht	2	58 dB(A) tags	Effektdistanz 300 m
Grauspecht	2	58 dB(A) tags	Effektdistanz 400 m
Habichtskauz	2	58 dB(A) tags	Effektdistanz 500 m
Haselhuhn	3	55 dB(A) tags	Effektdistanz 300 m
Hohltaube	2	58 dB(A) tags	Effektdistanz 500 m
Kuckuck	2	58 dB(A) tags	Effektdistanz 300 m
Mittelspecht	2	58 dB(A) tags	Effektdistanz 400 m
Raufußkauz	1	47 dB(A) nachts	Fluchtdistanz 20 m
Schleiereule	2	58 dB(A) tags	Effektdistanz 300 m
Schwarzspecht	2	58 dB(A) tags	Effektdistanz 300 m
Sperlingskauz	2	58 dB(A) tags	Effektdistanz 500 m
Turteltaube	2	58 dB(A) tags	Effektdistanz 500 m
Uhu	2	58 dB(A) tags	Effektdistanz 500 m
Waldkauz	2	58 dB(A) tags	Effektdistanz 500 m
Waldohreule	2	58 dB(A) tags	Effektdistanz 500 m
Waldschnepfe	2	58 dB(A) tags	Effektdistanz 300 m
Weißrückenspecht	2	58 dB(A) tags	Effektdistanz 400 m
Ziegenmelker	1	47 dB(A) nachts	Fluchtdistanz 0 m

*1: Arten mit hoher Lärmempfindlichkeit
2: Arten mit mittlerer Lärmempfindlichkeit
3: Arten mit lärmbedingt erhöhter Gefährdung durch Prädation

BAYNE *et al.* (2008) untersuchten die Effekte von anthropogenen Lärmquellen im Wald in Alberta, Canada. Dabei wurden die Dichte und das Vorkommen von Sperlingsvögeln in verschiedenen Abständen zu schallemittierenden Kompressorstationen mit den Dichten und Vorkommen in entsprechenden Referenzgebieten verglichen. Bei den Referenzgebieten handelte es sich ebenfalls

um kleine Lichtungen im Wald (Berücksichtigung von Randeffekten), die jedoch unbeeinflusst von anthropogenem Lärm waren. Die Kompressorstationen verursachen typischerweise Pegel zwischen 75 und 90 dB(A) an der Quelle (BAYNE *et al.* 2008, S. 1187).

Die Dichte aller Sperlingsvögel war nahe der Kompressorstationen signifikant niedriger als in allen anderen Zählgebieten mit folgender Rangfolge: „near well pads > far well pads > far compressor > near compressor“ (BAYNE *et al.* 2008, S. 1190). Im Einzelnen wurden Dichten der Arten Rotaugenvireo, Brauen-Waldsänger, Weißkehlammer, Kron-Waldsänger ausgewertet. Nur beim Brauen-Waldsänger gab es keinen signifikanten Trend. Im Gegensatz zu vielen Untersuchungen über die Auswirkungen von Straßen auf Vögel konnten BAYNE *et al.* (2008) die Effekte von Lärm gezielt studieren, da in diesem Fall keine Auswirkungen durch optische Störwirkungen (fahrende Autos, Licht) oder Randeffekte zu berücksichtigen waren. Es konnte nachgewiesen werden, dass dauerhafter anthropogener Lärm die Habitatqualität für Brutvögel beeinflusst. Die Untersuchungsergebnisse lassen vermuten, dass der Lärm der Kompressorstationen einen Einfluss bis zu 700 m Entfernung hat (BAYNE *et al.* 2008, S. 1190). Die Studie beinhaltet allerdings keine Messung der Geräuschpegel in den Zählgebieten, so dass keine Aussagen zur tatsächlichen Reichweite des Lärms oder zu Wirkungsschwellen getroffen werden können.

Bei der Bewertung möglicher Wirkungen der Geräuschimmissionen von WEA ist zu beachten, dass durch das Rauschen des Windes und der Blätter im Wald ein natürlicher Hintergrundschall herrscht. Dieser wird beispielsweise für einen Buchenwald mit 30-54 dB(A) angegeben, je nach Windstärke und Grad der Belaubung. Grundsätzlich wird daher davon ausgegangen, dass Pegel unter 40 dB(A) aufgrund des natürlichen Hintergrundschalls nicht für Vögel relevant sind (GARNIEL *et al.* 2007, S. 36 u. 40). Wasser, Wind und Vegetation haben die stärkste Schallenergie in den tiefen Frequenzen. Vögel nutzen daher das natürliche Schallfenster zwischen 1-1,5 und 4 kHz für ihren Gesang und sind dementsprechend in diesem Frequenzbereich besonders anfällig für Maskierungseffekte (GARNIEL *et al.* 2007, S. 38). Durch Streuungs- und Reflexionseffekte wird die Schallausbreitung im Wald stark verändert. Hiervon sind insbesondere kurzwellige, höhere Frequenzen ab 2 kHz betroffen. Während also höhere Frequenzen adsorbiert werden, haben tiefe Frequenzen eine besonders hohe Reichweite im Wald (JOHANSSON 2010, S. 13). Vogelarten der Waldhabitate haben sich an diesen Umstand angepasst, indem sie entweder die Paarbildung beginnen, bevor die Bäume belaubt sind oder die tiefen Frequenzen für ihre Kommunikation nutzen. Letzteres gilt insbesondere für Tauben, Eulen, Raufußhühner und Spechte, wodurch diese Arten besonders durch Fremdgeräusche tiefer Frequenzen (< 2 kHz) im Wald betroffen sein können (GARNIEL *et al.* 2007, S. 41ff). Nach DORKA *et al.* (2014) ist auch die Waldschnepfe besonders durch eine Maskierung im tieffrequenten Bereich betroffen, da ein Teil des Balzgesangs sowie der Flügelschlag leicht durch die Rotorengeräusche überdeckt werden (DORKA *et al.* 2014, S. 75)

Die Schalleistungspegel von WEA hängen von der Größe und Leistung der jeweiligen Anlagentypen ab. Nach Herstellerangaben erzeugt beispielsweise eine Enercon E-126 (7,5 MW) einen Schalleistungspegel von 108,5 dB(A) und weist eine Tonhaltigkeit (K_{TN}) von 0-2 dB auf. Für die Enercon E-101 (3 MW) werden ein Schalleistungspegel von 106,0 dB(A) und eine Tonhaltigkeit von 0-1 dB im leistungsoptimierten Betrieb angegeben. Die Geräuschimmissionen nehmen mit zunehmender Entfernung aber stark ab. Beispielsweise wird für einen Windpark mit sieben Anlagen in 500 m Entfernung ein Pegel von 45 dB(A) in Hauptwindrichtung angegeben (BOSCH & PARTNER *et al.* 2009, S. 24).

Zur Ausbreitung des Schalls von WEA im Wald gibt es nur wenige Untersuchungen, da der Fokus in den Zulassungsverfahren gemäß der TA Lärm auf der Einhaltung von Immissionsrichtwerten in

Industrie-, Gewerbe-, Wohn- oder Kurgebieten liegt. Valide Immissionsprognosen sind für Waldbereiche außerdem besonders komplex. In einem schwedischen Forschungsprojekt (Vindforsk, V-164) wurde der Schall einer WEA im Wald gemessen und mit der entsprechenden Immissionsprognose verglichen. Die Messung ergab ca. 1-2 dB höhere Werte als erwartet. Als Ursache werden das durch die Baumstämme verursachte Echo und Streuungseffekte sowie Wind und Temperaturgradienten angegeben. Der Wald wirkt wie ein Raum, der die Schallenergie speichert, außerdem verstärkt sich das Echo mit der Distanz zur Schallquelle (JOHANSSON 2010, S. 1 u. 71). Für eine exakte Berechnung der Schallausbreitung im Wald sind viele standortspezifische Faktoren einzubeziehen. Die Messungen an einer WEA in einem schwedischen Nadelforst ergaben in einem Abstand von 150 m zur WEA Schallpegel zwischen 44 und 50 dB(A) je nach Windgeschwindigkeit. Bei einer Windgeschwindigkeit von 6 m/s wurde im Mittel ein Pegel von 46,5 dB(A) in 150 m Entfernung, 37,3 dB(A) in 330 m Entfernung und 34,3 dB(A) in 520 m Entfernung festgestellt (ALMGREN 2009, S. 12 (28)ff). Bei der Anlage handelte es sich um eine Nordex N90 (2,5 MW) mit einer Nabenhöhe von 100 m und einem Rotordurchmesser von 90 m.

Trotz der grundsätzlichen Nachweise zu den Störwirkungen von anthropogenem Lärm auf Brutvögel, sind bisher keine eindeutigen Aussagen zur Wirkung von WEA-Lärm im Wald möglich. Denn es mangelt nicht nur an Untersuchungen zur Verteilung der Brutvögel in Abhängigkeit von Anlagenstandorten, wozu das Forschungsvorhaben einen wesentlichen Beitrag liefern soll, sondern es fehlen auch Prognosen und Messungen zur konkreten Reichweite des Schalls im Wald.

2.1.5. Kollisionsgefährdung

2.1.5.1. Überblick

Auch hinsichtlich des Kollisionsrisikos beschränken sich die meisten Erkenntnisse auf Untersuchungen an Offenlandstandorten. Aus den waldreichen Mittelgebirgsregionen Deutschlands liegen beispielsweise nur wenige Untersuchungen vor und gerade bei den Waldarten gibt es größere Wissensdefizite, so dass häufig mit Analogieschlüssen gearbeitet wird.

Deutsche und internationale Studienergebnisse zur Kollisionsgefährdung von Vögeln an WEA zeigen, dass große Greifvögel und Thermiksegler zu den Arten mit besonders hohem Kollisionsrisiko gehören. Dazu zählen beispielsweise Gänsegeier, Steinadler, Rotmilan, Seeadler oder Mäusebussard (LANGSTON & PULLAN 2003; SMALLWOOD & THELANDER 2008; BEVANGER *et al.* 2010; DE LUCAS *et al.* 2012; DAHL *et al.* 2013; GOVE *et al.* 2013; GRÜNKORN 2015; SCHUSTER *et al.* 2015). Obwohl die absolute Anzahl von kollidierten Greifvögeln im Vergleich zur Gesamtopferzahl vielerorts eher niedrig ist (HÖTKER *et al.* 2005; ERICKSON *et al.* 2014), ist das Gefährdungspotenzial für diese Artengruppe aufgrund der langen Lebenserwartung, geringen Reproduktionsrate und geringen Bestandsgrößen besonders hoch (KATZNER *et al.* 2012; BELLEBAUM *et al.* 2013). Verschiedene Studien haben gezeigt, dass insbesondere bei langlebigen Vogelarten mit geringen Reproduktionsraten bereits eine geringe Steigerung der Mortalität durch Kollisionen mit WEA zu überregionalen Bestandsabnahmen führen kann (z. B. bei Rotmilan, See- und Schreiadler; vgl. BELLEBAUM *et al.* (2013), LANGGEMACH & MEYBURG (2011), SCHAUB (2012)). Zum Erhalt sehr kleiner Populationen kann es auf jeden Einzelvogel ankommen. Daher wird insbesondere in Deutschland empfohlen, die Dichtezentren der relevanten Großvögel von WEA freizuhalten. Zu diesem Zweck wurden durch die Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten (LAG VSW) „Abstandsempfehlungen

für WEA zu bedeutsamen Vogellebensräumen sowie Brutplätzen ausgewählter Vogelarten“ herausgegeben (LAG VSW 2015).

Im Rahmen des deutschen Forschungsprojektes „PROGRESS“[5] wurden wesentliche Grundlagen zur Quantifizierung des Vogelschlags an WEA ermittelt, indem in 47 deutschen Windparks Kollisionsopfersuchen, Sicht- und Verhaltensbeobachtungen durchgeführt wurden. Durch die systematische Untersuchung in mehreren Bundesländern Norddeutschlands sollten repräsentative Daten der Kollisionsraten von Vögeln ermittelt und ins Verhältnis zu Vogelvorkommen und Abundanz gesetzt werden. Da es bisher noch große Kenntnislücken in Bezug auf das aktive Ausweichverhalten verschiedener Vogelarten gibt, sind die Modelle zur Abschätzung von Kollisionsraten sehr empfindlich gegenüber diesem Einflussfaktor. Die ersten Ergebnisse des Projektes haben gezeigt, dass es in vielen Fällen keinen linearen Zusammenhang zwischen der Anzahl von Vögeln in Rotorhöhe und der Kollisionsrate gibt. Das Kollisionsrisiko ist demnach vorwiegend artspezifisch (WEITEKAMP *et al.* 2015).

Die Kollisionsopfersuche, die in drei Jahren (2012-2014) in wöchentlichem Rhythmus (zwölf Wochen pro Jahr und Windpark im Frühjahr oder Herbst) durchgeführt wurde, ergab insgesamt 291 Funde. Vorwiegend wurden große oder mittelgroße Vögel der lokal brütenden oder rastenden Arten festgestellt (kaum nächtlich ziehende Singvögel). Am häufigsten wurden Individuen der Arten Ringeltaube, Stockente und Mäusebussard gefunden. Für den Mäusebussard konnte aus den Funden unter Berücksichtigung spezifischer Korrekturfaktoren eine zuverlässige Kollisionsopferzahl hochgerechnet und der Populationsgröße gegenübergestellt werden: Bei einer ermittelten jährlichen Kollisionsrate von 0,48 Mäusebussarden pro WEA ergibt sich z. B. für Schleswig-Holstein (bei der derzeitigen Anlagenzahl) eine zusätzliche Mortalität von 6 % der landesweiten Population (GRÜNKORN 2015).

Hinweise auf die Schlagsensibilität verschiedener Vogelarten ergeben sich auch aus der zentralen Fundkartei zu Vogelverlusten an WEA des Landesumweltamtes Brandenburg[6]. Wenig wendige Großvogelarten, die häufig keine Meidung der Anlagennähe zeigen und in Rotorhöhe fliegen, sind offensichtlich einem erhöhten Kollisionsrisiko ausgesetzt (s. Tab. 8). Eine Analyse der Fundumstände von an WEA verunglückten Greifvögeln[7] ergab, dass als Todesursachen vor allem direkte Berührungen mit den Rotorblättern identifiziert werden konnten. Barotraumata, Schock oder Mastanprall konnten überwiegend ausgeschlossen werden. Bei den meisten Schlagopfern handelte es sich um adulte Vögel und die meisten Funde wurden im Frühjahr und Spätsommer registriert. Bei der jahreszeitlichen Verteilung der registrierten Kollisionen spielt allerdings auch die Vegetationsbedeckung und damit die Fundwahrscheinlichkeit eine Rolle (HÖTKER *et al.* 2013, S. 268).

In Tab. 8 sind die aktuellen Ergebnisse der zentralen Fundkartei für Vogelverluste dargestellt. Die Arten werden nach der Häufigkeit der nachgewiesenen Kollisionen gelistet, bei den grau hinterlegten Zeilen handelt es sich um Vogelarten, die (auch) im Wald vorkommen.

[5] „Ermittlung der Kollisionsraten von (Greif-)Vögeln und Schaffung planungsbezogener Grundlagen für die Prognose und Bewertung des Kollisionsrisikos durch Windenergieanlagen“ im Auftrag des Bundesministeriums für Wirtschaft und Energie.

[6] http://www.lugv.brandenburg.de/cms/detail.php/bb1.c.312579.de, abgerufen am 06.07.2015.

[7] Auswertung von 730 Meldungen aus der zentralen Fundkartei der Staatlichen Vogelschutzwarte im LUGV Brandenburg. Als Zielarten wurden Greifvögel und einige weitere Großvogelarten berücksichtigt.

Von den 144 Arten der in Deutschland registrierten Schlagopfer kommen 61 Arten (auch) im Wald vor (s. Tab. 8). Dabei ist zu berücksichtigen, dass in die Statistik bisher vor allem Offenlandstandorte eingegangen sind. Die gleichmäßige Verteilung der Vogelarten, die auch im Wald vorkommen, über die gesamte Tabelle, lässt erwarten, dass sich bei zunehmender Nutzung von Waldstandorten das betroffene Artenspektrum nicht grundsätzlich ändern wird.

Tab. 8: Vogelverluste an WEA in Deutschland Daten aus der zentralen Fundkartei der Staatlichen Vogelschutzwarte im Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg (LUGV) (Stand: 01.06.2015)

	Bundesland																
Art	**BB**	**BW**	**BY**	**HB**	**HE**	**HH**	**MV**	**NI**	**NW**	**RP**	**SH**	**SN**	**SL**	**ST**	**TH**	**?**	**ges.**
Mäusebussard	127	12			10	8	6	43	15	5	8	10	1	50	22	15	**332**
Rotmilan	65	7	1		25		10	24	20	8	4	19	1	63	18	5	**270**
Stockente	13	2		2				70	1		9	1		1	1	33	**133**
Lachmöwe	8			6			1	59	1		25			2		18	**120**
Ringeltaube	56	4		1	2		1	14	2		2			4		28	**114**
Seeadler	35						29	4			31	1		7		1	**108**
Silbermöwe	2			1		1	2	43			34					12	**95**
Mauersegler	45	5	4				1	8	3	6		1		17	1	1	**92**
Feldlerche	46		2				1	1	1	4	2	1		9	7	9	**83**
Star	18	23			1			15			4	1		5	2	14	**83**
Turmfalke	20				1			7	8	1	1	2		19	3	4	**66**
Wintergoldhähnchen	26	2	2			1		3	1	3	2	2		11	2		**55**
Haustaube	34					1		5			3			1	1	9	**54**
Weißstorch	17	1					7	13	2		2			2	1		**45**
Sturmmöwe	4			2				27			9					3	**45**
Heringsmöwe								34	1							4	**39**
Aaskrähe	28				1		1	4	1						1	2	**38**
Mehlschwalbe	4	3						8		1	7			5	1		**29**
Goldammer	19	1					1	1		1		1		4	1		**29**
Schwarzmilan	17									1		2	1	4	3		**28**
Grauammer	25													2	1		**28**
Goldregenpfeifer								1			12			2		10	**25**
Rotkehlchen	13	2						1		4				2		3	**25**
Kolkrabe	20										2			1		1	**24**
Passeriformes spec.	3	17						2									**22**
Sommergoldhähnchen	3	4	1					5	2	4				1		1	**21**
Rauchschwalbe	5	1						5		1	4			1	1	2	**20**
Fasan	11			1				3		1	1			1		1	**19**
Neuntöter	19																**19**
Höckerschwan	7						2	7			1			1			**18**
Rohrweihe	6						1	2		1	4			4			**18**
Kiebitz								2			3				1	12	**18**
Sperber	7	3						2			2	1		1		1	**17**
Fischadler	9		1	1			2	2			1						**16**
Uhu	1	1							5	4					5		**16**
Kranich	3				2		3	2	1		1					2	**14**

	Bundesland																
Art	**BB**	**BW**	**BY**	**HB**	**HE**	**HH**	**MV**	**NI**	**NW**	**RP**	**SH**	**SN**	**SL**	**ST**	**TH**	**?**	**ges.**
Feldsperling	6	3						1			1	1		2			**14**
Möwe spec.	1							9								3	**13**
Buchfink	6	2						1		1	1			1	1		**13**
Wacholderdrossel	2	5			3									1	1		**12**
Singdrossel	5	5								1						1	**12**
Graureiher	3	1						4	1		1					1	**11**
Baumfalke	4								1			1		3	1		**10**
Wanderfalke	2							1	3	1				1	2		**10**
Goldhähnchen spec.	4	1						1		1				1		2	**10**
Schleiereule	5							3								1	**9**
Graugans	1							2			2					3	**8**
Blessralle	2						3	1			1					1	**8**
Hohltaube	4							4									**8**
Waldohreule	3		1					1	1					1	1		**8**
Bachstelze	3							1								4	**8**
Grünfink	3							1		1				3			**8**
Wespenbussard	1		1					2	2	1							**7**
Habicht	4	1	1									1					**7**
Eichelhäher	5	2															**7**
Blaumeise	2											1		1		3	**7**
Amsel	5													1		1	**7**
Weißwangengans											6						**6**
Saatkrähe	1							3			1			1			**6**
Kohlmeise	5											1					**6**
Mönchsgrasmücke	3	1												1		1	**6**
Wiesenschafstelze	6																**6**
Schwan spec.	1							4									**5**
Krickente				1				2								2	**5**
Waldschnepfe		3				2											**5**
Heidelerche	5																**5**
Baumpieper	4									1							**5**
Blessgans	4																**4**
Kormoran			1	2							1						**4**
Schreiadler	1						2							1			**4**
Austernfischer								2			2						**4**
Krähe spec.	1							3									**4**
Uferschwalbe											3					1	**4**
Trauerschnäpper	3													1			**4**
Kernbeißer	1					1		2									**4**
Saatgans	1											2					**3**
Bless-/Saatgans	2													1			**3**
Ente unbest.																3	**3**
Rebhuhn	1								1							1	**3**
Raufußbussard	1							1						1			**3**
Alpenstrandläufer																3	**3**

	Bundesland																
Art	**BB**	**BW**	**BY**	**HB**	**HE**	**HH**	**MV**	**NI**	**NW**	**RP**	**SH**	**SN**	**SL**	**ST**	**TH**	**?**	**ges.**
Großer Brachvogel								1	1							1	**3**
Türkentaube	2										1						**3**
Kuckuck	3																**3**
Waldkauz	1								1	1							**3**
Elster	1													1		1	**3**
Tannenmeise			1							1		1					**3**
Fitis								2		1							**3**
Zaunkönig	1							1						1			**3**
Braunkehlchen	3																**3**
Steinschmätzer	1							2									**3**
Haussperling	1													2			**3**
Singschwan							1				1						**2**
Rohrdommel								2									**2**
Schwarzstorch					1				1								**2**
Greifvogel spec.	1														1		**2**
Wiesenweihe								1			1						**2**
Merlin	1													1			**2**
Wasserralle	1							1									**2**
Bekassine											1					1	**2**
Mantelmöwe								1			1						**2**
Steppenmöwe	1													1			**2**
Sumpfohreule	2																**2**
Alpensegler		2															**2**
Buntspecht	1														1		**2**
Dohle								2									**2**
Zilpzalp								1		1							**2**
Kleiber	2																**2**
Waldbaumläufer	2																**2**
Rotdrossel											1					1	**2**
Stieglitz														1		1	**2**
Rohrammer											1					1	**2**
Nilgans																1	**1**
Brandgans				1													**1**
Pfeifente																1	**1**
Schnatterente								1									**1**
Löffelente											1						**1**
Reiherente								1									**1**
Eiderente											1						**1**
Wachtel	1																**1**
Sterntaucher				1													**1**
Rosapelikan										1							**1**
Teichralle											1						**1**
Mornellregenpfeifer																1	**1**
Flussregenpfeifer	1																**1**
Trottellumme				1													**1**

	Bundesland																
Art	**BB**	**BW**	**BY**	**HB**	**HE**	**HH**	**MV**	**NI**	**NW**	**RP**	**SH**	**SN**	**SL**	**ST**	**TH**	**?**	**ges.**
Trauerseeschwalbe											1						**1**
Flussseeschwalbe								1									**1**
Grünspecht	1																**1**
Nonpasseriformes spec.	1																**1**
Raubwürger	1																**1**
Ohrenlerche											1						**1**
Rauch-/Mehlschwalbe	1																**1**
Schwanzmeise														1			**1**
Sumpfrohrsänger								1									**1**
Orpheusspötter		1															**1**
Klappergrasmücke	1																**1**
Dorngrasmücke	1																**1**
Misteldrossel	1																**1**
Nachtigall	1																**1**
Gartenrotschwanz														1			**1**
Fichtenkreuzschnabel					1												**1**
Bluthänfling	1																**1**
Birkenzeisig		1															**1**
	862	**116**	**16**	**20**	**47**	**14**	**74**	**484**	**76**	**57**	**205**	**50**	**3**	**250**	**80**	**231**	**2585**

BB = Brandenburg, BW = Baden-Württemberg, BY = Bayern, HB = Hansestadt Bremen, HE = Hessen, HH = Hansestadt Hamburg, MV = Mecklenburg-Vorpommern, NI = Niedersachsen, NW = Nordrhein-Westfalen, RP = Rheinland-Pfalz, SH = Schleswig-Holstein, SN = Sachsen, SL = Saarland, ST = Sachsen-Anhalt, TH = Thüringen, ? = Norddeutschland, detailliert keinem Bundesland zuzuordnen
Grau hinterlegt: Vogelarten, die sich zur Brutzeit zumindest zeitweise im, am oder über dem Wald aufhalten (eigene Experteneinschätzung).

Es gibt eine Reihe verschiedener Faktoren, die Einfluss auf die Kollisionsraten haben. In der Literatur werden artspezifische Faktoren wie das Verhalten oder die Phänologie, standortspezifische Faktoren wie Habitate und Nahrungsverfügbarkeit sowie anlagen- bzw. windparkspezifische Faktoren (Anordnung der Anlagen, Beleuchtung, Sichtbarkeit) diskutiert (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2013, S. 19; MARQUES *et al.* 2014; SCHUSTER *et al.* 2015). Beispielsweise hat eine Untersuchung von (DÜRR 2011) gezeigt, dass die Farbe des Turmes das Risiko für Mastanflüge entscheidend beeinflussen kann. So wurden im Gegensatz zu den weißen oder grauen Türmen keine Mastanflüge bei WEA mit bodennah grün abgestuftem Anstrich des Mastes registriert. Die Untersuchung bezog sich zwar auf Standorte im Offenland, der Autor geht aber von einer grundsätzlichen Übertragbarkeit auf Waldstandorte aus. Aussagekräftige Untersuchungen zum Einfluss der Farbgebung des Mastes auf das Kollisionsrisiko fehlen aber bislang für den Wald (DÜRR 2011).

Eine besonders wichtige Einflussgröße hinsichtlich der Kollisionsrate scheint die Habitatausstattung im Bereich der Windparks zu sein. Freiflächen in Wäldern, wie z. B. Windwurfflächen, können Greifvogelarten wie Rotmilan oder Wespenbussard anlocken, da sie gute Nahrungsbedingungen bieten (MKULNV 2012). Auch die beim Bau der WEA künstlich geschaffenen Waldlichtungen könnten attraktive Nahrungsflächen für Greifvögel darstellen und dadurch das Kollisionsrisiko erhöhen (BFN 2011). Es handelt sich dabei allerdings um Analogieschlüsse, die auf Studien im Offenland basieren, bei denen eine Abhängigkeit des Kollisionsrisikos von der Nahrungsverfügbarkeit festgestellt wurde. Beispielsweise ergaben die Untersuchungen von HÖTKER *et al.* (2013), dass Greifvögel vor allem an WEA auf Ackerland und seltener im Bereich von Grünland verunglü-

cken. Dieses Ergebnis wird mit der unterschiedlichen, bewirtschaftungsabhängigen Nahrungsverfügbarkeit erklärt (HÖTKER *et al.* 2013, S. 284).

Es wird angenommen, dass über Waldflächen das Kollisionsrisiko steigt, da die Anlagen höher sind sowie größere Rotorradien aufweisen und die Vögel hier in größerer Höhe über den Baumkronen und damit vermehrt in Rotornähe fliegen (BFN 2011). Große Brutvogelarten wie Störche und Greifvögel führen in diesen Höhen ihre Revier-, Balz- und Thermikflüge sowie größere Streckenflüge aus, wodurch möglicherweise eine stärkere Kollisionsgefährdung anzunehmen ist. Darüber hinaus nutzen Zugvögel diesen Höhenbereich (MKULNV 2012). Nachweise über ein tatsächlich erhöhtes Kollisionsrisiko an WEA über Wald fehlen allerdings bislang.

Bei einer Kollisionsopfersuche in elf Windparks in Brandenburg wurden 44 % der verunglückten Vögel in einem Abstand von unter 100 m zum nächsten Wald bzw. Feldgehölz gefunden. Weitere 26 % der Kollisionsopfer befanden sich in einem Abstand von 100-300 m zu derartigen Gehölzstrukturen (MÖCKEL & WIESNER 2007, S. 114ff). Diese Ergebnisse sprechen für ein erhöhtes Kollisionsrisiko in Waldrandnähe, es bleibt jedoch offen, ob die Schlussfolgerung auch auf WEA innerhalb von Wäldern übertragbar ist, da Untersuchungen in größeren Waldgebieten fehlen. Darüber hinaus sind die Ergebnisse derartiger Untersuchungen oft widersprüchlich. HÖTKER *et al.* (2013, S. 277) konnten beispielsweise keinen Zusammenhang zwischen der Kollisionswahrscheinlichkeit und der Nähe der WEA zu Wäldern feststellen: „Der Einfluss von lockeren Gehölzstrukturen sowie Wäldern (potenzielle Nist- und Rastplätze) auf die Kollisionswahrscheinlichkeit von Greifvögeln mit Windkraftanlagen war vergleichsweise gering. Es konnten keine signifikanten Effekte beim Vergleich mit zufällig ausgewählten Windturbinen festgestellt werden.“

In verschiedenen Handlungsempfehlungen und Erlassen der Bundesländer werden planungsrelevante Vogelarten gelistet, die als besonders kollisionsgefährdet eingestuft werden (s. Tab. 9). Dabei wird das Kollisionsrisiko zum Teil aus dem artspezifischen Verhalten abgeleitet (z. B. bedingt das spezifische Jagdverhalten des Wanderfalken Kollisionsgefahr an WEA) oder beruht auf den Statistiken zu Schlagopfern (z. B. Rotmilan und Schwarzmilan) (RICHARZ *et al.* 2012). Besonders häufig werden Baum- und Wanderfalke, Schwarzstorch und Uhu genannt (s. Tab. 9).

Tab. 9: Wald- bzw. Halboffenlandarten, die gemäß der Länderempfehlungen als besonders kollisionsgefährdet eingestuft werden

	Baden-Württemberg[1]	Bayern[2]	Brandenburg[3]	Hessen[4]	Rheinland-Pfalz[5]
Baumfalke	x	x	x	x	x
Fischadler		x	x	x	x
Haselhuhn				x	
Raubwürger	x				
Rotmilan	x	x		x	x
Schreiadler			x		
Schwarzmilan	x	x		x	x
Schwarzstorch	x	x	x	x	x
Seeadler		x	x		
Uhu	x	x	x	x	x
Wanderfalke	x	x	x	x	x
Wespenbussard		x			

	Baden-Württemberg[1]	Bayern[2]	Brandenburg[3]	Hessen[4]	Rheinland-Pfalz[5]
Ziegenmelker	x				

[1] LUBW (2012)
[2] STMUG (2011)
[3] MUGV (2011a, Anlage 1: Tierökologische Abstandskriterien)
[4] PNL (2012, Grundlage für die Einstufung sind die Statistik aus Brandenburg sowie das Helgoländer Papier)
[5] RICHARZ *et al.* (2012)

Bei einer Schlagopfersuche im Mountaineer Windpark (USA, West Virginia), der sich in einem Waldgebiet befindet, wurden im Untersuchungsjahr 69 Schlagopfer von 24 Vogelarten gefunden. Dabei handelte es sich bei 15 Arten um Singvögel. Von den meisten Arten wurden weniger als fünf Individuen gefunden, bei der Art Rotaugenvireo[8] (*Vireo olivaceus*) traten 21 Schlagopfer auf (CURRY & KERLINGER LLC 2004, S. 12). Insgesamt 33 Schlagopfer (47,8 %) wurden an einem Tag im Mai nach einem extremen Wetterereignis gefunden, bei dem die Sicht durch starken Nebel eingeschränkt war. Es wird vermutet, dass die Vögel von der Beleuchtung einer Schaltanlage angezogen wurden, da sich die Funde in der Nähe der Schaltanlage konzentrierten (ebd. S. 12-13). Obwohl die Studie keine Informationen darüber enthält, welche der gefundenen Vogelarten in dem Waldgebiet als Brutvögel heimisch sind, vermuten die Autoren, dass es sich bei den Schlagopfern in erster Linie um ziehende Individuen handelt. Es wird davon ausgegangen, dass nachts ziehende Arten einem erhöhten Kollisionsrisiko ausgesetzt sind, denn bei ca. 61 % der Schlagopfer handelte es sich um entsprechende Arten (ebd. S. 25).

Diese Ergebnisse konnten allerdings in einer Studie auf Fehmarn nicht bestätigt werden. Nächtlich ziehende Vogelarten machten dort nur einen sehr geringen Anteil an den festgestellten Kollisionsopfern aus (BIOCONSULT SH & ARSU 2010). Auch in der deutschen Fundkartei sind nächtlich ziehende Singvogelarten nur in sehr geringem Maß vertreten (s. Tab. 8).

Da der nächtliche Kleinvogelzug als Breitfrontenzug über Deutschland erfolgt, spielt die Waldbedeckung der überquerten Flächen vermutlich keine primäre Rolle für das Kollisionsrisiko. Vielmehr dürften topographische Faktoren von wesentlich größerer Bedeutung sein. Beispielsweise werden bestimmte Landformen, wie Bergrücken, steile Hänge oder Täler bevorzugt von ziehenden Vögeln genutzt (MARQUES *et al.* 2014, S. 44).

2.1.5.2. Artspezifische Untersuchungen zum Kollisionsrisiko

Rotmilan und Schwarzmilan

MAMMEN *et al.* (2013) wiesen durch Telemetrieuntersuchungen und Verhaltensbeobachtungen nach, dass Rotmilane kaum Meideverhalten gegenüber WEA zeigen. Da sie während der Nahrungssuche kreisen und sich dabei auf den Bereich unter ihnen konzentrieren ist die Gefahr von Kollisionen besonders hoch. Außerdem bewegen sie sich häufig in der Höhe der Rotoren (50-150 m) (MAMMEN *et al.* 2013, S. 87f und 92). Die Art gehört absolut und auf den Brutbestand bezogen zu den häufigsten Kollisionsopfern an WEA (vgl. Tab. 8). BELLEBAUM *et al.* (2013) untersuchten die kumulativen Effekte der Windparks in Brandenburg auf die Population der Rotmilane.

[8] Der Rotaugenvireo ist einer der häufigsten Waldvogelarten Nordamerikas.

Dafür wurden die jährlichen Kollisionsraten in Brandenburg auf der Grundlage der Ergebnisse von Kollisionsopfersuchen unter Berücksichtigung von Einflussfaktoren wie Sucheffizienz und Abtrag durch Beutegreifer geschätzt. Das Modell ergab einen jährlichen Verlust von 308 Rotmilanen an 3.044 WEA, was 3,1 % der geschätzten Populationsgröße entspricht. Allerdings erfolgt die Nahrungssuche der Rotmilane im Offenland, daher sind sie in diesen Bereichen besonders durch Kollisionen an WEA betroffen. Die im Wald oder am Waldrand brütenden Rotmilane werden nicht durch WEA aus ihren Habitaten vertrieben (BELLEBAUM *et al.* 2013). Hieraus lässt sich schlussfolgern, dass der Einfluss von WEA innerhalb geschlossener Waldflächen geringer ist als im Offenland, soweit eine Lockwirkung durch die offenen Anlagenstandorte vermieden werden kann.

Mastfußbrachen mit niedrigwüchsiger Vegetation üben, insbesondere wenn andere Nahrungsflächen knapp sind, eine große Lockwirkung auf Rotmilane aus. Daher sollten diese Bereiche möglichst klein gehalten und zu einer höherwüchsigen ruderalen Gras-/Krautflur entwickelt werden. Insgesamt übt das Nahrungsangebot einen starken Einfluss auf das Flugverhalten der Rotmilane aus, so dass attraktive Nahrungsflächen außerhalb eines Windparks die Anzahl der Flüge im Bereich der WEA und damit das Kollisionsrisiko verringern können (MAMMEN *et al.* 2013, S. 88f und 92). Die Studie von MAMMEN *et al.* (2013, S. 93) hat gezeigt, dass ein Abstand zwischen WEA und Rotmilanhorst von mindestens 1.250 m zu einer deutlichen Verringerung des Kollisionsrisikos führt, da ein Großteil der Flugbewegungen in diesem Radius zum Horst stattfindet.

Der Schwarzmilan verhält sich ähnlich wie der Rotmilan, zeigt kaum Meideverhalten und gilt daher als besonders kollisionsgefährdet (DÜRR & LANGGEMACH 2006; LANGGEMACH *et al.* 2010; LANGGEMACH & DÜRR 2015).

Schreiadler

WEA können die Raumnutzung von Schreiadlern beeinflussen und zu Kollisionen führen. Schreiadler beginnen erst mit vier bis fünf Jahren, sich fortzupflanzen und haben eine äußerst geringe Reproduktionsrate. Daher führen zusätzliche Individuenverluste leicht zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustands. In mecklenburgischen Schreiadlergebieten sank mit zunehmender Anzahl von WEA im Bereich von 3 km um die Horste die Reproduktionsleistung signifikant (LANGGEMACH & MEYBURG 2011, S. 174). Es wird empfohlen, analog zum Schwarzstorch Waldschutzareale zu bilden, die langfristig zumindest die Brutraumansprüche sichern (ebd. S. 175).

Seeadler

Seeadler gelten als besonders kollisionsgefährdet, da sie keine Scheu vor WEA zeigen und ihr frontales Seevermögen stark eingeschränkt ist (HÖTKER *et al.* 2013). S. 229f. Die hohe Anzahl von 108 Kollisionsopfern in der zentralen Fundkartei bestätigt das Gefährdungspotenzial (s. Tab. 8).

Bei einer Telemetriestudie in Deutschland wurde ein hoher Anteil der Positionen besenderter Altvögel in einer Entfernung bis 3.000 m zum Horst nachgewiesen. Allerdings erfolgen Kollisionen von Seeadlern mit WEA auch in größerer Entfernung zum Brutrevier, da die Vögel in Abhängigkeit zur Habitatausstattung weite Strecken zu den Nahrungsgebieten zurücklegen. Daher besteht im gesamten Aktionsraum grundsätzlich ein Kollisionsrisiko mit vorhandenen WEA (HÖTKER *et al.* 2013, S. 232 u. 330). Durch die Errichtung von WEA im Wald kann es zu einem Lebensraumverlust kommen, da Seeadler ihre Horste in Deutschland vornehmlich auf Bäumen errichten. Während der Brutperiode gilt der Seeadler als scheu und störungsempfindlich gegenüber anthropogenen Aktivitäten. Die Anwesenheit von WKA kann direkte Scheucheffekte verursachen, außerdem

werden Störungen durch die erhöhten menschlichen Aktivitäten während der Errichtung und in der Betriebsphase verursacht. (HÖTKER *et al.* 2013) empfehlen als Ergebnis der Untersuchungen zum Verhalten des Seeadlers bei der Planung von Windparks Flächen in einem Radius von 6 km um bekannte Brutplätze auf Vorkommen zu prüfen. WEA sollten sich nicht im Bereich bevorzugter Flugrouten oder in Bereichen mit hohen Adlervorkommen befinden, um das Kollisionsrisiko zu minimieren (ebd., S. 262).

In Norwegen schrumpfte der Brutbestand im Umfeld eines Windparks von 13 auf fünf Paare, und der Bruterfolg sank bis zum Abstand von 3.000 Meter durch erhöhte Altvogelmortalität, verstärkte Störungen und Habitatverluste. Als Ergebnis der langjährigen Studie wird hier ebenfalls eine Freihaltung der zentralen Brutgebiete von Windenergieplanungen empfohlen, auch weil Seeadler während der Brutzeit sehr empfindlich gegenüber anthropogenen Störungen sind (DAHL *et al.* 2012, S. 82).

Baumfalke und Wanderfalke

In der zentralen Fundkartei der Staatlichen Vogelschutzwarte Brandenburg sind bisher zehn Schlagopfer des Baumfalken registriert (s. Tab. 8). Regelmäßige Aufenthalte in Rotorhöhe bei Balz, Thermikkreisen, Feindabwehr und Nahrungsflügen lassen ein Kollisionsrisiko vermuten, eine abschließende Bewertung ist jedoch aufgrund der unzureichenden Datenlage bisher nicht möglich (LANGGEMACH & DÜRR 2015, S. 41). Aufgrund des steigenden Anteils von Baumfalken, die auf Strommasten brüten, konnten im Großraum Halle-Leipzig viele Brutplätze in der Nähe zu WEA oder innerhalb von Windparks nachgewiesen werden (54 Brutpaare im Abstand unter 1.000 m zu den Anlagen). Bei einer mehrjährigen Untersuchung (seit 2009) wurden hohe Bruterfolge dieser Mastbrüter festgestellt, ohne dass Verluste aufgrund von Kollisionen mit WEA auftraten. Während der Jagd wurde eine Meidung der WEA beobachtet, während dies bei der Reviergründung und der Balz nicht der Fall war (KLAMMER 2011, S. 8ff). Auch MÖCKEL & WIESNER (2007) konnten bei Untersuchungen in Windparks in Brandenburg kein Meideverhalten des Baumfalken feststellen. Die Errichtung von WEA führte aber in einigen belegten Fällen zunächst zur Brutplatzaufgabe. Diese Brutplätze wurden häufig in den Folgejahren wieder besetzt (MÖCKEL & WIESNER 2007, S. 28, 57 und 108).

Wanderfalken weisen aufgrund ihrer Jagdflüge in kritischen Höhen und der geringen Wendigkeit ein Kollisionsrisiko auf. Derzeit gibt es aufgrund eines Wiederansiedlungsprojektes wieder mehr als 50 Brutpaare des Baumbrüterbestands, für die eine besondere Verantwortung besteht (LANGGEMACH & DÜRR 2015, S. 43f).

Uhu

Kollisionsrelevant sind insbesondere die vom Brutplatz wegführenden Distanzflüge, die sowohl in bergigen Gegenden als auch im Flachland teils in größerer Höhe erfolgen. So gab es Kollisionen auch bei großem Abstand des Rotors vom Boden. Wie bei anderen nachtaktiven Arten sind beim Uhu auch akustische Beeinträchtigungen in Betracht zu ziehen. Aufgrund von Bruten in aktiven Steinbrüchen wird die Art nicht für besonders geräuschempfindlich gehalten (LANGGEMACH & DÜRR 2015, S. 58).

Obwohl die Flugbewegungen des Uhus vorrangig unterhalb der Reichweite der Rotoren registriert wurden (das gilt zumindest für Jagdflüge), gibt es auch regelmäßig Situationen, in denen Flüge in Rotorhöhe stattfinden (z. B. Balz- und Distanzflüge, Verteidigungs- oder Ausweichflüge). Dies

wird sowohl durch Sichtbeobachtungen als auch die aktuell erfasste Zahl von 16 Kollisionsopfern in Deutschland belegt. Die genauen Umstände sind bisher bei keinem Kollisionsopfer geklärt, so dass die Vermutung eines Einflusses der Topografie spekulativ ist (BREUER *et al.* 2015).

Schwarzstorch

Schwarzstörche entfernen sich bei ihren langen Nahrungsflügen regelmäßig 10-20 km vom besetzten Horst. Telemetrieuntersuchungen und Raumnutzungsbeobachtungen haben gezeigt, dass die Thermikflüge vornehmlich vom Waldrand aus gestartet werden, im Anschluss an die Nahrungssuche aber ein Kreisen über dem Horstbereich stattfindet. Auch ein Kreuzen des Brutwaldes wurde beobachtet (ROHDE 2009, S. 195ff). Aufgrund dieser Verhaltensweisen wird von einem Kollisionsrisiko ausgegangen, obwohl die vorliegenden Informationen zum Meideverhalten nicht eindeutig sind. LEKUONA, J. M. & C. URSUA (2007) sowie BRIELMANN *et al.* (2005) konnten bei ihren Beobachtungen keine Meidung der WEA feststellen (zit. in LANGGEMACH & DÜRR 2015, S. 8).

Fischadler

Fischadler zeigen keine ausgeprägte Meidung von WEA und wurden bisher 16 Mal als Schlagopfer registriert (vgl. Tab. 8). Da die Art weite Nahrungsflüge zurücklegt, besteht auch im Bereich der Flugkorridore ein erhöhtes Kollisionsrisiko (MEYBURG & MEYBURG 2013, S. 50; LANGGEMACH & DÜRR 2015, S. 12)

Wespenbussard

Aufgrund der geringen Bestandsgröße sind auch geringe Schlagopferzahlen für die Art relevant. Da Wespenbussarde sowohl im Wald brüten als auch nach Nahrung suchen (Hauptnahrung sind Larven erdbewohnender Wespen) (MEYBURG & MEYBURG 2013, S. 48f) wird durch WEA im Wald eine zunehmende Betroffenheit erwartet. Verschiedene Studien zeigten sowohl Meidung als auch Hinweise auf Anziehung durch WEA (wegen der Besiedlung des Sockels durch Hummeln und Wespen). MÖCKEL & WIESNER (2007, S. 108) stellten – zumindest bei Brutvögeln - ein Meideverhalten fest, wohingegen Beobachtungen in Österreich keine Meidung von ziehenden und brütenden Vögeln erkennen ließen (TRAXLER *et al.* 2004, S. 48) Ein erhöhtes Kollisionsrisiko kann grundsätzlich bei Balz- und Nahrungsflügen sowie Thermikkreisen vermutet werden. Nach MEYBURG & MEYBURG (2013, S. 49) sind außerdem Revierauseinandersetzungen im Luftraum häufig.

Raufußhühner

Bisher wurden keine Schlagopfer in Deutschland registriert (s. Tab. 8), allerdings gab es sechs Funde des Birkhuhns in Österreich, bei denen ein Anflug an den Mast vermutet wurde (ZEILER & GRÜNSCHACHNER-BERGER 2009; LANGGEMACH & DÜRR 2015, S. 3). Raufußhühner zeigen eine hohe Empfindlichkeit gegenüber Störungen (s. Kap. 2.1.4.2).

Ziegenmelker

Bisher wurde die Art nur in Spanien als Schlagopfer registriert. Aber ein ausgeprägtes Meideverhalten gegenüber WEA wurde in einigen Studien festgestellt (s. Kap. 2.1.4.2) (LANGGEMACH & DÜRR 2015, S. 60).

2.2. Ursache-Wirkungs-Hypothesen zu Windenergieanlagen und Vögeln

Durch Sammlung und Auswertung der nationalen und internationalen wissenschaftlichen Literatur sowie bereits existierender – ggf. noch unpublizierter – Monitoring- und Forschungsergebnisse wurde der gegenwärtige Kenntnisstand zu den waldspezifischen Auswirkungen von WEA auf Vögel zusammen getragen (vgl. Kap. 2.1). Hieraus wurden die besonders relevanten waldspezifischen Ursache-Wirkungs-Hypothesen (UWH) abgeleitet, aus denen sich die im weiteren Vorhaben zu untersuchenden Fragestellungen ergaben.

Die zu erwartenden Umweltauswirkungen beim Bau und Betrieb von WEA im Wald lassen sich in baubedingte, anlagebedingte und betriebsbedingte Auswirkungen gliedern. Durch die strukturierte Aufbereitung der möglichen Auswirkungen auf Vögel in Form von Ursache-Wirkungs-Hypothesen wird eine wichtige Grundlage für die Auswahl relevanter Untersuchungsparameter und die anschließende Entwicklung des Untersuchungskonzeptes geschaffen. Tab. 10 zeigt die Zusammenhänge zwischen den auftretenden Wirkfaktoren durch den Bau und Betrieb von WEA im Wald und den möglichen Auswirkungen, die in Bezug auf Vögel zu erwarten sind.

Zusammenfassend lassen sich für **Vögel** die folgenden *Hypothesen* formulieren:

Die Errichtung und der Betrieb von WEA im Wald können zu folgenden Effekten führen:

- einer Veränderung der Brut- und Nahrungshabitate von Waldarten, daraus resultierend Veränderungen der Bestandszusammensetzung.
- Störungen, die bei empfindlichen Arten zu Vertreibungen, Einhaltung von Meidungsabständen und ggf. Brutplatzaufgabe führen. Auch hierdurch sind Veränderungen des Vogelbestands in der Umgebung der WEA zu erwarten.
- Kollisionen mit dem rotierenden Rotor, wovon insbesondere Arten mit fehlendem Meideverhalten und wenig wendige Großvögel betroffen sind.

Hieraus ergeben sich als wesentliche Untersuchungsparameter zur Überprüfung dieser Hypothesen die Größe, Zusammensetzung und räumliche Verteilung des Brutbestands sowie die Anzahl der Kollisionsopfer. Der Brutbestand wurde gemäß dem erarbeiteten Untersuchungskonzept (siehe Kap. 3.1) in den Jahren 2013 und 2014 untersucht.

Tab. 10: Ursache-Wirkungs-Hypothesen (UWH) für Vögel

Ursache	Primärwirkung	Sekundärwirkung (Schutzgut Vögel)
Baubedingte UWH		
Rodungen/Zuwegung für WEA	Rodung von Waldflächen	Verlust von Brut- und Nahrungshabitaten für Waldarten. Andere Arten könnten von den neu entstandenen offenen Strukturen profitieren, siehe unten.
	Schaffung von Offenflächen/Randstrukturen (zusätzliche Veränderungen des Mikroklimas und Bodenveränderung/-versiegelung)	Veränderung des Brut- und Nahrungshabitats für Vögel, vermutlich eine damit verbundene Veränderung der Brutvogelzönose abhängig von der Ökologie der betreffenden Arten. Vermutlich Zunahme von Arten die bevorzugt an Waldrändern brüten und die Waldlichtung als Nahrungshabitat nutzen.
Baubetrieb (ggf. Effekte verschiedener Primärwirkungen nicht voneinander zu trennen)	Anwesenheit und Bewegung von Menschen und Baumaschinen (optische Beunruhigung)	Optische Störungen können bei empfindlichen Arten zu Vertreibungen und Einhaltung von Meidungsabständen führen, ggf. Brutplatzaufgabe. Artspezifische Effekt- oder Fluchtdistanzen in der Fachliteratur geben Anhaltspunkte zur Störempfindlichkeit.
	Staubemissionen	Störungen möglich aber für Vögel eher unwahrscheinlich, bzw. Überlagerung durch optische Störeffekte
	Lichtemissionen durch nächtliche Bauaktivität	Störungen für nachtaktive Arten möglich
	Lärmemissionen durch Bauaktivität	Maskierung der artspezifischen Kommunikation möglich. Als Folge kann die Partnerfindung beeinträchtigt oder die Gefährdung durch Prädation erhöht werden. Die Habitateignung nimmt ab und es kann schlimmstenfalls zur vollständigen Meidung der verlärmten Bereiche kommen.
	Erschütterungen	Unbekannt. Schwere Erschütterungen könnten Fluchtreaktionen auslösen.
Anlagebedingte UWH		
WEA Turm/Standortwahl/ Zuwegung	WEA stellen oft eine hohe isolierte Struktur in der Landschaft dar.	Anthropogene Struktur kann Scheucheffekt auslösen. Potenziell kann die isolierte Struktur auch von Insekten als „höchster Baum“ wahrgenommen werden und es kann zu „tree topping“ führen, welches dann wieder Vögel anlocken kann (z. B. Ziegenmelker)
	Farbe des Turms	Auswirkungen auf Kollisionsrisiko bzw. Meidung (analog zur Wirkung weißer Masten auf das Kollisionsrisiko von Feldvögeln)
	Standort des Turms auf Hügeln und Kämmen im Wald: Thermiklagen, Inversionslagen	Bei Errichtung von WEA in Hangbereichen sind Kollisionen mit Thermik nutzenden Vögeln möglich.
	Folgenutzung durch Publikumsverkehr	Siehe baubedingte Störungen, Störwirkung von Personen ggf. größer als von Maschinen Durch die Störungen kann es zu Auswirkungen auf die Konstitution der Vögel kommen, was im schlimmsten Fall Auswirkungen auf den Fortpflanzungserfolg und die Population zur Folge hat.

Ursache	Primärwirkung	Sekundärwirkung (Schutzgut Vögel)
Lage von WEA im Windpark	Größere Windparks mit ungünstiger Lage der einzelnen Anlagen können einen Barriereeffekt verursachen.	Vögel auf dem Zug oder lokal auf dem Weg zum Nahrungshabitat werden zum Ausweichen gezwungen. Obwohl das Kollisionsrisiko durch das Ausweichverhalten gesenkt wird, sind Auswirkungen auf die Fitness und Reproduktion durch den erhöhten Energieverbrauch denkbar.
Betriebsbedingte UWH		
Betrieb der WEA	Rotor-Rotation	Zufällige Kollision, Arten mit fehlendem Meideverhalten und wenig wendige Arten besonders gefährdet. Flugverhalten und Rotorhöhe sind entscheidend. Greifvögel sind besonders kollisionsgefährdet.
		Vertreibung störungsempfindlicher Arten durch die optische Beunruhigung. Gehölzbrütende Singvogelarten sind nach bisherigem Kenntnisstand weitgehend unempfindlich gegenüber optischen Störreizen.
	Lärmemissionen (beinhaltet Infra- und Ultraschallemissionen)	Durch das konstante Anlagenrauschen können Kommunikationssignale maskiert und Meideverhalten verursacht werden, insbesondere bei Arten, die nur leise oder in tieferen Frequenzen rufen (z. B. Ziegenmelker, Waldschnepfe).
	Aggregation von Insekten aufgrund von Wärmeentwicklung, aufwärtsgerichteten Luftströmungen oder ähnlichem.	Attraktion von insektenfressenden Vögeln und dadurch erhöhtem Kollisionsrisiko nicht ausgeschlossen
	Schattenwurf der rotierenden Rotorblätter auf das umliegende Gelände.	Störungen können zu Meideverhalten führen, Gewöhnungseffekte sind möglich; Auswirkungen auf Vögel im Baumbestand unwahrscheinlicher als im Offenland.
	Reflexionen der Rotorblätter im Sonnenlicht (Diskoeffekt), größtenteils eliminiert durch neue Farben	Auswirkungen auf Vögel unwahrscheinlich. Wahrscheinlich Überlagerung durch andere Störeffekte (Lärm, Rotor-Rotation).
	WEA erzeugen Turbulenzen	Kleinere Vögel können von Turbulenzen verwirbelt werden, auch wenn sie nicht direkt an Rotorblättern kollidieren können sie somit trotzdem verletzt werden.
Befeuerung	Lichtemissionen	Störungen für nachtaktive Arten möglich. Nachts ziehende Vögel können ggf. bei schlechten Wetterbedingungen durch die Beleuchtung angezogen werden, wodurch sich das Kollisionsrisiko erhöht – trifft aber wohl nur offshore bei stark beleuchteten Plattformen oder Leuchttürmen zu
Wartungsarbeiten	Optische Beunruhigung, ggf. Lärmemissionen	Störungen und Vertreibungswirkung je nach Häufigkeit und Intensität möglich. Durch die Störungen kann es zu Auswirkungen auf die Konstitution der Vögel kommen, was im schlimmsten Fall Auswirkungen auf den Fortpflanzungserfolg und die Population zur Folge hat.

2.3. Methodik der Erfassungen

2.3.1. Grundlagen zum Untersuchungsdesign

ANDERSON *et al.* (1999), LANGSTON & PULLAN (2003) sowie SNH (2009) haben Empfehlungen zu methodischen Standards bei der Untersuchung der Auswirkungen von Windparks auf Vögel vorgelegt. Hiernach wird als methodisches Optimum das BACI-Design (Before-After-Control-Impact) mit Untersuchungszeiträumen von 2-3 Jahren vor und 5-10 Jahren nach dem Bau der WEA angesehen. Ein Beispiel für ein multiples BACI-Design gibt die Studie von PEARCE-HIGGINS *et al.* (2012) zu Offenlandarten in Schottland, in der insgesamt 18 Windparks untersucht wurden, von denen bei zwölf Windparks auch Daten von Referenzgebieten vorlagen. Hiervon deckten allerdings nur bei acht Windparks die Daten der Referenzgebiete auch den Zeitraum vor der Errichtung der Anlagen ab. Dies zeigt, dass solche Untersuchungsprogramme oft vor der Schwierigkeit mangelnder Referenzgebiete stehen, da in den Voruntersuchungen für einen geplanten Standort standardmäßig i. d. R. keine Referenzgebiete bearbeitet werden. Weitere Beispiele für ein zumindest teilweises BACI-Design geben die siebenjährigen Untersuchungen von STEINBORN *et al.* (2011) zu Offenlandarten in Ostfriesland sowie die fünfjährige Studie von FALKDALEN LINDAHL *et al.* (2013) für einen Windpark im schwedischen Bergland.

Als methodisches Grundgerüst sollte daher auch für das Bau- und Betriebsmonitoring zu WEA im Wald das BACI-Design angestrebt werden. Es zeigte sich jedoch rasch bei der Recherche zu geeigneten Untersuchungsstandorten, dass im Rahmen der Erhebungen für die Standortplanungen stets nur die vorgesehenen Windparkstandorte untersucht worden sind ohne Einbeziehung von Referenzgebieten. Lediglich Groß- und Greifvögel wurden in den Voruntersuchungen i. d. R. in einem 3-km-Radius kartiert, so dass für diese Artengruppen Referenzwerte aus größerer Entfernung zum geplanten Windpark zur Verfügung stehen. Ein Vorher-Nachher-Vergleich kann sich für die meisten planungsrelevanten Arten allerdings nur auf die Windparkstandorte beziehen, entsprechende Vergleiche für Referenzgebiete sind nicht möglich, so dass das BACI-Design für die meisten Arten nicht angewendet werden kann.

Neben dem BACI-Design können, bei mangelnden Voruntersuchungen für Referenzflächen, jedoch auch weniger anspruchsvolle Methoden aussagekräftige Ergebnisse liefern (nach ANDERSON *et al.* 1999):

- **Impact-Reference-Design:** Die Untersuchung umfasst nur den Zeitraum nach Errichtung der Anlagen und vergleicht das Windparkgebiet mit einem Referenzgebiet ohne WEA (Beispiele: PEARCE-HIGGINS *et al.* (2009) für Offenlandarten in Schottland, STEINBORN *et al.* (2011) zu Offenlandarten in Ostfriesland, STEINBORN & REICHENBACH (2012) zum Ortolan).
- **Impact-Gradient-Design:** Die Untersuchung umfasst wiederum nur den Zeitraum nach Errichtung der Anlagen und analysiert den betrachteten Parameter (z. B. Brutdichte) in Abhängigkeit von der Entfernung zu den Anlagen (Beispiele: BACH *et al.* (1999) zu Brut- und Gastvögeln in Nordwestdeutschland, REICHENBACH (2004) zu verschiedenen Singvogelarten, KETZENBERG *et al.* (2002) für Wiesenlimikolen in Nordwestdeutschland, MADSEN & BOERTMANN (2008) zu rastenden Kurzschnabelgänsen in Dänemark, DEVEREUX *et al.* (2008) für Wintergäste im östlichen England, STEINBORN *et al.* (2011) zu Wiesenvögeln in Nordwestdeutschland, STEINBORN & REICHENBACH (2012) zum Ortolan).

- **Before-After-Design:** Vergleich des Windparkgebiets vor und nach Errichtung der Anlagen (Beispiele: KETZENBERG *et al.* (2002), SINNING (2004) in einer sechsjährigen Studie zum Kiebitz im Emsland, WALKER *et al.* (2005) zu Steinadlern in Schottland, DE LUCAS (2013) für Wiesenweihen im südlichen Spanien, ZEILER & GRÜNSCHACHNER-BERGER (2009) für Birkhühner in den österreichischen Alpen)

Diese Methoden erfordern meist die Einbeziehung weiterer Faktoren, die neben den WEA ebenfalls einen Einfluss auf die untersuchten Vogelbestände haben können. Das BACI-Design bietet demgegenüber den Vorteil, dass die Auswirkung des Windparks gegenüber anderen Einflussfaktoren deutlich erkennbar wird, sofern die sonstigen Umweltbedingungen vor und nach dem Bau sowie zwischen dem Windpark- und dem Referenzgebiet annähernd vergleichbar sind. Da jedoch eine absolute Identität nie gegeben ist, betonen auch DE LUCAS *et al.* (2005), dass unterschiedliche Ergebnisse zwischen Kontroll- und Referenzgebiet nicht automatisch auf den Einfluss des untersuchten Windparks zurückgehen müssen. Sie empfehlen daher als Ergänzung zum BACI-Design eine Analyse nach dem Impact-Gradient Design.

Auf der Grundlage dieser methodischen Überlegungen bzw. Einschränkungen werden im Projekt zur Analyse der Auswirkungen von WEA im Wald auf Vögel folgende Untersuchungsansätze gewählt:

- Before-After-Design
- Impact-Reference-Design
- Impact-Gradient-Design

Für einen Vorher-Nachher-Vergleich ist es entscheidend, dass die verwendete Methodik der Vor- und Nachuntersuchung identisch ist. Da die Laufzeit des Projektes zu kurz ist, um eigene Vorher-Nachher-Untersuchungen vorzunehmen, wurde im ersten Erfassungsjahr für die Vorher-Daten auf die vorhandenen Gutachten aus den Genehmigungsunterlagen zurückgegriffen (vgl. Kap. 2.3.4.2). Hierbei zeigte sich jedoch, dass eine vergleichbare Datengrundlage nur sehr aufwändig rekonstruierbar war. Eine Voruntersuchung im Zuge von Genehmigungsverfahren ist nicht auf eine spätere Verwendung in einem Forschungsprojekt ausgelegt. Zum Teil unterschied sich auch der Erhebungsaufwand der Voruntersuchungen deutlich von den eigenen Erfassungen (weniger oder mehr Erfassungstermine). Es war daher nicht möglich, die reinen Bestandsdarstellungen der Voruntersuchungen als Vergleichsgrundlage heranzuziehen. Statt dessen mussten Termine und Erfassungszeiten aus den Rohdaten der Voruntersuchungen neu zusammengestellt und ausgewertet werden, gleichzeitige Erfassungen verschiedener Tiergruppen (bspw. Eulenkartierung während der Fledermauserfassung, s. Anhang 1.3.1) voneinander getrennt werden und die Verwendung unterschiedlicher Erfassungsmethoden angepasst werden, um eine Vergleichbarkeit der Daten mit den eigenen Erhebungen herzustellen. Diese Trennung der Methoden und anschließende Neuauswertung der Daten war je nach Qualität der Rohdaten nicht immer möglich und setzte zudem eine hohe Kooperationsbereitschaft des jeweiligen Gutachterbüros voraus. Im Ergebnis ist somit für die Verwendung des Vorher-Nachher-Vergleichs in dem vorliegenden Projekt folgendes festzuhalten:

- Die methodische Qualität der Voruntersuchungen ist sehr heterogen und im Detail teilweise nicht mehr nachvollziehbar.
- Die Vergleichbarkeit der eigenen Ergebnisse aus 2013 mit den Daten der Voruntersuchungen muss als eingeschränkt angesehen werden.

- Die Vorher-Nachher-Vergleiche sind daher nur wenig aussagekräftig und müssen vorsichtig interpretiert werden.
- Die Vorher-Daten geben zwar Hinweise zum Artenspektrum, quantitative Vergleiche hinsichtlich eines etwaigen Einflusses der WEA sind jedoch nur eingeschränkt möglich.

Aus diesen Gründen wurde für das zweite Erfassungsjahr die Methode verändert. Statt das Before-After-Design zu vertiefen, wurde das Impact-Reference-Design auf die planungsrelevanten Arten im 500-m-Radius ausgedehnt. Damit wurde die Aufnahme von weiteren Windparks ermöglicht, für die keine detaillierten Voruntersuchungs-Rohdaten zu erhalten waren.

Die im Rahmen des Projektes ausgewählten Referenzflächen (Probeflächen zur Ermittlung der Siedlungsdichte sämtlicher Vogelarten (siehe Kap. 2.3.4 und 2.4.3) und Probeflächen zur Ermittlung der Revierzentren planungsrelevanter Arten) wurden nach folgenden Kriterien ausgewählt (gemäß SNH (2009)):

- Möglichst übereinstimmende Habitate und Topographie
- Lage möglichst nahe am Windpark jedoch in ausreichender Entfernung um Beeinträchtigungen durch diesen ausschließen zu können.
- Übereinstimmende Größe

Das weitere von SNH (2009) genannte Kriterium des übereinstimmenden Artenspektrums konnte vorab nicht überprüft werden. Bei Einhaltung der drei o. g. Kriterien wird jedoch von einem potenziell übereinstimmenden Artenspektrum ausgegangen. Zudem ist die Feststellung etwaiger Unterschiede im Artenspektrum als mögliche Folge von Auswirkungen des jeweiligen Windparks eines der Ziele der Untersuchung.

2.3.2. Auswahl der Untersuchungsgebiete

2.3.2.1. Kriterien

Für die Auswahl der Untersuchungsstandorte 2013 wurden die Daten der Voruntersuchungen dahingehend ausgewertet, welche planungsrelevanten Arten erfasst wurden und in welchem Abstand zu den geplanten WEA Standorten die Revierzentren der Arten lagen. Gleichzeitig wurden Konfliktpotenziale herausgearbeitet, die Methodik gegenüber gestellt, Gesamtartenzahlen und Waldtypen verglichen sowie die Quantität der Waldarten bewertet.

Vorrangig ausgewählt wurden Standorte, die folgende Kriterien erfüllten:

- hohe Qualität der Voruntersuchungen (z. B. ausreichende Zahl an Erfassungsterminen)
- Vorkommen planungsrelevanter waldspezifischer Arten, insbesondere Greifvögel, Eulen, Spechte, Rote Liste-Arten
- ausreichende Zahl von WEA
- ältere Standorte im Vergleich mit jüngeren und derzeit im Bau befindlichen

Für die Auswahl der Untersuchungsstandorte 2014 wurde die Herangehensweise grundsätzlich geändert. Durch intensive Internetrecherche wurden Windparks ausgewählt, deren Anlagen vollständig im Wald stehen und in deren Umgebung windkraftfreie Referenzflächen zur Verfügung stehen. Diese erste Auswahl wurde dann vor Ort aufgesucht und auf ihre Eignung als Untersuchungsgebiet überprüft. Außerdem wurden mit RP-5 und RP-6 die beiden Standorte, in denen

sich im Jahr 2013 WEA im Bau befanden, erneut für das erste Betriebsjahr untersucht. Für RP-5 fand sich kein geeignetes Referenzgebiet im räumlichen Zusammenhang, so dass auf ein Referenzgebiet verzichtet werden musste.

Vorrangig ausgewählt wurden neue Standorte, die folgende Kriterien erfüllten:

- Alle WEA des Windparks liegen im Wald,
- Ausreichende Zahl von WEA
- der Windpark liegt in einem neuen Naturraum,
- der Standort liegt in einem größeren zusammenhängenden Wald,
- Misch- und Laubwald wird gegenüber reinen Nadelwaldbeständen bevorzugt.

2.3.2.2. Ausstattung und Lage der Untersuchungsgebiete

Im Folgenden sind die naturräumlichen Ausstattungen sowie einige Hintergrundinformationen zu den untersuchten Standorten in Tabellenform dargestellt. Dabei zeigt zunächst Tab. 11 die Daten für die Gebiete des ersten Untersuchungsjahres und anschließend Tab. 12 die Informationen für die Standorte 2014. Im Anhang 1.2 befindet sich eine beispielhafte Fotodokumentation der untersuchten Standorte.

Tab. 11: Standortwahl für die Kartierungen 2013

Gebiet	Anlagenzahl	Inbetriebnahme	Bundesland	Höhe	Berichtjahr	Naturraum	Waldtyp	Jahr der Unter-suchungen	BV Kartier-ungen	BV Extrakartierungen
RP-1	13	2006	Rheinland-Pfalz	450	2004	D42	Fichtenforst; Buchenwald	2004	10	+ Nachts 2
RP-2	4	2011	Rheinland-Pfalz	550	2009	D42	Laub-Nadelmischbestände, Nadel-baumwaldbestände, Nadelforste, reine Fichtenforste	2007	9	
RP-3	5	2011	Rheinland-Pfalz	480	2010	D42	Laubmischwald mit Fichtenbeständen	2007	6	
RP-4	8	2011-2012	Rheinland-Pfalz	430	2009	D42	Nadel- und Mischwald	2009	11	
RP-5	2	z. Zt. im Bau	Rheinland-Pfalz	470	2011	D42	Fichtenforst; Laub- und Laubmischwäl-der	2010	12	
RP-6	2	z. Zt. im Bau*	Rheinland-Pfalz	570	2011	D42	Fichtenforst; teils Mischwald	2009	12	
RP-7	4	2007	Rheinland-Pfalz	450	2006	D42	Laubmischwald von Fichtenfluren und Schlagfluren durchsetzt	2006	6	

Gebiet	BV Zeitraum Kartierungen	BV Methode	BV Arten (500m/1000m Radius)	BV direktes Umfeld
RP-1	9.3.-15.7.	500 m bis 3 km; Vantage Point		Grauspecht, Waldschnepfe, Rotmilan, Baumpieper, Raufußkauz
RP-2	15.3.-16.6.	500 m bis 3 km; Vantage Point	46	Mäusebussard, Schwarzspecht, Neuntöter, Waldschnepfe, Turteltaube
RP-3	11.4.-19.6.	500 m bis 3 km; Vantage Point	45	Grauspecht, Habicht, Hohltaube, Mäusebussard, Schwarzspecht, Sperber, Waldschnepfe
RP-4	6.4.-29.7.	500 m bis 3 km; Vantage Point	44	Schwarzspecht, Grauspecht, Turteltaube, Waldschnepfe, Waldkauz, Sperber, Mäusebussard, Neuntöter, Hohltaube
RP-5	23.3.-27.7.	500 m bis 3 km; Vantage Point	45	Turteltaube, Mäusebussard, Schwarzspecht, Sperber, Mittelspecht, Waldkauz, Grünspecht, (Baumfalke)
RP-6	28.2.-28.7.	500 m bis 3 km; Vantage Point	46	Turteltaube, Schwarzspecht, Waldkauz, Sperber, Mäusebussard, Neuntöter
RP-7	März-Juni	1.000m		Mittelspecht, Kleinspecht, Mäusebussard, Waldschnepfe, Hohltaube, Waldkauz, Neuntöter, Dohle

Gebiet	BV Planungsrelevante Waldarten (bestandsgefährdet bzw. möglicherweise windkraftsensibel)
RP-1	Uhu, Baumpieper, Bluthänfling, Sperber, Schwarzstorch, Wespenbussard, Habicht, Rotmilan, Waldschnepfe, Raufußkauz, Hohltaube, Schwarzspecht, Grauspecht
RP-2	Wespenbussard, Rotmilan, Mäusebussard, Habicht, Waldschnepfe, Turteltaube, Schwarzspecht, Grauspecht
RP-3	Sperber, Habicht, Mäusebussard, Waldschnepfe, Hohltaube, Turteltaube, Waldkauz, Grauspecht, Schwarzspecht
RP-4	Sperber, Rotmilan, Mäusebussard, Baumfalke, Turmfalke, Waldschnepfe, Hohltaube, Turteltaube, Waldkauz, Grauspecht, Schwarzspecht

Gebiet	BV Planungsrelevante Waldarten (bestandsgefährdet bzw. möglicherweise windkraftsensibel)
RP-5	Schwarzstorch, Sperber, Rotmilan, Mäusebussard, Baumfalke, Turmfalke, Turteltaube, Raufußkauz, Waldkauz, Grünspecht, Schwarzspecht, Mittelspecht
RP-6	Sperber, Rotmilan, Schwarzmilan, Mäusebussard, Turteltaube, Waldohreule, Waldkauz, Schwarzspecht
RP-7	Dohle, Grauspecht, Grünspecht, Habicht, Hohltaube, Kleinspecht, Mäusebussard, Mittelspecht, Schwarzspecht, Turteltaube, Waldkauz, Waldschnepfe

* zu RP-6: die WEA stehen bereits, sind jedoch auf Grund fehlender Rotorblätter nicht in Betrieb

Tab. 12: Standortwahl für die Kartierungen 2014

Gebiet	Anlagen-anzahl	Inbetrieb-nahme	Bundesland	Höhe [m]	Natur-raum	Waldtyp
RP-5	2	2013	Rheinland-Pfalz	470	D42	Fichtenforst; Laub- und Laubmischwälder
RP-6	2	2013	Rheinland-Pfalz	570	D42	Fichtenforst; teils Mischwald
RP-8	10	2013	Rheinland-Pfalz	550-600	D42	Laub- und Fichtenwald mit großen Windwurfflächen; teils alte Buchenbestände
NRW-1	5	2008	Nordrhein-Westfalen	550-600	D38	Fichtenforst; vereinzelt Misch- und Laubwaldbestände
HE-1	4	2013	Hessen	450-530	D39	Fichtenforst mit größeren Windwurfflächen; vereinzelt älterer Buchenwald
HE-2	6	2001/2011	Hessen	400-500	D39	Laubwald verschiedenen Alters; einzelne Nadelholzbestände; zentral eine große grasbewachsene Freifläche
HE-3	4	2005	Hessen	400	D39	Laubwald verschiedenen Alters; eingestreut Nadelholzbestände und Windwürfe; teils alte Buchenbestände

In 2013 wurden somit nur Standorte in Rheinland-Pfalz untersucht. Ursache hierfür ist, dass die bisher realisierten Waldwindparkstandorte des Projektpartners juwi bislang fast vollständig in diesem Bundesland liegen. Standorte in anderen Bundesländern befinden sich in der Planung bzw. Genehmigung. Durch die Änderung des Untersuchungsdesigns wurden auch Standorte in anderen Naturräumen untersucht. Dennoch sind die Gebiete nicht über Gesamtdeutschland verteilt, sondern beschränken sich auf den westdeutschen Bereich (Abb. 1).

Quelle Naturräume: Bundesamt für Naturschutz (BfN), 2011

Abb. 1: Lage der Untersuchungsgebiete beider Erfassungsjahre

2.3.2.3. Übertragbarkeit der Ergebnisse

Im Ergebnis wurden Standorte in drei Naturräumen im Westen Deutschlands untersucht, deren WEA in mittleren Höhenlagen zwischen 400 und 600 m ü. NN errichtet waren und zumeist in Fichtenforsten mit unterschiedlich großen Misch- und Laubwaldanteilen lagen. Damit stellt sich die Frage nach der Übertragbarkeit der Daten auf andere Naturräume bzw. andere Teile Deutschlands. Die durchgeführte intensive Recherche nach Windparkstandorten im Wald hat deutlich gemacht, dass die meisten derzeit in Deutschland errichteten WEA im Wald sich in ähnlichen Höhenlagen der Mittelgebirge und in Waldgebieten ähnlicher Ausstattung befinden. Insofern werden die Ergebnisse auf eben solche Standorte für übertragbar gehalten. Es ist jedoch zu betonen, dass die Daten nicht auch für jegliche (geplante) Standorte in deutschen Waldgebieten mit anderen Höhenlagen, Baumartenzusammensetzungen, Störungsvorbelastungen, und Brutvogelgemeinschaften gelten können. Insofern ist die naturräumliche und geografische Übertragbarkeit der Ergebnisse entsprechend eingeschränkt.

2.3.3. Erfassung der Brutvögel

Zur Erfassung und Auswertung des Brutvogelbestandes wurde die Methode zur Revierkartierung (SÜDBECK *et al.* 2005) angewandt. Im Zeitraum von Ende März bis Ende Juni wurden in den Untersuchungsgebieten im Jahr 2013 jeweils acht und im Jahr 2014 jeweils neun Erfassungstermine bei möglichst günstigen Witterungen durchgeführt. Eine Tabelle der Kartiertermine aller Standorte befindet sich im Anhang 1.1. Um das Vorkommen von Eulen und anderen nachtaktiven Arten zu prüfen, erfolgte Ende März jeweils eine Abendbegehung unter Einsatz von Klangattrappen und eine Kontrolle von Jungvögeln im Juni. 2014 wurde ein weiterer Nachterfassungstermin Anfang April ergänzt, um dämmerungs- und nachtaktive Arten besser erfassen zu können. Im Vorfeld der Kartierungen 2013 wurden verschiedene Untersuchungsräume festgelegt:

- Gepaarte Probeflächen (Windpark und Referenz): alle Vogelarten (Siedlungsdichte),
- 500 m-Radius: ausgewählte (planungsrelevante) Brutvögel,
- 3 km-Radius: Greif- und Großvögel.

Da sich die Standortwahl und spätere Auswertungsmethodik für die Gebiete 2014 geändert hat (vgl. Kap. 2.3.1) wurden für 2014 folgende Untersuchungsräume festgelegt:

- Gepaarte Probeflächen (Windpark und Referenz): alle Vogelarten (Siedlungsdichte),
- 500-m-Radius: ausgewählte (planungsrelevante) Brutvögel,
- Referenzgebiet für ausgewählte (planungsrelevante) Brutvögel in gleicher Größe zum 500 m-Radius um den Windpark (Abstand zum Windpark mind. 1 km),
- 1 km-Radius: Greif- und Großvögel.

2.3.3.1. Erfassung der Brutvögel in den Siedlungsdichteflächen (2013 und 2014)

Es wurden für jeden Standort jeweils zwei definierte ca. 5 ha große Flächen untersucht, um Aussagen über die Siedlungsdichte innerhalb und außerhalb des Windparks treffen zu können. Die Siedlungsdichtefläche innerhalb eines Windparks lag jeweils in unmittelbarer Nähe zu einer WEA, die Referenzfläche lag außerhalb in deutlicher Entfernung (> 1.000 m Abstand) zur nächsten WEA. In diesen Flächen wurden jegliche revieranzeigende oder brutbezogene Verhaltensweisen

(z. B. Gesang, Nestbau, Fütterung) aller Vogelarten notiert. Um eine Vergleichbarkeit der Flächen an einem Standort sicherzustellen, wurden diese anhand der Vegetationsstruktur ausgewählt (siehe unten). Die Siedlungsdichteflächen wurden an einem Morgen zeitgleich von jeweils einer Person kartiert. Lediglich am Standort RP-7 im Jahr 2013 wurden die Siedlungsdichteflächen an einem Morgen nacheinander erfasst.

Um die Vergleichbarkeit der Siedlungsdichteflächen des Windparks und der Referenz zu beurteilen, wurden diese hinsichtlich der Baumartenzusammensetzung und der allgemeinen Vegetationsstruktur genauer untersucht. Zunächst wurden die Gesamtdeckungen aller Pflanzenarten für jede Vegetationsschicht (Kraut-, Strauch- und Baumschicht) in Prozentangaben geschätzt. Darüber hinaus wurden alle Baumarten innerhalb einer Fläche getrennt nach Vegetationsschichten mit Angabe des Deckungsgrades notiert. Für prägende Arten der Baumschicht (ab einer Deckung von mindestens 5 %) wurden der durchschnittliche Brusthöhenumfang und die Baumhöhe vermessen.

Vergleichbarkeit der Flächen hinsichtlich Waldbestand

Die Biotoptypen, die Vegetationsstruktur und die Baumartenzusammensetzung wurden in allen Siedlungsdichteflächen untersucht (vgl. Anhang 1.3.3). Hier wird beispielhaft der Vergleich der Siedlungsdichteflächen am Standort RP-8 aufgeführt:

Beide Siedlungsdichteflächen bestehen hauptsächlich aus den Biotoptypen „Nadel(misch)forste einheimischer Baumarten außerhalb ihrer (potentiell) natürlichen Standorte“ (NW.4.2) in mittlerer Ausprägung und „Buchen(misch)wälder frischer, basenarmer Standorte“ (LW.7.4.3) in alter Ausprägung in vergleichbar großen Anteilen. Die Windparkfläche beinhaltet zusätzlich kleine Bereiche mit Lichtungsfluren, sowie eine Ruderalfläche mit dichter Vegetation (Tab. 13).

Tab. 13: Biotoptypenzusammensetzung der Siedlungsdichteflächen am Standort RP-8

Biotoptypen		Siedlungsdichteflächen			
Kürzel	**Erläuterung**	**Referenz [ha]**	**%**	**Windpark [ha]**	**%**
LW.7.4.3	Buchen(misch)wälder frischer, basenarmer Standorte, alte Ausprägung	1,7	37,94	1,96	42,63
NW.4.2	Nadel(misch)forste einheimischer Baumarten außerhalb ihrer (potentiell) natürlichen Standorte	2,681	59,83	2,4	51,50
SS.2	Kahlschläge und Fluren der Lichtungen	-	-	0,145	3,65
SS.6.2.2	Ruderalflächen frischer bis nasser Standorte, mit dichter Vegetation	-	-	0,119	2,55
XV.1.3	geschotterter/unbefestigter Verkehrsweg	0,099	2,23	-	-
XV.2.3	geschotterter Weg	-	-	0,031	0,67
Fläche (insgesamt)		4,48	100	4,66	100

Biotoptypen nach: BMU (2013)

Die Gesamtdeckungen der jeweiligen Vegetationsschichten weichen im Vergleich von Windpark- und Referenzfläche in RP-8 kaum voneinander ab, in der Windparkfläche wurde eine um 10 % höhere Deckung der Krautschicht festgestellt. In beiden Flächen nehmen die Rotbuche (*Fagus sylvatica*) und die Gewöhnliche Fichte (*Picea abies*), die höchsten Deckungsgrade ein, allerdings haben die Bäume der Windparkfläche durchschnittlich einen größeren Brusthöhenumfang, die Höhen wurden in etwa gleich geschätzt. Mit Deckungsgraden von maximal 5 % kommt daneben die Europäische Lärche (*Larix decidua*) in beiden Flächen vor. Unterschiede bestehen in dem Vorkommen bzw. der Ausprägung der Traubeneiche (*Quercus petraea*) im Windpark sowie dem Wildapfel (*Malus sylvestris*), der Hängebirke (*Betula pendula*) und dem Besenginster (*Cytisus scoparius*) in der Referenzfläche (Tab. 14).

Insgesamt gibt es nur geringe Unterschiede in der Vegetationszusammensetzung und -ausprägung, so dass die Flächen im Hinblick auf die vorzunehmenden Auswertungen der Brutvögel als vergleichbar angesehen werden können.

Tab. 14: Baumartenzusammensetzung der Siedlungsdichteflächen in RP-8

Art	SD-Fläche Windpark					SD-Fläche Referenz				
	Baum-schicht	Strauchschicht	Kraut-schicht	Umfang [cm]	Höhe [m]	Baum-schicht	Strauch-schicht	Kraut-schicht	Umfang [cm]	Höhe [m]
Gesamtdeckung [%]	60	15	20	(nur Baumschicht)		65	15	10	(nur Baumschicht)	
Fagus sylvatica	3	2	1	270	22	3	2	1	210	23
Picea abies	3	1	1	110 (einzelne 185)	21	3	1	1	80	22
Larix decidua	1					1				
Quercus petraea	1									
Malus sylvestris						r	+			
Sorbus aucuparia						+				
Betula pendula		1				1	1			
Cytisus scoparius		1	1					r		

Angaben zum Deckungsgrad nach Braun-Blanquet:
r: 1 Exemplar, unter 1 %
+: bis zu 1 %, 2-5 Exemplare
1: 1-5 %, oder weniger, aber mehr als 5 Exemplare
2: 5-25 %
3: 26-50 %
4: 51-75 %
5: 76-100 %

2.3.3.2. Erfassung der planungsrelevanten Brutvögel im 500-m-Radius und im Referenzgebiet (nur 2014)

Innerhalb eines Radius von 500 m um die bestehenden WEA sowie 2014 in den zugehörigen Referenzgebieten wurden sämtliche Vorkommen von gefährdeten Arten (Rote Liste Deutschland, Rote Listen der Bundesländer) gemäß SÜDBECK *et al.* (2005) kartiert. Pro Erfassungsdurchgang wurden die Kartierungen von zwei Personen im Anschluss an die Siedlungsdichtekartierungen am gleichen Morgen durchgeführt. Am Standort RP-7 2013 erfolgte die Erfassung der planungsrelevanten Arten und der Siedlungsdichteflächen von einer Person an zwei verschiedenen Tagen.

2.3.3.3. Erfassung von Greif- und Großvögeln

Ab Mitte April wurde innerhalb eines ca. 3 km großen Radius (2013) bzw. eines 1 km Radius (2014) um die WEA herum das Vorkommen von Greif- und Großvögeln untersucht. Dazu wurden pro Kartierungsdurchgang zwei Vantage Points mit möglichst gutem Überblick über das Umfeld des Windparks von jeweils einer Person besetzt. Es war jedoch nicht immer möglich, alle Flächen innerhalb des jeweiligen Umkreises einzusehen. Die Beobachtungen wurden meist in den Mittagsstunden und bei guter Thermik durchgeführt, ab Juni wurden die Beobachtungen zum Teil auf den Abend verschoben, um das Vorkommen von Baumfalken zu prüfen (vgl. Anhang 1.1). Alle revieranzeigenden Verhaltensweisen von Greif- und Großvögeln wurden in Karten festgehalten, bei seltenen Arten wurden alle Registrierungen und Flugbewegungen aufgezeichnet. Für die Kartierung von Greif- und Großvögeln am Standort RP-7 wurden die Daten aus den Raumnutzungsbeobachtungen des Schwarzstorchs (vgl. Kap. 2.3.3.4) genutzt. Vor dem Laubaustrieb im Frühjahr wurde in jedem Gebiet nach potentiellen Horsten Ausschau gehalten, diese wurden innerhalb der Brutsaison wiederholt auf Besatz kontrolliert.

2.3.3.4. Schwarzstorch

Am Standort RP-7 wurden zusätzlich Raumnutzungsbeobachtungen für den Schwarzstorch durchgeführt und Hinweise auf einen möglichen Brutplatz dokumentiert. Dort hatten sich im Jahr zuvor in direkter WEA-Nähe (ca. 250 m) Schwarzstörche niedergelassen und erfolgreich Jungtiere großgezogen. Von Ende März bis Ende Juni 2013 wurde an 17 Terminen von einer Person ein ca. 2-km-Radius um den Windpark beobachtet. Hierzu wurden zwei Vantage Points mit bestmöglicher Übersicht über den Windpark genutzt (VP 1: 53:45 Std; VP 2: 12:00 Std.). Von VP 1 konnte der Bereich des vormaligen Brutplatzes der Schwarzstörche aus dem Jahr 2012 besonders gut eingesehen werden. Mit der Annahme, dass sich die Störche auch 2013 wieder dort niederlassen könnten, wurde zunächst der VP 1 dem VP 2 vorgezogen, bis eine Brut an diesem Standort ausgeschlossen werden konnte.

Die Beobachtungszeiten konzentrierten sich auf den späten Vormittag bis zum späten Nachmittag bei möglichst guter Thermik. Bei andauerndem Regen und starkem Wind wurden die Beobachtungen abgebrochen.

In einer Beobachtungseinheit wurde das Untersuchungsgebiet wiederholt im Abstand von einigen Minuten mit dem Fernglas oder Spektiv nach Vögeln abgesucht. Bei Sichtungen wurden die Flugrouten und die Abschnitte, in welchen Höhenklassen die Vögel flogen, in Karten festgehalten. Kreisende Flugbewegungen wurden mit Kreisen angedeutet und nicht exakt aufgezeichnet. Im

Protokoll wurden die Vogelart, die Sichtungszeit und die Dauer des Aufenthaltes in den verschiedenen Höhenklassen aufgeschrieben. Es wurde zwischen folgenden Höhenklassen unterschieden: 0 = Boden, 1 = unterhalb des Rotors, 2 = in Rotorhöhe, 3 = oberhalb des Rotors.

Zusätzlich zu den eigenen Beobachtungen sind Daten von Flugbewegungen des Schwarzstorches eingeflossen, die durch das Büro für Faunistik und Landschaftsökologie (BFL, Bingen am Rhein) im Frühjahr und Sommer 2013 von den gleichen Beobachtungspunkten aus erhoben wurden.

2.3.3.5. Kollisionsopfersuche

Im Zuge jeder Brutvogelkartierung im 500-m-Radius der WEA wurden Kollisionsopfer auf den Stellflächen aller Anlagen gesucht. Dabei wurde sowohl der Parkplatz vor einer Anlage in Streifen abgesucht als auch das direkte Umfeld um eine Anlage herum. Neben den selbst erhobenen Daten werden auch die Ergebnisse des Büros für Faunistik und Landschaftsökologie (BFL, Bingen am Rhein), das im Rahmen eines Fledermausmonitorings in einigen der untersuchten Windparks nach Schlagopfern gesucht hat, dargestellt.

2.3.4. Auswertung

2.3.4.1. Datenaufbereitung

Alle erfassten Daten der Brutvogelkartierungen wurden in ArcGIS (Version 10, ESRI) in eine georeferenzierte Kartengrundlage eingetragen. Die Siedlungsdichteflächen wurden vor Ort mit einem GPS eingemessen. Die Koordinaten wurden anschließend ins GIS übertragen.

2.3.4.2. Vorher-Nachher-Vergleich (Before-After-Design)

Für einen Vorher-Nachher-Vergleich ist es entscheidend, dass die verwendete Methodik der Vor- und Nachuntersuchung identisch ist. Da die Laufzeit des Projektes zu kurz war, um eigene Vorher-Nachher-Untersuchungen vorzunehmen, wurde für die Vorher-Daten auf die vorhandenen Gutachten aus den Genehmigungsunterlagen zurückgegriffen. Dieses Vorgehen erbrachte die unter Kap. 2.3.1 dargestellten Probleme in der Vergleichbarkeit. Insofern muss der Vergleich, der zur besseren Übersicht auch statistisch durchgeführt wurde, unter Berücksichtigung der gegebenen Unsicherheiten diskutiert werden.

Der Vorher-Nachher-Vergleich findet zunächst beschreibend aufgrund der Kartendarstellungen und Tabellen statt. Da es sich um abhängige Daten handelt, wird der Wilcoxon Rangsummentest für verbundene Stichproben angewendet. Das Signifikanzniveau liegt bei $p = 0{,}05$.

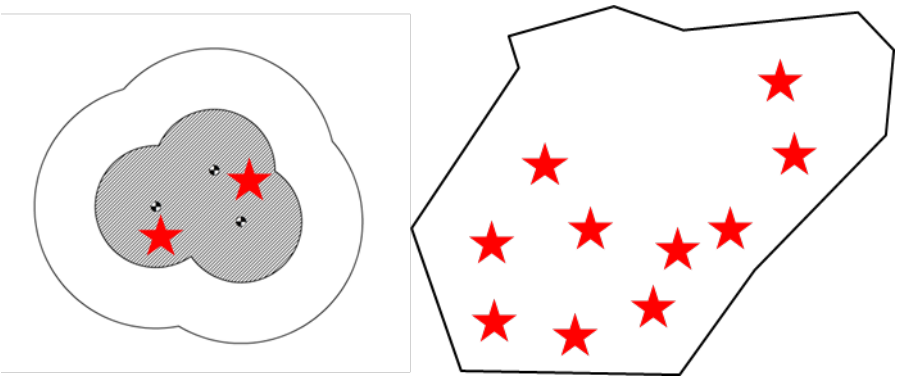
In diesen Bereich der Auswertung fällt auch die Betrachtung der Bauphase an den Standorten RP-5 und RP-6. Während am Standort RP-5 während der Brutzeit 2013 reger Baustellenverkehr und -betrieb herrschte, trat am Standort RP-6 offenkundig eine Pause im Baubetrieb ein, so dass hier lediglich die Türme ohne Rotoren standen. Im Kap. 2.4.1.1 sind die Daten *Vorher-Während-Nachher* gegenübergestellt.

2.3.4.3. Räumliche Verteilung in Bezug auf die Windenergieanlagen (Impact-Gradient-Design)

Zur Auswertung der Daten im Hinblick auf eine mögliche Abhängigkeit der Verteilung der Brutvögel von der Entfernung zur nächstgelegenen WEA wurden rund um die jeweiligen Anlagen Entfernungszonen mit einem Abstand von jeweils 100 m bzw. 250 m (s. u.) gezogen. So entspricht beispielsweise die 100 m-Entfernungszone dem Bereich zwischen 0 und 100 m rund um die WEA, die 200 m-Zone entspricht dem Bereich zwischen 100 und 200 m um die WEA.

Da die Abgrenzung der Voruntersuchung für planungsrelevante Arten bei 500 m um die geplanten Standorte lag, wurden die Entfernungszonen bis 500 m um die WEA angelegt. Die einzelnen Entfernungszonen sind unterschiedlich groß, daher sind Vergleiche von Brutpaar- oder Artenzahlen immer flächennormiert durchzuführen.

Die entfernungsbezogene Auswertung findet zunächst durch einen Vergleich der Brutpaardichten ausgewählter Arten in den Entfernungszonen statt. Anschließend werden artweise die Revieranzahlen der jeweiligen Entfernungszonen der einzelnen Untersuchungsgebiete mit den entsprechenden Erwartungswerten verglichen. Dazu wird zu jeder Entfernungszone ein Erwartungswert gemäß der ermittelten Brutdichte aus der Vorheruntersuchung bzw. aus dem Referenzgebiet berechnet – unter der Annahme, dass bei fehlendem Einfluss der WEA die Dichte im Windpark ähnlich hoch sein müsste wie in den Vergleichsflächen. Die folgende Darstellung veranschaulicht die Vorgehensweise, wobei für die Ermittlung der Dichte im Referenzgebiet nur die tatsächliche Waldfläche zu Grunde gelegt wurde (unter Herausnahme von Wegen, Lichtungen etc.). Entsprechend wird auch für die Bestimmung der Flächengröße der jeweiligen Entfernungszone auch nur die tatsächliche Waldfläche verwendet.



Eingriffsbereich (Entfernungszone)	**Referenzgebiet**
Fläche: 3 ha	Fläche: 20 ha
Ermittelte Reviere: 2	Ermittelte Reviere: 10

Berechnung des Erwartungswertes: 10 Reviere / 20 ha x 3 ha = 1,5 Reviere

	Ermittelte Reviere	Erwartungswerte
Windpark 1 (Zone 0-250 m)	2	1,5
Windpark 2 (Zone 0-250 m)	1	0,7
Windpark 3 (Zone 0-250 m)	4	4,2
usw.	usw.	usw.

Für Arten mit kleinen Revieren (Singvögel wie bspw. Baumpieper) wurden fünf Zonen mit 100 m Zonenweite angelegt. Für Arten mit großen Revieren (bspw. Schwarzspecht) und für Vergleiche zwischen dem Nahbereich und entfernteren Bereichen um die WEA wurden für jeden Windpark

zwei Entfernungszonen mit jeweils 250 m angelegt (0-250 m und 250-500 m). Für statistische Vergleiche wurde der Wilcoxon Rangsummentest für verbundene Stichproben herangezogen.

Diese Vorgehensweise kann aus den oben genannten Gründen (Kap. 2.3.1) nur für die Daten aus 2014, in denen ein Referenzgebiet kartiert wurde, angewendet werden. Als kleinste Stichprobengröße wurde ein Vorkommen der jeweiligen Art in mindestens fünf Untersuchungsgebieten gewählt.

Für Trendaussagen und zur Veranschaulichung wurden dennoch die Vorher-Daten für die in 2013 kartierten Gebiete herangezogen, um für diese Gebiete Erwartungswerte zu ermitteln. Statistische Aussagen sind hier jedoch nicht möglich. Eine Ausnahme bilden die Greif- und Großvögel, die 2013 in einem 3-km-Radius kartiert wurden. Für diese Arten konnten Erwartungswerte aus dem Umfeld ab 1 km Entfernung von den WEA berechnet werden.

Als Darstellungsform wurden Box Whisker Plots gewählt mit Median, Quartilen, Whiskern und Ausreißern.

Aus den Daten der Standorte RP-5 und RP-6 gingen in diese Art der Auswertung lediglich die Ergebnisse des ersten Betriebsjahres 2014 ein, um eine Vermischung mit baubedingten Einflussfaktoren zu vermeiden.

Eine flächenbezogene Berechnung der Erwartungswerte ist für einen Vergleich auf der Basis von gleicher Revierdichte unabdingbar. Genauer werden die Vergleiche, wenn die Bezugsfläche auf das Habitat der jeweiligen Art eingegrenzt wird. Als praktikabler Ansatz wurde hier die Waldfläche herangezogen. Lediglich im Falle des Baumpiepers wurde die Waldkante digitalisiert und die Länge der Waldkante als Vergleichsgrundlage zur Berechnung der Erwartungswerte herangezogen. Die Ermittlung weiterer Habitatparameter blieb ohne Erfolg (vgl. Kap. 2.3.4.5).

2.3.4.4. Siedlungsdichteflächen (Impact-Reference-Design)

In den Probeflächen zur Ermittlung der Siedlungsdichten wurden alle Arten erfasst. Da die Siedlungsdichteflächen nicht exakt gleich groß sind, wurden die Brutpaar- bzw. Artenzahlen auf die Fläche umgerechnet. Bei der Ermittlung der Brutpaarzahlen wurde neben einer Auswertung der Revierzentren in Kartenform nach der Methode zur Revierkartierung (SÜDBECK *et al.* 2005) auch ein Vergleich mit dem einfachen Maximum und bestätigtem Maximum durchgeführt: Anhand von Tabellen wurden zum einen die maximale Anzahl von revieranzeigenden Individuen einer Art an einem Erfassungstermin als Brutpaarzahl gewertet (Tagesmaximum), zum anderen wurden in Anlehnung an die Methode zur Revierkartierung (SÜDBECK *et al.* 2005) nur diejenige Anzahl an Brutpaaren gewertet, welche an einem weiteren Termin bestätigt wurde (bestätigtes Maximum).

Da die beiden Gebiete RP-5 und RP-6 in beiden Jahren kartiert wurden (um ggf. Unterschiede zwischen Bau- und Betriebsjahr festzustellen), gingen in die Auswertung der Siedlungsdichteflächen nur die Daten aus 2014 ein.

Es handelt sich bei den erfassten Arten überwiegend um häufige und weit verbreitete Arten, die keine spezifischen Ansprüche an einzelne Untersuchungsgebiete haben. Da beide Flächen eines Untersuchungsgebietes (WEA-Fläche und Referenzfläche) aber im gleichen zusammenhängenden Wald lagen, kann eine Unabhängigkeit der Daten nicht gewährleistet werden. Gleichzeitig sollten die jeweiligen gepaarten Stichproben eines Standortes im statistischen Test nicht getrennt werden. Daher wurde hier der Wilcoxon Test für gepaarte Stichproben gewählt mit dem Signifikanzniveau von $p = 0{,}05$.

2.3.4.5. Weitere Habitatparameter

Um den potenziellen Einfluss von WEA auf die Verteilung der Reviere vom Einfluss weiterer Habitatfaktoren zu trennen, sollten weitere Parameter ermittelt werden. Als problematisch erwies sich dabei, dass sich die Untersuchungsgebiete zu ähnlich waren, als dass hier ein Gradient abgebildet werden konnte. Geschuldet ist dies vor allem dem Umstand, dass die ausgewählten Untersuchungsgebiete in nur drei Naturräumen liegen und über eine vergleichbare naturräumliche Ausstattung verfügen. Abgeprüft wurden Höhenlage, Hangneigungen, zusammenhängende Waldgröße, Baumartenzusammensetzung und geschätztes Baumalter. Die beiden letztgenannten Parameter beziehen sich auf Einschätzungen vor Ort. Eine Ermittlung über Forst-Daten (und damit eine kleinflächigere Auswertungsmöglichkeit) scheiterte an den zur Verfügung stehenden Daten. Für die überwiegende Anzahl der Untersuchungsgebiete weigerten sich zumeist Privatwaldbesitzer zur Übergabe der Daten. In den übrigen Fällen lagen die Daten lediglich in Papierform und damit nur in Verbindung mit unverhältnismäßig langwieriger Auswertungszeit verwendbarer Form vor.

2.4. Ergebnisse

2.4.1. Planungsrelevante Arten

2.4.1.1. Vorher-Nachher-Vergleich (Before-After-Design) und Windpark-Referenz-Vergleich (Impact-Reference-Design)

2013 wurden insgesamt 19 planungsrelevante Arten im 500-m-Radius um die WEA punktgenau kartiert (Tab. 15). Im Jahr 2014 wurden insgesamt 24 Arten erfasst (Tab. 16), wobei aufgrund des Verzichtes auf den Vergleich mit Voruntersuchungen nun auch Arten wie Baumpieper und Waldlaubsänger ausgewertet werden konnten.

In allen Untersuchungsgebieten 2013 wurden bei den Voruntersuchungen auch Fledermauskartierungen durchgeführt. Arten oder Reviere, die lediglich während der Fledermauskartierungen nachgewiesen wurden, sind aufgrund mangelnder Vergleichbarkeit mit den Projektdaten in Tab. 15 nicht enthalten. Im Gebiet RP-2 wurden die WEA leicht versetzt gebaut, daher stimmt die Lage der Untersuchungsgebiete nicht exakt überein. Nur Reviere im Überschneidungsbereich beider Kartierungen gingen in die Auswertung ein.

Auffällig ist, dass die meisten Arten lediglich einmalig und/oder mit wenigen Brutpaaren in den Gebieten/Untersuchungen vorkamen. Am regelmäßigsten wurden 2013 Schwarzspecht und Turteltaube sowie Mäusebussard und Neuntöter (letzterer nur in den Voruntersuchungen) kartiert. 2014 waren neben den vorgenannten Arten auch Hohltaube, Baumpieper, Waldlaubsänger und Kernbeißer regelmäßig vertreten. Vergleicht man die Brutpaarzahlen der Vor- und Nachuntersuchung, so ergeben sich **2013 signifikante Unterschiede bei Mäusebussard und Neuntöter** (Wilcoxon Rangsummentest für verbundene Stichproben, $p < 0,05$, eingeschränkte Aussagekraft beachten). Für **2014 wurden für keine Vogelart signifikante Unterschiede zwischen Windpark und Referenzgebiet festgestellt** (Wilcoxon Rangsummentest für verbundene Stichproben, $p > 0,05$). In einem weiteren Auswertungsschritt wurden die „Vorher-“ und „Nachher-Daten“ der einzelnen untersuchten Standorte verglichen. Für die **im Jahr 2013 untersuch-**

ten Gebiete RP-1 bis RP-7 sind die Unterschiede nicht signifikant (Wilcoxon Rangsummentest für verbundene Stichproben, $p > 0,05$, eingeschränkte Aussagekraft wegen nicht vollständiger Vergleichbarkeit der Voruntersuchungen beachten). Im **Jahr 2014** wurde für den Standort HE-3 festgestellt, dass in der Referenzfläche gegenüber der Windparkfläche **signifikant mehr Reviere** planungsrelevanter Arten vorkamen (Wilcoxon Rangsummentest für verbundene Stichproben, $p < 0,05$).

Tab. 15: Brutvogelkartierungen planungsrelevanter Arten im 500-m-Radius 2013

Art	RP-1		RP-2		RP-3		RP-4		RP-5		RP-6		RP-7	
	Reviere 2013	Reviere 2004	Reviere 2013	Reviere 2007	Reviere 2013	Reviere 2007	Reviere 2013	Reviere 2009	Reviere 2013	Reviere 2010	Reviere 2013	Reviere 2009	Reviere 2013	Reviere 2006
Sperber						1		2				1		
Mäuse-bussard**						1		2		2		1	1	3
Waldschnepfe		2		2										5
Hohltaube		1					4	1	1					3
Turteltaube	1		1	2	1		6	2	1	3	3	2		
Kuckuck					1									
Waldkauz									1	3		1		1
Grauspecht		1		1										
Grünspecht													1	
Schwarz-specht				1	1	1	6	5	3	1	2	1	1	
Mittelspecht							1		1				1	1
Kleinspecht														1
Feldlerche							3		2	3				
Baumpieper*	2	3	7		3		7				1		4	
Gartenrot-schwanz			1											
Neuntöter**				1				1			1	2		1
Tannenhäher	1													
Dohle													1	1
Kolkrabe							1							

* Die Art wurde in den Voruntersuchungen nur in RP-1 punktgenau kartiert.
** Signifikanter Unterschied zwischen Vorher- und Nachher-Untersuchungen.

Tab. 16: Brutvogelkartierungen planungsrelevanter Arten im 500-m-Radius 2014

Art	RP-5	RP-6		RP-8		HE-1		HE-2		HE-3*		NRW-1	
	Reviere WP	Reviere WP	Reviere REF	Reviere WP	Reviere REF	Reviere WP	Reviere REF	Reviere WP	Reviere REF	Reviere WP	Reviere REF	Reviere WP	Reviere REF
Sperber													1
Habicht	1							1			1	1	1
Mäusebussard			1	2	1		1			1	1		
Waldschnepfe													1
Hohltaube	1			3	7	1	2		3	3	4		
Turteltaube	2			4	2					1			
Kuckuck			1				1						
Waldkauz	1			2	2							1	2
Sperlingskauz													5
Raufußkauz							1						
Grauspecht					2						1		
Grünspecht				1									
Schwarzspecht			2	6	7	3	3	2	2				1
Mittelspecht	1			2			2		1		4		
Kleinspecht											1		1
Feldlerche	1												
Baumpieper		2	1	22	4	7	8	2			1	4	1
Waldlaubsänger	1	1	5	39	32	9	23	11	9	12	17	10	15
Neuntöter				3			1				2		
Tannenhäher							1					1	
Dohle									1		1		
Kolkrabe				1			1		4		2		
Bluthänfling		1											
Kernbeißer	2			2	1	2	4	4	4	5	7		

Blau gekennzeichnet sind Arten, für die eine entfernungsbezogene Auswertung mit statistischem Test möglich ist. Grün gekennzeichnet sind Arten, für die Trendaussagen erfolgen können. * Signifikanter Unterschied zwischen Windpark und Referenzgebiet.

In der folgenden Tabelle (Tab. 17) sind die Ergebnisse der Brutvogelkartierung planungsrelevanter Arten für die beiden Standorte zusammengestellt, in denen während der Projektlaufzeit die WEA errichtet wurden (Erfassung baubedingter Störungswirkungen). In Standort RP-6 ruhten allerdings die Bautätigkeiten während der Brutsaison, so dass hier kein zusätzlicher Störungseinfluss durch Kranbewegungen o. ä. stattgefunden hat. Dagegen wurde während der Kartierungen im ersten Betriebsjahr 2014 festgestellt, dass in unmittelbarer Nachbarschaft WEA errichtet wurden und reger Baustellenverkehr durch das Untersuchungsgebiet stattfand.

Tab. 17: Gegenüberstellung der planungsrelevanten Arten im 500-m-Radius für die Standorte RP-5 und RP-6, die im Jahr 2013 errichtet wurden

Art	RP-5			RP-6			
	Reviere 2014	Reviere 2013	Reviere 2010	Reviere 2014	Reviere 2013	Reviere 2009	Reviere REF 2014
	Im Betrieb	Im Bau	vorher	Im Betrieb (mit Baustellenverkehr aufgrund einer Baustelle am Nachbarstandort)	Im Bau (kein erkennbarer Baubetrieb)	vorher	Referenzgebiet
Sperber						1	
Habicht	1						
Mäusebussard			2			1	1
Waldschnepfe							
Hohltaube	1	1					
Turteltaube	2	1	3		3	2	
Kuckuck							1
Waldkauz	1	1	3			1	
Sperlingskauz							
Raufußkauz							
Grauspecht							
Grünspecht							
Schwarzspecht		3	1		2	1	2
Mittelspecht	1	1					
Kleinspecht							
Feldlerche	1	2	3				
Baumpieper*				2	1		1
Waldlaubsänger*	1			1			5
Gartenrotschwanz							
Neuntöter					1	2	
Tannenhäher							
Dohle							
Kolkrabe							
Bluthänfling*				1			
Kernbeißer*	2						

* Art wurde nur 2013 und 2014 kartiert.

Wenngleich die Unterschiede aufgrund der lediglich mit wenigen Revieren vorkommenden planungsrelevanten Brutvogelarten ohnehin gering ausfallen (und nicht signifikant sind: Wilcoxon Rangsummentest für verbundene Stichproben, $p > 0,05$), so fällt doch auf, dass in beiden Untersuchungsgebieten der Schwarzspecht im ersten Betriebsjahr fehlte. In RP-6 verschwand zudem die Turteltaube, die 2013 noch mit drei Revieren vorkam. Auch konnte hier der Neuntöter nicht mehr nachgewiesen werden. Im Vergleich zur Voruntersuchung 2009, zu den eigenen Daten aus 2013 und zum Referenzgebiet in 2014 zeichnet sich am Standort RP-6 ab, dass der intensive Baustellenverkehr aufgrund einer Nachbarbaustelle möglicherweise zu einer Verdrängung einer ganzen Reihe von Arten geführt hat. Die Datengrundlage ist jedoch für belastbare Aussagen noch zu gering.

Detailbetrachtung Spechtarten

Für die bestandsgefährdeten Arten Schwarz-, Grün-, Grau-, Mittel- und Kleinspecht, d. h. für die planungsrelevanten Spechtarten (ohne den häufigen Buntspecht), wird im Folgenden eine Detailbetrachtung durchgeführt, die zugleich die unterschiedlichen Ergebnisse aus den beiden Ansätzen zur Auswertung der Daten aus 2013 und 2014 hervorhebt.

2013 wurden in den sieben Untersuchungsgebieten in den 500-m-Radien um die Windparks insgesamt 17 Reviere dieser fünf Spechtarten kartiert, die Auswertung der Voruntersuchung ergab für dieselben Flächen 13 Reviere (Abb. 2). 2014 wurden in den sieben 500-m-Radien (davon zwei identisch mit dem Vorjahr) insgesamt 15 Spechtreviere kartiert, in den windparkfernen Referenzgebieten hingegen 27 (Abb. 3). Unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Flächengrößen ergibt sich für die Brutdichten folgender Vergleich (Tab. 18): Unter Zusammenfassung der genannten fünf Arten ist die Brutdichte in den Referenzgebieten nahezu doppelt so hoch wie in den 500-m-Radien um die sieben in 2014 untersuchten Windparks.

Tab. 18: Brutpaardichten von fünf Spechtarten im 500-m-Radius um sieben Windparks 2014 und in den zugehörigen Referenzgebieten

Art	Windpark absolut	Windpark Reviere/10 ha	Referenz absolut	Referenz Reviere/10 ha
Grauspecht	0	0,00	3	0,02
Grünspecht	1	0,01	0	0
Kleinspecht	0	0,00	2	0,01
Mittelspecht	3	0,02	7	0,05
Schwarzspecht	11	0,07	15	0,11
gesamt	15	0,10	27	0,19

Bei einer artbezogenen Betrachtung zeigt sich, dass die Arten Grau- und Kleinspecht in beiden Jahren nicht in den Windparks festgestellt werden konnten, obwohl sie in den Voruntersuchungen und auch in den Referenzgebieten auftraten (allerdings nur mit geringen Revierzahlen). Bei Mittel- und Schwarzspecht ergaben sich widersprüchliche Tendenzen: 2013 in den Windparks höhere Brutpaarzahlen als in der Voruntersuchung, 2014 in den Windparks deutlich niedrigere Brutdichten als in den Referenzgebieten.

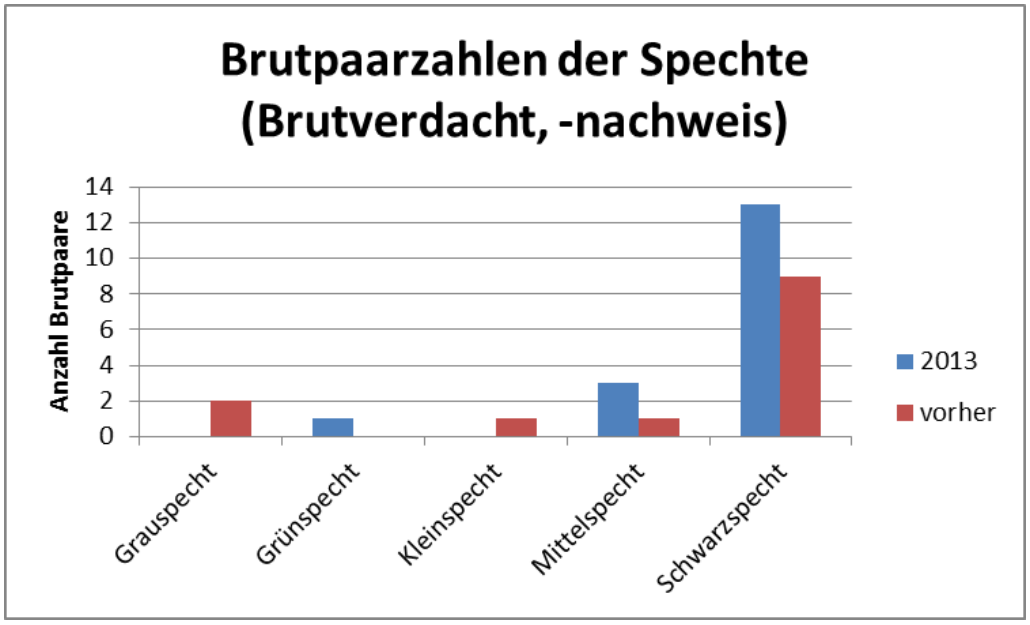


Abb. 2: Vorher-Nachher Vergleich für fünf Spechtarten im 500-m-Radius um sieben Windparks 2013

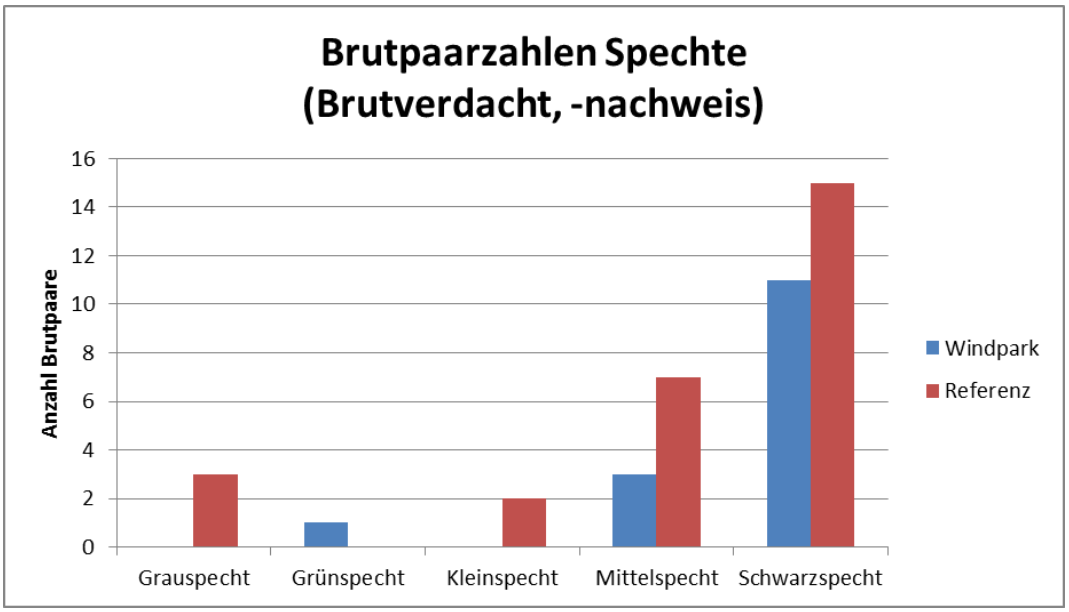


Abb. 3: Windpark-Referenz-Vergleich für fünf Spechtarten im 500-m-Radius um sieben Windparks 2014

2.4.2. Entfernungsbezogene Auswertung (Impact-Gradient)

Im Vergleich zweier Entfernungszonen (0-250 m und 250-500 m) zeigt sich, dass für die **fünf zusammengefassten Spechtarten** die Zahl der ermittelten Reviere in der inneren Entfernungszone stärker unterhalb der Erwartungswerte bleibt als in der äußeren Entfernungszone (Abb. 4). Dies könnte einen entsprechenden Vertreibungseffekt indizieren, die Unterschiede sind allerdings nicht signifikant (Wilcoxon-Rangsummentest). Noch deutlicher wird der Unterschied zwischen den beiden Entfernungszonen, wenn man die ermittelte Revierdichte der fünf Spechtar-

ten in beiden Flächen direkt miteinander vergleicht (Abb. 5). Aber auch diese Unterschiede sind nicht signifikant (Wilcoxon-Rangsummentest).

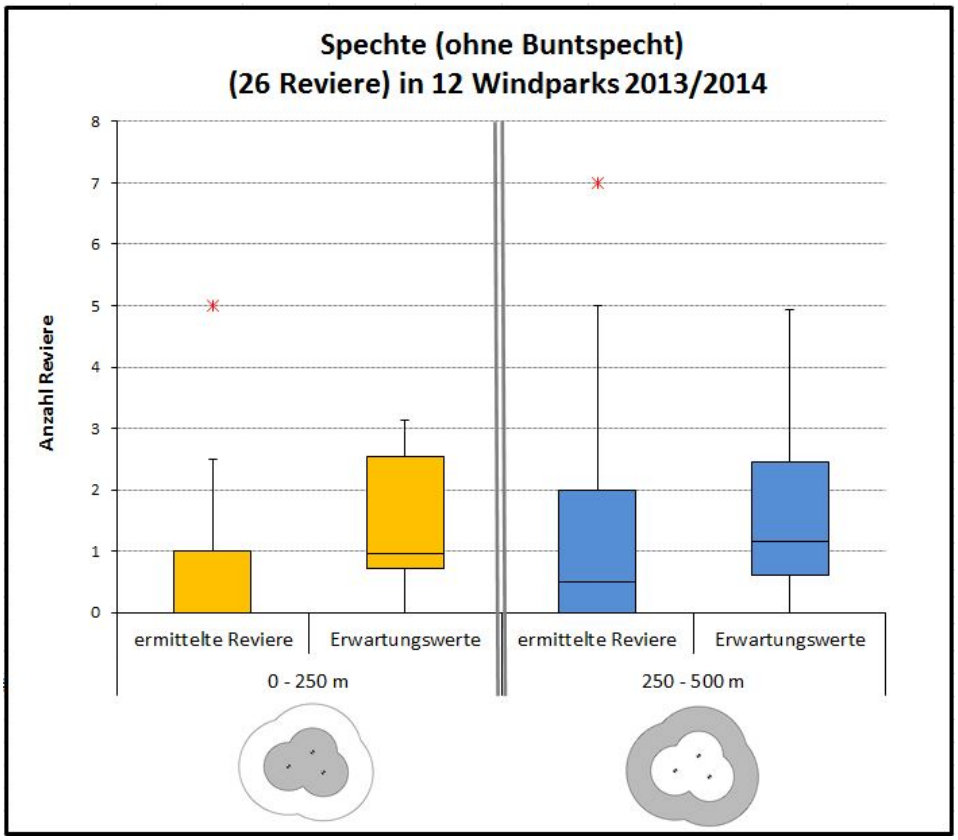


Abb. 4: Box-Whisker-Plots der ermittelten und erwarteten Revierzahlen von fünf Spechtarten (ohne Buntspecht) 2013/2014 in zwei Entfernungszonen um die Windparks

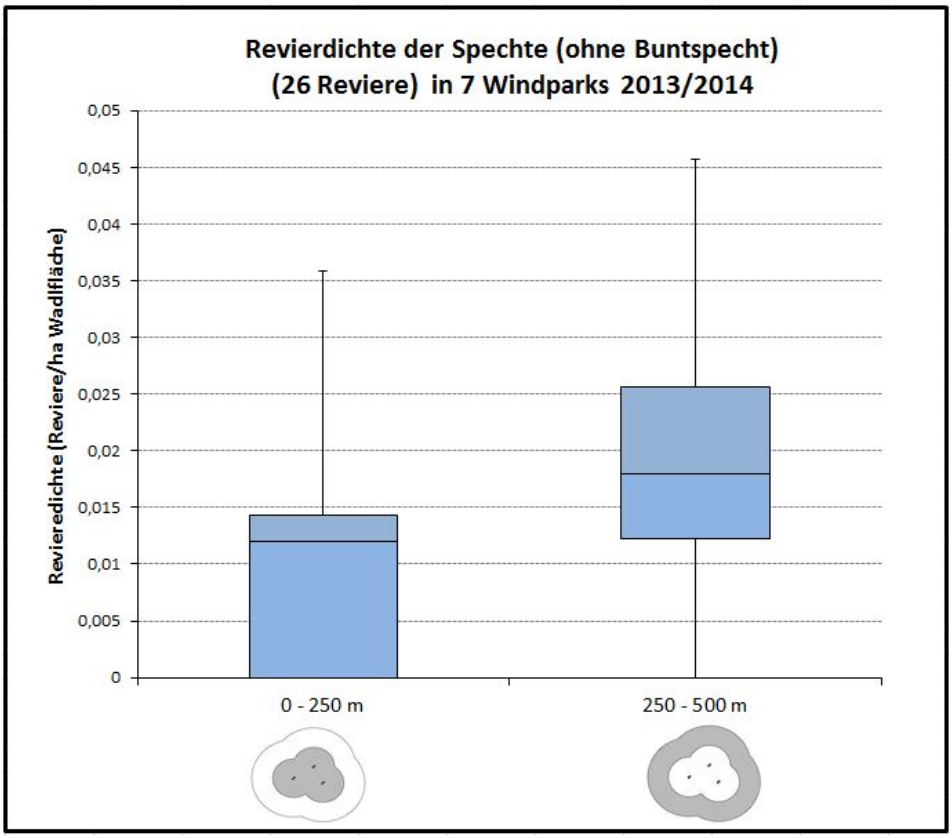


Abb. 5: Box-Whisker-Plots der Revierdichte (Reviere / ha Waldfläche) von fünf Spechtarten (ohne Buntspecht) in Bezug zur Entfernung zur nächsten WEA

Führt man diese Analysen für den **Schwarzspecht** als der häufigsten der fünf Spechtarten alleine durch, ergibt sich ein teilweise noch deutlicheres Bild einer Verdrängungswirkung im windparknahen Bereich (Abb. 6, Abb. 7), jedoch bleiben die Unterschiede weiterhin nicht signifikant.

Der Schwarzspecht kam in sechs der zwölf in 2013 und 2014 untersuchten Windparks (mit WEA in Betrieb) vor. Die Revierdichte (bezogen auf die Waldfläche) war in der 0-250-m-Zone deutlich geringer gegenüber der 250-500-m-Zone, allerdings statistisch nicht signifikant (Abb. 7, $p = 0{,}1255$, Wilcoxon Rangsummentest für verbundene Stichproben). Die Mediane lagen bei 0,006 Revieren/ha Waldfläche bzw. bei 0,017 Revieren/ha Waldfläche. Nach BAUER *et al.* (2005) liegen die durchschnittlichen Dichten für Mitteleuropa bei ≤ 0,002 Brutpaaren/ha Waldfläche, so dass auch die niedrigeren Werte in WEA Nähe nicht als unterdurchschnittlich anzusehen sind.

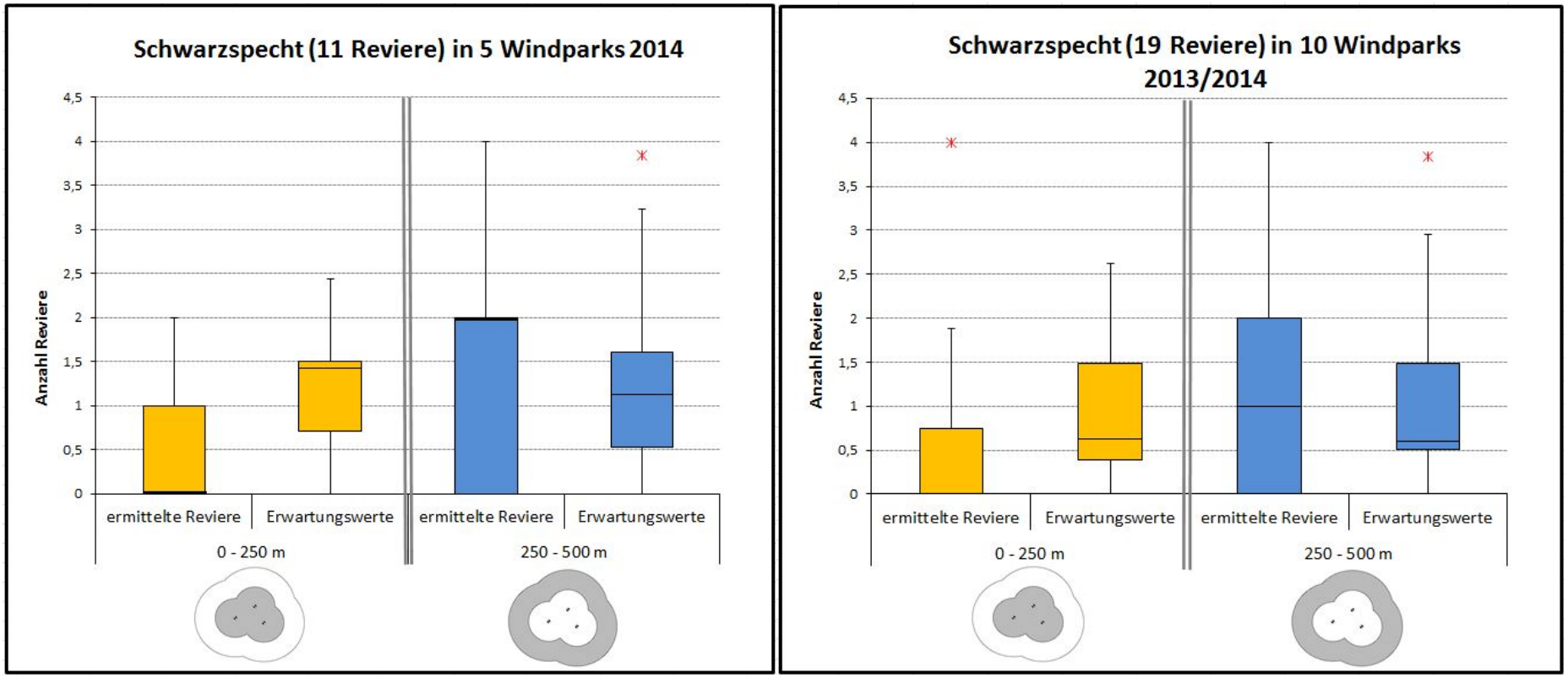


Abb. 6: Vergleich der ermittelten Reviere des Schwarzspechts mit Erwartungswerten in zwei Entfernungszonen um die WEA (0-250 m und 250-500 m Entfernung) links nur 2014, rechts 2013/2014
Box-Whisker-Plots aus den Daten aus fünf bzw. zehn Windparks (rotes Sternchen=Ausreißer).

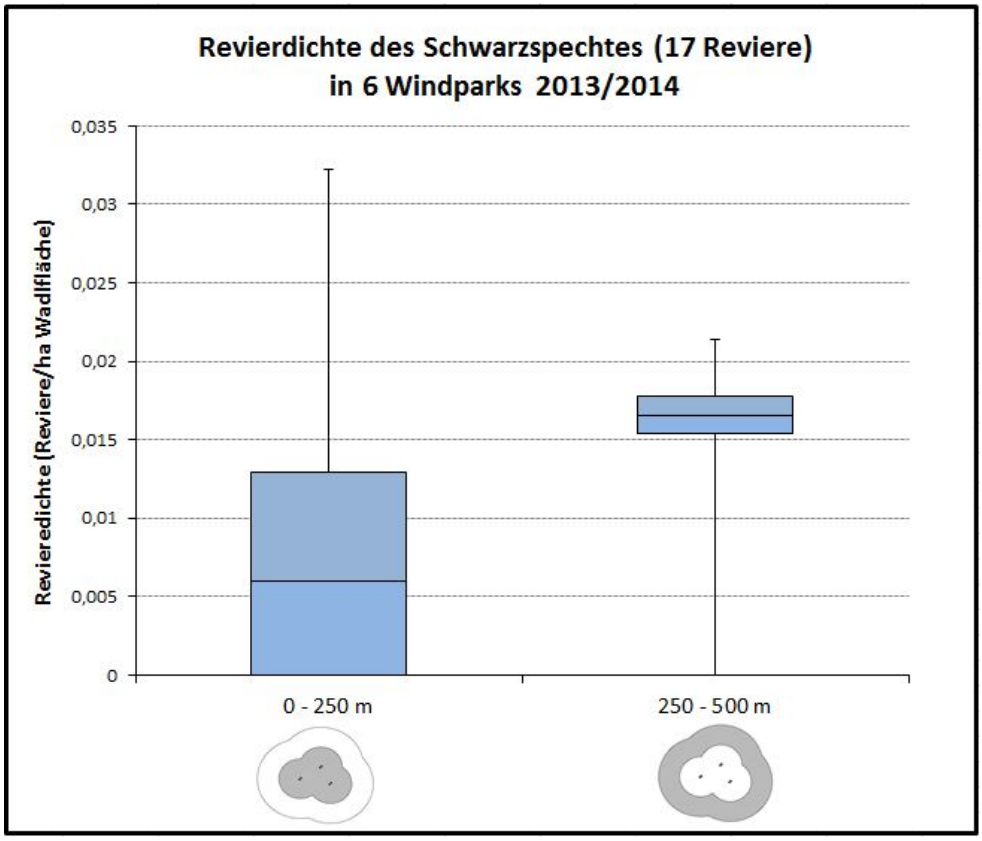


Abb. 7: Revierdichte des Schwarzspechts bezogen auf die Waldfläche in zwei Entfernungszonen um die WEA (0-250 m und 250-500 m Entfernung)
Box-Whisker-Plots aus den Daten aus sechs Windparks.

Anders sieht die Verteilung der Reviere des **Mittelspechtes** aus. Mit einem Median von 0,004 Revieren/ha Waldfläche kam die Art in deutlich geringerer Dichte vor, als der in BAUER *et al.* (2005) für das Optimalhabitat angegebenen Dichte von 0,03 bis 0,39 Brutpaare (BP)/ha, jedoch über den dort angegebenen großräumigeren Durchschnittswerten (vgl. Anhang 1.3.2, Abb. 9). Die Box-Whisker-Plots aus Anlagennähe (0-250 m um die WEA) und Anlagenferne (250-500 m um die WEA) unterscheiden sich für den Mittelspecht nicht (vgl. Anhang 1.3.2, Abb. 10). Auch die Anzahl der ermittelten Revierzentren liegen für die Daten aus 2013 und 2014 auf einem vergleichbaren Niveau – für statistische Aussagen reichen die Daten aus 2014 alleine nicht aus.

Für den **Mäusebussard** konnten die eigenen Daten aus 2013 und 2014 zur Auswertung herangezogen werden, da die Art 2013 bis in 3 km Entfernung zur nächsten WEA kartiert wurde. Aufgrund der Reviergröße des Mäusebussards wurde für diese Art nicht nach kleineren Entfernungszonen unterschieden, sondern jeweils der gesamte Windpark mit dem 500-m-Radius in Relation zum Erwartungswert betrachtet. Der Median der ermittelten Reviere liegt bei 0 Revieren, der Median der Erwartungswerte bei 1 Revier (Abb. 8). Der Unterschied zwischen ermittelten Revieren und Erwartungswerten ist nicht signifikant (Wilcoxon, $p > 0,05$). Eine eindeutige Verringerung der Brutdichte im Bereich des Windparks ist hieraus zunächst nicht abzuleiten, jedoch bleibt zu berücksichtigen, dass in den zehn Windparks mit Mäusebussardvorkommen nur vier Reviere innerhalb des 500-m-Radius auftraten. Insofern können aufgrund der geringen Stichprobengröße negative Auswirkungen auch nicht ausgeschlossen werden.

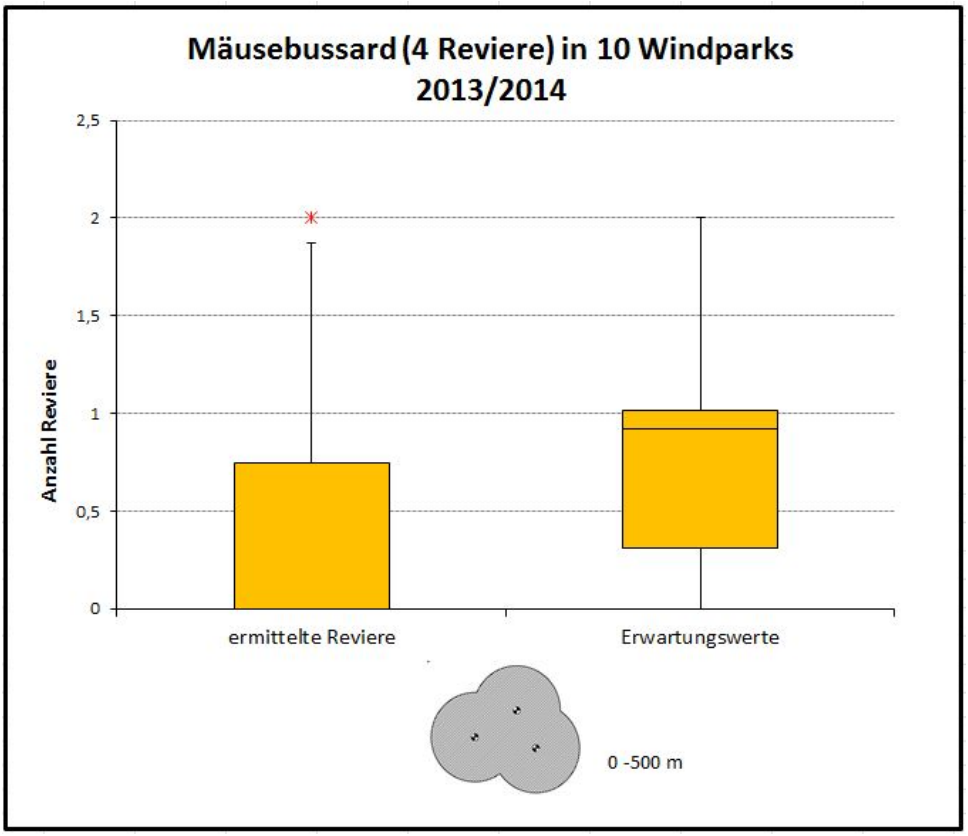


Abb. 8: Vergleich der ermittelten Reviere des Mäusebussards mit Erwartungswerten in zehn Windparks (0-500 m Entfernung)
Box-Whisker-Plots aus den Daten aus zehn Windparks (rote Sternchen=Ausreißer). Daten methodisch bedingt nur für Trendaussagen verwendbar.

Für die im Wald vorkommenden Taubenarten **Hohl- und Turteltaube** zeichnen die Daten ein relativ eindeutiges Bild ab (vgl. Anhang 1.3.2, Abb. 11 - Abb. 14). Die Revierdichten in Anlagennähe (0-250 m) und Anlagenferne (250-500 m) unterscheiden sich bei beiden Taubenarten nicht voneinander bzw. die Mediane liegen in Anlagennähe sogar über denen in Anlagenferne. Auch die Quartile der Boxplots zu den ermittelten Revieren liegen auf demselben Niveau mit den Quartilen der Erwartungswerte. Eine Vertreibungswirkung ist entsprechend nicht erkennbar.

Der **Baumpieper** wurde 2013 und 2014 kartiert und kam in insgesamt zehn Windparks vor. Die Dichte der Revierzentren wurde für diese an Waldrändern vorkommende Art bezogen auf die Länge der zuvor digitalisierten Waldkanten berechnet (Reviere/km Waldkante anstelle einer flächigen Betrachtung). Die Mediane der ersten drei Entfernungszonen unterscheiden sich nur unwesentlich voneinander (vgl. Anhang 1.3.2, Abb. 15). Eine Vertreibungswirkung kann nicht abgelesen werden. Zwar liegen die Erwartungswerte aus den Referenzgebieten 2014 (die ebenfalls unter Berücksichtigung der Waldkante berechnet wurden) in Anlagennähe (0-100 m) z. T. über den ermittelten Revieren, der Unterschied ist aber nicht signifikant (Wilcoxon, $p > 0{,}05$). In der zweiten Entfernungszone liegen ermittelte Reviere und Erwartungswerte auf gleichem Niveau (vgl. Anhang 1.3.2, Abb. 16).

Als typische Waldart wurde 2014 zusätzlich der **Waldlaubsänger** kartiert. Die Revierdichten in den sechs Windparks mit Vorkommen des Waldlaubsängers nahmen bis zur 200-300-m-Zone zur nächsten Anlage zu und gingen erst in weiterer Entfernung wieder zurück (vgl. Anhang 1.3.2, Abb. 17). Die Erwartungswerte aus den Referenzflächen lagen in der 100-m-Zone relativ deutlich

über den real ermittelten Revieren (vgl. Anhang 1.3.2, Abb. 18). Wenngleich der Unterschied stärker ausfiel als für den Baumpieper, war auch hier der Unterschied nicht signifikant (Wilcoxon, $p > 0{,}05$). Gewisse Vertreibungswirkungen aus dem anlagennahen Bereich scheinen nach den vorliegenden Daten somit zwar möglich, sind allerdings nicht statistisch abgesichert.

Auch der **Kernbeißer** wurde nur 2014 kartiert, die Art kam aber nur in vier Windparks vor, so dass keine statistische Analyse erfolgen kann. Die Gegenüberstellungen der Dichten aus den Windparks in den 100-m-Zonen um die WEA zeigt eine relativ gleichmäßige Verteilung der Revierzentren. Der Median in Anlagennähe (0-100 m) lag zwar bei 0 Revieren/ha Waldfläche, allerdings war hier auch der höchste Dichterwert als Ausreißer zu verzeichnen (vgl. Anhang 1.3.2, Abb. 19). Eine Vertreibungswirkung ist nicht anzunehmen.

2.4.3. Siedlungsdichte (Impact-Reference)

2.4.3.1. Übersicht

Es wurden insgesamt 42 Vogelarten in den Siedlungsdichteflächen in den Jahren 2013 und 2014 kartiert (Tab. 19). Häufigste Vogelart war der Buchfink, gefolgt von Tannenmeise, Zaunkönig, Winter- und Sommergoldhähnchen und Rotkehlchen. In der Tabelle sind neben der Anzahl der „Papierreviere“ nach SÜDBECK *et al.* (2005) auch die Ergebnisse für das Tagesmaximum und das bestätigte Maximum dargestellt. Auffällig ist, dass die Revieranzahl des einfachen Maximums für viele Vogelarten näher an den Daten der Revierauswertung liegt als das „bestätigte Maximum“.

Die Ergebnisse für jede Einzelfläche sind im Anhang 1.3.4, Tab. 14 dargestellt.

Tab. 19: Übersicht der Vogelarten in den Siedlungsdichteflächen 2013 und 2014 sortiert nach Häufigkeit

Art	Summe Revierauswertung	Summe Tagesmaximum	Summe bestätigtes Maximum
Buchfink	198	172	133
Tannenmeise	84	91	64
Zaunkönig	75	78	52
Wintergoldhähnchen	72	80	55
Rotkehlchen	68	75	48
Sommergoldhähnchen	56	79	45
Amsel	46	49	36
Kohlmeise	37	44	30
Mönchsgrasmücke	31	48	24
Zilpzalp	29	41	20
Waldbaumläufer	19	36	20
Ringeltaube	18	35	16
Misteldrossel	18	23	15
Blaumeise	17	26	18
Waldlaubsänger	17	26	17
Kleiber	16	25	17
Eichelhäher	12	18	11
Singdrossel	11	28	12
Kernbeißer	11	19	10
Haubenmeise	9	23	10
Sumpfmeise	9	17	9
Buntspecht	9	13	10
Heckenbraunelle	6	10	4
Gartenbaumläufer	5	12	4
Fitis	4	11	3
Hohltaube	2	4	3
Mittelspecht	2	4	2
Trauerschnäpper	2	3	2
Gimpel	1	9	2
Grauspecht	1	4	1
Grünfink	1	4	1
Rabenkrähe	1	4	1
Schwarzspecht	1	3	2
Baumpieper	1	2	1
Kleinspecht	1	2	1
Weidenmeise	1	2	1
Kolkrabe		7	2
Fichtenkreuzschnabel		1	

Art	Summe Revierauswertung	Summe Tagesmaximum	Summe bestätigtes Maximum
Goldammer		1	
Schwanzmeise		1	
Star		1	
Waldkauz		1	

2.4.3.2. Vergleich Windpark und Referenzfläche über alle Arten

In einem ersten Schritt wurden die Brutpaardichten und Artenzahlen zwischen den Siedlungsdichteflächen in WEA Nähe (WP) und den Referenzflächen (REF) über alle Standorte verglichen. In der folgenden Tabelle (Tab. 20) sind die Werte für die Revierauswertung für alle zwölf Windparks (RP-5 und RP-6 aus beiden Jahren) sowie Mittelwert und Median angegeben.

- **2013** zeigte sich in fünf von sieben Referenzflächen eine höhere Brutdichte als in den jeweiligen Windparkflächen. Auch die Artenzahlen lagen in den Referenzflächen häufiger über denen der Windparkflächen.
- **2014** sind die Ergebnisse insgesamt ausgeglichener: Während der Median der Reviere/ha in den Windparkflächen über dem der Referenzflächen liegt, ist der Mittelwert kleiner. Die Artenzahlen sind in den Windparkflächen nur geringfügig kleiner.

Werden beide Jahre zusammen betrachtet (Daten aus RP-5 und RP-6 jeweils nur von 2014) konnten zwischen Windpark- und Referenzflächen **keine signifikante Unterschiede** gefunden werden (Wilcoxon, $p > 0,05$). Die Abbildung der beiden Box-Whisker-Plots zur Revierdichte veranschaulichen die geringen Unterschiede sehr deutlich (Abb. 9). Der Median liegt in beiden Fällen bei 6,93 Revieren/ha.

Auch bei einer Auswertung mit „einfachem Maximum“ und „bestätigtem Maximum“ sind **keine signifikanten Unterschiede** zwischen den Windpark- und Referenzflächen feststellbar (Wilcoxon, $p > 0,05$, vgl. Anhang 1.3.4, Tab. 14).

Tab. 20: Revierdichten und Artenzahlen in den Siedlungsdichteflächen aller Untersuchungsgebiete (WP=Siedlungsdichtefläche im Windpark, REF=Referenzfläche)

	Reviere/ha			Artenzahl/ha	
	WP	REF		WP	REF
2013					
RP-1	5,83	7,16		1,67	2,39
RP-2	8,33	5,51		2,59	2,36
RP-3	1,89	5,28		1,32	2,75
RP-4	3,37	8,81		2,07	4,75
RP-5*	6,71	7,05		2,81	3,69
RP-6*	5,55	4,35		1,63	2,17
RP-7	7,49	11,62		3,51	5,41
Mittelwert	5,60	7,11		2,23	3,36
Median	5,83	7,05		2,07	2,75

	Reviere/ha			Artenzahl/ha	
	WP	REF		WP	REF
2014					
HE-1	8,14	8,39		3,34	2,73
HE-2	4,08	5,06		1,75	2,71
HE-3	6,37	5,54		3,30	3,62
NRW-1	12,29	17,29		3,86	4,76
RP-5	6,28	6,71		2,60	4,36
RP-6	8,65	6,32		2,12	2,17
RP-8	9,87	7,81		2,79	3,13
Mittelwert	7,95	8,16		2,82	3,36
Median	8,14	6,71		2,79	3,13

* mit Bautätigkeiten

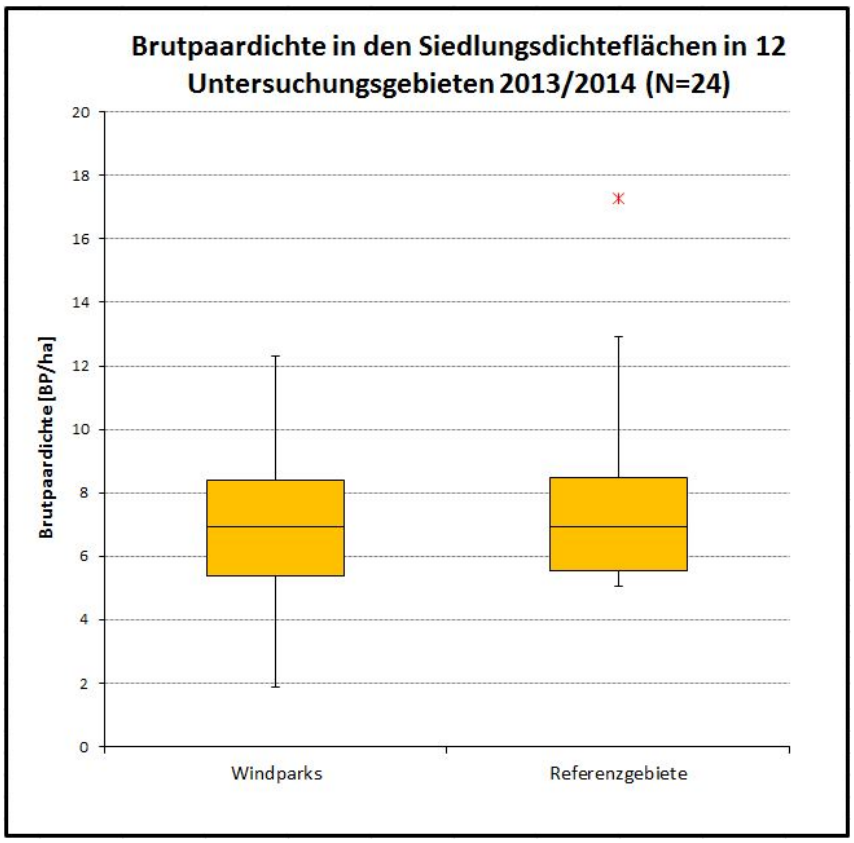


Abb. 9: Box-Whisker-Plots zur Revierdichte in den Siedlungsdichteflächen in Windanlagennähe und in den Referenzflächen
(rotes Sternchen=Ausreißer)

2.4.3.3. Vergleich Windpark und Referenzfläche für einzelne Arten

Aus den 42 vorkommenden Arten konnte lediglich für das Rotkehlchen ein signifikanter Unterschied zwischen Windparkflächen und Referenzflächen nachgewiesen werden (Wilcoxon, $p < 0{,}05$, vgl. Tab. 21 und Abb. 10). Die Box-Whisker-Plots in Abb. 10 zeigen, dass die Revierdichte in Windparknähe nicht grundsätzlich auf einem niedrigen Niveau liegt, die Quartile über-

lappen sich sogar. Im direkten Vergleich der gepaarten Stichprobe (Windpark- und Referenzfläche eines jeden Standortes) fällt aber auf, dass in neun von zwölf Fällen die Dichte im Windpark geringer ist (Tab. 21).

Für alle anderen Arten konnte kein signifikanter Unterschied festgestellt werden.

Tab. 21: Revierdichten des Rotkehlchens in den Siedlungsdichteflächen aller Untersuchungsgebiete (WP=Siedlungsdichtefläche im Windpark, REF=Referenzfläche)

	Reviere/ha	
	WP	**REF**
HE-1	1,04	0,84
HE-2	0,78	1,27
HE-3	0,47	0,64
NRW-1	0,96	1,25
RP-1	0,21	0,34
RP-2	0,29	0,00
RP-3	0,00	0,00
RP-4	0,26	0,68
RP-5	0,65	1,01
RP-6	0,33	0,59
RP-7	0,47	0,81
RP-8	0,64	0,67

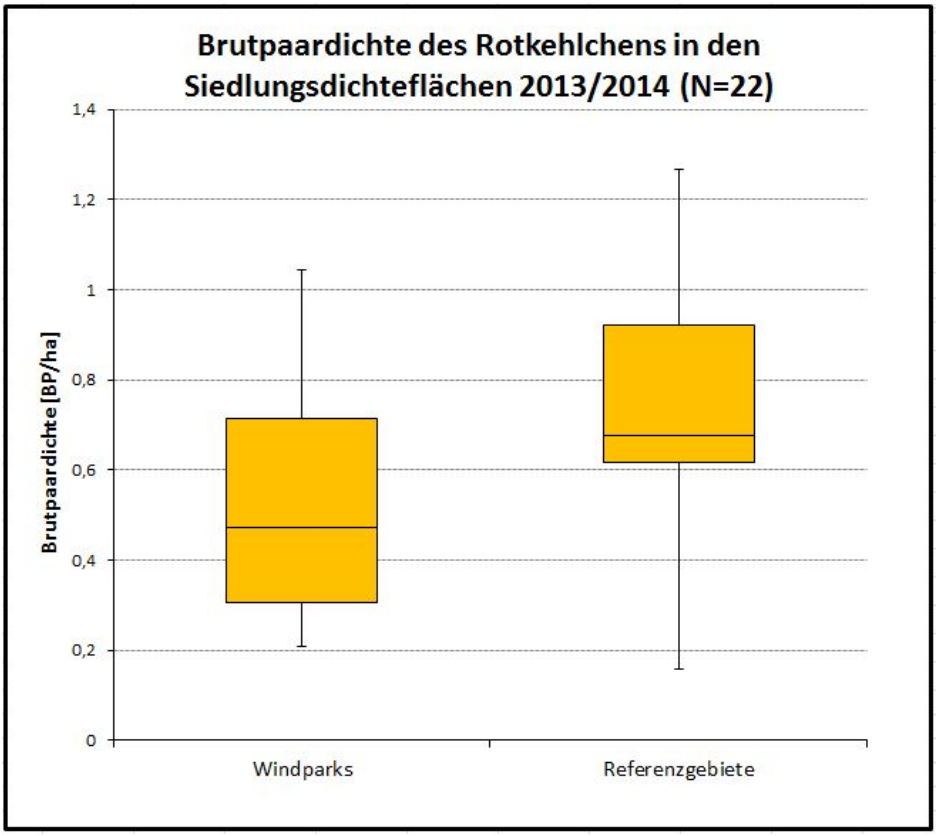


Abb. 10: Box-Whisker-Plots der Revierdichten des Rotkehlchens in Siedlungsdichteflächen aus zwölf Untersuchungsgebieten

Auch unter Berücksichtigung unterschiedlicher Habitatansprüche sind keine Unterschiede zwischen den Windparkflächen und den Referenzflächen erkennbar, die auf einen Einfluss der Errichtung der WEA zurückzuführen wären. Stellvertretend hierfür sind im Folgenden die Boxplots der Revierdichten für zwei Arten dargestellt, deren Habitatansprüche sich in Bezug auf die Waldstruktur unterscheiden. Die Mönchsgrasmücke bewohnt in erster Linie die Strauchschicht unterholzreicher Laub- und Mischwälder, wohingegen der Waldbaumläufer in Altholzbeständen vorkommt (SÜDBECK *et al.* 2005). Beide Arten unterscheiden sich in der Revierdichte zwischen Windpark und Referenzfläche kaum (Abb. 11, Abb. 12).

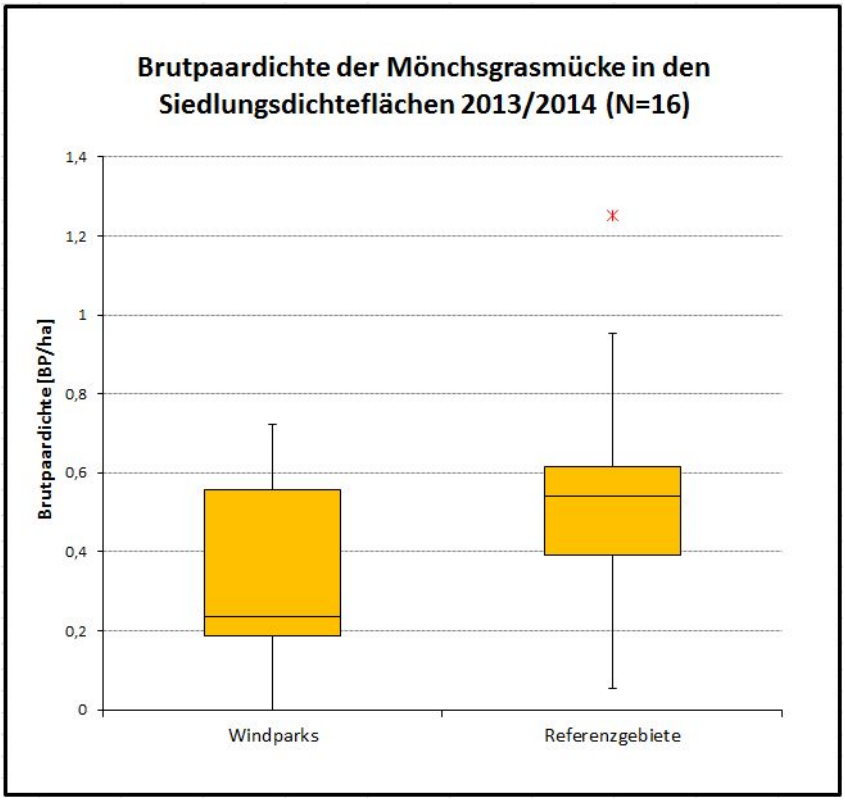


Abb. 11: Box-Whisker-Plots der Brutpaardichte der Mönchsgrasmücke in den Siedlungsdichteflächen in Anlagennähe und in den Referenzflächen
(rote Sternchen=Ausreißer)

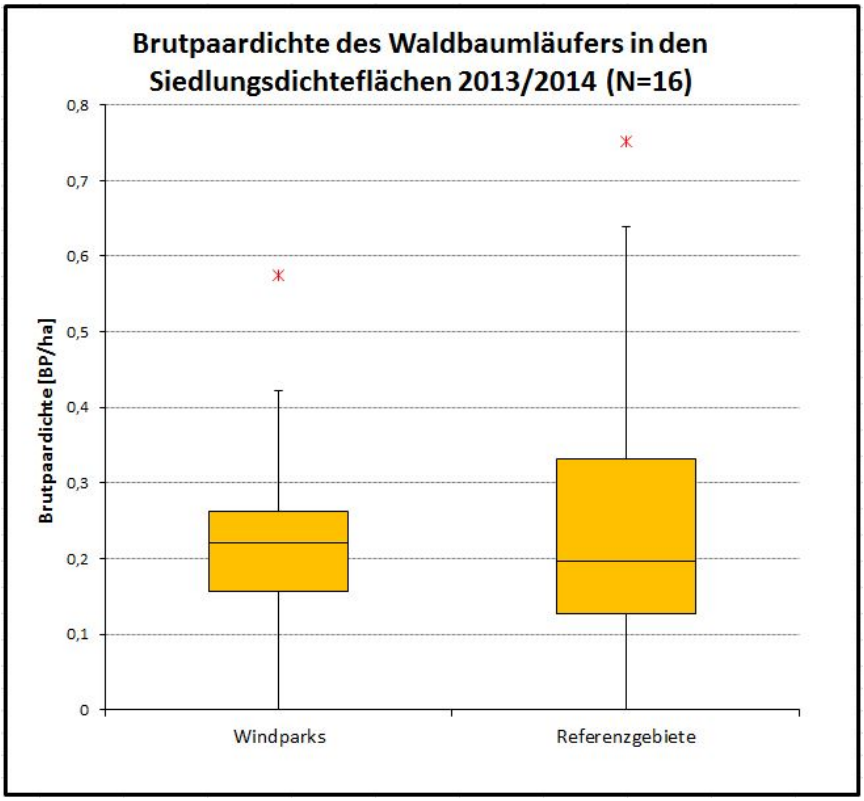


Abb. 12: Box-Whisker-Plots der Brutpaardichte des Waldbaumläufers in den Siedlungsdichteflächen in Anlagennähe und in den Referenzflächen
(rote Sternchen=Ausreißer)

2.4.4. Raumnutzung Schwarzstorch

Bei den Raumnutzungsbeobachtungen im näheren Umkreis des Windparks am Standort RP-7 in 2013 konnten insgesamt 13 Schwarzstörche beobachtet werden, davon stammen zwei Sichtungen vom Büro BFL. In größerer Entfernung (rund 3,5 km Richtung Osten) wurden weitere drei Individuen gesichtet, teils nicht direkt vom VP. Von Ende März bis April konnten die meisten Beobachtungen erzielt werden, im weiteren Verlauf der Brutsaison gab es nur noch einzelne Nachweise. Deutliches Balzverhalten sowie direkte An- oder Abflüge des alten Horstbereichs wurden nicht festgestellt. Die beobachteten Flüge konzentrierten sich offenbar auf Nahrungsflüge entlang der Bachtäler. Vor allem ein ruhig gelegener Waldbach im Osten wurde häufig angeflogen.

Der Großteil der Flüge erfolgte in geringer Höhe unterhalb des Rotors (s. Abb. 13). Als typisches Flugverhalten von Schwarzstörchen konnte einige Male beobachtet werden, dass sich Individuen in große Höhen schraubten, um sich dann über weite Distanzen gleiten zu lassen. Der Windpark wurde von allen Individuen umflogen, der Minimalabstand zu den WEA betrug in Höhenklasse (HK) I ca. 300 m, 350 m in Rotorhöhe (HK II) und in HK III 250 m. Die Vögel zeigten allerdings kein eindeutiges Meideverhalten wie plötzlichen Richtungswechsel oder systematisches Umfliegen.

In der fortgeschrittenen Brutsaison wurde der alte Horst von 2012 aus der Ferne kontrolliert, er war jedoch verlassen. Auch gab es keine Kotspuren oder frische Zweige, die auf einen besetzten Horst hindeuten würden. Hinweise auf einen neuen Brutplatz konnten ebenfalls nicht erbracht

werden. Somit war es nicht möglich das Raumnutzungsverhalten eines Schwarzstorchbrutpaares in direkter WEA-Nähe umfassender zu dokumentieren.

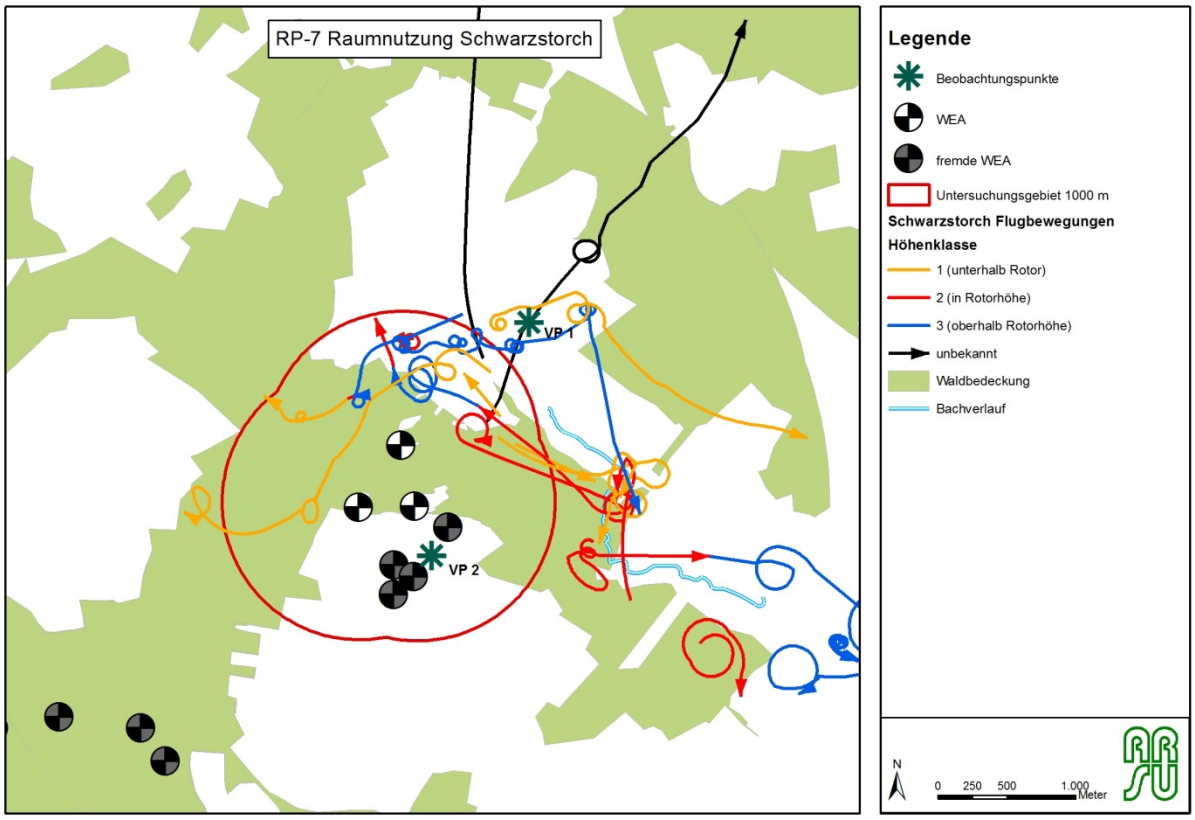


Abb. 13: Flugwege der Schwarzstörche am Standort RP-7 in unterschiedlichen Höhenklassen

2.4.5. Schlagopfer

Während der Brutvogelkartierung wurde in jedem Windpark an sechs Terminen die absuchbare Fläche (Zuwegung, Kranstellfläche, Rodungen) nach Kollisionsopfern abgesucht. Insgesamt wurden in den zwei Untersuchungsjahren auf diese Weise 67 WEA bearbeitet. Zusätzlich wurden vom Büro BFL die Vogelfunde von vier Schlagopfersuchen mit Zielrichtung Fledermäuse mitgeteilt (elf WEA mit bis zu 14 Terminen).

Die eigene Schlagopfersuche im Zusammenhang mit den Tagesbegehungen der Brutvogelkartierung erbrachte zwei Schlagopfer. Im Jahr 2013 wurde im Windpark RP-4 eine Tannenmeise gefunden und im Jahr 2014 im Windpark RP-5 ein Rotmilan. Bei den vier uns zur Verfügung stehenden Schlagopfersuchen der Fledermäuse wurden insgesamt fünf Singvögel gefunden (Tab. 22), dabei handelte es sich um die Arten Rotkehlchen, Fitis und Zilpzalp. Für weitergehende Auswertungen reicht die Datenlage allerdings nicht aus, insbesondere angesichts der fehlenden Berücksichtigung wesentlicher Einflussfaktoren wie Verweildauer, Sucheffizienz und Anteil der absuchbaren Fläche.

Tab. 22: Ergebnisse der Schlagopfersuche
(Daten aus der Fledermaus-Schlagopfersuche von BFL sind grün unterlegt)

Windpark	Anzahl Termine	Zeitraum	Anzahl abgesuchter WEA	Schlagopfer
RP-1	6	03/13-06/13	13	-
RP-2	7	04/13-10/13	3	1 Rotkehlchen
RP-2	6	03/13-06/13	4	-
RP-3	14	04/12-10/13	3	1 Fitis, 2 Zilpzalp
RP-3	6	03/13-06/13	5	-
RP-4	14	04/12-10/13	3	1 Rotkehlchen
RP-4	6	03/13-06/13	8	1 Tannenmeise
RP-5	5	06/13-10/13	2	-
RP-5	6	03/14-06/14	2	1 Rotmilan
RP-6	6	03/14-06/14	2	-
RP-7	6	03/13-06/13	4	-
RP-8	6	03/14-06/14	10	-
HE-1	6	03/14-06/14	4	-
HE-2	6	03/14-06/14	6	-
HE-3	6	03/14-06/14	4	-
NRW-1	6	03/14-06/14	5	-

2.5. Diskussion

2.5.1. Methode

Die Untersuchungen zur Ermittlung etwaiger Störungs- und Vertreibungswirkungen von WEA im Wald auf Brutvögel wurden im Wesentlichen mit zwei methodischen Ansätzen durchgeführt:

- Gesamtsiedlungsdichte aller Arten in Probeflächen in Anlagennähe und in Referenzflächen
- Erfassung ausgewählter („planungsrelevanter“) Arten im Umkreis von 500 m um die Windparks im Vergleich zu den Vorher-Daten (2013) bzw. zu Referenzflächen (2014)

Zusätzlich wurden Greifvögel bis zu einer Entfernung von 3 km (2013) bzw. 1 km (um die Windparkflächen) erhoben.

Der erstgenannte Ansatz zur Gesamtsiedlungsdichte beinhaltet die gleichzeitige Erfassung von Windparkflächen und Referenzflächen. Sie erfolgte in beiden Flächen mit identischer Methode und Intensität sowie unter denselben Witterungsbedingungen. Methodisch bedingte Unterschiede können somit nur noch auf der Bearbeiterabhängigkeit sowie auf der Habitatausstattung der Flächen beruhen. Zur Vermeidung der erstgenannten Einflussgröße tauschten die Kartierer die Bearbeitung der Windpark- und Referenzflächen von Termin zu Termin. Hinsichtlich der Habitatausstattung wurden sämtliche Probeflächen hinsichtlich der Biotoptypen, Gesamtdeckungen der jeweiligen Vegetationsschichten und Baumartenzusammensetzung charakterisiert und die jeweiligen Flächenpaare miteinander verglichen. Für prägende Arten der Baumschicht (ab einer Deckung von mindestens 5 %) wurden zusätzlich der durchschnittliche Brusthöhenumfang und die Baumhöhe vermessen.

Im Ergebnis zeigte sich, dass nur geringe Unterschiede in den jeweiligen Probeflächenpaarungen bestanden, sodass die Flächen im Hinblick auf die vorzunehmenden Auswertungen des Brutvogelbestands als gut vergleichbar angesehen werden können. Insofern werden hinsichtlich der erzielten Ergebnisse der Flächenvergleiche keine methodisch bedingten Einschränkungen gesehen.

Dies gilt jedoch nicht für die Erfassung der ausgewählten Arten im 500-m-Umkreis. Aufgrund der kurzen Projektlaufzeit konnte es nicht gewährleistet werden, dass vollständige Vorher-Nachher-Untersuchungen durch eigene Erhebungen vorgenommen werden (vgl. Kap. 2.3.1). Daher wurde im ersten Untersuchungsjahr auf die Voruntersuchungen, die im Rahmen der Genehmigungsverfahren durchgeführt wurden, zurückgegriffen. In Kooperation mit den jeweiligen Gutachterbüros wurden die Einzeltermine der Voruntersuchung z. T. neu ausgewertet, da beispielsweise die Terminanzahl nicht mit den hier durchführbaren Untersuchungen übereinstimmte. Da die Untersuchungen für die Genehmigungsunterlagen ursprünglich nicht für eine vergleichende Vorher-Nachher-Analyse ausgelegt waren, mussten gewisse Unstimmigkeiten im Erfassungsaufwand und in dem kartierten Artenspektrum hingenommen werden. Beispielsweise konnten dämmerungsaktive Arten (z. B. Waldschnepfe, Waldkauz) bei den Vorher-Untersuchungen in Kombination mit den Fledermauskartierungen intensiver erfasst werden, als es bei den Nachuntersuchungen möglich war. Weiterhin wurde vorher der Schwerpunkt auf die Erfassung planungsrelevanter Arten (v. a. Waldarten, Greifvögel) gelegt, somit wurden einige aus ökologischer Sicht interessante Arten für den Vorher-Nachher-Vergleich (z. B. Baumpieper) zuvor nicht punktgenau kartiert. Unterschiede in den Witterungsbedingungen zwischen den Erfassungsjahren oder auch Unterschiede in der Waldbedeckung, die nicht im Zusammenhang mit den WEA stehen (Windwurfflächen etc.) sind überdies zu beachten. Ebenso sind Unterschiede in der Nahrungsverfügbarkeit insbesondere für Eulen und Greifvögel zwischen den Erfassungsjahren zu vermuten, die aufgrund des Mangels an untersuchten Referenzflächen nicht ausgeglichen werden können.

Aus diesen Gründen wurde für das zweite Erfassungsjahr die Methode verändert. Statt das Before-After-Design zu vertiefen, wurde das Impact-Reference-Design auf die planungsrelevanten Arten im 500-m-Radius ausgedehnt. Damit wird gewährleistet, dass die methodische Qualität der Vogeldaten weitgehend übereinstimmt. Dennoch gibt es auch in diesem Verfahren Unsicherheiten, die beim Vergleich der Vogeldaten zu berücksichtigen sind. Eine hundertprozentige Übereinstimmung aller Habitatfaktoren zwischen Windpark und Referenzgebiet ist praktisch nie gegeben. Störungen durch Waldarbeiten oder touristische Nutzungen, Unterschiede in der Baumartenzusammensetzung oder in der Nahrungsverfügbarkeit sind – wenn überhaupt – nur mit extrem hohem Aufwand nachweisbar und damit innerhalb dieses Projektes nicht leistbar. Durch eine intensive Suche nach Referenzgebieten in direktem räumlichem Zusammenhang und damit im gleichen zusammenhängenden Waldgebiet wurde angestrebt, um die potenziellen Unterschiede möglichst gering zu halten. Dennoch müssen bei der Diskussion der Ergebnisse die ggf. unterschiedlichen Bedingungen berücksichtigt werden.

Die Ergebnisse spiegeln die Bedingungen der hier untersuchten Untersuchungsgebiete dar. Bei der Übertragung der Ergebnisse auf andere Standorte muss berücksichtigt werden, dass dies nur in begrenztem Umfang möglich ist (vgl. Kap. 2.3.2.3).

2.5.2. Ergebnisse

2.5.2.1. Aussagekraft

Bezüglich der Untersuchung der Gesamtsiedlungsdichte hat das Projekt zu eindeutigen Ergebnissen geführt, wonach keine Unterschiede in der Brutpaardichte zwischen windparknahen Waldflächen und Referenzflächen festzustellen waren. Dies gilt sowohl für die Zusammenfassung von 42 Arten als auch für die Betrachtung der Einzelarten. Damit ist eine hohe Übereinstimmung mit den Ergebnissen einer achtjährigen Studie an einem im Wald gelegenen Windpark in Nordwestitalien gegeben (GARCIA *et al.* 2015). Die Autoren konnten mit standardisierten akustischen Erfassungen auf der Grundlage von Punkt-Stopp-Zählungen über acht Jahre jeweils alle drei bis vier Tage im Mai und Juni die Bestandsentwicklung von 15 häufigen Singvogelarten untersuchen. Der Untersuchungszeitraum umfasste drei Jahre vor, ein Jahr während und vier Jahre nach dem Bau eines Windparks im Wald mit sieben WEA. Im Ergebnis zeigte sich, dass die Bestandsentwicklungen im Windparkbereich den landesweiten Bestandstrends entsprachen. Insgesamt konnte kein Einfluss des Windparks auf die untersuchten Vogelbestände festgestellt werden. Lediglich im Jahr der Errichtung kam es zu deutlichen Rückgängen bei zwölf der 15 Arten, die auf den temporären Störungseinfluss der Baustelle zurückzuführen waren. Dies steht in Übereinstimmung mit den eigenen Daten zu baubedingten Störungseinflüssen (siehe Tab. 17) sowie mit den diesbezüglichen Ergebnissen zu Offenlandarten auf dem südlichen Ostfriesland sowie aus Schottland (STEINBORN *et al.* 2011; PEARCE-HIGGINS *et al.* 2012).

Die Ergebnisse verdeutlichen auch die Bedeutung mehrjähriger Untersuchungen. Bei alleiniger Betrachtung der Daten aus 2013 zeigte sich in fast allen windparknahen Probeflächen eine deutlich niedrigere Siedlungsdichte als in den Referenzgebieten. Erst durch die Zusammenfassung der Daten beider Untersuchungsjahre ergab sich das Fehlen erkennbarer Unterschiede zwischen Windparkflächen und Referenzflächen. Hieraus wird deutlich, dass Aussagen auf der Grundlage nur kurzer Untersuchungszeiträume und niedriger Stichprobengrößen nicht belastbar sind und zu falschen Schlüssen führen können.

Dieses Problem zeigte sich beim zweiten Untersuchungsansatz – Erfassung ausgewählter Arten im 500-m-Radius. Hierbei wurden Daten zu 24 Arten erhoben, wovon die meisten jedoch nur mit wenigen Revieren in den Untersuchungsgebieten auftraten. Dazu kommt die nur teilweise gegebene methodische Vergleichbarkeit der Referenzdaten der Untersuchungsgebiete in 2013 aus den Vorher-Untersuchungen (siehe Kap. 2.3.1). Aus der Kombination dieser beiden Einflüsse ergibt sich, dass nur für wenige Arten belastbare Aussagen aus diesem Untersuchungsansatz möglich sind.

Aus den vorliegenden Daten lässt sich ableiten, dass für die Arten Hohl- und Turteltaube, Baumpieper und Kernbeißer kein Einfluss der Windparks auf die räumliche Verteilung der Reviere zu erkennen ist. Geringe, aber nicht signifikante Vertreibungswirkungen sind beim Waldlaubsänger möglich. Weiterhin zeichnet sich bei fünf Spechtarten (ohne Buntspecht) ein gewisser Einfluss der Windparknähe auf die räumliche Verteilung der Reviere bis zu einer Entfernung von ca. 250 m ab. Diese Ergebnisse sind jedoch auf der Basis der derzeitigen Datenlage statistisch nicht signifikant. Beim Mäusebussard bleibt die Anzahl der ermittelten Reviere im 500-m-Radius unter dem Erwartungswert, die Unterschiede sind jedoch nicht signifikant. Bei dieser Art ist der Einfluss der geringen Stichprobengröße besonders augenfällig.

Interessant sind in diesem Zusammenhang die unterschiedlichen Ergebnisse von Hohltaube und Schwarzspecht. Die Hohltaube ist für ihren Brutstandort vielfach auf vom Schwarzspecht gezimmerte Höhlen angewiesen (SÜDBECK *et al.* 2005). Eine etwaige teilweise Verdrängung von Schwarzspechten im Umfeld von Windparkstandorten führt – zunächst – nicht zu einer Verringerung des Höhlenangebotes, da die Hohltaube die noch bestehenden Höhlen weiterhin nutzen kann. Erst wenn die vorhandenen Höhlen nicht mehr nutzbar sind und neue Höhlen aufgrund der möglicherweise verringerten Brutdichte des Schwarzspechts nur noch in vermindertem Maß entstehen, wird auch ein Einfluss auf die räumliche Verteilung der Hohltaube erkennbar werden.

Insgesamt sind die Stichprobengrößen vieler planungsrelevanter Arten im 500-m-Radius nach zwei Untersuchungsjahren noch klein. Dies wird insbesondere im Vergleich zu Untersuchungen von Offenlandstandorten deutlich, da potenziell windkraftsensible und gefährdete Arten im Offenland wie Kiebitz oder Feldlerche dazu neigen, in lockeren Kolonien bzw. in höherer Dichte zu brüten, so dass in einzelnen Untersuchungsgebieten deutlich größere Brutpaarzahlen der jeweiligen Arten untersucht werden können (STEINBORN *et al.* 2011). Vergleichbare Brutpaardichten werden im Wald von planungsrelevanten Arten nicht erreicht, so dass signifikante Aussagen nur über einen größeren Pool an Windenergiestandorten erreichbar sind. Dazu kommt, dass im Offenland wesentlich größere Untersuchungsgebiete bearbeitet werden können, da der Zeitaufwand für die Vogelerfassung in Waldflächen wesentlich höher ist als im Offenland.

Es wird somit deutlich, dass die Aussagekraft der Ergebnisse ganz wesentlich von der Stichprobengröße abhängt. An Waldstandorten bedarf es – wie oben ausgeführt – einer größeren Zahl an Untersuchungsgebieten als im Offenland, um zu ausreichenden Stichprobengrößen zu gelangen. Insofern ist gegenwärtig festzuhalten, dass der Datenbestand nach zwei Untersuchungsjahren noch nicht ausreicht, umfassende Aussagen zu Auswirkungen von WEA im Wald auf Vögel zu treffen.

2.5.2.2. Bewertung der Ergebnisse im Hinblick auf die Projektziele

Entsprechend der Leistungsbeschreibung sollen mit Hilfe der erhobenen Daten die eingangs formulierten, ausgewählten Ursache-Wirkungshypothesen belastbar überprüft werden.

In den im Rahmen dieses Projektes erarbeiteten Ursache-Wirkungshypothesen (siehe Kap. 2.2) ist zusammenfassend folgendes formuliert:

Die Errichtung und der Betrieb von WEA im Wald können zu folgenden Effekten führen:

- einer Veränderung der Brut- und Nahrungshabitate von Waldvogelarten, daraus resultierend Veränderungen der Bestandszusammensetzung
- Störungen, die bei empfindlichen Arten zu Vertreibungen, Einhaltung von Meidungsabständen und ggf. Brutplatzaufgabe führen. Auch hierdurch sind Veränderungen des Vogelbestands in der Umgebung der WEA zu erwarten.

Im Hinblick auf den erstgenannten Effekt lässt sich auf der Grundlage der vorliegenden Daten folgern, dass an die Rodungsflächen angrenzende Waldbereiche keine grundlegende Veränderung der Brutvogelzönosen zeigen. Hierfür liegt eine ausreichende Datengrundlage aus den durchgeführten Untersuchungen zur Siedlungsdichte des Gesamtartenspektrums vor.

Im Hinblick auf die zweite Hypothese ist der vorliegende Datenbestand – wie dargelegt – nach Durchführung der Erhebungen in 2013 und 2014 für die meisten relevanten Arten noch nicht

geeignet, eine belastbare Überprüfung dieses Ursache-Wirkungszusammenhangs zu ermöglichen. Dies hat einerseits methodische Gründe und resultiert aus der mangelnden Vergleichbarkeit der Vorher-Erfassungen mit den eigenen Erhebungen. Andererseits sind die Ergebnisse der beiden Untersuchungsjahre teilweise widersprüchlich, so dass sich noch kein eindeutiger Trend hinsichtlich eines möglichen Einflusses der Anlagen abzeichnet. Eine wesentliche Einschränkung ergibt sich aus der Tatsache, dass mit den ermittelten Brutpaarzahlen noch keine hinreichende Stichprobengröße erreicht werden konnte, um entsprechend belastbare Aussagen zu treffen. Um den Stichprobenumfang zu vergrößern ist es erforderlich, weitere Untersuchungsgebiete in die Untersuchung einzubeziehen und die Erfassungen über einen längeren Zeitraum durchzuführen.

In der Konsequenz ergibt sich hieraus, dass nur durch weitere Datenerhebungen Aussagen zu den relevanten Ursache-Wirkungshypothesen bezüglich Brutvögel im Sinne der Ziele des Forschungsprojektes getroffen werden können.

Aktueller Kontext: Auf dem 32. Deutschen Naturschutztag, auf dem u. a. ein eigenes Fachforum dem Thema „Windkraft über Wald“ gewidmet war, wurde – wie auch in der projektbegleitenden Arbeitsgruppe des bisherigen Projekts – sowohl von den anwesenden Referenten als auch von den Diskutanten noch einmal hervorgehoben, dass die bestehenden Kenntnislücken dringend zu schließen seien, wofür jedoch wiederum Untersuchungen über hinreichende Zeiträume notwendig seien, wobei drei Jahre Datenerfassung als Mindestzeitraum benannt wurde.

In den Empfehlungen zur Durchführung von Untersuchungen im Hinblick auf Störwirkungen von WEA auf Vögel gibt u. a. SNH (2009) an, dass im BACI Design (vgl. Kap. 2.3.1) idealerweise fünf bis sechs Untersuchungsjahre für die Nachuntersuchungen herangezogen werden sollen, um potenzielle Auswirkungen umfassend beurteilen zu können. Bei einer Projektlaufzeit, die zwei Brutsaisons umfasst, ist diese Vorgabe nicht zu erreichen, weshalb bereits in der Projektbeschreibung in den Projektzielen konstatiert wurde: *Eine vollständige wissenschaftliche Bearbeitung sämtlicher möglicher waldspezifischer Auswirkungen von Windenergieanlagen inklusive einer detaillierten Analyse der zugrunde liegenden Ursache-Wirkungs-Beziehungen ist im Rahmen dieses Vorhabens nicht möglich. Es soll jedoch ein wesentlicher Beitrag zur Verbesserung des Kenntnisstandes sowie zur Schaffung einer Grundlage für weiterführende – auch langjährige – Untersuchungen geleistet werden.*

Auf der Grundlage der vorliegenden Ergebnisse kann somit für die meisten Arten noch keine belastbare Diskussion der Empfindlichkeit von Waldvogelarten gegenüber Vertreibungswirkungen von WEA erfolgen. Zu Groß- und Greifvogelarten sowie zu ausgewählten weiteren Arten geben LANGGEMACH & DÜRR (2015) und die Länderarbeitsgemeinschaften der Vogelschutzwarten (LAG VSW 2015) einen entsprechenden Überblick. Zu den meisten in diesem Vorhaben untersuchten Arten hat lediglich ILLNER (2011) eine Einstufung der Betroffenheit von Waldvogelarten durch WEA vorgenommen (s. Tab. 23). Hierzu lässt sich nach derzeitigem Stand folgendes sagen:

- Die Möglichkeit von Vertreibungswirkungen auf die Waldschnepfe zeigt eine Studie aus dem Schwarzwald auf (DORKA *et al.* 2014), die allerdings durch weitere Untersuchungen möglichst noch bestätigt werden sollte. Die darin erzielten Ergebnisse werden jedoch bereits von der LAG VSW (2015) sowie von LANGGEMACH & DÜRR (2015) aufgegriffen und erscheinen gemäß der von GARNIEL *et al.* (2007) für diese Art ermittelten Effektdistanz zu akustischen Beeinträchtigungen auch plausibel.

- Die Ergebnisse der vorliegenden Studie weisen bei Grau-, Klein-, Mittel- und Schwarzspecht in dieselbe Richtung, die auch ILLNER (2011) annimmt (Vertreibungswirkungen wahrscheinlich). Bei Einfluss von Verkehrslärm zeigen die Ergebnisse von GARNIEL *et al.* (2007) zu Mittel- und Grauspecht ebenfalls einen Effekt bis ca. 300 m. Da jedoch die Verkehrsstärke nicht die Hauptursache für das Verteilungsmuster ist, ziehen die Autoren andere Faktoren wie Schneisen- und Randeffekte als primär auslösende Faktoren in Betracht. Dies könnte ggf. auch für die Wirkung von Zuwegungen und neuen Rodungsflächen zutreffen.
- Beim Neuntöter zeigte sich 2013 ein signifikanter Unterschied zwischen den Vorher- und den Nachher-Untersuchungen, der Stichprobenumfang ist jedoch noch sehr gering. ILLNER (2011) hält Vertreibungswirkungen für möglich. GARNIEL *et al.* (2007) können für den Neuntöter keinen ausgeprägten Einfluss von Verkehrslärm finden, weisen jedoch auf optische Effekte hin, da diese Art auf einen guten Überblick seines Territoriums angewiesen ist.
- Vertreibungswirkungen von Turtel- und Hohltaube konnten in der vorliegenden Studie nicht festgestellt werden, wohingegen ILLNER (2011) sie für wahrscheinlich bzw. möglich hält. GARNIEL *et al.* (2007) finden bei der Hohltaube eine Meidung der Nähe von stark befahrenen Verkehrstrassen bis zu einem Pegel von 58 dB(A).
- Vertreibungswirkungen auf den Mäusebussard können mit den vorliegenden Daten zumindest nicht sicher ausgeschlossen werden, ILLNER (2011) hält sie für möglich.
- Beim Waldlaubsänger sieht ILLNER (2011) wahrscheinliche Vertreibungswirkungen. Die Ergebnisse der eigenen Untersuchungen zeigen zumindest, dass gewisse Vertreibungswirkungen in Anlagennähe zwar möglich, aber nicht statistisch abgesichert sind.

Tab. 23: In NRW vorkommende "Wald"-Vogelarten, die durch WEA (Kollision, Vertreibungswirkung, Habitatverlust / -verschlechterung) gefährdet sind
H. Illner, Arbeitgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V., 10. Okt. 2011, http://www.abu-naturschutz.de/images/hubertus/ABU_10Okt2011_Liste_windkraftsensibler_Waldvogelarten_NRW.pdf (Zugriff am 13.07.2015)

lfd. Nr.	Art	Rote Liste NRW 2009	Negative Wirkungen			
			(I) Signifikante Kollisions-Gefahr*	(II) Wahrscheinlich erhöhte Kollisionsgefahr durch Attraktivitäts-Steigerung im Zuge der Öffnung bislang bewaldeter Standorte **	(III) Vertreibungs-Wirkung inkl. zunehmender Frequentierung, insbesondere (o) optisch, (a) akustisch **	(IV) Habitatverlust/-verschlechterung, v.a. wenn schon vorhandene (halb-) offene Flächen im Wald für WEA-Bau versiegelt werden**
1. Arten mit Abstandsvorgabe zu Brutplätzen bzw. Gemeinschafts-Schlafplätzen						
1	Schwarzstorch	3 S	x	?	wahrscheinlich	?
2	Baumfalke	3	x	x	wahrscheinlich [5]	x
3	Graureiher (Brutkolonien)	S	x	?	möglich, o	?
4	Haselhuhn	1 S	(x) [1]	x	wahrscheinlich	x
5	Pirol	1	?	?	wahrscheinlich, a	?
6	Raubwürger	1 S	x	x	möglich	x
7	Rotmilan (Brut)	3	x	x	wahrscheinlich	möglich, Jagdfläche
7b	Rotmilan (Gemeinschafts-Schlafplätze)	3	x	x	wahrscheinlich	möglich, Jagdfläche
8	Schwarzmilan	R	x	x	möglich, o	möglich, Jagdfläche
9	Uhu	V S	x	x	wahrscheinlich, a	x
10	Waldschnepfe	3	x	?	wahrscheinlich, a	?
11	Wanderfalke	S	x	x	möglich, o	x
12	Wespenbussard	2	x	x	wahrscheinlich, o	x
13	Ziegenmelker	1 S	(x) [4]	x	ja [5]	x
14	Grauspecht	2	? [2]	?	wahrscheinlich, a	x
15	Habicht	V	x	x	wahrscheinlich	möglich, Jagdfläche
16	Heidelerche	3	x	x	möglich, a	x
17	Kleinspecht	3	? [2]	?	wahrscheinlich, a	?
18	Kolkrabe	V	x	x	möglich, o	?
19	Mauersegler (Brutkolonien in Bäumen)		x	?	?	möglich, Jagdfläche
20	Mittelspecht	V	? [2]	?	wahrscheinlich, a	?
21	Neuntöter	V	x	x	möglich	x
22	Raufußkauz	R S	x	x	wahrscheinlich, a	x
23	Schwarzspecht	x [7]	? [2]	x	wahrscheinlich, a	x
24	Sperlingskauz	R	x	x	wahrscheinlich, a	x
25	Turteltaube	2	? [3]	?	wahrscheinlich, a	x
26	Waldohreule	3	x	x	wahrscheinlich, a	x
26b	Waldohreule (Gemeinschafts-Schlafplätze)	3	x	x	möglich	x
27	Wendehals	1	? [2]	?	wahrscheinlich,a	x
2. Arten, deren Brutplätze in (halb-)offenen Bereichen (im Wald z.B. nach Sturmwurf, Holzeinschlag) nicht durch WEA inkl. Erschließung zerstört werden sollten						
1/2/3	Feldschwirl/ Baumpieper/ Kuckuck	3	?	?	möglich/ wahrscheinlich, a	x
4	Gartenrotschwanz	2	?	?	wahrscheinlich, a	x
5	Ringdrossel	R	?	?	wahrscheinlich	x
6	Wiesenpieper	2	?	?	möglich, a	x
3. Arten, deren Brutplätze im Wald (Bäumen) nicht durch WEA inkl. Erschließung zerstört werden sollten						
1	Hohltaube		x	x	möglich, a	?
2	Mäusebussard		x	x	möglich	möglich, Jagdfläche
3/4	Nachtigall/Waldlaubsänger	3	?	?	wahrscheinlich, a	x/?
5	Saatkrähe	S	x	x	?	möglich, Jagdfläche
6	Sperber		x	x	möglich, o	x
7	Turmfalke	V S	x	x	?	x
8	Waldkauz		x	x	wahrscheinlich, a	x

2.5.2.3. Einfluss von Windparks im Wald auf den Schwarzstorch

Der Schwarzstorch spielt bei Windparkplanungen in bewaldeten Mittelgebirgen oftmals eine wichtige Rolle. Die LAG VSW (2015) geht davon aus, dass die heimliche und störungsempfindliche Art durch WEA im Brutgeschäft erheblich gestört werden kann, dass der Bruterfolg sinken kann und dass Brutplätze aufgegeben werden können.

Bei den eigenen Beobachtungen haben die Schwarzstörche im Gegensatz zu den anderen Arten den Windpark nie durchflogen (Minimalabstand in Rotorhöhe 350 m), sie zeigten allerdings auch kein eindeutiges Meideverhalten wie plötzlichen Richtungswechsel oder systematisches Umfliegen. Um zu ihren Nahrungsgründen zu gelangen, sind die Störche an diesem Standort aber auch nicht darauf angewiesen, den Windpark zu durchqueren, da auf der anderen Seite auf kurzer Distanz keine geeigneten Nahrungsgewässer zu finden sind. Der alte Horststandort ist ebenfalls so gelegen, dass man davon ausgehen kann, dass die Vögel im Jahr 2012 zur Nahrungssuche von dort aus nicht durch den Windpark, sondern Richtung Norden und Osten zu einem Bach geflogen sind. Generell scheinen die erfassten Flugbewegungen in 2013 eher von dem Verlauf dieses Baches als von der Lage des Windparks beeinflusst zu sein (vgl. Abb. 13).

Der Schwarzstorch ist ein Waldvogel, der als empfindlich gegenüber Störungen gilt. Er sucht seine Nahrung bevorzugt an ruhig gelegenen Wald- und Wiesenbächen (JANSSEN *et al.* 2004). Im Untersuchungsgebiet eignet sich dafür besonders der Bach im östlichen Waldbereich, an dem mehrmals An- und Abflüge von Schwarzstörchen beobachtet werden konnten. Der Bach führt im weiteren Verlauf durchs Offenland und eignet sich dort sicherlich auch zur Nahrungssuche, jedoch kommen dort häufiger Störungen durch Spaziergänger oder landwirtschaftliche Fahrzeuge vor.

Aus der Literatur ist bekannt, dass Schwarzstörche durchaus 10 km und manchmal mehr für Nahrungsflüge zurücklegen und dafür gerne das energiesparende Thermiksegeln zwischen Nist- und Nahrungsplatz nutzen (JANSSEN *et al.* 2004). Damit könnten die Vögel einem erhöhten Kollisionsrisiko ausgesetzt gewesen sein, dies ist jedoch nicht belegt. Bei den eigenen Beobachtungen konnten sowohl niedrige Nahrungsflüge über den Baumkronen als auch Thermiksegeln beobachtet werden. In einer umfassenden Studie zum Raumnutzungsverhalten von Schwarzstörchen in Mecklenburg-Vorpommern wurden größtenteils Nahrungsflüge in Entfernungen von 3-7 km festgestellt. Die Flughöhen hingen dabei sehr stark von den Wetterverhältnissen ab, bei Regen und Gegenwind flogen sie häufig unterhalb von 100 m, bei optimalen Bedingungen nutzten sie den Gleitflug in großen Höhen (> 600 m) (ROHDE 2009).

Zumindest lässt sich sagen, dass das Brutpaar 2012 kein ausgeprägtes Meideverhalten gegenüber den WEA zeigte, da der Horst nur 250 m von der nächsten Anlage entfernt war und sich die Störche erst mit Bestehen des Windparks angesiedelt hatten. Aus Hessen ist allerdings die Aufgabe eines Brutplatzes mit dem Ausbau von WEA in weniger als 1.000 m Entfernung zum Horststandort in Zusammenhang gebracht worden (HORMANN (2000) in JANSSEN *et al.* (2004)). Allerdings gibt es drei weitere Beispiele aus Rheinland-Pfalz für die Ansiedlung von Schwarzstörchen im näheren Umfeld von bestehenden Anlagen (600 m-1.500 m) mit erfolgreicher Brut. Möglicherweise spielen somit baubedingte Störungen eine größere Rolle als die spätere Anwesenheit der Anlagen (für die jedoch das Kollisionsrisiko zu betrachten ist). Dennoch bleibt die Frage offen, warum die Störche ihren Brutplatz 2013 nicht wieder aufsuchten. Eine mögliche Erklärung könnten kurzfristige Forstarbeiten im Frühjahr sein, die in weniger als 250 m Entfernung vom alten Horst stattgefunden haben.

3. Auswirkungen auf Fledermäuse

3.1. Kenntnisstand zum Auftreten und zur Gefährdung von Fledermäusen im Gondelbereich von Windenergieanlagen

Dass sich Fledermäusen im Gondelbereich von WEA aufhalten ist bekannt, seitdem die ersten Fledermäuse als Schlagopfer unter WEA gefunden wurden (HALL & RICHARDS 1972). In Deutschland wurden die ersten Schlagopfer um die Jahrtausendwende gefunden (VIERHAUS 2000). Mit dem weltweit schnell voranschreitenden Ausbau der Windenergie wurde die Problematik der an WEA zu Tode kommenden Fledermäuse zunehmend deutlich und rückte in den Fokus von Naturschutz und Forschung (KUNZ *et al.* 2007; ARNETT *et al.* 2008; BRINKMANN *et al.* 2011a). Solche Studien haben bereits umfangreiche Nachweise dafür geliefert, dass weltweit Fledermäuse in großer Anzahl durch Windkraftanlagen zu Tode kommen (BARCLAY *et al.* 2007; PIORKOWSKI 2010; RYDELL *et al.* 2010a; BAERWALD *et al.* 2014; LEHNERT *et al.* 2014b; BARROS *et al.* 2015). In Europa bekannt gewordene Schlagopferfunde werden in einer zentralen Schlagopferkartei der staatlichen Vogelschutzwarte Brandenburg von DÜRR (2015) registriert und liefern so wertvolle Erkenntnisse über die betroffenen Arten (siehe Tab. 25 für die Fledermausschlagopfer in Deutschland). Bei systematischen Schlagopfersuchen unter WEA in ganz Deutschland fanden NIERMANN *et al.* (2011a), dass ihre Ergebnisse gut mit den überwiegend zufälligen Funden die in der zentralen Fundortkartei gesammelt werden, übereinstimmen.

In Deutschland treten mehrere Arten besonders häufig als Schlagopfer unter WEA auf. Den größten Teil stellen Abendsegler, bei denen es sich zum einen um Tiere aus lokalen Populationen im größeren Umfeld der WEA handelt, zum Teil aber auch um ziehende Tiere aus Nordosteuropa (NIERMANN *et al.* 2011a; LEHNERT *et al.* 2014a; DÜRR 2015). Die zweithäufigste Art ist die Rauhautfledermaus, bei der es sich ganz überwiegend um ziehende Tiere zu handeln scheint (NIERMANN *et al.* 2011a; VOIGT *et al.* 2012; DÜRR 2015). Als dritthäufigste Art wird die Zwergfledermaus unter WEA als Schlagopfer gefunden, wobei es sich um regionale Populationen handeln sollte, da von der Zwergfledermaus keine weiten Wanderungen bekannt sind (HELVERSEN *et al.* 1987; NIERMANN *et al.* 2011a; VOIGT *et al.* 2012; DÜRR 2015). Weitere häufig betroffene Arten sind der Kleinabendsegler und die Zweifarbfledermaus (DÜRR 2015). Typische Waldfledermäuse der Gattungen *Myotis* und *Plecotus*, die besonders im Wald und in Bodennähe jagen, werden nur sehr vereinzelt als Schlagopfer gefunden (DÜRR 2015). Daher sind besonders Fledermausarten betroffen, die im offenen Luftraum und in großer Höhe jagen, wobei die Zwergfledermaus typischerweise nicht zu diesen Arten gezählt wird (DIETZ *et al.* 2007; ZAHN *et al.* 2014b). Die artspezifische Zusammensetzung der Schlagopfer in den verschiedenen Bundesländer unterscheidet sich regional und spiegelt die Verbreitung und unterschiedliche Häufigkeit der Arten in verschiedenen Regionen wieder und lässt auch vermuten, dass manche Regionen eine besondere Bedeutung als Durchzugsgebiet haben (NIERMANN *et al.* 2011a; DÜRR 2015; VOIGT *et al.* 2015).

Zu den Todesursachen von Fledermäusen an WEA gehören direkte Kollisionen, bei denen eine Fledermaus von den sich drehenden Rotoren getroffen wird, sowie Verletzungen durch Druckunterschiede (Barotrauma), zu denen es in der unmittelbaren Nähe der sich bewegenden Rotorblätter kommt und die ebenfalls tödlich sein können (BAERWALD *et al.* 2008; ROLLINS *et al.* 2012; VOIGT *et al.* 2015). Es wird vermutet, dass insbesondere Fledermäuse, die ein Barotrauma erlei-

den, bei Schlagopfersuchen unterrepräsentiert sind, da diese nicht sofort sterben, sondern erst nachdem sie den üblicherweise kleinen Bereich, der um eine WEA im Rahmen einer Schlagopfersuche abgesucht wird, verlassen haben. Man kann daher davon ausgehen, dass die Zahl der verunglückten Fledermäuse höher ist als bislang dokumentiert (VOIGT *et al.* 2015). Unabhängig von der Todesursache sind Fledermäuse aufgrund ihrer speziellen Biologie diejenige Gruppe von Wirbeltieren, die auf Populationsebene am stärksten von den negative Einflüssen der Windkraftanlagen betroffen sein dürfte (VOIGT *et al.* 2015). Dies liegt daran, dass Fledermäuse – im Vergleich zu Singvögeln beispielsweise- eine relativ lange Lebensdauer und niedrige Fortpflanzungsrate haben (KUNZ & FENTON 2003; BERNOTAT & DIERSCHKE 2015). Der Tod eines Tieres hat darum einen viel größeren Effekt auf die lokale Population als bei anderen Tiergruppen (VOIGT & KINGSTON 2016).

Nach der FFH Richtlinie der EU Biodiversitäts-Politik (Artikel 12 und 13 dieser Richtlinie) muss daher im Rahmen von Windkraftplanung ausdrücklich vermieden werden, dass Fledermäuse an Windturbinen zu Tode kommen (RODRIGUES *et al.* 2014). Wichtige Studien zum Auftreten von Fledermäuse an WEA konnten Erkenntnisse z. B. über das jahreszeitliche Auftreten und die Abhängigkeit von meteorologischen Parametern liefern, und so konnten erste Vermeidungsmaßnahmen zur Reduzierung von Schlagopfern entwickelt und getestet werden (ARNETT *et al.* 2008; ARNETT *et al.* 2009; ARNETT *et al.* 2011; BRINKMANN *et al.* 2011a; HEIN *et al.* 2013; HEIN *et al.* 2014). Diese Studien zeigten, dass Fledermäuse insbesondere bei niedrigen Windgeschwindigkeiten und hohen Temperaturen in Gondelhöhe aufgezeichnet werden bzw. als Schlagopfer unter WEA gefunden werden. Aufgrund dieser Forschungsprojekte wurden bereits entsprechende Vermeidungs- und Minimierungsmaßnahmen entwickelt und in entsprechenden Leitfäden festgehalten (EUROPEAN COMMISSION 2010a; RODRIGUES *et al.* 2014). Darauf folgend wurden anlagen- und wetterspezifische zeitweise Abschaltungen sowie begleitende Untersuchungen in Deutschland mittlerweile Standard. Diese Maßnahmen beinhalten auch akustische Erfassungen der Fledermausaktivität in Gondelhöhe nach dem Bau einer Windkraftanlage (BRINKMANN *et al.* 2011b). Auf Grundlage dieser Erfassungen werden aus den Messungen Abschalt-Algorithmen entwickelt, die einen maximalen Energiegewinn bei minimaler Fledermausgefährdung als Ziel haben (BRINKMANN *et al.* 2011b; KORNER-NIEVERGELT *et al.* 2013).

Neben der Abhängigkeit von meteorologischen Parametern spielt vermutlich auch die Umgebung einer WEA eine wichtige Rolle für die in Gondelhöhe erfasste Aktivität. Jedoch gibt es nur wenige Studien, die diesen Aspekt untersuchen. Eine Abhängigkeit der Fledermausaktivität von Landschaftsparametern wie z. B. die Nähe zu Gehölzen oder Gewässern ist wahrscheinlich (NIERMANN *et al.* 2011c; DRAKE *et al.* 2015).

Bis Ende 2015 wurden landesweit über 26.000 Onshore- Windkraftanlagen errichtet (www.windmonitor.de), an denen zunehmend obligate akustische Gondelerfassungen durchgeführt werden müssen. Aus der Summe dieser Einzelerfassungen ist ein umfangreicher Datensatz entstanden. In der vorliegenden Studie konnten wir einen Teil dieses Datensatzes nutzen, um der Frage nach nachzugehen, wie sich die Fledermausaktivität über Wäldern, insbesondere auch im Vergleich zu Offenland, verhält.

3.2. Kenntnisstand zu den waldspezifischen Auswirkungen von Windenergieanlagen auf Fledermäuse

Wälder spielen grundsätzlich eine wichtige Rolle für die meisten Fledermausarten, da sie diese als Quartiere oder Jagdgebiete nutzen (BARCLAY & KURTA 2007; LACKI *et al.* 2007). Von den 25 in Deutschland nachgewiesenen Fledermausarten benutzen 22 Arten Bäume als Quartier, und alle nachgewiesenen Arten jagen in Wäldern (DIETZ & KIEFER 2014; HURST *et al.* 2015b). Besonders die seltenen und empfindlichen Arten wie die Bechsteinfledermaus sind auf ungestörte, alte Wälder angewiesen (KERTH *et al.* 2002; DIETZ & PIR 2011).

Der Standort einer WEA im Wald unterscheidet sich von einem Standort im Offenland durch die umgebende Waldfläche als besonderes Habitat für Fledermäuse. Durch die Errichtung einer WEA gehen Waldhabitate durch Rodung verloren, werden randlich beeinflusst oder auch fragmentiert. Diese Veränderungen des Waldes sind jedoch nicht windkraftspezifisch, sondern entstehen auch durch andere Eingriffe in den Lebensraum Wald.

Spezifische Untersuchungen, die sich mit den Auswirkungen von WEA speziell im Lebensraum Wald auseinandersetzen, fehlen bislang weitgehend (NIERMANN *et al.* 2012). Eine neuere Studie zu den Auswirkungen von Habitatveränderungen durch den Bau von WEA auf primär den Wald als Lebensraum nutzende Fledermausarten liegt aus Nordamerika vor. Diese Studie zeigt, dass sich Arten des geschlossenen Waldes weniger häufig auf den Freiflächen um eine WEA aufhalten und Arten, die Waldrandstrukturen bevorzugen, häufiger wurden (SEGERS & BRODERS 2014). Ähnliche Effekte durch die Schaffung von Waldrandstrukturen wurden auch in weiteren Studien gefunden, die keinen Windenergiebezug hatten (GRINDAL & BRIGHAM 1999; YATES & MUZIKA 2006; BOUGHEY *et al.* 2011). Bei manchen Arten, wie der Kleinen Hufeisennase (*Rhinopholus hipposideros*), könnten sich jedoch schon die Verluste von kleinen Waldflächen negativ auf die lokalen Populationen auswirken, da sie auf lokal begrenzte Jagdhabitate angewiesen sind (REITER *et al.* 2012).

Zu möglichen Unterschieden in der Fledermausaktivität in Gondelhöhe an Offenland- und Waldstandorten gibt es bisher keine spezifischen Studien, die gezielt diesen Aspekt untersuchen. Aufgrund ihrer Ergebnisse aus den Untersuchungen zur Stratifizierung der Fledermausaktivität in Wäldern vermuten einige Autoren, dass sich auch die Artzusammensetzung in Gondelhöhe über Wäldern von der im Offenland unterscheiden könnte (BACH *et al.* 2012; MÜLLER *et al.* 2013). Auch auf eine erhöhte Fledermausaktivität über Wäldern im Vergleich zum Offenland lassen Studien schließen, die die Aktivitätshöhe an WEA, größtenteils im Offenland, mit der Nähe zu Wäldern korrelieren (DÜRR & BACH 2004; RYDELL *et al.* 2010a; NIERMANN *et al.* 2011c). Andere Studien konnten keine Zusammenhang zwischen der Nähe zu Wald und der gefundenen Anzahl an Schlagopfern oder akustischen Aktivität finden (JOHNSON *et al.* 2004). An dieser Stelle setzt das vorliegende Vorhaben an und versucht durch empirische Daten den Wissensstand zum Einfluss von Wald auf die Fledermausaktivität in Gondelhöhe zu verbessern.

3.3. Ursache-Wirkungs-Hypothesen zu Windenergieanlagen und Fledermäusen

Die möglichen Auswirkungen von WEA auf Fledermäuse können sehr unterschiedlich ausfallen und werden im Folgenden als Ursache-Wirkungs-Hypothesen im Einzelnen erläutert (siehe Tab. 24). Hierbei wurden, analog zu den Vögeln, alle plausiblen bzw. aktuell diskutierten Primärwirkungen auf ihre Sekundärwirkung auf das Schutzgut Fledermaus überprüft.

Tab. 24: Bau- und anlagenbedingte UWH für Fledermäuse an WEA, speziell im Wald

Baubedingte UWH für Fledermäuse		
Ursache	**Primärwirkung**	**Sekundärwirkung (Schutzgut Fledermäuse)**
Rodungen/Zuwegung für WEA	Rodung von Waldflächen	Verlust von Quartierbäumen. Zusätzlich Verlust von Waldfläche als Jagdhabitat, zumindest für Arten die bevorzugt im geschlossenen Wald jagen. Andere Fledermausarten könnten von den neu entstandenen Flächen profitieren, siehe unten.
	Schaffung von Offenflächen/Randstrukturen (zusätzliche Veränderungen des Mikroklimas und Bodenveränderung/-versiegelung)	Veränderung des Jagdhabitats für Fledermäuse, vermutlich eine damit verbundene Veränderung der Raumnutzung, abhängig von der Ökologie der betreffenden Arten. Vermutlich Zunahme von Arten die bevorzugt an Waldrändern und bewaldeten Offenflächen jagen (SEGERS & BRODERS 2014).
Baubetrieb (ggf. Effekte verschiedener Primärwirkungen nicht voneinander zu trennen)	Anwesenheit und Bewegung von Menschen und Baumaschinen (optische Beunruhigung)	Einflüsse auf Fledermäuse unwahrscheinlich
	Staubemissionen	Störungen möglich aber für Fledermäuse eher unwahrscheinlich
	Lichtemissionen durch nächtliche Bauaktivität	Störungen von „lichtfliehenden“ Fledermäusen (z. B. alle *Myotis*-Arten) in ihren Jagdhabitaten oder unmittelbar an die Baufläche angrenzenden Quartieren, ggf. Attraktion von Arten die Insekten an anthropogenen Lichtquellen jagen (DAY *et al.* 2014).
	Lärmemissionen durch Bauaktivität	Störungen möglich aber für Fledermäuse eher unwahrscheinlich. Möglicherweise könnten Wochenstuben gestört werden. Keine genauen Studien vorhanden.
	Erschütterungen	Unbekannt. Schwere Erschütterungen könnten tagsüber Wochenstuben oder im Winter Tiere in benachbarten Winterquartieren stören und Fluchtreaktionen auslösen.

Anlagenbedingte UHW für Fledermäuse		
Ursache	**Primärwirkung**	**Sekundärwirkung (Schutzgut Fledermäuse)**
WEA Turm/Standortwahl/ Zuwegung	WEA stellen oft eine hohe isolierte Struktur in der Landschaft dar.	Potentielle Verwechslung mit Bäumen und der Suche nach möglichen Quartieren, möglicherweise auch als „höchster Baum“ – Paarungsquartier ->Erhöhtes Kollisionsrisiko (AHLÉN 2002; AHLÉN 2003; VON HENSEN 2004; CRYAN & BROWN 2007; CRYAN *et al.* 2014). Potentiell kann die isolierte Struktur auch von Insekten als „höchster Baum“ wahrgenommen werden und es kann zu „tree topping“ führen (THORNHILL & ALCOCK 1983), welches dann wieder Fledermäuse anlocken kann.
	Farbe des Turms	Weiße Türme könnten in mondhellen Nächten Insekten und Fledermäuse anlocken (ARNETT *et al.* 2005; LONG *et al.* 2011b).
	Standort des Turms auf Hügeln und Kämmen im Wald: Thermiklagen, Inversionslagen	Bei Inversionswetterlagen könnten Insekten, und damit Fledermäuse die diese Insekten jagen, auf Kammlagen ausweichen. Damit käme es zu einer Erhöhung der Kollisionsgefahr für Fledermäuse (ARNETT *et al.* 2005)
	Folgenutzung durch Publikumsverkehr	Störungen für Fledermäuse eher unwahrscheinlich
Lage von WEA im Windpark	Größere Windparks mit ungünstiger Lage der einzelnen Anlagen können einen Barriereeffekt verursachen (EUROPEAN COMMISSION 2010b).	Fledermäuse auf dem Zug oder lokal auf Transferflügen zu Nahrungshabitaten könnten zum Ausweichen gezwungen werden oder einem erhöhtem Kollisionsrisiko ausgesetzt sein (ROSCIONI *et al.* 2014).

Betriebsbedingte UHW für Fledermäuse		
Ursache	**Primärwirkung**	**Sekundärwirkung (Schutzgut Fledermäuse)**
Betrieb der WEA	Rotor-Rotation	Kollisionen, besonders von Arten die den hohen Luftraum zum Jagen oder auf dem Zug nutzen (ARNETT *et al.* 2008; HORN *et al.* 2008)
		Vertreibung oder Attraktion möglich, bei Attraktion ist mit einem erhöhtem Kollisionsrisiko zu rechnen.
	Lärmemissionen (beinhaltet Infra- und Ultraschallemissionen)	Ultraschall: Unbekannt, vielleicht anlockende oder vertreibende Wirkung (LONG *et al.* 2011b) Infraschall: Hypothese zu Attraktion von quartiersuchenden Fledermäusen durch Infraschallquelle die fälschlicherweise für eine Höhle gehalten wird. Jedoch keinerlei wissenschaftliche Belege
	Aggregation von Insekten aufgrund von Wärmeentwicklung, aufwärtsgerichteten Luftströmungen oder ähnlichem (CORTEN & VELDKAMP 2001; LONG *et al.* 2011b)	Attraktion von jagenden Fledermäusen und dadurch erhöhtes Kollisionsrisiko (AHLÉN 2002; AHLÉN 2003; VON HENSEN 2004; RYDELL *et al.* 2010b).

Betriebsbedingte UHW für Fledermäuse		
Ursache	**Primärwirkung**	**Sekundärwirkung (Schutzgut Fledermäuse)**
	Elektromagnetische Felder. die durch die Generatoren in der Kanzel entstehen. Bisher wenig untersucht (ISRAEL *et al.* 2011)	Möglicherweise Störung der Orientierung, für den Fall, dass Fledermäuse empfindlich gegenüber magnetischen Feldern sind (BUCHLER & WASILEWSKI 1985).
	Schattenwurf der rotierenden Rotorblätter auf das umliegende Gelände	Keine Effekte auf nachtaktive Fledermäuse zu erwarten
	Reflexionen der Rotorblätter im Sonnenlicht (Diskoeffekt), größtenteils eliminiert durch neue Farben	Keine Effekte auf nachtaktive Fledermäuse zu erwarten
	WEA erzeugen Turbulenzen (BURTON *et al.* 2011)	Fledermäuse können von Turbulenzen verwirbelt werden, auch wenn sie nicht direkt an Rotorblättern kollidieren, können sie somit trotzdem verletzt werden (Barotraumata) (siehe BAERWALD *et al.* 2008; aber beachte ROLLINS *et al.* 2012).
	Erschütterungen, die durch die Rotation entstehen und sich auf das Fundament und den umliegenden Boden übertragen (SACCOROTTI *et al.* 2011)	unbekannt
Befeuerung	Lichtemissionen	Befeuerung könnte Insekten und damit jagende Fledermäuse anlocken (ARNETT *et al.* 2005). Jedoch keine solchen Effekte in Studie aus Nordamerika (BENNETT & HALE 2014)
Wartungsarbeiten	Optische Beunruhigung, ggf. Lärmemissionen	Keine Effekte auf nachtaktive Fledermäuse zu erwarten

Tab. 25: Übersicht der gefundenen Fledermausschlagopfer an WEA
(Dürr; Stand 01.06.2015)
BB = Brandenburg, BW = Baden-Württemberg, BY = Bayern, HB = Hansestadt Bremen, HE = Hessen, MV = Mecklenburg-Vorpommern, NI = Niedersachsen, NW = Nordrhein-Westfalen, RP = Rheinland-Pfalz, SH = Schleswig-Holstein, SN = Sachsen, ST = Sachsen-Anhalt, TH = Thüringen

	Bundesland													
Art	**BB**	**BW**	**BY**	**HB**	**HE**	**MV**	**NI**	**NW**	**RP**	**SH**	**SN**	**ST**	**TH**	**Gesamt**
Großer Abendsegler	450	3	4	3		19	118	4		5	153	73	20	852
Kleinabendsegler	21	17	2			1	14	4	13		10	29	14	125
Breitflügelfledermaus	12	2	2				13	2		1	11	2	1	46
Nordfledermaus			1								2			3
Zweifarbfledermaus	39	6	4		1	1	9		1		21	13	9	104
Großes Mausohr											1	1		2
Teichfledermaus							2			1				3
Wasserfledermaus	2					1				1	2	1		7
Große Bartfledermaus												1		1
Kleine Bartfledermaus		2												2
Bartfledermaus spec.			1											1
Zwergfledermaus	103	131	8		1	5	80	27	26	8	56	25	25	495
Rauhautfledermaus	238	8	20		1	18	121	1	13	11	99	98	50	678
Mückenfledermaus	28	2				2	3				5	12	2	54
Pipistrellus spec.	12	4				12	10		1	1	6	4		50
Alpenfledermaus												1		1
Mopsfledermaus							1							1
Graues Langohr	5										1			6
Braunes Langohr	3					1	1					1	1	7
Fledermaus spec.	7	5	6				9		2		5	4	11	49
	920	**180**	**48**	**3**	**3**	**60**	**381**	**38**	**56**	**28**	**372**	**265**	**133**	**2487**

3.4. Untersuchungsansatz und Fragestellungen

Das Ziel dieses Projektteils innerhalb des Forschungsvorhabens war die Untersuchung des Einflusses von WEA auf Fledermäuse speziell im Wald. Dabei steht zum einen der Vergleich der Fledermausaktivität in Gondelhöhe zwischen den beiden Habitattypen Wald und Offenland im Fokus. Zum anderen sollte durch den Vergleich von Voruntersuchungen und Gondelerfassungen, die nach dem Bau der Anlagen erhoben durchgeführt wurden, geprüft werden, ob die Prognosen zum Konfliktpotenzial der WEA zutreffend sind. Eine direkte Untersuchung im BACI-Design (Before-After-Control-Impact) ist in diesem Forschungsvorhaben nur eingeschränkt möglich, da in aller Regel Voruntersuchungen in Bodennähe erfolgen und daher nicht direkt mit den folgenden Erfassungen in Gondelhöhe vergleichbar sind. Zusätzlich wurde ein Vergleich von akustischen Erfassungen am WEA-Turmfuß mit den Erfassungen in Gondelhöhe vorgenommen.

Da für dieses Vorhaben keine eigenen Felderhebungen zu Fledermäusen vorgesehen waren, stützt sich die Analyse ausschließlich auf Daten, die im Rahmen von Genehmigungsverfahren oder Genehmigungsauflagen von WEA erhoben wurden. Dabei waren vor allem Projekte mit akustischen Gondelerfassungen als Genehmigungsauflage von Bedeutung.

3.4.1. Gondelerfassungen

Im Rahmen dieses Forschungsvorhabens wurde eine große Anzahl an akustischen Gondelerfassungen aus ganz Deutschland zusammengetragen, die auf verschiedene Aspekte hin ausgewertet wurden. Die primäre Fragestellung hierbei war, wie sich die Fledermausaktivität in Gondelhöhe an WEA in Wald, insbesondere im Vergleich zu WEA im Offenland, verhält. Unter dieser generellen Fragestellung betrachten wir im Folgenden verschiedene Aspekte dieses Vergleichs zwischen Wald- und Offenlandstandorten. Durch die Kombination der Gondelerfassungsdaten mit Umgebungsvariablen und meteorologischen Bedingungen lassen sich diese spezifischen Fragestellungen wie folgt formulieren:

- Unterscheidet sich aufgrund der unterschiedlichen Habitate Wald und Offenland die in Gondelhöhe gemessene Fledermausaktivität hinsichtlich ihrer Artzusammensetzung und Aktivität?
- Gibt es regionale Unterschiede in der Artzusammensetzung und dem jahres- und nachtzeitlichen Auftreten der in Gondelhöhe gemessenen Fledermausaktivität?
- Haben Umgebungsvariablen der WEA Standorte einen signifikanten Einfluss auf die Fledermausaktivität in Gondelhöhe?
- Wie wirken sich die meteorologischen Bedingungen Temperatur und Windgeschwindigkeit in Gondelhöhe auf die Fledermausaktivität in Gondelhöhe in den verschiedenen Regionen aus?
- Wann und bei welchen Bedingungen findet Fledermausaktivität in Gondelhöhe außerhalb der Nacht statt?

3.4.2. Voruntersuchungen

Insgesamt lagen für sieben Windparks Daten sowohl aus Voruntersuchungen am Boden, bei denen mit einer vergleichbare Methodik gemessen wurde, als auch aus nachgelagerten Gondelerfassungen vor. Diese sind daher für einen Vergleich von bodennahen Voruntersuchungen mit den nachgelagerten Gondelerfassungen geeignet.

Die methodischen und örtlichen Unterschiede der Erfassungen am Boden während der Voruntersuchungen und in Gondelhöhe während der Gondelerfassungen machen es schwierig, die Fledermausaktivität vor und nach dem Bau einer WEA standardisiert zu vergleichen. Während vorher die Aktivität am Boden mit Netzfängen und Transektbegehungen erfasst wird, was den Unterschied zwischen verschiedenen Projektgebieten und Habitaten deutlich abbildet, handelt es sich bei den Nachher-Untersuchungen in Gondelhöhe um standardisierte kontinuierliche Erfassungen mit vergleichbarer Technik immer an einem konstanten Ort. Bei Netzfängen und Transektbegehungen wird in ausgewählten Nächten und an verschiedenen Stellen innerhalb eines Untersuchungsgebiets gemessen. Dies erlaubt eine vergleichsweise gute Abschätzung der Artzusammensetzung am Boden, neben anderen relevanten Aspekten für die Planungspraxis, jedoch nur eine beschränkte Aussage über die absolute Höhe der Fledermausaktivität in einem Untersuchungsgebiet. Trotz der unterschiedlichen Erfassungsmethoden vor und nach dem Bau der WEA, lässt sich daher eine Aussage über die relative Artzusammensetzung der durch verschiedene Methoden erfassten Fledermausaktivität treffen. Jedoch ist, aufgrund der geringen Stichprobe von sieben Windparks, ein Vergleich der Aktivitätshöhe der Voruntersuchungen mit der nachgelagerten Gondelerfassungen, nicht möglich. Daher ergab sich folgende Fragestellung:

- Wie unterscheidet sich die Artzusammensetzung der Voruntersuchung von den Ergebnissen, die in der nachgelagerten Gondelerfassung erhalten werden?

Diese Fragestellung kann aufgrund der oben beschriebenen Problematik lediglich qualitativ nach der Erfassungswahrscheinlichkeit einzelner Arten und Artgruppen der verschiedenen Methoden betrachtet werden. Um diese Frage nach der Aktivitätshöhe zufriedenstellend beantworten zu können, wäre ein großer Datensatz an einheitlich erhobenen Daten aus Bodennähe und Gondelhöhe – wie im folgenden Fallbeispiel – notwendig.

3.4.3. Erfassungen an Windenergieanlagen in Gondelhöhe und am Turmfuß – Ein Fallbeispiel

Für einen der untersuchten Windparks liegen Fledermauserfassungen von vier WEA aus je zwei Jahren aus Gondelhöhe und vom Turmfuß vor, die mit der gleichen Methodik erfasst wurden und die hier als Fallbeispiel hinsichtlich verschiedenen Fragestellungen ausgewertet werden. Folgende Fragen standen hierbei im Vordergrund:

- Wie unterscheidet sich die Intensität und die Phänologie der Fledermausaktivität am Turmfuß im Vergleich zur der in Gondelhöhe?
- Wie verhält sich die Artzusammensetzung am Turmfuß zu der in Gondelhöhe?
- Welchen Einfluss haben die meteorologischen Bedingungen Temperatur und Windgeschwindigkeit in Gondelhöhe auf die Fledermausaktivität in Gondelhöhe, aber auch auf die Fledermausaktivität am Turmfuß?

3.5. Methodik

3.5.1. Begriffsdefinitionen

Gondelerfassungen werden in vielen Fällen über mehrere Jahre an einer WEA durchgeführt. Diese Gondelerfassungen wurden in diesem Forschungsvorhaben jeweils pro WEA und Jahr als eigene Erfassungen gewertet und im Folgenden als WEA-Jahre bezeichnet.

Die meteorologischen Daten wurden mit einer zeitlichen Auflösung von zehn Minuten zur Verfügung gestellt und die akustischen Fledermausaufnahmen wurden als An-/Abwesenheitswerte ebenfalls pro zehn Minuten zusammengefasst. Diese zehnminütigen Intervalle werden im Folgenden als 10-min-Intervalle bezeichnet.

Als Fledermausaufnahme bzw. Aufnahme wird im Folgenden die einzelne Aufnahme, die als separate Datei in den Detektoren gespeichert wird, bezeichnet. Dies ist weder mit dem einzelnen Ruf innerhalb einer Aufnahme noch mit der im Folgenden verwendeten zeitliche Einheit „10-min-Intervall“ gleichzusetzen.

Jeder WEA wurde entweder der Habitattyp Offenland oder Wald zugeordnet. Hierbei wurden Standorte, für die Waldfläche gerodet werden musste, als Waldstandorte definiert. Wurde kein Wald gerodet, so handelte es sich um einen Offenlandstandort. Wurde eine WEA z. B. direkt am Waldrand errichtet, jedoch kein Wald gerodet, handelte es sich um einen Offenlandstandort.

3.5.2. Aufbau der Datenbank

Die durch die Datenakquise (Kapitel 1.4.3) erhaltenen Gondelerfassungsdaten wurden in eine Microsoft Office Access 2013-Datenbank überführt, die eine effiziente Verwaltung und Auswertung der Daten erlaubte. Hierbei wurden die Daten in verschiedene Tabellen eingegliedert, die folgende Informationen enthielten:

- **Standortdaten:** Windpark-ID, WEA-ID, Koordinaten, Habitattyp, Region, Hersteller, Typ, Nabenhöhe, Rotordurchmesser
- **Erfassungssystemdaten:** WEA-ID, Erfassungsjahr, WEA-Jahr-ID, Detektortyp, Detektoreinstellungen, Erfassungszeitraum, Ausfallzeiten
- **Fledermauskontaktdaten:** WEA-Jahr-ID, Datum, Uhrzeit, Art/Artgruppe
- **Meteorologische Daten:** WEA-Jahr-ID, Datum, Uhrzeit, Windgeschwindigkeit, Temperatur, Rotorumdrehung

Über eindeutige Beziehungen zwischen diesen Tabellen wurden die Daten für folgende Auswertungen verschnitten. Für die Auswertungen wurden die Daten aus der Datenbank direkt in die Statistiksoftware R (R CORE TEAM 2015) eingelesen.

3.5.3. Regionale Einteilung der Daten

Neben einer Gesamtbetrachtung wurde auch eine regionale Betrachtung der Daten angestrebt. Hierbei wurde der Datensatz in vier Regionen aufgeteilt, wobei diese Regionen als „Norden“, „Osten“, „Süden“ und „Westen“ bezeichnet wurden. Der „Norden“ enthält Standorte aus Niedersach-

sen und aus dem nördlichen Nordrhein-Westfalen, der „Osten“ Standorte aus Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg, Sachsen und Sachsenanhalt, der „Süden“ Standorte aus Baden-Württemberg und Bayern und der „Westen“ Standorte aus dem Saarland, Rheinland-Pfalz und Hessen (Abb. 14). Eine kleinräumigere Aufteilung, beispielweise auf Ebene der vom BfN erstellten Naturräume nach Ssymank (1994), ist im hier vorliegenden Datensatz nicht sinnvoll, weil für die einzelnen Naturräume nicht genügend Daten vorliegen.

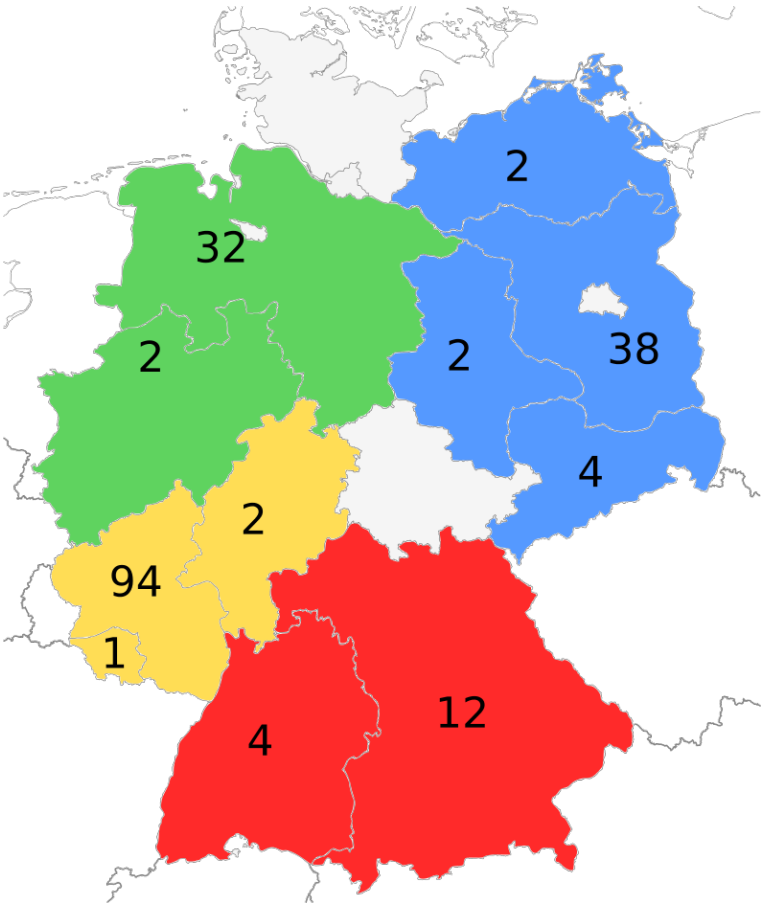


Abb. 14: Einteilung des Datensatzes in vier Regionen.
Die farbigen Regionen markieren jeweils die Bundesländer, die zu einer Region zusammengefasst sind. Grün markiert den „Norden“, blau den „Osten“, rot den „Süden“ und orange den „Westen“. Die Anzahl an WEA-Jahren pro Bundesland ist jeweils angegeben.

3.5.4. Datengrundlage der Gondelerfassungen

Insgesamt wurden 193 Gondelerfassungen (WEA-Jahre) von 130 einzelnen WEA zusammengetragen, die von insgesamt 50 verschiedenen Windparks und aus sechs Jahren von 2008 bis 2014 stammten (Tab. 27). Während der 193 Gondelerfassungen wurden insgesamt 193.614 einzelne Aufnahmen von Fledermäusen gemacht. Um Daten von verschiedenen Detektortypen und verschiedenen Einstellungen an Detektoren gemeinsam auswertbar zu machen, wurden die Fledermauskontaktdaten pro Art/Artgruppe und 10-min-Intervall zusammengefasst und in An-/Abwesenheitsdaten pro 10-min-Intervall umgewandelt. Dadurch ergaben sich 43.697 10-min-Intervalle mit Fledermausaktivität. Zu beachten ist dabei, dass manche 10-min-Intervalle Aufnahmen von mehreren Fledermausarten bzw. Artengruppen enthalten. In solchen Fällen wurde

ein 10-min-Intervall für jede nachgewiesene Art/Artengruppe separat gezählt. Die Anzahl der Aufnahmen innerhalb eines 10-min-Intervalls wurde für weitere Auswertungen nicht betrachtet. Unterschiede zwischen Erfassungssystemen wurden damit weitestgehend ausgeglichen und so eine gemeinsame Auswertung ermöglicht. Die Einheit von 10-min-Intervallen ermöglichte es außerdem, die in gleicher zeitlicher Auflösung erfassten meteorologischen Daten direkt mit den Fledermauskontakten zu verschneiden.

Der größte Teil der Gondelerfassungen stammte aus den Jahren 2012 bis 2014. Die meisten Erfassungen stammten mit 97 Gondelerfassungen aus dem Westen (siehe Kapitel 3.5.3 für Details zur regionalen Einteilung), die geringste Anzahl an Gondelerfassungen wurde für den Süden akquiriert (Tab. 26). Insgesamt wurden mit 106 von 193 WEA-Jahren mehr Offenland- als Waldstandorte akquiriert, wobei jedoch von Region zu Region diese Verteilung sehr unterschiedlich war (Tab. 26). Während für den Norden ausschließlich Offenlandstandorte vorlagen, handelte es sich im Osten und Süden mit jeweils ca. zwei Drittel der Daten größtenteils um Waldstandorte. Die Gondelerfassungen im Süden teilten sich genau in Offenland- und Waldstandorte auf.

Tab. 26: Übersicht der Gondelerfassungen pro Region, Jahr und Habitattyp

	2008	2010	2011	2012	2013	2014	Offenland	Wald	Gesamt
Norden				7	14	13	34		34
Osten			15	7	12	12	27	19	46
Süden				3	5	8	8	8	16
Westen	6	1	3	31	45	11	37	60	97
Gesamt	6	1	18	48	76	44	106	87	193

Tab. 27: Übersicht über die Gondelerfassungen pro Jahr

	2008	2010	2011	2012	2013	2014	gesamt
WEA-Jahre	6	1	18	48	76	44	193
Aufnahmen	772	331	17.274	17.876	84.682	72.681	193.614
10-min-Intervalle	542	175	6.494	7.310	18.642	10.504	43.697

3.5.5. Akustische Fledermauserfassungen

Bei den Gondelerfassungen wurden hauptsächlich Batcorder-Detektoren (115) verwendet, gefolgt von Anabat-Detektoren (65) und dem Ultraschall-Aufnahmesystem von Avisoft (13).

Inwieweit die aufgenommenen Rufe auf Artniveau oder Artgruppenniveau bestimmt wurden, schwankte zwischen den ca. zehn Gutachtern und 50 Projekten. Größtenteils wurde die automatische Artbestimmung durch die jeweilige Bestimmungssoftware durch den Gutachter komplett überprüft. Bei manchen Datensätzen wurde aber auch nur bei auffälligen Artbestimmungen (seltene oder ungewöhnlichen Arten) überprüft oder die komplette automatische Artbestimmung übernommen.

Um diese heterogene und für uns nicht im Detail nachvollziehbare Artbestimmung auszugleichen, wurden nur solche Arten auf Artniveau betrachtet, die in der Regel von der Analysesoftware und auch von den Gutachtern korrekt bestimmt werden. Arten, bei denen die Artzuweisung häufig

problematisch ist, wurden zu Artengruppen zusammengefasst. Arten und Artengruppen wurden daher in den weiteren Auswertungen wie folgt berücksichtigt:

1. die Gruppe ***Myotis***, die alle Fledermauskontakte von Arten der Gattung *Myotis* enthält.
2. Fledermausaufnahmen, die einer der Gattungen *Eptesicus*, *Verspertilio* oder *Nyctalus* zugeordnet wurden, wurden in der Gruppe **Nyctaloide** zusammengefasst. Diese Gruppe setzt sich aus Arten zusammen, die akustisch meist schwer zu unterscheiden sind und daher bei einer automatischen Artbestimmung einer falschen Art zugeordnet werden könnten.
3. die auf Artniveau bestimmten Fledermausaufnahmen der **Zwergfledermaus** (*Pipistrellus pipistrellus*).
4. die auf Artniveau bestimmten Fledermausaufnahmen der **Rauhautfledermaus** (*P. nathusii*).
5. Fledermauskontakte der Gattung *Pipistrellus,* die nicht als Zwergfledermaus oder Rauhautfledermaus bestimmt wurden, wurden zu **Pipistrelloiden** zusammengefasst. Diese beinhalten auch 144 Aufnahmen die der Mückenfledermaus zugeordnet wurden, aufgrund der geringen Anzahl jedoch zu den Pipistrelloiden gezählt werden.
6. die Arten der Gattung *Plecotus* wurden in eine Artgruppe zusammengefasst, da diese ebenfalls akustisch nur schwer zu unterscheiden sind.

3.5.6. Meteorologische Daten aus Gondelhöhe

Die zur Verfügung stehenden meteorologischen Daten stammten von den routinemäßigen Erfassungen der Messinstrumente der WEA. Diese nehmen üblicherweise an verschiedenen Stellen der WEA unterschiedliche Parameter auf, die mit einer zeitlichen Auflösung von zehn Minuten zur Verfügung gestellt werden. Von diesen wurden für das Forschungsvorhaben die relevanten Parameter Außentemperatur in Gondelhöhe und Windgeschwindigkeit in Gondelhöhe, jeweils als Mittelwert (arithmetisches Mittel) der jeweiligen 10-min-Intervalle genutzt. Nicht für sämtliche WEA-Jahre konnten meteorologische Daten akquiriert werden: Daten zur Windgeschwindigkeit lagen für insgesamt 133 WEA-Jahre vor, Daten zur Temperatur für 108 WEA-Jahre. Für insgesamt 108 WEA-Jahre lagen beide Werte vor.

3.5.7. Plausibilitätsprüfung der akquirierten Daten aus den Gondelerfassungen

3.5.7.1. Fledermausaktivität

Die Überprüfung der erhaltenen Daten auf Plausibilität war wichtig, um sicherzustellen, dass Schlussfolgerungen nicht durch fehlerhafte Daten beeinflusst wurden. Hierzu wurden zunächst die Fledermausaufnahmen in Kombination mit den weiteren Informationen zur Erfassung der Fledermausaktivität visuell dargestellt und überprüft (Abb. 15).

Mögliche Fehlerquellen ergaben sich, wenn die Zeitwerte für die entsprechende Zeitzone falsch angegeben wurden (z. B. Winter- statt Sommerzeit). Dies kann durch einfache Übertragungsfehler geschehen oder auch durch systematische Fehler durch die Auswertesoftware, welche unbe-

merkt vom Nutzer die Zeitwerte anpassen kann. Letztendlich musste auch überprüft werden, ob sich bei der Übertragung der Daten in die Datenbank, insbesondere bei Daten, die von Hand eingetragen wurden, Fehler ergeben hatten.

Bei den Daten der Fledermauserfassung wurden insbesondere folgende Punkte kontrolliert:

1. Liegen die Aufnahmen eines gesamten WEA-Jahres zeitlich plausibel oder wurde die falsche Zeitzone für die Zeitwerte angegeben?
2. Stimmen die Angaben zum jahreszeitlichen Beginn und Ende der Erfassung?
3. Stimmen die Angaben zu den Ausfällen während der Erfassung?
4. Erscheinen die einzelnen Aufnahmen aufgrund ihrer zeitlichen Anordnung plausibel?

Nachtzeitliche Verschiebungen der Erfassungsdaten werden, bei ausreichender Anzahl an Aufnahmen in Bezug zu Sonnenuntergang und Sonnenaufgang, visuell sofort sichtbar, da das Auftrittsmuster der Fledermausaktivität sich mit der Änderung der Nachtlänge über das Jahr deckt (siehe Abb. 15). Zudem kann durch die Darstellung des Erfassungszeitraums (blaue Linien) und der Aufnahmeausfälle (graue Balken) schnell visuell überprüft werden, ob die Angaben zur Erfassungsdauer und zu Ausfällen im Vergleich zur Fledermausaktivität plausibel erscheinen. Die Angaben zur Zeitzone der Zeitwerte wurden bei nicht plausibel erscheinenden Datensätzen entsprechend korrigiert.

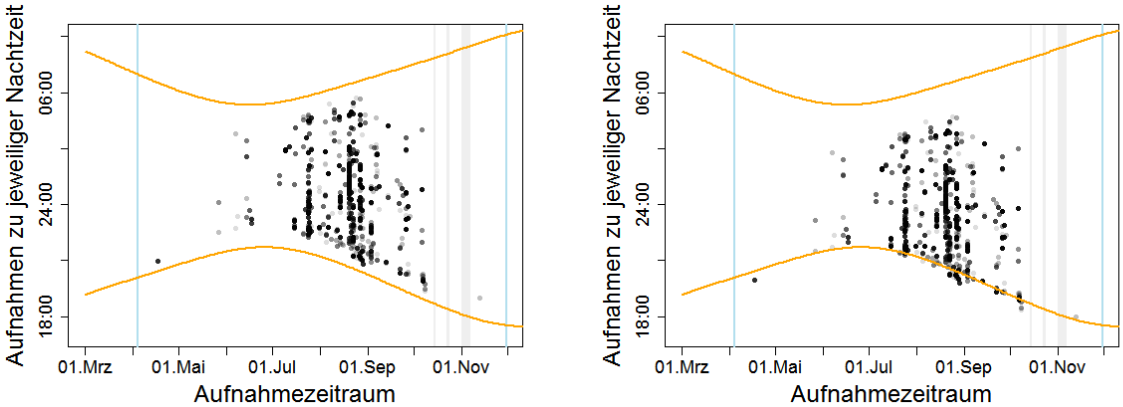


Abb. 15: Zeitliche Verschiebung der Fledermausaufnahmen eines ganzen Jahres
Die grauen Punkte markieren jeweils ein Aufnahme. Die vertikalen hellblauen Linien markieren den Beginn und das Ende der Erfassung, die grauen Balken markieren Ausfälle und die orangenen Linien markieren den Sonnenunter- und Sonnenaufgang. Im rechten Bild ist eine Verschiebung der Aufnahmen um minus eine Stunde dargestellt. Das sich daraus ergebende Auftrittsmuster von Fledermäusen ist nicht plausibel.

Wurden Fledermausaufnahmen festgestellt, die offensichtlich nicht plausibel waren, z. B. Aufnahmen während des Tages, die über mehrere Tage immer zur gleichen Zeit auftraten und offensichtlich auf Störungen zurückzuführen sind, wurden entfernt. Auch Aufnahmen vor oder nach der jahreszeitlichen Erfassungsdauer wurden aus dem Datensatz entfernt. Wurden Lücken im Datensatz gefunden, die nicht als Ausfall markiert waren, z. B. längere Phasen über mehrere Tage ohne Fledermauskontakte während an benachbarten WEA Fledermausaktivität aufgezeichnet wurden, wurde Kontakt zum jeweiligen Gutachter aufgenommen und erfragt, ob ein Ausfall vorlag.

3.5.7.2. Meteorologische Daten

Analog zu den Daten der Fledermausaktivität war es nötig zu überprüfen, ob die Zeitwerte für die meteorologischen Daten plausibel schienen. Wenn die Daten mit der falschen Zeitzoneninformation versehen sind, besteht die Gefahr, dass die Fledermausaufnahmen falsch mit den meteorologischen Daten verschnitten werden. Für die bereitgestellten meteorologischen Daten war es leider nur dann möglich, die Zeitwerte zu prüfen, wenn Temperaturwerte zur Verfügung standen. Da der Temperaturverlauf über den Tag sein Minimum um den Sonnenaufgang aufweist, lässt sich auf diese Weise eine Verschiebung um eine Stunde durch die Angabe einer falschen Zeitzone feststellen (siehe Abb. 16 blaue und grüne Linie). Weiterhin wurden Messwerte gelöscht, bei denen es sich aller Wahrscheinlichkeit nach um falsche Messwerte handelte, z. B. einzelne Nullwerte innerhalb einer Zeitreihe mit deutlich verschiedenen Werten. Bei manchen Datensätzen waren zusätzlich zu den Temperatur- und Windwerten Fehlercodes zu jedem 10-min-Intervall geliefert worden. Diese Fehlercodes erleichtern das Auffinden fehlerhafter Daten enorm und sollten möglichst bereitgestellt und genutzt werden.

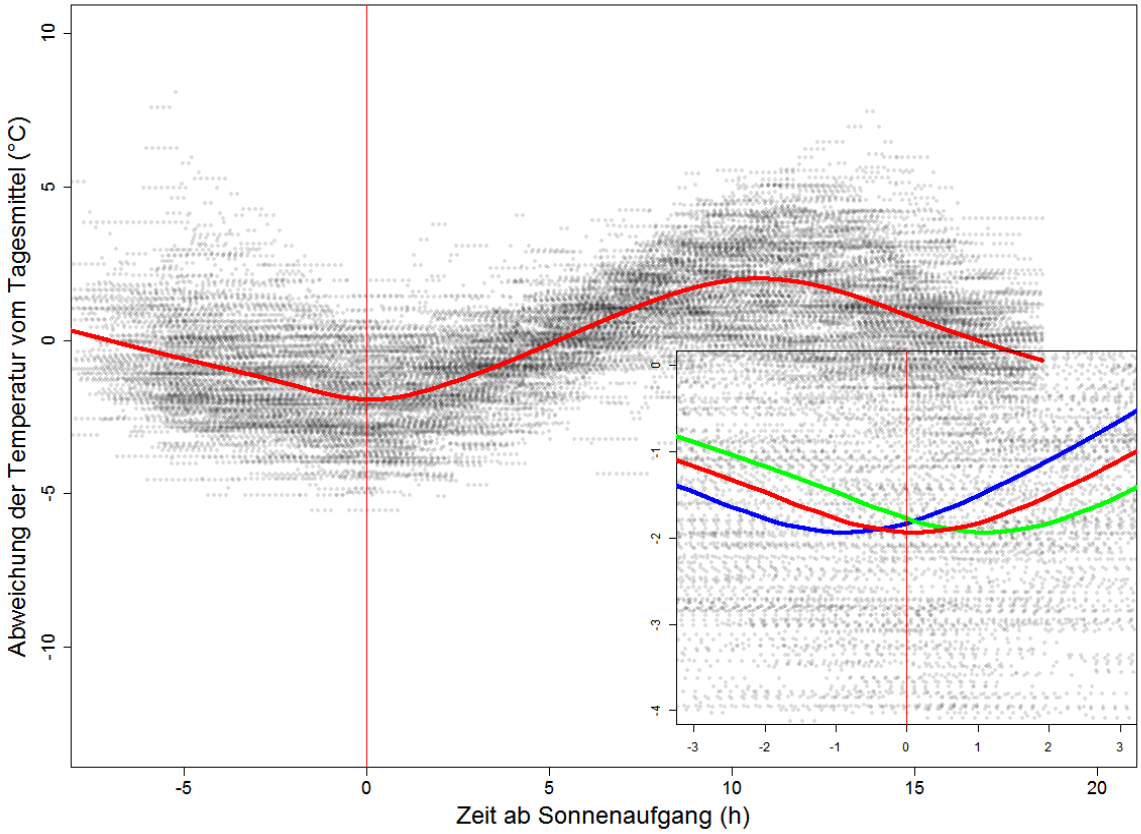


Abb. 16: Abweichung der Temperatur vom täglichen Mittel
Hiermit lässt sich abschätzen, ob die Zeitangabe der meteorologischen Daten korrekt ist. Die rote vertikale Linie markiert den Sonnenaufgang. Die grauen Punkte zeigen die Abweichung der Temperatur über den Tag vom jeweiligen Tagesmittel, aufgetragen über die Stunden ab Sonnenaufgang. Die geschwungene rote Linie gibt den geglätteten Verlauf der Temperaturabweichung vom Tagesmittel über den Tag wieder. Das zusätzliche Fenster unten rechts zeigt eine Vergrößerung des relevanten Bereichs um den Sonnenaufgang. Da die niedrigste Tagestemperatur im Mittel direkt um den Sonnenaufgang liegt, fällt eine Verschiebung um eine Stunde visuell sofort auf. Verschiebungen sind in blau (-1 Stunde) und in grün (+1 Stunde) dargestellt.

3.5.8. Hersteller und weitere Parameter der beprobten Windenergieanlagen

Die 130 beprobten WEA stammen von insgesamt sechs verschiedenen Herstellern. Pro Hersteller wurden bis zu sieben verschiedene WEA-Typen beprobt (Tab. 28). Über die Hälfte aller beprobten WEA stammte vom Hersteller Enercon GmbH, was dem momentanen Marktanteil an installierten WEA entspricht (www.windmonitor.de, Stand vom 27.10.2015). Weitere oft beprobte WEA stammten von den Herstellern Vestas® und Senvion (vormals REpower). Gondelerfassungen von WEA anderer Hersteller liegen nur wenige vor.

Tab. 28: Übersicht die beprobten WEA Typen
Die Anzahl der WEA-Jahre pro WEA-Typ ist jeweils in Klammern angegeben.

Fuhrländer	AN Bonus	Nordex	Kenersys	Senvion (REpower)	Vestas®	Enercon
1	2	11	7	33	32	107
FL-300 (1)	2MW (2)	N117 (4) N100 (7)	K100 (4) K110 (3)	MM92 (15) RP 3.2 (2) RP 3.4 (16)	V90 (10) V100 (2) V112 (20)	E48 (1) E53 (2) E66 (5) E70 (20) E82 (52) E101 (21) E126 (6)

Bei den meisten beprobten WEA handelte es sich um WEA der aktuellen Baureihen, welche entsprechende Nabenhöhen und Rotordurchmesser aufweisen (Abb. 17). Auffällig ist zum einen, dass im Osten die Waldstandorte niedrigere Nabenhöhen als die Offenlandstandorte aufweisen (zur regionalen Einteilung siehe Kapitel 3.5.3). Dies ist dadurch begründet, dass es sich bei den Waldstandorten um ältere und bei den Offenlandstandorten um neuere WEA-Typen handelte. Zum anderen fällt auf, dass die Nabenhöhen für die Regionen Osten, Süden und Westen fast ausschließlich deutlich über 100 m liegen, im Norden jedoch bei knapp unter 100 m. Dieser Unterschied in der Nabenhöhe findet sich im Rotordurchmesser nicht und ist auch nicht durch das Alter der WEA-Typen zu erklären. Die Kombination von vergleichsweise niedriger Nabenhöhe mit großem Rotordurchmesser hat zur Folge, dass sich ein besonders deutlicher Unterschied in der Höhe der Rotorunterkante zwischen den WEA im norddeutschen Tiefland (ca. 50 m) und den übrigen beprobten WEA (ca. 80 m) ergibt.

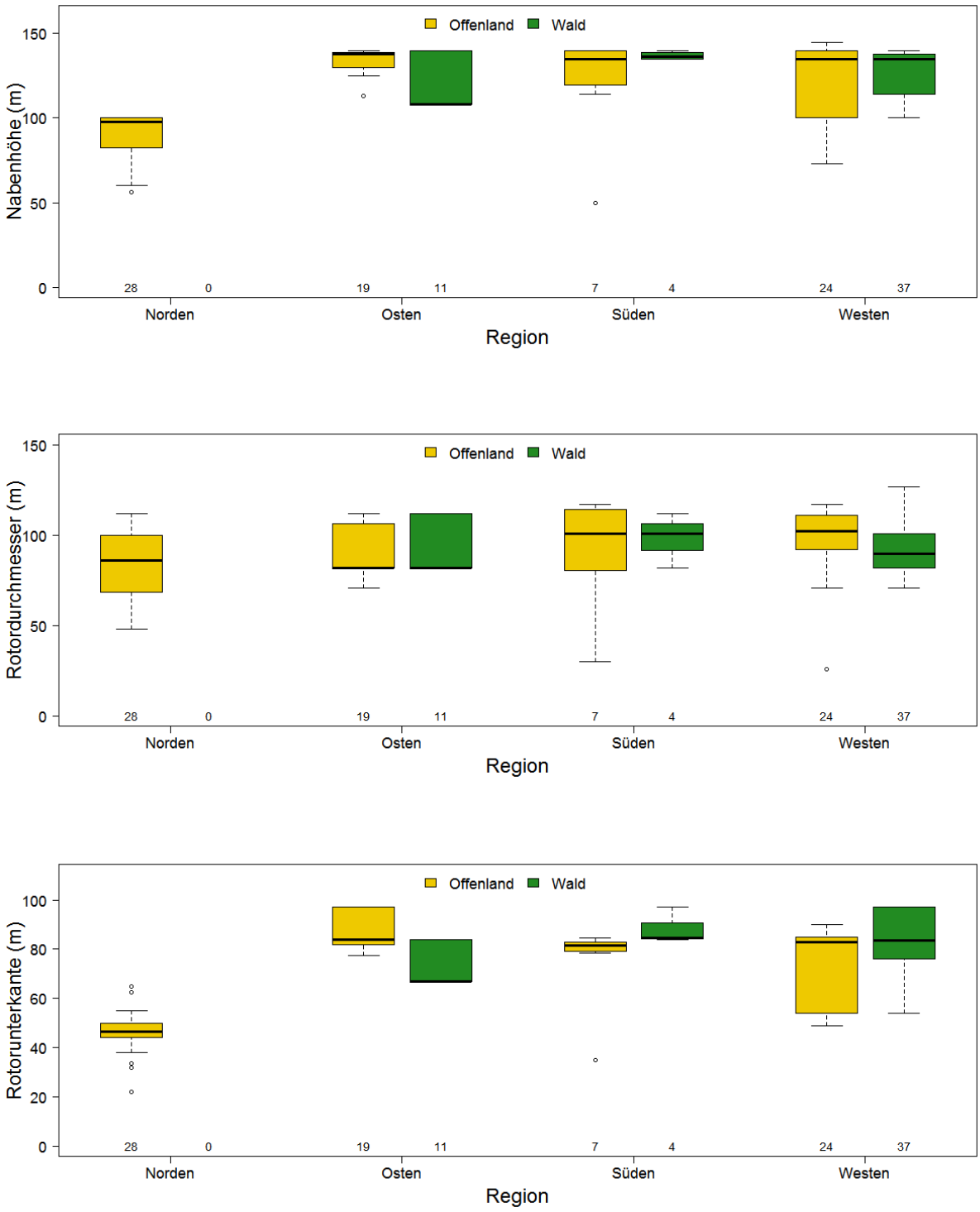


Abb. 17: Verteilung der Nabenhöhen, Rotordurchmesser und Rotorunterkanten der beprobten WEA für die Regionen und Habitattypen
Unter den Boxplots ist jeweils die Anzahl der WEA angegeben.

3.5.9. Umgebungsvariablen der Windenergieanlagen -Standorte

Um den Effekt von verschiedenen Umgebungsvariablen auf die gemessene Fledermausaktivität zu untersuchen, wurden verschiedene Umgebungsvariablen für die weitere Auswertung generiert.

Neben der binären Einteilung in Wald- und Offenlandstandort wurde für jeden Standort mit Hilfe weiterer Umgebungsvariablen aus frei verfügbaren Geodaten (CORINE Land Cover) der prozentuale Anteil an Waldfläche in verschiedenen Radien errechnet (folgend). Der Anteil an Waldfläche im Umfeld erlaubt ein differenzierteres Bild als durch die binäre Definition, die dem planerischen Vorgehen, aber nicht einer ökologischen Definition entspricht. Die Höhe über NN und die minimale Distanz zu größeren Gewässern (> 20 m Durchmesser bei stehenden und > 10 m Breite bei fließenden Gewässern) wurde mithilfe von Google Earth- und OpenStreetMap-Daten vorgenommen. In diesen Radien wurde auch der Waldtyp genauer differenziert, wobei zwischen Laub-, Misch- und Nadelwald unterschieden wurde. Dabei zeigte sich jedoch, dass mit den verfügbaren Geodaten nahezu ausschließlich Mischwald als dominierender Waldtyp ausgegeben wurde. Eine Differenzierung der Auswertungen auf verschiedene Waldtypen ist daher nicht sinnvoll.

Folgende Umgebungsvariablen wurden für jeden WEA Standort generiert:

- Waldfläche im 100-m-Radius (%)
- Waldfläche im 500-m-Radius (%)
- Waldfläche im 1.000-m-Radius (%)
- Waldfläche im 5.000-m-Radius (%)
- Minimale Nähe zu größeren Gewässern (m)
- Höhe über NN (m)

Der Waldanteil unterscheidet sich erwartungsgemäß deutlich zwischen Offenland- und Waldstandorten (Abb. 18). Bei den Offenlandstandorten nimmt der Waldanteil im Mittel vom 100-m-Radius auf einem 5.000-m-Radius nur ca. 10 % zu (von 0 % auf 10 %), der Waldanteil bei Waldstandorten nimmt von ca. 100 % auf ca. 60 % ab. Durch die Analyse des Waldanteils in verschiedenen Radien um die WEA-Standorte wird die grobe Einteilung in Habitatkategorien Wald und Offenland bestätigt (Mann-Whitney-U-Test, alle $P < 0{,}001$) (Abb. 18). Die Waldanteile in den verschiedenen Radien decken sich daher sehr gut mit der Einteilung in die Habitatkategorien „Wald“ und „Offenland“. In den weiteren grafischen Darstellungen wurden daher die Habitatkategorien Offenland und Wald statt einer Waldanteilseinheit in einem bestimmten Radius verwendet. Für die statistische Auswertung wurde der Waldanteil im 500 m Radius als graduelle Variable verwendet. Das ermöglicht, die Waldnähe bei Offenlandstandorten, besonders im Norden, zu berücksichtigen.

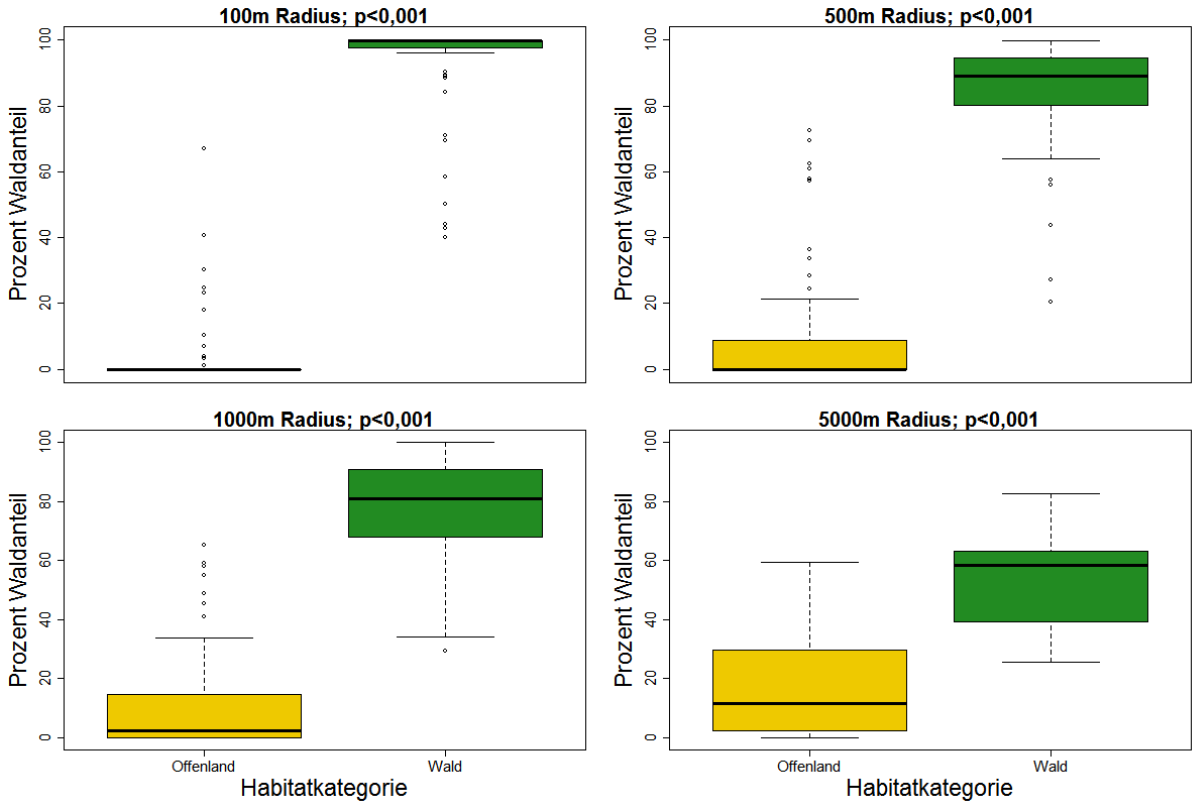


Abb. 18: Waldbedeckung in verschiedenen Radien in Abhängigkeit von der Habitatkategorie des WEA-Standorts

3.5.10. Erfassungszeiträume

Die beprobten Nächte verteilen sich weder gleichmäßig über das Jahr, noch über die verschiedenen Regionen (Abb. 19). In den Erfassungszeiträumen schlagen sich die aktuellen Empfehlungen der Länderleitfäden nieder, so sieht z. B. der Leitfaden von Brandenburg nur für den Zeitraum von Mitte Juni bis Mitte Oktober Gondelerfassungen vor (HURST *et al.* 2015a). Die meisten Empfehlungen sehen Gondelerfassungen in den Monaten April bis Oktober vor, wodurch sich erklärt, dass zwischen Ende März und Anfang November der Großteil der Gondelerfassungen zu verzeichnen ist (Abb. 19). Für die weiteren Auswertungen wurde daher nur der Zeitraum vom 1. April bis zum 31. Oktober betrachtet.

Die Erfassungszeiträume bzw. die Beprobungsaufwände pro Gondelerfassung wirken sich auf die verzeichnete Fledermausaktivität einer Gondelerfassung aus und müssen bei den weiteren Auswertungen berücksichtigt werden. Dazu wurde bei allen Angaben zur Fledermausaktivität jeweils die gemessene Fledermausaktivität im Verhältnis zum Beprobungsaufwand berücksichtigt. Dadurch ergeben sich für die verschiedenen Monate unterschiedliche Datensatzgrößen, die jeweils in den grafischen Darstellungen angegeben sind.

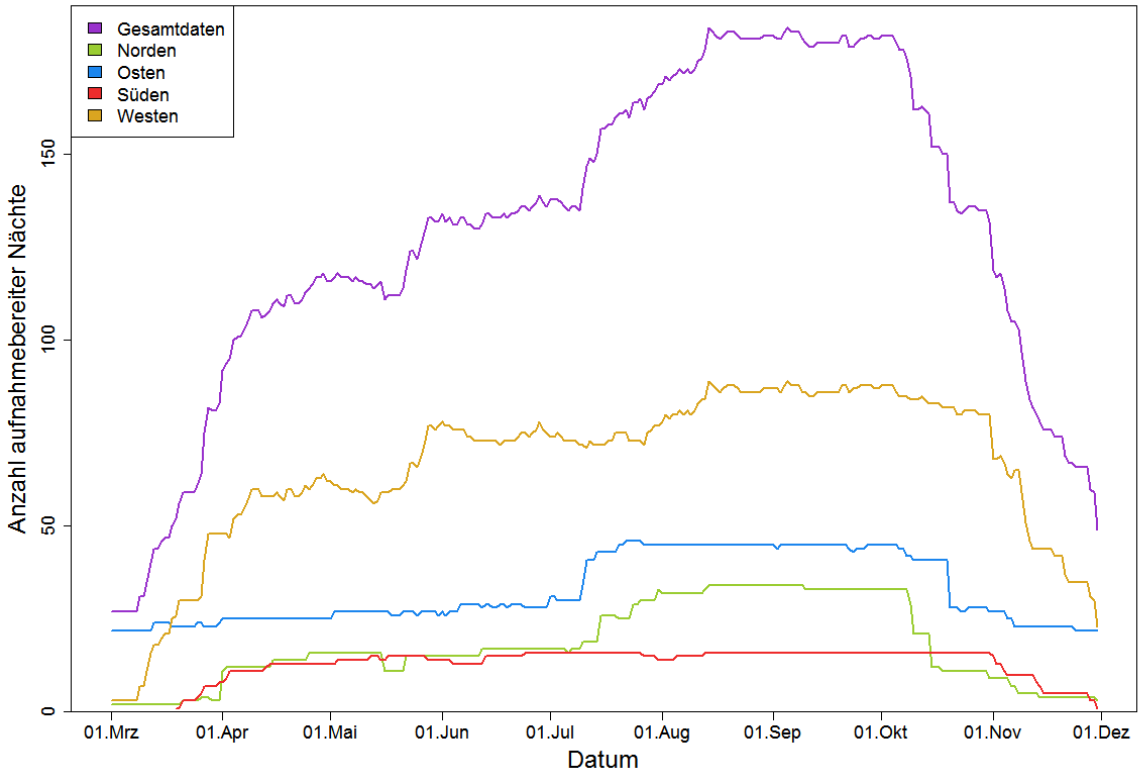


Abb. 19: Beprobte Nächte pro Jahr für den Gesamtdatensatz bzw. die verschiedenen Regionen
Gut erkennbar ist, dass vor April und nach Oktober nur noch wenige Erfassungen durchgeführt wurden.

3.5.11. Voruntersuchungen zum Vergleich Voruntersuchungen-Gondelerfassungen

Während der Voruntersuchungen wurden verschiedene Methoden eingesetzt, um die vorhandene Fledermausfauna zu untersuchen, von denen Netzfänge und Transektbegehungen für einen Vergleich zwischen Voruntersuchung und Gondelerfassung ausgewertet wurden. Zum einen wurde durch nächtliche Transektbegehungen mit Ultraschalldetektor die Artzusammensetzung und Aktivitätsverteilung der Fledermäuse im Untersuchungsgebiet untersucht. Hierbei wurden an verschiedenen Nächten (Mittelwert: 28 Nächte; Spannweite: 15-41) jeweils zahlreiche Transekte mit einer Länge von 200-300 m (Mittelwert: 29 Transekte, Spannweite: 18-39) pro Windpark begangen. Zusätzlich wurden Netzfänge (Mittelwert: 5 Netzfänge, Spannweite: 3-12) durchgeführt, um akustisch schwer unterscheidbare Arten zu differenzieren, den Reproduktionsstatus der Fledermäuse zu bestimmen und mittels Telemetrie Fortpflanzungsquartiere von Fledermäusen ausfindig zu machen.

Gondelerfassungen fanden jeweils über zwei Jahre und an einer unterschiedlichen Anzahl an WEA statt. Die einzelnen Jahre und WEA werden wie bei allen weiteren Auswertungen separat gezählt (z. B. 1 WEA über zwei Jahre = 2 WEA-Jahre). Insgesamt wurden 40 Gondelerfassungen ausgewertet (pro Windpark Mittelwert: 5,7 WEA-Jahre; Spannweite: 2-11). Für jeden Windpark und jede Methode wurde hierzu der Anteil der verschiedenen Arten und Artgruppen an der Gesamtzahl gefangener Tiere bzw. der gemessenen Gesamtaktivität berechnet. Dadurch ergeben sich für jeden Windpark und jede Methode sieben Datenpunkte.

Die Einteilung in Arten bzw. Artgruppen wurden so gewählt, dass sie mit denen in Gondelerfassungen vergleichsweise sicher zu bestimmenden Arten und Artgruppen übereinstimmten (siehe Kapitel 3.5.5). Von der Mopsfledermaus wurde lediglich ein Tier bei einem Netzfang gefangen, ansonsten gab es keine Nachweise. Diese Art wurde daher nicht näher betrachtet. Ebenfalls nicht betrachtet wurde die Mückenfledermaus, von der ebenfalls nur sehr vereinzelt Nachweise (144 Aufnahmen) erbracht wurden. Unbestimmbare Aufnahmen wurden ebenfalls ausgeschlossen.

3.5.12. Erfassungen an Windenergieanlagen in Gondelhöhe und am Turmfuß – Ein Fallbeispiel

Das vorliegende Fallbeispiel stammt aus einem Windpark im Westen Deutschlands, der auf einem Höhenrücken in einem Mischwald lokalisiert ist. In diesem Windpark wurde an vier WEA in den Jahren 2013 und 2014 mittels Batcorder mit identischer Einstellung entsprechend der Vorgaben nach BRINKMANN *et al.* (2011a) die Fledermausaktivität in Gondelhöhe und am Turmfuß vom Frühling bis in den Herbst durchgehend erfasst (04.04.-30.11.2013 und 26.03.-30.11.2014). Alle Nachweise wurden entweder auf Artniveau betrachtet oder als Artgruppen zusammengefasst (siehe Kapitel 3.5.5).

Zur leichteren Vergleichbarkeit der Ergebnisse aus den Auswertungen der Gondelerfassungen in Kapitel 3.6.1 wurde nicht die absolute Anzahl an Aufnahmen für die Auswertung herangezogen, sondern auch hier die Anzahl an 10-min-Intervallen mit Aktivität einer Art.

Die Werte für Windgeschwindigkeit und Temperatur stammen aus Gondelhöhe, meteorologische Erfassungen am Turmfuß liegen nicht vor.

3.5.13. Statistische Auswertung der Daten

Alle Auswertungen und Grafiken wurden in R (Version 3.2.0) erstellt (R CORE TEAM 2015).

3.5.13.1. Grafische Darstellung der Daten

Die vorliegenden Daten werden ganz überwiegend in Box-Whisker-Plots oder Kastengrafiken (hiernach Boxplots) dargestellt. Diese Darstellung erlaubt es besser, die Datenverteilung abzuschätzen, als zum Beispiel ein Säulendiagram mit Fehlerbalken. Datensätze können so leichter verglichen werden. Boxplots zeigen die Verteilung der Daten an, wobei der Median als zentrale Linie innerhalb eines Kasten dargestellt und der Kasten wiederum die mittleren 50 % (zwischen dem unterem und oberen Quartil) der Daten umfasst. Die Antennen stellen die restlichen Daten ober- und unterhalb der mittleren 50 %, wobei die Länge dieser Antennen auf das 1,5-Fache des Abstandes zwischen unterem und oberem Quartil begrenzt ist. Werte, die nicht durch die Antennen erfasst werden, werden als Ausreißer bezeichnet und als Einzelpunkte in den Grafiken dargestellt.

3.5.13.2. Abhängigkeit der Fledermausaktivität von Umgebungsvariablen

Um zu überprüfen, wie die Fledermausaktivität von Umgebungsvariablen beeinflusst wird, wurde mit Hilfe von *linear mixed effect models* aus dem R-Package *lme4* (BATES *et al.* 2015) der Einfluss

verschiedener Umgebungsvariablen auf die Fledermausaktivität untersucht. Die Fledermausaktivität wurde hierbei als prozentualer Anteil der nächtlichen 10-min-Intervalle eines WEA-Jahres angegeben, in denen Fledermausaktivität aufgezeichnet wurde. Die Fledermausaktivität wurde hierbei zum einen für alle Fledermausarten zusammenfassend betrachtet, zum anderen für die Nyctaloiden, die Zwerg- und die Rauhautfledermaus auf Artgruppen bzw. Artniveau separat betrachtet. Um näherungsweise eine Normalverteilung Modellresiduen zu erreichen, wurden die Prozentwerte für die Fledermausaktivität mit eins addiert und durch Logarithmieren transformiert.

Es wurden zwei verschiedene Modelle benutzt. Im ersten Modell dienten als erklärende Variablen (*fixed effects*) der Waldanteil im 500-m-Radius und die geographische Länge und Breite jeweils als graduelle Variable. Während der Modellentwicklung wurde die minimale Distanz zu Gewässern, welche keinen signifikanten Einfluss auf die gemessene Fledermausaktivität zeigte, aus dem Modell entfernt.

R Notation Modell 1:

lmer(log(Fledermausaktivität + 1) ~ ProzentWald_500m + Breitengrad + Längengrad + (1|WEA) + (1|Windpark) + (1|Erfassungsjahr) + (1|Detektortyp), data=x)

Im zweiten Modell wurden die Daten für jede Region gruppiert, um pro Region eine größere Stichprobe für die Modelle zu erhalten und dadurch eventuelle Effekte der Waldbedeckung im Umfeld der WEA zu finden, welche ansonsten durch Variation in den Daten überlagert werden, die auf der geografische Lage einer WEA beruhen. Als erklärende Variable wurde der Waldanteil im 500-m-Radius verwendet. Dieses Modell wurde für jede Region separat berechnet.

R Notation Modell 2:

lmer(log(Fledermausaktivität + 1) ~ ProzentWald_500m + (1|WEA) + (1|Windpark) + (1|Erfassungsjahr) + (1|Detektortyp), data=x)

Als zusätzliche randomisierte Variablen (*random effects*) wurden in beiden Modellen die jeweilige WEA, der dazugehörige Windpark, das Erfassungsjahr und der Detektortyp einbezogen, um eventuelle Abhängigkeiten der gemessenen Fledermausaktivität von diesen Variablen zu berücksichtigen.

Die Anpassungsgüte der Modelle wurde grafisch mittels der Standard-Residuenplots überprüft.

3.5.13.3. Modellierung der Phänologie

Um eine verallgemeinerte Phänologie der Fledermausaktivität über das Jahr und über die Nacht zu erhalten, wurde die Auftrittswahrscheinlichkeit für jede Region über das Jahr und über die Nacht modelliert. Hierzu wurde ein *generalized additive model* verwendet, welches mit dem R-Package *gamm4* berechnet wurde (WOOD 2006). Hierzu wurde für jedes WEA-Jahr die An- bzw. Abwesenheit von Fledermäusen für jedes 10-min-Intervall vom 1. April bis zum 31. Oktober als binomiales Maß für Fledermausaktivität im Modell als abhängige Variable verwendet. Die Auftrittswahrscheinlichkeit von Fledermausaktivität wurde dann für jedes WEA-Jahr über die Nachtzeit und die Jahreszeit geglättet.

R Notation Modell 3:

gam(Fledermausaktivität ~ te(Nachtzeit,Jahreszeit), family=binomial, data=x)

Die Anpassungsgüte der Modelle wurde grafisch mittels der Standard-Residuenplots überprüft.

3.6. Ergebnisse

3.6.1. Ergebnisse der Gondelerfassungen

3.6.1.1. Artenzusammensetzung in Abhängigkeit von Regionen und Habitaten

Insgesamt wurden fast 200.000 Aufnahmen in den vorliegenden Gondelerfassungen gemacht (Tab. 29). Der größte Teil der Aufnahmen stammte von der Nyctaloid-Gruppe (ca. zwei Drittel), gefolgt von der Zwergfledermaus und der Rauhautfledermaus. Mit 7.589 Aufnahmen konnte ein großer Teil der Aufnahmen einer nicht näher bestimmten Art der Gattung *Pipistrellus* zugeordnet werden. Die Artgruppen der Gattungen *Myotis* und *Plecotus* wurden mit 33 bzw. 58 Aufnahmen sehr vereinzelt nachgewiesen. Die Umrechnung der Aufnahmen auf 10-min-Intervalle mit Fledermausaktivität ergab im Mittel eine Komprimierung der Daten um ca. drei Viertel auf insgesamt 43.697 10-min-Intervalle mit Aktivität.

Die Artengruppe der Nyctaloiden sowie die Arten Zwergfledermaus und Rauhautfledermaus sind besonders häufig in Gondelhöhe nachzuweisen und wurden daher im Weiteren separat betrachtet. Aufnahmen der Myotis-, Plecotus- und Pipistrelloid-Gruppe sowie unbestimmte Aufnahmen gingen dagegen nur in die Auswertung der Gesamtdaten mit ein.

In den folgenden Kapiteln präsentieren wir eine detaillierte grafische Darstellung der Fledermausaktivität in Abhängigkeit von Region, Habitattyp, Jahreszeit, Nachtzeit für die Gesamtdaten sowie für die Nyctaloiden, Rauhautfledermaus und Zwergfledermaus. Die grafische Darstellung ersetzt keine statistische Auswertung über den Einfluss der verschiedenen Parameter auf die Fledermausaktivität, sondern dient der Veranschaulichung der vorliegenden Daten. Die statistische Auswertung erfolgte in einem Modell in Kapitel 3.6.1.3 und berücksichtigte, dass sich die Standorte regional in ihren Habitattypen und Umgebungsvariablen unterschieden sowie, dass für weitere Effekte wie z. B. Erfassungsjahre oder Detektortypen korrigiert werden musste.

Tab. 29: Übersicht der Anzahl Aufnahmen und Anzahl 10-min-Intervalle mit Aktivität pro Art / Artgruppe.

	Anzahl Aufnahmen	Anzahl 10-min Intervalle	Prozent der 10-min-Intervalle zu Aufnahmen
Myotis-Gruppe	33	22	67 %
Nyctaloid-Gruppe	124.964	24.817	20 %
Zwergfledermaus	44.566	9.450	21 %
Rauhautfledermaus	12.221	5.561	46 %
Pipistrelloid Gruppe	7.589	2.404	32 %
Plecotus Gruppe	58	37	64 %

	Anzahl Aufnahmen	Anzahl 10-min Interval-le	Prozent der 10-min-Intervalle zu Aufnahmen
unbestimmt	4.183	1.406	34 %
Gesamt	193.614	43.697	23 %

Tab. 30: Übersicht der Anzahl Aufnahmen und 10-min-Intervalle pro Habitatkategorie pro Art / Artgruppen.

	Anzahl Aufnahmen		Anzahl 10-min-Intervalle	
	Offenland	**Wald**	**Offenland**	**Wald**
Myotis-Gruppe	15	18	15	7
Nyctaloidgruppen	67.584	57.380	15.555	9.262
Zwergfledermaus	15.569	28.997	4.390	5.060
Rauhautfledermaus	6.697	5.524	3.341	2.220
Pipistrelloid Gruppe	1.876	5.713	856	1.548
Plecotus Gruppe	11	47	7	30
unbestimmt	1.716	2.467	605	801
Gesamt	93.489	100.166	24.769	18.928

In allen Regionen dominierten Nyctaloiden die gemessene Fledermausaktivität, jedoch ergaben sich Unterschiede im Detail (Abb. 20). Am stärksten dominierten die Nyctaloiden im Osten, am wenigsten im Westen. Ein deutlicher Unterschied fand sich auch in der Häufigkeit von Rauhautfledermaus und Zwergfledermaus; während im Norden und Osten Rauhautfledermäuse im Mittel häufiger nachgewiesen wurden als Zwergfledermäuse, verhielt es sich im Westen und Süden umgekehrt.

In beiden Habitattypen wiesen die Nyctaloiden die höchste Aktivität auf, wobei die Aktivität im Offenland leicht höher als im Wald war. Auch die Rauhautfledermäuse waren im Offenland ebenfalls leicht stärker vertreten als im Wald. Die Zwergfledermaus wies den größten Unterschied zwischen Offenland und Wald auf und war im Wald häufiger als im Offenland.

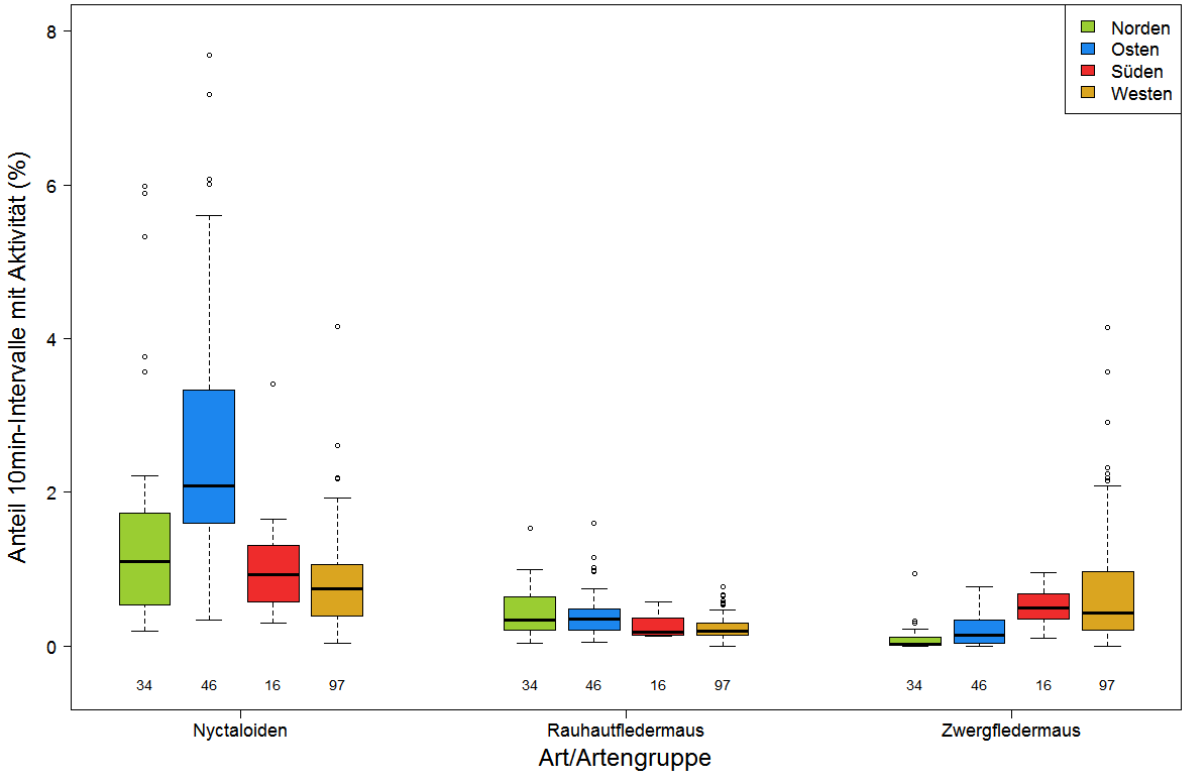


Abb. 20: Relative Artenzusammensetzung der drei betrachteten Arten / Artgruppe in den verschiedenen Regionen über die gesamten Erfassungszeiträume
Die Anzahl an WEA-Jahren ist jeweils unterhalb der Boxplots angegeben.

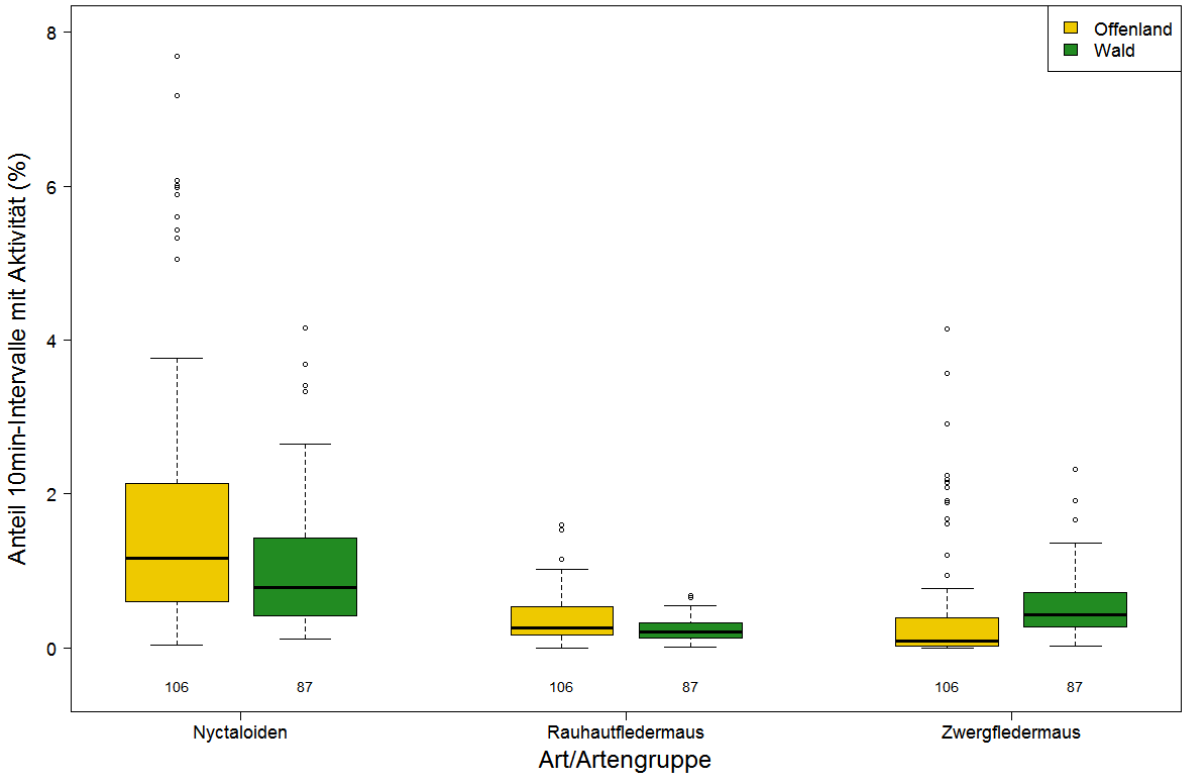


Abb. 21: Relative Artenzusammensetzung der drei betrachteten Arten/Artgruppe in den verschiedenen Habitaten über die gesamten Erfassungszeiträume
Die Anzahl an WEA-Jahren ist jeweils unterhalb der Boxplots angegeben.

3.6.1.2. Fledermausaktivität im Jahresverlauf für verschiedene Regionen und Habitate

Um zu veranschaulichen, wie sich die Fledermausaktivität für die Gesamtdaten sowie die Nyctaloiden, Zwergfledermaus und Rauhautfledermaus über das Jahr pro Region und Habitat verteilt, wurde die Fledermausaktivität, gemessen als Anteil 10-min-Intervalle mit Aktivität zwischen Sonnenuntergang und Sonnenaufgang bei aufnahmebereitem Detektor, für jede Region und Monat in Boxplots grafisch dargestellt. Alle vier Regionen zeigten einen ähnlichen Verlauf der gesamten Fledermausaktivität mit höchsten Aktivitätswerten in den Monaten Juli bis September (Abb. 22). Die höchste Aktivität wurde in allen Regionen im Spätsommer mit im Mittel 3-7 % Aktivität erreicht. Die höchsten Werte wurden im Süden im Monat September erreicht, in den anderen Regionen im Monat August. Die höchsten Aktivitätsniveaus wurden im Osten erreicht, wo gleichzeitig die größte Streuung zwischen WEA-Jahren auftrat.

Die Verläufe der Aktivität über das Jahr für die einzelnen Arten und Artengruppen zeigten deutliche Unterschiede in den Aktivitätsniveaus, sowohl zwischen den verschiedenen Arten als auch zwischen Regionen. Die Aktivität der Artengruppe Nyctaloide erreicht in allen Regionen ein Maximum im Spätsommer während von April bis Juni und im Oktober vergleichsweise wenig Aktivität gemessen wurde (Abb. 23). In der Region Osten war das Aktivitätsniveau deutlich höher als in den anderen Regionen. Die höchsten Werte im Süden wurden erst im September erreicht, wobei sie jedoch nur ähnlich hohe Werte wie der Osten im gleichen Monat erreichten (ca. 3 %).

Die Zwergfledermaus wies, ähnlich wie die Nyctaloiden, in allen Regionen einen Aktivitätsverlauf mit einem Maximum im Juli oder August auf (Abb. 25). Im Gegensatz zu den Nyctaloiden zeigte

die Zwergfledermaus zwischen den Regionen jedoch deutliche Unterschiede in den Aktivitätsniveaus. Die höchste Aktivität wurde in der Region Westen gemessen, gefolgt von der Region Süden. Insbesondere im Osten wurden vergleichsweise wenige 10-min-Intervalle mit Aktivität verzeichnet. Ihr Maximum erreichte die Aktivität der Zwergfledermaus im Westen im Juli, in allen anderen Regionen wurde das Maximum im August erreicht. Im Süden ist auch im September die Aktivität nahezu vergleichbar mit der im August.

Die Aktivitätsniveaus der Rauhautfledermaus unterschieden sich deutlicher von denen der Nyctaloiden und Zwergfledermaus, wobei die Aktivitätsniveaus insgesamt unter denen der anderen beiden Arten lagen (Abb. 24). Zum einen war die Aktivität jahreszeitlich weniger stark auf einen kurzen Zeitraum beschränkt, zum anderen zeigten nur die Monate August und September im Vergleich zu den anderen Monate höhere Aktivitätswerte. Der Aktivitätsverlauf im Süden zeigte ein Maximum im September, alle anderen Regionen im August.

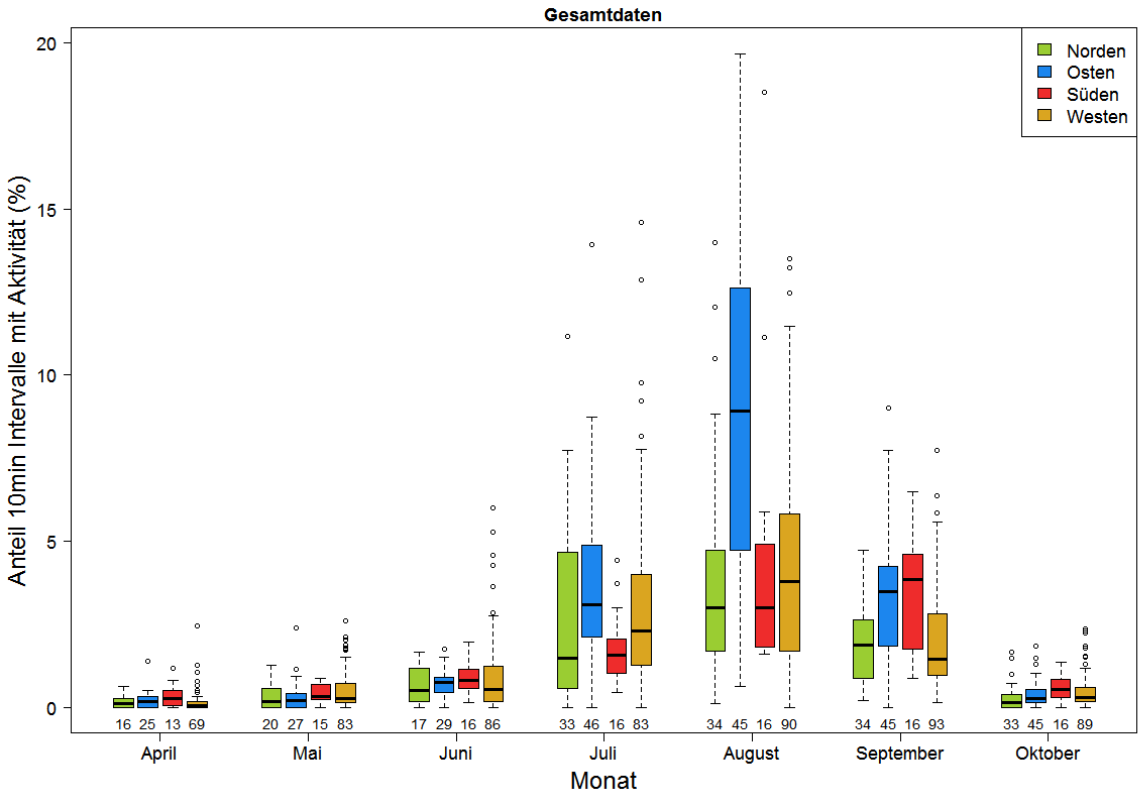


Abb. 22: Vergleich der Aktivitätsniveaus der Gesamtfledermauskontakte zwischen Regionen und über die Monate April bis Oktober
Die Boxplots geben den Anteil der beprobten 10-min-Intervalle innerhalb der Nacht wieder die Fledermausaktivität aufwiesen. Die Anzahl an WEA-Jahren ist jeweils unterhalb der Boxplots angegeben.

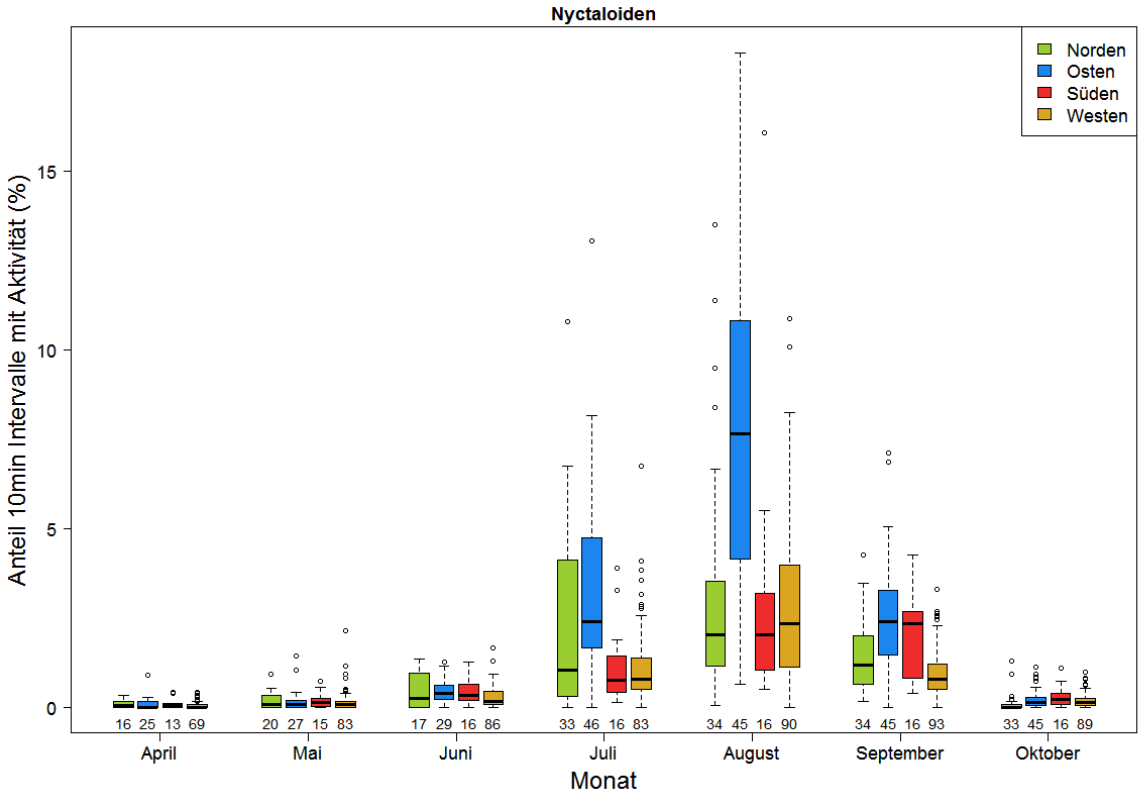


Abb. 23: Vergleich der Aktivitätsniveaus der Nyctaloid-Gruppe zwischen Regionen und über die Monate April bis Oktober

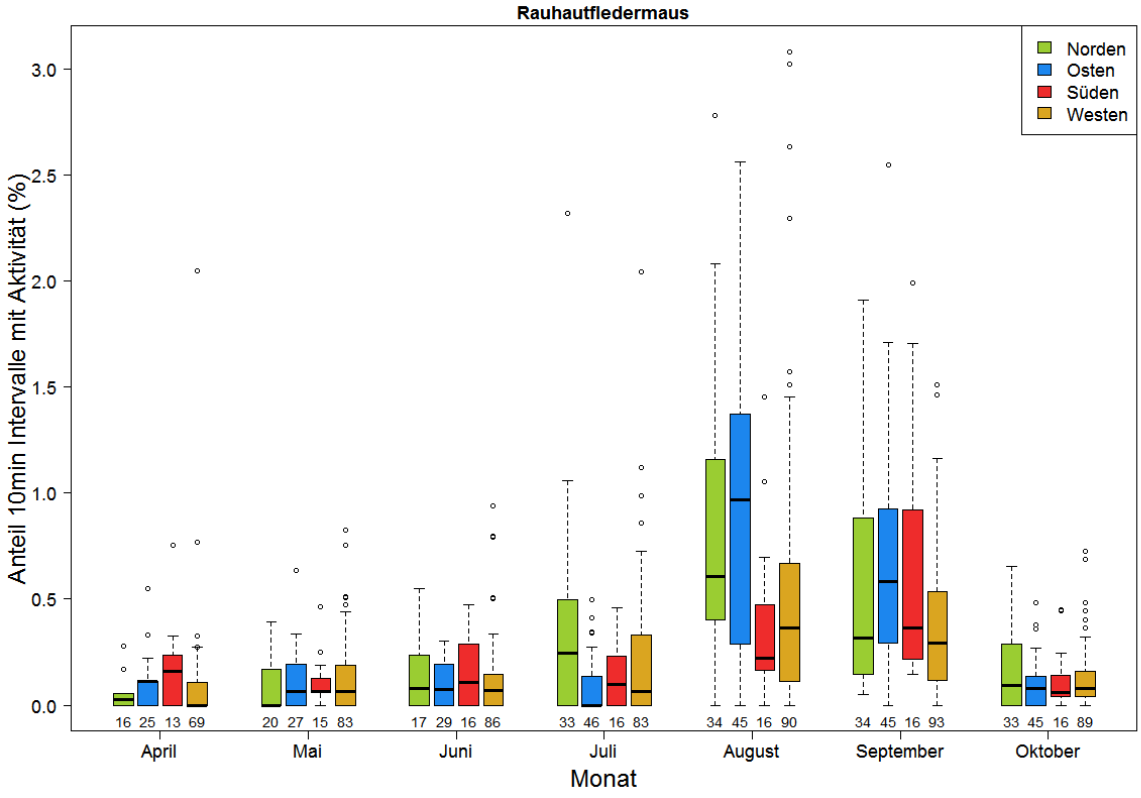


Abb. 24: Vergleich der Aktivitätsniveaus Rauhautfledermaus zwischen Regionen über die Monate April bis Oktober

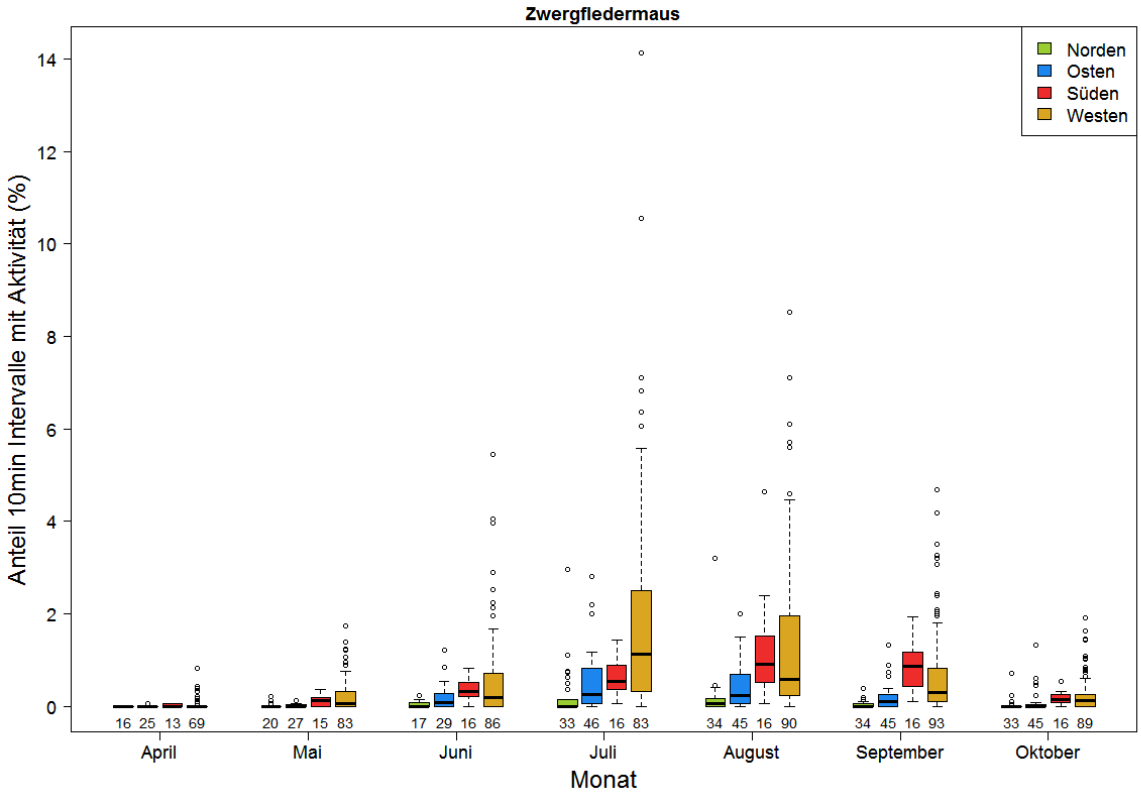


Abb. 25 Vergleich der Aktivitätsniveaus der Zwergfledermaus zwischen Regionen und über die Monate April bis Oktober

Die Gesamtaktivität zeigte für Offenland- und Waldstandorte einen sehr ähnlichen Verlauf über das Jahr mit einem Anstieg der Aktivität bis August und einem geringeren Aufkommen zum Herbst hin (Abb. 26). Die Aktivitätshöhen bewegten sich in beiden Habitatkategorien für die Gesamtaktivität in sehr ähnlichen Größenordnungen, von im Mittel weniger als einem Prozent im Frühjahr und Herbst, bis auf rund fünf Prozent im August, wobei zwischen den einzelnen WEA-Jahren eine große Streuung vorlag.

Betrachtete man die Aktivitäten für die Arten/Artengruppen pro Habitatkategorie über die verschiedenen Monate separat, zeigten sich deutlichere Unterschiede in der jahreszeitlichen Verteilung der Aktivität. Für die Nyctaloiden zeigte sich in beiden Habitatkategorien im August die höchste Aktivität mit ca. 3 % in allen 10-min-Intervallen. Dabei fiel die Aktivität im Offenland ein wenig höher aus als im Wald (Abb. 27). Das Aktivitätsmaximum lag im Monat August mit deutlich weniger Aktivität in den benachbarten Monaten. Die Zwergfledermaus hatte ihr Aktivitätsmaximum in beiden Habitatkategorien im Juli, wobei die jahreszeitliche Konzentration deutlich weniger stark ausfiel als bei den Nyctaloiden (Abb. 29). Die Streuung der Aktivität der Zwergfledermaus war in allen Monaten an Offenland- größer als an Waldstandorten, wobei im Mittel eine leicht höhere Aktivität im Wald verzeichnet wurde. Die Rauhautfledermaus wurde in beiden Habitatkategorien im September mit ca. 0,5 % Aktivität in allen 10-min-Intervallen am häufigsten aufgezeichnet (Abb. 28). Im Vergleich zur Zwergfledermaus und den Nyctaloiden war das Maximum später im Jahr und zudem am wenigsten stark ausgeprägt.

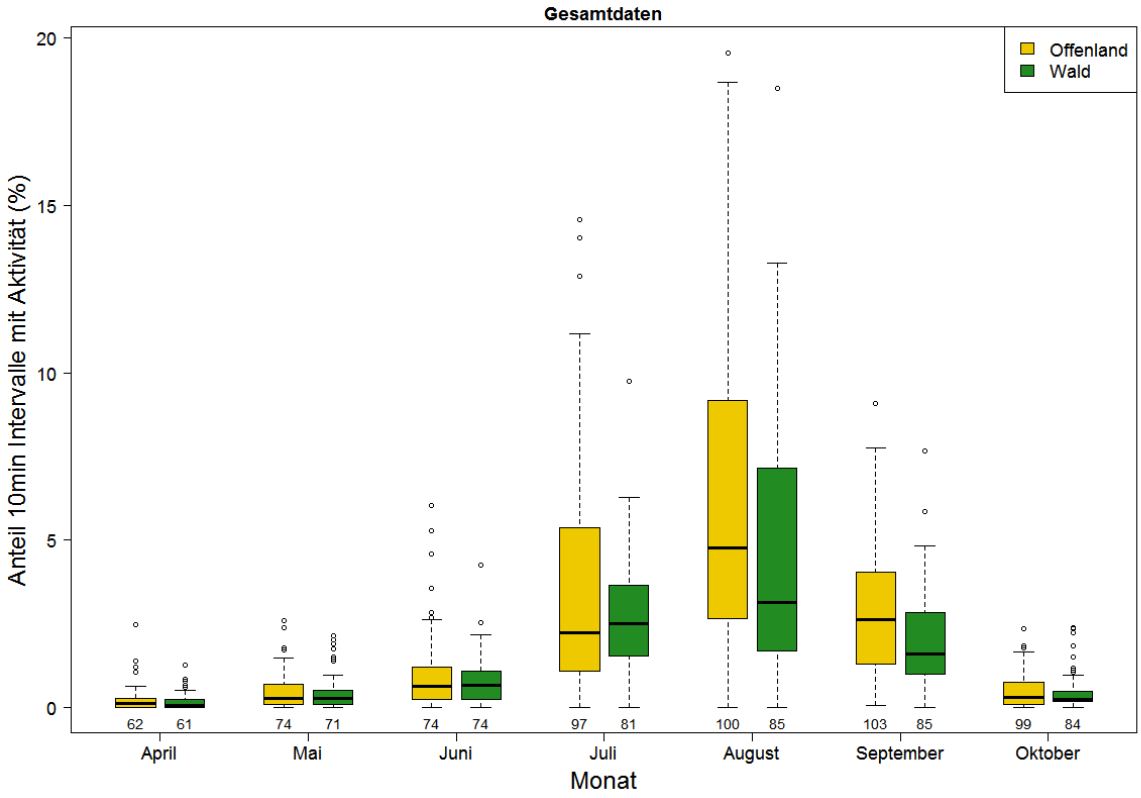


Abb. 26: Vergleich der Gesamtaktivitäten zwischen Offenland- und Waldstandorten über die Monate April bis Oktober

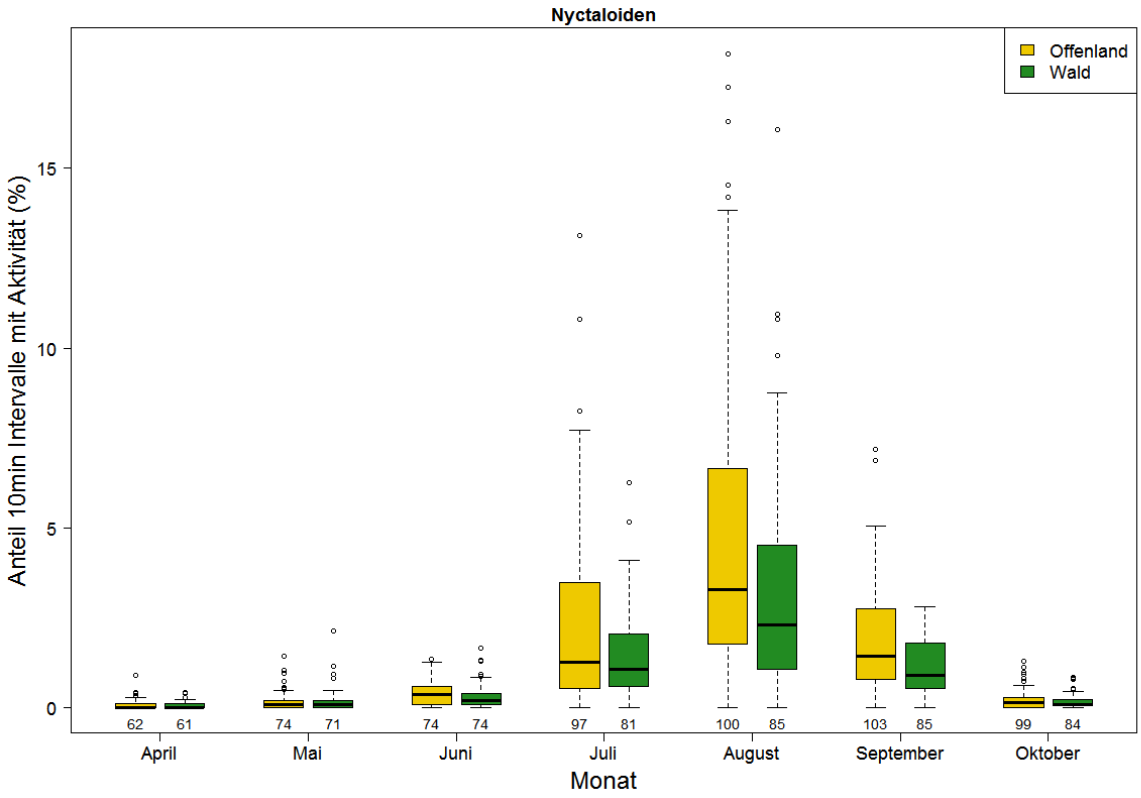


Abb. 27: Vergleich der Nyctaloidenaktivität zwischen Offenland- und Waldstandorten für die Monate April bis Oktober

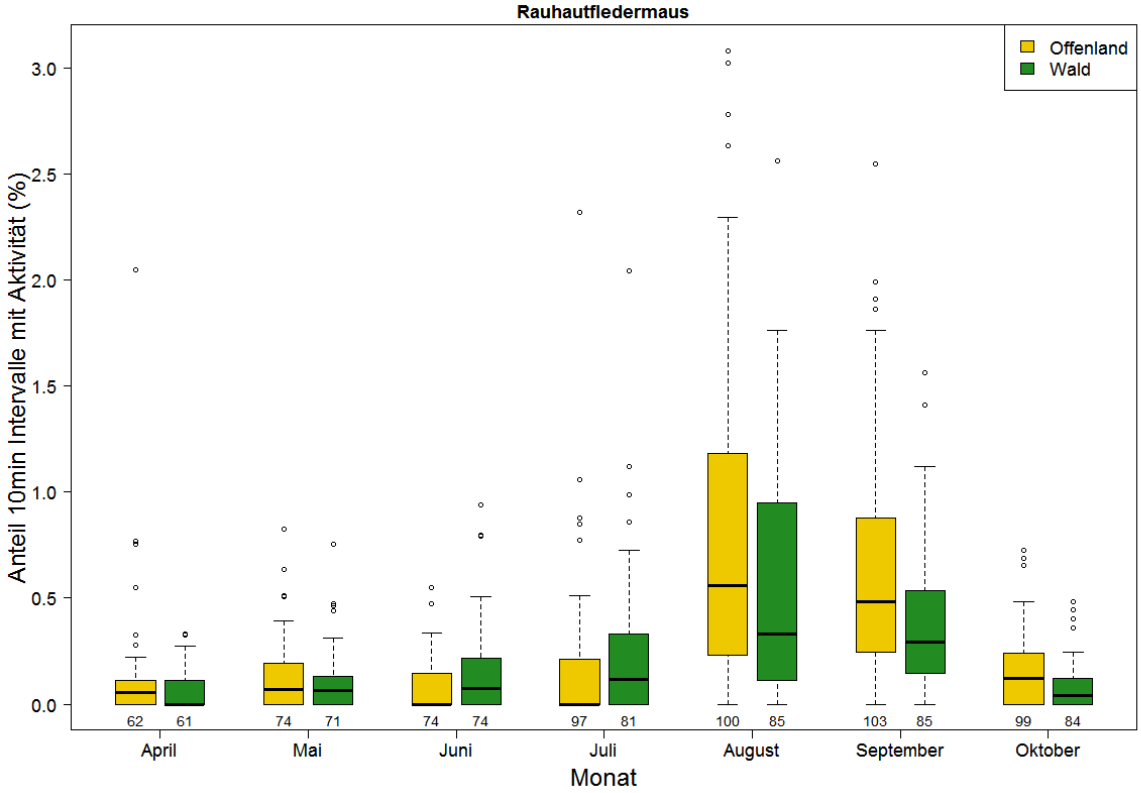


Abb. 28: Vergleich der Rauhautfledermausaktivität zwischen Offenland- und Waldstandorten über die Monate April bis Oktober

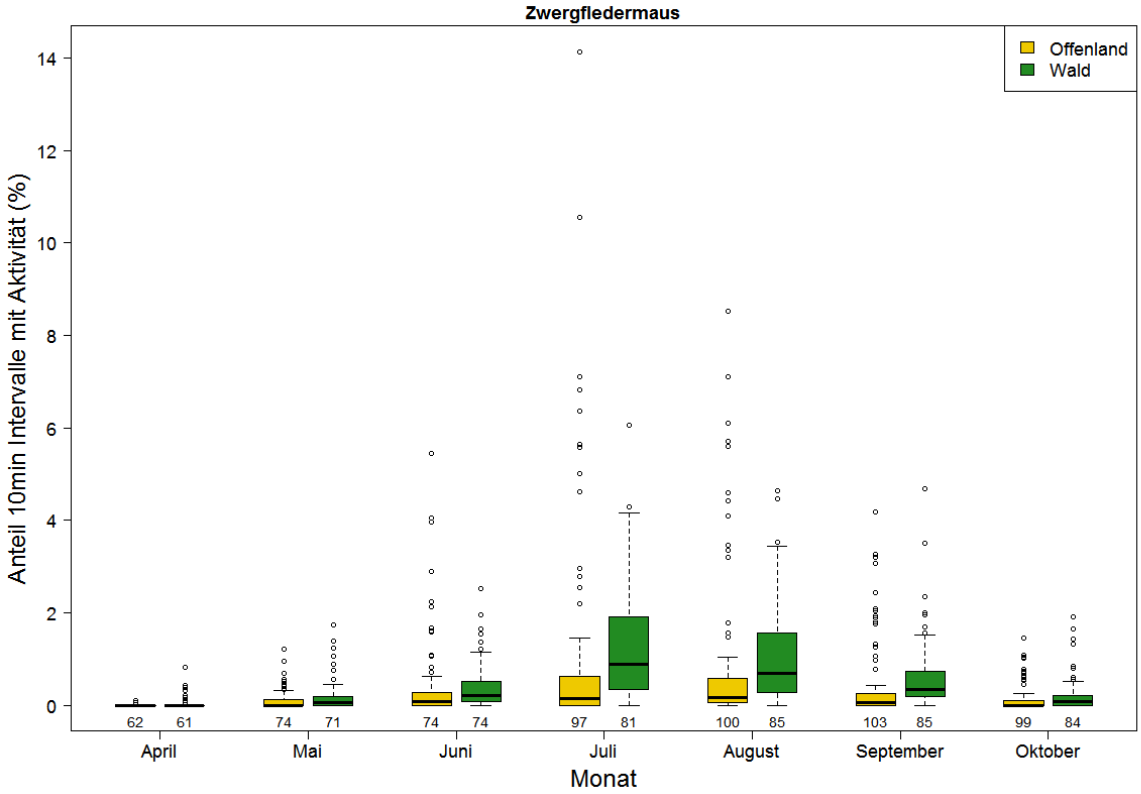


Abb. 29: Vergleich der Zwergfledermausaktivität zwischen Offenland- und Waldstandorten über die Monate April bis Oktober

3.6.1.3. Abhängigkeit von Umgebungsvariablen

Um den Einfluss von verschiedenen Umgebungsvariablen auf die gesamte Fledermausaktivität sowie auf die Aktivität einzelner Arten zu untersuchen, wurde ein sogenanntes *linear mixed effect model* gerechnet. Diese Modelle können die Abhängigkeit der Fledermausaktivität von mehreren Variablen unter Berücksichtigung von sogenannten zufälligen Effekten (Effekte, die durchaus einen Einfluss auf die untersuchte Variable haben können, der aber nicht im Zentrum der Fragestellung steht und daher „herausgerechnet“ werden muss, z. B. Detektortyp oder Windpark) ermitteln. Als Umgebungsvariablen wurden der Waldanteil im 500-m-Radius, die Distanz zum nächsten Gewässer sowie die Längen- und Breitengrad als die erklärenden Variablen für Unterschiede in der Fledermausaktivität berücksichtigt. In der Modellentwicklung zeigte sich, dass die minimale Distanz zu größeren Gewässer sowie die Nabenhöhe der WEA für den vorliegenden Datensatz keinen signifikanten Effekt auf die Fledermausaktivität hatte. Die Höhe über NN war zudem sehr stark mit dem Breitengrad korreliert. Diese Umgebungsvariablen wurden daher aus den Modellen während der Modellentwicklung ausgeschlossen.

Für die Gesamtaktivität zeigten sich signifikante regionale Unterschiede, so nimmt die Gesamtaktivität mit steigenden Längengraden (Richtung Osten) zu (Tab. 31). Ähnlich zur Gesamtaktivität zeigte sich bei den Nyctaloiden eine starke Zunahme der Aktivität je weiter östlich ein Standort liegt. Die Aktivität der Rauhautfledermaus wird nicht von den untersuchten Variablen beeinflusst. Bei Nyctaloiden und Rauhautfledermäusen deutet sich ein Trend zu weniger Aktivität bei steigendem Waldanteil an. Bei der Zwergfledermaus zeigte sich eine stark signifikante Abnahme der Aktivität je nördlicher ein Standort gelegen ist.

Bei einer regionalen Betrachtung, bei der lediglich der Waldanteil im 500-m-Radius als erklärende Variable eingesetzt wurde und separate Modelle für jede Region und alle Arten und Artgruppen berechnet wurden, ergab sich nur für Zwergfledermausaktivität in der Region Westen ein signifikanter Effekt. Mit steigendem Waldanteil stieg im Westen die gemessene Aktivität der Zwergfledermaus signifikant an (*lmer*: Koeffizient: 0,00288; Standardfehler: 0,00077; t-Wert = 3,745; p-Wert = 0,001).

Tab. 31: Abhängigkeit der Fledermausaktivität in den Monaten Juli bis September von Umgebungsvariablen Waldbedeckung im 500-m-Radius und der geographischen Höhe und Breite

Der t-Wert gibt die Richtung des Effekts an, signifikante Korrelationen sind in fett markiert.

	Variable	Koeffizient	Standardfehler	t-Wert	P-Wert
Gesamtdaten	Wald 500m (%)	-0,00135	0,00099	-1,362	0,177
	Breitengrad (°)	-0,04046	0,03259	-1,242	0,219
	Längengrad (°)	**0,071237**	**0,02049**	**3,476**	**0,001**
Nyctaloiden	Wald 500m (%)	-0,00178	0,00093	-1,921	0,058
	Breitengrad (°)	-0,00228	0,02997	-0,076	0,939
	Längengrad (°)	**0,09647**	**0,01894**	**5,094**	**<0,0001**

	Variable	Koeffizient	Standardfehler	t-Wert	P-Wert
Rauhautfledermaus	Wald 500m (%)	-0,00068	0,00039	-1,716	0,089
	Breitengrad (°)	0,01481	0,01279	1,158	0,251
	Längengrad (°)	0,00725	0,00804	0,902	0,371
Zwergfledermaus	Wald 500m (%)	-0,00001	0,00068	-0,074	0,941
	Breitengrad (°)	**-0,00891**	**0,02413**	**-3,693**	**<0,001**
	Längengrad (°)	-0,00224	0,01576	-1,420	0,162

3.6.1.4. Nachtzeitliche Verteilung der Fledermausaktivität

Betrachtet man die Verteilung aller Fledermausaufnahmen über das Jahr und über die Nacht, so zeigt sich, dass die Fledermausaktivität über das Jahr sowie über die Nacht starken Schwankungen unterworfen war (Abb. 30).

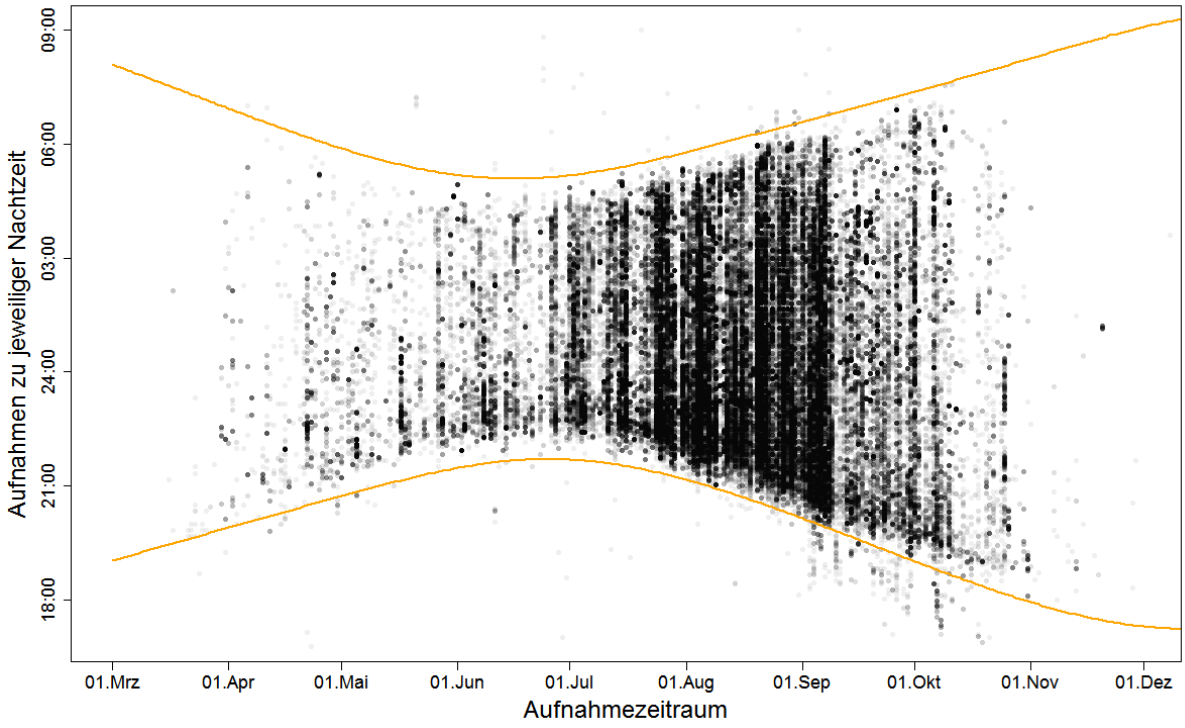


Abb. 30: Gesamtübersicht über alle Fledermausaufnahmen des Gesamtdatensatzes
Die grauen Punkte markieren hierbei die einzelnen Aufnahmen und sind mit einer Transparenz versehen, welche bei zehn übereinanderliegenden Punkten schwarz ergibt.

Um die Verteilung der Fledermausaktivität über die Nacht für die Gesamtdaten sowie für einzelne Arten im Detail zu betrachten, wurde die Verteilung der 10-min-Intervalle mit Aktivität der jeweiligen Art über eine normalisierte Nachtlänge dargestellt (Abb. 31). Diese Darstellung ermöglicht einen direkten Vergleich der Aktivitätsverteilung über die Nacht zwischen Arten/Artengruppen trotz unterschiedlichen Nachtlängen zwischen Jahreszeiten und Regionen. Wie schon aus Abb. 30 ersichtlich, zeigte die Fledermausaktivität einen steilen Anstieg in der ersten Nachthälfte, wobei das Maximum der Aktivität schon bei einem Nachtanteil von knapp 0,2 erreicht wurde (Abb. 31). Kurze Zeit später nahm die Aktivität wieder ab und sank dann stetig, bis direkt vor Sonnenaufgang nur noch sehr geringe Aktivität gemessen wurde.

Die einzelnen Arten zeigten unterschiedliche Verläufe der Aktivität über die Nacht, wobei ein Maximum in der ersten Nachthälfte allen gemeinsam war. Nyctaloiden und Zwergfledermäuse erreichten ihr Maximum an Aktivität bei einem Nachtanteil von 0,16 (oder nach 16 % der Nacht). Im Vergleich zu den Nyctaloiden zeigten Zwergfledermäuse einen steileren Verlauf der Aktivität über die Nacht. Einen deutlich anderen Aktivitätsverlauf zeigte die Rauhautfledermaus. Wie bei Nyctaloiden und Zwergfledermäusen fand sich die meiste Aktivität in der ersten Nachthälfte, jedoch deutlich geringer ausgeprägt. Der Anstieg der Aktivität der Rauhautfledermaus fiel dabei zusätzlich weniger steil aus und kam erst später bei einem Nachtanteil von ca. 0,3 an sein Maximum.

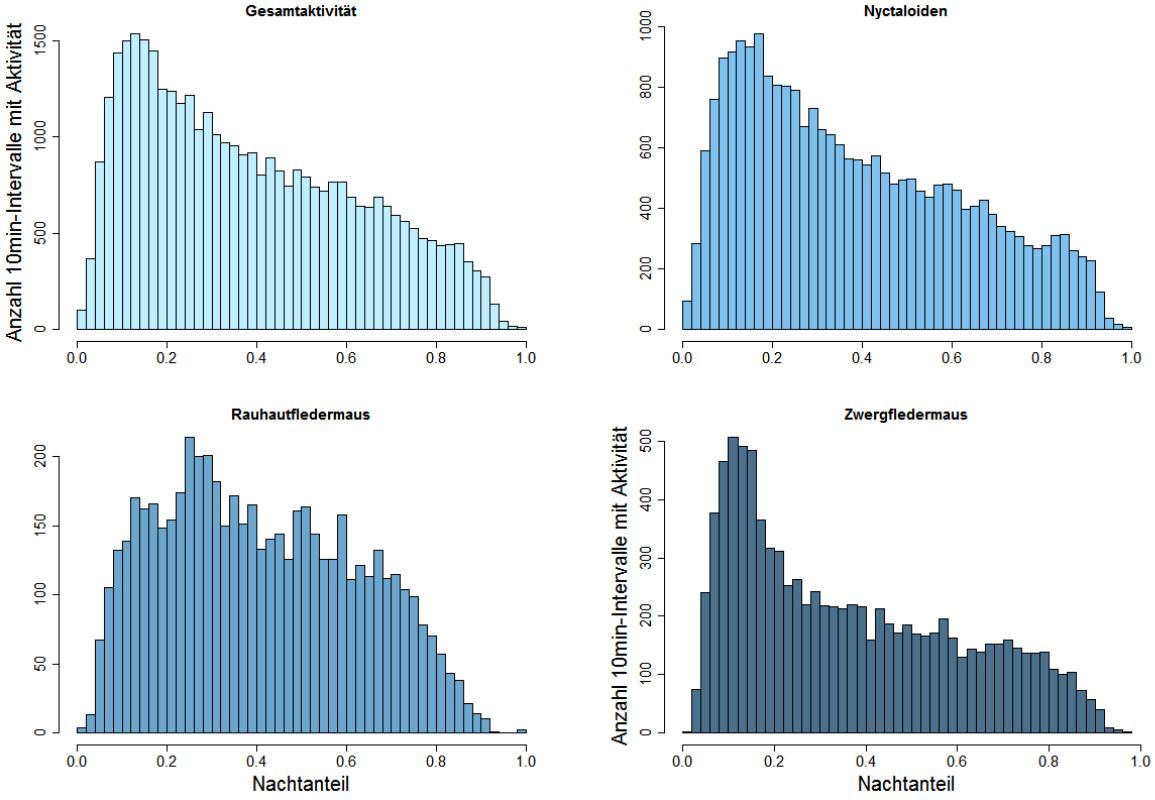


Abb. 31: Fledermausaktivität für die Gesamtaktivität und die verschiedenen Arten dargestellt über die Nacht
Sonnenuntergang ist bei 0, Sonnenaufgang bei 1. Die Nacht wurde in 50 Nachtanteile aufgeteilt, ein Balken entsprich daher 2 % der Nachtdauer.

3.6.1.5. Modellierung der Phänologie

Die Verteilung der tatsächlichen Fledermausaktivität über das Jahr und während der Nacht lässt liefert einen Eindruck über die Phänologie (Abb. 30). Allerdings schwankt die Fledermausaktivität wetterbedingt stark zwischen einzelnen Nächten oder auch innerhalb einer Nacht, wodurch sich Lücken in der Darstellung ergeben. Um eine verallgemeinerte Phänologie zu erhalten, wurde die Fledermausaktivität für jede Art/Artengruppe und jede Region modelliert, was zu einer interpolierten (geglätteten) Darstellung führte. Zu beachten ist, dass die Modellierung akkurater wird, je mehr Daten für eine Art/Artengruppe und Region vorliegen. Insbesondere die wenigen Datenpunkte im Süden und die wenigen Datenpunkte für die Zwergfledermaus im Norden führen zu suboptimalen Modellen und sind daher nicht als repräsentativ für die jeweiligen Fledermausaktivität zu sehen.

In den modellierten Phänologien wurden die jahres- und nachtzeitlichen Verläufe der Fledermausaktivität, wie sie in den Kapiteln 3.6.1.2 und 3.6.1.4 bereits dargestellt wurden, kombiniert (Abb. 32 bis Abb. 35). Im Vergleich zur monatsweisen Betrachtung in den vorangegangenen Kapiteln bieten die interpolierten Phänologien eine deutlich höhere zeitliche Auflösung von einer Nacht.

Insgesamt fällt auf, dass die generelle Phänologie der Fledermausaktivität sich für die einzelnen Arten über die verschiedenen Regionen sehr ähnelt. Jedoch finden sich bei genauerer Betrach-

tung einige Unterschiede. Während die Aktivität über die Gesamtdaten im Norden vergleichsweise stark auf den August und September konzentriert scheint, so ist dieser Zeitraum im Osten und Süden verlängert und fällt im Westen besonders breit aus. Auch die Konzentration der Aktivität auf die erste Nachthälfte fällt im Norden stärker aus als in den anderen Regionen.

Das jahreszeitlich späteste Maximum der Aktivität zeigt die Rauhautfledermaus. Im Vergleich zu den Nyctaloiden und zur Zwergfledermaus konzentrierte sich die Aktivität der Rauhautfledermaus auf die erste Nachthälfte, wobei das Maximum der Aktivität in der zweiten Nachthälfte für die Rauhautfledermaus im Süden vermutlich ein Artefakt aufgrund der geringen Datenlage sein dürfte.

Für die Zwergfledermaus ist auffällig, dass sie die breiteste jahreszeitliche Verteilung bei gleichzeitiger stärkster Konzentration auf die erste Nachthälfte zeigt. Die Zunahme der Aktivität der Zwergfledermaus zum November im Norden ist jedoch vermutlich ein Artefakt der geringen Datenlage und sollte nicht als tatsächlicher Anstieg der Aktivität gesehen werden.

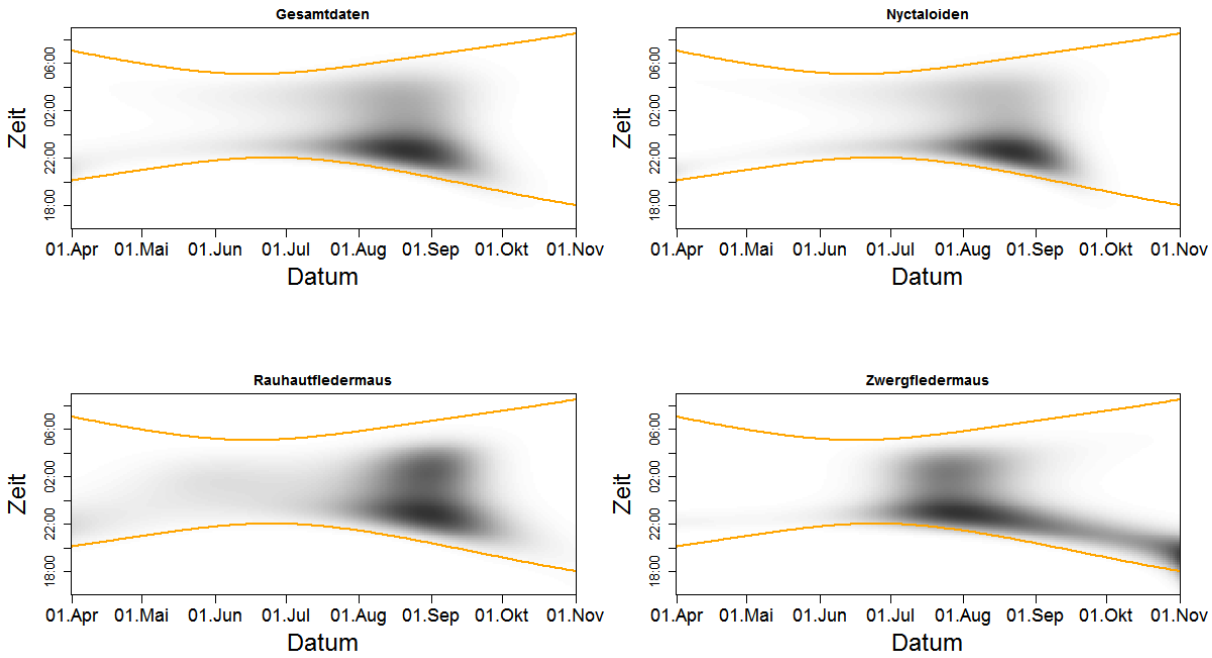


Abb. 32: Modellierte Phänologie für die Gesamtdaten sowie die einzelnen Arten/Artgruppen im Norden
Die modellierte Phänologie zeigt die Wahrscheinlichkeit an mit der in einem 10-min-Intervall mit Fledermausaktivität gerechnet werden muss, je dunkler das grau ist desto höher ist die Wahrscheinlichkeit. Die Auftretenswahrscheinlichkeit ist hierbei ein relatives Maß für die jeweilige Art/Artgruppe und nicht absolut zu betrachten. Die orangen Linien markieren Sonnenuntergang und Sonnenaufgang.

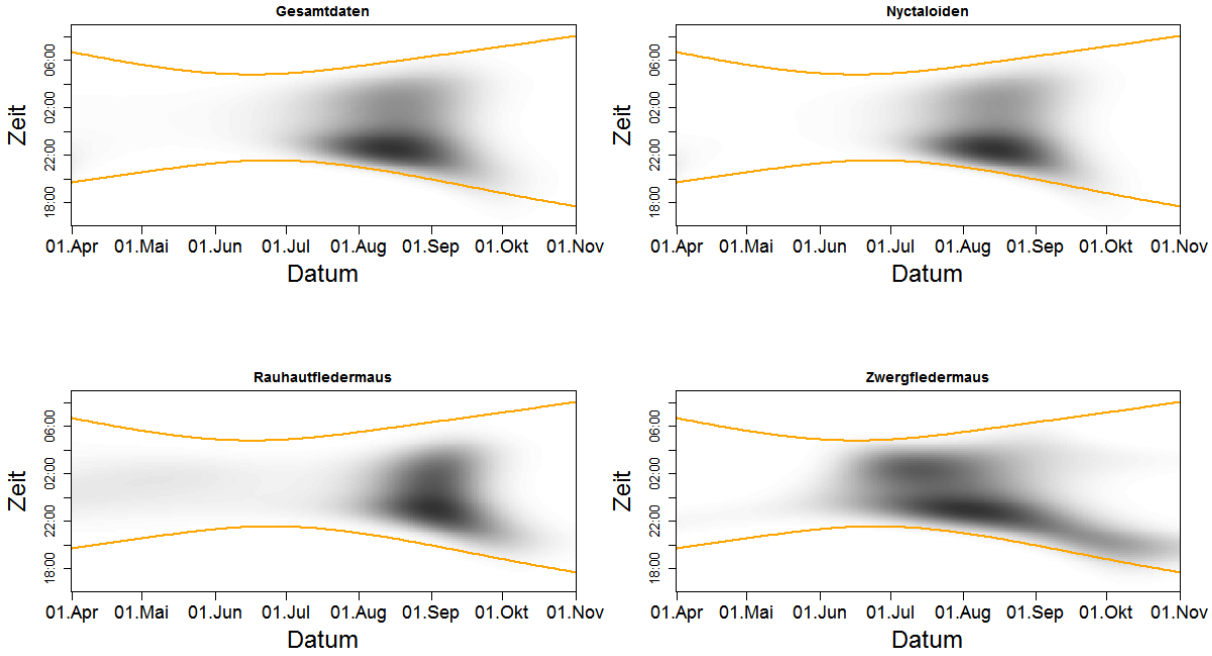


Abb. 33: Modellierte Phänologie für die Gesamtdaten sowie die einzelnen Arten/Artgruppen im Osten

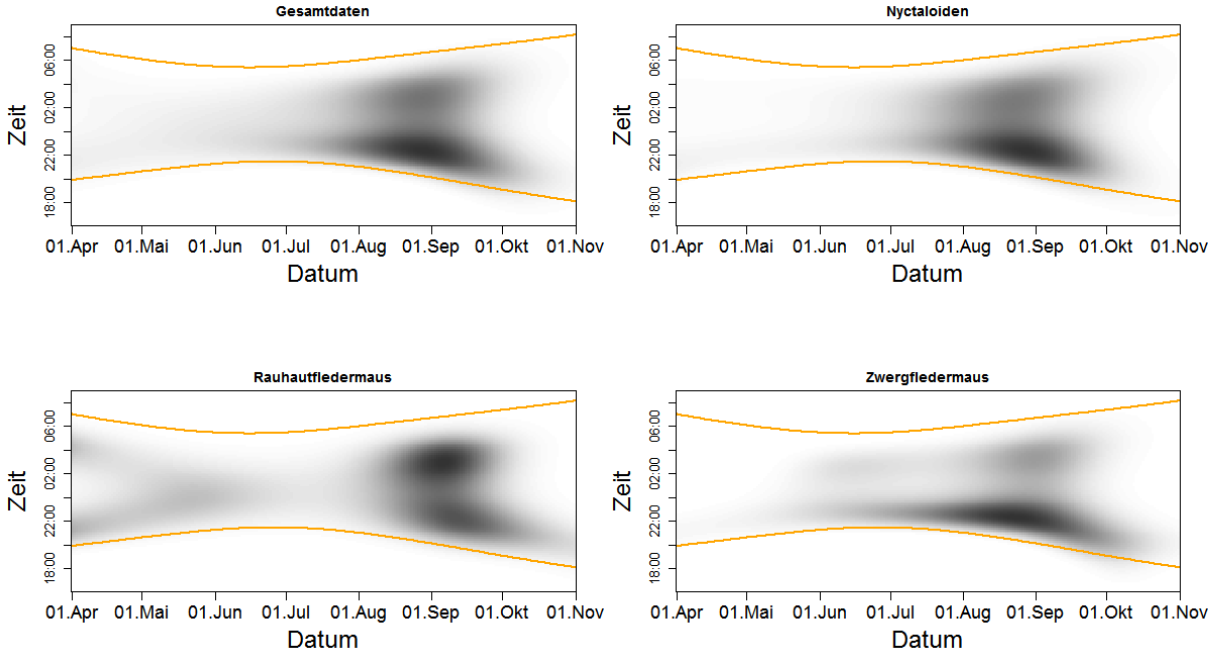


Abb. 34: Modellierte Phänologie für die Gesamtdaten sowie die einzelnen Arten/Artgruppen im Süden

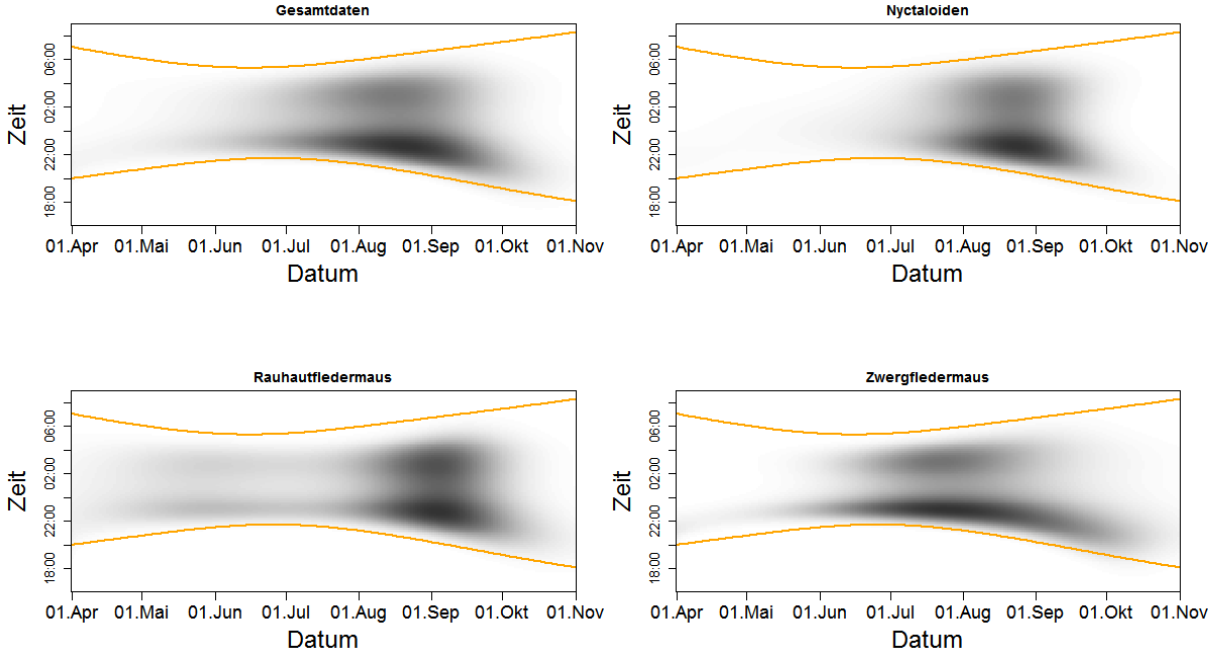


Abb. 35: Modellierte Phänologie für die Gesamtdaten sowie die einzelnen Arten/Artgruppen im Westen

3.6.1.6. Herbstliche Aktivität von Nyctaloiden vor Sonnenuntergang im Osten

Insbesondere in der Region Osten, in der sich ein Großteil der deutschen Abendseglerwochenstuben befindet (DIETZ *et al.* 2007), werden im Herbst Abendsegler bereits am Nachmittag beobachtet. Während dieser Zeit werden auch in Gondelhöhe schon vor Sonnenuntergang Nyctaloide aufgenommen, bei denen es sich vermutlich zu einem großen Teil um Abendsegler handelt. In dem vorliegenden Datensatz lagen für den Osten und für die Jahre 2011, 2013 und 2014 insgesamt 145 Aufnahmen von Nyctaloiden vor Sonnenuntergang vor. Die Nyctaloiden wurden zwischen dem 28. August und 18. Oktober in den drei Stunden vor Sonnenuntergang aufgenommen. Für die anderen Regionen lagen zu wenige Aufnahmen für eine Auswertung vor.

Betrachtet man die gemittelten meteorologischen Bedingungen an den Nachmittagen an denen Nyctaloiden aufgezeichnet wurden, so fällt auf, dass besonders an Tagen mit einem Anstieg der Temperatur und gleichzeitigen niedrigen Windgeschwindigkeiten Nyctaloide nachmittags aufgezeichnet wurden. Ein Einfluss von meteorologischen Bedingungen, insbesondere Temperatur und Windgeschwindigkeit, auf die Aktivität von Nyctaloiden am Nachmittag ist daher sehr wahrscheinlich.

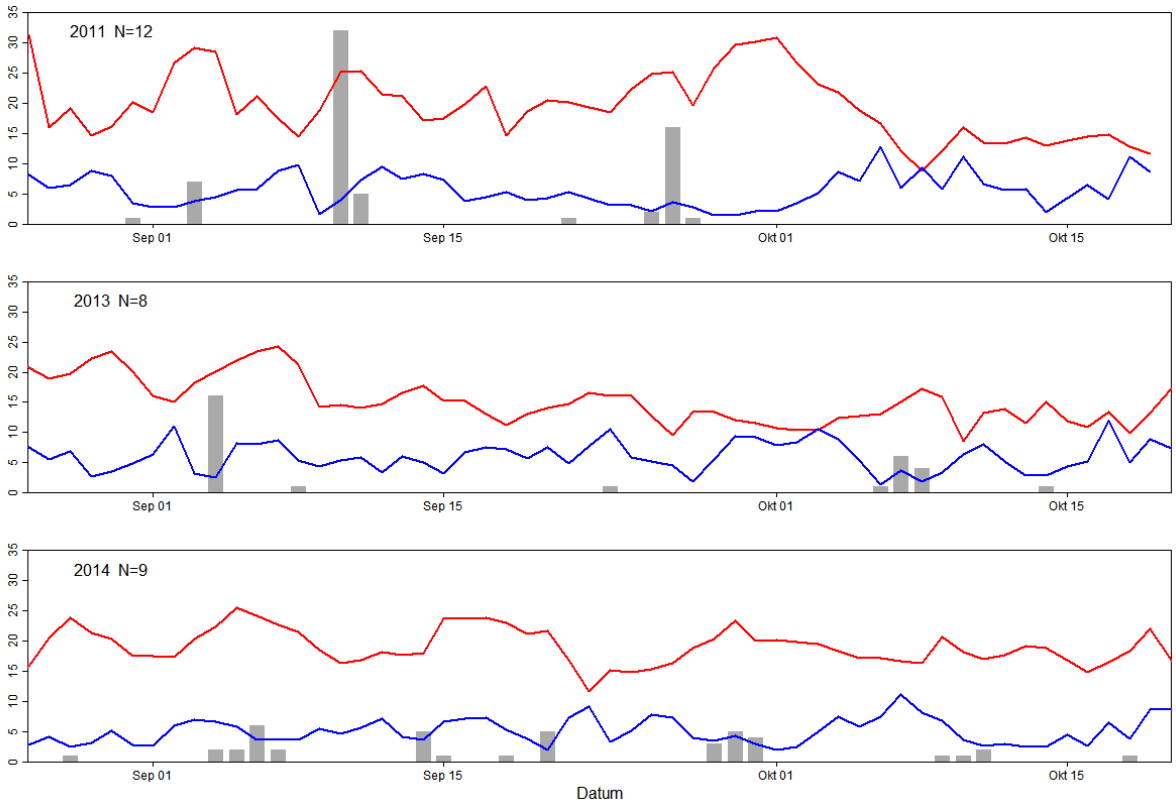


Abb. 36: Anzahl von 10-min-Intervallen mit Aktivität von Nyctaloiden drei Stunden vor Sonnenuntergang für den Zeitraum 28. August bis 18. Oktober und die Region Osten für die Jahre 2011, 2013 und 2014
In rot ist die mittlere Temperatur und in blau die mittlere Windgeschwindigkeit über alle WEA-Jahre mit Aktivität von Nyctaloiden in den drei Stunden vor Sonnenuntergang angegeben.

3.6.1.7. Abhängigkeit der Fledermausaktivität von Temperatur und Wind

Neben der Jahreszeit und der Nachtzeit hat das Wetter einen entscheidenden Einfluss auf die Variabilität der Fledermausaktivität. Im Folgenden wird für die verschiedenen Region und jede Art der Einfluss von Temperatur und Windgeschwindigkeit auf die Aktivität der verschiedenen Arten/Artgruppen grafisch dargestellt (Abb. 37 bis Abb. 44).

Die Verteilung der Temperaturbedingungen an den WEA in Gondelhöhe war vergleichsweise ähnlich, sie lag im Osten und Süden leicht höher (ca. 14 °C) als im Norden und Westen (ca. 12 °C), jedoch unterschieden sich die Erfassungszeiträume zwischen den Regionen auch. Die WEA im Osten wurde vergleichsweise häufig während des Sommer beprobt, im Westen stärker über das ganze Jahr verteilt (Abb. 19). Auch die Windgeschwindigkeiten unterschieden sich vergleichsweise wenig. Bis auf den Osten, bei dem ein größerer Anteil bei niedrigen Windgeschwindigkeiten lag, entsprach die Verteilung einer Normalverteilung mit einem Maximum bei 5-6 m/s.

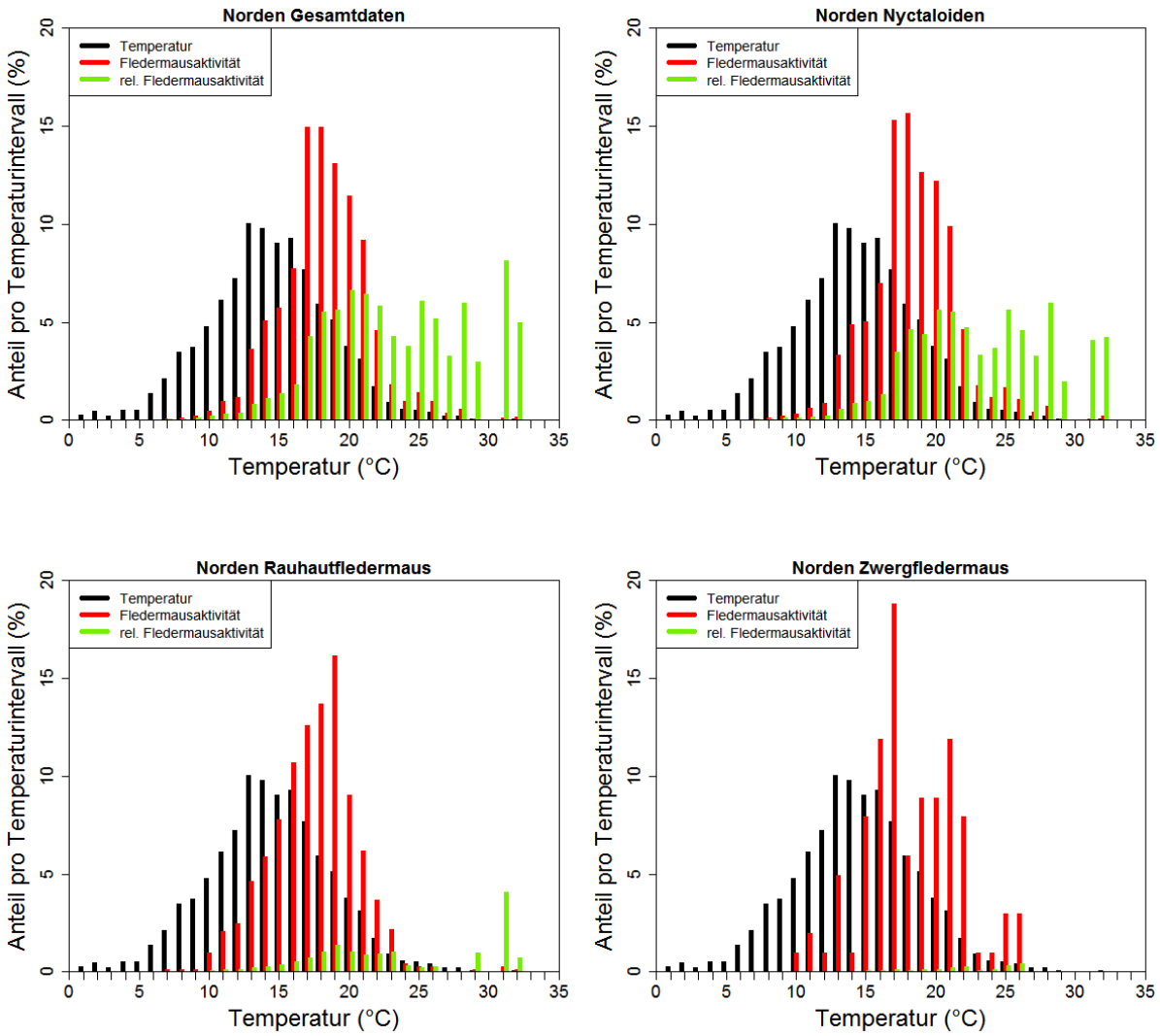


Abb. 37: Verteilung der Fledermausaktivität über die Temperatur für die Region Norden
Dargestellt sind die Temperaturbedingungen während der Nacht und bei aufnahmebereitem Detektor (schwarz), die Fledermausaktivität (rot) und der relative Anteil an 10-min-Intervallen mit Aktivität pro Temperaturintervall (grün) für die Gesamtdaten und nach Arten und Artgruppen getrennt.

Fledermausaktivität wurde in allen Regionen oberhalb der am häufigsten vorherrschenden Bedingungen verzeichnet. Erste einzelne Fledermauskontakte wurden ab 5 °C aufgezeichnet. Die Unterschiede zwischen den verschiedenen Arten fallen trotz der unterschiedlichen jahreszeitlichen Verteilung der Aktivität vergleichsweise klein aus. Auffällig ist die tiefere Temperaturverteilung bei der Rauhautfledermaus, die in allen Regionen ca. 1-2 °C unter der Verteilung der gesamten Fledermausaktivität lag. Die relative Fledermausaktivität (in Grün dargestellt) gibt wieder, in wie vielen 10-min-Intervallen pro Temperaturintervall Fledermausaktivität verzeichnet wurde. Diese Betrachtung ist wichtig, da sie das Auftreten von Fledermausaktivität zu einer bestimmten Temperatur in ein Verhältnis zur Häufigkeit dieser Temperaturbedingungen setzt. Die absolute Verteilung der Fledermausaktivität könnte den Eindruck vermitteln, dass Fledermäuse bevorzugt bei Bedingungen um ca. 17 °C in Gondelhöhe aktiv sind. Die relative Fledermausaktivität zeigt jedoch, dass bei jeder Temperatur oberhalb von ca. 17 °C mit hoher Fledermausaktivität gerechnet werden muss und die Aktivität nicht etwa oberhalb von 17 °C wieder abnimmt.

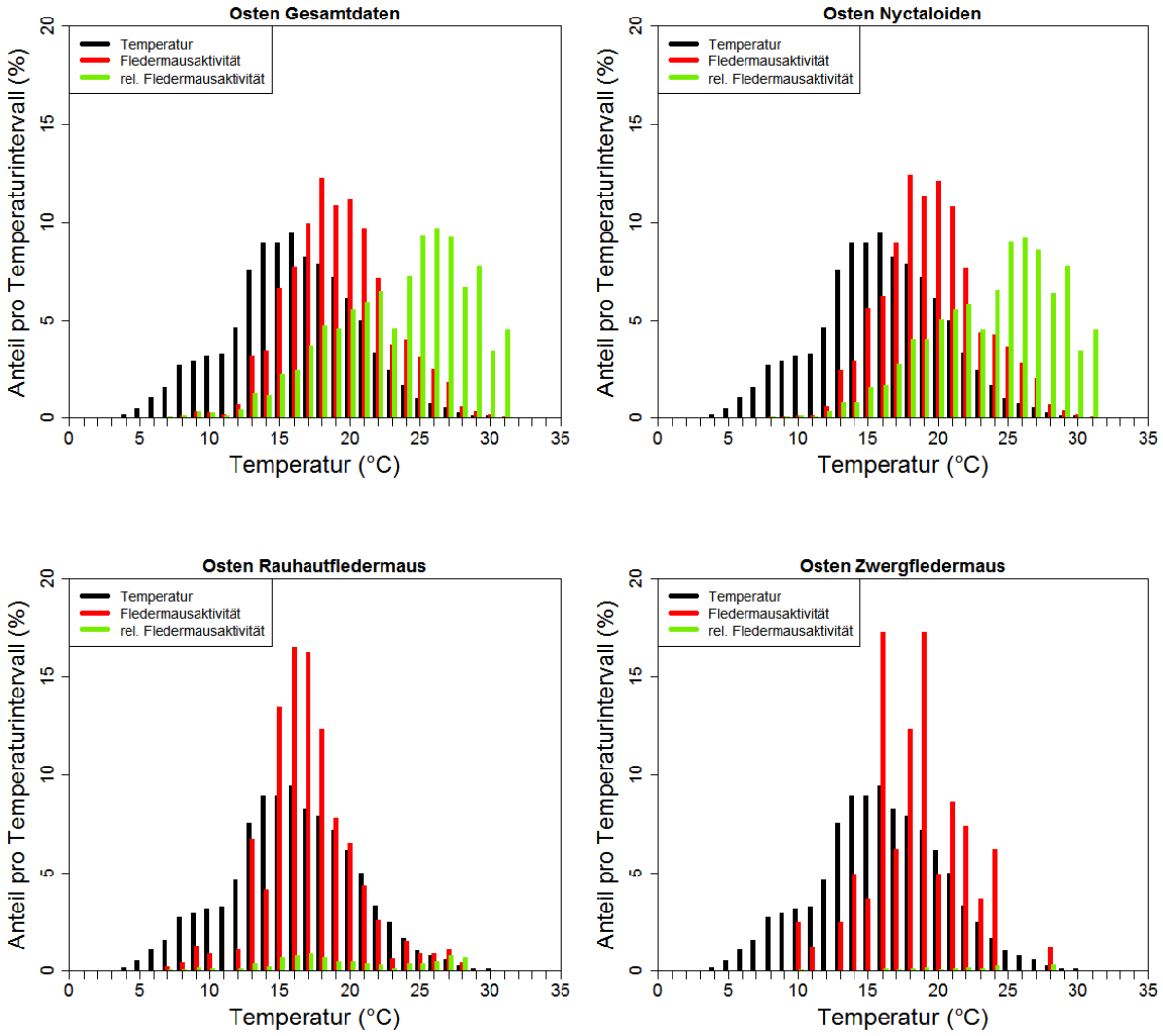


Abb. 38: Verteilung der Fledermausaktivität über die Temperatur für die Region Osten
Dargestellt sind die Temperaturbedingungen während der Nacht und bei aufnahmebereitem Detektor (schwarz), die Fledermausaktivität (rot) und der relative Anteil an 10-min-Intervallen mit Aktivität pro Temperaturintervall (grün) für die Gesamtdaten und nach Arten und Artgruppen getrennt.

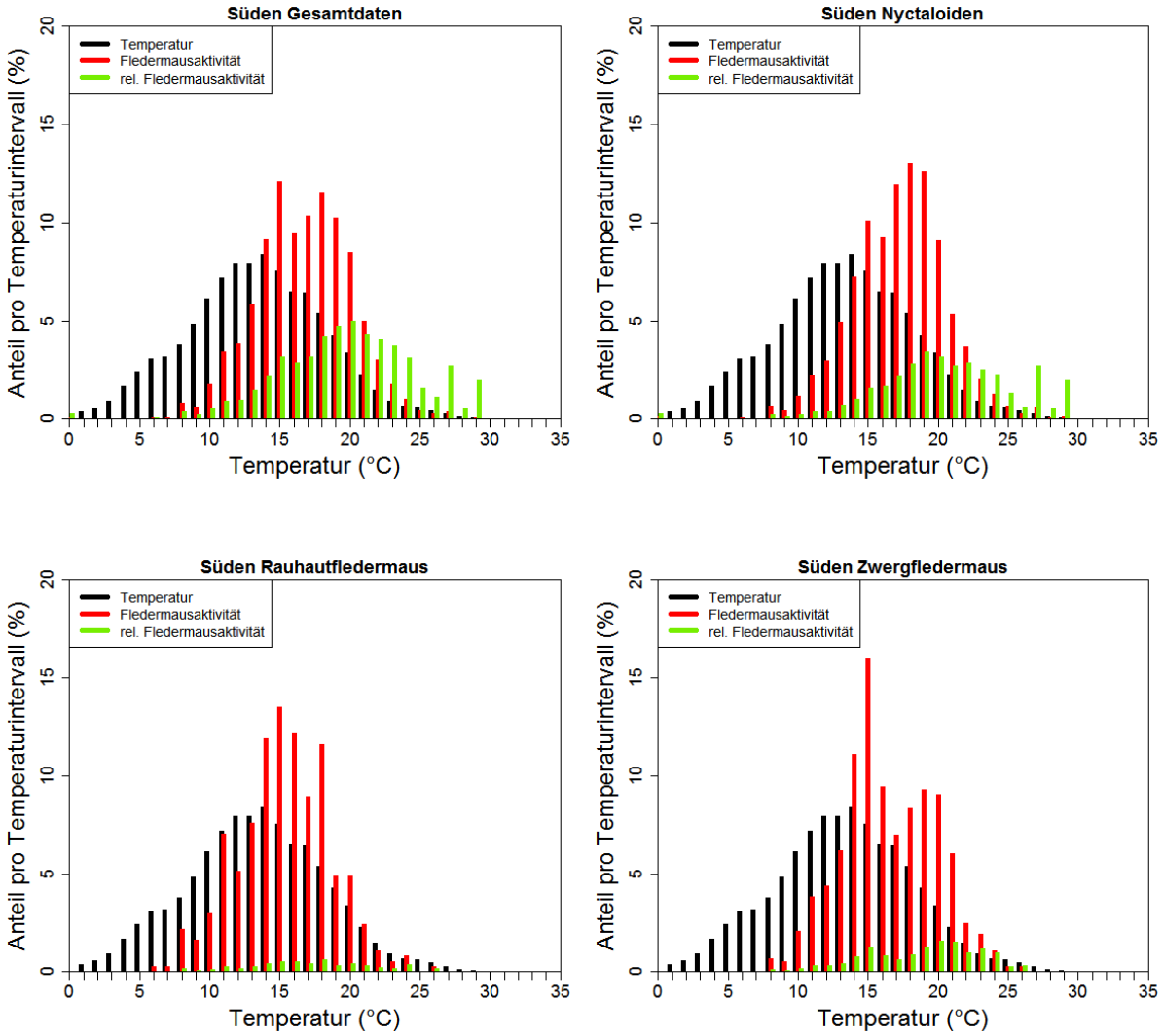


Abb. 39: Verteilung der Fledermausaktivität über die Temperatur für die Region Süden
Dargestellt sind die Temperaturbedingungen während der Nacht und bei aufnahmebereitem Detektor (schwarz), die Fledermausaktivität (rot) und der relative Anteil an 10-min-Intervallen mit Aktivität pro Temperaturintervall (grün) für die Gesamtdaten und nach Arten und Artgruppen getrennt.

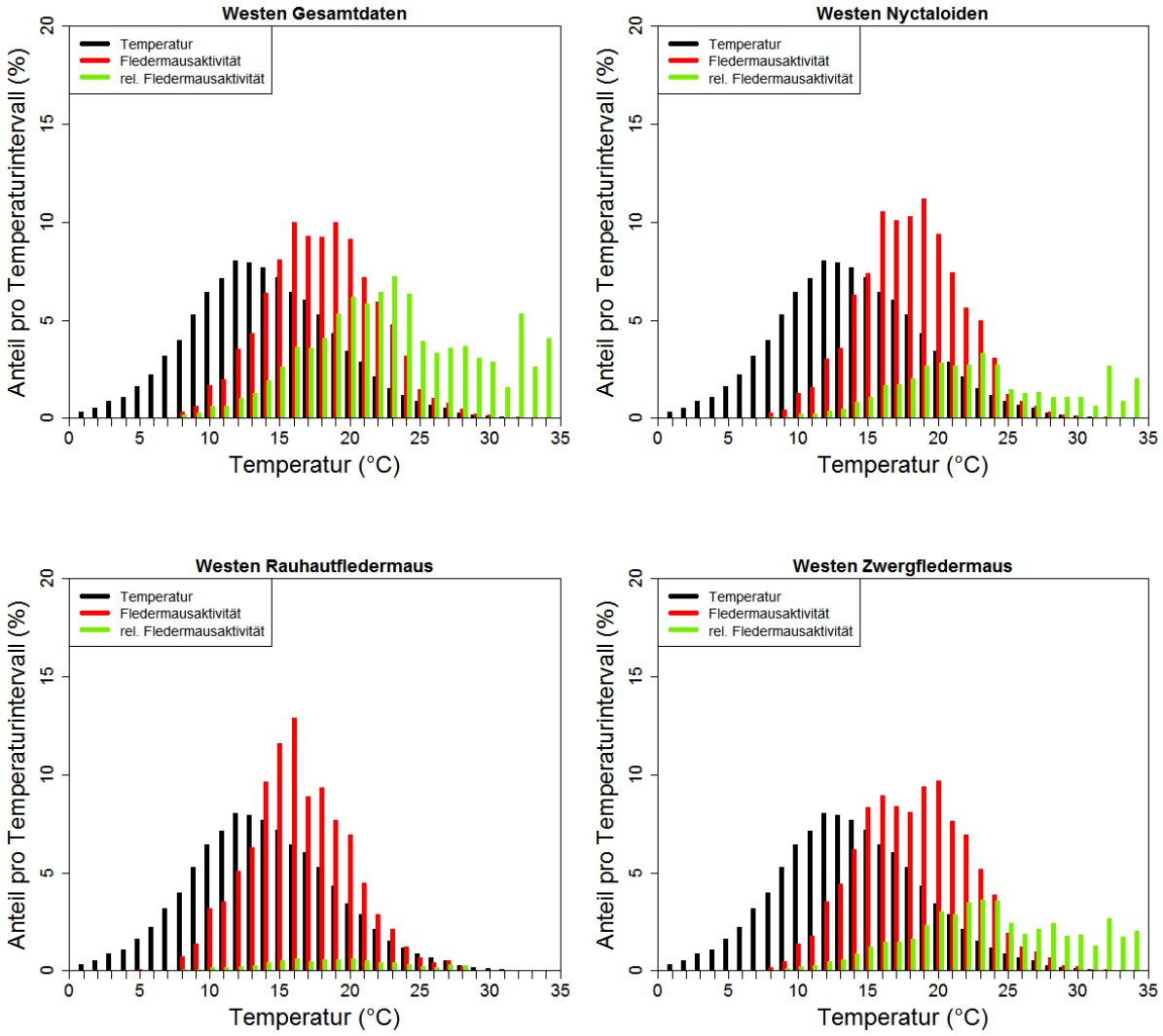


Abb. 40: Verteilung der Fledermausaktivität über die Temperatur für die Region Westen
Dargestellt sind die Temperaturbedingungen während der Nacht und bei aufnahmebereitem Detektor (schwarz), die Fledermausaktivität (rot) und der relative Anteil an 10-min-Intervallen mit Aktivität pro Temperaturintervall (grün) für die Gesamtdaten und nach Arten und Artgruppen getrennt.

Die Windverteilung der gesamten Fledermausaktivität zeigte für alle Regionen eine sehr deutliche Präferenz der Fledermäuse für niedrige Windgeschwindigkeiten, wobei die Verteilung der Fledermausaktivität im Norden leicht über der in den anderen Regionen lag (Abb. 41 bis Abb. 44, oben links). Während die gemessenen Windbedingungen im Mittel bei 5-6 m/s lagen, wurden die meisten Fledermauskontakte bei einer Windgeschwindigkeit von 3-4 m/s aufgenommen. Betrachtet man dazu die relative Fledermausaktivität (in Grün dargestellt), zeigte sich, dass die 10-min-Intervalle mit niedriger Windgeschwindigkeit häufiger Fledermauskontakte verzeichneten als 10-min-Intervalle mit höherer Windgeschwindigkeit. Dieser Zusammenhang ist für den Gesamtdatensatz nahezu linear.

Die Unterschiede zwischen Arten/Artgruppen fielen für die Windgeschwindigkeit geringer aus als für die Temperatur (Abb. 41 bis Abb. 44). Nyctaloiden und die Rauhautfledermaus zeigten eine nahezu identische Verteilung der Aktivität über die Windgeschwindigkeit, jedoch war die der Rauhautfledermaus leicht zu höheren Windgeschwindigkeiten hin verschoben. Die Zwergfledermaus zeigte eine besonders ausgeprägte Präferenz für niedrige Windgeschwindigkeiten, insbe-

sondere bei höheren Windgeschwindigkeiten nahm die Aktivität deutlich ab. Wie bei der Temperatur ergaben sich aufgrund der Windgeschwindigkeit Unterschiede in der Aktivität bei unterschiedlichen Arten/Artgruppen, die auf Unterschiede im Wetter zur Zeit des häufigsten Auftretens einer Art/Artgruppe zurückzuführen sind.

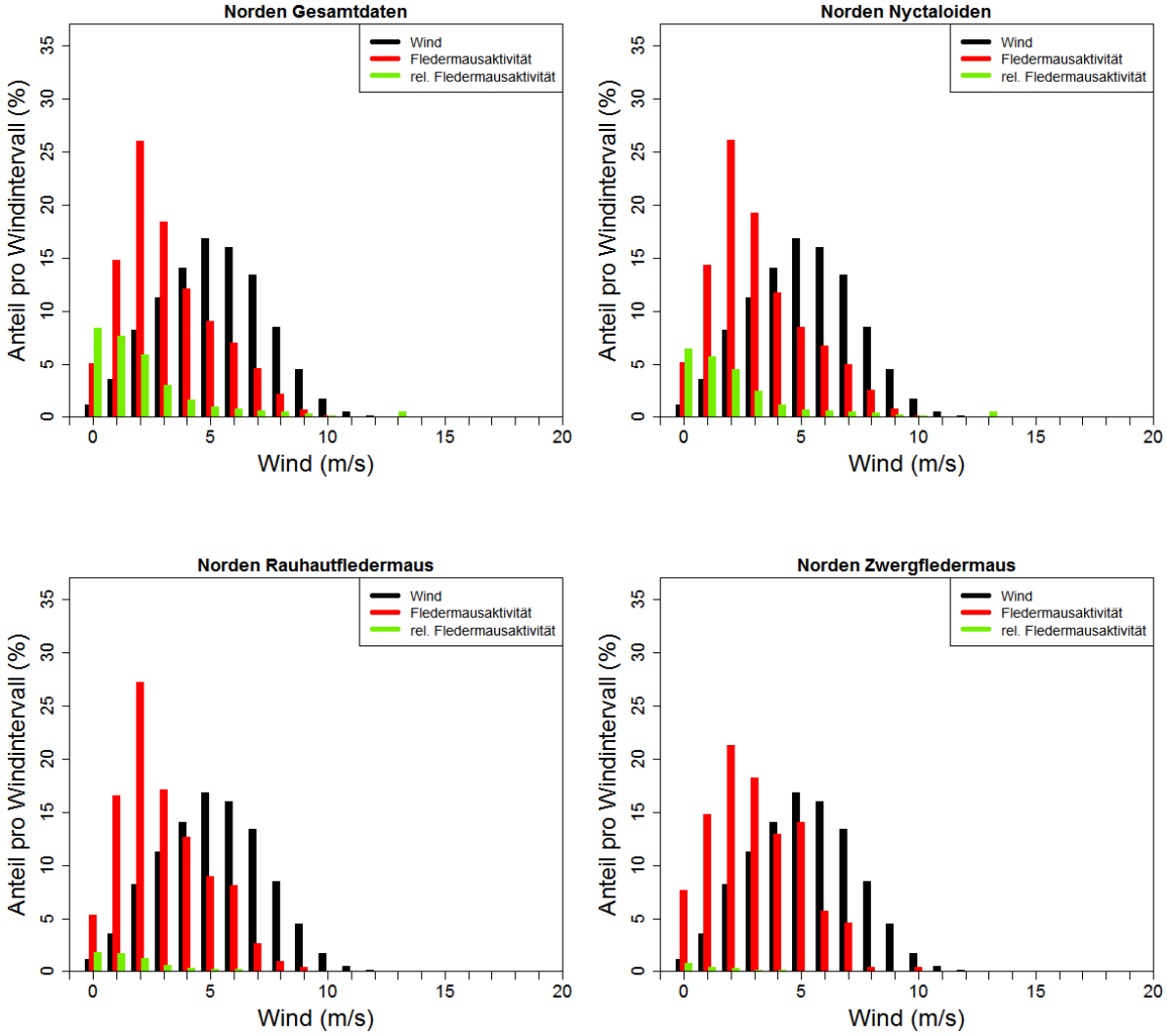


Abb. 41: Verteilung der Fledermausaktivität über die Windgeschwindigkeit für die Region Norden
Dargestellt sind die Windbedingungen während der Nacht und bei aufnahmebereitem Detektor (schwarz), die Fledermausaktivität (rot) und der relative Anteil an 10-min-Intervallen mit Aktivität pro Windintervall (grün) für die Gesamtdaten und nach Arten und Artgruppen getrennt.

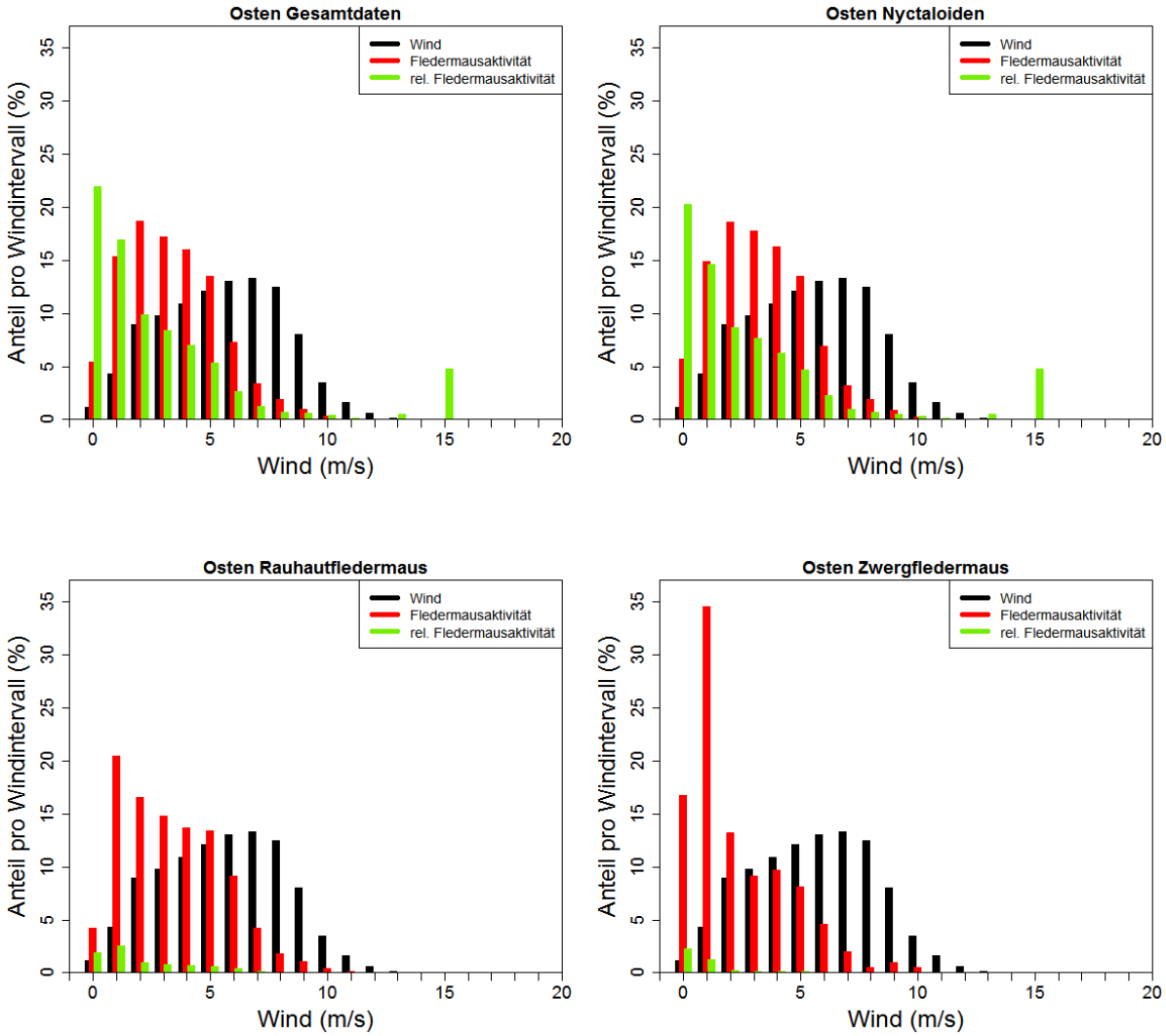


Abb. 42: Verteilung der Fledermausaktivität über die Windgeschwindigkeit für die Region Osten
Dargestellt sind die Windbedingungen während der Nacht und bei aufnahmebereitem Detektor (schwarz), die Fledermausaktivität (rot) und der relative Anteil an 10-min-Intervallen mit Aktivität pro Windintervall (grün) für die Gesamtdaten und nach Arten und Artgruppen getrennt.

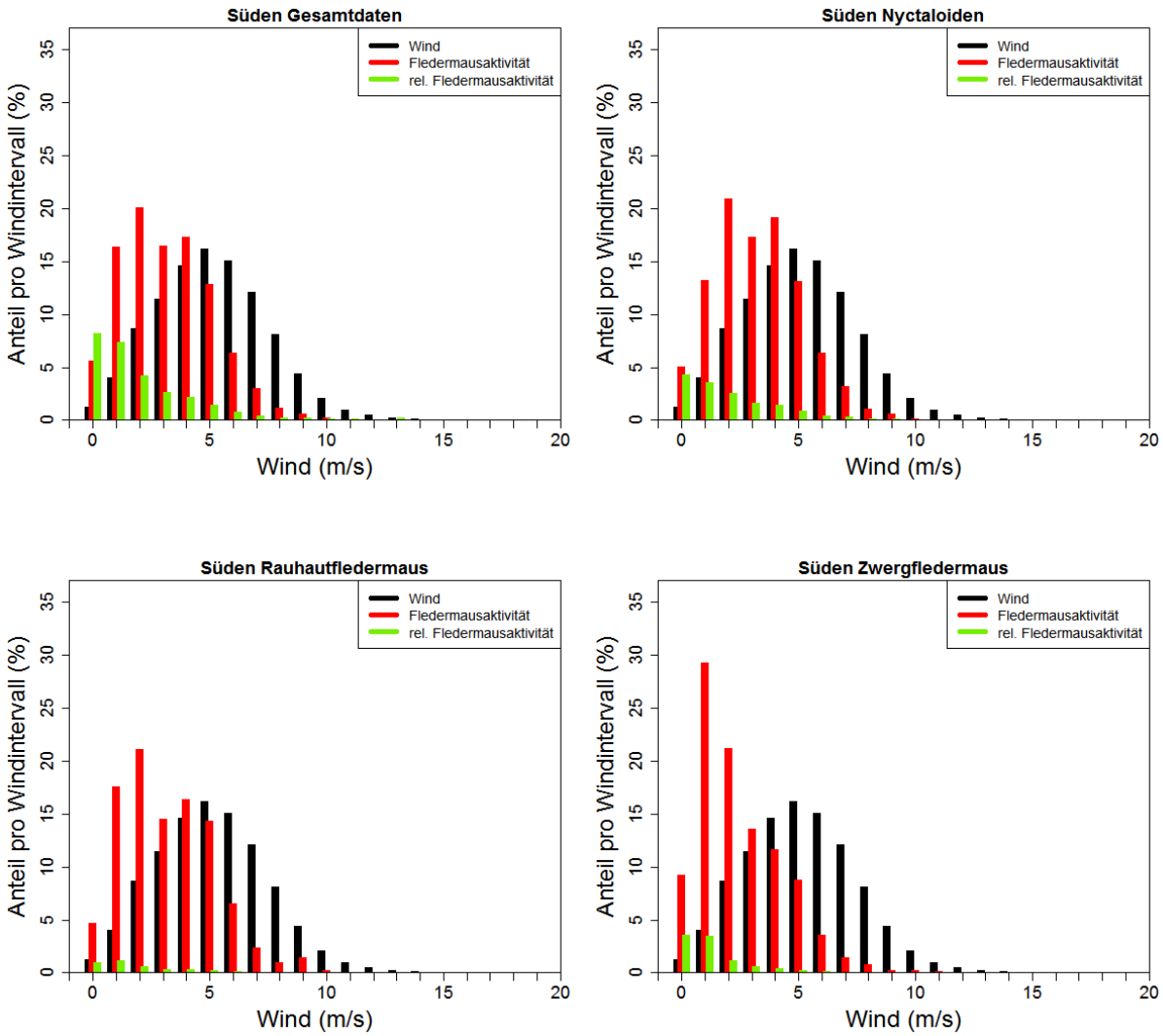


Abb. 43: Verteilung der Fledermausaktivität über die Windgeschwindigkeit für die Region Süden
Dargestellt sind die Windbedingungen während der Nacht und bei aufnahmebereitem Detektor (schwarz), die Fledermausaktivität (rot) und der relative Anteil an 10-min-Intervallen mit Aktivität pro Windintervall (grün) für die Gesamtdaten und nach Arten und Artgruppen getrennt.

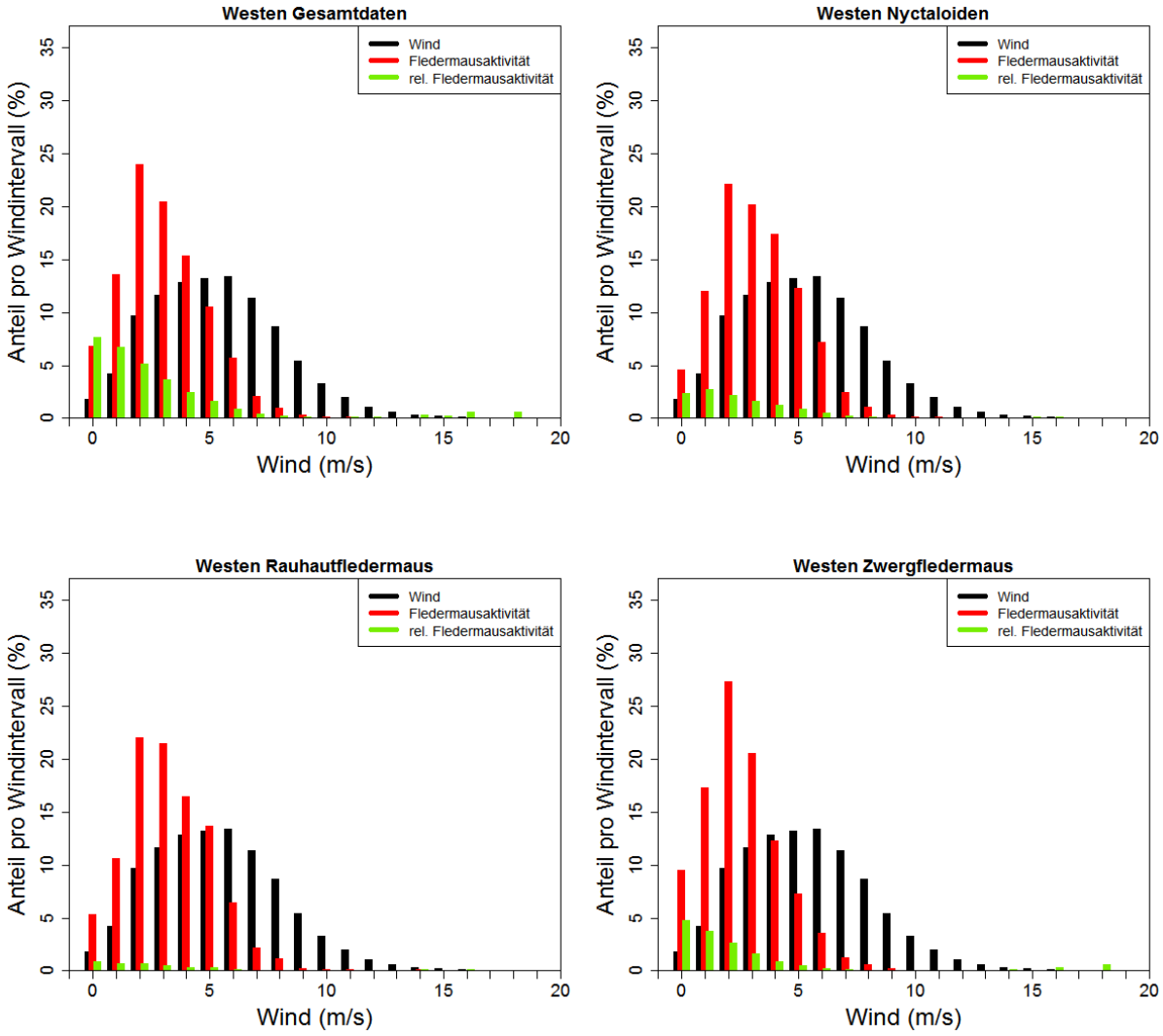


Abb. 44: Verteilung der Fledermausaktivität über die Windgeschwindigkeit für die Region Westen
Dargestellt sind die Windbedingungen während der Nacht und bei aufnahmebereitem Detektor (schwarz), die Fledermausaktivität (rot) und der relative Anteil an 10-min-Intervallen mit Aktivität pro Windintervall (grün) für die Gesamtdaten und nach Arten und Artgruppen getrennt.

3.6.1.8. Jahreszeitlicher Einfluss von Temperatur und Windgeschwindigkeit auf die Fledermausaktivität

In Kapitel 3.6.1.7 zeigte sich ein starker Einfluss der meteorologischen Bedingungen in Gondelhöhe auf die Fledermausaktivität in Gondelhöhe in allen Regionen. Hier betrachten wir die meteorologischen Bedingungen bei Aktivität der verschiedenen Arten und Artgruppen über den jahreszeitlichen Verlauf und über alle Regionen. Die Fledermausaktivität lag in allen Monaten über den im Mittel herrschenden Temperaturbedingungen (s. Abb. 45). Dieser Effekt war besonders stark je niedriger die mittleren Temperaturen in einem Monat lagen. Die Fledermäuse waren in Monaten mit durchschnittlich niedrigeren Temperaturen selektiver bei höheren Temperaturen aktiv, wobei auch bei Temperaturen unter 10 °C noch Fledermausaktivität aufgezeichnet wurde. Auch zeigte sich, dass Fledermäuse in den warmen Sommermonaten bei höheren Temperaturen aktiver waren als in den anderen Monaten, wobei die Selektivität für höhere Temperaturen geringer war. Betrachtet man die einzelnen Arten und Artgruppen, so fällt auf, dass Rauhautfledermäuse

in den Monaten Juni bis August bei leicht niedrigeren Temperaturen aktiver war als die Nyctaloiden und Zwergfledermäuse. Dieser Effekt fand sich jedoch nicht in den Monaten September und Oktober, in denen ebenfalls eine vergleichsweise hohe Aktivität von Rauhautfledermäusen gemessen wurde. Regionale Darstellungen finden sich im Anhang.

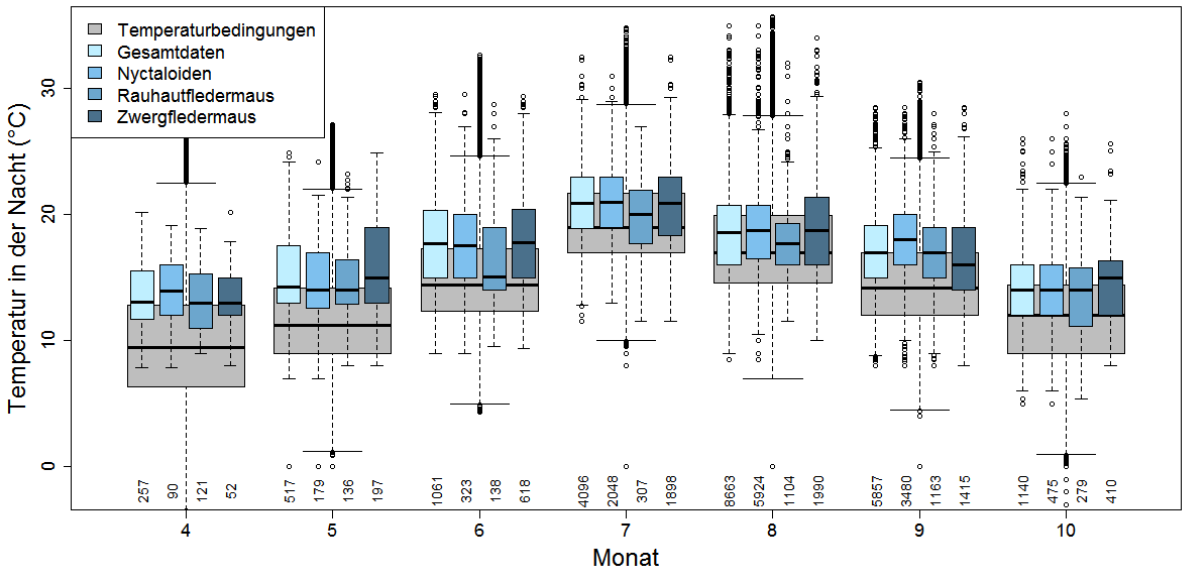


Abb. 45: Jahreszeitliche Übersicht der Temperaturbedingungen über die Monate April bis Oktober während der Nacht und bei aufnahmebereitem Detektor (grau) und der Fledermausaktivität (blau) für die Gesamtaktivität und die verschiedenen Arten und Artgruppen
Die Darstellung wurde auf die relevanten Temperaturbereiche von 0-32 °C beschnitten. Die Anzahl an 10-min-Intervallen mit Aktivität der jeweiligen Art/Artgruppe ist jeweils unterhalb der Boxplots angegeben.

Für die Windgeschwindigkeiten fielen die jahreszeitlichen Unterschiede der Bedingungen wesentlich geringer aus als für die Temperatur, es zeigte sich eine leicht niedrigere mittlere Windgeschwindigkeit in den Monaten Juni bis September gegenüber den anderen Monaten (s. Abb. 46). Die Unterschiede in der Fledermausaktivität fielen über das Jahr insgesamt sehr klein aus. Der Median der Fledermausaktivität für alle Arten und Artgruppen befand sich in allen Monaten zwischen 3-4 m/s und damit deutlich unter den im Mittel herrschenden Windbedingungen von 5-6 m/s. Allerdings ist zu beachten, dass auch bei Windgeschwindigkeiten bis zu 8 m/s noch regelmäßig Fledermausaktivität aufgezeichnet wurde. Zwischen den einzelnen Arten und Artgruppen fanden sich jedoch leichte Unterschiede. So wurden Zwergfledermäuse in allen Monaten bis auf den April bei im Mittel niedrigeren Windgeschwindigkeiten aufgezeichnet als Nyctaloide und Rauhautfledermäuse. Ein konsistenter Unterschied zwischen Nyctaloiden und Rauhautfledermäusen fand sich nicht. Regionale Darstellungen finden sich im Anhang.

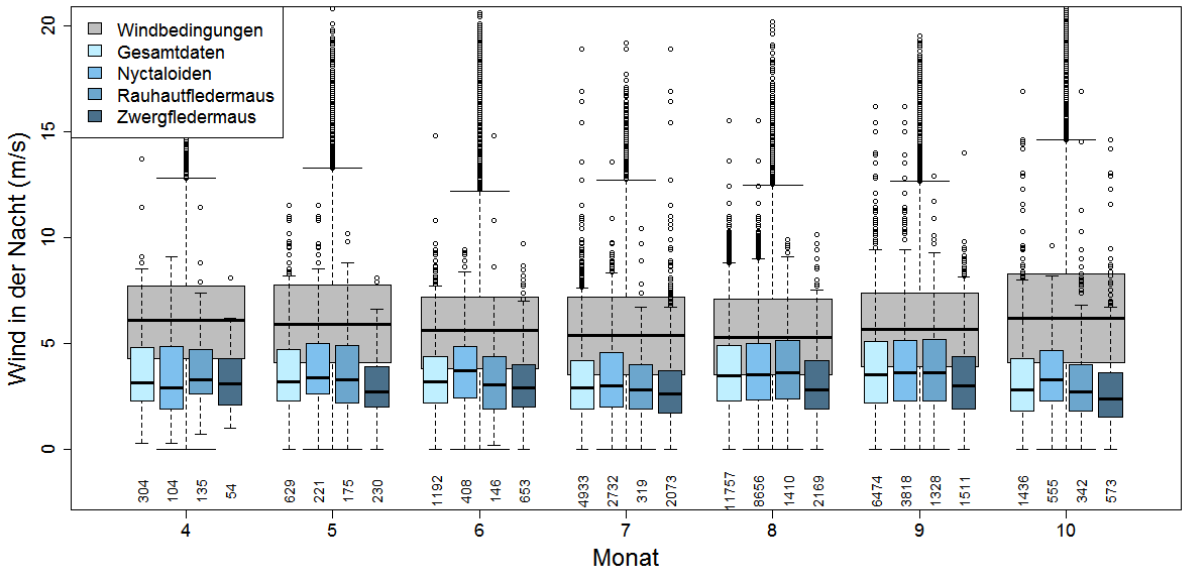


Abb. 46: Jahreszeitliche Übersicht der Windbedingungen über die Monate April bis Oktober während der Nacht und bei aufnahmebereitem Detektor (grau) und der Fledermausaktivität (blau) für die Gesamtaktivität und die verschiedenen Arten und Artgruppen
Die Darstellung wurde auf die relevanten Windgeschwindigkeiten von 0-20 m/s beschnitten. Die Anzahl an 10-min-Intervallen mit Aktivität der jeweiligen Art/Artgruppe ist jeweils unterhalb der Boxplots angegeben.

3.6.2. Vergleich von Voruntersuchungen mit Gondelerfassungen

3.6.2.1. Datengrundlage

Bei Netzfängen wurden in den sieben Windparkprojekten insgesamt 99 Individuen gefangen. 63 der gefangenen Tiere stammten aus der Gattung *Myotis*, wobei es sich bei knapp der Hälfte der Tiere um Große Mausohren (29) handelte. Weitere Arten der Gattung *Myotis* waren Bartfledermaus (7), Brandfledermaus (10), Bechsteinfledermaus (6), Fransenfledermaus (7) und Wasserfledermaus (4). Zwergfledermäuse waren mit 21 Individuen die zweithäufigste Art, die gefangen wurde. Nur vereinzelt wurden Arten gefangen, die als Nyctaloiden zusammengefasst werden (Gattungen *Nyctalus*, *Eptesicus* und *Vespertilio*), dabei handelte es sich jeweils um einen Kleinabendsegler und eine Nordfledermaus. Aus der Gattung *Pipistrellus* wurden neben der Zwergfledermaus zwei Mückenfledermäuse und zwei unbestimmte Tiere (vermutlich entflogen) gefangen. Des Weiteren wurden acht Braune Langohren und eine Mopsfledermaus gefangen.

Zu den Transektbegehungen liegen keine einheitlichen Angaben über die Höhe der Fledermausaktivität vor, sondern nur über die relative Verteilung der Artzusammensetzung. Daher kann hier keine Angabe zur Anzahl der Aufnahmen oder angetroffenen Fledermäuse gemacht werden. Im Folgenden wird daher nur die relative Artzusammensetzung betrachtet.

Aus den Gondelerfassungen gingen 38.240 Aufnahmen in die Auswertung ein, dabei war die durchschnittliche Anzahl an Aufnahmen pro WEA-Jahr war in den verschiedenen Windparks sehr unterschiedlich (Mittelwert: 956 Kontakte, Spannweite: 197-3.068).

3.6.2.2. Artenzusammensetzung der verschiedenen Erfassungsmethoden

Es zeigten sich große Unterschiede in der relativen Artzusammensetzung für die verschiedenen Erfassungsmethoden (Abb. 47). Bei Netzfängen wurden besonders häufig Arten der Gattung Myotis und Plecotus, aber auch Zwergfledermäuse nachgewiesen. Bei Transektbegehungen stellt die Zwergfledermaus den größten Anteil der Nachweise. In Gondelerfassungen werden Zwergfledermäuse ebenfalls am häufigsten nachgewiesen, gefolgt von Nyctaloiden und der Rauhautfledermaus.

Lediglich für Nyctaloiden (bei Netzfängen und Transektbegehungen) sowie für die Plecotus-Gruppe (Transektbegehungen und Gondelerfassungen) sind die Ergebnisse ähnlich. Die relativen Anteile dieser Artengruppen in den entsprechenden Erfassungsmethoden liegen jedoch sehr niedrig. Für alle anderen Taxa und Erfassungsmethoden sind die relativen Häufigkeiten zum Teil stark unterschiedlich.

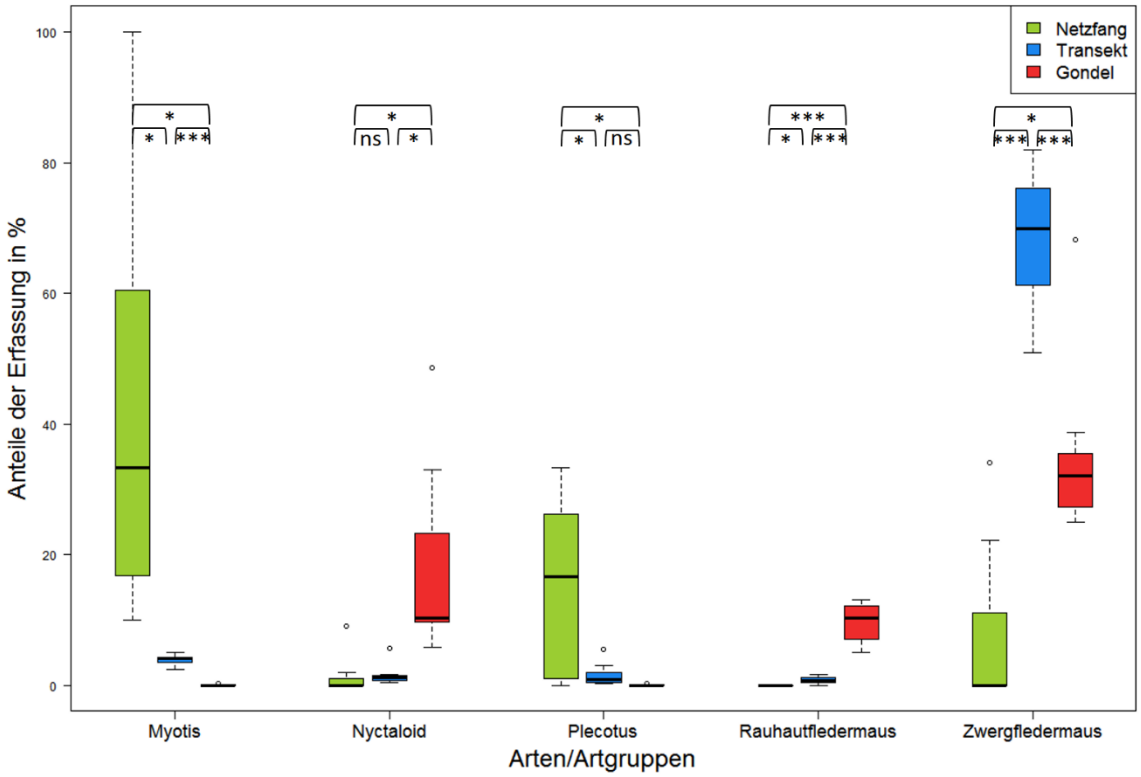


Abb. 47: Boxplot der relativen Anteile der verschiedenen Taxa für verschiedene Erfassungsmethoden in sieben Windparks
Abhängiger t-Test, ns = p > 0,05, * = p < 0,05, ** = p < 0,01, *** = p < 0,001

3.6.3. Erfassungen an Windenergieanlagen in Gondelhöhe und am Turmfuß – ein Fallbeispiel

3.6.3.1. Vergleich der Aktivitätshöhen zwischen Gondelhöhe und Turmfuß

Insgesamt wurden über 564.238 Fledermausaufnahmen am Turmfuß und in Gondelhöhe erfasst. Der größte Teil der Aufnahmen entfiel dabei auf den Turmfuß mit 539.710 Aufnahmen (Abb. 50 und Abb. 51), in Gondelhöhe gelangen insgesamt 24.528 Aufnahmen (Abb. 48 und Abb. 49).

90% der gemessenen Aktivität entfiel auf den Turmfuß (n=28.506), nur 10% auf Gondelhöhe (n=2.694) (Tab. 32). Alle Arten und Artengruppen wurden in Gondelhöhe weniger häufig aufgezeichnet als am Turmfuß. Die relative Artzusammensetzung der Fledermausaktivität unterscheidet sich jedoch stark zwischen Gondelhöhe und Turmfuß. In Gondelhöhe stammen zwei Drittel der 10-min Intervalle mit Aktivität von der Gruppe der Nyctaloiden (35,3 %) und der Zwergfledermaus (33,9 %), gefolgt von unbestimmten Pipistrelloiden (18,8 %). Von der Rauhautfledermaus stammen 11,5 % der 10-min-Intervalle mit Aktivität. Andere Arten und Artengruppen wurden in Gondelhöhe nur sehr vereinzelt nachgewiesen. Am Turmfuß stammt der größte Teil der Aktivität von der Zwergfledermaus (42,5 %), gefolgt von unbestimmten Pipistrelloiden (19,5 %). Nyctaloide machten mit 11,5 % am Turmfuß einen deutlich kleineren Anteil der Aktivität aus als in Gondelhöhe. Die relative Aktivität der Rauhautfledermaus machte am Turmfuß mit 10,1 % nur unwesentlich weniger als in Gondelhöhe aus. Arten der *Myotis*-Gruppe waren mit 14,8 % der Aktivität am Turmfuß deutlich stärker vertreten als in Gondelhöhe, wo lediglich in zwei 10-min-Intervallen (0,1%) Arten der Gattung Myotis erfasst wurden. Gleiches gilt weniger stark ausgeprägt auch für die Arten der *Plecotus*-Gruppe (1,2 %). Mops- und Mückenfledermaus wurden am Boden nur vereinzelt aufgenommen, in Gondelhöhe wurde die Mückenfledermaus nur einmal erfasst, die Mopsfledermaus gar nicht.

Die Verteilung der Aktivität über das Jahr unterschied sich zwischen Erfassungen in Gondelhöhe und am Turmfuß ebenfalls. In Gondelhöhe fand der größte Teil der Fledermausaktivität in den Monaten Juli bis September statt (24,1-29,5 %). In den Monaten Juni und Oktober wurde deutlich weniger Aktivität verzeichnet (7,3 % bzw. 8,4 %). In den Frühjahrsmonaten April und Mai wurde Fledermausaktivität nur im niedrigen einstelligen Bereich verzeichnet. Die Aktivität im November war sehr gering mit insgesamt nur sechs 10-min-Intervallen. Die jährliche Verteilung der Fledermausaktivität am Turmfuß verläuft ähnlich zu der in Gondelhöhe, jedoch ist die Konzentration der Aktivität auf die drei Sommermonate Juli bis September weniger stark ausgeprägt. Insbesondere in den Monaten April bis Juni wurde insgesamt ein Viertel der Aktivität verzeichnet. Im November fällt auf, dass es vergleichsweise viel Aktivität am Turmfuß gab, die absolute Aktivität im November liegt mit 821 10-min-Intervallen über der Aktivität im August in Gondelhöhe.

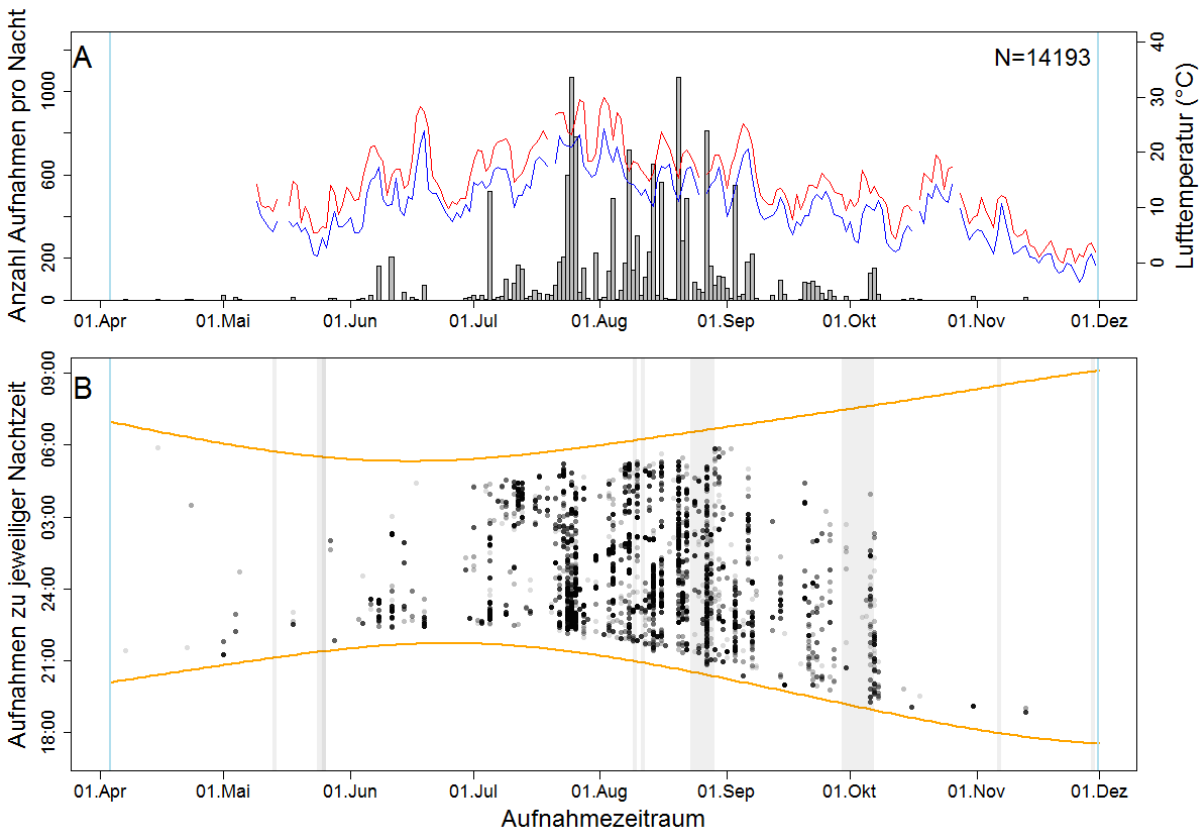


Abb. 48: Übersicht der Gesamtaktivität an vier WEA in Gondelhöhe im Jahr 2013
In A ist die Anzahl der Raufaufnahmen pro Nacht über den gesamten Erfassungszeitraum aufgetragen (graue Balken). Zusätzlich ist die Lufttemperatur in rot und blau als Maximal- und Minimaltemperatur in Gondelhöhe der jeweiligen Nacht zwischen Sonnenunter- und Sonnenaufgang aufgetragen. In B ist die nachtzeitliche Aktivität über den Erfassungszeitraum aufgetragen, die orangefarbenen Linien zeigen die Sonnenaufgangs- und Sonnenuntergangszeiten. Beginn und Ende des Erfassungszeitraums sind jeweils durch blaue Linien gekennzeichnet. Ausfälle sind grau-transparent hinterlegt und geben an, dass mindestens ein Detektor nicht funktioniert hat.

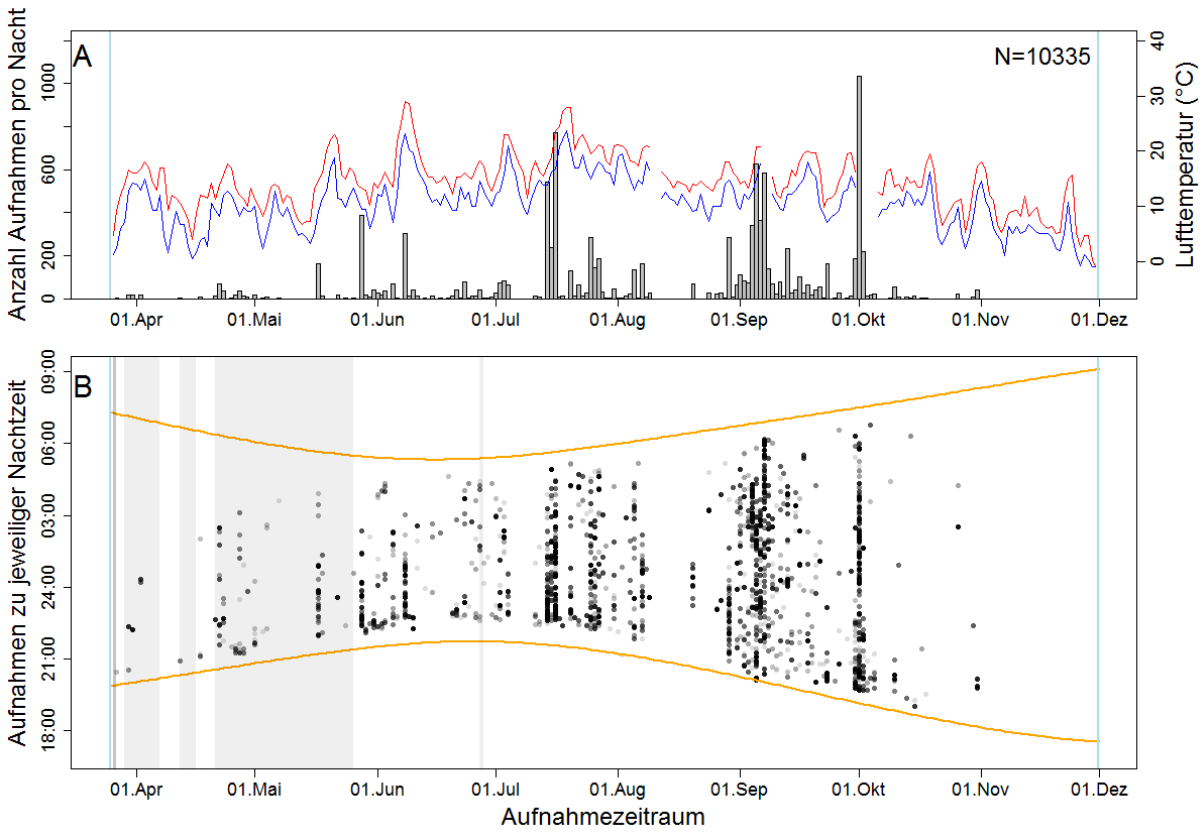


Abb. 49: Übersicht der Gesamtaktivität an vier WEA in Gondelhöhe im Jahr 2014

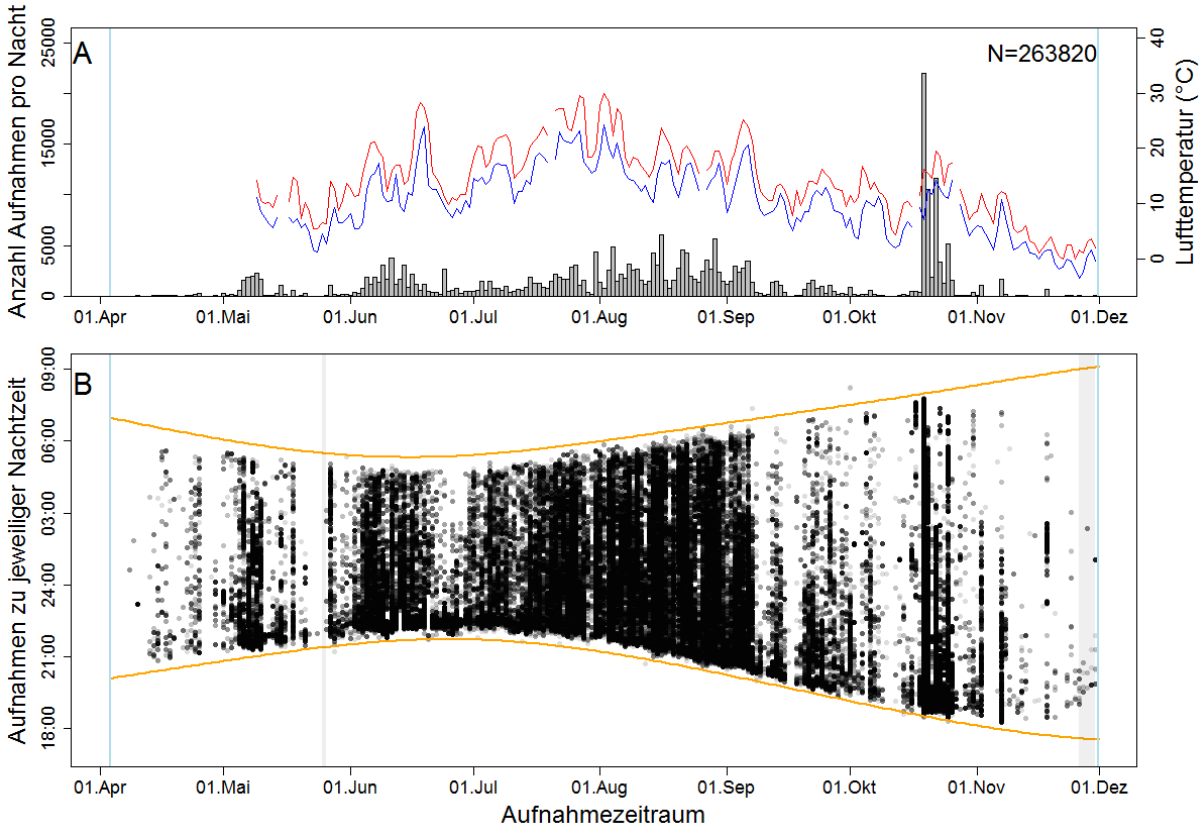


Abb. 50: Übersicht der Gesamtaktivität an vier WEA am Turmfuß im Jahr 2013

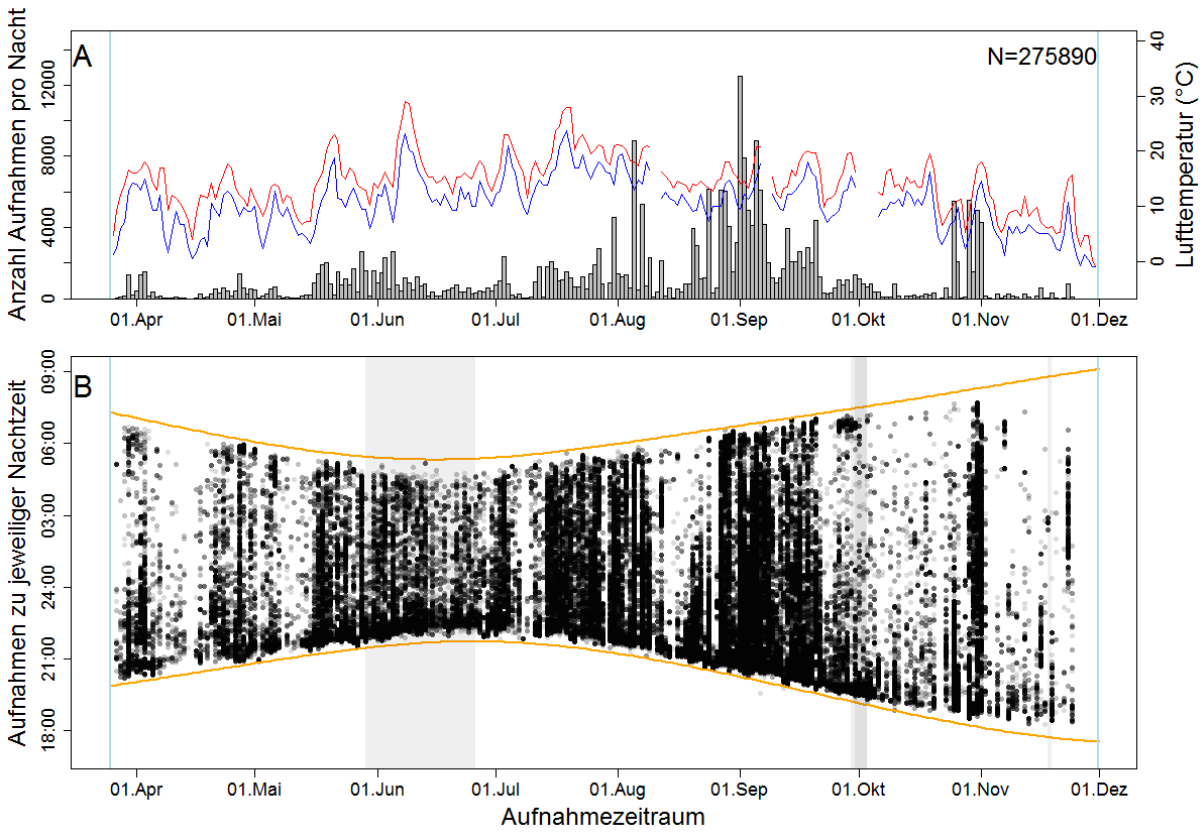


Abb. 51: Übersicht der Gesamtaktivität an vier WEA am Turmfuß im Jahr 2014

Tab. 32: Übersicht der 10-min-Intervalle mit Aktivität für jede Art und jeden Monat, zusammengefasst für beide Jahre für Erfassungen in Gondelhöhe und am Turmfuß

A Gondel	April	Mai	Juni	Juli	August	September	Oktober	November	Gesamt	Prozent
Aufnahmenächte	208	223	239	248	248	240	248	240		
Mopsfledermaus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0 %
Myotis-Gruppe	0	0	0	1	1	0	0	0	2	0,1 %
Nyctaloid	12	13	51	211	378	229	58	0	952	35,3 %
Rauhautfledermaus	11	16	30	78	71	81	24	0	311	11,5 %
Zwergfledermaus	19	38	76	262	196	219	100	3	913	33,9 %
Mückenfledermaus	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0,0 %
Pipistrelloid	1	11	41	146	147	114	44	3	507	18,8 %
Plecotus-Gruppe	0	0	0	0	2	6	0	0	8	0,3 %
Gesamt	43	78	198	698	795	650	226	6	2.694	
	1,6 %	2,9 %	7,3 %	25,9 %	29,5 %	24,1 %	8,4 %	0,2 %		

B Turmfuß	April	Mai	Juni	Juli	August	September	Oktober	November	Gesamt	Prozent
Aufnahmenächte	228	245	215	248	248	237	244	239		
Mopsfledermaus	0	0	0	0	1	0	5	0	6	0,0 %
Myotis-Gruppe	152	342	593	1.020	1.017	689	332	81	4.226	14,8 %
Nyctaloid	100	158	285	618	1.054	692	334	25	3.266	11,5 %
Rauhautfledermaus	101	306	663	598	469	530	186	36	2.889	10,1 %
Zwergfledermaus	763	1.221	1.639	2.134	2.408	2.171	1.246	547	12.129	42,5 %
Mückenfledermaus	2	4	10	4	35	17	4	0	76	0,3 %
Pipistrelloid	48	382	808	1.105	1.485	1.006	596	131	5.561	19,5 %
Plecotus-Gruppe	16	57	25	49	116	67	22	1	353	1,2 %
Gesamt	1.182	2.470	4.023	5.528	6.585	5.172	2.725	821	28.506	
	4,1 %	8,7 %	14,1 %	19,4 %	23,1 %	18,1 %	9,6 %	2,9 %		

3.6.3.2. Abhängigkeit der Fledermausaktivität von meteorologischen Bedingungen

In den Detaildarstellungen wurde schon erkenntlich, dass die Fledermausaktivität über die Nacht und das Jahr nicht zufällig verteilt ist, sondern sich die Aktivität zwischen Nächten und auch im Verlauf der Nächte deutlich unterschied (Abb. 48 bis Abb. 51). Die Abhängigkeit von der Temperatur ist in allen Jahren und für die Aktivität in Gondelhöhe und am Turmfuß erkennbar. Im Folgenden wird die Abhängigkeit der Fledermausaktivität von der Temperatur und Windgeschwindigkeit im Detail betrachtet, wobei zu beachten ist, dass die Temperatur- und Windgeschwindigkeitswerte in Gondelhöhe gemessen wurden.

Die Verteilung der Fledermausaktivität bei verschiedenen Temperaturen in Gondelhöhe während der Nacht in den Monaten April bis November, und auch nur in Zeiten, in denen die Detektoren aufnahmebereit waren (keine Ausfälle) zeigte eine starke Abhängigkeit von der Temperatur (Abb. 52 und Abb. 53). Es fällt auf, dass die häufigsten Temperaturbedingungen zwischen 9-15 °C liegen, Temperaturen zwischen 0 und 9 °C kommen ebenfalls häufig vor, während Temperaturen über 15 °C schnell an Häufigkeit abnehmen. In Gondelhöhe findet die Fledermausaktivität bevorzugt bei höheren Temperaturen statt. Fledermausaktivität fand fast ausschließlich bei Temperaturen über 10 °C statt und erreicht ihr Maximum bei 16 °C, wobei auch bei höheren Temperaturen noch vergleichsweise hohe Fledermausaktivität gemessen wurde. Die Abhängigkeit der Temperatur unterscheidet sich zwischen den verschiedenen Arten nur wenig. Interessant ist die Betrachtung der relativen Fledermausaktivität (grün dargestellt), welche sich aus der Anzahl an 10-min-Intervallen mit Fledermausaktivität geteilt durch die Gesamtzahl an 10-min-Intervallen mit einer bestimmten Temperatur darstellt. Hier zeigt sich, dass die Fledermausaktivität mit steigenden Temperaturen nicht wieder abnimmt, sondern relativ zur Häufigkeit der Temperaturbedingungen weiter ansteigt.

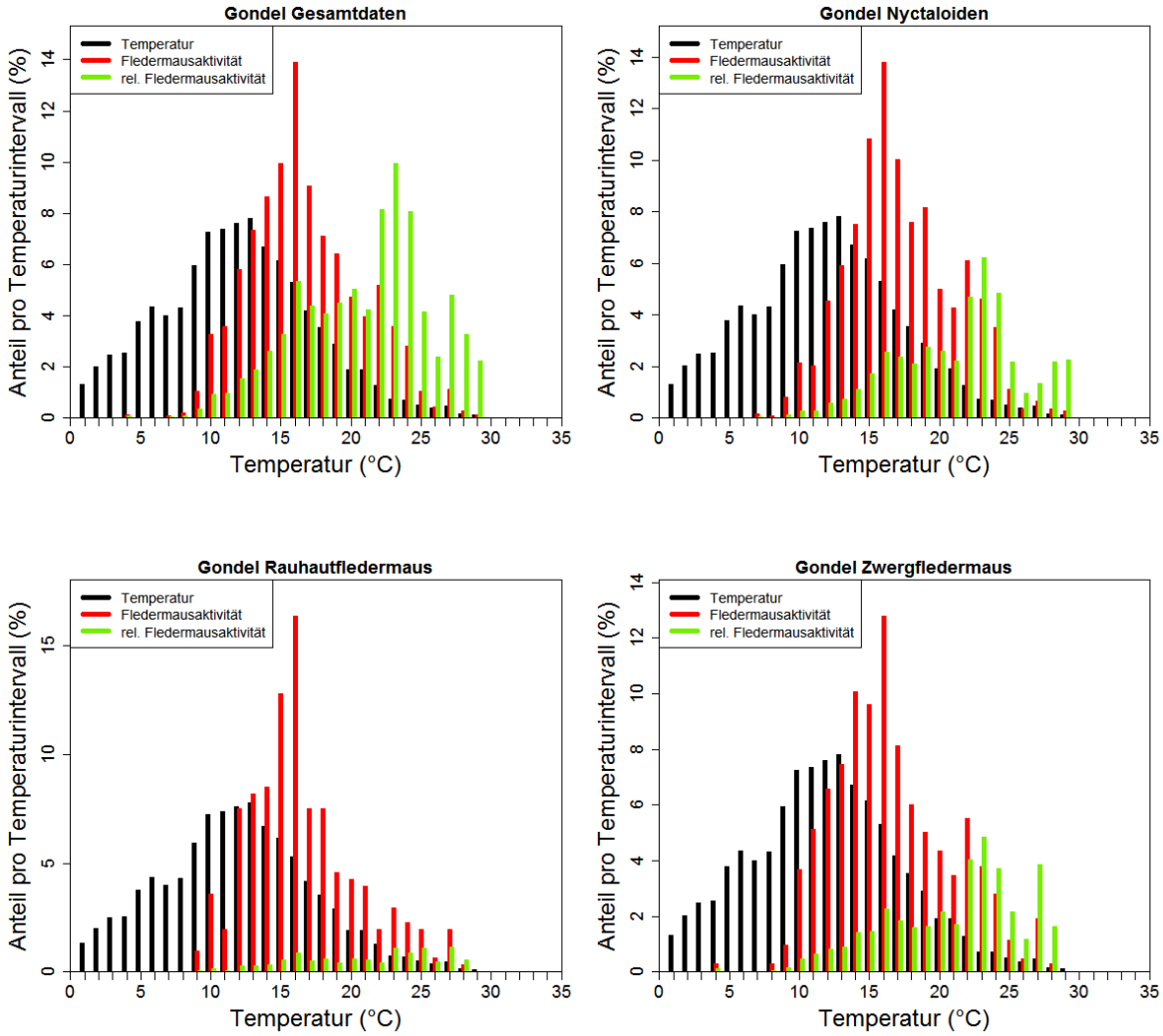


Abb. 52: Verteilung der Fledermausaktivität über die Temperatur in Gondelhöhe
Dargestellt sind die Temperaturbedingungen während der Nacht und bei aufnahmebereitem Detektor (schwarz), die Fledermausaktivität (rot) und der relative Anteil an 10-min-Intervallen mit Aktivität pro Temperaturintervall (grün) für die Gesamtdaten und nach Arten und Artgruppen getrennt.

Die Verteilung der Fledermausaktivität am Turmfuß über die Temperatur unterscheidet sich nicht grundlegend von der in Gondelhöhe (Abb. 53). Die Fledermausaktivität ist ein wenig breiter über die Temperatur verteilt als in Gondelhöhe, wobei das Maximum bei ca. 15 °C liegt. Im Gegensatz zur Fledermausaktivität in Gondelhöhe findet sich jedoch auch bei niedrigeren Temperaturen unter 10 °C noch vergleichsweise viel Aktivität. Durch die insgesamt höhere Aktivität am Turmfuß fällt die relative Fledermausaktivität deutlich höher aus als in Gondelhöhe. Speziell für die Zwergfledermaus gut sichtbar ist, dass die Wahrscheinlichkeit von Aktivität bis 19 °C ansteigt und dann auf hohem Niveau verbleibt (in jedem zweiten 10-min-Intervall wurden von da an Zwergfledermäuse aufgezeichnet).

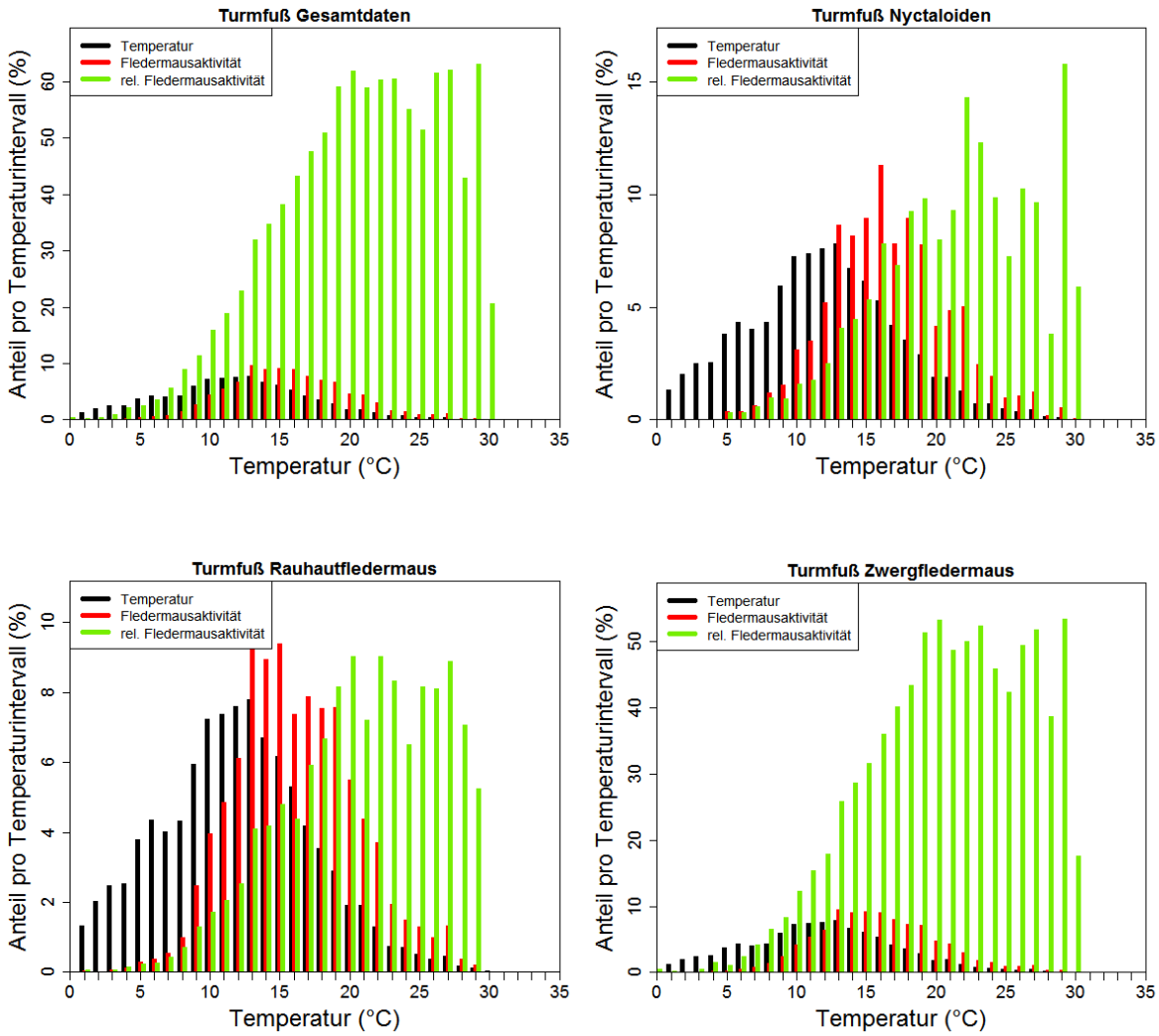


Abb. 53: Verteilung der Fledermausaktivität über die Temperatur am Turmfuß
Dargestellt sind die Temperaturbedingungen während der Nacht und bei aufnahmebereitem Detektor (schwarz), die Fledermausaktivität (rot) und der relative Anteil an 10-min-Intervallen mit Aktivität pro Temperaturintervall (grün) für die Gesamtdaten und nach Arten und Artgruppen getrennt.

Die Verteilung der Fledermausaktivität in Gondelhöhe und am Turmfuß unterscheidet sich, im Gegensatz zur Temperatur, in Bezug auf die Windgeschwindigkeit deutlich (Abb. 54 und Abb. 55). Die häufigsten Windbedingungen liegen bei 6 m/s, wobei sich die Verteilung einer Normalverteilung angleicht. In Gondelhöhe liegt die maximale Fledermausaktivität zwischen 4 m/s und 6 m/s und nimmt über 6 m/s rasch ab. Zwischen den Arten zeigt sich, dass Nyctaloide und die Rauhautfledermaus bei höheren Windgeschwindigkeiten aufgezeichnet werden als Zwergfledermäuse (Abb. 54).

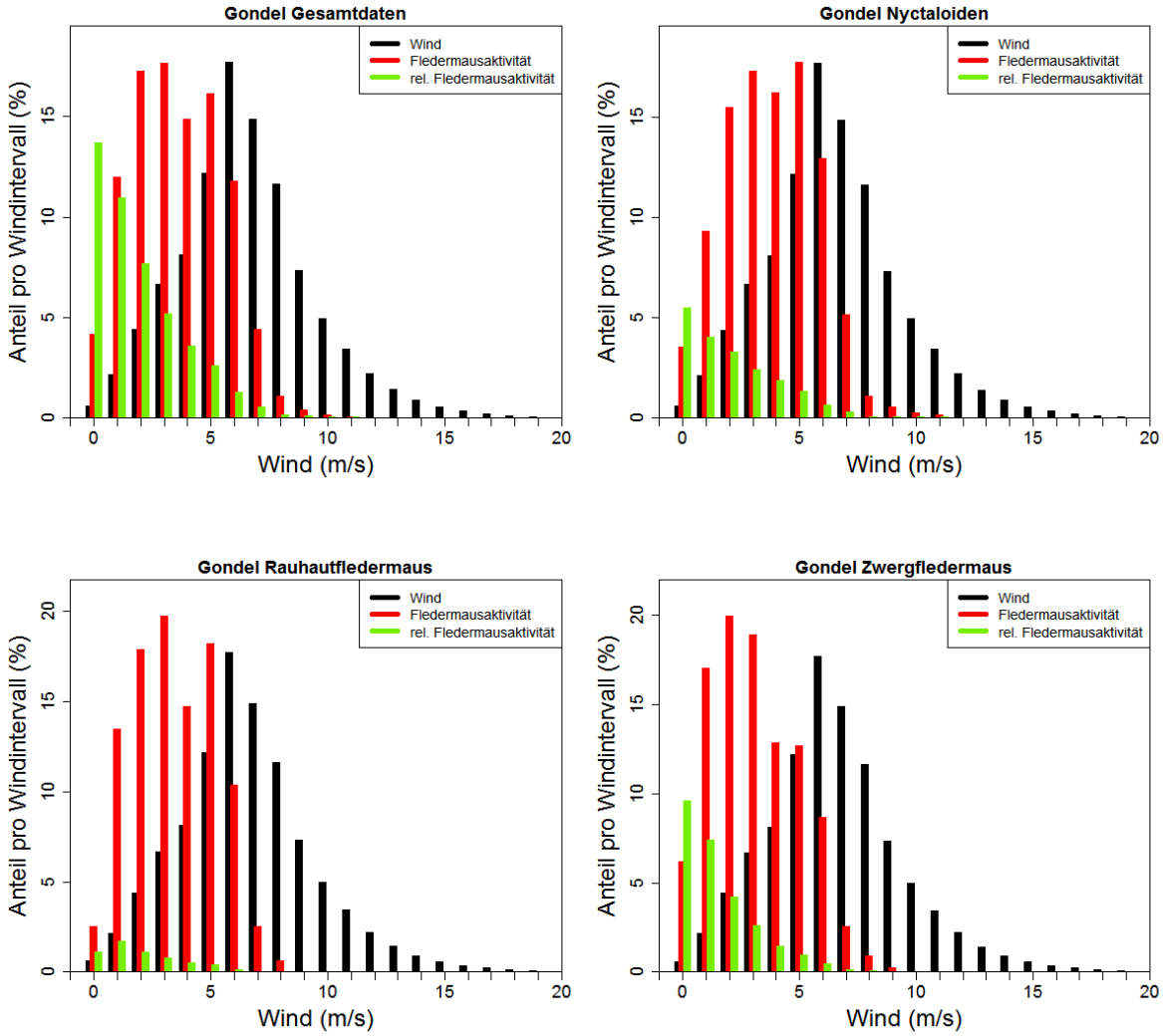


Abb. 54: Verteilung der Fledermausaktivität über die Windgeschwindigkeit in Gondelhöhe
Dargestellt sind die Windbedingungen während der Nacht und bei aufnahmebereitem Detektor (schwarz), die Fledermausaktivität (rot) und der relative Anteil an 10-min-Intervallen mit Aktivität pro Windintervall (grün) für die Gesamtdaten und nach Arten und Artgruppen getrennt.

Die Fledermausaktivität am Turmfuß deckt sich stark mit der Windverteilung in Gondelhöhe und ist nur leicht in Richtung niedriger Windgeschwindigkeiten verschoben (Abb. 55). Unterschiede zwischen Arten/Artgruppen fallen nicht auf. Die Windgeschwindigkeit scheint, im Vergleich zur Fledermausaktivität in Gondelhöhe, nur einen geringen Einfluss auf die Fledermausaktivität am Turmfuß haben. Dies wird insbesondere deutlich, wenn man die relative Fledermausaktivität zwischen Gondelhöhe und Turmfuß vergleicht. Während in Gondelhöhe die relative Fledermausaktivität mit der Windgeschwindigkeit nahezu linear abnimmt und bei ca. 10 m/s auf nahezu 0 % fällt, findet sich am Turmfuß auch bei hohen Windgeschwindigkeiten noch vergleichsweise viel Aktivität. Auffällig ist auch, dass erst bei 3 m/s die höchste relative Fledermausaktivität am Turmfuß gemessen wurde.

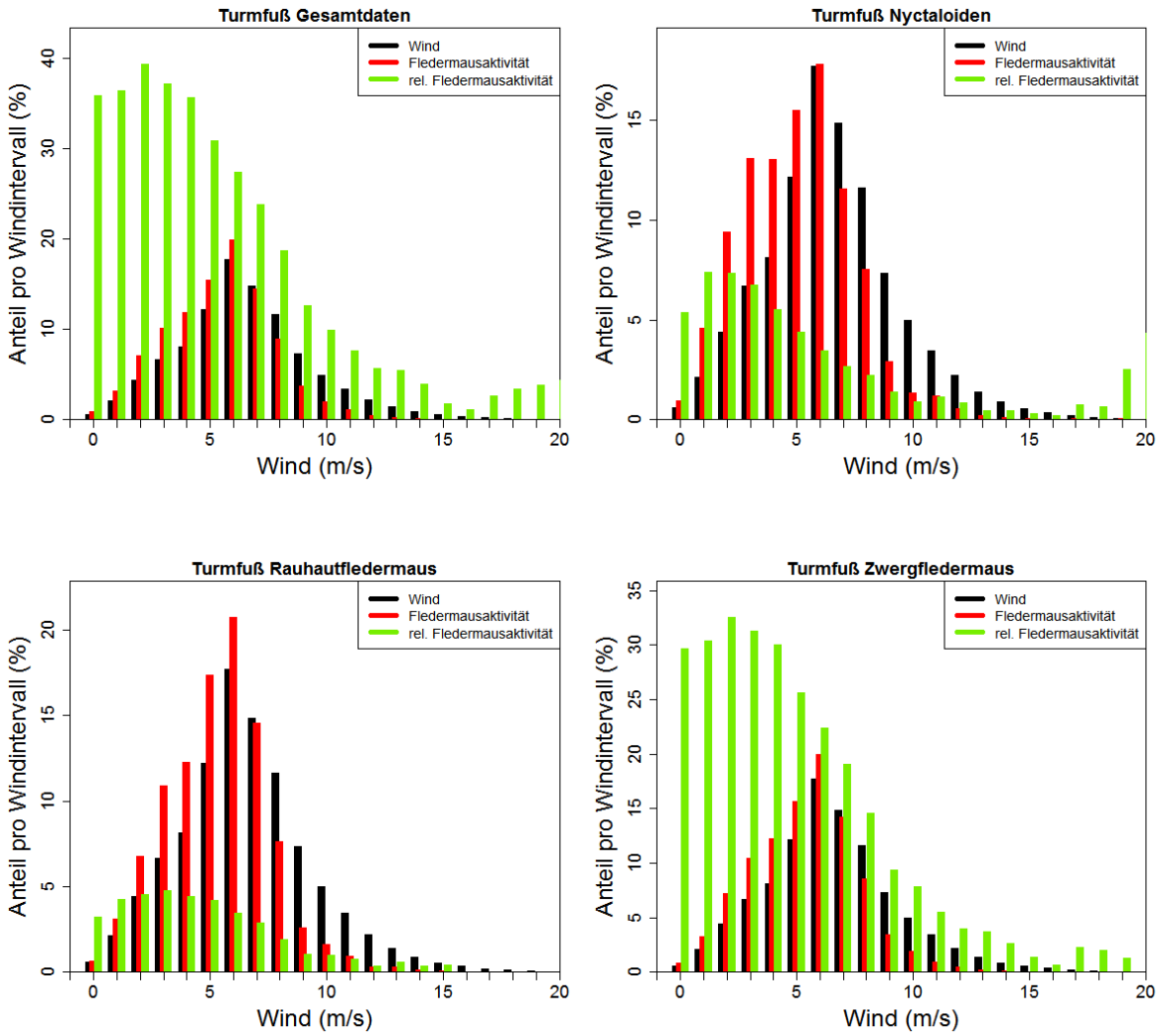


Abb. 55: Verteilung der gemessenen Windgeschwindigkeiten in Gondelhöhe während der Nacht und bei aufnahmebereitem Detektor (schwarz), der Fledermausaktivität am Turmfuß (rot) und dem relativen Anteil an 10-min-Intervallen mit Aktivität am Turmfuß pro Temperaturintervall (grün) über die Temperatur für die verschiedenen Arten

3.6.3.3. Verteilung der Fledermausaktivität über die Nacht in Gondelhöhe und am Turmfuß

Die Verteilung der Fledermausaktivität in Gondelhöhe und am Turmfuß über die Nacht folgt dem gleichen Auftrittsmuster. Die Fledermausaktivität steigt nach Sonnenuntergang rapide an und erreicht im zweiten Nachtzehntel, bzw. im dritten bei den Nyctaloiden, ihr Maximum, worauf sie bis zum Sonnenaufgang wieder abnimmt. Die Aktivität am Turmfuß ist jedoch bei allen Arten im ersten Nachtzehntel höher als in Gondelhöhe. Bis auf die Rauhautfledermaus ist die Fledermausaktivität in der ersten Nachthälfte höher als in der zweiten Nachthälfte. Es ist wichtig zu beachten, dass durch die geringe Anzahl an 10-min-Intervallen in Gondelhöhe die Verteilung der Aktivität über die Nacht für weniger gleichmäßig verläuft als bei der hohen Anzahl an 10-min-Intervallen am Turmfuß.

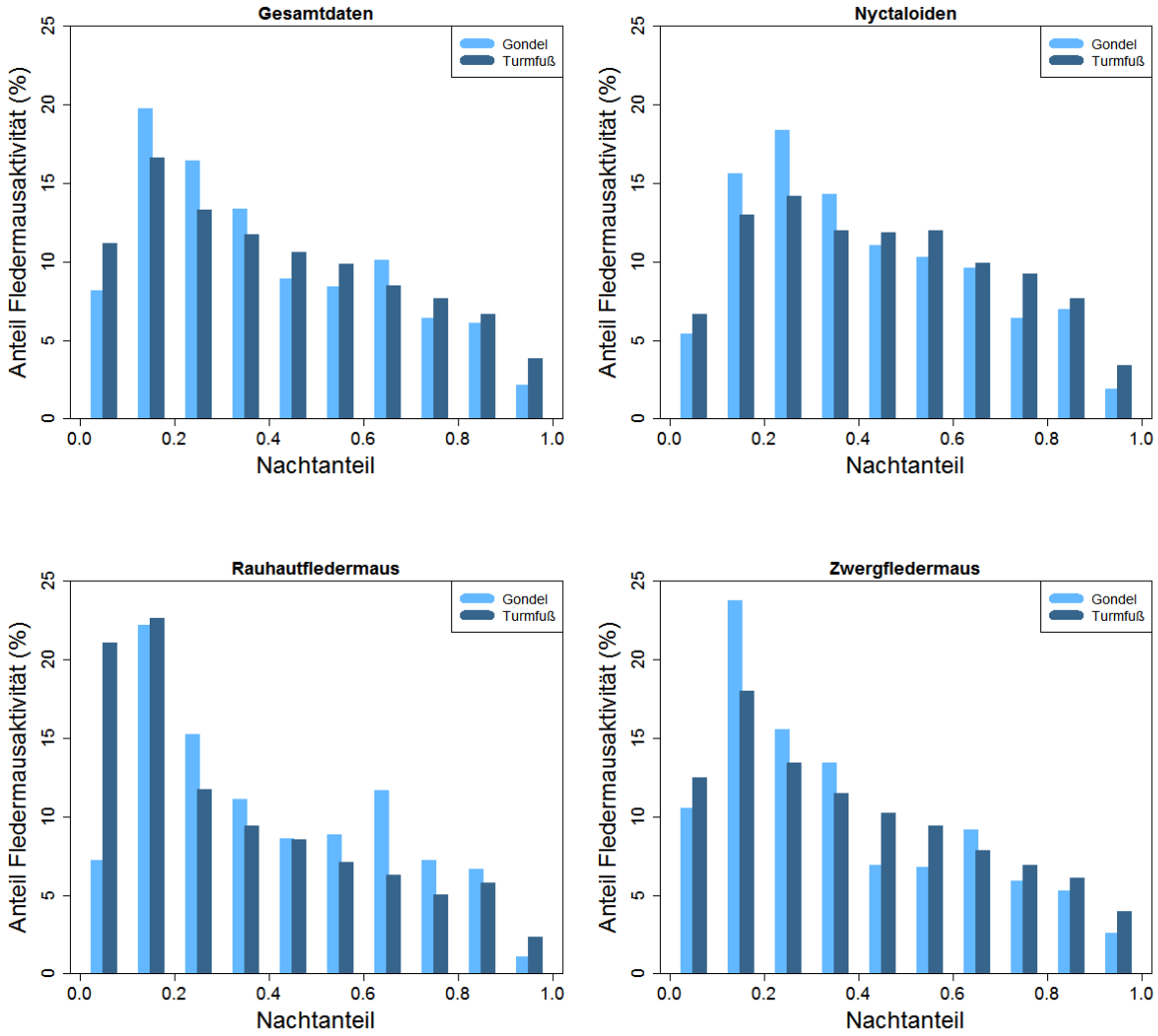


Abb. 56: Fledermausaktivität für die Gesamtaktivität und die verschiedenen Arten für Gondel und Turmfuß geplottet über die Nacht in Nachtzehnteln, wobei 0 der Sonnenuntergang ist und 1 der Sonnenaufgang

3.7. Diskussion

3.7.1. Fledermausaktivität in Gondelhöhe

Die Ergebnisse dieses Forschungsvorhabens zeigen, dass die Auswertung einer großen Zahl von Gondelerfassungen hilft, das Auftreten von Fledermäusen in Gondelhöhe besser zu verstehen. So zeigte sich, dass es nur geringe Unterschiede in der Fledermausaktivität in Gondelhöhe zwischen Wald und Offenland gibt. Weiterhin zeigte sich, dass sich die Fledermausaktivität zwischen Regionen in ihrer Intensität und Artenzusammensetzung unterscheidet. Wie zu erwarten war, hatten auch die meteorologischen Bedingungen einen starken Einfluss auf die gemessene Fledermausaktivität. Diese Ergebnisse werden im Folgenden kritisch diskutiert und interpretiert.

Da in diesem Forschungsvorhaben bestehende Datensätze ausgewertet wurden und keine eigenen Erfassungen durchgeführt wurden, waren die Auswertungen durch die Methodik der Daten-

sammlung sowie durch regionale und zeitliche Verteilung der Daten eingeschränkt. Für die Region Westen liegen relativ viele Datensätze vor, so dass wir hier davon ausgehen können, dass unser Datensatz die aktuelle Verteilung von WEA gut abbildet. Aus den anderen Regionen liegen verhältnismäßig wenige Datensätze vor, die die aktuelle Situation in der jeweiligen Region vermutlich nicht repräsentativ abbilden. Dies muss bei der Interpretation der Ergebnisse daher grundsätzlich beachtet werden.

Die Umwandlung der Aktivitätsdaten in An-/Abwesenheitsdaten innerhalb eines 10-min-Intervalls war notwendig, um eine Vergleichbarkeit zwischen verschiedenen Detektortypen und Detektoreinstellungen zu ermöglichen. Durch diese Umwandlung gehen jedoch Informationen über die absolute Anzahl Fledermauskontakte pro 10-min-Intervall verloren, eine einzelne Aufnahme unterscheidet sich nicht von hunderten Aufnahmen in der gleichen Zeit. Die Anzahl an Fledermausaufnahmen ist allerdings auch nicht als direktes Maß für die Anzahl Fledermäuse im Bereich der Gondel zu verstehen; bei beispielweise 100 Aufnahmen innerhalb eines 10-min-Intervalls ist nicht unterscheidbar, ob diese von einem Tier stammen, das immer wieder in den Aufnahmebereich fliegt oder ob es sich um 100 Einzeltiere gehandelt hat, die jeweils nur einmal aufgenommen wurden.

Ein weiterer wichtiger Punkt betrifft den Aufnahmebereich der Detektoren. Dieser ist zum einen durch die Position an der WEA bereits eingeschränkt und umfasst nicht den gesamten Rotorbereich. Weiterhin sind heutige Rotorradien von 50 m und mehr deutlich größer als der Aufnahmebereich für die Rufe der meisten Fledermausarten (BEHR *et al.* 2011). Daher ist zu beachten, dass die hier gemachten Aussagen nur auf einem Bruchteil der tatsächlichen Fledermausaktivität in Gondelhöhe beruhen. Bei der Interpretation von Ergebnissen, in denen der Anteil an 10-min-Intervallen mit Aktivität angegeben ist, muss daher beachtet werden, dass diese Ergebnisse nur als relatives Maß für den Vergleich zwischen Arten und Regionen dienen können. Keinesfalls dürfen die Ergebnisse als absolutes Maß für die Gefährdung von Fledermäusen in Gondelhöhe interpretiert werden. Durch die Verknüpfung von akustischen Daten und dem Auftreten von Fledermausschlagopfern konnten BRINKMANN *et al.* (2011a) zeigen, dass die akustische Aktivität in Gondelhöhe als ein Maß für die Kollisionsgefährdung von Fledermäusen herangezogen werden kann. Jedoch ist zu berücksichtigen, dass in dem genannten Forschungsvorhaben ältere Anlagen mit geringeren Nabenhöhen und Rotordurchmessern beprobt wurden.

Die Aufnahmeposition an der Gondel bedingt zudem, dass nur für diesen Bereich Aussagen zur Fledermausaktivität getroffen werden können. Die Aktivität außerhalb des Aufnahmebereiches kann daher hier nicht beurteilt werden. Es gibt jedoch verschiedene Hinweise, dass die Fledermausaktivität mit zunehmender Höhe generell abnimmt. So konnten Niermann et al. (2011c) zeigen, dass die Fledermausaktivität an den von ihnen untersuchten WEA mit zunehmender Nabenhöhe abnahm. Es ist daher wahrscheinlich, dass Fledermäuse im unteren Bereich der vom Rotor überstrichenen Fläche häufiger auftreten als in Gondelnähe, wo sie akustisch erfasst werden. Die Ergebnisse einer akustischen Erfassung in Gondelhöhe sind daher umso besser auf den gesamten, vom Rotor überstrichenen Bereichen übertragbar, je höher die Rotorunterkante einer WEA liegt.

Insgesamt zeigten sich für den vorliegenden Datensatz nur geringe Unterschiede in der Fledermausaktivität zwischen Offenland- und Waldstandorten in Gondelhöhe. Die Artzusammensetzung unterschied sich nur geringfügig zwischen Offenland- und Waldstandorten. An beiden Standorttypen stellten die Nyctaloiden den Großteil der aufgezeichneten Aktivität, gefolgt von Zwergfleder-

maus und Rauhautfledermaus. Insbesondere typische Waldfledermäuse der Gattungen *Myotis* und *Plecotus* wurden über Wäldern in Gondelhöhe nicht häufiger aufgezeichnet als im Offenland, obwohl diese Arten in Wäldern in Bodennähe akustisch sowie bei Netzfängen häufig nachgewiesen werden. Dieses Ergebnis zeigt, dass es sich in Gondelhöhe, die sich im vorliegenden Datensatz über Wald bei ca. 140 m befand und damit mindestens 100 m oberhalb der Waldoberkante, bei Aufnahmen von typischen Waldfledermäusen um Einzelereignisse handelt. Jedoch lassen sich keine Aussagen über den Bereich der Rotorunterkante treffen, die bei modernen WEA bei ca. 80 m liegt und damit näher an dem von Fledermäusen genutzten Bereich oberhalb der Baumkronen liegt (BACH *et al.* 2012; MÜLLER *et al.* 2013). Für die Region Westen, in der sich die WEA zum größten Teil entweder auf bewaldeten Kuppen oder in einer weitgehend waldlosen Agrarlandschaft befanden, wurde die Zwergfledermaus signifikant häufiger über Wald aufgenommen als über Offenland. Dieses Ergebnis spricht, zumindest für die Zwergfledermaus, für einen gewissen Einfluss von der Waldbedeckung im Umkreis der WEA auf die in Gondelhöhe gemessene Fledermausaktivität.

Trotz der im Mittel sehr ähnlichen Fledermausaktivität in Offenland und Wäldern gab es eine breite Streuung der Höhe der Fledermausaktivität innerhalb jedes Habitattyps, was darauf schließen lässt, dass es andere Einflussvariablen auf die Fledermausaktivität in Gondelhöhe gibt als die hier untersuchten. Ein möglicher Einfluss auf die Unterschiede in der Aktivität über Wald könnte auf die Art und das Alter des Waldes um die WEA zurückzuführen sein (NIERMANN *et al.* 2011c). Eine genaue Betrachtung dieses Aspekts war im vorliegenden Vorhaben nicht möglich, da die entsprechenden Grundlagendaten zum Waldtyp und -alter nicht vorhanden waren. Die vorliegenden Daten zum Waldtyp führten in nahezu allen Fällen zu Mischwald als dominierendem Waldtyp in verschiedenen Radien um die WEA. Informationen zum Alter der Wälder lagen gar nicht vor. Da Waldtyp und -alter jedoch einen großen Einfluss auf die anzutreffende Fledermausgesellschaft haben kann (HUMES *et al.* 1999; MESCHEDE & HELLER 2000; BACH *et al.* 2012; MÜLLER *et al.* 2013), sollte dieser Aspekt Teil weiterer Forschungen sein. Auch die Nähe zu größeren Gewässern hatte für den vorliegenden Datensatz keinen Einfluss auf die gemessene Fledermausaktivität. Allerdings wurden nur vergleichsweise große Gewässer in die Auswertung einbezogen, der Einfluss von kleineren Gewässern wie z. B. Gräben und Tümpeln in WEA-Nähe konnte nicht untersucht werden, könnte jedoch einen Teil der beobachtete Variation in der Fledermausaktivität erklären (ZAHN & MAIER 1997; NIERMANN *et al.* 2011c).

Neben dem Waldtyp könnte auch der Strukturreichtum und die Art der Bewirtschaftung von Agrarflächen im Umfeld der WEA ein wichtiger Schlüsselfaktor für die Fledermausaktivität in Gondelhöhe sein (HEIM *et al.* 2015). Speziell für die Bewirtschaftung von Agrarflächen sollte die Bewirtschaftung im gleichen Jahr wie die akustischen Erfassungen erfasst werden, da sich die Bewirtschaftung von Jahr zu Jahr ändern kann. Auch die Höhe über Normalnull (NN) könnte einen Einfluss auf die Artzusammensetzung, die Fledermausaktivität und das jahreszeitliche Auftreten haben. Im vorliegenden Datensatz korrelierte diese jedoch sehr stark mit dem Breitengrad, was eine Auswertung hinsichtlich des Einflusses auf die Fledermausaktivität nicht ermöglichte. Insbesondere für Höhen von 800 m bis über 1.000 m über NN, in denen aktuell in den südlichen Bundesländern der Ausbau der Windenergie vorangetrieben wird, ist eine veränderte Artzusammensetzung zu erwarten. Auch die häufig niedrigen Temperaturen in dieser Höhenlage könnten zu einer jahreszeitlich veränderten Aktivität sowie insgesamt zu weniger Nächten mit geeigneten Temperatur-Bedingungen für Fledermäuse führen. Auch die Nähe zu Quartieren oder die Lage einer WEA in Bereichen mit starkem Fledermauszug werden sich wahrscheinlich auf die Höhe

Fledermausaktivität in Gondelhöhe auswirken (VOIGT *et al.* 2012; LEHNERT *et al.* 2014a; SEGERS & BRODERS 2015).

Die jahreszeitliche Phänologie der verschiedenen Arten und Artgruppen unterschied sich nur unwesentlich zwischen Offenland und Wald, in beiden Habitattypen traten die höchsten Aktivitäten im Sommer/Spätsommer zwischen Juli und September auf, wobei die Unterschiede zwischen den Arten die Unterschiede zwischen den Habitattypen deutlich übertrafen.

Im Vergleich zu den Unterschieden in der Fledermausaktivität an Offenland- und Waldstandorten fielen die Unterschiede zwischen den Regionen deutlich stärker aus. Diese Unterschiede fanden sich zum einen in der Höhe der Fledermausaktivität, im Osten wurden insgesamt höhere Aktivitäten, insbesondere von Nyctaloiden gemessen, als in den anderen Regionen. Zum anderen zeigte die Artzusammensetzung deutliche Unterschiede für die Nyctaloiden und die Zwergfledermaus, Nyctaloiden nahmen signifikant nach Osten zu, während Zwergfledermäuse nach Norden abnahmen.

Unterschiedliche Regionen verursachten größere Unterschiede in der Fledermausaktivität als ein unterschiedliches Habitat. Dies betraf sowohl die Höhe der Fledermausaktivität, (im Osten wurden insgesamt höhere Aktivitäten, insbesondere von Nyctaloiden gemessen, als in den anderen Regionen), als auch die Artzusammensetzung: Die Nyctaloiden nahmen signifikant nach Osten zu, während Zwergfledermäuse nach Norden abnahmen. Dass die Artengruppe der Nyctaloiden im Osten häufiger aufgezeichnet wird, ist sehr wahrscheinlich auf den Abendsegler zurückzuführen, welcher im Nordosten des Bundesgebiets einen Großteil der Wochenstubengebiete aufweist (DIETZ *et al.* 2007).

Diese regionalen Unterschiede in der Artzusammensetzung und Höhe der Fledermausaktivität in Gondelhöhe bestätigen damit weitgehend die Erkenntnisse aus dem RENEBAT I Forschungsvorhaben von Behr et al. (2011). Zudem bestätigen unsere Ergebnisse die Nachweise in der Schlagopferdatei der brandenburgischen Vogelschutzwarte für die verschiedenen Bundesländer (DÜRR 2015). In der Schlagopferdatei finden sich insbesondere in den östlichen Bundesländern häufig Arten aus der hier zusammengefassten Gruppe der Nyctaloiden, während im Südwesten Zwergfledermäuse prozentual häufiger auftreten (siehe Tab. 25). Interessant ist hierbei, dass die Rauhautfledermaus in allen Regionen zwar seltener aufgezeichnet wurde, jedoch in der Schlagopferdatei in den meisten Bundesländern als häufigstes oder zweithäufigstes Schlagopfer geführt wird. Dies bestätigt die Ergebnisse von BRINKMANN *et al.* (2011a), nach denen Rauhautfledermäuse im Verhältnis zur Anzahl der Aufnahmen besonders häufig an WEA zu Tode kommen. Diese regionalen Unterschiede beim jahreszeitlichen Auftreten von Fledermäusen sowie die spezifischen meteorologischen Bedingungen, zu denen Fledermäuse in Gondelhöhe aktiv sind, müssen bei der Entwicklung und Anwendung von Vermeidungsmaßnahmen unbedingt berücksichtigt werden.

Die jahreszeitliche und nachtzeitliche Phänologie der Arten Zwergfledermaus, Rauhautfledermaus und der Artgruppe Nyctaloide zeigte starke art- bzw. artgruppenspezifische Unterschiede. Die Zwergfledermaus zeigte die breiteste jahreszeitliche Verteilung bei gleichzeitig stärkster Präferenz für die erste Nachthälfte. Die Rauhautfledermaus zeigte die jahreszeitlich konzentrierteste und späteste Verteilung bei der gleichzeitig nachtzeitlich breitesten Verteilung der Aktivität. Die Nyctaloiden verhielten sich hierzu jeweils intermediär. Dieses Ergebnis bestätigt ebenfalls die Resultate von Behr et al. (BEHR *et al.* 2011) zum jahres- und nachtzeitlichen Auftreten von Fledermäusen an WEA und scheint daher unverändert auch für moderne WEA mit höherer Nabenhöhe zuzutreffen.

Um die Verteilung der Aktivität der verschiedenen Arten und Artgruppen über das Jahr und über die Nacht einfacher sichtbar zu machen, wurden aus den vorliegenden Daten für jede Art und Region Grafiken mit Phänologien mithilfe eines speziellen Modells erstellt. Die Grafiken mit den Modellergebnissen zeigen, wie sich die das jahres- und nachtzeitliche Auftreten der Arten- und Artengruppen vermutlich generell darstellt. Da die Modelle mit Ausnahme der Region Westen auf einer relativ geringen Datenbasis beruhen, dürfen sie nur entsprechend vorsichtig interpretiert werden.

Während des größten Teils des Jahres wurde bis auf wenige Ausnahmen, die wir nicht auf ihre Richtigkeit überprüfen konnten, praktisch ausnahmslos Fledermausaktivität nur innerhalb der Nacht aufgenommen (Abb. 30). Besonders in den Sommermonaten zeigte sich zudem, dass die Aktivität erst kurze Zeit nach Sonnenuntergang begann und schon vor Sonnenaufgang wieder endete. Eine Ausnahme hierzu fand sich in der Zeit von Ende August bis Ende Oktober und insbesondere in der Region Osten, wo bereits tagsüber Nyctaloide in Gondelhöhe aufgezeichnet wurden. Dieses Phänomen ist bekannt und wird meist mit dem Zugverhalten oder auch Nahrungsflügen von Abendseglern in Verbindung gebracht (WEID 2002; GEBHARD & BOGDANOWICZ 2004). Unsere Ergebnisse zeigen, dass die höchsten Aktivitäten von Nyctaloiden in den drei Stunden vor Sonnenuntergang, in denen oft im Herbst an Gondeln erfasst wird, bei besonderen meteorologischen Bedingungen gemessen wurden. Eine Kombination von hohen Temperaturen und niedriger Windgeschwindigkeit erscheint wichtig für das Auftreten von Nyctaloiden vor Sonnenuntergang. Bei diesem Verhalten könnte es sich um Zugverhalten handeln, oder auch um die Nutzung einer besonderen Futterquelle (z. B. schwärmende Schwebfliegen), die an diese speziellen meteorologischen Bedingungen gebunden ist (GEBHARD & BOGDANOWICZ 2004; POLAKOWSKI *et al.* 2014).

Dieses nächtliche Auftrittsmuster bedeutet, dass mit Ausnahme der tagaktiven Nyctaloiden im Spätsommer und Herbst, eine Abschaltung der WEA aus Gründen des Fledermausschutzes nur während der Nacht erforderlich ist und eine bisher oft genannte Forderung, die WEA bereits eine Stunde vor Sonnenuntergang und nach Sonnenaufgang abzuschalten, überprüft werden sollte. Die Aktivität von Nyctaloiden am Tag in der Nähe der WEA ist wahrscheinlich mit einem erhöhten Kollisionsrisiko verbunden. Deshalb ist es wichtig, auch hier in Zeiten hoher Auftrittswahrscheinlichkeiten tagaktiver Nyctaloide die WEA aus Gründen des Fledermausschutzes aus dem Betrieb zu nehmen. Es zeichnet sich zwar ein Zusammenhang der Aktivität mit besonderen meteorologischen Bedingungen ab, eine Prognose solcher Ereignisse ist jedoch auf Grundlage der geringen Stichprobe bisher nicht möglich. Neben den bislang ausgewerteten Parametern Temperatur und Windgeschwindigkeit könnte besonders Niederschlag, aber auch die Windrichtung entscheidend für das Auftreten von tagaktiven Nyctaloiden sein. Auch könnten besondere landschaftliche Situationen ein solches Auftreten begünstigen.

Um ein Auftreten von Nyctaloiden in Gondelhöhe zu erfassen, sollten akustische Gondelerfassungen in den Monaten September und Oktober bereits ab dem Mittag aufnahmebereit sein. Nur so lassen sich zum einen das Kollisionsrisiko an einer WEA sicher abschätzen und zum anderen genügend Daten sammeln, um bessere Prognosen und damit gezielte Vermeidungsmaßnahmen ohne unnötige Abschaltungen zu entwickeln. Direkte Verhaltensbeobachtungen an WEA mit bekannt hohem Aufkommen von Nyctaloiden am Tag könnten zudem wichtige Erkenntnisse zur Anzahl und zum Verhalten der Tiere in Gondelhöhe liefern, sind jedoch voraussichtlich zeitlich schwierig zu koordinieren.

Neben den bisher betrachteten Einflussvariablen haben meteorologische Bedingungen einen besonders entscheidenden Einfluss auf die Fledermausaktivität in Gondelhöhe. Bei der Auswertung von meteorologischen Daten ist jedoch zu beachten, dass die Messwerte an der Gondel erhoben werden und durch diese Position beeinflusst werden können. Zum einen könnte die erhobene Temperatur durch Abwärme bei Betrieb der WEA beeinflusst sein, zum anderen wird die Windgeschwindigkeit hinter dem Rotor gemessen und ist so durch dessen Bewegung beeinflusst. Wie groß dieser Einfluss auf die gemessenen Werte ist, ließ sich für den vorliegenden Datensatz nicht ermitteln. Dies muss daher bei der Interpretation der Abhängigkeit der Fledermausaktivität von den gemessenen Werten beachtet werden. Da diese Daten ja für die Entwicklung von Vermeidungsmaßnahmen erhoben werden, die sich in ihrer Umsetzung auf eben diese Messwerte beziehen um Abschaltungen umzusetzen, dürften mögliche Abweichungen eher von geringerer Bedeutung sein.

Die Ergebnisse dieser Studie bestätigen bisherige Erkenntnisse zur Abhängigkeit der Fledermausaktivität von meteorologischen Bedingungen, nach denen Fledermäuse insbesondere bei niedrigen Windgeschwindigkeiten und bei hohen Temperaturen an WEA auftreten (ARNETT *et al.* 2008; BEHR *et al.* 2011; CRYAN *et al.* 2014). Der Einfluss der Windgeschwindigkeit blieb dabei über die Monate April bis Oktober gleich, während der Einfluss der Temperatur sich über diesen Zeitraum änderte. Die Selektivität der Fledermäuse für höhere Temperaturen (im Vergleich zu den im Mittel während der Nacht herrschenden Temperaturen) war am stärksten in kalten Monaten, in denen oft nächtliche Temperaturen von unter 10 °C erreicht wurden. In den Monaten Juni bis September hingegen fand sich nur eine geringe Selektivität für höhere Temperaturen. Dies zeigt, dass die Windgeschwindigkeit über alle betrachteten Monate ein wichtiger Vorhersageparameter für Fledermausaktivität in Gondelhöhe ist und dementsprechend bedeutend für die Entwicklung von Vermeidungsmaßnahmen. Die Temperatur hingegen ist für eine Vorhersage der Aktivität in den kühleren Monaten April bis Juni und September bis Oktober wichtig, in den Monaten Juli und August ist die Temperatur in aller Regel so hoch, das nur die Windgeschwindigkeit einen entscheidenden Einfluss auf die Fledermausaktivität hat.

Zwischen den betrachteten Arten und Artgruppen gibt es leichte Unterschiede in der sogenannten „Wind-“ und „Temperaturhärte“, welche die Toleranz einer Art gegenüber hohen Windgeschwindigkeiten und niedrigen Temperaturen bezeichnet. Für die Zwergfledermaus ist eine Präferenz für niedrigere Windgeschwindigkeiten und höhere Temperaturen gegenüber der Rauhautfledermaus und den Nyctaloiden in den meisten der betrachteten Monate zu erkennen. Zwischen der Rauhautfledermaus und den Nyctaloiden ist ein solcher Zusammenhang nicht erkennbar. Diese Ergebnisse stimmen ebenfalls mit den Ergebnissen von Behr et al. (2011) überein.

3.7.2. Vergleich von Voruntersuchungen zu Gondelerfassungen

Die unterschiedlichen Methoden der Fledermauserfassungen führten bei Voruntersuchungen und Gondelerfassungen zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen, was die relative Häufigkeit der verschiedenen Arten und Artgruppen betrifft. Diese Ergebnisse zeigen, dass aus den hier untersuchten Netzfängen und Transektbegehungen keine verlässlichen Rückschlüsse auf die zu erwartende Artenzusammensetzung in Gondelhöhe gezogen werden können. Netzfänge werden größtenteils innerhalb von Waldflächen durchgeführt, was sich in den gefangenen Fledermausarten wiederspiegelt, die Wälder als Jagdhabitate nutzen. Transektbegehungen führen meist an Wegen ent-

lang, welche wiederum oft durch Wälder führen, jedoch auch Randstrukturen und Offenlandbereiche abdecken. Dies zeigt sich am großen Anteil Zwergfledermäuse, die besonders häufig an diesen Strukturen jagen (DIETZ *et al.* 2007) und entsprechend mit dieser Methode gut erfasst werden können. Die Nyctaloid-Gruppe sowie die Rauhautfledermaus, welche in Gondelhöhe nach der Zwergfledermaus am häufigsten aufgezeichnet wurden, wurden durch Netzfänge und Transektbegehungen nur vereinzelt nachgewiesen. Diese Arten jagen bevorzugt entlang von Waldrändern, auf Lichtungen oder auch im freien Luftraum und, z. B. die Abendsegler, häufig auch in größeren Höhen. Diese Arten werden daher bei Fängen mit am Boden aufgestellten, nur wenige Meter in die Höhe reichenden Netzen nicht erfasst. Zudem werden Netzfänge auch gezielt in geschlossenen Wäldern durchgeführt, um die spezifisch an den Lebensraum Wald gebundenen Arten zu fangen. Auch bei akustischen Erfassungen mittels Detektor bei Transektbegehungen werden diese Arten deutlich untererfasst, da die Ortungsrufe der über dem Wald jagenden Tiere vom dichten Blätterdach absorbiert werden (BACH *et al.* 2012; MÜLLER *et al.* 2013).

Aufgrund der sehr unterschiedlichen Lebensweisen der verschiedenen Fledermausarten ist es schlüssig, dass alle Arten und Artgruppen – je nach eingesetzter Methode stärker oder weniger stark – sich auch in der Wahrscheinlichkeit, erfasst zu werden, stark unterscheiden (MEYER *et al.* 2011). Eine repräsentative Abschätzung für das Auftreten kollisionsgefährdeter Arten sollten daher akustische Erfassungen während Voruntersuchungen liefern, die möglichst in großer Höhe erfolgen, z. B. an Messmasten oder benachbarten WEA (HURST *et al.* 2015a). Solche Erfassungen erlauben für die kollisionsgefährdeten Arten eine wesentlich bessere Einschätzung der zu erwartenden Aktivität als Erfassungen am Boden.

Der im Rahmen diese Vorhabens ausgewertete kleine Datensatz erlaubt keine abschließende Beantwortung der Frage nach der Vorhersagequalität durch Voruntersuchungen am Boden auf die zu erwartende Höhe der Fledermausaktivität bzw. Rückschlüsse auf das Kollisionsrisiko in Gondelhöhe. Zur Klärung dieser Fragen sind Untersuchungen mit methodisch sehr standardisierten Ansätzen und in einem großen Umfang notwendig. Zusätzlich ist zu beachten, dass die Fledermausaktivität stark zwischen verschiedenen Jahren schwanken kann. Für entsprechende Forschungsarbeiten muss daher eine genügende Anzahl an Jahren vor und nach der Errichtung einer WEA beprobt werden, um verlässliche Daten liefern zu können.

Netzfänge und Transektbegehungen werden jedoch auch zur Feststellung von Lebensstätten genutzt (HURST *et al.* 2015a). Insbesondere für das Auffinden von Wochenstuben zur Abschätzung des Lebensstättenverlusts mittels Telemetrie sind Netzfänge unabdingbar. Des Weiteren erlauben Netzfänge, insbesondere für die Arten der Gattung *Myotis* und *Plecotus*, eine Möglichkeit festzustellen, von welchen Arten ein Untersuchungsgebiet genutzt wird und ob Verluste von essenziellen Jagdhabitaten zu erwarten sind. Transektbegehungen erlauben, insbesondere im Spätsommer, das Auffinden von Balzquartieren und/oder -revieren, welche ebenfalls für die Einschätzung des Lebensstättenverlusts unabdingbar sind.

3.7.3. Erfassungen an Windenergieanlagen in Gondelhöhe und am Turmfuß – Ein Fallbeispiel

Einschränkend muss darauf hingewiesen werden, dass die hier vorliegenden Ergebnisse auf Daten aus nur einem Windpark und nur aus den Jahren 2013 und 2014 basieren. Die Übertragbarkeit von diesen Ergebnissen auf andere Windparks ist daher nicht uneingeschränkt möglich.

Die Ergebnisse der akustischen Daueraufzeichnung zeigen eine sehr viel höhere Aktivität am Turmfuß als in Gondelhöhe, alle Arten wurden am Turmfuß sehr viel häufiger aufgenommen als in Gondelhöhe. Auch zeigte sich eine unterschiedliche Artzusammensetzung in den verschiedenen Höhen, in Gondelhöhe wurden hauptsächlich Nyctaloide und Zwergfledermäuse aufgenommen, am Turmfuß ebenfalls hauptsächlich Zwergfledermäuse, aber auch Arten der Artgruppe Nyctaloide und der Gattung *Myotis*. Die Rauhautfledermaus wurde am Turmfuß und in Gondelhöhe zu gleichen Anteilen aufgenommen. In Bezug auf das Verhältnis Aufnahmen am Turmfuß zu Aufnahmen in Gondelhöhe sowie in Hinblick auf die Unterschiede bei der Verteilung der Arten decken sich diese Ergebnisse weitgehend mit den von BEHR *et al.* (2011) an Anlagen im Offenland gewonnenen Ergebnissen. Auf die beobachtete Fledermausaktivität am Turmfuß hat jedoch die Öffnung des Waldes durch die entstandenen Freiflächen und Randstrukturen um die WEA einen ganz entscheidenden Einfluss und ist nicht vergleichbar mit der Fledermausaktivität in geschlossenen Waldbeständen (MORRIS *et al.* 2010; JANTZEN 2012).

Ein Unterschied zu den an Anlagen im Offenland gewonnenen Ergebnissen von BEHR *et al.* (2011) ist, dass an den hier untersuchten Waldstandorten die Gattung Myotis mit einem nennenswerten Anteil von 14,8 % an den besetzten 10-min-Intervallen auftrat. Im Offenland war dieser Anteil wesentlich geringer. Trotz des relativ gesehen häufigeren Auftretens am Turmfuß wurden die Arten der Myotis-Gattung in Gondelhöhe praktisch nicht nachgewiesen (insgesamt 4.226 zu 2 besetzten 10-min-Invervallen). Fast alle Arten der Gattung Myotis nutzen stark frequenzmodulierte Laute für die Orientierung und Jagd an und in engen Strukturen (SCHNITZLER *et al.* 2003; SIEMERS & SCHNITZLER 2004). Der freie Luftraum über dem Wald ist für diese Arten daher wenig attraktiv und dürfte entsprechend auch nicht genutzt werden. Allenfalls wäre es denkbar, dass sich einzelne Tiere am Mast orientierend die Gondelhöhe erreichen und hier als sehr seltenes Ereignis dann auch aufgezeichnet werden. Auch die Anzahl der gefundenen Schlagopfer unter WEA (vgl. Tab. 25) zeigt, dass die Arten der *Myotis*-Gruppe nicht zu den schlaggefährdeten Fledermausarten zu zählen sind.

Der Einfluss von meteorologischen Bedingungen auf die Fledermausaktivität in beiden Höhen zeigte nur für die Temperatur einen ähnlichen Zusammenhang. Die Fledermausaktivität war am Turmfuß und in Gondelhöhe besonders bei hohen Temperaturen hoch. Bei der Betrachtung der relativen Fledermausaktivität, welche die Fledermausaktivität bei einer Temperatur in ein Verhältnis zur Häufigkeit dieser Temperatur setzt, zeigte sich, dass ab einer Temperatur von ca. 20 °C in Gondelhöhe die maximale Fledermausaktivität am Turmfuß und in Gondelhöhe erreicht wird. Die Windgeschwindigkeit in Gondelhöhe wirkte sich erwartungsgemäß besonders auf die Fledermausaktivität in Gondelhöhe aus, nicht so stark auf die am Turmfuß gemessene Fledermausaktivität. Diese nimmt mit hohen Windgeschwindigkeiten zwar auch ab, allerdings vermutlich auch durch andere Wetterbedingungen beeinflusst, wie Niederschlag und kalte Temperaturen, die häufig mit hohen Windgeschwindigkeiten einhergehen. Auffällig ist, dass sich bei Windgeschwindigkeiten bis 2 m/s eine niedrigere relative Fledermausaktivität am Turmfuß fand als bei 3 m/s. Dieser Effekt könnte eventuell auf eine vertikale Verschiebung der Aktivität, insbesondere der Zwergfledermaus, in größere Höhen sein.

Die Phänologie unterschied sich in Gondelhöhe ebenfalls von der am Turmfuß. Während die Schwankungen in der Aktivität von Tag zu Tag und größtenteils beeinflusst durch das jeweilige Wetter in beiden Höhen ähnlich sind, zeigte sich am Turmfuß eine höhere Aktivität in den Monaten April, Mai, Oktober und November, die sich nicht in Gondelhöhe wiederspiegelten. Besonders

die hohe Aktivität im Oktober und November, hauptsächlich durch die Zwergfledermaus verursacht, findet sich in Gondelhöhe nicht wieder. In Gondelhöhe fand sich das konsistente Muster der höchsten Aktivität im Spätsommer. Die Verteilung über die Nacht zeigte zudem, dass die Fledermausaktivität in Gondelhöhe für alle betrachteten Arten und Artgruppen später beginnt und früher endet als am Turmfuß.

Von den Erfassungen am Turmfuß kann nicht unmittelbar auf die Aktivität in Gondelhöhe geschlossen werden. Generell muss bei der Interpretation am Boden gewonnener Daten die unterschiedliche Erfassbarkeit und Höhenverteilung der Arten beachtet werden. Während Arten der Gattung *Myotis* trotz Nachweisen am Boden z. B. in der Höhe nicht erwartet werden können, kann von dem Nachweisen der Rauhautfledermaus am Boden in etwa zu gleichen Anteilen an den Gesamtaufnahmen auch mit Nachweisen in der Höhe gerechnet werden.

4. Auswirkungen auf weitere waldspezifische Tierarten

4.1. Wildkatze

Die Europäische Wildkatze (*Felis silvestris silvestris*) ist eine mittelgroße Kleinkatze aus der Familie der Felidae, die in Europa von Portugal bis in den Kaukasus heimisch ist. In Mitteleuropa bewohnt sie vorzugsweise Landschaften mit hohem Waldanteil (PIECHOCKI 1990; HERRMANN & VOGEL 2005), der durch strukturreichen Unterwuchs und ruhige, deckungsreiche Kernzonen geprägt ist. Durch die Erschließung von Windenergiestandorten im Wald sind auch Lebensräume der Wildkatze in den waldreichen deutschen Mittelgebirgen betroffen. Über Auswirkungen von Bau und Betrieb von WEA auf die Verbreitung und das Verhalten der Europäischen Wildkatze gibt es bisher keine systematischen Untersuchungen. Im Folgenden werden durch die Analyse veröffentlichter Literatur und verfügbarer Gutachten Auswirkungen von Windenergieprojekten auf das Vorkommen und das Verhalten der Wildkatze beleuchtet.

4.1.1. Direkte Auswirkungen von Windenergieanlagen auf Wildkatzen

Eine direkte Gefährdung mit Tötungsrisiko durch eine WEA ist für die Wildkatze nicht zu fürchten. Auch während der Bauphase ist davon auszugehen, dass ein Tötungsrisiko verhältnismäßig gering ist. Adulte Wildkatzen sind in der Regel in der Lage, von einem Baufeld zu flüchten und es anschließend aktiv zu meiden. In einzelnen Sonderfällen wären Unfälle mit schwerem Gerät wie Baggern oder LKWs denkbar. Auch eine Verschüttung von Wildkatzen in unterirdischen Dachs- oder Fuchsbauten bei Baubeginn wäre eine seltene aber mögliche Todesursache. Anders ist die Lage bei Jungtieren, die bis zu einem Alter von drei Monaten ein eingeschränktes Fluchtverhalten zeigen. Die ersten sieben bis zehn Wochen halten sie sich ausschließlich in ihrem Versteck auf (GÖTZ & ROTH 2006), das in hohlen Baumstämmen, in unterirdischen Dachs- oder Fuchsbauten, unter Wurzeltellern, in Reisighaufen, in Holzpoltern oder ähnlichen Verstecken liegen kann. Die meisten Jungkatzen kommen in den Monaten März und April auf die Welt. In seltenen Fällen oder erfolgloser Jungenaufzucht kann es zu einem zweiten Wurf bis Ende September kommen (GÖTZ & ROTH 2006). Durch das Entfernen möglicher Reproduktionsstätten bei Baubeginn können die Jungkatzen getötet werden.

Abgesehen vom Tötungsrisiko besteht für die Wildkatze die Möglichkeit der direkten Beeinträchtigung durch akustische Störungen und Scheuchwirkungen, hervorgerufen durch Schattenwurf oder Lichtreflexe beim Drehen der Rotoren. Grundsätzlich können bei einem erhöhten Geräuschpegel unabhängig von WEA artspezifische Laute über geringere Entfernungen wahrgenommen werden. Dies wurde bereits für verschiedenste andere Taxa (Vögel, Fledermäuse, Wale, Hörnchen) nachgewiesen und führte zu veränderten Verhaltensweisen wie zum Beispiel Änderungen in der Nahrungsaufnahme, in der Prädatorvermeidung, dem Reproduktionserfolg, der Populationsdichte sowie in der Struktur der Lebensgemeinschaft (BARBER *et al.* 2010). Dabei macht die Art der Geräusche einen deutlichen Unterschied. Chronische und häufige Geräusche verhindern, dass Tiere wichtige Geräusche wahrnehmen, während unterbrochene und unvorhergesehene Geräusche häufig mit Gefahr assoziiert werden und Stress sowie Fluchtverhalten erzeugen (FRANCIS & BARBER 2013). Zur Wildkatze gibt es jedoch noch keine speziellen Untersuchungen. Im

Extremfall könnten WEA demnach gemieden werden oder zu Verhaltensänderungen im Umfeld der Anlagen führen. Unbekannt ist außerdem, inwieweit die Anpassungsfähigkeit der Wildkatzen zu einem Gewöhnungseffekt beitragen kann.

4.1.2. Direkter und indirekter Lebensraumverlust

Durch den Flächenverlust beim Bau einer WEA sowie durch den Ausbau von Zufahrtswegen kann ein direkter Verlust von Fortpflanzungs- oder Ruhestätten und Jagdhabitaten erfolgen. Fortpflanzungs- und insbesondere Ruhestätten werden von Wildkatzen sehr variabel und mit individuellen Unterschieden gewählt und bevorzugt. Fortpflanzungsstätten wurden bisher nachgewiesen in Baumhöhlen, Höhlungen, unter Wurzelstubben, in Holz- und Reisighaufen, undurchdringlichem Dickicht, Holzpoltern, Jagdkanzeln, Felshöhlen und in Erdbauten (PIECHOCKI 1990; GÖTZ & ROTH 2006). Wichtig ist ein ausreichendes Angebot an möglichen Fortpflanzungsstätten im Gebiet, da die Mutterkatze schon bei geringsten Störungen ihr Geheck an einen anderen Ort verlegt (GÖTZ & ROTH 2006). An Tagesruhestätten gelten etwas geringere Ansprüche als an Fortpflanzungsstätten, sie liegen meist an geschützten und unzugänglichen Orten, umgeben von dichter Vegetation. Mehrere Tagesruhestätten sind meist über den gesamten Aktionsraum einer Wildkatze verteilt und werden häufig gewechselt (JEROSCH *et al.* 2010). Bisher bekannte als Tagesruheplätze genutzte Strukturen sind: Totholz, dichtes Dickicht, Holzpolter, Hochsitze, Kanzeln, Bäume, Höhlungen und Bunkeranlagen (JEROSCH 2006). Die Analyse von Tagesruheplätzen von drei Wildkatzenkudern (männliche Wildkatzen) ergab eine deutliche Präferenz für Totholzstrukturen (60 %), sowie Tagesruheplätzen auf ebener Erde (86 %) anstatt auf Bäumen. Die direkte Umgebung des Ruheortes war überwiegend mit Bodenvegetation über 50 cm Höhe bedeckt. Insgesamt wurden Ruheplätze in Ruhezonen mit schützender Vegetation in der Nähe von Waldrändern bevorzugt (JEROSCH *et al.* 2010). Da der Flächenbedarf einer einzelnen WEA mit einer Grundfläche deutlich unter einem Hektar verhältnismäßig gering ist und selbst ein Windpark den Aktionsraum einer Wildkatze (200-5.000 ha) kaum überschreitet, sind vermutlich nur ein Teil der jeweiligen Ruheplätze betroffen, sodass die Wildkatze Möglichkeiten zum Ausweichen hat. Die ökologische Funktion betroffener Ruhestätten kann somit in den meisten Fällen im räumlichen Zusammenhang ausgeglichen werden.

Nicht nur Reproduktionsstätten, sondern auch ein ausreichendes Angebot an Nahrung ist wichtig für die Wildkatzen. Die Wildkatze ernährt sich hauptsächlich von Wühlmäusen wie Feld-, Erd-, Rötel-, oder Schermäusen (HERRMANN & VOGEL 2005). Seltener werden auch andere Kleinnager, Spitzmäuse, Reptilien, Kleinvögel oder Kaninchen erbeutet. Die Nahrung wird durch Anpirschen und geduldiges Auflauern erbeutet. Gejagt wird in der Regel nachts oder während der Dämmerung (PIECHOCKI 1990; MÖLICH & KLAUS 2003; HERRMANN & VOGEL 2005). Förderlich für das Aufkommen von Mäusen als Nahrungsquelle für die Wildkatze sind Waldwiesen, Blößen und strukturreiche Waldränder (BIRLENBACH & KLAR 2009). Bei einem Verzicht auf Anwendung von Insektiziden und Rodentiziden im Sockelbereich der WEA könnten diese Gebiete als Jagdhabitate genutzt werden.

Diskutiert wird jedoch immer wieder die Maskierung der Geräusche von Beutetieren oder innerartlichen Lauten als Folge von Lärmemission. Aufgrund ihrer großen Streifgebiete besonders während der Paarungszeit sollten Wildkatzen in der Lage sein, WEA und Baustelleneinrichtungen zu umgehen. Die Raumnutzung der Wildkatze ist abhängig von der naturräumlichen Ausstattung,

dem Geschlecht und der Jahreszeit. Der Aktionsraum einer einzelnen Wildkatze kann je nach Landschaftstyp und Geschlecht zwischen 200–5.000 ha betragen (HÖTZEL *et al.* 2007). Die durchschnittlichen Streifgebietsgrößen der Kuder sind mit ca. 1.000 ha im Durchschnitt deutlich größer als die der weiblichen Wildkatzen mit knapp 500 ha (MÖLICH & KLAUS 2003; HERRMANN & VOGEL 2005). Dabei können sich die Gebiete sowohl gleichgeschlechtlicher Tiere als auch beider Geschlechter weiträumig überlagern (PIECHOCKI 1990; HÖTZEL *et al.* 2007). Allerdings werden nicht alle Teile des Streifgebietes täglich aufgesucht, sondern können jahreszeitlich oder auch wöchentlich gewechselt werden. Die Paarungszeit oder Ranzzeit der Wildkatzen erstreckt sich von Januar bis Mitte Juni mit Schwerpunkten im Februar und März (PIECHOCKI 1990). Während dieser Zeit zeigen vor allem Kuder eine erhöhte Aktivität und unternehmen ausgedehntere Streifzüge durch ihr Gebiet. Die Partnerfindung und Verständigung erfolgt durch Duftsignale und arttypische nächtliche Brunstschreie.

Grundsätzlich wird der Lebensraumverlust für größere Säugetiere durch WEA als vernachlässigbar betrachtet (BOLDT & HUMMEL 2013), sollte aber immer im großräumigen Zusammenhang bewertet werden. So kann der Bau von WEA im Einzelfall zu einer Akkumulierung verschiedener Störfaktoren beitragen, die ein Abwandern der Wildkatzen zur Folge haben kann. Sind Wildtierkorridore vom Bau von WEA betroffen, kann die Vernetzung zwischen Habitaten beeinträchtigt werden. Bei der Wildkatze nimmt man seit den 70er Jahren eine Zunahme und Ausbreitung der bestehenden Populationen an (STEYER *et al.* 2012). Wandernde Tiere sind meist junge unerfahrene Tiere auf der Suche nach einem neuen Lebensraum.

Ein indirekter Lebensraumverlust durch Meidung von WEA ist grundsätzlich nicht auszuschließen, konnte aber bisher noch für keine Säugetierart eindeutig belegt werden. Beispiele für eine Meidung sind bisher anekdotischer Natur. Die Ergebnisse eines unveröffentlichten Gutachtens zum Bau eines WEA-Standortes deuten darauf hin, dass der Bau der WEA möglicherweise eine kurzfristige Meidung der Flächen mit hoher baulicher Aktivität verursachen kann, aber nicht zu einer langfristigen und großräumigen Meidung führt (DIETZ *et al.* 2014). Untersuchungen mittels Lockstock-Methode in den Monaten Januar bis März und ergänzende genetische Haaranalysen an einem WEA-Standort mit neun Anlagen in Rheinland-Pfalz ließen erkennen, dass die (auf die Tagstunden beschränkten) Bauarbeiten keine grundsätzliche Meidung der Flächen zur Folge hatten. Die Wildkatzennachweise konzentrierten sich auf die entfernt von den baulichen Aktivitäten gelegenen Probestellen. Es gab jedoch auch Nachweise an den Anlagenstandorten, an denen die Türme während der Beprobungszeit errichtet wurden. Allerdings erfolgten hier die Nachweise überwiegend in Zeiträumen mit geringer oder keiner Bauaktivität. Denkbar sind trotzdem individuelle oder saisonale Unterschiede im Verhalten einzelner Tiere gegenüber WEA. Wenig untersucht wurden bisher auch Auswirkungen von WEA auf veränderte Verhaltensweisen während der Reproduktionszeit.

4.1.3. Störung durch menschliche Tätigkeiten

Zum Störungsverhalten der Wildkatze gibt es bisher keine verlässliche Studie und nur wenige belegte Erkenntnisse. Bis zu einer Entfernung von 900 m um Siedlungen herum ist die Habitatnutzung durch die Wildkatze durch menschliche Störungen messbar beeinträchtigt (KLAR 2010). Neben der Meidung von Siedlungen zeigen Wildkatzen eine Beeinflussung in ihrer Raumnutzung durch einzeln stehende Wohnhäuser und Straßen bis zu 200 m Entfernung (KLAR 2010). Daraus

lässt sich schließen, dass in einer Entfernung zwischen 200 und 900 m rund um eine Baustelle, für die ein Gewöhnungseffekt noch nicht gelten kann, mit einer Beeinträchtigung der Wildkatzen zu rechnen ist.

Darüber hinaus beruhen viele Annahmen auf Einschätzungen von Experten, sind aber nicht statistisch belegt. In einem Artikel (BOYE & MEINIG 1996) geht Mathias Herrmann davon aus, dass Straßen und Bahnlinien bis zu 500 m Entfernung eine direkte Störung durch Lärm, Licht und Geruch darstellen. Bis zu einer Entfernung von 1 km wären noch indirekte Störungen von Individuen mit Veränderungen ihres Aktionsraumes wirksam. Störungen für die Population mit Änderungen im Raumnutzungsverhalten und Sozialstruktur könnten noch bis zu 10 km entfernt Auswirkungen haben (BOYE & MEINIG 1996).

Durch eine ausgebaute Zuwegung kann sich das Aufkommen von Spaziergängern (eventuell in Begleitung von Hunden), Radfahrern etc. erheblich erhöhen. Dass sich Wildkatzen auch in heterogenerer, anthropogen geprägter Landschaft erfolgreich ansiedeln können, zeigen zunehmend Beispiele und Einzelfälle aus Telemetriestudien. So gibt es Berichte von Wildkatzen, die sich tagsüber in Maisfeldern oder Getreidefeldern aufgehalten haben (HÖTZEL *et al.* 2007; SANDRINI 2011; SCHULZE 2013). Auch wird ab und an menschliche Infrastruktur genutzt, zum Beispiel Gelände von Kiesabbaukompanien (SANDRINI 2011) oder Scheunen von isoliert stehenden Gehöften. Von Einzelfällen ist bekannt, dass eine Wildkatze im direkten Umfeld einer Autobahn lebte und diese mehrfach querte. Mit regelmäßigen bzw. gut kalkulierbaren Störungen durch Menschen und menschliche Infrastruktur kann sich die Wildkatze offenbar arrangieren. Wichtig ist jedoch, dass Rückzugsmöglichkeiten und beruhigte Kernzonen vorhanden sind, in denen die Wildkatzen ungestört ihre Tagesruhe verbringen können.

4.2. Insekten

4.2.1. Methodik und Datenlage

Im Rahmen dieses Forschungsvorhabens wurde eine Auswertung verfügbarer Literatur (v. a. wissenschaftliche Artikel, Fachgutachten) zum Thema Insekten und Windenergie durchgeführt, um daraus bisherige Erkenntnisse und mögliche waldspezifische Auswirkungen auf Insekten durch WEA zusammenzutragen.

Eine eindeutige Zuordnung der beschriebenen Auswirkungen und Maßnahmen zum Wald ist nicht immer möglich und stattdessen größtenteils allgemein verfasst. Da die Datenlage zum Thema Insekten und Windenergie insgesamt sehr gering ist, werden auch allgemeine Erkenntnisse und Handlungsempfehlungen im Umgang mit WEA betrachtet, welche sich auf den Wald übertragen lassen. Ein unveröffentlichtes Gutachten, welches sich speziell mit den potentiellen Auswirkungen von WEA auf Insekten beschäftigt, konnte nicht rechtzeitig bereitgestellt werden (OTT 2010).

Größtenteils werden in der Literatur nur potentielle Auswirkungen und Risiken auf Insekten diskutiert und nur vereinzelt spezielle Untersuchungen durchgeführt. Viele Studien belegen, dass in Folge des Klimawandels mit einer zunehmenden Gefährdung der Insektenfauna in Deutschland und ganz Europa zu rechnen ist, jedoch auch das Wissen zu allgemeinen potentiellen Gefährdungen einiger Insektenordnungen noch lückenhaft ist. Deshalb können bei der Bewertung von Aus-

wirkungen durch WEA auf Insekten häufig nur grundsätzliche Aussagen zur Minimierung negativer Folgen getroffen werden (LINDEINER *et al.* 2011). Eine Annäherung an das Thema findet teilweise im Rahmen der Untersuchungen für Fledermäuse und Vögel bzw. aus Sicht der Anlagenentwickler/-betreiber (Stichwort WEA-Leistung) statt. Einige Gutachten gehen bei offensichtlichen direkten Beeinträchtigungen (Lebensraumverlust) jedoch auch auf einzelne Arten ein (z. B. Rote Waldameisen).

4.2.2. Übersicht der relevanten Wirkfaktoren

In der ausgewerteten Literatur wurden folgende Wirkfaktoren behandelt, welche auch an Waldstandorten relevant sein können:

- Anflug von Insekten an Rotorblättern (Gefährdung von Insektenpopulationen, Beeinträchtigung der WEA-Leistung),
- direkte und indirekte Anziehungswirkungen von WEA auf Insekten (Beschaffenheit der WEA, Standort der WEA),
- direkter Lebensraumverlust (v. a. bodenlebende Insekten).

Ein verstärkter Anflug von Insekten an den Rotorblättern kann durch verschiedene Faktoren begünstigt werden, in welchem Ausmaß Insektenpopulationen beeinträchtigt werden, ist bislang jedoch nicht erforscht (LINDEINER *et al.* 2011; NABU 2011). BÖTTGER *et al.* (1990) betonen, dass die Verbreitung fliegender Insekten wesentlich von klimatischen Faktoren abhängt, welche sehr unterschiedlich ausgeprägt sein können und für jeden WEA-Standort untersucht werden müssten. Sie konnten in ihrer Studie im norddeutschen Offenland feststellen, dass die Hauptkomponente des Insektenanflugs aus Dipteren, vermutlich aus der unmittelbaren Umgebung, bestand. Sie verweisen darauf, dass es insbesondere bei wandernden Arten zu einem Massenanflug kommen könnte, welcher auch populationsdynamische Auswirkungen haben könnte. In verschiedenen Studien konnte festgestellt werden, dass sich zumindest zeitweise tatsächlich größere Insektenmengen in Rotorhöhe aufhalten (CHAPMAN (2003) & CHAPMAN (2008) in LINDEINER *et al.* (2011); AHLÉN (2007) & HORN (2008) in RYDELL *et al.* (2010b)). Radarstudien konnten ebenfalls zeigen, dass der Massenzug von Insekten in Höhen von 100-1.200 m Höhe stattfindet, innerhalb der bodennahen atmosphärischen Luftschichten und somit zum Teil auch in den Bereich moderner WEA hineinreicht (TAYLOR (1974) & REYNOLDS *et al.* (2008) & WOOD *et al.* (2010) in RYDELL *ET AL.* (2010B)). Einen Nachweis verunglückter Insekten am Boden zu führen, ist jedoch aufgrund der Größe und Windverdriftung bzw. schnellem Fraß und Abbau sehr schwierig (OTT (2010) in LINDEINER *et al.* 2011). Allerdings ist bereits bekannt, dass es vor allem durch windarme Situationen zu einer starken Ansammlung von toten Individuen an den Rotorblättern kommen kann, die sogar eine bremsende Wirkung auf die WEA nehmen können (CORTEN & VELDKAMP 2001; DALILI *et al.* 2009).

Anziehungen von Insekten durch Wärmeabstrahlung der Gondeln (v. a. im Herbst), einen hellen Anstrich (v. a. gelb, weiß und grau) und hohe IR- und UV-Reflektion der WEA sowie Anziehungen durch Positionsleuchten werden vermutet und konnten z. T. nachgewiesen werden (AHLÉN (2003), LONG *et al.* (2011a), OTT (2010) in LINDEINER *et al.* (2011)). Diskutiert wird auch der so genannte „hill hopping"-Effekt, bei dem einige Insekten (z. B. Schmetterlinge) einem Hügel folgen und sich an dessen Spitze sammeln. Bei WEA könnte es einen ähnlichen Effekt geben (AHLÉN 2003; RYDELL *et al.* 2010b). Indirekte Anziehungswirkungen durch WEA könnten insbesondere an

Waldstandorten entstehen. An Offenflächen im Wald oder in Waldrandlage kommt es auf Grund von günstiger Thermik häufig zu einem verstärkten Schwärmen von verschiedenen Insektenarten. Befinden sich im Umfeld der WEA bspw. „minderwertige“ Kiefernwälder ist zu beachten, dass solche Wälder regelmäßig Basis für Massenvorkommen holznutzender Insekten (z. B. Kieferspanner) sind. Somit ist auch an Kahlschlägen und Lichtungen im Wald oder am Waldrand, welche für WEA genutzt werden, mit einem erhöhten Insektenaufkommen zu rechnen (NABU 2011). Viele Studien ziehen daraus den Rückschluss, dass dies auch eine erhöhte Aktivität von Fledermäusen und Vögeln im Umfeld der WEA bedingt (z. B. AHLÉN 2003; LINDEINER *et al.* 2011).

In mehreren Fachgutachten wird bei Waldstandorten der mögliche direkte Lebensraumverlust für besonders geschützte Tierarten v. a. für die Rote Waldameise angeführt. Bei potentiellen Vorkommen wird eine ökologische Bauüberwachung an den WEA empfohlen, um dem Verlust von Lebensstätten vorzubeugen. Ebenso wird in Fachgutachten die Umlagerung von Totholz als Vermeidungsmaßnahme für verschiedene xylobionte bzw. xylophage Käferarten angesehen.

Allgemein bleibt zu beachten, dass potentielle Gefährdungen von größeren Insektenmengen durch WEA in Deutschland aufgrund ihrer Phänologie nur im Zeitraum von April/Mai bis September/Oktober, bei Temperaturen von über 10-13 °C und insbesondere in windarmen Situationen auftreten könnten (OTT (2010) in LINDEINER *et al.* (2011)). Bislang konnten aber keine populationsgefährdenden Wirkungen nachgewiesen werden und werden als eher unwahrscheinlich eingestuft. Jedoch könnten diese in Einzelfällen und insbesondere im Zusammenspiel mit anderen Gefährdungsfaktoren auf lokaler Ebene nicht ausgeschlossen werden (LINDEINER *et al.* 2011).

5. Auswirkungen auf Pflanzen und Biotope

5.1. Methodik

5.1.1. Erfassungen von Biotoptypen und Vegetation

In den Jahren 2013 und 2014 wurden jeweils im Zeitraum von Juni bis Juli in insgesamt zwölf Windparks Pflanzen und Biotoptypen an je zwei bis drei Anlagen erfasst. Sofern die WEA in mehreren unterschiedlichen Waldtypen aufgestellt wurden, wurde darauf geachtet, möglichst jeden Waldtyp abzudecken. 2013 wurden sieben Windparks in Rheinland-Pfalz untersucht, 2014 erfolgte an zwei Standorten eine Wiederholungskartierung, um Veränderungen gegenüber der in 2013 stattgefundenen Bauphase zu dokumentieren. Außerdem kamen 2014 drei neue Windparks in Hessen sowie jeweils einer in Nordrhein-Westfalen und in Rheinland-Pfalz hinzu.

Die Biotoptypen wurden jeweils in einem Radius von ca. 50 m um die Anlagen gemäß der bundesweiten Biotopliste (Entwurf BKompV 2013, Anlage 2, in Anlehnung an die Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands) (BMU 2013) kartiert. 2013 erfolgte die Erfassung zusätzlich nach dem Biotopkataster des Ministeriums für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz (LÖK PLAN GBR 2012). Es zeigte sich aber während der Auswertung der Ergebnisse, dass eine einheitliche und vergleichbare Kartierung nach der bundesweiten Biotopliste am zweckmäßigsten ist.

Außerdem wurden Artenlisten der Pflanzen auf den Eingriffsflächen der ausgewählten WEA erstellt und der prozentuale Deckungsgrad der Gesamtvegetation auf den Flächen geschätzt. Die Stellflächen wurden dazu gleichmäßig abgegangen und möglichst alle auftretenden Arten notiert. Die Bestimmung erfolgte nach gängiger Bestimmungsliteratur (JÄGER & WERNER 2005; JÄGER *et al.* 2013). Um mögliche Unterschiede zwischen verschiedenen Biotopen differenzierter betrachten zu können, wurde bei den Erfassungen 2014 zwischen einzelnen Teilflächen im Eingriffsbereich unterschieden. Abb. 57 zeigt beispielhaft die Anordnung der verschiedenen Teilflächen an einem Anlagenstandort. Dementsprechend konnte bei der Erstellung der Artenlisten 2014 zwischen den dauerhaft geschotterten bzw. versiegelten Flächen (Zufahrt, Kranstellplatz, Anlagenfuß) und den gerodeten Flächen, die sich nach der Bauphase regenerieren oder wiederhergestellt werden (Kranausleger, Montageflächen, sonstige Rodungsflächen), unterschieden werden (s. Abb. 57).

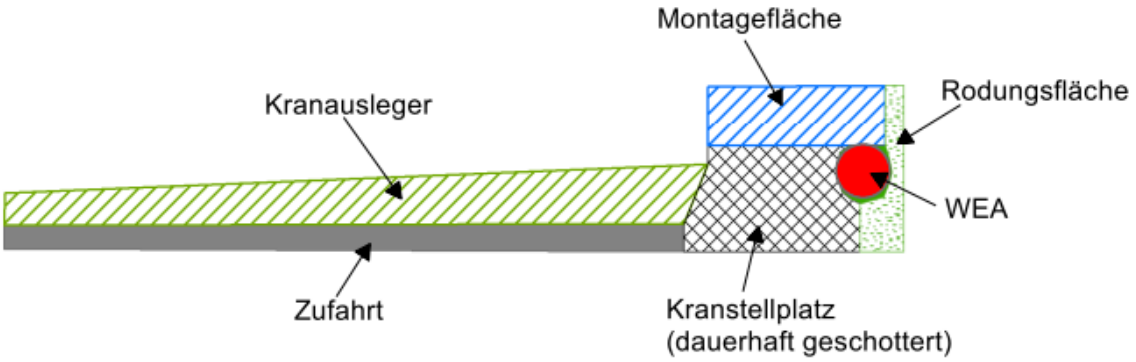


Abb. 57: Schematische Anordnung einer Eingriffsfläche

Um die Auswirkungen der Errichtung der WEA auf das Schutzgut Pflanzen und Biotoptypen bewerten zu können, wurden die Biotopkartierungen herangezogen, die im Rahmen der Genehmigungsverfahren erstellt wurden und den Ausgangszustand vor dem Bau der Anlagen dokumentieren. Die Biotopkartierungen wurden nach unterschiedlichen Kartierschlüsseln durchgeführt, sodass zunächst eine Zuordnung zu den Biotoptypen der bundesweiten Liste erfolgen musste, um die Vergleichbarkeit herzustellen. Im zweiten Schritt wurden den Biotoptypen die im Entwurf zur BKompV (BMU 2013) genannten Wertstufen zugeordnet, sodass eine vergleichbare Bewertung vor und nach dem Bau der WEA vorgenommen werden konnte. Diese Zuordnungen wurden insofern eingeschränkt, als dass nicht für alle Standorte flächenscharfe Angaben vorlagen.

Die Pflanzenartenlisten wurden hinsichtlich des Vorkommens und der allgemeinen Deckungsgrade auf den Eingriffsflächen sowie auf den unterschiedlichen Teilflächen ausgewertet. Außerdem wurden ökologische Eigenschaften der Arten mittels ihrer ökologischen Zeigerwerte (ELLENBERG 1996) herausgearbeitet.

5.1.2. Auswertung zulassungsbezogener Fachgutachten in Bezug auf die Waldinanspruchnahme

Im Rahmen der Erstellung der Genehmigungsunterlagen ist vom Gutachter zu ermitteln, in welchem Umfang eine dauerhafte Rodung, d. h. eine forstrechtliche Waldumwandlung bzw. eine temporäre, lediglich bauzeitliche Rodung erforderlich ist. Dauerhafte Rodungsflächen umfassen die Flächen für Mastfuß und Fundament, den dauerhaft freizuhaltenden Kranstellplatz, die zur Montage des Krans erforderliche Auslegerfläche sowie die für die Herstellung der Zufahrt erforderliche Rodungsfläche. Dabei ist es unerheblich, ob die Waldflächen zum Realisierungszeitpunkt tatsächlich eine Bestockung mit Waldbäumen bzw. -gehölzen aufweisen oder ob es sich um unbestockte Flächen oder Flächen mit jungem Aufwuchs handelt (z. B. junge Schlagfluren bzw. Windwurfflächen). Temporäre Rodungen sind für Lager- und Montageflächen sowie z. T. als Überschwenkbereiche des Kranauslegers erforderlich. Während für die dauerhafte Waldumwandlung i. d. R. entsprechend flächengleiche Ersatzaufforstungen nach Waldrecht durchgeführt werden müssen, bleiben temporär gerodete Flächen rechtlich weiterhin Waldflächen und erfordern keine waldrechtliche Kompensation. Diese Flächen sind jedoch nach der Bauphase wieder zu

rekultivieren. Sie werden entweder entsprechend der ursprünglichen Bestockung wieder aufgeforstet, in zahlreichen Fällen aber auch der Sukzession überlassen.[9]

Um den durchschnittlichen flächenmäßigen Umfang der Waldinanspruchnahme insgesamt, den Anteil von dauerhafter zu temporärer Waldinanspruchnahme, die dabei auftretenden Spannen sowie zeitlichen Entwicklungstendenzen zu ermitteln, wurden insgesamt 52 Landschaftspflegerische Begleitpläne ausgewertet, die durch verschiedene Betreiber bzw. Projektierer zur Verfügung gestellt wurden (vgl. Kap. 1.4). Bei der quantitativen Betrachtung ist besonders zu berücksichtigen, wenn einzelne Anlagen auf Offenlandflächen (z. B. Äckern und Wiesen) zwischen bzw. außerhalb der Waldflächen stehen. Diese Flächen müssen weder temporär noch dauerhaft gerodet werden. Für diese Fälle wurde im Rahmen der Berechnung von Durchschnittswerten pro Anlage die Anlagenzahl entsprechend korrigiert und dabei nur die Anlagen auf Waldflächen berücksichtigt.

5.2. Ergebnisse

5.2.1. Erfassung der Biotoptypen

Auf den Eingriffsflächen, die durch den Bau der WEA in Anspruch genommen wurden, konnten auf den insgesamt 27 untersuchten Standorten (davon vier 2013 und 2014 untersucht) 29 verschiedene Biotoptypen gemäß dem Entwurf zur BKompV (BMU 2013) festgestellt werden (s. Tab. 33). Die vorgefundenen Biotoptypen lassen sich in folgende sieben übergeordnete Kategorien einteilen:

- Gräben und Fließgewässer technischer Art,
- Gebüsche, Hecken und Einzelbäume,
- Laub(misch)wälder und -forste,
- Nadel(misch)wälder und -forste,
- Gehölzsäume, Kahlschläge und Ruderalfluren,
- Vorwälder,
- Verkehrsanlagen und Plätze.

Im Vergleich zwischen vor und nach dem WEA-Bau wurden auf den Eingriffsflächen größtenteils andere Biotoptypen gefunden (s. Tab. 33). Gehölzanpflanzungen, junge Waldstadien, Ruderalfluren und geschotterte Flächen sind neu entstanden. Dafür sind vielfach Nadel- und Laubmischwälder sowie Lichtungsfluren verloren gegangen. Die Untersuchungen an vier Standorten sowohl während der Bauphase (2013), als auch nach Fertigstellung der WEA (2014) zeigten, dass im Bereich des Kranauslegers auch noch im Laufe der Bauphase Rodungen von Wald erfolgen können.

[9] In Rheinland-Pfalz wird mittlerweile in Einzelfällen, z. B. wenn Flächen für eine Ersatzaufforstung nicht verfügbar sind, komplett von der forstrechtlichen Waldumwandlung abgesehen. Die Flächen bleiben auch nach der Errichtung der WEA formal Waldflächen.

Tab. 33: Biotoptypen und ihre Wertstufen auf den Eingriffsflächen vor und nach dem Bau von WEA (n[vor Bau]=25 und n[nach Bau]=27 WEA-Standorte, davon wurden vier 2013 (während der Bauphase) und 2014 (nach der Bauphase) untersucht)

Biotoptyp*		Wertstufe**	Vorkommen	
Kürzel	**Beschreibung**		**vor WEA-Bau**	**nach/ (während) WEA-Bau**
FG.5.1.1	Gräben und Fließgewässer technischer Art – naturnahe Ausbildung	mittel (3)		X
GH.3.3.1	sonstige Hecken – junge Ausprägung	mittel (3)		X
GH.4.1	Gehölzanpflanzungen und Hecken aus überwiegend nicht autochthonen Arten- junge Ausprägung	gering (2)		X
GH.5.1.1	Einzelbäume, Baumreihen und Baumgruppen – junge Ausprägung	mittel (3)		X
GH.5.2.1	Einzelbäume, Baumreihen und Baumgruppen aus überwiegend nicht autochthonen Arten – junge Ausprägung	gering (2)		X
LW.7.4.1	Buchen(misch)wälder frischer, basenarmer Standorte - junge Ausprägung	mittel (3)	X	
LW.7.4.2	- mittlere Ausprägung	sehr hoch (5)	X	
LW.7.4.3	- alte Ausprägung	hervorragend (6)	X	
LW.9.1	Laub(misch)holzforste einheimischer Baumarten außerhalb ihrer (potentiell) natürlichen Standorte - junge Ausprägung	mittel (3)	X	X
LW.9.2	- mittlere Ausprägung	mittel (3)	X	
LW.10.1	Laub(misch)holzforste eingeführter Baumarten (inkl. subspontane Ansiedlungen) – junge Ausprägung	mittel (3)		X
NW.4.1	Nadel(misch)forste einheimischer Baumarten außerhalb ihrer natürlichen Standorte – junge Ausprägung	gering (2)	X	
NW.4.2	- mittlere Ausprägung	mittel (3)	X	X
NW.5.1	Nadel(misch)forste eingeführter Baumarten (inkl. subspontaner Ansiedlungen) – junge Ausprägung	gering (2)		X
NW.5.2	- mittlere Ausprägung	mittel (3)	X	

Biotoptyp*		Wertstufe**	Vorkommen	
Kürzel	**Beschreibung**		**vor WEA-Bau**	**nach/ (während) WEA-Bau**
SG.3.3	naturnahe mesotrophe Gewässer	hoch (4)		X
SS.1.1	Wald- und Gehölzsäume oligo- bis eutropher, trockener bis nasser Standorte	hoch (4)	X	X
SS.2	Kahlschläge und Fluren der Lichtungen	mittel (3)	X	X
SS.6.1.1	Ruderalflächen trocken-warmer Standorte – mit lückiger Vegetation	mittel (3)		X
SS.6.1.2	Ruderalflächen trocken-warmer Standorte – mit dichter Vegetation	mittel (3)		X
SS.6.2.1	Ruderalflächen frischer bis nasser Standorte - mit lückiger Vegetation	gering (2)		X
SS.6.2.2	Ruderalflächen frischer bis nasser Standorte - mit dichter Vegetation	mittel (3)		X
WV.3.2	Vorwald frischer Standorte	mittel (3)	X	X
WV.3.3	Vorwald trocken-warmer Standorte	mittel (3)	X	X
XV.1.3	geschotterter / unbefestigter Verkehrsweg	sehr gering (1)	X	X
XV.2.3	geschotterter Weg oder Weg mit wassergebundener Decke	sehr gering (1)	X	X
XV.2.4	unbefestigter Weg (Graswege oder Wege mit offenem Boden)	mittel (3)	X	X
XV.3.3	Platz mit geschottertem Belag oder wassergebundener Decke	sehr gering (1)		X
XV.4.3	sonstige Verkehrsanlage (WEA)	sehr gering (1)		X

* Biotoptypen nach: BMU (2013)
** Wertstufenskala: sehr gering (1) – Biotopwerte 0-4; gering (2) – Biotopwerte 5-9; mittel (3) – Biotopwerte 10-15; hoch (4) – Biotopwerte 16-18; sehr hoch (5) – Biotopwerte 19-21; hervorragend (6) – Biotopwerte 22-24.

In Anhang 3 sind die Biotoptypenkartierungen im Vergleich mit den Biotoptypen, die vor dem Bau der WEA für die jeweiligen Genehmigungsverfahren erfasst wurden, kartographisch dargestellt. Die Karten wurden für zehn ausgewählte Standorte erstellt, bei denen die Vorkartierungen für die vergleichende Darstellung in entsprechender Qualität vorlagen.

An allen Standorten sind durch den Bau der WEA geschotterte Plätze (Kranstellplatz, XV.3.3) und sonstige Verkehrsanlagen (WEA-Fundament, XV.4.3) mit sehr geringem Wert entstanden (s. Tab. 34 und Anhang 3). Dazu kommen in den meisten Fällen geschotterte Zufahrtswege (XV.1.3), zum Teil reichten die bestehenden Wege bereits aus und es mussten keine zusätzlichen Wege zu den einzelnen Anlagen geschaffen werden. Teils wurden unbefestigte Wege mittlerer Wertstufe zu geschotterten Wegen ausgebaut.

Der tabellarische und kartographische Vergleich der Biotoptypen vor und nach dem Bau der WEA zeigt, dass im Bereich der Eingriffsflächen häufig Nadelwald mittlerer Ausprägung (seltener auch Laubwald) in Anspruch genommen wurde (s. Tab. 34 und Anhang 3). Die am häufigsten gerodeten Waldtypen sind Nadel(misch)forste einheimischer Baumarten außerhalb ihrer (potenziell) natürlichen Standorte (NW.4.2) in mittlerer Ausprägung und mit einem mittlerem Biotopwert. Teilweise wurden auch Forstflächen mit eingeführten Baumarten oder junge Ausprägungen beansprucht. An insgesamt sechs Anlagenstandorten wurden zumindest kleinflächig Buchen-(misch)wälder mittlerer bis älterer Ausprägung gerodet (LW.7.4.2/LW.7.4.3). Außerdem wurden weitere Laub(misch)holzforste junger bis mittlerer Ausprägung genutzt (LW.9.1/LW.9.2). Gehölzsäume, Kahlschläge bzw. Lichtungsfluren und Vorwaldstadien (SS.1.1, SS.2, WV.3.2, WV.3.3) mit hohen bis mittleren Wertigkeiten gehören ebenfalls zu den beanspruchten Biotoptypen.

In Teilbereichen, wie den Montage- oder Rodungsflächen, konnte eine Regeneration zu jungen Wald-/ bzw. Vorwaldstadien (insbesondere NW.5.1, LW 9.1, WV 3.2/3.3) durch natürliche Sukzession oder Aufforstungen einige Jahre nach Errichtung der WEA festgestellt werden. In erster Linie sind allerdings Saumstrukturen sowie Lichtungs- und Ruderalfluren auf den Montage- und Rodungsflächen bzw. Flächen für die Kranausleger entstanden. Am häufigsten konnte zwischen Ruderalfluren trocken-warmer bzw. frischer-nasser Standorte mit lückiger oder dichter Vegetation unterschieden werden (SS.6.1.1/6.1.2/6.2.1/6.2.2; s. Tab. 34 und Anhang 3). Diese Ruderalfluren entstehen durch natürliche Sukzession, z. T: erfolgte allerdings auch eine Ansaat mit Weidegrasmischungen (s. Kap. 5.2.2). An sechs Standorten, an denen die Montageflächen als solche identifiziert werden konnten, wurden diese nach Fertigstellung der Bauarbeiten nicht entsiegelt. Bei zwei weiteren Flächen wurden nur in der Bauphase noch geschotterte Montageflächen kartiert. An einigen Standorten wurden als Ausgleichsmaßnahmen Gebüsche, Hecken oder Baumgruppen angepflanzt oder naturnahe Kleingewässer angelegt.

Tab. 34: Anzahl des Vorkommens der Biotoptypen auf den unterschiedlichen Teilflächen der Eingriffsflächen (s. Abb. 57) und deren Wertstufen ohne Bezug zur jeweiligen Flächengröße vor und nach dem Bau von WEA
(n[vor Bau]=25 und n[nach Bau]=27 WEA-Standorte, davon wurden vier 2013 (während der Bauphase) und 2014 (nach der Bauphase) untersucht)

	Anlagen, Plätze, Wege: XV. [...]					Saumstrukturen, Lichtungs-, Ruderalfluren: SS.[...]						Gebüsche, Hecken, Baumgruppen: GH. [...]				Gewässer, Gräben		Nadelwald: NW. [...]				Laubwald: LW. [...]						Vorwald: WV. [...]	
Biotoptyp*	4.3	3.3	1.3	2.3	2.4	1.1	2	6.1.1	6.1.2	6.2.1	6.2.2	3.3.1	4.1	5.1.1	5.2.1	SG.3.3	FG.5.1.1	4.1	4.2	5.1	5.2	7.4.1	7.4.2	7.4.3	9.1	9.2	10.1	3.2	3.3
vorher																													
WEA							4											1	13		1		3	3	1	1		1	
Kranstellplatz			2				5											4	18		2		4	2	1	1		1	
Zufahrt			11		1	1	5											1	11				4	2	2	3			
Rodung/Montage/Kranausleger (n. differenzierbar)			4		1	1	5											3	9		1		5	2	1			2	1
Kranausleger			5				2											1	9				2			3			
Montage							1												9			1	1			1			
Rodung							2											1	9		1	1	2	2		3			
WEA	31																												
Kranstellplatz		31																											
Zufahrt		3	27																										
Rodung/Montage/Kranausleger (n. differenzierbar)		5	8		1		3	2	2	7	7	1	1	1	1	2				1					1			2	1
Kranausleger		2	13			2	2			10	5								2									1	
Montage		9								4	2																1	1	
Rodung			2	1	2					11	7	1					1										1	2	
Gesamtergebnis	31	50	72	1	5	4	29	2	2	32	21	2	1	1	1	2	1	11	80	1	5	2	21	11	6	12	2	10	2

* Biotoptypen nach: BMU (2013); Wertstufenskala:

1	sehr gering
2	gering
3	mittel
4	hoch
5	sehr hoch
6	hervorragend

Bei Standorten, für die detailierte und flächenscharfe Voruntersuchungen verfügbar sind, kann ein genauer Vergleich der Flächenanteile der einzelnen Biotoptypen vor und nach der Errichtung der Anlagen – teils noch mit dem Zwischenschritt der Bauphase – durchgeführt werden. Dies trifft bei zehn WEA-Standorten aus sechs unterschiedlichen Untersuchungsgebieten zu (vgl. Anhang 3). In Abb. 58 wird deutlich, dass an sechs Standorten die WEA im Umfeld von größtenteils gering- bis mittelwertigen Biotoptyen geplant wurden. Für drei Anlagen wurden allerdings größere Flächen hochwertiger bis hervorragender Biotoptypen einbezogen, dabei ergaben sich negative Differenzen von bis zu 0,7 ha (HE-3-1, RP-5-1) zwischen der Vorkartierung und einem Jahr nach Errichtung der Anlagen zugunsten von sehr geringen bis geringen oder mittleren Wertigkeiten. Durch die Untersuchung der Bauphase in zwei Untersuchungsgebieten wird ersichtlich, dass sich bereits ein Jahr später wieder mittlere Wertigkeiten auf Teilbereichen aus niedrigen oder sehr niedrigen Wertstufen entwickeln können. Dazu trägt auch die Entsiegelung der Montageflächen bei (vgl. Anhang 3, Abb. 54, Abb. 55).

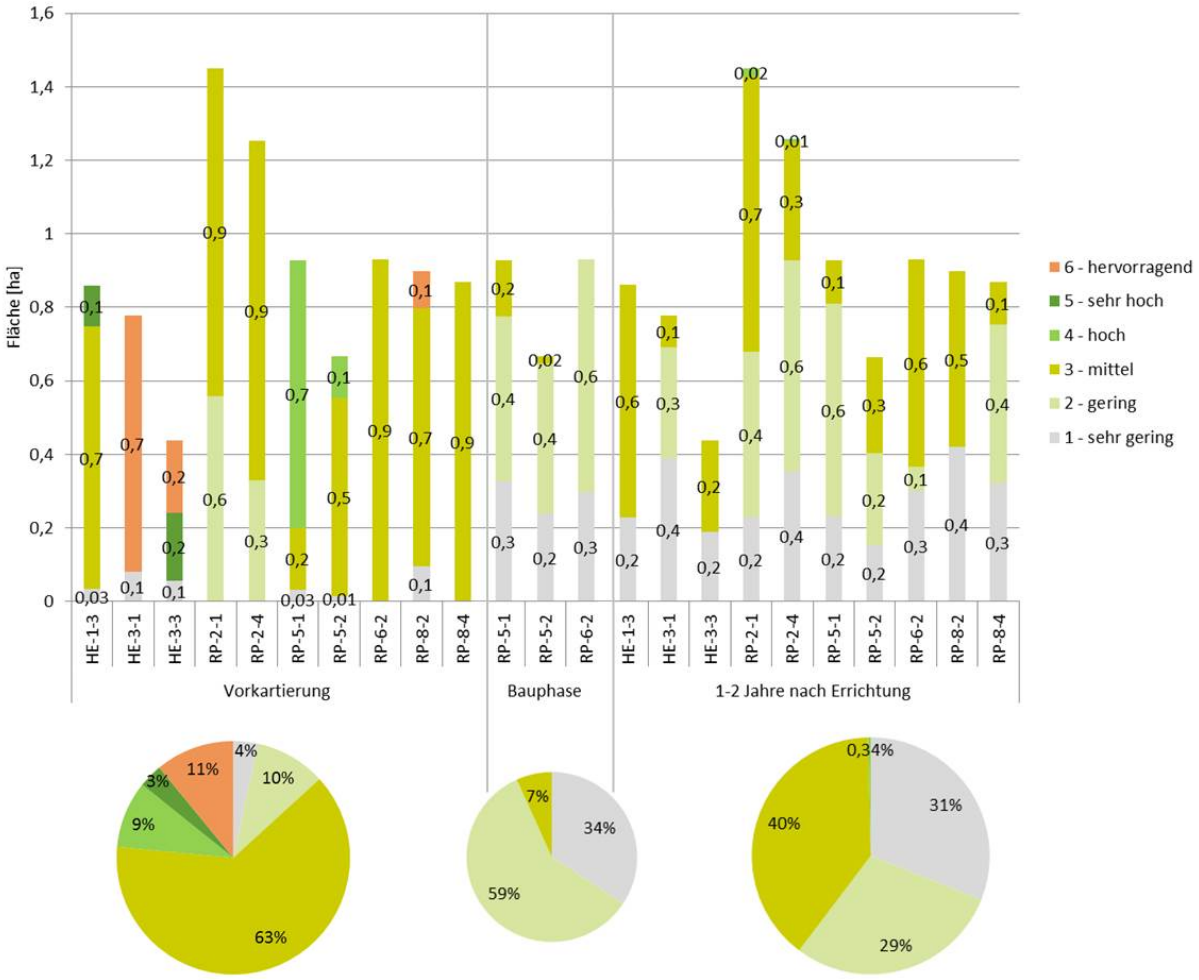


Abb. 58: Wertigkeiten und Flächenanteile der Biotoptypen auf den Eingriffsflächen an zehn WEA-Standorten vor, während und nach der Errichtung der Anlagen

Die vorgefundenen Entwicklungsstadien in den unterschiedlichen Untersuchungsgebieten entsprachen in aller Regel dem Alter der Eingriffsflächen. Junge Standorte wiesen im Umfeld der geschotterten/versiegelten Bereiche Ruderalfluren mit lückiger Vegetation oder Lichtungsfluren und Kahlschlägen auf. In einigen Gebieten wurden junge Anpflanzungen erfasst, zu denen teils

auch nicht einheimische Arten wie Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) oder Roteiche (*Quercus rubra*) zählten. Diesen Entwicklungsstadien können geringe bis mittlere Biotopwerte zugeordnet werden. Bei etwas älteren Standorten (6-13 Jahre) erreichen die Biotopwerte fast immer mittlere – oder in Einzelfällen auch hohe – Wertstufen. Diese Flächen sind in der Regel dichter bewachsen, in einigen Fällen entwickeln sich Wald- und Gehölzsäume sowie Vorwälder. Allerdings weisen auch einige ein- bis zweijährige Standorte durch gezielte Gräser- und Kräuteransaaten bereits eine geschlossene Pflanzendecke auf (s. Kap. 5.2.2).

5.2.2. Vegetation der Eingriffsflächen

Die Vegetation der untersuchten Eingriffsflächen bestand aus verschiedenen naturnahen bis naturfernen Vegetationstypen, welche Kahlschlag- bzw. Waldlichtungsfluren, Waldlichtungsgebüsche oder Ruderalfluren ähnelten. Außerdem kamen Anpflanzungen von Gehölzen und Ansaaten von überwiegend nicht standortgerechten Arten (z. B. Weidelgras) vor. Insgesamt wurden besonders häufig Halblichtpflanzen, Frische- bis Feuchtezeiger, Mäßigwärme- bis Wärmezeiger und Mäßigstickstoff- bis Stickstoffreichtumzeiger erfasst.

Zu den Pflanzen mit einer hohen Stetigkeit auf den Eingriffsflächen zählen sowohl Arten der Süß- und Sauergräser sowie verschiedenste Kräuter, Sträucher und Bäume (in der Regel Keimlinge oder Jungpflanzen) (s. Tab. 35).

Tab. 35: Beispielhafter Auszug aus den Artenlisten für Pflanzen mit einer hohen Stetigkeit, aufgetrennt nach Wuchsformen

Wuchsform	Arten (u. a.)
krautige Pflanzen (Gräser)	*Agrostis capillaris, Arrhenatherum elatius, Dactylis glomerata, Deschampsia cespitosa, Festuca rubra, Holcus lanatus, Lolium perenne, Poa annua, Poa pratensis, Carex ovalis, Juncus effusus*
krautige Pflanzen (Kräuter)	*Achillea millefolium, Artemisia vulgaris, Cirsium arvense, Digitalis purpurea, Epilobium spec., Hypericum perforatum, Mycelis muralis, Prunella vulgaris, Ranunculus repens, Tanacetum vulgare, Trifolium pratense, Trifolium repens, Tussilago farfara, Veronica officinalis*
Sträucher	*Cytisus scoparius, Rubus fruticosus agg., Rubus idaeus, Sambucus racemosa*
Bäume	*Betula pendula, Picea abies, Salix caprea*

Es wurden insgesamt 304 Arten erfasst, hinzu kommen einige Pflanzenarten, die nur bis zur Familie oder Gattung bestimmt werden konnten (ohne Anspruch auf Vollständigkeit). Die minimal erfasste Artenzahl lag auf einer Eingriffsfläche bei zwölf Arten, das Maximum lag bei 112 Arten. Im Mittel wurden 66 Pflanzenarten pro Standort erfasst. Eine Gesamtartenliste befindet sich im Anhang (vgl. Anhang 3, Tab. 15).

Aufgrund der unterschiedlichen Größen der Eingriffsflächen wurden die absoluten Artenzahlen pro Fläche normiert. Bei genauerer Betrachtung der einzelnen Untersuchungsflächen fällt auf, dass es einzelne sehr artenreiche Flächen mit bis zu 76 Arten/1.000 m² gibt, sich jedoch viele im Mittelfeld zwischen 5 und 20 Arten/1.000 m² befinden. Eine Untersuchungsfläche in Hessen sticht mit der höchsten Artenzahl besonders positiv hervor, ansonsten lässt sich jedoch kein eindeutiger Unterschied hinsichtlich der Artenzahl zwischen den Bundesländern feststellen, nicht zuletzt aufgrund der zu geringen Stichproben aus Hessen und Nordrhein-Westfalen (s. Abb. 59).

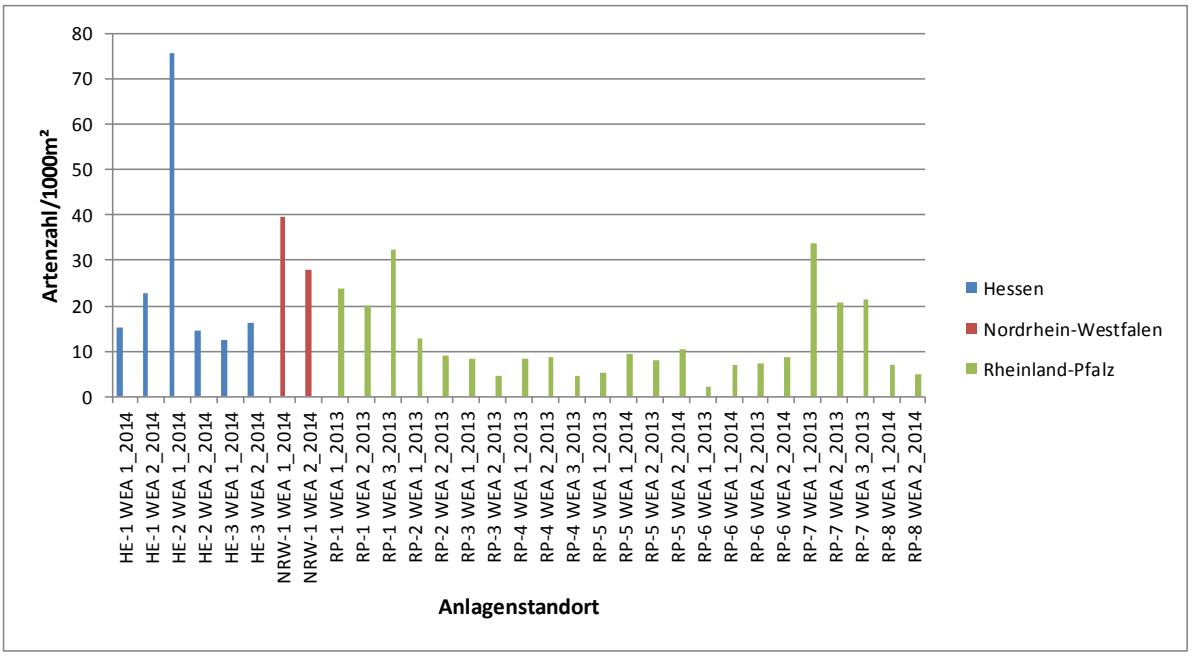


Abb. 59: Artenzahlen der Pflanzen auf den untersuchten Eingriffsflächen in den drei Bundesländern

Das Alter der untersuchten Eingriffsflächen reicht vom Jahr der Inbetriebnahme (0) bis zu 13 Jahren nach dem Bau der Anlagen. Es zeigt sich, dass die älteren Flächen eine höhere Artenzahl aufweisen als die jüngeren. Bei der Trendanalyse wurde ein signifikant positiver Zusammenhang zwischen Alter der Eingriffsfläche und Artenzahl festgestellt (Lineare Regression $p < 0{,}01$), wobei besonders der Sprung zwischen 0 bis 2 Jahren zu 6 bis 13 Jahren auffällig ist (s. Abb. 60).

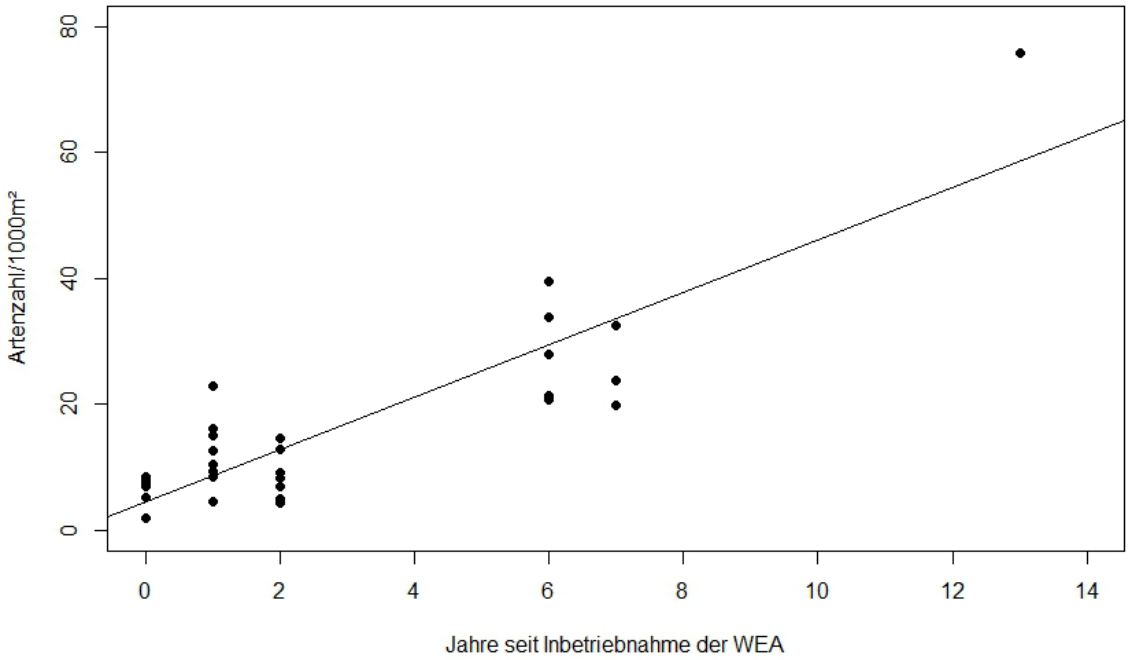


Abb. 60: Artenzahlen in Abhängigkeit vom Alter der Untersuchungsflächen

5.2.2.1. Vegetation verschiedener Teilflächen

Eine Differenzierung der Eingriffsflächen in Teilflächen wurde ab 2014 durchgeführt (s. Abb. 57). Dabei konnten feinere Unterschiede hinsichtlich der Verteilung der Vegetation herausgestellt werden. Zu beachten ist insgesamt der unterschiedliche und teils sehr niedrige Stichprobenumfang. Unter der Bezeichnung „Ansaat“ wurden Flächen zusammengefasst, bei denen ersichtlich war, dass ein Großteil der vorkommenden Pflanzenarten eingesät wurde. Es handelte sich dabei vor allem um verschiedene Gräser (v. a. *Lolium*), Leguminosen sowie unterschiedliche Kreuzblütler. Auf den älteren Rodungsflächen befinden sich teilweise auch Vorwaldstadien. Es ist nicht gänzlich auszuschließen, dass auf diesen Flächen teilweise zunächst auch Ansaaten stattfanden, diese Arten aber nur in den ersten Jahren dominant waren. Abb. 62 gibt einen Eindruck von den unterschiedlichen Teilflächen.

Die Deckungen der einzelnen Vegetationsschichten unterscheiden sich zwischen den Teilflächen. Auf den jungen Schotterflächen (0-2 Jahre) ist der geringste Deckungsgrad der Krautschicht mit größtenteils 0-1 % vorzufinden, die älteren Schotterflächen (6 und 13 Jahre) sind dichter bewachsen mit bis zu 70 % Deckung. Auch bei den Rodungsflächen und Kranauslegern wurde zwischen junger und alter Ausprägung unterschieden, die älteren Flächen wiesen hier ebenso einen höheren Deckungsgrad auf. Auf Einzelflächen kam hier auch eine nennenswerte Strauchschicht vor. Bei den jüngeren Flächen wurde mehrfach kurz vor der Kartierung frisches Bodenmaterial aufgetragen und planiert, die Vegetation hatte in diesen Fällen kaum Zeit, sich zu entwickeln. Die Flächen auf denen eine Ansaat stattgefunden hatte, erreichten ähnlich hohe Deckungsgrade in der Krautschicht wie bei den älteren Rodungsflächen (s. Tab. 36). Diese Ansaaten haben auf jungen Eingriffsflächen stattgefunden und führten dazu, dass bereits nach kurzer Entwicklungszeit eine dichte und gleichmäßige Pflanzennarbe vorhanden war. Es ist jedoch nicht auszuschließen, dass sich vor allem unter den frisch hergerichteten Rodungsflächen noch weitere Ansaaten befinden, diese nur noch nicht als solche erkannt wurden.

Tab. 36: Deckungen der Vegetationsschichten, unterschieden zwischen geschotterten bzw. versiegelten Flächen (Zufahrt, Kranstellfläche, Anlagenfuß) und gerodeten Flächen (Montagefläche, Kranausleger, sonstige Rodungsfläche) sowie offensichtlichen Ansaaten (nur 2014)

Teilfläche	Kürzel	Anzahl		Deckungen [%]*		
				KSc	SSc	BSc
geschotterte/versiegelte Fläche (jung)	AA	12	Median	1	0	0
			Min	1	0	0
			Max	60	0	0
geschotterte/versiegelte Fläche (alt)	AB	4	Median	25	1	0
			Min	5	0	0
			Max	70	1	0
gerodete Fläche (jung)	BA	9	Median	30	0	0
			Min	1	0	0
			Max	85	5	0
gerodete Fläche (alt)	BB	5	Median	90	0	0
			Min	40	0	0
			Max	100	90	10

Teilfläche	Kürzel	Anzahl		Deckungen [%]*		
				KSc	SSc	BSc
Ansaat	C	14	Median	62,5	0	0
			Min	35	0	0
			Max	100	1	0

* KSc = Krautschicht; SSc = Strauchschicht; BSc = Baumschicht

In Abb. 61 fällt die hohe Artenzahl auf den älteren Schotterflächen im Vergleich zu den anderen Teilflächen auf. Die angesäten Flächen heben sich trotz des hohen Deckungsgrades hinsichtlich der Artenzahl kaum von den jungen Rodungsflächen ab. Die älteren Rodungsflächen wiesen unterschiedliche, im Mittel etwas höhere Artenzahlen auf. Die älteren Flächen spiegeln hier auch das Ergebnis aus Abb. 60 wieder.

Da bei den Erfassungen keine Deckungsgrade einzelner Arten erhoben wurden, lassen sich die Teilflächen hinsichtlich der genaueren Artenzusammensetzung (Deckungen der einzelnen Arten) und deren ökologischen Eigenschaften kaum differenzieren. Mit den vorhandenen Präsenz-Absenz-Daten lassen sich keine signifikanten Unterschiede hinsichtlich der Ellenberg-Zeigerwerte feststellen.

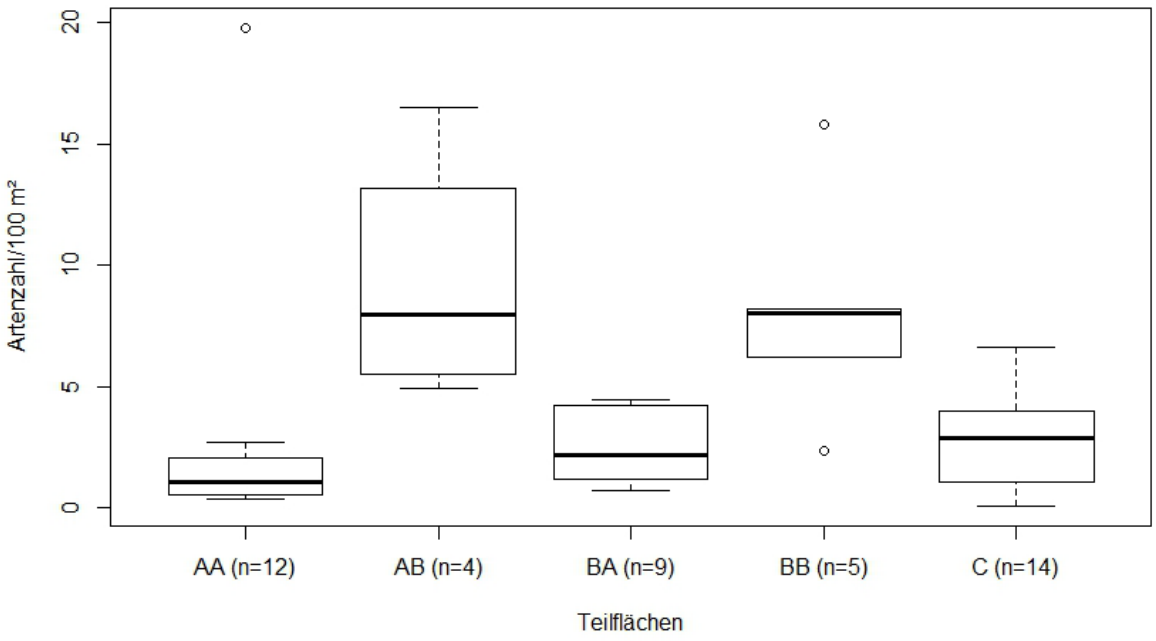


Abb. 61: Artenzahlen der Pflanzen auf den fünf Teilflächen
(geschotterte/versiegelte Flächen jung, alt = AA, AB; gerodete Flächen jung, alt = BA, BB; Ansaat = C)

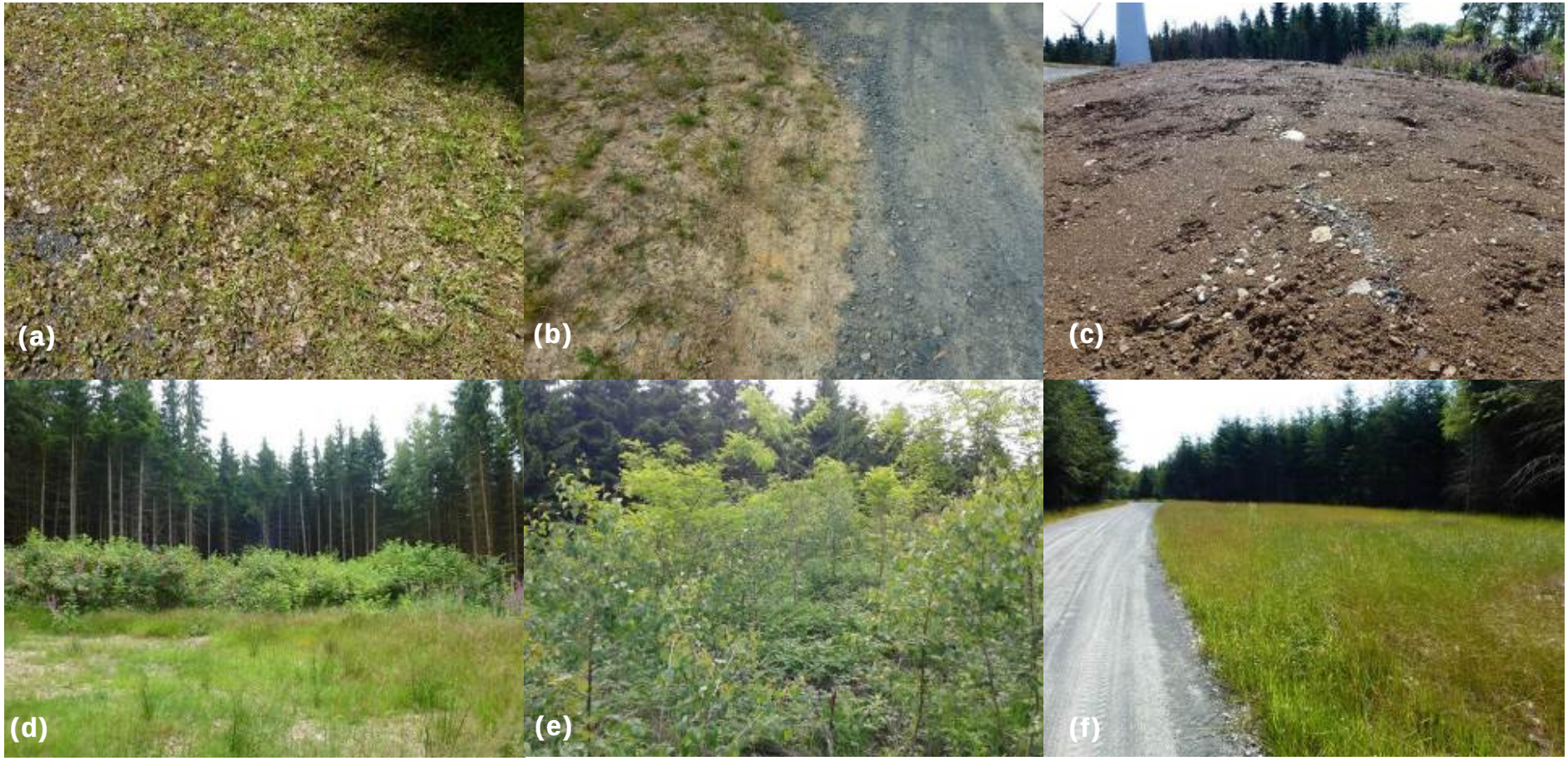


Abb. 62: Eindrücke der Eingriffsflächen
(a) eine ältere, stark bewachsene Schotterfläche, (b) Übergang zwischen frischer Rodungs- zur Schotterfläche, (c) frisch planierte Rodungsfläche, (d) frische, mäßig bewachsene Fläche des Kranauslegers mit Blick zum Waldrand, (e) vorwaldähnliche, stark bewachsene ältere Rodungsfläche, (f) frisch geschotterter Zufahrtsweg mit eingesäter Kranauslegerfläche (Fotos: ARSU GmbH, K. Menke & M. Warnke)

5.2.2.2. Gefährdete Arten

Es wurden 17 Rote Liste-Arten auf den Untersuchungsflächen gefunden. Auffällig sind die in Nordrhein-Westfalen gelegenen Flächen mit insgesamt acht bedrohten Arten (s. Tab. 37). 2014 wurden zehn dieser Arten auf Schotterflächen gefunden, acht auf den Rodungsflächen und Kranauslegern sowie vier auf den Flächen mit Ansaat.

Zu den Rote Liste-Arten zählen Gräser und Kräuter mit unterschiedlichen Ansprüchen. Als stark gefährdete bzw. vom Aussterben bedrohte Arten sind Acker-Ziest, die Weiße Braunelle und das Acker-Filzkraut hervorzuheben (s. Tab. 37). Alle drei Arten wurden auf Schotterflächen gefunden, die Braunelle und der Acker-Ziest ebenso auf steinigem Substrat am Rande einer Rodungsfläche. Die Braunelle benötigt kalkhaltige, trocken-steinige Böden, der Ziest lebt auf Äckern und kurzlebigen Unkrautfluren, das Acker-Filzkraut bevorzugt kalkarme steinige bis sandige Böden. Bemerkenswert ist außerdem das Vorkommen der Ginster-Sommerwurz, einer parasitären Blütenpflanze. An den Fundorten wuchs Besenginster (*Cytisus scoparius*) in der Nachbarschaft, welcher der Art als Wirt dient (BFN o. J.).

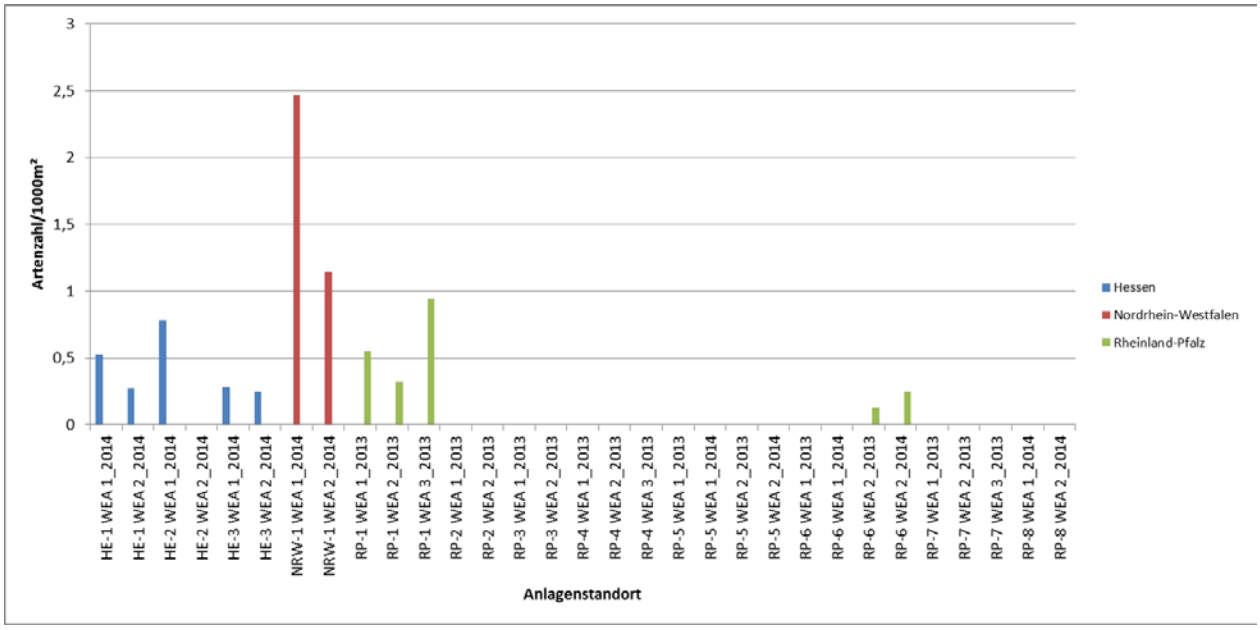


Abb. 63: Rote Liste-Arten auf den Eingriffsflächen[10]
(inkl. Vorwarnliste und Gefährdung anzunehmen)

[10] Quellen: RL BRD: LUDWIG & SCHNITTLER (1996), RL HE: BVNH (2008), RL NRW: RAABE *et al.* (2011), RL RP: KORNECK *et al.* (1988)

Tab. 37: Rote Liste-Arten mit Angabe der Stetigkeit auf den Eingriffsflächen und dem Vorkommen in den Bundesländern

Art (wissenschaftl.)	Art (deutsch)	Stetigkeit	Vorkommen			Rote Listen			
			HE	NRW	RP	BRD	HE	NRW	RP
Anthemis tinctoria	Färber-Hundskamille	1		x		*	*	3	*
Bromus racemosus	Trauben-Trespe	1			x	3	3	3	3
Carex echinata	Igel-Segge	5	x		x	*	V	3	*
Cynosurus cristatus	Wiesen-Kammgras	1		x		*	*	V	*
Dianthus deltoides	Heide-Nelke	2	x	x		*	V	3	*
Filago arvensis	Acker-Filzkraut	2		x	x	3	3	1	3
Gypsopholia muralis	Mauer-Gipskraut	1	x			3	3	1	3
Hieracium floribundum	Reichblütiges Habichtskraut	4			x	G	-	2	D
Hieracium pilosella	Kleines Habichtskraut	2		x	x	*	*	V	*
Linum catharticum	Purgier-Lein	4		x	x	*	V	V	*
Luzula congesta	Kopfige Hainsimse	1			x	*	3	*	3
Orobanche rapum-genistae	Ginster-Sommerwurz	2		x		3	3	3	3
Potentilla erecta	Blutwurz	8	x	x	x	*	*	V	*
Prunella laciniata	Weiße Braunelle	2	x			3+	2	1	2
Sagina micropetala	Aufrechtes Mastkraut	1			x	*	3	*	3
Silene armeria	Nelken-Leimkraut	1	x			*	R	u	*
Stachys arvensis	Acker-Ziest	3	x	x		3	3	2	3

Rote Liste Kategorien: * = ungefährdet, 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, G = Gefährdung anzunehmen, V = Vorwarnliste
RL BRD: LUDWIG & SCHNITTLER (1996)
RL HE: BVNH (2008)
RL NRW: RAABE *et al.* (2011)
RL RP: KORNECK *et al.* (1988)

5.2.2.3. Invasive Arten

Unter den auf den Eingriffsflächen erfassten Pflanzenarten befinden sich einige gebietsfremde Arten, d. h. Arten, die von Natur aus nicht in Deutschland vorkommen, sondern erst durch den anthropogenen Einfluss eingeführt wurden. Gebietsfremde Arten, die unerwünschte Auswirkungen auf andere Arten, Lebensgemeinschaften oder Biotope haben, werden als „invasiv“ bezeichnet. Invasive Arten treten beispielsweise mit einheimischen Arten in Konkurrenz und können diese aus ihrem Lebensraum verdrängen.[11] Eine naturschutzfachliche Bewertung der Invasivität wild lebender, gebietsfremder Gefäßpflanzen geben NEHRING *et al.* (2013). Unter den nichtheimischen Pflanzenarten der Eingriffsflächen sind fünf von acht als invasiv eingestuft, keine dieser Arten besaß jedoch eine hohe Stetigkeit, d. h. sie wurden nur auf wenigen Eingriffsflächen gefunden (s. Tab. 38). Es handelt sich um etablierte Arten mit großräumigem Vorkommen in Deutschland, teilweise sind die ökosystemaren Auswirkungen noch unzureichend erforscht. Zu beachten ist, dass insbesondere *Pseudotsuga menziesii* und *Quercus rubra* gezielt als Forstbaumarten angepflanzt werden und aus diesem Grund auch auf den Eingriffsflächen der WEA vorkommen. Der

[11] http://www.neobiota.de/definition_neobiota.html, abgerufen am 08.07.2015

Anbau solcher Arten durch Land- und Forstwirtschaft ist gemäß § 40 Abs. 4 BNatSchG gestattet und bedarf keiner Genehmigung.

Veränderungen durch das Vorkommen der gebietsfremden Arten auf die Vegetationsstruktur und Nährstoffdynamik werden von NEHRING *et al.* (2013) besonders häufig genannt, bspw. kann die Naturverjüngung in Wäldern gehemmt werden oder Artenzahlen und Abundanzen anderer Arten nehmen ab (Interspezifische Konkurrenz). Dies kann vor allem in naturnahen wertvollen Lebensräumen problematisch werden, wie z. B. bei starker Ausbreitung von *Prunus serotina* in Heiden oder Eichen-Kiefern-Wäldern. Hier sind auch negative Auswirkungen auf die Forstwirtschaft zu nennen.

Tab. 38: Zusammenstellung von gebietsfremden Gefäßpflanzen der Eingriffsflächen von WEA
(Invasivitätsbewertung nach Nehring et al. (2013))

Art (wissen-schaftl.)	Art (deutsch)	Stetigkeit auf Eingriffs-flächen	Invasivität	Verbreitung in D	Negative ökosystemare Auswirkungen	Vorkommen in wertvollen Lebensräumen	Sonstiges
Impatiens glandulifera	Drüsiges Springkraut	4	potentiell invasiv	großräu-mig, etabliert	unbekannt, Forschungsbedarf vorhanden, evtl. u. a. negative Auswirkungen durch Veränderungen von Nahrungs-beziehungen und Vegetationsstrukturen	u. a. Gewässeränder, Feucht-wiesen (Hartmann et al. 1995 in NEHRING *et al.* 2013)	negative Auswirkungen u. a. Forstwirtschaft (vermutl. Beeinträchti-gung der Naturverjün-gung, (Ammer et al. 2011 in NEHRING *et al.* 2013)
Impatiens parviflora	Kleines Springkraut	4	potentiell invasiv	großräu-mig, etabliert	bislang keine	frische bis feuchte Waldsäu-me, Laubmischwälder etc. (Rothmaler 2011 in NEHRING *et al.* 2013)	
Lupinus polyphyllus	Vielblättrige Lupine	5	invasiv	großräu-mig, etab-liert	Einflüsse auf Nährstoffdynamik und Bodenchemismus, Verände-rung der Vegetationsstrukturen	u. a. Saumbiotope, lichte und thermophile Waldgesellschaf-ten (Falinksi 1998 in NEHRING *et al.* 2013)	
Prunus serotina	Späte Traubenkirsche	2	invasiv	großräu-mig, etab-liert	Einflüsse auf Bodenbildung und Veränderung von Vegetations-strukturen	Eichen-Kiefern-Wälder, Mager-rasen, Heiden, Feuchtgebiete (Starfinger 2010 in NEHRING *et al.* 2013)	negative ökonomische Auswirkungen auf die Forstwirtschaft, u. a. Be-hinderung der Naturver-jüngung (Haag & Wilhelm 1998 in NEHRING *et al.* 2013)
Pseudotsuga menziesii	Douglasie	3	invasiv	großräu-mig, etab-liert	Veränderung von Vegetations-strukturen & Nahrungsbezie-hungen, Einflüsse auf Nähr-stoffdynamik und Bodenche-mismus	natürlich waldfreie Felsstand-orte und naturnahe Birken-Eichenwälder (Knoerzer 1999 in NEHRING *et al.* 2013)	

Art (wissen-schaftl.)	Art (deutsch)	Stetigkeit auf Eingriffs-flächen	Invasivität	Verbreitung in D	Negative ökosystemare Auswirkungen	Vorkommen in wertvollen Lebensräumen	Sonstiges
Quercus rubra	Rot-Eiche	3	invasiv	großräu-mig, etab-liert	Einflüsse auf Bodenbildung und Vegetationsstrukturen, Verände-rung von Nahrungsbeziehungen	u. a. naturnahe Eichenwaldge-sellschaften (Dressel & Jäger 2002 in NEHRING *et al.* 2013)	
Robinia pseudoacacia	Robinie	3	invasiv	großräu-mig, etab-liert	Einflüsse auf Nährstoffdynamik und Bodenchemismus, Verände-rung der Vegetationsstrukturen	u. a. Trockenwälder und -gebüsche (Krausch 2001 in NEHRING *et al.* 2013)	
Senecio inaequidens	Schmalblättri-ges Greiskraut	5	potentiell invasiv	großräu-mig, etab-liert	bislang keine, Forschungsbedarf vorhanden	u. a. vereinzelte Vorkommen auf Felsstandorten (Adolphi 1997 in NEHRING *et al.* 2013)	für Menschen giftig (Boehmer et al. 2001 in NEHRING *et al.* 2013) negative ökonomische Auswirkungen auf Tier-zucht, Landwirtschaft und Verkehr

5.2.3. Waldinanspruchnahme – Auswertung der Fachgutachten

5.2.3.1. Dauerhafte und temporäre Waldinanspruchnahme

Für insgesamt 52 Vorhaben liegen Gutachten mit Angaben zur insgesamt zu rodenden Waldfläche aus dem Zeitraum von 2003 bis 2014 vor (s. Abb. 64). Demnach müssen pro WEA durchschnittlich 0,64 ha Wald dauerhaft oder temporär gerodet werden. Die Spanne ist mit Werten von jeweils knapp über 0,2 ha bis 1,4 ha höher als bei der bodenbezogenen Flächeninanspruchnahme, bei der ja lediglich die dauerhafte Versiegelung betrachtet wird, da nur sie relevant im Sinne der Eingriffsregelung ist (vgl. Kap. 7.1). Im Bereich des unteren Spannenwertes weisen nur drei Vorhaben Werte von unter 0,3 ha pro WEA zu rodender Fläche auf, für weitere acht Vorhaben können Werte bis unter 0,5 ha pro WEA ermittelt werden. Der obere Spannenwert von rund 1,4 ha stellt einen Extremwert dar, der aufgrund des Standortes und einer damit verbundenen langen und komplexen Zufahrt stark erhöhte temporäre Rodungen erforderte. Nur vier Vorhaben weisen insgesamt Werte von über 1,0 ha pro WEA auf, weitere vier Vorhaben Werte von über 0,9 ha. In allen übrigen Vorhaben (n=33) mussten pro WEA durchschnittlich zwischen 0,5 ha und weniger als 0,9 ha Wald gerodet werden.

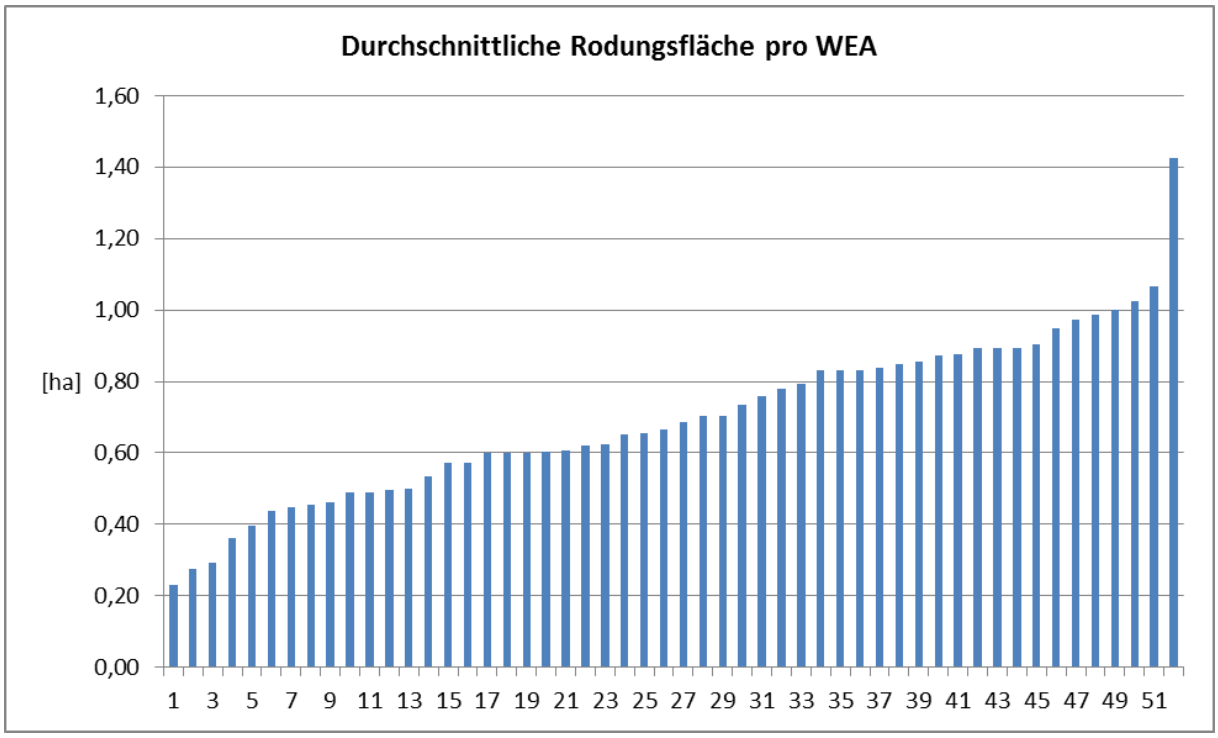


Abb. 64: Durchschnittliche temporäre und dauerhafte Rodungsfläche pro WEA
(n=52 Gutachten von 2003 bis 2014, sortiert nach Größe)

Beschränkt man die Auswertung auf die Gutachten, die ab 2011 erstellt wurden, um ausschließlich Projekte mit heute gängigen Anlagengrößen zu betrachten, so verbleiben 40 Vorhaben mit einem leicht höheren Durchschnittswert von 0,68 ha pro WEA an dauerhaft und temporär zu rodender Fläche. Die Spanne bei den einzelnen Vorhaben reicht hierbei von 0,4 ha bis – unverändert – 1,4 ha.

5.2.3.2. Anteile temporär und dauerhaft zu rodender Flächen sowie Anteil der Zufahrt an der dauerhaften Waldrodung

Für 45 Vorhaben (mit insgesamt 216 WEA und Gutachten aus dem Zeitraum 2004-2014) sind die Angaben für die Waldrodung in den Gutachten in Einzelwerte für die temporäre und dauerhafte Rodung aufgeschlüsselt. Demnach beträgt die im Rahmen der dauerhaften Waldumwandlung zu rodende Fläche durchschnittlich 0,35 ha pro WEA (Spanne 0,14-0,71 ha) und die temporär zu rodende Fläche durchschnittlich 0,31 ha pro WEA (Spanne 0,09-0,99 ha). Zusätzlich zur dauerhaften Waldrodung muss also im Zuge der Errichtung der Anlagen zunächst Wald in nahezu gleichem Umfang gerodet werden.

Beschränkt man die Auswertung auch hier auf die Gutachten aus den Jahren ab 2011 (38 auswertbare Vorhaben), so liegen die Durchschnittswerte für die dauerhafte Waldumwandlung leicht erhöht bei 0,37 ha pro WEA und die temporär zu rodende Fläche geringfügig niedriger (0,30 ha). Bei den Spannen steigen lediglich die unteren Spannenwerte geringfügig. Für die dauerhaft zu rodenden Flächen liegt die Spanne zwischen 0,18 und 0,71 ha und für die temporär zu rodenden Flächen zwischen 0,17 und 0,99 ha.

In den Gutachten für 22 Projekte (mit gesamt 87 WEA) war die dauerhaft gerodete Fläche noch weiter untergliedert in durchschnittlich 0,26 ha für WEA und Kranstellfläche (Spanne 0,09-0,49 ha) und knapp 0,07 ha für die Zufahrt (Spanne 0,02-0,42 ha). Das entspricht einem Verhältnis von knapp 3:1. Dieses Verhältnis bleibt auch bei einer Beschränkung der Auswertung auf die Gutachten aus den Jahren ab 2011 unverändert (0,28 ha für WEA und Kranstellplatz sowie 0,09 für die Zufahrt; 17 Projekte).

5.2.3.3. Zeitliche Entwicklungstendenzen bei der Waldinanspruchnahme durch Windenergieanlagen

Bei einer chronologischen Betrachtung der Gesamt-Waldinanspruchnahme (52 auswertbare Gutachten) zeichnet sich ähnlich wie bei der Inanspruchnahme des Bodens (vgl. Kap. 7.1) eine steigende Entwicklung ab (s. Abb. 65). Die Trendlinie im Betrachtungszeitraum zwischen 2003 und 2014 weist hier eine Vervierfachung auf. Dies gilt sowohl für die absolute Fläche pro WEA als auch für die relative Fläche pro Megawatt installierter Nennleistung. Es ist allerdings zu berücksichtigen, dass die Werte für die Jahre 2003 bis 2007 aus jeweils nur einem Vorhaben stammen und in weiteren Jahren die Zahl der ausgewerteten Projekte begrenzt blieb (2009, 2010 und 2014 jeweils max. vier Projekte).

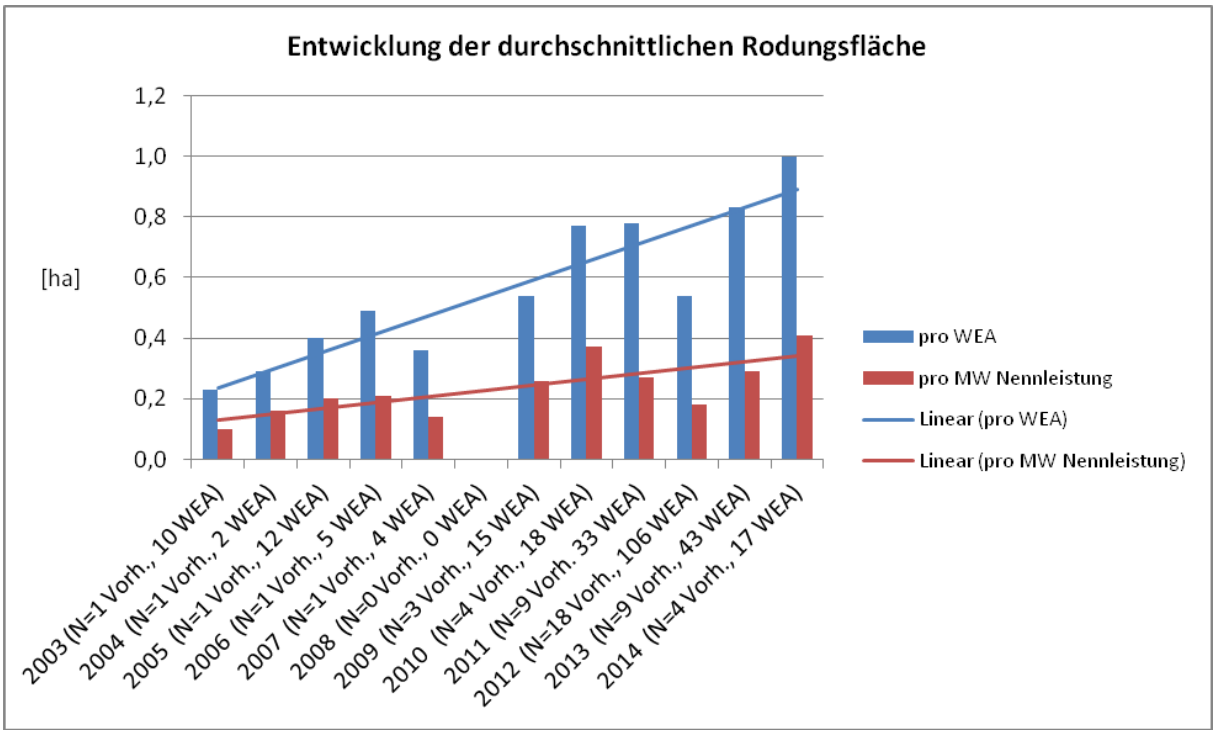


Abb. 65: Entwicklung der durchschnittlichen Rodungsfläche pro WEA bzw. pro MW Nennleistung in den Jahren 2003 bis 2014
(n=52 Gutachten von 2003 bis 2014)

5.3. Diskussion

5.3.1. Biotoptypen und Pflanzen

Die Ergebnisse der Biotopkartierungen zeigen, dass im Teilbereich der Rodungsflächen bereits kurzfristig nach dem Anlagenbau vergleichbare Biotopwertstufen wie vor dem Bau erreicht werden können. Dies trifft insbesondere für die häufig beanspruchten, mittelwertigen Biotoptypen zu, besonders wertvolle, d. h. sehr hohe und hervorragende Biotopwerte (z. B. ältere Laubwälder) können in kurzer Zeit nicht wieder hergestellt werden. Dennoch zeigt sich die Tendenz, dass ältere Standorte (≥ 6 Jahre) durchaus in Teilbereichen wieder hohe Wertstufen erlangen können, in der Regel wurden aber auch nach längerer Zeit mittelwertige Biotoptypen erfasst. Auf einem gewissen Flächenanteil entstehen bei jeder WEA-Errichtung geringwertige Biotoptypen (versiegelte Flächen), welche dauerhaft jedoch nur kleinräumig bestehen bleiben. Vielfach werden Montageflächen nach der Bauphase entsiegelt und können sich somit zu höherwertigen Biotoptypen entwickeln. Durch Ausgleichsmaßnahmen vor Ort, wie das Anlegen naturnaher Kleingewässer oder das Anpflanzen von Gebüschen, Hecken oder Baumgruppen, können bei Verwendung von einheimischen Arten kurzfristig Aufwertungen hinzu mittleren bis hohen Wertigkeiten erzielt werden.

Der Artenreichtum auf einer Vielzahl der Eingriffsflächen ist durchaus nicht ungewöhnlich, vergleicht man die Rodungsflächen und Kranausleger mit Waldlichtungsfluren, welche sich auf Kahlschlägen oder Brandflächen einstellen. Typische Arten sind dort beispielsweise *Epilobium angustifolium*, *Deschampsia cespitosa*, *Rubus idaeus* und *Digitalis purpurea*. Sofern natürliche Sukzession zugelassen wird, zeigt sich, dass sich solche Arten sehr schnell und ohne menschliches

Eingreifen ansiedeln, da viele Samen bereits im Boden des Waldes vorhanden sind und nur auf günstige Entwicklungsbedingungen warten. Da auf den Eingriffsflächen jeglicher Baumbestand und sein Unterwuchs entfernt werden, nimmt der Lichteinfall auf den Boden zunächst stark zu. Zudem wird der Boden in der Regel umgelagert, was die Mobilisierung von Stickstoffvorräten im Oberboden fördert, lichtbedürftige Arten können sich deshalb schnell entwickeln (ELLENBERG 1996). Zu berücksichtigen ist auf den Eingriffsflächen für den Bau von WEA allerdings die stärkere Bodenverdichtung im Vergleich zu gewöhnlichen Kahlschlägen. Diese kann sich – z. B. durch Sauerstoffmangel im Boden – negativ auf die Pflanzenentwicklung auswirken und sollte im Zuge von Aufschüttungen und Planierung von Bodenmaterial möglichst gering gehalten werden (vgl. z. B. GAERTIG & GREEN 2008).

Es ist nicht ungewöhnlich, dass auf den Eingriffsflächen einige Feuchtezeiger (z. B. *Juncus effusus*) vorkommen. Da die verbliebenen Bäume um die Eingriffsflächen herum Windschutz bieten und auf der Fläche selbst keine Bäume mehr vorhanden sind, welche die Wasservorräte aufbrauchen, ist der Boden häufig etwas feuchter (ELLENBERG 1996). Daneben können Bodenverdichtungen zu Staunässe führen und die Ansiedlung feuchteliebender Arten fördern. GAERTIG & GREEN (2008) konnten in einer Studie zur Waldbodenvegetation auf befahrungsbedingt gestörten Böden zeigen, dass bspw. die Flatterbinse als zuverlässiger Weiser für verdichtete Bodenbereiche angesehen werden kann. Sie toleriert relativ betrachtet die höchsten CO_2-Konzentrationen und einen hohen Verformungsschaden im Oberboden. Sie kommen zu dem Fazit, dass Pflanzen, welche üblicherweise als Nässezeiger aufgeführt werden, auf strukturgestörten Böden konkurrenzstärker werden.

Zwei bis drei Jahre nach der Störung sind die durch Umlagerungsprozesse mobilisierten Nährstoffvorräte in der Regel aufgebraucht und mehrjährige krautige Pflanzen verdrängen mit der Zeit die kurzlebigen Arten. Pioniergehölze und Waldlichtungsgebüsche stellen sich ein, dazu zählen unter anderem Arten der Gattungen *Sambucus, Betula* und *Salix* (ELLENBERG 1996). Bei den Eingriffsflächen wurden mehrere Stadien dieser Sukzessionsreihe gefunden. Bei längerer Sukzession würde die Lichtungsflora weiter abnehmen und eine oder wenige Hauptbaumarten heranwachsen. Die Artenzusammensetzung am Boden würde sich wieder derer von entsprechenden Wäldern annähern (ebd.).

Die teilversiegelten Flächen werden als Biotoptyp grundsätzlich als sehr geringwertig eingestuft. Es bleibt dennoch festzuhalten, dass der Artenreichtum auf den Schotterflächen teilweise noch über den der Rodungsflächen hinausgeht, wenngleich der Deckungsgrad der Vegetation aufgrund des ungünstigeren und zunächst humusfreien Substrats deutlich geringer ist (s. Abb. 61, Tab. 36). Auch zeigte sich, dass einzelne spezialisierte Rote Liste-Arten auf bzw. an dem Rand der Schotterflächen gefunden wurden, z. B. Trockenheitszeiger wie *Filago arvensis*. In kleinen Senken staut sich das Wasser jedoch auch häufig auf dem Schotter. Dies führt dazu, dass auch hier Feuchtezeiger, wie beispielsweise *Carex echinata*, vorkommen können. Somit bieten diese naturfernen geschotterten Bereiche durchaus Ersatzlebensräume für einzelne spezialisierte Arten und viele wenig anspruchsvolle Arten. Da diese Flächen durch Befahrung und anderweitige Nutzung (z. B. Zwischenlagerung von Baumaterialien) dauerhaft mehr oder weniger frei gehalten werden, können hier auch noch nach vielen Jahren hauptsächlich krautige Pflanzen gefunden werden.

Bei neueren Windparks wurde vielfach festgestellt, dass künstliche und nicht standortgerechte Ansaaten auf den Eingriffsflächen erfolgten, die zunächst eine natürliche Sukzessionsreihenfolge verhindern. Es wurden Mischungen verschiedener Nutzpflanzen bestehend aus Gräsern (v. a. *Lolium*), Leguminosen, sowie unterschiedlichen Kreuzblütlern ausgebracht. Es wird davon ausge-

gangen, dass es sich dabei um Wildschutzmischungen handelt, welche häufig von Jägern verwendet werden. Teilweise waren die Ansaaten in den Landschaftspflegerischen Begleitplänen, die im Zuge der Genehmigungsverfahren erstellt wurden, vorgesehen. Die Maßnahme wurde durch die schneller einsetzende flächige Begrünung der Eingriffsflächen begründet, wodurch eine höhere Akzeptanz bei Erholungssuchenden erzielt und das Nahrungsangebot für Kleintiere und Vögel gefördert werden soll. Außerdem sollte durch die Ansaat das Kollisionsrisiko von Greif- und Großvögeln verringert werden, da Kleinsäuger in einer dichten Vegetation für Vögel aus der Luft schwieriger zu erkennen sind. Es wurde z. T. empfohlen, regionales Saatgut zu verwenden, jedoch wurden nur unspezifische Vorgaben für die genaue Artenzusammensetzung der Mischungen gemacht.

Mit Blick auf die Ergebnisse der eigenen Kartierungen ist eine Ansaat zur schnellen Wiederbegrünung nicht zwingend notwendig. Es stellt sich auch ohne Ansaat in der Regel schnell eine üppige, wenn auch heterogenere Pflanzendecke ein, welche hauptsächlich aus typischen Waldlichtungsarten besteht. Generell werden für Ansaaten Arten empfohlen, die natürlicherweise auf Waldlichtungsfluren oder Waldrändern vorkommen. Es sollte Saatgut aus der entsprechenden Region verwendet werden, beispielsweise eine Mischung von Rotem Straußgras (*Agrostis capillaris*), Wiesenrispe (*Poa pratensis*) und Gewöhnlichem Glatthafer (*Arrhenatherum elatius*).

Das Auffahren und Umlagern von Bodenmaterial in der Bauphase birgt die Gefahr einer Ansiedelung von standortfremden und invasiven Arten in den Wald (z. B. *Lupinus polyphyllus*). Durch die Störungen und Bearbeitungen der Böden könnten sich invasive Arten ggf. leichter ansiedeln, auch ohne dass sie direkt durch Baufahrzeuge etc. eingeschleppt wurden.

5.3.2. Waldinanspruchnahme

Für die in den letzten Jahren im Wald eingesetzten Anlagentypen beträgt die insgesamt zu rodende Fläche, d. h. die Fläche, die dauerhaft forstrechtlich umgewandelt wird sowie die temporär im Zuge der Errichtung der WEA zu rodende Fläche, durchschnittlich knapp unter 0,7 ha pro WEA. Dabei gibt es Projekte mit Werten von 0,4 Hektar bis hin zu knapp über einem Hektar. Nur in Einzelfällen liegt die zu rodende Fläche höher. Damit liegen die Werte für die dauerhafte und temporäre Waldinanspruchnahme entsprechend der ausgewerteten Gutachten nahe an den vom BFN (2011) angegebenen Werten von 0,2 bis 1,0 Hektar.

Etwas mehr als die Hälfte der zu rodenden Flächen bleibt durch eine forstrechtliche Umwandlung der Waldfläche für WEA-Fundament, Kranstellplatz und Zufahrt dauerhaft baumfrei. Die übrige Fläche wird der Sukzession überlassen bzw. wieder aufgeforstet. Der Anteil der WEA und des Kranstellplatzes am dauerhaften Waldverlust ist durchschnittlich rund dreifach höher als der Anteil der Zufahrt (knapp 0,3 ha zu knapp 0,1 ha). Im Zusammenhang mit Waldstandorten angegebene höhere Werte (z. B. in VAHRENHOLT 2013; AHLBORN 2015) können demnach als haltlos angesehen werden.

Sowohl bei der Betrachtung der insgesamt zu rodenden Fläche als auch bei der differenzierten Betrachtung von anlagen- und zufahrtbedingter dauerhafter Waldumwandlung sowie temporärer Rodung und auch bei einer weiter differenzierten Betrachtung fallen relativ große Spannen bei den Werten auf. Diese Spannen sind durch verschiedene Faktoren bedingt, die jedoch maßgeblich vom Standort der einzelnen WEA bzw. des Windparks abhängen. So gibt es Einzelanlagen, deren Fundament zwar im Waldkörper am Waldrand liegt, der Kranstellplatz und temporären

Montageflächen sowie die Zufahrt jedoch im Offenland. Dies führt zu einem sehr geringen Umfang zu rodender Flächen. In einzelnen Projekten wurde eine Verschiebung einzelner Anlagen an den Waldrand vorgenommen.

Werden Vorhaben in bereits gut durch Wege erschlossenen Wäldern lokalisiert, werden für die Herstellung der Zufahrt entsprechend geringe Flächen zusätzlich zu roden sein. Das dies häufig gelingt, spiegelt das durchschnittliche Verhältnis von 3:1 zwischen anlagenbedingter und zufahrtbedingter Rodung wieder. Auch können Lager- oder Montageflächen flächensparend in die Zuwegung integriert werden. Für Vorhaben, die gänzlich in vormals geschlossenen, d. h. gar nicht oder wenig erschlossenen Waldkörpern realisiert werden, müssen entsprechend umfangreiche Flächen für die Anlagen und Zufahrt gerodet werden. Auch ein topographisch komplexes Gelände kann aufgrund zu überwindender Höhenmeter, (Steigungen, Kurvenradien, steilen Böschungen) zusätzliche dauerhafte und temporäre Rodungen erforderlich machen.

Zudem haben sicherlich auch je nach Hersteller und Anlagentyp anlagenbedingte und damit baubedingte Faktoren (wie z. B. verschiedene Turm- und damit Fundamentdurchmesser, Einzelblattmontage versus Rotorblattmontage am Boden, Transport ganzer versus geteilter Rotorblätter) sowie der Einsatz zunehmend größerer und höherer Anlagen einen gewissen Einfluss auf die Waldinanspruchnahme. Wenngleich diese Faktoren nicht näher statistisch untersucht wurden, so spiegeln sich doch zumindest die Zunahme der Anlagengröße und -höhe (vgl. Kap. 8.3) auch bei den zeitlichen Betrachtungen wider. Während das Fundament zwar bei größeren bzw. höheren WEA nur vergleichsweise geringfügig mehr Fläche beansprucht (vgl. Kap. 7.1.2), wachsen i. d. R. jedoch mit steigender Anlagengröße und -höhe die bei der Errichtung einzusetzenden Kräne mit ihrem Flächenbedarf für die Standfläche und für den (zu montierenden) Ausleger. Auch wirken sich größere bzw. längere Bauteile auf temporäre Rodungen für die Zuwegung (Kurvenradien) und für Lager- und Montageflächen aus.

Ob die Waldinanspruchnahme weiter ansteigt, wird einerseits von der zukünftigen Anlagenentwicklung bzw. den auf Waldstandorten eingesetzten Anlagen abhängen, vielmehr jedoch von den gewählten Standorten. So ist prinzipiell denkbar, dass im Zuge des weiteren Zubaus von WEA auf Waldstandorten (insbesondere in Regionen mit bereits existierenden Windparks im Wald) die leicht zugänglichen Standorte rarer werden und somit zunehmend Projekte auch in weniger gut erschlossenen Wäldern bzw. auf topographisch schwerer zugänglichen Waldstandorten realisiert werden (müssen), was mit entsprechend höherer Waldinanspruchnahme verbunden sein könnte. Ein ähnlicher Effekt bzw. eine Verstärkung des Effektes könnte auch durch die Vergrößerung des erforderlichen Abstands von WEA zu Wohngebieten entstehen, wie dies in Bayern unlängst vollzogen wurde (sog. 10H-Regelung). Hierdurch rücken die potenziellen Standorte tendenziell weiter in Richtung oftmals bewaldeter Bergkuppen. Bei topographisch besonders komplexen Standorten werden schon heute spezielle neuartige Kräne und Schwerlasttransporter eingesetzt, die einen deutlich verringerten Flächenbedarf bzw. verringerte Kurvenradien erfordern. Die Zahl der Anbieter dieser Kräne und Transporter ist jedoch derzeit noch sehr begrenzt und die Kosten vergleichsweise hoch, sodass sie noch recht selten zum Einsatz kommen.

6. Schutzgut Mensch – Auswirkungen auf die Erholungsfunktion

Während die Erholungsfunktion zwar – im Wald wie im Offenland – im Regelfall nicht materiell zulassungsrelevant ist, ist diese im Einzelfall insbesondere im Hinblick auf die Akzeptanz von Projekten relevant (Beispiel Soonwald[12]). In den ausgewerteten Gutachten auf Genehmigungsebene finden sich in den meisten Fällen durchaus umfangreiche Inhalte, die explizit die Erholung betreffen, entweder im Zusammenhang mit dem Schutzgut Mensch in Umweltverträglichkeitsstudien oder in der überwiegenden Zahl der Landschaftspflegerischen Begleitpläne im Zusammenhang mit dem Schutzgut Landschaftsbild. Oft findet neben der Erfassung und Bewertung von Kriterien des Landschaftsbildes eine zusätzliche Bestandsaufnahme der vorhandenen erholungsbezogenen Infrastruktur (Wanderwege, Sehenswürdigkeiten, Aussichtspunkte) sowie der Vorbelastungen im Untersuchungsgebiet statt. Auch gibt es in vielen Fällen auf beide Teilaspekte bezogene räumliche Sichtbarkeitsanalysen und Fotomontagen von unterschiedlichen Betrachtungspunkten in der umgebenden Landschaft aus. Anhand dieser Informationen erfolgt dann teilweise eine konkrete Bewertung der Beeinträchtigung der Erholungseignung. In den meisten Fällen erfolgt dies jedoch indirekt über die Bewertung der Beeinträchtigung des Landschaftsbilds. Nicht selten werden Beeinträchtigungen der Erholungsfunktion, insbesondere für die Naherholung konstatiert, diese allerdings oft aufgrund vorhandener Vorbelastungen (bereits vorhandene WEA, Hochspannungsleitungen, Verkehrswege) als nicht erheblich eingestuft.

6.1. Aktueller Stand des Wissens

Waldspezifische empirische Erhebungen zu Auswirkungen auf die Erholungsfunktion sowie waldspezifische Akzeptanzuntersuchungen fehlen allerdings sowohl in Deutschland als auch im internationalen Raum weitestgehend (vgl. z. B. SWEDISH ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY 2013, S. 99). Man kann jedoch ohnehin davon ausgehen, dass Untersuchungsergebnisse aus anderen Ländern nur sehr bedingt auf Deutschland übertragbar sind, da hier die naturräumlichen und demographischen Voraussetzungen, die Zahl der bereits installierten WEA sowie die Einstellungen gegenüber dem Wald als Erholungsort anders sind. Beispielhaft sei eine Studie in Schweden angeführt, die ergab, dass die Befragten Wald- und Offenlandschaft für Windenergieprojekte gleichermaßen geeignet hielten. Offshore-Standorte wurden gegenüber Wald und Offenland positiver gewertet, vegetationsarme Fjäll-Landschaften hingegen negativer (WALDO *et al.* 2013).

Die für Deutschland vorliegenden Akzeptanzstudien zur Windenergie sind zumeist tourismusinduzierte Befragungen und fokussieren demnach auf die Befragung von Urlaubern und deren Einstellungen, Wahrnehmungen und Akzeptanz allgemein. Diese werden schon seit längerem vorwiegend im norddeutschen Tiefland und im Küstenraum durchgeführt (vgl. z. B. NIT 2014 für Schleswig-Holstein). Es zeigt sich jedoch auch zunehmendes Interesse für den Bereich der südlichen Bundesländer und der Mittelgebirge. Für die Eifel und den deutsch-belgischen Naturpark Hohes Venn - Eifel wurde eine empirisch gestützte Studie unter Besuchern erstellt (IFR 2012), eine weitere im Schwarzwald (HECKER *et al.* 2014). In einer weiteren Studie wurden knapp 1.000 zufällig ausgewählte Personen aus ganz Deutschland zur Akzeptanz von WEAn in deutschen Mit-

[12] z. B. http://www.rettet-den-taunuskamm.de/leserbriefe/75-eindruecke-von-einem-ausflug-in-den-soonwald.html

telgebirgen befragt (CENTOURIS 2012) und THIELE *et al.* (2015) stellten unlängst Ergebnisse einer umfangreichen Langzeitonlineumfrage zu Wandergewohnheiten und Akzeptanz von WEA vor.

Allen Untersuchungen gemein ist jedoch, dass nicht spezifisch auf WEA im Wald befragt wurde. Die Universität Freiburg (SCHRAML 2013) dokumentiert durch jährliche Befragungen von Freiburger Bürgern seit 2003 die Einstellung und deren Veränderung gegenüber WEA auf den bewaldeten Erhebungen rund um die Stadt.

6.2. Ergebnisse einer Bachelorarbeit

Von der TU Berlin wurde im Projektzeitraum eine Bachelorarbeit betreut, die sich mit dem Thema Windenergie im Wald und Erholung befasst (WEIß 2014). Kern der Arbeit bilden Befragungen, ähnlich der erwähnten Studien in der Eifel und im Schwarzwald. Allerdings wurden hier nicht primär Urlauber befragt, sondern zum einen Erholungssuchende im Wald sowie Bewohner der Stadt Wetzlar. Die Fragestellungen bezogen sich konkret auf die Einstellungen zu sowie die Wahrnehmung und Akzeptanz von WEA im Wald.

Eine Auswahl der Ergebnisse wird nachfolgend wiedergegeben (s. Kap. 6.2.2) und in den Kontext der Ergebnisse o. g. Studien gestellt (s. Kap. 6.2.3). Abschließend wird der Versuch eines Fazits unternommen und Schlussfolgerungen werden gezogen (Kap. 6.2.4). Es sei an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass die Arbeit weder methodisch noch vom Umfang her mit anderen aktuell üblichen sozialwissenschaftlichen Standards genügenden wissenschaftlichen Arbeiten vergleichbar ist. Über die Ansprüche, die an eine Bachelorarbeit zu stellen sind, geht die geleistete Arbeit jedoch deutlich hinaus. Die Arbeit liefert daher eine Reihe von tendenziellen Erkenntnissen und Thesen zu Einstellungen, Wahrnehmungen und zur Akzeptanz von WEA im Wald, die im Rahmen weiterer Forschung überprüft werden müssten.

6.2.1. Methodik

Die Auswahl potenziell geeigneter Befragungsorte in direktem Umfeld von im Wald stehenden WEA erfolgte für mehrere Windparks in Hessen und Rheinland-Pfalz mittels Abgleich von Satellitenbildern und Freizeitkarten. In einem weiteren Schritt wurden fünf Windparks, die eine entsprechend bedeutsame Freizeitinfrastruktur (z. B. Wanderwege, Schutzhütten etc.) aufwiesen, einer genaueren räumlichen Analyse unterzogen. Hieraus wurden letztlich zwei Untersuchungsgebiete ausgewählt, die Fuchskaute (rheinland-pfälzischer Westerwald) und der Knoten (hessischer Westerwald). An beiden Standorten stehen mehrere WEA im geschlossenen Waldkörper, am Waldrand und im Offenland. Wanderwege führen jeweils in unmittelbarer Nähe der Anlagen vorbei.

Im Spätsommer 2013 wurde in beiden Untersuchungsgebieten anhand eines zuvor ausgearbeiteten Interviewleitfadens ein Pretest durchgeführt. Auf Grundlage der Ergebnisse wurde entschieden, die Hauptbefragung mit Hilfe eines Fragebogens schriftlich durchzuführen. Dazu wurde der Interviewleitfaden zu einem Fragebogen umgearbeitet. Dieser enthielt neben Fragen zum Befragungsort und personenbezogenen Daten (Alter, Geschlecht, Wohnort) Fragen zu den Komplexen „Erholung im Wald“, „Generelle Einstellungen gegenüber der Windenergie als erneuerbare Energie“ sowie „Spezifische Einstellungen, Wahrnehmungen und Akzeptanz zu WEA im Wald“ (s. Anhang 4).

Die Fragebögen wurden im Sommer 2014 an Wanderparkplätzen und Hütten verteilt und später wieder eingesammelt. Da im Rahmen des Pretests die Vermutung aufkam, dass Menschen, die sich durch den Windpark gestört fühlen, die betroffenen Wälder nicht mehr aufsuchen würden, wurde die Befragung zusätzlich auf ein Waldgebiet ohne WEA (Stoppelberg, südlich der Stadt Wetzlar) ausgedehnt sowie weitere Fragebögen an einer Schule und in Geschäften in Wetzlar ausgefüllt. Die Fragebögen wurden mit Hilfe eines Tabellenkalkulationsprogramms ausgewertet. Bei offen formulierten Fragen wurde versucht, die Antworten zu übergeordneten Antwortkategorien zu aggregieren. Im Rahmen der Auswertung wurden diverse Kreuzabfragen durchgeführt.

6.2.2. Ausgewählte Ergebnisse

Insgesamt konnten 444 Fragebögen in die Auswertung einbezogen werden, wobei 133 Antworten aus den Befragungsgebieten mit WEA im Wald stammten, 311 Antworten aus dem Stadtgebiet von Wetzlar bzw. aus dem Waldgebiet ohne WEA.

Die Anzahl männlicher Befragter (rund 53 %) und weiblicher Befragter (rund 47 %) war relativ ausgeglichen. Hinsichtlich der Altersstruktur der Befragten spiegelte sich in etwa der bundesdeutsche Durchschnitt wieder, bei leichter Unterrepräsentierung der Gruppe der 20- bis 39-Jährigen. 244 der Befragten (55 %) gaben an, kürzlich in einem Waldgebiet gewesen zu sein, in dem Windräder stehen. 240 von ihnen (98 % davon) gaben an, diese bewusst wahrgenommen zu haben.

6.2.2.1. Fragenkomplex „Erholungsgewohnheiten im Wald“

Die Frage, welche Bedeutung der Wald für die persönliche Erholung bzw. Freizeit habe, stimmen mit den Ergebnissen einer Studie zu den Einstellungen der Deutschen zum Wald (WIPPERMANN & WIPPERMANN 2010) überein. So gaben 79 % der Befragten an, dass der Wald „eine große“ (55 %) oder „eher eine große“ (24 %) Rolle spiele. 21 % gaben hier „eher eine kleine“ (15 %) bzw. „eine kleine“ (6 %) an. Interessant ist hier ein differenzierter Blick auf die Befragungsorte. Die Befragten in und um die Waldwindparks maßen dem Wald eine deutlich höhere Bedeutung zu (94 % groß bzw. eher groß), als die in Wetzlar Befragten (nur 73 %).

Die insgesamt hohe Bedeutung des Waldes korreliert mit den Antworten auf die Frage, wie häufig die Befragten den Wald zur Erholung aufsuchen. Hier gaben 34 % der Befragten an, den Wald „(fast) täglich“ oder „mehrmals wöchentlich“ aufzusuchen. Weitere 39 % gaben an, dies „mehrmals im Monat“ zu tun. Dabei suchten die Befragten im Wald mit WEA den Wald insgesamt häufiger auf (z. B. 48 % täglich bis mehrmals wöchentlich) als die in Wetzlar Befragten (nur 38 %). 22 % der in Wetzlar Befragten gaben hingegen an, lediglich mehrmals im Jahr (also eher selten) den Wald zur Erholung aufzusuchen (nur 6 % rund um die Waldwindparks). Die Befragten von Herrn Weiß suchen damit den Wald häufiger auf als z. B. in einer bundesweiten Studie von WIPPERMANN & WIPPERMANN (2010). Hier gaben 37 % der Deutschen an, „sehr selten“ und 16 % „nie“ in den Wald zu gehen. Eine Kreuzabfrage ergab interessanterweise, dass der Wald selbst für weit über ein Drittel derer, die den Wald selten aufsuchen, eine „große“ oder „eher große“ Bedeutung hat. Etwas überraschend ist hingegen, dass immerhin 8 % der „(fast) täglichen“ Waldbesucher dem Wald eine „eher geringe“ Bedeutung beimessen.

Eine Frage nach den im Wald ausgeübten Tätigkeiten war nur eingeschränkt auswertbar, da sich die vorgegebenen Antwortmöglichkeiten teilweise überschnitten. Die Mehrzahl der Befragten gab

an, den Wald in Begleitung aufzusuchen; mit Freunden 48 %, mit dem Partner 45 %, mit der Familie 38 %, mit dem Hund 9 %; lediglich 36 % gaben „alleine“ an.

6.2.2.2. Fragenkomplex „Einstellungen zur Windenergie allgemein“

Die generelle Zustimmung zur Winenergie bei den Befragten ist sehr hoch. 75 % der Befragten gaben an, der Windenergie „positiv“ (43 %) oder „eher positiv“ (32 %) gegenüber zu stehen. Nur 20 % gaben eine „eher negative“ (9 %) oder eindeutig „negative“ (11 %) Einstellung an. Die Ergebnisse decken sich weitestgehend mit anderen Studien. Die aktuelle Naturbewusstseinsstudie ermittelte, dass rund Dreiviertel der Deutschen den Ausbau der Windenergie an Land gut heißen oder zumindest akzeptieren, während sich 24 % dagegen aussprachen (BMUB & BFN 2013, S. 52). Eine vom Bundesverband Deutsche Mittelgebirge e.V. in Auftrag gegebene Studie nennt 72 % Zustimmung und 12 % (eher) Ablehnung (CENTOURIS 2012).

Eine Kreuzabfrage mit dem Alter der Befragten (s. Abb. 66) bestätigte nur ansatzweise, dass mit steigendem Alter die Zustimmung zu erneuerbaren Energien abnimmt (vgl. BMUB & BFN 2013, S. 52). Die jüngste Altersklasse wies bei der Befragung den geringsten Wert an Zustimmung auf, die positivste Einstellung lag bei den 40- bis 59-Jährigen. Unter den über 60-Jährigen fand sich immer noch eine recht hohe Zahl Windenergiebefürworter, wenngleich hier die Zahl der (eher) Ablehnenden tatsächlich am höchsten war.

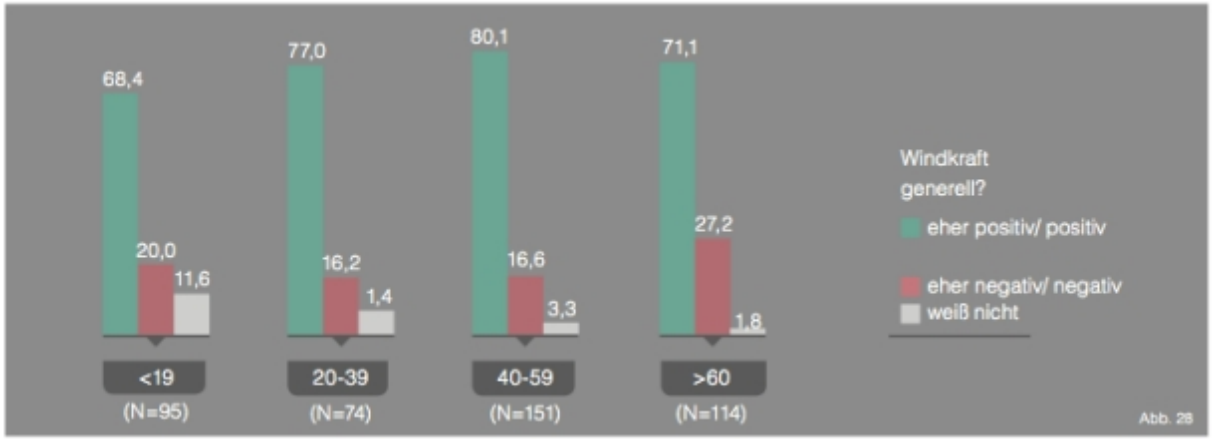


Abb. 66: Einstellungen zur Windenergie generell in Abhängigkeit vom Alter der Befragten (Weiß 2014)

In zwei offenen Fragen sollten persönliche Argumente genannt werden, die die Befragten für bzw. gegen den Bau von WEA haben. Dabei gaben fast ein Drittel (31 %) sowohl Pro- als auch Kontra-Argumente an, 16 % hingegen gar keine.

Als häufigstes Pro-Argument wurde eine „atomkraftfreie Energieversorgung“ genannt (rund 48 %). Danach folgten mit Abstand Nennungen, die unter dem Begriff „Umweltfreundlichkeit“ subsummiert wurden (13,1 %), darunter auch Klimaschutzargumente. Gut 6 % nannten eine „hohe Effizienz“ und weitere 5 % eine unabhängige Energieversorgung.

Als häufigste Kontra-Argumente mit etwas über 20 % kamen Nennungen, die sich unter der „Verschlechterung des Landschaftsbildes“ zusammenfassen ließen (z. B. „Verspargelung der Landschaft“), dicht gefolgt von „Rodungen“ (ca. 18 %) sowie Nennungen, die unter „Naturzerstörung“ gefasst wurden. Lärm sowie eine geringe Effizienz der WEA gaben jeweils rund 10 % der

Befragten an. Argumente bezüglich der Fauna gab es nur hinsichtlich des Vogelschlags (knapp 6 %). Jeweils unter 5 % der Befragten nannten weiterhin die unerwünschte Nähe zu Wohngebieten, fehlende oder zusätzlich erforderliche Stromtrassen, Schattenschlag sowie den (Aus-)Bau von Zufahrtswegen.

6.2.2.3. Fragenkomplex „Einstellungen zur Windenergie im Wald“

In einer ersten waldspezifischen Frage sollte angegeben werden, ob auch in Waldgebieten weitere WEA errichtet werden sollten. Auf diese Frage antwortet etwas über die Hälfte der Befragten eher skeptisch bzw. nimmt eine ablehnende Haltung ein (vgl. Abb. 67). Differenziert man die Zahlen, liegt der Anteil der eher Skeptischen bei gut einem Fünftel der Befragten, ein Drittel ist gegen den Bau von weiteren WEA im Wald. Über ein Drittel stimmt einem „moderaten Ausbau“ zu und vereinzelt befürworten Befragte sogar einen Ausbau “in großem Umfang“. Grundsätzlich muss jedoch konstatiert werden, dass bei den Befragten im Vergleich zur generell sehr positiven Grundeinstellung zur Windenergie die Befürwortung eines Ausbaus auf Waldstandorten insgesamt deutlich herabgesetzt ist.

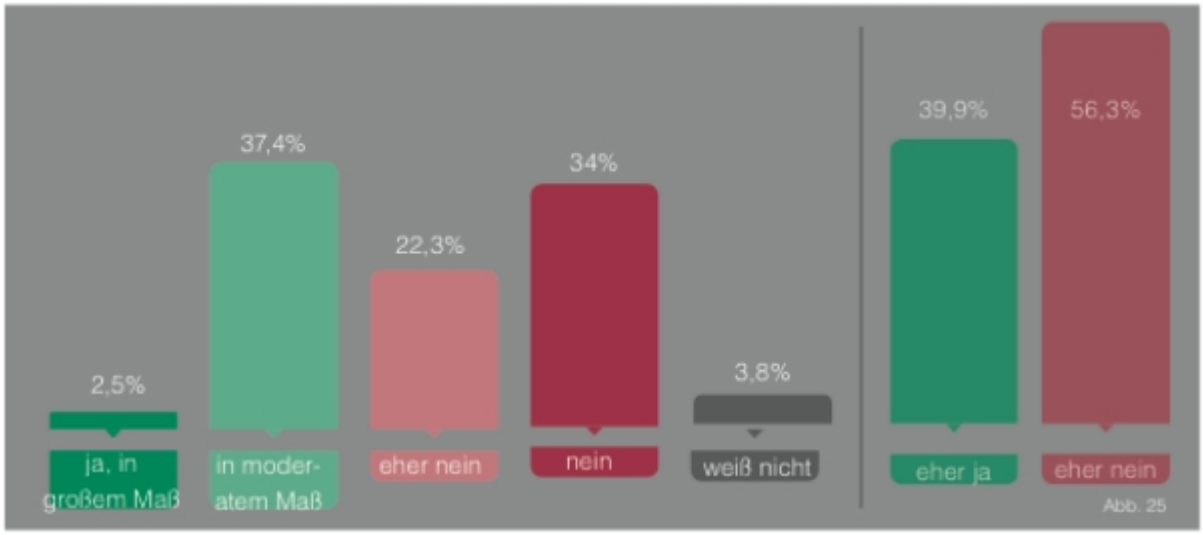


Abb. 67: Sollten auch in Waldgebieten weitere WEA errichtet werden (n=444)?
(Weiß 2014)

Eine Kreuzauswertung mit der allgemeinen Einstellung zur Windenergie ergab, dass gut die Hälfte der den Bau von weiteren WEA im Wald Ablehnenden, der Windenergie allgemein eher negativ gegenüber stehen. Fast die Hälfte der allgemeinen Windenergiebefürworter stimmt hingegen auch einem Ausbau im Wald zu.

Eine altersbezogene Auswertung ergab insgesamt keine massiven Unterschiede in der Frage. Das bereits im Zusammenhang mit der generellen Einstellung gegenüber der Windenergie erkennbare Zustimmungsmuster wird in der Frage nach mehr Windenergie im Wald noch deutlicher. Mit dem Alter steigt die Zustimmungsrate nun jedoch durchgehend an. Die Gruppe der über 60-jährigen Befragten weist mit über 50 % die höchste Zustimmungsrate auf. Die Ablehnung ist hier nun am niedrigsten im Vergleich aller Altersgruppen.

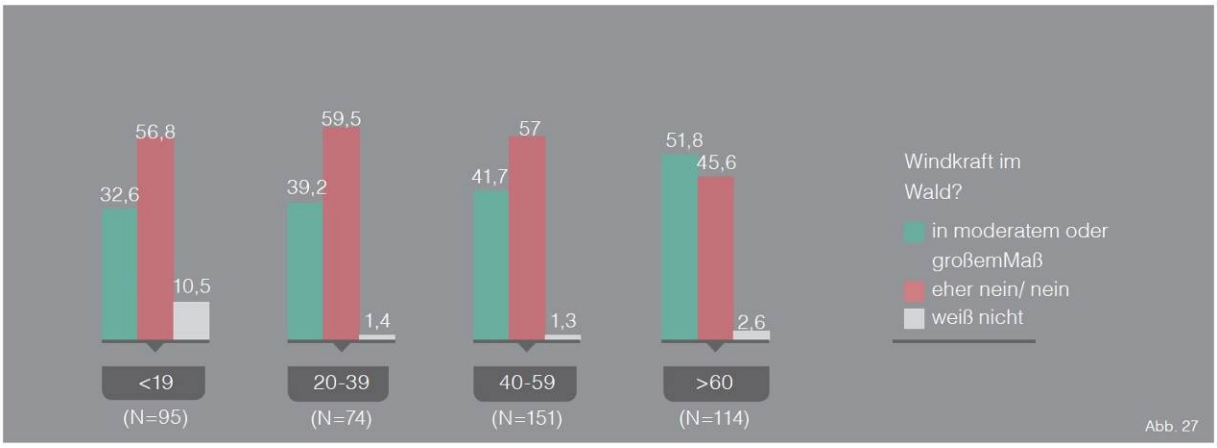


Abb. 68: Einstellungen zum Ausbau der Windenergie im Wald abhängig vom Alter der Befragten (n=444)
(Weiß 2014)

Anhand einer weiteren Kreuzabfrage wurde untersucht, ob es Unterschiede bei der Einstellung hinsichtlich weiterer WEA im Wald zwischen jenen Befragten gibt, die bereits in einem Wald mit WEA waren und solchen, die es nicht waren (s. Abb. 69). Demnach sehen Befragte, die bereits einen Wald mit WEA besucht hatten, den weiteren Ausbau positiver (insgesamt 43 % vs. 36 %). Auf der anderen Seite war hier aber auch der Anteil derer erhöht, die einen weiteren Ausbau im Wald deutlich ablehnen (38 % vs. 29 %). Der Besuch von Wäldern mit WEA scheint in Bezug zur Haltung gegenüber dem Bau weiterer WEA auf Waldstandorten zu polarisieren.

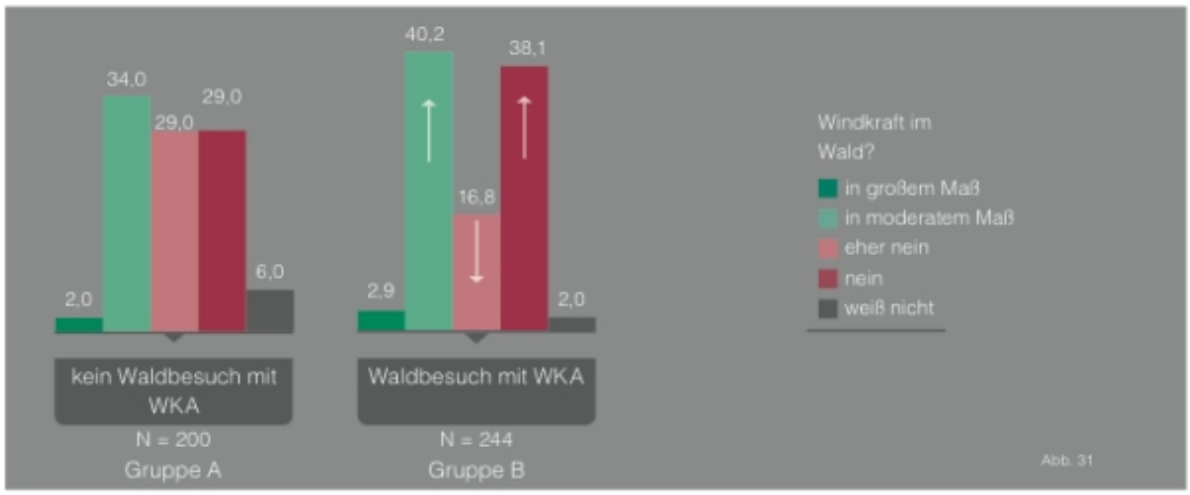


Abb. 69: Einstellungen zum Ausbau der Windenergie im Wald abhängig vom Besuch eines Waldes mit WEA (n=444)
(Weiß 2014)

6.2.2.4. Fragenkomplex „Wahrnehmungen und Störungsempfinden durch Windenergieanlagen“

Von den 244 Befragten (55 %), die angaben, kürzlich in einem Waldgebiet gewesen zu sein, in dem Windräder stehen, fühlte sich insgesamt wiederum rund die Hälfte von den WEA gestört (127 Nennungen). Eine Altersdifferenzierung ergab, dass bei der jüngsten Altersgruppe (bis 19 Jahre) mit 45 % die wenigsten angaben, sich gestört gefühlt zu haben, in der Gruppe von 20-39

Jahre kamen die häufigsten Nennungen (65 %). Bei den 40- bis 59-Jährigen nannten 46% und bei den 60 Jahre alten und älteren 51% der Befragten, dass sie sich gestört fühlten.

Auf die Frage, was die Befragten konkret gestört habe (offene Antwortmöglichkeit mit möglichen Mehrfachnennungen), wurden von WEIß (2014) 67 Nennungen unter dem Begriff der „technischen Überformung“ der Landschaft subsummiert, weitere 63 unter dem Begriff „Ästhetik“, 62 unter dem Begriff „Lärm“. Unter „Sonstiges“ fielen Begriffe wie „neue Zuwegungen“, „Schattenwurf“, „Rotorbewegung“ und „nächtliche Befeuerung“. Insbesondere die gewählten Kategorien „Ästhetik“ und „technische Überformung“ erscheinen interpretatorische Überschneidungen zu haben.

Abb. 70: Besucher eines Waldes mit WEA und deren Störungswahrnehmungen (n=244)
(Weiß 2014)

6.2.3. Einordnung der Ergebnisse

6.2.3.1. Diskrepanz zwischen Akzeptanz der Windenergie generell sowie der Akzeptanz im Wald

Die Umfrageergebnisse verdeutlichen, dass von den Befragten einerseits der Energiewende eine hohe Bedeutung beigemessen wird, andererseits jedoch auch dem Wald (hier insbesondere im Hinblick auf die Erholung). Dies spiegelt die starke und in der Geschichte weit zurück reichende Bindung der deutschen Bevölkerung zum Wald. 44 % der Befragten im Rahmen der aktuellen Naturbewusstseinsstudie des BMUB & BFN (2013) antworten auf die Frage, was sie mit dem Begriff „Wildnis“ assoziieren, Wald und waldähnliche Formen (damit die zweithäufigste Assoziation). 79 % der Befragten wünschen sich dann auch mehr Wildnis in deutschen Wäldern und 80 % befürworten die Ausprägung naturnaher Wälder (ebd., S. 8f). Während Dreiviertel der Befragten Landschaftsveränderungen durch den Ausbau der Windenergie an Land befürworten bzw. zumindest akzeptieren, begrüßen bzw. akzeptieren lediglich knapp ein Drittel der Befragten einen verstärkten Holzeinschlag in Wäldern, um damit beispielsweise Holzheizkraftwerke zu betreiben (ebd., S. 52).

Der Wald scheint von vielen mit „Natur“ gleichgesetzt zu werden (WEIß 2014, S. 44), die es zu bewahren gilt, offenbar z. T. auch vor der Nutzung durch die Windenergie. Dies scheint ganz unabhängig von der Tatsache, dass die meisten Waldflächen in Deutschland seit langen Zeiträumen intensiv forstwirtschaftlich genutzt werden und WEA bereits durch planerische Steuerung (durch generellen Ausschluss wertvoller Waldflächen und Schutzgebiete, die häufig auch Waldgebiete umfassen) in zumindest aus naturschutzfachlicher Sicht weniger wertvollen Wäldern projektiert und realisiert wurden und werden. Der hohe Stellenwert des Waldes in der Wahrnehmung

der Menschen scheint eine entscheidende Ursache für die gegenüber der Windenergie allgemein vergleichsweise niedrigere Akzeptanz von WEA im Wald.

6.2.3.2. Akzeptanz und Störungsempfinden gegenüber Windenergieanlagen im Wald

Etwas mehr als die Hälfte der von WEIß (2014) Befragten wünscht sich eher keinen Ausbau der Windenergie auf Waldstandorten. Der Besuch von Wäldern mit WEA führt jedoch insgesamt zu einer leichten Erhöhung der Zahl der Befürworter. Gut die Hälfte der Befragten gab an, sich bei einem Waldbesuch von den dortigen WEA gestört zu fühlen. Diese Werte liegen im Vergleich zu anderen Akzeptanzuntersuchungen etwas höher.

So gaben nur 12 % der Befragten in der Eifel (IFR 2012) an, die dortigen WEA als „störend oder sehr störend“ zu empfinden, 28 % als „störend, aber akzeptabel“ (gesamt demnach 40 %). Im Schwarzwald (HECKER *et al.* 2014) fühlte sich ein Drittel der befragten Urlauber durch WEA gestört, ein weiteres Drittel fühlte sich nicht gestört und das übrige Drittel war diesbezüglich unentschieden. Im Rahmen einer Emnid-Umfrage von Mitte 2015 gaben 43 % der Befragten an, sich von WEA im Wald gestört zu fühlen, 37 % der Befragten fühlten sich nicht gestört und 19 % konnten die Frage nicht beantworten, da sie sich selten oder nie im Wald aufhalten (TNS EMNID 2015). Ergebnisse einer ebenfalls jüngeren, 2-jährigen Onlineumfrage, in der Menschen hinsichtlich ihrer Wandergewohnheiten und der Akzeptanz von WEA befragt wurden, ergab, dass sich 45 % derjenigen gestört fühlten, die WEA beim Wandern wahrgenommen hatten (THIELE *et al.* 2015).[13] Nennenswert erscheint in diesem Zusammenhang allerdings, dass sich deutlich mehr Befragte durch konventionelle Bauwerke zur Stromerzeugung (Atom- und Kohlekraftwerke, 79 %), durch Fluglärm (75 %), Verkehrslärm (74 %) sowie durch Autobahnen und Landstraßen (68 %) gestört fühlten. Durch Hochspannungsleitungen fühlten sich etwa gleich viele Befragte gestört wie durch WEA (ebd.). Im Gegensatz dazu ergaben Untersuchungen in Schleswig-Holstein (NIT 2014), dass sich nur wenige der Befragten durch die ausschließlich im Offenland errichteten WEA gestört fühlten (hier 6 %).

Dass jüngere Befragte sich weniger durch WEA gestört fühlen als ältere, zeigte sich in der Umfrage von THIELE *et al.* (2015) für die Altersgruppe bis 29 Jahre. Auch in der aktuellen Emnid-Umfrage steigt das Störungsempfinden mit zunehmendem Alter an. In der Gruppe der 14- bis 29-Jährigen liegt dieses bei nur 32 % und steigt dann bis auf 51 % in der Gruppe der 50- bis 59-Jährigen an (TNS EMNID 2015). Ähnliche Aussagen publizierten unlängst auch LUPP *et al.* (2014), wonach WEA bei jungen Aktivurlaubern eher auf hohe Toleranz stoßen, während diese bei älteren „Wellness“-Urlaubern sowie klassischen Wanderern eher gering ist. Auch die Daten von WEIß (2014) zeigen ein geringes Störungsempfinden für die jüngste Altersklasse (bis 19 Jahre). Darauf folgt allerdings die Altersklasse (von 20-39 Jahre), in der sich die meisten Befragten gestört fühlten (rund zwei Drittel). In den höheren Altersklassen war dieser Wert dann wieder geringer.

Zusammenfassend scheint die Akzeptanz von WEA im Wald (noch) deutlich geringer als im Offenland, und Besucher von (bewaldeten) Mittelgebirgslandschaften scheinen sich von WEA offenbar deutlich stärker gestört zu fühlen als im Flachland der Küstenregionen. Dies könnte aber auch eine Frage der Gewöhnung sein, die mittel- bis langfristig zu höheren Akzeptanzwerten der

[13] 78 % der insgesamt 643 Befragten gaben an, am häufigsten in Mittelgebirgslandschaften zu wandern (wo Wanderwege häufig im Wald liegen) und 73 % der Befragten gaben an, WEA während des Wanderns wahrgenommen zu haben.

Windenergie im Wald führt bzw. zu geringerem Störungsempfinden. Dies deuten die geringen Werte beim Störungsempfinden der jüngeren Altersklassen an und wird auch durch SCHRAML (2013) gestützt, der bei den Bürgern Freiburgs über die Jahre eine generelle Gewöhnung an das veränderte Landschaftsbild ausmacht. Während 2003 noch 20 % der Befragten WEA ablehnten, sogar 30 % zu Hochzeiten (im Zusammenhang mit der Debatte um getötete Fledermäuse), stößt heute der Einsatz der Anlagen sogar auf den bewaldeten Schwarzwaldhöhen nur noch bei wenigen der Befragten auf Ablehnung.

Die im Rahmen der Befragung von Herrn Weiß ermittelte etwas höhere Ablehnung könnte darauf zurückzuführen sein, dass hier anstelle von Urlaubern Naherholungssuchende im Wald (und Stadtbewohner) konkret zur Akzeptanz und Wahrnehmungen der „im Wald stehenden“ Anlagen gefragt wurden und nicht, wie in anderen Studien, bezogen auf die jeweilige Erholungslandschaft allgemein.

6.2.3.3. Mögliche Verdrängung von Erholungssuchenden

Um genauer zu analysieren, inwiefern sich die Einstellungen und Wahrnehmungen der Befragten aus Wetzlar von denen an den Standorten mit WEA (Fuchskaute und Knoten) unterscheiden, wurden die Fragebögen, in welchen angegeben wurde, in der letzten Zeit ein Waldgebiet mit WEA besucht zu haben, noch einmal für die Befragungsorte separat ausgewertet. Dies waren für Fuchskaute und Knoten zusammen genommen 133, für Wetzlar 116 Personen.

Bei den Befragten in den Gebieten mit WEA war die positive Einstellung zur Windenergie etwas höher als bei denen in Wetzlar (78 % vs. 66 %). Auf die Frage, ob weitere WEA in Wäldern errichtet werden sollten, zeigten die Befragten in den Gebieten mit WEA ebenfalls eine höhere Zustimmung (55 % in großem bzw. moderaten Maße, die Wetzlarer nur 34 %). Auf die Frage hin, ob man sich von den Windparks beim Besuch des Waldes mit WEA gestört gefühlt habe, antworten die in Wetzlar Befragten zu fast zwei Drittel mit „Ja“. Von den am Knoten und an der Fuchskaute Befragten fühlten sich umgekehrt fast zwei Drittel der Befragten nicht gestört.

Diese Zahlen deuten an, dass es durch die Etablierung von WEA im Wald bzw. in Landschaften mit deutlichem Waldanteil zu einer gewissen Verdrängung von Erholungssuchenden kommen kann, wenn diese sich durch die Anlagen gestört fühlen. Ähnlich zu deuten sind die Ergebnisse anderer Studien, in denen jeweils ca. ein Viertel der Befragten äußerten, bestimmte Urlaubsregionen CENTOURIS (2012) bzw. bestimmte Wanderwege zu meiden (THIELE *et al.* 2015), wenn dort WEA errichtet würden.

Der Anteil der über 29-Jährigen ist, entsprechend des höheren Störungsempfindens von WEA beim Wandern, eher geneigt, entsprechende Wanderwege zu meiden.

Allerdings zeigen die Ergebnisse der Befragung auch, dass es eine Reihe Menschen gibt, die Wälder mit Windrädern weiterhin aufsuchen, obwohl sie sich durch die Anlagen gestört fühlen.

Diese Aspekte einer veränderten Nutzerschaft wie auch eine mögliche Veränderung der Nutzungsstruktur müssten im Rahmen zukünftiger Forschung detaillierter untersucht werden, günstigstenfalls im Rahmen von umfassenderen Befragungen von Erholungssuchenden vor, während und nach dem Bau der WEA.

6.2.4. Schlussfolgerungen

- Der Windenergie als erneuerbare Energiequelle wird in der Bevölkerung weiterhin eine sehr hohe Bedeutung beigemessen. Auch dem Wald kommt innerhalb der Bevölkerung ein hoher Stellenwert zu, u. a. für die Erholungsnutzung.
- Gegenüber der hohen Zustimmung zur Windenergie allgemein ist die Zahl der der Befürworter von WEA im Wald herabgesetzt. Der hohe Stellenwert des Waldes scheint eine Ursache dafür zu sein. Trotzdem befürwortet immer noch ein erheblicher Anteil der Befragten den Ausbau der Windenergie auf Waldstandorten.
- Der Besuch von Wäldern mit WEA scheint bei Erholungssuchenden zu polarisieren. So erhöht der Besuch einerseits die Zustimmung zu einem weiteren Ausbau der Windenergie im Wald. Andererseits scheint sich bei eher skeptisch eingestellten Menschen auch die Ablehnung zu erhöhen.
- Fast die Hälfte der befragten Besucher von Waldgebieten mit WEA fühlte sich überhaupt nicht von den WEA gestört. Der Anteil derer, die sich gestört fühlten, war allerdings etwas höher als in anderen Studien mit Kontext WEA und Mittelgebirgslandschaften. Auch wenn die Zahlen vor dem Hintergrund der Struktur der Befragten und deren potenziellen Erwartungshaltungen vorsichtig bewertet werden müssen, scheint sich zu bestätigen, dass sich Besucher von (bewaldeten) Mittelgebirgslandschaften offenbar stärker durch WEA gestört fühlen als Besucher im Flachland der Küstenregionen.
- Da Windenergieprojekte im Wald noch vergleichsweise jung sind, könnten sich Gewöhnungseffekte langfristig positiv auf die Haltung zu WEA im Wald auswirken.
- Manche Menschen scheinen Wälder mit WEA eher zu meiden und zur Erholung auf Wälder ohne WEA auszuweichen. Zahlreiche Menschen suchen jedoch Wälder mit WEA weiterhin zur Erholung auf, obwohl sie sich durch die Anlagen gestört fühlen. In Gebieten, in denen zu viele WEA in von Menschen zur Naherholung genutzten Wäldern errichtet werden, könnte dies negative Auswirkungen auf die Akzeptanz von weiteren Windenergieprojekten im Wald haben.

Der Aspekt „Windenergie im Wald im Hinblick auf die menschliche Erholung“ kann im Rahmen einer Bachelorarbeit nicht abschließend bearbeitet werden. Die Ergebnisse zeigen jedoch bestimmte Tendenzen auf, die im Einklang mit anderen Studien stehen. Die ermittelten Tendenzen und aufgeworfenen Thesen müssten jedoch im Rahmen von vertieften und aktuellen sozialwissenschaftlichen Standards genügenden Studien weiter beforscht werden. Im besten Fall würden dabei eine größere Zahl an Befragungsorten und Befragten einbezogen. Vergleichend sollten Erholungsgewohnheiten und Wahrnehmungen von Erholungssuchenden im Offenland mit WEA ebenso mit einbezogen werden sowie bestenfalls Befragungen vor, während und nach dem Bau der WEA.

7. Auswirkungen auf weitere Schutzgüter

7.1. Boden

Bei der Errichtung von WEA sind baubedingt eine Abtragung des belebten Oberbodens sowie weiteren Bodenmaterials und dessen temporäre Zwischenlagerung erforderlich. Bei Standorten in bewegtem Gelände und mit Gefälle erfolgt im Zuge der Herstellung eines Planums auch eine dauerhafte Bodenumlagerung bzw. in seltenen Fällen auch der Einbau externen Bodenmaterials. Durch das Befahren mit schweren Holzernte- und Baufahrzeugen während der Rodungs- und Bauarbeiten kann es zur Verdichtung von Boden kommen. Zudem besteht die Möglichkeit einer Bodenkontamination durch baubedingte Stoffeinträge. Bei diesen bauzeitlichen Auswirkungen kommen jeweils bauzeitlich wirksame Vermeidungs- und Verminderungsmaßnahmen zum Tragen, die die genannten Auswirkungen bzw. Beeinträchtigungen i. d. R. auf ein unerhebliches Maß reduzieren (s. Kap. 8.5).

Eine maßgebliche anlagenbedingte Auswirkung auf das Schutzgut Boden stellt die Flächeninanspruchnahme dar. Diese lässt sich ausdifferenzieren in

- anlagenbedingt dauerhaft vollversiegelte Flächen,
- anlagenbedingt dauerhaft teilversiegelte Flächen sowie
- baubedingt temporär in Anspruch genommene Flächen.

Dauerhaft vollversiegelte Flächen entstehen in der Regel lediglich durch die Fundamentierung. Nur in seltenen Einzelfällen werden, z. B. bei der Erstellung der Zufahrt, in geringem Umfang weitere Flächen vollversiegelt.[14] Dauerhaft teilversiegelte Flächen entstehen in Form des geschotterten Kranstellplatzes sowie durch die ebenfalls i. d. R. geschotterte Zufahrt (vgl. Kap. 5). In den meisten Fällen werden die Anlagenstandorte so gewählt, dass für die Zufahrt bestehende Waldwege genutzt und diese lediglich etwas verbreitert und ggf. erforderliche Kurvenradien geschaffen werden müssen. Insbesondere bei Projekten mit größerer Anlagenzahl ist für einen Teil der Anlagen auch ein Wegeneubau mit entsprechend höheren Flächeninanspruchnahmen erforderlich. Weitere Flächen werden während der Bauphase als Lager- und Montageflächen temporär in Anspruch genommen. Je nach örtlicher Situation können diese Flächen während der Bauzeit teilversiegelt sein. Sie werden jedoch nach Errichtung der Anlage wieder zurückgebaut und renaturiert, d. h. wieder aufgeforstet bzw. der Sukzession überlassen (siehe wiederum Kap. 8.5).

7.1.1. Auswertung zulassungsbezogener Fachgutachten in Bezug auf die Flächeninanspruchnahme

Gemäß BFN (2011) schwanken die Werte der Flächeninanspruchnahme pro WEA je nach Standort zwischen 0,2 und einem Hektar pro WEA. Um aktuelle und differenzierte Erkenntnisse zur Flächeninanspruchnahme durch WEA auf Waldstandorten zu erlangen, wurde eine quantitative Auswertung der von Projektierern und Gutachtern bereitgestellten LBPs und Umweltberichte vorgenommen. In diesen erfolgt im Zuge der Abarbeitung der Eingriffsregelung eine prognostische

[14] Dies ist lediglich in einem der ausgewerteten Gutachten dokumentiert.

Quantifizierung der dauerhaften Flächeninanspruchnahme als erhebliche und somit zu kompensierende Beeinträchtigung. Die quantitative Auswertung der Gutachten ist daher nur für die dauerhaft voll- und teilversiegelten Flächen möglich, nicht jedoch für die temporär in Anspruch genommenen Flächen.[15] Von den insgesamt 69 auswertbaren Projekten lagen lediglich für 67 LBPs bzw. Umweltberichte vor, in denen sich wiederum nur in 64 quantitative Angaben zur Versiegelung fanden. Die Quantifizierungen erfolgen in den Gutachten mit unterschiedlich starker Differenzierung, weshalb für detailliertere Betrachtungen die Zahl der bei der Auswertung berücksichtigten Standorte eingeschränkt werden musste.

7.1.2. Ergebnisse

7.1.2.1. Dauerhafte Gesamtflächeninanspruchnahme (projektbedingte Versiegelung)

Bezieht man alle zwischen 2003 und 2014 erstellten Gutachten, aus denen sich Gesamtwerte für die dauerhafte Voll- und Teilversiegelung durch Anlage, Kranstellplatz und Zufahrt ablesen bzw. ermitteln ließen, ein (n=59), so ergibt sich eine Gesamtflächeninanspruchnahme von durchschnittlich 0,35 ha pro WEA (Spanne von 0,15 ha bis 0,54 ha). Fokussiert man stärker auf in jüngerer Zeit realisierte Vorhaben mit derzeit gängigen Anlagenhöhen bzw. -größen (Gutachten aus den Jahren 2011 bis 2014, n=40), so liegt dieser Wert bei 0,39 ha pro WEA. Relativ gleichmäßig verteilt sind die Projekte in einer Spanne zwischen knapp unter 0,2 und etwas mehr als 0,5 ha pro WEA (s. Abb. 71). Besonders geringe Gesamtflächeninanspruchnahmen ergeben sich immer dann, wenn gleichzeitig sowohl kleine Flächen für WEA und Kranstellplatz als auch für die Zufahrt versiegelt werden müssen. Umgekehrt verhält es sich im Bereich des oberen Spannenwertes.

[15] Hinweise auf den Umfang der temporären Flächeninanspruchnahme finden sich im Kap. 5.2.3 (Waldinanspruchnahme).

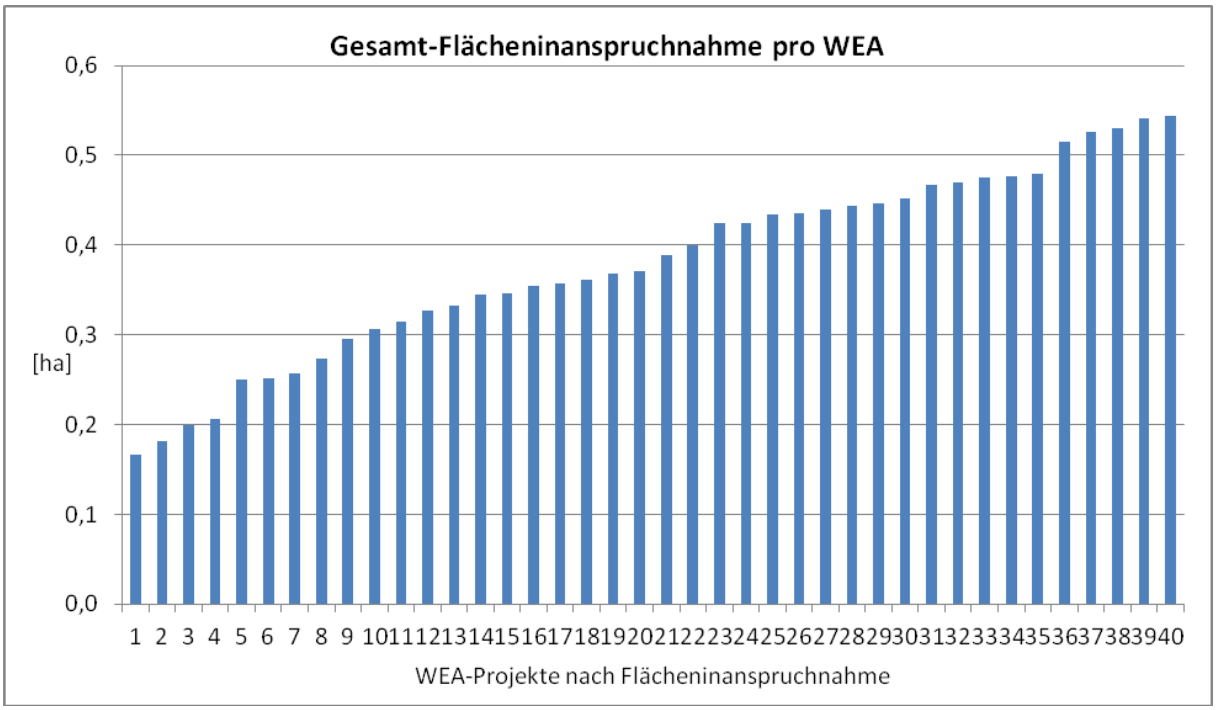


Abb. 71: Durchschnittliche Gesamtflächeninanspruchnahme pro WEA durch Anlage, Kranstellplatz und Zufahrt
(LBPs von 2011 bis 2014, n=40, sortiert nach Größe)

7.1.2.2. Anteile der Windenergieanlagen, des Kranstellplatzes sowie der Zufahrt an der Flächeninanspruchnahme

Um differenziertere Erkenntnisse zur Größenordnung der Flächeninanspruchnahme bzw. Versiegelung durch die WEA (Turmfundament), den Kranstellplatz sowie durch die Zufahrt zu gewinnen, kann nur auf Projekte zurückgegriffen werden, für die sich in den Gutachten entsprechend differenzierte Angaben finden bzw. diese ermittelbar sind.

Regelmäßig finden sich in den Gutachten separate Angaben zur Flächeninanspruchnahme durch das Turmfundament der WEA. Das Fundament wird in den meisten Fällen gänzlich als vollversiegelte Fläche gewertet, auch wenn in vielen Fällen eine Überdeckung von Teilen des Fundamentes rund um den Turmfuß mit Oberbodenmaterial erfolgt und dieser Boden während der Betriebsphase zumindest wieder Teilbodenfunktionen übernehmen kann. In 16 Gutachten werden auf Basis dieser Argumentation jedoch die mit Oberboden überdeckten und i. d. R. dauerhaft geschotterten Flächen der teilversiegelten Fläche zugeschlagen.[16] Entsprechend verringert sich dadurch der prognostizierte Umfang der Vollversiegelung.

Klammert man diese Fälle aus, damit sie die Werte nicht verfälschen, so ergibt sich eine durchschnittliche Größe für das Turmfundament von rund 370 m² pro WEA (n=45 aus dem Zeitraum 2004-2014). Je nach Hersteller, Anlagentyp und Gründungsvoraussetzungen variiert die Größe von knapp über 200 m² bis zu 500 m² (s. Abb. 72). Sowohl Durchschnittswert als auch die Spannenwerte bleiben unverändert, schränkt man den Gutachtenzeitraum auf die Jahre 2011-2014

[16] Zwölf Standorte davon stammten aus Rheinland-Pfalz, drei aus Hessen und einer aus dem Saarland. Die Gutachten wurden von sechs verschiedenen Gutachtern für vier verschiedene Projektierer erstellt. Dies zeigt, dass dies weder bundesland-, noch Projektierer, noch gutachterspezifisch ist.

(n=34) ein. Der Anteil für das Turmfundament an der Gesamtflächeninanspruchnahme pro Anlage liegt damit durchschnittlich um 10 %. Den größeren Anteil an der Flächeninanspruchnahme machen demnach die teilversiegelten Flächen durch Kranstellplatz und Zufahrt aus.

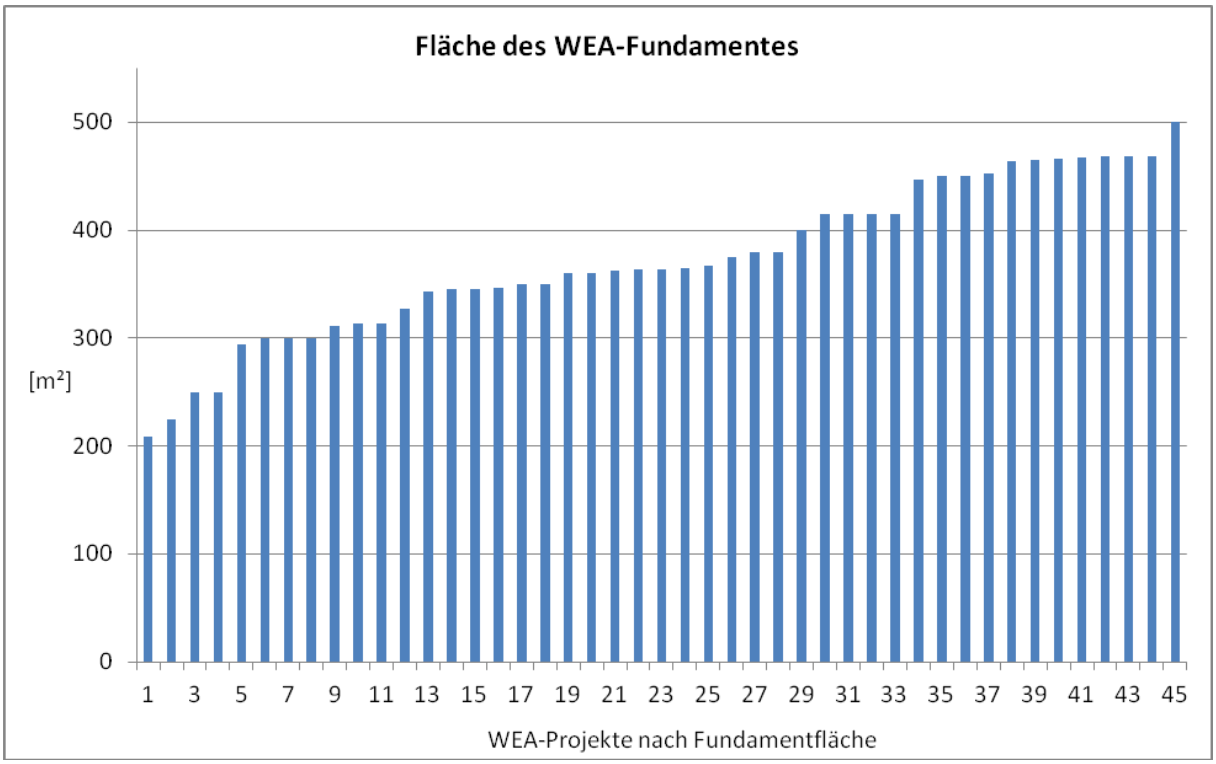


Abb. 72: Flächeninanspruchnahme durch das Turmfundament der WEA (Vollversiegelung)
(LBPs von 2004 bis 2014, n=45, sortiert nach Größe)

Separate Angaben zur projektbedingten Teilversiegelung durch die Zufahrt sowie durch die den Turmfuß umgebenden geschotterten Flächen (im wesentlichen Kranstellplatz) finden sich nur in den Gutachten für 46 Projekte. In den übrigen Fällen findet sich lediglich ein Gesamtwert für die im Zuge des Projektes entstehende Teilversiegelung ohne weitere Aufschlüsselung. Die Zahl diesbezüglich auswertbarer Gutachten wird weiterhin um die Vorhaben eingeschränkt, bei denen die oben erwähnte Zuordnung von Flächenanteilen des Fundamentes zur teilversiegelten Fläche erfolgte. Somit verbleiben lediglich 31 Vorhaben, deren Gutachten (bis auf eines mit zwei WEA aus 2004) aus den Jahren 2009 bis 2014 stammen (s. Abb. 73).

In der überwiegenden Zahl der Vorhaben (22 von 31) ist die prognostizierte teilversiegelte Fläche für den Kranstellplatz höher als die durch die Zufahrt. Der Wert für den Kranstellplatz liegt in einer Spanne von 0,1 bis knapp über 0,3 ha pro Anlage. Dabei wird nur bei zwei der Vorhaben der Wert von 0,3 ha pro Anlage überschritten, in weiteren neun Vorhaben liegt der Wert zwischen 0,2 und 0,3 ha. In 17 Vorhaben liegt der Wert zwischen 0,1 und knapp unter 0,2 ha und in drei Vorhaben sogar bei knapp unter 0,1 ha.

Der Wert für die Zufahrt liegt in einer deutlich höheren Spanne von nur rund 0,02 ha bis 0,34 ha pro Anlage. Bei fünf Vorhaben liegt die zusätzliche Flächeninanspruchnahme für die Zufahrt mit weniger als 500 m² pro Anlage sehr niedrig. Dies waren Fälle, in denen die Anlagen in bereits gut erschlossenen Waldgebieten, z. B. entlang von wenig kurvenreichen und hinreichend breiten Hauptforstwegen platziert werden konnten, sodass auf einen projektbedingten Wegeausbau wei-

testgehend verzichtet werden konnte. Liegen die Anlagenstandorte dagegen in weniger gut erschlossenen Wäldern mit schmaleren Wegebreiten, in größeren Waldgebieten mit entsprechend längerer Zufahrt oder sind topographisch bedingt längere bzw. kurvenreichere Zufahrten erforderlich, erhöht sich die Flächeninanspruchnahme durch die Zufahrt entsprechend.

Für den Zeitraum 2004-2014 (n=31) wurden für die Teilversiegelung durch den Kranstellplatz einen durchschnittlicher Wert von 0,18 ha pro Anlage, für die Zufahrt einen Wert von 0,15 ha (Verhältnis ca. 1:0,8) errechnet. Schränkt man den betrachteten Zeitraum wiederum auf die Jahre mit derzeit gängigen Anlagengrößen ein (2011-2014, n=22), so liegt der durchschnittliche Wert der Flächeninanspruchnahme jeweils geringfügig höher, für den Kranstellplatz bei 0,2 ha pro Anlage, für die Zufahrt bei 0,17 ha (Verhältnis ebenfalls ca. 1:0,8). Die Flächeninanspruchnahme durch die Zufahrt pro Anlage liegt somit durchschnittlich geringfügig niedriger als für die WEA und den Kranstellplatz.

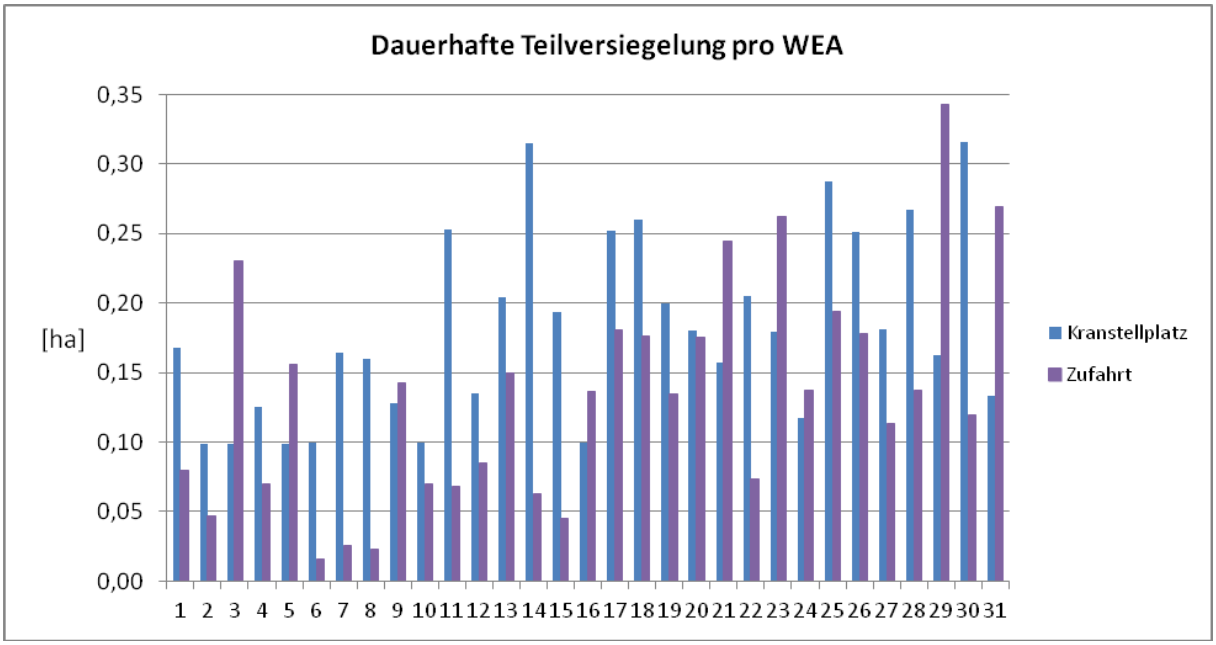


Abb. 73: Dauerhafte Teilversiegelung pro WEA durch den Kranstellplatz sowie durch die Zufahrt
(LBPs von 2004 bis 2014, n=31, sortiert nach Erstellungsdatum des LBPs)

7.1.2.3. Zeitliche Entwicklungstendenzen bei der Flächeninanspruchnahme

Die steigenden Werte für die Flächeninanspruchnahme bei der Einschränkung auf Gutachten aus jüngeren Jahrgängen deuten bereits an, dass sich mit fortschreitender Entwicklung der Größe und Höhe der Anlagen über die Jahre auch die Flächeninanspruchnahme stetig vergrößert hat. So könnten größere Turmdurchmesser sowie Erfordernisse der Statik größere Fundamente erforderlich machen. Größere Anlagenhöhen und damit Arbeitshöhen könnten Auswirkungen auf die Größe der Kräne und somit den erforderlichen Kranstellplatz haben. Auch die räumlichen Anforderungen an die Zufahrt könnten sich durch die wachsende Länge und Größe der Bauteile erhöhen.

Eine jahresweise Betrachtung der durchschnittlichen Gesamtflächeninanspruchnahme pro Anlage zeigt tatsächlich, dass diese im Betrachtungszeitraum zugenommen hat (s. Abb. 74). Fasst man die Jahrgänge 2003 bis 2007 (mit vergleichsweise wenigen vorliegenden Projekten bzw. Anlagen) zusammen, so ergibt sich ein Durchschnittswert von ca. 0,2 ha. Im Vergleich zu Anlagen aus

Gutachten der Jahre 2013 und 2014 hat sich bei der projektbedingten Versiegelung pro Anlage im betrachteten Zeitraum fast eine Verdoppelung vollzogen. Betrachtet man jedoch anstelle der absoluten Versiegelung relative Werte, wie z. B. die Versiegelung pro Megawatt installierter Nennleistung, so stellt sich diese Entwicklung deutlich geringer dar. Die Steigerung im Betrachtungszeitraum liegt hier bei lediglich rund 30 %.

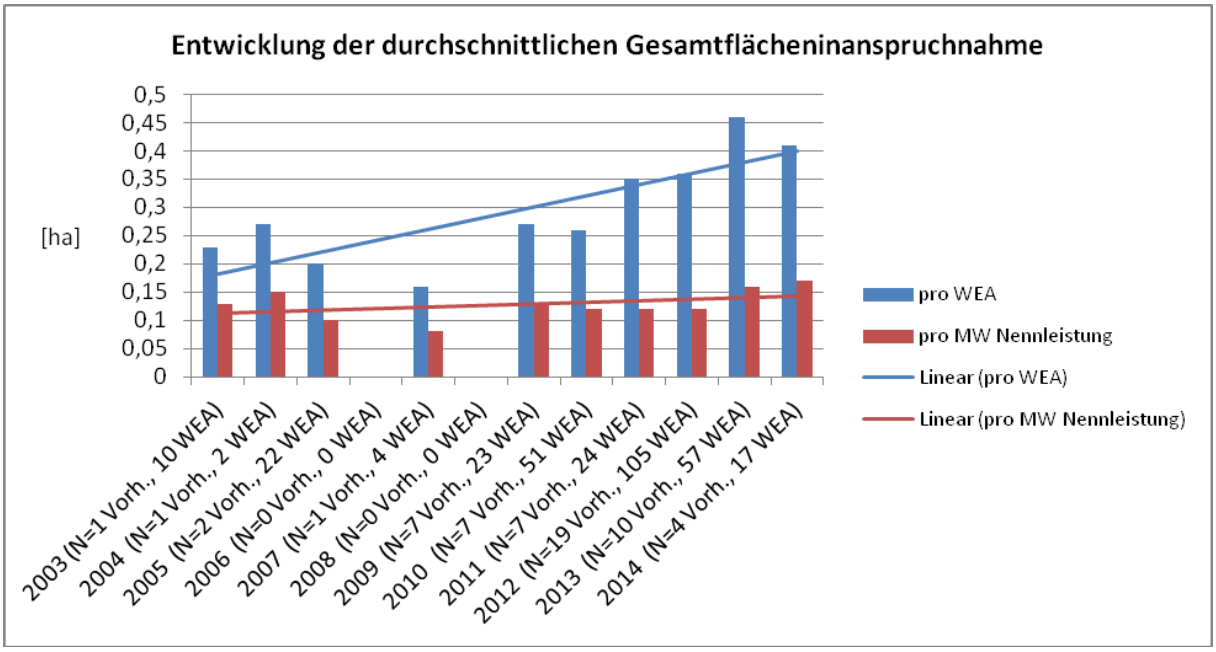


Abb. 74: Entwicklung der durchschnittlichen Flächeninanspruchnahme durch Fundament, Kranstellplatz und Zufahrt pro WEA sowie pro MW installierter Nennleistung in den Jahren 2003 bis 2014

Will man zwischen der voll versiegelten Fundamentfläche, der Teilversiegelung durch den Kranstellplatz sowie der Zufahrt differenzieren, so ist die Zahl der diesbezüglich auswertbaren Gutachten deutlich eingeschränkt. Für die Vollversiegelung durch das Fundament liegen für den Zeitraum von 2003 bis 2008 überhaupt nur je ein auswertbares Gutachten für die Jahre 2004 und 2006 vor (jeweils 250 m² Vollversiegelung pro WEA). Aus den auswertbaren Gutachten für die Jahre 2009 bis 2014 resultieren prognostizierte Werte an vollversiegelter Fläche zwischen durchschnittlich 330 und etwas über 400 m². Betrachtet man nur die letztgenannten Jahrgänge mit einer größeren Anzahl an Projekten und WEA, so lässt sich bzgl. der Vollversiegelung pro WEA ein geringfügig steigender Trend feststellen (s. Abb. 75), der sich jedoch umkehrt, wenn man relative Werte pro Megawatt installierter Nennleistung betrachtet (s. Abb. 76). Im Vergleich zu den stärkeren Trends bei der Teilversiegelung sind diese jedoch vernachlässigbar.

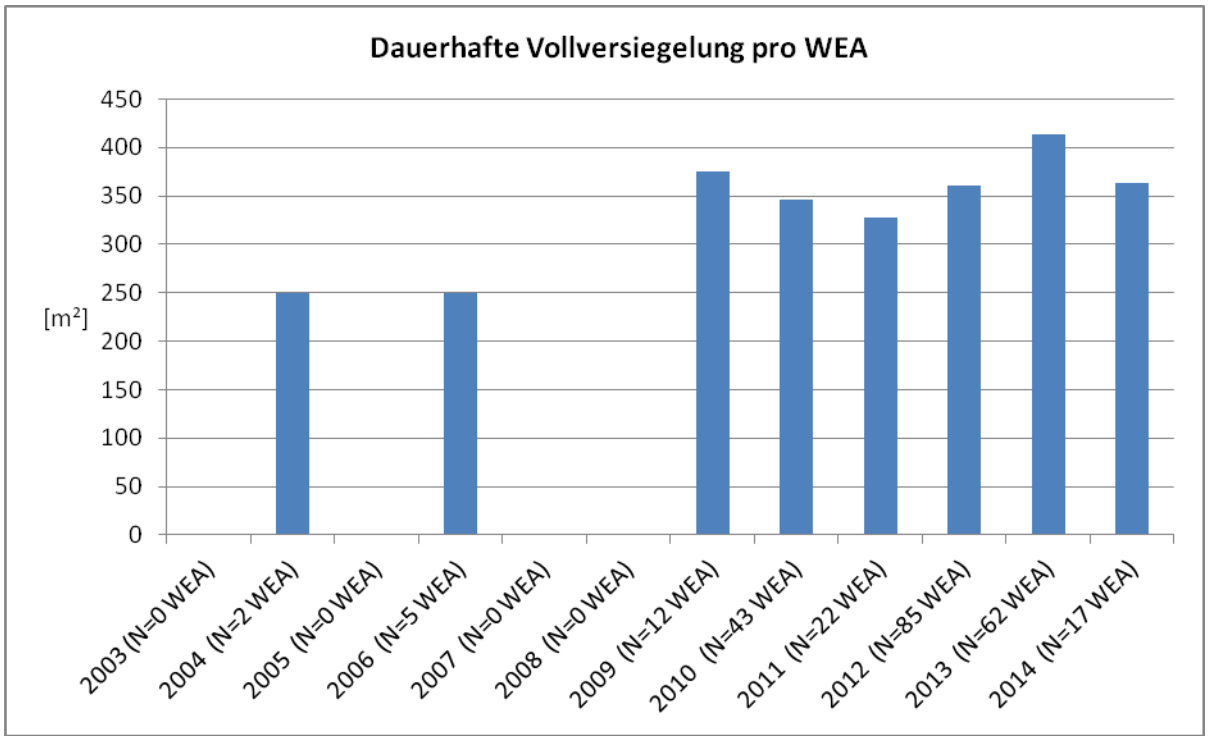


Abb. 75: Durchschnittliche Vollversiegelung durch das WEA-Fundament pro Anlage
(Gutachten von 2004 bis 2014, n=45 Projekte)

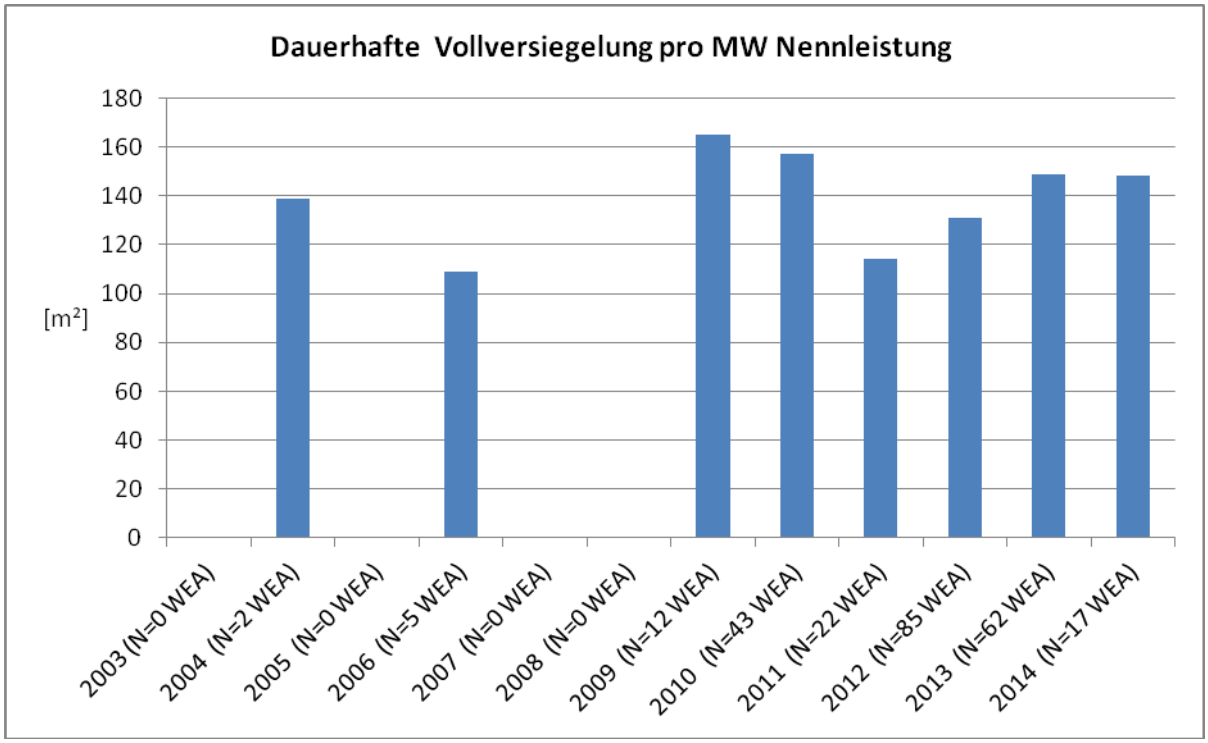


Abb. 76: Durchschnittliche Vollversiegelung durch das WEA-Fundament pro MW installierter Nennleistung
(Gutachten von 2004 bis 2014, n=45 Projekte)

Für eine differenzierte Trendbetrachtung für die Teilversiegelung durch WEA bzw. Kranstellplatz und Zufahrt liegt für die Jahre bis 2008 lediglich ein auswertbares Gutachten vor. Die restlichen 30 Gutachten verteilen sich auf die Jahre 2009 bis 2014 (s. Abb. 77 und Abb. 78). Betrachtet

man wiederum nur diese Jahrgänge, so sind bzgl. der Teilversiegelung pro Anlage sowohl für den Kranstellplatz als auch für die Zufahrt steigende Trends zu konstatieren, wobei der Trend für die Zufahrt geringfügig niedriger ist (s. Abb. 77). Dies ändert sich auch bei der Betrachtung relativer Werte pro Megawatt installierter Nennleistung nicht, wobei wie bei der Gesamtflächeninanspruchnahme beide Trends wesentlich schwächer ausfallen (s. Abb. 78).

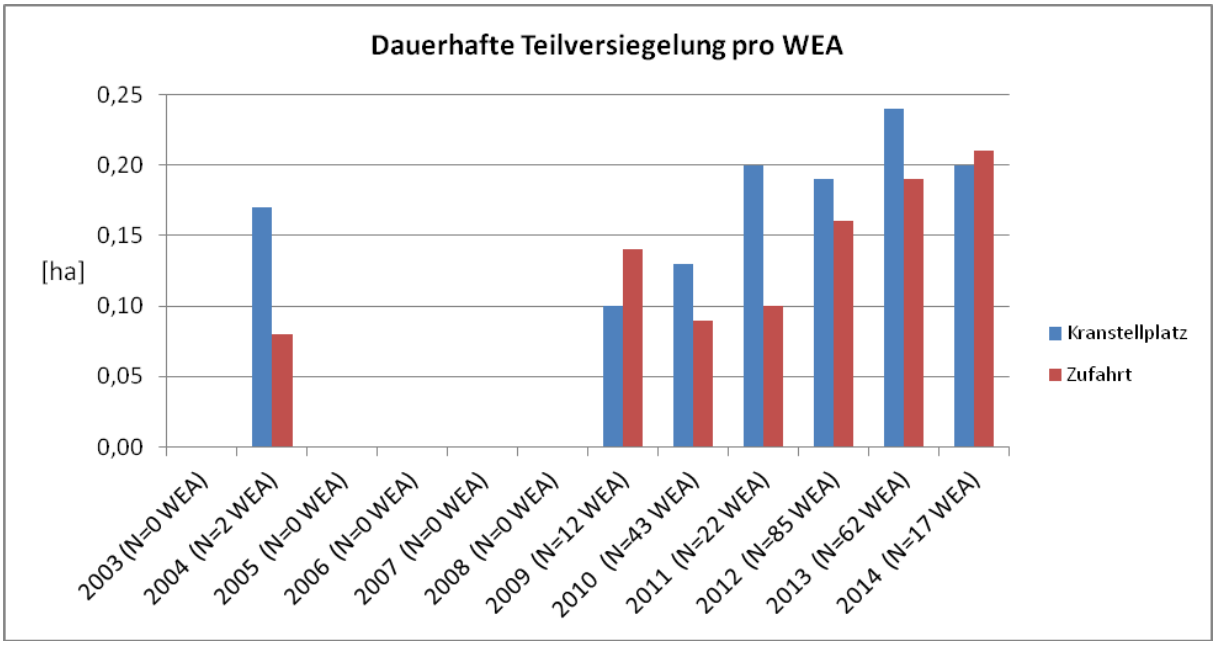


Abb. 77: Durchschnittliche dauerhafte Teilversiegelung pro WEA durch den Kranstellplatz und die Zufahrt
(Gutachten von 2004 bis 2014, n=31, sortiert nach Erstellungsjahr des LBPs)

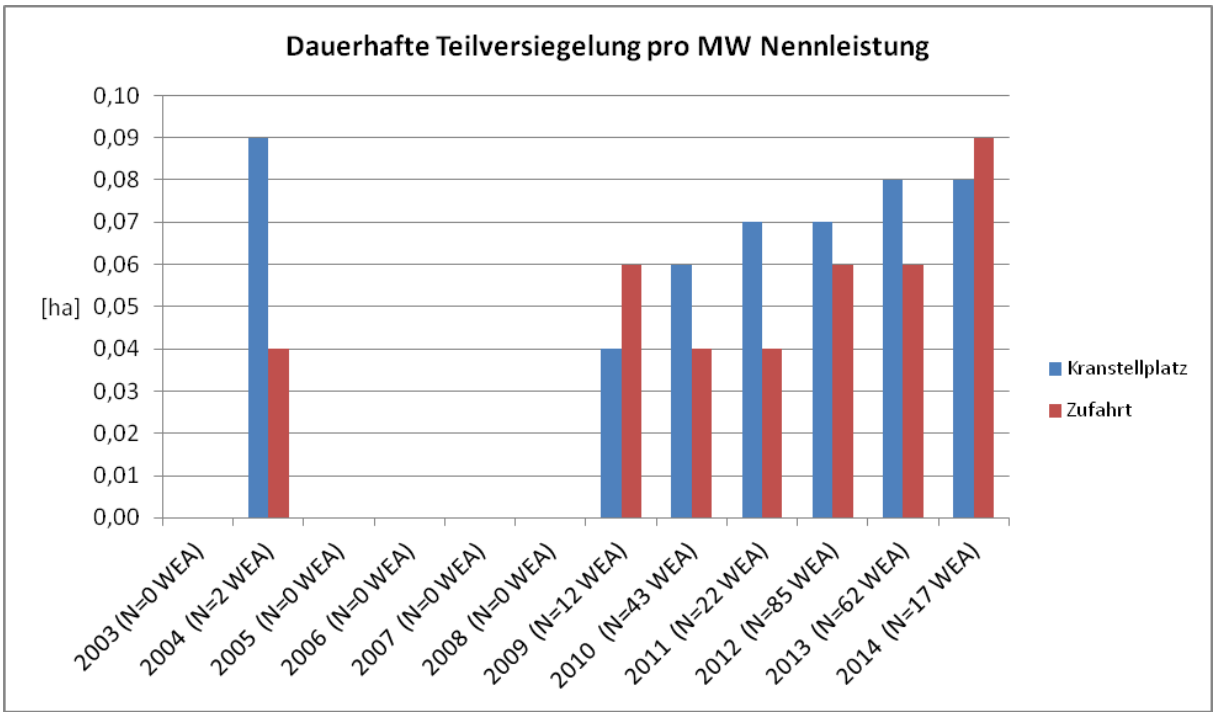


Abb. 78: Durchschnittliche dauerhafte Teilversiegelung pro MW installierter Nennleistung durch den Kranstellplatz und die Zufahrt
(Gutachten von 2004 bis 2014, n=31, sortiert nach Erstellungsjahr des LBPs)

7.1.3. Zusammenfassung und Einordnung der Ergebnisse

Für Windenergieprojekte auf Waldstandorten mit derzeit gängigen Anlagengrößen und -höhen entsteht gegenwärtig durchschnittlich eine dauerhafte Flächeninanspruchnahme in Form von voll- und teilversiegelter Flächen von ca. 0,4 ha pro Anlage. Mit regelmäßig < 10 % hat das vollversiegelte Turmfundament mit durchschnittlich 370 m² bei einer Spanne von – je nach Anlagentyp – 200 bis 500 m²) einen sehr geringen Anteil. Trotz steigender Anlagengrößen hat sich die Größe der vollversiegelten Fundamentflächen nicht wesentlich vergrößert und in Relation zur gewachsenen Nennleistung sogar geringfügig verkleinert.

Den weit größeren Anteil an der dauerhaften Flächeninanspruchnahme haben damit teilversiegelte Flächen in Form der nahezu ausschließlich geschotterten Flächen um das Fundament, des Kranstellplatzes und der Zufahrt. Für derzeit auf Waldstandorten realisierte Anlagen beträgt die durchschnittlich teilversiegelte Fläche für den Kranstellplatz rund 0,2 ha pro WEA bei einer Spanne von 0,1-0,3 ha. Für den Ausbau bzw. Neubau der Zufahrt liegt die teilversiegelte Fläche bei durchschnittlich 0,15 ha pro WEA bei einer Spanne von < 0,02-0,34 ha.

Auch wenn die Durchschnittswerte bei Teilversiegelung durch die Zufahrt geringer sind und in der überwiegenden Zahl der Vorhaben diese geringer als für den Kranstellplatz prognostiziert werden, zeigt doch die deutlich größere Spanne bei der Zufahrt, dass diese einen maßgeblichen Einfluss auf die Gesamtflächeninanspruchnahme hat. Während die Fundamentfläche in der Regel wenig Spielraum bei der Verringerung der Flächeninanspruchnahme bietet, bergen hinsichtlich der Zufahrt sowohl die großräumige Standortwahl (in bereits gut erschlossenen Waldarealen) als auch die kleinräumige Standortoptimierung (Standorte der Anlagen an bestehenden Wegen sowie auf möglichst neigungsarmen Standorten) wesentliche Potenziale zur Verringerung der Gesamtflächeninanspruchnahme.

Maßgeblichen Einfluss auf den festgestellten Trend einer steigenden Flächeninanspruchnahme wird auch die Wahl und Weiterentwicklung bei den auf Waldstandorten installierten Anlagen (z. B. Größe der Bauteile) sowie der eingesetzten Logistik bei Transport und Errichtung (z. B. Einsatz platzsparender Kräne) haben. Starken Einfluss hat hierauf weiterhin die Einbeziehung aller möglichen Maßnahmen zur Vermeidung und Verminderung unnötiger Flächeninanspruchnahme (s. Kap. 8.5).

7.2. Wasser

Beeinträchtigungen des Schutzgutes Wasser durch die Errichtung von WEA im Wald können insbesondere dann eintreten, wenn im Bereich der zu errichtenden WEA bzw. der Zufahrtswege Still- oder Fließgewässer (z. B. Waldseen oder -bäche) oder Quellen betroffen sind. Durch eine entsprechende Standortwahl können jedoch bau-, anlagen- und betriebsbedingte Konflikte zumeist vermieden bzw. auf ein unerhebliches Maß vermindert werden. Gleiches gilt für mögliche Risiken für das Grundwasser und für die Trinkwassergewinnung (z B. Nähe zu Trinkwasserschutzgebieten). Hier kommen insbesondere bauzeitlich wirksame Maßnahmen zum Tragen (s. Kap. 8.5.2.2). Aufgrund der geringen anlagenbedingten Vollversiegelung (vgl. Kap. 7.1.2) sind die Auswirkungen auf die Grundwasserneubildungsfunktion ebenfalls gering.

In den ausgewerteten Gutachten werden die Beeinträchtigungen auf das Schutzgut Wasser unter Berücksichtigung jeweils vorgesehener Vermeidungs- und Verminderungsmaßnahmen stets als nicht erheblich bewertet.

7.3. Klima

Nach gegenwärtigem Kenntnisstand ist durch die im Zuge der Errichtung von WEA erforderliche dauerhafte und temporäre Waldrodung insbesondere bei Standorten in vormals geschlossenen Waldkörpern mit altem Baumbestand mit einer Veränderung des Waldinnenklimas bzw. Mikroklimas zu rechnen, wenngleich diese nur kleinflächig und lokal auftritt. Erfolgt die Realisierung auf Standorten ohne bzw. mit jungem Baumbestand (z. B. auf Windwurfflächen) und kann bei der Zufahrt auf vorhandene Wege zurückgegriffen werden, ist mit deutlich geringeren Auswirkungen zu rechnen.

Die Türme und Gondeln können zwar im Sommer erhöhte Abstrahlungswerte aufweisen, aufgrund der vertikalen Streuung sind aber nur geringfügige Auswirkungen auf das Kleinklima zu erwarten. Die möglichen Auswirkungen der WEA auf das Windfeld dürften sich auf den Luftaustausch ebenfalls nicht erheblich auswirken. Betriebsbedingt kommt es zu keinen Emissionen, die die Luftqualität beeinträchtigen. Baubedingt kann es durch das Aufkommen von Baufahrzeugen temporär und lokal zu Beeinträchtigungen der Luftqualität durch erhöhte Abgasemissionen kommen, die sich jedoch ebenfalls nicht erheblich auswirken dürften.

In den ausgewerteten Gutachten werden die lokalen Veränderungen des Mikroklimas stets als nicht erheblich für das Schutzgut Klima bewertet. In zahlreichen Fällen wird auch auf die positiven globalen Auswirkungen der WEA auf das Klima durch die Verringerung des Ausstoßes an Treibhausgasen hingewiesen. Häufig wird auch darauf hingewiesen, dass durch die Umsetzung

multifunktionaler Kompensationsmaßnahmen mit insgesamt positiven Auswirkungen auf das Schutzgut Klima zu rechnen sei.

Aus jüngeren Forschungsvorhaben des Fraunhofer-IWES (Forschungsvorhaben Windenergie im Binnenland I und II, (z. B. CALLIES *et al.* 2012)), die primär der Erforschung der Windverhältnisse in größeren Höhen im Kontext waldnaher WEA-Standorte dienen, lassen sich keine Erkenntnisse zu den Auswirkungen von WEA im Wald auf das Klima ableiten.

8. Maßnahmen zur Konfliktbewältigung

Nachfolgend werden zunächst in einem einführenden Kapitel allgemeine rechtliche und fachliche Anforderungen an die Konfliktbewältigung bei Windenergieprojekten im Wald aufgeführt. Im Anschluss werden die im Rahmen des Projektes durchgeführten Untersuchungen dargestellt, gegliedert in Methodik (Kap. 8.2) und Ergebnisse der Recherche (Kap. 8.3 und 8.4), Ergebnisse der Auswertung (Kap. 8.5 ff).

8.1. Allgemeine rechtliche und fachliche Anforderungen an die Konfliktbewältigung

Als Grundlagen einer sachgerechten Konfliktbewältigung bei Windenergieprojekten im Wald werden zunächst die rechtlichen Anforderungen an die unterschiedlichen Maßnahmenkategorien knapp erläutert (Kap. 8.1.1). Dabei wird auch auf die zusätzlichen materiellen Kompensationsanforderungen für Rodungen im Wald eingegangen, die sich aus dem Bundeswaldgesetz und den Landeswaldgesetzen ergeben. Darauf aufbauend werden in Kapitel 8.1.2 die unterschiedlichen fachlichen Anforderungen für die Realisierung von Kompensations- bzw. Ausgleichsmaßnahmen im Wald zusammenfassend dargestellt.

8.1.1. Rechtliche Anforderungen

Vermeidungsmaßnahmen nach der Eingriffsregelung (§ 15 BNatSchG), dem besonderen Artenschutz (§ 44 BNatSchG) und dem europäischen Gebietsschutz (§ 34 BNatSchG) haben zwar einen unterschiedlichen Bezugsgegenstand, ähneln sich jedoch in ihrer Zielsetzung und in den fachlichen Anforderungen. Bei allen Instrumenten wird die planerische und technische Optimierung des Vorhabens angestrebt (RUNGE *et al.* 2010). Im Folgenden wird daher sowohl auf die Vermeidung und Verminderung als auch auf die unterschiedlichen Anforderungen der Instrumente an kompensatorische Maßnahmen abgestellt. Bei Ausgleich bzw. Kompensation werden je nach Bezugsgegenstand unterschiedliche Ziele verfolgt:

- Kein Nettoverlust der Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes (Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen nach § 15 Abs. 2 BNatSchG),
- Sicherung der Kohärenz des europäischen Schutzgebietsnetzes Natura 2000 (Kohärenzsicherungsmaßnahmen nach § 34 BNatSchG),
- Gewährleistung der kontinuierlichen ökologischen Funktion (continious ecological function) von geschützten Fortpflanzungs- und Ruhestätten europarechtlich geschützter Arten[17] (CEF-Maßnahmen nach § 44 Abs. 5 BNatSchG) oder
- Maßnahmen zur Sicherung des Erhaltungszustandes der Populationen besonders geschützter Arten, des „favourable conservation status“ (FCS-Maßnahmen nach § 45 Abs. 7 BNatSchG).

[17] CEF-Maßnahmen können für Arten nach Anhang IV der Richtlinie 92/43/EWG, europäische Vogelarten oder Arten, die in einer Rechtsverordnung nach § 54 Absatz 1 Nummer 2 BNatSchG aufgeführt sind, festgesetzt werden (§ 44 Abs. 5 BNatSchG).

8.1.1.1. Eingriffsregelung

Nach dem abgestuften Regelungskanon der Eingriffsregelung (§ 15 BNatSchG) muss der Träger des Vorhabens erhebliche Beeinträchtigungen vorrangig vermeiden (Vermeidungspflicht) und vermindern, zumindest aber durch Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen kompensieren. Ist eine Realkompensation (auch Naturalkompensation) nicht möglich, die Umsetzung des Eingriffs nach Abwägung mit anderen Belangen jedoch vorrangig, sind als Ultima Ratio Ersatzgeldzahlungen zu leisten.

Bis zum Inkrafttreten der Novelle des BNatSchG im März 2010, galt es vorrangig auszugleichen und nur in Ergänzung Ersatzmaßnahmen zu berücksichtigen. Diese Vorgabe wurde nunmehr aufgehoben, sodass die Wahl zwischen Ausgleich- und Ersatzmaßnahmen, je nach naturschutzfachlicher Eignung, im Einzelfall erfolgen kann (MICHLER & MÖLLER 2011). Dabei ist allerdings weiterhin die Zielsetzung der Eingriffsregelung, den Status quo von Natur und Landschaft so wenig wie möglich zu beeinträchtigen, zu beachten. Bei gleicher naturschutzfachlicher Eignung ist demnach der Ausgleich weiterhin dem Ersatz vorzuziehen (SCHUMACHER & FISCHER-HÜFTLE 2011). Auch in Hinblick auf die Ausnahmeregelung zum Verbot von Beeinträchtigungen gesetzlich geschützter Biotope ist eine Unterscheidung von Ausgleich und Ersatz unerlässlich. Wesentliche Unterscheidungskriterien sind deren zeitliche, räumliche und funktionale Dimension. Ausgleichsmaßnahmen sind demnach durch einen engen funktional-räumlichen und zeitlichen, Ersatzmaßnahmen hingegen durch einen gelockerten Bezug charakterisiert.

Kompensationsmaßnahmen sind reale Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege (§ 15, Abs. 2 BNatSchG). Es können aber lediglich solche Maßnahmen anerkannt werden, für die keine anderweitige Verpflichtung zur Durchführung besteht und die nicht ihrerseits zu Beeinträchtigungen führen (SCHUMACHER & FISCHER-HÜFTLE 2011). Die Flächen, auf denen Maßnahmen durchgeführt werden, müssen daher zum einen aufwertungsfähig und zum anderen aufwertungsbedürftig sein. Auch Pflege- und Unterhaltungsmaßnahmen (z. B. Unterstützung der natürlichen Sukzession im Wald) sind grundsätzlich im Sinne der Eingriffsregelung als Kompensationsmaßnahmen anrechenbar, solange diese zu einer Aufwertung der Fläche beziehungsweise des Entwicklungspotenzials führen. Die bloße Sicherung und Unterschutzstellung oder der Erwerb von Flächen allein ist nicht ausreichend, kann aber Voraussetzung zur Umsetzung geeigneter Maßnahmen sein (KIEMSTEDT *et al.* 1996).

Gemäß § 15 Abs. 2 BNatSchG sind sowohl Ausgleichs- als auch Ersatzmaßnahmen im jeweils betroffenen Naturraum zu verorten. Dies bedeutet allerdings nicht, dass der räumliche Bezug von Ausgleich und Ersatz zum Eingriff derselbe bzw. in dem jeweiligen Naturraum willkürlich ist. Beeinträchtigungen mobiler Arten (z. B. Vögel, Wildkatze), die einen großen Aktionsradius haben, können in größerer Entfernung zum Eingriff ausgeglichen werden als Beeinträchtigungen sessiler Arten. Für den notwendigen zeitlichen Bezug einer Maßnahme zum Eingriff gibt es keine eindeutigen Regelungen. Eine vorübergehende Verschlechterung des Zustandes (sog. Timelag) wird vom Gesetzgeber jedoch geduldet. Ein lückenloser Ausgleich ist dann erforderlich, wenn europarechtlich geschützte Arten betroffen sind (CEF-Maßnahmen, vgl. Kap. 8.1.1.2).

Auch die Bevorratung von Kompensationsmaßnahmen gewinnt zunehmend an Bedeutung (WENDE *et al.* 2005) und wurde im § 16 BNatSchG bedacht. Damit werden vorgezogene Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege als Kompensationsmaßnahmen anerkannt. Statt einzelner projektbezogener Maßnahmen, die sich aufgrund externer Einflüsse mitunter durch eine geringe Effektivität auszeichnen, ist hier eine Bündelung von Maßnahmen vorgesehen,

durch die eine Reihe von Vorteilen erwachsen können (WENDE *et al.* 2005). Insbesondere für die Staatswälder, die Windenergienutzungen zulassen, kann ein integriertes Poolkonzept aus naturschutzfachlicher Sicht eine sinnvolle Alternative zur projektbezogenen Kompensation darstellen.

Ersatzgelder, die regelmäßig bei WEA aufgrund der nicht kompensierbaren Beeinträchtigung des Landschaftsbildes zu zahlen sind, sind gemäß § 15 Abs. 6 BNatSchG zweckgebunden zu verwenden. Ein Vorteil kann sein, dass so Maßnahmen strategisch geplant werden können. Gerade in einem komplexen Ökosystem laufen einzelne, unkoordinierte Maßnahmen sonst Gefahr, ohne nennenswerte Wirkung zu bleiben. Nachteil ist, dass der Bezug zwischen Eingriff und Ersatz nur bedingt nachvollziehbar ist (KÖPPEL *et al.* 2004).

8.1.1.2. Besonderer Artenschutz

Auch nach dem besonderen Artenschutzrecht gilt in erster Linie das Gebot der Vermeidung und Verminderung, wenn auch über die Vermeidung des Eintretens von sog. Verbotstatbeständen, die ggf. zu einer Unzulässigkeit des Vorhabens führen.

Die Regelungen des besonderen Artenschutzes nach § 44 BNatSchG sehen Verbote vor für

- das Verletzen oder Töten wild lebender Tiere der besonders geschützten Arten (sog. Tötungsverbot nach § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG),
- die erhebliche Störung wild lebender Tiere der streng geschützten Arten und der europäischen Vogelarten während der Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungs- und Wanderungszeiten (sog. Störungsverbot nach § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG),
- die Entnahme, Beschädigung oder Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten der wild lebenden Tiere der besonders geschützten Arten (§ 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG) sowie
- die Entnahme von wild lebenden Pflanzen der besonders geschützten Arten oder ihrer Entwicklungsformen aus der Natur sowie Beschädigung ihrer Standorte (§ 44 Abs. 1 Nr. 4 BNatSchG).

Beim Tötungsverbot gilt gemäß des Bundesverwaltungsgerichtes der Tatbestand als erfüllt, wenn sich das Tötungsrisiko vorhabenbedingt in signifikanter Weise erhöht (vgl. BVerwG, 12. März 2008, 9A 3.06: RN 219). Besteht die Gefahr einer solchen signifikanten Erhöhung, so muss dieses artspezifisch durch geeignete Vermeidungsmaßnahmen reduziert werden (vgl. MUNLV 2007, S. 16).

Beim Störungsverbot gilt der Tatbestand als erfüllt, wenn sich der Erhaltungszustand der lokalen Population verschlechtert.[18] Bei der Beurteilung der Störungsverbote sind nach RUNGE *et al.* (2010, S. 25) ebenfalls vorgesehene Vermeidungsmaßnahmen zu berücksichtigen. Überdies wird als sinnvoll erachtet, auch vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen mit einzubeziehen, da davon auszugehen ist, dass durch solche Maßnahmen Fortpflanzungs- und Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang ihre ökologische Funktion behalten und folglich sich der Erhaltungszustand der lokalen Population auch nicht verschlechtern dürfte (ebd.).

Verluste von Fortpflanzungs- und Ruhestätten (§ 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG in Verbindung mit § 44 Abs. 5 BNatSchG) können ausgeglichen werden, indem neue Lebensstätten in erreichbarer

[18] Zur näheren Abgrenzung und Definition der lokalen Population und der Verschlechterung des Erhaltungszustands siehe RUNGE *et al.* (2010, S. 23 ff).

Entfernung geschaffen werden, die beim Eintritt der Beeinträchtigung funktionsfähig sind (sog. CEF-Maßnahmen). CEF-Maßnahmen sind im Vergleich zu Kohärenzsicherungsmaßnahmen durch ihre artspezifische Funktion charakterisiert und dienen der Sicherung der ökologischen Funktion im räumlichen Zusammenhang (CEF = *Continuous Ecological Functionality*). Obwohl nicht explizit im BNatSchG vorgesehen, können CEF-Maßnahmen auch zur Vermeidung des Verbotstatbestandes der Störung herangezogen werden (LBV-SH 2013, S. 35 u. 38).

Nach LANA (2010) ist zu gewährleisten, dass es nicht zu einem qualitativen oder quantitativen Verlust bei den geschützten Arten kommt. So ist den „spezifischen biologischen Eigenschaften der jeweiligen Art (z. B. hohe/geringe Lebenserwartung, großer/geringer Aktionsradius, hohe/geringe Reproduktionsrate, hohe/geringe Standorttreue, hohe/geringe Populationsschwankungen) Rechnung zu tragen“ (ebd., S. 5). Die Maßnahmen müssen daher mit der betroffenen Population in einem direkten räumlich-funktionalen Zusammenhang stehen (z. B. Umsiedlung). Da die ökologische Funktionsfähigkeit der Fortpflanzungs- und Ruhestätten zu keinem Zeitpunkt beeinträchtigt sein darf, muss die Maßnahme vor dem Eingriff realisiert werden. Ein temporärer Funktionsverlust (sog. Timelag), wie bei Kompensationsmaßnahmen der Eingriffsregelung ist ausgeschlossen. Zudem kommen nur Maßnahmen in Betracht, deren Erfolg mit „großer Sicherheit“ eintritt und zudem dauerhaft sichergestellt ist (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2007b, S. 53 ff.).

Aufgrund ihres Charakters können CEF-Maßnahmen – entgegen ihrer deutschen Übersetzung als „vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen“ – letztlich formal auch als Vermeidungs- bzw. Minderungsmaßnahmen angesehen werden, da ja mit ihrer Durchführung das Eintreten der o. g. Verbotstatbestände vermieden werden soll (vgl. hierzu auch HERMANNS 2007).

Der Landesbetrieb für Straßenbau und Verkehr in Schleswig-Holstein (LBV-SH 2013) definiert darüber hinaus noch „Artenschutzrechtliche Ausgleichsmaßnahmen“ die ebenso der „Sicherung der ökologischen Funktion einer Fortpflanzungs- und Ruhestätte im räumlichen Zusammenhang“ dienen, allerdings noch nicht vor dem Eingriff voll funktionsfähig sind[19]. Es handelt sich somit um Maßnahmen der Eingriffsregelung, die auch artenschutzrechtlich begründet werden. Allerdings ist anzumerken, dass das Artenschutzrecht nach BNatSchG eine entsprechende Unterscheidung nicht kennt.

FCS-Maßnahmen (FCS = *Favourable Conservation Status*) werden im Rahmen von Ausnahmegenehmigungen ergriffen, um den Erhaltungszustand einer betroffenen Art zu sichern. Für die Begründung einer Ausnahme werden allerdings hohe Anforderungen gestellt (vgl. § 45 Abs. 7 BNatSchG). Da artenschutzrechtliche Ausnahmen und damit auch die Durchführung von FCS-Maßnahmen bei der Genehmigung von WEA bisher eine untergeordnete Rolle spielen und auch in den ausgewerteten Gutachten keine FCS-Maßnahmen vorgesehen wurden, wird dieser Maßnahmentyp im weiteren nicht näher behandelt.

8.1.1.3. Europäischer Gebietsschutz

Auch die Verträglichkeitsprüfung mit den Erhaltungszielen von Natura 2000-Gebieten nach Art. 6 Abs. 3 der FFH-Richtlinie bzw. § 34 des Bundesnaturschutzgesetzes sieht eine stufenweise Vorgehensweise zur Konfliktbewältigung vor. Dabei wird geprüft, inwiefern das jeweilige Vorhaben ein Natura 2000-Gebiet in seinen für die Erhaltungsziele oder den Schutzzweck maßgeblichen

[19] Nur für ungefährdete Arten ohne besondere Habitatansprüche anwendbar.

Bestandteilen (in VSG i. d. R. die WEA-empfindlichen Vogelarten) erheblich beeinträchtigen kann. Dabei kann auch ein „Hineinwirken“ der Wirkfaktoren eines Vorhabens das Auslösen eines Prüferfordernisses zur Folge haben (z. B. lärmbedingte Störungen brütender Vogelarten).

Vermeidungs- oder Minimierungsmaßnahmen, in Anlehnung an die Übersetzung des englischen Begriffes „mitigation measure“ in den Arbeitspapieren der EU-Kommission[20] auch Schadensbegrenzungsmaßnahmen genannt, dienen in diesem Zusammenhang dazu, dass die Erheblichkeitsschwelle durch das Vorhaben nicht überschritten wird (vgl. z. B. MKULNV & LANUV 2013). Schadensbegrenzungsmaßnahmen können auch notwendig sein, wenn dies durch Kumulationswirkung mit anderen Wirkprozessen oder mit anderen Plänen oder Projekten erfolgt (vgl. BMVBW 2004).

Soweit Vermeidungs- und Verminderungsmaßnahmen erhebliche Beeinträchtigungen nicht ausschließen helfen und nach einer Abwägungsentscheidung ein Projekt dennoch realisiert werden soll, können Maßnahmen zur Kohärenzsicherung eine Vereinbarkeit von Vorhaben und ökologischer Kohärenz des Natura 2000-Netzes sicherstellen. Dabei muss ein Ausgleich für die Verluste und Beeinträchtigungen von Lebensräumen und Arten der Anhänge I und II der FFH-Richtlinie sowie der Vogelarten des Anhang I und Art. 4 Abs. 2 der Vogelschutzrichtlinie in einem adäquaten Umfang erfolgen (RUNGE *et al.* 2010). Als Maßnahmen sind sowohl Wiederherstellungen bzw. Aufwertungsmaßnahen innerhalb bestehender Natura 2000-Gebiete möglich als auch die Neuschaffung von Habitaten auf anderen bzw. angrenzenden Flächen oder eine Neuausweisung von Natura 2000-Gebieten (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2010). Die Maßnahmen sollen ferner vor dem Eintreten des Eingriffs realisiert wer, um Schadenseffekte durch das Projekt auf die betroffenen Arten und Habitate abzufedern. Wenn dies nicht möglich ist, sollen entsprechende Aufschläge auf den Umfang der Maßnahme vorgenommen werden (ebd.).

Solange verlorengegangene Funktionen im Sinne der Eingriffsregelung geschaffen werden (LANA 2010), sind Kohärenzmaßnahmen auch als Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen grundsätzlich anrechenbar (LAMBRECHT *et al.* 2007). Insbesondere für Kohärenzsicherungsmaßnahmen ist dies aufgrund ihres multifunktionellen Charakters regelmäßig zu erwarten. Art und Umfang der Maßnahmen werden „einerseits aus der Repräsentativität der in dem Gebiet vorkommenden Lebensraumtypen und Arten (...) und andererseits aus der Vernetzungsfunktion des Gebietes innerhalb von NATURA-2000“ abgeleitet (ebd., S. 352). Zur Kohärenzsicherung ist auch die Maßnahmenumsetzung außerhalb der Schutzgebiete möglich, sofern eine spätere Integration in das Natura 2000-Netz erfolgt.

8.1.1.4. Waldumwandlung

Hinsichtlich der Konflikt- bzw. Folgenbewältigung werden durch das BNatSchG keine gesonderten Anforderungen für die Realisierung von Vorhaben im Wald gestellt. Ergänzend müssen jedoch die Anforderungen des jeweiligen Waldrechts erfüllt werden. Nach § 9 BWaldG darf Wald nur mit Genehmigung der nach Landesrecht zuständigen Behörde gerodet und in eine andere Nutzungs-

[20] Europäische Kommission / GD Umwelt (2000): Natura 2000 – Gebietsmanagement. Die Vorgaben des Artikels 6 der Habitat-Richtlinie 92/43/EWG.

Europäische Kommission / GD Umwelt (2001): Prüfung der Verträglichkeit von Plänen und Projekten mit erheblichen Auswirkungen auf Natura 2000-Gebiete. Methodische Leitlinien zur Erfüllung des Artikels 6 Absätze 3 und 4 der Habitat-Richtinie 92/43/EWG.

art umgewandelt werden (Umwandlung). Bei der Entscheidung über einen Umwandlungsantrag sind die Rechte, Pflichten und wirtschaftlichen Interessen des Waldbesitzers sowie die Belange der Allgemeinheit gegeneinander und untereinander abzuwägen. GATZ (2013) ist der Auffassung, dass das Interesse der Allgemeinheit an der Windenergienutzung aus Gründen der öffentlichen Energieversorgung grundsätzlich angenommen werden kann, maßgeblich sei im Einzelfall aber auch die Gewichtung der Schutz-, Erholungs- und Nutzfunktion des betreffenden Waldes durch die Öffentlichkeit.

In der Regel ist die Genehmigung der Waldumwandlung mit forstrechtlichen Nebenbestimmungen versehen, beispielsweise zu den besonderen Kompensationserfordernissen einer Ersatzaufforstung und ergänzenden Schutz- und Gestaltungsmaßnahmen (GEßNER & GENTH 2012). Aufgrund der Flächeninanspruchnahme in Verbindung mit der Realisierung von Windenergieprojekten im Wald ist nach § 9 BWaldG eine forstrechtliche Genehmigung für eine Waldumwandlung im Regelfall erforderlich. Bei einer dauerhaften Flächeninanspruchnahme, z. B. durch Fundament und Zufahrt, muss mindestens in gleichem Maße neuer Wald geschaffen werden (Neuaufforstung bzw. Ersatzaufforstung), hier steht der Unteren Forstbehörde jedoch ein Ermessensspielraum zu, was Standort, Bestockung und Flächenumfang der Ersatzaufforstung betrifft (ebd.). Im Einzelfall kann auch von einem Ersatz in gleichem Umfang abgesehen werden und stattdessen eine qualitative Aufwertung erfolgen (MKULNV 2008: in Gebieten mit Waldanteil > 40 %). Entsprechende Schutz- und Gestaltungsmaßnahmen, wie Waldumbau, Waldrandgestaltung, oder Schutz und Pflege von Waldbiotopen sind jedoch vor allem als Ausgleich für temporäre Waldumwandlungen, z. B. für Montageflächen, vorgesehen. In den Landeswaldgesetzen sind die Bestimmungen hierzu entsprechend konkretisiert.

8.1.2. Fachliche Anforderungen

8.1.2.1. Kompensationsmaßnahmen nach Eingriffsregelung

Grundsätzlich können im Wald naturschutzrechtliche Kompensationsmaßnahmen nach § 15 BNatSchG durchgeführt werden, wenn eine naturschutzfachliche Aufwertung (z. B. Förderung der Naturnähe und Strukturvielfalt bestehender Bestände oder Einbringung zusätzlicher struktureller Elemente) erfolgt. Weitere Voraussetzung für die Anerkennung ist, dass die Maßnahmen über die gesetzlichen Unterhaltungspflichten der Waldbesitzer hinausgehen (HMUELV 2009). Die Wiederaufforstung von Windwurf- und Kalamitätsflächen gehört im Regelfall genauso zu den Pflichten des Waldbesitzers wie die Auswahl standortgemäßer Baumarten bei der Waldverjüngung. Für die Anerkennungsfähigkeit des Unterbaus von Laubbäumen in Nadelholzbeständen (Umwandlung in Laubmischwald) als Maßnahme muss ein entsprechendes naturschutzfachliches Entwicklungsziel zugrunde liegen.

Reine Pflege- und Erhaltungsmaßnahmen oder Zertifizierungen von Waldbeständen sind nicht anerkennungsfähig (MKULNV 2008). Ein Nutzungsverzicht kann dagegen als Kompensationsmaßnahme grundsätzlich anerkannt werden.

In Gebieten mit einem hohen Waldanteil werden vor allem Maßnahmen einer funktionalen Aufwertung des Bestandes sinnvoll sein, in Gebieten mit geringem Waldanteil kommt entsprechend die Waldmehrung eher in Betracht. Im Einzelfall kann es auch sinnvoll sein, die Aufwertung von Offenlandstandorten in Waldnähe in Betracht zu ziehen (Anlage von Hecken, Feldgehölzen, Biotope, Nutzungsextensivierungen auf angrenzendem Grünland). Das HMUELV (2009) nennt Maß-

nahmen in Natura 2000-Gebieten und Gewässerrenaturierungen im Wald als bevorzugte Ansätze zur funktionalen Aufwertung.

Sofern Flächen für die Ersatzaufforstung vorhanden sind, können Aufforstungsmaßnahmen in der Regel gleichfalls aus Ausgleichs- und Ersatzmaßnahme anerkannt werden. Im Eingriffsgebiet hingegen kommen verstärkt ökologisch aufwertende Maßnahmen sowie die Anlage und Gestaltung von Waldinnen- und Außenrändern in Betracht. In Brandenburg sollen daher generell bei jeder WEA sowie entlang der Zufahrt entsprechende Waldinnenränder geschaffen werden (z. B. MUGV (2014), S. 22)

Die folgende Liste nach HMUELV (2009) und MKULNV (2008) gibt einen Überblick über grundsätzlich anerkennungsfähige Kompensationsmaßnahmen im Sinne der Eingriffsregelung.

Tab. 39: Als Kompensationsmaßnahmen nach § 14 BNatSchG anerkennungsfähige Maßnahmen im Wald

	Maßnahme
Aufforstungen	Anlage von standortspezifisch natürlichen Waldgesellschaften
Biotop- und Artenschutz	Anlage und Neugestaltung von Feuchtbiotopen im Wald
	Renaturierung von Bachläufen
	Wiederherstellung von Waldwiesen
	Pflege von Lebensräumen (Mahd, Gehölzschnitte)
	Schaffung von Lebensräumen zum Erhalt und zur Wiederansiedlung gefährdeter Tierarten (Habitatgestaltungsmaßnahmen)
	Dauerhafter Erhalt von Horst- und Höhlenbäumen als Altholzgruppe
Waldumbau	Verlängerung der Umtriebszeit
	Einbringung seltener und gefährdeter Arten als potentiell natürliche Vegetation (pnV)
	Wiederherstellung bzw. Entwicklung von gefährdeten Waldgesellschaften (z. B. Entnahme von Arten bzw. Baumarten die nicht zur pnV gehören wie z. B. Entfichtung von Bachläufen)
	Aufwertung von Waldlebensräumen für Natura 2000 (muss Erhaltungszielen entsprechen)
	Waldrandgestaltung, Aufbau von Waldrändern (Unterpflanzung, Wallhecken) am Ort des Eingriffs sowie am Waldaußenrand
	Wiederherstellung und Erhaltung historischer Waldnutzungsformen mit ökologischer Aufwertung
Nutzungseinstellungen	Flächenhafte Nutzungseinstellung zur Förderung von Waldlebensgemeinschaften bzw. objektbezogene Nutzungseinstellung (z. B. von Altholzinseln) Voraussetzung: hoher naturschutzfachlicher Wert, der einen Naturschutzvorrang begründet.

	Maßnahme
	Erhalt und Entwicklung von Totholz auf störungsarmen Flächen mit naturschutzfachlichem Zielkonzept Nicht anerkennungsfähig: Erhalt von wirtschaftlich noch nutzbaren Einzelbaumbeständen
	Vernässung von Waldbeständen und Entwicklung von Auen- und Bruchwald
Rückbau	Rückbau von forstlichen Wirtschaftswegen und baulichen Anlagen ohne Rückbauverpflichtung (z. B. Entsiegelung, Lockerung des Oberbodens, Maßnahmen zur Befahrenshinderung, Überlassung der Flächen der Sukzession) Voraussetzung: Wirtschaftswege müssen rechtliche faktische Eigenschaft verlieren

Grundsätzlich wird auch die Möglichkeit der Errichtung eines Ökokontos zur Bevorratung entsprechender Maßnahmen empfohlen (HMUELV 2009). Hierbei können durch ein naturschutzfachliches Gesamtkonzept wichtige Synergien der Maßnahmen erreicht werden.

8.1.2.2. Besonderer Artenschutz (CEF-Maßnahmen)

Hinsichtlich der fachlichen Anforderungen an vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen (CEF-Maßnahmen) werden aufgrund ihrer Kurzfristigkeit insbesondere Maßnahmen zur Schaffung künstlicher Habitatelemente, wie z. B. das Aufhängen von Nistkästen (für Vögel und Haselmaus), Fledermauskästen sowie das Ausbringen von künstlichen Fortpflanzungsstätten (für die Wildkatze) diskutiert. RUNGE *et al.* (2010) sowie auch der Artenschutzleitfaden des (MKULNV NRW 2013) empfehlen allerdings, diese Maßnahmen zur Überbrückung von zeitlichen Entwicklungsdefiziten durch langfristig wirksame Maßnahmen zur Verbesserung der Lebensraumqualität zu ergänzen, nicht zuletzt um die Funktionsfähigkeit der genannten künstlichen Lebensstätten sicherzustellen. Die Erhöhung des Alt- und Totholzanteils in Waldbeständen durch Nutzungsverzicht stellt dabei eine naturschutzfachlich besonders sinnvolle Maßnahme zur Förderung von Waldfledermausarten, Spechten und Greifvögeln dar (MKULNV 2012). Sowohl bei Runge *et al.* (2010) als auch im genannten Leitfaden des MKULV wird darauf hingewiesen, dass wiederum ein Nutzungsverzicht im Wald nicht als alleinige Maßnahme, sondern nur in Kombination mit kurzfristig wirksamen Maßnahmen anrechenbar bzw. geeignet ist.

Darüber hinaus können nach RUNGE *et al.* (2010) Quartierlebensräume von Vögeln, Fledermäusen und Wildkatzen forstwirtschaftlich beruhigt und dauerhaft gesichert werden, um den störungsbedingten Wechsel von Nist-, Brut- und Fortpflanzungsstätten vorzubeugen. Ergänzend können zusätzliche Quartierangebote (z. B. Nisthilfen für Großvogelarten) geschaffen werden. Nach dem MUV (2013) sind entsprechende Ansätze als CEF-Maßnahmen geeignet, da sie vorsorgend wirksam sind. Die Umsetzung kann demnach durch Nutzungsverzicht von Waldrefugien, Biotopbaumgruppen oder bei einzelnen Biotopbäumen (ähnlich BAT-Konzept der Landesforsten RP 2011) erfolgen.

Werden durch das geplante Vorhaben essenzielle Nahrungshabitate beeinträchtigt, können durch entsprechende Aufwertungen, z. B. durch die Entnahme von Fremdgehölzen, Anlage von Stillgewässern und Ausbringung von Totholz, Jaghabitate entsprechend verbessert werden (MULVWF 2012). Maßnahmen nach § 14 BNatSchG und Ersatzaufforstungen werden jedoch regelmäßig nur

bedingt geeignet sein, die konkreten Aufwertungen des Lebensraumes hinreichend kurzfristig zu erreichen.

Bei allen Maßnahmen sollte vor der Durchführung der Maßnahmen eine Standortbesichtigung mit der Unteren Naturschutzbehörde und Forstbehörde sowie den Waldbesitzern durchgeführt werden, um geeignete Maßnahmen abzustimmen. Darüber hinaus sollten die Maßnahmen mit den Umweltschutzzielen aus übergeordneten Fachgesetzen und Planungen (Landschaftspläne, Planung vernetzter Biotopsysteme (VNB), der forstlichen Rahmenplanung (s. § 7 BWaldG), z. B. in Form der Waldfunktionenplanung, Flächennutzungsplan etc.), abgeglichen werden. Insbesondere in Bezug auf CEF- und FCS-Maßnahmen sind durch Erfolgskontrollen (Bestandserfassung, Prüfung der Besiedlung, Pflege der Ersatzlebensstätten) die Wirksamkeit der Maßnahmen zu dokumentieren und sicherzustellen. In der Regel werden Monitoringberichte vorgeschrieben, die den Erfolg der Maßnahme dokumentieren (MUV 2013).

8.1.2.3. Europäischer Gebietsschutz (Kohärenzsicherungsmaßnahmen)

Kohärenzsicherungsmaßnahmen sollen sicherstellen, die vom Vorhaben beeinträchtigten Funktionen im Natura 2000-Netz soweit wiederherzustellen, dass beim Eintritt der Beeinträchtigung die Kohärenz des Netzes gewahrt bleibt. Als geeignete Maßnahmen kommen nach dem Auslegungs-Leitfaden der EUROPÄISCHEN KOMMISSION (2007a) grundsätzlich in Betracht

- die Wiederherstellung des Lebensraums oder die Verbesserung des verbleibenden Lebensraums (proportional zu dem Verlust, der durch den Plan bzw. das Projekt in dem Natura 2000-Gebiet entstanden ist),
- die Neuanlage eines Habitats (in einem neuen oder erweiterten Gebiet, das in das Netz Natura 2000 einzugliedern ist) oder
- in Ausnahmefällen Beantragung eines neuen Gebiets laut Habitatrichtlinie.

Zudem lassen sich folgende Punkte zu funktionalen, räumlichen und zeitlichen Anforderungen für Kohärenzsicherungsmaßnahmen aus dem Windenergieleitfaden der EUROPÄISCHEN KOMMISSION (2010) ableiten:

- Sie müssen innerhalb derselben biogeografischen Region durchgeführt werden, um die Kohärenz des Natura 2000-Netzes bzw. die Kohärenz innerhalb des jeweiligen Verbreitungsgebiets, der Zugrouten oder der Überwinterungsgebiete der jeweiligen Vogelart zu gewährleisten. Eine Durchführung auf Flächen mit günstigen Voraussetzungen für einen Maßnahmenerfolg möglichst innerhalb oder möglichst in der Nähe der betroffenen Flächen ist anzustreben (vgl. oben).
- Die Maßnahmen müssen entsprechend der spezifischen Erfordernisse der erheblich betroffenen Lebensräume und Arten bemessen sein und einen entsprechenden Funktionsbezug aufweisen.
- Sie müssen die Verluste und Beeinträchtigungen von Lebensräumen und Arten in einem adäquaten Umfang ausgleichen.
- Sie müssen in der Regel zum Zeitpunkt des Eintritts der Beeinträchtigung der Lebensräume oder Arten wirksam sein. Ist dies nicht in vollem Umfang möglich, sollten entsprechende Aufschläge beim Maßnahmenumfang die zwischenzeitlichen Verluste zusätzlich ausgleichen.

8.2. Methodik

Parallel zur bereits in Kap. 1.4 beschriebenen Recherche von Gutachten zu Windenergieprojekten im Wald wurden diese in einem ersten Schritt auf darin dokumentierte Maßnahmen zur Konfliktbewältigung ausgewertet. Dies erfolgte anhand der folgenden Maßnahmentypen:

- allgemeine und schutzgutbezogene Vermeidungs- und Verminderungsmaßnahmen bzgl. sämtlicher Schutzgüter,
- artspezifische Maßnahmen zur Vermeidung des Eintritts artenschutzrechtlicher Verbotstatbestände (insbesondere für Vögel, Fledermäuse und Wildkatze),
- vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen (CEF-Maßnahmen) nach § 44 BNatSchG (insbesondere für Vögel, Fledermäuse und Wildkatze) und
- multifunktionale und schutzgutbezogene Maßnahmen zur Kompensation von nicht vermeidbaren erheblichen Umweltauswirkungen nach § 14 BNatSchG.[21]

Ergebnis waren umfangreiche Listen mit in der Praxis angewendeten schutzgutübergreifenden, schutzgutspezifischen sowie artspezifischen Maßnahmen zur Konfliktbewältigung. In einem zweiten Schritt wurden die Vermeidungs- und Verminderungsmaßnahmen sowie die vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen für die im Fokus des Projektes stehenden Tierarten Fledermäuse, Vögel und Wildkatze einer vertiefenden Betrachtung unterzogen (s. Kap. 8.5.2 bis 8.5.4 und 8.6.1 bis 8.6.3). Dazu wurden die Maßnahmen zunächst, wo sinnvoll, in Maßnahmengruppen und -typen zusammengefasst und die Vermeidungs- und Verminderungsmaßnahmen nach standort-, bau-, anlagen- und betriebsbezogenen Maßnahmen gegliedert. Im Anschluss erfolgte eine vertiefte Auswertung der Landschaftspflegerischen Begleitpläne hinsichtlich des Maßnahmenzwecks, etwaigen Details in der Maßnahmenausführung, der Häufigkeit der Dokumentation in den Gutachten, der Projektstandorte nach Bundesländern, der jeweiligen Gutachterbüros und den Erstellungsjahren der Gutachten. Hierdurch sollten Erkenntnisse über den Stand der (Gutachter-)Praxis sowie mögliche bundeslandspezifische Besonderheiten und zeitliche Trends bei der Anwendung bestimmter Maßnahmen gewonnen werden. Weiterhin wurden, wo vorliegend, Monitoringberichte bei der Auswertung berücksichtigt.

In einem weiteren Schritt wurden behördliche Planungsvorgaben und -empfehlungen in Form von Leitfäden und Erlassen zum Thema Windenergie und Artenschutz recherchiert und diese in Bezug auf die aus den Gutachten extrahierten Maßnahmen(-typen) ausgewertet. Dabei wurden sowohl waldspezifische als auch nicht waldspezifische Dokumente berücksichtigt, sofern sie relevante Inhalte enthielten. Damit wurden auch Dokumente der Bundesländer mit einbezogen, in denen (bislang) keine WEA auf Waldstandorten errichtet werden (z. B. Schleswig-Holstein). Die Suche der Dokumente erfolgte über eine Internetrecherche auf den Seiten der Umwelt- und Wirtschaftsministerien der Bundesländer sowie der Landesumweltämter. Ergänzt wurde die Recherche im Austausch mit weiteren laufenden Forschungsprojekten im gleichen Themenfeld. Im Rahmen einer ersten Sichtung wurden diejenigen Leitfäden und Erlasse für die Auswertung ausgewählt, die konkrete Inhalte zum Themenkomplex Vermeidungs-, Minderungs- und Kompensationsmaßnahmen auf Zulassungsebene enthielten (s. Tab. 43). Dabei wurden auch einzelne Handreichungen berücksichtigt, die von nicht-behördlichen Akteuren erstellt wurden und aufgrund ihrer Aktualität möglicherweise praxisrelevante Empfehlungen enthalten (z. B. NLT

[21] FCS-Maßnahmen fanden sich in keinem der ausgewerteten Gutachten.

(2014)). Die Ergebnisse der Leitfadenrecherche sowie die Ergebnisse einer überschlägigen Auswertung finden sich in Kap. 8.4.

Um die ermittelten Maßnahmen in den Kontext zu wissenschaftlichen Erkenntnissen bzw. in den Kontext des wissenschaftlichen Diskurses zu stellen, wurde ergänzend wissenschaftliche Literatur ausgewertet. Dabei wurde neben peer reviewten Veröffentlichungen auch graue Literatur berücksichtigt. Ergänzend wurden Quellen bei der Auswertung berücksichtigt, die im Zusammenhang mit anderen Vorhabensarten stehen, sofern von ihnen identische Auswirkungen ausgehen (z. B. baubedingte Rodungen bei Straßenbauvorhaben). Die Quellen wurden durch Recherche in einschlägigen wissenschaftlichen Suchmaschinen wie dem „Web of knowledge“ und „Google Scholar“, durch die Sichtung von dokumentierten Beiträgen auf einschlägigen internationalen und nationalen Konferenzen sowie auf Workshops im Projektkontext gewonnen. Zudem erfolgte bei diesem Arbeitsschritt ein Austausch mit weiteren Forschungsvorhaben, wie dem Vorhaben „Optimierung der planerischen Rahmenbedingungen zum Ausbau der Windenergienutzung“ sowie dem Vorhaben „Internationale Synopse von Umweltauswirkungen auf die wildlebende Fauna durch die Windenergie“.

Auf Basis der Ergebnisse der Auswertungen wurde in einem letzten Schritt unter Einbeziehung der im Rahmen des Forschungsprojektes generierten empirischen Erkenntnisse sowie dem Fachwissen der Forschungsnehmer (ARSU GmbH für Vögel und FrInaT GmbH für Fledermäuse und Wildkatze) eine fachliche Einordnung der Maßnahmen vorgenommen. Diese spiegelt sich auch in den jeweiligen Empfehlungskapiteln (siehe Kap. 9) wider, in denen nur solche Maßnahmen aufgeführt werden, die von Seiten der Forschungsnehmer vor dem Hintergrund des gegenwärtigen Wissensstands für empfehlenswert gehalten werden.

8.3. Ergebnisse der Akquise umweltplanerischer Gutachten

Im Rahmen der intensiven Gutachtenakquise (s. Kap. 1.4) konnten Gutachten aus den Jahren 2003 bis 2014 für insgesamt 69 Windenergieprojekte auf Waldstandorten mit insgesamt 374 WEA von 19 nationalen Projektierern für eine Auswertung gewonnen werden.

Die Anlagenzahl schwankt bei den Projekten zwischen eins und 24. Nur bei fünf Projekten handelt es sich um Einzelanlagen, 32 Projekte bestehen aus zwei bis vier Anlagen, weitere 24 Projekte weisen Anlagenzahlen von fünf bis neun auf. Wiederum nur acht Projekte bestehen aus zehn oder mehr WEA, darunter zwei mit über 20 Anlagen (s. Abb. 79). Ein zeitlicher Trend bei den Anlagenzahlen pro Projekt, ist nicht erkennbar.[22]

Bei 57 Projekten stehen jeweils alle Anlagen innerhalb von Waldflächen. Bei zwölf Projekten befinden sich (bei Gesamtanlagenzahlen von drei bis 22 WEA) jeweils ein bis zwei WEA auch auf Offenlandstandorten (z. B. Ackerstandort in Waldnähe). Der überwiegende Teil der WEA steht jedoch auch hier jeweils im Wald.

[22] Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass einige Projekte Erweiterungen bereits bestehender Windenergieprojekte darstellen, hierfür aber separate Genehmigungsverfahren durchlaufen werden mussten und entsprechend separate Gutachten erstellt wurden.

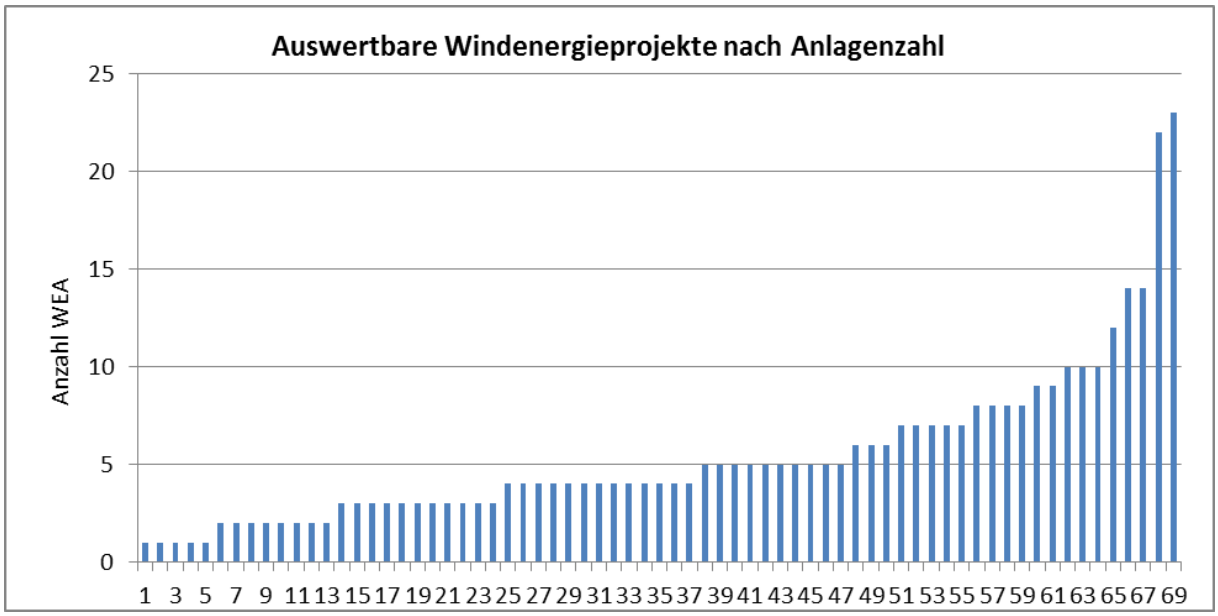


Abb. 79: Auswertbare Windenergieprojekte auf Waldstandorten, sortiert nach der Anlagenzahl

Bei den ausgewerteten Projekten kamen unterschiedliche Anlagentypen von unterschiedlichen Herstellern zum Einsatz (s. Tab. 40). Bei fast der Hälfte der Projekte wurden Anlagen des Herstellers Enercon GmbH verwendet, was sich entsprechend auch in der größten Gesamtzahl an Anlagen niederschlägt. Den größten Anteil haben hier Anlagen vom Typ E-82 in verschiedenen Ausführungen, gefolgt von Anlagen des Typ E-101. Weiterhin wurden auch zahlreiche Anlagen der Hersteller Vestas Deutschland GmbH (überwiegend Typ V112), Nordex SE (überwiegend Typ N117) und REpower Systems SE (überwiegend Typ 3,4M 114) verwendet.

Tab. 40: Übersicht der gemäß ausgewerteten Gutachten projektierten Anlagentypen

Hersteller	Anlagentyp	Nennleistung	Anzahl Projekte	Anzahl WEA	Anzahl Projekte und WEA gesamt
Enercon GmbH	E-66	1,8	2	12	30/155
	E-66	2,0	1	12	
	E-70	2,0	1	10	
	E-70 E2	2,3	1	5	
	E-82	2,0	5	21	
	E-82 E2	2,3	8	50	
	E-92	2,35	1	4	
	E-101	3,0	10	36	
	E-126	7,5	1	5	
GE Energy	GE120	2,5	2	11	2/11
Kenersys Group	K110	2,4	1	3	1/3
Nordex SE	N110	2,5	1	3	11/73
	N117	2,4	10	70	
REpower Systems SE	MM92	2,0	2	6	9/43
	3.2M114	3,2	6	28	
	3.4M104	3,4	1	9	
Vestas Deutschland GmbH	V90	2,0	3	10	14/66
	V112	3,0	11	56	

Hersteller	Anlagentyp	Nennleistung	Anzahl Projekte	Anzahl WEA	Anzahl Projekte und WEA gesamt
nicht bekannt	nicht bekannt	-	4	23	-

Die Höhe und Leistung der im Wald projektierten WEA ist über die Jahre kontinuierlich gewachsen (s. Abb. 80). Lag die Gesamthöhe (Gondelhöhe plus Rotorradius) in den Gutachten der Jahre bis 2005 noch ausschließlich bei bis zu 150 Metern, so dominierten in den Gutachten aus den Jahren 2006 bis 2010 Anlagen mit einer Gesamthöhe von rund 180 Metern. Für 2011 liegen fast ausnahmslos Gutachten vor, in denen Anlagen über 185 m Höhe projektiert wurden. Erstmalig werden in einzelnen Fällen Gesamthöhen von über 190 m und in einem Fall (dem einzigen überhaupt in allen 69 Projekten) über 200 m angegeben. Gutachten aus den Jahrgängen 2012 bis 2014 beziehen sich überwiegend auf Anlagen mit Gesamthöhen zwischen 190 und 200 m, aber auch hier gibt es einzelne Projekte mit niedrigeren Anlagen. Insgesamt kann somit der Bereich von 185 bis 200 m Gesamthöhe als derzeit für WEA im Wald gängig angesehen werden.

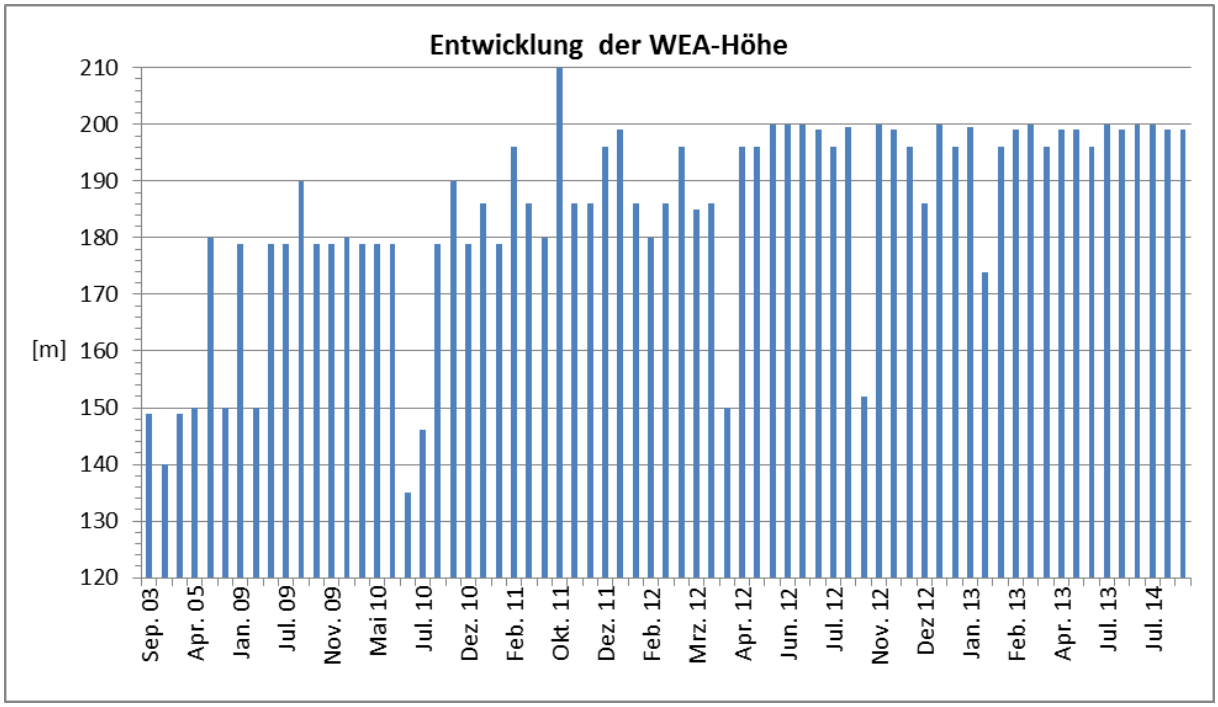


Abb. 80: Entwicklung der WEA-Gesamthöhen innerhalb der ausgewerteten Windenergieprojekte
(Gutachten von 2003 bis 2014, n=69, sortiert nach Erstellungsmonat des LBPs)

Neben der Anlagenhöhe ist auch die Leistung der auf Waldstandorten projektierten WEA über die Jahre gewachsen (s. Abb. 81). So wurden in den Projekten mit LBPs bis 2005 Anlagen mit einer Nennleistung zwischen 1,8 und 2 MW geplant, in den Jahren 2006 bis 2009 Anlagen mit 2,0 bis 2,3 MW. 2010 kamen erste Anlagen mit einer Nennleistung von 2,5 MW zum Einsatz und 2011 betrug die Nennleistung der Anlagen in den meisten Projekten bereits 3,0 bzw. 3,2 MW. Im Jahr 2012 wurden erstmalig Anlagen mit einer Nennleistung von 7,5 MW Nennleistung eingesetzt, weiterhin aber überwiegend Anlagen mit 3,0 bis 3,4 MW (n=20). Die vorliegenden Gutachten von 2013 (n=12) betrachten Anlagen von 2,4 bis 3,2 MW und die vier Gutachten von 2014 Anlagen von 2,4 bis 2,5 MW.

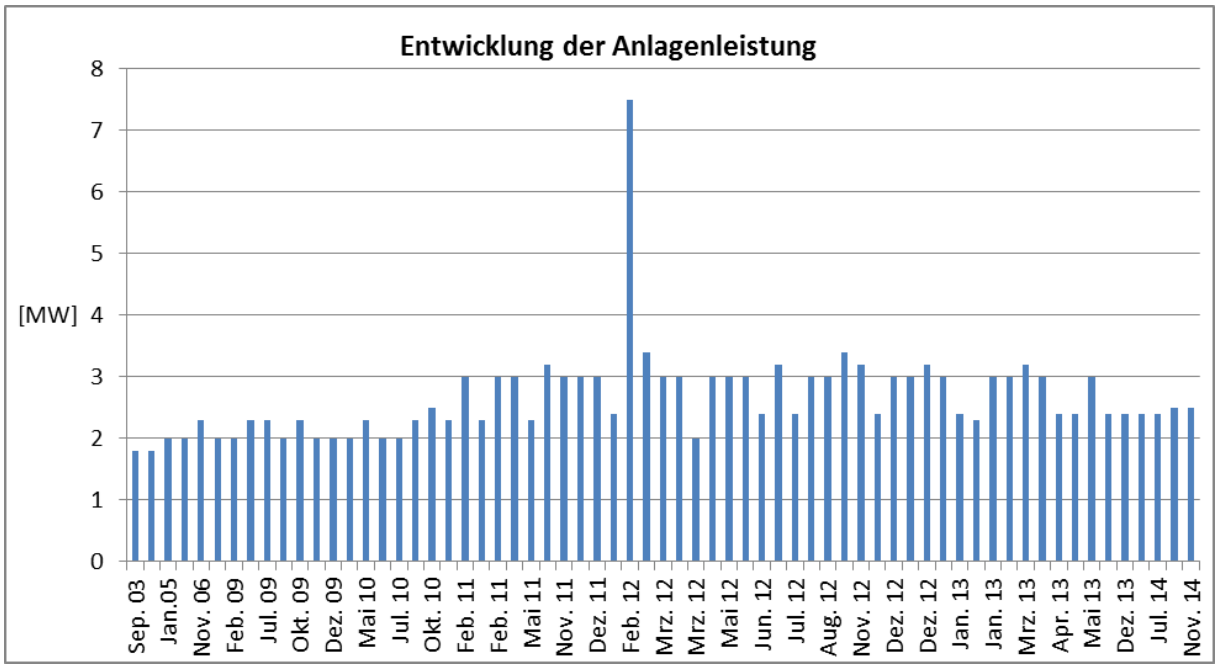


Abb. 81: Nennleistung der WEA in den ausgewerteten Windenergieprojekten
(Gutachten von 2003 bis 2014, n=69, sortiert nach Erstellungsmonat des LBPs)

8.3.1. Zeitliche und räumliche Verteilung der zur Verfügung gestellten Projekt-Standorte

Die Gutachten wurden in einem Zeitraum zwischen 2003 und 2014 erstellt, wobei aus den Jahren zwischen 2003 und 2008 jeweils nur einzelne Gutachten (aus Rheinland-Pfalz und Nordrhein-Westfalen) stammen (s. Tab. 41). Erst für die Folgejahre liegen mehr Gutachten vor und die Zahl der Bundesländer, in denen die Vorhabenstandorte liegen, steigt ebenfalls. Die meisten Gutachten stammen aus dem Jahr 2012 (aus sechs Bundesländern). Insgesamt dürfte die Gutachtenlage die reale zeitliche Entwicklung der Realisierung von Windenergieprojekten auf Waldstandorten recht gut widerspiegeln.

Die räumliche Verteilung der Standorte über die Bundesländer lässt sich Abb. 82 entnehmen. Demnach liegen aus allen sieben Bundesländern, in denen WEA im Wald realisiert wurden, auswertbare Projekte (Gutachten) vor. Die Standorte verteilen sich dabei auf insgesamt 34 Landkreise. Eine nähere Betrachtung der Lage innerhalb der jeweiligen Bundesländer zeigt, dass diese sich auch hier recht gut verteilen (s. Abb. 82).

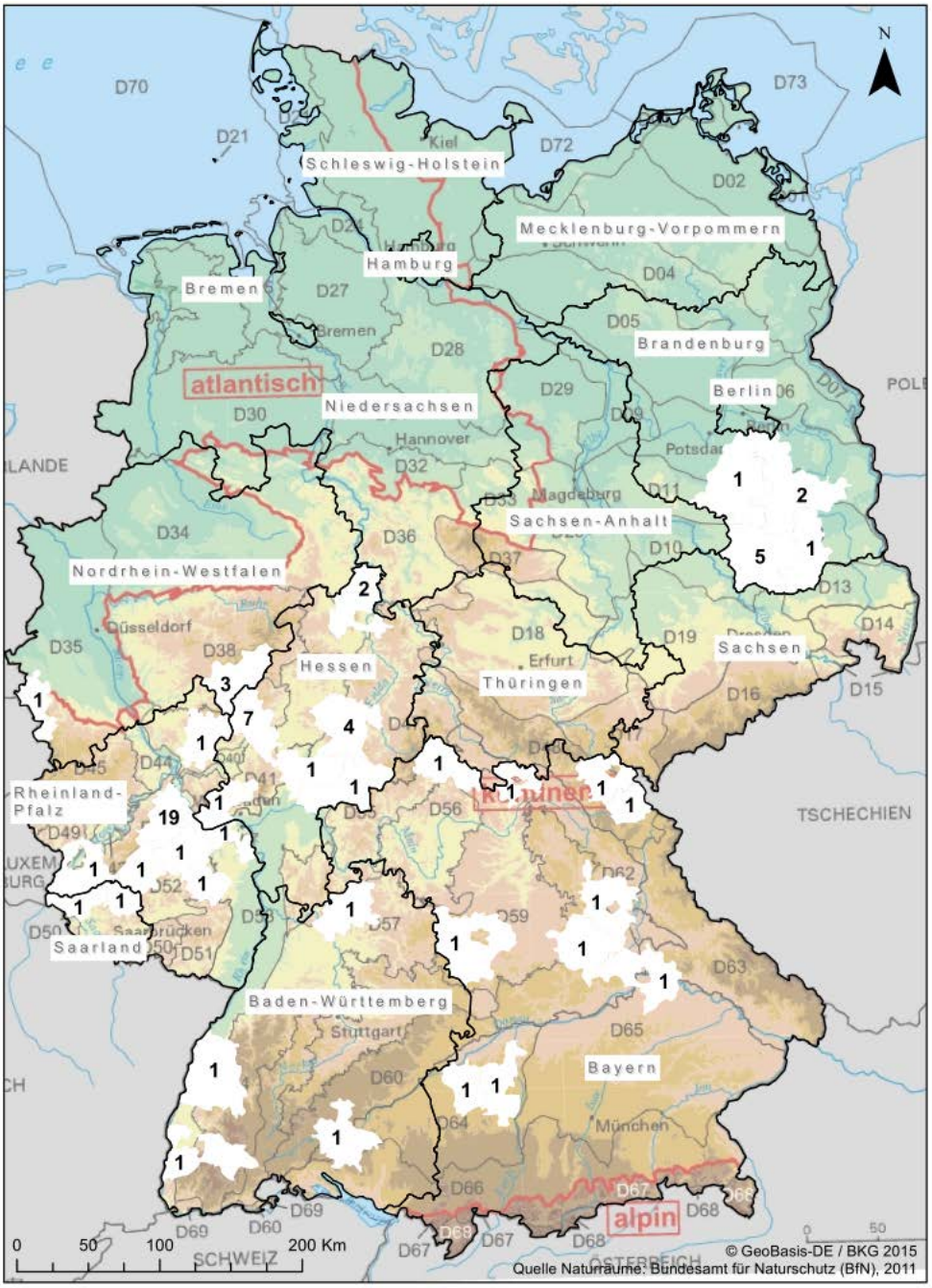


Abb. 82: Räumliche Verteilung der WEA-Standorte, zu denen Fachgutachten vorliegen

Gleichwohl liegt in manchen Regionen bzw. Landkreisen eine gewisse Konzentration von Projekten vor. So verteilen sich die 25 Projekte aus Rheinland-Pfalz zwar auf sieben Landkreise, aber 19 der Projekte wurden im Rhein-Hunsrück-Kreis realisiert. In Hessen entfallen sieben von 16 Projekten auf den Lahn-Dill-Kreis sowie vier auf den Vogelsbergkreis. In Brandenburg liegen fünf der neun Projekte im Landkreis Elbe-Elster. In Bayern dagegen entfallen die neun Projekte auf ebenso viele Landkreise. Diese Verteilung dürfte jedoch insgesamt der Realität recht nahe kommen.

Tab. 41: Übersicht insgesamt ausgewerteter Standorte nach Jahren, Bundesländern, Landkreisen und Anzahl WEA

Erstellungsjahr des LBPs	Anzahl Gesamt	Bundesländer						
		Brandenburg	Baden-Württemberg	Bayern	Hessen	Nordrhein-Westfalen	Rheinland-Pfalz	Saarland
2003	**1**						1	
2004	**1**						1	
2005	**2**						2	
2006	**1**					1		
2007	**1**						1	
2008	**0**							
2009	**8**			1	3		4	
2010	**8**			2	2	1	3	
2011	**9**	1	1	2	0	1	4	
2012	**22**	5		2	4	1	9	1
2013	**12**	3	1	1	6			1
2014	**4**		2	1	1			
Anzahl Projekte	**69**	**9**	**4**	**9**	**16**	**4**	**25**	**2**
Anzahl Landkreise	**34**	**4**	**4**	**9**	**6**	**2**	**7**	**2**
Anzahl WEA	**374**	**69**	**18**	**44**	**61**	**24**	**149**	**9**
Realisierte Anlagen (Schätzung)[23]	**357**	**69**	**7**	**40**	**59**	**24**	**149**	**9**

8.3.2. Einordnung der ausgewerteten Vorhaben vor dem Hintergrund bundesweit realisierter und geplanter Windenergieanlagen im Wald

Um den Pool auswertbarer Gutachten im Hinblick auf die aktuelle Zahl realisierter Windenergieprojekte im Wald besser einschätzen zu können, wurde eine Abfrage bei den Länderministerien zu realisierten und geplanten Windenergieprojekten auf Waldstandorten durchgeführt. Je nach Zuständigkeit waren dies Ministerien für Wirtschaft, Energie, Umwelt und/oder Forst. Teilweise wurde von dort direkt an die jeweiligen Landesämter verwiesen bzw. die Daten von diesen abgefragt. Die Ergebnisse sind in Tab. 42 mit Stand Oktober 2014 dargestellt, davon abweichende Datumsangaben sind gesondert kenntlich gemacht.

Dabei ist zu berücksichtigen, dass die meisten Zahlen durch die Verschneidung von Daten aus Anlagenkatastern mit auf Luftbildauswertungen basierten ATKIS-Landnutzungsdaten ermittelt wurden (s. Bemerkungsspalte). Nur in wenigen Fällen liegen Daten vor, die durch die Unteren Forstbehörden im Rahmen ihrer Beteiligung an den Genehmigungsverfahren ermittelt wurden. Die Anlagenkataster werden in den Bundesländern unterschiedlich betrieben und gepflegt. Zahlenmäßige Unschärfen können durch eine unterschiedliche Datennachführung (Aktualität der Da-

[23] Berücksichtigt wurden Projekte, für die eine bis Ende Dezember 2013 datierte finale Version des LBPs vorliegt.

ten), aber auch durch die Art der registrierten Parameter (Informationsschärfe der Daten) entstehen. Im Hessischen Länderinformationssystem Anlagen (LIS-A) werden beispielsweise Anlagen geführt, die sich „im Betrieb“ befinden, solche „vor Inbetriebnahme“ und solche „im Genehmigungsverfahren“. Der Status „vor Inbetriebnahme“ kann die Bedeutung von „bereits errichtet, aber noch nicht im Betrieb befindlich“ bis hin zu „noch nicht errichtet, z. B. wegen einer Klage gegen die Genehmigung“) bedeuten. Die Zahl der in der Landschaft sichtbaren Anlagen kann durchaus höher liegen. Der Status „im Genehmigungsverfahren“ kann wiederum von „kurz vor der Genehmigung stehend“ bedeuten, bis hin zu „im frühen Antragsstadium mit der Möglichkeit, dass das Projekt nie realisiert werden wird“. In Baden-Württemberg werden nur die tatsächlich im Betrieb befindlichen Anlagen aufgeführt.

Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass die ATKIS-Daten auf Digitalisierungen von topografischen Karten und der nachträglichen Auswertung von Luftbildern basieren. Diese Datenbestände werden von den Ländern mit unterschiedlicher Intensität und Häufigkeit aktualisiert. Somit weisen sie einen leicht unterschiedlichen Aktualitätsstand auf, enthalten kleinere Digitalisierungsfehler und weisen zudem auch sehr kleine und möglicherweise nicht im forstrechtlichen Sinne als Wald einzustufende Flächen als solche aus. Dies kann sich bei einer Verschneidung im GIS durchaus auf die Anlagenzahl auswirken. Daher wurde für die betreffenden Länder zusätzlich eine Kontrolle der Lage der Anlagen im Wald vorgenommen, um vorgenannte Fehler zu minimieren.

Beispielsweise ergab die Auswertung für Niedersachsen, wo davon ausgegangen war, dass keine Anlagen im Wald realisiert wurden, sechs bestehende Anlagen. Bei einem Abgleich der Standorte mit den Luftbildern mussten diese als relativ kleinflächige Gehölz- bzw. Wald(-inseln) mit überdies teilweise sehr junger Bestockung angesprochen werden. Die meisten WEA waren in Höhe und Leistung im Vergleich zu heutigen Anlagen deutlich kleiner und z. T. schon seit deutlich über 10 Jahren in Betrieb. Niedersachsen wird daher letztlich in Tab. 42 nicht aufgeführt. Gleiches gilt für Sachsen-Anhalt. Hier sind seit dem Jahr 2000 vier Anlagen auf bewaldeten Flächen gemäß ATKIS-Kategorisierung in Betrieb. Insgesamt sind weitere neun in Planung, insbesondere auf Konversionsflächen mit ehemaliger militärischer Nutzung und durch die entfallene Nutzung mittlerweile zunehmend mit Forstpflanzen (Waldbäumen und -sträuchern) bewachsen. Ansonsten ist die Windenergienutzung im Wald auch hier regionalplanerisch weiterhin nicht vorgesehen. In den außerdem nicht aufgeführten Ländern sind aufgrund des (weitgehenden) Ausschlusses von Waldflächen als Standorte für WEA bislang keine Projekte realisiert worden. Außer in Thüringen, wo der jüngste Koalitionsvertrag die Öffnung des Waldes für die Windenergie zukünftig vorsieht (DIE LINKE *et al.* 2014, S.43), ist hier aufgrund der bestehenden Ausschlüsse bzw. starken Restriktionen in naher Zukunft nicht mit einer Realisierung von Projekten zu rechnen.

Vergleicht man die Zahlen realisierter Anlagen mit den Anlagenzahlen aus den bis 2013 abgeschlossenen Landschaftspflegerischen Begleitplänen - deren Anlagen mittlerweile nahezu ausnahmslos realisiert sein dürften - so decken die im Rahmen des Forschungsprojektes auswertbaren Windenergieprojekte insgesamt etwas über die Hälfte der im Wald realisierten WEA ab. Bundeslandspezifisch würden dementsprechend für Brandenburg Gutachten für ungefähr 69 von ca. 100 in Betrieb befindlichen Anlagen vorliegen, für Baden-Württemberg sieben von 65, für Bayern 40 von 97, für Hessen 59 von 82, für Nordrhein-Westfalen 24 von 50, für Rheinland-Pfalz 150 von über 260 Anlagen sowie für das Saarland neun von zehn Anlagen.

Tab. 42: Ergebnisse der Länderabfrage zu realisierten und in Planung befindlichen WEA auf Waldstandorten[24]
(Stand Oktober 2014)

Bundesland	Realisierte WEA auf Waldflächen	Geplante bzw. projektierte WEA auf Waldflächen	Quellen/Bemerkungen
Brandenburg	**ca. 100 (+ ca. 25 auf bewaldeten Konversionsflächen)***	**85 genehmigt**, **313 im Genehmigungsverfahren,** 50 im Verfahren auf Erteilung eines Vorbescheides*	Auswertung von Verfahrensunterlagen und Unterlagen der Anlagenüberwachung durch die Regionalabteilungen des LUGV Brandenburg
Baden-Württemberg	**65**	**120** (auf verpachteten Flächen des Landesbetriebs Forst) vorgesehen **+ weitere** (im Körperschafts- und Privatwald)*	Verschneidung von als „in Betrieb befindlich" registrierten WEA des Systems „Umwelt-Datenbanken und -Karten Online (UDO) (Stand Oktober 2014) mit ATKIS-Landnutzungsdaten Wald (Stand 2010) durch das LUBW
Bayern	**97**	**k.A. möglich,** zahlreiche Planungen in der Region Oberfranken sowie Standortsicherungsverträge der BaySF	Verschneidung von „als „in Betrieb befindlich" registrierten WEA-Anlagen des Katasters „Energieatlas Bayern" mit ATKIS Landnutzungsdaten Wald (Datenstand April 2014) durch das LfU Bayern
Hessen	**82**	**74 genehmigt** und weitere **273 im Genehmigungsverfahren***	Verschneidung von ATKIS-Landnutzungsdaten mit Daten des hessischen Länderinformationssystems Anlagen (LIS-A) des Hessischen MUKLV; Datenstand: 01.05.2014 durch das HMWVL
Nordrhein-Westfalen	**über 50** (fast ausschließlich im Privatwald)*	**2 genehmigte und mind. 103 im Genehmigungsverfahren** im Staatswald**, vermutlich weitere im Privatwald	*Abfrage durch das MKULV bei den Forstämtern, die im Rahmen der Genehmigungsverfahren (Waldumwandlungen) beteiligt wurden **LANDTAG NORDRHEIN-WESTFALEN (2014)
Rheinland-Pfalz	**über 260**	aktuelle Prognose nicht möglich, vor EEG-Änderung 2013 ca. **600**	Abfrage der Unteren Forstbehörden durch das MULEWF, die im Rahmen der Genehmigungsverfahren (Waldumwandlungen) beteiligt wurden
Saarland	**10***	**4 in Errichtung + 28 im Genehmigungsverfahren*** **30- 60 WEA bis 2020 geplant** im Saarländischen Staatsforst**	*MUV Saarland (Auswertung der Genehmigungsunterlagen durch die Forstbehörde) **MUV (2015)

8.3.3. Überblick der auswertbaren Gutachten

Die vorliegenden Gutachten wurden von insgesamt 42 Gutachterbüros (Planungsbüros und faunistische Fachgutachter) erstellt. Im Einzelnen waren dies Landschaftspflegerische Begleitpläne (inkl. Umweltberichte zu Bebauungsplänen) von 26 Büros, avifaunistische Fachgutachen von 23, Fledermausgutachten von 24 und Wildkatzengutachten von sechs Büros.

[24] Aufgrund der fortschreitenden Genehmigungspraxis unterliegen die Zahlen einer steten Veränderung. Sofern unter Bemerkungen nichts anderes angegeben, werden die Daten mit dem Stand Oktober 2014 wiedergegeben. Sofern die Zahlen aus mehreren Quellen stammen, ist dies durch Sternchen kenntlich gemacht.

Ergänzend zu den LBPs, die für 66 der 69 Projekte vorliegen, wurden zu 61 Standorten Fachgutachten zur Avifauna, weitere 61 zu Fledermäusen, 14 zur Wildkatze, somit für die meisten Standorte sowohl zu Fledermäusen als auch zu Vögeln verfasst. Vier Projekte wurden vor Inkrafttreten der Gesetzgebung zum Artenschutz realisiert, weshalb lediglich ein LBP erstellt wurde.

Für sieben Projekte wurde eine FFH-Verträglichkeitsuntersuchung und für 13 Projekte eine FFH-Vorprüfung (FFH-Prognose) durchgeführt. In allen kommen die Gutachter zu dem Ergebnis, dass für die Erhaltungsziele der betrachteten Arten und Gebiete keine erheblichen Beeinträchtigungen entstehen.

Umweltverträglichkeitsstudien wurden für mindestens 14 der Projekte angefertigt, wobei acht in Form eines integrierten Berichtes mit dem LBP vorliegen. Für vier Projekte erfolgte eine Umweltprüfung nach BauGB. Zudem müssten auf Grundlage des UVPGs und dessen Anlagen für alle Vorhaben zumindest UVP-Vorprüfungen durchgeführt worden sein. Alle dokumentierten UVP-Vorprüfungen kommen zu dem Schluss, dass aufgrund nicht erheblicher nachteiliger Umweltauswirkungen keine UVP durchgeführt werden muss.

Für 15 der Projekte wurden sämtliche Gutachten (d. h. sowohl LBP als auch faunistische Fachgutachten sowie etwaige FFH- und UVP-bezogene Gutachten) von nur einem einzigen Gutachterbüro erstellt. Bei den übrigen waren zwei bis hin zu vier Gutachterbüros beteiligt.

8.3.4. Auswahl der zur Verfügung gestellten Projekte

Von den meisten Projektierern wurden alle Unterlagen der zum Zeitpunkt der Anfrage auf Waldstandorten errichteten bzw. genehmigten Projekte zur Verfügung gestellt. Zahlreiche Projektierer haben ohnehin bislang nur ein oder wenige Waldprojekte realisiert. Nur von wenigen Projektierern wurden lediglich Gutachten für eine eingeschränkte Auswahl an realisierten Waldprojekten zur Verfügung gestellt. Die Begrenzung wurde zumeist mit der Reduzierung des firmeninternen Aufwandes bzw. des/r Gutachterbüros begründet. In allen dieser Fälle erfolgte die Auswahl der Projekte jedoch in persönlicher Abstimmung mit den Forschungsnehmern. Insgesamt ließen sich keinerlei Bestrebungen seitens der Projektierer erkennen, besonders unproblematische Standorte auszuwählen oder besonders problematische Standorte auszuklammern.

Wenngleich sich nicht vollkommen ausschließen lässt, dass einzelne Projektierer eine Kooperation aufgrund besonders problematischer Standorte von vornherein ablehnten, dürfte insgesamt relativ sicher gestellt sein, dass ein repräsentativer Querschnitt von Gutachten vorliegt.

8.3.5. Umfang und Qualität der zur Verfügung gestellten Gutachten

Auch wenn die Bewertung der Gutachtenqualität nicht Gegenstand des Vorhabens war, soll nicht verschwiegen werden, dass beim Umfang und der fachlichen Qualität erhebliche Unterschiede auffielen. Dies zeigt sich allein schon bei der Betrachtung der Spanne des Seitenumfangs bei Landschaftspflegerischen Begleitplänen. Diese reicht selbst bei jüngeren Projekten (mit geltendem Artenschutzrecht) von unter zehn Seiten bis weit über 100 Seiten (jeweils zuzüglich einiger Anhänge und Karten). Wenngleich der untere Wert einen Extremwert aus einem Einzelfall darstellt, lässt diese Spanne erahnen, welche Unterschiede in der Umfänglichkeit und Tiefe der gutachterlichen Erfassungen, Bewertungen sowie der Umfang und der Detaillierungsgrad der vorgeschlagenen Konfliktbewältigungsmaßnahmen bestehen. Gleiches gilt für die faunistischen Fach-

gutachten, bei denen ebenfalls erhebliche qualitative Unterschiede feststellbar waren. Diese genügen nach Einschätzungen der Forschungsnehmer nicht in allen Fällen den fachlichen Anforderungen, die in den jeweiligen Bundesländern zum Zeitpunkt der Erstellung gültigen Windenergie- und Artenschutzleitfäden formuliert sind. Weiterhin auffällig war, dass sich in Bezug auf die Vorschläge von Maßnahmen zur Konfliktbewältigung innerhalb der Gutachten nur in sehr seltenen Fällen und nur für vereinzelte Maßnahmen Quellenangaben fanden.

8.3.6. Fazit

Vor dem Hintergrund der Anzahl der auswertbaren Gutachten, der räumlichen Verteilung der Vorhaben, der Zahl der insgesamt auf Waldstandorten in Deutschland realisierten Vorhaben sowie der Zahl der Gutachter kann insgesamt davon ausgegangen werden, dass die Auswertung der akquirierten Gutachten einen recht vollständigen Überblick über die derzeit in der Praxis angewendeten Maßnahmen und Ansätze zur Konfliktbewältigung bei Windenergieprojekten im Wald in Deutschland geben.

8.4. Ergebnisse der Leitfadenrecherche sowie einer übergeordneten Auswertung

Waldspezifische Windenergieleitfäden gibt es bis dato lediglich in Nordrhein-Westfalen (MKULNV 2012) und Brandenburg (MUGV 2014), wobei diese zu Vermeidungs-, Verminderungs- und Kompensationsmaßnahmen eher wenige und allgemeine Angaben enthalten. In unterschiedlichem Detaillierungsgrad wird jedoch in mehreren Leitfäden und Erlassen Bezug auf den Wald im Zusammenhang mit Konfliktbewältigungsmaßnahmen genommen. Ebenfalls eher allgemein bleiben die Hinweise im behördenverbindlichen „Rundschreiben Windenergie“ aus Rheinland-Pfalz (LÄNDERMINISTERIEN RHEINLAND-PFALZ 2013) und im bayerischen Windkrafterlass (STMUG 2011) sowie auch in den Leitfäden aus Hessen (HMUELV & HMWVL 2012) und Nordrhein-Westfalen (MKULNV & LANUV 2013). Während der hessische Leitfaden u. a. auf weitere landesbezogene Gutachten für Fledermäuse (ITN 2012) und für ausgewählte Vogelarten (PNL 2012) sowie auf das Gutachten zur Eignung als vorgezogene Artenschutzmaßnahmen von RUNGE *et al.* (2010) verweist, verweist der nordrhein-westfälische Leitfaden, neben dem oben bereits genannten Waldleitfaden ergänzend auf den landeseigenen Leitfaden zur Wirksamkeit von Artenschutzmaßnahmen (MKULNV NRW 2013). Dieser ist zwar nicht windkraftspezifisch, enthält jedoch zu den jeweiligen waldbewohnenden bzw. waldnutzenden Vogel- und Fledermausarten entsprechende Hinweise zu Kompensations- und CEF-Maßnahmen.

Besonders umfängliche und detaillierte Hinweise zu Vermeidungs-, Minimierungs- und Kompensationsmaßnahmen für Vögel und Fledermäuse sowie Bezüge auf waldspezifische Besonderheiten enthalten die Leitfäden aus Rheinland-Pfalz (MULVWF 2012) und dem Saarland (MUV 2013), u. a. in Steckbriefen landesspezifisch relevanter Arten. Gleiches gilt für den jüngsten Leitfaden zu Vögeln aus Baden-Württemberg (LUBW 2015). Wiederum nur indirekt über die betroffenen Vogel- bzw. Fledermausarten finden sich aber auch waldbezogene Hinweise in den Handreichungen aus Schleswig-Holstein (LANU 2008) und Niedersachsen (NLT 2014), selbst wenn in diesen Bundesländern derzeit keine Windenergieetablierung auf Waldstandorten zulässig ist bzw. stattfindet. In manchen Bundesländern gibt es jedoch überhaupt keine veröffentlichten Handreichungen (z. B.

Sachsen-Anhalt). Die Dokumente haben einen unterschiedlichen Grad der Verbindlichkeit. Während manche Dokumente verbindlich für die Zulassungsbehörden sind, haben andere rein empfehlenden Charakter (s. Tab. 43).

Tab. 43: Bezüglich der Konfliktbewältigungsmaßnahmen ausgewertete Länderleitfäden, Erlasse und behördliche Positionspapiere

Wirkungsebene	Herausgeber / Autor	Jahr	Titel / Quelle	Verbindlichkeit
EU-weit	EU-Kommission	2010	Guidance Document Wind energy developments and Natura 2000	empfehlender Charakter
bundesweit	BfN	2011	Windkraft über Wald - Positionspapier des Bundesamtes für Naturschutz	empfehlender Charakter
BW	LUBW	2014	Hinweise zur Untersuchung von Fledermausarten bei Bauleitplanung und Genehmigung für Windenergieanlagen	behördenverbindlich
	LUBW	2015	Hinweise zur Bewertung und Vermeidung von Beeinträchtigungen von Vogelarten bei Bauleitplanung und Genehmigung für Windenergieanlagen	behördenverbindlich
BY	STMUG	2011	Hinweise zur Planung und Genehmigung von Windkraftanlagen (WKA) (Windkrafterlass Bayern)	behördenverbindlich
BB	MUGV	2014	Leitfaden des Landes Brandenburg für Planung, Genehmigung und Betrieb von Windkraftanlagen im Wald	empfehlender Charakter
	MUGV	2012	Tierökologische Abstandskriterien für die Errichtung von Windenergieanlagen in Brandenburg (TAK)	behördenverbindlich
	MUGV	2011	Handlungsempfehlung zum Umgang mit Fledermäusen bei der Planung und Genehmigung von Windenergieanlagen in Brandenburg (Anlage 1 zum Windkrafterlass Brandenburg)	behördenverbindlich
HE	HMUELV & HMWVL	2012	Leitfaden - Berücksichtigung der Naturschutzbelange bei der Planung und Genehmigung von Windkraftanlagen (WKA) in Hessen	empfehlender Charakter
ND	NLT	2014	Naturschutz und Windenergie. Hinweise zur Berücksichtigung des Naturschutzes und der Landschaftspflege bei Standortplanung und Zulassung von Windenergieanlagen	empfehlender Charakter
NW	MKULNV & LANUV	2013	Leitfaden Umsetzung des Arten- und Habitatschutzes bei der Planung und Genehmigung von Windenergieanlagen in Nordrhein-Westfalen	empfehlender Charakter
	MKULNV	2013	Leitfaden „Wirksamkeit von Artenschutzmaßnahmen“ für die Berücksichtigung artenschutzrechtlich erforderlicher Maßnahmen in Nordrhein-Westfalen	empfehlender Charakter
	MKULNV	2012	Leitfaden: Rahmenbedingungen für Windenergieanlagen auf Waldflächen in Nordrhein-Westfalen	behördenverbindlich
	MKULNV	2011	Erlass für die Planung und Genehmigung von Windenergieanlagen und Hinweise für die Zielsetzung und Anwendung	behördenverbindlich

Wirkungsebene	Herausgeber / Autor	Jahr	Titel / Quelle	Verbindlichkeit
RP	Länderministerien Rheinland-Pfalz	2013	Hinweise für die Beurteilung der Zulässigkeit der Errichtung von Windenergieanlagen in Rheinland-Pfalz (Rundschreiben Windenergie)	behördenverbindlich
	MULVWF	2012	Naturschutzfachlicher Rahmen zum Ausbau der Windenergienutzung in Rheinland-Pfalz - Artenschutz (Vögel, Fledermäuse) und Natura 2000-Gebiete	empfehlender Charakter
SL	MUV	2013	Leitfaden zur Beachtung artenschutzrechtlicher Belange beim Ausbau der Windenergienutzung im Saarland	empfehlender Charakter
SH	LANU	2008	Empfehlung zur Berücksichtigung tier-ökologischer Belange bei Windenergieplanungen in Schleswig-Holstein	empfehlender Charakter

Insgesamt fiel im Rahmen der Auswertung der Leitfäden und Erlasse eine erhebliche Bandbreite beim Detaillierungsgrad der Vermeidungs-, Verminderungs- und Kompensationsmaßnahmen auf. So werden in einigen Dokumenten Maßnahmen lediglich stichpunktartig aufgelistet (z. B. Forderung von temporären Abschaltungen), in anderen finden sich detaillierte Empfehlungen zu den Maßnahmen, z. T. in gesonderten Dokumentanhängen oder in Artensteckbriefen. Teilweise ähneln sich die Inhalte der Leitfäden bzw. es wurden ganze Passagen/Abschnitte von Leitfäden anderer Bundesländer übernommen. Der Waldleitfaden aus Brandenburg weißt diesbezüglich sogar explizit darauf hin.

Weiterhin war auffällig, dass in den meisten Leitfäden im Zusammenhang mit den empfohlenen Vermeidungs- und Verminderungsmaßnahmen zumeist keine wissenschaftlichen Quellen angegeben werden. Eine Ausnahme stellen hier die Forschungen von BRINKMANN *et al.* (2011a) zur Verminderung von Fledermauskollisionen mit WEA dar.

Während der Projektlaufzeit bestand insgesamt eine hohe Dynamik bei der Neu- und Fortentwicklung der Handreichungen, wie der Anteil an solchen aus jüngeren Jahren in der Auflistung der ausgewerteten Dokumente zeigt. Aufgrund hinzukommender wissenschaftlicher Erkenntnisse durch Forschungsarbeiten sind insbesondere ältere Handreichungen in bestimmten Aspekten überholt, aber auch bei vergleichsweise jungen Leitfäden besteht ein steter Überprüfungs- und Überarbeitungsbedarf.[25]

8.5. Maßnahmen zur Konfliktvermeidung und -verminderung

In den insgesamt 66 ausgewerteten Landschaftspflegerischen Begleitplänen werden die Maßnahmen zur Konfliktvermeidung und -verminderung in unterschiedlicher Art und Weise aufgeführt. Die meisten Gutachten nehmen eine relativ klare Abgrenzung zwischen Minderungs- und Ausgleichsmaßnahmen vor. Eine weitere Differenzierung zwischen Vermeidungs- und Verminderungsmaßnahmen findet man nur in wenigen Gutachten. Die Gliederung der Maßnahmendarstellung erfolgt entweder nach bau-, anlagen- und betriebsbezogenen Maßnahmen oder nach

[25] So soll bspw. der vergleichsweise junge “Wald-Leitfaden” von Brandenburg (MUGV 2014) nach einem Praxistest überarbeitet werden.

Schutzgütern. Zudem gibt es Gutachten, in denen es nur eine sehr knappe Auflistung der Maßnahmen ohne weitere Untergliederung gibt. In den meisten Gutachten finden sich ergänzend zu allgemeinen Vermeidungs- und Verminderungsmaßnahmen zusätzlich art- bzw. artengruppenspezifische Maßnahmen, wobei jedoch nicht immer ein konkreter Bezug zum jeweiligen Umweltprüfinstrument hergestellt wird. Das heißt, es wird nicht klar, ob es sich um Maßnahmen nach Eingriffsregelung (nach § 15 Abs. 1 BNatSchG), um artenschutzrechtlich begründete Maßnahmen gemäß § 44 BNatSchG oder FFH-Schadensbegrenzungsmaßnahmen handelt.

Nachfolgend werden in Kapitel 8.5.1 zunächst allgemeine und schutzgutübergreifende Maßnahmen dargestellt. Darauf folgen Kapitel zu schutzgutspezifischen Maßnahmen für Vögel (Kap. 8.5.2), Fledermäuse (Kap. 8.5.3) und Wildkatze (Kap. 8.5.4), in denen auch einzelne der schutzgutübergreifenden Maßnahmen aus Kapitel 8.5.1 noch einmal schutzgutspezifisch vertieft werden. Auf spezifische Maßnahmen für weitere Schutzgüter wird in Kapitel 8.5.5 eingegangen.

8.5.1. Allgemeine und schutzgutübergreifende Maßnahmen

Abgesehen von der Projektmodifizierung in Form des Verzichts auf einzelne oder gar mehrere WEA setzen die in den Gutachten aufgeführten allgemeinen und schutzgutübergreifenden Vermeidungs- und Verminderungsmaßnahmen vor allem bei der Standortplanung (Macro- und Micrositing), der Reduzierung der Flächeninanspruchnahme sowie baubedingten Auswirkungen an. Eine Zusammenstellung in der Praxis angewendeter Maßnahmen bietet Tab. 44. Die meisten Maßnahmen haben multifunktionalen Charakter und entfalten somit eine positive Wirkung auf mehrere Schutzgüter der Eingriffsregelung und sind zum Teil auch relevant zur Vermeidung des Eintretens artenschutzrechtlicher Verbotstatbestände bzw. können positive Auswirkungen auf die Unterschreitung von Erheblichkeitsschwellen bei Beeinträchtigungen von FFH- und Vogelschutz-Gebieten bzw. der jeweilig geschützten Arten haben. Nachfolgend wird auf einzelne Maßnahmen noch einmal genauer eingegangen.

Tab. 44: In den Gutachten aufgeführte dokumentierte und schutzgutübergreifende Maßnahmen zur Konfliktvermeidung und –verminderung
(waldspezifische Maßnahmen grün unterlegt)

	Maßnahme
Projekt	**Verzicht auf einzelne WEA** mit besonders hohem Konfliktpotenzial
Standort	**Standortwahl in bereits vorbelasteten Gebieten:** • in der Nähe bestehender WEA • entlang bestehender Infrastruktur (z. B. Freileitungen, Fernstraßen, Schienenwegen)

	Maßnahme
	Standortwahl in möglichst geringwertigen Gebieten: • in geringwertigen Nadelbaumbeständen und ggf. (ehemaligen) Windwurfflächen[26] • in Bereichen außerhalb von Laub- und Mischwaldbeständen sowie von schützenswerten Einzelbäumen (z. B. Rotbuche, Stieleiche) und unter Verschonung von Altholzbereichen • in Bereichen geringwertiger Biotopstrukturen • in Bereichen außerhalb von in der Biotopkartierung erfassten Biotopstrukturen
	Standortwahl entlang von bestehenden, gut ausgebauten Wirtschaftswegen zur Minimierung der Flächeninanspruchnahme
	Anpassung der Anordnung der WEA im Windpark bzw. **kleinräumige Verschiebung** von WEA mit besonders hohem Konfliktpotenzial (Micrositing)
	Einhaltung tierökologischer und schutzgebietsbezogener Abstandsempfehlungen[27]
Bau	**Maßnahmen zur Minimierung bauzeitlicher Flächeninanspruchnahme:** • Anordnung der Kranauslegerflächen und Arbeitsstreifen außerhalb von Waldflächen oder entlang der Zuwegungen zur Vermeidung unnötiger Rodungen • Anordnung von (Zwischen-)Lagerflächen außerhalb von Waldflächen bzw. Verminderung von Lagerflächen durch intelligente Lieferlogistik • Nutzung vorhandener Wege für die Errichtung (und Rückbau) der WEA • Reduzierung der erforderlichen Montageflächen durch Einzelblattmontage in der Höhe anstelle einer Rotormontage am Boden • eindeutige Ausweisung und Abgrenzung von Montage-, Lager- und Kranstellflächen • Planung von einem Arbeitsstreifen für zwei benachbarte WEA • Verlegung der Kabel bodenschonend mit Kabelpflug
	Umweltbaubegleitung durch entsprechend fachkundiges Personal
	Bauzeitbeschränkungen
	Fachgerechte Entsorgung der baubedingten Abfälle und Reststoffe (z. B. Öle)
Anlage und Kabel	**Maßnahmen zur Reduzierung der anlagenbedingten Flächeninanspruchnahme:** • Integration der Zuwegung zu den einzelnen Anlagen, wenn möglich, in die Kranstellflächen • Integration des Transformators in die WEA • Verlegung der Kabel nach Möglichkeit entlang der vorhandenen Forstwege

[26] Windwurfflächen können sowohl für das Schutzgut Pflanzen als auch für das Schutzgut Vögel durchaus wertvolle Biotopstrukturen darstellen.

[27] Vgl. http://www.erneuerbare-energien.de/EE/Redaktion/DE/Downloads/Berichte/2013_05_01_ueberblick_zu_den_landesplanerischen_abstandsempfehlungen_fuer_die_regionalplanung_zur_ausweisung_von_windenergiegebieten.pdf

8.5.1.1. Verzicht auf einzelne Windenergieanlagen

Gutachtenauswertung

Für insgesamt 16 Windenergieprojekte finden sich in den ausgewerteten Gutachten entsprechende Aussagen. Unter Berücksichtigung, dass für 66 Projekte LBPs vorlagen und dass davon fünf Projekte ohnehin nur je eine WEA umfassten, wurde eine derartige Projektmodifikation in gut einem Viertel der ausgewerteten Projekte dokumentiert. In acht Vorhaben erfolgte eine Reduzierung um eine, in sechs Vorhaben um zwei WEA, in je einem Fall um drei bzw. vier WEA. Die meisten Anlagenstandorte entfielen explizit aufgrund von artenschutzrechtlichen Konflikten, insbesondere im Zusammenhang mit der Avifauna (z. B. Nähe zu Niststandorten von Schwarzstorch und Baumfalke, Nahrungshabitat Rotmilan, Konflikte mit dem Vogelzug), aber auch mit Fledermäusen (Konzentration von Quartieren). In einigen Fällen waren die genauen Gründe für das Entfallen einzelner WEA nicht angegeben.

Leitfadenauswertung

Ein Hinweis auf eine mögliche bzw. notwendige Projektmodifizierung in Form einer Reduzierung der Anlagenzahl findet sich nur im Leitfaden des Niedersächsischen Landkreistags (NLT 2014).

Literaturauswertung

Bezüglich Fledermäusen findet sich bei RODRIGUES *et al.* (2015) die Empfehlung, einzelne WEA-Standorte aufzugeben, sofern eine Standortverschiebung zur Aussparung von wichtigen Habitaten oder Quartieren nicht möglich ist. Bei einer entsprechend hohen Bedeutung der Habitate für den Fledermausschutz im gesamten Untersuchungsgebiet, sollte erwogen werden, anstelle hoher Kompensationsanforderungen das gesamte Vorhaben aufzugeben (ebd.).

Einordnung

Der Verzicht auf einzelne oder mehrere Anlagen kann in vielen Fällen eine wirksame Maßnahme zur Konfliktvermeidung bzw. -minderung darstellen, insbesondere im Hinblick auf den Artenschutz. Entsprechend häufig ist dies bei Windenergievorhaben im Wald in den Gutachten dokumentiert. Es ist allerdings davon auszugehen, dass eine derartige Projektmodifizierung in der Praxis noch häufiger auftritt, insbesondere, wenn dies bereits im frühen Stadium der Planung erfolgt. Nicht jeder Projektierer oder Gutachter wird den Wegfall von Anlagen in den Gutachten dokumentieren.

8.5.1.2. Standortwahl und Standortoptimierung

Die großräumige Standortwahl wird maßgeblich im Zuge der räumlichen Planung (Regionalplanung) und Flächennutzungsplanung vorbereitet und dient der vorsorgenden Konfliktvermeidung durch die planerische Lenkung der Windenergieentwicklung in möglichst konfliktarme Räume bzw. durch das Freihalten von besonders konfliktreichen Gebieten (BULLING *et al.* 2015). Doch dies kann die Einzelfallprüfung von Vorhaben auf der im Fokus des Forschungsprojektes stehenden Zulassungsebene nicht ersetzen. Auf Grundlage konkreter Ergebnisse der Bestandsaufnahme spielt hier die kleinräumige Standortwahl einzelner und die räumliche Anordnung mehrerer WEA im jeweiligen Vorhabensgebiet (Micrositing) eine wichtige Rolle zur Vermeidung und Minderung von Konflikten und Beeinträchtigungen verschiedener Schutzgüter einschließlich der Vermeidung von Artenschutzkonflikten.

Durch kleinräumige Standortoptimierungen kann die Inanspruchnahme wertvoller (Wald-)Biotoptypen, wertvoller Habitatstrukturen für verschiedene Tierarten sowie schützenswerte Einzelbäume (z. B. Rotbuche, Stieleiche) innerhalb von Waldbeständen vermieden werden. Zudem können Artenschutzkonflikte durch die Einhaltung hinreichender Abstände zu Nistplätzen, Raumnutzungsmustern, Quartieren etc.). vermieden werden.

Gutachtenauswertung

Insgesamt wurde in den meisten Gutachten explizit darauf hingewiesen, dass für die Standortwahl im Planungsgebiet naturschutzfachlich möglichst geringwertige Flächen gewählt wurden. Sofern vorhanden, wurden geringwertige Nadelbaumbestände gegenüber Laub- und Mischwaldbeständen als Standorte vorgezogen. Häufig wurden auch anstelle hochwertiger alter Baumbestände Windwurfflächen[28] als Standorte gewählt. Von 63 Vorhaben wurden vier vollständig auf ehemaligen Windwurfflächen realisiert, weitere 24 teilweise auf solchen Flächen. Sechs Vorhaben wurden zudem teilweise auf Flächen realisiert, die kürzlich forstwirtschaftlich genutzt wurden und somit keinen Baumbestand bzw. Bäume in sehr jungen Altersstadien aufwiesen. In zwölf Projekten wurden einzelne WEA außerhalb von Waldflächen auf im Vergleich zu den Waldstandorten geringwertigeren Offenlandflächen platziert. In einigen Fällen wurden diese Anlagen von vornherein in die Offenlandflächen geplant, in den anderen wurde eine nachträgliche kleinräumige Standortverschiebung aus dem Waldkörper heraus in die Offenlandflächen vorgenommen.

Insgesamt fanden sich in 18 Gutachten (n=66) Angaben, dass (zumeist einzelne) Anlagenstandorte im Sinne einer nachträglichen Standortoptimierung verschoben wurden. Bei sechs dieser Projekte entfielen darüber hinaus Anlagen gänzlich (vgl. Kap. 8.5.1.1). Ursächlich waren hierbei i. d. R. artenschutzrechtliche Gründe, z. B. die Einhaltung von Mindestabständen zu im Rahmen der Bestandsaufnahmen ermittelten Niststätten.

Leitfadenauswertung

Auf die Standortwahl und in diesem Zuge freizuhaltende Gebiete wird in den ausgewerteten Leitfäden und Erlassen teilweise recht ausführlich eingegangen und insbesondere auf deren Bedeutung hinsichtlich der Vermeidung von artenschutzrechtlichen Konflikten hingewiesen.

Neben dem Ausschluss bestimmter Gebietskategorien (z. B. Schutzgebiete) werden in einigen Handreichungen sowohl für Vögel als auch für Fledermäuse (teilweise landesspezifische) Mindestabstände zu Vorkommen und Lebensstätten vorgegeben, z. B. in Brandenburg (MUGV 2012). In anderen Leitfäden wird für Vögel auf die Abstandsempfehlungen des sog. Helgoländer Papiers (LAG VSW 2007) verwiesen (z.B. LANU 2008; HMUELV & HMWVL 2012).[29] Auch für den Fledermausschutz finden sich teilweise konkrete Abstandsvorgaben, so z. B. in Hessen Mindestabstände zu Gewässern (1 km) sowie zu Wochenstubenquartieren und Kolonien von Arten mit ungünstigem Erhaltungszustand sowie Massenwinterquartieren (5 km) (HMUELV & HMWVL 2012) oder in Rheinland-Pfalz zu großen Gewässern und Flüssen (1 km) und Wochenstuben und Kolonien der

[28] Insbesondere Windwurfflächen können, wenn das Totholz auf den Flächen belassen wird, einen hohen naturschutzfachlichen Wert haben bzw. entwickeln. Dies gilt für das Schutzgut Biotope/Pflanzen, ggf. aber auch für das Schutzgut Vögel (Brutvogelhabitat). Ob sich Windwurfflächen als Standorte für eine Windenergienutzung eignen, ist daher im Einzelfall zu prüfen.

[29] Die Abstandsempfehlungen der Länderarbeitsgemeinschaft der Staatlichen Vogelschutzwarten wurden kürzlich überarbeitet (s. LAG VSW 2015). Eine etwaige Einarbeitung in die Leitfäden der Länder steht jedoch noch aus.

Mopsfledermaus (5 km) (VSW & LUWG 2012). Damit verbunden finden sich in zahlreichen Leitfäden auch explizite Hinweise auf eine mögliche Verschiebung von WEA-Standorten als Vermeidungs- und Verminderungsmaßnahme.

Insbesondere zur Senkung des Kollisionsrisikos für ziehende Vögel wird in mehreren Leitfäden die Anordnung von WEA in Reihe und in Hauptzugrichtung (Nordost-Südwest) aufgeführt (z.B. EUROPÄISCHE KOMMISSION 2010; STMUG 2011; MULVWF 2012; MKULNV & LANUV 2013; MUV 2013) bzw. die Anordnung in Blöcken mit anlagenfreien Korridoren dazwischen empfohlen (z.B. LANU 2008; EUROPÄISCHE KOMMISSION 2010).

Literaturauswertung

Mehrere jüngere Publikationen, die den bisherigen internationalen Wissenstand zu WEA und Vogelschutz zusammenfassen, weisen der Platzierung bzw. Anordnung von WEA eine große Bedeutung für den Vogelschutz zu, so z. B. MARQUES *et al.* (2014) oder MAY *et al.* (2015) sowie speziell bzgl. Kollisionen von Vögeln mit WEA. MAY *et al.* (2015) betonen allerdings, dass die Wirksamkeit von Maßnahmen zur Anordnung bzw. kleinräumigen Platzierung der WEA stark standortabhängig ist. Zur räumlichen Anordnung mehrerer WEA in Reihe parallel zur Vogelzugrichtung bzw. in Blöcken mit Schneisen zur Senkung der Barrierewirkung für Zugvögel finden sich Empfehlungen bei Drewitt & Langston (2006), HÖTKER *et al.* (2005), PNL (2012) sowie explizit für Kraniche bei STEINBORN & REICHENBACH (2011). Eine Studie aus den USA (SMALLWOOD & THELANDER 2004) hat ergeben, dass Anlagen in Gruppen ein geringeres Kollisionsrisiko aufweisen. In jüngeren Offenlandstudien wurde ebenfalls ermittelt, dass einzeln stehende WEA offensichtlich höhere Kollisionsrisiken als WEA innerhalb von Windparks aufweisen (HÖTKER *et al.* 2013).

Bezüglich Fledermäusen findet sich bei RODRIGUES *et al.* (2015) die Empfehlung, WEA aus Gebieten mit hoher Fledermausaktivität, wichtigen Fledermaushabitaten oder mit entsprechenden Quartieren durch Standortverschiebungen auszusparen. Gegebenenfalls sollte eine Verschiebung in konfliktärmere Bereiche erfolgen.

ERICKSON *et al.* (2002) weisen darauf hin, dass umso bessere Entscheidungen zur kleinräumigen Standortoptimierung getroffen werden können, je mehr Informationen zur Ausstattung eines Raumes und zu dessen Nutzung durch Arten vorliegen.

Einordnung

Auch wenn es aufgrund fehlender Untersuchungsmethoden kaum wissenschaftliche Literatur zur Wirksamkeit von Maßnahmen der Standortwahl bei der Konfliktvermeidung und -verminderung gibt, kommt diesen Maßnahmen dennoch eine zentrale Bedeutung zu. Dies zeigt nicht zuletzt die häufige Dokumentation in den Gutachten auf Genehmigungsebene, wobei davon ausgegangen werden kann, dass – ähnlich wie beim Verzicht auf einzelne Anlagen – auch in mehr als den dokumentierten Fällen eine räumliche Verschiebung von WEA erfolgt.

Kleinräumige Standortverschiebungen können auf Zulassungsebene zur Vermeidung der Zerstörung von Lebensstätten (Niststätten von Vögeln und Quartieren von Fledermäusen) sowie durch die Einhaltung von Abstandsempfehlungen zur Senkung des betriebsbedingten Kollisionsrisikos beitragen, während die Anpassung von räumlichen Anordnungsmustern primär der Senkung des Kollisionsrisikos ziehender Vögel dient. Besondere Bedeutung bei der Standortoptimierung kommt der Bestandsaufnahme zu, auf deren Grundlage das gesamte Windparklayout angepasst werden kann. Für Greifvögel ist dabei auch an das Freihalten von Aufwindsituationen am Hang zu den-

ken, für Zugvögel an das Vermeiden von Trichtersituationen. Mit zunehmender Anzahl an WEA und entsprechend steigenden kumulativen Wirkungen müssen dabei die Anforderungen an die Vermeidung/Minimierung steigen.

Aufgrund der Art- und Standortabhängigkeit der Wirksamkeit von Micrositing-Maßnahmen sollte diesen Maßnahmen auf Basis von Arterfassungen im Rahmen der Genehmigungsplanung größtmögliche Beachtung geschenkt werden.

8.5.1.3. Umweltbaubegleitung

Insbesondere bei Vorhaben mit besonderem Konfliktpotenzial dient die Umweltbaubegleitung (im folgenden kurz UBB genannt), synonym auch oft „ökologische Baubegleitung“ genannt, während der Bautätigkeiten der Beachtung, rechtzeitigen Durchführung und Sicherstellung der umwelt- und artenschutzrechtlichen Auflagen, die dem Vorhabenträger im Rahmen der Baugenehmigung, der Zulassung oder der Planfeststellung auferlegt werden. Die UBB soll zudem sicherstellen, dass die in Bezug auf die Wirksamkeit der Maßnahmen definierten Anforderungen eingehalten werden. Darüber hinaus kann sie der Dokumentation und Beweissicherung dienen. Je nach betroffenen Schutzgütern kann sie neben den Belangen des Naturschutzes (einschließlich dem Biotop- und Artenschutz) auch die Belange des Gewässerschutzes, Bodenschutzes, Immissionsschutzes sowie abfallrechtliche und abfalltechnische Belange berücksichtigen.

<u>Gutachtenauswertung</u>

Eine Umweltbaubegleitung wird von den Gutachtern im Zusammenhang mit mehreren Schutzgütern als Maßnahme im LBP bzw. Umweltbericht vorgesehen. Neben der bereits erwähnten Reduzierung der absoluten Flächen- und Waldinanspruchnahme (Schutzgüter Boden und Vegetation/Biotope), geht es z. T. auch um eine kleinräumige Projektoptimierung hinsichtlich des Biotop-/Vegetationsschutzes z. B. durch eine konkrete Abgrenzung und Ausweisung von WEA-Standort-, Kran- und temporären Lager- und Montageflächen sowie in Einzelfällen auch um die Nachbilanzierung von Flächen zur Festsetzung von Kompensationsvolumina. Bei Projekten im räumlichen Zusammenhang mit Wasserschutzgebieten wird auf einen optimalen Schutz für das Schutzgut Wasser (Trinkwassergewinnung) abgezielt. Am häufigsten wird eine UBB im Kontext mit dem Artenschutz vorgesehen. Insgesamt findet sich eine UBB in einem Drittel (23 von 66) der ausgewerteten Projekte. Die Gutachten wurden von 16 verschiedenen Gutachterbüros für Projekte in allen relevanten Bundesländern mit Ausnahme Nordrhein-Westfalens vorgesehen.[30] Für weitere drei Projekte ist diese lediglich für den Fall der Projektrealisierung innerhalb der Brutzeit von Vögeln und in einem weiteren Fall nur bei Vorkommen von Amphibien oder Reptilien während der Bauzeit vorgesehen. Zudem sind teilweise ergänzend zu dieser Maßnahme, teilweise auch anstelle dieser, fachgutachterliche Kontrollen und - auf den jeweiligen Kontrollergebnissen basierend - weitergehende Maßnahmen vorgesehen. Diese können in der Praxis Teil einer UBB sein, werden in diesem Bericht allerdings separat betrachtet (s. Kap. 8.5.3.2 und Kap. 8.5.2.2, tierartenspezifische Kapitel zu den baubezogenen Maßnahmen).

[30] Dies mag ein Zufall sein, da lediglich vier der 66 auswertbaren LBPs von Projekten aus Nordrhein-Westfalen stammen.

Eine zeitliche Betrachtung der LBPs ergibt, dass Umweltbaubegleitungen erstmalig in Gutachten von 2009 als Maßnahme aufgeführt wurden. In den letzten Jahren wird diese Maßnahme von den Gutachtern zunehmend häufiger vorgesehen.

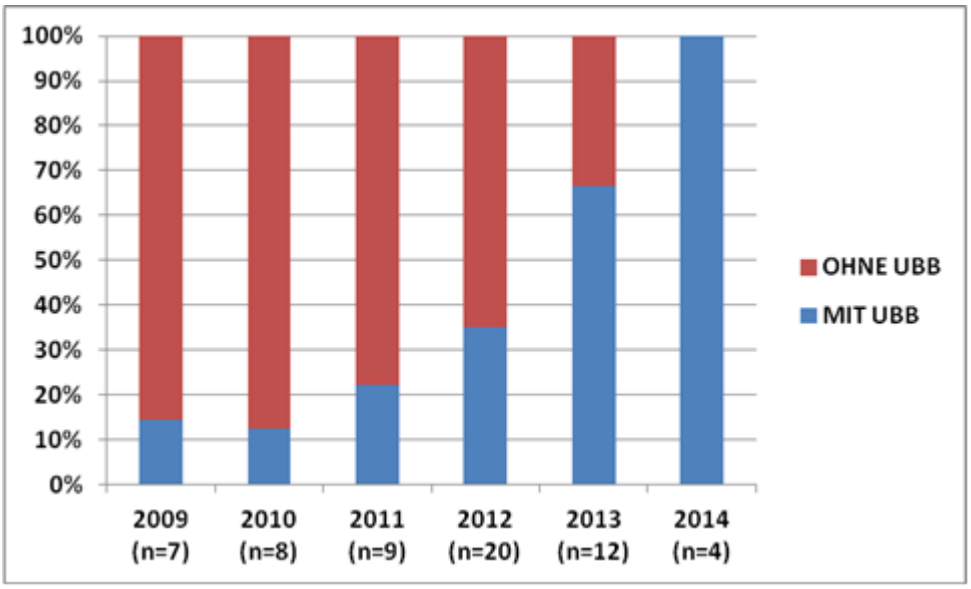


Abb. 83: Anteil an Windenergievorhaben im Wald mit und ohne Umweltbaubegleitung

Leitfadenauswertung

Gemäß Positionspapier des BFN (2011) sollte eine UBB bei der Errichtung von WEA auf Waldstandorten entsprechend der einschlägigen Standards generell vorgesehen werden. Darüber hinaus empfiehlt lediglich der Waldleitfaden Brandenburgs MUGV (2014) eine UBB, allerdings explizit mit Bezug auf die Eingriffsregelung.

Literaturauswertung

BUSKE & RAABE (1999) diskutierten bereits Möglichkeiten und Grenzen einer ökologischen Baubegleitung bei Straßenbauvorhaben vor dem Hintergrund von mangelndem Erfolg von Naturschutzauflagen aus der Eingriffsregelung. Sie empfehlen eine ökologische Baubegleitung bei größeren Bauvorhaben, Eingriffen in ökologisch sensible Gebiete oder bei besonderen naturschutzfachlichen Herausforderungen. Auch SCHWOON (2004) sieht in der Umweltbaubegleitung ein Instrument zum Abbau von Vollzugsdefiziten bei der Umsetzung von Umweltauflagen im Straßenbau.

Mittlerweile sehen diverse Richtlinien und Leitfäden für Straßenbauvorhaben eine UBB vor, so z. B. das Handbuch für die Landschaftspflegerische Begleitplanung bei Straßenbauvorhaben in Brandenburg (MIR 2009) bei Vorhaben mit besonderer Konfliktträchtigkeit oder auf Bundesebene die Richtlinien für die Landschaftspflegerische Begleitplanung im Straßenbau (BMVBS 2011) bei bestehenden Prognoseunsicherheiten hinsichtlich des Erfolgs von Maßnahmen. Zudem gibt es entsprechende konkrete Empfehlungen für die UBB auf Ebene der Ausführungsplanung (FGSV 2013).

DREWITT & LANGSTON (2006) führen im Zusammenhang mit Windenergieprojekten neben der besonderen Schulung des Baustellenpersonals eine ökologische Baubegleitung durch einen Fachgutachter als best practice-Maßnahme bei besonders empfindlichen Standorten im Zusammenhang mit Vögeln auf.

Einordnung

Wenngleich bislang keine wissenschaftliche Studien zur Umweltbaubegleitung von Windenergieprojekten existieren, so scheint diese analog zu anderen komplexen Vorhabensarten in ökologisch sensiblen Gebieten bzw. bei der Bewältigung artenschutzrechtlicher Herausforderungen ein probates Mittel zur Konfliktvermeidung bzw. -verminderung zu sein. Der jeweilige Umfang sollte je nach betroffenen Schutzgütern einzelfallspezifisch festgelegt sowie personell fach- bzw. artspezifisch besetzt werden.

8.5.1.4. Bauzeitenoptimierung

Gutachtenauswertung

Für insgesamt 50 von 66 Vorhaben führen die Gutachten Rodungs- bzw. Bauzeitenbeschränkungen als Maßnahme auf. Dabei stammen, bis auf eine Ausnahme, alle Gutachten, in denen diese Maßnahme genannt wird, aus den Jahren 2009 und später. Bezieht man bei der Betrachtung nur die Gutachten ein, die unter geltendem Artenschutzrecht erstellt worden sind, so weisen insgesamt über 80 % der ausgewerteten Vorhaben (49 von 60) Rodungs- oder Bauzeitenbeschränkungen auf. Dabei finden sich Projekte aus allen Bundesländern mit Ausnahme von Nordrhein-Westfalen, wobei aus diesem Bundesland mit vier Vorhaben im Betrachtungszeitraum ohnehin nur wenige Gutachten eingehen. Betrachtet man die Gutachtenjahrgänge einzeln (Abb. 84), so haben Bauzeitenoptimierungen über die Jahre an Häufigkeit zugenommen und scheinen mittlerweile bei Windenergieprojekten auf Waldstandorten üblich zu sein.

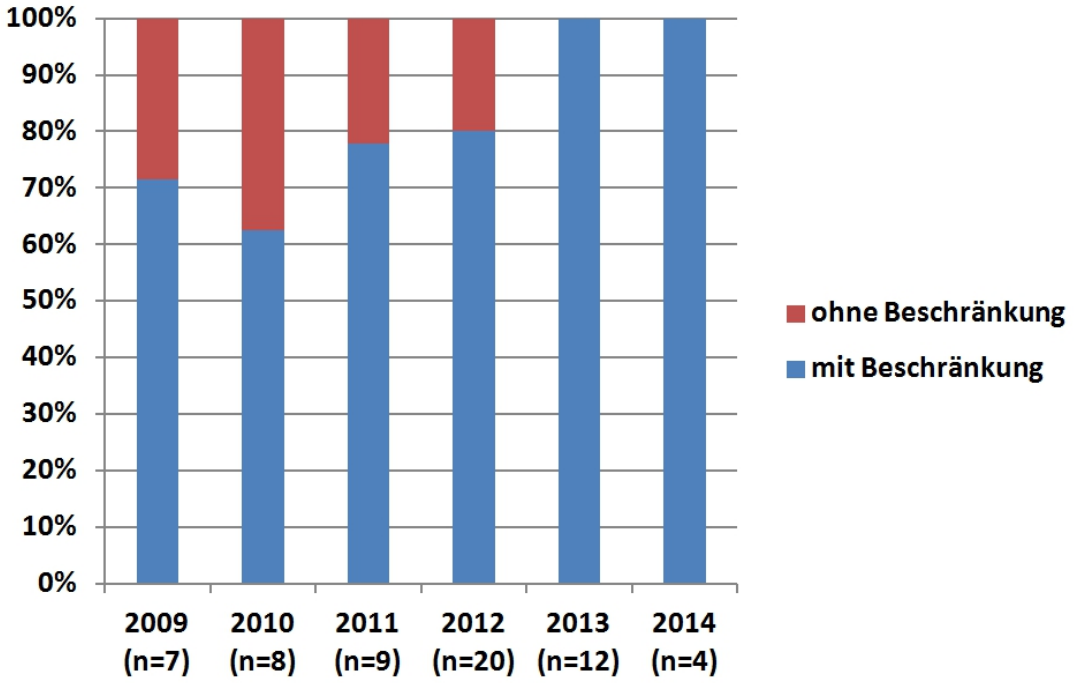


Abb. 84: Anteil an Windenergievorhaben im Wald mit Bau- bzw. Rodungszeitenbeschränkungen

Je nach Standort und projektspezifisch betroffenen Tierarten ist der Umfang jedoch sehr unterschiedlich. In 22 der 49 Vorhaben ist die bauzeitliche Beschränkung jeweils nur für die Rodungsarbeiten vorgesehen. Wiederum sieben davon führen zudem einen zeitnahen Baubeginn nach der

der Rodung auf, um eine etwaige Wiederbesiedelung der Bau- bzw. Rodungsflächen durch Tiere zu vermeiden. Differenziertere bauzeitliche Beschränkungen (zeitliche, artspezifische, arbeitsschrittbezogene) finden sich in gut einem Drittel der Vorhaben (17 Projekte).

In gut einem Fünftel der Projekte (10) mit bauzeitlichen Beschränkungen finden sich solche, die pauschal auf „den Bau“ bezogen sind, was prinzipiell jegliche Bautätigkeit im Zuge der Projektrealisierung einschließen müsste (d. h. Rodung, Baufeldräumung, Wegebau und Errichtung der Anlage(n) inkl. Vormontage am Boden). Dies würde jedoch bei einer Errichtungsdauer (von der Rodung bis zur Baufertigstellung) von durchschnittlich fast einem Jahr für Windparks mit mehreren Anlagen kaum praktikabel sein. Hinzu kommen die teilweise erschwerten Witterungsbedingungen bei bewaldeten Mittelgebirgsstandorten (Schnee).

Art- bzw. artengruppenspezifische Ergebnisse der Gutachten-, Leitfaden- und Literaturauswertung sowie Einordnungen finden sich in den nachfolgenden Kapiteln zu Fledermäusen, Vögeln und Wildkatze.

8.5.1.5. Rückbau

Allgemein wird zwar in den Gutachten nahezu aller Vorhaben auf den vorgesehenen Rückbau der Anlage nach Ende der Betriebszeit hingewiesen und dies meist im Zusammenhang mit den Vermeidungs- und Verminderungsmaßnahmen. Angaben zu damit verbundenen Beeinträchtigungen und entsprechenden Verminderungsmaßnahmen, die ähnlich denen in der Errichtungsphase sein dürften, finden sich jedoch i. d. R. nicht. Auch in den Leitfäden finden sich zur Phase des Rückbaus bislang keinerlei Empfehlungen und auch in der Literatur wird der Rückbau von Anlagen bislang kaum thematisiert.

8.5.2. Vögel

8.5.2.1. Standortbezogene Vermeidungs- und Verminderungsmaßnahmen

Standortwahl und Standortoptimierung

Die Wahl des Standortes einer WEA bzw. eines Windparks im Wald ist von zentraler Bedeutung für den Schutz von Vögeln und kann im Hinblick auf die Vermeidung und Verminderung von Beeinträchtigungen, der Vermeidung der Zerstörung von Lebensstätten sowie betriebsbedingten Tötungen wirksam sein. Durch kleinräumige Standortoptimierungen kann eine Anpassung einzelner WEA-Standorte bzw. des gesamten Windparklayouts an die Ergebnisse der Bestandserfassung vorgenommen werden und somit ggf. Abstände zu Niststätten eingehalten werden oder die Zerstörung wertvoller Habitatstrukturen vermieden werden (siehe übergeordnetes Kapitel 8.5.1.2 zur Standortwahl und Standortoptimierung).

Erhalt bzw. Sicherung von Alt- bzw. Höhlenbäumen bzw. Altholzbeständen

Durch den Erhalt bzw. die Sicherung von Alt- und Höhlenbäumen bzw. Altholzbeständen soll der Verlust von vorhandenen bzw. potenziellen Fortpflanzungs- und Ruhestätten sowie Nahrungshabitaten für Vögel vermieden werden.

Gutachtenauswertung

Der (weitestgehende) Erhalt von Höhlenbäumen bzw. Altholzbeständen wird in fünf der 66 LBPs aufgeführt. Die LBPs wurden von drei verschiedenen Gutachterbüros in den Jahren 2011 und 2012 erstellt. Die Standorte liegen in Rheinland-Pfalz (4) und Hessen (1). In vier Fällen wird konkret auf die Nutzung der Alt- und Höhlenbäume als Brut- und Nahrungshabitat für verschiedene Spechtarten (z. B. Schwarz- und Mittelspecht) hingewiesen.

Leitfadenauswertung

Der Erhalt bzw. die Sicherung von Alt- und Höhlenbäumen wird in keinem der ausgewerteten Erlasse und Leitfäden explizit aufgeführt. Jedoch finden sich im Zusammenhang mit der generellen Standortwahl sowie der kleinräumigen Standortoptimierung entsprechende allgemeine Empfehlungen.

Literaturauswertung

Im Zusammenhang mit dem Erhalt und der Förderung verschiedener Spechtarten (u. a. Mittelspecht und Schwarzspecht) wird die Erhaltung von Höhlenbäumen durch Herausnahme aus der forstlichen Nutzung und die Ausweisung von Alt- und Totholzbäumen und -gruppen als Habitatbaumgruppen empfohlen (NLWKN 2010a, b), für den Schwarzspecht optimalerweise in Altholzflächen von 2-5 ha Größe, beim Grauspecht werden mind. 2 ha pro betroffenem Brutpaar empfohlen[31].

Einordnung

Berücksichtigt man, dass zehn der ausgewerteten Vorhaben ausschließlich auf Standorten ohne bzw. mit jungem Baumbestand realisiert wurden, so werden Alt- und Höhlenbäumen in der Praxis nicht selten durch die Meidung solcher Standorte gesichert. Wird als Standort für WEA dennoch Wald mit Bäumen entsprechenden Alters bzw. entsprechender Stammdicke gewählt, ist die Kartierung von Höhlenbäumen und ein weitestgehender Erhalt bzw. eine Sicherung dieser durch eine entsprechende Anpassung des Vorhabens (z. B. durch die kleinräumige Verschiebung einzelner WEA-Standorte) eine empfehlenswerte Maßnahme.

8.5.2.2. Baubezogene Vermeidungs- und Verminderungsmaßnahmen

Rodungs- und Bauzeitenoptimierung

Rodungs- und Bauzeitenoptimierungen bzw. -beschränkungen sollen der Vermeidung und Minimierung baubedingter Konflikte einschließlich des Risikos baubedingter Tötungen und Störungen von Vögeln dienen.

Gutachtenauswertung

In insgesamt 36 der 49 Vorhaben mit Rodungs- bzw. Bauzeitenbeschränkungen (knapp drei Viertel der Vorhaben bzw. 60 % aller ausgewerteten Vorhaben mit LBPs ab 2009) wird diese Maß-

[31] http://www.naturschutzinformationen-nrw.de/artenschutz/de/arten/gruppe/voegel/massn/103157, Zugriff am 26.07.2015

nahme explizit für Vögel vorgesehen. Zum Teil werden die Beschränkungen parallel auf den Schutz von Fledermäusen bezogen, z. T. finden sich ergänzende Beschränkungen für weitere planungsrelevanten Tierarten (z. B. Wildkatze etc.). Für weitere drei Vorhaben findet sich keine Angabe im LBP, auf welche Arten sich die Maßnahme bezieht. Insgesamt finden sich in den LBPs sehr unterschiedliche Vorgaben, wie nachfolgende Auflistung zeigt:

Pauschale Bauzeitenbeschränkungen „außerhalb der Brutzeit von Vögeln“

- ohne Zeitangabe fünf Vorhaben (davon drei mit vorgesehener UBB und zwei mit der Angabe, dass wenn Bauarbeiten während der Brutzeit nicht ausgeschlossen werden können, dann ergänzend UBB),
- März bis Oktober ein Vorhaben (ohne Artangabe)
- März bis September vier Vorhaben (eines ohne Artangabe),
- März bis August ein Vorhaben, mit der Einschränkung, dass eine Fortführung der Bauarbeiten möglich ist, wenn diese vor dem Beginn der Brutzeit begonnen werden und keine Unterbrechung länger als eine Woche stattfindet (Flankierung mit UBB),
- März bis Juli ein Vorhaben,
- März bis Mitte Juli ein Vorhaben mit konkretem Bezug auf vorhabenrelevante Vogelarten, bei Unvermeidbarkeit von Bauarbeiten in diesem Zeitraum ergänzend UBB (Kontrolle auf Präsenz von Vogelgelegen).

Rodungsbeschränkungen

- März bis September elf Vorhaben (darunter je eines mit der Vorgabe eines zeitnahen Baubeginns bzw. mit der Vorgabe eines Baubeginns vor Beginn der Brutzeit Anfang März),
- März bis August ein Vorhaben,
- März bis Juli zwei Vorhaben (eines davon mit der Vorgabe eines zeitnahen Baubeginns).

Differenziertere Bau- bzw. Rodungszeitenbeschränkungen

- April bis Juni (Rodung zum Schutz von Kleinvögeln in der Hauptbrutzeit), zudem zum Schutz der Turteltaube Bau der Vormontage-/Kranstellfläche sowie Erdarbeiten zur Fundamentsohle für eine WEA möglichst vor Mitte Mai sowie Bau des Fundaments im Juni bzw. Juli so spät wie möglich ein Vorhaben,
- April bis Mitte Juni (Rodung zum Schutz von Kleinvögeln in der Hauptbrutzeit), zudem keine Bauarbeiten im Bereich zweier WEA von Mitte März bis Mitte Mai zur vorsorglichen Vermeidung von akustischen und optischen Störungen des Schwarzspechts und zur Schaffung eines Ausweichraums innerhalb des Windparks ein Vorhaben,
- März bis August (Rodung und Bau) ein Vorhaben,
- bis Mitte März Rodung, Bauarbeiten nicht in den Monaten April bis Mai (Hauptbrutzeit) ein Vorhaben,
- März bis September (Rodung), Mitte März bis Mitte Juli (Bau), bei Unvermeidbarkeit UBB ein Vorhaben,
- März bis September zwei Vorhaben Rodung und Baufeldräumung, ein Vorhaben Rodung, Wege, Montageflächen, Fundamente, zwei Vorhaben Rodung und zusätzlich nächtliche Bauzeitenbeschränkung von Dezember bis Juni (für Waldkauz und Sperlingskauz),
- Mitte Februar bis Ende August: Rodung und Baufeldräumung ein Vorhaben.

Artspezifische Beschränkungen fanden sich wie folgt:

In einem Vorhaben wurde festgelegt, dass zum Schutz eines angelegten Auerhuhnbalzplatzes eine Bauzufahrtsstraße in den Monaten März bis Mai (Balzzeit) nicht genutzt werden darf.

Sowohl für den Sperlingskauz als auch für den Waldkauz wurde in einem Vorhaben festgelegt, dass zwischen Dezember und Juni (insbesondere jedoch in der Brutzeit) keine nächtlichen Bautätigkeiten erfolgen dürfen.

Zum Schutz des Baumfalken wurde in einem Vorhaben festgelegt, dass die Bautätigkeit (Rodung) vor der Besetzung des Horstes und der Brutzeit beginnen muss. Ansonsten muss eine Bautätigkeit im Umkreis von 1.000 m um den Horst während der Brutzeit unterlassen werden.

In einem Vorhaben mit mehreren Anlagen wurde mit Bezug auf den Schwarzspecht zur vorsorglichen Vermeidung von akustischen und optischen Störungen eine Unterlassung von Bauarbeiten während der Brutzeit in einem Teil des Vorhabengebietes festgelegt, um entsprechend störungsfreie oder -arme Ausweichräume zu belassen.

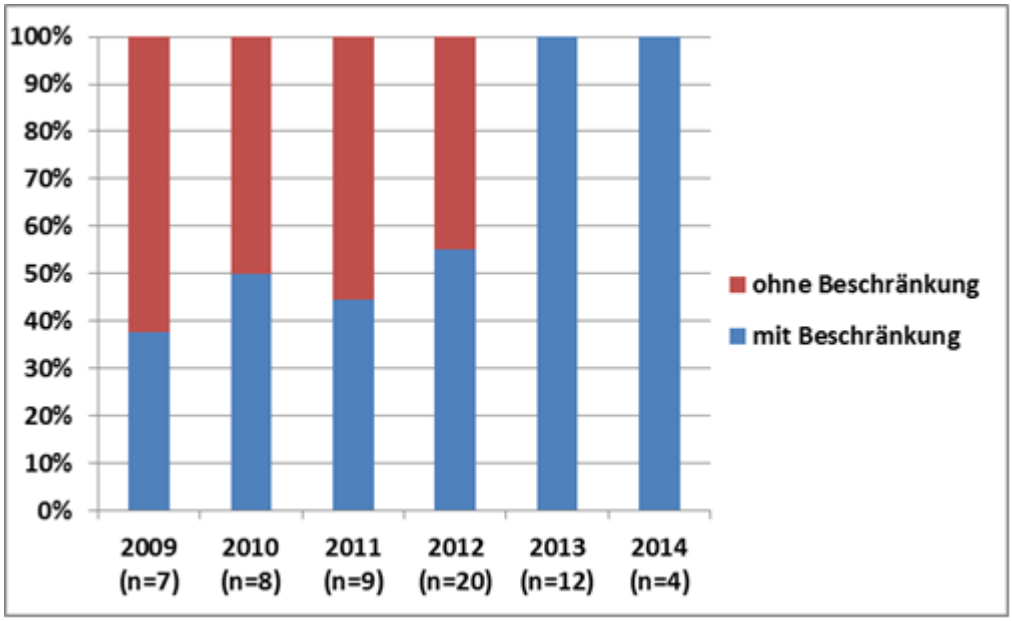


Abb. 85: Anteil ausgewerteter Windenergie-Projekte mit und ohne Bau- bzw. Rodungszeitenbeschränkungen mit konkretem Bezug auf Vögel sowie ohne konkrete Artangabe

Leitfadenauswertung

Hinweise und Empfehlungen zu Rodungs- oder Bauzeitenoptimierungen finden sich nur in wenigen der ausgewerteten Leitfäden. Im Natura 2000-Leitfaden der EUROPÄISCHEN KOMMISSION (2010) findet sich z. B. der allgemeine Hinweis, dass durch Bauzeitenbeschränkungen die Bauaktivitäten auf Zeiträume beschränkt werden können, die außerhalb der sensiblen Fortpflanzungs- und Aufzuchtzeiten von Tierarten liegen.

Von den ausgewerteten Erlassen und Leitfäden der Bundesländer nennt der baden-württembergische Leitfaden (LUBW 2015) Bauzeitenbeschränkungen während der Brutzeit als Vermeidungsmaßnahme im Zusammenhang mit nicht windkraftempfindlichen Vogelarten sowie ergänzend für Rastvögel außerhalb der Rastzeiten. Der bayerische Windkrafterlass führt Bauzeitenbeschränkungen allgemein im Zusammenhang mit der Abwendung artenschutzrechtlicher

Verbotstatbestände ohne weitere Artbezüge (STMUG 2011) auf. Die Leitfäden des Niedersächsischen Landkreistages (NLT 2014) und Schleswig-Holsteins (LANU 2008) beziehen sich in diesem Zusammenhang konkret auf die Abwendung des artenschutzrechtlichen Tötungsverbots, der Leitfaden aus Schleswig-Holstein dabei explizit nur auf die Brutzeiten von Vögeln. Der „Waldleitfaden“ aus Brandenburg (MUGV 2014) nennt Bauzeitenbeschränkungen lediglich im Zusammenhang mit der Eingriffsregelung, nicht jedoch mit dem Artenschutz.

Literaturauswertung

Wissenschaftliche Studien zu vogelbezogenen Rodungs- und Bauzeitenregelungen sind für Windenergievorhaben (im Wald) nicht bekannt. Es finden sich jedoch weitere Quellen, in denen Bau- bzw. Rodungszeitenbeschränkungen allgemein bzw. explizit auch für Vögel empfohlen werden.

Gemäß dem landesbezogenen Gutachten für ausgewählte Vogelarten in Hessen (PNL 2012) lassen sich baubedingt ausgelöste Tötungen (und Störungen) vermeiden, wenn die Baufeldfreimachung und Rodung von Gehölzen außerhalb der Brut- und Fortpflanzungszeit und damit der Vegetationsperiode erfolgt (im Regelfall Ende September bis Mitte März).

Der Leitfaden zur FFH-Verträglichkeitsprüfung im Bundesfernstraßenbau (BMVBW 2004) nennt die Optimierung des Zeitplans für Baumaßnahmen (z. B. außerhalb von Brut- oder Rastzeiten von Vogelarten) als „regelmäßig in Frage kommende Maßnahme“ zur Schadensbegrenzung im Sinne des FFH-Rechts.

Laut der schleswig-holsteinischen Arbeitshilfe zur Beachtung des Artenschutzrechtes bei der Planfeststellung (LBV-SH 2013) sind Bauzeitenregelungen ein „probates Mittel zur Vermeidung baubedingter Tötungen u. a. von Brutvögeln“ und deren Einsatz stets in Betracht zu ziehen. Dabei sind die Ausschlusszeiten grundsätzlich aus dem Lebenszyklus der betroffenen Arten abzuleiten. Es wird weiterhin darauf hingewiesen, dass auf Bauzeitenregelungen verzichtet werden kann, sofern unmittelbar vor dem Baubeginn nachgewiesen wird, dass keine artenschutzrelevanten Arten geschädigt werden. Die Nachweise seien jedoch nur für begrenzte Bereiche und bestimmte Lebensräume (z. B. Tagesverstecke von Fledermäusen) mit ausreichender Sicherheit zu führen und dadurch mit dem Risiko verbunden, dass es zu unvorhergesehenen Bauverzögerungen kommt, wenn entsprechende Individuen vorgefunden werden. Zudem wird ein möglichst nahtloser Baubeginn nach der Baufeldfreiräumung empfohlen.

In der internationalen Literatur führen z. B. DREWITT & LANGSTON (2006) Bauzeitenbeschränkungen zur Vermeidung besonders konfliktreicher Zeiträume als best practice-Maßnahme für Vögel bei Windenergievorhaben auf.

Einordnung

Rodungs- und Bauzeitenbeschränkungen werden von den Gutachtern zum Schutz von Vögeln zunehmend bei Windenergievorhaben im Wald vorgesehen, wenngleich die Vorgaben hinsichtlich des Umfangs und der Differenzierung in der Praxis sehr unterschiedlich sind.

Insbesondere die Durchführung von Rodungen und Baufeldräumungen sollten stets außerhalb der Brutzeit von Vögeln erfolgen, um baubedingte Tötungen von Vögeln zu vermeiden. Eine unmittelbare Beräumung des Baufeldes nach der Rodung oder ein unmittelbarer Baubeginn können verhindern, dass die Fläche von bodenbrütenden Arten zwischenzeitlich wieder neu besiedelt wird. Der Baubeginn sollte stets vor dem Beginn der Brutzeit liegen und die Bauarbeiten möglichst ohne längere Unterbrechungen erfolgen. So können störungsempfindliche Vogelarten wäh-

rend der Bauphase ausweichen und eine zwischenzeitliche (Wieder-)Besiedelung verhindert werden. Gegebenenfalls könnten ergänzend Maßnahmen aus der Offenlandpraxis Anwendung finden (z. B. Vergrämung durch Stangen mit Flatterband bzw. regelmäßige Begehungen des Baufeldes).

Bei der Festlegung von Bauzeitenbeschränkungen sollte das jeweilig vorgefundene Artenspektrum berücksichtigt werden. Allerdings ist hierbei jeweils realistisch einzuschätzen, inwiefern die Beschränkungen angesichts der Errichtungsdauer heutiger WEA bzw. Windparks auf Waldstandorten und z. T. lagebedingt zusätzlicher Einschränkungen durch den Winter (z. B. witterungsbedingte Bau- bzw. Befahrbarkeitseinschränkungen) eingehalten werden können. Rodungszeitenbeschränkungen ersetzen bei vorhandenen Höhlenbäumen nicht eine Baumhöhlenkontrolle unmittelbar vor der Rodung bzw. ein Verschluss der Baumhöhlen bei späterer Rodung, um eine Betroffenheit von manchen Eulenarten zu verhindern (z. B. Wald-, Sperlings- und Raufußkauz).

Gutachterliche Kontrolle der Rodungs- bzw. Bauflächen

Die Kontrolle der Rodungs- und Bauflächen auf brütende Vögel bzw. Brutstätten soll der Vermeidung der Tötung und Störung von Vögeln bzw. der Vermeidung der Zerstörung von Brutstätten dienen.

Gutachtenauswertung

In sieben der 66 ausgewerteten LBPs wird die fachgutachterliche Kontrolle der Rodungs- bzw. Bauflächen auf brütende Vögel, Gelege, bzw. auf mehrjährige Brutstätten (z. B. Greifvogelhorste) als Vermeidungs- bzw. Minderungsmaßnahme genannt. Die betreffenden Gutachten stammen aus den Jahren 2012 bis 2014 und von fünf verschiedenen Gutachterbüros für Standorte in vier verschiedenen Bundesländern. In allen Vorhaben wurden zudem Rodungs- bzw. Bauzeitenbeschränkungen in den Sommermonaten vorgesehen. Allerdings wurde die Kontrolle der Rodungs- und Bauflächen bei drei der Vorhaben nur für den Fall vorgesehen, wenn die Rodungs- und Baubeschränkungen nicht eingehalten werden (können). Für sechs der Vorhaben war im LBP zudem eine Umweltbaubegleitung aufgeführt.

Leitfadenauswertung

Diese Maßnahme wird in keinem der ausgewerteten Erlasse und Leitfäden aufgeführt. Betrachtet man die Maßnahme als Teil einer Umweltbaubegleitung, ist auf das Waldpositionspapier des BFN (2011) zu verweisen, welches eine Umweltbaubegleitung bei der Errichtung von WEA auf Waldstandorten entsprechend der einschlägigen Standards generell vorsieht.

Literaturauswertung

Im Zuge der Recherche wurden keine Quellen gefunden, die sich konkret mit der gutachterlichen Kontrolle der Rodungs- und Bauflächen beschäftigen. Allerdings wird eine Umweltbaubegleitung im Zusammenhang mit Vögeln und der Errichtung von WEA auf besonders empfindlichen Standorten von DREWITT & LANGSTON (2006) als best practice-Maßnahme benannt.

Einordnung

Eine Kontrolle von Rodungs- und Bauflächen wird als Maßnahme zwar nicht in den Handreichungen der Länder aufgeführt, findet sich aber in der Praxis in einigen Projekten, zumeist als Ergänzung zu Rodungs- bzw. Bauzeitenbeschränkungen. Normalerweise kann durch die Wahl möglichst konfliktfreier Zeiträume für die Rodung und Baufeldräumung das baubedingte Tötungsrisiko für

Vögel weitestgehend minimiert werden. Wenn jedoch unsicher ist, ob sich die Rodungs- oder Bauzeitenbeschränkungen (z. B. witterungsbedingt) vollständig einhalten lassen oder es nicht ausgeschlossen ist, dass es während der Rodung oder Errichtung der WEA zu längeren Bauunterbrechungen kommt, kann eine gutachterliche Kontrolle von Rodungs- und Bauflächen empfehlenswert sein. Dies gilt umso mehr, wenn weitere Tierarten (z. B. Fledermäuse, Amphibien) betroffen sind. Eine Kartierung von Greifvogelhorsten und Höhlenbäumen sollte hingegen im Zuge der Bestandserfassung im Vorfeld erfolgen, um Konflikte möglichst durch Standortanpassungen vermeiden oder vermindern zu können. Eine Durchführung unmittelbar vor Beginn der Rodungsmaßnahmen birgt das Risiko unvorhergesehener Verzögerungen beim Bauablauf, da ein festgestellter Besatz zu einem längerfristigen Baustopp führen könnte. Um eine zwischenzeitliche (Wieder-)Ansiedelung zu verhindern könnten ergänzend Maßnahmen aus der Offenlandpraxis Anwendung finden (z. B. Vergrämung durch Stangen mit Flatterband bzw. regelmäßige Begehungen des Baufeldes).

8.5.2.3. Anlagenbezogene Vermeidungs- und Verminderungsmaßnahmen

Unattraktive Gestaltung windenergieanlagennaher Flächen

Durch die unattraktive Gestaltung und Pflege der die WEA umgebende Fläche soll die Anlockung von Greifvögeln und somit das Kollisionsrisiko verringert werden (Tötungsverbot).

Gutachtenauswertung

In neun von 66 LBPs wurden Maßnahmen zur unattraktiven Gestaltung und Pflege der WEA-Flächen für Greifvögel (und Eulen) als Verminderungsmaßnahme festgelegt. Die Maßnahmen zielten teilweise auf die Senkung der Attraktivität für Kleinsäuger als Beutetieren von Greifvögeln ab, teilweise auf die Verringerung der Einsehbarkeit WEA-naher Flächen. Bei drei Vorhaben fanden sich Ansätze, die die Flächen gleichzeitig auch unattraktiv für Fledermäuse machen sollten (vgl. entsprechende Maßnahme in Kap. 8.5.3.3). Die Gutachten stammen aus dem Zeitraum von 2010 bis 2014 und wurden von sieben Gutachterbüros für Standorte in sechs verschiedenen Bundesländern erstellt.

Bezüglich der dauerhaft baumfrei zu haltenden Kranstellfläche wird in fünf Gutachten explizit genannt, dass diese als offene Schotterflächen, weil für Kleinsäuger unattraktiv, vegetationsfrei gehalten werden sollen. Zwei Gutachten sehen die Einsaat von Schotterrasen mit Gräsern regionaler Herkunft zur Förderung von blütenbesuchenden Insekten, Kleintieren und Vögeln vor, wobei durch den Bewuchs gleichzeitig die Einsehbarkeit für Greifvögel vermindert werden soll. Als Pflegemaßnahme ist hier eine jährliche Mahd im zeitigen Frühjahr vor dem Austreiben der Pflanzen vorgesehen.[32]

Auf den nicht dauerhaft baumfrei zu haltenden Flächen sollen gemäß zweier LBPs Kurzumtriebsplantagen angelegt werden, die alle zehn Jahre abgeerntet werden. In einem weiteren Fall soll eine Bodenbedeckung durch Sukzession bzw. durch die Anlage von Hochstaudenfluren erreicht werden und in zwei weiteren Fällen durch eine zeitnahe Wiederaufforstung der nicht dauerhaft

[32] Allerdings fand sich diese Maßnahme im Zuge der von den Forschungsnehmern durchgeführten Vogelerfassungen an diesem Standort nicht umgesetzt.

baumfrei zu haltenden bzw. der umgebenden Windwurfflächen. In einem Gutachten wird die Einrichtung einer Langgraswirtschaft festgelegt mit einer Mahd alle zwei bis drei Jahre jeweils nach der Brut- und Aufzuchtzeit von Greifvögeln (nach August). Ein Gutachten nennt allgemein eine für Greifvögel so unattraktive Gestaltung, wie möglich, sowie etwaige Mahdzeitpunkte außerhalb der Aktivitätszeit von Greifvögeln. Ein weiteres Gutachten sieht eine für Greifvögel unattraktive Gestaltung anlagennaher Wildäsungsflächen und Waldwiesen vor, die im Zuge der Bestandsaufnahme nachgewiesen von Greifvögeln (Rotmilan) während der Jungenaufzuchtzeit z. T. bei der Nahrungssuche miteinbezogen wurden.

Leitfadenauswertung

Konkrete Hinweise zu einer möglichen Attraktivitätssenkung finden sich in mehreren Länderhandreichungen, wenngleich diese häufig auf das Offenland bezogen sind. Das Rundschreiben Windenergie aus Rheinland-Pfalz nennt die „Möglichkeit der Attraktivitätssenkung der Flächennutzung für tötungsgefährdete Tierarten“ und die „Vermeidung von Brutanreizen für Vögel“ (LÄNDERMINISTERIEN RHEINLAND-PFALZ 2013). Ähnlich empfiehlt der baden-württembergische Leitfaden (LUBW 2015) die Vermeidung von Anlockeffekten (z. B. künstliche Nistmöglichkeiten durch Lagerung von Baumaterial) für nicht windkraftsensible Vogelarten sowie eine unattraktive Gestaltung der unmittelbaren Mastfußumgebung in Bezug auf windkraftsensible Greifvogelarten. Auch der rheinland-pfälzische Leitfaden nennt die unattraktive Gestaltung der näheren Umgebung von WEA für kollisionsgefährdete (Greif-)Vogelarten durch z. B. Anpflanzung von Gebüschen (MULVWF 2012). Der saarländische Leitfaden sieht neben der allgemeinen Empfehlung einer im Hinblick auf die „Habitatansprüche der betroffenen Arten unattraktive Gestaltung der WEA-Umgebung“ lediglich weitere Offenlandmaßnahmen vor (MUV 2013). Der hessische Leitfaden nennt noch allgemeiner die Möglichkeit der „Minimierung des Tötungsrisikos durch Attraktivitätsveränderung der Flächennutzung“ (HMUELV & HMWVL 2012) und der Leitfaden des Niedersächsischen Landkreistages empfiehlt für eine unattraktive Gestaltung des Mastfußbereiches, dass keine Mahd oder Umbruch der Flächen erfolgen sollte (NLT 2014), was ebenfalls eher auf Offenlandstandorte ausgerichtet sein dürfte.

Literaturauswertung

Waldspezifische Studien zur Anlockung von Greifvögeln bzw. generell zur Nutzung von WEA-nahen Flächen auf Waldstandorten durch Greifvögel sind kaum bekannt. Auf Grundlage von Vorher-Nachher-Untersuchungen an einem Windpark-Projekt in Schottland, bei denen zum Bau eines Windparks 50 ha Waldflächen gerodet wurden, konstatierten WALKER *et al.* (2005), dass das bloße Vorhandensein von relativ offenen Flächen innerhalb eines Windparks offenbar keine ausreichende Motivation für die ansässigen Steinadler darstellt, diese Flächen bei der Nahrungssuche mit einzubeziehen. Die Tiere suchten allerdings stattdessen vermehrt weitere, eigens zur Weglockung und um ein Mehrfaches größere, gerodete Flächen zur Nahrungssuche auf. Dies stützt die Aussage von MAY *et al.* (2015) aus der jüngeren internationalen wissenschaftlichen Literatur, dass die Wirksamkeit habitatverändernder Maßnahmen letztlich von der dauerhaften bzw. temporären artspezifischen Bedeutung des jeweiligen Habitats abhängt.

Wissenschaftliche Studien, die sich mit der Gestaltung WEA-naher Flächen befassen, liegen ebenfalls ausschließlich für das Offenland vor und fokussieren zudem auf wenige, besonders betroffene Arten, wie z. B. den Rotmilan. HÖTKER *et al.* (2013) kamen zu dem Ergebnis, dass großflächige Schotterungen und generell Grenzstrukturen für Nahrung suchende Milane besonders attraktiv sind, was in der Empfehlung resultierte, die Schotterflächen an den WEA so klein wie möglich zu

halten und die den Mastfuß umgebenden Flächen für Rotmilane möglichst unattraktiv zu gestalten. Diese Flächen sollten vor Ende Juli (Ende der Brutzeit) weder gemäht noch umgebrochen werden.[33]

Auch das Artenhilfsprogramm Rotmilan des Landes Sachsen-Anhalt (LAU 2014) empfiehlt eine möglichst kleinflächige und unattraktive Gestaltung, z. B. durch Schotterung oder die Entwicklung höherwüchsiger ruderaler Gras-/Krautfluren. Das für Hessen erstellte Gutachten von PNL (2012) empfiehlt diesbezüglich das Anpflanzen von Gebüschen oder ungemähte Mastfußbrachen sowie ebenfalls keine Ernte oder Mahd vor Ende Juli. In einer gutachterlichen Stellungnahme im Auftrag des Hessischen Wirtschaftsministeriums zur Eignung von Maßnahmen zur Vermeidung erheblicher Beeinträchtigungen windkraftsensibler Arten in Vogelschutzgebieten wird die unattraktive Gestaltung des WEA-Umfelds als „zwingende Voraussetzung" für jedes Konzept der Kollisionsvermeidung für den Rotmilan bewertet (KIFL 2014). Die Maßnahme sollte sich im besten Fall auf den gesamten Gefahrenbereich um den Standort ausdehnen (hier 200 m, nach anderen Abschätzungen, z. B. MULVWF (2012) Rotorblattlänge plus 50 m, weitere Prüfung erforderlich). In einer aktuellen Broschüre des BUND & NABU Baden-Württemberg (BUND & NABU 2015) mit erfolgreichen, erfolgversprechenden bzw. innovativen Maßnahmen-Ansätzen findet sich ein Fallbeispiel, bei dem eine Attraktivitätssenkung durch die Anlage von Kurzumtriebsplantagen erreicht werden soll. Vom KIFL (2014) wird diese Maßnahme kritisch eingeschätzt. Kurzumtriebsplantagen würden mit ihren (Hybrid-)Arten mit bekanntem oder wenig bekanntem invasivem Verhalten (u. a. Pappel) aus Vogelschutzsicht zu einem vollständigen Funktionsverlust führen. Zudem wird eine wirtschaftliche Nutzung kleinflächiger Kurzumtriebsplantagen angezweifelt und vermutet, dass die nährstoffzehrenden Eigenschaften langfristig negative Begleiterscheinungen haben. Von daher seien andere Formen des Flächenbewuchses vorzuziehen, z. B. Gebüsche aus Brombeere, Schlehe und Holunder, die für wenig kollisionsgefährdete Vogelarten von Bedeutung sind oder auch die Entwicklung niederwaldartiger Strukturen aus einheimischen Hölzern (z. B. Hasel, Hainbuche, Linde mit Beimengungen aus Eiche, Vogelbeere, Echter Mehlbeere, Vogelkirsche und Esche), einschließlich geeigneter Pflege, dass keine horstfähigen oder für Fledermäuse attraktive Stammstärken erreicht werden (ebd.).

Hinsichtlich der Attraktivität bzw. des Einflusses von WEA auf das Vorkommen von Kleinsäugern, welches wiederum Einfluss auf die Anziehungswirkung von Greifvögeln haben könnte, sind ebenfalls nur Offenlanduntersuchungen bekannt. VOLLAND (2008) sowie SOBE (2009) stellten hierbei fest, dass die Sockelbereiche als Rückzugsraum für Kleinsäuger nur eine untergeordnete Rolle spielen. Allerdings handelte es sich hierbei um WEA mit im Anschluss an eine vollversiegelte Betonfläche um den Mastfuß mit 1-5 m Radius bzw. unmittelbar an den Mastfuß reichenden grünlandartigem Bewuchs. Schlüsse aus den begleitend durchgeführten Erfassungen von Vogelkollisionsopfern konnten zudem nicht gezogen werden.

Einordnung

Die waldspezifischen Kenntnisse zur tatsächlichen Anlockwirkung von durch WEA im Wald geschaffene Offenlandinseln sowie in diesem Zusammenhang sinnvoller oder notwendiger Maßnahmen zur unattraktiven Gestaltung WEA-naher Flächen sind gering. Dennoch ist es prinzipiell denkbar, dass insbesondere bei Waldstandorten in Halboffenlandschaften, in kleinflächigen Wäl-

[33] Ein Umbruch dürfte auf Waldstandorten keine Rolle spielen.

dern sowie bei Vorhandensein von WEA-nahen Waldwiesen und weiteren vegetationsarmen Flächen in Anlagennähe (forstwirtschaftlicher Kahlschlag) das Kollisionsrisiko für normalerweise primär im Offenland jagende Greifvögel erhöht sein kann. Hinzu kommt, dass der WEA-Projektierer und später der Betreiber meist keinen Einfluss auf das Nutzungsregime und somit die Entwicklung der Habitateigenschaften der Flächen hat, die zum Zeitpunkt der Voruntersuchungen und der Errichtung der WEA als primäres Nahrungshabitat dienen und somit für die Raumnutzung lenkende Wirkung haben. So ist es nicht ausgeschlossen, dass bei entsprechend negativer Entwicklung durch veränderte landwirtschaftliche Nutzungen, Mahdzeitpunkte oder bei allgemeiner Beuteknappheit (schlechte Mäusejahre) auch die vergleichsweise kleinflächigen WEA-Flächen zumindest temporär bei der Nahrungssuche von Greifvögeln mit einbezogen werden. Auch könnten während der Betriebszeit auftretende Windwurfereignisse oder die reguläre forstliche Nutzung in Anlagennähe (insbesondere durch Kahlschlag) in der Summe dazu führen, dass auch die WEA-Flächen vermehrt aufgesucht werden. Daher erscheint das Anstreben möglichst kleiner Schotterflächen (analog zu Offenlandstandorten) und auf den angrenzenden Flächen die Schaffung von Strukturen, die für Greifvögel schlecht einsehbar sind, durchaus sinnvoll. Die Maßnahmenwahl sollte allerdings unter Berücksichtigung der wald- und ggf. standortspezifischen Besonderheiten erfolgen, um Konflikte mit den Schutzgütern Pflanzen und Biotope sowie ggf. Fledermäusen möglichst gering zu halten.

Aufwertungen im Windenergieanlagenumfeld vermeiden

Durch die Vermeidung der Schaffung von für Vögel attraktiven Strukturen im WEA-Umfeld soll deren Anlockung und somit das Kollisionsrisiko verringert werden.

Gutachtenauswertung

In fünf von 66 LBPs wurde explizit als Vermeidungs- und Minderungsmaßnahme genannt, dass keine Strukturanreicherungen durch Pflanzungen im Vorhabengebiet vorzunehmen seien, die auf Vögel (und Fledermäuse, s. Kap. 8.5.3.3) anziehend wirken könnten. Die LBPs wurden alle von demselben Gutachterbüro für Standorte in Brandenburg in den Jahren 2012 und 2013 erstellt. In einem weiteren Vorhaben aus dem Saarland wird im Zusammenhang mit einer unattraktiven Gestaltung der WEA-Flächen (s. vorherige Maßnahme) ein Radius von mindestens 500 m um die WEA für Kompensationsmaßnahmen angegeben.

Bei der Betrachtung der in den Gutachten enthaltenen Planungen für Kompensationsmaßnahmen und CEF-Maßnahmen aller untersuchter Vorhaben wird deutlich, dass die meisten Gutachten Aufwertungsmaßnahmen nicht in unmittelbarer Anlagennähe vorsehen, ohne dies jedoch explizit als Vermeidungs- oder Minderungsmaßnahme aufzuführen. Es gibt jedoch einzelne Standorte, an denen im Rahmen der Kartierungen auf WEA-nahen Flächen bspw. Kleingewässer, Hecken, Steinhaufen o.ä. Aufwertungsmaßnahmen vorgefunden wurden (vgl. Kap. 5.2.1

Leitfadenauswertung

In einigen der Leitfäden finden sich identische allgemeine Empfehlungen, dass Strukturen, die Greifvögel (und Fledermäuse) anlocken können (Teiche, Baumreihen, Hecken), vermieden werden sollen, so im Windkrafterlass von Bayern STMUG (2011) und den Leitfäden aus Nordrhein-Westfalen MKULNV NRW (2013), Rheinland-Pfalz (MULVWF 2012) und dem Saarland (MUV 2013). Schleswig-Holstein (LANU 2008) nennt in diesem Zusammenhang Teiche, Brachen und

Habitaträndер und bezieht sich dabei auf die Empfehlungen der synoptischen Offenland-Studie von HÖTKER *et al.* (2005).

Literaturauswertung

Weitere windkraft- bzw. waldspezifische Quellen mit Bezug zur Vermeidung von vogelspezifischen Aufwertungen konnten im Zuge der Recherche nichtgefunden werden. Es sind aber entsprechende Ansätze aus der Eingriffsregelung bekannt, nach denen von Ausgleichsmaßnahmen innerhalb des spezifischen Wirkbereiches des Vorhabens abgesehen werden soll, d. h. dass diese möglichst in ausreichender Entfernung, aber noch im betroffenen Lebensraumverbund umgesetzt werden sollen (KÖPPEL *et al.* 2004). Die Arbeitshilfe Vögel und Straßenverkehr des BMVBS (GARNIEL & MIERWALD 2010) sieht z. B. vor, auf Ausgleichsmaßnahmen innerhalb von i. d. R. 100 m Abstand für verkehrsbedingt kollisionsgefährdete Vogelarten zu verzichten. Dieser Abstandswert ist jedoch aufgrund anderer betriebsbedingter Wirkfaktoren von WEA nicht auf WEA-Vorhaben übertragbar. Bei Aufwertungsmaßnahmen für Arten, die Straßenränder gezielt zur Nahrungssuche aufsuchen (z. B. Ziegenmelker, Eulen und Greifvögel) werden zudem vorsorgliche Mindestabstände von 1.000 m in Anlehnung an die windkraftspezifischen Empfehlungen der Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten in der Fassung von 2007 (LAG VSW 2007) vorgesehen.

Einordnung

Die bisherigen Kenntnisse und daraus abgeleiteten Empfehlungen stammen überwiegend aus dem Bereich von WEA im Offenland bzw. zielen eher auf die Senkung des Kollisionsrisikos für Fledermäuse ab (Vermeidung von Fledermausleitstrukturen zu den WEA). Prinzipiell dürfte jedoch für alle Maßnahmen der Konfliktbewältigung gelten, dass durch deren Umsetzung möglichst keine neuen oder zusätzlichen Beeinträchtigungen oder artenschutzrechtlichen Risiken entstehen sollten. Von daher ist es folgerichtig, dass im näheren Anlagenumfeld keine Aufwertungsmaßnahmen durchgeführt werden sollten, die mit einer Erhöhung des Kollisionsrisikos für bestimmte Arten einhergehen könnten (z. B. Nistkästen für Eulen, Schaffung attraktiver Nahrungsflächen für Greifvögel). Anstelle von Pauschallösungen sollten jedoch stets die standortspezifisch vorkommenden Arten und deren individuelle Gefährdungspotenziale durch WEA bei der Maßnahmenplanung im Fokus stehen.

Farbliche Gestaltung des unteren Turmbereiches

Die farbliche Gestaltung des unteren Turmbereiches soll der Erhöhung der Sichtbarkeit der Anlage als Hindernis für insbesondere bodennah fliegende, tagaktive Vögel (Singvögel und Hühnervögel) dienen und so das anlagenbedingte Kollisionsrisiko vermindern.

Gutachtenauswertung

Von 66 diesbezüglich auswertbaren Projekten wurde lediglich in einem LBP für einen hessischen Standort eine derartige Maßnahme explizit aufgeführt (Gutachten von 2013). Alternativ zu einer farblichen Gestaltung wurde hier die Anbringung von Greifvogelsilhouetten vorgesehen. Da Anlagen des Herstellers Enercon, die innerhalb der ausgewerteten Vorhaben den größten Anteil ausmachten (155 von 374 WEA), werksseitig einen im unteren Bereich in abgestuften Grüntönen gestalteten Turm aufweisen, ist es prinzipiell möglich, dass manche Gutachter diese Maßnahme im LBP nicht als Vermeidungs- bzw. Minderungsmaßnahme aufführen, obwohl sie dieser eine entsprechende Wirkung beimessen.

Leitfadenauswertung

Sowohl der rheinland-pfälzische Leitfaden zum Artenschutz und WEA (MULVWF 2012) als auch der entsprechende saarländische Leitfaden (MUV 2013) empfehlen generell eine farbliche Gestaltung der unteren 15-20 m des Turmes in Braun- oder Grüntönen. Der jüngere baden-württembergische Leitfaden (LUBW 2015) sieht diesbezüglich eine „dunklere Einfärbung“ vor. Der bayerische Windkrafterlass (STMUG 2011) empfiehlt diese Maßnahme explizit nur für Offenland- und Halboffenlandstandorte. Der hessische Leitfaden (HMUELV & HMWVL 2012) führt die „Farbgebung“ lediglich als Stichwort auf und verweist auf das landesbezogene Gutachten von PNL (2012) (s. folgend).

Literaturauswertung

Laut einer Analyse der Fundangaben der bundesweiten Schlagopferkartei von DÜRR (2011) sind Kollisionen mit dem Turm neben Luftverwirbelungen und Rotorschlag die dritthäufigste Todesursache für Vögel an WEA und stellen insbesondere eine Gefahr für Hühner- und Kleinvögel dar, wobei primär Arten des Offenlandes dokumentiert sind (Neuntöter, Drossel, Fasan oder Grauammer). Dabei muss prinzipiell berücksichtigt werden, dass die Zahl der WEA im Wald gegenüber denen im Offenland noch gering ist. ZELLER *et al.* (2007b) kamen bei Totfundsuchen an 126 WEA im Offenland mit bis zu 150 m hohen Anlagen unterschiedlicher Hersteller zu dem Ergebnis, dass Anlagen mit Türmen in weißer bzw. hellgrauer Farbe dreifach höhere Totfundraten aufwiesen als Anlagen mit grünlichen Anstrichen im unteren Bereich des Mastes (Anlagen des Herstellers Enercon). Nach den Auswertungen der Fundangaben durch DÜRR (2011) erfolgten Anflüge mit Todesfolge sogar ausschließlich an Türmen mit weißem Anstrich. Zu gleichen Ergebnissen kommt WORM (2014) in jüngeren Offenlanduntersuchungen, bei denen Kollisionsopfer ebenfalls ausschließlich an Anlagen mit weißen Masten gefunden wurden. Durch eine Ergänzung der Daten der Fundopferkartei der Staatlichen Vogelschutzwarte Brandenburg (Fundopfer, bei denen Mastanflug zweifelsfrei die Todesursache war), konnte die Hypothese, dass Grauammern und Neuntöter öfter mit weißlich gefärbten als mit grünlich gefärbten Masten kollidieren, statistisch gesichert werden, nicht jedoch für Fasane.

Sowohl DÜRR (2011) als auch WORM (2014) gehen von der Hypothese aus, dass durch die himmelsähnliche, helle Färbung des Mastes Vögeln eine Möglichkeit des uneingeschränkten Weiterfluges innerhalb einer ansonsten dunkleren Kulisse (ähnlich wie an spiegelnden Fenstern an Gebäuden) suggeriert wird. Diese Annahme sowie erste Funde von häufigen Waldvogelarten (DÜRR 2011) legen eine Übertragbarkeit auf den Wald nahe. Beide Autoren empfehlen auf dieser Grundlage eine entsprechende farbliche Gestaltung der unteren 15-20 m des Turmes. Nach WORM (2014) ist eine grünliche Färbung optimal. Auch das für Hessen erstellte Gutachten von PNL (2012) empfiehlt zur Vermeidung von Vogelkollisionen mit dem Turm eine farbliche Gestaltung, wobei hier wiederum mit einer grünlichen bzw. bräunlichen Färbung.

Weitere Studien belegen zwar Mastkollisionen bzw. ein erhöhtes Risiko für weitere Hühnervögel (TRAXLER *et al.* (2005) für Rebhuhn und Fasan, ZEILER & GRÜNSCHACHNER-BERGER (2009) für Birkhühner sowie PEDERSEN *et al.* (2011) für Moorschneehühner). Aus den Untersuchungen können hinsichtlich der Färbung des Turmes jedoch streng genommen keine Empfehlungen zur farblichen Gestaltung abgeleitet werden, da jeweils ausschließlich Anlagen mit weißen Türmen Gegenstand der Untersuchungen waren. Außerdem handelte es sich bei keinem der Standorte um Waldstandorte.

Bezüglich der (alternativen) Anbringung von Greifvogelsilhouetten im Turmfußbereich gibt es mittlerweile Erkenntnisse, dass eine solche Maßnahme z. B. an Fenstern von Gebäuden keine Wirksamkeit entfaltet (z.B. KLEM 1990; KOLMER 1998; TRYBUS 2003). Auch eine entsprechende Broschüre der Vogelschutzwarte Sempach (SCHMID *et al.* 2012) rät gänzlich von der Verwendung der Greifvogelsilhouetten ab, da diese von Vögeln nicht, wie angenommen, als Fressfeind erkannt werden und es weiterhin zu Vogelanprall kommt.

Einordnung

Bekannte Untersuchungen und Publikationen, die andeuten, dass die Färbung des Turmes Auswirkungen auf Kollisionen bodennah fliegender Klein- und Hühnervögel haben könnte und somit eine farbliche Gestaltung des Turmes als sinnvolle Verminderungsmaßnahme angewendet werden kann, beschränken sich bislang auf das Offenland. Eine auffällige Häufung von Totfunden von Vögeln an Waldstandorten, z. B. im Zuge von Fledermausschlagopfersuchen, ist bislang nicht bekannt geworden. Für eine Übertragung der Maßnahme auf WEA auf Waldstandorten wären zunächst weitere Studien durchzuführen. Hierbei müsste auch das spezifische Verhalten an WEA-Standorten im Wald vorkommenden Vogelarten berücksichtigt werden. Vogelarten, die z. B. bei Aufschreckung eher in Richtung heller Strukturen, wie dem Himmel, flüchten, könnten von einer farblichen Gestaltung des Turmfußes profitieren, weniger hingegen solche Arten, die eher in Richtung dunklerer Strukturen, wie z. B. Gebüsche, flüchten. Hier könnte die Wirkung gemindert sein oder sich gar umkehren. Im Rahmen dieses Vorhabens wurden Daten von Schlagopfersuchen an 78 WEA zusammengestellt, die neben einem Rotmilan sechs Funde von Singvögeln ergaben, die offenbar mit dem Mast kollidiert waren (siehe Kap 2.4.5). Hierbei ist jedoch zu berücksichtigen, dass nur ein geringer Anteil der Flächen um die Anlagen abgesucht werden konnte und zudem bei den eigenen Untersuchungen ein sehr großes Suchintervall gegeben war (ca. 10-14 Tage). Auch wenn diese Daten eine Beurteilung des Ausmaßes von Mastanflügen von Singvögeln an Waldstandorten somit nicht erlauben, zeichnet sich doch ab, dass es zumindest kein sehr auffälliges Phänomen zu sein scheint.

Farbliche Kennzeichnung der Rotorblätter

Die farbliche Kennzeichnung der Rotorblätter, die in Abhängigkeit der Anlagenhöhe eine von mehreren möglichen Varianten der Tageskennzeichnung aufgrund der Richtlinien zur Flugsicherheit darstellt, könnte gleichzeitig der Erhöhung der Sichtbarkeit der Anlage als Hindernis für tagaktive, insbesondere im Luftraum auf Rotorhöhe fliegende Vögel dienen mit dem Ziel, das Kollisionsrisiko für diese Vogelarten zu vermindern.

Gutachtenauswertung

In LBPs für fünf der 66 diesbezüglich auswertbaren Projekte wurde diese Maßnahme explizit als Verminderungsmaßnahme für den Vogelschutz und damit als Alternative zu einer Luftfahrthinderniskennzeichnung durch weißes Blitzlicht vorgesehen. Die Gutachten stammen aus dem Zeitraum von 2010 bis 2012 und wurden von zwei Gutachterbüros für Projekte in Bayern und Rheinland-Pfalz erstellt.

Leitfadenauswertung

Ausschließlich der hessische Leitfaden (HMUELV & HMWVL 2012) führt pauschal die „Farbgebung“ als Stichwort im Zusammenhang mit Vermeidungsmaßnahmen für Vögel auf und verweist auf das landesbezogene Gutachten von PNL (2012) (s. folgend).

Literaturauswertung

Hinsichtlich der Erhöhung der Sichtbarkeit der Rotoren von WEA wurden schon Anfang der 2000er Jahre Studien durchgeführt. Laboruntersuchungen an Greifvögeln lieferten zunächst vielversprechende Ergebnisse mit verschiedenen Schwarz-Weiß-Mustern, d. h. (vollflächigen) kontrastreichen Anstrichen einzelner oder mehrerer Rotorblätter (z.B. McIsaac 2001; Hodos 2003). Die Ergebnisse von Praxis-Tests sind jedoch inkonsistent (Bishop *et al.* 2003) bzw. die Maßnahmen noch gar nicht getestet (May *et al.* 2015). Eine US-amerikanische Studie, in der die Wirkung von Rotorblattanstrichen mit UV-Licht-reflektierender Farbe untersucht wurden, konnte ebenfalls keine positive Auswirkung auf die Vogelaktivität, Kollisionsrate bzw. das Kollisionsrisiko nachweisen (Young *et al.* 2003). Jüngere Untersuchungen zum Steinadler (Doyle *et al.* 2014) und anderen Greifvogelarten, u. a. Rotmilan (Lind *et al.* 2013) legen nahe, dass Greifvögel nicht UV-Lichtsensibel sind, sodass für diese Arten die Maßnahme vermutlich keine Option ist. Zeller *et al.* (2007b) konnten im Rahmen ihrer (zeitlich sehr beschränkten) Untersuchungen im Offenland lediglich geringfügig verminderte Totfundraten tagaktiver Vögel an Anlagen mit roter Flugsicherheitsmarkierung der Rotorblätter (ca. 0,21 zu ca. 0,26 Individuen pro WEA ohne farbliche Markierung) feststellen.

Interessanterweise weisen verschiedene Autoren diesem Maßnahmentyp trotz bestehender Kenntnislücken eine hohe Bedeutung zu. So führten z. B. Drewitt & Langston (2006) die Erhöhung der Sichtbarkeit der Rotorblätter als „best practice-Maßnahme“ auf, die generell bei Windenergieprojekten angewendet werden sollte. Auch im Gutachten für das hessische Wirtschaftsministerium von PNL (2012) wird die „Erhöhung der Wahrnehmbarkeit durch entsprechende kontrastreiche Färbung und Befeuerung“ als Maßnahme zur Reduzierung des Kollisionsrisikos mit „sofortige[r] Wirksamkeit“ aufgeführt. Weiterhin weisen Marques *et al.* (2014) der Erhöhung der Sichtbarkeit von WEA zur Verringerung von Vogelkollisionen ein insgesamt hohes Potenzial zu. Die beiden letztgenannten Quellen dürften sich jeweils sowohl auf die Sichtbarkeit am Tage als auch die nächtliche Sichtbarkeit von WEA beziehen.

Einordnung

Bislang gibt es keinerlei empirische Hinweise, dass eine farbliche Markierung der Rotorblätter tatsächlich zu einer signifikanten Minderung des Kollisionsrisikos für Vögel führt. Seeadler und andere Greifvögel kollidieren auch bei allerbesten Sichtbedingungen, was eher darauf hindeutet, dass die Vögel die hohe Geschwindigkeit der Rotorblätter nicht einzuschätzen vermögen – analog zu Autos und Zügen. Bezüglich dieses Maßnahmentypus wären zunächst weitere Studien erforderlich, die auf den tatsächlichen Einfluss der farblichen Markierung der Rotorblätter schließen lassen. Derzeit zeichnet sich jedoch ab, dass diese Maßnahmen keinen nennenswerten Beitrag zur Reduzierung des Kollisionsrisikos zu leisten vermögen.

Nächtliche Flugsicherheitsbefeuerung

Eine nächtliche Befeuerung bzw. deren konkrete Ausgestaltung soll das Kollisionsrisiko im Zusammenhang mit dem nächtlichen Vogelzug senken.

Gutachtenauswertung

In vier der 66 diesbezüglich auswertbaren LBPs (alle aus dem Jahr 2014) wurden Vorgaben zu einer vogelfreundlichen Befeuerung gemacht. In drei der Vorhaben wurde allgemein eine nächtliche Befeuerung zur Erhöhung der Sichtbarkeit der Anlagen und damit zur Vermeidung bzw. Verminderung von Kollisionen unter den Vermeidungs- und Verminderungsmaßnahmen aufgeführt (zwei Gutachter, Standorte in Bayern und Rheinland-Pfalz, 2011 und 2012). In einem weiteren Vorhaben wurde diese Maßnahme analog für einen Standort in Baden-Württemberg vorgesehen, jedoch explizit mit einem „Blinklicht mit niedriger Blinkfrequenz".

Leitfadenauswertung

Im Natura 2000-Leitfaden der EUROPÄISCHE KOMMISSION (2010) wird darauf hingewiesen, dass es breiter Konsens sei, dass eine Beleuchtung von Anlagen zur Reduktion des Kollisionsrisiko möglichst zu vermeiden sei, ohne dass weitere Details zu Arten(-gruppen) angegeben werden. Mit Bezug auf eine Publikation von JOHNSON *et al.* (2007) wird angegeben, dass weißes Blitzlichtfeuer weniger anziehend auf Vögel wirke als dauerhaftes oder pulsierendes rotes Licht.

Literatur

Die Auswirkungen künstlicher Beleuchtung auf Zugvögel allgemein, bei WEA und bei anderen anthropogenen Strukturen sind Gegenstand einer Vielzahl überwiegend internationaler wissenschaftlicher Veröffentlichungen und grauer Literatur. BALLASUS *et al.* (2009) fassen den Kenntnisstand unter Berücksichtigung von über 400 Quellen für Vögel (und Fledermäuse) zusammen, darunter neben überwiegend nordamerikanischen Studien zu Binnenland-WEA auch eine Reihe von Studien anderer beleuchteter vertikaler anthropogener Strukturen sowie Offshore-WEA. Demnach ergaben Auswertungen von Kollisionsopferraten aus überwiegend US-amerikanischen Studien an WEA lediglich eine leichte Tendenz zu höheren Kollisionsraten an beleuchteten gegenüber unbeleuchteten WEA. Maßgeblich auf Grundlage deutlich höherer Kollisionsraten und zahlreicher dokumentierter Massenkollisionsereignissen an US-amerikanischen Sendemasten, die mit Dauerbeleuchtung ausgestattet waren und deren Kollisionsopferraten durch einen Wechsel zu einer unterbrochenen Beleuchtung um 50-71 % gesenkt werden konnten (vgl. GEHRING *et al.* 2009), leiten BALLASUS *et al.* (2009) generelle Empfehlungen für die Flugsicherheitsbefeuerung von WEA ab. Demnach sei ein Blinklicht mit kurzer Licht- und langer Dunkelphase, was dem „Feuer W, rot" im Sinne der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift (AVV) zur Kennzeichnung von Luftfahrthindernissen (BUNDESANZEIGER 2007) entspricht, mit jeweils größtmöglicher Reduktion der Strahlungsintensität gegenüber einer Dauerbeleuchtung (Hindernisfeuer gemäß AVV) auch bei WEA vorzuziehen (BALLASUS *et al.* 2009). Zudem empfehlen die Autoren eine Synchronisierung des Blinkregimes aller WEA eines Windparks sowie die Reduktion der Beleuchtungsintensität insbesondere bei schlechten Zugbedingungen, da hier der Vogelzug in geringeren Höhen stattfindet und die Wirkung künstlicher Lichtquellen bei der Orientierung umso größer ist. Alternativ käme hier auch eine temporäre Abschaltung der WEA in Betracht (s. entsprechende Maßnahme in Kap. 8.5.2.4 Betriebsbezogene Vermeidungs- und Verminderungsmaßnahmen). Ergänzend wird eine bedarfsgesteuerte Befeuerung für sinnvoll erachtet, bei der die Befeuerung nur aktiviert wird, wenn sich Flugzeuge (oder Schiffe) den Anlagen nähern (BALLASUS *et al.* 2009). KERLINGER *et al.* (2010) bekräftigten die Empfehlungen von BALLASUS *et al.* (2009) zu einer Ausstattung mit roter, unterbrochener Befeuerung auf Basis der Auswertung von Studien aus 30 Onshore-Windparks in den USA und Kanada, da hier ebenfalls keine der registrierten Massenkollisionen an WEA mit blitzlichtartiger roter Befeuerung registriert wurden. Allerdings wurden jedoch lediglich bei vier

von 25.000 Nachsuchen überhaupt solche registriert und ob dafür jeweils tatsächlich das Beleuchtungsregime ursächlich war, lässt sich aus der Studie nicht mit Sicherheit ableiten. Auch hier bestand kein signifikanter Unterschied bei den Tötungsraten an beleuchteten und unbeleuchteten WEA (KERLINGER *et al.* 2010). Entsprechend den Empfehlungen von BALLASUS *et al.* (2009) und KERLINGER *et al.* (2010) führt der Onshore-WEA-Leitfaden des U.S. FISH & WILDLIFE SERVICE (2012) eine pulsierende Beleuchtung anstelle einer Dauerbeleuchtung als „best practice-Maßnahme" für Onshore-WEA auf.

Untersuchungen im Rahmen einer Jahresstudienarbeit an deutschen Offenland-WEA in Brandenburg resultierten ebenfalls in der Empfehlung, dass Anlagen mit dem unterbrochenen „Feuer W, rot" ausgestattet werden sollten, da diese im Gegensatz zu Anlagen mit blitzlichtartiger Befeuerung sowie gänzlich ohne Befeuerung keine Totfunde aufwiesen (ZELLER *et al.* 2007b). Allerdings war der Umfang der Studie vergleichsweise klein. Weitere Studien an deutschen Onshore-WEA, aus der sich hinsichtlich unterschiedlicher Beleuchtungsregime Erkenntnisse ableiten lassen, fehlen bislang.

MAY *et al.* (2015) weisen im Rahmen einer auf theoretischen Kriterien basierenden Effektivitäts-Bewertung von Minderungsmaßnahmen der nächtlichen Beleuchtung von WEA zur Erhöhung der Sichtbarkeit ein insgesamt höheres Wirkungspotenzial zu als einer weitestgehenden Minimierung der Beleuchtung, da zwar durch eine Minimierung einerseits der anziehende Effekt des Lichtes entfalle, andererseits aber auch die Sichtbarkeit der WEA für Vögel verringert wird. Auch im Gutachten von PNL (2012) für Hessen wird – ohne eigene empirische Untersuchungen bzw. Nennung belegender Quellen –- die Erhöhung der Wahrnehmbarkeit der WEA u. a. durch eine Befeuerung als unmittelbar wirksame Maßnahme zur Reduzierung des Kollisionsrisikos genannt. MARQUES *et al.* (2014) sehen bei den Zusammenhängen zwischen Vogelschlag bei ziehenden Vögel und der Beleuchtung von WEA nach wie vor den größten Forschungsbedarf und geben dementsprechend keine Empfehlungen hinsichtlich der Befeuerung ab. Neuartige Methoden zur Erhöhung der Sichtbarkeit von WEA, wie z. B. für den Menschen nicht sichtbare UV-Lichtlaser sind nach MAY *et al.* (2015) vielversprechend, jedoch auf Wirksamkeit in der Praxis noch nicht getestet worden.

<u>Einordnung</u>

Eine nächtliche Befeuerung ist in Deutschland derzeit bei Onshore-WEA mit einer Gesamthöhe > 100 m gemäß Allgemeiner Verwaltungsvorschrift zur Kennzeichnung von Luftfahrthindernissen (BUNDESANZEIGER 2007) vorgeschrieben. Demnach sind WEA über 100 m Gesamthöhe, die auf Waldstandorten stets überschritten werden (vgl. Abb. 80), nachts generell durch ein blinkendes Gefahrenfeuer mit einer Blink- bzw. Blitzfrequenz von 20-60 Lichtphasen pro Minute oder das sog. „Feuer w, rot" mit einer festen Taktung 1 s hell – 0,5 s dunkel – 1 s hell – 1,5 s dunkel (= 32 Lichtphasen pro Minute) auf der Gondel vorzusehen. Weiterhin sind Anlagen ab einer Gesamthöhe von 150 m, die an Waldstandorten im Binnenland auch regelmäßig überschritten werden zusätzlich durch ein dauerleuchtendes Hindernisfeuer am Turm zu kennzeichnen. Mit Änderung der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift im September 2015 sind die Feuer mehrerer WEA zu synchronisieren. Auch wird mit der Einführung der bedarfsgerechten Befeuerung die Möglichkeit geschaffen, dass die Gondelbefeuerung nur noch dann aktiv ist, wenn sich ein Luftfahrzeug der WEA nähert. Letztere Vorschrift ist nicht verpflichtend (BUNDESRAT 2015). Diese Änderungen erfolgen bei WEA an Land zur Verminderung von Störwirkungen auf den Menschen und nicht aus Gründen des Vogelschutzes.

Die Spielräume bei der nächtlichen Befeuerung sind also insgesamt begrenzt. Sie wurden durch die neuen Regelungen - insbesondere was die Einführung zum Einsatz der bedarfsgerechten Befeuerung angeht - allerdings deutlich ausgeweitet.

Aus den Darlegungen in Kap. 2.1.3 zu den Auswirkungen von WEA auf den Vogelzug folgt jedoch, dass eine nächtliche Beleuchtung von Onshore-WEA, wie sie derzeit in Deutschland Anwendung findet, offenbar keine nennenswert anlockende Wirkung auf ziehende Vögel hat. Ob unterschiedliche nächtliche Befeuerungsregime von Onshore-WEA tatsächlich Auswirkungen auf die Kollisionsrate von Vögeln haben, müsste zunächst anhand entsprechender Studien nachgewiesen werden. Nach derzeitigem Wissensstand besteht jedoch offenbar kein Bedarf für weitere diesbezügliche Vorgaben oder Modifikationen aus Gründen der Vermeidung von Kollisionsopfern.

8.5.2.4. Betriebsbezogene Vermeidungs- und Verminderungsmaßnahmen

Ausschließlich mechanische Pflege der Anlagenflächen

Durch den Verzicht auf chemische Mittel bei der Pflege der den Turmfuß umgebenden Fläche, z. B. den Einsatz von Rodentiziden zur Bekämpfung von Mäusegradationen im WEA-Umfeld, soll das Tötungsrisiko der auf den Flächen potenziell nach Nahrung suchenden Tiere (u. a. Greifvögel) minimiert werden.

Gutachtenauswertung

Die ausschließlich mechanische Pflege der die Anlage umgebenden Fläche wurde in zwölf von 66 LBPs, die von drei verschiedenen Gutachterbüros für Standorte in Hessen und Rheinland-Pfalz erstellt wurden, aufgeführt. Darunter erstellte eines der Büros allein neun Gutachten für rheinland-pfälzische Standorte. Neben einem Gutachten aus 2004 wurden die übrigen in einem Zeitraum von 2009 bis 2013 erstellt. In elf Fällen wurde die Maßnahme zum Schutz der Wildkatze und Greifvögeln vorgesehen. In einem Fall erfolgte die Festlegung der Maßnahme ohne konkreten Artbezug, wobei jedoch die Wildkatze in diesem Projekt keine Rolle spielte.

Leitfadenauswertung

In den ausgewerteten Erlassen und Leitfäden finden sich hierzu keine Vorgaben oder Empfehlungen.

Literatur

Gemäß LAU (2014) unterliegen Greifvögel als Spitzenprädatoren am Ende der Nahrungskette, die ihre Beute überwiegend auf Agrarflächen suchen und sich zudem von Aas ernähren, einem besonders hohen Kontaminations- und Vergiftungsrisiko. So sind in den vergangenen Jahren in mehreren europäischen Ländern nach dem massiven Einsatz von Pflanzenschutzmitteln und Bioziden Massensterben von Greifvögeln aufgetreten. Zur Belastung mit Rodentiziden läuft gegenwärtig eine Studie an Eulen und Greifvögeln (BROLL *et al.* 2012).

Einordnung

Die Einbeziehung von WEA-Flächen im Wald dürfte zumindest bei der Nahrungssuche von tagaktiven Greifvögeln im Vergleich zu Offenlandflächen eher von untergeordneter Natur und somit das Kontaminations- und Vergiftungspotenzial gegenüber der Agrarlandschaft wohl deutlich her-

abgesetzt sein. Ein entsprechend erhöhtes Risikopotenzial könnte jedoch im Umkehrschluss für nachts jagende Eulen bestehen (sowie für Wildkatzen, s. entsprechende Maßnahme in Kap. 8.5.4.4). Auch wenn Ergebnisse wissenschaftlicher Studien bislang fehlen, sollte vorsorglich auf den Einsatz chemischer Pflanzen- und Schädlingsbekämpfungsmittel verzichtet werden.

Betriebseinschränkungen (Abschaltzeiten)

Mittels temporärer WEA-Abschaltungen soll das Kollisionsrisiko für Vögel derart gesenkt werden, dass der Verbotstatbestand der Tötung nicht eintritt. Anders als bei Fledermäusen erfolgen etwaige Abschaltungen auf Basis von Beobachtungen (z. B. Kranichzugmonitoring) oder werden an bestimmte Bewirtschaftungsereignisse geknüpft (z. B. Rotmilan).

Gutachtenauswertung

Abschaltungen von Anlagen in Verbindung mit Mahd- bzw. Ernteereignissen zum Schutz des Rotmilans oder anderer Greifvögel wurden in keinem der ausgewerteten Vorhaben vorgesehen, da dieser Maßnahmentyp offenbar aufgrund der Lage im Wald nicht relevant war. In wenigen Vorhaben wurden jedoch zur weiteren Verringerung des Kollisionsrisikos Habitatoptimierungsmaßnahmen zur gezielten Weglockung des Rotmilans vorgenommen (s. folgende Maßnahme).

Ein Kranichzugmonitoring mit temporärer Abschaltung bei schlechten Zugbedingungen (Nebel, starke Niederschläge, kräftiger Gegenwind) während der Hauptzugtage im Frühjahr und Herbst wurde in LBPs für neun (von 66) Standorten vorgesehen. Demnach sollen auf Grundlage der Information des bestehenden Informationssystems zum Kranichzug und entsprechender fachgutachterlicher Einschätzungen die Anlagen für die Dauer der Hauptzugwelle (etwa später Nachmittag bis in die frühen Morgenstunden des nächsten Tages, auf dem Frühjahrszug einige Stunden nach vorn verschoben) abgeschaltet und parallel zur Zugrichtung ausgerichtet werden. Die Standorte mit dieser Maßnahme liegen in Rheinland-Pfalz (sechs von 25 Standorten), im Saarland (zwei von zwei) und Hessen (eine von 16). Ein Gutachten stammt bereits aus dem Jahr 2005, die übrigen aus dem Zeitraum 2010 bis 2013. Sechs unterschiedliche Gutachterbüros haben die LBPs erstellt.

Aus jährlichen Kranichmonitoringberichten, die für Vorhaben des Projektierers juwi GmbH ab 2006 fortlaufend für eine wachsende Zahl an Vorhaben erstellt werden, lässt sich ersehen, dass weitere Vorhaben in das Kranichmonitoring einbezogen werden, obwohl dies nicht im LBP aufgeführt ist. So waren z. B. im Jahr 2013 - neben den zuvor genannten sechs Standorten - weitere elf der ausgewerteten juwi-Waldstandorte in das Kranichmonitoring einbezogen. Insgesamt wurde 2013 das Monitoring für 22 juwi-Standorte in den vier Regionen Westerwald, Nahe/Nordpfälzer Bergland, Eifel/Mosel/Moselhunsrück und Hunsrück/Soonwald in Rheinland-Pfalz durchgeführt (BFL & BFF 2014). Während der Hauptzugtage im Frühjahr sowie im Herbst werden dabei das Zugverhalten sowie die Wetterlage und das Reaktionsverhalten der Kraniche von jeweils einem Beobachter pro Region überwacht. Die Hauptzugtage werden durch Abfrage von Wetterdaten, Beobachtungsmeldungen und ständigem Kontakt zu anderen Beobachtern sowie anhand gezielter Zählungen an „Vorposten“, im Herbst z. B. an Verdachtstagen vor allem in Hessen, ermittelt. Als Hauptzugtage gelten solche mit insgesamt mehr als 10 % der Individuen der westziehenden Population (ca. 20.000 Individuen). Anhand von witterungs-, tageszeit-, verhaltens- und prognoseunsicherheitsbezogenen Kriterien wird durch den jeweiligen Beobachter entschieden, ob eine Abschaltung erforderlich ist. Nach einer telefonischen Information der Leitzent-

rale des WEA-Betreibers durch den Gutachter nimmt diese die unverzügliche Abschaltung der Anlagen vor (ebd.).

Die Monitoringberichte dokumentieren, dass der weit überwiegende Anteil der beobachteten Kraniche die WEA-Standorte jährlich ungehindert passiert, allein schon aufgrund der durchschnittlichen Flughöhe von ca. 400 m (vgl. auch STEINBORN & REICHENBACH 2011). Erhebliche Beeinträchtigungen wie Zugumkehr oder -abbruch können nur äußerst selten festgestellt werden. In einigen wenigen Fällen konnten leichte Kursabweichungen sowie Höhengewinne im Geradeausflug dokumentiert werden. Die Reaktionshäufigkeit und -intensität war an den untersuchten Standorten jedoch insgesamt sehr gering. Abschaltungen erfolgten stets aus Vorsorgegründen bei entsprechendem Zugaufkommen, vorherrschenden bzw. vorhergesagten schlechten Witterungs- bzw. Sichtbedingungen, beobachteten sinkenden Flughöhen und bevorstehenden Nächten mit vermutet anhaltenden bzw. unsicherer Entwicklung der Wetterverhältnisse. Die meisten Standorte waren ausschließlich beim Herbstzug an zumeist ein bis zwei Tagen von nachmittags bis zum nächsten Morgen, in einem Jahr auch an drei Tagen und an einem Standort zusätzlich an zwei Tagen bzw. Nächten im Frühjahr betroffen. Kollisionsopfersuchen wurden nicht durchgeführt und Kollisionen in den Berichten nicht dokumentiert (ebd.).

Leitfadenauswertung

Eine Reihe der ausgewerteten Erlasse und Leitfäden nennen temporäre Abschaltungen im Zusammenhang mit der Verringerung des Tötungsrisikos für Vögel. Allgemein und ohne weitere Details tun dies der Natura 2000-Leitfaden der EUROPÄISCHE KOMMISSION (2010), das Waldpositionspapier des BFN (2011), der Leitfäden aus Hessen (HMUELV & HMWVL 2012) sowie das Rundschreiben Windenergie aus Rheinland-Pfalz (LÄNDERMINISTERIEN RHEINLAND-PFALZ 2013).

Konkret auf die Abschaltung im Zusammenhang mit einem Kranichzugmonitoring weisen die Leitfäden für Rheinland-Pfalz (MULVWF 2012) und das Saarland (MUV 2013) hin. Hiernach sind auch entsprechende Monitoringberichte während des Betriebs der UNB zu übermitteln. Der hessische Leitfaden empfiehlt diesbezüglich zwar die Durchführung entsprechender Untersuchungen, nicht jedoch explizit Abschaltungen (HMUELV & HMWVL 2012). Der baden-württembergische Maßnahmenleitfaden (LUBW 2015) nennt Abschaltungen während der Hauptzugzeiten zum Schutz von Zugvögeln und zudem im Zusammenhang mit Rastvögeln während der Rastzeiten.

Eher Offenlandstandorte betreffend werden in Verbindung mit Mahd- und z. T. weiteren landwirtschaftlichen Bearbeitungsereignissen kurzfristige Abschaltzeiten unterschiedlicher Dimension zum Schutz des Rotmilans (bzw. Greifvögel allgemein) empfohlen, so im bayerischen Windkrafterlass (STMUG 2011) sowie in den Leitfäden für Nordrhein-Westfalen (MKULNV & LANUV 2013), Rheinland-Pfalz (MULVWF 2012), dem Saarland (MUV 2013) und dem Leitfaden des Niedersächsischen Landkreistages (NLT 2014).

Literaturauswertung

Eine Literaturrecherche erfolgte primär hinsichtlich der auf Waldstandorten durchgeführten Kranichmonitorings bzw. -abschaltungen. Hinsichtlich der an Bewirtschaftungsmaßnahmen im Offenland geknüpften Abschaltungen für den Rotmilan und andere Greifvögel sei auf die Vermeidungsstudie von BULLING *et al.* (2015) verwiesen.

Auch wenn Kraniche offensichtlich eine starke Präferenz für gutes Flugwetter haben (vgl. z.B. STEINBORN & REICHENBACH 2011) wird in der Literatur diskutiert, dass Windparks insbesondere bei

während des Zuges auftretenden ungünstigen Wetterbedingungen (schlechte Sicht, starke Niederschläge oder starker Gegenwind) aufgrund entsprechend niedrigerer Flughöhen für Kraniche Hindernisse darstellen können, mit denen sie in Konflikt kommen können (KRAFT 1999; BRAUNEIS 2000). Dies dürfte auch Tötungen durch Rotorschlag nicht ausschließen, wenngleich die artspezifische Kollisionsgefährdung insgesamt als sehr gering eingeschätzt wird (vgl. LANGGEMACH & DÜRR 2015).

Gemäß dem Vogelgutachten von PNL (2012) für Hessen ist insbesondere beim Kranichzug, aufgrund des konzentrierten Zuges mit hohen Individuenzahlen über Hessen bei bestimmten Bedingungen mit stark steigendem Kollisionsrisiko zu rechnen und es soll daher durch das kurzfristige Abstellen das Kollisionsrisiko deutlich gesenkt werden. MARQUES *et al.* (2014) weisen als Ergebnis umfassender Literatur-Auswertungen der temporären Abschaltung von WEA im Zusammenhang mit dem Vogelzug allgemein ein hohes Potenzial zu.

Einordnung

Beim Kranichzug bei schlechten Witterungsbedingungen auftretende geringe Flughöhen könnten standortabhängig kurzfristig zu einem erhöhten Kollisionsrisiko an WEA führen. Von daher dürften vorsorgliche Abschaltungen, wie sie beim Kranichzugmonitoring im Zusammenhang mit zahlreichen WEA-Vorhaben im Wald (und im Offenland) im Bereich der Hauptzugrouten durchgeführt werden, eine sinnvolle Maßnahme darstellen. Bislang liegen jedoch noch keine empirischen Daten vor, dass unter den genannten Bedingungen ohne vorsorgliche Abschaltungen tatsächlich gehäufte Kollisionen ziehender Kraniche auftreten würden.

Maßnahmen zur Ablenkung bzw. Weglockung (Habitatmanagement-Maßnahmen)

Durch die Schaffung neuer Habitatelemente bzw. die Optimierung bestehender, zumeist Nahrungshabitate, sollen Individuen betriebsbedingt kollisionsgefährdeter Vogelarten in von WEA entfernte Räume gelockt und damit von WEA-nahen Flächen ferngehalten werden, um das betriebsbedingte Tötungsrisiko zu verringern.

Gutachtenauswertung

Maßnahmen zur Weglockung durch Entwicklung von Nahrungshabitaten wurden bei insgesamt sechs Vorhaben im LBP festgelegt, bei drei Vorhaben für den Schwarzstorch (drei Gutachterbüros, zwei Standorte im Saarland, einer in Hessen) und bei vier Vorhaben für den Rotmilan (drei Gutachterbüros, drei Standorte in Hessen und im Saarland).

Für den Schwarzstorch wurden in drei Vorhaben Nahrungsgewässer in Form von Flachwasserteichen und Feuchtbiotopen in WEA-fernen Bereichen neu geschaffen. In einem Fall erfolgte zur Verbesserung der Nahrungssitutation zusätzlich die Optimierung der Durchlässigkeit eines vorhandenen Fließgewässers. Die Maßnahmen sollten in allen Fällen dazu dienen, die auf den gutachterlichen Erfassungen (u. a. Raumnutzungsanalysen) basierende Einschätzung einer geringen Kollisionsgefahr weiter zu minimieren. In allen Fällen sollte die Maßnahme vor Inbetriebnahme der WEA realisiert werden. In zwei Fällen wurde im LBP ein begleitendes Monitoring in Form von Raumnutzungsbeobachtungen sowie zur Entwicklung und Frequentierung der geschaffenen bzw. optimierten Nahrungsgewässer nach Inbetriebnahme vorgesehen, deren Ergebnisse jedoch noch nicht vorliegen.

Zur Lenkung des Rotmilans in anlagenferne Bereiche wurden in den vier Vorhaben Vorgaben zur Habitataufwertung in Form der Umwandlung von Acker- in Grünland (Anbau von Luzerne bzw. Kleegrasmischungen) und zur Bewirtschaftung von Grünlandflächen durch Streifenmahd in WEA-fernen Bereichen gemacht. In zwei Fällen wurde zusätzlich ein künstlicher Luderplatz eingerichtet. In einem Fall wurde die Maßnahme mit Maßnahmen zur Attraktivitätssenkung (Mahdzeitpunkte) von Waldwiesen kombiniert, die in der Nähe der WEA lagen und vom Rotmilan während der Brutphase als Jagdflächen mit einbezogen wurden. In einem Fall wurde im LBP ein begleitendes Monitoring (Bestandsentwicklung und Raumnutzungsanalyse) des Rotmilans nach Inbetriebnahme der Anlagen vorgesehen. Auch hier liegen die Ergebnisse noch nicht vor. In einem der beiden Vorhaben mit eingerichteten Futterplätzen wurde zumindest die Annahme des Futterplatzes durch Fotofallen dokumentiert, worüber auch die Futtermenge angepasst werden konnte (MORBER 2015).

In einem Vorhaben wurde das Aufhängen von Nistkästen für den Waldkauz in einem bislang nicht besiedelten Waldgebiet mit ansonsten guten Habitateigenschaften unter den Vermeidungs- und Minimierungsmaßnahmen aufgeführt.

Leitfadenauswertung

Überwiegend allgemein gehaltene Hinweise und Empfehlungen zu Habitatoptimerungsmaßnahmen als Vermeidungs- und Minderungsmaßnahmen finden sich in den Handreichungen von Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz und dem Saarland sowie dem nicht behördlichen Leitfaden aus Niedersachsen. Der Waldleitfaden Nordrhein-Westfalens nennt als artenschutzrechtliche Vermeidungsmaßnahme allgemein die Möglichkeit der Anlage von attraktiven Nahrungshabitaten bzw. deren Optimierung abseits der WEA (MKULNV 2012). Im allgemeinen Windleitfaden Nordrhein-Westfalens (MKULNV & LANUV 2013) finden sich diese Maßnahmen mit konkretem Bezug auf im Offenland jagende Greifvögel. Darüber hinaus werden hier Hinweise auf eine mögliche passive Umsiedlung durch Habitatoptimierung und/oder -neuanlage und dadurch bedingte geringere Kollisionsrisiken gegeben. Auch das Rundschreiben Windenergie aus Rheinland-Pfalz weist auf eine mögliche Attraktivitätserhöhung von Ausweichlebensräumen für bestimmte Tierarten zur Verringerung des Tötungsrisikos hin (LÄNDERMINISTERIEN RHEINLAND-PFALZ 2013). Der rheinland-pfälzische, wie auch der saarländische Artenschutzleitfaden führen konkret die Aufwertung von Habitat- und Nahrungsflächen zur Lenkung des Rotmilans an und darüber hinaus auch eine Ablenkungsfütterung (MKULNV 2012; MUV 2013). Bei dieser wird auf eine übergangsweise Anwendung zur Überbrückung von temporären Nahrungsengpässen hingewiesen und auf eine Verortung außerhalb des als besonders konfliktreich geltenden „Tabubereiches“ von 1.500 m um die WEA-Standorte (ebd.). Der Leitfaden des niedersächsischen Landkreistages gibt ebenfalls allgemein den Hinweis auf die Aufwertung von Habitaten als Ablenkflächen (NLT 2014).

Literaturauswertung

Empirische Studien zu Ablenkungs- bzw. Weglockungsmaßnahmen mit Waldbezug finden sich bislang kaum. Einzig bekannt sind diesbezüglich Vorher-Nachher-Untersuchungen der Raumnutzung von Steinadlern durch WALKER *et al.* (2005) an einem Windparkprojekt in Schottland, bei dem zahlreiche WEA im Wald und im Offenland realisiert wurden und dabei nicht nur die windparkbedingten Rodungen, sondern zusätzlich umfangreiche Rodungen zur Ablenkung der Steinadler erfolgten. Die Untersuchungen ergaben eine Verschiebung der zur Nahrungssuche genutzten Flächen weg vom Windpark und hin zu den Ablenkungsflächen. Diese wurden nach der Rodung dreimal häufiger frequentiert als vorher. Die Windparkflächen wurden nach der Errichtung

der WEA dagegen weitestgehend gemieden, trotz der an den WEA-Standorten im Wald ja ebenfalls geschaffenen Offenlandflächen. Durch die zeitgleiche Realisierung der Errichtung der WEA und der Ablenkrodungen war allerdings nicht auszumachen, ob die Ablenkungsmaßnahme (Weglockung) oder die Errichtung bzw. das Vorhandensein der Anlagen (Meideverhalten) für die räumliche Aktivitätsverschiebung der Steinadler ursächlich war. Auch kam es daneben nicht zu einer räumlichen Verschiebung der Kernaktivitätsräume der Steinadler rund um die Neststandorte. Insgesamt konnte jedoch das Kollisionsrisiko deutlich gesenkt werden (ebd.).

Bezüglich Weglockungsmaßnahmen durch Habitataufwertungen für den Schwarzstorch als häufig bei WEA im Wald relevante Art gibt es bislang keine publizierten Studien. In einem Gutachten des Kieler Institutes für Landschaftsökologie im Auftrag des hessischen Wirtschaftsministeriums wird jedoch die Optimierung bzw. Schaffung von Nahrungshabitaten in WEA-fernen Bereichen als grundsätzlich geeignete Maßnahme zur Senkung des Kollisionsrisikos bewertet (KIFL 2014). Die Maßnahmestandorte sollten auf Grundlage von Raumnutzungsanalysen festgelegt werden und sinnvollerweise mit weiteren flankierenden Optimierungsmaßnahmen, wie z. B. der Beruhigung von Horststandorten bzw. Revierzentren in WEA-fernen Gebieten mit Schwarzstorchvorkommen etc., versehen werden. Ähnliche Maßnahmen empfiehlt der NLWKN (2010c) in seinen Vollzugshinweisen zum Schutz von Brutvogelarten.

Hinsichtlich der Nahrungshabitataufwertung zur Verringerung des Kollisionsrisikos für den Rotmilan können Erkenntnisse aktueller Offenlandstudien an telemetrierten Rotmilanen (HÖTKER *et al.* 2013) herangezogen werden. Demnach sind gemähte Luzerneflächen (ausschließlich) am Mahdtag hochattraktiv für Rotmilane und können bei Einhaltung eines bestimmten Mahdregimes (Streifenmahd von täglich 2 ha alle 5 Wochen im Zeitraum Anfang Mai bis Mitte Juli, danach keine Mahd mehr bis Ende April des kommenden Jahres) eine dauerhafte Anlockwirkung für Rotmilane entfalten, wodurch das Kollisionsrisiko wirksam gesenkt werden kann. Die daraus resultierende Flächengröße beträgt jedoch 70 ha (ebd.) und ist damit so groß, dass sie für die meisten Windparkprojekte nicht in Frage kommen dürfte.

Empirische Studien zur Wirksamkeit von Ablenkfütterungsmaßnahmen für den Rotmilan zur Senkung des Tötungsrisikos an WEA existieren wiederum nicht, wohl aber solche zu Geiern, die mittels sog. „vulture restaurants“ erfolgreich von WEA ferngehalten werden können (MARTÍNEZ-ABRAÍN *et al.* 2012). Mit Bezug auf diese Quelle geben BELLEBAUM *et al.* (2013) die Schaffung von Nahrungshabitaten in sicherer Entfernung zu WEA im Zusammenhang auch mit dem Rotmilan als mögliche Maßnahme an. Auch das Artenhilfsprogramm für den Rotmilan für Sachsen-Anhalt (LAU 2014) beschreibt die Einrichtung künstlicher Futterplätze als mögliche Maßnahme zur punktuellen und temporären Verbesserung der Nahrungssituation und gibt bzgl. der Maßnahmendurchführung ergänzende Empfehlungen. Demnach sind Futterplätze für Rotmilane besonders geeignet, weil diese Art zur Brutzeit nicht territorial ist und weite Strecken zur Nahrungsbeschaffung zurücklegt. Von Futterplätzen können somit viele Tiere gleichzeitig profitieren (ebd.). Im Gutachten von PNL (2012) wird ebenfalls auf Ablenkfütterungen als mögliche Maßnahme eingegangen, jedoch darauf hingewiesen, dass diese personalintensiv seien und deren Funktionsfähigkeit zu prüfen sei. Nach dem Gutachten des Kieler Institutes für Landschaftsökologie sind Ablenkungsfütterung sowie andere Weglockungsmaßnahmen wirksam, jedoch nur im Zusammenhang mit Maßnahmen einer unattraktiven Gestaltung des WEA-Umfeldes sinnvoll (KIFL 2014).

Internationale Literatur-Reviews, wie z. B. MARQUES *et al.* (2014) und MAY *et al.* (2015) weisen Habitatmanagementmaßnahmen als Verminderungsmaßnahmen ein hohes Potenzial zu. MAY *et*

al. (2015) weisen darauf hin, dass die Wirksamkeit habitatverändernder Maßnahmen letztlich von der dauerhaften bzw. temporären artspezifischen Bedeutung des jeweiligen Habitats abhängt.

Nach Ergebnissen aus Interviews mit Behördenvertretern einer aktuellen Studie zu Vermeidungs- und Verminderungsmaßnahmen windenergiesensibler Arten werden Habitatoptimierungsmaßnahmen in zahlreichen Windenergievorhaben und für zahlreiche Arten angewendet (BULLING *et al.* 2015). Sowohl hinsichtlich der Schaffung bzw. Aufwertung von Nahrungshabitaten für den Schwarzstorch als auch entsprechender Weglockungsmaßnahmen für den Rotmilan wird eine erfolgreiche Annahme der Maßnahme dokumentiert. Dies ist jedoch, wie ebenfalls beschrieben wird, nicht notwendigerweise gleichbedeutend mit einer Verringerung der Aktivität der betroffenen Individuen in WEA-Nähe und somit einer beabsichtigten Senkung des Kollisionsrisikos. Für viele Maßnahmen liegen (noch) überhaupt keine Einschätzungen hinsichtlich des Erfolges vor (ebd.).

Einordnung

Maßnahmen zur Ablenkung und Weglockung können art- und standortspezifisch im Einzelfall zur Minderung des Tötungsrisikos für kollisionsgefährdete Vogelarten beitragen. Für Greifvögel könnte die Wirkung solcher Maßnahmen auf vielen Waldstandorten sogar höher sein als bei WEA-Standorten im Offenland, da die vergleichsweise kleinen offenen WEA-Flächen im Wald als Nahrungshabitate gegenüber den Offenlandflächen meist nur eine geringe Anziehungskraft entfalten dürften. Eine Kombination mit einer für die betroffenen Arten möglichst unattraktiven Gestaltung der WEA-nahen Flächen ist allerdings trotzdem sinnvoll. Aufgrund von Prognoseunsicherheiten sollten Ablenkungs- und Weglockungsmaßnahmen stets mit einem begleitenden Monitoring versehen sein, das auf die tatsächliche Minderung des Kollisionsrisikos der betreffenden oder weiteren Art fokussiert (bspw. Raumnutzungsbeobachtungen). Eine erfolgreiche Anlockung durch ein optimiertes Nahrungshabitat oder der Nachweis der Annahme von Futterplätzen bedeutet nicht gleichermaßen eine Wirksamkeit der Maßnahme im Hinblick auf die Verringerung oder Vermeidung des Kollisionsrisikos. So können beispielsweise Ablenkungsmaßnahmen, insbesondere Ablenkfütterungen auch weitere Individuen der betroffenen Art aus anderen Räumen oder auch Individuen anderer Arten anlocken. Ggf. notwendige Maßnahmenanpassungen sollten durch entsprechende Auflagenvorbehalte in den Genehmigungsbescheiden unterstützt werden. Auch ist der z. T. hohe Koordinierungsaufwand, z. B. mit Flächeneigentümern bei bestimmten Bewirtschaftungsmaßnahmen, bei diesem Maßnahmentyp zu berücksichtigen.

Generell sind Maßnahmen zur Habitatverbesserung positiv zu bewerten, ob aber damit tatsächlich im jeweiligen Einzelfall auch eine Reduzierung des Tötungsrisikos im Sinne einer Weglockung aus dem Windparkbereich erreicht werden kann, dürfte meist mit nicht unbeträchtlichen Prognoseunsicherheiten verbunden sein. Hier besteht insbesondere für häufigere Arten, die aber als besonders betroffen von Kollisionen an WEA angesehen werden (z. B. Rotmilan und Mäusebussard oder Feldlerche im Offenland) ein dringender Forschungsbedarf.

Im Hinblick auf die Einrichtung von Ablenkfütterungen wird möglicherweise in Zukunft zu diskutieren sein, ob aufgrund der zunehmenden Kumulation einer steigenden Anzahl von WEA in Regionen mit besonderer Betroffenheit des Rotmilans eine solche Maßnahme nicht stärker in den Fokus genommen werden sollte. Neben einer ablenkenden Wirkung zur Verringerung von Kollisionsverlusten könnte dabei auch eine Steigerung des Bruterfolgs angestrebt werden, der verbleibende nicht vermeidbare Kollisionsverluste im Hinblick auf den Populationserhalt ausgleichen soll.

8.5.3. Fledermäuse

8.5.3.1. Standortbezogene Vermeidungs- und Verminderungsmaßnahmen

Standortwahl und Standortoptimierung

Die Wahl des Standortes einer WEA bzw. eines Windparks im Wald ist von zentraler Bedeutung für den Fledermausschutz und kann im Hinblick auf die Vermeidung und Verminderung von Beeinträchtigungen sowie der Vermeidung der Zerstörung von Lebensstätten und Jagdhabitaten sowie betriebsbedingten Tötungen wirksam sein. Durch kleinräumige Standortoptimierungen kann eine Anpassung einzelner WEA-Standorte bzw. des gesamten Windparklayouts an die Ergebnisse der Bestandserfassung vorgenommen und somit ggf. Abstände zu wichtigen Quartieren eingehalten oder die Zerstörung wertvoller Habitatstrukturen vermieden werden (siehe folgende Maßnahme sowie übergeordnetes Kapitel 8.5.1.2).

Erhalt bzw. Sicherung von (potenziellen) Quartierbäumen

Durch den Erhalt bzw. die Sicherung von (potenziellen) Quartierbäumen (z. B. Höhlenbäume oder solche mit abstehender Rinde) soll der Verlust von Fortpflanzungs- und Ruhestätten für Fledermäuse vermieden bzw. minimiert werden.

Gutachtenauswertung

In 14 von 66 LBPs wurde eine Kartierung von potenziellen Quartierbäumen bzw. Höhlenbäumen sowie deren (weitestgehende) Sicherung als Minderungsmaßnahme aufgeführt. Alle Gutachten stammen aus dem Zeitraum ab 2011 aus unterschiedlichen Bundesländern (BB, BW, BY, HE, RP und SL) und wurden von sieben unterschiedlichen Gutachtern erstellt. Alle Projekte wurden zumindest anteilig auf Waldstandorten realisiert, die Bäume entsprechenden Alters bzw. entsprechender Stammdicke aufwiesen. In sechs der Vorhaben wurde eine Verschiebung von Standorten einzelner Anlagen im LBP dokumentiert. Bei drei Projekten wurde im LBP eine Kontrolle von Baumhöhlen vor der Rodung auf Fledermausbesatz und ein Verschluss der Baumhöhlen vorgesehen, in sechs der Projekte eine Umweltbaubegleitung. In einem Fall wurde zum Schutz eines vermuteten Balzquartiers ergänzend ein 20-m-Schutzradius vorgesehen, in dem keinerlei Veränderungen vorgenommen werden sollten. Elf LBPs sahen ferner Rodungs- bzw. Bauzeitenbeschränkung während der Sommermonate vor, wenngleich sich diese Maßnahme auch bzw. z. T. explizit auf Vögel bezog.

Leitfadenauswertung

Als Vermeidungs- und Minimierungsmaßnahme nennen die Leitfäden von Rheinland-Pfalz (MULVWF 2012) sowie des Saarlandes (MUV 2013) die Ermittlung und Verortung potenzieller Quartierbäume in den Rodungsgebieten und funktional bedeutsamer Quartierbäume im Untersuchungsgebiet für folgende Arten: Großer Abendsegler und Kleinabendsegler, Rauhautfledermaus, Mopsfledermaus, Kleine und Große Bartfledermaus, Wasserfledermaus, Großes Mausohr, Mückenfledermaus, Bechsteinfledermaus, Fransenfledermaus und Braunes Langohr. Die Maßnahme wird im Kontext mit weiteren Vermeidungs- und Minderungsmaßnahmen (z. B. Verschiebung konfliktreicher Standorte) sowie weiteren Untersuchungen (z. B. Besatzkontrollen vor der Rodung) genannt. Die Leitfäden Nordrhein-Westfalens (MKULNV & LANUV 2013), Hessens (HMUELV

& HMWVL 2012) und Baden-Württembergs (LUBW 2014) führen eine Kartierung potenzieller Quartierbäume im Bereich um geplante Waldstandorte bei den Erfassungsmethoden auf, auf deren Ergebnissen basierend ggf. weitere Untersuchungen bestimmt werden. Wenngleich eine Sicherung von (potenziellen) Quartierbäumen in keinem der Leitfäden explizit genannt wird, so finden sich in allen Leitfäden zumindest Empfehlungen zur kleinräumigen Standortoptimierung zum Schutz von Fortpflanzungs- und Ruhestätten, so dass z. B. durch kleinräumige Verschiebungen von WEA eine Inanspruchnahme entsprechender Bäume vermieden werden kann.

Literaturauswertung

Ähnlich wie bei den ausgewerteten Leitfäden finden sich nur wenige Quellen, in denen konkret auf die Sicherung von Quartierbäumen eingegangen wird, so z. B. bei DIETZ *et al.* (2015) oder ansatzweise bei DIETZ *et al.* (2013), wenngleich bei letzterer eher im urbanen Kontext. Weitere Quellen widmen sich schwerpunktmäßig der Erfassung von Quartierbäumen (z.B. HURST *et al.* 2015a) oder zusätzlich zur Erfassung mit Maßnahmen, die im Kontext mit einem unvermeidbaren Verlust von Quartierbäumen stehen (z.B. KOORDINATIONSSTELLEN FÜR DEN FLEDERMAUSSCHUTZ IN BAYERN 2011).

Einordnung

Berücksichtigt man, dass zehn der ausgewerteten Vorhaben ausschließlich auf Standorten ohne bzw. mit jungem Baumbestand realisiert wurden und weitere 18 Vorhaben zumindest teilweise auf ehemaligen Schlagfluren mit ebenfalls jungem Baumbestand, so wird die Sicherung von (potenziellen) Quartierbäumen in der Praxis durchaus häufig angewendet, wenngleich sich diese Maßnahme bislang kaum explizit in den Leitfäden findet und auch in der Literatur überwiegend auf die Erfassungsmethoden fokussiert wird. Die so gewonnenen Informationen stellen allerdings eine zentrale Grundlage für die Sicherung von Quartierbäumen dar.

Wird als Standort für WEA Wald mit Bäumen entsprechenden Alters bzw. entsprechender Stammdicke gewählt, sollte eine Kartierung von potenziellen Quartierbäumen bzw. Höhlenbäumen standardmäßig durchgeführt werden (vgl. auch HURST *et al.* 2015a). Eine Sicherung dieser Bäume, z. B. durch eine Anpassung des Vorhabens (kleinräumige Verschiebung einzelner WEA-Standorte oder im Extremfall Wegfall einzelner Anlagen, vgl. Kap. 8.5.1.2) ist in diesem Zusammenhang eine empfehlenswerte Maßnahme. Darüber hinausgehend ist eine Ausweisung der betreffenden Bäume als Fledermaus- oder Habitatbäume möglich, so dass diese auch zukünftig nicht der forstlichen Nutzung unterliegen.

8.5.3.2. Baubezogene Vermeidungs- und Verminderungsmaßnahmen

Rodungs- und Bauzeitenoptimierung

Rodungs- und Bauzeitenoptimierungen bzw. -beschränkungen sollen der Vermeidung und Minimierung baubedingter Konflikte einschließlich des Risikos baubedingter Tötungen und Störungen von Fledermäusen dienen.

Gutachtenauswertung

In insgesamt 15 der 49 Vorhaben mit Rodungs- bzw. Bauzeitenbeschränkungen wird diese Maßnahme explizit auch auf Fledermäuse bezogen.[34] Allerdings werden die Beschränkungen in keinem Vorhaben nur für Fledermäuse vorgesehen, sondern stets im Zusammenhang mit Beschränkungen für Vögel oder Wildkatze. Insgesamt finden sich in den LBPs sehr unterschiedliche Vorgaben, wie nachfolgende Auflistung zeigt:

Pauschale Bauzeitenbeschränkungen

- Bau nicht in den Aktivitäts-, Fortpflanzungs- und Aufzuchtzeiten von Fledermäusen, zwei Vorhaben,
- Bau nicht in der Aktivitätszeit von Fledermäusen, sofern im Zuge fachgutachterlicher Kontrollen Quartiere nachgewiesen werden, zwei Vorhaben.

Rodungsbeschränkungen

- März bis September, vier Vorhaben,
- März bis August, ein Vorhaben,
- Monate März bis Juli, zwei Vorhaben (davon eines mit zeitnahem Baubeginn nach der Rodung)[35].

Differenziertere Bau- bzw. Rodungszeitenbeschränkungen

- März bis September, Rodung und Bau inkl. Fundament, Montagefläche und Zufahrt (ein Vorhaben), Rodung und Baufeldräumung (zwei Vorhaben),
- November bis Mitte Februar, Erd- und Felsarbeiten dürfen nur außerhalb dieses Zeitraums erfolgen, um Fledermäuse in einem vorhandenen Winterquartier zu schützen (eine WEA in einem Vorhaben mit mehreren WEA).

Leitfadenauswertung

Im Natura 2000-Leitfaden EUROPÄISCHE KOMMISSION (2010) findet sich der allgemeine Hinweis, dass Bauzeitenbeschränkungen die Bauaktivitäten auf Zeiträume beschränken können, die außerhalb der sensiblen Fortpflanzungs- und Aufzuchtzeiten von Tierarten liegen.

In den ausgewerteten Länderleitfäden nennt nur der bayerische Windkrafterlass Bauzeitenbeschränkungen im Zusammenhang mit der Abwendung artenschutzrechtlicher Verbotstatbestände, allerdings auch hier ohne konkrete Artbezüge. Der nicht behördenverbindliche Leitfaden des Niedersächsischen Landkreistages bezieht die Maßnahme konkret die Abwendung des artenschutzrechtlichen Tötungsverbots, jedoch ebenfalls ohne konkreten Artbezug. Der Waldleitfaden aus Brandenburg nennt Bauzeitenbeschränkungen lediglich im Zusammenhang mit der Eingriffsregelung, nicht jedoch mit dem Artenschutz.

Literaturauswertung

Wissenschaftliche Studien zu fledermausbezogenen Rodungs- und Bauzeitenregelungen sind weder für Windenergievorhaben (im Wald) noch für andere Vorhabentypen bekannt. Es finden sich

[34] Für weitere drei Vorhaben findet sich keine Angabe, auf welche Arten sich die Maßnahme bezieht.

[35] Der zeitnahe Baubeginn nach der Rodung dürfte sich demnach nicht auf die Fledermäuse, sondern auf die weiteren relevanten Arten (Wildkatze und ggf. Brutvögel) beziehen.

jedoch weitere Quellen, in denen Bau- bzw. Rodungszeitenbeschränkungen allgemein bzw. explizit auch für Fledermäuse empfohlen werden.

RODRIGUES *et al.* (2015) empfehlen zum Schutz von Fledermäusen für die Bauphase generell die Wahl des Zeitraumes, in der Fledermäuse nicht bzw. weniger aktiv sind bzw. sich im Winterschlaf befinden (November bis März), weisen jedoch darauf hin, dass die genaue Zeit je nach Art, geographischer Lage, aber auch in Abhängigkeit von den Wetterverhältnissen von einem Jahr zum anderen unterschiedlich sein kann. Auch gibt es kältetolerantere Arten, die im Winter aktiver sind als andere Arten. Die Autoren empfehlen überdies, auch den Rückbau der Anlagen in Zeiten möglichst geringer Fledermausaktivität vorzunehmen. MESCHEDE & HELLER (2000) weisen darauf hin, dass für Fledermausarten, die Baumhöhlen als Winterschlafquartiere nutzen (z. B. Großer Abendsegler, Kleinabendsegler und Rauhautfledermaus), auch eine Fällung in den Wintermonaten eine akute Gefährdung darstellen kann (vgl. hierzu auch die folgende Maßnahme).

Laut der schleswig-holsteinischen Arbeitshilfe zur Beachtung des Artenschutzrechtes bei der Planfeststellung (LBV-SH 2013) sind Bauzeitenregelungen ein probates Mittel zur Vermeidung baubedingter Tötungen und daher prioritär einzusetzen. Dabei sind die Ausschlusszeiten grundsätzlich aus dem Lebenszyklus der betroffenen Arten abzuleiten. Es wird weiterhin darauf hingewiesen, dass auf Bauzeitenregelungen verzichtet werden kann, sofern unmittelbar vor dem Baubeginn nachgewiesen wird, dass keine artenschutzrelevanten Arten geschädigt werden. Die Nachweise sind jedoch nur für begrenzte Bereiche und bestimmte Lebensräume (z. B. Tagesverstecke von Fledermäusen) mit ausreichender Sicherheit zu führen und sind mit dem Risiko verbunden, dass es zu unvorhergesehenen Bauverzögerungen kommt, wenn entsprechende Individuen vorgefunden werden. Der Leitfaden zur FFH-Verträglichkeitsprüfung im Bundesfernstraßenbau (BMVBW 2004) nennt die Optimierung des Zeitplans für Baumaßnahmen als regelmäßig in Frage kommende Maßnahme zur Schadensbegrenzungsmaßnahme im Sinne des FFH-Rechts.

Einordnung:

Insbesondere Rodungszeitenbeschränkungen können dazu beitragen, das bauzeitliche Tötungsrisiko für Fledermäuse zu verringern, vor allem, wenn WEA auf Waldstandorten mit älterem Baumbestand bzw. (potenziellen) Quartierbäumen errichtet werden. Die Beschränkungen können jedoch zumeist mit denen für Vögel (und Wildkatze) kombiniert werden. Rodungszeitenbeschränkungen ersetzen bei entsprechendem Quartierpotenzial nicht eine Kartierung von Quartierbäumen und ggf. eine Baumhöhlenkontrolle mit einem Verschluss von Baumhöhlen bzw. eine Baumhöhlenkontrolle unmittelbar vor der Rodung.

Besatzkontrolle von Höhlenbäumen vor der Rodung und ggf. Verschluss der Baumhöhlen

Kann die Inanspruchnahme von Höhlenbäumen als (potenzielle) Quartierbäume nicht vermieden werden, soll eine Kontrolle von Höhlenbäumen auf Fledermausbesatz baubedingte Tötungen von Fledermäusen vermeiden. Ein Verschluss der Baumhöhlen soll dazu dienen, eine erneute Besiedelung der Baumhöhlen durch Fledermäuse zu verhindern.

Gutachtenauswertung

In acht von 66 LBPs wurde diese Maßnahme aufgeführt. In einem LBP wurde lediglich die Kontrolle auf Fledermausbesatz als Maßnahme genannt ohne weitere Folgemaßnahmen, wenn dieser tatsächlich festgestellt wird. Die Gutachten stammen aus dem Zeitraum von 2012 bis 2014, aus unterschiedlichen Bundesländern (BB, BW, BY, HE, RP und SL) und wurden alle von unterschied-

lichen Gutachtern erstellt. In drei Projekten wurde eine Kartierung von Quartier- bzw. Höhlenbäumen als Minderungsmaßnahme im LBP aufgeführt. Eine Empfehlung für eine Umsiedlung oder Zwischenhälterung fand sich jedoch in keinem dieser Gutachten. In sieben der acht Vorhaben war die Durchführung einer Umweltbaubegleitung im LBP genannt. Alle LBPs sahen überdies Rodungs- bzw. Bauzeitenbeschränkung vor, wenngleich sich diese Maßnahme z. T. auch explizit auf Vögel bezog.

Leitfadenauswertung

Allein der Artenschutzleitfaden von Rheinland-Pfalz (MULVWF 2012) sieht Besatzkontrollen der Quartierbäume in den Rodungs- und Baufeldflächen unmittelbar vor der Rodung im Zusammenhang mit folgenden Arten vor: Großer Abendsegler und Kleinabendsegler, Rauhautfledermaus, Mopsfledermaus, Kleine und Große Bartfledermaus, Wasserfledermaus, Großes Mausohr, Mückenfledermaus, Bechsteinfledermaus, Fransenfledermaus und Braunes Langohr. Dabei werden jedoch keine Angaben zum Verschluss der Baumhöhlen oder weiteren Folgemaßnahmen gemacht.

Literaturauswertung

Der aktualisierte EUROBATS-Windenergieleitfaden empfiehlt vor der Beseitigung von (potenziellen) Quartieren eine entsprechende fachgutachterliche Kontrolle derselben (RODRIGUES *et al.* 2015). Quellen, die sich speziell mit dem Verschluss von Baumhöhlen zur Vermeidung von rodungsbedingten Tötungen beschäftigen, fanden sich im Rahmen der Quellenrecherche und -auswertung nicht.

Einordnung

In den meisten Leitfäden ist die Kontrolle von Baumhöhlen derzeit nicht aufgeführt. Der Verschluss von Baumhöhlen findet sich derzeit in keinem der Leitfäden. Allerdings finden sich diese Maßnahmen, auch in Kombination, in der Praxis jedoch insbesondere in den LBPs der letzten Jahre häufiger, wenn die Rodung von Höhlenbäumen nicht vermeidbar ist.

Wird eine Kontrolle von Höhlenbäumen sowie ein Verschluss der Baumhöhlen frühzeitig vor der Rodung durchgeführt, kann eine Tötung von Fledermäusen vermieden werden und die Tiere können bereits frühzeitig Ersatzquartiere aufsuchen. Dabei ist jedoch zur berücksichtigen, dass Tiere in ihren Quartieren nicht gestört werden dürfen (Störungsverbot) und eine Verschluss erst erfolgen kann, wenn diese die Lebensstätte von alleine verlassen haben, z. B. nach der Wochenstubenzeit oder der Überwinterung, und ausreichend geeignete und erreichbare Ersatzquartiere vorhanden sind. Andernfalls wäre eine artenschutzrechtliche Ausnahmegenehmigung zu erwirken. Eine Durchführung unmittelbar vor Beginn der Rodungsmaßnahmen birgt das Risiko unvorhergesehener Verzögerungen beim Bauablauf, da ein festgestellter Besatz zumindest kurzfristig zu einem Baustopp führen könnte. Baumhöhlenkontrolle und -verschluss kann Bestandteil einer Umweltbaubegleitung sein.

Bergung und Umsiedlung bzw. Zwischenhälterung von Fledermäusen in frostsicheren Winterquartierkästen

Werden im Zuge einer Besatzkontrolle von Höhlenbäumen unmittelbar vor der Rodung Fledermäuse in Baumhöhlen nachgewiesen, soll eine Bergung, Umsiedlung bzw. Zwischenhälterung der Vermeidung von baubedingten Tötungen von Fledermäusen dienen.

Gutachtenauswertung

In sechs von 66 diesbezüglich auswertbaren LBPs wurde eine derartige Maßnahme aufgeführt. In einem weiteren Fall wurde lediglich die Kontrolle auf Fledermausbesatz als Maßnahme genannt ohne weitere Folgemaßnahmen, wenn ein Besatz tatsächlich festgestellt wird. In einem Fall wurde zusätzlich zur Besatzkontrolle der Verschluss von Baumhöhlen genannt. Die Gutachten stammen aus dem Zeitraum von 2009 bis 2013 aus Hessen, Rheinland-Pfalz und Bayern. Sie wurden von sechs unterschiedlichen Gutachtern erstellt. In zwei dieser Projekte wurde auch eine Verschiebung von Standorten einzelner Anlagen dokumentiert. In jeweils nur einem LBP wurde eine Kartierung von Quartier- bzw. Höhlenbäumen und eine weitestgehende Sicherung dieser bzw. der Verschluss von Baumhöhlen als Maßnahme aufgeführt. Dies legt den Schluss nahe, dass die Umsiedlung bzw. Zwischenhälterung in den übrigen Fällen nicht als Worst Case-Maßnahme im Falle eines im Zuge der Baumhöhlenkontrolle unmittelbar vor der Rodung nicht festgestellten aber tatsächlich bestehenden Fledermausbesatzes vorgesehen wurde, sondern als Sowieso-Maßnahme. In drei LBPs war die Durchführung einer Umweltbaubegleitung genannt. Bis auf einen Fall sahen alle LBPs Rodungs- bzw. Bauzeitenbeschränkungen vor, die sich explizit auf Fledermäuse bezog.

Leitfadenauswertung

Im Rundschreiben Windenergie der LÄNDERMINISTERIEN RHEINLAND-PFALZ (2013) wird allgemein auf die „mögliche Umsiedlung von Arten“ hingewiesen, die während der Bauphase von einer bestehenden Tötungsgefahr betroffen sind. Der Artenschutzleitfaden aus Nordrhein-Westfalen (MKULNV NRW 2013) nennt Umsiedlungsmaßnahmen im Zusammenhang mit Amphibien. Es wird darauf hingewiesen, dass Umsiedlungsmaßnahmen regelmäßig mit erheblichen Unsicherheiten behaftet sind und immer mit der Gefahr der Verletzung oder gar Tötung von Tieren verbunden sind. Zudem gibt es rechtliche Unklarheiten, wie das erforderliche Fangen von Individuen artenschutzrechtlich zu beurteilen ist. So ist strittig, ob bzw. wann es ggf. einer artenschutzrechtlichen Ausnahme bedarf. Dies gilt umso mehr für die nicht nur kurzzeitige Hälterung. Es gibt demnach keine gesicherten und verallgemeinerbare Erkenntnisse.

Literaturauswertung

Im Zuge der Recherche wurden keine Quellen gefunden, die sich speziell mit der Umsiedlung bzw. Zwischenhälterung von Waldfledermäusen bzw. Baumhöhlen bewohnenden Fledermäusen beschäftigen. Im aktuellen EUROBATS-Windenergieleitfaden findet sich lediglich die allgemeine Empfehlung, dass bei der Beseitigung von Quartieren ein Fachgutachter anwesend sein sollte, der etwaige Notfallmaßnahmen vornehmen kann, um Fledermäuse nicht zu Schaden kommen zu lassen (RODRIGUES *et al.* 2015).

Einordnung

In den ausgewerteten Leitfäden sind nur in Einzelfällen Umsiedlungsmaßnahmen aufgeführt und dies nicht explizit im Zusammenhang mit Fledermäusen. In der Literatur finden sich zudem keine Quellen, die eine erfolgreiche Umsetzung solcher Maßnahmen für Baumhöhlen bewohnende Fledermäuse dokumentieren bzw. eine Umsiedlung für solche Arten empfehlen. Aufgrund der bestehenden fachlichen Kenntnislücken und rechtlichen Unsicherheiten kann diese Maßnahme gegenwärtig allenfalls als Worst Case-Maßnahme gelten, wenn sich im Zuge der Baumhöhlenkontrolle kein Besatz durch Fledermäuse nachweisen lässt und im Zuge der Rodung im Anschluss wider

Erwarten doch Fledermäuse betroffen sind. Daher sollte der Empfehlung von RODRIGUES *et al.* (2015) gefolgt werden, dass bei der unvermeidbaren Beseitigung von potenziellen Quartieren ein entsprechender Fachgutachter vor Ort sein sollte, der die notwendigen Maßnahmen zum Schutz der Fledermäuse ergreifen kann.

Optimierte Beleuchtung der Baustelle

Die Ausleuchtung der Baustelle mit insektenschonenden, nach unten abstrahlenden Lampen und dem Einsatz von Natriumdampfleuchtmitteln (gelbes Licht) anstelle von Quecksilberhochdrucklampen (weißes Licht) soll dazu dienen, dass Insekten weniger stark angezogen werden. Dadurch soll auch die Gefahr vermindert werden, dass Fledermäuse mit Baugeräten und -fahrzeugen kollidieren (Tötungsverbot).

Gutachtenauswertung

Diese Maßnahme wurde in einem der 66 LBPs (Gutachten aus 2012 für einen Standort in Rheinland-Pfalz) genannt.

Leitfadenauswertung

Diese Maßnahme wurde in keinem der ausgewerteten Erlasse und Leitfäden aufgeführt.

Literaturauswertung

Spezielle Studien zur Kollision von Fledermäusen mit Bau- oder Forstfahrzeugen im Wald sind nicht bekannt. Allerdings ist die anziehende Wirkung auf Insekten durch künstliches Licht, insbesondere kurzwelliges blaues und ultraviolettes Licht, bekannt (BRUCE-WHITE & SHARDLOW 2011; LANGEVELDE *et al.* 2011) und auch die damit verbundene indirekte Anziehung von Fledermäusen (JUNG & KALKO 2010). Dabei beschränkt sich diese Wirkung offenbar nur auf bestimmte Arten.

Nach einer Zusammenstellung von RODRIGUES *et al.* (2008) ist bei zwölf europäischen Fledermausarten bekannt, dass sie von Licht angezogen werden. Darunter fallen die folgenden Arten: Großer Abendsegler, Kleinabendsegler, Nordfledermaus, Breitflügelfledermaus, Zweifarbfledermaus, sowie die Pipistrellus-Arten (Zwergfledermaus, Rauhautfledermaus, Mückenfledermaus und Weißrandfledermaus), Alpenfledermaus und Langflügelfledermaus.

Langsam fliegende, breitflüglige Arten dagegen, wie die beiden Langohrarten (*Plecotus spec.*), Große und Kleine Hufeisennase und die Myotis-Arten, darunter Großes und Kleines Mausohr, Bechsteinfledermaus, Fransenfledermaus, Große Bartfledermaus und Wasserfledermaus, meiden künstliche Lichtquellen (BAT CONSERVATION TRUST 2014). Für diese Arten dürfte ein erhöhtes Kollisionsrisiko nicht wahrscheinlich sein. Waldtypische Arten darunter sind das Braune Langohr, das Große Mausohr, die Fransenfledermaus und die Bechsteinfledermaus. Bei einem Meideverhalten wären anstelle von möglichen Kollisionen eher mögliche Störeffekte zu betrachten.

Auch eine Studie von STONE (2013), die den Kenntnisstand zu Auswirkungen von Licht auf Fledermäuse zusammenfasst, kommt zu dem Ergebnis, dass künstliches Licht art- und verhaltensspezifisch unterschiedliche Effekte hat. Generell gilt es jedoch nach der Autorin, Insekten anziehendes Licht mit kurzen Wellenlängen und hohem UV-Anteil zu vermeiden, um damit die Anlockung von Beutetieren für Fledermäuse zu minimieren. Die Leuchtquellen sollten generell zu Boden gerichtet sein und nach oben und möglichst in Richtung des nicht auszuleuchtenden Umfelds

durch entsprechende Klappen oder Blenden abgeschirmt werden (ARIZONA GAME AND FISH DEPARTMENT 2009; BALLASUS *et al.* 2009).

RODRIGUES *et al.* (2015) empfehlen eine entsprechende Wahl des Bauzeitraums und erwähnen in diesem Zusammenhang u. a. die Minimierung von Störungen durch Lichtemissionen während der Bauphase.

Einordnung

Sofern die Bautätigkeit im Zuge der Errichtung von WEA im Wald eine künstliche Beleuchtung der Baustelle erfordert, was zumindest bei Bauarbeiten in der dunkleren Jahreszeit teilweise erforderlich ist (MAYERHOFER 2015 mdl.), dürfte eine fledermausoptimierte Beleuchtung allenfalls unter ganz bestimmten Bedingungen und auch nur zur Aktivitätszeit der Tiere zwischen (März) April und Oktober (November) erforderlich sein. Das Kollisionsrisiko mit Baumaschinen wird nach Einschätzung der Autoren insgesamt für sehr gering und damit vernachlässigbar gehalten. Durch die Beleuchtung könnten kurzfristige Störungen der lichtempfindlichen Arten im Jagdhabitat verursacht werden. Aber auch diese Störungen sind allenfalls gering, da sie einerseits nur temporär wirksam sind und andererseits – im Verhältnis zur Größe der Jagdhabitate – nur eine geringe Reichweite aufweisen. Um diese möglichen kleinräumigen Störungen weiter zu minimieren, könnten die im Straßenbau üblichen Maßnahmen angewendet werden, soweit sie dem Stand der Technik entsprechen (z. B. Verwendung insektenfreundlicher Leuchtmittel, Ausrichtung der Leuchtquellen zum Boden und Vermeidung von Abstrahlungen zu den Seiten sowie eine Abschirmung nicht auszuleuchtender Bereiche).

Kein Rückbau des WEA-Fundamentes nach der Betriebsphase

Der Verzicht auf den Rückbau des Fundamentes soll der Vermeidung einer potenziellen Störung von Fledermäusen in ihren Winterquartieren dienen.

Gutachtenauswertung

Diese Maßnahme wurde in einem einzigen der 66 LBPs (aus dem Jahr 2010 für einen hessischen Standort) aufgeführt und bezieht sich auf das Fundament einer Anlage in einem Windpark mit mehreren Anlagen. Die Anlage liegt in unmittelbarer Nähe eines bekannten Winterquartieres.

Leitfadenauswertung

Diese Maßnahme wurde in keinem der ausgewerteten Erlasse und Leitfäden aufgeführt.

Literaturauswertung

RODRIGUES *et al.* (2015) weisen darauf hin, dass Festsetzungen im Zuge der Genehmigung auch auf die Phase der Stilllegung und des Rückbaus ausdehnbar sind und nennen in diesem Zusammenhang Maßnahmen zur Verminderung von Störungen durch Lärm, Vibrationen und Licht als Störungsquelle für Fledermäuse.

Einordnung

Es ist zu erwarten, dass der Rückbau des Betonfundamentes generell mit erheblichen Lärm- und Vibrationsemissionen über einen gewissen Zeitraum verbunden ist, wodurch eine potenzielle Störwirkung nicht ausgeschlossen werden kann. Eine Unterlassung des Rückbaus steht jedoch im

Konflikt mit anderen Schutzgütern, wie z. B. Boden und Wasser sowie Biotopen und Pflanzen, weshalb auf den Fundamentrückbau nur im absoluten Ausnahmefall verzichtet werden sollte. Stattdessen könnten – wie auch bei der Bauphase – für den Rückbau bestimmte Zeitfenster vorgegeben werden, in denen die Störwirkungen möglichst gering sind.

8.5.3.3. Anlagebezogene Vermeidungs- und Verminderungsmaßnahmen

Fledermaussichere Abdichtung der Gondel

Die Abdichtung von Öffnungen und Spalten in der Gondel durch Einsatz engmaschiger Gitter, Gummilippen oder Bürsten soll eine anlagenbedingte Tötung von Fledermäusen durch Quetschungen bzw. durch das Nichtwiederauffinden von Einflugöffnungen in die Gondel verhindern.

Gutachtenauswertung

In fünf von 66 LBPs wurde eine derartige Maßnahme vorgesehen. Die Gutachten stammen aus dem Zeitraum von 2010 bis 2012 und wurden von zwei Gutachterbüros erstellt (ein Gutachter für vier Standorte in Bayern, ein weiterer für einen Standort in Nordrhein-Westfalen).

Leitfadenauswertung

Eine fledermaussichere Abdichtung von Öffnungen in der Gondel, um Einfliegen und Quetschungen vorzubeugen, sieht der bayerische Windkrafterlass (STMUG 2011) sowie die Leitfäden aus Hessen (HMUELV & HMWVL 2012), Rheinland-Pfalz (MULVWF 2012) und dem Saarland (MUV 2013) in identischer Form vor: Vergitterung mit Maschenweite max. 1 cm, alternativ durch die Verwendung von Bürsten. Möglicherweise wurde diese Maßnahme aus dem deutlich früher erschienenen Leitfaden aus Schleswig-Holstein (LANU 2008) übernommen, in dem vermutet wird, dass Fledermäuse analog zu gekippten Fenstern in Gebäuden auch durch Öffnungen in die Gondel gelangen könnten, jedoch möglicherweise nicht wieder hinaus finden, weil sie die Einschlupföffnung nicht mehr wiederfinden. Auch der Natura 2000-Leitfaden der EUROPÄISCHE KOMMISSION (2010) empfiehlt, den Anschluss zwischen Gondel und Turm hinreichend abzudichten, um Fledermäusen keine Schlafmöglichkeiten zu bieten.

Literaturauswertung

HENSEN (2004) formuliert auf der Basis der Hypothese, dass Fledermäuse an Gondeln ideale Quartiersituationen vorfinden können und an den Spaltensituationen beim morgendlichen Anlaufen der WEA getötet würden, dass zur Reduktion des Gefährdungspotenzials von Fledermäusen bei der Konstruktion von WEA auf quartierähnliche Strukturen, wie z. B. Spalten, verzichtet werden sollte. Auch in der aktualisierten Fassung des EUROBATS-Windenergie-Leitfadens wurde nunmehr der pauschale Hinweis aufgenommen, die Gondeln von WEA für Fledermäuse unzugänglich zu machen, da es Berichte über die Nutzung von Gondeln als Quartiere gäbe (RODRIGUES *et al.* 2015). Diese Berichte liegen allerdings lediglich für einige Fälle an Offshore-Windenergieanlagen vor (AHLÉN *et al.* 2007; AHLÉN 2009). Entsprechende empirische Belege für Binnenland- bzw. Waldstandorte sowie Belege, die die Tötungshypothese von Hensen bestätigen, finden sich bislang nicht.

Im Fledermausgutachten von ITN (2012) im Auftrag des hessischen Wirtschaftsministeriums sowie der Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und das Saarland wird daher diese Maßnahme als nicht wirksam eingeschätzt.

Einordnung

Obwohl die Maßnahme in einigen aktuellen Leitfäden empfohlen wird, findet man sie in der Gutachtenpraxis nur in wenigen Fällen. Dies hängt nach Erkenntnissen der Forschungsnehmer damit zusammen, dass nach überwiegender Einschätzung von Fledermausexperten ein entsprechendes Verhalten von Fledermäusen nicht gezeigt wird und somit eine Gefährdung unwahrscheinlich ist. Totfunde, die Merkmale einer Quetschung aufweisen, sind ebenso wenig bekannt, wie Totfunde innerhalb der Gondel. Für letzteres gibt es zudem Bestätigungen durch Vertreter von unabhängigen Wartungsfirmen mit langjähriger Erfahrung für Anlagen von Vestas® und GE (LINKE 2015), für Nordex, Siemens, Vestas® und Fuhrländer (PRÜTER 2015) sowie für Anlagen von DeWind, Fuhrländer, GE, NEG Micon, Nordtank, Vestas® und WindWorld (MAAßEN 2015). Teilweise wurde die Aussage getroffen, dass die entsprechenden Anlagen bereits so gebaut seien, dass es für die Fledermäuse überhaupt keine Möglichkeit gäbe, in die Gondeln hinein zu gelangen. Ein entsprechendes Eigeninteresse der Hersteller scheint u. a. aus Gründen der Betriebssicherheit plausibel. Der Hersteller Enercon bietet für den zu Lüftungs- und Kühlungszwecken erforderlichen Spalt am Übergang von drehbarer Gondel zum Turm optional entsprechende Bürstenlösungen an, die jedoch im Zweifelsfall keine unüberwindbare Hürde für kleine Fledermausarten (z. B. Zwergfledermäuse) darstellen dürften. Jedoch wurden auch in Gondeln von Enercon-Anlagen bislang keine Fledermäuse vorgefunden (ENERCON SERVICE 2015).

Fledermausfreundliche Flugsicherheitskennzeichnung

Eine fledermausfreundliche Flugsicherheitskennzeichnung soll die direkte bzw. indirekte Anziehungswirkung für Fledermäuse und damit das Kollisionsrisiko senken.

Gutachtenauswertung

In vier der 66 LBPs wurden Maßnahmen bezüglich der Flugsicherheitsbefeuerung zum Schutz der Fledermäuse aufgeführt. In zwei Gutachten aus 2013 wurde von einem Gutachterbüro für Standorte in Brandenburg mit Berufung auf DÜRR (2007) anstelle einer Befeuerung mit blitzartigem Stroboskoplicht eine „gedimmte Befeuerung“ gefordert. Ein weiterer Gutachter sieht bei zwei Vorhaben in Bayern mit Gutachten aus 2011 und 2012 die Verwendung eines roten Blinklichtes mit möglichst langer Dunkelphase zur Nachtkennung vor und nennt als Begründung „in der Fachliteratur vermutete negative Effekte von weißem Blitzlicht auf Fledermäuse“. Das weiße Blitzlicht kommt allerdings ausschließlich bei der Tageskennzeichnung zum Einsatz, so dass es hier zumindest einen fehlerhaften kausalen Zusammenhang zwischen Maßnahmenvorschlag und Begründung gibt (vgl. Literaturauswertung).

Leitfadenauswertung

Im Natura 2000-Leitfaden der EUROPÄISCHE KOMMISSION (2010) wird darauf hingewiesen, dass es breiter Konsens sei, dass eine Beleuchtung von Anlagen zur Reduktion des Kollisionsrisiko zu vermeiden sei, ohne dass weitere Details zu Arten(-gruppen) angegeben werden. In den ausgewerteten Erlassen und Leitfäden finden sich hierzu keine Vorgaben oder Empfehlungen.

Literaturauswertung:

In der in den Gutachten genannten Publikation stellt DÜRR (2007) auf Grundlage vorläufiger Ergebnisse einer Studienjahresarbeit die Vermutung auf, dass die Art der Beleuchtung möglicherweise schlagopferrelevant sei, da bei WEA mit blitzartiger Stroboskopbefeuerung (nachts rot, tagsüber weiß) etwa fünffach höhere Kollisionsraten festgestellt wurden als an solchen mit gedimmter Befeuerung. Der abschließende Bericht der Studienarbeit von Bengsch (ZELLER *et al.* 2007a) nennt in diesem Zusammenhang lediglich eine dreifach höhere Kollisionsrate, was jedoch immer noch erheblich ist. ZELLER *et al.* (2007a) konstatieren bei den beleuchteten WEA zudem höhere Totfundraten als bei den unbeleuchteten WEA. Sowohl bei DÜRR (2007) als auch bei ZELLER *et al.* (2007a) wird jedoch ergänzend darauf hingewiesen, dass es diesbezüglich weiterer Untersuchungen bedarf, insbesondere zum Einfluss weiterer standortspezifischer Parameter, die Auswirkungen auf die Kollisionsrate haben könnten.

Nach BALLASUS *et al.* (2009), die den Kenntnisstand zu Kollisionen und Lichterführung von WEA auf Fledermäuse (und Vögel) auf Basis der bis 2008 verfügbaren Literatur zusammenfassen, ist die oben genannte Studie von Zeller et al. die einzige mit derartigen Ergebnissen. In US-amerikanischen Studien konnte kein negativer Einfluss durch die Beleuchtung auf die Mortalität von Fledermäusen an WEA an Wald- und Offenlandstandorten (JOHNSON *et al.* 2003; JOHNSON *et al.* 2004; KERNS & KERLINGER 2004) bzw. keine Unterschiede zwischen den Kollisionsraten an Anlagen mit rotem Blinklicht bzw. Dauerlicht (ARNETT *et al.* 2008) festgestellt werden. BALLASUS *et al.* (2009) interpretieren die Ergebnisse zusammenfassend derart, dass möglicherweise die Verwendung einer Tageskennzeichnung mit weißem Blitzlicht negative Effekte auf Fledermäuse hat, da die bei ZELLER *et al.* (2007a) untersuchten WEA mit den höheren Kollisionsraten zusätzlich zu dem nächtlichen roten Blitzlicht ein weißes Blitzlicht am Tage aufwiesen, was jedoch teilweise bis in die Dämmerungsstunden aktiv war. Auf dieser Grundlage sowie auf Grundlage der Erkenntnisse zu den Vögeln (vgl. entsprechende Maßnahme in Kap. 8.5.2.3) empfehlen BALLASUS *et al.* (2009) eine nächtliche Befeuerung mittels Blinklicht mit möglichst kurzer Licht- und langer Dunkelphase bei größtmöglicher Reduktion der Strahlungsintensität.[36] Zusätzlich sollte die flugsicherheitsbedingte Tageskennzeichnung anstelle mit weißem Blitzlicht mittels farbiger Markierung der Rotorblätter etc. erfolgen, da ein negativer Einfluss auf die Attraktionswirkung durch das Tagesblitzlicht auf Fledermäuse nicht ausgeschlossen werden kann (ebd.). Gemäß der AVV zur Kennzeichnung von Luftfahrthindernissen besteht diesbezüglich eine Wahlmöglichkeit.

Auch jüngere, den Kenntnisstand zu Auswirkungen von Licht auf Fledermäuse allgemein zusammenfassende Studien (z.B. STONE 2013), kommen diesbezüglich zu keinen widersprüchlichen Erkenntnissen bzw. Empfehlungen. Eine neuere US-amerikanische Studie von (BENNETT & HALE 2014) mit fünfjähriger Untersuchung von Kollisionsopfern sehen ebenfalls keine Notwendigkeit der Änderung der bestehenden nächtlichen roten synchronisierten Blinklichtbefeuerung, da diese Anlagen keine signifikant höheren Kollisionsopferraten aufwiesen. Für eine Fledermausart war diese an den befeuerten Anlagen sogar signifikant geringer.

[36] Gemäß Allgemeiner Verwaltungsvorschrift zur Kennzeichnung von Luftfahrthindernissen (BUNDESANZEIGER 2007) sind WEA über 100 m Gesamthöhe nachts generell durch rotes Dauerlicht (Hindernisfeuer) am Turm und, sofern keine Blattspitzenbefeuerung erfolgt, zusätzlich entweder mit einem rot blinkendem Gefahrenfeuer mit einer Blink- bzw. Blitzfrequenz von 20-60 Hellphasen pro Minute oder mit dem sog. Feuer w, rot mit einer festen Taktung 1 s hell – 0,5 s dunkel – 1 s hell – 1,5 s dunkel und somit mit 32 Hellphasen pro Minute auf der Gondel auszustatten.

Einordnung

Bislang gibt es keinen gesicherten wissenschaftlichen Nachweis dafür, dass die derzeitigen Varianten der Flugsicherheitsbefeuerung tatsächlich einen Einfluss auf die Kollisionsopferrate von Fledermäusen haben. Hierzu wären zunächst weitere empirische Studien erforderlich. Aus Gesichtspunkten des Artenschutzes (Tötungsverbot) sind daher Maßnahmenempfehlungen auf Basis des aktuellen Kenntnisstandes nicht angezeigt. Dieser Kenntnisstand spiegelt sich auch in deutschen Leitfäden wider.

Unattraktive Gestaltung der Windenergieanlagen-Flächen

Durch die unattraktive Gestaltung und Pflege der die WEA umgebende Fläche soll die Anlockung von Fledermäusen vermindert und somit das Kollisionsrisiko verringert werden (Tötungsverbot).

Gutachtenauswertung

Für vier der 66 LBPs wurden Maßnahmen zur unattraktiven Gestaltung und Pflege der WEA-Flächen explizit auf eine Verringerung der Anlockung von Fledermäusen und die Senkung des Kollisionsrisikos bezogen (vgl. entsprechende Maßnahme Vögel). Die Gutachten stammen aus den Jahren 2013 und 2014 und wurden von drei verschiedenen Gutachterbüros für Standorte in Baden-Württemberg (zwei), Hessen und Saarland erstellt. Ein Gutachterbüro sieht für zwei Standorte eine integrierte Maßnahme für Greifvögel und Fledermäuse vor. Um die für Fledermäuse ohnehin vergleichsweise unattraktiven, gänzlich von Vegetation frei zu haltenden Schotterflächen, sollen Kurzumtriebsplantagen geschaffen werden und dabei auf die Wahl Blüten tragender Gehölze verzichtet werden, weshalb sich die Pappel besonders eignet. Dies soll die Attraktivität für Insekten und somit auch für Fledermäuse verringern. Ein weiterer Gutachter bezieht sich lediglich auf die den Turmfuß umgebende Fläche inkl. Kranstellstellfläche, die durch die Freihaltung von Vegetation für Fledermäuse möglichst unattraktiv gehalten werden soll. Im vierten Fall wird allgemein gefordert, die Fläche für Beutetiere der Fledermäuse so unattraktiv wie möglich zu gestalten. Zudem soll im unmittelbaren Umfeld der Anlagen kein Holz abgelagert werden, da dies ebenso Beutetiere anziehen könne und Holzstapel mitunter die Funktion von Zwischenquartieren haben können. Überdies wird festgelegt, dass keine Aufwertungsmaßnahmen im Umkreis von 500 m um die WEA durchgeführt werden sollen (vgl. nachfolgendes Maßnahmenkapitel).

In einem Fall wurde mit der Maßnahme zur unattraktiven Gestaltung der WEA-Flächen explizit darauf geschlossen, dass die Gefahr der Kollision mit dem Rotor nahezu ausgeschlossen werden könne. In allen weiteren Vorhaben ist eine vorgezogene Abschaltung bzw. eine Höhenerfassung mit etwaiger nachträglichen Abschaltungen vorgesehen.

Leitfadenauswertung

Konkrete Hinweise zu einer möglichen Attraktivitätssenkung finden sich lediglich in wenigen Länderhandreichungen, so im Rundschreiben Windenergie aus Rheinland-Pfalz (Möglichkeit der Attraktivitätssenkung der Flächennutzung für tötungsgefährdete Tierarten) (LÄNDERMINISTERIEN RHEINLAND-PFALZ 2013) und im hessischen Leitfaden (Minimierung des Tötungsrisikos durch Attraktivitätsveränderung der Flächennutzung) (HMUELV & HMWVL 2012). Der Leitfaden des Niedersächsischen Landkreistages empfiehlt im Bereich des Mastfußes auf die Etablierung von Gehölzen zu verzichten, um keine für Fledermäuse günstigen Bedingungen zu schaffen (NLT 2014).

Literaturauswertung

KUNZ *et al.* (2007) stellten die Hypothese auf, dass durch die Errichtung von WEA Habitattypen geschaffen werden könnten, die eine erhöhte Attraktivität für Insekten aufweisen, wodurch an Waldkanten bzw. an linearen Strukturen (z. B. Waldwegen) jagende Fledermäuse angezogen würden und somit einem erhöhten Tötungsrisiko unterliegen könnten (vgl. z.B. HORN *et al.* 2008; CRYAN & BARCLAY 2009). Allerdings sind bisher keine Studien bekannt, die diesen Zusammenhang tatsächlich bestätigen. Untersuchungen von JAMESON & WILLIS (2014) an WEA in einer Mosaiklandschaft aus Wald und Offenland ergaben z. B., dass der Anteil von Rufen, die auf ein Jagdverhalten hinweisen, an den Türmen der WEA trotz eines enormen Anstiegs der allgemeinen zugbedingten Fledermausaktivität im Herbst über den gesamten Untersuchungszeitraum geringer ausfiel als an den untersuchten Referenzstandorten.

Der EUROBATS-Windenergieleitfaden empfiehlt für alle Windenergiestandorte auf Grundlage der in der Literatur mehrfach wiederholten Anlockungshypothesen vorsorglich, dass die WEA-nahen Flächen so angelegt und unterhalten werden sollten, dass sie unattraktiv für Insekten sind bzw. eine weitestgehende Reduktion der Insektenkonzentration erreicht wird (RODRIGUES *et al.* 2015). Als Maßnahmenbeispiele werden u. a. die Vermeidung von Kraut- und Strauchvegetation auf den WEA-nahen Flächen und entlang der Zuwegung sowie von Gehölzstrukturen jeglicher Art in einem 200-m-Radius um die Anlagen aufgeführt, was auf Waldstandorten jedoch schwierig zu realisieren sein dürfte.

Einordnung

Bislang gibt es kaum Erkenntnisse zur Fledermausaktivität in Abhängigkeit der Gestaltung WEA-naher Flächen. Demnach fehlen auch empirische Nachweise, dass eine unattraktive Gestaltung der Flächen am Boden Auswirkungen auf die Fledermausaktivität in Gondelhöhe und somit das Kollisionsrisiko bzw. die reale Schlagopferzahl hat. Zwar dürften die in der Praxis vorgefundenen Maßnahmenansätze einer unattraktiven Gestaltung, die stets auch bzw. sogar prioritär auf den Schutz von Greifvögeln abzielen (siehe entsprechende Maßnahme in Kap. 8.5.2.3), kaum negative Auswirkungen auf die Fledermausfauna haben, der tatsächliche Nutzen ist jedoch ungewiss. Entsprechend kann diese Maßnahme nicht zur Vermeidung oder Kompensation von Beeinträchtigungen der Fledermäuse durch die WEA herangezogen werden. Keinesfalls kann diese Maßnahme als Begründung dafür dienen, dass keine fledermausbezogenen Abschaltungen erforderlich sind.

Aufwertungen im Windenergieanlagen-Umfeld vermeiden

Durch die Vermeidung der Schaffung von für Fledermäuse attraktiven Strukturen im WEA-Umfeld soll die Anlockung von Fledermäusen und somit das Kollisionsrisiko verringert werden.

Gutachtenauswertung

In acht von 66 LBPs ist vorgesehen, keine Strukturanreicherungen durch Pflanzungen u. ä. (z. B. im Rahmen von Kompensationsmaßnahmen) vorzunehmen, die auf Fledermäuse (und Greifvögel) anziehend bzw. als Leitlinien zu den Anlagen wirken könnten. In sieben Vorhaben bezieht sich die Maßnahme pauschal auf „das Vorhabengebiet“, in einem Fall wird ein Radius von 500 m um die WEA angegeben. Die LBPs wurden von vier Gutachterbüros für Standorte in Brandenburg, Hessen und dem Saarland in den Jahren 2009 bis 2013 erstellt. In allen Projekten sind zusätzlich entweder vorgezogene Abschaltungen oder aber Höhenerfassungen mit etwaigen nachträglichen

Abschaltungen vorgesehen. In einem LBP ist zusätzlich die unattraktive Gestaltung der WEA-Flächen als Maßnahme vorgesehen.

Leitfadenauswertung

In einigen der Leitfäden finden sich identische allgemeine Empfehlungen, dass Strukturen, die Fledermäuse (und Greifvögel) anlocken können (Teiche, Baumreihen, Hecken), vermieden werden sollen, so im Windkrafterlass von Bayern und den Leitfäden aus Nordrhein-Westfalen (MKULNV NRW 2013), Rheinland-Pfalz (MULVWF 2012) und dem Saarland (MUV 2013). Schleswig-Holstein (LANU 2008) nennt in diesem Zusammenhang Teiche, Brachen und Habitaträndер und nennt als Quelle die Literaturstudie von (HÖTKER *et al.* 2005). Der nordrhein-westfälische Leitfaden führt etwas weitergehend auf, dass „keine Nahrungshabitate oder Strukturen geschaffen werden [sollen], durch die Fledermäuse angelockt oder direkt zu den WEA hingeleitet werden“.

Literaturauswertung

Zum Einfluss von Landschaftsvariablen auf die Aktivität bzw. das Kollisionsrisiko von Fledermäusen liegen/lagen bislang nur wenige Erkenntnisse vor (s. z.B. BRINKMANN *et al.* 2011a; NIERMANN *et al.* 2011c; NIERMANN *et al.* 2012).

NIERMANN *et al.* (2012) werteten 29 nationale und internationale Quellen im Hinblick auf das Kollisionsrisiko von Fledermäusen im Wald bzw. in Korrelation zur Nähe zu Gehölzen aus. Nach den Autoren konnte im Rahmen der wenigen Arbeiten mit eigenen Primärdatenerhebungen und peer review-Prozess jeweils kein Zusammenhang zwischen Nähe zum Wald und der Anzahl der Schlagopfer (z.B. JOHNSON *et al.* 2004) bzw. der akustischen Aktivität festgestellt werden. Die einzige auf Mitteleuropa bezogene sowie auf Basis eines hinreichenden Stichprobenumfangs und der statistischen Auswertung belastbare Studie (NIERMANN *et al.* 2011c) wies allerdings einen signifikanten Zusammenhang zwischen akustischer Aktivität von Fledermäusen in Gondelhöhe (und somit dem Kollisionsrisiko) und der Nähe zu Gehölzen nach. Allerdings war der Einfluss dieser Variablen gegenüber den Witterungsbedingungen vergleichsweise deutlich geringer. Ein Abstand der WEA von 200 m zu Gehölzen führte nach dem Modell der Autoren zu einer Reduktion der Fledermausaktivität um lediglich 10-15 % im Vergleich zum Standort unmittelbar an Gehölzen. Die Auswertungen ergaben auch eine abnehmende Aktivität mit steigender Entfernung zu Feuchtgebieten, signifikant allerdings nur für einen recht großen Radius von 5.000 m um die WEA. Diesbezüglich wurde weiterer Untersuchungs- und Auswertungsbedarf konstatiert (ebd.).

Im Rahmen der Studie von NIERMANN *et al.* (2012) wurden zudem eine Reihe von Quellen zusammengetragen und diskutiert, die als Verminderungsmaßnahmen pauschale Abstände von WEA zu Wäldern bzw. zu Gehölzstrukturen enthalten. Diese Abstandsempfehlungen gehen jedoch gemäß den Autoren auf z. T. methodisch nicht einwandfreie Ableitungen zurück (z.B. DÜRR & BACH 2004; SEICHE *et al.* 2008). Gleichwohl finden sich entsprechende Empfehlungen seitdem in zahlreichen Quellen. Auch der EUROBATS-Windenergieleitfaden (RODRIGUES *et al.* 2015) empfiehlt diesbezüglich, dass neben der unattraktiven Gestaltung von WEA-Flächen (wie vor) bei allen WEA-Vorhaben keine Gehölzstrukturen, d. h. Hecken, Baum- und Strauchreihen oder Wald in einem 200-m-Radius um die Anlagen geschaffen werden solle.

Jüngere Untersuchungen von KELM *et al.* (2014) konnten im Rahmen ihrer bodenbasierten Aktivitätsuntersuchungen an Heckenstrukturen im Offenland zwar eine hohe Bindung für Fledermäuse an derartige Strukuren allgemein bestätigen. Die Aktivität ist jedoch artspezifisch und saisonal

unterschiedlich. So wurde für die genannten häufig kollidierenden Arten Abendsegler und Rauhautfledermaus während der Zug- und Schwärmzeit in den (Spät-)Sommermonaten, in der wiederum die meisten Kollisionen auftreten, festgestellt, dass hier die Aktivität weitab von Hecken eher größer ist.

Einordnung

Die Errichtung von WEA auf Waldstandorten ist in der Regel durch die erforderliche Rodung und Herstellung bzw. Verbreiterung der Zufahrt in der Regel unvermeidbar mit der Schaffung künstlicher Offenlandflächen und zusätzlicher Waldkanten verbunden, welche für eine Reihe von Fledermausarten interessante Jagd- bzw. Leitstrukturen darstellen. Eine Vermeidung linearer Gehölzanpflanzungen, wie Baumreihen oder Hecken, die als Leitstrukturen zu den Anlagen wirken könnten, wird daher bei Anlagenstandorten im Wald als Maßnahme nicht relevant sein, sondern allenfalls an WEA-Standorten im Offenland oder am unmittelbaren Waldrand.

Die Vermeidung von Habitataufwertungen im Umfeld der Anlagen hat jedoch in der Summe vermutlich keinen großen Effekt auf die Raumnutzung der kollisionsgefährdeten Fledermausarten. Diese Maßnahme ist daher nicht geeignet, das Kollisionsrisiko von Fledermäusen an WEA nennenswert zu reduzieren. Auf Standorten innerhalb des Waldes kann aus Vorsorgegründen in unmittelbarer Nähe zu den WEA auf die Schaffung von Gewässern und künstlichen Quartieren verzichtet werden.

8.5.3.4. Betriebsbezogene Vermeidungs- und Verminderungsmaßnahmen

Betriebseinschränkungen (Abschaltalgorithmen) zum Fledermausschutz einschließlich betriebsbegleitender Untersuchungen

Mittels temporärer WEA-Abschaltungen soll das Kollisionsrisiko für Fledermäuse derart gesenkt werden, dass der Verbotstatbestand der Tötung nicht eintritt, d. h. das Tötungsrisiko durch die WEA unterhalb der Signifikanzschwelle verbleibt. Dies geschieht entweder auf Grundlage pauschaler Abschaltalgorithmen mit nachträglicher Optimierung durch betriebsbegleitende bioakustische Höhenerfassungen im Gondelbereich oder durch auf Basis solcher Erfassungen nachträglich einzurichtender Abschaltzeiten. Ergänzend kommen unter bestimmten Voraussetzungen Kollisionsopfersuchen hinzu.

Gutachtenauswertung

In 21 der 66 auswertbaren LBPs wurden temporäre Abschaltungen bereits ab Inbetriebnahme der WEA vorgesehen, die dann im Rahmen zweijähriger begleitender Höhenerfassungen optimiert werden sollen. Für weitere 26 Projekte wurden Höhenerfassungen mit etwaigen nachträglichen Abschaltungen vorgeschlagen, d. h., die Anlagen laufen zunächst ohne Abschaltungen und erst in Abhängigkeit der auf den Höhenerfassungen basierenden Abschätzungen des Kollisionsrisikos werden die Anlagen ggf. einem Abschaltregime unterworfen. Für weitere 19 Projekte wurden im LBP weder pauschale Abschaltzeiten noch begleitende Höhenerfassungen festgelegt (s. Tab. 45).

Akustische Höhenerfassungen mit etwaiger nachträglicher Abschaltung werden in den ausgewerteten LBPs ab 2009 genannt.[37] Erste Projekte mit pauschalen Abschaltungen ab Inbetriebnahme und zweijährigen Anpassungen durch begleitende Höhenerfassungen finden sich in den von uns ausgewerteten Gutachten ab 2010. Im Zuge der laufenden Forschungen des RENEBAT I-Projektes und der Publikation der Ergebnisse in BRINKMANN *et al.* (2011a) hat sich der Anteil der Projekte, für die keine Abschaltung bzw. zumindest eine betriebsbegleitende Höhenerfassung vorgesehen wurde, kontinuierlich und deutlich verringert (vgl. Abb. 86). Betrachtet man nur die Gutachten aus den Jahren 2012 bis 2014, also nach der Publikation des Abschlussberichtes, so wird in nur vier von 37 Projekten keine Abschaltung vorgesehen (s. Tab. 45). In 16 Projekten werden pauschale Abschaltungen mit begleitender Höhenerfassung, in 17 Projekten betriebsbegleitende Höhenerfassungen mit der Option auf eine Abschaltung ab dem zweiten Betriebsjahr vorgesehen (zusammen 85 % der Projekte). In einem Vorhaben aus dem Saarland wird gemäß gültigem Leitfaden eine zusätzliche akustische Erfassung der Fledermausaktivitäten in Höhe unterhalb des vom Rotor überstrichenen Bereichs vorgesehen. In einem Vorhaben wird im LBP festgelegt, dass zusätzlich zur betriebsbegleitenden Höhenerfassung eine akustische Erfassung von Balzquartieren während des Herbstzuges (Juli-Oktober) erfolgen soll und die Ergebnisse zusätzlich beim Abschaltalgorithmus berücksichtigt werden sollen.

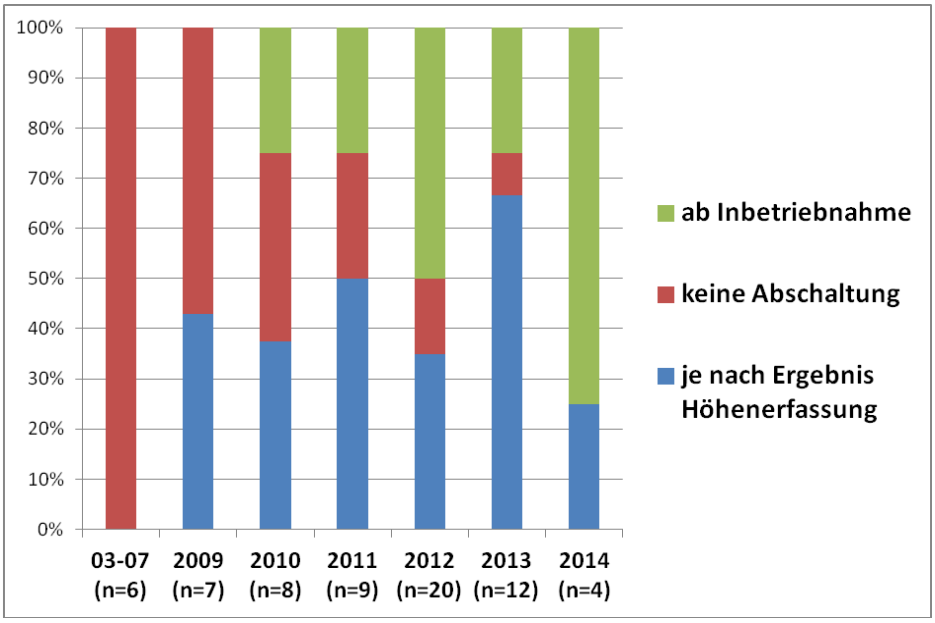


Abb. 86: Anteil von Windenergieprojekten auf Waldstandorten mit unterschiedlichen Abschalt- und Höhenaktivitätserfassungsregimen nach Jahren

Die Art der Festlegung bzgl. Abschaltungen und Aktivitätserfassungen, d. h. ob pauschale Abschaltung mit begleitender Aktivitätserfassung oder zunächst nur Aktivitätserfassung mit möglicher späterer Abschaltung, erscheint wenig bundeslandspezifisch. So finden sich in mehreren Bundesländern (Bayern, Hessen, Rheinland-Pfalz) beide Maßnahmenvarianten in den LBPs. Einzig in Gutachten für Standorte in Brandenburg findet sich, den Vorgaben des Windkrafterlasses folgend, fast ausschließlich die zweite Variante (in sieben von acht Projekten).

[37] Aus dem Jahr 2008 liegen keine LBPs vor.

In 22 bzw. 23 Projekten, d. h. über einem Drittel der auswertbaren Standorte wurden ergänzend zu Abschaltung bzw. Höhenerfassung Schlagopfersuchen vorgesehen, entsprechend den Höhenerfassungen erst in Gutachten ab 2009 (s. Tab. 45). Die Standorte liegen interessanterweise alle in Brandenburg (sieben von acht) und Rheinland-Pfalz (15 von 18, plus ein Standort je nach Ergebnissen der Höhenerfassung im ersten Jahr). Damit werden in Rheinland-Pfalz in der überwiegenden Zahl der Projekte (15, ggf. 16 von 20 im Zeitraum ab 2009) ergänzende Schlagopferopfersuchen durchgeführt. In Brandenburg ist der Anteil an Projekten mit Schlagopfersuchen noch höher (sieben der insgesamt neun auswertbaren Standorte). Allerdings ist zu berücksichtigen, dass die Hälfte der insgesamt ausgewerteten Windenergieprojekte aus den Ländern Rheinland-Pfalz und Brandenburg stammen und nur insgesamt sechs aus Ländern, deren (teilweise noch sehr junge Leitfäden) Schlagopfersuchen vorsehen (Baden-Württemberg und Saarland). Andererseits weist keiner der 16 ausgewerteten Standorte aus Hessen Schlagopfersuchen auf, obwohl diese im Leitfaden als Rahmenbedingung für Höhenerfassungen genannt sind.

Insgesamt scheint die absolute Zahl der Projekte mit begleitender Schlagopfersuche relativ hoch, zumal insbesondere bei Projekten auf Waldstandorten die Voraussetzungen für eine Schlagopfersuche mit hinreichender Aussagekraft bzw. Prognosequalität (z. B. Anteil absuchbarer Fläche) vermutlich nur eingeschränkt gegeben sein dürfte.

Tab. 45: Auswertung der LBPs hinsichtlich vorgesehener fledermausbezogener Abschaltungen bzw. betriebsbegleitender Untersuchungen

Zeitraum / Jahr	Anzahl WEA-Projekte	Projekte mit pauschaler Abschaltung und begleitender Höhenerfassung	Projekte mit Abschaltung je nach Ergebnissen der begleitenden Höhenerfassung	Keine Abschaltung, keine Höhenerfassung	Schlagopfersuche ergänzend zu Abschaltung bzw. Höhenerfassung
2003-2007	6	0	0	6	-
2009	7	0	3	4	2 von 3 (ggf. plus 1 je nach Ergebnissen der Höhenerfassung im 1. Jahr)
2010	8	2	3	3	2 von 5
2011	9	2 (+1 ohne Hinweis auf begleitende Erfassung)	4	2	5 von 7
2012	20	10	7	3	10 von 17
2013	12	3	8	1	3 von 11
2014	4	3	1	0	0 von 4
Gesamt	66	20 (21)	26	19	22 (23)

Leitfadenauswertung

Temporäre Abschaltungen werden in Leitfäden bzw. den Erlassen aller relevanten Bundesländer empfohlen. Die Ausführungen zu temporären Abschaltungen nehmen von allen Minimierungsmaßnahmen insgesamt den größten Stellenwert in den ausgewerteten Dokumenten ein. Teilweise sind dieser Maßnahme separate Kapitel oder Anhänge gewidmet. Insbesondere in den jüngeren Leitfäden wird konkret auf das Forschungsvorhaben von BRINKMANN *et al.* (2011a) verwiesen (STMUG 2011; HMUELV & HMWVL 2012; MULVWF 2012; MKULNV & LANUV 2013; MUV 2013; LUBW 2014; NLT 2014). In den Leitfäden aus Baden-Württemberg, Rheinland-Pfalz und dem

Saarland finden sich Angaben, dass die an Offenlandstandorten entwickelten Abschaltalgorithmen nicht direkt auf Waldstandorte übertragen werden können (LUBW 2014) bzw. diese möglicherweise noch für Waldstandorte spezifiziert werden müssen (MULVWF 2012; MUV 2013). Die Leitfäden aus Nordrhein-Westfalen (MKULNV & LANUV 2013) und Hessen (HMUELV & HMWVL 2012) empfehlen indes explizit eine Anwendung auch für Waldstandorte bis für diese abweichende Erkenntnisse vorliegen.

Somit werden in der Regel bei Standorten mit voraussichtlich hohen Aktivitätsdichten zunächst pauschale Abschaltzeiten für das erste Betriebsjahr festgelegt. Die für die pauschale Abschaltung angewendeten Parameter ähneln sich zwar in den meisten Bundesländern, es gibt jedoch auch größere und kleinere länderspezifische Abweichungen. So sehen Bayern, Baden-Württemberg, Hessen, Rheinland-Pfalz und das Saarland relativ einheitliche Abschaltungen vor:

Im Zeitraum vom 01.04.-31.08.

- bei Windgeschwindigkeiten unter 6 m/s und
- Temperaturen in Gondelhöhe von > 10 Grad Celsius
- zwischen 1 h vor Sonnenuntergang bis Sonnenaufgang und

im Zeitraum vom 01.09.-31.10.

- entsprechend, jedoch bereits ab 3 h vor Sonnenuntergang bis Sonnenaufgang.

Minimale Unterschiede gibt es jedoch beim Parameter Niederschlag. Während der Leitfaden Hessens „niederschlagsarme Nächte“ angibt, enthalten die übrigen hierzu keine Aussage.

Der Leitfaden aus Nordrhein-Westfalen sieht durchgängig im Zeitraum vom 01.04.-31.10. Abschaltungen bei Windgeschwindigkeiten < 6 m/s und Temperaturen < 10 °C in „Nächten ohne Niederschlag“ vor (MKULNV & LANUV 2013).

Der saarländische Leitfaden nennt im Fließtext abweichende Zeiten (genau zw. meteorologischem Sonnenuntergang und Sonnenaufgang) und eine Differenzierung der Windgeschwindigkeiten (unterhalb von 7 m/s bei möglichen Vorkommen von Großem Abendsegler, Kleinabendsegler oder Rauhautfledermaus, ansonsten unterhalb 6 m/s). In der Anlage des Leitfadens finden sich diese Abweichungen allerdings nicht wieder.

Der Leitfaden des niedersächsischen Landkreistages (NLT 2014) sieht im Falle der Betroffenheit von Abendseglern und Rauhautfledermaus vor, dass die Anlagen bei Windgeschwindigkeiten unterhalb von 7,5 m/s (ansonsten 6 m/s) abgeschaltet werden müssen. Zeitlich können die Abschaltungen das gesamte Zeitfenster zwischen Sonnenuntergang bis Sonnenaufgang umfassen.

Lediglich Brandenburg sieht gemäß derzeit gültigem Windkrafterlass (MUGV 2011b) keine Abschaltungen im ersten Betriebsjahr vor. Belegen Untersuchungen an Anlagen in Gebieten mit besonderer Bedeutung für den Fledermausschutz (gemäß TAK) hohe Fledermausaktivitäten in Gondelhöhe, so ist eine Abschaltung mit folgenden Parametern erforderlich:

Im Zeitraum von Mitte Juli bis Mitte September

- bei Windgeschwindigkeiten unter 5 m/s und
- Temperaturen in Gondelhöhe von >= 10 Grad Celsius
- zwischen 1 h vor Sonnenuntergang bis 1 h vor Sonnenaufgang
- in Nächten ohne Niederschlag.

Laut dem vergleichsweise alten Leitfaden Schleswig-Holsteins (LANU 2008) kann eine erhöhte Kollisionsgefährdung durch „wetterdifferenzierte, zeitweise Nachtabschaltung“ vermindert werden. Weitere Angaben enthält der Leitfaden nicht, da damals der Kenntnisstand noch nicht spezifisch genug war. Auch der Leitfaden der EUROPÄISCHEN KOMMISSION (2010) macht hier eher allgemeine Vorgaben, z. B. während Wanderungszeiten von Fledermäusen, insbesondere von August bis Oktober und während windschwacher Wetterverhältnisse.

Gemäß der Leitfäden für Baden-Württemberg, Nordrhein-Westfalen und Hessen kann unter der Bedingung hinreichend genauer Voruntersuchungen, z. B. an Windmessmasten (LUBW 2014) oder an bestehenden Anlagen bei beabsichtigter Erweiterung eines Windparks oder einem Repowering (HMUELV & HMWVL 2012; MKULNV & LANUV 2013) anstelle pauschaler Abschaltzeiten bereits von Beginn an ein anlagenspezifisches Abschaltregime festgelegt werden. Auf Grundlage von detaillierten Voruntersuchungen im Rahmen der Genehmigungsplanung abgestimmter art- und vorkommenspezifischer Abschaltszenarios kann dann gemäß dem nordrhein-westfälischen Windenergieleitfaden sogar auf begleitende bioakustische Aktivitätsmessungen mit etwaiger Anpassung der Abschaltalgorithmen verzichtet werden (MKULNV & LANUV 2013).

Ansonsten erfolgt während des ersten Betriebsjahres parallel zu den pauschalen Abschaltzeiten eine Höhenerfassung der Fledermausaktivität auf Gondelniveau, die dann als Grundlage für anlagenspezifische Abschaltparameter für das zweite Betriebsjahr herangezogen wird. Während des zweiten Betriebsjahres erfolgt erneut eine parallele Aktivitätserfassung, auf dessen Grundlage dann für ab dem dritten Betriebsjahr der für die Betriebszeit der Anlage(n) anzuwendende Algorithmus berechnet wird (Leitfäden aus Baden-Württemberg, Bayern, Hessen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz und Saarland).[38] Im Saarland wird auf Waldstandorten zusätzlich noch eine Aktivitätsmessung am Turm in Höhe kurz unterhalb des tiefsten vom Rotor überstrichenden Bereichs empfohlen, um zusätzliche Aktivitätsinformationen zu erhalten und diese bei der Festlegung von Abschaltalgorithmen berücksichtigen zu können.

Weitere Unterschiede bei den Vorgaben gibt es bei der Zahl der Anlagen pro Windpark, an denen begleitende Höhenaktivitätsmessungen erfolgen sollen. Bayern, Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland sehen bei Windparks bis zu zehn Anlagen (Hessen und Saarland vier bis zehn WEA) vor, dass zwei Anlagen beprobt werden sollen und pro weitere fünf Anlagen eine weitere. Baden-Württemberg sieht eine Höhenerfassung pro angefangene drei WEA in Windparks bis zehn WEA vor und in Windparks über zehn Anlagen pro weitere fünf WEA eine weitere.

Die Einstellung des Abschaltalgorithmus erfolgt derart, dass ein Schwellenwert an Schlagopfern je Anlage und Jahr nicht überschritten wird, wobei die Leitfäden hier wiederum unterschiedliche Vorgaben enthalten. Während Baden-Württemberg, Bayern, Hessen, Rheinland-Pfalz und das Saarland weniger als zwei getötete Individuen gleich welcher Art vorgeben und auch Schleswig-Holstein Abschaltungen ab mehr als einem getötetem Individuum vorsieht, nimmt Brandenburg eine artspezifische Differenzierung vor. So wird jeweils ein getötetes Individuum bei Abendsegler und Rauhautfledermaus pro Anlage und Jahr noch als vertretbar angesehen, zwei Individuen der Zwergfledermaus sowie jeweils 0,5 Individuen des Kleinabendseglers und der Zweifarbfleder-

[38] Im bayerischen Erlass sowie in den ergänzenden fachlichen Erläuterungen von LFU (2013) wird als Rahmenbedingung für die begleitende Höhenerfassung der Betrieb der Erfassungsgeräte bereits ab dem 15.03. vorgegeben.

maus.[39] Die Leitfäden aus Nordrhein-Westfalen und Niedersachsen verzichten auf die Angabe von Schwellenwerten.

Eine regelmäßige betriebsbegleitende Validierung der Abschaltalgorithmen empfiehlt lediglich der Leitfaden aus Baden-Württemberg (alle drei Jahre).

Schlagopfersuchen werden derzeit überwiegend als Ergänzung zu akustischen Erfassungen für besonders risikoträchtige Standorte im Einzelfall empfohlen, so in Brandenburg in „Gebieten mit besonderer Bedeutung für den Fledermausschutz“ nach (MUGV 2011b), darüber hinaus in Baden-Württemberg, Rheinland-Pfalz und dem Saarland. Der Leitfaden aus Baden-Württemberg verweist als einziger explizit auf die Voraussetzung günstiger Nachsuchbedingungen. Während der hessische Leitfaden (HMUELV & HMWVL 2012) das Schlagopfermonitoring mit Abtragratenanalyse noch als „Rahmenbedingung für Gondelmonitoring“ nennt, empfiehlt der Leitfaden des Niedersächsischen Landkreistages dies nur stark eingeschränkt. Der Leitfaden aus Nordrhein-Westfalen geht davon aus, dass eine Schlagopfersuche aus Aufwandsgründen generell nicht beauflagbar ist (MKULNV & LANUV 2013).

Literaturauswertung:

Nationale und internationale Studien zeigen, dass betriebliche Regulierungen von WEA, wie z. B. die Erhöhung der Anlaufwindgeschwindigkeit (sog. cut-in wind speed), und/oder das aktive Abbremsen der Rotordrehgeschwindigkeit unterhalb bestimmter Windgeschwindigkeiten (sog. blade feathering) die Tötung von Fledermäusen um mehr als 50 % reduzieren können (BAERWALD *et al.* 2009; ARNETT *et al.* 2011; ARNETT *et al.* 2013).

Im Rahmen des deutschen Forschungsprojektes RENEBAT I (BRINKMANN *et al.* 2011a) konnte nachgewiesen werden, dass ein Zusammenhang zwischen akustischer Aktivität von Fledermäusen in Gondelhöhe und der Anzahl gefundener Schlagopfer besteht. Auf dieser Basis konnte das Schlagrisiko von Fledermäusen an WEA standortspezifisch quantifiziert und durch entsprechende Abschaltalgorithmen unter Einbeziehung der Jahres- und Tageszeit, witterungsbezogener sowie aktivitätsbezogener Parameter standort- bzw. anlagenspezifisch reduziert werden. Ergebnisse aus ergänzenden Methodentests aus dem Jahr 2012 zeigen, dass die Methode des anlagenspezifischen Abschaltalgorithmus gut geeignet ist, die Schlagopferraten unter bestimmte Schwellenwerte zu senken (BEHR *et al.* 2013; BEHR *et al.* 2015). In einem ergänzenden Hinweispapier des LFU (2013) werden die von BRINKMANN *et al.* (2011a) entwickelten Modelle hinsichtlich der Vorgehensweise bei der Berechnung auch unter Berücksichtigung von Anlagenspezifika anderer Anlagen (Rotordurchmesser) und verschiedenen Schlagopferschwellenwerten erläutert.

VOIGT *et al.* (2015) weisen dennoch kritisch darauf hin, dass die Forschungsergebnisse von BRINKMANN *et al.* (2011a) an nur einem einzigen Anlagentyp und einer begrenzten Anzahl von Standorten erzielt wurden, so dass eine Übertragbarkeit auf andere Anlagentypen und andere Landschaftsräume fraglich sein könnte. Zudem weisen sie darauf hin, dass insbesondere migrierende, hoch fliegende Arten wie der Große Abendsegler (*Nyctalus noctula*) sowie Rauhautfledermaus (*Pipistrellus nathusii*) auch bei Windgeschwindigkeiten über 7 m/s noch aktiv sein können

[39] Gemäß der Leitfäden des Saarlandes und Rheinland-Pfalz ist der Wert < 2 Individuen eingeschränkt praxistauglich. Daher ist übergangsweise die Annahme zulässig, dass das Tötungsrisiko nicht signifikant erhöht ist, sofern das Tötungsrisiko nicht über 10 % der aufgezeichneten Kontakte (bei häufigen bzw. weniger schlagempfindlichen Fledermausarten) sowie nicht über 5 % (bei selteneren und stärker schlagempfindlichen Fledermausarten) liegt.

und somit trotz bestehender Abschaltungen bzw. Anlaufgeschwindigkeiten besonders betroffen sein können (vgl. auch ZAHN *et al.* 2014a). In diesem Zusammenhang fordern VOIGT *et al.* (2015) eine entsprechende Berücksichtigung bei den Betriebsalgorithmen während der Zugzeit.

Der aktuelle EUROBATS-Windenergieleitfaden fordert auf der Grundlage, dass die Aktivität und Windtoleranz von Fledermäusen in verschiedenen Jahren, an verschiedenen Standorten, Regionen, Ländern und bei verschiedenen Arten erheblich unterschiedlich sein kann, die Betriebsregulierungen von WEA stets einzelfallspezifisch festgelegt werden sollten (RODRIGUES *et al.* 2015). Für Waldstandorte sollten höhere Anlaufwindgeschwindigkeiten und ggf. eine weitestgehende Verminderung der Rotordrehgeschwindigkeit unterhalb der entsprechenden Windgeschwindigkeit obligatorisch sein (ebd.).

Schlagopfersuchen sollten generell nur vorgenommen werden, wenn in diesem Zuge Hochrechnungen von Schlagopferzahlen mit hinreichender Qualität möglich sind. Optimale Ergebnisse, d. h. Hochrechnungen hoher Qualität, erhält man jedoch nur ab 60 % absuchbarer Fläche innerhalb eines 50-m-Umkreises um die Anlage. Im Wald wird daher eher eine Abschätzung auf Basis akustischer Höhenerfassungen empfohlen, da eine deutliche Korrelation zwischen der Akustik und den Schlagopferzahlen besteht (siehe KORNER-NIEVERGELT *et al.* 2011). HURST *et al.* (2015a) empfehlen im Rahmen einer Untersuchung und Diskussion der aktuellen Länderleitfäden Schlagopfersuchen auf Waldstandorten lediglich in Einzelfällen zur Überprüfung der anhand der Höhenaktivitätsmessungen entwickelten Abschaltalgorithmen. Dabei sind in jedem Fall hinreichend absuchbare Flächen Voraussetzung sowie parallel Korrekturfaktoren zur absuchbaren Fläche, Abtragrate und Sucheffizienz nach (NIERMANN *et al.* 2011b) anzupassen.

Einordnung

Fledermausbezogene Abschaltregime werden in den letzten Jahren mit steigender Tendenz bei Windenergievorhaben auf Waldstandorten angewendet. Dabei kommen in der deutschen Praxis zunehmend Abschaltungen ab Inbetriebnahme mit deren Nachjustierung anhand anlagenspezifischer Fledermausaktivitäten sowie weiterhin auch Aktivitätserfassungen mit ggf. nachträglich festzusetzenden Abschaltalgorithmen zum Einsatz. Diese Maßnahmen sind bislang neben der Erhöhung der Windgeschwindigkeit für den WEA-Anlauf die einzigen nachgewiesen wirksamen Maßnahmen zur Reduzierung von betriebsbedingten Fledermausschlagopfern. In gegenwärtig laufenden Forschungsvorhaben (RENEBAT II und III) werden die Berechnungsmodelle für die Abschaltalgorithmen überprüft und weiterentwickelt, sodass aktuell bereits eine Reihe der genannten Kritikpunkte ausgeräumt werden konnten (wie vor). Aufgrund der im Rahmen dieses Forschungsprojektes gewonnenen Erkenntnisse, dass sich die Aktivität an WEA auf Waldstandorten kaum von der an Offenlandstandorten unterscheidet, ist auch eine Übertragbarkeit der anhand von mehrheitlich an Offenlandstandorten entwickelten Abschaltalgorithmen auf Waldstandorte zulässig. Konkrete Hinweise für die Anwendung von Abschaltalgorithmen sowie für die Erhebung der erforderlichen Datengrundlagen finden sich in der Anleitung zur Benutzung des ProBat-Tools (vgl. http://www.windbat.techfak.fau.de), mit der die Abschaltalgorithmen konkret für jede WEA berechnet werden können.

8.5.4. Wildkatze

8.5.4.1. Standortbezogene Vermeidungs- und Verminderungsmaßnahmen

Wenngleich Wildkatzen relativ große Reviere haben und somit potenziell die Möglichkeit des Ausweichens besteht, dürften Maßnahmen zur Standortoptimierung (Micrositing) dennoch in manchen Fällen von Bedeutung sein, insbesondere wenn sich WEA-Standorte auf Flächen mit für Wildkatzen besonders attraktiven Habitatstrukturen befinden (z. B. Ausbreitungskorridore, Trittsteine, Flächen mit potenziellen Fortpflanzungsstätten). Durch eine räumliche Verschiebung der WEA lässt sich in diesen Fällen eine Konfliktminderung erreichen (vgl. übergeordnetes Kapitel 8.5.1.2).

8.5.4.2. Baubezogene Vermeidungs- und Verminderungsmaßnahmen

Bauzeitliche Beschränkungen

Bauzeitliche Beschränkungen sollen der Reduzierung von Störungen der Wildkatze während der Errichtung der WEA (Artenschutzrechtliches Störungsverbot) sowie der Reduzierung des Tötungsrisikos von Wildkatzenjungen durch die Zerstörung von Fortpflanzungsstätten dienen.

Gutachtenauswertung

In insgesamt 16 der 49 Vorhaben mit Rodungs- bzw. Bauzeitenbeschränkungen (knapp ein Viertel der 60 Vorhaben mit Gutachten seit 2009) werden bauzeitliche Beschränkungen explizit auf die Wildkatze bezogen. Damit findet sich diese Maßnahme bei 16 von 19 Vorhaben, bei denen die Wildkatze planungsrelevant war (84 %). Für ein weiteres Vorhaben (ebenfalls mit Wildkatzenrelevanz) findet sich keine Angabe, auf welche Arten sich die Maßnahme bezieht. In den meisten Fällen fand sich die Maßnahme in Kombination mit oft zeitlich deckungsgleichen Beschränkungen für Vögel, z. T. auch ergänzend mit weiteren Tierarten (z. B. Fledermäusen).

Pauschale Bauzeitenbeschränkungen

- Bau außerhalb der Hauptaufzuchtzeit der Wildkatze von März bis Juli ein Vorhaben,
- lediglich Empfehlung eines Baubeginns vor Beginn der Jungenaufzucht Anfang März ein Vorhaben.

Differenziertere Bau- bzw. Rodungsbeschränkungen

- Monate März bis August (Rodung, Gehölzentfernung und Bau) sowie nächtliche Baubeschränkung (d. h. Baubeginn frühestens eine Stunde vor Sonnenaufgang sowie Beendigung spätestens eine Stunde nach Sonnenuntergang mit Aufhebung der Beschränkung für einen Tag pro WEA zum Betonieren des Fundamentes) ein Vorhaben,
- März bis September (Rodung) und Baubeginn vor März ein Vorhaben,
- Monate April bis September Rodung und Bau (inkl. Wegebau) ein Vorhaben,
- nur, wenn Wildkatzen nachgewiesen wurden ein Vorhaben März bis September und ein Vorhaben ohne Zeitangabe.

In einem Vorhaben wurde im LBP festgelegt, dass Bauarbeiten zum Schutz der Wildkatze vor nächtlichen Störungen jeweils lediglich an der Hälfte der Standorte des zu errichtenden Windparks stattfinden dürfen.

Rodungsbeschränkungen

- Monate März bis Juli drei Vorhaben (davon zwei mit gleicher Beschränkung für Vögel, eines mit zeitnahem Baubeginn nach der Rodung und eines mit konkretem Bezug auf die Entfernung von potenziellen Fortpflanzungsstätten (z. B. dichtes Unterholz),
- Monate März bis September drei Vorhaben (alle mit gleicher Beschränkung für Vögel)
- Monate März bis Oktober ohne konkreten Artbezug, jedoch zudem Baubeginn vor Beginn der Jungenaufzucht der Wildkatze Anfang März ein Vorhaben.

Leitfadenauswertung

In den Leitfäden finden sich keine artspezifischen Angaben bzw. Empfehlungen zur Wildkatze.

Im Natura 2000-Leitfaden der EUROPÄISCHE KOMMISSION (2010) findet sich der allgemeine Hinweis, dass Bauzeitenbeschränkungen die Bauaktivitäten auf Zeiträume beschränken können, die außerhalb der sensiblen Fortpflanzungs- und Aufzuchtzeiten von Tierarten liegen.

In den ausgewerteten Handreichungen der Länder nennt nur der bayerische Windkrafterlass Bauzeitenbeschränkungen im Zusammenhang mit der Abwendung artenschutzrechtlicher Verbotstatbestände ohne weitere Artbezüge. Der Leitfaden des Niedersächsischen Landkreistages weist in diesem Zusammenhang auf die Abwendung des artenschutzrechtlichen Tötungsverbots hin. Der Waldleitfaden aus Brandenburg nennt Bauzeitenbeschränkungen lediglich im Zusammenhang mit der Eingriffsregelung, nicht jedoch mit dem Artenschutz.

Literaturauswertung

Bislang fehlen wissenschaftliche Studien zur qualitativen und quantitativen Bewertung der Störungen während der Bau- und Betriebsphase. Auch finden sich keine Quellen, die bauzeitliche Beschränkungen für die Wildkatze thematisieren. Gleichwohl ist die Sensibilität der Wildkatze für anthropogene Störungen bekannt und es gibt Indizien, dass eine hohe Bautätigkeit an WEA-Standorten im Wald zu temporären räumlichen Nutzungsveränderungen (Meidung der Störungsbereiche) führen kann (vgl. Kap. 4.1). Die besonders sensible Fortpflanzungszeit der Wildkatze reicht von März bis August (PIECHOCKI 1990), es sind aber auch Geburten im September und Oktober dokumentiert (GÖTZ 2009).

Einordnung

Wenngleich wissenschaftliche Studien und Literatur zu Bauzeitenregelungen für die Wildkatze fehlen und auch die Länderleitfäden ganz überwiegend generell keine Aussagen zu Bauzeitoptimierungen enthalten, erscheinen dennoch Bauzeitenbeschränkungen vor dem Hintergrund des derzeitigen Wirkungswissens (vgl. Kap. 4.1) prinzipiell als probates Mittel zur Konfliktvermeidung bzw. -minimierung für die Wildkatze. Dies gilt insbesondere für die Rodung, die Baufeldfreimachung und den Beginn der Bauarbeiten außerhalb der Fortpflanzungszeit sowie für eine möglichst unterbrechungsfreie Bautätigkeit, um die Anlage von Gehecken auf bzw. nahe an den Baustellenflächen und somit eine Störung der Reproduktion bzw. Tötungen von Jungkatzen zu verhindern. Bei Unterbrechung der Bautätigkeit während der Fortpflanzungszeit könnte durch eine gutachterliche Kontrolle im Rahmen einer Umweltbaubegleitung geprüft werden, ob die Fortsetzung der Bauarbeiten problemlos möglich ist.

Je größer die Anlagenzahl bzw. je geringer die Größe an verbleibenden Rückzugs- und Ausweichflächen, desto eher dürfte zudem eine Beschränkung der Bautätigkeit auf die Zeit zwischen Son-

nenaufgang und Sonnenuntergang bzw. eine räumliche Zonierung der Bautätigkeit in Frage kommen.

In der Gutachterpraxis scheinen diese Prinzipien bereits weitestgehend Anwendung zu finden, wenngleich es derzeit (zumeist nicht näher begründete) Unterschiede bei den Zeiträumen von Baubeschränkungen und bei der Ausdehnung auf die unterschiedlichen Schritte der WEA-Errichtung gibt. Durch entsprechende Konventionsbildungsprozesse könnten hierzu Leitlinien für eine Vereinheitlichung erarbeitet werden. Zudem wäre eine Vertiefung des Wirkungswissens sinnvoll (vgl. Kap. 4.1.3).

8.5.4.3. Anlagenbezogene Vermeidungs- und Verminderungsmaßnahmen

Im Zuge der Gutachten-, Leitfaden- und Literaturauswertung wurden keine Hinweise auf anlagenbezogene Vermeidungs- und Verminderungsmaßnahmen gefunden. Zwar wurde in einem Gutachten die Schaffung von Rückzugs- und Versteckmöglichkeiten (Haufen aus Strauch-, Reisig- und Kronenmaterial) unter den Verminderungsmaßnahmen für Beeinträchtigungen durch den (anlagenbezogenen) potenziellen Verlust solcher Strukturen vorgesehen, letztlich handelt es sich jedoch um eine Maßnahme zur Kompensation für den Verlust ähnlicher Funktionselemente.

8.5.4.4. Betriebsbezogene Vermeidungs- und Verminderungsmaßnahmen

Ausschließlich mechanische Pflege der Anlagenflächen

Durch den Verzicht auf chemische Mittel bei der Pflege der den Turmfuß umgebenden Fläche, z. B. Rodentizide zur Bekämpfung von Mäusegradationen, soll das Tötungsrisiko für auf den Flächen potenziell nach Nahrung suchenden Tieren minimiert werden.

Gutachtenauswertung

Die ausschließlich mechanische Pflege der die Anlage umgebenden Fläche wurde in elf von 66 LBPs zum Schutz der Wildkatze (und Greifvögel) vorgesehen. Die LBPs wurden von drei verschiedenen Gutachterbüros für Standorte in Hessen und Rheinland-Pfalz erstellt. Darunter erstellte eines der Büros allein neun Gutachten für rheinland-pfälzische Standorte. Neben einem Gutachten aus 2004 wurden die übrigen in einem Zeitraum von 2009 bis 2013 erstellt.

Leitfadenauswertung

In den ausgewerteten Erlassen und Leitfäden finden sich zu dieser Maßnahme keine Vorgaben oder Empfehlungen.

Literaturauswertung:

Konkrete wissenschaftliche Studien zu Vergiftungserscheinungen von Wildkatzen durch die sekundäre Aufnahme von Rodentiziden fanden sich bei der Literaturrecherche nicht. LOZANO & MALO (2012) weisen jedoch darauf hin, dass Antikoagulanzien aus Rodentiziden nachweislich zu Vergiftungen von Füchsen und Mardern geführt haben. Bei einem vermehrten Konsum von kontaminierten Kleinsäugern sind daher negative Folgen für die Wildkatzen (gesundheitliche Beeinträchtigungen bis hin zur Todesfolge) nicht ausgeschlossen. Grundsätzlich wird daher für den Erhaltungszustand der Wildkatze für waldnahe landwirtschaftliche Flächen ein Verzicht auf den Einsatz

von Insektiziden und Rodentiziden empfohlen zum Beispiel im Aktionsplan zum Schutz der Europäischen Wildkatze in Deutschland (BIRLENBACH & KLAR 2009), aber auch als Artenschutzmaßnahme in der forstlichen Praxis (SIMON & GÖTZ 2013).

Einordnung

Auch wenn wissenschaftliche Studien fehlen, so ist es doch nicht auszuschließen, dass ein Einsatz von Rodentiziden auf WEA-Flächen im Wald zumindest zur Anreicherung von Giftstoffen bei Wildkatzen führen könnte, die entsprechend vergiftete Beutetiere erjagen. Die Maßnahme entspricht zumindest gleichlautenden Empfehlungen durch Experten.

Wartungszeitenbeschränkung

Die Maßnahme soll der Reduzierung von Störungen der Wildkatze durch den mit den Wartungsarbeiten verbundenen Kraftfahrzeugverkehr während der Betriebsphase der WEA dienen (Artenschutzrechtliches Störungsverbot).

Gutachtenauswertung

Von 66 ausgewerteten Projekten (darunter 14 mit Artenschutzgutachten zur Wildkatze) wurden bei neun Vorhaben im LBP Wartungszeitenbeschränkungen festgelegt. Wartungsarbeiten sollten demnach vorrangig außerhalb der Hauptaktivitätszeiten der Wildkatzen erfolgen, d. h. in der Zeit von zwei Stunden nach Sonnenaufgang bis zwei Stunden vor Sonnenuntergang. Die LBPs wurden alle vom selben Gutachterbüro für Standorte in Rheinland-Pfalz erstellt (Erstellungszeitraum von 2009-2012). Die Wildkatzengutachten wurden von zwei verschiedenen Gutachterbüros erstellt, wobei jedoch nur ein Büro die Wartungszeitenbeschränkung auf Grundlage bereits vorhandener Störungen empfahl. Das den LBP erstellende Planungsbüro übernahm jedoch in Folge diese Maßnahme für alle weiteren Vorhaben.

Leitfadenauswertung

In den Leitfäden finden sich diesbezüglich keine Angaben.

Literaturauswertung

In der Literatur fanden sich keine Aussagen zu dieser Maßnahme.

Einordnung

Wartungs- und Kontrollarbeiten in der Betriebsphase sind zumindest mit Kfz-Verkehr auf den Zufahrtswegen sowie weiteren menschlichen Aktivitäten an und um die WEA verbunden. Größere Wartungsarbeiten, wie z. B. der Austausch von Rotorblättern, die den Einsatz eines Kranes erfordern, können durchaus ein ähnliches Ausmaß und demnach ähnliche Störwirkungen wie in der Phase der Errichtung der WEA haben. Da diese Arbeiten oftmals unmittelbar nach dem Auftreten eines Defektes kurzfristig durchgeführt werden müssen und somit keine Rücksicht auf Zeiten der Fortplanzung genommen werden können, könnte eine Ausführung dieser Arbeiten außerhalb der nächtlichen Aktivitätszeit der Wildkatze sinnvoll sein. Dies gilt umso mehr bei ohnehin vorhandenen Störungen durch menschliche Aktivitäten im Vorhabengebiet (z. B. Naherholungsnutzung) sowie auch bei vorhabenbedingter Verringerung möglicher Ausweichflächen. Insgesamt besteht zur Störungsempfindlichkeit der Wildkatze allerdings noch Forschungsbedarf (vgl. Kap. 4.1.3).

8.5.5. Weitere Schutzgüter

Neben den allgemeinen, in der Regel multifunktionalen Vermeidungsmaßnahmen und den Vermeidungs- und Verminderungsmaßnahmen für bestimmte Tierarten(-gruppen) fanden sich in den ausgewerteten Gutachten eine Reihe schutzgutbezogener Maßnahmen für die Schutzgüter Boden, Wasser, Biotope/Pflanzen, Klima/Luft sowie Landschaftsbild/Mensch/Erholung. Diese Maßnahmen sind in folgender Tabelle zusammengefasst aufgeführt. Sie wurden im Rahmen des Projektes nicht weiter vertiefend betrachtet. Einige Maßnahmen stellen Konkretisierungen der in Kap. 8.5.1 genannten allgemeinen Vermeidungsmaßnahmen dar.

Tab. 46: Schutzgutbezogene Maßnahmen zur Konfliktvermeidung und -minderung
(waldspezifische Maßnahmen grün)

Boden	
Bau	Reduzierung der Bodenverdichtung für Lagerflächen durch die Nutzung von befahrbaren Platten (z. B. Baggermatratzen bzw. Baggermatten).
	Durchführung von Bodenarbeiten nach DIN-Vorschrift 18916 „Landschaftsbauarbeiten“ und 18915 „Vegetationstechnik im Landschaftsbau – Bodenarbeiten“ (Schutz des humosen und belebten Oberbodens durch gezielten Abtrag, separate Lagerung sowie Auftrag auf die neu angelegten Bodenflächen)
	Rückbau der Montageflächen nach Abschluss der Bauarbeiten
	Wiederherstellung naturnaher Bodenverhältnisse nach Abschluss der Bauphase auf Flächen, die nur während der Bauphase in Anspruch genommen werden (Lager- und Abstellflächen für Materialien und Fahrzeugen etc.): Säuberung der Fläche, Auflockern von Verdichtungen (maschinelle Tiefenlockerung und ggf. Fräsen) unter Berücksichtigung des Wurzelschutzes bestehender Bäume, Wiedereinbau des zwischengelagerten Oberbodens
Anlage	Beschränkung der Versiegelung auf das unbedingt notwendige Maß für Fundamentfläche, Kranstellfläche und Zuwegung (wo möglich Schotterung anstelle einer Vollversiegelung)
	Bedecken von Teilen der Fundamentfläche mit Oberboden nach Beendigung der Bauarbeiten (Wiederaufnahme Teilbodenfunktionen)
Anlage (Kabel)	Verlegung des Kabels direkt neben dem Wegekörper zur Verringerung zusätzlicher Flächeninanspruchnahme
Wasser	
Bau und Rückbau	Maßnahmen, die eine Beeinträchtigung des Grundwassers verhindern (z. B. Qualifizierung bzw. Belehrung der bauausführenden Firmen, Dokumentation, Alarmplan, Umweltbaubegleitung)
	Verrohrung von Gräben im direkten Umfeld zum Erhalt der Durchlässigkeit
Anlage	Innerhalb von Wasserschutzgebieten Verfüllung des Fundamentes mit bindigem, abdichtendem Material
	Innerhalb von Wasserschutzgebieten Verwendung von Baumaterialien für Fundament- und Wegebau, die für eine Verwendung in WSGs zugelassen sind (z. B. Natursteinschotter anstelle von Recyclingmaterial, chromatarmer Zement etc.)
Betrieb	Regelmäßige, augenscheinliche Kontrolle von Quellfassungen auf Trübungen
Biotope und Pflanzen	
Bau und Rückbau	Beachtung der DIN 18920 (Vegetationsschutz) zum Schutz des Gehölzbestandes und der Vegetation, insbesondere Erhalt/Sicherung von Altholzbeständen (Baumschutzmaßnahmen)
	Anordnung des Kranauslegerbereichs und Arbeitsstreifen möglichst im Bereich bestehender Wege zur Reduzierung der Rodungsflächen
	Umweltbaubegleitung durch einen Fachgutachter bei Arbeiten in sensiblen Bereichen, um Beeinträchtigungen von hochwertigen Biotopelementen (insbes. Altbäumen) zu vermeiden
	Minimierung von Staubemissionen sowie Bewegungsunruhe während der Baumaßnahmen

Biotope und Pflanzen	
	Soweit betroffen und möglich, Umsetzung von geschützten Pflanzenbeständen (z. B. Waldorchideen) oder Biotoptypen (z. B. geschützte Steinhaufen)
	Schutz von wertvollen Biotopstrukturen oder -elementen am Rande der Baustelle durch einen flexiblen Bauzaun
	Anlage von Einzelbaumschutz (Einzelstammschutz bzw. Wurzelschutz) um wertvolle Einzelbäume nicht zu beschädigen
	Keine Lagerung von Aushubmassen und Baumaterial im Wurzelbereich (Kronentraufbereich), insbesondere nicht im Bereich von Buchenbeständen, da insbesondere die Buche bereits empfindlich auf geringfügige Änderungen des Bodenniveaus reagiert.
	Vermeidung des Befahrens des Wurzelbereichs (Kronentraufbereich)
Anlage (Zuwegung)	Verbreiterung der Zuwegungen an der Seite der Wege vornehmen, bei der die ökologisch weniger hochwertigen Biotope betroffen sind.
Betrieb	Untersagung der Verwendung chemischer Pflanzenbekämpfungsmittel
Klima/Luft	
Bau	Bewässerung von Wegen zur Minderung der Staubentwicklung
Landschaftsbild/Mensch/Erholung[40]	
Anlage	Einheitlicher Anlagentyp und -größe/-höhe für eine Beruhigung der visuellen Wahrnehmung
	Planung der WEA in Reihen zur einheitlichen optischen Gestaltung
	Farblich einheitlicher Anstrich der WEA mit matten Farben, zur Vermeidung von Lichtreflexionen
	Abmilderung der Auffälligkeit des Bauwerkes im und über dem Wald durch farbliche Gestaltung des Mastes in Weißgrautönen, bzw. am Anlagenfuß in Grüntönen
Betrieb	Abschaltung der WEA zur Vermeidung bzw. Verminderung von Schattenwurf bei Überschreitung des zulässigen Maßes (mittels Schattenwurfmoduls in der Steuerung der WEA)

8.6. Vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen (CEF-Maßnahmen) nach § 44 BNatSchG

Von den insgesamt 69 Standorten waren insgesamt 60 hinsichtlich CEF-Maßnahmen auswertbar. Für 66 Vorhaben lagen auswertbare LBPs vor, wovon fünf jedoch zeitlich vor Einführung des besonderen Artenschutzrechts erstellt wurden. Ein weiterer LBP enthielt in der vorliegenden Fassung noch keine Angaben zu Ausgleichs- und Kompensationsmaßnahmen.

Bei der Auswertung der Gutachten war die eindeutige Einordnung von Maßnahmen als CEF-Maßnahme mitunter schwierig, da nicht in allen Fällen der Begriff „CEF-Maßnahme“ verwendet wurde. Teilweise musste aus dem textlichen Kontext heraus geschlossen werden, ob es sich um eine artenschutzrechtlich bedingte, vorgezogen umzusetzende Maßnahme handelt oder um eine Kompensationsmaßnahme nach Eingriffsregelung. In einigen Vorhaben wurde zudem explizit darauf hingewiesen, dass es sich bei den Maßnahmen um eine freiwillige vorgezogene Umsetzung von Kompensationsmaßnahmen handele, ohne dass ein artenschutzrechtliches Erfordernis

[40] Das Landschaftsbild ist explizit nicht Gegenstand des Forschungsvorhabens, jedoch die Frage, inwiefern die Erholungsnutzung von Waldstandorten durch Windenergieanlagen beeinträchtigt wird. Es ist anzunehmen, dass die Erholungsnutzung maßgeblich auch durch das Landschaftsbild beeinflusst wird. Daher werden Maßnahmen zur Vermeidung von Beeinträchtigungen des Landschaftsbildes mit aufgeführt.

bestehe. Es wurden demnach teilweise die gleichen Maßnahmentypen in verschiedenen Vorhaben sowohl als CEF-Maßnahmen als auch als Kompensationsmaßnahmen vorgesehen. Bei letzteren ist seitens des Projektierers kein Nachweis einer vorgezogenen Umsetzung beizubringen. In wenigen Fällen wurden die Maßnahmen sogar unter den Vermeidungs- und Verminderungsmaßnahmen aufgeführt.

Insgesamt wurden in 14 der 60 auswertbaren Vorhaben CEF-Maßnahmen festgesetzt, darunter in zehn Vorhaben für Vögel, in neun Vorhaben für Fledermäuse und in vier Vorhaben für die Wildkatze.[41] In keinem LBP war eine artenschutzrechtliche Ausnahme dokumentiert, sodass sich in den Gutachten keine FCS-Maßnahmen fanden.

In den nachfolgenden Kapiteln wird auf die in der Praxis wesentlichsten Maßnahmen für Vögel, Fledermäuse und Wildkatze entsprechend dem Schema in Kapitel 8.5 detaillierter eingegangen.

8.6.1. Vögel

Ausbringung von Nistkästen

Durch das Aufhängen von geeigneten Halbhöhlen-/Höhlennistkästen im räumlich-funktionalen Zusammenhang sollen für den potenziellen Verlust von Fortpflanzungs- und Ruhestätten Ausweichmöglichkeiten geschaffen werden. Mit der Ausbringung ist zudem eine Wartung (Säuberung, Kontrolle, Instandsetzung) verbunden.

Gutachtenauswertung

Die vorgezogene Ausbringung von Nistkästen wurde bei insgesamt vier der 60 auswertbaren Vorhaben als CEF-Maßnahme vorgesehen. Die Gutachten wurden von drei unterschiedlichen Gutachterbüros für Standorte in Baden-Württemberg (zwei), Hessen (eins) und Rheinland-Pfalz (eins) verfasst und stammen aus den Jahren 2012-2014. Je nach projektspezifischer Betroffenheit wurden artangepasste Nistkästen (Höhlen, Halbhöhlen, Röhren, Schalen) für die Arten Kleiber, Kohlmeise, Trauerschnäpper, Dohle, Hohltaube, Pirol, Kolkrabe, Buntspecht, Tannenmeise und Waldkauz geplant. In zwei Fällen wurde die Maßnahme mit einem Nutzungsverzicht von Waldflächen kombiniert, in einem Fall mit der Sicherung von Altbaumgruppen (10-15 Bäume) sowie in einem Fall, zusätzlich zur Altbaumsicherung, mit verschiedenen Habitatentwicklungsmaßnahmen (Entwicklung von gestuften Waldrändern, Entfichtung von Auenstandorten etc.).

In sechs weiteren Vorhaben wurde das Aufhängen von Nistkästen explizit nicht als CEF-Maßnahme, sondern als Kompensationsmaßnahme im LBP festgesetzt und in vier weiteren Fällen als Vermeidungs- bzw. Verminderungsmaßnahme. Trotzdem war die Maßnahmenumsetzung teilweise vor Beginn der Baumaßnahmen vorgesehen.

Leitfadenauswertung

Gemäß des Leitfadens zur Wirksamkeit von Artenschutzmaßnahmen aus Nordrhein-Westfalen (MKULNV NRW 2013) können künstliche Nisthilfen zur Überbrückung von zeitweise bestehenden Funktionslücken angewendet werden, wenngleich sich in diesem Zusammenhang der Hinweis

[41] In zwei der Vorhaben wurden CEF-Maßnahmen für die Haselmaus geplant, die jedoch im Rahmen des Forschungsprojektes nicht näher betrachtet wird.

findet, dass künstliche Nisthilfen von nordrhein-westfälischen Artexperten überwiegend kritisch gesehen wurden. Diese Maßnahmen sollen generell in Kombination mit weiteren Maßnahmen zur Verbesserung der natürlichen Habitatqualitäten eingesetzt werden (z. B. Aufgabe oder Reduzierung der forstlichen Nutzung). Eine artspezifische Eignungsbewertung wird angegeben für Gartenrotschwanz, Raufußkauz, Schleiereule und Waldkauz (jeweils hohe Eignung), keine Eignung besteht hingegen für die Spechtarten Grauspecht, Kleinspecht, Mittelspecht und Schwarzspecht (ebd.). Die Artenschutzleitfäden aus Rheinland-Pfalz (MULVWF 2012) sowie des Saarlands (MUV 2013) führen Nistkästen als CEF-Maßnahme für den Wiedehopf auf. Der Vogel-Leitfaden für Baden-Württemberg (LUBW 2015) nennt Nistkästen als mögliche CEF-Maßnahme im Zusammenhang mit vorwiegend waldbewohnenden nicht windkraftempfindlichen Brutvogelarten (insbesondere Höhlenbrüter).

Literaturauswertung

Im Gutachten zur Wirksamkeit von Artenschutzmaßnahmen von RUNGE *et al.* (2010) wird die Maßnahme nur im Zusammenhang mit dem Mittelspecht betrachtet. Die Autoren weisen der Maßnahme aufgrund fehlender Kenntnisse bzw. Nachweise der Nutzung als Brutstätte ebenfalls lediglich eine geringe Eignung bzw. keine Eignung zu.

Gemäß der Arbeitshilfe Vögel im Straßenbau des BMVBS (GARNIEL & MIERWALD 2010) wurden nachweislich positive Erfahrungen mit künstlichen Brutmöglichkeiten z. B. für die Arten Hohltaube, Wiedehopf, Wasseramsel, Eisvogel und Steinkauz gemacht.

Einordnung

Die Ausbringung von Nistkästen für Vögel wird in der Praxis bislang nur in wenigen Vorhaben als CEF-Maßnahme vorgesehen, geringfügig häufiger als Kompensationsmaßnahme. In Leitfäden und Literatur wird die Maßnahme für bestimmte Arten durchaus empfohlen. In Bezug auf die Notwendigkeit dieser CEF-Maßnahme ist zunächst im jeweiligen Einzelfall die Frage zu beantworten, ob für die ggf. betroffenen höhlenbrütenden Vogelarten Ausweichmöglichkeiten im räumlichen Zusammenhang gegeben sind. Da im Wirtschaftswald davon auszugehen ist, dass das Angebot an Höhlen und Halbhöhlen ein limitierender Faktor ist und daher schon weitgehend vollständig ausgenutzt wird, ist den von der Rodung betroffenen Höhlenbrütern ein Ausweichen im räumlichen Zusammenhang i. d. R. nicht möglich. Insofern sind entsprechende CEF-Maßnahmen notwendig und – wie dargelegt – für eine Reihe von Arten auch erfolgversprechend (abgesehen von Spechten). Das Ausbringen von künstlichen Höhlen und Halbhöhlen sollte jedoch immer nur als zeitliche Übergangslösung in Verbindung mit Maßnahmen zur Verbesserung des natürlichen Angebots von Alt- und Totholz erfolgen.

Anlage von Kunsthorsten

Durch die Anlage von Kunsthorsten im räumlich-funktionalen Zusammenhang, aber in ausreichender Entfernung zu den WEA-Standorten soll der (potenzielle) Verlust von Fortpflanzungs- und Ruhestätten ausgeglichen werden.

Gutachtenauswertung

Die Anlage dreier Kunsthorste in Kombination mit der Sicherung von Altbäumen in hinreichender Entfernung zu den WEA wurde in einem der 60 Vorhaben als CEF-Maßnahme für den Baumfalken vorgesehen.

Leitfadenauswertung

Analog zu anderen künstlichen Nisthilfen können Kunsthorste laut dem nordrhein-westfälischen Leitfaden zur Wirksamkeit von Artenschutzmaßnahmen (MKULNV 2013) zur Überbrückung von zeitweise bestehenden Funktionslücken angewendet werden (s. entsprechende Angaben im voranstehenden Kapitel). Im Rahmen einer artspezifischen Eignungsbewertung wird der Anlage von Kunsthorsten eine mittlere Eignung für die Arten Baumfalke, Schwarzstorch und Waldohreule zugewiesen. Die Artenschutzleitfäden aus Rheinland-Pfalz (MULVWF 2012) sowie des Saarlands (MUV 2013) schlagen die Anlage von Kunsthorsten für den Baumfalken vor, für den Schwarzstorch die Anlage künstlicher Nistplattformen (in Verbindung mit Nutzungsverzicht). Der Vogel-Leitfaden für Baden-Württemberg (LUBW 2015) führt allgemein Kunsthorste als mögliche CEF-Maßnahme im Zusammenhang mit vorwiegend waldbewohnenden nicht windkraftempfindlichen Brutvogelarten auf.

Literaturauswertung

Nach RUNGE *et al.* (2010), die die Anlage von Kunsthorsten im Zusammenhang mit dem Rotmilan betrachten, ist diese Maßnahme eine „Standardmaßnahme im Artenschutz". Sie ist kurzfristig realisierbar und es liegen Kenntnisse zur Nutzung von Kunsthorsten für mehrere Greifvogelarten vor. Somit wird der Maßnahme selbst für den Rotmilan, allerdings lediglich aufgrund von Analogieschlüssen (hier fehlen konkrete Nachweise) eine hohe Eignung als CEF-Maßnahme beigemessen. Das im Auftrag des Landes Hessen erstellte Vogelgutachten von PNL (2012) nennt allgemein die Errichtung von Kunsthorsten als mögliche CEF-Maßnahme ohne konkreten Artbezug.

Einordnung

Dieser Maßnahmentyp wird als CEF-Maßnahme im Hinblick auf einen vorhabenbedingten Verlust von Fortpflanzungsstätten von Greifvögeln nur sehr seltenen Fällen von Relevanz sein, da die Zerstörung besetzter Horste von Arten wie Rotmilan oder Schwarzstorch für die Errichtung eines Windparks artenschutzrechtlich nicht genehmigungsfähig sein dürfte.

Möglicherweise kann die Maßnahme jedoch zunehmende Bedeutung zur Unterstützung eines Weglockens eines Brutvorkommens aus der Nähe eines Windparks erlangen, z. B. bei Mäusebussarden oder Rotmilanen, die an bestehenden Windparks siedeln (bei Repowering-Vorhaben relevant).

Nutzungsverzicht

Der Verzicht auf die forstliche Nutzung soll der Vermehrung der Lebensstätten von Höhlen und Altholz bewohnenden Vogelarten sowie der allgemeinen Aufwertung der Habitatqualität für diese Arten dienen.

Gutachtenauswertung

Ein Nutzungsverzicht wurde in insgesamt vier Vorhaben jeweils in Verbindung mit der Ausbringung von Vogelnistkästen vorgesehen. In zwei Vorhaben aus Baden-Württemberg waren dies größere Waldflächen, in zwei weiteren Vorhaben aus Hessen und Rheinland-Pfalz erfolgte eine Entnahme von mehreren Altbaumgruppen aus der Nutzung. Die Gutachten stammen aus den Jahren 2012 bis 2014 (erstellt von drei Gutachterbüros). In einem der Vorhaben aus Baden-

Württemberg wurde der Nutzungsverzicht eines Waldareals mit altem Baumbestand auch als CEF-Maßnahme für die Spechtarten Schwarz-, Mittel und Grünspecht vorgesehen.

In insgesamt fünf Vorhaben wurde ein Nutzungsverzicht explizit nicht als CEF-Maßnahme sondern als Kompensationsmaßnahme festgesetzt, auch hier in der Kombination mit weiteren Maßnahmen (Fledermauskästen, Vogelnistkästen, Wurfmöglichkeiten für die Wildkatze).

Leitfadenauswertung

Der Leitfaden zur Wirksamkeit von Artenschutzmaßnahmen aus Nordrhein-Westfalen (MKULNV 2013) sieht einen Nutzungsverzicht als besonders sinnvolle Maßnahme zur Förderung von u. a. Spechten und Greifvögeln. Ein Nutzungsverzicht im Wald ist jedoch nur in Kombination mit anderen aktiven und kurzfristig wirksamen Maßnahmen (z. B. Nisthilfen, s. zuvor) anrechenbar. Eine Schaffung „künstlicher Alt- und Tothölzer“ (z. B. durch Ringeln von Bäumen) wird von den Naturschutzverbänden kritisch beurteilt. Für die Arten Baumfalke, Gartenrotschwanz, Grauspecht, Kleinspecht, Mittelspecht, Raufußkauz, Schwarzspecht und Waldkauz wird eine hohe Eignungsbewertung hinsichtlich des Nutzungsverzichts abgegeben. Die Artenschutzleitfäden aus Rheinland-Pfalz (MULVWF 2012) sowie des Saarlands (MUV 2013) schätzen einen Nutzungsverzicht für den Schwarzstorch in Verbindung mit der Sicherung von Horststandorten, in Einzelfällen und unter bestimmten Voraussetzungen auch mit der Schaffung geeigneter Nisthilfen als hoch wirksam ein. Gleiches gilt auch für andere Arten (z. B. Baumfalke, Rotmilan und Schwarzmilan, für letzteren ohne Nisthilfe). Der Vogelleitfaden für Baden-Württemberg (LUBW 2015) führt einen forstlichen Nutzungsverzicht zur Beruhigung potenzieller Brut- und Nahrungshabitate als mögliche CEF-Maßnahme im Zusammenhang mit vorwiegend waldbewohnenden nicht windkraftempfindlichen Brutvogelarten (insbesondere Höhlenbrüter) auf. Zudem wird die Maßnahme auch für die als windkraftempfindlich eingestuften Arten Baumfalke, Schwarzstorch und Wespenbussard aufgeführt.

Literaturauswertung

RUNGE *et al.* (2010) weisen der Maßnahme im Zusammenhang mit dem Mittelspecht aufgrund der Entwicklungszeit > 5 Jahre und fehlender Nachweise der Wirksamkeit nur eine geringe Eignung zu. Im Vogelgutachten von PNL (2012) für das Land Hessen wird der Erhalt von Altholzbeständen im Umfeld von WEA sowie deren langfristige Sicherung genannt.

Einordnung

Ein forstlicher Nutzungsverzicht stellt grundsätzlich eine der wichtigsten Maßnahmen zur Verbesserung der Habitatqualitäten im Wald dar. Aufgrund der anzusetzenden längeren Zeiträume bis zu einer deutlichen Wirksamkeit der Maßnahme sollte sie jedoch stets mit kurzfristig wirksamen Maßnahmen wie dem Ausbringen künstlicher Höhlenangebote kombiniert werden. Im Einzelfall hängt die Beurteilung vom Alter des aus der Nutzung zu nehmenden Baumbestandes ab.

Weitere artspezifische CEF-Maßnahmen Vögel

Die Gutachtenauswertung ergab in Einzelfällen auch Planungen für CEF-Maßnahmen für die Arten Sperlingskauz, Ziegenmelker und Kranich (Tab. 47).

Tab. 47: Weitere in den ausgewerteten Gutachten geplante artspezifische CEF-Maßnahmen

Art	Maßnahme
Sperlingskauz	Lebensraumaufwertung durch Erhaltung von Lücken und Freiflächen innerhalb des Waldes bzw. Erhaltung von Wald-Offenland-Grenzlinien sowie durch Erhalt von älteren Bäumen (besonders solchen mit Höhlen) oder Totholz, aber auch von bestehenden Altholzflächen. Mittelfristig sollen die Umtriebzeiten erhöht werden, um Altholz- und Totholzflächen zu entwickeln mit dem langfristigen Ziel der Entwicklung von Tannen-Buchenwäldern. Umfang der Maßnahme: ca. 3-5 ha Fläche in unmittelbarer Nähe zu den aktuellen Vorkommen.
Ziegenmelker	Schaffung von Ersatzhabitaten durch Auflichtungen und Schneisen in dichten Nadelholzbeständen. Auf der Fläche selbst sollen einzelne Überhälter bzw. 40 % des Bestandes stehen bleiben sowie auf 10-15 % der Fläche Rohbodenstellen geschaffen werden. Gefälltes Material ist von der Fläche zu beräumen. In einem Fall ist durch die Anpflanzung von heimischen Laubbäumen eine ergänzende Umwandlung des Nadelwaldes in Laubmischwald geplant.
Kranich	Anlage eines Feuchtbiotops zur Herstellung eines Kranichbruthabitats durch Schaffung eines Kleingewässers mit Wassertiefen bis zu 2,5 m, hinreichenden Flachwasserzonen und Inseln als geschützte Brutmöglichkeiten und ergänzende umfangreiche Pflanzungen sowie fünfjähriger Fertigstellungspflege.

8.6.2. Fledermäuse

Ausbringung von Fledermauskästen

Durch das Aufhängen von Fledermauskästen im räumlich-funktionalen Zusammenhang, aber zugleich in ausreichender Entfernung zu den WEA-Standorten soll der potenzielle Verlust von Fortpflanzungs- und Ruhestätten durch die Schaffung von Ersatzquartieren für entfallene Quartierbäume (vorgezogen) ausgeglichen werden. Mit der Ausbringung ist zudem eine Wartung (Säuberung, Kontrolle, ggf. Instandsetzung bzw. Austausch) verbunden.

Gutachtenauswertung

Die Ausbringung von Fledermauskästen wurde in den Gutachten – je nach Betroffenheit – im Zusammenhang mit den folgenden Arten vorgeschlagen: Kleinabendsegler, Großer Abendsegler, Rauhautfledermaus, Mopsfledermaus, Großes Mausohr, Zwergfledermaus, Mückenfledermaus, Bechsteinfledermaus, Kleine Bartfledermaus und Fransenfledermaus.

Die Ausbringung von Fledermauskästen wurde als CEF-Maßnahme bei insgesamt neun Vorhaben festgesetzt. Die Maßnahme wurde für Vorhaben in mehreren Bundesländern (BW drei, RP drei, BY zwei und HE eins) vorgesehen. Die LBPs wurden von insgesamt sieben verschiedenen Gutachtern im Zeitraum von 2010 bis 2014 erstellt.

Die Anzahl der anzubringenden Kästen wurde entweder an der konkreten Zahl verloren gegangener Höhlen- bzw. Quartierbäume, in den meisten Fällen aber pauschal an der Anzahl zu errichtender WEA bemessen. Die Spanne reicht hier von zwei bis hin zu 80(!) Kästen pro WEA, wobei in den meisten Fällen fünf bis zehn Kästen vorgesehen wurden. In LBPs zu zwei Vorhaben finden sich keine konkreten Angaben zur Anzahl der anzubringenden Kästen. Nur in Einzelfällen ist das Aufhängen in direkt an die Vorhabenstandorte angrenzenden Waldflächen vorgesehen, ansonsten in anlagenfernen Waldgebieten. In mehreren Fällen wird in den Gutachten ein Abstand von mindestens 500 m vom WEA-Standort genannt, in einem Fall sogar 1.000 m. Manche Gutachter nennen als mit der Maßnahme verbundenen positiven Effekt eine zusätzliche Senkung des Kollisionsrisikos bzw. keine zusätzliche Erhöhung desselben. Vereinzelt wird auch ein Anreiz für eine Umsiedlung bzw. für eine Ansiedlung der Fledermäuse in anlagenfernen Bereichen genannt.

Die Maßnahme wurde in den meisten Fällen mit weiteren Maßnahmen kombiniert. In den neun Vorhaben, in denen die Maßnahme als CEF-Maßnahme vorgesehen war, wurde diese durch weitere Maßnahmen ergänzt, so in vier Vorhaben mit einem forstlichen Nutzungsverzicht der Waldflächen, in zwei Fällen mit Maßnahmen zur fledermausbezogenen Habitataufwertung (z. B. die Entnahme von Nadelbäumen an Auenstandorten, die Belassung von Totholz in Waldflächen, die Schaffung von gestuften Waldrändern, die Pflanzung von Gehölz- bzw. Heckenstrukturen etc.). In einem weiteren Fall wurden Habitataufwertungen zusätzlich zu Fledermauskästen und Nutzungsverzicht geplant. In zwei Fällen fanden sich keine ergänzenden Maßnahmen. Allerdings dürften wohl zumindest die Bäume, an denen die Kästen angebracht werden, nicht forstlich genutzt werden.

In elf weiteren Vorhaben wurden Fledermauskästen explizit nicht als CEF-Maßnahme vorgesehen, sondern als Kompensationsmaßnahme ohne artenschutzrechtliche Erfordernis (zehn Vorhaben) bzw. als Verminderungsmaßnahme (ein Vorhaben). Gleichwohl war teilweise eine vorgezogene Umsetzung und auch eine regelmäßige Kontrolle und Reinigung vorgesehen. Ergänzende Maßnahmen wie Nutzungsverzicht bzw. Altbaumsicherung fanden sich nur in drei dieser Fälle, wobei auch hier zumindest die Bäume, an denen die Kästen angebracht werden, aus der Nutzung genommen werden dürften. Die betreffenden Vorhaben stammten ebenfalls aus mehreren Bundesländern (BB vier, BY zwei, RP vier, HE eins). Die Gutachten wurden in einem ähnlichen Zeitraum (2010 bis 2013) von sieben unterschiedlichen Gutachterbüros erstellt. Bis auf zwei waren dies andere Büros als bei den Vorhaben, bei denen Fledermauskästen als CEF-Maßnahmen geplant wurden.

Das Ausbringen von Fledermauskästen wurde somit nur in gut einem Achtel der 60 auswertbaren Vorhaben als CEF-Maßnahme geplant, insgesamt jedoch bei einem Drittel der Vorhaben.

Monitoringberichte liegen nur für wenige der ausgewerteten Vorhaben vor. Im Rahmen eines freiwilligen, d. h. nicht behördlich beauflagten, Monitorings konnte bei einer Kontrolle ein Jahr nach dem Aufhängen bereits eine Nutzung durch Fledermäuse bei 80 % der Kästen nachgewiesen werden (darunter Wasserfledermäuse, Zwergfledermäuse, Braunes Langohr, Zwergfledermaus) (MAILÄNDER CONSULT 2014). Freiwillige Monitorings von Fledermauskästen für drei WEA-Projekte in Rheinland-Pfalz ergaben eine Nutzung der Kästen durch Braunes Langohr, Großes Mausohr und Rauhautfledermaus, wenngleich in unerwartet geringem Ausmaß, was jedoch z. T. auf die ohnehin gute Verfügbarkeit von Quartieren am Maßnahmenstandort sowie z. T. auf die erst kurze Hängedauer der Kästen zurückgeführt wurde (THIES 2013).

Leitfadenauswertung

Laut Artenschutzleitfaden aus Nordrhein-Westfalen (MKULNV 2013) können Fledermauskästen zur Überbrückung von zeitweise bestehenden Funktionslücken Anwendung finden. Die Maßnahme sollte jedoch generell in Kombination mit weiteren Maßnahmen zur Verbesserung der natürlichen Habitatqualitäten durchgeführt werden (z. B. Aufgabe oder Reduzierung der forstlichen Nutzung). Eine hohe Eignungsbewertung wird hier für die Arten Braunes Langohr, Großer Abendsegler, Kleinabendsegler und Rauhautfledermaus angegeben. Eine hohe bis mittlere Eignungsbewertung findet sich - in Abhängigkeit regionaler Nutzungstraditionen - für die Fransenfledermaus, eine mittlere für das Große Mausohr, eine geringe bis hohe (in Abhängigkeit der Quartiernutzungstradition der Kolonie) für die Bechsteinfledermaus und eine geringe für die Kleine Bartfledermaus. Für die Zwergfledermaus wird der Neuschaffung von Spaltenquartieren an Gebäuden

sowie Jagdkanzeln und Hütten eine hohe Eignung beigemessen (ebd.). Für die Mückenfledermaus und die Mopsfledermaus werden gar keine Angaben zur Maßnahmeneignung gemacht.

Die Artenschutzleitfäden aus Rheinland-Pfalz (MULVWF 2012) sowie des Saarlands (MUV 2013) nennen Fledermauskästen als CEF-Maßnahme zur Verbesserung des Quartierangebotes in Verbindung mit einem Nutzungsverzicht für folgende Arten: Großer Abendsegler, Kleinabendsegler, Rauhautfledermaus, Mopsfledermaus, Kleine und Große Bartfledermaus, Wasserfledermaus, Großes Mausohr, Mückenfledermaus, Bechsteinfledermaus, Fransenfledermaus und Braunes Langohr. Die Maßnahme sollte in mindestens 100-120-jährigen Laubwald- oder Laubmischwaldbeständen in von WEA entfernten Bereichen realisiert werden, dort zudem in geeigneten bzw. bekannten Quartierzentren, d. h. bis ca. 100 m zu Sommerkolonien.

Der brandenburgische Waldleitfaden (MUGV 2014) sowie auch die aktuellen brandenburgischen Handlungsempfehlungen für Fledermäuse (MUGV 2011b) nennen Fledermauskästen als geeignete CEF-Maßnahmen, ohne jedoch Bezug auf weitere Aufwertungsmaßnahmen zu nehmen.

Literaturauswertung

In der Literatur finden sich Nachweise, dass zahlreiche Fledermausarten künstliche Nisthöhlen nutzen, darunter alle in den Gutachten genannten Arten (vgl. MESCHEDE & HELLER 2000). Auch wenn die Erfolgsquoten unterschiedlich und von mehreren Faktoren abhängig sind, befürworten MESCHEDE & HELLER (2000) zusammenfassend den Einsatz von Fledermauskästen als zeitliche Übergangslösung zur Erhöhung des Quartierangebotes bis zur Wiederherstellung einer ausreichenden Anzahl natürlicher Quartiere. Parallel sollte dazu die Herstellung natürlicher Quartiere erfolgen.

RUNGE *et al.* (2010) weisen der Maßnahme für kastenbewohnende Kolonien der Bechsteinfledermaus aufgrund einer zwei- bis fünfjährigen Dauer bis zur Wirksamkeit sowie hinreichender wissenschaftlicher Belege zur Erfolgswahrscheinlichkeit eine hohe Eignung zu. Dabei ist die Maßnahme in hinreichend alten Laubwald- bzw. Laubmischwaldbeständen (100-120 Jahre) durchzuführen und mindestens der Kasten tragende Baum, optimalerweise jedoch ein entsprechender Waldbestand, dauerhaft aus der Nutzung zu nehmen sowie eine jährliche Kontrolle der Kästen vorzunehmen. Für das Große Mausohr, das Fledermauskästen in Wäldern als Paarungsquartiere nutzt, kann nach RUNGE *et al.* (2010) der Installation von zehn Fledermauskästen in unmittelbarer Nähe zueinander in 80-100-jährigen Waldbeständen bei paralleler Nutzungseinschränkung bzw. Nutzungsaufgabe ebenfalls eine hohe Eignung zugewiesen werden. Allerdings wird weiterhin vorausgesetzt, dass das Waldareal tatsächlich als Paarungsgebiet dient und zudem kastenbewohnende Große Mausohren bekannt sind.

Einordnung

Fledermauskästen können eine sinnvolle Maßnahme zur Schaffung von Ersatzquartieren sein. Sie sollten, nicht zuletzt aufgrund ihrer begrenzten Haltbarkeit, lediglich der Überbrückung des Zeitraums bis zur Entwicklung alternativer natürlicher Quartiere dienen. Daher sind Fledermauskästen stets in Kombination mit Maßnahmen zur Förderung der Entwicklung natürlicher Quartiere z. B. durch Nutzungsaufgabe einzelner Bäume (Habitatbäume) oder besser ganzer Waldbestände vorzusehen.

Fräsen von Baumhöhlen

Das Fräsen von Baumhöhlen in dickstämmige Bäume im räumlich-funktionalem Zusammenhang, aber in ausreichender Entfernung zu den WEA-Standorten soll, ähnlich der Ausbringung von Fledermauskästen dem vorgezogenen Ausgleich des Verlustes von Fortpflanzungs- und Ruhestätten (Schaffung von Ersatzquartieren für entfallene Baumhöhlen) dienen.

Gutachtenauswertung

Diese Maßnahme wurde in einem Fall für die Bechsteinfledermaus mit der Begründung vorgesehen, dass diese das Angebot von Fledermauskästen in manchen Fällen ignoriert. Im Rahmen eines Monitorings konnte bei einer ersten Kontrolle ein Jahr nach Realisierung der Maßnahme keine Nutzung durch Fledermäuse nachgewiesen werden. Als Ursache wurde die hohe Feuchtigkeit der Baumhöhlen vermutet, die möglicherweise durch Schwitzwasser des lebenden Holzes bedingt war (MAILÄNDER CONSULT 2014).

Leitfadenauswertung

Der Artenschutzleitfaden Nordrhein-Westfalens (MKULNV 2013) weist der Maßnahme für die Bechsteinfledermaus eine mittlere Eignung zu. Ein entsprechendes Monitoring wird für erforderlich gehalten. Zudem dürfte auch hier die kritische Haltung der Naturschutzverbände zu künstlichen Lebensraumelementen bzw. der künstlichen Schaffung von Alt- und Totholzstrukturen gelten.

Literaturauswertung

RUNGE *et al.* (2010) weisen der Maßnahme für kastenbewohnende Kolonien der Bechsteinfledermaus aufgrund einer drei- bis fünfjährigen Dauer bis zur Wirksamkeit sowie unterschiedlicher Experten-Einschätzungen zur Erfolgswahrscheinlichkeit eine mittlere Eignung zu. Dabei ist die Maßnahme in hinreichend alten Laubwald- bzw. Laubmischwaldbeständen durchzuführen (100-120 Jahre), die Nutzung des betreffenden Waldbestandes dauerhaft einzuschränken bzw. gänzlich aus der Nutzung zu nehmen sowie eine jährliche Kontrolle der Baumhöhlen vorzunehmen (ebd.). Die gleiche Eignungsbewertung erhält die Maßnahme für das Große Mausohr (hier zur Schaffung von Paarungsquartieren), sofern bereits entsprechende Paarungsquartiere in räumlicher Nähe bekannt sind. Geeignete Maßnahmestandorte sollen 80-120-jährige Waldbestände mit Baumstärken sein, die für die Schaffung von Baumhöhlen hinreichend sind (ebd.).

Einordnung

Bislang existieren noch keine publizierten Erkenntnisse zur Funktionsfähigkeit dieser Maßnahme. Nachteilig könnte sich zudem auswirken, dass die künstlichen Höhleneingänge relativ schnell überwallt werden. Aktuell gibt es daher keine stützenden Hinweise, dass diese Maßnahme Anwendung finden sollte.

Nutzungsverzicht bzw. Altbaumsicherung

Der Verzicht auf die forstliche Nutzung dient dem Erhalt bzw. der langfristigen Vermehrung der Lebensstätten von Baumhöhlen und Altholz bewohnenden Fledermausarten sowie der allgemeinen Aufwertung der Habitatqualität für diese Arten.

Gutachtenauswertung

Ein Nutzungsverzicht von Waldflächen wurde in vier von 60 Vorhaben explizit als CEF Maßnahme für Fledermäuse festgesetzt, darunter in drei Fällen in Verbindung mit der Schaffung künstlicher Quartiere in Form von Fledermauskästen bzw. Bohrung künstlicher Baumhöhlen sowie einem Fall mit der Sicherung bzw. Erschließung von Stollen als Winterquartier. Die Vorhaben stammen aus Baden-Württemberg (drei) und Rheinland-Pfalz (eins) aus den Jahren 2009 bis 2014 und wurden von zwei unterschiedlichen Gutachterbüros erstellt. In weiteren zwei Fällen wurde eine Sicherung von Altbäumen bzw. Altbaumgruppen in Verbindung mit dem Anbringen von Fledermauskästen kombiniert. Somit wurde ein Nutzungsverzicht in größerem bzw. kleinerem Rahmen in insgesamt sechs Vorhaben als CEF-Maßnahme vorgesehen. In zwei der Vorhaben wurde der Nutzungsverzicht im Sinne einer multifunktionalen Maßnahmenplanung mit CEF-Maßnahmen für Vögel (zwei) und Wildkatze (eins) kombiniert.

In insgesamt fünf Vorhaben wurde ein Nutzungsverzicht explizit nicht als CEF-Maßnahme sondern als Kompensationsmaßnahme festgesetzt, auch hier in der Kombination mit weiteren Maßnahmen (Fledermauskästen, Nistkästen, Wurfmöglichkeiten für die Wildkatze).

Leitfadenauswertung

Laut Artenschutzleitfaden aus Nordrhein-Westfalen (MKULNV NRW 2013) stellt ein Nutzungsverzicht eine besonders sinnvolle Maßnahme zur Förderung von u. a. Waldfledermäusen dar. Diese Maßnahme ist jedoch als CEF-Maßnahme nur in Kombination mit anderen aktiven und kurzfristig wirksamen Maßnahmen (Schaffung künstlicher Lebensstätten) anrechenbar. Konkrete Eignungsbewertung für die Maßnahme finden sich wie folgt: Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen, Nutzungsverzicht, aktive Förderung von Totholz: hoch bis mittel, je nach Maßnahmen-Subtyp (Großer Abendsegler, Kleinabendsegler), Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen: mittel (Großes Mausohr, Rauhautfledermaus) sowie gering bis hoch in Abhängigkeit der Quartiernutzungstradition der Kolonie (Bechsteinfledermaus).

Die Artenschutzleitfäden aus Rheinland-Pfalz (MULVWF 2012) sowie des Saarlands (MUV 2013) empfehlen die Maßnahme für die Arten Großer Abendsegler, Kleinabendsegler, Rauhautfledermaus, Mopsfledermaus, Kleine und Große Bartfledermaus, Wasserfledermaus, Großes Mausohr, Mückenfledermaus, Bechsteinfledermaus, Fransenfledermaus und Braunes Langohr in Verbindung mit Fledermauskästen zur Verbesserung des Quartierangebotes in Waldflächen in mindestens 100-120-jährigen Laubwald- oder Laubmischwaldbeständen in von WEA entfernten Bereichen (mind. zehn Höhlenbäume je Hektar).

Der brandenburgische Waldleitfaden (MUGV 2014) sowie auch die aktuellen brandenburgischen Handlungsempfehlungen für Fledermäuse (MUGV 2011b) führen die vertragliche Sicherung von Höhlenbäumen, Altholzbeständen und stehendem Totholz als eine von mehreren potenziellen CEF-Maßnahmen auf, ohne explizit auf eine Kombination mit künstlichen Quartieren (Fledermauskästen) hinzuweisen.

Literaturauswertung

MESCHEDE & HELLER (2000) schlagen auf Grundlage ihrer Forschungsergebnisse vor, im Zuge der Waldbewirtschaftung einen Quartierverbund aus Höhlenbäumen (sieben bis zehn Höhlenbäume pro ha oder 25 bis 30 Höhlen pro ha) zu sichern. Bei RUNGE *et al.* (2010) wird ein Nutzungsver-

zicht lediglich ergänzend zur Neuschaffung von Quartieren für die Bechsteinfledermaus und das große Mausohr aufgeführt.

Einordnung

Die Schaffung von Waldrefugien und die Sicherung von Altholzbeständen oder auch Habitatbäumen stellen die wohl geeignetste Maßnahme zum Ausgleich von Habitatverlusten der spezifisch an den Lebensraum Wald gebundenen Fledermäuse dar. Wobei jedoch beachtet werden muss, dass einzelne Arten auch von historischen Waldbewirtschaftungsformen profitieren, die z. B. zu einem hohen Eichenanteil in Wäldern geführt haben. So zeichnen sich besonders geeignete Habitate der Nymphenfledermaus und der Bechsteinfledermaus an vielen Standorten durch einen großen Anteil an alten Eichen aus, die gleichzeitig als Quartier und Jagdgebiet genutzt werden. Für diese Arten müssen Maßnahmen zum allgemeinen Nutzungsverzicht ggf. mit Konzepten verknüpft werden, die den Fortbestand und die Entwicklung der entsprechenden Habitatqualitäten durch pflegende Eingriffe im Sinne des Naturschutzes gewährleisten.

8.6.3. Wildkatze

Ausbringen künstlicher Wurfmöglichkeiten (Wurfkisten bzw. Aufhäufen von Totholz)

Das Ausbringen von Wurfkisten bzw. das Aufhäufen von Reisighaufen, Wurzeltellern und Totholz im räumlich-funktionalen Zusammenhang, jedoch mit ausreichendem Abstand zu den WEA sowie in geeigneten Habitaten soll dem vorgezogenen Ausgleich des Verlustes von Fortpflanzungs- und Ruhestätten der Wildkatze dienen.

Gutachtenauswertung

Als CEF-Maßnahme wurde die Schaffung künstlicher Reproduktionsmöglichkeiten und Ruhestätten in vier von 19 Vorhaben mit Wildkatzenrelevanz (d. h. Vorhaben mit Fachgutachten zur Wildkatze) vorgesehen. Die vier Standorte befanden sich alle in Rheinland-Pfalz und wurden von zwei Gutachterbüros in den Jahren 2011 und 2012 gutachterlich betreut. In zwei Vorhaben aus 2011 und 2012 wurde das Ausbringen von Wurfkisten vorgesehen, weiteren zwei Vorhaben aus 2012 das Aufhäufen von Wurzeltellern. In zwei Fällen wurden ergänzend Maßnahmen wie Nutzungsverzicht von Waldflächen bzw. zusätzliche Habitataufwertungsmaßnahmen geplant.

In drei weiteren Vorhaben wurde das Ausbringen von Wurfkisten explizit nicht als CEF-Maßnahme, sondern als Kompensationsmaßnahme festgesetzt. Die Standorte lagen wiederum in Rheinland-Pfalz und stammten ebenfalls aus den Jahren 2011 und 2012. In einem jüngeren Vorhaben aus dem Saarland wurde das Aufhäufen von Wurzeltellern als Verminderungsmaßnahme geplant.

Damit wurde die Schaffung von künstlichen Fortpflanzungs- und Ruhestätten in gut der Hälfte der Vorhaben, in denen die Wildkatze vertiefend betrachtet wurde, vorgesehen.

Ungeachtet, ob als CEF-, Kompensations- oder Verminderungsmaßnahme bezeichnet, wurde eine Umsetzung der Maßnahme vor Beginn der Wurfzeit der Wildkatze im März gefordert. In sieben der acht Vorhaben wurde zudem ein Monitoring angeregt, dass aus einer Kontrolle und Wartung der Wurfkisten in einem ein- bis dreijährigen Turnus bis hin zu Besatznachweisen mittels Haaranalysen bzw. Nachweisen durch Fotofallen reichte. In einem Fall wurde die Untersuchung der

Reaktion der im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Wildkatzen auf die Baumaßnahmen vorgesehen (s. Kap. 4.1).

Monitoringberichte liegen nur zu zwei Projekten aus Rheinland-Pfalz vor, in denen Wildkatzen-Wurfkisten als Kompensationsmaßnahmen nach Eingriffsregelung festgesetzt wurden. Im Zuge der Vorhabenrealisierung wurden im Winter 2011/2012 jeweils 20 Wildkatzenwurfkisten installiert und in den Folgejahren kontrolliert und gesäubert. In beiden Projekten wurde jeweils für einen Teil der Wurfkisten durch gefundene Haare, Kratzspuren oder auch Fotofallenaufnahmen ein zumindest kurzfristiger Aufenthalt der Wildkatze im Inneren der Kiste nachgewiesen. Der Nachweis einer dauerhaften Nutzung, insbesondere auch zur Reproduktion, konnte allerdings in den mittlerweile zweijährigen Monitoringuntersuchungen bislang nicht erbracht werden (BFL 2014a, b). Der Projektierer juwi und weitere Projektierer setzen in jüngerer Zeit daher eher auf die Aufhäufung von Totholz (unter Verwendung des ohnehin bei der Baufeldräumung anfallenden Gehölzmaterials, s. Abb. 87).

Abb. 87: Beispiele für Kameranachweise von Wildkatzen an künstlich angelegten Totholzhaufen in rheinland-pfälzischen Wäldern
(Quelle: juwi Energieprojekte GmbH)

Leitfadenauswertung

Gemäß dem Leitfaden zur Wirksamkeit von Artenschutzmaßnahmen in Nordrhein-Westfalen sind künstliche Wurfmöglichkeiten zwar zur Überbrückung von zeitweise bestehenden Funktionslücken anwendbar (MKULNV NRW 2013), es wird jedoch darauf hingewiesen, dass Wurfkisten für die Wildkatze von nordrhein-westfälischen Artexperten überwiegend kritisch beurteilt werden. Die Maßnahme wird daher als solche mit mittlerer Eignung als CEF-Maßnahme und als „nachrangige Maßnahme“ bewertet. Sie sollte zudem generell in Kombination mit weiteren Maßnahmen zur Verbesserung der natürlichen Habitatqualität eingesetzt werden (z. B. Aufgabe oder Reduzierung der forstlichen Nutzung) (ebd.).

Literaturauswertung

Empirische Studien zur Nutzung von Wurfkisten oder anderer künstlich geschaffener Fortpflanzungsstätten sind nicht bekannt. Grundsätzlich sind jedoch natürliches Totholz und Totholzhöhlen sowie Holzpolter und deren hohe Bedeutung als Fortpflanzungsstätten aus der Literatur bekannt

(PIECHOCKI 1990; GÖTZ & ROTH 2006). Durch Telemetrie ermittelte Aufenthaltsorte von Wildkatzengehecken im Südostharz lagen zu 79 % in Totholzstrukturen wie Reisighaufen, liegendem hohlen Stammholz, Kronenholz, Wurzeltellern und Holzpoltern (GÖTZ *et al.* 2009). Daraus wird in vielen Literaturquellen abgeleitet, dass eine Lebensraumaufwertung durch eine Anreicherung ähnlicher Strukturen erfolgen kann (BIRLENBACH & KLAR 2009; SIMON & GÖTZ 2013).

RUNGE *et al.* (2010) messen der Schaffung künstlicher Wurforte aufgrund der kurzfristigen Realisierbarkeit und der bekannten Annahme durch die Wildkatze eine hohe Eignung als CEF-Maßnahme bei, sofern diese gewissen fachlichen Anforderungen bei der Ausführung (u. a. trockene, vor Prädatoren geschützte Standorte) genügt und mit einer Nutzungsaufgabe sowie ergänzenden Habitatoptimierungsmaßnahmen verbunden wird.

Dass ein erfolgreicher Einsatz von Wurfkisten bislang nicht nachgewiesen sei und zudem die Kisten unbeabsichtigt auch eine Prädationsfalle für Wildkatzenjungtiere darstellen könnte, konstatiert wiederum SIMON (2014) und empfiehlt stattdessen die Schaffung von Totholzhaufen. Als Indiz für die mögliche Nutzung dieser als Fortpflanzungsstätte kann ein Zufallsfund von TRASBERGER (2014) dienen, der während der Bauphase eines Windparks unweit eines Anlagenstandortes ein rufendes Wildkatzenjunges vor einer Höhlung in einem Totholzhaufen beobachtete.

Einordnung

Als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme werden künstliche Wurfmöglichkeiten ebenso häufig eingesetzt, wie als Kompensationsmaßnahme (jeweils ca. ein Fünftel der Vorhaben mit Wildkatzenrelevanz). Bezüglich einer Wirksamkeit und damit Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme für entfallene Fortpflanzungs- und Ruhestätten sind bislang keine empirischen Nachweise bekannt. Aufgrund der teilweise kritischen Einschätzung des Einsatzes von Wurfkisten und der bekannten Bedeutung von Totholzstrukturen als Fortpflanzungsstätte sollte verstärkt auf die Schaffung derartiger Strukturen gesetzt werden. Diese werden von Wildkatzen scheinbar angenommen und können zudem eine aufwertende Funktion für weitere Schutzgüter bzw. Tierarten haben. Ein empirischer Nachweis, dass Totholzhaufen tatsächlich als Fortpflanzungsstätte genutzt werden, steht allerdings noch aus. Hier besteht demnach noch weiterer Forschungsbedarf.

Nutzungsverzicht von Waldflächen bzw. Sicherung von Altholzbeständen

Die Sicherung von Altholzbeständen bzw. der Verzicht auf oder die Beruhigung der forstlichen Nutzung für die Betriebszeit der WEA soll in Kombination mit kurzfristig wirksamen Maßnahmen als vorgezogener Ausgleich für den potenziellen Verlust an Fortpflanzungs- und Ruhestätten sowie einer langfristigen allgemeinen Aufwertung der Habitatqualität für die Wildkatze dienen.

Gutachtenauswertung

Im Zusammenhang mit der Schaffung künstlicher Fortpflanzungs- und Ruhestätten als CEF-Maßnahmen für die Wildkatze wurde ein Nutzungsverzicht in drei Fällen vorgesehen sowie bei einem weiteren Vorhaben, in denen diese als Kompensationsmaßnahme geplant wurden.

Leitfadenauswertung

Der Leitfaden zur Wirksamkeit von Artenschutzmaßnahmen in Nordrhein-Westfalen (MKULNV NRW 2013) nimmt für einen Nutzungsverzicht sowie für die Erhöhung des Erntealters in Altholz-

beständen eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme für die Wildkatze an. Allerdings wird als fachlicher Konsens festgehalten, dass längerfristig wirksame Maßnahmen nicht als alleinige Maßnahmen, sondern stets mit aktiven und kurzfristigen Maßnahmen kombiniert werden sollen (ebd.).

Literaturauswertung

Gemäß RUNGE *et al.* (2010) ist dem Nutzungsverzicht selbst älterer strukturreicher Laubwälder als bevorzugte Habitate der Wildkatze aufgrund der langen Entwicklungsdauer entsprechender Höhlenbäume sowie aufgrund fehlender Nachweise zur Wirksamkeit nur eine geringe Eignung als Maßnahme beizumessen. In Kombination mit der Schaffung künstlicher Wurforte kann ggf. eine mittlere Eignung erreicht werden (ebd.). Einen Nutzungsverzicht alter Laubwaldflächen bzw. Teilflächen dieser Waldbestände fordern SIMON & GÖTZ (2013), da alte Laubwälder einen besonders hohen Anteil an Totholz und damit an potenziellen Fortpflanzungsstätten oder Tagesruheplätzen aufweisen. Tagesruheplätze waren in einer Studie von JEROSCH (2006) zu 60 % mit Totholzstrukturen am Boden assoziiert. Auch im Aktionsplan zum Schutz der Europäischen Wildkatze in Deutschland (BIRLENBACH & KLAR 2009) wird zum Schutz und zur Aufwertung des Lebensraumes die Entwicklung und Erhaltung naturnaher Waldgesellschaften sowie die Ausweisung von Gebieten mit Nutzungsverzicht gefordert.

Einordnung

In der Praxis wird diese Maßnahme offenbar – wie in Leitfäden und Literatur empfohlen – regelmäßig zusätzlich zur kurzfristig wirksamen Schaffung von künstlichen Fortpflanzungs- und Ruhestätten eingesetzt. Als alleinige vorgezogene Ausgleichsmaßnahme, ohne Ergänzung durch kurzfristig wirksame Maßnahmen, dürfte ein Nutzungsverzicht aufgrund der langen Entwicklungszeiten nicht geeignet sein. Als Beitrag für einen verbesserten Erhaltungszustand der Wildkatze in Deutschland oder im Rahmen von Biotopvernetzungsmaßnahmen erscheint diese Maßnahme aber als sinnvoll, von der darüber hinaus nicht nur die Wildkatze profitiert.

Habitataufwertung durch Waldumbaumaßnahmen

Die Aufwertung naturferner Forstbestände durch Maßnahmen des ökologischen Waldumbaus soll in Kombination mit kurzfristig wirksamen Maßnahmen als vorgezogener Ausgleich für den potenziellen Verlust an Fortpflanzungs- und Ruhestätten der langfristigen Entwicklung der Habitatqualität für die Wildkatze dienen.

Gutachtenauswertung

Diese Maßnahme wurde in zwei Vorhaben im Zusammenhang mit dem vorgezogenen Ausgleich des potenziellen Verlustes an Fortpflanzungsstätten für die Wildkatze durch Wurfkisten vorgesehen und zudem mit der Sicherung und Nutzungsaufgabe von Altholzbeständen kombiniert. In zwei weiteren Fällen war die Maßnahme in gleicher Kombination als Kompensationsmaßnahme geplant.

Leitfadenauswertung

Der Leitfaden zur Wirksamkeit von Artenschutzmaßnahmen in Nordrhein-Westfalen (MKULNV NRW 2013) misst der Umwandlung von monoton gleichaltrigen Waldbeständen in strukturreiche Bestände unterschiedlichen Alters (u. a. Auflichtung dichter Gehölzbestände, Förderung von Un-

terholz und Dickichten, Entwicklung offener Waldlichtungen/Kleinkahlschläge) sowie der Entwicklung von arten- und strukturreichen Waldinnen- und -außenmänteln eine hohe Eignung als CEF-Maßnahme bei. Allerdings wird als fachlicher Konsens festgehalten, dass längerfristig wirksame Maßnahmen nicht als alleinige Maßnahmen, sondern stets mit aktiven und kurzfristig wirksamen Maßnahmen kombiniert werden sollen (ebd.). Darüber hinaus führt der Leitfaden zahlreiche offenland- und gewässerbezogene Maßnahmen auf, die ebenfalls mit einer hohen Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme für die Wildkatze bewertet wurden, darunter: die Anlage von Gehölzen im Offenland (Feldgehölzinseln, Hecken, Streuobstbestände), Gewässersanierung (Rückbau von Uferbefestigungen und Wiederherstellung der Durchgängigkeit, die Anlage von Extensivgrünland (Wiese) sowie die Anlage oder Entwicklung von Extensivgrünland auf mittleren Standorten bzw. auf feuchten und nassen Standorten.

Literaturauswertung

RUNGE *et al.* (2010) sehen Habitatoptimierungen als begleitende Maßnahme zur Schaffung von künstlichen Wurforten als sinnvoll bzw. erforderlich an. Der Schaffung von Waldlichtungen, die von Wildkatzen vermutlich als Sonnen- und Ruheplätze sowie als Jagdrevier genutzt werden, wird aufgrund fehlender Wirksamkeitsnachweise jedoch lediglich eine mittlere Eignung als CEF-Maßnahme beigemessen. BIRLENBACH & KLAR (2009) betrachten die Anreicherung mit Gehölzstrukturen und Aufforstungen insbesondere als Vernetzungsmaßnahme als sinnvoll. SIMON & GÖTZ (2013) schlagen einen Verbleib von Stammtotholz bzw. Baumkronen gefällter Bäume im Wald vor, da diese häufig als Tagesruheplätze dienen (GÖTZ *et al.* 2009).

Einordnung

In der Praxis werden Habitataufwertungsmaßnahmen in einzelnen Fällen als Ergänzung zur kurzfristig wirksamen Schaffung von künstlichen Fortpflanzungs- und Ruhestätten und zum Nutzungsverzicht sowie im Zusammenhang mit Kompensationsmaßnahmen eingesetzt. Als alleinige vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen sind langfristige Habitatentwicklungsmaßnahmen nicht geeignet. Offenlandmaßnahmen werden bei Vorhaben auf Waldstandorten selten durchführbar sein. Zudem ist bei diesen Maßnahmen keine Kombination mit kurzfristig wirksamen Maßnahmen möglich, weshalb diese Maßnahmen ebenfalls nicht als CEF-Maßnahmen in Frage kommen dürften.

8.7. Multifunktionale und schutzgutbezogene Maßnahmen zur Kompensation von nicht vermeidbaren erheblichen Umweltauswirkungen nach § 13 BNatSchG

Die nachfolgende Tabelle gibt einen Überblick über die in den ausgewerteten Gutachten vorgeschlagenen bzw. festgelegten Kompensationsmaßnahmen, wobei eine Verallgemeinerung und Kategorisierung zur besseren Nachvollziehbarkeit der unterschiedlichen Ansätze vorgenommen wurde:

- Maßnahmen zur Wiederaufforstung,
- Maßnahmen zur allgemeinen Biotop- und Habitataufwertung im Wald (Waldumbau),
- Maßnahmen zur allgemeinen Biotop- und Habitataufwertung im Waldumfeld (Offenland),
- Konkretisierung der Maßnahmen zur gezielten Lebensraumaufwertung von Waldtierarten (Schwerpunkt: Fledermäuse, Vögel, Wildkatze) sowie

- Maßnahmen zur Erhöhung der Strukturvielfalt für Erholungssuchende[42].

Eine vertiefende Betrachtung in ähnlicher Form wie bei den Vermeidungs- und Verminderungsmaßnahmen bzw. CEF-Maßnahmen wurde im Rahmen des Projektes nicht vorgenommen.

Tab. 48: In der Praxis vorgesehene, multifunktionale und schutzgutbezogene Maßnahmen zur Kompensation erheblicher Beeinträchtigungen

Maßnahmen zur Wiederaufforstung • Aufforstung von Ackerland mit standortgerechten Baumarten in direktem Waldumfeld • Aufforstung von Windwurf- und Kalamitätsflächen mit standortgerechten Baumarten
Maßnahmen zur allgemeinen Biotop- und Habitataufwertung im Wald (Waldumbau) • Beseitigung nicht standortgerechter Bestockungen und Entwicklung von standortgerechten Mischwäldern • Entfichtungen in Laubwaldbeständen • Bachentfichtungen (d. h. Beseitigung von Fichten am Bachlauf sowie Aufwertung des Bachbereichs durch Anpflanzung bachtypischer Arten, z. B. Erle, Esche, Bergahorn) • Umwandlung von Fichtenforsten in Mischwälder durch gruppenweise Entnahme von Fichten aus Fichten-Reinbeständen und Auspflanzung der Lücken mit geeigneten Baumarten (z. B. Buchen) im Verhältnis von ca. 4:1 um die Schaffung eines höhen- und baumarten-bezogen strukturierten Bestandes zu fördern • Umwandlung von Pappelforsten in einen feuchten Auwald (Eschen-Erlen-Wald) • Unterpflanzung der Bestände mit standortgerechten Laubbaumarten • Entnahme von Baumgruppen aus der Nutzung • Anlage und Entwicklung von Waldrändern (stufige Gestaltung der Baum-, Strauch-, und Krautschicht) • Entwicklung von struktur- und artenreichen Waldwiesen im Anschluss an Neuaufforstungsflächen • Anlage und Entwicklung von artenreichen Krautsäumen am Waldrand

Maßnahmen zur allgemeinen Biotop- und Habitataufwertung im Waldumfeld (Offenland)
• Schaffung von Heckenstrukturen und Baumreihen im Offenland
• Anlage von Feldgehölzen und Baumgruppen
• Anlage von Streuobstwiesen
• Nutzungsextensivierung und Entwicklung artenreicher Grünlandwiesen
  o Verzicht von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln bzw. Vermeidung weiterer Bodenversauerung
  o kein Schnitt vor 1. Juli, Schnitt und Abräumen des Mahdguts einmal pro Jahr über 20 Jahre).
  o Schafbeweidung und Flächenpflege (Nachmahd),
• Regulierung der Gehölzentwicklung (Entnahme von einzelnen Großbäumen, Heckenpflege)
• Anlage von Flachwassertümpeln

[42] Hierunter fallen in aller Regel auch Maßnahmen für das Landschaftsbild (Landschaftsbild prägende Ersatzmaßnahmen). Auch wenn das Landschaftsbild ausdrücklich nicht Gegenstand des Projektes ist, werden in Verbindung mit dem Schutzgut Erholung vorgeschlagene Maßnahmen aufgeführt.

Schutzgutspezifische Maßnahmen für (Wald-)Vögel

- Sicherung bzw. Entwicklung von einzelnen Altbäumen oder Altbaumgruppen und Totholzbeständen, z. B. durch GPS-Erfassung, Markierung und Entnahme aus der Nutzung (v.a. für Spechte und deren Folgebesiedler, z. B. Dohle und Hohltaube)
- Erhöhung des Totholzanteils durch Ringeln von Bäumen abseits von Wegen und zugänglichen Stellen[43]
- Anlage und Entwicklung von gestuften Waldsäumen (u. a. für die Turteltaube)
- Umwandlung von auennahen Nadelholzbeständen in naturnahen Laubwald mit Ufergehölzsaum (z. B. Schwarzstorch)
- Anlage von attraktiven Nahrungsgewässern im Wald und angrenzenden Offenland
- Aufwertung von Waldteichen (nicht in unmittelbarem WEA-Umfeld)
    - Schaffung strukturreicher Verlandungsbereiche
    - Initialpflanzung und Entwicklung von Schilfröhrichtbereichen
    - Initiierung Entwicklung feuchter Hochstaudenfluren
    - Anlage von Geländemulden und Wurzeltellerbiotopen
    - Pflege durch Offenhaltung, Gehölzrücknahme alle 5 Jahre

Schutzgutspezifische Maßnahmen für Fledermäuse

- Langfristige Sicherung bekannter Winterquartiere (z. B. Altbäume, Höhlen, Stollen, Felsspalten) durch z. B. Vergitterung, Aufstellung von Hinweisschildern
- Langfristige Sicherung der bekannten Jagdgebiete und des Quartierangebotes durch geeignete forstwirtschaftliche Maßnahmen (z. B. forstwirtschaftliche Beruhigung)
- Anlage von Waldgewässern (Tümpel, Teiche) für eine Aufwertung der Nahrungsangebote und Reaktivierung bereits vorhandener Strukturen bzw. versumpfter Waldgewässer
- Förderung bzw. Nutzung von Niederwaldbeständen an Fließgewässern
- Sicherung einzelner Altbäume oder ganzer Altholzbestände, die sowohl als Quartierräume und auch Jagdgebiet fungieren können
- Sukzessive Umstrukturierung von monotonen Nadelwaldbeständen in heterogene Laubmischwälder mit unterschiedlichen Altersklassen
- Waldumbaumaßnahmen, d. h. Unterpflanzung der Bestände mit standortgerechten Laubbaumarten
- Forstwirtschaftliche Beruhigung zur Schaffung einer möglichst hohen Störungsarmut in Kombination mit einer ökologischen Aufwertung auf Flächen mit Altbaumbeständen bzw. Flächen, die bereits eine gewisse Reifephase erreicht haben
- Laubwald-Aufforstung von an Wald angrenzenden Landwirtschafts-Flächen
- Dauerhafte natürliche Entwicklung von Freiflächen im Wald (Anlage von Sukzessionsflächen)
- Schaffung von Winterquartieren (z. B. entsprechender Umbau von geeigneten Gebäuden im Wald)

[43] Die Schaffung „künstlicher Alt- und Tothölzer“ wird von Seiten des Naturschutzes teilweise kritisch gesehen (vgl. MKULNV 2013, S. 32)

Schutzgutspezifische Maßnahmen für die Wildkatze

- Aufwertung von bestehenden älteren Laubholzbeständen durch das Einbringen bzw. Verbleiben von Totholz und Reisighaufen als zusätzliche Versteck- und Reproduktionsmöglichkeiten
- Sicherung von Altbäumen („Ewigkeitsbäumen“) als geeignete Großhöhlenlieferanten, möglichst in Form von Gruppen von Altbäumen bzw. Altholzinseln
- Belassen/Aufstellen von Wurzeltellern im Wald
- Freilegen von Felskuppen als sonnenexponierte Liegefläche
- Anlage von Heckenstrukturen im Offenland, so dass gegen Störungen geschützte Bereiche als Jagdreviere entstehen
- Aufbau strukturreicher Säume entlang der Waldwege, der Waldränder und der neu geschaffenen Zuwegungen
- Renaturierung vorhandener Bachläufe (z. B. Entfichtungen)
- Beruhigung der forstlichen Nutzung in einem weiten Radius um die Reproduktionsstätten in den Wurfzeiten (März - Juni)
- Auflichtung vorhandener Nadelholzflächen im funktionellen Umfeld zur Bereicherung der Strukturen und damit zur Verbesserung der Lebensraumfunktonen (Rückzugs- und Nahrungsraum).
- Entwicklung von stufig aufgebauten und dichten Waldrändern (Rückzugs- und Nahrungsraum).
- Schaffung von Wechselmöglichkeiten über Straßen
- Verbesserung des Habitatverbundes zwischen benachbarten Waldkomplexen im Rahmen durchzuführender Aufforstungen
- Schaffung von „Trittstein-Habitaten“ und Leitstrukturen entlang der von den Wildkatzen bevorzugten örtlichen Wanderkorridore (extensive Wiesen, Hecken, Baumgruppen, Baumreihen, Saumstrukturen)
- Extensivierung vorhandener Wiesenflächen zur Förderung des Kleinsäugerreichtums (Nahrungsraum).
- Umwandlung von Ackerflächen in extensiv genutzte Wiesen zur Erhöhung des Nahrungsangebotes
- Umwandlung von Fichtenforsten bzw. Wäldern mit nicht heimischen Baumarten zu Laubmischwäldern mit heimischen Baumarten
- Anlage von Grünlandsäumen und/oder Sukzessionsflächen zwischen Waldrand und angrenzenden Äckern
- Dauerhafte Sicherung und Pflege von Waldwiesen

Maßnahmen zur Erhöhung der Strukturvielfalt für Erholungssuchende im Wald und im Waldumfeld

- Entwicklung von naturnahen, standorttypischen Laubwaldgesellschaften und prägenden Gehölzstrukturen (z. B. Entwicklung von Offenlandflächen innerhalb von Waldbiotopen durch gelenkte Sukzession bis hin zur Strauchvegetation und Entwicklung von Waldwiesen auf temporär beanspruchten Flächen an WEA)
- Anlage eines Waldlehrpfades
- Anlage von Alleen und naturnahen Raumkanten zur Unterstreichung von Sichtbeziehungen
- Freistellung und Entfernung von Pionierholz im Umfeld von Landschaftsbild prägenden Strukturen und Bauwerken
- Waldrandgestaltung auf vorhandenen Windwurfflächen
- Renaturierung (im Wald gelegener) Bäche
- Anlage von (im Wald gelegenen) Feuchtbiotopen
- Pflegemaßnahmen an (im Wald gelegenen) Tümpeln
- Anlage von Streuobstwiesen

9. Planungs- und Zulassungsempfehlungen

Aus den im Rahmen des Forschungsprojektes durchgeführten empirischen Erhebungen, Daten-, Gutachten- und Literaturrecherchen sowie den umfangreich durchgeführten Auswertungen (s. vorige Kapitel) wurden Planungs- und Zulassungsempfehlungen für WEA im Wald für die Themenkomplexe Untersuchungsmethoden, Vermeidung und Minimierung sowie vorgezogene Ausgleichs- und Kompensationsmaßnahmen abgeleitet. Der Schwerpunkt liegt auch hier auf den Tierarten(gruppen) Vögel, Fledermäuse und Wildkatze. Es finden sich jedoch auch Empfehlungen zum Schutzgut Pflanzen/Biotope sowie zu übergreifenden Maßnahmen. Die Darstellung der Empfehlungen zu den Konfliktbewältigungsmaßnahmen (Kap. 9.2 und 9.3) erfolgt in knapper tabellarischer Form, da diese im Kapitel 8.5 ff. bereits ausführlich behandelt wurden.

9.1. Untersuchungsmethoden

9.1.1. Vögel

Auswirkungen von WEA auf Vögel können artspezifisch sehr unterschiedlich sein. Dies gilt sowohl im Hinblick auf die Kollisionsgefährdung als auch hinsichtlich der Empfindlichkeit von Vogelarten gegenüber den Scheuch- und Vertreibungswirkungen (REICHENBACH *et al.* 2004; HÖTKER *et al.* 2005; GOVE *et al.* 2013; SCHUSTER *et al.* 2015). Als Grundsatz wird daher empfohlen, den Aufwand für die Bestandserfassung gezielt auf diejenigen Arten/Artengruppen zu fokussieren, für die von einer eingriffstypen-spezifischen Betroffenheit ausgegangen werden kann. Dies wird auch von GOVE *et al.* (2013) betont:

"Verträglichkeitsprüfungen sollten sich auf diejenigen Arten und Habitate fokussieren, für die Beeinträchtigungen durch einen geplanten WP zu erwarten sind. Dies kann durch einen effektiven Scoping-Prozess gewährleistet werden, der die Identifizierung der für die Bestandserfassung und Verträglichkeitsprüfung wesentlichen Arten und Habitate zum Ziel haben soll. Hierdurch sollen Gutachten vermieden werden, die lediglich das vorhandene Arteninventar auflisten und in großer Länge nicht oder nur wenig relevante Aspekte beschreiben. Eine Fokussierung auf die wesentlichen betroffenen Arten und Habitate trägt zu einer Verschlankung der Planungsunterlagen bei und versetzt die Entscheidungsträger in die Lage, sich auf die zentralen Aspekte zu konzentrieren. Zudem wird hierdurch erleichtert, trotz ggf. begrenzter Ressourcen qualitativ hochwertige Daten und Entscheidungsgrundlagen zu generieren" (GOVE *et al.* 2013, S. 42/43).

Dieser allgemeine Grundsatz wird waldspezifisch durch die vorliegenden Untersuchungsergebnisse gestützt. Als Konsequenz wird eine aufwändige quantitative Erfassung der Singvogelzönose nicht für erforderlich gehalten (abgesehen von Rote Liste-Arten). Folgende Artengruppen sollten stattdessen vorrangig untersucht werden:

- Greif- und Großvögel
- Spechte und Eulen
- Spezifisch empfindliche Arten wie z. B. Waldschnepfe und Ziegenmelker
- Weitere Rote Liste-Arten

Hinsichtlich dieser verschiedenen Artengruppen sind die unterschiedlichen Erfassungszeiten und -methoden zu berücksichtigen. Entsprechende methodische Grundlagen finden sich in SÜDBECK *et*

al. (2005). Eine Studie zum Erfassungsgrad von Spechten in einer durch Beringung vollständig bekannten Population ergab allerdings, dass ein strenges Vorgehen nach der Methode von SÜDBECK *et al.* (2005) zu einer deutlichen Unterschätzung der Bestände führt (HENNES 2012). Eine Konsequenz hieraus wäre einerseits, für bestimmte, tendenziell schwerer zu erfassende Artengruppen den Geländeaufwand zu erhöhen und/oder andererseits für bestimmte Arten nicht nur Brutverdachte und Brutnachweise, sondern ggf. auch Brutzeitfeststellungen (nur einmalige Sichtung mit revieranzeigendem Verhalten) in die Bestandsdarstellung bzw. die Konfliktanalyse mit aufzunehmen.

Auf der Grundlage der vorliegenden Projektergebnisse soll daher die Bedeutung einer Anpassung der **Bestandserfassung von Spechten** betont werden:

- Projektergebnisse indizieren mögliche Vertreibungswirkungen bis ca. 250 m,
- Artengruppe schwierig zu erfassen und meist deutlich unterkartiert,
- Wichtige Leitarten für Bestandsbewertung und Maßnahmenkonzeption.

Hieraus werden folgende **Empfehlungen** abgeleitet:

- Mehr Erfassungstermine in der kurzen relevanten Erhebungsperiode,
- Höheres Gewicht auf optimale Witterungsbedingungen,
- Systematischer Einsatz von Klangattrappen.

Betrachtet man die o. g. Artengruppen im Hinblick auf die saisonalen Unterschiede der jeweiligen Erfassungsperioden, ergibt sich eine sehr ausgedehnte Erfassungsperiode (nach SÜDBECK *et al.* 2005):

- *Beginn* bei Eulen ab Mitte Februar für den Uhu, diese Art, die sich stark in der Ausbreitung befindet, wird ohne gezielte Suche relativ leicht übersehen;
- *Ende* Mitte/Ende Juli für Baumfalke und Wespenbussard.

Dazu kommt die Berücksichtigung unterschiedlicher Tages- und Nachtzeiten für die **verschiedenen Artengruppen**. Will man für jede Art/Artengruppe mindestens zwei Termine im relevanten Zeitfenster durchführen (zur Bildung von Brutverdachten gemäß SÜDBECK *et al.* (2005) zwingend erforderlich) ergibt sich folgender möglicher Ablauf (Tab. 49):

Tab. 49: Vorgeschlagener Ablauf einer Brutvogelkartierung für verschiedene besonders relevante Arten/Artengruppen bei Windenergieplanungen im Wald

	Feb.	März	April	Mai	Juni	Juli
Eulen	2 Nachttermine				1 Nachttermin (bettelrufende Jungvögel)	
Spechte		2-3 Termine				
Greifvögel		2-3 Termine (frühe Arten)		2-3 Termine (späte Arten)		
Waldschnepfe				2-3 Abend-/Nachttermine (ggf. Einsatz mehrerer Bearbeiter)		
Ziegenmelker				2-3 Abend-/Nachttermine		
Singvögel (Rote Liste)		3 Termine		2 Termine	2 Termine	

In der Summe ergeben sich hieraus ca. vier bis fünf Abend-/Nachttermine sowie sechs bis zehn Tagtermine. Dieses Muster kann als **grundsätzliche Empfehlung für Waldflächen** angesehen werden, ist aber an den jeweiligen Einzelfall anzupassen – in Abhängigkeit von Vorinformationen und Habitatpotenzial. Es übertrifft allerdings teilweise die derzeit gängigen Empfehlungen in den Leitfäden der Bundesländer, die in der Regel eine Gesamtzahl von zehn Kartierungsterminen oder eine Differenzierung von sechs bis sieben Tagterminen und ein bis vier Nachtterminen vorsehen.

Weitere spezifische Anforderungen an Umfang und Methodik der Bestandserfassungen können sich darüber hinaus bei möglichen Vorkommen von Arten wie Raufußhühnern, Kranich oder Schwarzstorch ergeben. Insbesondere für letzteren, aber auch für eine Reihe von Greifvogelarten (wie z. B. Rotmilan oder Wespenbussard) ist für die Ermittlung von Brutplätzen und wichtigen Funktionsräumen sowie Flugkorridoren eine Standardkartierung nicht ausreichend, sondern muss durch profunde Raumnutzungsanalysen ergänzt werden (HAHL 2015).

Eine Raumnutzungsanalyse basiert im Wesentlichen auf der Methode der sog. Vantage Point Watches, bei der von festen Beobachtungspunkten die entsprechenden Flugbewegungen standardisiert erfasst werden. Eine ausführliche methodische Anleitung dieser in Schottland entwickelten Methode findet sich bei SNH (2014), eine umfangreiche Anwendung am Schwarzstorch wird bei ROHDE (2009) beschrieben. Der notwendige methodische Aufwand für die Raumnutzungsanalyse hängt auch von der Entfernung des geplanten WP von dem jeweiligen Brutplatz ab. Soll ein WP innerhalb der einschlägigen Empfehlungen für Mindestabstände geplant werden, ist ein höherer Untersuchungsaufwand erforderlich, da die Wahrscheinlichkeit für eine Beeinträchtigung entsprechend höher ist. Eine solches gestuftes Vorgehen in Abhängigkeit von der Entfernung ist durch die Definition zweier verschiedener Prüfradien bereits Praxis (LAG VSW 2007; MELUR & LLUR 2013; LAG VSW 2015).

Die Methode der Raumnutzungsbeobachtungen ist inzwischen auch Bestandteil der Leitfäden einer Reihe von Bundesländern wie z. B. in Baden-Württemberg, Schleswig-Holstein, Nordrhein-

Westfalen oder Niedersachsen (LUBW 2012; MELUR & LLUR 2013; MKULNV & LANUV 2013; NLT 2014), unabhängig von der Lage des Windparks im Wald oder im Offenland. Der anzuwendende zeitliche Aufwand ist in den genannten Leitfäden in Form von Mindestbeobachtungsstunden vorgegeben. Statistische Power-Analysen könnten als methodisches Instrument verwendet werden, um in Abhängigkeit von vorgegebenen bzw. akzeptierten Unsicherheitsniveaus eine Bestimmung des erforderlichen Untersuchungsaufwandes bzw. der in den Daten enthaltenden Variabilität vorzunehmen (DOUGLAS *et al.* 2012).

9.1.2. Fledermäuse

Die Untersuchungen zu den Auswirkungen des Baus und des Betriebs von WEA im Wald auf Fledermäuse gliedern sich im Wesentlichen auf zwei Zeiträume, Voruntersuchungen vor der Errichtung der WEA und Gondelerfassungen in den ersten Jahren nach der Errichtung der WEA. Zu den Untersuchungsmethoden während der Voruntersuchungen liegen bereits zahlreiche Empfehlungen vor (HURST *et al.* 2015a). Die Ergebnisse dieses Forschungsvorhabens zeigen, dass durch die schwierige Vorhersage des Kollisionsrisikos in Gondelhöhe durch Erfassungen am Boden idealerweise auf akustische Dauererfassungen an Windmessmasten oder benachbarten WEA zurückgegriffen werden sollte. Dadurch wird eine wesentlich bessere Vorhersage der Fledermausaktivität in Gondelhöhe ermöglicht und es können durch die Verwendung von meteorologischen Parametern schon sehr konkrete Abschätzungen erstellt werden.

Nach Errichtung der WEA werden zur Abschätzung des Kollisionsrisikos und einer Entwicklung geeigneter Vermeidungsmaßnahmen akustische Dauererfassungen empfohlen (HURST *et al.* 2015a). Die Ergebnisse dieser Studie zeigen, dass akustische Dauererfassungen ein wertvolles Werkzeug für eine Beurteilung der Fledermausaktivität in Gondelhöhe sind. Allerdings sollte bei der Anwendung zum einen auf eine korrekte Umsetzung geachtet werden um die gewonnenen Daten gegebenenfalls zur Berechnung von Abschaltalgorithmen nutzen zu können (BEHR *et al.* 2013). Zum anderen ist eine Überprüfung, eine geeignete Auswertung und umfangreiche Darstellung ausgesprochen wichtig. Insbesondere die Überprüfung der Plausibilität der Daten hinsichtlich nachtzeitlicher Verteilung ist wichtig, um Verschiebungen der Zeitzone festzustellen, die zu falschen Annahmen über das nachtzeitliche Auftreten von Fledermausaktivität führen können. Die Auswertung sollte hinsichtlich des jahreszeitlichen Verlaufs, des nächtlichen Verlaufs und dem Zusammenhang mit meteorologischen Parametern, unter Berücksichtigung der einzelnen Monate und der vorherrschenden Bedingungen für die Fledermausaktivität erfolgen.

In den Monaten September und Oktober sollten akustische Erfassungen bereits am Tag (idealerweise ab dem Mittag) erfolgen, um tagaktive Nyctaloide (in vielen Fällen Abendsegler) erfassen zu können.

Durch die Entwicklung immer größerer WEA mit ständig steigendem Rotordurchmesser wird ein immer kleinerer Teil des rotorüberstrichenen Bereichs durch die in der Gondel installierten Detektoren erfasst. Bei WEA mit großem Rotor und niedriger Nabenhöhe, wie für die hier vorliegenden Daten aus der Region Norden, bei denen die Rotorspitze in Position nach unten nur noch ca. 30 m vom Boden entfernt ist, sowie für WEA im Wald, bei denen durch die Waldoberkannte der Aktionsraum von Fledermäusen näher an die Rotorunterkante rückt, sollte die Möglichkeit einer zusätzlichen Erfassung der Fledermausaktivität im Bereich des unteren vom Rotor überstrichenen Bereiches geprüft werden.

9.1.3. Wildkatze

Über Auswirkungen von Bau und Betrieb von WEA auf das Verhalten oder die Verbreitung der Europäischen Wildkatze (*Felis silvestris silvestris*) ist bisher nur wenig bekannt (BOLDT & HUMMEL 2013; BULLING *et al.* 2015). Daher sollte eine Betroffenheit der Wildkatze bei der Planung von WEA im Wald bei Hinweisen auf Vorkommen dieser Art auf jeden Fall untersucht werden.

Um auf eine Erfassung verzichten zu können, muss das Vorkommen der Wildkatze im Planungsgebiet sicher ausgeschlossen werden (ALBRECHT *et al.* 2014). Da sich die Wildkatzenpopulationen derzeit in Ausbreitung befinden (BIRLENBACH & KLAR 2009; STEYER *et al.* 2012) und die Wildkatze eine sehr unauffällige Tierart ist, die leicht übersehen oder mit getigerten Hauskatzen verwechselt werden kann, muss im aktuellen und potentiellen Verbreitungsgebiet der Art jedoch fast in jedem Waldgebiet zunächst einmal mit der Wildkatze gerechnet werden. Ausführliche Datenrecherchen zu bereits bekannten Vorkommen oder frühere Untersuchungen können dabei den Artnachweis ersetzen oder ergänzen.

Als Nachweismethode für die Wildkatze eignet sich die Lockstockmethode, wie sie von Hupe und Simon entwickelt (HUPE & SIMON 2007) und von Weber und Kollegen optimiert wurde (WEBER *et al.* 2008; KÉRY *et al.* 2011). Um Wildkatzen anzulocken werden Pflöcke aus handelsüblichen Dachlatten mit aufgerauter Oberfläche im Untersuchungsgebiet ausgebracht und mit Baldriantinktur als Lockstoff besprüht. Der Baldrian lockt Wildkatzen an, die sich, durch den Geruch stimuliert, an den Pflöcken reiben. Durch diese Art des Markierens bleiben Haare an den Pflöcken hängen, die im Folgenden gesammelt und genetisch analysiert werden können. In der aktuellen Praxis werden Mikrosatelliten als genetische Unterscheidungsmethode zwischen Haus- und Wildkatzen präferiert, da mit dieser Methode nicht nur Individuen unterschieden, sondern auch Hybride detektiert werden können. Zusätzlich kann über einen Geschlechtsmarker das Geschlecht ermittelt werden. Bei Einhaltung eines optimierten systematischen Designs kann das Vorkommen der Wildkatze in untersuchten Rasterquadranten mit einer Wahrscheinlichkeit von 95 % festgestellt werden (WEBER *et al.* 2008). Wichtige Voraussetzung ist, dass die Lockstöcke während der Ranzzeit mindestens drei Monate lang exponiert werden, am besten zwischen Januar und März. Es sollten je drei Lockstöcke in einem Rasterquadranten von 1 km^2 aufgestellt werden und genügend Quadranten untersucht werden, um das Streifgebiet einer Wildkatze auch tatsächlich abzudecken (BOYE & MEINIG 1996). Dabei ist es nicht notwendig die gesamte Fläche mit Lockstöcken zu bedecken, sondern es kann ein ausgewähltes Stichprobendesign nach WEBER (2007) verwendet werden. Die Wahl der Lockstockstandorte kann zufällig oder anhand von Habitatstrukturen (z. B. Waldfeldgrenzen, Waldlichtungen, Wildwechsel, Wasserläufen oder Nassstellen, felsigen Strukturen, verlassenen Ansitzen, alten Holzpaletten oder Holzstapeln) erfolgen.

Nur bedingt ist die Lockstockmethode bei kleinräumiger Anwendung für Aussagen zur Raumnutzung der Wildkatzen geeignet. Die Raumnutzung der Wildkatze ist abhängig von der naturräumlichen Ausstattung des Gebiets, dem Geschlecht und der Jahreszeit (PIECHOCKI 1990). Nicht alle Teile des Streifgebietes werden täglich aufgesucht, sondern können jahreszeitlich oder auch wöchentlich gewechselt werden (HÖTZEL *et al.* 2007). Daher kann nach einer negativen Lockstockanalyse die Nutzung einzelner Waldstücke durch die Wildkatze bei genereller Verbreitung der Wildkatze im Planungsgebiet trotzdem nicht sicher ausgeschlossen werden.

Bei nachweislichem Vorkommen der Wildkatze im Planungsgebiet empfiehlt es sich, eine Habitatkartierung vorzunehmen, um die Beeinträchtigung der Wildkatzen durch den Bau der WEA abschätzen zu können. Zentrale Bedeutung für die Bewertung des Lebensraumes haben dabei As-

pekte wie Reproduktion, Nahrungserwerb, Ruhe- und Tagesverstecke. Während für die Reproduktion hohe Ansprüche an eine witterungsgeschützte und versteckte Lage des Wurfplatzes gestellt werden, variieren die Ansprüche an Ruheräume bzw. Tagesverstecke im Jahresverlauf deutlich und sind u. a. von den Witterungsbedingungen abhängig. Als Tagesverstecke können sonnige, windgeschützte aber offene Bereiche, Verstecke unter Wurzelstubben, Höhlen oder Felshöhlen, dichte Brombeerverhaue aber auch Fuchs- und Dachsbauten sowie Baumhöhlen dienen (BIRLENBACH & KLAR 2009). Für Nahrungshabitate ist die Anwesenheit von Beutetieren (insbesondere Wühlmäusen) wichtig und kann im Jahreszyklus durchaus größeren Schwankungen unterliegen (HERRMANN & VOGEL 2005).

9.2. Vermeidungs- und Verminderungsmaßnahmen

Tab. 50: Empfehlungen zur Vermeidung und Minimierung der Auswirkungen durch WEA im Wald

Übergreifende Maßnahmen		**Standortwahl (Macrositing):** Lenkung der Windenergieentwicklung in möglichst konfliktarme Räume bzw. durch das Freihalten von besonders konfliktreichen Gebieten Erfolgt z. T. bereits auf vorgelagerter Planungsebene, s. auch Ergebnisse des FuE-Vorhabens „Fachstandards für naturverträgliche Planung und Umweltprüfung von Windenergie im Wald“
		Standortoptimierung (Micrositing): Insbesondere • Schonung wertvoller Habitate u. Strukturen auf Grundlage der durchgeführten Kartierungen, • Einhaltung von Abständen zu Vorkommen sensibler Arten, • Minimierung der Flächeninanspruchnahme z. B. durch kurze Zufahrten, Lagerflächen außerhalb des Waldes • angepasste Anordnung der Anlagen und • ggf. Verzicht auf einzelne Anlagen.
		Umweltbaubegleitung: Insbesondere in ökologisch sensiblen Gebieten und zur Einhaltung artenschutzrechtlicher Vorgaben.
		Vermeidung des Einsatzes chemischer Schädlingsbekämpfungsmittel oder Herbizide auf den WEA-Flächen.
Vögel	Vorkommen störungsempfindlicher Arten	**Rodungs- und Bauzeitenoptimierung**, da baubedingte Störwirkungen den anlagenbedingten Einfluss bei einigen Arten deutlich übertreffen können: • zeitliche und räumliche Anpassung an sensible Phasen störungsempfindlicher Arten, • Rodungen und Baubeginn vor bzw. nach der Brutzeit, • ggf. gutachterliche Kontrolle der Rodungs- bzw. Bauflächen (s. Umweltbaubegleitung)

Vögel	Vorkommen kollisionsgefährdeter Arten	**Vermeidung von Attraktionswirkung im Windpark:** • Angepasste unattraktive Gestaltung der Rodungsflächen – keine Schaffung von Jagdmöglichkeiten mit leichter Erreichbarkeit von Beute • Aufwertungsmaßnahmen im nahen Umfeld der WEA vermeiden
		Maßnahmen zur Ablenkung bzw. Weglockung: • Schaffung attraktiver Nahrungsstrukturen oder Futterplätze abseits des Windparks • Schaffung attraktiver Brutplatzstrukturen abseits des Windparks • Begleitendes Monitoring u. ggf. Optimierung der Maßnahmen
		Betriebseinschränkungen (Abschaltzeiten): • Temporäre Abschaltung bei Nähe zu Nahrungsflächen des Rotmilans während der Mahd bzw. Erntearbeiten • Temporäre Abschaltung in besonders sensiblen Phasen, z. B. für Schlafplätze des Rotmilans oder Kranichzug
Fledermäuse		**Rodungs- und Bauzeitenoptimierung, ggf. Baumhöhlenkontrolle** • Rodungszeitenbeschränkung insbesondere bei älterem Baumbestand (kein Ersatz für Kartierung und Kontrolle von Quartierbäumen) • Frühzeitige Kontrolle von Quartieren falls ein Quartierbesatz möglich erscheint (z. B. Wochenstubenzeit im Sommer oder Winterquartier in geeigneten Bäumen im Winter) und ggf. Verschluss von Baumhöhlen nach dem Verlassen
		Betriebseinschränkungen (Abschaltung in Zeiten hohen Risikos für Fledermäuse): • Vorsorgliche Abschaltung im ersten Betriebsjahr während der Nacht von Sonnenuntergang bis Sonnenaufgang, an Standorten mit Aktivitäten von Abendseglern in den Monaten September und Oktober bereits ab dem Nachmittag. • Berechnung von Abschaltalgorithmen auf Grundlage von Gondelerfassungen entsprechend den Vorgaben von BRINKMANN *et al.* (2011a) sowie dem auf Basis dieser Ergebnisse entwickelte ProBat tool.[44] • Einbeziehung der Temperatur in den Abschaltalgorithmus, besonders im Frühjahr und Herbst wird dadurch die Laufzeit der WEA verlängert, jedoch ist bei geeigneten Bedingungen mit Fledermausaktivität zu rechnen. • Regelmäßige betriebsbegleitende Validierung der Abschaltalgorithmen
Wildkatze		**Rodungs- und Bauzeitenoptimierung**, bei nachgewiesenem Vorkommen der Wildkatze: • keine Rodung und Baufeldfreimachung zwischen März und September (Haupt-Wurfzeit), Baubeginn vor Anfang März sowie möglichst keine Unterbrechung der Bauarbeiten • ggf. Kontrolle auf Gehecke im Rahmen einer Umweltbaubegleitung • Vermeidung nächtlicher Bauaktivitäten (Sonnenuntergang bis Sonnenaufgang)

[44] http://www.windbat.techfak.fau.de/index.shtml

	Wartungseinschränkungen • Vermeidung nächtlicher Wartungsaktivitäten (Sonnenuntergang bis Sonnenaufgang)
Pflanzen/ Biotope	**Rekultivierung der Baulogistik- und Montageflächen**, aber • Verzicht auf Ansaaten oder Verwendung von regionalem Saatgut mit standortgerechten Arten der Waldlichtungsfluren
	• Vermeidung des Eintrags von standortfremdem Samenpotenzial (z. B. mit fremdem Bodenmaterial)

9.3. Vorgezogene Ausgleichs- und Kompensationsmaßnahmen

Tab. 51: Empfehlungen zu CEF- und Kompensationsmaßnahmen für WEA im Wald

Vögel	**CEF-Maßnahmen** (i. d. R. auch als Kompensation anrechenbar, artspezifisch zu konkretisieren): • Schaffung bzw. Vermehrung von Alt- und Totholz (durch Nutzungsverzicht) in Kombination mit künstlichen Nestangeboten wie Horstunterlagen und Nistkästen • Erhöhung der Strukturvielfalt (Auflichtungen, Schneisen, Rohböden, Waldinnen- und außenränder, Feuchtbiotope, Kleingewässer)
	Kompensationsmaßnahmen: • Schaffung neuer naturnaher Waldflächen (Aufforstung) • Naturnaher Umbau bestehender Waldflächen • Nutzungsverzicht, insbesondere zur Steigerung des Anteils an Alt- und Totholz • Schaffung artspezifischer Strukturen im Wald (Auflichtungen, Schneisen, Rohböden, Waldinnen- und außenränder, Feuchtbiotope) • Schaffung von Biotopverbundstrukturen zwischen Wald und Offenland • Schaffung attraktiver Nahrungsflächen von im Wald brütenden Arten, die im Offenland oder an Gewässern Nahrung suchen • Überprüfung der Wirksamkeit der Maßnahmen durch Monitoring
Fledermäuse	**CEF-Maßnahmen:** • Ausweisen von Habitatbäumen, Bannwäldern, Waldrefugien etc. (Nutzungsverzicht) zur Entwicklung von natürlichen Quartieren in Kombination mit Fledermauskästen zur zeitlichen Überbrückung
	Kompensationsmaßnahmen: • Umbau naturferner und strukturarmer Forste in naturnahe Waldbestände • Nutzungsverzicht, insbesondere zur Steigerung des Anteils an Alt- und Totholz • Förderung historischer Waldbewirtschaftungsformen z.B. zur Erhaltung eines hohen Anteils an alten Eichen mit besonderer Bedeutung als Quartier- und Jagdgebiet bestimmter Fledermausarten • Überprüfung der Wirksamkeit der Maßnahmen durch Monitoring
Wildkatze	**CEF-Maßnahmen:** • Schaffung bzw. Vermehrung von Totholzstrukturen in Kombination mit künstlichen Fortpflanzungsmöglichkeiten (Aufhäufung von Wurzelstubben, Stammholz, Kronenmaterial und Reisig). Aufgrund bestehender Unsicherheiten sollte ein begleitendes Monitoring durchgeführt werden.
	Kompensationsmaßnahmen: • Schaffung neuer naturnaher Waldflächen (Aufforstung), • Naturnaher Umbau bestehender Waldflächen, • Nutzungsverzicht von Waldflächen, • Schaffung artspezifisch attraktiver Strukturen im Wald (Auflichtung von Nadelholzbeständen, Bachentfichtungen, dauerhafte Sicherung und Extensivierung von Waldwiesen) sowie im angrenzenden Offenland (z. B. Schaffung strukturreicher Waldränder, Anlage von Hecken), • Schaffung von Biotopverbundstrukturen zwischen Waldgebieten (z. B. extensive Wiesen, Hecken, Baumgruppen, Baumreihen, Saumstrukturen).

10. Ausblick und weiterer Forschungsbedarf

Das Vorhaben „Bau- und Betriebsmonitoring von Windenergieanlagen im Wald“ sollte einen wesentlichen Beitrag zur Verbesserung des Kenntnisstandes sowie zur Schaffung einer Grundlage für weiterführende Untersuchungen leisten. Für die betrachteten Schutzgüter bzw. Ursache-Wirkungszusammenhänge konnte folgendes erreicht werden:

- Vögel: zweijährige Erhebung empirischer Daten zu Auswirkungen auf die Brutvogelzönose insgesamt sowie auf ausgewählte besonders relevante Arten im Vergleich zu Referenzflächen sowie zu Daten aus den Voruntersuchungen;
- Fledermäuse: Schaffung einer Datenbank von akustischen Höhenerfassungen mit Analyse zu verschiedenen Einflussfaktorefn sowie einem grundsätzlichen Vergleich von Wald und Offenland;
- Wildkatze: Zusammenstellung des aktuellen Wissensstandes durch eine ausführliche Literaturrecherche in wissenschaftlichen Studien, veröffentlichten Leitfäden und Gutachten aus der Praxis;
- Boden: Umfangreiche Auswertung von Planungsunterlagen in Bezug auf die Flächeninanspruchnahme und Bodenversiegelung;
- Pflanzen und Biotope: Erfassungen von Pflanzen und Biotoptypen in zwölf Windparks und Bewertung der Eingriffsflächen vor und nach dem Anlagenbau. Umfangreiche Auswertung von Planungsunterlagen in Bezug auf die Waldinanspruchnahme;
- Mensch: Befragungen zu Auswirkungen auf die Erholungsfunktion und Akzeptanz;
- Maßnahmen zur Vermeidung und Verminderung von Beeinträchtigungen sowie zu deren Kompensation: umfangreiche Zusammenstellung und Auswertung von Planungsunterlagen, Leitfäden und Literatur;
- Ableitung von Planungsempfehlungen für die Zulassungsebene im Hinblick auf Untersuchungsmethoden, Vermeidungs-, Minderungs-, Ausgleichs- und Kompensationsmaßnahmen.

Im Hinblick auf den erlangten Kenntnisstand zu Auswirkungen von WEA im Wald auf die relevanten Tiergruppen sowie effektive Vermeidungs- und Ausgleichsmaßnahmen hat sich zum Ende des Vorhabens gezeigt, dass zum Teil weiterer Forschungsbedarf besteht.

10.1. Vögel

Der vorliegende Datenbestand zu den Brutvögeln ist nach Durchführung der Erhebungen in 2013 und 2014 noch nicht geeignet, eine belastbare und umfassende Überprüfung der eingangs formulierten Hypothesen zu ermöglichen. Dies hat einerseits methodische Gründe und resultiert aus der mangelnden Vergleichbarkeit der Vorher-Erfassungen mit den eigenen Erhebungen. Andererseits sind die Ergebnisse der beiden Untersuchungsjahre teilweise widersprüchlich, so dass sich noch kein eindeutiger Trend hinsichtlich eines möglichen Einflusses der Anlagen abzeichnet. Eine wesentliche Einschränkung ergibt sich aus der Tatsache, dass mit den ermittelten Brutpaarzahlen (insbesondere für Arten wie Spechte oder Mäusebussard) noch keine hinreichende Stichprobengröße erreicht werden konnte, um entsprechend belastbare Aussagen zu treffen. Um den Stichprobenumfang zu vergrößern ist es erforderlich weitere Untersuchungsgebiete in die Untersu-

chung einzubeziehen und die Erfassungen über einen längeren Zeitraum durchzuführen. Dazu kommt, dass das bislang untersuchte Artenspektrum noch um weitere Arten ergänzt werden sollte, die häufig von Windparkplanungen im Wald betroffen sind und für die nach derzeitigem Kenntnisstand mögliche Beeinträchtigungen diskutiert werden, wie z. B. Waldschnepfe und Ziegenmelker.

In der Konsequenz ergibt sich hieraus ein deutlicher weiterer Forschungsbedarf, der auch von den Teilnehmern der projektbegleitenden Arbeitsgruppe betont wurde. Auf dem 32. Deutschen Naturschutztag (September 2014 in Mainz), auf dem u. a. ein eigenes Fachforum dem Thema „Windkraft über Wald“ gewidmet war, wurde sowohl von den anwesenden Referenten als auch von den Diskutanten noch einmal hervorgehoben, dass die bestehenden Kenntnislücken dringend zu schließen seien, wofür jedoch wiederum Untersuchungen über hinreichende Zeiträume von mindestens drei Jahren notwendig seien.

Ausgehend von den dargestellten Ergebnissen werden im Hinblick auf die Zielsetzung des Forschungsvorhabens folgende weitere Untersuchungsansätze für notwendig erachtet:

- Erfassung von planungsrelevanten Arten im 500-m-Radius um WEA und in entsprechenden Referenzgebieten an weiteren Windparkstandorten mit gezielter methodischer Schwerpunksetzung auf bestimmte Artengruppen (Spechte, Mäusebussard).
- Durchführung des Vorher-Nachher-Vergleichs auf der Grundlage eigener Daten, was eine ausreichend lange Projektlaufzeit voraussetzt (entsprechend internationaler Empfehlungen zum BACI-Design (before-after-control-impact)).
- Einbeziehung weiterer Arten, die aus methodischen oder geographischen Gründen bisher nicht untersucht worden sind, die aber Gegenstand intensiver fachlicher Diskussionen sind bzw. in Genehmigungsverfahren für WEA im Wald eine zunehmend wichtige Rolle spielen (z. B. Waldschnepfe, Ziegenmelker).
- Einsatz neuer, gut standardisierbarer Erfassungsmethoden, z. B. für die akustische Erfassung balzender Waldschnepfen in größeren Untersuchungsgebieten.
- Sicherstellung einer ausreichend großen Anzahl an Untersuchungsgebieten und -jahren.

10.2. Fledermäuse

Die vorliegenden Ergebnisse zeigen, welche Möglichkeiten sich durch die Sammlung und Auswertung von bereits vorhandenen, standardisiert erfassten Aktivitätsdaten aus Gondelhöhe ergeben. Dieser Forschungsansatz verspricht, aufgrund des bisher bestehenden Datenpools, von dem für dieses Vorhaben nur ein kleiner Teil zusammengetragen wurde, und der sich in den kommenden Jahren beträchtlich vergrößern wird, weitere tiefergehende Auswertungen zu ermöglichen. Es sollte daher angestrebt werden, die geschaffene Basis zu nutzen und weitere Gondelerfassungen in einer bundesweiten Datenbank zusammenzuführen und für wissenschaftliche Auswertungen nutzbar zu machen.

Weiterer Forschungsbedarf ergibt sich, trotz des hier vorliegenden großen Datensatzes, für die Unterschiede in der Höhe der Fledermausaktivität zwischen Standorten, die sich nicht auf die hier untersuchten Variablen zurückführen ließen. Insbesondere der Zusammenhang zwischen der Habitatausstattung im Umfeld der WEA und der in Gondelhöhe gemessenen Fledermausaktivität scheint hier eine wichtige Schlüsselrolle zu spielen. Weitere Gondelerfassungen und geeignete

Daten zum Habitat im Umfeld einer WEA könnten hierzu wichtige Erkenntnisse liefern und die Vorhersage der zu erwartenden Fledermausaktivität deutlich verbessern. Des Weiteren ist bisher weitestgehend unbekannt, wieso sich Fledermäuse überhaupt bei bestimmten meteorologischen Bedingungen und zu gewissen Zeiten im Jahr vermehrt in Gondelhöhe aufhalten. Hierzu existieren verschiedenste Hypothesen, die bisher jedoch kaum von empirischen Studien belegt werden konnten. Diese grundlegenden Ursachen für ein Auftreten von Fledermäusen, welche sich sehr wahrscheinlich artspezifisch unterscheiden, stellen jedoch die Basis zur weiteren Optimierung von Vermeidungsmaßnahmen und möglichen Entwicklung von Vergrämungsmaßnahmen dar.

Durch die modernen großen WEA mit großen Rotorradien ist zudem wichtig, die Stratifizierung der Fledermausaktivität genauer zu verstehen, da die verwendeten Detektoren in Gondelhöhe nur noch einen vergleichsweise kleinen Anteil des gesamten rotorüberstrichenen Bereichs erfassen können. Insbesondere bei niedrigen WEA mit niedriger Rotorunterkante ist es daher wahrscheinlich, dass die Fledermausaktivität im Bereich der Rotorunterkante durch die Erfassung in Gondelhöhe unterschätzt wird. Eine gute Datengrundlage zur vertikalen Verteilung von Fledermausaktivität an WEA wäre daher wichtig, um das Kollisionsrisiko für den gesamten Rotorbereich abschätzen und entsprechende Vermeidungsmaßnahmen entwickeln zu können.

Neben dem Kollisionsrisiko bestehen auch in Hinblick auf die Habitatveränderungen noch offene Fragen. Welche Arten profitieren von der Öffnung des Waldes, welche werden eher beeinträchtigt? Wirkt sich möglicherweise auch der Betrieb der Anlage auf die Eignung des Waldes als Fledermauslebensraum aus? Zur Überprüfung dieser Fragen empfehlen wir langfristig angelegte Vorher-Nachher-Untersuchungen an repräsentativen Standorten im Bundesgebiet durchzuführen.

Weitere dringende Fragen bestehen in Hinblick auf die Effekte von Verlusten an WEA auf Fledermauspopulationen, zum einen in den jeweiligen Wochenstubengebieten im Umfeld der WEA, zum anderen aber auch bei ziehenden Arten (LEHNERT *et al.* 2014a). Zusätzlich sind dabei auch kumulative Wirkungen eines weiteren Ausbaus der Windenergie in Relation zu den möglicherweise bereits bestehenden Belastungen in einzelnen Regionen zu berücksichtigen. Hierzu besteht bisher der geringste Wissensstand, da weder gesicherte Daten zu den Populationsgrößen noch zu den Zugwegen der besonders windkraftsensiblen Arten vorliegen.

10.3. Wildkatze

Die in dem Projekt getroffenen Aussagen zur Wildkatze beruhen ausschließlich auf einer Literaturauswertung. Bislang existieren jedoch kaum empirische Untersuchungen zu Auswirkungen von WEA auf Wildkatzen. Dementsprechend besteht hier noch erheblicher Forschungsbedarf.

Zunächst bedarf es einer Entwicklung bzw. Vereinheitlichung der Nachweismethoden für die Wildkatze (z. B. allgemein anerkannte einheitliche Nachweiskategorien). Für die Absicherung bzw. Etablierung sinnvoller Vermeidungs- und Ausgleichsmaßnahmen fehlen nach wie vor grundlegende Daten zum Störungsverhalten der Wildkatze. So sollte durch umfassende Telemetriestudien eine mögliche Meidung von WEA und das Ausmaß der Störung während der Bauphase quantifiziert werden. Ein solches Forschungsvorhaben ist methodisch nicht leicht zu konzipieren, kann aber zu einem essenziellen Erkenntnisgewinn beitragen. Aus systematisch erhobenen Daten, sollten dann Standards für die gutachterliche Praxis entwickelt werden, die Eingang in die entsprechenden Leitfäden finden.

10.4. Maßnahmen zur Konfliktbewältigung

Bei den vorgestellten Maßnahmen zur Vermeidung und Verminderung bzw. Kompensation von Beeinträchtigungen besteht in vielen Fällen noch expliziter Forschungsbedarf hinsichtlich ihrer tatsächlichen Wirksamkeit. Einige artspezifische Maßnahmen haben sich sogar mittlerweile als nicht erforderlich herausgestellt. Die existierenden Leitfäden sollten diesbezüglich überprüft und fortgeschrieben werden. Zudem sollten die Leitfäden möglichst noch besser inhaltlich untereinander abgestimmt werden, um - wo fachlich sinnvoll - einheitlichere Planungs- und Genehmigungsgrundlagen zu schaffen.

Gutachter und Projektierer sollten vermehrt auf den Einsatz wirksamer Maßnahmen setzen und durch eine detaillierte Maßnahmenplanung und -beschreibung im LBP die notwendigen Voraussetzungen für eine optimale Konfliktvermeidung, -minderung und Kompensation gewährleisten. Ergebnisse von Maßnahmenmonitorings sollten auf geeignetem Wege möglichst zentral gesammelt werden und (wissenschaftlichen) Meta-Analysen zugänglich gemacht werden.

LITERATURVERZEICHNIS

AHLBORN, D. (2015): Wieviele Windräder braucht das Land? http://www.vernunftkraft.de/dreisatz.

AHLÉN, I. (2002): Fladdermöss och fåglar dödade av vindkraftverk. Fauna och Flora 97 (3): 14-21.

AHLÉN, I. (2003): Wind turbines and bats—a pilot study. 5 pp.

AHLÉN, I. (2009): Behaviour of Scandinavian bats during migration and foraging at sea. Journal of Mammalogy 90 (6).

AHLÉN, I., L. BACH, H. J. BAAGØE & J. PETTERSSON (2007): Bats and offshore wind turbines studied in southern Scandinavia Report, THE SWEDISH ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, Stockholm. 37 pp.

ALBRECHT, K., T. HÖR, F. W. HENNING, G. TÖPFER-HOFMANN & C. GRÜNFELDER (2014): Leistungsbeschreibungen für faunistische Untersuchungen im Zusammenhang mit landschaftsplanerischen Fachbeiträgen und Artenschutzbeitrag. Forschungs- und Entwicklungsvorhaben FE 02.0332/2011/LRB im Auftrag des Bundesministeriums für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung. Schlussbericht 2014. 311 S.

ALMGREN, M. (2009): Ljudemission och ljudutbredning för vindkraftverk i skogsterräng. Elforsk rapport 09:22. 103 S.

ANDERSON, R., M. MORRISON, K. SINCLAIR & D. STRICKLAND (1999): Studying Wind Energy/Bird Interactions: A Guidance Document. Metrics and methods for determining or monitoring potential impacts on birds at existing and proposed wind energy sites. Prepared for the Avian Subcomittee and NWCC. Washington, 94 S. www.nationalwind.org.

ANONYMUS (2012): Landesforsten und Kommunen wollen beim Ausbau der Windkraft im Wald künftig zusammenarbeiten. Neue Energien 3/12: 22.

ARIZONA GAME AND FISH DEPARTMENT (2009): Guidelines for Reducing Impacts to Wildlife from Wind Energy Development in Arizona. Revised November 23, 2009.

ARNETT, E., M. SCHIRMACHER, M. HUSO & J. HAYES (2009): Effectiveness of Changing Wind Turbine Cut-in Speed to Reduce Bat Fatalities at Wind Facilities. Bat and Wind Energy Cooperative / Pennsylvania Game Commission, 45.

ARNETT, E. B., W. K. BROWN, W. P. ERICKSON, J. K. FIEDLER, B. L. HAMILTON, T. H. HENRY, A. JAIN, G. D. JOHNSON, J. KERNS, R. R. KOFORD, C. P. NICHOLSON, T. J. O'CONNELL, M. D. PIORKOWSKI & R. D. TANKERSLEY (2008): Patterns of Bat Fatalities at Wind Energy Facilities in North America. The Journal of Wildlife Management 72 (1): 61-78.

ARNETT, E. B., W. P. ERICKSON, J. KERNS & J. HORN (2005): Relationships between bats and wind turbines in Pennsylvania and West Virginia: An assessment of fatality search protocols, patterns of fatality, and behavioral interactions with wind turbines. Bat Conservation International, Austin, Texas, 187 S.

ARNETT, E. B., M. M. P. HUSO, M. R. SCHIRMACHER & J. P. HAYES (2011): Altering turbine speed reduces bat mortality at wind-energy facilities. Front. Ecol. Environ. 9 (4): 209-214.

ARNETT, E. B., G. D. JOHNSON, W. P. ERICKSON & C. D. HEIN (2013): A synthesis of operational mitigation studies to reduce bat fatalities at wind energy facilities in North America. A report submitted to the National Renewable Energy Laboratories. INTERNATIONAL, B. C., Austin, Texas, USA.

BACH, L., P. BACH, M. TILLMANN & H. ZUCCHI (2012): Fledermausaktivität in verschiedenen Straten eines Buchenwaldes in Nordwestdeutschland und Konsequenzen für Windenergieplanungen. Naturschutz und Biologische Vielfalt 128: 147-158.

BACH, L., K. HANDKE & F. SINNING (1999): Einfluss von Windenergieanlagen auf die Verteilung von Brut- und Rastvögeln in Nordwest-Deutschland. Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz 4: 107-122.

BAERWALD, E., W. PATTERSON & R. BARCLAY (2014): Origins and migratory patterns of bats killed by wind turbines in southern Alberta: evidence from stable isotopes. Ecosphere 5 (9): art118.

BAERWALD, E. F., G. H. D´AMOURS, B. J. KLUG & R. M. R. BARCLAY (2008): Barotrauma is a significant cause of bat fatalities at wind turbines. Curr. Biol. 18 (16).

BAERWALD, E. F., J. EDWORTHY, M. HOLDER & R. M. R. BARCLAY (2009): A large-scale mitigation experiment to reduce bat fatalities at wind energy facilities. J. Wildl. Manage. 73: 1077-1081.

BALLASUS, H., K. HILL & O. HÜPPOP (2009): Gefahren künstlicher Beleuchtung für ziehende Vögel und Fledermäuse. Ber. Vogelschutz 46: 127-157.

BARBER, J., K. CROOKS & K. FRISTRUP (2010): The costs of chronic noise exposure for terrestrial organisms. Trends Ecol. Evol. 25: 180-189.

BARCLAY, R. & A. KURTA (2007): Ecology and behavior of bats roosting in tree cavities and under bark. In: LACKI, M. J., J. HAYES & A. KURTA: Bats in Forests, The John Hopkins University press, Baltimore.

BARCLAY, R. M. R., E. F. BAERWALD & J. C. GRUVER (2007): Variation in bat and bird fatalities at wind energy facilities: assessing the effects of rotor size and tower height. Canadian Journal of Zoology 85**:** 381-387.

BARROS, M. A., R. G. DE MAGALHÃES & A. M. RUI (2015): Species composition and mortality of bats at the Osório Wind Farm, southern Brazil. Studies on Neotropical Fauna and Environment 50 (1)**:** 31-39.

BAT CONSERVATION TRUST (2014): Artificial lighting and wildlife. Interim Guidance: Recommendations to help minimise the impacts of artificial lighting. 4 pp.

BATES, D., M. MÄCHLER, B. BOLKER & S. WALKER (2015): Fitting linear mixed-effects models using lme4. Journal of Statistical Software 67 (1)**:** 1-48.

BAUER, H.-G., E. BEZZEL & W. FIEDLER (2005): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Alles über Biologie, Gefährdung und Schutz - Nonpasseriformes - Nichtsperlingsvögel, Aula-Verlag, Wiebelsheim.

BAYNE, E. M., L. HABIB & S. BOUTIN (2008): Impacts of Chronic Anthropogenic Noise from Energy-Sector Activity on Abundance of Songbirds in the Boreal Forest. Conserv. Biol. 22 (5)**:** 1186-1193.

BEHR, O., L. BAUMBAUER, K. HOCHRADEL, J. HURST, J. MAGES, M. NAGY, F. KORNER-NIEVERGELT, I. NIERMANN, H. REERS, R. SIMON, N. WEBER & R. BRINKMANN (2015): 'Bat friendly' operation of wind turbines - the current status of knowledge and planning procedures of Germany Conference on Wind energy and Wildlife impacts (CWW), Berlin.

BEHR, O., R. BRINKMANN, I. NIERMANN & F. KORNER-NIERVERGELT (2011): Akustische Erfassung der Fledermausaktivität an Windenergieanlagen. In: BRINKMANN, R., O. BEHR, I. NIERMANN & M. REICH: Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen, Cuvillier Verlag, Göttingen, 177-286.

BEHR, O., K. HOCHRADEL, J. MAGES, M. NAGY, F. KORNER-NIERVERGELT, I. NIERMANN, R. SIMON, N. WEBER & R. BRINKMAN (2013): Reducing bat fatalities at wind turbines in central Europe - How efficient are bat-friendly operation algorithms in a field-based experiment. Tagungsband der Fachtagung: "Conference on Wind Power and Environmental Impacts", 5th-7th February 2013, Stockholm.

BELLEBAUM, J., F. KORNER-NIERVERGELT, T. DÜRR & U. MAMMEN (2013): Wind turbine fatalities approach a level of concern in a raptor population. J. Nat. Conserv. 21 (6)**:** 394-400.

BENNETT, V. J. & A. M. HALE (2014): Red aviation lights on wind turbines do not increase bat–turbine collisions. Anim. Conserv. 17 (4)**:** 354-358.

BERNOTAT, D. & V. DIERSCHKE (2015): Übergeordnete Kriterien zur Bewertung der Mortalität wildlebender Tiere im Rahmen von Projekten und Eingriffen. 2. Fassung, Stand 25.11.2015, 463 Seiten.

BEVANGER, K., F. BERNTSEN, S. CLAUSEN, E. L. DAHL, Ø. FLAGSTAD, A. FOLLESTAD, D. HALLEY, F. HANSSEN, L. JOHNSEN, P. KVALØY, P. LUND-HOEL, R. MAY, T. NYGÅRD, H. C. PEDERSEN, O. REITAN, E. RØSKAFT, Y. STEINHEIM, B. STOKKE & R. VANG (2010): Pre- and post-construction studies of conflicts between birds and wind turbines in coastal Norway (BirdWind). Report on findings 2007-2010. NINA Report 620. 152 S.

BFL (Büro für Faunistik und Landschaftsökologie) (2014a): Kontrolle der Wildkatzen-Wurfkisten am Standort Ellern. Unveröffentlichter Zwischenbericht im Auftrag der Infrastruktur Oberheimbach I GmbH & Co. KG, Bingen am Rhein. 12 S.

BFL (Büro für Faunistik und Landschaftsökologie) (2014b): Kontrolle der Wildkatzen-Wurfkisten an den Standorten Seibersbach-Dörrebach und Seibersbach-Hochsteinchen. Unveröffentlichter Zwischenbericht im Auftrag der Infrastruktur Oberheimbach I GmbH & Co. KG, Bingen am Rhein. 12 S.

BFL & BFF (Büro für Faunistik und Landschaftsökologie, Büro für faunistische Fachfragen) (2014): Kranichmonitoring Berichtsjahr 2013. Unveröffentlichter Bericht im Auftrag der juwi Energieprojekte GmbH, Bingen/Linden.

BFN (Bundesamt für Naturschutz) (2011): Windkraft über Wald. Positionspapier des Bundesamtes für Naturschutz. Bonn.

BFN (Bundesamt für Naturschutz) (o. J.): Artensteckbriefe. http://www.floraweb.de/pflanzenarten/pflanzenarten.html, 09.10.2014.

BIOCONSULT SH & ARSU (2010): Untersuchungen zum Einfluss von Windenergieanlagen auf den Vogel- und Fledermauszug auf Fehmarn. http://www.arsu.de/themenfelder/windenergie/projekte/untersuchungen-zum-einfluss-von-windenergieanlagen-auf-den-vogel.

BIRDLIFE INTERNATIONAL (2013): Wind farms and birds: An updated analysis of the effects of wind farms on birds, and best practice guidance on integrated planning and impact assessment. Strasbourg.

BIRLENBACH, K. & N. KLAR (2009): Aktionsplan zum Schutz der Europäischen Wildkatze in Deutschland. Naturschutz und Landschaftsplanung 41**:** 325-332.

BISHOP, J., H. MCKAY, D. PARROT & J. ALLAN (2003): Review of international research literature regarding the effectiveness of auditory bird scaring techniques and potential alternatives. CENTRAL SCIENCE LABORATORIES FOR DEFRA. London.

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2013): Entwurf: Verordnung über die Kompensation von Eingriffen in Natur und Landschaft (Bundeskompensationsverordnung - BKompV). Anlage 2, Bonn.

BMUB & BFN (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit & Bundesamt für Naturschutz) (2013): Naturbewusstsein 2013. Bevölkerungsumfrage zur Natur und biologischer Vielfalt. Bonn, Berlin.

BMVBS (Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung) (2011): Richtlinien für die landschaftspflegerische Begleitplanung im Straßenbau (RLBP). Ausgabe 2011. 106 S.

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

BOLDT, A. & S. HUMMEL (2013): Windenergieanalgen und Landsäugetiere - Literaturübersicht und Situation in der Schweiz. FaunAlpin GmbH, Bern, 1-26.

BOSCH & PARTNER, PETERS UMWELTPLANUNG, DEUTSCHE WINDGUARD, PROF. STEFAN KLINSKI & OVGU MAGDEBURG (2009): Abschätzung der Ausbaupotenziale der Windenergie an Infrastrukturachsen und Entwicklung von Kriterien der Zulässigkeit. Abschlussbericht 31.03.2009. Band I: Langfassung. 187 S.

BÖTTGER, M., T. CLEMENS, G. GROTE, G. HARTMANN, E. HARTWIG, C. LAMMEN, E. VAUK-HENTZELT & G. VAUK (1990): Biologisch-ökologische Begleituntersuchungen zum Bau und Betrieb von Windkraftanlagen. NNA-Berichte 3 (Sonderheft).

BOUGHEY, K. L., I. R. LAKE, K. A. HAYSOM & P. M. DOLMAN (2011): Effects of landscape-scale broadleaved woodland configuration and extent on roost location for six bat species across the UK. Biol. Conserv. 144 (9)**:** 2300-2310.

BOYE, P. & H. MEINIG (1996): Ökologische Besonderheiten von Raubtieren und ihre Nutzung für Beiträge zur Landschaftsplanung. In: BOYE, P., K. KUGELSCHAFTER & H. MEINIG: Säugetiere in der Landschaftsplanung, Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.

BRAUNEIS, W. (2000): Der Einfluss von Windkraftanlagen (WKA) auf die Avifauna, dargestellt insb. am Beispiel des Kranichs *Grus grus*. Ornithologische Mitteilungen 52 (12)**:** 410-414.

BREUER, W., S. BRÜCHER & L. DALBECK (2015): Der Uhu und Windenergieanlagen. Erkenntnisse, Vermutungen und Schlussfolgerungen. Naturschutz und Landschaftsplanung 47 (6)**:** 165-172.

BRINKMANN, R., O. BEHR, I. NIERMANN & M. REICH (2011a): Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen. Umwelt und Raum Band 4, Cuvillier Verlag, Göttingen.

BRINKMANN, R., O. BEHR, I. NIERMANN & M. REICH (2011b): Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen. Umwelt und Recht, Cuvillier Verlag, Göttingen.

BROLL, A., A. ESTHER, D. SCHENKE, E. SCHMOLZ & J. JACOB (2012): Anticoagulant rodenticides in non-target biota in Germany: residues in non-target small mammals. Tagungsband der Fachtagung: "NORMAN - Workshop on environmental monitoring of biocides in Europe - from priorisation to measurements", 05.11.2012, Berlin.

BRUCE-WHITE, C. & M. SHARDLOW (2011): A Review of the Impact of Artificial Light on Invertebrates, BUGLIFE - THE INVERTEBRATE CONSERVATION TRUST. 33 pp.

BRUDERER, B. & F. LIECHTI (2004): Welcher Anteil ziehender Vögel fliegt im Höhenbereich von Windturbinen? Der Ornithologische Beobachter 101**:** 327-335.

BUCHLER, E. & P. WASILEWSKI (1985): Magnetic remanence in bats. Magnetite Biomineralization and Magnetoreception in Organisms: A New Biomagnetism**:** 483-488.

BULLING, L., D. SUDHAUS, D. SCHNITTKER, E. SCHUSTER, J. BIEHL & F. TUCCI (2015): Vermeidungsmaßnahmen bei der Planung und Genehmigung von Windenergieanlagen. Bundesweiter Katalog geeigneter Maßnahmen zur Verhinderung des Eintritts von artenschutzrechtlichen Verbotstatbeständen nach § 44 BNatSchG. Hg. v. TU Berlin, FA Windenergie und Westfälische Wilhelms-Universität Münster (WWU Münster).

BUND & NABU (Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland Landesverband Baden-Württemberg; Naturschutzbund Deutschland Landesverband Baden-Württemberg) (2015): Praxisbeispiele Windenergie & Artenschutz. Erfolgreiche, Erfolg versprechende & innovative Ansätze. 24 S.

BUNDESANZEIGER (2007): Allgemeine Verwaltungsvorschrift zur Kennzeichnung von Luftfahrthindernissen. Bundesanzeiger Nr. 81/07.

BUNDESRAT (2015): Allgemeine Verwaltungsvorschrift zur Änderung der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zur Kennzeichnung von Luftfahrthindernissen: Drucksache 241/15. 63 S.

BURTON, T., N. JENKINS, D. SHARPE & E. BOSSANYI (2011): Wind energy handbook, Wiley.

BUSKE, C. & R. RAABE (1999): Ökologische Baubegleitung. Möglichkeiten und Grenzen bei der Realisierung von Strassenbauprojekten. Naturschutz und Landschaftsplanung 31 (12)**:** 367-371.

BVNH (Botanischen Vereinigung für Naturschutz in Hessen e. V.) (2008): Rote Liste der Farn- und Samenpflanzen Hessens. 4.

CALLIES, D., T. KLAAS, Z. KHADIRI-YAZAMI & S. HAGEMANN (2012): Windenergienutzung im Binnenland. Erschließung neuer Potenziale im bewaldeten Mittelgebirge. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben

Am Fraunhofer IWES, gefördert durch das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit., Kassel.

CEBC (Centre for Evidence-Based Conservation) (2010): Guidelines for Systematic Review in Environmental Management. Version 4.0. http://www.environmentalevidence.org/Documents/Guidelinesprint.pdf.

CENTOURIS (Centrum für marktorientierte Tourismusforschung der Universität Passau) (2012): Akzeptanz von Windenergieanlagen in deutschen Mittelgebirgen. Untersuchung im Auftrag des Bundesverbands Deutsche Mittelgebirge e.V. Präsentation. https://www.ihk-kassel.de/down/457734A6-9481-7357-3B4F940E34A3C3B6.

CORTEN, G. P. & H. F. VELDKAMP (2001): Insects can halve wind-turbine power. Nature 412**:** 42-43.

CRYAN, P. M. & R. M. R. BARCLAY (2009): Causes of bat fatalities at wind turbines: hypotheses and predictions. Journal of Mammalogy (90)**:** 1330-1340.

CRYAN, P. M. & A. C. BROWN (2007): Migration of bats past a remote island offers clues toward the problem of bat fatalities at wind turbines. Biol. Conserv. 139 (1)**:** 1-11.

CRYAN, P. M., P. M. GORRESEN, C. D. HEIN, M. R. SCHIRMACHER, R. H. DIEHL, M. M. HUSO, D. T. HAYMAN, P. D. FRICKER, F. J. BONACCORSO & D. H. JOHNSON (2014): Behavior of bats at wind turbines. Proceedings of the National Academy of Sciences 111 (42)**:** 15126-15131.

CURRY & KERLINGER LLC (2004): A Study of Bird and Bat Collision Fatalities at the Mountaineer Wind Energy Center, Tucker Country, West Virginia: Annual Report for 2003.

DAHL, E. L., K. BEVANGER, T. NYGÅRD, E. RØSKAFT & B. STOKKE (2012): Reduced breeding success in white-tailed eagles at Smøla windfarm, western Norway, is caused by mortality and displacement. Biol. Conserv. 145**:** 79-85.

DAHL, E. L., R. MAY, P. L. HOEL, K. BEVANGER, H. C. PEDERSEN, E. RØSKAFT & B. G. STOKKE (2013): White-tailed eagles (Haliaeetus albicilla) at the Smøla wind-power plant, Central Norway, lack behavioral flight responses to wind turbines. Wildl. Soc. Bull. 37 (1)**:** 66-74.

DALILI, N., A. EDRISY & R. CARRIVEAU (2009): A review of surface engineering issues critical to wind turbine performance. Renewable and Sustainable Energy Reviews 13**:** 428-438.

DAY, J., J. BENNIE, K. J. GASTON, H. SCHOFIELD, K. BARLOW & F. MATHEWS (2014): Dark landscapes for bats: Is it time to switch off the lights? Tagungsband der Fachtagung: "XIIIth European Bat Research Symposium", Croatia, Croatian Biospeleological Society.

DE LUCAS, M. (2013): Effects of wind farms on a Montagu´s harrier (*Circus pygarus*) population in southern Spain. Conference on Wind power and Evironmental impact, Stockholm.

DE LUCAS, M., M. FERRER & G. F. JANSS (2012): Using wind tunnels to predict bird mortality in wind farms: the case of griffon vultures. PLoS One 7 (11)**:** e48092.

DE LUCAS, M., G. F. E. JANSS & M. FERRER (2005): A bird and small mammal BACI and IG design studies in a wind farm in Malpica (Spain). Biodivers. Conserv. 14**:** 3289-3303.

DEVEREUX, C. L., M. J. H. DENNY & M. J. WHITTINGHAM (2008): Minimal effects of wind turbines on the distribution of wintering farmland birds. J. Appl. Ecol. The author´s compilation.

DIE LINKE, SPD & BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN (2014): Koalitionsvertrag zwischen den Parteien Die Linke, SPD, Bündnis 90/Die Grünen für die 6. Wahlperiode des Thüringer Landtages. Thüringen gemeinsam voranbringen - demokratisch, sozial, ökologisch. Inhaltliche Endfassung - Stand 20.11.14.

DIETZ, C., O. V. HELVERSEN & D. NILL (2007): Handbuch der Fledermäuse Europas und Nordwestafrikas. Kosmos Naturführer.

DIETZ, C. & A. KIEFER (2014): Die Fledermäuse Europas - kennen, bestimmen, schützen, Kosmos Verlag, Stuttgart.

DIETZ, M., D. DUJESIEFKEN, T. KOWOL, J. REUTHER, T. RIECHE & C. WURST (2015): Artenschutz und Baumpflege, Haymarket Media, Braunschweig.

DIETZ, M. & J. PIR (2011): Distribution, ecology and habitat selection by Bechstein's bat (*Myotis bechsteinii*) in Luxembourg. Ökologie der Säugetiere.

DIETZ, M., K. RÜTH & A. WEIß (2014): Vorkommen der Europäischen Wildkatze im Windpark Kolbenstein bei Kratzenburg während der Bauphase. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Institutes für Umweltplanung Dr. Kübler GmbH für den Windpark Kolbenstein der Jade NaturEnergie GmbH & Co. KG., Institut für Tierökologie und Naturbildung, Gonterskirchen, 1-23.

DIETZ, M., K. SCHIEBER & C. MEHL-ROUCHARD (2013): Höhlenbäume im urbanen Raum. Teil 2 Leitfaden. Gonterskirchen, Frankfurt. https://www.frankfurt.de/sixcms/media.php/738/hoehlenbaeume_im_urbanen_raum_leitfaden_juli2013_nbf.pdf.

DORKA, U., F. STRAUB & J. TRAUTNER (2014): Windkraft über Wald – kritisch für die Waldschnepfenbalz? Erkenntnisse aus einer Fallstudie in Baden-Württemberg (Nordschwarzwald). Naturschutz und Landschaftsplanung 46 (3)**:** 69-78.

DOUGLAS, D. J. T., A. FOLLESTAD, R. H. W. LANGSTON, J. W. PEARCE-HIGGINS & A. LEHIKOINEN (2012): Modelled sensitivity of avian collision rate at wind turbines varies with number of hours of flight activity input data. Ibis 154 (4)**:** 858-861.

DOYLE, J. M., T. E. KATZNER, P. H. BLOOM, Y. JI, B. K. WIJAYAWARDENA, J. A. DEWOODY & L. ORLANDO (2014): The Genome Sequence of a Widespread Apex Predator, the Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*). PLoS ONE 9 (4)**:** e95599.

DRAKE, D., C. S. JENNELLE, J.-N. LIU, S. M. GRODSKY, S. SCHUMACHER & M. SPONSLER (2015): Regional analysis of wind turbine-caused bat mortality. Acta Chiropterologica 17 (1)**:** 179-188.

DREWITT, A. & R. H. W. LANGSTON (2006): Assessing the impacts of wind farms on birds. British Ornithologists' Union, Ibis (148)**:** 29-42.

DÜRR, T. (2007): Möglichkeiten zur Reduzierung von Fledermausverlusten an Windenergieanlagen in Brandenburg. Nyctalus (N.F.) 12 (Heft 2-3)**:** 238-252.

DÜRR, T. (2011): Dunkler Anstrich könnte Kollisionen verhindern: Vogelunfälle an Windradmasten. Der Falke 58 (12)**:** 499-501.

DÜRR, T. (2015): Fledermausverluste an Windenergieanlagen. Daten aus der zentralen Fundkartei der Staatlichen Vogelschutzwarte im Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg. LUGV Brandenburg, Stand vom 1. Juni 2015, 1.

DÜRR, T. & L. BACH (2004): Fledermäuse als Schlagopfer von Windenergieanlagen - Stand der Erfahrungen mit Einblicken in die bundesweite Fundkartei. Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz 7**:** 253-264.

DÜRR, T. & T. LANGGEMACH (2006): Greifvögel als Opfer von Windkraftanlagen. Populationsökologie Greifvogel- und Eulenarten 5**:** 483-490.

ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht, Ulmer, Stuttgart.

ENERCON SERVICE (2015): Persönliche Mitteilung per Email am 06.07.15, Aurich.

ERICKSON, W. P., G. D. JOHNSON, D. P. YOUNG, M. D. STRICKLAND, R. E. GOOD, M. BOURASSA, K. BAY & K. SERNKA (2002): Synthesis and Comparison of Baseline Avian and Bat Use, Raptor Nesting and Mortality Information from Proposed and Existing Wind Developments. Cheyenne, WY.

ERICKSON, W. P., M. M. WOLF, K. J. BAY, D. H. JOHNSON & J. L. GEHRING (2014): A Comprehensive Analysis of Small-Passerine Fatalities from Collision with Turbines at Wind Energy Facilities.**:** 18 pp.

EUROPÄISCHE KOMMISSION (2007a): 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.

EUROPÄISCHE KOMMISSION (2007b): Leitfaden zum strengen Schutzsystem für Tierarten von gemeinschaftlichem Interesse im Rahmen der FFH-Richtlinie 92/43/EWG. http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/guidance/index_en.htm.

EUROPÄISCHE KOMMISSION (2010): Guidance Document - Wind energy developments and Natura 2000: EU Guidance on wind energy development in accordance with the EU nature legislation. 116 pp.

EUROPEAN COMMISSION (2010a): Guidance document - Wind energy developments and Natura 2000. European Commission, 116. Z:\Büro-Interna\Literatur\pfs\EU-report-2010-guidance_wind_energy_developement.pdf.

EUROPEAN COMMISSION (2010b): Guidance Document Wind energy developments and Natura 2000.

FALKDALEN LINDAHL, L., U. FALKDALEN & T. NYGARD (2013): Pre- and post construction studies on the effects on birds at Storrun wind farm in the mountain-region of Jämtland, Sweden. Tagungsband der Fachtagung: "Conference on on Wind power and Environmental impacts", Stockholm, Vindval. http://www.naturvardsverket.se/Om-Naturvardsverket/Publikationer/ISBN/6500/978-91-620-6546-1-/.

FGSV (Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen) (2013): Empfehlungen für die landschaftspflegerische Ausführung im Straßenbau (ELA) der Arbeitsgruppe Straßenentwurf FGSV 2932.

FRANCIS, C. & J. BARBER (2013): A framework for understanding noise impacts on wildlife: An urgent conservation priority. Front. Ecol. Environ. 11**:** 305-313.

GAERTIG, T. & K. GREEN (2008): Die Waldbodenvegetation als Weiser für Bodenstrukturstörungen. AFZ-DerWald 63 (6)**:** 300-301.

GARCIA, D. A., G. CANAVERO, F. ARDENGHI & M. ZAMBORN (2015): Analysis of wind farm effects on the surrounding environment: Assessing population trends of breeding passerines. Renewable Energy 80**:** 190-196.

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

GARNIEL, A. & U. MIERWALD (2010): Arbeitshilfe Vögel und Straßenverkehr. Schlussbericht zum Forschungsprojekt FE 02.286/2007/LRB der Bundesanstalt für Straßenwesen: „Entwicklung eines Handlungsleitfadens für Vermeidung und Kompensation verkehrsbedingter Wirkungen auf die Avifauna“.

GATTER, W. (2000): Vogelzug und Vogelbestände in Mitteleuropa, Aula-Verlag, Wiebelsheim.

GATZ, S. (2013): Windenergieanlagen in der Verwaltungs- und Gerichtspraxis, vhw-Verlag, Bonn.

GEBHARD, J. & W. BOGDANOWICZ (2004): *Nyctalus noctula* (Schreber, 1774) Großer Abendsegler. Handbuch der Säugetiere Europas - Band 4 - Teil 1, AULA-Verlag, Kempten.

GEHRING, J., P. KERLINGER & A. M. MANVILLE (2009): Communication towers, lights, and birds: successful methods of reducing the frequency of avian collisions. Ecol. Appl. 19 (2)**:** 505-514.

GEßNER, J. & M. GENTH (2012): Windenergie im Wald? – Besonderheiten des Genehmigungsverfahrens am Beispiel des brandenburgischen Landesrechts. Natur und Recht 34 (3)**:** 161-165.

GONZALEZ, M. A. & V. ENA (2011): Cantabrian Capercaillie signs disappeared after a wind farm construction. Chioglossa 3**:** 65-74.

GÖTZ, M. (2009): Reproduktion und Juvenilmortalität einer autochthonen Wildkatzenpopulation im Südharz. In: FREMUTH, W., E. JEDICKE, T. KAPHEGYI & V. WACHENDÖRFER: Zukunft der Wildkatze in Deutschland – Ergebnisse des internationalen Wildkatzen-Symposiums 2008 in Wiesenfelden, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 31-36.

GÖTZ, M., S. JEROSCH & M. ROTH (2009): Reproductive parameters of European wildcat and the importance of dead wood structures. Special issue to volume 74: 83rd Annual Meeting of the German Society of Mammology. 13.-17.09.2009 Abstracts of Oral Communications and Poster Presentations, S. 11, Dresden.

GÖTZ, M. & M. ROTH (2006): Reproduktion und Jugendentwicklung von Wildkatzen im Südharz - eine Projektvorstellung. Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 43**:** 3-11.

GOVE, B., R. LANGSTON, A. MCCLUSKIE, J. D. PULLAN & I. SCRASE (2013): Windfarms and birds: an updated analysis of the effect of wind farm on birds, and best practice guidance on integrated planning and impact assessment. BirdLife International on behalf of the Bern Convention, Strasbourg, 89.

GRINDAL, S. D. & R. M. BRIGHAM (1999): Impacts of forest harvesting on habitat use by foraging insectivorous bats at different spatial scales. Ecoscience 6 (1)**:** 25-34.

GRÜNKORN, T. (2015): A large-scale, multispecies assessment of avian mortality rates at onshore wind turbines in northern Germany (PROGRESS). Conference on Wind energy and Wildlife impacts (CWW), Berlin.

HAHL, M. (2015): Artenschutz und Windenergie: Grenzen der Ausnahmeregelung. Beurteilung von kompensatorischen Maßnahmen für Arten des Anhangs I der Vogelschutzrichtlinie – aufgezeigt an einem Fallbeispiel im Odenwald. Naturschutz und Landschaftsplanung 47 (11)**:** 353-360.

HALL, L. & G. RICHARDS (1972): Notes on *Tadarida australis* (Chiroptera: molossidae). Aust. Mammal. 1 (1)**:** 46-47.

HECKER, G. A., K. SENK-KLUMPP & M. WIESLER (2014): Ergebnisse der Umfrage zum Thema: „Tourismus und Energiewandel in Deutschland am Beispiel Schwarzwald – beeinflusst die Aufstellung von Windkraftanlagen die Entscheidung von Urlaubern“. Universität Furtwangen http://www.hs-furtwangen.de/fileadmin/user_upload/Fakultaet_WI/Dokumente/Studium/Windkraft_im_Schwarzwald.pdf .

HEIM, O., J. T. TREITLER, M. TSCHAPKA, M. KNÖRNSCHILD & K. JUNG (2015): The Importance of Landscape Elements for Bat Activity and Species Richness in Agricultural Areas. PloS one 10 (7)**:** e0134443.

HEIN, C., J. GRUVER & E. ARNETT (2013): Relating pre-construction bat activity and post-construction bat-fatality to predict risk at wind energy facilities: a synthesis. INTERNATIONAL, B. C., A report submitted to the National Renewable Energy Laboratory, Austin, TX, USA, 21 pp.

HEIN, C. D., A. PRICHARD, T. MABEE & M. R. SCHIRMACHER (2014): Efficacy of an Operational Minimization Experiment to Reduce Bat Fatalities at the Pinnacle Wind Farm, Mineral County, West Virginia, 2013.

HELVERSEN, O. V., M. ESCHE, F. KRETZSCHMAR & M. BOSCHERT (1987): Die Fledermäuse Südbadens. Mitteilungen des badischen Landesvereins für Naturkunde und Naturschutz 14 (2)**:** 409-475.

HENNES, R. (2012): Fehlermöglichkeiten bei der Kartierung von Bunt- und Mittelspecht *Dendrocopus major, D. medius* - Erfahrungen mit einer farbberingten Population. Vogelwelt 133 (3)**:** 109-119.

HENSEN, F. V. (2004): Gedanken und Arbeitshypothesen zur Fledermausverträglichkeit von Windenergieanlagen. Nyctalus 9 (5)**:** 427-435.

HERMANNS, P. (2007): Anforderungen an die Planung in die „artenschutzrechtliche Befreiungslage“ ohne Umweltprüfung - Anmerkungen aus der Praxis.

HERRMANN, M. & C. VOGEL (2005): Wildkatze *Felis silvestris silvestris* Schreber, 1777. In: BRAUN, M. & F. DIETERLEN: Die Säugetiere Baden-Württembergs, Eugen Ulmer GmbH & Co, Stuttgart, 363–376.

HMUELV (Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) (2009): Hinweise für die naturschutzrechtliche Kompensation im Wald vom 21.07.2009. Ein Handlungsrahmen zur Planung, Anerkennung und Durchführung von Kompensationsmaßnahmen.

HMUELV & HMWVL (Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz; Hessisches Ministerium für Wirtschaft, Verkehr und Landesentwicklung) (2012): Leitfaden - Berücksichtigung der Naturschutzbelange bei der Planung und Genehmigung von Windkraftanlagen (WKA) in Hessen. Wiesbaden, 76 S.

HODOS, W. (2003): Minimization of Motion Smear: Reducing Avian Collisions with Wind Turbines. Period of Performance: July 12, 1999 to August 31, 2002. Subcontractor Report for National Renewable Energy Laboratory. Mitigation Toolbox, Golden, Colorado.

HORCH, P., H. SCHMID, J. GUELAT & F. LIECHTI (2012): Konfliktpotenzialkarte Windenergie – Vögel Schweiz: Teilbereich Brutvögel, Gastvögel und Vogelschutzgebiete gemäss WZVV. Erläuterungsbericht. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

HORN, J. W., E. B. ARNETT & T. H. KUNZ (2008): Behavioral responses of bats to operating wind turbines. The Journal of wildlife management 72 (1)**:** 123-132.

HÖTKER, H., O. KRONE & G. NEHLS (2013): Greifvögel und Windkraftanlagen: Problemanalyse und Lösungsvorschläge. Schlussbericht für das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit., Michael-Otto-Institut im NABU, Leitnitz-Institut für Zoo- und Wildtierforschung, BioConsult SH, Bergenhusen, Berlin, Husum.

HÖTKER, H., K.-M. THOMSEN & H. KÖSTER (2005): Auswirkungen regenerativer Energiegewinnung auf die biologische Vielfalt am Beispiel der Vögel und der Fledermäuse - Fakten, Wissenslücken, Anforderungen an die Forschung, ornithologische Kriterien zum Ausbau von regenerativen Energiegewinnungsformen. Endbericht Stand Dezember 2004. BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ. BfN-Skripten 142. 87 S.

HÖTZEL, M., N. KLAR, S. SCHRÖDER, C. STEFFEN & C. THIEL (2007): Die Wildkatze in der Eifel, Laurenti-Verlag, Bielefeld.

HUMES, M. L., J. P. HAYES & M. W. COLLOPY (1999): Bat activity in thinned, unthinned, and old-growth forests in western Oregon. J. Wildl. Manage. 63 (2)**:** 553-561.

HUPE, K. & O. SIMON (2007): Die Lockstockmethode - eine nicht invasive Methode zum Nachweis der Europäischen Wildkatze (*Felis silvestris silvestris*). Beiträge zur Situation der Wildkatze Niedersachsen II. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 27 (1)**:** 66–69.

HÜPPOP, O., H.-G. BAUER, H. HAUPT, T. RYSLAVY, P. SÜDBECK & J. WAHL (2013): Rote Liste wandernder Vogelarten Deutschlands, 1. Fassung, 31. Dezember 2012. Berichte zum Vogelschutz 49/50**:** 21-83.

HURST, J., S. BALZER, M. BIEDERMANN, C. DIETZ, M. DIETZ, E. HÖHNE, I. KARST, R. PETERMANN, W. SCHORCHT & C. STECK (2015a): Erfassungsstandards für Fledermäuse bei Windkraftprojekten in Wäldern. Diskussion aktueller Empfehlungen der Bundesländer. NuL 90 (4)**:** 157-169.

HURST, J., S. BALZER, M. BIEDERMANN, C. DIETZ, M. DIETZ, E. HÖHNE, I. KARST, R. PETERMANN, W. SCHORCHT, C. STECK & R. BRINKMANN (2015b): Erfassungsstandards für Fledermäuse bei Windkraftprojekten in Wäldern - Diskussion aktueller Empfehlungen der Bundesländer. Natur und Landschaft 90 (4)**:** 157-169.

IFR (Institut für Regionalmanagement) (2012): Besucherbefragung zur Akzeptanz von Windkraftanlagen in der Eifel.

ISRAEL, M., P. IVANOVA & M. IVANOVA (2011): Electromagnetic fields and other physical factors around wind power generators (pilot study). Environmentalist 31 (2)**:** 161-168.

ITN (Institut für Tierökologie und, Naturbildung) (2012): Gutachten zur landesweiten Bewertung des hessischen Planungsraumes im Hinblick auf gegenüber Windenergienutzung empfindliche Fledermausarten. Im Auftrag des HMWVL, Gonterskirchen. 120 S.

IWES (2011): Studie zum Potenzial der Windenergienutzung an Land. Fraunhofer-Institut für Windenergie und Energiesystemtechnik, Im Auftrag des Bundesverbandes Windenergie, Berlin.

JÄGER, E., F. MÜLLER, C. M. RITZ, E. WELK & K. WESCHE (2013): Rothmaler - Exkursionsflora von Deutschland, Gefäßpflanzen: Atlasband, Spektrum Akad. Verlag, Heidelberg.

JÄGER, E. & K. WERNER (2005): Rothmaler Exkursionsflora von Deutschland. Gefäßpflanzen: Kritischer Band, Spektrum Akad. Verlag, Heidelberg.

JAMESON, J. W. & C. K. R. WILLIS (2014): Activity of tree bats at anthropogenic tall structures: implications for mortality of bats at wind turbines. Anim. Behav. 97**:** 145-152.

JANSSEN, G., M. HORMANN & C. ROHDE (2004): Der Schwarzstorch, Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben.

JANTZEN, M. K. (2012): Bats and the landscape: The influence of edge effects and forest cover on bat activity. Electronic Thesis and Dissertation Repository. Paper 439.

JEROSCH, S. (2006): Untersuchungen zur Tagesruhe von Wildkatzen (*Felis silvestris silvestris*, Schreber 1777) im Biosphärenreservat „Karstlandschaft Südharz“. Fachbereich Geowissenschaften, Institut für Landschaftsökologie, Westfälischen Wilhelms-Universität Münster, Münster.

JEROSCH, S., M. GÖTZ, N. KLAR & M. ROTH (2010): Characteristics of diurnal resting sites of the endangered European wildcat (*Felis silvestris silvestris*): Implications for its conservation. J. Nat. Conserv. 18 (1)**:** 45-54.

JOHANSSON, E. (2010): The sound amplifying forest, with emphasis on sounds from wind turbines. Master Thesis in the Master Degree Program, Sound and Vibration. Department of Civil and Environmental Engineering. Division of Applied Acoustics, Chalmers University of Technology, Göteborg, Sweden.

JOHNSON, G. D., W. P. ERICKSON, M. DALE STRICKLAND, M. F. SHEPHERD, D. A. SHEPHERD & S. A. SARAPPO (2003): Mortality of Bats at a Large-scale Wind Power Development at Buffalo Ridge, Minnesota. The American Midland Naturalist 150 (2)**:** 332-342.

JOHNSON, G. D., M. K. PERLIK, W. P. ERICKSON & M. D. STRICKLAND (2004): Bat activity, composition, and collision mortality at a large wind plant in Minnesota. Wildl. Soc. Bull. 32 (4)**:** 1278-1288.

JOHNSON, G. D., M. D. STRICKLAND, W. P. ERICKSON & D. P. J. YOUNG (2007): Use of data to develop mitigation measures for wind power development impact to birds. In: DE LUCAS, M., G. F. E. JANNS & M. FERRER: Birds and wind farms – risk assessment and mitigation, Quercus, Madrid, 241-257.

JUNG, K. & E. K. V. KALKO (2010): Where forest meets urbanization: foraging plasticity of aerial insectivirous bats in an anthropogenically altered environment. Mammal (91)**:** 144-153.

KATZNER, T. E., D. BRANDES, T. MILLER, M. LANZONE, C. MAISONNEUVE, J. A. TREMBLAY, R. MULVIHILL, G. T. MEROVICH & D. THOMPSON (2012): Topography drives migratory flight altitude of golden eagles: implications for on-shore wind energy development. J. Appl. Ecol. 49 (5)**:** 1178-1186.

KELM, D. H., J. LENSKI, V. KELM, U. TOELCH & F. DZIOCK (2014): Seasonal Bat Activity in Relation to Distance to Hedgerows in an Agricultural Landscape in Central Europe and Implications for Wind Energy Development. Acta Chiropterologica 16 (1)**:** 65-73.

KERLINGER, P. (2002): An Assessment of the Impacts of Green Mountain Power Corporation's Wind Power Facility on Breeding and Migrating Birds in Searsburg, Vermont. July 1996–July 1998. Prepared for the Vermont Department of Public Service Montpelier, Vermont.

KERLINGER, P., J. L. GEHRING, W. P. ERICKSON, R. CURRY, A. JAIN & J. GUARNACCIA (2010): Night migrant fatalities and obstruction lighting at wind turbines in North America. Wilson Journal of Ornithology (122)**:** 744-754.

KERNS, J. & P. KERLINGER (2004): A study of bird and bat collision mortalities at the Mountaineer Wind Energy Center, Tucker County, West Virginia. Annual Report for 2003, Virginia, USA.: 39 pp.

KERTH, G., M. WAGNER, K. WEISSMANN & B. KÖNIG (2002): Habitat- und Quartiernutzung bei der Bechsteinfledermaus: Hinweise für den Artenschutz. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 71**:** 99-108.

KÉRY, M., B. GARDNER, T. STOECKLE, D. WEBER & J. A. ROYLE (2011): Use of spatial capture-recapture modeling and DNA data to estimate densities of elusive animals. Conserv. Biol. 25 (2)**:** 356-364.

KETZENBERG, C., M. EXO, M. REICHENBACH & M. CASTOR (2002): Einfluss von Windenergieanlagen auf Brutvögel des Offenlandes. Nat. Landschaft**:** 144-153.

KIEMSTEDT, H., M. MÖNNECKE & S. OTT (1996): Methodik der Eingriffsregelung, Teil III. Vorschläge zur bundeseinheitlichen Anwendung der Eingriffsregelung nach § 8 Bundesnaturschutzgesetz. Schriftenreihe LANA (Länderarbeitsgemeinschaft für Naturschutz, Landespflege und Erholung) 6.

KIFL (Kieler Institut für Landschaftsökologie) (2014): Grundsätzliche Eignung von Maßnahmentypen zur Vermeidung von erheblichen Beeinträchtigungen windkraftsensibler Arten in Vogelschutzgebieten mit Schwerpunkt bei den Arten Rotmilan und Schwarzstorch. Gutachterliche Stellungnahme im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Wirtschaft, Energie, Verkehr und Landesentwicklung. 31 S.

KLAMMER, G. (2011): Neue Erkenntnisse über die Baumfalkenpopulation *Falco subbuteo* im Großraum Halle-Leipzig. Apus 16**:** 3-21.

KLAR, N. (2010): Lebensraumzerschneidung und Wiedervernetzung – Ein Schutzkonzept für die Wildkatze in Deutschland Habitat fragmentation and (re-) connection – a conservation concept for the wildcat in Germany. Dissertation. Fachbereich Biologie, Chemie, Pharmazie, Freie Universität Berlin, Berlin.

KLEM, D. (1990): Collisions between Birds and Windows: Mortality and Prevention. J. Field Ornithol. 61 (1)**:** 120-128.

KOLMER, D. (1998): Volièrenversuche zum Aufschlag von Vögeln auf Glasscheiben, Wien.

KOORDINATIONSSTELLEN FÜR DEN FLEDERMAUSSCHUTZ IN BAYERN (2011): Empfehlungen für die Berücksichtigung von Fledermäusen im Zuge der Eingriffsplanung insbesondere im Rahmen der saP. Stand April 2011.

KÖPPEL, J., W. PETERS & W. WENDE (2004): Eingriffsregelung, Umweltverträglichkeitsprüfung, FFH-Verträglichkeitsprüfung, Ulmer, Stuttgart.

KORNECK, D., W. LANG & H. REICHERT (1988): Rote Liste der in Rheinland-Pfalz ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen. In: Rote Listen von Rheinland-Pfalz, Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht, 111-138.

KORNER-NIEVERGELT, F., O. BEHR, I. NIERMANN & R. BRINKMANN (2011): Schätzung der Zahl verunglückter Fledermäuse an Windenergieanlagen mittels akustischer Aktivitätsmessungen und modifizierter N-mixture Modelle. Umwelt und Raum. Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen, Hannover.

KORNER-NIEVERGELT, F., R. BRINKMANN, I. NIERMANN & O. BEHR (2013): Estimating Bat and Bird Mortality Occurring at Wind Energy Turbines from Covariates and Carcass Searches Using Mixture Models. PLoS One 8 (7)**:** e67997.

KRAFT, M. (1999): Massenhafte Landungen nachts ziehender Kraniche im November 1998 in Hessen und Nordrhein-Westfalen. Vogelwelt 120**:** 349-352.

KUNZ, T. H., E. B. ARNETT, W. P. ERICKSON, A. R. HOAR, G. D. JOHNSON, R. P. LARKIN, M. D. STRICKLAND, R. W. THRESHER & M. D. TUTTLE (2007): Ecological impacts of wind energy development on bats: questions, research needs, and hypotheses. Front. Ecol. Environ. (5)**:** 315-324.

KUNZ, T. H. & M. B. FENTON (2003): Bat ecology, University of Chicago Press, Chicago.

LACKI, M. J., S. K. AMELON & M. D. BAKER (2007): Foraging ecology of bats in forests. In: LACKI, M. J., J. HAYES & A. KURTA: Bats in Forests, The John Hopkins University Press, Baltimore.

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

LAG VSW (Länderarbeitsgemeinschaft der Staatlichen Vogelschutzwarten in Deutschland) (2015): Abstandsempfehlungen für Windenergieanlagen zu bedeutsamen Vogellebensräumen sowie Brutplätzen ausgewählter Vogelarten in der Überarbeitung vom 15. April 2015. 29 S.

LAMBRECHT, H., W. PETERS, J. KÖPPEL, M. BECKMANN, E. WEINGARTEN & W. WENDE (A. Hoppenstedt) (2007): Bestimmung des Verhältnisses von Eingriffsregelung, FFH-VP, UVP und SUP im Vorhabensbereich. BfN-Skript.

LANA (Länderarbeitsgemeinschaft Naturschutz, Landschaftspflege und Erholung) (2010): Vollzugshinweise zum Artenschutzrecht.

LÄNDERMINISTERIEN RHEINLAND-PFALZ (2013): Hinweise für die Beurteilung der Zulässigkeit der Errichtung von Windenergieanlagen in Rheinland-Pfalz (Rundschreiben Windenergie).

LANDTAG NORDRHEIN-WESTFALEN (2014): Antwort der Landesregierung auf die Kleine Anfrage 1916 vom 21. Januar 2014 der Abgeordneten Karlheinz Busen und Henning Höne.

LANGEVELDE, F. V., J. A. ETTEMA, M. DONNERS, M. F. WALLIS DE VRIES & D. GROENENDIJK (2011): Effect of spectral composition of artificial light on the attraction of moths. Biol. Conserv. (144)**:** 2274-2281.

LANGGEMACH, T. & T. DÜRR (2015): Informationen über Einflüsse der Windenergienutzung auf Vögel - Stand 01. Juni 2015. Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz, Staatliche Vogelschutzwarte.

LANGGEMACH, T., O. KRONE, P. SÖMMER, A. AUE & U. WITTSTATT (2010): Verlustursachen bei Rotmilan (*Milvus milvus*) und Schwarzmilan (*Milvus migrans*) im Land Brandenburg. Vogel und Umwelt 18**:** 82-101.

LANGGEMACH, T. & B.-U. MEYBURG (2011): Funktionsraumanalyse - ein Zauberwort der Landschaftsplanung mit Auswirkung auf den Schutz von Schreiadlern (Aquila pomarina) und anderen Großvögeln. Berichte zum Vogelschutz 47/48**:** 167 - 181.

LANGSTON, R. H. W. & J. D. PULLAN (2003): Windfarms and Birds: an analysis of the effects of windfarms on birds, and guidance on environmental assessment criteria and site selection issues. Report T-PVS/Inf (2003) 12, by BirdLife International to the Council of Europe, Bern Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. RSPB/BirdLife in the UK.

LANU (Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein) (2008): Empfehlungen zur Berücksichtigung tierökologischer Belange bei Windenergieplanungen in Schleswig-Holstein. Schriftenreihe LANU SH - Natur, 13. Flintbek.

LAU (Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt) (2014): Artenhilfsprogramm Rotmilan des Landes Sachsen-Anhalt. Unter Mitarbeit von Ubbo Mammen, Bernd Nicolai, Jörg Böhner, Kerstin Mammen, Jasper Wehrmann, Stefan Fischer und Gunthard Dornbusch. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 5.

LBV-SH (Landesbetrieb Straßenbau und Verkehr Schleswig-Holstein) (2013): Beachtung des Artenschutzrechtes bei der Planfeststellung. Neufassung nach der Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes vom 29. Juli 2009 mit Erläuterungen und Beispielen in Zusammenarbeit mit dem Kieler Institut für Landschaftsökologie und dem Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein. 78 S.

LEHNERT, L. S., S. KRAMER-SCHADT, S. SCHÖNBORN, O. LINDECKE, I. NIERMANN & C. C. VOIGT (2014a): Wind Farm Facilities in Germany Kill Noctule Bats from Near and Far. PloS one 9 (8)**:** e103106.

LEHNERT, L. S., S. KRAMER-SCHADT, S. SCHÖNBORN, O. LINDECKE, I. NIERMANN & C. C. VOIGT (2014b): Wind farm facilities in Germany kill noctule bats from near and far.

LFU (Bayerisches Landesamt für Umwelt) (2013): Fachliche Erläuterungen zum Windkrafterlass Bayern: Verringerung des Kollisionsrisikos durch fledermausfreundlichen Betrieb der Anlagen. 30 S.

LIECHTI, F., J. GUÉLAT, S. BAUER, M. MATEOS & S. KOMENDA-ZEHNDER (2012): Konfliktpotenzialkarte Windenergie – Vögel Schweiz: Teilbereich Vogelzug. Erläuterungsbericht. Aktualisierung 2013. Schweizerische Vogelwarte, Sempach, 42 S.

LIND, O., M. MITKUS, P. OLSSON & A. KELBER (2013): Ultraviolet sensitivity and colour vision in raptor foraging. J. Exp. Biol. 216 (19)**:** 3764.

LINDEINER, D. A. V., D. F. SCHOLZ & T. ROSENBERGER (2011): Thesenpapier zur DNR-Kampange "Windkraft im Visier": Windenergie und Biodiversität - Für eine Zukunft voller Leben. 17 S.

LINKE, K. (2015): Persönliche Mitteilung per Email am 23.04.15. Fa. Availon, Erfurt.

LÖK PLAN GBR (2012): Biotopkartieranleitung für Rheinland-Pfalz. Ministerium für Umwelt, Forsten und Vebraucherschutz Rheinland-Pfalz.

LONG, C. V., J. A. FLINT & P. A. LEPPER (2011a): Insect attraction to wind turbines: does colour play a role? European Journal of Wildlife Research 57 (2): 323-331.

LONG, C. V., P. A. LEPPER & J. A. FLINT (2011b): Ultrasonic noise emissions from wind turbines: potential effects on bat species. Tagungsband der Fachtagung: "10th International Congress on Noise as a Public Health Problem (ICBEN2011) 24th-28th July 2011", London.

LOZANO, J. & A. F. MALO (2012): Conservation of the European Wildcat (*Felis silvestris*) in Mediterranean environment: A reassessment of current threats. In: WILLIAMS, G. S.: Mediterranean Ecosystems, Nova Science Publishers Inc, 1-31.

LUBW (Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg) (2012): Hinweise für den Untersuchungsumfang zur Erfassung von Vogelarten bei Bauleitplanung und Genehmigung für Windenergieanlagen. Karlsruhe.

LUBW (Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg) (2014): Hinweise zur Untersuchung von Fledermausarten bei Bauleitplanung und Genehmigung für Windenergieanlagen. 42 S.

LUBW (Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg) (2015): Hinweise zur Bewertung und Vermeidung von Beeinträchtigungen von Vogelarten bei Bauleitplanung und Genehmigung für Windenergieanlagen. 95 S.

LUDWIG, G. & M. SCHNITTLER (1996): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. Schriftenreihe für Vegetationskunde, Bonn-Bad Godesberg.

LUPP, G., R. U. SYRBE, L. HEUCHELE, C. RENNER, D. SIEGRIST & W. KONOLD (2014): Partizipative Szenarien als Erfolgsmodell für eine integrierte Entwicklung? Strategieentwicklung im Kontext von Tourismus, erneuerbarer Energie, Sicherung der biologischen Vielfalt und Klimaanpassung in Großschutzgebieten. Naturschutz und Landschaftsplanung 46 (11): S. 336-344.

MAAßEN, M. (2015): Persönliche Mitteilung per Email am 05.05.15. Fa. WindService GmbH & Co KG, Erkelenz.

MADSEN, J. & D. BOERTMANN (2008): Animal behavioral adaptation to changing landscapes: spring-staging geese habituate to wind farms. Landscape Ecol. 23 (9): 1007-1011.

MAILÄNDER CONSULT (2014): Monitoring der Fledermaus- und Vogelkästen Windpark „Großer Wald“ Hettingen/Rinschheim. Unveröffentlichter Bericht im Auftrag der Windenergie S&H GmbH.

MAMMEN, K., U. MAMMEN & A. RESETARITZ (2013): Rotmilan. In: HÖTKER, H., O. KRONE & G. NEHLS: Greifvögel und Windkraftanlagen: Problemanalyse und Lösungsvorschläge. Schlussbericht für das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Michael-Otto-Institut im NABU, Leibniz-Institut für Zoo- und Wildtierforschung, BioConsult SH, Bergenhusen, Berlin, Husum.

MARQUES, A. T., H. BATALHA, S. RODRIGUES, H. COSTA, M. J. R. PEREIRA, C. FONSECA, M. MASCARENHAS & J. BERNARDINO (2014): Understanding bird collisions at wind farms: An updated review on the causes and possible mitigation strategies. Biol. Conserv. 179: 40-52.

MARTÍNEZ-ABRAÍN, A., G. TAVECCHIA, H. M. REGAN, J. JIMÉNEZ, M. SURROCA & D. ORO (2012): Effects of wind farms and food scarcity on a large scavenging bird species following an epidemic of bovine spongiform encephalopathy. J. Appl. Ecol. 49 (1): 109-117.

MAY, R., O. REITAN, K. BEVANGER, S. H. LORENTSEN & T. NYGÅRD (2015): Mitigating wind-turbine induced avian mortality: Sensory, aerodynamic and cognitive constraints and options. Renewable and Sustainable Energy Reviews 42: 170-181.

MCISAAC, H. P. (2001): Raptor Acuity and Wind Turbine Blade Conspicuity. Proceedings of the National Avian-Wind Power Planning Meeting IV. 59-87.

MELUR & LLUR (Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein) (2013): Errichung von Windenergieanlagen (WEA) innerhalb der Abstandsgrenzen der sogenannten potenziellen Beeinträchtigungsbereiche bei einigen sensiblen Großvogelarten - Empfehlungen für artenschutzfachliche Beiträge im Rahmen der Errichtung von WEA in Windeignungsräumen mit entsprechenden artenschutzrechtlichen Vorbehalten -

MESCHEDE, A. & K.-G. HELLER (2000): Ökologie und Schutz von Fledermäusen in Wäldern. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.

MEYBURG, B.-U. & C. MEYBURG (2013): Telemetrie in der Greifvogelforschung. Greifvögel und Falknerei 2013: 26-60.

MEYER, C. F., L. AGUIAR, L. F. AGUIRRE, J. BAUMGARTEN, F. M. CLARKE, J. F. COSSON, S. E. VILLEGAS, J. FAHR, D. FARIA & N. FUREY (2011): Accounting for detectability improves estimates of species richness in tropical bat surveys. J. Appl. Ecol. 48 (3): 777-787.

MICHLER, H. P. & M. MÖLLER (2011): Änderungen der Eingriffsregelung durch das BNatSchG 2010. Natur und Recht (33): 81-90.

MIR (Ministerium für Infrastruktur und Raumordnung) (2009): Handbuch für die Landschaftspflegerische Begleitplanung bei Straßenbauvorhaben im Land Brandenburg. 280 S.

MKULNV (Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen) (2008): Hinweise zur Kompensation im Zusammenhang mit Wald. Handhabung der Eingriffsregelung nach Landschaftsgesetz Nordrhein-Westfalen und Baugesetzbuch und der Ersatzaufforstungen nach Landesforstgesetz Nordrhein-Westfalen bei Eingriffen in den Wald und der Kompensation im Wald. Land Nordrhein-Westfalen, 16.07.2008.

MKULNV (Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein - Westfalen) (2011): Erlass für die Planung und Genehmigung von Windenergieanlagen und Hinweise für die Zielsetzung und Anwendung (Windenergie-Erlass) vom 11.07.2011. .

MKULNV (Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen) (2012): Leitfaden Rahmenbedingungen für Windenergieanlagen auf Waldflächen in Nordrhein-Westfalen.

MKULNV & LANUV (Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen) (2013): Leitfaden - Umsetzung des Arten- und Habitatschutzes bei der Planung und Genehmigung von Windenergieanlagen in Nordrhein-Westfalen. Fassung: 12. November 2013. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.

MKULNV NRW (Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen) (2013): Leitfaden „Wirksamkeit von Artenschutzmaßnahmen“ für die Berücksichtigung artenschutzrechtlich erforderlicher Maßnahmen in Nordrhein-Westfalen. Forschungsprojekt des MKULNV Nordrhein-Westfalen (Az.: III-4 - 615.17.03.09). Bearb. FÖA Landschaftsplanung GmbH (Trier): J. Bettendorf, R. Heuser, U. Jahns-Lüttmann, M. Klußmann, J. Lüttmann, Bosch & Partner GmbH: L. Vaut, Kieler Institut für Landschaftsökologie: R. Wittenberg. Schlussbericht (online).

MÖCKEL, M. & W. WIESNER (2007): Zur Wirkung von WIndkraftanlagen auf Brut- und Gastvögel in der Niederlausitz (Land Brandenburg). Otis 15**:** 1-133.

MÖLICH, T. & S. KLAUS (2003): Die Wildkatze (*Felis silvestris*) in Thüringen. Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen 40 (4)**:** 109-135.

MORBER, G. (2015): Input im Forum C "Umstrittene Maßnahmen, Potenziale in Deuschland nicht eingesetzter Maßnahmen und Methoden und ihre rechtliche und technische Umsetzbarkeit". Workshop Vermeidungsmaßnahmen für windenergiesensible Vogel- und Fledermausarten. Kassel, 06.07.2015. http://www.fachagentur-windenergie.de/services/veranstaltungen/workshop-vermeidungsmassnahmen-06-07-2015/workshopunterlagen.html.

MORRIS, A. D., D. A. MILLER & M. C. KALCOUNIS-RUEPPELL (2010): Use of forest edges by bats in a managed pine forest landscape. The Journal of Wildlife Management 74 (1)**:** 26-34.

MUGV (Ministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg) (2011a): Beachtung naturschutzfachlicher Belange bei der Ausweisung von Windeignungsgebieten und bei der Genehmigung von Windenergieanlagen. Erlass des Ministeriums für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz vom 01. Januar 2011.

MUGV (Ministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg) (2011b): Handlungsempfehlung zum Umgang mit Fledermäusen bei der Planung und Genehmigung von Windenergieanlagen in Brandenburg: Anlage 3 zum Erlass des MUGV v. 01.01.2011 - Stand 13.12.2010, Potsdam. 6 S.

MUGV (Ministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg) (2012): Tierökologische Abstandskriterien für die Errichtung von Windenergieanlagen in Brandenburg (TAK): Anlage 1 zum Erlass des MUGV v. 01.01.2011 - Stand 15.10.2012. 13 S.

MUGV (Ministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg) (2014): Leitfaden des Landes Brandenburg für Planung, Genehmigung und Betrieb von Windkraftanlagen im Wald. 31 S.

MÜLLER, J., R. BRANDL, J. BUCHNER, H. PRETZSCH, S. SEIFERT, C. STRÄTZ, M. VEITH & B. FENTON (2013): From ground to above canopy—Bat activity in mature forests is driven by vegetation density and height. Forest Ecology and Management, 306**:** 179-184.

MULVWF (Im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Landwirtschaft, Verbraucherschutz, Weinbau und Forsten Rheinland-Pfalz) (2012): Naturschutzfachlicher Rahmen zum Ausbau der Windenergienutzung in Rheinland-Pfalz, Artenschutz (Vögel, Fledermäuse) und NATURA 2000-Gebiete. Staatliche Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und das Saarland & Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz, 13.09.2012.

MUNLV (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen) (2007): Geschützte Arten in Nordrhein-Westfalen. Vorkommen, Erhaltungszustand, Gefährdungen, Maßnahmen. Düsseldorf. http://www.umwelt.nrw.de/naturschutz/artenschutz/geschuetzt/index.php.

MUV (Ministerium für Umwelt- und Verbraucherschutz Saarland) (2013): Leitfaden zur Beachtung artenschutzrechtlicher Belange beim Ausbau der Windenergienutzung im Saarland.

MUV (Ministerium für Umwelt und Verbraucherschutz Saarland) (2015): Windenergieanlagen im saarländischen Staatswald – Umweltminister Jost informiert über die Planungen. Aktuelle Meldungen des MUV online.

NABU (Naturschutzbund Deutschland Landesverband Brandenburg,) (2011): Windkraftanlagen im Wald. Grundlagen für eine Bewertung aus naturschutzfachlicher Sicht.

NEHRING, S., I. KOWARIK, W. RABITSCH & F. ESSL (2013): Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Gefäßpflanzen. BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ. BfN-Skripten 352. Bonn - Bad Godesberg, 202 S.

NIERMANN, I., R. BRINKMANN & J. HURST (2012): Windenergieanlagen im Wald und mögliche Beeinträchtigungen von Fledermäusen - eine Literaturauswertung. Naturschutz und Biologische Vielfalt 128**:** 159-184.

NIERMANN, I., R. BRINKMANN, F. KORNER-NIERVERGELT & O. BEHR (2011a): Systematische Schlagopfersuche - Methodische Rahmenbedingungen, statistische Analyseverfahren und Ergebnisse. In: BRINKMANN, R., O. BEHR, I. NIERMANN & M. REICH: Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen, Cuvillier Verlag, Göttingen, 40-115.

NIERMANN, I., R. BRINKMANN, F. KORNER-NIEVERGELT & O. BEHR (2011b): Systematische Schlagopfersuche - Methodische Rahmenbedingungen, statistische Analyseverfahren und Ergebnisse. In: BRINKMANN, R., O. BEHR, I. NIERMANN & M. REICH: Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen., Cuvillier Verlag, Göttingen, 457 S.

NIERMANN, I., S. VON FELTEN, F. KORNER-NIERVERGELT, R. BRINKMANN & O. BEHR (2011c): Einfluss von Anlagen- und Landschaftsvariablen auf die Aktivität von Fledermäusen an Windenergieanlagen. In: BRINKMANN, R., O. BEHR, I. NIERMANN & M. REICH: Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen, Cuvillier Verlag, Göttingen, 384-405.

NIT (Institut für Tourismus- und Bäderforschung in Nordeuropa) (2014): Einflussanalyse Erneuerbarer Energien und Tourismus in Schleswig-Holstein. http://www.wind-energie.de/sites/default/files/attachments/region/schleswig-holstein/20140722-ee-tourismus-sh-kurzfassung.pdf.

NLT (Niedersächsischer Landkreistag) (2014): Naturschutz und Windenergie - Hinweise zur Berücksichtigung des Naturschutzes und der Landschaftspflege bei Standortplanung und Zulassung von Windenergieanlagen (Stand: Oktober 2014). Hannover, 37 S. http://www.nlt.de/pics/medien/1_1414133175/2014_10_01_Arbeitshilfe_Naturschutz_und_Windenergie__5__Auflage__Stand_Oktober_2014_Arbeitshilfe.pdf.

NLWKN (Niedersächsicher Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz) (2010a): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. Teil 2: Wertbestimmende Brutvogelarten der EU-Vogelschutzgebiete – Mittelspecht (*Dendrocopus medius*). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, unveröff.: 7 S.

NLWKN (Niedersächsicher Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz) (2010b): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. Teil 2: Wertbestimmende Brutvogelarten der EU-Vogelschutzgebiete – Schwarzspecht (*Dryocopus martius*). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, unveröff.: 7 S.

NLWKN (Niedersächsicher Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz) (2010c): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. Teil 2: Wertbestimmende Brutvogelarten der EU-Vogelschutzgebiete – Schwarzstorch (*Ciconia nigra*). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, unveröff.: 7 S.

OTT, J. (2010): Potentielle Auswirkungen durch Windkraftanlagen und Klimawandel auf Insekten. Unveröff. Gutachten im Auftrag des BUND e. V., 17 S.

PEARCE-HIGGINS, J. W., L. STEPHEN, A. DOUSE & R. H. W. LANGSTON (2012): Greater impacts of wind farms on bird populations during construction than subsequent operation: results of a multi-site and multi-species analysis. J. Appl. Ecol. 49 (2)**:** 386-394.

PEARCE-HIGGINS, J. W., L. STEPHEN, R. H. W. LANGSTON, I. P. BAINBRIDGE & R. BULLMAN (2009): The distribution of breeding birds around upland wind farms. J. Appl. Ecol. 46**:** 1323-1331.

PEDERSEN, H. C., H. BRØSETH, E. B. NILSEN, B. K. SANDERCOCK & K. BEVANGER (2011): Mortality of radio collared willow ptarmigan in Smøla wind-power plant. Conference on Wind energy and Wildlife impacts (CWW), Trondheim, Norwegen.

PETERS, W. (2011): Strategien der Konfliktminderung bei der Nutzung der Windenergie in Waldgebieten. Fachtagung BMU und DNR - Windenergie im Wald, Berlin.

PIECHOCKI, R. (1990): Die Wildkatze *Felis sylvestris*, Die Neue Brehm Bücherei.

PIORKOWSKI, M. D. O. C., TIMOTHY J. (2010): Spatial Pattern of Summer Bat Mortality from Collisions with Wind Turbines in Mixed-grass Prairie. Am Midl Nat 164 (2)**:** 260-269.

PNL (Planungsgruppe für Natur und Landschaft GbR) (2012): Abgrenzung relevanter Räume für windkraftempfindliche Vogelarten in Hessen. Frankfurt, Hungen, 86 S.

POLAKOWSKI, M., M. BRONISZEWSKA & I. RUCZYŃSKI (2014): Local concentration of foraging noctule bats (*Nyctalus noctula*) as a possible tool to assess the density of bats in large forest complexes. Turkish Journal of Zoology 38 (2)**:** 254-256.

PRÜTER, M. (2015): Persönliche Mitteilung per Email am 27.04.15. Fa. Netz- und Windservice (NWS) GmbH, Neubukow.

R CORE TEAM (2015): R: A language and environment for statistical computing, Vienna, Austria.

RAABE, U., D. BÜSCHER, P. FASEL, E. FOERSTER, R. GÖTTE, H. HAEUPLER, A. JAGEL, K. KAPLAN, P. KEIL, P. KULBROCK, G. H. LOOS, N. NEIKES, W. SCHUMACHER, H. SUMSER & C. VANBERG (2011): Rote Liste und Artenverzeichnis der Farn- und Blütenpflanzen, Pteridophyta et Spermatophyta. In: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen: Rote Liste der gefährdeten Pflanzen, Pilze und Tiere in Nordrhein-Westfalen. In, 4, 51-183 S.

REICHENBACH, M. (2004): Ergebnisse zur Empfindlichkeit bestandsgefährdeter Singvogelarten gegenüber Windenergieanlagen. Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz 7**:** 137-150.

REICHENBACH, M., K. HANDKE & F. SINNING (2004): Der Stand des Wissens zur Empfindlichkeit von Vogelarten gegenüber Störungswirkungen von Windenergieanlagen. Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz 7**:** 229-243.

REITER, G., E. PÖLZER, H. MIXANIG, F. BONTADINA & U. HÜTTMEIR (2012): Impact of landscape fragmentation on a specialised woodland bat, *Rhinolophus hipposideros*. Mammalian Biology - Zeitschrift fur Säugetierkunde.

RICHARZ, K. (2014): Energiewende und Naturschutz - Windenergie im Lebensraum Wald. Statusreport und Empfehlungen. DEUTSCHE WILDTIER STIFTUNG. 70 S.

RICHARZ, K., M. HORMANN, M. WERNER, L. SIMON & T. WOLF (2012): Naturschutzfachlicher Rahmen zum Ausbau der Windenergienutzung in Rheinland-Pfalz. Artenschutz (Vögel, Fledermäuse) und NATURA 2000-Gebiete. Staatliche Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und das Saarland & Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz.

RODRIGUES, L., L. BACH, M.-J. DUBOURG-SAVAGE, J. GOODWIN & C. HARBUSCH (2008): Guidelines for consideration of bats in wind farm projects EUROBATS Conservation Series, SECRETARIAT, U. E., Bonn. 3: 30 pp.

RODRIGUES, L., L. BACH, M.-J. DUBOURG-SAVAGE, B. KARAPANDZA, D. KOVAC, T. KERVYN, J. DEKKER, A. KEPEL, P. BACH, J. COLLINS, C. HARBUSCH, K. PARK, B. MICEVSKI & J. MINDERMAN (2015): Guidelines for consideration of bats in wind farm projects - Revision 2014. UNEP/EUROBATS SECRETARIAT. EUROBATS Publication Series No. 6. 133 S.

RODRIGUES, L., L. BACH, M.-J. DUBOURG-SAVAGE, B. KARAPANDZA, D. KOVAC, T. KERVYN, J. DEKKER, A. KEPEL, P. BACH, J. COLLINS, C. HARBUSCH, K. PARK, J. MICEVSKI & J. MINDERMANN (2014): Guidelines for consideration of bats in wind park projects- Revision 2014. 133 pp.

ROHDE, C. (2009): Funktionsraumanalyse der zwischen 1995 und 2008 besetzten Brutreviere des Schwarzstorches *Ciconia nigra* in Mecklenburg-Vorpommern. Orn. Rundbrief Meckl.-Vorp. Band 46 (Sonderheft 2)**:** 191-204.

ROLLINS, K. E., D. K. MEYERHOLZ, G. D. JOHNSON, A. P. CAPPARELLA & S. S. LOEW (2012): A forensic investigation into the etiology of bat mortality at a wind farm: barotrauma or traumatic injury? Vet. Pathol. 49 (2)**:** 362-371.

ROSCIONI, F., H. REBELO, D. RUSSO, M. L. CARRANZA, M. DI FEBBRARO & A. LOY (2014): A modelling approach to infer the effects of wind farms on landscape connectivity for bats. Landscape Ecol. 29 (5)**:** 891-903.

RUNGE, H., M. SIMON & T. WIDDIG (2010): Rahmenbedingungen für die Wirksamkeit von Maßnahmen des Artenschutzes bei Infrastrukturvorhaben, FuE-Vorhaben im Rahmen des Umweltforschungsplanes des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz - FKZ 3507 82 080, (unter Mitarb. von: Louis, H. W., Reich, M., Bernotat, D., Mayer, F., Dohm, P., Köstermeyer, H., Smit-Viergutz, J., Szeder, K.). Hannover, Marburg.

RYDELL, J., L. BACH, M.-J. DUBOURG-SAVAGE, M. GREEN, L. RODRIGUES & A. HEDENSTRÖM (2010a): Bat mortality at wind turbines in northwestern Europe. Acta Chiropterologica 12 (2)**:** 261-274.

RYDELL, J., L. BACH, M.-J. DUBOURG-SAVAGE, M. GREEN, L. RODRIGUES & A. HEDENSTRÖM (2010b): Mortality of bats at wind turbines links to nocturnal insect migration? European Journal of Wildlife Research 56 (6)**:** 823-827.

SACCOROTTI, G., D. PICCININI, L. CAUCHIE & I. FIORI (2011): Seismic noise by wind farms: A case study from the Virgo Gravitational Wave Observatory, Italy. Bulletin of the Seismological Society of America 101 (2)**:** 568-578.

SANDRINI, M. (2011): Die Raumnutzung der Wildkatze (*Felis silvestris silvestris*, Schreber 1777) außerhalb des Waldes in der intensiv genutzten Kulturlandschaft am Beispiel der Oberrheinebene. Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften, Wildtierökologie und Wildtiermanagement, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Freiburg.

SCHAUB, M. (2012): Spatial distribution of wind turbines is crucial for the survival of red kite populations. Biol. Conserv. 155**:** 111-118.

SCHMID, H., W. DOPPLER, D. HEYNEN & M. RÖSSLER (2012): Vogelfreundliches Bauen mit Glas und Licht, SCHWEIZERISCHE VOGELWARTE SEMPACH.

SCHNITZLER, H.-U., C. F. MOSS & A. DENZINGER (2003): From spatial orientation to food acquisition in echolocating bats. Trends Ecol. Evol. 18 (8)**:** 386-394.

SCHRAML, U. (2013): Die Freiburger lernen mit ihren Windrädern zu leben. Zehn Jahre Windkraftmonitoring der Professur für Forst- und Umweltpolitik zeigen einen Meinungswandel. Pressemitteilung der Universität Freiburg v. 28.11.2013. http://www.ifp.uni-freiburg.de/10-jahre-windkraftmonitoring.

SCHULZE, A. (2013): Telemetrische Untersuchung zu Habitatnutzung und -präferenzen besenderter Wildkatzen (*Felis silvestris silvestris*, Schreber 1777) im Deister, Niedersachsen. Bachelor. Institut für Terrestrische und Aquatische Wildtierforschung, Stiftung Tierärztliche Hochschule, Hannover.

SCHUMACHER, J. & P. FISCHER-HÜFTLE (2011): Bundesnaturschutzgesetz, Kommentar. Kohlhammer Verlag. 1044 S.

SCHUSTER, E., L. BULLING & J. KÖPPEL (2015): Consolidating the State of Knowledge: A Synoptical Review of Wind Energy´s Wildlife Effects. Environ. Manage. 56 (2)**:** 300-331.

SCHWOON, G. (2004): Umweltbaubegleitung - Ein neues Instrument zur umweltvertraeglichen Realisierung von Strassenbauprojekten oder zusaetzlicher Aufwand mit geringem Nutzen? Straße und Autobahn 55 (7)**:** 388-392.

SEGERS, J. & H. BRODERS (2014): Interspecific effects of forest fragmentation on bats. Canadian Journal of Zoology 92 (8)**:** 665-673.

SEGERS, J. L. & H. G. BRODERS (2015): Carbon (δ 13 C) and nitrogen (δ 15 N) stable isotope signatures in bat fur indicate swarming sites have catchment areas for bats from different summering areas.

SEICHE, K., P. ENDL & M. LEIN (2008): Fledermäuse und Windenergieanlagen in Sachsen 2006. SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE. Naturschutz und Landschaftspflege. Dresden.

SIEMERS, B. M. & H.-U. SCHNITZLER (2004): Echolocations signals reflect niche differentiation in five sympatric congeneric bat species. Nature 429**:** 657-661.

SIMON, O. (2014): Kompensationsmaßnahmen für die Wildkatze bei der Errichtung von Windenergieanlagen im Wald. Landesnaturschutztag Mainz**:** 32 S.

SIMON, O. & M. GÖTZ (2013): Artenschutzmaßnahmen für die Wildkatze in der forstlichen Praxis. AFZ-DerWald (10)**:** 7-10.

SINNING, F. (2004): Bestandsentwicklung von Kiebitz (*Vanellus vanellus*), Rebhuhn (*Perdix perdix*) und Wachtel (*Coturnix coturnix*) im Windpark Lahn (Niedersachsen, Lkrs. Emsland) - Ergebnisse einer 6-jährigen Untersuchung. Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz 7**:** 97-106.

SMALLWOOD, K. S. & C. THELANDER (2008): Bird Mortality in the Altamont Pass Wind Resource Area, California. J. Wildl. Manage. 72 (1)**:** 215-223.

SMALLWOOD, S. K. & C. G. THELANDER (2004): Developing Methods to Reduce Bird Mortality in the Altamont Pass Wind Resource Area. California Energy Commission, August 2004, 520 S.

SNH (Scottish Natural Heritage) (2009): Guidance on Methods for Monitoring Bird Populations at Onshore Wind Farms. 26 S. http://www.snh.gov.uk/docs/C205417.pdf.

SNH (2014): Guidance: Recommended bird survey methods to inform impact assessment of onshore wind farms. 27 S. http://www.snh.gov.uk/docs/C278917.pdf.

SOBE, C. (2009): Kleinsäugervorkommen an Windenergieanlagen und ihr Einfluss auf Greifvögel. Studienjahresarbeit. Humboldt-Universität, Berlin.

SSYMANK, A. (1994): Neue Anforderungen im europäischen Naturschutz: Das Schutzgebietssystem NATURA 2000 und die" FFH-Richtlinie" der EU. Natur und Landschaft, 69 (9)**:** 395-406.

STEINBORN, H. & M. REICHENBACH (2011): Kranichzug und Windenergie – Zugplanbeobachtungen im Landkreis Uelzen Naturkundliche Beiträge Landkreis Uelzen 3**:** 113-127.

STEINBORN, H. & M. REICHENBACH (2012): Einfluss von Windenergieanlagen auf den Ortolan *Emberiza hortulana* in Relation zu weiteren Habitatparametern. Vogelwelt 133 (2)**:** 59-75.

STEINBORN, H., M. REICHENBACH & H. TIMMERMANN (2011): Windkraft - Vögel - Lebensräume. Ergebnisse einer siebenjährigen Studie zum Einfluss von Windkraftanlagen und Habitatparametern auf Wiesenvögel, Books on Demand, Norderstedt.

STEYER, K., O. SIMON, R. H. S. KRAUS, P. HAASE & C. NOWAK (2012): Hair trapping with valerian-treated lure sticks as a tool for genetic wildcat monitoring in low-density habitats. European Journal of Wildlife Research 59 (1)**:** 39-46.

STMUG (Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit) (2011): Hinweise zur Planung und Genehmigung von Windkraftanlagen (WKA). Gemeinsame Bekanntmachung der Bayerischen Staatsministerien des Innern, für Wissenschaft, Forschung und Kunst, der Finanzen, für Wirtschaft,

Infrastruktur, Verkehr und Technologie, für Umwelt und Gesundheit sowie für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Vom 20. November 2011.

STONE, E. L. (2013): Bats and Lighting. Overview of current evidence and mitigation, UNIVERSITY OF BRISTOL, Bristol. 78 pp.

STRAUB, F., J. TRAUTNER & U. DORKA (2015): Die Waldschnepfe ist „windkraftsensibel“ und artenschutzrechtlich relevant. Entgegnung zum Beitrag von Schmal (2015) im Kontext der Publikation von Dorka et al. (2014). Naturschutz und Landschaftsplanung 47 (2)**:** 49-58.

SUCHANT, R. & V. BRAUNISCH (2008): Rahmenbedingungen und Handlungsfelder für den Aktionsplan Auerhuhn. Grundlagen für ein integratives Konzept zum Erhalt einer überlebensfähigen Auerhuhnpopulation im Schwarzwald.

SÜDBECK, P., H. ANDRETZKE, S. FISCHER, K. GEDEON, T. SCHIKORE, K. SCHRÖDER & C. SUDFELDT (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell.

SWEDISH ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (2013): The effects of wind power on human interests – A Synthesis. Report 6545. Stockholm.

THIELE, F., C. STEINMARK & H.-D. QUACK (2015): Wandern und Windkraftanlagen. Auswertung einer Langzeit-Onlineumfrage im Zeitraum 2013 bis 2015. Salzgitter. www.ostfalia.de/export/sites/default/de/presse/download/2015/Onlinebefragung_Wandern_und_Windkraftanlagen.pdf.

THIES, M. (2013): Ergebnisse der Kastenkontrolle in den Waldflächen Dichtelbach, Dörrebach, Seibersbach und Ellern. Per Mail am 10.10.13 an juwi Energieprojekte GmbH.

THORNHILL, R. & J. ALCOCK (1983): The evolution of insect mating systems, Harvard University Press (Cambridge, Mass.).

TNS EMNID (Taylor Nelson Sofres Emnid) (2015): Windenergie im Wald. Emnid Umfrage Juli 2015 im Auftrag der Deutschen Wildtier Stiftung. http://www.deutschewildtierstiftung.de/fileadmin/user_upload/Umfrage_Emnid_Windenergie-Wald.pdf.

TRASBERGER, J. (2014): Persönliche Mitteilung per Email am 23.05.14.

TRAXLER, A., H. JAKLITSCH, S. WEGLEITNER, S. BIERBAUMER & V. GRÜNSCHACHNER-BERGER (2005): Zusammenfassung Vogelkundliches Monitoring im Windpark Oberzeiring 2004/2005. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der Tauernwind Windkraftanlagen GmbH, Pottenbrunn.

TRAXLER, A., S. WEGLEITNER & H. JAKLITSCH (2004): Vogelschlag, Meideverhalten & Habitatnutzung an bestehenden Windenergieanlagen Prellenkirchen - Obersdorf - Steinberg/Prinzendorf. Büro für Biologie, Ökologie und Naturschutzforschung, Gerasdorf bei Wien, 106.

TRYBUS, S. (2003): Wirksamkeit von Greifvogelsilhouetten zur Verhinderung von Kleinvogelanprall an Glasflächen. Diplomarbeit. Universität Wien, Wien.

U.S. FISH & WILDLIFE SERVICE (2012): Land-based Wind Energy Guidelines. Arlington, VA.

VAHRENHOLT, F. (2013): Natur in Bedrängnis - im Namen des Klimaschutzes. In: KÄSTNER, T. & H. RENTZ: Handbuch Energiewende, etv Energieverlag, Essen.

VIERHAUS, H. (2000): Neues von unseren Fledermäusen. ABU info 24 (1)**:** 58-60.

VOIGT, C. C. & T. KINGSTON (2016): Bats in the Anthropocene. In: VOIGT, C. C. & T. KINGSTON: Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World, Springer Cham Heidelberg New York Dordrecht London.

VOIGT, C. C., L. S. LEHNERT, G. PETERSONS, F. ADORF & L. BACH (2015): Wildlife and renewable energy: German politics cross migratory bats. European Journal of Wildlife Research 61 (2)**:** 213-219.

VOIGT, C. C., A. G. POPA-LISSEANU, I. NIERMANN & S. KRAMER-SCHADT (2012): The catchment area of wind farms for European bats: A plea for international regulations. Biol. Conserv. 153 (0)**:** 80-86.

VOLLAND, S. (2008): Haben Windenergieanlagen (WEA) Einfluss auf Kleinsäugerpopulationen der Umgebung? Masterarbeit. Universität Salzburg, Salzburg.

VON HENSEN, F. (2004): Gedanken und Arbeitshypothesen zur Fledermausverträglichkeit von Windenergieanlagen. Nyctalus 9**:** 427-435.

VSW & LUWG (Staatliche Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und das Saarland; Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz) (2012): Naturschutzfachlicher Rahmen zum Ausbau der Windenergienutzung in Rheinland-Pfalz.

WALDO, Å., K. EK, M. JOHANNSON & L. PERSSON (2013): Vindkraft i öppet landskap, skog, fjäll och hav. Swedish Environmental Protection Agency. Report 6540. Stockholm.

WALKER, D., M. MCGRADY, A. MCCLUSKIE, M. MADDERS & D. R. A. MCLEOD (2005): Resident Golden eagle ranging behaviour before and after construction of a windfarm in Argyll. Scottish Birds 25**:** 24-40.

WEBER, D. (2007): Monitoring der Wildkatze (*Felis silvestris silvestris* Schreber 1777). Hintermann und Weber, 1-26.

WEBER, D., T. STOECKLE & T. ROTH (2008): Entwicklung und Anwendung einer neuen Wildkatzen-Nachweismethode. Hintermann und Weber, Rodersdorf, 1-30.

WEID, R. (2002): Untersuchungen zum Wanderverhalten des Abendseglers (*Nyctalus noctula*) in Deutschland. Schriftenreihe Landschaftspflege und Naturschutz, Karlsruhe 71**:** 233-257.

WEIß, D. (2014): Windkraft im Wald – Befragung zu Einstellungen, Wahrnehmungen und Akzeptanz. Bachelorarbeit unveröff., TU Berlin.

WEITEKAMP, S., H. TIMMERMANN & M. REICHENBACH (2015): PROGRESS - Predictive modelling versus empirical data – collision numbers in relation to flight activity in 55 German wind farm seasons. Conference on Wind energy and Wildlife impacts (CWW), Berlin.

WENDE, W., A. HERBERG & A. HERZBERG (2005): Mitigation banking and compensation pools: improving the effectiveness of impact mitigation regulation in project planning procedures. Journal for Impact Assessment and Project Appraisal**:** 101-111.

WILKENING, B. (2011): Vortrag: BWE Position zu Windkraft über Wald. Fachtagung BMU und DNR - Windenergie im Wald, Berlin, 13.09.2011.

WIPPERMANN, C. & K. WIPPERMANN (2010): Einstellung der Deutschen zum Wald und zur nachhaltigen Waldbewirtschaftung, Bertelsmann, Bielefeld.

WOOD, S. (2006): Generalized additive models: an introduction with R, CRC press.

WORM, S. (2014): Der Einfluss der farblichen Gestaltung der Masten von Windenergieanlagen auf das Anflugrisiko von Vögeln in der Agrarlandschaft. Masterarbeit. Universität Potsdam, Potsdam.

YATES, M. D. & R. M. MUZIKA (2006): Effect of forest structure and fragmentation on site occupancy of bat species in Missouri ozark forests. J. Wildl. Manage. 70 (5)**:** 1238-1248.

YOUNG, D. P., W. P. ERICKSON, M. D. STRICKLAND, R. E. GOOD & K. J. SERNKA (2003): Comparison of Avian Responses to UV-Light-Reflective Paint on Wind Turbines. Prepared for the National Renewable Energy Laboratory. Mitigation Toolbox.

ZAHN, A., A. LUSTIG & M. HAMMER (2014a): Potenzielle Auswirkungen von Windenergieanlagen auf Fledermauspopulationen. ANLiegen Natur 36 (1).

ZAHN, A., A. LUSTIG & M. HAMMER (2014b): Potenzielle Auswirkungen von Windenergieanlagen auf Fledermauspopulationen. Anliegen Natur 36 (1)**:** 21-35.

ZAHN, A. & S. MAIER (1997): Jagdaktivität von Fledermäusen an Bächen und Teichen. Zeitschrift für Säugetierkunde 62**:** 1-11.

ZEILER, H. P. & V. GRÜNSCHACHNER-BERGER (2009): Impact of wind power plants on black grouse, *Lyrurus tetrix* in Alpine regions. Folia Zool. 58 (2)**:** 173-182.

ZELLER, U., S. BENGSCH & N. STARIK (2007a): Fledermäuse im Konflikt mit der Windenergie. Umweltverträglichkeit von Windenergieanlagen Teil Ia Konfliktfeld Fledermäuse. Kollisionsopfer an Windenergieanlagen der Nauener Platte in Brandenburg. Studienjahresarbeit. Humboldt-Universität, Berlin.

ZELLER, U., S. BENGSCH & N. STARIK (2007b): Umweltverträglichkeit von Windenergieanlagen. Teil Ib. Konfliktfeld: Vögel. Kollisionsopfer an Windenergieanlagen der Nauener Platte in Brandenburg. Jahresstudienarbeit Humboldt-Universität, Berlin.