



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Eidgenössisches Departement für
Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation UVEK
Bundesamt für Energie BFE

Schlussbericht 19.11.2015

Synopsis des internationalen Kenntnisstandes zum Einfluss der Windenergie auf Fledermäuse und Vögel und Spezifizierung für die Schweiz



Auftraggeber:

Bundesamt für Energie BFE
Forschungsprogramm Windenergie
CH-3003 Bern
www.bfe.admin.ch

Auftragnehmer:

nateco AG
Sissacherstrasse 20
CH-4460 Gelterkinden
www.nateco.ch

ARSU GmbH
Escherweg 1
26121 Oldenburg
www.arsu.de

Unterauftragnehmer:

TU Berlin
Straße des 17. Juni
10623 Berlin
www.tu-berlin.de

Autoren:

Juliana Mercedes Müller, TU Berlin, juliana.mueller@tu-berlin.de
Michaela Warnke, ARSU GmbH, warnke@arsu.de
Marc Reichenbach, ARSU GmbH, reichenbach@arsu.de
Johann Köppel, TU Berlin, johann.koepfel@tu-berlin.de

BFE-Bereichsleiter: Katja Maus
BFE-Programmleiter: Lionel Perret
BFE-Vertragsnummer: SI/501131-01

Für den Inhalt und die Schlussfolgerungen sind ausschliesslich die Autoren dieses Berichts verantwortlich.



Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	5
1 Einleitung und Zielsetzung	7
2 Vorgehensweise	9
3 Impacts - internationaler Kenntnisstand	10
3.1 Auswirkungen auf Fledermäuse	16
3.1.1 Artspezifische Faktoren und Zusammenhänge	18
3.1.2 Lokale und abiotische Einflussfaktoren	20
3.1.3 Anlagenbedingte Faktoren und Zusammenhänge	22
3.2 Auswirkungen auf Greifvögel	24
3.2.1 Artspezifische Faktoren und Zusammenhänge	27
3.2.2 Ort-spezifische Einflussfaktoren	31
3.2.3 Anlagenbedingte Faktoren und Zusammenhänge	33
3.3 Auswirkungen auf Brut- und Gastvögel	35
3.3.1 Baubedingte Auswirkungen	36
3.3.2 Ort-spezifische Einflussfaktoren	39
3.3.3 Anlagenbedingte Faktoren und Zusammenhänge	40
3.4 Auswirkungen auf ziehende Vögel	41
3.4.1 Artspezifische Faktoren und Zusammenhänge	44
3.4.2 Ort-spezifische Einflussfaktoren	45
3.4.3 Anlagenbedingte Faktoren und Zusammenhänge	47
4 Maßnahmen – Vermeidung, Verminderung, Kompensation und CEF	48
4.1 Standortwahl (Macrositing)	49
4.2 Räumliche Anordnung der Windenergieanlagen (Micrositing)	49
4.2.1 WEA-Anordnung in Clustern und Reihen	49
4.2.2 Platzierung der WEA parallel zur Flugrichtung und Flugschneisen im Windfeld	50
4.2.3 „Trichtereffekt“ vermeiden	50
4.3 Anlageneigenschaften	50
4.3.1 Anlagendesign	50
4.3.2 Anlagengröße	51
4.3.3 Erhöhte Wahrnehmbarkeit	51



4.4	Anlockung vermeiden – Habitatmanagement	52
4.4.1	Zeitlich und räumlich abgestimmte Flächenbewirtschaftung	52
4.4.2	Vermeidung von erhöhtem Nahrungsvorkommen	53
4.4.3	Reduzierte Beleuchtungsintensität	53
4.5	Weglockung	55
4.5.1	Aufwertung von Habitaten windkraftanlagenempfindlicher Arten	55
4.5.2	Ersatzlebensraum	56
4.6	Vergrämung	57
4.6.1	Akustische Vergrämung	57
4.6.2	Elektromagnetische Vergrämung	58
4.6.3	Visuelle Vergrämung	59
4.7	Betriebsregulierung (zeitweilige Abschaltungen bei artspezifisch saisonal/tageszeitlich erhöhter Aktivität)	59
4.7.1	Hohe Abundanz	59
4.7.2	Hohes Kollisionsrisiko für einzelne Individuen	63
4.7.3	Bewirtschaftungsmaßnahmen	64
4.8	Repowering und Rückbau	64
5	Spezifizierung für potenziell besonders betroffene Arten in der Schweiz	66
5.1	Fledermäuse	66
5.1.1	Ermittlung besonders betroffener Arten	66
5.1.2	Hinweise zur Konfliktbewältigung	73
5.2	Brutvögel	79
5.2.1	Ermittlung besonders betroffener Arten	79
5.2.2	Hinweise zur Konfliktbewältigung (Artensteckbriefe)	88
5.2.3	Exkurs zu Untersuchungsmethoden und Minimierungsmaßnahmen in Deutschland	130
5.3	Gastvögel	136
5.4	Ziehende Vögel	139
5.4.1	Kenntnisstand	139
5.4.2	Maßnahmen zur Vermeidung und Minimierung	141
6	Fazit & Diskussion	142
7	Literaturverzeichnis	145
8	Anhang	168



Zusammenfassung

Der Bericht gibt einen Überblick über den aktuellen internationalen Kenntnisstand zu Auswirkungen von Windenergieanlagen auf Greifvögel, sonstige Brutvögel, ziehende Vögel und Fledermäuse. Die verschiedenen Einflussfaktoren, von denen Art und Ausmaß der Auswirkungen abhängen können (anlagen- und baubedingt, ort- und artspezifisch), werden betrachtet, außerdem erfolgt ein umfassender Überblick über mögliche Maßnahmen zur Vermeidung und Minimierung dieser Auswirkungen. Den Abschluss bildet eine Spezifizierung für in der Schweiz potenziell besonders betroffene Arten.

Ausschlaggebend für das Ausmaß möglicher Beeinträchtigungen ist die Kombination artspezifischer und lokaler Faktoren, wie insbesondere die Artzugehörigkeit, der ökologische und verhaltensbiologische Kontext (z.B. Balz- und Revierflüge in Nestnähe), bestimmte Standortbedingungen (z.B. Aufwindsituationen für Segelflieger) und etwaige tages- wie jahreszeitliche Unterschiede. Im Hinblick auf das Kollisionsrisiko müssen insbesondere Greif- und Großvögel als besonders betroffen angesehen werden, da sie in Relation zur Bestandsgröße häufiger verunglücken und die Verluste zudem aufgrund geringer Reproduktionsraten eher eine Populationsrelevanz entfalten können. Als die wichtigsten Maßnahmen zur Vermeidung und Minimierung von Auswirkungen werden vor allem die Standortwahl (Macrositing) und die räumliche Anordnung der Anlagenstandorte (Micrositing) angesehen. Zudem können manche Arten durch vermiedene Anlockung, durch gezielte Weglockung, oder durch Vergrämung von der Gefahrenzone fern gehalten werden. Bei Fledermäusen ist eine Betriebsregulierung in Form temporärer Abschaltung, zu Zeiten hoher Abundanz, bereits gängige Praxis.

Eine erfolgreiche Konfliktbewältigung kann immer nur auf der Basis einer Einzelfallbetrachtung erfolgen. Prognoseunsicherheiten können durch den Ansatz des sog. „adaptive management“ aufgefangen werden, bei dem die etablierte Hierarchie der Konfliktbewältigung – Vermeidung, Minimierung, Kompensation – durch ein begleitendes Monitoring in Verknüpfung mit notwendigen Anpassungsmaßnahmen ergänzt wird.

Résumé

Le rapport donne une vue d'ensemble de l'état actuel des connaissances des effets de l'énergie éolienne sur l'avifaune nicheuse et migratrice, en particulier les rapaces, ainsi que sur les chiroptères. Plusieurs facteurs influençant la nature et l'ampleur des effets sont examinés (facteurs liés aux caractéristiques de l'installation, du site d'implantation ou de l'espèce animale). Le rapport donne ensuite un aperçu complet des mesures disponibles pour éviter et minimiser les effets préjudiciables à la faune. La conclusion est une spécification des connaissances scientifiques préalablement exposées pour les espèces potentiellement concernées en Suisse.

La magnitude des effets résulte essentiellement d'une combinaison de facteurs locaux et relatifs à l'espèce, notamment les spécificités du site d'implantation (par ex. situation des courants thermiques pour les oiseaux planeurs), l'écologie et la biologie du comportement de l'espèce (par ex. vols nuptiaux et territoriaux à proximité du nid), ainsi que les différences journalières et saisonnières. En ce qui concerne le risque de collision, les rapaces et autres grands oiseaux doivent être considérés



comme particulièrement affectés, de par le fait que ces espèces sont les plus fréquemment victimes des éoliennes relativement à leurs effectifs et que les pertes individuelles sont plus susceptibles d'avoir des répercussions au niveau de la population à cause de leur faible potentiel de reproduction. On considère que les principales mesures de réduction et de minimisation des effets sont le choix du site d'implantation (Macrositing) et la disposition spatiale des installations éoliennes (Micrositing). En Suisse, ces mesures ne sont que partiellement applicables étant donné que les régions à potentiel de vent suffisant sont limitées. Néanmoins, il est possible de maintenir les espèces concernées hors de la zone de danger des éoliennes en réduisant l'attractivité du site, en les attirant ailleurs, ou par des moyens répulsifs. En ce qui concerne les chauves-souris, des restrictions d'exploitation sous la forme d'arrêt temporaire des installations en période de forte abondance sont déjà une pratique courante.

Une résolution des conflits efficace repose toujours sur une appréciation au cas par cas. L'approche dite de „adaptive management“ permet de gérer les incertitudes liées à l'estimation des risques par la mise en oeuvre d'un suivi, et si nécessaire de mesures d'ajustement, en complément à la hiérarchie bien établie de résolution des conflits consistant à éviter, minimiser, et compenser.

Summary

This report gives an overview of the current international knowledge about the impact of wind turbines on birds of prey, other breeding bird species, migrating birds and on bats. The different factors, which influence type and magnitude of impacts (site- and species-specificity, construction and operation), are considered. This is followed by a comprehensive overview of possible measures of avoidance and mitigation of impacts. The last part of the report gives more details for those species, which might be particularly affected by the future development of wind energy in Switzerland.

The extent of possible impacts is mainly determined by a combination of factors belonging to the occurring species and the respective location like the ecological and ethological context (e.g. territorial and courtship flights close to breeding sites), thermal upwinds for soaring species or differences during days and seasons. With regard to collision risk, birds of prey and other large species must be considered as especially affected since they collide more frequently in proportion to their population size and the number of casualties can lead more easily to population declines due to low reproduction rates. Macro siting (choose of location) and micro siting (optimization of wind farm layout) are regarded as the most important measures for minimization of impacts. Some species may be kept out of the danger zone by avoidance of attraction, by luring away or by deterrence. Temporal curtailment of turbine operation in periods of high flight activity is already common practice with regard to minimization of collision numbers of bats.

Management of impacts can only be successful on a case-by-case approach. Uncertainties in the impact prognosis may be handled by a more adaptive management. This would complement the established hierarchy of mitigation – avoid, minimise, compensate – with an accompanying monitoring in order to be able to modify certain mitigation measures depending on its outcome.



1 Einleitung und Zielsetzung

Möglichen Auswirkungen von Windenergieanlagen (WEA) auf Vögel und Fledermäuse wird international inzwischen eine große Beachtung geschenkt, verbunden mit umfangreichen Forschungsanstrengungen. So wurden z.B. alleine in einer jüngeren Übersichtsarbeit zum Kollisionsrisiko von Vögeln an WEA mehr als 200 Studien ausgewertet (Marques et al. 2014). Der enorme Erkenntniszuwachs zeigt sich auch an der Entwicklung der internationalen Konferenzreihe CWW (Conference on Wind energy and Wildlife impacts, 2011 in Trondheim (<http://www.cww2011.nina.no/>), 2013 in Stockholm (<http://www.naturvardsverket.se/CWE2013>) und 2015 in Berlin (<https://www.cww2015.tu-berlin.de/>). Letztere hatte sich ausdrücklich eine internationale Synopse zum Ziel gesetzt, um den inzwischen erreichten Kenntnisstand zusammen zu fassen, zu evaluieren und die noch offenen Kenntnislücken aufzuzeigen. Im Zusammenhang mit dieser Zielsetzung sind auch entsprechend aktuelle Übersichtsarbeiten entstanden (Köppel et al. 2014; Bulling et al. 2015; Schuster et al. 2015).

Der nunmehr verfügbare Kenntnisstand wurde zwangsläufig vorrangig in Ländern und Regionen mit entsprechend hoher Zahl an bereits vorhandenen WEA oder besonderen Konfliktsituationen erarbeitet (z.B. USA, Spanien, Norwegen, Deutschland, Großbritannien). Damit bietet sich für solche Länder, in denen die Nutzung der Windenergie noch weitgehend am Anfang steht, wie z.B. in der Schweiz, die Chance, diese Erfahrungen bei der Bewältigung von etwaigen Auswirkungen auf Vögel und Fledermäuse möglichst frühzeitig zu nutzen.

Bislang wurden rund 40 Anlagen in der Schweiz errichtet, wobei bis 2050 ein Ausbau auf ca. 1.000 WEA erfolgen soll (FaunAlpin 2013). Ziel im Rahmen der Schweizer Energiestrategie sind folgende Größenordnungen an Anlagen und Stromproduktion durch Windenergie:

- 2020: 50-60 Windparks (WP) mit je 6-8 WEA; Jährliche Stromproduktion von 2.000 GWh (~3,5% CH-Strombedarf)
- 2035: „nachhaltiger Ausbau (d.h. unter Ausschluss von Natur- und Landschaftsschutzgebieten)“ mit rund 120 WP mit je 5-10 WEA; jährliche Stromproduktion von 6.000 GWh (ebd., S. 1)

Ziel des Vorhabens ist ein zusammenfassender Überblick über den aktuellen internationalen Kenntnisstand und dessen Nutzbarmachung für den weiteren Ausbau der Windenergie in der Schweiz.

Hierzu ist der Bericht in drei größere Abschnitte untergliedert:

- Wissensstand zu Auswirkungen auf Vögel und Fledermäuse
- Wissensstand zur Wirksamkeit von Maßnahmen zur Vermeidung und Minimierung von Auswirkungen
- Spezifizierung für potenziell besonders betroffene Arten in der Schweiz

Somit lassen sich diesem Bericht grundlegende Informationen zu Implikationen und Lösungsansätzen im Kontext der Windenergieplanung in der Schweiz entnehmen. Es handelt sich jedoch weder um einen planerischen Leitfaden, noch ist grundsätzlich von einer vollständigen Übertragbarkeit der dargestellten Wirkungsmechanismen und Massnahmentypen auf die Verhältnisse in der Schweiz gegeben. Im Fazit dieses Berichts wird dementsprechend auch die Bedeutung der Einzelfallprüfung und einer



daran angepassten adaptiven Herangehensweise betont.

Im Fokus internationaler Forschung zu Auswirkungen von onshore-WEA stehen Vögel und Fledermäuse, so auch in dieser Synopse. Andere Wildtierarten wurden nicht weiter betrachtet; auch beruhend auf den Kenntnissen und Forschungsschwerpunkten der Forschungsnehmer. Boldt und Hummel (2013) weisen auf Kenntnislücken hinsichtlich der Auswirkungen von WEA auf Landsäugetiere hin.



2 Vorgehensweise

Dieser Bericht stellt eine Synopse von Forschungsergebnissen dar, die bereits von der ARSU GmbH und an der Technischen Universität Berlin, im Rahmen anderer theoretischer und empirischer Projekte generiert wurden.

Für die Darstellung des internationalen Forschungsstandes zu Auswirkungen von Windenergie auf Fledermäuse und Vögel dienten die Ergebnisse von Schuster et al. (2015) als Grundlage. Diese zeigen auf, welche Hypothesen in der Fachwelt durch Studien belegt, umstritten oder gar widerlegt wurden. Ergänzend zur übersichtlichen Tabelle, ist dem jeweiligen Unterkapitel (3.1 Fledermäuse, 3.2 Greifvögel, 3.3 Brut- und Gastvögel und 3.4 ziehende Vögel) eine ausführliche Beschreibung der z.T. widersprüchlichen Forschungsergebnisse zu finden. Für eine erleichterte Nachvollziehbarkeit sind die jeweiligen Kapitel so aufgebaut, dass sie mit einer Einleitung beginnen und anschließend zu den Auswirkungen übergehen, die im Zusammenhang mit dem Bauvorhaben (für Fledermäuse und Brut- und Gastvögel), Artspezifischen Faktoren und Zusammenhängen, lokalen und abiotischen Einflussfaktoren und anlagenbedingten Faktoren und Zusammenhängen stehen. Zusätzlich wurde weitere aktuelle internationale Literatur (durch Literaturrecherche) herangezogen, sowie Ergebnisse der CWW-Konferenzen¹. Aus den Tabellen von Schuster et al. (2015) wurden einige wenige Hypothesen entfernt, die für die Schweiz keine Relevanz haben. Zudem wurden konsistente Hinweise bzw. Widerlegungen/Falsifikationen durch einen grauen Hintergrund innerhalb der Tabellen hervorgehoben.

Um mögliche zu erwartende Auswirkungen zu reduzieren sind in Kap. 4 Maßnahmen beschrieben und - soweit es publizierte Studien-/Monitoringergebnisse zulassen - auch bewertet. Diese Darstellung von Maßnahmen der Vermeidung, Verminderung, Kompensation und CEF (vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen) beruhen weitestgehend auf der Studie von Bulling et al. (2015), die im Auftrag des Bundesministeriums für Wirtschaft und Energie von der TU Berlin, FA Wind und WWU Münster angefertigt wurde. Solche Maßnahmen sind für die Schweiz von Relevanz, da die Möglichkeit des Macrositings aber z.T. auch des Microsittings höchstwahrscheinlich an vielen Standorten kaum möglich sein wird. Gründe hierfür sind die Verteilung der Windgeschwindigkeiten und die topographischen Gegebenheiten und damit verbunden die stark eingeschränkte Anzahl von bebaubaren Flächen, an denen Windenergie ökonomisch realisierbar ist.

In Kap. 5 werden auf der Grundlage des dargelegten internationalen Kenntnisstandes Vorschläge von in der Schweiz vorkommenden besonders windkraftsensiblen Fledermaus- und Brutvogelarten erarbeitet. Für diese Arten erfolgt eine spezifische Betrachtung der möglichen Betroffenheit durch Windenergieanlagen mit Hinweisen für den Umgang im Planungsprozess. Darüber hinaus werden aus dem internationalen Kenntnisstand sowie den Erfahrungen aus der deutschen Windenergieplanung entsprechende Hinweise für Gast- und Zugvögel abgeleitet.

¹ Conference on Wind energy and Wildlife impacts. Trondheim, Norwegen 2-5 Mai 2011; Berlin, Deutschland 10-12 März 2015



3 Impacts - internationaler Kenntnisstand

Anthropogene Installationen wie Windenergieanlagen bzw. Windparks können durch verschiedene Effekte Einfluss auf Wildtiere nehmen. Im Rahmen dieser Synopse werden Auswirkungen durch Störungen und Kollisionen auf Vögel und Fledermäuse betrachtet². Die wichtigsten Effekte sind nach Drewitt und Langston (2006) Kollisionen, Vergrämung, der Barriereeffekt, Habitatveränderungen und Habitatverlust; wobei Kollisionen die prägnanteste Form von Auswirkungen in der Literatur darstellen und auch in dieser Synopse schwerpunktmäßig behandelt werden. Kollisionsrisiken und deren Einflussfaktoren sind divers und wirken sich spezies- und standortspezifisch aus, wie der Stand der Forschung, u.a. synoptisch ermittelt von Schuster et al. (2015), zeigt. Die dokumentierte Anzahl der Totfunde ist zudem durch die jeweilige Suchmethodik und ggf. Hochrechnungsmethode beeinflusst (eine Diskrepanz zwischen gefundenen und prognostizierten Mortalitätsopferzahlen werden u.a. in Kap. 3.2 thematisiert).

Obwohl die Anlagen selber lediglich eine Fläche von 2-5 % der gesamt Projektfläche einnehmen (Fox et al. 2006), kann es durch Bau und Betrieb dennoch zu multiplen negativen Auswirkungen auf Vögel und Fledermäuse kommen. Dabei können sich die verschiedenen Einflussfaktoren als noch diverser und komplexer in ihrem Zusammenwirken darstellen.

Im Folgenden wird zwischen Auswirkungen beim Bau und Betrieb von WEA durch (1) verursachte Scheuchwirkung (temporäres Fluchtverhalten), (2) Meideverhalten, welches in Mikro- Avoidance (Vögel fliegen in Windparks hinein aber weichen einzelnen Anlagen aus) und Makro- Avoidance (Vögel bleiben Windparks fern z.B. durch Umfliegen) aufgeteilt wird, (3) dem Barriereeffekt oder auch Vergrämung und (4) Kollisionen unterschieden (vgl. Bulling et al. 2015; May et al. 2015).

Die Forschungsergebnisse der letzten Jahre zeigen, dass die Auswirkungen sehr stark von dem entsprechenden Standort, der Jahres- und Tageszeit und der jeweiligen Art abhängen. Darüber hinaus können die Ergebnisse nur schwer mit einander verglichen bzw. übertragen werden, da meist keine einheitlichen Untersuchungsdesigns angewandt werden (Pearce-Higgins et al. 2009; Schuster et al. 2015; Steinborn et al. 2011). Neben den unterschiedlichen Verhaltensweisen der zu betrachtenden Arten nimmt auch der Zeitraum einer Studie wesentlichen Einfluss. Dazu zählen Informationen zum Status-quo vor dem Anlagenbau, die betrachtete Saison, sowie die Dauer der Beobachtung und eventuelle Gewöhnungseffekte. Des Weiteren wird die Abundanz einer Art von Habitateigenschaften bzw. der lokalen Landnutzung beeinflusst, die meist zwischen den Untersuchungsräumen variiert (Madsen und Boertmann 2008; Schuster et al. 2015). Sowie sich die Nutzung verschiedener Lebensräume je nach Art unterscheiden. So können durch Windenergieanlagen in Wäldern bspw. auch Lebensräume im Kronenbereich und im Luftraum darüber als Brut-, Balz- und Nahrungsareale für Vögel verloren gehen (BfN 2011). Dennoch lassen sich anhand der zahlreichen Untersuchungsergebnisse Tendenzen und Wirkmechanismen erkennen.

Forschungsergebnisse zu **Kollisionen** haben umfassend aufgezeigt, dass sowohl Vögel als auch Fle-

² Auswirkungen von WEA auf andere Wildtiere wurden u.a. von FaunAlpin evaluiert; www.faunalpin.ch/files/u2/Windenergieanlagen_Saeuger_Boldt_Hummel_2013.pdf



dermäuse an Windenergieanlagen (WEA) umkommen; wobei davon ausgegangen wird, dass die absoluten Mortalitätsraten von Fledermäusen höher sind im Vergleich zu solchen von Vögeln (Schuster et al. 2015). Ergebnissen von Rydell et al. (2012) zufolge kommen durchschnittlich 2,3 Vögel bzw. 2,9 Fledermäuse jährlich an einzelnen Turbinen in Europa oder Nord-Amerika um (Hochrechnungen). Tabelle 1 und Tabelle 2 zeigen beispielhaft die am häufigsten gefundenen und dokumentierten Vogel- bzw. Fledermausverluste in Europa und auch nationale Diskrepanzen der Artenzusammensetzung. Die Mortalitätsraten weisen weiterhin große Varianzen zwischen verschiedenen Studien auf, welche von 0-60 Vögeln und 0-70 Fledermäusen (je Anlage im Jahr) reichen (Drewitt und Langston 2008; Rydell et al. 2012; Schuster et al. 2015).

Tabelle 1. Gesamtanzahl von dokumentierten Vogelverlusten an Windenergieanlagen / bird fatalities at wind-turbines in Europe (Dürr 2015b)³ (sortiert nach Gesamtanzahl der Vogelverluste; die ersten 20 sind hier aufgeführt, Gesamtliste s. Tabelle 21 im Anhang). Die länderspezifischen Daten basieren auf unterschiedlich vielen Berichten aus verschiedenen Jahren und unterschiedlicher Anzahlen von Windenergieanlagen.

Art	A	BE	BG	CR	CZ	D	DK	E	EST	FR	GB	GR	NL	N	P	PL	S	ges.
Gänsegeier			1					1877				4						1882
Silbermöwe		797				95		1			37		8				2	940
Lachmöwe	4	329				120		2		33	9		29			1		527
Turmfalke	28	5				66		273		16			4		20	2		414
Mäusebussard	15					332		31		5		3			3	4	3	396
Rotmilan						270	1	29		6	3						12	321
Grauwammer						28		252		2					20			302
Feldlerche	23					83		89		19		1	2		44	9		270
Heringsmöwe		202				39		4		1	1		1					248
Stockente	4	48				133		36		2			7	3	1	13		247
Mauersegler	14	2				92	1	75		23		2	1		5		3	218
Mönchsgrasmücke	1					6		184				2						193
Theklalerche								182							5			187
Seeadler	1					108	1		1				1	39		4	24	179
Flusses-schwalbe		162				1												163
Ringeltaube	5	12				114		14		6			3			2	1	157
Singdrossel		12				12		129				2	1				1	157
Star	9	26				83		8		12			16	1		2		157
Mehlschwalbe	1					29		42		3		25	1		40		6	147
Rotkehlchen		1				25		79		6		2	1		3	1	4	122

A = Österreich, BE = Belgien, BG = Bulgarien, CR = Kroatien, CZ = Tschechien, DK = Dänemark; E = Spanien; EST = Estland; FR = Frankreich; GB = Großbritannien; GR = Griechenland; NL = Niederlande; N = Norwegen; P = Portugal, PL = Polen, S = Schweden

³ Daten aus der zentralen Fundkartei der Staatlichen Vogelschutzwarte im Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg; Stand: 01. Juni 2015 (Detaillierte Angaben zu den einbezogenen Studien finden Sie unter: http://www.lugv.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.a.3310.de/wka_voegel_eu.xls)



Tabelle 2. Fledermausverluste an Windenergieanlagen / bat fatalities at windturbines in Europe (Dürr 2015a)⁴ (sortiert nach Gesamtanzahl der Verluste; die ersten 20 sind hier aufgeführt; ausführlichere Version der Tabelle s. Tabelle 9 in Kap.5.1.1). Die länderspezifischen Daten basieren auf unterschiedlich vielen Berichten aus verschiedenen Jahren und unterschiedlicher Anzahlen von Windenergieanlagen.

Art	A	BE	CH	CR	CZ	D	E	EST	FI	FR	GR	IT	LV	NL	N	P	PL	S	UK	ges.	
Zwergfledermaus	2	5			3	495	211			374	24	1		14		202	3	1	2	1337	
Abendsegler	46				3	852	1			12	10					1	16	1		942	
Rauhautfledermaus	13			3	2	678				80	34	2	23	7			16	5		863	
<i>Fledermaus spec.</i>	1	11		15		49	320	1		285	8	1				91	3	30	8	823	
Kleinabendsegler			1		1	125	19			49	58	2				152	5			412	
<i>Pipistrellus spec.</i>	8			37	2	48	25			182	2		2			83	2		1	392	
<i>P. pipistrellus/pygmaeus</i>	1		1			2	271			23	26					29	1			354	
Weißrandfledermaus				54			44			116						26				240	
Alpenfledermaus	1			39		1	50			32	28	10				35				196	
Mückenfledermaus	4					54				71	5		1			24	1	1	1	162	
Zweifarbflfledermaus	2			7	2	104				1	1		1				7	1		126	
Isabellfledermaus							117									1				118	
<i>Eptesicus serotinus/isabellinus</i>							98									13				111	
Breitflügelfledermaus	1				7	46	2			16	1			1		3	3			80	
Bulldoggfledermaus				1			23			2						11				37	
Nordfledermaus	1					3		2	6				13		1		1	8		35	
Riesenabendsegler							21			5	1					5				32	
<i>Nyctalus spec.</i>							2									16				18	
Wasserfledermaus						7										2				9	
Langflügelfledermaus							2			4						3				9	
gesamt:	81	16	2	156	20	248	122	3	6	125	8	200	16	40	22	1	697	58	47	12	6344

A = Österreich, BE = Belgien, CH = Schweiz, CR = Kroatien, CZ = Tschechien, D = Deutschland, E = Spanien, EST = Estland, FI = Finnland, FR = Frankreich, GR = Griechenland, IT = Italien, LV = Lettland, NL = Niederlande, N = Norwegen, P = Portugal, PL = Polen, S = Schweden, UK = Großbritannien

⁴ Daten aus der zentralen Fundkartei der Staatlichen Vogelschutzwarte im Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg; Stand: 01. Juni 2015 (Detaillierte Angaben zu den einbezogenen Studien finden Sie unter: <http://www.lugv.brandenburg.de/cms/detail.php/bb1.c.312579.de>)



Große Greifvögel und Thermiksegler gehören neben einigen Zugvogelarten (und Möwen im Offshorebereich) zu den kollisionsgefährdetsten bzw. vulnerabelsten Gruppen (Baisner et al. 2010; Dahl et al. 2013; Gove et al. 2013; Langston und Pullan 2003; Ledec et al. 2011; Lucas et al. 2012b; Madders und Whitfield 2006; Smallwood und Neher 2008). Folgend werden die Auswirkungen auf Fledermäuse (Kap. 3.1), Greifvögel (Kap. 3.2), Brut- und Gastvögel (Kap. 3.3) und auf ziehende Vögel (Kap. 3.4) differenziert adressiert (für Informationen zu spezifisch in der Schweiz gefährdeten Arten Kap. 5).

Neben Kollisionen kann es zu **Störungen** (Scheuchwirkung, Meidung und Barriereeffekt) von Vögeln und Fledermäusen am WEA kommen, wie in der Übersicht (Abbildung 1) abgebildet. Die ursächlichen Mechanismen sind jedoch noch nicht umfassend verstanden, so u.a. Gove et al. (2013). Die Autoren nennen als mögliche Ursache für Störungen Lärm, die Bewegung der Turbinen und deren Schattenwurf, wie auch Habitatveränderungen. Darüber hinaus kann es durch erhöhte menschliche Aktivitäten (z.B. durch Wanderer oder Wartungspersonal) und aufgrund der z.T. neugeschaffenen Zuwegungen zur Vergrämung (Displacement) kommen (ebd.). Bislam noch nicht gänzlich geklärt ist der Einfluss der **Scheuchwirkung** auf Vögel, ausgehend von hohen vertikalen Installationen. Diese können als mögliche Ansitzwarten von Greifvögeln und somit als potentielle Gefahrenquelle wahrgenommen werden. So kann es temporär oder dauerhaft zur Meidung und folglich Habitatverlust von Beutevogelarten kommen (Gove et al. 2013; Schuster et al. 2015; Walters et al. 2013). In der Folge könne die Fitness einzelner Vögel betroffen sein, wie auch deren Reproduktion (Gove et al. 2013). Pearce-Higgins et al. (2012) schreiben der Bauphase einen größeren Einfluss auf Vögel zu, im Vergleich zur Betriebsphase. Einige Arten erholten sich nach der Bauphase, wie Moorschneehühner, wohingegen brütende Watvögel dies, gemessen an der Abundanz, nur wenig erkennen ließen (Gove et al. 2013).

Die Befeuern von Windenergieanlagen kann zu einer **Anlockung** von Vögeln führen und somit das Kollisionsrisiko erhöhen, was bislang für Zugvögel im offshore-Bereich berichtet wurde (siehe Tabelle 6). Bei schlechten Sichtbedingungen sind Vögel auf ihren magnetischen Kompass angewiesen und weniger auf optische Reize (Poot et al. 2008). Zudem sei, in solchen Situationen, eine Anlockung durch befeuerte Anlagen (und beleuchteter Infrastruktur nahe einzelner Anlagen) möglich (Drewitt und Langston 2008). Eine potentielle Anziehung durch weißes und rotes Licht gilt vor allem für nachziehende Vögel (Poot et al. 2008). Ebenso wird von einer wahrscheinlichen Anlockung von Fledermäusen berichtet, hervorgerufen durch Nahrungsvorkommen (Insekten) an den Turbinen oder auch durch Neugier; gänzlich geklärt sind die ursächlichen Gründe jedoch noch nicht (siehe Kap. 3.1).

Es wurden zudem auch Meideverhalten von Vögeln beobachtet, die solche Anlagen nicht mehr anfliegen (Marques et al. 2014). Kiebitze sind die einzige Art, bei der ein fast linearer Anstieg der Meidung mit ansteigender Nabenhöhe aufgezeigt werden konnte. Hier sei jedoch eine Differenzierung notwendig, da Kiebitze während der Brutzeit (im Gegensatz zu solchen außerhalb der Brutzeit) keine Gewöhnung zeigten (Hötter et al. 2005).

Errichtete Windparks können einen **Barriereeffekt** bewirken, bei dem Teilpopulationen voneinander isoliert werden können oder die Anlagen eine Trennung zwischen Schlaf-, Brut- bzw. Rastplätzen und Nahrungsgründen darstellen. Weitere Störungen können mit dem Rückbau oder Repowering auftreten, wo mit denselben Einflüssen wie in der Bauphase zu rechnen ist (Gove et al. 2013).



Mit dem stetigen Zubau an Windenergieanlagen werden **kumulative Effekte** angenommen. Mit dem Bau und Betrieb von WEA erfolgen weitere Maßnahmen, wie Stromleitungen, Einzäunungen und Zuwegungen. Von diesen gehen ebenso mögliche Einflüsse aus, z.B. durch elektromagnetische Felder, Barriereeffekte, Vegetationsmanagement (unterhalb der Stromtrassen) und Störungen durch Wartungsarbeiten (Bevanger et al. 2010; May et al. 2015). Dies gelte insbesondere dann, wenn in der Umgebung bereits andere Stressfaktoren auftreten, die zu einer Kumulation von Auswirkungen führen können (Gove et al. 2013; Schuster et al. 2015; Marques et al. 2014). Wie auch bei Kollisionen, sind die Auswirkungen durch Störungen und kumulative Effekte art-, habitat- und seasonspezifisch (Gove et al. 2013; May et al. 2015).

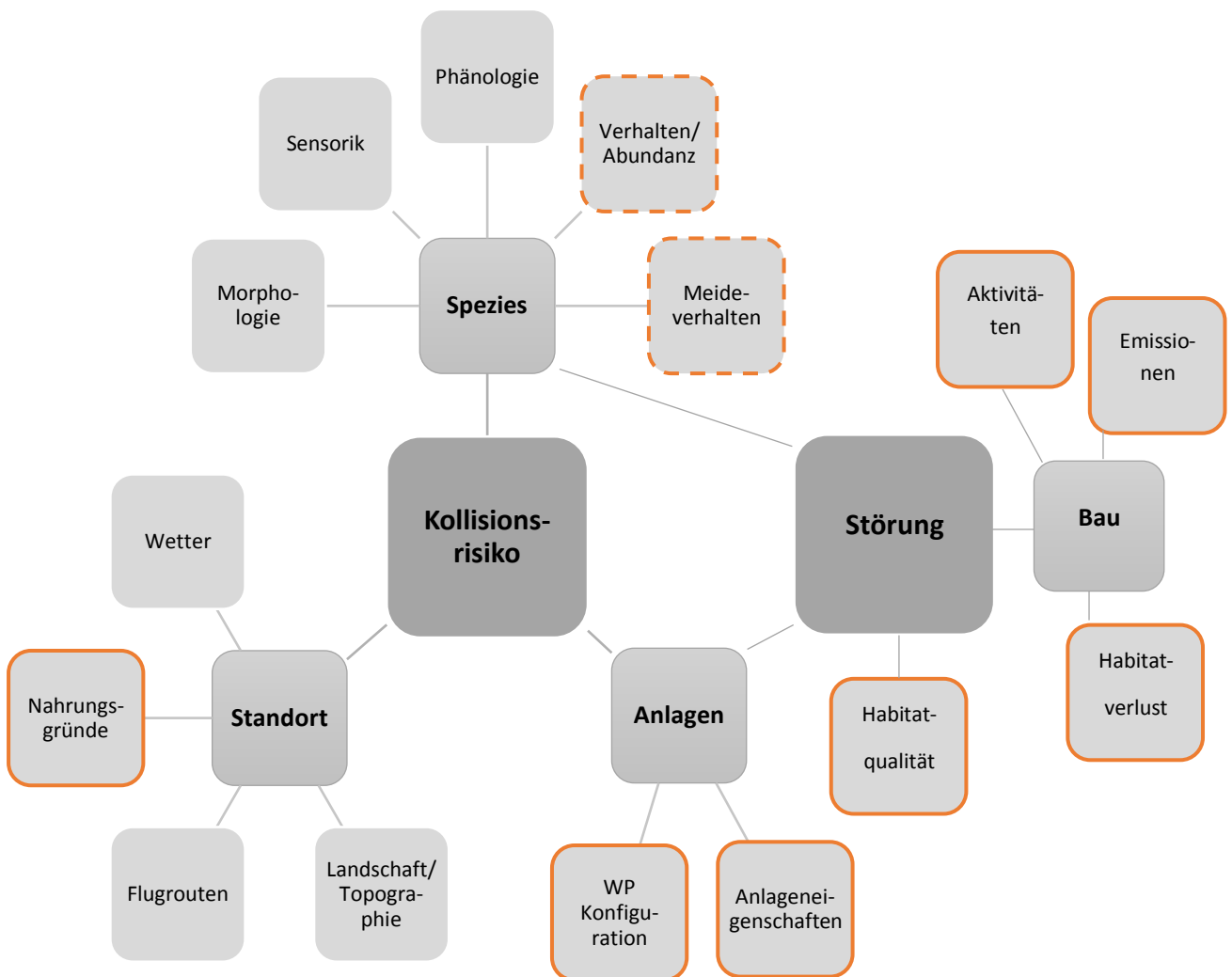


Abbildung 1. Einflussfaktoren auf das Kollisionsrisiko und Störung von Vögeln und Fledermäusen. Gerahmt in Orange: direkte und indirekte (gestrichelt) Möglichkeiten der Einflussnahme durch Projektierer mittel Vermeidungs-, Verminderungs- und CEF- Maßnahmen (vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen) (Struktur basierend auf Marques et al. 2015 und Schuster et al. 2015)



Auswirkungen auf andere terrestrische Säugetiere

Terrestrische Säugetiere stehen, im Vergleich zu Vögeln und Fledermäusen, kaum im Fokus von Studien zum Einfluss von Windenergieanlagen. Eine Literaturübersicht zur Situation in der Schweiz von Boldt und Hummel (2013) konstatieren dies ebenso und stellen überdies fest, dass Schlussfolgerungen zu Einflüssen bislang kaum möglich sind.



3.1 Auswirkungen auf Fledermäuse

Auswirkungen von WEA auf Fledermäuse können zum einen durch direkten physischen Kontakt mit Anlagen (**Kollisionen**) oder auch durch indirekte Einflüsse verursacht werden. Folglich kann es zu Verletzungen bis hin zum Tod von Tieren kommen, die womöglich Einfluss auf Fledermauspopulationen nehmen können (Ferreira et al. 2015). Neben Kollisionen ist das sogenannte **Barotrauma** (innere Verletzungen) bedeutsam, welches durch Druckunterschiede zwischen dem Umgebungsdruck und jenem an den Rotorblättern verursacht wird (Schuster et al. 2015; Dürr 2002; Grodsky et al. 2011; Brinkmann et al. 2011). Das Review von Schuster et al. (2015) zeigt, dass Folgen des Barotraumas als einerseits wesentliche Ursache für die Mortalität von Fledermäusen an Windenergieanlagen erachtet werden (vgl. Tabelle 3). Allerdings können u. a. tödliche Knochenbrüche nicht immer optisch erkannt werden, wodurch es ebenso zu Fehldiagnosen kommen kann, wie bspw. auch durch das Einfrieren von Kadavern (vgl. Grodsky et al. 2011; Rollins et al. 2012).

Die Gründe für die hohe Anzahl von Kollisionen von Fledermäusen an WEA (Übersicht für Europa, siehe Tabelle 2) sind jedoch noch nicht gänzlich geklärt. Diskutiert werden Ursachen wie Flugaktivität, -verhalten, Attraktion und indirekte Interaktionen mit den Anlagen, wie im Weiteren dargestellt wird. Neben den unmittelbaren Ursachen nehmen ebenso evolutionsbiologische Zusammenhänge Einfluss auf Mortalitätsrate (Cryan und Barclay 2009; Cryan et al. 2014; Schuster et al. 2015). Fledermäuse kollidieren wohl nicht mit ruhenden Rotoren, der Gondel oder dem Turm, sondern allein mit den rotierenden Rotorblättern und das primär in der Dämmerung (Sonnenuntergang bis wenige Stunden nach Sonnenuntergang) und während der Migration v.a. im Herbst (Schuster et al. 2015).

In erster Linie sind Windgeschwindigkeit und Temperatur ausschlaggebend für Fledermausaktivitäten, wie konsistent in der Literatur beschrieben wird (ebd.). Unklarheiten bestehen jedoch hinsichtlich des Ausmaßes an nicht direkt tödlich verwundeten Tieren (ebd.), die ihren Verletzungen erst später, abseits des potenziellen Untersuchungsraumes, erliegen. So wurde beobachtet, dass Fledermäuse nach der Kollision ihren Flug in unregelmässiger Richtung fortführten (Horn et al. 2008). Darüber hinaus werden Kadaver von anderen Tieren entfernt oder nicht aufgefunden. Die Dunkelziffer an Kollisionsopfern kann daher wesentlich höher sein (Grodsky et al. 2011).

Eine weniger untersuchte Auswirkung kann die **Störung** durch Scheuchwirkung (bedingt durch emittierten Ultraschall der Anlagen) oder durch Habitatverlust darstellen (vgl. Brinkmann et al. 2011; Reers und Brinkmann 2015). Baubedingte Auswirkungen werden kaum bis gar nicht in der Literatur adressiert, wenngleich es potenziell zu Vergrämung durch Habitatveränderungen oder auch zur Zerstörung von Quartieren, insbesondere im Wald kommen kann. Diesen Aspekt gilt es in den jeweiligen Standortuntersuchungen zu berücksichtigen. Bei Waldfledermausarten können Quartiersverluste höhere Auswirkungen verursachen als Kollisionen (vgl. Reers und Brinkmann 2015).



Tabelle 3. Verbreitete Hypothesen zur Auswirkungen von Windenergie auf Fledermäuse (Schuster et al. 2015) (bearbeitet; grau: weitestgehend bestätigte/widerlegte Hypothesen)

Hypothesis	In Kap.	Plausible/supported	Implausible/not-supported
Increased mortality due to high flight activity			
Increase in temperature enhances bat activity/ fatality (up to ~ 21° C)	3.1.2.3	Arnett et al. 2006 ^δ , 2007 ^δ ; Behr et al. 2011 ^δ ; Brinkmann et al. 2011 ^δ ; Grodsky et al. 2012 [*] ; Hein et al. 2011b ^δ ; Kerns et al. 2005 ^δ ; Meyersdale; Redell et al. 2006 ^δ	Arnett et al. 2006 ^δ (> 44m); Horn et al. 2008 [*] : but in combination with wind speed; Kerns et al. 2005 ^δ : Mountaineer
Decrease in wind speed leads to a higher bat activity/fatality	3.1.2.3	Arnett et al. 2006 ^δ , 2008 ^h ; Baerwald et al. 2009 [*] ; Behr et al. 2007 [*] , 2011 ^δ ; Brinkmann et al. 2011 ^δ ; Hein et al. 2011b ^δ ; Horn et al. 2008 [*] ; Kerns et al. 2005 ^δ ; Redell et al. 2006 ^δ	Arnett et al. 2007 ^δ : highest at moderate wind (~8m/s) and high temperature; Grodsky et al. 2012 [*] ; Hein et al. 2011b ^δ : low frequency bats
Increased bat activity/ fatality during sunset and few hours after sunset	3.1	Arnett et al. 2006 ^δ : also sunrise; Behr et al. 2007 [*] ; Brinkmann et al. 2011 ^δ ; Hein et al. 2011b ^δ : high frequency bats and hoary bat; Horn et al. 2008 [*]	
Increased bat fatality during late summer/ autumn	3.1.1.3	Amorim et al. 2012 [*] ; Arnett et al. 2006 ^δ , 2008 ^h ; Behr et al. 2007 [*] (July-Oct); Brinkmann et al. 2006 ^δ ; Brinkmann et al. 2011 ^δ : July/August; Cryan & Brown 2007 [*] ; Doty & Martin 2012 [*] : southern hemisphere; Grodsky et al. 2012 [*] ; Hein et al. 2011b ^δ ; Jain 2005 ^δ ; Johnson et al. 2003 [*] , 2004 [*] ; Redell et al. 2006 ^δ ; Rydell et al. 2010b ^h	
Increased mortality due to flight behavior			
Migratory species particularly at risk	3.1.1.3	Arnett et al. 2008 ^h ; Baerwald et al. 2009 [*] ; Cryan & Brown 2007 [*] ; Cryan & Barclay 2009 ^h ; Grodsky et al. 2012 [*] ; Johnson et al. 2003 [*] , 2004 [*] ; Kunz et al. 2007 ^h	Ahlén 2003 ^δ ; Brinkmann et al. 2006 ^δ ; Behr et al. 2007 [*] ; Hull & Cawthen 2013 [*] ; Rydell et al. 2010a ^h ; Voigt et al. 2012 [*]
Use of echolocation during flight, reaction time insufficient	3.1.1.2	Grodsky et al. 2011 [*] ; Kunz et al. 2007 ^h ; Long et al. 2009 ^δ ; Rydell et al. 2010a ^h	
Increased risk for sub-adults (e.g. lower flight ability)	3.1.1.4	Fiedler et al. 2007 ^δ (sub-adults & juveniles)	Arnett et al. 2008 ^h ; Grodsky et al. 2012 [*] ; Hull & Cawthen 2013 [*] ; Johnson et al. 2004 [*] ; Kerns et al. 2005 ^δ ; Rydell et al. 2010a ^h
Bats approach turbines while mating, feeding or swarming	3.1.1.4	Arnett et al. 2008 ^h ; 2011b ^δ ; Behr et al. 2007 [*] ; Cryan & Brown 2007 [*] ; Cryan 2008 ^h ; Doty & Martin 2012 [*] : insectivorous bats; Grodsky et al. 2011 [*] ; Horn et al. 2008 [*] ; Hull & Cawthen 2013 [*] ; Redell et al. 2006 ^δ , Rydell et al. 2010a ^h	
Open air foragers with narrow wings more exposed to collision	3.1.1.4	Ahlén 2003 ^δ ; Doty & Martin 2012 [*] ; Hull & Cawthen 2013 [*] ; Rydell et al. 2010a ^h , 2010b ^h	



Hypothesis	In Kap.	Plausible/supported	Implausible/not-supported
Increased mortality due to attraction			
Investigating turbines as possible tree-roosts	3.1.1.4	Ahlén 2003 ^δ ; Cryan & Brown 2007 [*] ; Cryan 2008 ^h ; Cryan & Barclay 2009 ^h ; Hull & Cawthen 2013 [*] ; Kunz et al. 2007 ^h	
Attraction due to increased prey availability	3.1.1.4	Ahlén 2003 ^δ ; Ahlén et al. 2009 [*] ; Arnett et al. 2011b ^δ ; Grodsky et al. 2012 [*] ; Horn et al. 2008 [*] ; Kunz et al. 2007 ^h ; Rydell et al. 2010b ^h	Hull & Cawthen 2013 [*] : collision victims had empty stomachs
Bats are attracted to the turbine structure itself	3.1.1.4	Ahlén et al. 2009 [*] ; Horn et al. 2008 [*]	
Bats are attracted to turbine lighting	3.1.3.3	Johnson et al. 2004 [*] : higher activity but no difference in mortality rate	Arnett et al. 2008 ^h ; Horn et al. 2008 [*] ; Johnson et al. 2003 [*] ; Kerns et al. 2005 ^δ
Increased mortality risk caused by indirect interaction with operating turbines			
Rapid change in air pressure by moving blades can lead to internal injuries and accounts for the main cause of fatality (barotrauma)	3.1	Baerwald et al. 2008 [*]	Grodsky et al. 2011 [*] ; Houck 2012 ^δ ; Piorkowski & O'Connell 2010 [*] ; Rollins et al. 2012 [*]

Unterscheidung in verschiedene Arten der Publikationen; peer-reviewed Artikel (*), peer-reviewed Synthese (^h), Studie/Bericht (^δ), und Konferenzbeiträge (^ψ)

3.1.1 Artspezifische Faktoren und Zusammenhänge

3.1.1.1 Einfluss der Morphologie

Arten, die in Nordamerika (*Lasiurus*, *Lionycerteris*, *Perinyotis*), Europa (*Nyctalus*, *Pipistrellus*, *Vespertilio*, *Eptesicus*) und Australien (*Chalinobus gouldii*) als gefährdet aufgeführt werden, weisen z.T. ähnliche morphologische Eigenschaften auf, wie **Flügeleigenschaften**, die angepasst sind auf ihre Jagdstrategien in freien Lufträumen (Hull und Cawthen 2013; Rydell et al. 2010b; Schuster et al. 2015). Bedingt durch ihre morphologischen Körperbaueigenschaften können Fledermäuse, trotz des Vermeidens eines physischen Kontakts mit Rotorblättern, lebensbedrohliche innere Verletzungen/Blutungen durch den plötzlichen Druckunterschied (Barotrauma) davontragen (Schuster et al. 2015).

3.1.1.2 Sensoren/ Wahrnehmung

Cryan et al. (2014) haben festgestellt, dass Fledermäuse besonders beim aktiven Anflug an WEA sowohl Sehvermögen, Echoortung als auch geringe turbulente Luftströmungen nutzen. Zum Einsatz der **Echoortung** von (migrierenden) Fledermäusen ist die Reaktionszeit vergleichsweise gering, was das Mortalitätsrisiko an WEA erhöht, so das Review von Schuster et al. (2015) (vgl. Tabelle 3). Redell et al. (2006) haben Unterschiede in der Aktivitätssteigerung (mit jedem zusätzlichen Grad Celsius) beobachtet zwischen Fledermäusen, die sich durch niederfrequente Echoortung orientieren (um 7-13 %) und solchen, die hochfrequente Echoortung (um 3-9 %) nutzen. Schuster et al. (2015) führen jedoch ebenfalls die Ergebnisse von Arnett et al. (2007) an, bei welchen ebenfalls Unterschiede zwischen den beiden phonischen Gruppen identifiziert wurden (Abhängigkeit von Temperatur- und Aktivitätsanstieg); jedoch zeigte die niederfrequente Gruppe geringere Zusammenhänge. Schuster et al. (2015) haben in ihrem Review aufgezeigt, dass Fledermausarten, die hoch-intensive Schmalband-Echoortung nutzen, um Beute in der Luft wahrzunehmen, einem größeren Kollisionsrisiko ausgesetzt sind, bedingt durch ihre Jagdstrategie im freien Luftraum.



3.1.1.3 Einfluss der Phänologie

Die Mortalitätsraten von Fledermäusen weisen Zusammenhänge mit **saisonaalem Flugverhalten** auf, wobei diese weltweit während der Migration im Spätsommer und Herbst als am höchsten beschrieben wurden (ebd.). Ergebnissen von Endl et al. (2004) zu Folge sterben 90 % der kollidierenden Fledermäuse zwischen August und September, da Fledermäuse von Juli-August ihre Sommerkolonien verlassen und im Herbst zurückfliegen (Behr et al. 2007). Die Flughöhe sei dabei, laut Furmankiewicz und Kucharska (2009), während des Herbstzuges geringer als beim Frühjahrszug. Im Frühling und frühen Sommer wurden rund 10 % der jährlichen Mortalitäten festgestellt (Rydell et al. 2010a). Vermutet wird, dass die erhöhten Raten während der Migration auf eine höhere **Abundanz** zurückzuführen ist (Cryan und Brown 2007). Ob migrierende Arten jedoch generell einem höheren Risiko ausgesetzt sind, ist noch nicht hinreichend geklärt (vgl. Tabelle 3).

Externe Einflüsse wie Wetterbedingungen aber auch der Fett- und Energiebedarf können sowohl den Frühjahrszug als auch den Herbstzug beeinflussen (Brinkmann et al. 2011; Furmankiewicz und Kucharska 2009). Bislang ist jedoch noch unklar, ob Fledermausarten mit weiten Wanderruten einem höheren Risiko ausgesetzt sind (Schuster et al. 2015). Unter den Mortalitätsopfern in Deutschland wurden von Voigt et al. (2012) sowohl einheimische als auch wandernde Arten aus Estland oder Russland und aus Skandinavien identifiziert. Dem Fledermauszug ist demnach erhöhte Aufmerksamkeit bei der Planung von WEA zu widmen (ebd.).

3.1.1.4 Auswirkungen des Verhaltens

Fraglich ist warum Fledermäuse tatsächlich kollidieren. Fliegen sie durch Zufall in Richtung der Turbinen, weil jene in ihren Flugrouten situiert wurden oder werden sie gar angezogen (Cryan et al. 2014; Cryan und Barclay 2009; Schuster et al. 2015) lautet die Frage. Hull und Cawthen (2013) fanden hohe Mortalitätsraten nicht bedingt durch ein hohes Nahrungsangebot, sondern vielmehr durch die **Abundanz** von Fledermäusen im Zusammenhang mit ihrem **Paarungs- und Rastverhalten**. Möglich ist auch, dass solche Arten, die Quartiere in Baumhöhlen und –spalten nutzen, Windenergieanlagen für eben solche halten und es so zu Kollisionen kommt (Kunz et al. 2007b; Schuster et al. 2015). Aus nordamerikanischen, deutschen und österreichischen Studien geht hervor, dass insbesondere solche Arten gefährdet sind, die im freien Luftraum **jagen** (Schuster et al. 2015); diese machen laut Rydell et al. (2010a) einen Anteil von 98 % der Kollisionsopfer aus. Darüber hinaus scheint es einen direkten Zusammenhang zwischen Aktivitäten von Fledermäusen und Insekten (die wiederum bestimmt sind durch Wetterbedingungen) zu geben (Horn et al. 2008; Rydell et al. 2010b). Insektenaktivität (bei Nacht) ist in den ersten zwei Stunden nach Sonnenuntergang am höchsten, so Horn et al. (2008). Darüber hinaus zeigen Infrarotaufnahmen, dass Fledermäuse aktiv in der Nähe der Rotorblätter jagen und außerdem Interesse an der Gondel wie auch den sich bewegenden Rotorblättern zeigen, was eine gewisse **Attraktionswirkung** nahelegt (vgl. Horn et al. 2008; Cryan et al. 2014; Cryan und Barclay 2009; Hochradel 2015; Kunz et al. 2007b). Diese Zusammenhänge sind jedoch noch nicht gänzlich geklärt und können zudem nicht verallgemeinert werden bzw. generalisiert werden für unterschiedliche Standorte und Arten. Rund ein Viertel der Totfunde hatte, laut der Ergebnisse von (Grodsky et al. 2011) einen vollen Magen, und auch nach Hull und Cawthen (2013) wurde nur bei jeder sechsten Fledermaus Insekten im Magen gefunden. Es konnte bislang nicht nachgewiesen oder widerlegt werden, dass Fledermäuse durch das Nahrungsangebot an WEA angezogen werden und



folglich einem (Kollisions-) Risiko ausgesetzt sind.

Die Ergebnisse zu Mortalitätsraten in Korrelation mit dem Geschlecht oder Alter der Tiere gehen ebenfalls auseinander (Schuster et al. 2015). Kein erhöhtes Risiko scheint für sub-Adulte Tiere, etwa durch schlechtere Flugfertigkeiten, zu bestehen (vgl. Tabelle 3). Ein wichtiger Einflussfaktor ist der jeweilige Standort, vor allem, wenn sich der Windpark in der Nähe von Wochenstuben/ Fortpflanzungsquartieren befindet (Piorkowski und O'Connell 2010; Rydell et al. 2010a).

3.1.1.5 Verhalten: Vermeidung und Anpassung

Einige Arten fliegen in Höhenlagen unterhalb der Zone, in der sich die Rotorblätter bewegen, oder meiden offene Flächen (Schuster et al. 2015). Mit der „zunehmenden Entwicklung von WEA im Wald sind jedoch auch solche Arten womöglich gefährdet die in den entsprechenden Höhen der Rotoren fliegen (vgl. Reers und Brinkmann 2015). Auf Höhe der Überstreichfläche der Rotoren sind jedoch kaum Waldfledermausarten aktiv.

Meideverhalten von Fledermäusen wurde bislang kaum bis nicht an WEA beobachtet (vgl. Brinkmann et al. 2011). Dennoch wurden aktive Verhaltensweisen der **Anpassung** dokumentiert (Brinkmann et al. 2006). So versuchen Fledermäuse z.T. auf Turbinen zu rasten oder jagen Insekten (Arnett et al. 2005; Horn et al. 2008). Da Fledermäuse kaum bis nicht mit stillstehenden Rotoren oder anderen anthropogenen Infrastrukturen (Arnett et al. 2005) kollidieren sind Kollisionen mit der Bewegung der Rotorblätter in Verbindung zu setzen (Rydell et al. 2010a). Selbst durch Echoortung können Fledermäuse die Rotoren (an deren Spitzen Geschwindigkeiten zwischen 100 und 150 m/s erreicht werden) kaum wahrnehmen und ihnen folglich kaum ausweichen (Grotsky et al. 2011; Long et al. 2009; Rydell et al. 2010a).

3.1.2 Lokale und abiotische Einflussfaktoren

Für Fledermäuse haben u.a. Brinkmann et al. (2011) die Zusammenhänge zwischen Fledermausaktivität und abiotischen Faktoren (Monat, Nachtzeit, Windgeschwindigkeit, Temperatur und Niederschlag) beschrieben. Dies erlaubt weitreichende Rückschlüsse hinsichtlich Zeiten mit hoher Abundanz bzw. solchen mit hohem Kollisionsrisiko. Außerdem korrelieren, Ferreira et al. (2015) zu Folge, die Nähe von errichteten WEA zu Fledermaus-Ruhestätten mit dem Kollisionsrisiko.

3.1.2.1 Landschaft

Fledermäuse nutzen während der Migration lineare Orientierungshilfen, wie beispielsweise Flusstäler, Küstenlinien, Baumreihen, Steingraben und Waldränder als Zugkorridore (Schuster et al. 2015). Für die Schweiz sind hier voraussichtlich ebenso Bergkuppen von Relevanz, zumal von Rydell et al. (2010a) an Hügeln und Gebirgskämmen die höchsten Mortalitätsraten identifiziert wurden. Ergebnisse zu Zusammenhängen von Fledermausaktivität und Landschaftseigenschaften gehen jedoch auseinander. Die Autoren Rydell et al. (2010a) führen u.a. Studien an, die eine Reduktion der Aktivität mit steigender Entfernung zu Wäldern nachwies (vgl. Johnson et al. 2004) aber auch solche, die keinerlei Unterschiede zwischen Offenland und Waldflächen identifiziert haben (vgl. Brinkmann et al. 2006: > 40 m Höhe; Reers und Brinkmann 2015). Eine andere Studie konnte einen Gradienten an Mortalität in Abhängigkeit von **Landschaftseigenschaften** beschreiben. In flachen offenen Landschaften war die Mortalität an einzelnen Anlagen im Jahr am geringsten (0-3 Tiere), gefolgt von heterogen bewirt-



schafteten Flächen (2-5 Tiere) und am höchsten war die Anzahl in Küstennähe und bewaldeten Landschaften (5-20 Tiere) und hier insbesondere an Hügeln und Kuppen (Rydell et al. 2010a). An **Waldstandorten** in Deutschland hingegen wurden ähnlich wie in internationalen Studien die Monate Juli, August und September als solch mit der (signifikant) höchsten Aktivität in Gondelhöhe identifiziert. Auch über die anderen Monate wurden ebenso nur sehr geringe Unterschiede zwischen Offenland- und Waldstandorten hinsichtlich der Aktivität, Spezieszusammensetzung und Phänologie festgestellt (Reers und Brinkmann 2015).

3.1.2.2 Flugrouten

Internationalen Studien zufolge treten 90 % der Kollisionen zwischen August und September auf und weitere 10 % im Juni; was schlussfolgern lassen kann, dass die Herbstmigration (wenn die Sommerkolonien verlassen werden) und Mortalitätsraten in direktem Zusammenhang stehen (Schuster et al. 2015). Auch Studien aus den USA zeigen, dass insbesondere Arten mit WEA kollidieren, welche über lange Strecken migrieren. Migrationsverhalten sind dabei stark abhängig von der jeweils spezifischen Art (vgl. Kap. 6), Saison und Region (Johnson et al. 2011). So variieren die Dauer der Migration als auch die Standorte und Anzahl der Rastplätze (welche sich wiederum von nektar- und insektenfressenden Arten unterscheiden), sowie die Flughöhe (Fledermäuse fliegen womöglich während der Herbstmigration tiefer als beim Frühjahrszug) (Furmankiewicz und Kucharska 2009; Schuster et al. 2015).

3.1.2.3 Witterung

Mit steigenden **Temperaturen** wird von einer steigenden Fledermausaktivität ausgegangen (Schuster et al. 2015). Mit einem Temperaturanstieg von jeweils einem Grad Celsius (bis 21 °C) haben Arnett et al. (2006) einen Anstieg der Aktivität um 7-13 % in einer Höhe von 1,5 m und um 0-7 % in einer Höhe von 22 m beobachten können. Hinsichtlich der Ergebnisse von Arnett et al. (2007) nimmt die Aktivität ab einer Temperatur von >21 °C jedoch wieder ab; wobei keinerlei Temperatureinflüsse in einer Höhe über 44 m zu verzeichnen waren. Des Weiteren müssen Unterscheidungen zwischen den Frequenzen der Echoortung vorgenommen werden, also den phonischen Gruppen. Während Arten mit hochfrequenter Echoortung ihre Aktivität mit jedem Grad Celsius um 3-9 % erhöhten, waren es bei Arten mit niederfrequenter Echoortung 7-13 % (Redell et al. 2006). Andere Studienergebnisse konnten jedoch keinen Nachweis für den Einfluss der Temperatur auf Fledermausaktivitäten nachweisen (siehe Tabelle 3 und Kap. 3.1.2.3) (Schuster et al. 2015). Da die Abundanz von Insekten bei Temperaturen >10°C und niedrigen Windgeschwindigkeiten am höchsten ist (Corten und Veldkamp 2001), besteht weitestgehend der Konsens, dass diese Kennwerte die Aktivität von Fledermäusen und somit das Kollisionsrisiko wesentlich beeinflussen (Schuster et al. 2015). Diese Parameter können daher herangezogen werden zur Prognose von Zeiten mit erhöhtem Kollisionsrisiko (siehe auch Kap. 4.7 zu Betriebsregulierung).

Die Windgeschwindigkeit scheint einen ausschlaggebenden Einfluss auf das Mortalitätsrisiko von Fledermäusen zu haben (ebd.). Es wurde beobachtet, dass bei geringen Windgeschwindigkeiten (Stillstand der Rotoren bis geringe Rotationsgeschwindigkeiten) WEA aktiv von Fledermäusen angefliegen werden (Cryan et al. 2014). Bei einem Anstieg der Windgeschwindigkeit um jeweils 1 m/s nahm die Fledermausaktivität bei Beobachtungen um 4-13 % (Redell et al. 2006) bzw. 11-39 % (Ar-



nett et al. 2006) ab. Bei Windgeschwindigkeiten um 0-2 m/s ist die Fledermausaktivität laut Untersuchungen von Rydell et al. (2010a) am höchsten. Weniger Aktivitäten wurden in der Literatur ab 6 m/s und mehr dokumentiert; wenngleich es einige Arten gibt, die sich an regionale Bedingungen anpassen und so auch bei höheren Windgeschwindigkeiten fliegen (Schuster et al. 2015; vgl. Arnett et al. 2006; Behr et al. 2007; Brinkmann et al. 2011; Reers und Brinkmann 2015). Weiterhin zeigen Ergebnisse aus der Küstenregion im Nordwesten Deutschlands, dass 95 % der Fledermausaktivitäten bei Witterungen von < 7,1 m/s (Wind) und > 11°C zu beobachten waren, was auch auf einen Anpassungsmechanismus an windigere und kühlere Standorte schließen ließe (Bach 2015). Diesen Aspekt gilt es hinsichtlich der Bedingungen in der Schweiz und der dort vorkommenden Arten zu überprüfen.

Cryan et al. (2014) haben festgestellt, dass Fledermäuse beim Anflug an WEA neben Sehvermögen und Echoortung auch thermische Konvektionen nutzen. Hein (2015) haben außerdem herausgefunden, dass Fledermausaktivitäten auf der **leewärtigen Seite** oft höher sind.

Weitere Faktoren, welche Fledermausaktivität beeinflussen, sind die **Luftfeuchtigkeit**, wie auch Nebel oder Wolken und Niederschlag (Behr et al. 2011a). Darüber hinaus wurden erhöhte Mortalitätsraten direkt vor und nach vorbeiziehenden **Sturmfronten** erfasst (Arnett et al. 2008). Zudem konnten Korrelationen hinsichtlich **Tages- und Jahreszeiten** festgestellt werden. Im Spätsommer und Herbst, wie auch während bis einige Stunden nach Sonnenuntergang kommt es zu erhöhten Kollisionen von Fledermäusen an WEA (Tabelle 3).

3.1.3 Anlagenbedingte Faktoren und Zusammenhänge

3.1.3.1 Anlageneigenschaften

Neben der möglichen Anziehung, die von WEA ausgeht (siehe Kap. 3.1.1.4) ist es auch möglich, dass Fledermäuse die hohen Strukturen für Bäume halten und es durch den Anflug zum Rasten oder bei der dortigen Nahrungssuche zu Kollisionen kommt (Hein 2015; Kunz et al. 2007b; Schuster et al. 2015). Es kann davon ausgegangen werden (Schuster et al. 2015), dass Kollisionen lediglich an sich bewegenden Rotorblättern stattfinden im Gegensatz zu Rotoren im Ruhezustand, der Gondel, dem Mast oder auch anderen anthropogenen stationären Installationen (Rydell et al. 2012; Schuster et al. 2015; Arnett et al. 2005; Horn et al. 2008).

Beobachtungen von Fledermäusen hinter sich bewegenden Rotoren, können unterschiedliche Gründe haben. Zum einen wird beschrieben, dass sie in den durch die Bewegung generierten Wirbeln gefangen werden (Horn et al. 2008) und zum anderen hat es den Anschein, als würden die Fledermäuse die sich langsam bewegenden Rotoren jagen (Arnett et al. 2005). Der Großteil (7 von 8) an Fledermäusen kollidierte jedoch mit sich schnell rotierenden Anlagen (17 Rotationen/Min.⁵) (ebd.).

⁵ Mit der Installation neuerer und größerer WEA, sinkt die Anzahl der Rotationen je Minute, wenngleich die Geschwindigkeit der Rotorspitzen zunimmt. Beispielsweise rotieren die 3,3 MW-Anlagen des Typs V126 zwischen 5 (mit ca.130 km/h) und 16,5 (mit ca. 390 km/h) mal in der Minute (https://www.ppositive-energie.de/newsletter/2015_06/Wie-schnell-drehen-Windraeder).



Möglich ist, dass die erzeugten Windströmungen an den Rotorblättern zu Verdrehungen der Tiere führen, die folglich zu Verrenkungen oder Flügelbrüchen führen können (Grotsky et al. 2011). Es wird jedoch als unwahrscheinlich erachtet, dass Fledermausmortalität von **Turbinenspezifika** abhängig ist, da Kollision zufällig gestreut an Anlagen beobachtet wurden (Arnett et al. 2008; Fiedler et al. 2007).

3.1.3.2 Windpark-Konfiguration

Im Gegensatz zu Anlageneigenschaften nimmt der Standort einzelner Anlagen Einfluss auf Kollisionsraten. Vergleichsweise hohe Mortalitätsraten wurden insbesondere an Turbinen identifiziert, die am Ende von Turbinenreihen (Arnett et al. 2008; Kerns et al. 2005) oder an erodierten Schluchten errichtet wurden (Piorkowski und O'Connell 2010). Baerwald und Barclay (2011) konnten hingegen keine Differenzierung von Kollisionsraten innerhalb eines Windparks feststellen, aber erhöhte Mortalitätsraten an solchen Anlagen, die als erstes bei der Migration passiert wurden.

3.1.3.3 Befeuerung

Auch wenn Insekten durch die Befeuerung der Anlagen angezogen werden, konnten noch keine Ergebnisse zu höheren Mortalitätsraten im Vergleich zu nicht-befeuereten Anlagen oder solchen mit blinkender oder roter Befeuerung erbracht werden (Arnett et al. 2007; Schuster et al. 2015). Auch das American Wind Wildlife Institute (AWWI) (2014) konstatiert, dass die Befeuerung von kommerziellen WEA keinen Einfluss auf Mortalitätsraten von Fledermäusen nehme.



3.2 Auswirkungen auf Greifvögel

Internationale Studienergebnisse zur Kollisionsgefährdung von Vögeln an WEA (Schuster et al. 2015, Tabelle 5) machen deutlich, dass große Greifvögel und Thermiksegler neben einigen Zugvogelarten zu den kollisionsgefährdetsten bzw. empfindlichsten Gruppen gegenüber der Windenergieentwicklung gehören (Baisner et al. 2010; Dahl et al. 2013; Gove et al. 2013; Langston und Pullan 2003; Ledec et al. 2011; Lucas et al. 2012b; Madders und Whitfield 2006; Smallwood und Neher 2008). Dazu gehören beispielsweise Gänsegeier (*Gyps fulvus*), Steinadler, (*Aquila chrysaetos*), Rotmilane (*Milvus milvus*), Seeadler (*Haliaeetus albicilla*) und auch Mäusebussarde (*Buteo buteo*) (Bevanger et al. 2010; Grünkorn 2013; Gove et al. 2013). Greifvögel haben eine lange Lebenserwartung und in Kombination mit einer geringen Reproduktionsrate und in der Regel geringen Bestandsgröße bringen Kollisionen mit WEA entsprechende Risiken mit sich (Aumüller et al. 2011; Bellebaum et al. 2013; Dahl et al. 2012; Katzner et al. 2012; Ledec et al. 2011; Schuster et al. 2015). Folglich können Kollisionen mit WEA Auswirkungen auf Population nehmen (Carrete et al. 2009; Drewitt und Langston 2008; Langston 2013). Dies gilt es dezidiert für die jeweilige Art zu adressieren. Die für die Schweiz besonders relevanten Arten und deren spezifisches Gefährdungspotential werden in Kap. 5 behandelt.

Eine Hochrechnung der Ergebnisse von Kollisionsopfersuchen in 55 Windparksaisons in Norddeutschland ergab für den Mäusebussard (*Buteo buteo*) eine mittlere Kollisionsrate von ca. 0,5 Tieren pro Anlage und Jahr (Grünkorn 2015). Dies würde rechnerisch in Schleswig-Holstein den Verlust von ca. 1.600 Mäusebussarden pro Jahr bedeuten (bei der derzeitigen Anlagenzahl), was ca. 6 % der aktuellen Population entspräche (Grünkorn 2015). Auswirkungen auf der Ebene von biogeographischen Populationen von Greifvögeln wurden bislang zwar nicht nachgewiesen (Gove et al. 2013). Mit steigender Anlagenzahl und deren kumulativen Effekten ist dies jedoch nicht mehr auszuschließen (Pottiek und Krüger 2015).

Vielfältige Faktoren nehmen Einfluss auf das Kollisionsrisiko, wie Ort, Topographie, vorkommende Arten, Windgeschwindigkeit und -richtung, Temperatur, Luftfeuchtigkeit, Flug-Typ, Flugentfernung und -höhe, Tageszeit, Alter, Verhalten und Phänologie sowie die Populationsgröße (Gove et al. 2013; Langston und Pullan 2003; Schuster et al. 2015). Die exakte Anzahl von Kollisionen lässt sich gleichzeitig nur eingeschränkt bestimmen, da nicht jede Kollision beobachtet werden kann, verletzte Vögel weiter fliegen oder Kadaver von anderen Tieren entfernt werden können (Grünkorn 2015). So gehen Weitekamp et al. (2015) unter Einbeziehung entsprechender Korrekturfaktoren davon aus, dass es statt der 12 gefundenen toten Bussarde (*Buteo buteo*) wohl zu rund 63 Mortalitätsfällen kam und für Rotmilane (*Milvus milvus*) zu 16 Kollisionen im Vergleich zu den 3 gefundenen Opfern. In Kapitel 5.2.1.1 wird näher auf die Gewichtung und Erhebung von Korrekturfaktoren eingegangen sowie Empfehlungen für diese Faktoren zwischen 2 und 20 (in Abhängigkeit der Vogelgröße) formuliert.

Gove et al. (2013) und Schuster et al. (2015) führen zahlreiche Studien an, die eine Störung (Scheuchwirkung, Vergrämung) von verschiedenen Greifvogelarten durch WEA aufzeigen. Neben der Bauphase kann es auch während des Betriebes zu Störung beim Nisten, bspw. durch Wartungspersonal kommen (Gove et al. 2013). Bevanger et al. (2010) haben eine Reduktion an besetzten Territorien der Seeadler (*Haliaeetus albicilla*) durch WEA beobachtet, während Kornweihen (*Circus cyaneus*) in Großbritannien dafür bekannt sind, innerhalb weniger hundert Meter von WEA entfernt zu nisten (Whitfield und Leckie 2012 in: Gove et al. 2013). Bei einer deutschen Studie zu Auswirkungen von



Windenergieanlagen im Wald wurde festgestellt, dass die Brutdichte von Mäusebussarden in Windparknähe geringer war als in Referenzgebieten. Die Unterschiede waren statistisch jedoch nicht signifikant, wobei allerdings die Stichprobengröße noch sehr klein war (Steinborn et al. 2015). Generell scheint es einen Mindestabstand von 100-200 m zu geben, den einige Arten meiden und in der Folge ggf. ihr Habitat aufgeben, so das Ergebnis des Reviews von Gove et al. (2013) (vgl. Tabelle 4). Artsspezifische Mindestabstände wurden u.a. von Hötker et al. (2006) oder von Pearce-Higgins et al. (2009) formuliert. Insbesondere in Nestnähe gilt die Aktivität und das Gefährdungspotential als größer (z. B. Gove et al. 2013). Möglicherweise zeigen jedoch Brutvögel in naturnahen schottischen Heideflächen eine größere Empfindlichkeit als in agrarisch geprägten Lebensräumen Deutschlands, wo Greifvögel kaum Meideverhalten zeigen (Steinborn et al. 2011; Hötker et al. 2013) (im Gegensatz zu Wat- und Wasservögeln). Aber auch in Norwegen und den USA ist umfangreich belegt, dass sich Greifvögel WEA unmittelbar annähern (z.B. Smöla und Altamont Pass), was sie einem entsprechend erhöhtem Risiko aussetzt.

Potenzielle Auswirkungen auf Populationen durch **kumulative Effekte** dürfen nicht unterschätzt werden (Bellebaum et al. 2013). Diese können durch bereits vorhandene Stressfaktoren oder auch durch den Bau mehrere Windparks im Habitat einzelner Individuen bzw. Brutpaare hervorgerufen oder verstärkt werden. So wird teilweise bereits von möglichen Populationsreduktionen in Spanien und in Deutschland (Rotmilan) ausgegangen (Bellebaum et al. 2013; Ledec et al. 2011; Martínez-Abraín et al. 2012; Schuster et al. 2015). Hinzukommende Kollisionen mit Hochspannungsleitungen bzw. Todesfälle durch Stromschlag an eben solchen tragen ebenfalls zu möglichen Auswirkungen auf Populationen bei (Bevanger 1998; Bevanger et al. 2010; May et al. 2015). Letztlich ist es bislang jedoch unklar, welchen Einfluss **Kollisionen** oder **Störung** auf die territoriale Abundanz von Greifvögeln haben (Dahl et al. 2012); zumal dies artspezifisch zu erheben ist.

Tabelle 4. Verbreitete Hypothesen zur Auswirkungen von Windenergie auf Greifvögel (Schuster et al. 2015) (bearbeitet; grau: weitestgehend bestätigte/belegte Hypothesen)

Hypothesis	In Kap.	Plausible/supported	Implausible/not-supported
Increased mortality due to raptor abundance			
High raptor abundance	3.2.1.4	Barrios & Rodríguez 2004*; Carrete et al. 2012*; Smallwood et al. 2009*; Martínez-Abraín et al. 2012*	Garvin et al. 2011*; Lucas et al. 2008*; Whitfield & Madders 2006 ^b
Flight paths following areas with major wind currents (depending on topography & weather)	3.2.1.4	Barrios & Rodríguez 2004*; Katzner et al. 2012*; Lucas et al. 2012b*; Hoover 2002 ^b	
Flight paths following linear landscape features (ridges, cliffs, canyons)	3.2.1.4	Katzner et al. 2012*; Smallwood et al. 2007*: borrowing owl	



Hypothesis	In Kap.	Plausible/supported	Implausible/not-supported
Increased mortality due to flight behavior & activity			
Increased flight activity with decrease in turbine – aerie distance/ breeding site	3.2.1.4	Bevanger et al. 2010 ^δ ; Eichhorn et al. 2012*; Smallwood et al. 2007*: borrowing owl	Carrete et al. 2012*
Search/ foraging flight within rotor swept zone	3.2.1.4	Dahl et al. 2013*; Ledec et al. 2011 ^δ ; Mammen et al. 2011 ^ψ ; Martínez-Abraín et al. 2012*; Smallwood & Thelander 2004 ^δ , 2008*	
Local populations at greater risk than migrants due to flight behavior (e.g. foraging, fly-bys)	3.2.1.3	Barrios & Rodríguez 2004*; Katzner et al. 2012* Katzner et al. 2012; Johnston et al. 2014	Smallwood et al. 2007*: borrowing owl
Seasonal behavior leading to higher flight activity	3.2.1.3	Barrios & Rodríguez 2004*; Camiña 2011 ^ψ ; May et al. 2011 ^δ ; Smallwood et al. 2009*	
Species-specific high risk flight behavior (e.g. circular flight, foraging strategy)	3.2.1.4	Garvin et al. 2011*; Hull & Muir 2013*; Lucas et al. 2008*; Smallwood et al. 2009*	
Increased mortality due to site and season characteristics			
Low flight altitude near summits and steep slopes	3.2.2.1	Barrios & Rodríguez 2004*; Lucas et al. 2012b*; Camiña 2011 ^ψ ; Hoover 2002 ^δ ; Katzner et al. 2012*; Muños Gallego et al. 2011 ^ψ ; Orloff et al. 1992 ^δ	
Low vegetation cover/open landscapes as favorable hunting ground	3.2.2.2	Bellebaum et al. 2013*; Dürr 2009 ^δ ; Mammen et al. 2011 ^ψ ; Smallwood et al. 2007*: borrowing owls	
Avoidance			
Low maneuverability due to flight type and morphology increases collision risk	3.2.1.1	Baisner et al. 2010*; Barrios & Rodríguez 2004*; Dahl et al. 2013*; Katzner et al. 2012*; Smallwood & Thelander 2004 ^δ	
Inattentiveness during foraging increases risk of collision	3.2.1.4	Orloff et al. 1992 ^δ ; Smallwood et al. 2009*	
Indirect effects from wind energy development			
Decrease in breeding attempts/ success due to turbine induced adult mortality	3.2.1.4	Bellebaum et al. 2013*; Bevanger et al. 2010 ^δ ; territorial shift; Dahl et al. 2012*; Martínez-Abraín et al. 2012*	
Displacement during operation	3.2.1.5	Garvin et al. 2011*; Lucas et al. 2004* (except <i>Falco tinnunculus</i>)	Dahl et al. 2013*; Hull & Muir 2013*; Madders & Whitfield 2006 ^h ; Hernández et al. 2013 ^ψ (nest abundance)

Unterscheidung in verschiedene Arten der Publikationen; peer-reviewed Artikel (*), peer-reviewed Synthese (^h), Studie/Bericht (^δ), und Konferenzbeiträge (^ψ)



3.2.1 Artspezifische Faktoren und Zusammenhänge

3.2.1.1 Einfluss der Morphologie

An die spezifische Jagdstrategie angepasste Flügelcharakteristika bestimmen u.a. das Flugverhalten eines Vogels, wie auch dessen **Manövrierfähigkeit**. Spezies mit hoher Flächenbelastung (wing load) und geringem Seitenverhältnis (aspect ratio) weisen tendenziell ein erhöhtes Kollisionsrisiko auf, da dies Indikatoren für vergleichsweise eingeschränkte Manövrierfähigkeit sind (Bevanger 1998⁶, vgl. Lucas et al. 2008). Verstärkt wird dies durch das (greifvogeltypische) Flugverhalten; ihr Thermik- und Gleitflug machen z.T. mehr als 95 % aus (Baisner et al. 2010; Smallwood und Thelander 2004; Spaar 1997 in Dahl et al. 2013). Geier weisen diese Eigenschaften in hohem Maße auf und zählen zu den entsprechend gefährdeten Arten (Baisner et al. 2010; Dahl et al. 2013; Katzner et al. 2012; Smallwood und Thelander 2004). Greifvögel mit anderen Flügeigenschaften, wie der Mäusebussard (*Buteo buteo*) oder der Schlangenadler (*Circaetus gallicus*) seien womöglich weniger kollisionsanfällig (Barrios und Rodríguez 2004; Lucas et al. 2008). Demgegenüber stehen jedoch die Daten zu europaweit dokumentierten Vogelverlusten an Windenergieanlagen von Dürr⁷, wonach Turmfalken (*Falco tinnunculus*), Mäusebussard (*Buteo buteo*) und Rotmilan (*Milvus milvus*) zu den Arten mit den höchsten Kollisionsopferzahlen gehören (nach Gänsegeier, Silbermöwe und Lachmöwe), wie bereits in Tabelle 1 dargestellt.

3.2.1.2 Sensoren/ Wahrnehmung

Greifvögel, wie Gänsegeier (*Gyps fulvus*) oder Rabengeier (*Coragyps atratus*) weisen neben ihrer trägen Manövrierfähigkeit ein geringes Sichtfeld auf. Sie verfügen über ein kleines binokulares Feld und haben einen großen blinden Fleck unterhalb sowie hinter ihrem Kopf zu verzeichnen (Martin et al. 2012; Martin und Shaw 2010). Da Geier für gewöhnlich am Boden nach Beute suchen, nehmen sie vor sich befindliche Gefahren wie WEA offenbar nicht hinreichend wahr. Bezüglich der Wahrnehmung von WEA-generierten Geräuschen ist zu Vögeln nicht viel bekannt. Es wird jedoch vermutet, dass es bei sehr leisen Anlagen (Rotorblätter in Bewegung) eher zu Kollisionen kommt als bei geräuschvolleren Anlagen (Dooling 2002); entsprechende Studien wurden jedoch noch nicht durchgeführt (Marques et al. 2014).

3.2.1.3 Einfluss der Phänologie

Ergebnisse zur Gefährdung von **lokal vorkommenden Arten gegenüber ziehenden** lassen darauf schließen, dass erstere eher gefährdet sind mit WEA zu kollidieren (Gove et al. 2013; Marques et al. 2014; Schuster et al. 2015). Nur vereinzelt lassen sich Aussagen finden, dass sich lokale Arten an die Gefahren gewöhnen (Drewitt und Langston 2008). Residente Arten seien demnach eher gefährdet, da sie die Anlagen wohl häufiger überfliegen (Krijgsveld et al. 2009), beispielsweise während der Beuteübergabe und der Bettelflugperiode der Jungen (Hötcker et al. 2013b). Außerdem gehören Greifvögel zu den Arten, die neben Thermikflügen auch Balz- und Revierflüge in Nestnähe oberhalb der

⁶ Mit Fokus der Studie auf Schreitvögel (Ciconiiformes), Greifvögel (Falconiformes), Eulen (Strigiformes) und auch Sperlingsvögel (Passeriformes)

⁷ http://www.lugv.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.a.3310.de/wka_voegel_eu.xls (Stand: 28.10.2014)



Baumkronen vollziehen (also potenziell auf Höhe der Rotoren) und somit eher gefährdet seien (Hötker et al. 2005; Hötker et al. 2013b).

Die Flugaktivitäten von Greifvögeln sind von **saisonalen Dynamiken** beeinflusst, welche wiederum Einfluss auf die Kollisionsgefährdung nehmen (Barrios und Rodríguez 2004; Camiña 2011), wie auch jährliche Unterschiede in der lokalen Abundanz (Carrete et al. 2012). Migrierende Steinadler (*Aquila chrysaetos*) fliegen nach Ergebnissen von Katzner et al. (2012) eher über flache Landschaft und moderate Hänge, was entsprechende Herausforderungen für die Windparkplanung mit sich bringe (Johnston et al. 2014).

Darüber hinaus scheint das jeweilige saisonbedingte Verhalten Einfluss auf die **Flughöhe** der Tiere zu nehmen. Rotmilane (*Milvus milvus*) bewegen sich vor allem zwischen März und Juni vergleichsweise lange auf Höhe der Rotorblätter (bei einer Narbenhöhe von 100 m), wodurch das Kollisionsrisiko erhöht ist (Hötker et al. 2015; Mammen et al. 2013). Im Herbst und Winter scheinen sich Greifvögel generell näher an Rotoren zu bewegen (Barrios und Rodríguez 2004; Lucas et al. 2008). Das zeigten auch die Ergebnisse von Smallwood (2007) zu Steinadlern (*Aquila chrysaetos*) im Altamont Pass in den USA (308 m ü. Meeresspiegel); wobei dort saisonal ein hohes Aufkommen an Durchzüglern und Nichtbrütern zu verzeichnen ist. Während der Brutzeit gilt der Seeadler (*Haliaeetus albicilla*), wegen seiner **Flugaktivitäten** innerhalb des Rotorbereichs besonders gefährdet (Dahl et al. 2013). Auch in Smøla in Norwegen sind Seeadler besonders während der Brutzeit durch mögliche Kollisionen mit WEA gefährdet (Bevanger et al. 2010). Camiña (2011) kommt zu dem Schluss, dass das Risiko während des Brütens geringer ist im Vergleich zur Migration, der Paarungszeit und der Aufzucht der Jungvögel, da in dieser Zeit für gewöhnlich häufiger gejagt wird (Dürr 2009).

3.2.1.4 Auswirkungen des Verhaltens und der Abundanz

Die spezifische Flughöhe aber auch die Größe des genutzten Habitats kann innerhalb einer Gattung unterschiedlichen sein, folglich bedarf es artspezifischer Betrachtungen. Schuster et al. (2015) haben dargelegt (vgl. **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**), dass Studienergebnisse sowohl eine z.T. deutliche Korrelation zwischen der Entfernung von Adlerhorsten und WEA nachweisen konnten (vgl. Eichhorn et al. 2012; Hötker et al. 2013b), allerdings auch Ergebnisse vorliegen, die keinen Zusammenhang aufzeigen konnten (vgl. Carrete et al. 2012). Ein direkter Zusammenhang zwischen **Abundanz** und Mortalität konnte ebenfalls noch nicht übereinstimmend nachgewiesen werden (Garvin et al. 2011; Lucas et al. 2008; Weitekamp et al. 2015). In der „Altamont Pass Wind Resource Area“ (APWRA) in den USA bspw. wiesen Steinadler (*Aquila chrysaetos*), Rotschwanzbussarde (*Buteo jamaicensis*) und Buntfalken (*Falco sparverius*) die höchsten Mortalitätsraten auf, wengleich die Abundanz von Truthahngiern und Raben höher war in dem Gebiet (Smallwood et al. 2009).

Die **Flugrouten** von Greifvögeln folgen häufig linearen topographischen Besonderheiten (die größere Driftströmungen aufweisen) und entlang bzw. innerhalb von Windkorridoren. Zudem weisen sie eine höhere Abundanz in ihren Jagdgebieten und in der Nähe von **Brutplätzen** auf (Schuster et al. 2015). Auch für WEA-Planungen in der Schweiz sollte auf diesen Aspekt besondere Rücksicht genommen werden.

In Deutschland wurde das Verhalten verschiedener Greifvögel anhand von Telemetriestudien unter-



sucht. So konnten Mammen et al. (2013, S. 93) durch eine Telemetrierung von Rotmilanen (*Milvus milvus*) zeigen, dass ein größtmöglicher Abstand zwischen WEA und Rotmilan-Horst (Homerange) zu einer deutlichen Verringerung des Kollisionsrisikos führt, da ein Großteil der Flugbewegungen in diesem Radius zum Horst stattfindet. Die Autoren empfehlen daher einen Mindestabstand von 1.250 m (Mammen et al. 2013). Bei einer Telemetriestudie zu Seeadlern (*Haliaeetus albicilla*) wurde ein hoher Anteil der Positionen besonderer Altvögel in einer Entfernung bis 3000 m zum Horst nachgewiesen; allerdings erfolgen Kollisionen von Seeadlern mit WEA auch in größerer Entfernung zum Brutrevier, da die Vögel weite Strecken zu den Nahrungsgebieten zurücklegen (Hötker et al. 2013). Auch beim Schreiadler (*Aquila pomarina*) wurde ein Einfluss von WEA auf die Raumnutzung und das Mortalitätsrisiko festgestellt. So sank in mecklenburgischen Schreiadlergebieten mit zunehmender Anzahl von WEA (im Bereich von 3 km um die Horste) die **Reproduktionsleistung** signifikant (Langgemach & Meyburg 2011, S. 174).

Das Flugverhalten, insbesondere während der **Jagd** und Nahrungssuche kann die **Aufmerksamkeit** von Greifvögeln beeinflussen und die Wahrnehmung anderer (Umwelt-) Einflüsse oder anthropogener vertikaler Strukturen reduzieren (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). Aufgrund dessen, dass sich Greifvögel während des Fluges auf den Boden oder tiefer fliegende Vögel konzentrieren, liegen vor ihnen befindliche Gegenstände, wie beispielsweise WEA, oft nicht im Sichtfeld (Orloff et al. 1992; Smallwood et al. 2009). **Lokal vorkommende Greifvögel** fliegen während der Jagd in niedrigeren Höhen und weisen zudem Unterschiede hinsichtlich des Jagd- und Rastverhaltens im Vergleich zu ziehenden Greifvögeln auf, wodurch sie womöglich einem höheren Risiko ausgesetzt sind (Katzner et al. 2012; Schuster et al. 2015). Grundsätzlich besteht im gesamten **Aktionsraum** ein Kollisionsrisiko mit WEA (Hötker et al. 2013).

Individuen derselben Taxa zeigen in Abhängigkeit ihres **Alters** und **Geschlechts** z.T. unterschiedliche Verhaltensweisen und sind folglich unterschiedlich gefährdet (Fijn et al. 2012; Morinha et al. 2014; Schuster et al. 2015; Steinborn et al. 2011). Einerseits wird bei sub-adulten Vögeln ein höheres Kollisionsrisiko erwartet, da diese über weniger Erfahrung verfügen und ihre Flugfertigkeiten (z.B. beim Ausweichen) noch nicht ausgereift sind (Seaton und Barea 2013). Darüber hinaus wird z.T. beobachtet, dass Alttiere die Jüngeren (Sub-adulte) aus ihren Revieren am Rand der Windparks vertreiben, was deren Abundanz innerhalb der Parks erhöht (Dahl et al. 2013; Smallwood et al. 2009). Andererseits seien Altvögel eher in **Interaktionen** involviert als Jungvögel und dementsprechend eher gefährdet (Dahl et al. 2013; May et al. 2010; May et al. 2011; Smallwood et al. 2009). Denn auch (saisonal variierende) Interaktionen untereinander können sich negativ auf die Aufmerksamkeit auswirken und so zu Unachtsamkeit führen, wie Balzflüge oder auch Revierkämpfe (Gove et al. 2013; Schuster et al. 2015). Ergebnisse zu einem Zusammenhang zwischen Alter, Geschlecht und dem korrelierenden Ausmaß an Unachtsamkeit variieren jedoch (Schuster et al. 2015). Die Forschungsergebnisse von Hötker et al. (2015) zeigen deutlich, dass mit 90 % (n=63) in erster Linie Altvögel unter den Kollisionsopfern waren, gefolgt von sub-adulten und Jungvögeln mit jeweils 5 %. Im Süden Afrikas wurde hingegen nur ein geringer Unterschied zwischen der Präsenz von Bartgeier (*Gypaetus barbatus meridionalis*) Altvögeln (55 %) und von Jungvögeln (66 %) in der Höhe der Rotoren identifiziert (Krüger 2015). Ergebnisse wie solche von Camiña (2011) zeigen ebenfalls, welche unterschiedliche Verteilung des Alters unter Kollisionsopfern von Geiern feststellbar sei. So waren im Norden Spaniens mit 75 % mehrheitlich Sub-adulte (Brutvögel) unter den Kollisionsopfern (vgl. Bellebaum et al. 2013), während



in Tarifa 73% der Totfunde Jungvögel waren. Letzteren Befund bestätigend zeigt eine weitere spanische Studie von Lucas et al. (2012a), dass 74 % der kollidierten Geier Jungtiere waren.

3.2.1.5 Verhalten: Vermeidung, Vergrämung und Habitatverlust

In Anbetracht der Kollisionszahlen von Greifvögeln, kann von einem eingeschränkten Ausweichverhalten ausgegangen werden; insbesondere im Vergleich zu beobachteten Meideverhalten von beispielsweise Gänsen (Kap. 3.3). Dennoch scheinen viele Greifvogelarten stöempfindlich auf WEA in der Nähe von Brutplätzen zu reagieren, was bis zur Aufgabe von Brutplätzen führen kann (Gove et al. 2013; Marques et al. 2014).

Beim Bau von Windenergieanlagen kann es durch Störung oder Vertreibung der Vögel zu einer Scheuchwirkung, Vermeidung im Großen (Vögel bleiben Windparks fern z.B. durch Umfliegen) wie im Kleinen (Vögel fliegen in Windparks hinein, weichen aber einzelnen Anlagen aus) kommen (Schuster et al. 2015). Dies kann dazu führen, dass die Vögel auf andere, möglicherweise qualitativ schlechtere, Nahrungsgründe ausweichen müssen oder mehr Energie aufwenden müssen, um den Windpark oder einzelne Anlagen zu umfliegen (Gove et al. 2013; Schuster et al. 2015).

Störungen von Vögeln können theoretisch einen Rückgang in der Abundanz und Anzahl der Nachkommen von Greifvögeln bewirken (Schuster et al. 2015). In Untersuchungen konnte ein solcher Effekt jedoch kaum nachgewiesen werden, wie das Review von Schuster et al. (2015) darlegt. Dabei konnten in Untersuchungen auch keine signifikanten Unterschiede zwischen dem Vorkommen vor bzw. nach dem Bau von WEA nachgewiesen werden. Zu beachten ist jedoch die jeweilige Nähe zu den Nestern sowie Habitateigenschaften, die womöglich verändert werden (ebd.).

Während in einigen Studien kein wesentliches **Meideverhalten** beobachtet werden konnte (vgl. Dahl et al. 2013; Bevanger et al. 2010; Cryan et al. 2014; Johnston et al. 2014), weisen andere Untersuchungen visuelles Erkennen und ausgeprägtes Ausweichverhalten nach (Micro-avoidance) (vgl. Garvin et al. 2011; Hull und Muir 2013). Laut Hull und Muir (2013) steige das beobachtete Meide-/ Ausweichverhalten mit der Projektentwicklung, was auf Gewöhnung schließen ließe. Bei Keilschwanzadlern (*Aquila audax*) war dies sogar bei schlechten Wetterbedingungen mit Regen und starken Winden zu beobachten. Bei guter Sicht wurde beobachtet, dass beispielsweise Steinadler ihre Flughöhe anpassen und so WEA ausweichen (Johnston et al. 2014). Der Rotschwanzbussard (*Buteo jamaicensis*) kollidierte wiederum und auch der Truthahngerier (*Cathartes aura*) zeigte kaum Meideverhalten (Garvin et al. 2011). Die beobachteten Radian in denen Greifvögel WEA Vermeidungsreaktionen zeigen, gelten als variabel und artspezifisch, so u. a. Gove et al. (2013), vgl. Hötter et al. 2005; Pearce-Higgins et al. 2009); zu in der Schweiz gefährdeten Arten Kap. 5. Ein Rückgang in der Meidung sei jedoch bei reduzierter **Rotorgeschwindigkeit** zu beobachten, wobei Greifvögel vermehrt durch Windparks hindurchfliegen (Smallwood und Thelander 2004; Smallwood 2007). Hinsichtlich der hohen Zahlen von Greifvögeln unter gefundenen Kollisionsopfern (Tabelle 1) muss jedoch bislang von einer geringen Anpassung ausgegangen werden.

Speziell zu brütenden Greifvögeln in der Nähe von WEA gibt es nur wenig Literatur (Gove et al. 2013). Diese weisen **Vergrämung** durch WEA von Greifvögeln nach (in der Nähe von Nistgebieten), wenngleich nur vereinzelt Nistplätze innerhalb oder in der unmittelbaren Nähe von Windparks beobachtet wurden (Janss 2000; Dahl et al. 2012). Bei Arten, wie dem Mäusebussard (*Buteo buteo*) wurden tem-



poräre Abundanzreduktionen (Vergrämung) von 40-50 % beobachtet, während andere Arten wie der Turmfalke (*Falco tinnunculus*) dies weniger zeigten (Pearce-Higgins et al. 2009). Einige Beobachtungen zeigen eine Zunahme der Abundanz von einigen Arten (Gove et al. 2013; Schuster et al. 2015). Dabei gehen Autoren wie Smallwood und Thelander (2004) davon aus, dass Turbinen **anziehend auf Vögel wirken**; sei es womöglich bedingt durch Neugierde, das dortige Vorkommen von Beutetieren (siehe Kap. 3.2.2.2) oder die Struktur an sich als Ansitzwarte.

3.2.2 Ort-spezifische Einflussfaktoren

Neben den artspezifischen Eigenschaften nehmen auch die Umgebung, in der eine WEA errichtet wird und das lokale Vorkommen von Arten deutlichen Einfluss auf mögliche Störungen. In einigen Regionen wurden besonders hohe Kollisionsraten beobachtet, so etwa in Spanien von Gänsegeiern (*Gyps fulvus*), im Altamont Pass in Nordamerika von Steinadlern (*Aquila chrysaetos*), Rotschwanzbusarden (*Buteo jamaicensis*) und Buntfalken (*Falco sparverius*), sowie in Norwegen von Seeadlern (*Haliaeetus albicilla*) und in Europa von Rotmilanen (*Milvus milvus*) (Gove et al. 2013). Ortspezifische Faktoren, wie die Qualität des Habitats bezogen auf die jeweilige Art/ Population oder die lokale Landnutzung sowie das vorhandene Nahrungsangebot, können einen signifikanten Einfluss auf die Abundanz nehmen und folglich zu unterschiedlichen Studienergebnissen führen (Steinborn et al. 2011). Einige Ergebnisse lassen den Schluss zu, dass von einer höheren Sensitivität einer Art auszugehen ist, wenn diese in sehr naturnahen Habitaten vorhanden ist. Im Gegensatz dazu sind solche Arten, die in anthropogen-beeinflussten Gebieten leben weniger stör anfällig (Pearce-Higgins et al. 2009).

3.2.2.1 Landschaft

Hinsichtlich des zunehmenden Zubaus an WEA in Waldgebieten wurde in Deutschland das Forschungsprojekt „Bau- und Betriebsmonitoring von Windenergieanlagen im Wald“ initiiert, um einen empirischen Kenntnissgewinn zur Thematik zu gewinnen⁸. Die empirischen Untersuchungen konzentrierten sich auf den Störungseinfluss von WEA auf Brutvogelarten im Wald, wobei von den Greifvogelarten im Wesentlichen der Mäusebussard erfasst wurde. Im Vergleich zur Brutpaardichte in unbeeinflussten Referenzgebieten wurde beim Mäusebussard eine verringerte Dichte in der Nähe der WEA festgestellt, so dass eine gewisse Störwirkung der Anlagen nicht auszuschließen sei (Steinborn et al. 2015).

Im Allgemeinen wird bei Greifvögeln eine hohe Abundanz bei topographischen Besonderheiten und an größeren Driftströmungen innerhalb ihrer Flugrouten, Jagd- und Brutgebiete beobachtet (vgl. Kapitel 3.2.1; (Marques et al. 2014; Schuster et al. 2015). Ferner scheinen Greifvögel wie der Steinadler (*Aquila chrysaetos*) im Offenland an steilen Hängen und Klippen, wie sie auch in der Schweiz vorkommen, niedriger zu fliegen (Katzner et al. 2012; Johnston et al. 2014). Hötter et al. (2005) gehen sogar davon aus, dass es in bergigen Landschaften zu mehr Kollisionen kommt im Vergleich zum Offenland.

In der „Altamont Pass Wind Resource Area“ (USA) haben Thelander et al. (2003) beobachtet, dass

⁸ <http://www.arsu.de/themenfelder/windenergie/projekte/bau-und-betriebsmonitoring-von-windenergieanlagen-im-wald>



Rotschwanzbussarde (*Buteo jamaicensis*) häufiger an WEA kollidieren, die auf Kammspitzen oder in Senken situiert sind, während bei Steinadlern höhere Mortalitätsraten an WEA an Hängen zu verzeichnen waren. Camiña (2011) zufolge, fliegen Greifvögel näher an Rotorblätter heran, wenn orographische Aufwinde an nahegelegenen Hängen zu verzeichnen sind, wodurch auch das Kollisionsrisiko steigt.

3.2.2.2 Nahrungsgründe

Ein hohes Vorkommen an **Beutetieren** lockt Greifvögel in Windparks; vgl. **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** Zu diesen Gebieten zählen vor allem landwirtschaftlich geprägte Regionen mit niedriger Vegetation aber auch Ruderalvegetation (Bellebaum et al. 2013; Dürr 2009; Mammen et al. 2011). Beispielsweise werden durch Kuhdung (Kühe halten sich gern am Fuße von WEA auf) oder auch unmittelbar nach der Mahd Beutetiere wie Grashüpfer und Echsen angelockt (Schuster et al. 2015). Eine erhöhte Abundanz an Beutetieren oder auch Aaß (bspw. Kollisionsopfer) locken folglich potentiell Greifvögel in Windparks (Camiña 2011; Dürr 2009; Schuster et al. 2015). So waren die höchsten Mortalitätsraten von Kanincheneulen (*Athene cunicularia*) dort am höchsten, wo die Dichte des Kalifornischen Ziesel (*Spermophilus beecheyi*) am höchsten war (in einem Radius von 15 m um WEA) (Smallwood 2007). Zudem seien Greifvögel während der Jagd in Windparks durch Unaufmerksamkeit einem höheren Kollisionsrisiko ausgesetzt (Schuster et al. 2015 (2015); vgl. Orloff et al. 1992; Smallwood et al. 2009).

Nahrungsgründe von Steinadlern befinden sich für gewöhnlich in der Nähe der Nistplätze. In Schottland beispielsweise haben McGrady et al. (2002) 98 % der Flugbewegungen des Steinadlers innerhalb eines Radius von <6 km beobachtet. In Kombination mit dem Wissen um bevorzugte Jagdgebiete (u.a. an Bergrücken; Nahrungsvorkommen) und den entsprechenden Flugrouten zwischen Nist- und Jagdrevier sowie Migrationsrouten können solche Gebiete mit erhöhtem Kollisionsrisiko identifiziert werden (McLeod et al. 2002).

3.2.2.3 Witterung

Das Wetter kann die Wahrscheinlichkeit von Kollisionen ebenfalls beeinflussen (vgl. Tabelle 5). Aufgrund der Eigenschaften ihres Fluges (langes Gleiten), sind Wetterbedingungen, vornehmlich Windströmungen und Aufwinde (bedingt durch umgebende Topographie) wie auch die Temperatur wichtige Einflussfaktoren hinsichtlich des Flugverhaltens bzw. der Manövrierfähigkeit von Greifvögeln (Schuster et al. 2015). Schlechte Wetter- bzw. Sichtbedingungen mit Nebel, Wind und Regen sowie in dunklen Nächten können zu einem erhöhten Kollisionsrisiko führen, da die Wahrnehmbarkeit der Anlagen reduziert ist (Gove et al. 2013; Langston und Pullan 2003). Greifvögel fliegen tendenziell auch seltener bei starkem **Windaufkommen** (Smallwood et al. 2009). Neben der Windgeschwindigkeit beeinflusst auch die Windrichtung die Manövrierfähigkeit (Langston und Pullan 2003). Im Falle eines Windparks in den Rocky Mountains wurde beobachtet, dass das Kollisionsrisiko von migrierenden Steinadlern mit zunehmender Windgeschwindigkeit abnahm, aber bei Gegen- und Rückenwind anstieg (Johnston et al. 2014). Darüber hinaus zeigen Barrios und Rodríguez (2004), dass Gänsegeier vergleichsweise häufig mit WEA kollidierten und das bei eher geringem Windaufkommen und trotz guter Sichtverhältnisse. Ursächlich sei in dem Fall die schlechte Manövrierfähigkeit auch durch schwächere Aufwinde (Thermische Konvektion). In den Wintermonaten (in Gibraltar) wurde bspw.



bei Gänsegeiern beobachtet, dass sie Aufwinde an Hängen nutzen, die jedoch jahreszeitlich bedingt nicht mehr stark genug seien um die Vögel in große Höhen über die WEA aufsteigen zu lassen (Barrios und Rodríguez 2004; Marques et al. 2014). Auch Lucas et al. (2008) kommen zu dem Schluss, dass die Manövrierfähigkeit bei geringen Windgeschwindigkeiten nachteilig beeinflusst wird. Bei der Standortwahl von WEA an solchen geographischen Formationen muss daher von einem erhöhten Risiko ausgegangen werden (Pennycuick 1989), welches im Falle der Schweizer Gegebenheiten (Temperatur, Winde) Berücksichtigung finden sollte. Bei vergleichsweise niedrigen **Temperaturen** wurde beobachtet, dass Greifvögel in niedrigeren Höhen fliegen und somit potenziell eher in den Herbst- und Wintermonaten gefährdet sind mit WEA zu kollidieren.

3.2.3 Anlagenbedingte Faktoren und Zusammenhänge

Beeinflusst wird die Wahrnehmung von Windparks in der Umwelt auch durch die Höhe der Anlagen, die Länge der Rotoren und die Breite der Anlage als auch durch das jeweilige Micrositing, d.h. die detaillierte Anordnung der einzelnen WEA in einem Windpark (Schuster et al. 2015). Auch die Höhe der Anlage und die korrespondierende Größe der Rotorfläche (vom Rotor bestrichene Fläche - rotor swept area) nehmen vermutlich Einfluss auf die Kollisionsraten (Marques et al. 2014). Relevant sind dahingehend die artspezifischen erhaltensweisen wie die bevorzugte Flughöhe. Von Greifvögeln werden vertikale Strukturen (wie WEA), insbesondere auf Feldern zum Rasten und als Aufsitzplatz beim Jagen angefliegen, was ihnen einerseits einen Vorteil bei der Jagd verschafft, andererseits eine Gefahrensituation darstellt (Marques et al. 2014; Schuster et al. 2015).

3.2.3.1 Anlageneigenschaften

Nicht ausgeschlossen wird weiterhin, dass die Rotorgeschwindigkeit (Umdrehungen je Minute) Einfluss auf das Kollisionsrisiko von Vögeln nimmt (Thelander et al. 2003). Dabei müssen jedoch weitere Faktoren mit in Betracht gezogen werden, wie die Größe der Turbine, die Höhe der Anlage und der Rotordurchmesser, welcher maßgeblich für die Blattgeschwindigkeit an der Spitze ist (Marques et al. 2014; Thelander et al. 2003).

Von Bedeutung scheint die Sichtbarkeit der Rotorblätter. Wenn sie sich mit zunehmender Geschwindigkeit drehen, kommt es zur Bewegungsunschärfe (motion blur effect; wobei sich Bilder zu schnell bewegen, um vom Gehirn verarbeitet werden zu können), wodurch das bewegte Objekt weniger sichtbar erscheint (Marques et al. 2014). Dieser mit sinkender Entfernung zunehmende Effekt tritt sowohl bei kleineren Anlagen mit hoher Rotorgeschwindigkeit auf, als auch bei neueren und größeren Anlagen, die eine hohe Geschwindigkeit der Blattspitzen aufweisen (ebd.). In einer Studie waren Buntfalken nicht immer in der Lage (bei verschiedenen Lichtverhältnissen) die rotierenden Turbinenblätter wahrzunehmen (Marques et al. 2014; McIsaac 2001).

Bei Greifvögeln bzw. Thermikseglern wie Milanen und Bussarden steigt das Kollisionsrisiko mit zunehmender Anlagenhöhe und -größe (und somit einem größeren Raumanspruch der Anlagen auch bei gleichbleibenden Rotordurchmesser) z.T. signifikant, mit Ausnahme der Wiesenweihe die für gewöhnlich unterhalb von 50 m fliegt (Barclay et al. 2007; Grajetzky und Nehls 2013; Hötter et al. 2013b; Lucas et al. 2008; Rasran und Dürr 2013; Bulling et al. 2015). Grajetzky und Nehls (2013) haben beobachtet, dass die Flugaktivität (von Wiesenweihen) auf Höhe der Rotoren um 50 % abnahm, als die Nabenhöhe von 100 m um 20-30 m angehoben wurde. Die Autoren legen jedoch auch dar,



dass die Daten, die in Norddeutschland erhoben wurden sehr wahrscheinlich in Süddeutschland abweichen werden; für die Schweiz folglich ebenso.

3.2.3.2 Windpark-Konfiguration

Hinsichtlich der Windparkkonfiguration, des Microsittings (siehe Kap. 0), haben Larsen & Madsen (2000) klare Vorteile einer linearen Anordnung innerhalb eines kleinen Clusters identifiziert. Ebenso kommen Marques et al. (2014) zu dem Schluss, dass eine Anordnung von WEA quer zu den Flugrouten von Vögeln ein größeres Kollisionsrisiko hervorrufe. Einzelne Anlagen in der Altamont Windparkregion (USA), die sich am Rand und in der Nähe von lokalen Clustern befanden, wiesen eine deutlich höhere Anzahl von Kollisionsopfern auf (Smallwood und Thelander 2004). Zudem scheinen serienmäßig arrangierte WEA, die eine Art Wind-Wand bilden, sicherer zu sein, da so eine bessere Wahrnehmung der Anlagen als Hindernis möglich sei. Demgegenüber stehen allerdings Studien wie jene von Lucas et al. (2012a), die keinerlei Einflüsse der Positionierung einzelner WEA fanden. Neuere und größere Anlagen bedürfen aus technischer Sicht eines größeren Abstands zwischen den einzelnen Anlagen. In Griechenland wurde jedoch beobachtet, dass Greifvögel weit auseinander stehende WEA nicht als „Wand“ wahrnehmen und somit eher den Raum zwischen ihnen queren (Cárcamo et al. 2011; Marques et al. 2014) (vgl. Kap. 4.2). Anhand der Konfiguration eines Windparks kann also Einfluss auf das Kollisionsrisiko genommen werden. Dazu bedarf es jedoch detaillierter Kenntnisse (und evtl. Monitoring) zum artspezifischen Verhalten (siehe auch Kap. 4.2).



3.3 Auswirkungen auf Brut- und Gastvögel

Einige Autoren gehen von einer höheren Betroffenheit von Gastvögeln aus in Vergleich zu Brutvögeln (Hötker 2006; Reichenbach und Steinborn 2006). Aufgrund dessen, dass Rastplätze oftmals mit windhöufigen Gebieten zusammenfallen, können entsprechende Auswirkungen nicht vernachlässigt werden (Isselbacher & Isselbacher 2001; Schuster et al. 2015). Eine Studie aus Großbritannien hat gezeigt, dass WEA höchstwahrscheinlich keinen negativen Einfluss auf überwinternde Kulturlandschaftsvogelarten haben (Devereux et al. 2008). Hinsichtlich möglicher Störungen verschiedener Vogelarten durch die WEA-Entwicklung gibt es noch große Kenntnislücken. Die Scheuchwirkung oder Meidung kann dabei u.a. daraus resultieren, dass die Anlagen als potenzielle Aufsitzwarten von Greifvogel und somit als Gefahrenquelle wahrgenommen werden können oder auch als Unbekanntes gemieden werden (Schuster et al. 2015). Der **Barriereeffekt** kann sowohl auf Brut- als auch auf Gastvögel Einfluss nehmen, wenn beispielsweise der Weg zwischen Nahrungs- und Rastgründen blockiert ist (Schuster et al. (2015); vgl. Tabelle 5). Eine Kollisionsopfersuche (Forschungsprojekt GRESS⁹), die in drei Jahren (2012-2014) in wöchentlichem Rhythmus (12 Wochen pro Jahr und Windpark im Frühjahr oder Herbst) in Deutschland durchgeführt wurde, ergab z.B. 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 (*Columba palumbus*), Stockente (*Anas platyrhynchos*) und Mäusebussard (*Buteo buteo*) (vgl. Kap. 3.2) gefunden.

Kumulative Effekte können insbesondere dann auftreten, wenn mehrere Windparke auf dichtem Raum errichtet werden und mögliche Ausweichhabitate ebenfalls anthropogen verändert wurden. Signifikante Auswirkungen durch kumulative Effekte vermuten Pearce-Higgins et al. (2008) zum Beispiel im Falle der Goldregenpfeifer (*Pluvialis apricaria*) Populationen in Schottland. Neben nicht-standardisierten Methoden und nur wenigen statistisch geprüften Vergleichen beeinflussen auch die variierenden lokalen Bedingungen die Untersuchungsergebnisse, wie sich ändernde Habitate und Bewirtschaftungsmethoden (Pearce-Higgins et al. 2012; Schuster et al. 2015). Madsen und Boertmann (2008) weisen darauf hin, dass kumulative Effekte nur durch Langzeitstudien beobachtet werden können.

Tabelle 5. Verbreitete Hypothesen zur Auswirkungen von Windenergie auf Brut- und Gastvögel (Schuster et al. 2015) (bearbeitet; grau: weitestgehend bestätigte/belegte Hypothesen)

Hypothesis	In Kap.	Plausible/supported	Implausible/not-supported
Construction effects			
Displacement of birds	3.3.1.4	Drewitt & Langston 2006 ^h ; Pearce-Higgins et al. 2012*; Steinborn et al. 2011 ^h	Pearce-Higgins et al. 2012*; Steinborn et al. 2011 ^h
Facility caused effects			
Increased turbine height increases effects (avoidance, collision risk)	3.3.3.1	Hötker 2006 ^h (resting birds)	Barclay et al. 2007*; Everaert 2014*; Hötker 2006 ^h (breeding birds); Pearce-Higgins et al. 2012*; Stewart et al. 2007 ^h

⁹ „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.



Hypothesis	In Kap.	Plausible/supported	Implausible/not-supported
Operation effects			
Resting species show avoidance behavior near turbines	3.3.1.4	Devereux et al. 2008* (common pheasant); Fijn et al. 2012*; Hötker et al. 2005 ^δ ; Steinborn et al. 2011 ^δ ; Stevens et al. 2013*	Devereux et al. 2008*; Stevens et al. 2013*
Breeding densities increase with increasing distance to turbines	3.3.1.4, 3.3.2.1	Leddy et al. 1999*; Pearce-Higgins et al. 2009*; Winder et al. 2014*; Zeiler & Gruenschachner-Berger 2009*	Douglas et al. 2011*; Lucas et al. 2005*; Steinborn et al. 2011 ^δ ; Steinborn & Reichenbach 2012*
Decrease in comfort behavior of some species near turbines	3.3.1.4	Steinborn et al. 2011 ^δ	
Birds adapt to wind farms and show signs of habituation	3.3.1.4	Madsen & Boertmann 2008*	Hötker et al. 2005 ^δ ; Rydell et al. 2012 ^h
Enhanced effects due to species characteristics			
Resting birds are more sensitive to wind turbines than breeding birds (avoidance)	3.3.1.2	Hötker et al. 2005 ^δ ; Reichenbach & Steinborn 2006 ^δ ; Steinborn et al. 2011 ^δ	
Collision risk is species-specific	0	Drewitt & Langston 2006 ^h ; Everaert 2014*; Grünkorn et al. 2009*; Gue et al. 2013*; Morinha et al. 2014*	
Minor risk of collision for species that spend most of the time on the ground (in particular <i>Galliformes</i>) / outside the rotor-swept zone	3.3.1.3	Brennan et al. 2009 ^ψ ; Gue et al. 2013*; LeBeau et al. 2014*; Pruett et al. 2009b*; Sandercock et al. 2013 ^δ ; Winder et al. 2013*	Falkdalen Lindahl et al. 2013 ^ψ
Displacement is species-specific	0	Devereux et al. 2008*; Pearce-Higgins et al. 2009*; Stevens et al. 2013*	
Species that commute between two habitats (e. g. resting and foraging) are at higher collision and displacement risk	3.3.2.2	Drewitt & Langston 2006 ^h ; Hötker et al. 2005 ^δ ; Langgemach & Dürr 2013 ^δ ; Pearce-Higgins et al. 2008*	
Enhanced effects due to spatial/ site characteristics			
Land use can have higher impacts on breeding bird abundances than wind turbines		Steinborn et al. 2011 ^δ ; Steinborn & Reichenbach 2012*	

Unterscheidung in verschiedene Arten der Publikationen; peer-reviewed Artikel (*), peer-reviewed Synthese (^h), Studie/Bericht (^δ), und Konferenzbeiträge (^ψ)

3.3.1 Baubedingte Auswirkungen

Habitatveränderungen durch WEA-Baustellen führen in der Regel zur Verscheuchung von Vögeln und in einigen Studien auch zu temporärer Meidung oder dauerhafter Vergrämung jener Orte, wie Schuster et al. (2015) aufzeigen. Neben den zu erwartenden negativen Einflüssen wurden jedoch auch positive beobachtet. Pearce-Higgins (2012) bspw. konnte eine Zunahme von Schwarzkehlchen (*Saxicola rubicola*), Feldlerchen (*Alauda arvensis*) und Wiesenpiepern (*Anthus pratensis*) in der Nähe einer WEA-Baustelle beobachten. Die Autoren erklären dies mit einer Verbesserung der Habitatqualität für diese Arten, durch Zurückschneiden der Vegetation. Die Studie von Steinborn et al. (2011a) konnten bei Kiebitz und Großem Brachvogel Revieraufgaben infolge baubedingter Störungseinflüsse zeigen. Artspezifische Faktoren und Zusammenhänge



Die Mehrheit bekannter Ergebnisse (vgl. Schuster et al. 2015) lassen bislang darauf schließen, dass es durch WEA zu keinen populationswirksamen Auswirkungen auf Brut- und Gastvögel gekommen ist, sondern Arten am zahlreichsten unter den Totfunden waren, deren Populationsgrößen in der Untersuchungsregion herausstanden (vgl. Grünkorn et al. 2009; Zimmerling et al. 2013). Dennoch können populationswirksame Auswirkungen durch Störwirkungen wie Habitatveränderungen nicht generell ausgeschlossen werden.

3.3.1.1 Sensoren/ Wahrnehmung

Eine Untersuchung von Dürr (2011) im Offenland hat gezeigt, dass die Farbe des Turmes Kollisionsraten entscheidend beeinflussen kann. So wurden im Gegensatz zu den weißen oder grauen Türmen keine Kollisionsopfer bei **grünen Türmen** gefunden. Dies stärkte den Kontrast zur Umgebung und verbesserte die Sichtbarkeit und somit die Wahrnehmbarkeit der Anlagen.

3.3.1.2 Einfluss der Phänologie

Ergebnisse zu saisonalen Dynamiken und Artspezifika sind in den von Schuster et al. (2015) untersuchten Studien z.T. widersprüchlich; beobachtete Meideradien für Brachvögel (*Numenius arquata*) betragen z. B. 50-800 m. Aufgrund eines knapperen Nahrungsangebots im Winter verringern Arten wie beispielsweise der Zwergschwan ihren Meidungsabstand zu Windparks (Fijn et al. (2012). Bedingt durch das saisonal unterschiedliche Verhalten und die dementsprechende Habitatnutzung wird ein höheres Störungsrisiko von Gastvögeln im Vergleich zu Brutvögeln beschrieben (siehe auch Tabelle 5); wenngleich Erstere auf andere verfügbare Nahrungsgebiete ausweichen können und Brutvögel (i. d. R.) an ihr Brutgebiet gebunden sind (Schuster et al. 2015).

3.3.1.3 Auswirkungen des Verhaltens

Die spezifische Flughöhe aber auch die Größe des **genutzten Habitats** variiert artspezifisch. So haben Gue et al. (2013) beobachtet, dass beispielsweise die Blauflügelente (*Anas discors*) nicht mit WEA kollidierte, die Stockente (*Anas platyrhynchos*), die ein kleineres Habitat nutzt (und demnach kürzere Distanzen zurücklegt), hingegen schon. Als weiterer Einflussfaktor ist die **Flughöhe** zu nennen. Für Arten die vornehmlich am Boden leben, wie Raufußhühner (*Tetraoninae*) oder Präriehühner (*Tympanuchus cupido*), ist die Gefahr mit Rotorblättern zu kollidieren naturgemäß gering (Brennan et al. 2009; Pruett et al. 2009b; Winder et al. 2013). Wegen ihrer geringen Flughöhe ist es für einige Arten wahrscheinlicher mit dem Anlagenfuß zu kollidieren, wie beobachtet beim Schottischen Moorschneehuhn (*Lagopus lagopus scoticus*) in Schweden (Falkdalen Lindahl et al. 2013) und beim Birkhuhn (*Tetrao tetrix*) in Österreich (Falkdalen Lindahl et al. 2013; Zeiler und Gruenschachner-Berger 2009). Verhaltensunterschiede innerhalb einer Art können zum einen durch **Alter** bedingt sein, wie bei Kiebitzen (*Vanellus vanellus*) oder durch das **Geschlecht**, wie das höhere Kollisionsrisiko von männlichen Feldlerchen (*Alauda arvensis*) während des Balzfluges aufweise (Morinha et al. 2014; Schuster et al. 2015).

3.3.1.4 Verhalten: Vermeidung und Anpassung

Der Bau von Windenergieanlagen bedingt keine großen Habitatverluste, im Zusammenhang mit dem direkten Flächenverbrauch. Durch Störung oder Vertreibung der Vögel, kann es jedoch zu Makro-Avoidance (Vögel bleiben Windparks fern z.B. durch Umfliegen), Mikro-Avoidance (Vögel fliegen in



Windparks hinein aber weichen einzelnen Anlagen aus) oder dauerhafter Vergrämung kommen (Schuster et al. 2015). Folglich kann dies dazu führen, dass die Tiere auf andere, möglicherweise qualitativ schlechtere, Nahrungsgründe und Raststätten ausweichen müssen (Rees 2012).

Arten, wie Raufußhühner sind bekannt dafür Habitate zu wählen, in denen nur wenig vertikale Strukturen zu finden sind; so wurde **Vergrämung** beim Birkhuhn (*Tetrao tetrix*) in Österreich an WEA beobachtet (Zeiler und Gruenschachner-Berger 2009). Auch größere und schlechter manövrierfähige Arten, wie der Fasan, waren seltener in der Nähe von WEA in Großbritannien zu beobachten (Devereux et al. 2008). Ob jedoch der Bruterfolg stets mit steigender Entfernung zu WEA steigt, ist noch unklar (Tabelle 5).

Im Rahmen des bereits erwähnten Forschungsprojektes „PROGRESS“¹⁰ wurden wesentliche Grundlagen zur Quantifizierung des Vogelschlags an WEA ermittelt. In 47 deutschen Windparks erfolgten Kollisionsopfersuchen sowie Sicht- und Verhaltensbeobachtungen. 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 **Meideverhalten** 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 gab (Weitekamp, Timmermann & Reichenbach 2015). Unklar ist, in wie weit das Wetter, die Windparkgröße sowie Anlagenanordnung, Gewöhnung und kumulative Auswirkungen durch mehrere Windparks Einfluss auf das Meideverhalten von Vögeln nehmen (Rees 2012).

Ausweichendes Flugverhalten (Micro-Avoidance) konnte bislang bei Möwen, Zwergschwänen (*Cygnus bewickii*) und Kiebitzen (*Vanellus vanellus*) beobachtet werden (vgl. Everaert 2014; Fijn et al. 2012; Schuster et al. 2015; Steinborn und Reichenbach 2011b). In allen acht untersuchten Studien, die von Rees et al. (2012) analysiert wurden, konnten veränderte Flugrouten bei Schwänen und Gänsen zu ihren Winterquartieren beobachtet werden. Die Abweichungen reichten von ein paar hundert Metern bis 5 km; die Autoren merkten jedoch auch an, dass die Stichprobengröße klein war.

Unklar ist, ob die Anzahl wiederkehrender Vögel (zu ihren Überwinterungsgebieten) durch Windparks negativ beeinflusst wird. Überwinternde Kulturlandschaftsvogelarten in Großbritannien haben dagegen keine Anzeichen von **Gewöhnung** gezeigt. Dies wurde bspw. bei Untersuchungen zum Verhalten von Feldlerchen (*Alauda arvensis*) in Deutschland deutlich (Steinborn und Reichenbach 2011a). In einer 10-jährigen Studie zu Kurzschnabelgänsen (*Anser brachyrhynchus*) wurde ein **Gewöhnungseffekt** beobachtet, da sie ihren Abstand zu den WEA mit der Zeit reduzierten bis sie sogar im Windpark auf Nahrungssuche gingen (Madsen und Boertmann 2008). Madsen und Boertmann (2008) folgern, dass es durchaus möglich sei, dass sich auch andere Arten an WEA gewöhnen, wenn es selbst bei der scheuen Kurzschnabelgans (*Anser brachyrhynchus*) beobachtet werden konnte.

¹⁰ „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.



Noch nicht geklärt ist, ob die **Scheuchwirkung**, die von hohen, vertikalen Installationen bei Vögeln hervorgerufen werden kann zur Meidung oder (dauerhaften) Vergrämung und folglich zu Habitatverlust führen kann (Walters et al. 2013). Insbesondere für Raufußhühner scheint eine große Scheuchwirkung von vertikalen Strukturen auszugehen (Pruett et al. 2009a; Schuster et al. 2015). Systematische Zusammenhänge zwischen dem Verhalten von Vögeln und der Leistung, Höhe oder Anzahl der Anlagen konnten bislang nicht hergestellt werden (Schuster et al. 2015).

3.3.2 Ort-spezifische Einflussfaktoren

Ort-spezifische Faktoren, wie die Qualität des Habitats bezogen auf die jeweilige Art oder die lokale Landnutzung sowie das vorhandene Nahrungsangebot, können einen signifikanten Einfluss auf die Abundanz nehmen (Steinborn et al. 2011). Einige Ergebnisse lassen den Schluss zu, dass von einer höheren Sensitivität einer Art auszugehen ist, wenn diese in sehr naturnahen Habitaten vorhanden ist. Im Gegensatz dazu sind solche Arten, die in anthropogen-beeinflussten Gebieten leben, womöglich weniger störanfällig (Pearce-Higgins et al. 2009).

3.3.2.1 Landschaft

Im Rahmen eines Forschungsprojektes zu WEA in Wäldern wurden in Deutschland die Auswirkungen von Windkraftanlagen im Wald auf die **Brutvogelgemeinschaften** in 12 Windparks untersucht¹¹. Dabei wurden Brutvögel in verschiedenen Radien um die Windkraftanlagen im Wald erfasst und die Bestände mit denen in geeigneten Referenzgebieten verglichen (impact reference-design). Weitere Untersuchungsansätze waren das impact-gradient- und before-after design. Die vorläufigen Ergebnisse der Studie zeigen, dass die Artenzusammensetzungen in den untersuchten Windparks mit denen der Referenzgebiete vergleichbar waren. Es konnten keine Veränderungen der typischen Waldvogelzönose im Bereich der Windparks nachgewiesen werden. Bei einzelnen Waldvogelarten (Spechte, Waldlaubsänger, Mäusebussard) wurde allerdings eine verringerte Brutpaardichte in der Nähe der WEA festgestellt, so dass eine gewisse artspezifische Störwirkung der Anlagen anzunehmen ist (Steinborn et al. 2015). Im Offenland sind Störungs- und Vertreibungswirkungen bereits wesentlich besser untersucht als im Wald. Insbesondere zu den Arten Kiebitz und Feldlerche liegen eine Reihe von Untersuchungen zu den Reaktionen auf WEA vor (z.B. Steinborn und Reichenbach 2011a; Gove et al. 2013; wie zuvor beschrieben. Detailliertere Informationen zur Feldlerche siehe Kap. 5.2.1 und 5.2.2).

Internationale Untersuchungen zeigen, dass bspw. Grauammern (Deutschland), Rebhühner (Österreich) oder auch Birkhühner (Österreich) von Ruderalflächen, wie sie in der Nähe von WEA vorkommen, angezogen werden können (im Vergleich zu den tendenziell eher durch Monokulturen geprägte Landschaft). Darüber hinaus werden auch Schotterflächen von Vögeln wie der Grauammer favorisiert, die kleine Steine schlucken um Nahrung besser verdauen zu können (Grünschachner-Berger und Kainer 2011; Bulling et al. 2015; Worm 2014). Bedingt durch das erhöhte Aufkommen von Insekten in solchen Flächen jagen auch vermehrt Feldlerchen und Neuntöter in der Nähe von WEA (Worm 2014).

¹¹ „Bau- und Betriebsmonitoring von Windenergieanlagen im Wald“ im Auftrag des Bundesministeriums für Wirtschaft und Energie. <http://arsu.de/themenfelder/windenergie/projekte/bau-und-betriebsmonitoring-von-windenergieanlagen-im-wald>



3.3.2.2 Flugrouten

Der Barriereeffekt kann sowohl auf Brut- als auch auf Gastvögel wirken, wenn der Weg zwischen Nahrungs- und Rastgründen blockiert ist. Folglich besteht ein höheres Risiko für Arten, die Windparks täglich während der Migration passieren müssen, wie häufig Gänse, Watvögel und Kraniche (*Grus grus*) (Hötker et al. 2005). Auch der Schwarzstorch (*Ciconia nigra*), der bis zu 20 km zwischen Brutplatz und Nahrungsgebiet zurücklegt, ist davon betroffen (Langgemach und Dürr 2015); ein erhöhter Energieaufwand für ein Umfliegen oder auch mögliche Kollisionen können die Folge sein (Langgemach und Dürr 2013). Zu Auswirkungen aufgrund der benötigten Energie zum Ausweichen bedürfte es zunächst weiterer Forschung (Schuster et al. 2015; Langgemach und Dürr 2013).

3.3.3 Anlagenbedingte Faktoren und Zusammenhänge

3.3.3.1 Anlageneigenschaften

Hötker et al. (2005) haben beschrieben, dass **Brutvögel** weniger kollisionsgefährdet sind, umso höher die WEA sind (bzw. der Abstand des Rotorbereichs vom Grund). Die Ergebnisse anderer Studien zur Abhängigkeit des Kollisionsrisikos von der Höhe der WEA sind jedoch widersprüchlich, so dass der Zusammenhang auch art- und ortsspezifisch ist (Marques et al. 2014, S. 45). Ein Einflussfaktor sei jedoch die Geschwindigkeit des Rotors bzw. der Spitzen der Rotorblätter, wobei es bei höheren Rotationsgeschwindigkeiten zu erhöhten Kollisionsraten komme ähnlich wie bei u.a. Fledermäusen (vgl. Kap. 3.1.3.1) (ebd.). Bei **Gastvögeln** seien mit zunehmender Höhe der WEA eher negative Auswirkungen zu erwarten, da Gastvögel ihren Meidungsabstand vergrößern (Hötker et al. 2005).

3.3.3.2 Windpark-Konfiguration

Vor allem Brut- und Gastvögel können durch den **Barriereeffekt** der von WEA ausgeht, negativ beeinflusst werden (wie zuvor beschrieben), insbesondere wenn die Anlagen zwischen Brut- und Nahrungsgebieten positioniert sind (Schuster et al. 2015). Auf Grundlage dessen ist in der Nähe von Raufußhühner-(wegen ihrer Störanfälligkeit), Watvogel-, Kranich- (*Grus grus*) und Schwarzstorchhabitaten (*Ciconia nigra*) besondere Vorsicht geboten (Hötker et al. 2005; Langgemach und Dürr 2013). Hinsichtlich der Windparkkonfiguration, des **Microsittings** (siehe Kap.4), haben Larsen & Madsen (2000), klare Vorteile einer linearen Anordnung innerhalb kleiner Clusters identifizieren können. Weiterhin lassen sich laut der Autoren Einflüsse durch Infrastrukturbündelung reduzieren; wie beispielsweise der Errichtung eines Windparks in der Nähe von Straßen (Larsen und Madsen 2000).

3.3.3.3 Befeuerung

Im Gegensatz zu nachts ziehenden Vögeln (s. Kap.3.4) scheinen lokale Brutvögel womöglich weniger durch die Befeuerung von WEA beeinflusst zu werden, da sie häufig bereits an anthropogene Lichtquellen gewöhnt sind und keine magnetische Orientierung benötigen (Marques 2014, S. 46). Eindeutige Belege fehlen jedoch noch.



3.4 Auswirkungen auf ziehende Vögel

Unter den Vögeln zählen neben den Greifvögeln und großen Thermikseglern auch einige Zugvogelarten zu den kollisionsgefährdetsten Arten (Langston und Pullan 2003). Wenngleich Millionen Zugvögel unterwegs sind (in Deutschland wird von jährlich einer halben Milliarde ausgegangen, Hüppop et al. 2013), konnten bislang keine erheblichen Kollisionen von ziehenden Vögeln beobachtet werden. In Minnesota jedoch machten migrierende Arten mehr als zwei Drittel der Kollisionsopfer aus (Johnson et al. 2002 in Marques et al. 2014). Eine Kollisionsgefahr gehe insbesondere während des Abhebens und Landens in der Nähe von WEA aus, sowie bei schlechten Wetterbedingungen (Gove et al. 2013). Dennoch ist wenig bekannt zu den Auswirkungen von WEA auf tag- wie nachziehende Zugvögel. In den Fallstudien, die sich damit befassen, wurden zudem mehrheitlich offshore WEA betrachtet und nicht Windparks an Land (Schuster et al. 2015).

Dennoch können einige Zusammenhänge bzw. Wirkmechanismen von Risikofaktoren aufgegriffen werden können. Für Zugvögel stellen Kollisionen die wahrscheinlichste Form von Auswirkungen durch WEA dar (Schuster et al. 2015; Hüppop et al. 2006; Aumüller et al. 2011). Wegen der erschwerten Erhebung von Kollisionsopferzahlen auf See ist die Kenntnis um Faktoren, die das Migrations- und Ausweichverhalten beeinflussen, umso wichtiger (Aumüller et al. 2011; Hüppop et al. 2006). Solche Faktoren werden im Folgenden so weit möglich auch mit Blick auf WEA an Land betrachtet und durch weitere Quellen ergänzt, zumal viele Zugvögel beide Habitate während der Migration zwischen Brut- und Überwinterungsplätzen überfliegen (Aschwanden et al. 2011). Wenngleich Vogelzug das ganze Jahr über stattfindet, so beschränken sich die Hauptmigrationen auf wenige Zeitpunkte während der Sommer- und Herbstmigration (Aschwanden et al. 2013; Hill et al. 2014; Hüppop et al. 2006; Tabelle 6).

Tabelle 6. Verbreitete Hypothesen zur Auswirkungen von Windenergie auf ziehende Vögel (Schuster et al. 2015) (bearbeitet; grau: weitestgehend bestätigte/belegte Hypothesen)

Hypothesen		In Kap.	Plausible/supported	Implausible/not-supported
Increase of potential collision risk				
Times of high bird abundance	Migration peaks in spring & autumn	3.4.1.3	Hein et al. 2011a [*] ; Hill et al. 2014 ^δ ; Hüppop et al. 2004 [*] , 2006 [*] ; van de Laar 2007 ^δ : gas platform	
	Majority: nocturnal migrants (esp. songbirds, ducks)	3.4.1.3	Aumüller et al. 2011 [*] ; Christensen et al. 2004 ^δ ; Hill et al. 2014 ^δ ; Hüppop et al. 2004 [*] , 2012 [*]	Plonczkier & Simms 2012 [*] : pink-footed geese
	Few mass-migration events per year	3.4.1.3	Aumüller et al. 2011 [*] ; Hüppop et al. 2004 [*] , 2006 [*] , 2012 [*] ; Nilsson et al. 2006 [*] : blue tit	
Weather patterns in departure area trigger migration activity	Tailwinds		Aumüller et al. 2011 [*] ; Hüppop et al. 2004 [*] , 2006 [*] ; Nilsson et al. 2006 [*] ; Pettersson & Fågelvind 2011 ^δ ; Plonczkier & Simms 2012 [*]	Nilsson et al. 2006 [*] : regular migrants less influenced than partial
	Low cloud cover	3.4.2.3	Nilsson et al. 2006 [*] : blue tit; Plonczkier & Simms 2012 [*]	
	Low precipitation	3.4.2.3	Hüppop et al. 2004 [*] ; Nilsson et al. 2006 [*] : Blaumeise	
Areas of high abundance	Migration corridors	3.4.1.3	Aschwanden et al. 2011 ^ψ (onshore study); Pettersson & Fågelvind 2011 ^δ ; Reichenbach & Grünkorn 2011 ^ψ	
	Near coastlines		Burger et al. 2012 [*] ; Hüppop et al. 2004 [*] , 2006 [*] ; Stienen et al. 2007 [*]	
Reverse migration	Repeated fly-bys		Hüppop et al. 2006 [*]	
Low maneuverability	Species-specific flight ability resulting from morphology	3.4.1.1	Furness et al. 2013 [*] ; Garthe, & Hüppop 2004 [*] ; Plonczkier & Simms 2012 [*]	
Low flight altitude	Species-specific flight altitude	3.4.1	Furness et al. 2013 [*] ; Hüppop et al. 2004 [*] , 2006 [*] ; Pettersson & Fågelvind 2011 ^δ	
	Migration distance & flight experience		Hüppop et al. 2006 [*]	



Hypotheses		In Kap.	Plausible/supported	Implausible/not-supported
Decrease in flight altitude	Low visibility	3.4.2.3	Aumüller et al. 2011 [*] ; Hüppop et al. 2006 [*] ; Plonczkier & Simms 2012 [*]	Pettersson & Fågelvind 2011 ^δ : fly above fog
	Rapid change in weather conditions (precipitation, headwind, strong winds)	3.4.2.3	Aumüller et al. 2011 [*] ; Hüppop et al. 2004 [*] , 2006 [*] ; Pettersson & Fågelvind 2011 ^δ ; Reichenbach & Grünkorn 2011 ^ψ	
Attraction to artificial light sources	Adverse weather condition with low visibility	3.4.2.3	Aumüller et al. 2011 [*] ; Blew et al. 2013b ^ψ ; Hill et al. 2014 ^δ ; Hüppop et al. 2006 [*] ; Laar 2007 ^δ : gas platform	
	Permanent/ intense light		Blew et al. 2013a ^ψ ; Hüppop et al. 2006 [*] ; van de Laar 2007 ^δ : gas platform	
	Trapping effect causing disorientation, increase in energy cost & collision risk	3.4.3.3	Aumüller et al. 2011 [*] ; Blew et al. 2013b ^ψ ; Hüppop et al. 2006 [*] ; van de Laar 2007 ^δ : gas platform	
Decrease of potential collision risk				
Avoidance behavior	Species-specific	3.4.1.3	Furness et al. 2013 [*] ; Mateos et al. 2011 ^ψ ; Plonczkier & Simms 2012 [*]	
	Weather dependent	3.4.1.3	Aumüller et al. 2011 [*] ; Coppack et al. 2011 ^ψ ; Hüppop et al. 2006 [*] ; Reichenbach & Grünkorn 2011 ^ψ	
	Horizontal/vertical/ between turbines		Desholm & Kahlert 2005 [*] ; Plonczkier & Simms 2012 [*]	
	Makro-/ Mikro-avoidance	3.4.1.3	Christensen et al. 2004 ^δ ; Desholm & Kahlert 2005 [*] ; Furness et al. 2013 [*] ; Hill et al. 2014 ^δ ; Pettersson & Fågelvind 2011 ^δ	
	Increased Mikro-avoidance at operating wind turbines		Hill et al. 2014 ^δ	
Habituation	Over the years		Plonczkier & Simms 2012 [*]	

Unterscheidung in verschiedene Arten der Publikationen; peer-reviewed Artikel (*), peer-reviewed Synthese (^h), Studie/Bericht (^δ), und Konferenzbeiträge (^ψ)



3.4.1 Artspezifische Faktoren und Zusammenhänge

Der Zeitpunkt der Migration variiert in Abhängigkeit von Saison, jährlichen Schwankungen und der jeweiligen Art. Zudem sind auch die Flughöhen unterschiedlich, weswegen der Vogelzug artspezifisch in Zugkorridoren und bei tagziehenden Groß- und Greifvögeln ermittelt werden muss (vgl. Kap. 5).

3.4.1.1 Einfluss von Morphologie und Phänologie

Wie auch bei Greif-, Brut- und Gastvögeln ist die Manövrierfähigkeit abhängig von der spezifischen Morphologie der Vögel und äußeren Einflüssen wie Winden (vgl. Kap.3.4.2.3). Der Großteil der in der Schweiz migrierenden Arten sind vergleichsweise kleine Vogelarten von < 100 g (Aschwanden et al. 2013). In der Schweiz ziehen rund zwei Drittel der Vögel bei Nacht, wobei es sich hauptsächlich um ein halbjähriges Zugverhalten zwischen den Brut- und Überwinterungsplätzen im Frühjahr und Herbst handelt (Aschwanden et al. 2013; Aschwanden et al. 2011).

3.4.1.2 Auswirkungen des Verhaltens

Der Vogelzug erfolgt in der Regel in Gruppen, was die Aufmerksamkeit der Vögel beeinflusst. Hinterherfliegende Tiere achten dabei häufig auf die Flugbewegungen der unmittelbar nebenherfliegenden Vögel und nicht auf potenzielle Hindernisse. Wie aber bereits beschrieben, kommt es trotz der Millionen ziehenden Vögel zu keinen „Massenkollisionen“ an WEA zum Beispiel in Deutschland (vgl. Kap. 5.4).

3.4.1.3 Verhalten: Vermeidung und Anpassung

In den Niederlanden haben Krijgsveld et al. (2011) kein **Meideverhalten** bei migrierenden Seeschwalben und Watvögeln beobachten können, während jedoch bei migrierenden Schwänen und Gänsen eben solches Ausweichverhalten beobachtet wurde. Zudem identifizierten die Autoren einen Unterschied zwischen nachtaktiven und tagaktiven Sperlingsvögeln. Während erstere Meideverhalten zeigten, flogen 50-75 % der tagaktiven Sperlingsvögel auf Rotorhöhe durch den Windpark. In Kap. 5 wird darauf eingegangen, dass auf Grundlage der fehlenden Funde für massenhafte Vogelkollisionen, während des Breitenfrontzuges, von einem Ausweichverhalten ausgegangen wird. Strickland et al. (2011) zufolge, sind nachtaktive Sperlingsvögel die am meisten abundante Artengruppe innerhalb von Windparks, insbesondere während der Frühjahrs- und Herbstmigration und weisen zu diesen Zeiten auch die höchsten Mortalitätsraten auf. Vergleichbar auch die Situation an bewaldeten Bergkämmen. „Given the increasing number of installed and proposed wind energy facilities, the relatively large number of passerine fatalities at wind-energy facilities on forested ridge tops in the eastern United States, such as Buffalo Mountain Wind Energy Center, Anderson County, Tennessee, and the Mountaineer Wind Energy Center, Tucker County, West Virginia has raised concern regarding the potential risk to nocturnally active songbirds (Kerns und Kerlinger 2004; GAO 2005; Fiedler et al. 2007; Barclay et al. 2007; NRC 2002; Arnett et al. 2008).“ (Kunz et al. 2007a, S. 2450).

Konsens besteht darin, dass das Meide- und Anpassungsverhalten von der jeweiligen Art abhängt und wesentlich von den Wetterbedingungen beeinflusst wird (Tabelle 6) (Schuster et al. 2015).



3.4.2 Ort-spezifische Einflussfaktoren

3.4.2.1 Landschaft

In erster Linie an linearen Strukturen (Bergkämme, Täler, etc.), besteht in der Regel eine erhöhte Wahrscheinlichkeit einer höheren Flugaktivität und potenziell einem erhöhten Kollisionsrisiko (Kitano und Shiraki 2013; Marques et al. 2014). Neben den jeweiligen Arten und topographischen Besonderheiten sind ebenfalls Zugrouten und Rastplätze von Bedeutung, die jedoch je nach Art variieren. Generell bestehen in Bereichen horizontaler und vertikaler Verdichtung des Vogelzuges (Gatter 2000) potenzielle Konflikte im Hinblick auf eine erhöhte Kollisionsgefahr (vgl. Kap. 3.4.1.3 und 5.4).

3.4.2.2 Flugrouten

Windfarmen werden in erster Linie aus wirtschaftlichen Gründen an Standorten mit hohen Windgeschwindigkeiten errichtet, welche auch in wichtigen Migrationskorridoren zu verzeichnen sind (Schuster et al. 2015). Zu beachten ist auch, dass Zugvögel dicht über Wasser- bzw. Landoberflächen bis hin zu Höhen von 8.000 m fliegen. In der Schweiz handelt es sich größtenteils um „Frontmigration“ entlang von topographischen Strukturen/ Gebirgszügen, wie in Abbildung 2 zu sehen. Daraus wurden Standorte potenzieller Konflikte abgeleitet, wie sie in Abbildung 3 dargestellt sind. Rund zwei Drittel aller Vögel ziehen außerdem bei Nacht, wenngleich der Verlauf exakter Zugpassagen nur lokalspezifisch und an einigen wenigen Standorten bekannt ist (Aschwanden et al. 2011; Aschwanden et al. 2013). Es bedarf daher lokalspezifischer Migrationsmodelle, so die Schweizer Vogelwarte (Aschwanden et al. 2013).

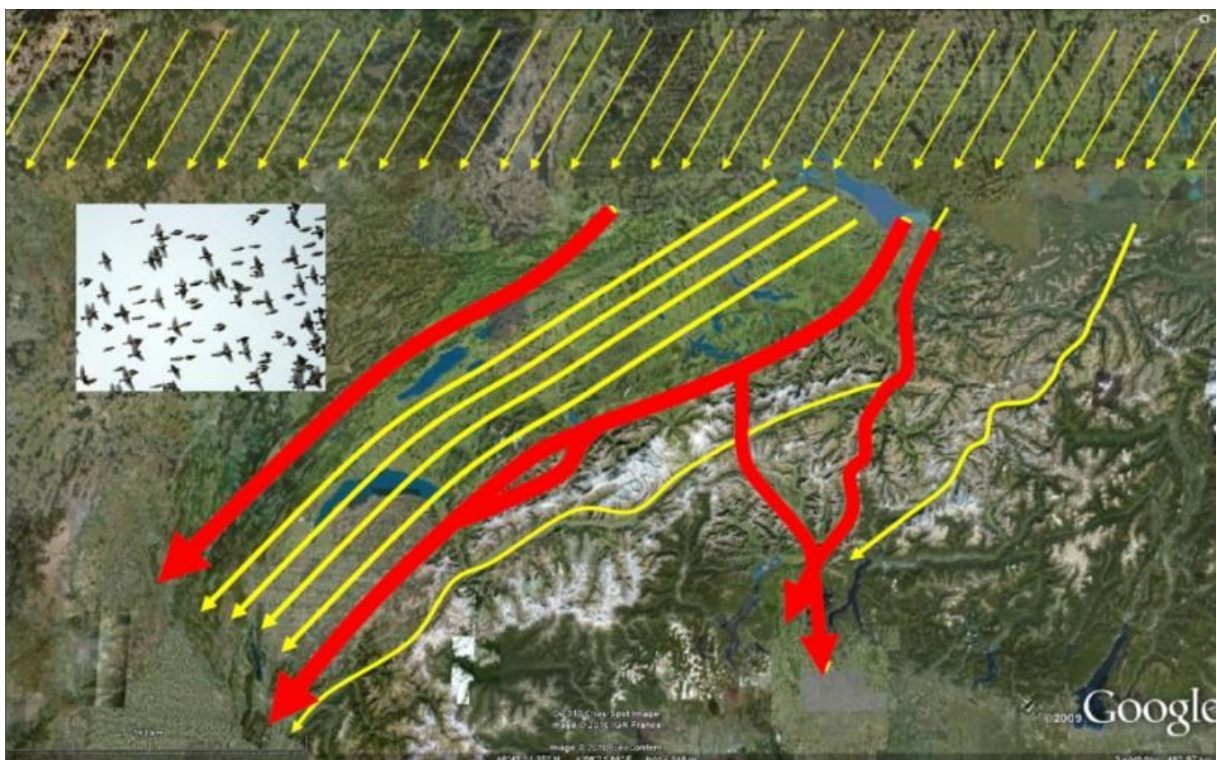


Abbildung 2. Migration in der Schweiz (Horch et al. 2012)



Konfliktpotenzialkarte Windenergie - Vögel Schweiz: Teilbereich Vogelzug
Aktualisierung 2013

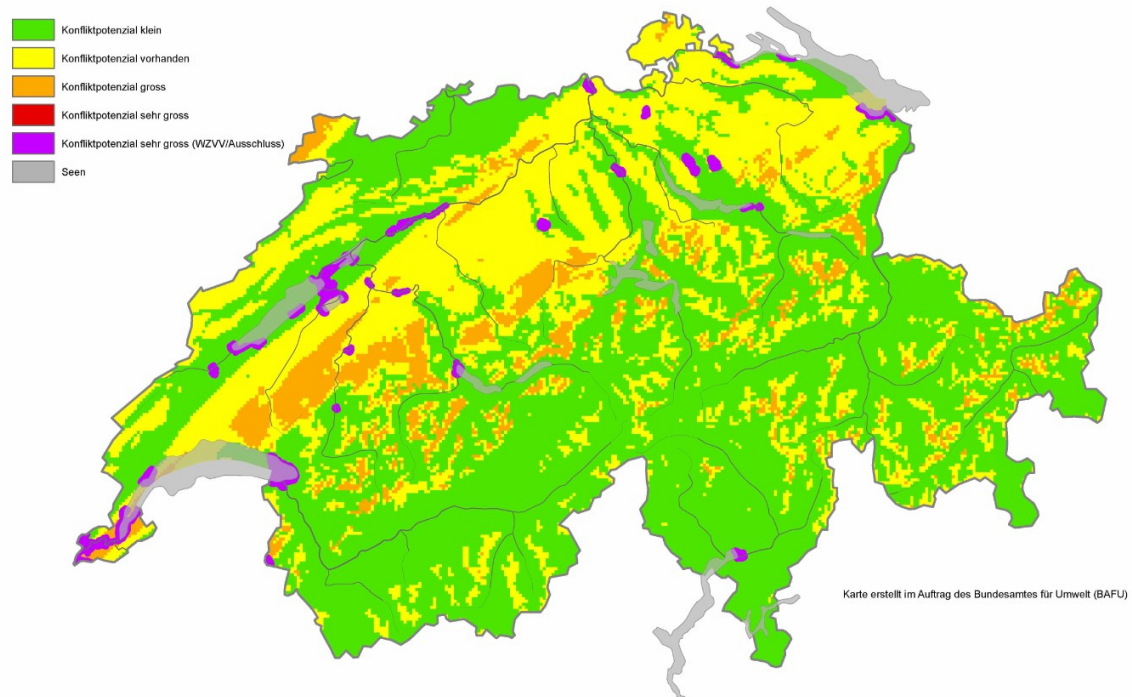


Abbildung 3. Konfliktpotenzialkarte zum Vogelzug in der Schweiz, revidierte Version, 2013 (<http://www.vogelwarte.ch/de/projekte/konflikte/konfliktpotenzialkarte.html>)

3.4.2.3 Witterung

Bei schlechten Flugbedingungen ist das Kollisionsrisiko auch bei Zugvögeln erhöht, da dies zur Beeinflussung der Manövrierfähigkeit und der Sicht führen kann, was die Tiere dazu veranlasst tiefer zu fliegen (Gove et al. 2013). Rückenwinde haben dabei einen negativen Einfluss auf die Manövrierfähigkeit (Gove et al. 2013; Johnston et al. 2014) von migrierenden Vögeln, wodurch es zu einem höheren Kollisionsrisiko kommen kann. Auch schlechte Sichtverhältnisse durch Nebel, Regen oder in dunklen Nächten können dies bedingen, ebenso wie tief hängende Wolken (wodurch Vögel tiefer fliegen) und plötzlich umschlagende Witterungsverhältnisse mit einsetzenden Regen, Gegenwind und starken Winden (Tabelle 6; Schuster et al. 2015). Bei einer Schlagopfersuche nach einem extremen Wetterereignis (im Mai) im Mountaineer Windpark (USA, West Virginia) mit starkem Nebel wurden insgesamt 33 Schlagopfer (47,8 %) (von größtenteils nächtlich ziehenden Singvögeln) an insgesamt nur 3 (von 44) Anlagen und der Transformationsstation gefunden; sie wurden womöglich durch die Beleuchtung von Installationen nahe der WEA angelockt (Kerns und Kerlinger 2004). Hinsichtlich der Wettervorhersagen können demnach Annahmen über das Kollisionsrisiko getroffen werden (Gove et al. 2013).



3.4.3 Anlagenbedingte Faktoren und Zusammenhänge

3.4.3.1 Anlageneigenschaften, Sichtbarkeit/Wahrnehmung der Rotorblätter

Einer Hypothese, u.a. von Barclay et al. (2007), zufolge stellen größere Anlagen, bedingt durch größere Rotordurchmesser und folglich größerer überstrichener Flächen, ein größeres Kollisionsrisiko für nächtlich migrierenden Singvögel dar. Das American Wind Wildlife Institute (AWWI) (2014) fasst jedoch gleichzeitig zusammen, dass mehr als 80 % der nächtlich migrierenden Vögel typischerweise in Höhen oberhalb der WEA fliegen. Bedingt durch die Tatsache, dass ein Großteil der Zugvögel in der Nacht migrieren, sind die Rotorblätter erschwert wahrnehmbar. Einzelne Anlageneigenschaften scheinen jedoch keinen Einfluss zu nehmen.

3.4.3.2 Windpark-Konfiguration

Windparks sollten nach Möglichkeit nicht quer zur Migrationsrichtung von Zugvögel gebaut werden, wengleich sie üblicherweise in Höhen oberhalb der WEA fliegen (Bulling et al. 2015; Marques et al. 2014).

3.4.3.3 Befeuerung

Obwohl keine gesicherten Befunde für einen Einfluss von WEA-Befeuerung auf den nächtlichen Vogelzug vorliegen, so wurden dennoch Hypothesen in der internationalen Literatur formuliert; in erster Linie für den Offshore-Bereich. Nachtaktive Zugvögel werden demnach vermutlich von der weißen und roten Befeuerung der (offshore) WEA irritiert oder gar angezogen (Poot et al. 2008), wodurch zum Beispiel beobachtetes Umkreisen der Lichtquellen erklärt wird (Schuster et al. 2015) oder auch verhaltensauffälliges Umherflattern (Ballasus et al. 2009). Es wurde außerdem vermutet, dass die Vögel von der Beleuchtung einer Schaltanlage angezogen wurden, da sich die Tierfunde in der Nähe eben dieser konzentrierten (Kerns und Kerlinger 2004, S. 12–13). Auch wurde festgestellt, dass nächtlich migrierende Vögel am wenigsten von blauem und grünem Licht angezogen wurden (Poot et al. 2008). Das American Wind Wildlife Institute (AWWI) (2014)¹² konstatiert jedoch, dass die Befeuerung von kommerziellen WEA keinen Einfluss auf Mortalitätsraten von migrierenden Singvögeln nehme (Tabelle 6).

¹² Dieses "living, web-based document" fasst Ergebnisse aus peer-reviewed Artikeln wie unveröffentlichten (Poster-) Präsentationen und Berichten zusammen. Die Ergebnisse werden ebenfalls von Fachleuten geprüft.



4 Maßnahmen – Vermeidung, Verminderung, Kompensation und CEF

Innerhalb der EU können Windenergieanlagen auch innerhalb von Natura2000-Gebieten realisiert werden, da sie keine Ausschlussgebiete per se darstellen. Effektive Vermeidungs- und Verminderungsmaßnahmen von Eingriffen nehmen in solch sensiblen Regionen eine besondere Rolle ein um potenzielle Konflikte weitestgehend zu reduzieren. So kann beispielsweise durch Micrositing einzelner Turbinen, in Hinsicht auf sensitive Vogelpopulationen, die Wahrscheinlichkeit von negativen Einflüssen reduziert oder gar gänzlich vermieden werden (Gove et al. 2013).

Die hier erarbeitete Darstellung der Vermeidungs-, Verminderungsmaßnahmen und vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen (CEF continuous ecological functionality; zum Erhalt der ökologischen Funktion) soll Aufschluss über diverse Möglichkeiten zur Reduzierung der Auswirkungen von WEA auf Vögel und Fledermäuse aufzeigen. Hinsichtlich der Effektivität der einzelnen Maßnahmen können jedoch nur vereinzelt Aussagen getroffen werden, da die Datengrundlage dahingehend gering ist und kaum konkrete BACI¹³-Ergebnisse vorliegen. Ein Problem ist, dass für die Windparkplanung "...reliable quantitative data to assess the sensitivity of a region concerning the collision risk are generally lacking" (Aschwanden et al. 2013, S. 6). Darüber hinaus sind, ebenso wie die jeweilig unterschiedlichen Ausprägungen der Auswirkung, auch die Effekte der verschiedenen angewandten Maßnahmen zur Vermeidung, Verminderung oder zum Ausgleich stark geprägt von der jeweiligen Umwelt und der spezifischen Art. Für detaillierte artspezifische Untersuchungsmethoden und solche zur artspezifischen Vermeidung und Kompensation sei auf Kap.5 verwiesen.

Generell gilt die Einhaltung von formulierten **Mindestabständen** oder auch **Pufferzonen** als zuverlässige Methode potenzielle Kollisionen und andere Störungen noch im Planverfahren weitestgehend zu reduzieren oder gar zu vermeiden (Bulling et al. 2015; Ferreira et al. 2015). Eine Korrelation wurde bspw. zwischen der Nähe zu Fledermausruhestätten und dem Kollisionsrisiko aufgezeigt und eine Pufferzone von 3,5 km empfohlen (basierend auf ermittelter Wanderungsentfernung zur Wochenstube) (Ferreira et al. 2015). Solche Zusammenhänge sollten sowohl bei der Standortwahl (Macrositing Kap. 0) aber auch bei der räumlichen Anordnung der einzelnen WEA (Micrositing Kap.4.2) Berücksichtigung finden. Zusätzlich können Anlageneigenschaften (Kap. 4.3) Einfluss auch standort- und artspezifische Auswirkungen nehmen. Um mögliche Konflikte zu reduzieren, können einzelne Arten durch vermiedene Anlockung (Kap. 4.4) durch gezielte Weglockung (Kap. 4.5) oder Vergrämung (Kap.4.6) von der Gefahrenzone (der WEA) fern gehalten werden; wobei der Erfolg stark abhängig ist von artspezifischen und lokalen Eigenschaften. Sollten diese Maßnahmen nicht greifen oder nicht in ihrer Wirkung ausreichen, so empfiehlt sich eine Form der Betriebsregulierung (Kap. 4.7), Repowering (Erzeugung der gleichen Leistung durch weniger Anlagen) und im Zweifel auch ein Rückbau von Anlagen (Kap. 4.8).

¹³ BACI – Before and After Construction Impact: Vergleich des Status-quo und der Situation während der Betriebsphase



4.1 Standortwahl (Macrositing)

Die Standortwahl (Macrositing) eines Windenergieparks kann entscheidenden Einfluss auf potenzielle Auswirkungen Vögel und Fledermäuse nehmen. So können in einer frühen Planungsphase mögliche Konfliktregionen (z.B. Nähe zu Brutplätzen) identifiziert und folglich gemieden werden. Voraussetzung dafür ist zwangsläufig eine Auswahlmöglichkeit an Standorten, welche in der Schweiz topographisch bedingt eher gering ist.

Grundlage biete u.a. die Identifikation von Gebieten mit geringem Raumwiderstand (z.B. hinsichtlich artenschutzrechtlicher Raumwiderstände¹⁴). Dazu kann auch eine Bündelung mit bestehender Infrastruktur gehören, wobei in diesem Fall potenziell auftretende kumulative Effekte zu berücksichtigen sind.

Eine andere Möglichkeit zur Vermeidung ist das Freihalten von Gebieten beispielsweise durch planerische Elemente auf verschiedenen Ebenen (regionalplanerische, Genehmigungsebene, etc.). Dabei können Schutzgebiete, z.T. mit einem zusätzlichen Puffer, aber auch Zugkorridore (bzw. topographische Strukturen die als Zugbahnen genutzt werden) als Ausschlussregionen definiert werden (Bulling et al. 2015). Auch Michael Schaub von der Schweizerischen Vogelwarte empfiehlt eine überregionale Planung zur räumlichen Verteilung von Windparks. Dies sei laut Schaub (2012, S. 111) „...crutial for the survival of the red kyte populations“ (Übersetzung: ...entscheidend für das Überleben der Rotmilanpopulationen).

4.2 Räumliche Anordnung der Windenergieanlagen (Micrositing)

Im Gegensatz zum Macrositing werden bei der räumlichen Anordnung von WEA (Micrositing) Optimierungen auf kleinem Raum vorgenommen. Ziel ist es dabei (neben der Identifikation von ertragreichen Konfigurationen) Auswirkungen auf wildlebende Fauna zu minimieren. Berücksichtigung sollten dabei die artspezifischen Raum-/ Habitatansprüche und Verhaltensweisen finden.

4.2.1 WEA-Anordnung in Clustern und Reihen

Ziel einer fundierten Anordnung von WEA in Clustern und Reihen kann es sein, die Wahrnehmbarkeit zu erhöhen und somit in erster Linie bei Vögeln Meideverhalten zu bewirken. Durch das Überfliegen der Anlagen, ein Ausweichen innerhalb der Windparks oder gar ein Umfliegen des selbigen wird das Kollisionsrisiko folglich reduziert (Kikuchi 2008; Bulling et al. 2015). Ergebnisse internationaler Studien (Smallwood und Thelander 2004; Rasran et al. 2010) haben gezeigt, dass:

- Korrelation von Windparkgröße und Anzahl der Totfunde je Anlage
 - o Windparks mit < 5 WEA wiesen höhere Kollisionsraten je Anlage auf als solche in einem Windpark mit 20 WEA (Dürr und Rasran 2013)
- Einzelstehende oder am Rand befindliche Anlagen sind am gefährlichsten für Vögel
 - o Steinadler, Rotschwanzbussard (Smallwood und Thelander 2004)

Anlagenattrappen am Ende von Anlagenreihen wurden als kollisionsrisikoreduzierend betrachtet (ebd.); es gibt jedoch keine Angaben zur Effektivität einer solchen Maßnahme.

¹⁴ Der Raumwiderstand bestimmt (in Deutschland) die Machbarkeit von Infrastrukturmaßnahmen



Bei Kurzschnabelgänsen wurde jedoch eine höhere Meidedistanz zu Windparks festgestellt, die in Clustern angeordnet waren. Die Autoren der Studie gehen davon aus, dass dies in der dreidimensionalen Optik der Cluster begründet ist (Larsen und Madsen 2000).

4.2.2 Platzierung der WEA parallel zur Flugrichtung und Flugschneisen im Windfeld

Von einer Positionierung der Anlagen quer zur Zugrichtung wird generell abgeraten (vgl. Bulling et al. 2015; Hötcker 2006; Drewitt und Langston 2006). Durchzugkorridore können ggf. im Rahmen der Standortwahl einzelner Anlagen freigehalten werden um potenzielle Konflikte zu meiden/ reduzieren. Eine Gruppierung von WEA und einer offensichtlichen freigehaltenen Schneise entlang der Flugrichtung können als sichere Zugwege dienen (Drewitt und Langston 2006; Hötcker et al. 2005). Zur Reduzierung des Barriereeffekts, hinsichtlich niedrig fliegender Kraniche wurde diese Maßnahme u.a. von Steinborn und Reichenbach (2011b) beschrieben.

4.2.3 „Trichtereffekt“ vermeiden

Wie bereits in Kap. 3 beschrieben orientieren sich sowohl Fledermäuse als auch Vögel an linearen (geographischen) Strukturen, wie Wäldern, Höhenzügen, etc.. Von einer Positionierung von WEA am Ende solcher Strukturen, welche der Orientierung dienen, sollte daher abgesehen werden; etwa mittels kleinräumiger Variationen in der Platzierung als Maßnahme zur Reduktion des Kollisionsrisikos (Bulling et al. 2015).

4.3 Anlageneigenschaften

Eine Optimierung des Anlagendesigns kann dazu beitragen die Schlagopferzahlen zu reduzieren als auch die Scheuchwirkung (auf Vögel und Fledermäuse) zu minimieren. Neben einer Änderung der technische Anlageneigenschaften (WEA-Höhe, Rotordurchmesser, Design des Sockels, etc.) kann auch die Erhöhung der Wahrnehmbarkeit der Anlagen zu einer Verringerung der Gefahrenpotentials darstellen.

4.3.1 Anlagendesign

Entgegen früherer Annahmen, dass Greifvögel Anlagen in Gittermastbauweise überdurchschnittlich oft als Ansitzwarte nutzen (im Vergleich zu Rohrturmmasten), weist aktuellere Literatur einen solchen Effekt nur noch bei Kohlraben (*Corvus corax*) nach. Kohlraben wiederum weisen keine hohen Schlagopferzahlen auf (vgl. Orloff et al. 1992; Smallwood und Thelander 2005). Demnach sind Greifvögel in Deutschland, auch bedingt durch ihr Meideverhalten, nicht stärker gefährdet wenn Gittermasten errichtet werden. In Bodennähe werden solche Strukturen jedoch von tagaktiven Vögeln angefliegen (Dürr und Rasran 2013). Da die Gittermastbauweise jedoch kaum verwandt¹⁵ wird bietet ein angepasstes Design des Mastfußes ein größeres Potential zur Reduktion von Kollisionsopferzahlen am Mast. Es wurde beobachtet, dass Grauammern die Anlagensockel anfliegen nachdem sie in der Umgebung aufgeschreckt wurden (Worm 2014).

¹⁵ Aktuell werden Rohrturmmastanlagen mit hoher Nabenhöhe geplant, die im Mastfußbereich in der Gittermastbauweise designt werden (Rentzing 2015).



4.3.2 Anlagengröße

Durch Variationen in der Anlagengröße können sowohl die potenzielle Scheuchwirkung als auch das Kollisionsrisiko gesenkt werden (Everaert 2014; Bulling et al. 2015). Insbesondere das Kollisionsrisiko ist dabei beeinflusst durch die artspezifisch (auch saisonal¹⁶) variierenden Flughöhen. Mit steigender Nabenhöhe vergrößert sich der freie Luftraum unterhalb der Rotorfläche.

Ob es erkennbare Unterschiede gibt in der Kollisionsrate zwischen großen und kleinen Anlagen oder der Größe der Rotorfläche ist umstritten. Während keine Tendenzen durch die Analyse von 33 Studienergebnissen festgestellt werden konnten (Barclay et al. 2007) zeigen andere internationale Studien, dass mit steigender Anlagengröße ebenfalls das Kollisionsrisiko von Fledermäusen steige (Bulling et al. 2015). Bei Greifvögeln bspw. bei Thermikseglern wie dem Milanen und Bussarden, steigt das Kollisionsrisiko mit zunehmender Anlagenhöhe und -größe (und somit einem größeren Raumanpruch der Anlagen auch bei gleichbleibenden Rotordurchmesser) z.T. signifikant; mit Ausnahme der Wiesenweihe die für gewöhnlich unterhalb von 50 m fliegt (Barclay et al. 2007; Grajetzky und Nehls 2013; Hötter et al. 2013b; Lucas et al. 2008; Rasran und Dürr 2013; Bulling et al. 2015). Grajetzky und Nehls (2013) haben beobachtet, dass die Flugaktivität (von Wiesenweihen) auf Höhe der Rotoren um 50 % abnahm, als die Nabenhöhe von 100 m um 20-30 m angehoben wurde. Die Autoren legen jedoch auch dar, dass die Daten, die in Norddeutschland erhoben wurden sehr wahrscheinlich in Süddeutschland abweichen werden; für die Schweiz folglich ebenso.

Es können keine konkreten bzw. allgemeingültigen Empfehlungen für das Anlagendesign gegeben werden, da die Einflussfaktoren auf das Kollisionsrisiko und andere Auswirkungen vom jeweiligen Standort und den vorkommenden Arten (Flughöhe, Verhalten, etc.) bedingt werden (Bulling et al. 2015). Generell kann jedoch geschlossen werden, dass wenige große Anlagen zu einer geringeren Schlagopferzahl (je Megawatt) führen im Vergleich zu vielen kleineren Anlagen (Krijgsveld et al. 2009; Rasran et al. 2010; Rasran und Dürr 2013).

Hinsichtlich der artspezifischen Eigenschaften für die in der Schweiz besonders relevanten Arten, in Bezug auf Windenergie, siehe Kap. 5.

4.3.3 Erhöhte Wahrnehmbarkeit

Positive Effekte durch eine erhöhte Wahrnehmbarkeit der Anlagen, bspw. durch Farbgebung (Kontrast zum Umfeld), wurden bislang bei Vögeln untersucht; wobei hier zwischen am bodenlebenden Vögeln (die tendenziell eher mit dem Anlagenfuß kollidieren) und Greif- und Zugvögeln, welche eher mit den Rotorblättern kollidieren, unterschieden werden muss. Potenzielle Auswirkungen durch Färbungen von Anlagensegmenten, zur Steigerung des Kontrastes zwischen der Anlage und der Umgebung, sind jedoch noch weitestgehend unerforscht.

Eine Untersuchung von Dürr (2011) zu Kollisionen mit Anlagenmasten hat gezeigt, dass die **Farbe des Turmes** Kollisionsraten entscheidend beeinflussen kann. So wurden im Gegensatz zu den weißen oder grauen Türmen keine Kollisionsopfer an grünen Türmen gefunden. Begründet ist dies darin,

¹⁶ Siehe auch Kap. 4. Bspw. zu saisonalen Unterschieden in der Flughöhe von Greifvögeln siehe Kap. 3.2.1.3 und artspezifische Informationen finden Sie in Kap.6.



dass insbesondere Vögel in Agrarlandschaften in Richtung Himmel starten, wenn sie vom Boden aufgeschreckt werden. Helle WEA-Türme bieten kaum einen Kontrast am hellen Horizont, wodurch sie nicht als Hindernis wahrgenommen und angefliegen werden (in erste Linie von Hühnervögeln und Kleinvögeln) (Dürr 2011; Bulling et al. 2015; Worm 2014). In verschiedenen Studien wird daher empfohlen den Mastfuß bis in eine Höhe von 15-20 m farblich zu markieren (jedoch keine hellen Farben oder Blau).

Um Kollisionen mit den **Rotorblättern** vorzubeugen kann die Wahrnehmbarkeit eben jener durch Färbung vorgenommen werden. Hierbei gilt es den Effekt der Bewegungsunschärfe¹⁷ zu reduzieren. So etwa durch die farbliche Markierung eines Rotorblattes. Hodos (2003) hat dies im Labor mit Buntfalken untersucht. Die schwarze Färbung eines Blattes führte bei verschiedenen Hintergründen zu einer verbesserten Wahrnehmung. Dieser Effekt nahm jedoch mit zunehmender Rotorgröße und Entfernung ab und wurde stark vom Kontrast zum jeweilig getesteten Umfeld und dem Anflugwinkel der Falken beeinflusst. Keine Effekte zeigten aufgemalte Symbole, wie Rechtecke (an Blattspitzen) oder auch mehrfarbige Muster. Der Anstrich mit UV-reflektierenden Farben ergab in unterschiedlichen Studien keine eindeutigen Belege für erhöhte Wahrnehmbarkeit (Bulling et al. 2015).

4.4 Anlockung vermeiden – Habitatmanagement

Durch Habitatmanagement in Anlagennähe kann eine potenzielle Anlockung, insbes. von Greifvögeln, vermieden werden und so das Kollisionsrisiko reduziert werden. Gründe für eine Anlockung von Greifvögeln können u.a. besser sichtbare Beutetiere in der Nähe der Anlagen sein (inkl. Brachflächen, Zuwegungen, Stell- und Wendeplätze) oder auch die als Ansitzwarten genutzten vertikalen Strukturen (Hötker et al. 2005; Hötker 2006; Smallwood und Thelander 2005; Bulling et al. 2015). Um die Anlockung durch attraktive Nahrungsgründe - im oft diversifizierten Mastfußbereich aber auch der Umgebung - zu vermeiden, sollte die Wahl und der Zeitpunkt der Bewirtschaftung Beachtung finden.

4.4.1 Zeitlich und räumlich abgestimmte Flächenbewirtschaftung

Die Bewirtschaftung/ Mahd von Flächen im Mastfußbereich und jene in der angrenzenden Umgebung zum selben Zeitpunkt können dazu beitragen, dass in erster Linie Vögel, zusätzlich angelockt werden.

Internationale Forschung hat gezeigt, dass Rotmilane von Rand- und Grenzstrukturen im Mastfußbereich nach Beute suchen und diese Flächen folglich möglichst klein gehalten werden sollten (Mammen et al. 2010; Mammen et al. 2013). Am Beispiel der Rotmilane lässt sich weiter feststellen, dass die Mahd erst nach der Brutzeit durchgeführt werden sollte; sprich Ende Juli und/oder erst dann, wenn Flächen in der Umgebung bereits gemäht/ geerntet wurden. Zudem sollte die im Mastfußbereich vorkommende Vegetation eher von hohem Wuchs sein und aus (ganzjährigem) ruderalen Gras- und Krautflur bestehen, welche keinen attraktiven Jagdgrund für Rotmilane und auch Wiesenweihen darstellen; von Luzernen und Grünland wird abgeraten (Hötker et al. 2013a; Mammen et al. 2013; PNL 2012; Bulling et al. 2015). Auch für den Schutz von Turmfalken in Spanien wurde das Pflanzen

¹⁷ Die hohe Geschwindigkeit der sich drehenden Rotorblätter lässt die einzelnen Stimuli verschwimmen und wie ein einzelnes Bild wirken (die Bilder auf der Netzhaut bleiben gleich).



von heimischen hochwüchsigen Sträuchern in zwei Windparks an Hangkanten empfohlen um die Sicht auf den Boden zu verringern (Cordeiro et al. 2013).

Insektivore Fledermausarten hingegen werden eher von Standorten angezogen an denen Hecken gepflanzt wurden; wenngleich das Jagen in Bodennähe nicht zwangsläufig zu höheren Kollisionen mit den Rotoren bedeuten muss (Kelm et al. 2014).

4.4.2 Vermeidung von erhöhtem Nahrungsvorkommen

Um mögliche Konflikte zu vermeiden sollte das Nahrungsvorkommen in Windparks berücksichtigt werden. Die jeweilig anzuwendenden Maßnahmen müssen jedoch im Einzelfall hinsichtlich der jeweiligen Habitategenschaften und vorkommenden Arten sowie deren Präferenzen (die zur Anlockung führen können) geprüft werden. Rotmilane bspw. zeigen ein opportunistisches Verhalten (Bulling et al. 2015); sie suchen an solchen Standorten, an denen die Beutetiere erwarten (Mammen et al. 2010). Es wurde bspw. beobachtet, dass Mäusebussarde, Rotmilane und adulte Seeadler über Misthaufen in Windparks kreisen und nach Beute suchen (Krone et al. 2013; Smallwood und Thelander 2005). Solch attraktive Sonderstrukturen, wie z.B. auch Aas, sollten folglich vermieden werden bzw. eingesammelt und außerhalb des Windparks abgelegt werden (Empfehlung der USFWS sind 3 km für Weißkopfseeadler) um die Greifvögel aus dem Gefahrenbereich zu locken (Fish and Wildlife Service 2003). Darüber hinaus sind Greifvögel, während sie nach Beute suchen, weniger aufmerksam, was vor ihnen befindliche Hindernisse betrifft (siehe auch Kap. 3.2) (Orloff et al. 1992). Offene Strukturen, die im Kontext der Erschließung des Betriebes für WEA geschaffen werden, stellen ebenso potenzielle Habitate für Kleinsäuger (als potenzielle Beutetiere) dar und sollten so weit möglich reduziert werden (z.B. temporäre Steinaufschüttungen und Schotterflächen) (Bulling et al. 2015).

Vor dem Hintergrund der zunehmenden Monokultivierung werden Brutvögel, wie die granivoren (von Pflanzensamen ernährenden) Grauammern, besonders von den diversifizierteren Ruderalflächen in der Nähe von WEA, aber auch durch Schotterflächen¹⁸, angezogen (siehe auch Kap. 3.3.2) (Bulling et al. 2015; Worm 2014). Bedingt durch das erhöhte Aufkommen von Insekten in solchen Flächen jagen auch vermehrt Feldlerchen und Neuntöter in der Nähe von WEA (Worm 2014).

Dahingehend wird empfohlen (Bulling et al. 2015):

- auf Ruderalflächen und Strukturgrenzlinien zu verzichten (Worm 2014) oder auch
- bestehende Habitate, wenn möglich, zu verlagern (Hötter et al. 2013a),
- wertvolle Habitatstrukturen zu vermeiden (inkl. vertikaler Strukturen) (ebd.),
- Attraktivitätssteigerung durch Landbewirtschaftung (z.B. Düngehaufen) zu vermeiden (Anlockung von Beutetieren) (Krone et al. 2013; Smallwood und Thelander 2005) und
- Aas in der Nähe der Anlagen zu entfernen (Fish and Wildlife Service 2003).

4.4.3 Reduzierte Beleuchtungsintensität

Der aktuelle Stand der Technik erlaubt die Verwendung verschieden intensiver Befeuerungsintensitäten von WEA. Aktuell werden meist Gefahrenfeuer mit einer Leuchtstärke von 2.000 cd (candeline)

¹⁸ Grauammern schlucken kleine Steine für die Verdauung von Nahrung (Bulling et al. 2015; Worm 2014).



verwandt. Möglich (in Abhängigkeit der jeweiligen Regularien zur Kennzeichnung solcher Anlagen) sind Feuer W, rot (100 cd) oder auch Blattspitzenhindernisfeuer (10 cd) (LUNG 2006).

Konkrete Aussagen zum Einfluss von Anlagenbeleuchtung sind kaum bis nicht möglich, da Kollisionen von diversen Faktoren abhängig sind (z.B. multiplen anlockenden Parametern); zumal es bei der Beleuchtung Unterschiede zwischen jener der Gondel (zum Zweck der Flugsicherheit in Dt. ab einer Höhe von 100 m vorgeschrieben) und anderer Installationen in Bodennähe zu geben scheint (Bulling et al. 2015). Anlagenspezifische Faktoren, die das Kollisionsrisiko beeinflussen, sind schlechte Sicht- und Witterungsverhältnisse (Kerns und Kerlinger 2004; Poot et al. 2008) oder auch die Art der Beleuchtung (Intensität/ Intervall, Farbe) (Bulling et al. 2015). Wenngleich noch Forschungsbedarf besteht, wird empfohlen die Beleuchtungsintensität, sowohl hinsichtlich des Kollisionsrisikos für Vögel als auch für Fledermäuse, zu reduzieren oder/und automatische Regelungssysteme zu verwenden, die das Licht ausschalten, wenn es nicht benötigt wird. Relevant sind jedoch auch andere Lichtquellen. So konnten Kerns und Kerlinger (2004) aufzeigen, dass knapp die Hälfte der Kollisionsopfer an Anlagen umkamen, die in der Nähe einer durch eine Natriumdampflampe beleuchteten Umspannstation lokalisiert waren. Ebenso kann das Licht so abgeschirmt werden, dass es nach unten und nicht nach oben strahlt (Arizona Game and Fish Department 2009; Ballasus et al. 2009)¹⁹.

Insbesondere für **Fledermäuse** (angezogen von Insekten) und nächtlich migrierende Vögel wird empfohlen die Befeuerung von Anlagen zu minimieren (May et al. 2015). Wie bereits in Kap. 4.1. beschrieben gibt es für Fledermäuse jedoch keine konsistenten Beweise für unterschiedliches Verhalten an (durchgängig, blinkend oder rot) befeuerten Anlagen. Da Insekten eher von kurzwelligen blauem, weißem oder grünem Licht angezogen werden, empfehlen diverse Autoren (u.a. Bennett und Hale 2014; Kerns und Kerlinger 2004) die Installation von rotem Stroboskoplicht (Bulling et al. 2015). Eine Korrelation kann dennoch nicht ausgeschlossen werden; an dieser Stelle besteht Forschungsbedarf.

Untersuchungsergebnisse zur Anziehung von **Vögeln** durch Anlagenbefeuerung gehen zum Teil weit auseinander. Einig sind sich die Autoren hingegen, dass es weiterer Forschung bedarf. Bei einigen Untersuchungen wurde festgestellt, dass nächtlich migrierende Vögel am wenigsten von blauem und grünem Licht angezogen wurden (Poot et al. 2008). Demgegenüber stehen jedoch Ergebnisse, wonach in Wolken migrierende Vögel von blauem, grünem und weißem Licht eher angezogen werden (Evans 2007). Auch Untersuchungen von beleuchteten Fernmeldetürmen (116-146 m) zeigen, dass die Kollisionsrate, durch rotes Licht anstelle von weißem Licht, reduziert (um 50-70 %) werden kann (Gehring et al. 2009). Weiter schlussfolgert Evans (2007), dass rotblinkende Lichter mit einem langen Intervall (bzw. einer langen Dunkelintervalle) die sicherste Befeuerungsmethode darstelle. In den 31, von Kerlinger et al. (2010), analysierten Studien konnten keine Massenkollisionen an Anlagen identifiziert werden, die mit rotem Stroboskoplicht ausgestattet waren. Auch andere Autoren und Institutionen empfehlen Stroboskoplicht (bspw. U.S. Fish and Wildlife Service 2003; Sterner 2002). Unterschiede zwischen rotem oder weißem Stroboskoplicht konnten jedoch u.a. von Gehring et al. (2009) nicht nachgewiesen werden.

¹⁹ Für die Schweiz sei hier auf die Norm (SIA) 586 491 „Vermeidung unnötiger Lichtemissionen im Aussenraum“ hingewiesen, sowie auf die Richtlinie AD I-006 D (Luftfahrthindernisse) durch die minimale Lichtintensitäten festgelegt sind (Niederleistung: min. 10 Cd; Mittelleistung: min. 86 Cd; Hochleistung: 100000 Cd)



4.5 Weglockung

Durch Weglockung sollen Tiere aktiv an Standorte außerhalb der Windparks gelockt werden und so Kollisionen zu vermeiden. Verstärkt wird diese Maßnahme durch eine Kombination mit solchen der vermiedenen Anlockung, wie sie in Kap. 4.4 beschrieben sind.

4.5.1 Aufwertung von Habitaten windkraftanlagenensibler Arten

Die Aufwertung von Habitaten kann zum einen durch **Habitatoptimierung abseits der Anlagen** erfolgen und zum anderen durch eine **Populationsstärkung durch Schaffung optimaler Habitats** (worauf weiter unten eingegangen wird). Wie bereits zuvor beschrieben werden Vögel von unterschiedlichen ökologischen Strukturen angezogen um zu jagen, brüten, balzen, etc.. Das Wissen um jeweilige (Kultur-) Präferenzen kann auch zur Weglockung genutzt werden indem favorisierte Lebensräume abseits der Anlagen geschaffen werden (Bulling et al. 2015).

Bezugnehmend auf den Rotmilan sind Luzernefelder direkt nach der Mahd besonders attraktiv. Bewirtschaftungsmaßnahmen können so zur Weglockung in andere Gebiete angewandt werden. Empfohlen wird eine tägliche Mahd von Flächen, die groß genug sind um die Rotmilane anzulocken aber nicht zu groß sind und somit einen immensen finanziellen Aufwand darstellen würden (Mammen et al. 2013). Da empirisch keine direkten Zusammenhänge zwischen Größe der Fläche und Weglockeffekt ermittelt werden konnten, empfehlen Mammen et al. (2013) die tägliche Mahd von 2 ha Luzerne von Anfang Mai bis Mitte Juli. Außerhalb dieses Zeitraumes sollte auf weitere Ernten verzichtet werden, damit sich die Kleintierpopulation wieder erholen kann. Ebenso eignen sich zur Habitatoptimierung von Rotmilanen die gestaffelte Mahd von Klee gras oder auch extensive Grünlandnutzung (PNL 2012; Bulling et al. 2015).

Abseits von WEA ausgedünnte Vegetationsdecken (bspw. mittels Beweidung durch Ziegen) verbessern ebenso Jagdgebiete von Steinadlern und Turmfalken, da so Beutetiere leichter ausgemacht werden können (Bulling et al. 2015). Das Anpflanzen von dichtem Sträuchern unterhalb der Anlagen und die Habitatoptimierung abseits der Anlagen könne so zur Weglockung führen (Cordeiro et al. 2013). Die **Effektivität** solcher Maßnahmen konnte u.a. in Schottland und Portugal belegt werden. In Schottland wurden Bäume teilweise entfernt um das Jagdhabitat eines Steinadlerpaares abseits des Windparks zu verbessern. Im Anschluss wurden die beiden Tiere 3-mal häufiger über dem aufgewerteten Habitat gesichtet als zuvor (Walker et al. 2005). In Portugal hat man ebenfalls durch die Bereitstellung von Managementflächen und der Stärkung der Kaninchenpopulationen eine Wecklockung zweier Steinadlerpaare von einer Stromtrasse bewirken können. Dieses Pilotprojekt soll nun auch an WEA durchgeführt werden (Paula et al. 2011).

Für Wiesenweihen wird empfohlen unbebaute Brutgebiete zu erhalten und zu schützen, sowie Nahrungsgründe abseits der Windparke zu stärken (z.B. extensives Grünland, Brachflächen, Lineare Grenzstrukturen, etc.) (Grajetzky et al. 2010; Grajetzky und Nehls 2013; Lindeiner 2014; Bulling et al. 2015). Eine Untersuchung zur Effektivität solcher Maßnahmen in Schottland hat gezeigt, dass Kornweihen abseits der Anlagen einen Nutzungsanstieg von 32 % auf 42 % aufzeigten (Robson 2011).

Einige Fledermausarten können gehäuft an Wasserflächen und entlang von Hecken bei der Jagd beobachtet werden, was die Option bietet durch eben solche Flächen - abseits der Anlagen - Fledermäu-



se aus der Gefahrenzone zu locken (Bulling et al. 2015).

Eine andere Möglichkeit ist die **Populationsstärkung durch Schaffung optimaler Habitate**. Die jeweilig angewandten Maßnahmen müssen dabei auf die spezielle Art und den Standort angepasst sein. Möglichkeiten sind dabei der Erhalt und Sicherung von Altholzbeständen, Erhöhung der Habitatqualität oder auch künstliche Schaffung von Ersatzlebensräumen. Ein detailliert erstellter Habitatmanagementplan (insbesondere für windenergiesensible Arten) könne dabei helfen (Drewitt und Langston 2008).

Folgend, eine Zusammenstellung zu den genannten Maßnahmenoptionen für die entsprechenden Arten; basierend auf dem Bericht von (Bulling et al. 2015). Für die Populationsstärkung der Waldschnepfe wird die Wiedervernässung von hydromeliorierter Standorte im Wald und Offenland, sowie die Schaffung extensiver Weideflächen, Stoppelbrachen oder auch Ackerrandstreifen im Offenland empfohlen (Dorka et al. 2014). Für Raufußhühner ist es hingegen eine verstärkte Heterogenisierung der Waldstruktur, ein erhöhter Anteil an Waldinnenrändern oder auch die Auflichtung von Waldstrukturen (ebd.). Hinsichtlich der Stärkung von Auerhuhnpopulationen wird eine angepasste Biotopgestaltung empfohlen (FVA 2013).

4.5.2 Ersatzlebensraum

Mit dem Schutz und auch der Schaffung von Ersatzlebensräumen kann ebenso eine Weglockung aus dem Gefahrenbereich erreicht werden. Empfohlen wird dies u.a. für Adler; so etwa für Stein- und Weißkopfadler um die Populationen zu stärken und potenzielle Mortalitäten an WEA ausgeglichen zu können (Allison 2012). Als Ersatzlebensraum können künstliche Horste installiert werden, bspw. an Standorten mit hoher Brutdichte. Bei Fischadlern konnte bereits beobachtet werden, dass diese künstliche Horste annehmen und dort Junge aufziehen (Johnson et al. 2007) und auch für Rotmilane wird dies neben dem Erhalt von Altholzbeständen empfohlen (PNL 2012), sowie Nistkästen für Fledermäuse. In der Pilotstudie von Meschede et al. (2002) wurden die Präferenzen von 16 verschiedenen im Wald lebenden Fledermausarten untersucht, hinsichtlich des Kastentyps, Standort, Waldtyp und Besonnung (Bulling et al. 2015).

Zur Stärkung von Aasfresserpopulationen können Geier-Restaurants/ Luderplätze/ Futterplätze/ Futterstationen als zusätzliches Nahrungsangebot bereitgestellt werden (ebd.). Dies wird zur gezielten Weglockung von Adlern von WEA empfohlen, insbesondere von solchen, die hohe Schlagopferzahlen aufweisen (Camiña 2011; Martínez-Abraín et al. 2012). In Spanien konnte durch die Kombination von der Einrichtung zweier Geierrestaurants und der Schließung einer Mülldeponie in der Nähe von 267 WEA, die Kollisionsrate von Gänsegeiern um 64 % reduziert werden (Camiña 2011). Eine solche Maßnahme wird bspw. von Martínez-Abraín et al. (2012) noch vor Abschaltungen empfohlen. Detaillierte Empfehlungen zu artspezifischen Präferenzen (Nutzzeiten, Besuchsfrequenz, Besuchsqualität, präferierte Aasquelle) von Gänsegeiern, Schmutzgeiern, Bartgeiern, Rotmilanen, Scharzmilanen und Kohlraben haben Cortés-Avizanda et al. (2010) erarbeitet. Eines der Studienergebnisse zeigt z.B., dass Rotmilane Luderplätze eher am Nachmittag aufsuchen, wenn die Geier nicht mehr anwesend sind. Hier sind jedoch z.T. unterschiedliche Vorschriften hinsichtlich der Hygiene zu beachten. In Spanien und Frankreich wird die Einrichtung von Luderplätzen traditionell auch als Kompensationsmaßnahme durchgeführt (Cortés-Avizanda et al. 2010; Martínez-Abraín et al. 2012). Wegen der Gruppendynami-



ken sollten solche Maßnahmen jedoch auf eine Artengruppe und nicht auf einzelne Zielart geplant werden (Cortés-Avizanda et al. 2010) und darüber hinaus sollten die Auswirkungen auf die Ökologie untersucht werden, welche zu Konflikten führen können.

4.6 Vergrämung

Zur Vergrämung von Vögeln und Fledermäusen, aus dem Gefahrenbereich von Windenergieanlagen, können akustische, elektromagnetische oder auch durch visuelle Vergrämungsmaßnahmen angewandt werden, wie nachfolgend näher beschrieben wird. Zur Anwendung von Vergrämungsmaßnahmen an Windenergieanlagen ist bislang sowohl für Vögel als auch für Fledermäuse nur wenig bekannt (Bulling et al. 2015). Hinsichtlich der Effektivität können auf Grundlage von z.T. geringer internationaler Anwendung und differenzierter Wahrnehmung von Signalen und Impulsen der verschiedenen Arten, nur bedingt Aussagen getroffen werden.

Die Anwendung einzelner Maßnahmen kann zu positiven Effekten hinsichtlich der Vergrämung von Arten führen; eine Kombination mehrerer Maßnahmen könne aber zu höheren Erfolgen führen (Gilsdorf et al. 2002).

4.6.1 Akustische Vergrämung

Die Verwendung **hörbarer Warnsignale** zur Vergrämung findet in Europa bereits Anwendung. In erster Linie werden bio-akustische Warnsignale als effektive Vergrämungsmethodik beschrieben mit einem sich nur langsam einstellenden Gewöhnungseffekt (dtbird 2014; Bulling et al. 2015; May et al. 2015). Besonders effektiv scheint diese Maßnahme zu sein, wenn sich noch keine Vögel in der Nähe des Windparks niedergelassen haben. Als negativ ist jedoch die potenzielle Anlockwirkung von einigen Vogel- und Fledermausarten zu bewerten (Bulling et al. 2015).

Künstliche Geräusche, wie beispielsweise der laute Knall von abgefeuerter Munition, führten in Untersuchungen auf Flugfeldern u.Ä. zu Gewöhnungseffekten (ebd.) und weist daher nur eingeschränkt nachhaltige Effektivität zur Vertreibung von Individuen von WEA auf. Darüber hinaus führen akustische Warnsignale potenziell zu störender Lärmemissionen in der Nachbarschaft. Mit einem Kameraüberwachungsmodul können ca. 80 % der Vögel erfasst und durch akustische Signale vergrämt werden. Diese Signale werden in unterschiedlicher Lautstärke emittiert, entsprechend der Entfernung des Vogels und der damit einhergehenden Gefährdung (Bulling et al. 2015; dtbird 2014).

Die Anwendung von **Ultraschall** befindet sich derzeit noch in der Testphase (Arnett et al. 2013; Bulling et al. 2015). Erste Untersuchungen zeigen, dass die Methodik bei Fledermäusen Wirkung zeigt (Arnett und Baerwald 2013), bei Vögeln jedoch nicht (Gilsdorf et al. 2002). Die Meidung von Fledermäusen wird durch eine Maskierung ihrer Echoortungsrufe hervorgerufen durch welche Kommunikation, Jagd und Orientierung der Tiere erschwert wird (Szewczak und Arnett 2007). Zur Effektivität wurden verschiedene Resultate publiziert, welche jedoch auch vom Studiendesign (z.B. Ultraschallbereich) beeinflusst zu sein scheinen. Ergebnisse zur Meidung weisen eine Reduktion der Flugaktivität von 80-93 % auf (ebd.) bzw. einen Rückgang von Fledermauskollisionen zwischen 18 und 64 % auf (Arnett et al. 2011a; Arnett et al. 2013). Ursächlich für diese Reduktion sei laut der Autoren auch, dass Insekten ebenso durch Ultraschallemissionen vergrämt werden. Studien belegen, dass es zu keiner Gewöhnung der Fledermäuse an Ultraschallsignale komme; möglicherweise kann es eher zu



Lerneffekten führen (Szewczak und Arnett 2007). Limitierende Faktoren hinsichtlich der Effektivität von Ultraschalltechnologien sind zum einen die Reichweite zur vollständigen Abdeckung der Rotorblätter und zum anderen die reduzierte Ausbreitung des Ultraschalls bei feuchten Wetterverhältnissen (Arnett et al. 2011a; Arnett et al. 2013; Bulling et al. 2015). Aktuell existieren noch technische Probleme, etwa solche zu Einflüssen des Wetters auf die Installationen, die bereits angegangen werden (BWEC 2014).

4.6.2 Elektromagnetische Vergrämung

Die Anwendung von elektromagnetischen Feldern wird noch erprobt (Nicholls und Racey 2007). Reduzierte Abundanz von Vögeln und dementsprechend ein potenzieller Vergrämungseffekt durch **Radarwellen** wurde bereits an Radarstationen wie Flugsicherungszentralen oder Wetterstationen beobachtet (Nicholls und Racey 2009). Konkrete hervorgerufene Auswirkungen sind noch nicht eindeutig bekannt; es wird jedoch beschrieben, dass Stress, Hyperthermie oder Maskierung der Echoortung (bei Fledermäusen) auftritt (Bulling et al. 2015; Nicholls und Racey 2007). Des Weiteren wurde beobachtet, dass Insekten in ihrem Verhalten nicht beeinflusst werden, was den Schluss zulässt, dass es sich bei der beobachteten Abundanzreduktion ab einer Intensität von $0,08 \mu\text{s}$ (um 13,3 % und bei $0,3 \mu\text{s}$ um 38 %), um eine Scheuchwirkung bei Fledermäusen (*Pipistrellus pygmaeus*, *P. pipistrellus* und *Myotis daubentonii*) handelt (Nicholls und Racey 2009). In Studien, wie der von ebd. (2009), wird diese Verwendung von Radarwellen als kostengünstige und feuchtigkeitsunempfindliche Methodik beschrieben (Bulling et al. 2015). Für eine flächendeckende Installation an WEA wird jedoch wegen des hohen Aufwands bezüglich der benötigten Geräte und möglicher Umweltauswirkungen, diese Methodik zur Vergrämung, als ungeeignet beschrieben (Ahlén et al. 2007; Bulling et al. 2015; Nicholls und Racey 2009).

Der Einsatz von **Mikrowellenstrahlung** zur Vergrämung von Vögeln wird ebenso als ungeeignet beschrieben, da die benötigte hochenergetische Strahlung gesundheitliche Auswirkungen bei Vögeln als auch beim Menschen hervorrufen kann (Harris und Davis 1998; May et al. 2015).

Laser können ebenfalls zur Vergrämung eingesetzt werden, sobald sie auf einzelne Individuen gerichtet werden. Um eine Reaktion (bei Stockente, Silbermöwe und Star) hervorzurufen musste der hochenergetische Laser (in Feldversuchen) jedoch auf empfindliche Körperpartien gerichtet werden, was zu Verletzungen (bei 100-200 J) an Gefieder und Augen führte. Bei geringer Strahlenenergie (1-2 J) wurde, am Beispiel von Möwen, kein Fluchtverhalten ausgelöst (Bulling et al. 2015; Harris und Davis 1998; May et al. 2015). Speziell für die Vergrämung von Vögeln an Militärstandorten und Flugplätzen wurden langwellige Laser (633-650 nm) eingesetzt. Diese werden sowohl hinsichtlich der menschlichen Gesundheit als auch für Vögel als ungefährlich bewertet (Bulling et al. 2015). Zur Vergrämung von Vögeln in der Nähe von Rast- und Nahrungsstätten eignen sich Laser in erster Linie bei Nacht oder bei witterungsbedingter schlechter Sicht (Bishop et al. 2003; May et al. 2015). Eine Verbesserung dieser Technologie durch Installation von UV-Lasern unterhalb der Rotoren, wobei der Laser auf den Rotorbereich gerichtet wird, wurde bisher noch nicht erprobt (May et al. 2015).



4.6.3 Visuelle Vergrämung

Optische Reize sollen bei Vögeln eine Assoziation mit Gefahr oder dem Unbekannten und somit eine Meidung/ Fluchtverhalten hervorrufen (Harris und Davis 1998). Die Effektivität solcher Maßnahmen ist jedoch begrenzt. Nach den Ergebnissen von Bulling et al. (2015) zeigen optische Reize wie installierte Prädatoren-Modelle, Flugdrachen in Greifvogelform, Ballons, Kadaver, Reflektoren (mehrfarbige Bänder), Modellflugzeuge oder Rauch kaum das erwünschte Meideverhalten (oder nur kurzzeitige Meidung). Darüber hinaus sind diese sehr aufwendig in der Anwendung oder stellen gar eine potenzielle Gefahr für die Umgebung dar (der Einsatz von Rauch). Andere visuelle Reize dagegen erwiesen sich als besser geeignet um die Wahrnehmbarkeit der WEA von Vögeln zu erhöhen. Dazu gehören Reflektoren an Rotorblättern oder auch Beleuchtung (beobachtetes frühzeitiges Meideverhalten von Kanadagänsen durch Blackwell et al. (2012)) wie auch akustische Reize (z.B. Windgeräusche) (Bulling et al. 2015).

Bei Nacht oder auch Witterungsverhältnissen mit wenig Licht, erwiesen sich langwellige Laser (siehe Kap. 4.6.2), aufblitzende sowie stroboskopische Beleuchtung als effektive Ansätze zur Vergrämung von Vögeln (Bishop et al. 2003; Bulling et al. 2015). Um einen Effekt bei einem möglichst großen Artenspektrum zu bewirken, wird empfohlen mindestens zwei verschiedene Stroboskopfrequenzen zu verwenden (Green und Bahr 1993 in Bishop et al. 2003). Als negative Aspekte solch intensiver Beleuchtung ist jedoch anzumerken, dass von einem Einsatz in der Nähe von Siedlungen abgeraten wird und es bei schlechten Sichtverhältnissen auch zur Anlockung von Vögeln kommen kann (Bishop et al. 2003; Bulling et al. 2015; Clarke 2004; Harris und Davis 1998).

4.7 Betriebsregulierung (zeitweilige Abschaltungen bei artspezifisch saisonal/tageszeitlich erhöhter Aktivität)

4.7.1 Hohe Abundanz

Innerhalb von Zeiträumen mit hoher Abundanz von Arten in der Nähe oder in Windenergieparks kann das Kollisionsrisiko durch Abschaltung reduziert werden. Diese erfolgen auf Grundlage von Beobachtungen der Flugaktivitäten (Smallwood und Thelander 2005). Basis dafür können Erfahrungswerte sein, welche auf Langzeitmonitoring oder auch Echtzeitmessungen (Davenport et al. 2011) beruhen (Bulling et al. 2015). Die Effektivität von Abschaltungen ist dabei bestimmt durch den präzise definierten Zeitraum. In Abhängigkeit davon gilt es die Auswirkungen auf (sensible) Arten wie auch wirtschaftliche Verluste gering zu halten (May et al. 2015). Die Effizienz dieser Maßnahme ist folglich auch von den jeweiligen Standorteigenschaften und Arten bestimmt.

Zeitweise hohe Abundanz:

Wetterbedingungen scheinen die den Bedarf an Abschaltungen ebenfalls zu beeinflussen. Untersuchungen im Landkreis Uelzen haben aufgezeigt, dass der Kranichzug bei guten Wetterbedingungen weit oberhalb von WEA stattfindet und diese somit keine Barrierewirkung entfalten (Steinborn und Reichenbach 2011b). Auf mögliche Konflikte wurden von den Autoren in Bezug auf Schlechtwettereinbrüche hingewiesen, da solche zu niedrigeren Flughöhen führen. Allerdings konzentriert sich der Vogelzug auf Zeiträume mit vergleichsweise guten Wetterbedingungen. Da Zugsbewegungen zudem



gut vorhersehbar sind, können kurzfristige Abschaltungen während starker Zugereignisse potenzielle Auswirkungen vermeiden.

Dauerhaft hohe Abundanz:

Bei dauerhafter Abundanz über mehrere Monate ist mit höheren Ausfällen zu rechnen (Bulling et al. 2015). In Kalifornien wurde ermittelt, dass Abschaltungen während der Herbst- und Wintermonate Greifvogelkollisionen (von Steinadlern, Rotschwarzbussarden, Buntfalken und Kanincheneulen) um 54 % hatte reduziert werden können bei Ertragseinbußen von 17 % (Smallwood 2008). Bei Arten, deren Abundanz nur schwer vorhersehbar ist, können Echtzeitmessungen wirtschaftliche Einbußen reduzieren. Zu beachten ist, dass diese Methode bei ziehenden Singvögeln erfolgreich angewandt werden kann (vgl. Davenport et al. 2011), bei alleinziehenden Individuen, wie Greifvögeln, scheint diese aus technischen Gründen jedoch ungeeignet (Bulling et al. 2015).

In der Praxis werden Abschaltungen für Kraniche, z.T. für Rotmilane²⁰ und in einem Windenergieprojekt auch für Mornellregenpfeifer (im Saarland) durchgeführt (ebd.), wobei die Ausgestaltung der Maßnahme in Hinsicht auf die jeweilige Art (lokal begrenzte Abundanz oder raumgreifendes Verhalten) stark unterschiedlich ausfallen.

Fledermäuse

Es wurde gezeigt (Kap.3.1.2.2), dass Herbstmigration und Mortalitätsraten in direktem Zusammenhang stehen (Schuster et al. 2015). Für Fledermäuse haben Brinkmann et al. (2011) Zusammenhänge zwischen Fledermausaktivität und abiotischen Faktoren (Monat, Nachtzeit, Windgeschwindigkeit, Temperatur und Niederschlag) beobachtet und lassen anhand dieser Daten Rückschlüsse auf Abundanz bzw. solchen Zeiten mit hohen Kollisionsraten zu (vgl. Arnett et al. 2006; Hein et al. 2011; Kerns et al. 2005). Darüber hinaus haben Baerwald und Barclay (2011) die Parameter Mondnächte, Windrichtung, und Luftdruck identifiziert. Information zu diesen Parametern werden für die Feststellung von Abschaltalgorithmen herangezogen. In Abhängigkeit von Standort und Art variiert sowohl die Gewichtung als auch Kombination der zu berücksichtigten Parameter. Um eine größtmögliche Vermeidung an Kollisionen aber auch minimale Betriebszeitverluste zu erreichen bedarf es optimierter Algorithmen (Bulling et al. 2015). Auch in der Schweiz werden bereits Abschaltalgorithmen genutzt und evaluiert. Kürzlich wurden u.a. die Ergebnisse des Projekts „Untersuchung zur Effektivität der Fledermaus- und Vogeldetektion bei Windturbinen“²¹ veröffentlicht.

Die Erhöhung der WEA-Anlaufgeschwindigkeit zum Schutz von Fledermäusen, ist nach den Ergebnissen von ebd. (2015) noch eine kaum angewandte Maßnahme in Deutschland, während diese in Nordamerika verbreitet Anwendung findet. Der zugrundeliegende Parameter ist dabei „lediglich“ die Windgeschwindigkeit (als Schwellwert für das Anlaufen der WEA) während der Nachtstunden und zu Zeiten mit hoher Fledermausaktivität. Temperatur- oder Niederschlagsdaten werden demnach nicht berücksichtigt (Baerwald und Barclay 2009; Arnett et al. 2011b), wodurch jedoch ein geringer Mess-

²⁰ Auf Grundlage von Empfehlungen aus den ornithologischen Gutachten (die von der Behörde übernommen wurden) wird während der Zugzeit zwischen August und September bzw. Oktober Betriebsregulierung durchgeführt.

²¹ http://www.bfe.admin.ch/forschungwindenergie/02512/02746/index.html?lang=de&dossier_id=06379



sowie Kostenaufwand resultiert (Brinkmann et al. 2011; Bulling et al. 2015). Wären die beiden, von Arnett et al. (2008), untersuchten US-amerikanischen Windparks (Meyersdale in Pennsylvania und Mountaineer in West Virginia) unter einer Windgeschwindigkeit von <6 m/s, abgeschaltet worden, so hätten die Mortalitätsraten um 82 % bzw. 85 % reduziert werden können, so die Autoren. In Tabelle 7 ist dargestellt, dass sich die Anwendung einer Mindest-Windgeschwindigkeit von 5 m/s (Arnett et al. 2011b) bzw. 5,5 m/s (Baerwald und Barclay 2009) zu einer erheblichen Mortalitätsreduzierung führen kann bei verhältnismässig geringen Energieeinbußen.

Tabelle 7. Auswahl an zwei experimentellen Studien zur Umsetzung und Effektivität der Erhöhung von Anlaufgeschwindigkeiten (Bulling et al. 2015)

Quelle	Dauer der Studie	Anlageneigenschaften	Vorkommen von windkraftsensiblen Arten	Verminderung der Kollisionsrate	Berechnete Einbußen
Arnett et al. 2011b (Casselman Wind Project, Pennsylvania)	2 Jahre je 75 Nächte (Ende Juli bis Anfang Oktober 2008 und 2009), Anlaufgeschwindigkeit erhöht auf 5 m/s, ½ Std. vor Sonnenuntergang bis ½ Std. nach Sonnenuntergang	23 WEA mit 1,5 MW (12 Treatment, 11 Referenz-WEA), 80m Turmhöhe, 77m Rotordurchmesser. Technisch mögliche Anlaufgeschwindigkeit 3,5 m/s	Weißgraue Fledermaus (<i>Lasiurus cinereus</i>), Silberhaarfledermaus (<i>Lasionycteris noctivagans</i>), Rote Fledermaus (<i>Lasiurus borealis</i>) (\approx 75% der jährlichen Schlagopfer).	44-93% pro Nacht	< 1% über gesamte Dauer der Regulierung und 23 WEA
Baerwald et al. 2009 (Southwestern Alberta, Kanada)	2 Jahre (1. August bis 7. September 2006-2007), Anlaufgeschwindigkeit erhöht auf 5,5 m/s Tag und Nacht (24 Std.)	15 WEA mit 1,8 MW, 65m Turmhöhe, 80m Rotordurchmesser. Technisch mögliche Anlaufgeschwindigkeit 4,0 m/s	Weißgraue Fledermaus (<i>Lasiurus cinereus</i>), Silberhaarfledermaus (<i>Lasionycteris noctivagans</i>)	60% im Jahr 2006 und 57,5% im Jahr 2007	3.000 – 4.000 Kanadische Dollar pro Monat für alle 15 WEA

Abschaltalgorithmen und Anpassung

In Deutschland wird in allen aktuellen Leitfäden die Anwendung von Abschaltalgorithmen zum Schutz von Fledermäusen empfohlen, wobei auf die Ergebnisse des Forschungsvorhabens von Brinkmann et al. (2011) „Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen“ verwiesen wird.

Im Gegensatz zur Erhöhung der Anlaufgeschwindigkeit stellen auf Algorithmen basierte Abschaltungen Optimierungsmöglichkeiten dar durch die Inklusion von Standort- und Anlagenspezifika, sowie der Berücksichtigung der Parameter Temperatur und Niederschlag (Brinkmann et al. 2011; Lagrange et al. 2013). Zur Ermittlung der standortspezifischen Schwellenwerte aller zu berücksichtigenden Parameter, dient die Erfassung der Fledermausaktivität im Rahmen der Voruntersuchungen mittels



akustischer Detektoren in Rotorhöhe. Diese sei von besonderer Bedeutung für die in Deutschland vorkommenden windkraftsensiblen Arten, Abendsegler (*Nyctalus noctula*), Kleinabendsegler (*Nyctalus leisleri*), Breitflügel-Fledermaus (*Eptesicus serotinus*), Zwergfledermaus (*Pipistrellus pipistrellus*), Rauhautfledermaus (*Pipistrellus nathusii*), Mückenfledermaus (*Pipistrellus pygmaeus*) und Zweifarbfledermaus (*Vespertilio murinus*). Darüber hinaus seien Kollisionen von Nordfledermaus (*Eptesicus nilssonii*), Weißrandfledermaus (*Pipistrellus kuhlii*) und Mopsfledermaus (*Barbastella barbastellus*) möglich, weshalb auch eine Erfassung dieser Arten anzuraten sei (Brinkmann et al. 2011). Da sich die Artenzusammensetzung und Aktivität am Boden von der auf Gondelhöhe unterscheidet, sollte die Flugaktivität (wenn möglich) in der Höhe gemessen werden (Lagrange et al. 2013). Auf der Basis der Voruntersuchung können somit standortspezifische Algorithmen aus einer Kombination der Parameter formuliert werden. Zu Optimierungszwecken des Algorithmus wurden in zwei kanadischen Windparks außerdem Infrarot-Geräte installiert, um Phänologie-spezifische Aktivitäten besser berücksichtigen zu können (Lagrange et al. 2013).

Qualitätskontrollen und gegebenenfalls dementsprechende Anpassungen der Algorithmen im ersten Betriebsjahr ermöglichen die Berücksichtigung potenzieller Varianzen der Fledermausaktivität (bspw. zwischen unterschiedlichen Jahren) und bieten somit Optimierungspotential (Brinkmann et al. 2011; Bulling et al. 2015). Schlagopfersuchen können in einem Radius von 50 m (oder 100 m bei geringer Absuchbarkeit) um die WEA erfolgen. Arnett et al. (2008) und Niermann et al. (2011) zufolge sind dabei unbedingt die methodische Fehler (Sucheffizienz, Verbleiberate von Kadavern und Anteil der absuchbaren Fläche) in Hochrechnungen zu berücksichtigen. Es kann auch die Flugaktivität auf Gondelhöhe (über ein weiteres Jahr) gemessen werden, auf deren Grundlage Annahmen zur Anzahl von Kollisionen getroffen werden können, so Brinkmann et al. (2011). Mittels eines Mixture Modells werden Informationen zur gemessenen Fledermausaktivität sowie der mittleren Windgeschwindigkeit ausgewertet um Schlagopferzahlen ermitteln/ abschätzen zu können. Auf Grundlage dessen können Annahmen über Kollisionsraten getroffen werden ohne Schlagopfersuche, und entsprechende Anpassungen der Abschaltungen vorgenommen werden (Korner-Nievergelt et al. 2011).

Untersuchungen von Behr et al. (2011b) haben aufgezeigt, dass eine optimale Betriebsregulierung mit minimalen Ertragseinbußen durch Einbezug diverser Einflussvariablen erreicht werden kann; die Anzahl und Auswahl der Parameter variiert jedoch in Abhängigkeit des spezifischen Standortes. Die Autoren zeigten auf, dass der Ertragsverlust geringer ist, wenn neben Windgeschwindigkeit, Datum und Uhrzeit zusätzlich Temperatur und Niederschlag berücksichtigt wurden. Durchschnittlich sei (unter Einbeziehung all dieser Parameter) eine Reduktion an Energieeinbußen über 20 Jahre von 0,07 % möglich. Vergleichend dazu sind in Tabelle 8 Ergebnisse ähnlicher Studien abgebildet, die signifikante Reduktionen an Kollisionen bei verhältnismäßig geringen Ertragseinbußen abbildet.



Tabelle 8. Verminderung der Fledermauskollision mittels Betriebsregulierung an Standorten in Frankreich und Kanada mit ermittelter Ertragseinbuße der Betreiber (Lagrange et al. 2013 in Bulling et al. 2015)

Windpark	Anlageneigenschaften	Verminderung der Kollisionsrate vgl. zu Referenz-WEA (gerundet)	Ertragseinbuße
Bouin, Vendée	5 regulierte WEA, 3 Referenz-WEA über 2 Jahre	68 %	< 0,5 % (Nordex)
Mas-de-Leuze, Crau	4 regulierte WEA, 4 Referenz-WEA über 2 Jahre, Regulierung über 7 Wochen	91 %	< 1 % (Enercon)
FrontLine, Ontario	2 regulierte WEA, 3 Referenz-WEA, Regulierung über 12 Wochen, zudem Einsatz Infrarot Kamera	78 %	< 2 % (Boralex)
Bisnett, Ontario	2 regulierte WEA, 3 Referenz-WEA, Regulierung über 12 Wochen, zudem Einsatz Infrarot Kamera	97 %	< 2 % (Boralex)

4.7.2 Hohes Kollisionsrisiko für einzelne Individuen

Zum Schutz von stark gefährdeten Arten können in entsprechenden Gebieten selektive Abschaltungen von WEA von Bedeutung sein (Lucas et al. 2012a; Sheppard et al. 2014). Die Ausgestaltung der Abschaltkriterien ist dabei von der jeweiligen Art (z.B. Verhalten, Anzahl und Größe) abhängig (Bulling et al. 2015).

Eine Methode der Erfassung einzelner Individuen ist das Kameraüberwachungssystem, das durch die vier Kameras je Anlage eine 360°-Erfassung ermöglicht (dtbird 2014). Bei Tageslicht werden >80 % der Vögel erkannt; abhängig ihrer Größe in einem Abstand von 150-250 m. Anschließend können Anlagen automatisch abgeschaltet werden um Kollisionen zu vermeiden; siehe auch Kap.4.7 oder Maßnahmen der Vergrämung, wie bspw. in Kap. 4.6.1 beschrieben. Individuenschutz für den Kalifornischen Kondor wird bspw. in Mexiko durchgeführt, da dieser dort stark bedroht ist. Dazu wurden alle 37 Tiere mit GPS-Sendern ausgestattet, wodurch die jeweilige Zentrale eine Warnung bekommt sobald ein Individuum einen Radius des Windparks (Energía Sierra Juárez mit 47 Anlagen je 3,3 MW) von 20 oder 40 km überquert. Beim Verlassen der Gefahrenzone wird ein Signal der Entwarnung versandt. So können Betreiber individuell reagieren; unter der Prämisse, dass alle Individuen besen- dert sind (Sheppard et al. 2014).

Eine Reduktion um 50 % der Kollisionsofferzahlen von Gänsegeiern (an 244 Anlagen) konnte in Spanien (Tarifa) durch selektive kurzzeitige (max. 3 Minuten) Abschaltungen erreicht werden; basierend auf Beobachtungen. Monetäre Einbußen des jährlichen Ertrags beliefen sich dabei auf 0,07 %, da die Mehrheit der Kollisionen an nur zehn Anlagen zu verzeichnen waren (Lucas et al. 2012a).



4.7.3 Bewirtschaftungsmaßnahmen

Wie bereits in Kap. 4.4 und Kap. 4.5 beschrieben werden z.B. Greifvögel von bestimmten Bewirtschaftungsformen angezogen²². Niedrige Anpflanzungen erlauben bspw. ein leichteres Ausmachen von Beutetieren. Dies gilt insbesondere für die Zeiten direkt nah der Mahd, bedingt durch das erhöhte Nahrungsangebot an Kleinsäugetern.

Sowohl Rotmilane als auch Wiesenweihen zeigen eine erhöhte Frequentierung von Flächen am Mahdtag und ein bis zwei darauffolgenden Tagen in der Nähe von WEA. Telemetrieuntersuchungen zum Jagd- und Revierverhalten zeigen ebenfalls, dass Rotmilane und Wiesenweihen auch frisch gemähte Flächen anfliegen, die sich abseits ihres Aktionsraumes befinden (Hötker et al. 2013b; Mammen et al. 2013). Ein Ähnliches Verhalten wurde bei der Mahd von Wintergerstenfeldern beobachtet (Bulling et al. 2015). Über hohen und dichten Vegetationsstrukturen, wie Luzernefeldern wurden Rotmilanen nicht gesichtet. Direkt nach der Mahd beobachteten Mammen et al. (2013) hingegen eine erhöhte Frequentierung von >900 Anwesenheitssekunden von Rotmilanen (pro Hektar und Beobachtungseinheit von 45 Minuten). Am nächsten Tag waren es nur noch rund 50 Anwesenheitssekunden, was auf einen raschen Attraktivitätsverlust schließen lässt. Eine Attraktivitätssteigerung von intensivgenutzten Grasflächen und Luzernefeldern für Rotmilane konnte auch Trierweiler (2010) beobachten (vgl. zu Greifvogelverhalten Aschwanden et al. 2005; Sheffield et al. 2001).

Als Konsequenz wird in verschiedenen deutschen Leitfäden eine temporäre Abschaltung von Anlagen in Zusammenhang mit Bewirtschaftungsmaßnahmen (inkl. Mahd, Eggen, Einsaat, Pflügen und Heuwenden) im Umkreis von 200 km empfohlen (Bulling et al. 2015).

4.8 Repowering und Rückbau

In Ländern wie Deutschland wird in den kommenden Jahren der Anteil an Repowering weiter zunehmen, bedingt durch die steigende Anzahl an bereits erschlossenen Flächen (Deutsche WindGuard GmbH 2015).

Auswirkungen können zum einen durch das gesammelte Wissen um Konfliktpotentiale (z.B. hinsichtlich der Naturverträglichkeit) reduziert werden und zum anderen durch Repowering; sprich einer Reduktion in Anlagenanzahl bei vergleichbarer Kapazität (KIFL 2014; Smallwood 2015). Für Anlagen, an denen hohe Kollisionen zu verzeichnen waren, wird empfohlen andere Standorte zum erneuten Aufbau zu wählen (vgl. Drewitt und Langston 2006; Dürr 2009; Camiña 2011; Lindeiner et al. 2011; KIFL 2014) (zu Macrositing siehe Kap. 0). Repowering sollte empfehlenermaßen nur dort stattfinden, wo Raumwiderstände gering sind. Dies schließt sensible Landschaften, wie Bergrücken, aus (Smallwood 2015; Bulling et al. 2015). Mittels Microsittings von Anlagen im Zuge von Repoweringmaßnahmen können somit Auswirkungen reduziert werden; bspw. durch das Freihalten von Flugrouten (siehe dazu Kap. 4.2) oder auch Variation in der Anlagenhöhe (siehe dazu Kap. 4.3.24.2). Dabei sollten jedoch mögliche Auswirkungen auf andere Arten berücksichtigt werden.

²² „...wie z. B. Turmfalken, Buntfalken, Waldohreulen, Rotmilane sowie Wiesen- und Kornweihen (Aschwanden et al. 2005; Sheffield et al. 2001; Trierweiler 2010c; Hötker et al. 2014; Mammen et al. 2014; Gelpke und Hormann 2012)“ (Bulling et al. 2015, S. 79)



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Eidgenössisches Departement für
Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation UVEK
Bundesamt für Energie BFE

Zur Erhebung potenzieller Auswirkungen an neuen Standorten kann auf einen schrittweisen Ausbau zurückgegriffen werden in Kombination mit Monitoring, wie z.B. im Uruguay Wind Farm Project (Ledec et al. 2011).



5 Spezifizierung für potenziell besonders betroffene Arten in der Schweiz

Gemäß dem vorliegenden internationalen Kenntnisstand bestehen hinsichtlich der Empfindlichkeit von Vogel- und Fledermausarten gegenüber den spezifischen Wirkfaktoren von Windenergieanlagen große artspezifische Unterschiede (s. Kap. 3). Nachfolgend wird daher zunächst für die jeweiligen Artengruppen (Fledermäuse, Brut- und Gastvögel, ziehende Vögel) das in der Schweiz betroffene Spektrum an Arten ermittelt, das durch eine besondere Empfindlichkeit gegenüber Windenergieanlagen gekennzeichnet ist. Dabei wird zwischen den beiden wesentlichen Wirkfaktoren Kollisionsrisiko und Störung/Vertreibung/Barriere (aktive Meidung der Anlagennähe) unterschieden. Bau- und anlagenbedingte Habitat- und Quartierverluste werden nicht näher betrachtet, da diese vergleichbar mit anderen Eingriffstypen und daher nicht spezifisch für die Windenergienutzung sind (s. Kap. 3.3.1). Grundlage sind neben dem dargelegten internationalen Kenntnisstand (s. Kap. 3) auch die Erfahrungen aus Deutschland und Europa, soweit sie auf die Schweiz übertragbar sind.

5.1 Fledermäuse

Nach Brinkmann et al. (2011) wird heutzutage weitgehend davon ausgegangen, dass Scheuch- und Barrierewirkungen bei Fledermäusen keine oder nur eine untergeordnete Rolle spielen (vgl. Kap. 3.1.1.5). Dies korrespondiert auch mit der grundsätzlichen Kollisionsgefährdung hoch fliegender Arten (s.u.), die offenbar auf einer fehlenden Meidung der Anlagennähe beruht. Die nachfolgenden Ausführungen fokussieren daher auf das Kollisionsrisiko, etwaige Störungswirkungen werden nicht betrachtet.

5.1.1 Ermittlung besonders betroffener Arten

Gemäß dem gegenwärtigen Kenntnisstand (s. Kap. 3.1) und auf der Grundlage der bislang in Europa bekannt gewordenen Kollisionsopfer (s. Tabelle 9) sind vor allem die Gattungen *Nyctalus* und *Pipistrellus* als besonders kollisionsgefährdet einzustufen. Weitere betroffene Gattungen umfassen *Eptesicus*, *Vespertilio*, *Hypsugo* und *Tadarida*. Hierbei handelt es sich um Arten, die aufgrund ihrer Flugweise im freien Luftraum und in größerer Höhe in den Bereich der Rotoren gelangen können. Im Gegensatz dazu stehen z.B. Vertreter der Gattungen *Myotis*, *Plecotus* und *Rhinolophus*, die strukturgebunden und in niedriger Höhe jagen, so dass sie nur in deutlich geringerem Maße betroffen sind (vgl. Abbildung 4).

Eine mögliche Ursache für niedrige bisher bekannt gewordene Kollisionsopferzahlen kann darin liegen, dass in dem Verbreitungsgebiet der jeweiligen Art bislang nur wenige Windparks errichtet wurden und/oder dass kaum Schlagopfersuchen durchgeführt wurden. Die meisten Kollisionsopferzahlen in Europa stammen aus Deutschland, Frankreich, Spanien und Polen. Damit sind auch Verbreitungsgebiete z.B. der Langflügelfledermaus mit hohen Anlagenzahlen in Spanien abgedeckt. Die niedrige Fundzahl bei dieser Art spricht somit – insbesondere im Vergleich zu den Zahlen der anderen Arten aus Spanien – für eine geringe Betroffenheit.

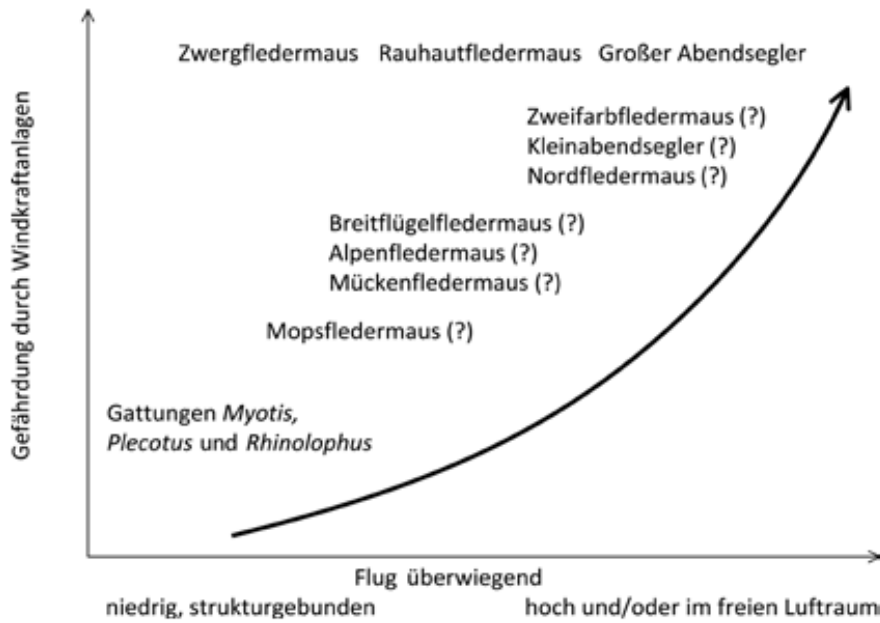


Abbildung 4: Gefährdung von Fledermausarten durch Windenergieanlagen in Abhängigkeit vom Flugverhalten (Quelle Zahn et al. 2014)

(?) = Einordnung der Flughöhe nicht eindeutig festzulegen



Tabelle 9: Fledermausverluste an Windenergieanlagen / bat fatalities at windturbines in Europe. Daten aus der zentralen Fundkartei der Staatlichen Vogelschutzwarte im Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg, Stand: 01. Juni 2015, <http://www.lugv.brandenburg.de/cms/detail.php/bb1.c.312579.de>

Art		A	BE	CH	CR	CZ	D	E	EST	FI	FR	GR	IT	LV	NL	N	P	PL	S	UK	ges.
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	Zwergfledermaus	2	5			3	495	211			374	24	1		14		202	3	1	2	1337
<i>Nyctalus noctula</i>	Abendsegler	46				3	852	1			12	10					1	16	1		942
<i>Pipistrellus nathusii</i>	Rauhautfledermaus	13			3	2	678				80	34	2	23	7			16	5		863
<i>Chiroptera spec.</i>	<i>Fledermaus spec.</i>	1	11		15		49	320	1		285	8	1				91	3	30	8	823
<i>Nyctalus leisleri</i>	Kleinabendsegler			1		1	125	19			49	58	2				152	5			412
<i>Pipistrellus spec.</i>	<i>Pipistrellus spec.</i>	8			37	2	48	25			182	2		2			83	2		1	392
<i>Pipistrellus pipistrellus/pygmaeus</i>		1		1			2	271			23	26					29	1			354
<i>Pipistrellus kuhlii</i>	Weißrandfledermaus				54			44			116						26				240
<i>Hypsugo savii</i>	Alpenfledermaus	1			39		1	50			32	28	10				35				196
<i>Pipistrellus pygmaeus</i>	Mückenfledermaus	4					54				71	5		1			24	1	1	1	162
<i>Vespertilio murinus</i>	Zweifarbfladermaus	2			7	2	104				1	1		1				7	1		126
<i>Eptesicus isabellinus</i>	Isabellfledermaus							117									1				118
<i>Eptesicus serotinus/isabellinus</i>								98									13				111
<i>Eptesicus serotinus</i>	Breitflügelfledermaus	1				7	46	2			16	1			1		3	3			80
<i>Tadarida teniotis</i>	Bulldoggfledermaus				1			23			2						11				37
<i>Eptesicus nilssonii</i>	Nordfledermaus	1					3		2	6				13		1		1	8		35
<i>Nyctalus lasiopterus</i>	Riesenabendsegler							21			5	1					5				32
<i>Nyctalus spec.</i>								2									16				18
<i>Myotis daubentonii</i>	Wasserfledermaus						7										2				9



Art		A	BE	CH	CR	CZ	D	E	EST	FI	FR	GR	IT	LV	NL	N	P	PL	S	UK	ges.
<i>Miniopterus schreibersii</i>	Langflügelfledermaus							2			4						3				9
<i>Plecotus austriacus</i>	Graues Langohr	1					6														7
<i>Plecotus auritus</i>	Braunes Langohr						7														7
<i>Myotis oxygnathus</i>	Kleines Mausohr							6													6
<i>Myotis myotis</i>	Mausohr						2	2			1										5
<i>Myotis mystacinus</i>	Kleine Bartfledermaus						2					2									4
<i>Myotis spec.</i>							1	3													4
<i>Barbastella barbastellus</i>	Mopsfledermaus						1	1			2										4
<i>Myotis dasycneme</i>	Teichfledermaus						3														3
<i>Myotis emarginatus</i>	Wimperfledermaus							1			2										3
<i>Myotis bechsteinii</i>	Bechsteinfledermaus										1										1
<i>Myotis brandtii</i>	Große Bartfledermaus						1														1
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	Große Hufeisennase							1													1
<i>Rhinolophus mehelyi</i>	Mittelmeerhufeisennase							1													1
<i>Rhinolophus spec.</i>	Hufeisennase unbest.							1													1
gesamt:		81	16	2	156	20	2487	1222	3	6	1258	200	16	40	22	1	697	58	47	12	6344

A = Österreich, BE = Belgien, CH = Schweiz, CR = Kroatien, CZ = Tschechien, D = Deutschland, E = Spanien, EST = Estland, FI = Finnland, FR = Frankreich, GR = Griechenland, IT = Italien, LV = Lettland, NL = Niederlande, N = Norwegen, P = Portugal, PL = Polen, S = Schweden, UK = Großbritannien



Aus den genannten Gattungen ergeben sich vor dem Hintergrund des in der Schweiz vorkommenden Artenspektrums (BAFU 2011; Bohnenstengel et al. 2014) elf Fledermausarten, die als besonders durch Kollisionen an Windenergieanlagen betroffen angesehen werden müssen (s. Tabelle 10). Für die übrigen Arten wurden bislang in ganz Europa weniger als zehn Kollisionsopfer bekannt, womit natürlich einzelne Kollisionen nicht vollständig ausgeschlossen sind, die Betroffenheit insgesamt sich aber deutlich von den übrigen Arten unterscheidet. Grundsätzlich gilt jedoch, dass – ebenso wie bei Vögeln – jede Art mit Windenergieanlagen kollidieren kann.

Letztlich kann die Betroffenheit der einzelnen Arten nur vor dem Hintergrund der Bestandsgröße beurteilt werden, da seltene Arten auch nur in entsprechend weniger Fällen im Bereich von Windparks vorkommen. Die Relevanz von Flughöhe und Lebensweise wird jedoch z.B. an der Wasserfledermaus besonders deutlich, da sie zu den häufigsten Arten in Europa zählt, bisher jedoch nur in sehr geringem Maß als Kollisionsopfer gefunden wurde.

Tabelle 10: Besonders kollisionsgefährdete Fledermausarten in der Schweiz

Art		Gefährdung*	Fledermausverluste an WEA in Europa (Tabelle 9)
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	Zwergfledermaus	Nicht gefährdet	1337
<i>Nyctalus noctula</i>	Abendsegler	Potenziell gefährdet	942
<i>Pipistrellus nathusii</i>	Rauhautfledermaus	Nicht gefährdet	863
<i>Nyctalus leisleri</i>	Kleinabendsegler	Potenziell gefährdet	412
<i>Pipistrellus kuhlii</i>	Weißrandfledermaus	Nicht gefährdet	240
<i>Hypsugo savii</i>	Alpenfledermaus	Potenziell gefährdet	196
<i>Pipistrellus pygmaeus</i>	Mückenfledermaus	Potenziell gefährdet	162
<i>Vespertilio murinus</i>	Zweifarbflödermaus	Verletzlich	126
<i>Eptesicus serotinus</i>	Breitflügelfledermaus	Verletzlich	80
<i>Tadarida teniotis</i>	Bulldoggfledermaus	Potenziell gefährdet	37
<i>Eptesicus nilssonii</i>	Nordfledermaus	Verletzlich	35

*gemäß Rote Liste Fledermäuse (Bohnenstengel et al. 2014)

Es ist allerdings zu berücksichtigen, dass die Potenziale zur Windenergienutzung räumlich u.a. durch das Windangebot in der Schweiz beschränkt sind. Abbildung 5 zeigt die mittleren Windgeschwindigkeiten in der Schweiz. Es wird davon ausgegangen, dass für den wirtschaftlichen Betrieb einer Windenergieanlage ein Windangebot von ca. 5m/s in Nabenhöhe notwendig ist. Große Teile der Schweiz weisen somit keine ausreichenden Windverhältnisse für den Betrieb von WEA auf (vgl. Abbildung 5). Dies kann Einfluss auf die räumliche Betroffenheit von Fledermausarten durch die Windenergienutzung haben, sofern diese unterschiedliche Verbreitungsmuster in der Schweiz zeigen.



Abbildung 5: Mittlere Windgeschwindigkeiten in der Schweiz, 100 m über Grund

So ist beispielsweise festzuhalten, dass Zweifarb- und Breitflügel-Fliege aus klimatischen Gründen in erster Linie im Mittelland auftreten (Bohnenstengel et al. 2014), wohingegen die Nordfliege in großer Zahl im Jura und im Engadin vorkommt (s. Abbildung 6) und ihre Zahl im Voralpenland und in den Alpentälern wahrscheinlich unterschätzt ist. Aus den Gattungen *Eptesicus* und *Vespertilio* ist somit die Nordfliege diejenige Art, die am ehesten von der Entwicklung der Windenergie in der Schweiz – insbesondere im Jura – betroffen ist.

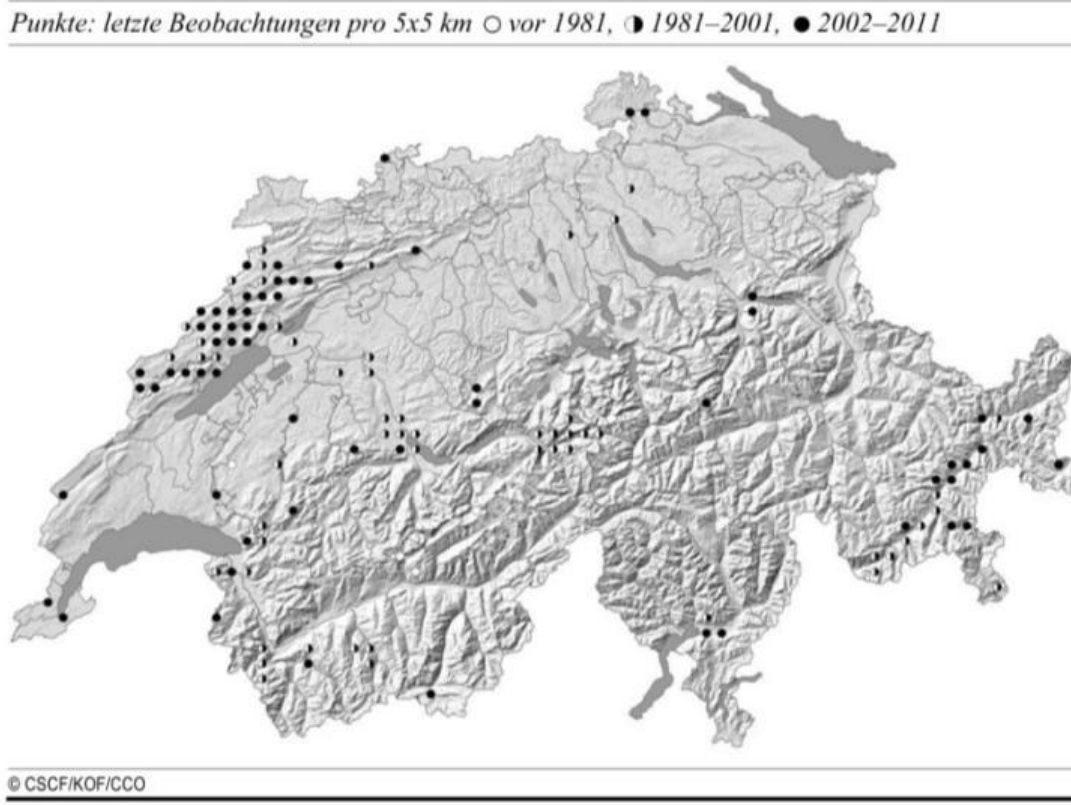


Abbildung 6: Verbreitung der Nordfledermaus im Sommer in der Schweiz (Quelle: Bohnenstengel et al. 2014)

Für die weiteren Arten können auf der Basis von (Bohnenstengel et al. 2014) folgende Aussagen zur räumlichen Verbreitung getroffen werden:

- Abendsegler: vorwiegend in den Ebenen in der Nähe großer Flüsse und Seen.
- Kleinabendsegler: Vorkommen bis in einer Höhe von ca. 2.000 m.
- Mückenfledermaus: vorwiegend an Gewässer- und Auensystemen.
- Bulldoggfledermaus: weitgehende Beschränkung auf das Genferseebecken, das Rhonetal und das Tessin.
- Zwergfledermaus: ubiquitäre Verbreitung, Vorkommen in verschiedensten Lebensräumen.
- Rauhaut- und Weißrandfledermaus: migrierende Arten mit sehr großem Verbreitungspotenzial, deren Schweizer Populationen größtenteils durch eine jährliche Immigration gekennzeichnet sind.
- Alpenfledermaus: vor allem im Wallis und am Alpensüdhang.

Im Ergebnis lassen sich somit aus der obigen Artenliste folgende sechs Fledermausarten benennen, für die aufgrund ihres Verhaltens (Flughöhe) sowie ihrer regionalen Verbreitung von einem besonderen Konfliktpotenzial in der Schweiz ausgegangen werden kann:

- Nordfledermaus
- Kleinabendsegler
- Zwergfledermaus



- Rauhautfledermaus
- Weißrandfledermaus
- Alpenfledermaus

Je nach Standort kann es jedoch zu zusätzlichen Betroffenheiten kommen, z.B. bei den vom Aussterben bedrohten Großen Hufeisennasen, von denen in der Schweiz nur noch ca. 200 Tiere vorkommen. Selbst wenn das Kollisionsrisiko für diese Art aufgrund ihrer niedrigen Flugweise gering sein dürfte, hätte der Verlust einzelner Tiere bereits große Auswirkungen auf die Population.

Ein bedeutsamer Aspekt ist die Funktion der Schweiz als Durchzugs- und Überwinterungsgebiet für migrierende Fledermausarten, insbesondere die Rauhautfledermaus, woraus eine besondere Verantwortung für den Erhalt der Populationen aus einem weitaus größeren geografischen Raum als der Schweiz selber erwächst (Voigt et al. 2012). Aufgrund der geografischen und strukturellen Vielfalt der Schweiz auf engstem Raum kommt der Einzelfallprüfung, hinsichtlich möglicher Betroffenheiten von Fledermäusen, eine besondere Bedeutung zu.

5.1.2 Hinweise zur Konfliktbewältigung

5.1.2.1 Zur Notwendigkeit von Höhenerfassungen

Moderne Windenergieanlagen können eine Gesamthöhe von über 200 m erreichen, wobei die untere Rotorspitze je nach Nabenhöhe nur noch bis Höhen von ca. 90-60 m herunterreicht. Notwendig zur Abschätzung des Kollisionsrisikos bei geplanten Windparkstandorten wäre somit eine Erfassung der Fledermausaktivität in diesem Höhenbereich (Rodrigues et al. 2015). Dies ist jedoch mit herkömmlicher bodengestützter Technik bislang nicht oder nur eingeschränkt möglich. Die räumliche Reichweite der Registrierung ist abhängig von der Ruflautstärke der verschiedenen Arten und reicht nur beim Abendsegler (Gattung *Nyctalus*) bis in die notwendige Höhe (Tabelle 11).

Tabelle 11: Übersicht über die Erfassungsgrenzen einzelner Arten

Gattung	Erfassungsgenauigkeit	Hörweite [m]*
Langohren (<i>Plecotus</i>)	Gattungsniveau	3 - 35
Gattung <i>Myotis</i>	Gattungsniveau	20 - 50
Abendsegler (<i>Nyctalus</i>)	Artniveau	70 - 150
Breitflügel-Fledermäuse (<i>Eptesicus</i>)	Artniveau	60 - 90
Zwerg- bzw. Rauhautfledermäuse (<i>Pipistrellus</i>)	Artniveau (Gattungsniveau)	30 - 60

*Quelle: Skiba (2003)

Insbesondere an Waldstandorten führen rein bodengestützte Erfassungen aufgrund der Abschirmung durch die Baumkronen nicht zu einer belastbaren Datengrundlage. Nach Möglichkeit sollten



daher akustische Erfassungen in größerer Höhe wie z.B. an Windmessmasten erfolgen (Hurst et al. 2015). Auch der Einsatz von Heliumballons stellt eine Möglichkeit dar, ist allerdings auf optimale Witterungsbedingungen beschränkt und führt zu hohem finanziellem Aufwand bei nur geringer Stichprobengröße.

Generell bleibt jedoch das Problem, dass eine hinreichende Erfassung der Fledermausaktivität in dem relevanten Höhenbereich vor Errichtung der Windenergieanlagen technisch in der Regel nur eingeschränkt möglich ist.

Aus diesem Grund bietet es sich an, zumindest zusätzlich eine Erfassung der Fledermausaktivität in Rotorhöhe nach Errichtung der WEA durch Installation von Ultraschalldetektoren in den Gondeln der Anlagen durchzuführen. Ein solches, möglichst über mehrere Betriebsjahre, durchgeführtes sog. „Gondelmonitoring“ bietet die Möglichkeit, die Aktivität der Fledermäuse in der relevanten Höhe zu erfassen und dabei auch bereits mögliche Anlockungseffekte (siehe Kap. 3.1.1.4) abzudecken, die ebenfalls mittels Voruntersuchungen nicht erfasst werden können. Auf dieser Basis kann dann ein standortspezifisches temporäres Abschaltregime entwickelt werden, das eine effektive Reduktion der Kollisionsofferzahlen bewirkt (Brinkmann et al. 2011) (siehe unten). Zudem erfasst ein solches Vorgehen nur die Aktivität der tatsächlich von Kollisionen betroffenen Fledermausarten, wohingegen mit bodengestützten Erfassungen stets die gesamte Fledermausaktivität erfasst wird, d.h. auch solcher Arten, die aufgrund ihrer niedrigen Flughöhe nicht von Kollisionen betroffen sind.

Bodengestützte Untersuchungen im Zuge der Planung von Windparkstandorten werden durch diese Vorgehensweise jedoch nicht obsolet. Sie können sich zum einen auf die mögliche Betroffenheit von Fledermausquartieren beziehen. Dies umfasst zwei Aspekte:

- Direkte Zerstörung von Quartieren insbesondere an Waldstandorten (Fällen von Quartierbäumen)
- Vorhandensein von Quartieren im nahen Umfeld des geplanten Windparks mit einer entsprechenden hohen Flugaktivität, die je nach Art bereits Rückschlüsse auf ein erhöhtes Kollisionsrisiko zulässt.

Zum anderen kann mit einer akustischen Dauererfassung die Phänologie der Fledermausaktivität erfasst werden, woraus sich Hinweise auf Zuggeschehen oder auch sommerliche Aktivitätspeaks ableiten lassen.

Weitere methodische Empfehlungen für die Erfassung von Fledermäusen im Zuge der Planung von Windparkstandorten finden sich beispielweise bei Rodrigues et al. (2015), Hurst et al. (2015) sowie in den Leitfäden mehrerer deutscher Bundesländer wie in Baden-Württemberg²³.

5.1.2.2 Vermeidung

Die wichtigste und als besonders effektiv nachgewiesene Maßnahme zur Vermeidung bzw. Verminderung von Kollisionsverlusten von Fledermäusen an Windenergieanlagen, ist die temporäre Ab-

²³ https://mlr.baden-wuerttemberg.de/fileadmin/redaktion/m-mlr/intern/Untersuchungsumfang_Fledermaeuse_Endfassung_01_04_2014.pdf (Abruf am 20.05.2015)



schaltung bei artspezifisch saisonal erhöhter Aktivität in Abhängigkeit von den Witterungsbedingungen (siehe Kap. 4.7.1, (Köppel et al. 2014)). Inzwischen wurden praktikable Internet-Tools entwickelt, die auf der Datenbasis aus dem sog. Gondelmonitoring (s.o.) den entsprechenden Abschalt-Algorithmus berechnen (<http://windbat.techfak.fau.de/index.shtml>).

Zur Verhinderung eines erhöhten Kollisionsrisikos während der Phase des Gondelmonitorings kann ggf. bereits im Vorfeld eine pauschale temporäre Abschaltung bei bestimmten Witterungsbedingungen erfolgen. Diese kann dann auf der Basis der Ergebnisse des Gondelmonitorings standortspezifisch angepasst werden. Sollen die Anlagen während des Gondelmonitorings noch ohne temporäre Abschaltung betrieben werden, besteht die Möglichkeit einer begleitenden Kollisionsopfersuche, die jedoch hohen methodischen Standards unter Ermittlung spezifischer Korrekturfaktoren wie Sucheffizienz und Abtrage rate durch Beutegreifer genügen muss (Brinkmann et al. 2011).

Die Ableitung der Rahmenbedingungen für das temporäre Abschaltregime, insbesondere zu Witterung, aus konkreten Daten des Gondelmonitorings bietet den Vorteil, dass hierbei auch regionale Anpassungen des Fledermausverhaltens an bestimmte Witterungsbedingungen mit abgedeckt werden. So fliegen beispielsweise Fledermäuse in den Alpen teilweise bei niedrigeren Temperaturen, als dies aus dem Flachland bekannt ist. In Regionen, die generell durch höhere Windgeschwindigkeiten charakterisiert sind, ist die Flugaktivität von Fledermäusen weniger auf Phasen geringer Windgeschwindigkeiten beschränkt als in windärmeren Regionen. Auch werden durch das Gondelmonitoring lokale Besonderheiten hinsichtlich der Flughöhen erfasst.

Maßgeblich für Dauer der temporären Abschaltung bzw. für die Festlegung bestimmter Parameter (z.B. Schwelle für die Windgeschwindigkeit) ist die Frage, wieviel Fledermausverluste pro Anlage und Jahr für tolerierbar gehalten werden (z.B. Entwurf UVP-Handbuch für die Schweiz: Reduktion der Todesfälle um 80%). Hierzu gibt es jedoch bislang keine Angaben, die sich auf populationspezifische Daten stützen, da bei Fledermäusen der Kenntnisstand zu Populationsgrößen sowie zu Mortalitäts- und Reproduktionsparametern sehr beschränkt ist. Lediglich das Bundesland Brandenburg trifft die Aussage, dass für den Abendsegler und die Rauhaufledermaus eine jährliche Schlagopferzahl von 1,0 Individuen pro Windenergieanlage und Jahr noch als populationsunschädlich angesehen wird (2,0 bei der Zwergfledermaus), allerdings ohne populationsbiologische Herleitung.²⁴ Derartige Aussagen berücksichtigen zudem nicht die kumulative Wirkung einer steigenden Zahl von Windenergieanlagen. Sinnvoll wäre eine Ermittlung von insgesamt noch populationsverträglichen Verlusten, die dann in Relation zur Gesamtzahl der WEA gesetzt werden könnten. Hierfür liegen jedoch noch keine wissenschaftlichen Grundlagen vor.

Als weitere mögliche Vermeidungsmaßnahme in diesem Zusammenhang ist der Einsatz von Echtzeitabschaltssystemen, ggf. in Kombination mit akustischer Vergrämung, zu nennen. Ein solches System ist als Prototyp in der Schweiz bereits getestet worden, bedarf jedoch noch weiterer technischer Entwicklung (Hanagasioglu et al. 2015).

²⁴ http://www.mlul.brandenburg.de/media_fast/4055/tak_anl3.pdf (Abruf am 20.05.2015)



5.1.2.3 Kompensation

Als Kompensationsmaßnahmen können für Fledermäuse artspezifische Lebensraumverbesserungen, d.h. Verbesserungen oder Erweiterungen des Quartier- und Nahrungsangebotes durchgeführt werden (siehe auch Kap. 4.5.1). Dabei sind die unterschiedlichen Ansprüche der Fledermausarten an ihre Sommer- und Winterquartiere zu berücksichtigen. Im Folgenden werden für die in Kap. 5.1.1 ermittelten Arten mögliche Schutz- und Kompensationsmaßnahmen beschrieben (Quellen: Bohnenstengel et al. (2014), Krättli et al. (2012), Dietz et al. (2007), Runge et al. (2010), Stiftung Fledermausschutz (2011a,b), <http://www.fledermausschutz.ch/Fledermaeuse/Artportraits.html> (Abruf 13.05.2015)).

Nordfledermaus (*Eptesicus nilssonii*)

Die Wochenstuben befinden sich in Spalten an Gebäuden oder ausnahmsweise in Baumhöhlen. Als Winterquartier dienen stillgelegte Stollen und Höhlen mit Temperaturen im Durchschnitt zwischen 1 bis 5,5°C, kurzzeitig auch bis minus 7°C und hoher relativer Luftfeuchtigkeit von über 90 %. Nordfledermäuse jagen in halboffenen Lebensräumen (mit Bäumen bestandene Weiden, Feuchtwiesen, Flussufer).

Sicherung und Entwicklung von Quartieren:

- Erhalt, Optimierung und Schutz von Winterquartieren in der Nähe der Wochenstuben (Öffnung bisher unzugänglicher Stollen, Minimierung von Störungen durch Gitter am Eingang, Schaffung von Versteckmöglichkeiten).

Sicherung und Entwicklung von Jagdgebieten:

- Erhöhung des Anteils gut strukturierter Waldgesellschaften und naturnaher Kulturlandschaften mit entsprechend großem Insektenreichtum.

Kleinabendsegler (*Nyctalus leisleri*)

Kleinabendsegler sind Waldbewohner mit Sommer- und Winterquartieren in Baumhöhlen. Geeignete Lebensräume sind strukturreiche Laubwälder mit Altholzbeständen oder Parkanlagen mit alten Baumbeständen. Als Jagdgebiete dienen Laubwälder, Parkartige Waldstrukturen oder Baumreihen entlang von Gewässern mit hoher Insektendichte.

Sicherung und Entwicklung von Quartieren:

- Erhalt eines Mosaiks von alten, höhlenreichen Laubbäumen bis zur natürlichen Zerfallsphase, die potenziell als Sommer- und Winterquartiere dienen können und in der Nähe von bekannten Sommer- und Winterquartieren stehen
- Erhalt von Altholzinseln und Entwicklung von Altholzinseln aus mittelalten Laubholzbeständen sowie deren Erhalt bis zur natürlichen Zerfallsphase.
- Sicherung von frostfreien Winterquartieren. Hierzu gehören alte Laubbäume mit Höhlen und einem großen Stammdurchmesser ab 40 cm (in Brusthöhe).

Sicherung und Entwicklung von Jagdgebieten:

- Sicherung von mittelalten bis alten Laubwaldbeständen als Jagdgebiete in der Nähe von Sommerquartieren



- Erhöhung der inneren Grenzlinien in großen geschlossenen Wäldern
- Entwicklung von Altholzinseln
- In der Nähe von Sommerquartieren Umwandlung von Nadelholzbeständen in Laubwald

Zwergfledermaus (*Pipistrellus pipistrellus*)

Die Zwergfledermaus ist ein typischer Kulturfolger und kommt im dörflichen oder städtischen Umfeld vor. Wochenstubenquartiere sind in Gebäuden und Felswandspalten. Jagdgebiete findet die Art z.B. in Parkanlagen, in Gärten mit alter Baumschubstanz, an Ufern von Teichen oder in Wäldern und Wald-ränder.

Sicherung und Entwicklung von Quartieren:

- Neuschaffung von Sommerquartieren an Gebäuden: Spaltenquartiere, die so gestaltet werden, dass die Tiere im Bauch-Rückenkontakt mit dem Quartier sein können. Künstliche Quartiere lassen sich außen am Gebäude anbringen. Spaltenquartiere können auch in Gebäudewände integriert werden. Die Maßnahme sollte unmittelbar angrenzend an bestehende Quartiere möglichst in strukturreichen Lagen der Ortschaften mit Anbindung an Leitstrukturen wie Gehölzzüge oder Gewässer erfolgen.
- Neuschaffung von Winterquartieren: Frostsichere Spaltenquartiere an Gebäuden bzw. in Gebäudewänden. Geeignet sind z.B. Hohlblocksteine mit Öffnungen nach außen oder Spaltenquartiere im Dachbodenbereich, die von außen über einen Einflugspalt zugänglich sind und gleichzeitig aufgrund ihrer geschützten Lage frostfrei sind. Maßnahme sollte in der Nähe zu einem bestehenden Winterquartier (i.d.R. nicht weiter als 20 m) durchgeführt werden.

Sicherung und Entwicklung von Jagdgebieten:

- Extensivierung der Unterhaltung von Fließgewässern und Teichanlagen, Erhalt und Entwicklung von Gewässern (Fließ- und Stillgewässern) begleitender Gehölzvegetation, Entwicklung eines Biotopverbundsystems im städtischen Bereich durch Erhalt und Neuanlage von Parkanlagen, Alleen, Baumreihen.
- Anlage von Leitstrukturen zur Anbindung von Jagdhabitaten: Zwergfledermäuse orientieren sich auf Transferflügen an linearen Landschaftselementen. Daher kann die Anbindung einer Kolonie an besonders geeignete Jagdhabitats (z.B. Stillgewässern) durch die Entwicklung von linearen Gehölzstrukturen deutlich verbessert werden (Runge et al. 2010).

Rauhautfledermaus (*Pipistrellus nathusii*)

Die Rauhautfledermaus bevorzugt als „Waldfledermaus“ struktur- und altholzreiche Laubmischwälder mit möglichst vielen Kleingewässern unterschiedlichster Ausprägung und einem reich strukturierten gewässerreichen Umland. Sommerquartiere sind in Baumhöhlen, Spaltenquartiere hinter loser Rinde alter Bäume, in Stammaufrissen, Spechthöhlen, Holzstößen, hinter Fensterläden, Fassadenverkleidungen. Rauhautfledermäuse überwintern in der Schweiz in großer Zahl. Winterquartiere liegen in Gebäuden, Ställen, Baumhöhlen oder Felsspalten. Besonders häufig werden Scheiterbeigen als Winterquartier genutzt.



Sicherung und Entwicklung von Quartieren:

- Aufgrund der Wohnorttreue sollten die Maßnahmen in der Nähe vorhandener Quartiere erfolgen
- Langfristige Sicherung von Laubwald mit Altholzbeständen, Altholzinseln
- Sicherung und Entwicklung von Auwäldern
- Erhalt und langfristige Sicherung von Spaltenquartieren z.B. in mehreren Meter Höhe abgebrochene und dabei aufgesplitterte nach oben offene Spalten in Altbuchestümpfen, durch Blitzschlag geschädigte Bäume, stehende abgestorbene Bäume, Höhlenbäume.

Sicherung und Entwicklung von Jagdgebieten:

- Entwicklung von Auwäldern, Erlen- und Eschenwäldern der Auen und Quellbereiche, Erlen-Bruchwäldern, Birken- und Kiefern-Bruchwäldern, Sumpf-Wäldern
- Erhalt und Wiederherstellung von Waldtümpeln und sonstigen Gewässern im Wald
- Erhalt der Ufervegetation (Kraut- und Strauch- und Baumschicht) durch Extensivierung der Unterhaltung von stehenden und fließenden Gewässern
- Erhalt und Entwicklung der Lebensräume von Wasserinsekten die wiederum als Nahrungsgrundlage der Raufhautfledermaus dienen.

Weißrandfledermaus (*Pipistrellus kuhlii*)

Die Art kommt typischerweise in den Stadtzentren vor, wo sie Quartiere in Fassadenhohlräumen, hinter Wandverschalungen, in Rollladenkästen und in Zwischendächern nutzt. Auch Fledermauskästen werden angenommen. Winterquartiere befinden sich oft in Fassadenhohlräumen von Gebäuden, Dehnungsfugen, aber auch in Felsspalten. Weißrandfledermäuse jagen Insekten in mittlerer Höhe in Gärten und Parks, entlang von Straßenlaternen und Alleen oder an Wasserstellen.

Sicherung und Entwicklung von Quartieren:

- Die Art ist teilweise durch Sanierungen der Gebäude bedroht. Das Quartierangebot kann durch die Anbringung von entsprechenden Fledermauskästen an Gebäuden erhöht werden.

Alpenfledermaus (*Hypsugo savii*)

Die Alpenfledermaus besiedelt Lebensräume bis ins Hochgebirge, kommt aber auch in Städten vor. Als Quartiere dienen vor allem Felsspalten oder Mauerritzen. Jagdgebiete befinden sich über Almen und Wiesen, entlang von Felswänden, über den Baumkronen oder in Siedlungen. Die Art jagt in großer Höhe, z.T. auch tagsüber.

Sicherung und Entwicklung von Quartieren:

- Quartiere in Felsspalten sind durch das Entfernen von Gesteinen (aus Sicherheitsgründen) und durch Freizeitkletterer bedroht. Außerdem werden durch die Sanierung von Gebäuden Quartiere zerstört. Maßnahmen sollten sich daher auf die Schaffung zusätzlicher Quartiermöglichkeiten in Felsen und Gebäuden konzentrieren.



5.2 *Brutvögel*

Um die Ergebnisse der Recherche des internationalen Wissensstandes zu den Auswirkungen von WEA auf Brutvögel für die Schweiz nutzbar zu machen, werden zunächst diejenigen Brutvogelarten ermittelt, die von WEA in der Schweiz besonders betroffen sein können (Kap. 5.2.1).

Hierfür werden alle Arten der Roten Liste der Brutvögel der Schweiz sowie Arten, für welche die Schweiz eine internationale Verantwortung hat, hinsichtlich ihrer Empfindlichkeit gegenüber Kollisionen sowie Störungen durch Windenergieanlagen eingestuft.

Zu den Brutvogelarten, die nach dem aktuellen Kenntnisstand besonders empfindlich gegenüber den windkraftspezifischen Auswirkungen sind, werden artspezifische Hinweise zur Konfliktbewältigung in Form von Steckbriefen aufbereitet, die bei der Planung von WEA in der Schweiz genutzt werden können (Kap. 5.2.2).

5.2.1 Ermittlung besonders betroffener Arten

5.2.1.1 Betroffenheit durch Kollisionen an WEA

Zur Identifizierung besonders kollisionsgefährdeter Arten wird in einem ersten Schritt auf den Datenbestand aus Deutschland zurückgegriffen, der inzwischen auf mehr als 25.000 errichteten WEA sowie rund 2.600 dokumentierten Kollisionsopfern beruht. Aufgrund der sehr unterschiedlichen Auffinde- und Meldewahrscheinlichkeiten wird den Arten ein entsprechend gewichteter Korrekturfaktor zugewiesen, der zu einer besseren Vergleichbarkeit der Fundzahlen führt. Die so korrigierten Schlagopferzahlen werden daraufhin in Bezug zu den Bestandsgrößen gesetzt, was im Ergebnis ein Ranking der Vogelarten hinsichtlich ihrer Betroffenheit durch Kollisionen an WEA ermöglicht.

Dieses Ergebnis wird in einem zweiten Schritt mit den Erkenntnissen auf europäischer und internationaler Ebene verglichen. Auf der Basis des so erlangten Kenntnisstandes erfolgt in Kap. 5.2.1.3 eine Einstufung der in der Schweiz vorkommenden Rote-Liste-Arten hinsichtlich ihrer potenziellen Betroffenheit durch Kollisionen an WEA, wobei sowohl die Informationen aus Deutschland als auch die europäischen Schlagopferzahlen für die Einstufung herangezogen werden.

Die Staatliche Vogelschutzwarte des Landesamtes für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg trägt seit dem Jahr 2002 verfügbare Daten zu Kollisionen von Vögeln und Fledermäusen an Windenergieanlagen (WEA) in Europa und Deutschland zusammen. Ältere Daten reichen bis zum Jahr 1989 zurück. Ziel der Datenbank ist es, die vorhandenen Daten über Anflugverluste an WEA zusammenzutragen, durch diese Aggregation zusätzliche Erkenntnisse zu gewinnen und die Einhaltung von Mindeststandards bei der weiteren Datengewinnung und -dokumentation durchzusetzen.²⁵

Grundlage ist somit eine Zusammenstellung von Kollisionsopferfunden, die auf methodisch sehr heterogene Weise zustande gekommen ist und nur zu einem geringen Teil auf systematischen und standardisierten Suchprotokollen beruht. Notwendig ist daher die Berücksichtigung von Korrekturfaktoren im Hinblick auf verschiedene Fehlerquellen (insbesondere Sucheffizienz in Abhängigkeit

²⁵ <http://www.lugv.brandenburg.de/cms/detail.php/bb1.c.312579.de>, Abruf am 22.09.2015



vom Bearbeiter und der Vegetationshöhe sowie die Abtragate durch Beutegreifer) (siehe z.B. Bellebaum et al. 2013). Diese Korrekturfaktoren können standortspezifisch sehr unterschiedlich sein. Es wurde daher für den vorliegenden Ansatz auf eine worst-case-Betrachtung zurückgegriffen, indem in Anlehnung an eine systematische Kollisionsopferstudie auf Fehmarn die folgenden Korrekturfaktoren für drei Größenklassen von Vögeln verwendet wurden (BioConsult SH GmbH & Co KG und ARSU GmbH 2010):

- Singvögel: Faktor 20
- Mittlere Vögel: Faktor 6
- Großvögel: Faktor 2

Damit soll insbesondere der schlechten Auffindbarkeit kollidierter Singvögel in hohen Vegetationsbeständen (z.B. Getreideäckern) Rechnung getragen werden. So wird z.B. für den Fund einer einzelnen Feldlerche in der Tabelle durchschnittlich von mindestens ca. 20 kollidierten Tieren ausgegangen. Die tatsächliche Zahl kann hiervon je nach Standort deutlich abweichen, insbesondere in Abhängigkeit von der methoden- und ortsabhängigen jeweiligen Fundwahrscheinlichkeit. Durch den Einsatz dieser Faktoren in dem vorliegenden Ansatz soll lediglich eine bessere Vergleichbarkeit der Zahlen untereinander ermöglicht werden.

Mit diesen Faktoren wurden die in der deutschen Kollisionsopferkartei enthaltenen Fundzahlen entsprechend multipliziert, wobei hierfür nur in Deutschland heimische Brutvogelarten einbezogen wurden, nicht hingegen Arten, die in erster Linie als Durchzügler oder Rastvögel auftreten.

Die spezifische Gefährdung einer Vogelart kann jedoch nicht alleine aus absoluten Kollisionsopferzahlen abgeleitet werden, sondern muss in Relation zur Bestandsgröße gesetzt werden, da für seltene Arten die Wahrscheinlichkeit einer Begegnung mit einer WEA deutlich geringer ist als für häufige Arten. Daher wurde im nächsten Schritt die Zahl der in Deutschland vorkommenden Individuen (Bestandsgröße) durch die hochgerechneten Kollisionsopferzahlen dividiert. Die verwendeten Zahlen zur Bestandsgröße entstammen Dierschke & Bernotat (2012)²⁶. Ergebnis dieses Schrittes ist eine Angabe, auf wieviel Individuen des deutschlandweiten Bestandes ein Kollisionsopfer an Windenergieanlagen kommt. Dieser Bezug ist zwar logisch nicht völlig korrekt, da die Kollisionszahlen einer Kumulation über die Zeit entstammen, wohingegen die Individuenzahlen des Bestandes sich auf ein einzelnes Jahr beziehen. Als relatives Maß, das für jede Art in gleicher Weise ermittelt wurde, ermöglicht es jedoch einen Vergleich zwischen den betrachteten Brutvogelarten hinsichtlich ihrer Betroffenheit durch Kollisionen mit WEA.

Im Ergebnis zeigt sich, dass in Deutschland die Adlerarten in Relation zur Bestandsgröße mit Abstand am stärksten von Kollisionen durch Windenergieanlagen betroffen sind (Tabelle 12 und Tabelle 20 im Anhang). Gleichzeitig handelt es sich hierbei um Arten, für die anthropogen verursachte Verluste aus populationsbiologischer und naturschutzfachlicher Sicht von hoher Bedeutung sind, da diese Arten nur eine sehr geringe Reproduktionsrate und eine hohe Bestandsgefährdung aufweisen (Dierschke &

²⁶ Eine entsprechende Berechnung kann aktuell für die Schweiz nicht durchgeführt werden, da insbesondere aufgrund der geringen Zahl installierter WEA keine ausreichenden Daten zu Kollisionsopfern vorliegen.



Bernotat 2012). Dies gilt in abgeschwächter Weise auch für eine Reihe weiterer Greif- und Großvogelarten wie Rotmilan, Uhu, Weißstorch und Wanderfalke. Hervorzuheben sind auch die hohen Kollisionszahlen des Mäusebussards, der aufgrund seiner Häufigkeit, seiner flächendeckenden Verbreitung und seines artspezifischen Verhaltens – Nahrungssuche innerhalb von Windparks und häufige Flüge in Rotorhöhe – absolut gesehen die höchsten Opferzahlen aufweist. Unter den kleineren Vogelarten sind die Grauammer aufgrund von häufigeren Mastanflügen sowie der Mauersegler aufgrund seiner hohen Flugaktivität in Rotorhöhe offenbar besonders betroffen. Für Heide- und Feldlerche besteht eine Kollisionsgefährdung aufgrund der artspezifischen Singflüge (für die Feldlerche siehe Morinha et al. (20124)). Das tatsächliche Kollisionsrisiko der beiden Lerchenarten hängt wesentlich von der Anlagenhöhe bzw. von der Höhe der Rotorunterkante ab. Es sollte daher ein möglichst großer Abstand vom Boden zur Rotorunterkante angestrebt werden (> 50-80 m).

Insgesamt wird deutlich, dass nahezu jede Vogelart mit Windenergieanlagen kollidieren kann, wobei hinsichtlich der Häufigkeit dieser Verluste in Relation zur Bestandsgröße sehr große artspezifische Unterschiede bestehen.

Dieses Ergebnis aus Deutschland bestätigt sich auch auf europäischer Ebene. Tabelle 13 zeigt die Vogelarten mit den meisten Kollisionsopfern in Europa als Auszug der Daten aus der zentralen Fundkartei der Staatlichen Vogelschutzwarte im Landesamt für Umwelt. Auch wenn hier kein vergleichender Bezug zur Bestandsgröße möglich ist, da die Arten und die Windenergieanlagen in Europa zu ungleichmäßig verteilt sind, zeigt sich doch eine große Übereinstimmung zu Tabelle 12 hinsichtlich der besonders betroffenen Arten bzw. Artengruppen. Dies sind insbesondere:

- Adler und Geier
- Rotmilan, Mäusebussard, Falken
- Möwen und Seeschwalben
- Uhu
- Segler
- Lerchen
- Grauammer

Auch in der Literatur wird die besondere Betroffenheit von Greifvögeln betont (siehe Kap. 3.2). Hötter et al. (2013) belegen in Übereinstimmung mit einer Reihe weiterer Studien, dass Greifvögel sich nicht oder kaum von Windenergieanlagen gestört fühlen oder sich verdrängen lassen. Stattdessen kollidieren sie im Vergleich zu ihrer Häufigkeit in der Landschaft überproportional häufig mit WEA. Als besonders betroffene Arten sind Steinadler (USA), Gänsegeier (Spanien), Seeadler (Norwegen) und Rotmilan (Deutschland) bekannt geworden (Gove et al. 2013). Auch von der steigenden Anzahl von WEA und der damit verbundenen Kumulation von Kollisionsrisiken sind Greifvögel besonders betroffen. Schaub (2012) konnte am Beispiel des Rotmilans zeigen, dass Vogelarten mit größeren home ranges deutlich stärker von einer Zunahme der Anzahl an WEA beeinträchtigt werden als Arten mit nur kleinen Revieren.

Insgesamt gelten somit bestimmte Vogelarten als besonders kollisionsgefährdet, die auch in der Schweiz vorkommen und denen dort aufgrund von Gefährdungssituation und nationaler Verantwortung eine besondere Bedeutung zukommt. Diese Arten werden im Kap. 5.2.2 im Detail betrachtet.



Tabelle 12: Relation von Kollisionsopferzahlen an Windenergieanlagen zur Bestandsgröße in Deutschland. Stand Juni 2015 (sortiert nach absteigender Kollisionsgefährdung, aufgeführt sind die ersten 30 Arten, vollständige Liste s. Tabelle 20 im Anhang)

Artname	Vogelverluste an WEA in Deutschland (Stand Juni 2015)	Korrekturfaktor	Hochgerechnete Kollisionsopfer	Bestandsgröße Dtl.	1 Kollisionsopfer pro x Individuen
Seeadler	108	2	216	1.500	6,9
Rotmilan	270	6	1620	24.000	14,8
Schreiadler	4	2	8	204	25,5
Wanderfalke	10	6	60	1.650	27,5
Fischadler	16	2	32	1.003	31,3
Wiesenweihe	2	6	12	880	73,3
Schwarzmilan	28	6	168	12.500	74,4
Uhu	16	2	32	2.900	90,6
Grauwammer	28	20	560	52.000	92,9
Mäusebussard	332	6	1992	187.000	93,9
Weißstorch	45	2	90	8.500	94,4
Rohrweihe	18	6	108	13.800	127,8
Kolkrabe	24	6	144	22.000	152,8
Silbermöwe	95	6	570	89.000	156,1
Sturmmöwe	45	6	270	45.000	166,7
Baumfalke	10	6	60	12.000	200,0
Raubwürger	1	20	20	4.300	215,0
Schwarzstorch	2	2	4	1.030	257,5
Trauerseeschwalbe	1	6	6	1.550	258,3
Turmfalke	66	6	396	108.000	272,7
Wespenbussard	7	6	42	12.000	285,7
Rohrdommel	2	2	4	1.220	305,0
Heringsmöwe	39	6	234	76.000	324,8
Krickente	5	6	30	10.100	336,7
Sperber	17	6	102	36.000	352,9
Großer Brachvogel	3	6	18	6.600	366,7
Kranich	14	2	28	10.600	378,6
Mauersegler	92	20	1840	720.000	391,3
Lachmöwe	120	6	720	290.000	402,8
Habicht	7	6	42	24.000	571,4



Tabelle 13: Vogelverluste an Windenergieanlagen / bird fatalities at windturbines in Europe. Auszug der Daten aus der zentralen Fundkartei der Staatlichen Vogelschutzwarte im Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg. Stand 01.06.2015 (sortiert nach Gesamtanzahl der Vogelverluste; aufgeführt sind die ersten 30 Arten, Gesamtliste s. Tabelle 21 im Anhang)

Art	A	BE	BG	CR	CZ	D	DK	E	EST	FR	GB	GR	NL	N	P	PL	S	ges.
Gänsegeier			1					1877				4						1882
Silbermöwe		797				95		1			37		8				2	940
Lachmöwe	4	329				120		2		33	9		29			1		527
Turmfalke	28	5				66		273		16			4		20	2		414
Mäusebussard	15					332		31		5		3			3	4	3	396
Rotmilan						270	1	29		6	3						12	321
Grausammer						28		252		2					20			302
Feldlerche	23					83		89		19		1	2		44	9		270
Heringsmöwe		202				39		4		1	1		1					248
Stockente	4	48				133		36		2			7	3	1	13		247
Mauersegler	14	2				92	1	75		23		2	1		5		3	218
Mönchsgras- mücke	1					6		184				2						193
Theklalerche								182							5			187
Seeadler	1					108	1		1				1	39		4	24	179
Flussee- schwalbe		162				1												163
Ringeltaube	5	12				114		14		6			3			2	1	157
Singdrossel		12				12		129				2	1				1	157
Star	9	26				83		8		12			16	1		2		157
Mehlschwalbe	1					29		42		3		25	1		40		6	147
Rotkehlchen		1				25		79		6		2	1		3	1	4	122
Rothuhn								115		1					3			119
Schwarzmilan						28		71		13								112
Haustaube	26	19				54		7		3			1					110
Haubenlerche								105		1		2			1			109
Sommergold- hähnchen	1				1	21		45		31					2			101
Haussperling	1					3		82		11			3		1			101
Kuhreiher								96							4			100
Einfarbstar								96										96
Heidelerche						5		62				17			7			91
Singvogel unbest.	11					22		26		7	14		4	3		3		90

A = Österreich; BE = Belgien; BG = Bulgarien; CR = Croatien, CZ = Tschechien, D = Deutschland; DK = Dänemark; E = Spanien; EST = Estland; FR = Frankreich; GB = Großbritannien; GR = Griechenland; NL = Niederlande; N = Norwegen; P = Portugal, PL = Polen, S = Schweden



5.2.1.2 Empfindlichkeit gegenüber Störung/Vertreibung/Barriere (aktive Meidung der Anlagenähe)

Aus dem in der Schweiz vorkommenden Brutvogelspektrum sind insbesondere Greif- und Großvögel wie Adler, Geier und Uhu sowie Raufußhühner – Auer- und Birkhuhn – als besonders störungsempfindlich anzusehen (Horch et al. 2013). Bei Großvögeln mit hohem Raumbedarf bezieht sich diese besondere Störungsempfindlichkeit in erster Linie auf das nähere Umfeld des Neststandorts. Störungsbedingte Konflikte mit der Windenergienutzung dürften bei Greifvögeln in erster Linie während der Bauphase entstehen. Betriebsbedingte Meidungen von Windparks sind bei Arten wie Adlern und Geiern nicht bekannt, woraus ein entsprechend erhöhtes Kollisionsrisiko resultiert (vgl. Kap. 3.2.1.5).

Beim **Birkhuhn** sind hingegen 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 (Langgemach und Dürr 2014; LAG-VSW 2015).

Das **Auerhuhn** ist ebenfalls 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). Gonzalez & Ena (2011) vermuten eine starke Bedrohung des Kantabrischen Auerhuhns (*Tetrao urogallus cantabricus*) durch die Entwicklung von Windparks in ihrem Lebensraum. Bei einer Untersuchung in einem spanischen Auerhuhn-Lebensraum ging die Aktivität der Auerhühner nach Errichtung der WEA stark zurück und die Tiere haben ihr Territorium verlagert. Nach dem Anlagenbau wurden die vorhandenen Straßen von den Auerhühnern vollständig gemieden. Als Ursache werden die anthropogenen Störungen angenommen (Gonzalez & Ena 2011, S. 68ff). Ähnliche Auswirkungen sind auf das nahe verwandte **Haselhuhn** zu erwarten. Zum **Alpenschneehuhn** liegen keine Kenntnisse zur Störempfindlichkeit gegenüber Windenergieanlagen vor, aus Vorsorgegründen sollte jedoch von einer analogen Empfindlichkeit wie bei den anderen Raufußhühnern ausgegangen werden, insbesondere auch gegenüber baubedingten Störungen.

Der **Kiebitz** ist neben der Feldlerche bereits seit längerem die, hinsichtlich ihrer Reaktion auf Windenergieanlagen, am besten untersuchte Vogelart (Reichenbach et al. 2004; Hötker et al. 2005; Steinborn und Reichenbach 2011a; Steinborn et al. 2011). Folgende wesentlichen Aussagen können hierzu festgehalten werden:

- Kiebitze brüteten auch innerhalb von Windparks bei ausreichend großen Abständen zwischen den Anlagen, signifikante Verdrängungseffekte bis ca. 100 m sind jedoch längerfristig nachweisbar (Studiendauer 7 Jahre).
- Revieraufgaben im Einflussbereich von Bauarbeiten während der Brutzeit zeigen einen temporären Störungseinfluss.
- Habitatmodelle ergaben, dass der Einfluss bestimmter Habitatparameter wesentlich größer ist als der von Windenergieanlagen und dass die Kiebitze ein geeignetes Habitat innerhalb des Windparks in größerer Dichte besiedeln als im Referenzgebiet. Ein negativer Einfluss der Anlagen konnte bei dieser Analyse somit nicht bzw. nur in geringem Maße nachgewiesen



werden. Er entsprach den entfernungsbezogenen Auswertungen, wonach ein Vertreibungseffekt nur bis ca. 100 m Entfernung nachweisbar ist.

Für den **Wachtelkönig** liegen bislang keine publizierten Studien vor. Nach Reichenbach et al. (2004) wird die spezifische Empfindlichkeit der Art gegenüber Windenergieanlagen als hoch eingestuft, wobei es sich allerdings nur um eine Tendenzaussage handelt. Es wird von einer Beeinträchtigungsdistanz von ca. 250 m ausgegangen. Diese Einschätzung wird durch eine aktuelle Auswertung von Daten von 126 Rufstandorten des Wachtelkönigs bestätigt. Demnach wurde das unmittelbare Umfeld von WEA und Windparks bis 100 m ganz und das weitere Umfeld überwiegend von Wachtelkönigen gemieden (ABU 2013).

Der Kenntnisstand zu Störungswirkungen von Windenergieanlagen im Wald ist deutlich geringer als im Offenland. Erste Untersuchungen weisen auf Verringerungen der Brutdichten bei **Spechten** sowie beim **Mäusebussard** hin (s. Kap. 3.3.2.1). Ebenso zeichnen sich Störungswirkungen bei **Waldschnepfe** und **Ziegenmelker** ab (Langgemach & Dürr 2014).

5.2.1.3 Potenziell betroffene Brutvögel in der Schweiz

Grundlage für die Auswahl der sensiblen Arten bildete die Rote-Liste der Brutvögel der Schweiz (Keller et al. 2010). Zusätzlich wurden ungefährdete Arten betrachtet, für welche die Schweiz eine internationale Verantwortung hat (Klassen 2-4: mittlere, hohe und sehr hohe Verantwortung). Damit sind auch die national prioritären Vogelarten der Schweiz gemäß Keller et al. (2010) bzw. BAFU (2011) enthalten. Jede dieser Arten wurde auf der Grundlage der vorherigen Kapitel hinsichtlich ihrer Empfindlichkeit gegenüber Kollisionen sowie Störungen durch Windenergieanlagen eingestuft (Skala: +++, ++, +, keine). Dabei erfolgte die Einstufung des Kollisionsrisikos anhand von Tabelle 12 und Tabelle 13, wobei jeweils die höhere Einstufung ausschlaggebend war:

- +++ für die ersten zehn gelisteten Arten;
- ++ für Arten auf den Plätzen 11-20;
- + für Arten auf den Plätzen 21-30.

Die Empfindlichkeit gegenüber Störungen wurde auf Basis des internationalen Kenntnisstands (s. Kap. 3.2.1.5 und 3.3.1.4) sowie der in Kap. 5.2.1.2 genannten Studien und Forschungsergebnisse qualitativ eingestuft (expert judgement).

Arten, die gemäß Keller et al. (2010) in der Schweiz als Brutvogel nie häufig waren²⁷ wurden aus der detaillierten Betrachtung ausgeschlossen. Das gleiche gilt für Arten, bei denen auf Grundlage der Informationen zur Verbreitung gemäß Hirschheydt und Schaad (2013), eine Betroffenheit mit großer Wahrscheinlichkeit ausgeschlossen werden kann.

Tabelle 14 zeigt als Ergebnis der Bewertung die windkraftsensiblen Brutvogelarten der Schweiz, die bei der Planung von Windenergieanlagen im Falle einer Betroffenheit besonders zu berücksichtigen

²⁷ Sie finden in der Schweiz nur sehr lokal geeignete Lebensräume, oder die Schweiz befindet sich am Rand ihres Verbreitungsgebiets.



sind. Alle Arten, die in der Summe der Empfindlichkeit mit 2 oder höher eingestuft wurden, werden nachstehend in artbezogenen Steckbriefen detaillierter behandelt²⁸ (Kap. 5.2.2).

Tabelle 14: Windkraftsensible Brutvogelarten in der Schweiz

Art	Empfindlichkeit gegenüber Kollision	Empfindlichkeit gegenüber Störung*	Summe Empfindlichkeit	Rote Liste Status
Bartgeier	+++	+++	6	CR
Steinadler	+++	+++	6	VU
Uhu	+++	++	5	EN
Wanderfalke	+++	++	5	NT
Mäusebussard	+++	+	4	LC
Auerhuhn		+++	3	EN
Lachmöwe	+++		3	EN
Feldlerche	+++		3	NT
Turmfalke	+++		3	NT
Rotmilan	+++		3	LC
Schwarzmilan	+++		3	LC
Wachtelkönig		++	2	CR
Ziegenmelker		++	2	EN
Waldschnepfe		++	2	VU
Weißstorch	++		2	VU
Alpenschneehuhn		++	2	NT
Alpensegler	++		2	NT
Mauersegler	++		2	NT
Baumfalke	++		2	NT
Birkhuhn		++	2	NT
Haselhuhn		++	2	NT
Mehlschwalbe	++		2	NT
Kiebitz		+	1	CR
Zwergohreule		+	1	EN
Grauspecht		+	1	VU
Heidelerche	+		1	VU
Mittelspecht		+	1	NT
Schleiereule	+		1	NT
Turteltaube		+	1	NT
Waldohreule		+	1	NT
Wespenbussard	+		1	NT
Dreizehenspecht		+	1	LC

²⁸ Heidelerche und Alpenkrähe werden zusätzlich in den Steckbriefen behandelt, da sie in der Konfliktpotenzialkarte Windenergie (Horch et al. 2013) als Brutvögel berücksichtigt wurden.



Art	Empfindlichkeit gegenüber Kollision	Empfindlichkeit gegenüber Störung*	Summe Empfindlichkeit	Rote Liste Status
Habicht	+		1	LC
Raufußkauz		+	1	LC
Sommergoldhähnchen	+		1	LC
Sperber	+		1	LC
Sperlingskauz		+	1	LC

* Bei Bartgeier, Steinadler, Uhu und Wanderfalke bezieht sich die Störungsempfindlichkeit vor allem auf die Brutplatznähe, keine Meidung von Windparks im großen Streifgebiet

+ geringe Empfindlichkeit

++ mittlere Empfindlichkeit

+++ hohe Empfindlichkeit

Rote Liste Status nach Keller et al. (2010):

CR – Vom Aussterben bedroht

EN – Stark gefährdet

VU – Verletzlich

NT – Potenziell gefährdet

LC – Nicht gefährdet

Neben den windkraftsensiblen Arten in Tabelle 14 sind bei der Planung von Windenergieanlagen ggf. weitere Arten der Roten Liste zu berücksichtigen, die durch Habitatverluste betroffen sein können. Dieser Wirkfaktor ist nicht windkraftspezifisch, so dass es bereits weitreichende Erfahrungen zu Vermeidungs- und Kompensationsmaßnahmen aus anderen Planverfahren gibt. Beispielhaft können hier Einschränkungen bei den Bauzeiten, die Wiederherstellung von in Anspruch genommenen Biotopen/Habitaten oder der Einsatz einer ökologischen Baubegleitung genannt werden. Weiterhin können im Einzelfall auch Arten betroffen sein, die zwar nach der Roten Liste nicht als gefährdet gelten, aber von hoher regionaler Bedeutung sind.

Horch et al. (2013) haben in ihrer Studie „Konfliktpotenzialkarte Windenergie“ 15 Vogelarten mit besonderer Relevanz für die Windenergieentwicklung in der Schweiz identifiziert. Die Artenliste in Tabelle 14 geht darüber hinaus, beinhaltet die von der Vogelwarte benannten Arten aber nahezu vollständig. Nicht enthalten ist die Alpenkrähe, da für diese Art bisher kaum Informationen in Bezug auf die Empfindlichkeit gegenüber WEA vorliegen. Alle 14 Arten, die in der Konfliktpotenzialkarte Windenergie als Brutvögel berücksichtigt wurden, werden in Kap. 5.2.2 anhand eines Steckbriefes detailliert betrachtet. Der Große Brachvogel wird bei Horch et al. (2013) nur aufgrund seiner Bedeutung als Wintergast behandelt und wird daher hier nicht zu den sensiblen Brutvögeln gezählt, sondern in Kap. 5.3 behandelt.

Die Konfliktpotenzialkarte von Horch et al. (2013) stellt eine konkrete räumliche Bewertung der Konfliktpotenziale im Hinblick auf ausgewählte Arten dar und definiert die Bereiche mit den größten Konflikten als Ausschlussgebiete, die von der Windenergienutzung freigehalten werden sollten. Im Unterschied dazu sollen im vorliegenden Bericht, die potenziell durch WEA betroffenen Brutvögel möglichst umfassend aufgezeigt und Hinweise für den Planungsprozess bereitgestellt werden.



5.2.2 Hinweise zur Konfliktbewältigung (Artensteckbriefe)

In den folgenden Steckbriefen werden wesentliche Informationen für die als potenziell besonders betroffen identifizierten Brutvogelarten übersichtlich zusammengefasst und artspezifische Hinweise für den Umgang im Planungsprozess gegeben. Arten, mit ähnlicher Ökologie und ähnlichem Verhalten werden als Gruppe zusammengefasst und in einem gemeinsamen Steckbrief behandelt

Erläuterung zu den einzelnen Zeilen:

- Empfindlichkeit: Einstufung des Kollisionsrisikos und der Empfindlichkeit gegenüber Störungen gemäß Tabelle 14 und Kap. 5.2.1
- Bestands- und Gefährdungssituation:
 - Bestandsgröße: Angabe Bestand in der Schweiz (Paare) gemäß <http://www.vogelwarte.ch/de/voegel/voegel-der-schweiz/>, abgerufen 11/2015
 - Rote Liste CH (Keller et al. 2010b): CR – vom Aussterben bedroht, EN – stark gefährdet, VU – verletzlich, NT – potenziell gefährdet, LC – nicht gefährdet
 - National Prioritäre Art (BAFU 2011): Zuordnung in der Gruppe der Vögel: 1 - Prioritätsarten Artenförderung, 2 – übrige B1 und B2-Arten (übrige gefährdete Brutvögel), 3 – B3 (nicht gefährdete Brutvögel, für welche die Schweiz eine hohe internationale Verantwortung hat).
- Relevante ökologische Aspekte der Art:
 - PSI: Populationsbiologischer Sensitivitätsindex nach Dierschke & Bernotat (2012), Angabe als Maß für die populationsbiologische Empfindlichkeit einer Art gegenüber zusätzlicher Mortalität. Langlebige Arten mit geringer Reproduktionsrate sind empfindlicher gegenüber einer zusätzlichen Mortalität durch WEA als kurzlebige Arten mit hoher Reproduktionsrate.
Stufen PSI: 1 = extrem hoch, 2 = sehr hoch, 3 = hoch, 4 = eher hoch, 5 = durchschnittlich, 6 = eher gering
 - Allgemeine Angaben zur Ökologie der Arten stammen u.a. aus Bauer et al. (2005ba,b), Hirschheydt & Schaad (2013)
- Verbreitungskarten: Zur Verfügung gestellt durch die Schweizerische Vogelwarte Sempach. Es handelt sich bei den verwendeten Karten um potenzielle Verbreitungsgebiete und nicht um nachgewiesene Brutplätze: „*Falls geeignete Lebensräume vorhanden sind, können die Arten in diesem Gebiet während der Brutzeit angetroffen werden*“ (Hirschheydt & Schaad 2013, S. 41).



Verzeichnis der Steckbriefe:

Kap.	Brutvogelart	Seite
5.2.2.1	Bartgeier (<i>Gypaetus barbatus</i>)	90
5.2.2.2	Steinadler (<i>Aquila chrysaetos</i>)	92
5.2.2.3	Uhu (<i>Bubo bubo</i>)	94
5.2.2.4	Wanderfalke (<i>Falco peregrinus</i>), Turmfalke (<i>Falco tinnunculus</i>) und Baumfalke (<i>Falco subbuteo</i>)	96
5.2.2.5	Mäusebussard (<i>Buteo buteo</i>)	99
5.2.2.6	Auerhuhn (<i>Tetrao urogallus</i>)	101
5.2.2.7	Lachmöwe (<i>Larus ridibundus</i>)	103
5.2.2.8	Feldlerche (<i>Alauda arvensis</i>) und Heidelerche (<i>Lullula arborea</i>)	105
5.2.2.9	Rotmilan (<i>Milvus milvus</i>) und Schwarzmilan (<i>Milvus migrans</i>)	108
5.2.2.10	Wachtelkönig (<i>Crex crex</i>)	111
5.2.2.11	Ziegenmelker (<i>Caprimulgus europaeus</i>)	113
5.2.2.12	Waldschnepfe (<i>Scolopax rusticola</i>)	115
5.2.2.13	Weißstorch (<i>Ciconia ciconia</i>)	117
5.2.2.14	Alpenschneehuhn (<i>Lagopus muta</i>)	119
5.2.2.15	Alpensegler (<i>Apus melba</i>) und Mauersegler (<i>Apus apus</i>)	121
5.2.2.16	Birkhuhn (<i>Tetrao tetrix</i>) und Haselhuhn (<i>Tetrastes bonasia</i>)	123
5.2.2.17	Mehlschwalbe (<i>Delichon urbicum</i>)	126
5.2.2.18	Alpenkrähe (<i>Pyrrhocorax pyrrhocorax</i>)	128



„Bartgeier Gypaetus barbatus front2 Richard Bartz“ von Richard Bartz;. Lizenziert unter CC BY-SA 2.5

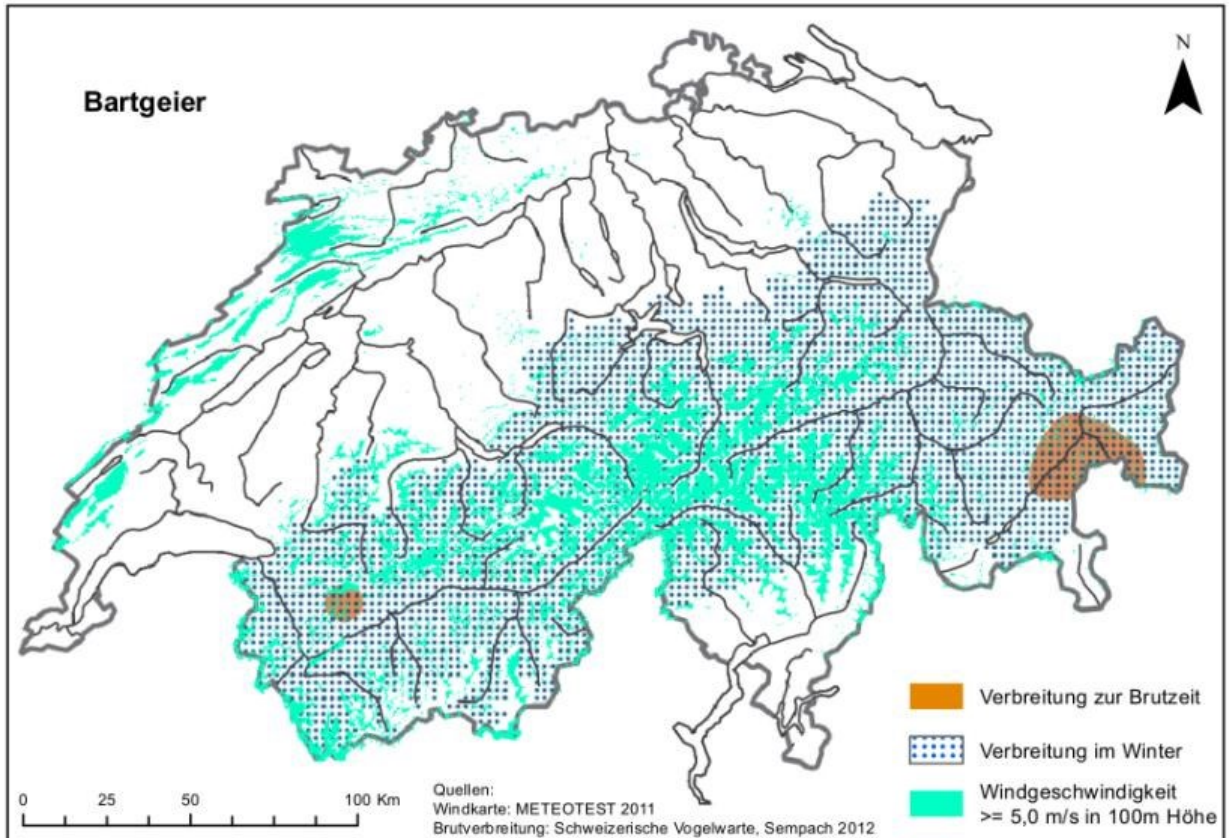
5.2.2.1 Bartgeier (*Gypaetus barbatus*)

Empfindlichkeit gegenüber Wirkfaktoren von WEA gemäß aktuellem Wissensstand:	Kollisionsrisiko WEA:	Hoch (+++)
	Störung und Vertreibung:	Hoch (+++), in Brutplatznähe
Bestands- und Gefährdungssituation in der Schweiz	Bestandsgröße:	9 Paare (2014), Wiederansiedlung durch die Stiftung „Pro Bartgeier“
	Rote Liste CH:	CR (vom Aussterben bedroht)
	National prioritäre Art	1 (sehr hoch)
Relevante ökologische Aspekte der Art:	<p>PSI: 1,3 (extrem hohe Empfindlichkeit gegenüber zusätzlicher Mortalität), Großer Raumbedarf, weite Flugwege zwischen Brut- und Nahrungsgebieten.</p> <p><u>Bevorzugte Jagdhabitats:</u> Felsige und schluchtenreiche Gebiete, vor allem Hochgebirge mit hoher Dichte wild lebender Säuger oder Haustiere. Ernährung durch Aas und Knochen.</p> <p><u>Bevorzugte Brutplätze:</u> In Nischen oder Halbhöhlen von Felswänden. Große Nester aus Knüppeln und Ästen und gepolsterter Mulde, bis zu 5 alternative Nestplätze pro Paar.</p>	
Maßnahmen zur Vermeidung und Verminderung von Beeinträchtigungen:	<ul style="list-style-type: none"> • Ausreichender Abstand zu Brutplätzen und Bereichen mit hoher Flugaktivität in Rotorhöhe • ggf. Wecklockung durch Einrichtung zusätzlicher Futterplätze in ausreichendem Abstand, Wirksamkeit des beabsichtigten Weglockens muss belegt werden. 	
Maßnahmen zur Kompensation:	Nicht relevant, da Beeinträchtigungen der Art vollständig vermieden werden sollen.	



Potenzielle räumliche Betroffenheit:

(aktuelle Auswilderungsstandorte sind zusätzlich zu berücksichtigen)





„Aquila chrysaetos Flickr“ von Rocky – Flickr; Lizenziert unter CC BY 2.0

5.2.2.2 Steinadler (*Aquila chrysaetos*)

Empfindlichkeit gegenüber Wirkfaktoren von WEA gemäß aktuellem Wissensstand:	Kollisionsrisiko:	Hoch (+++), sehr kollisionsgefährdeter Großvogel gemäß Kenntnis aus den USA (z.B. Smallwood und Thelander 2008)
	Störung und Vertreibung:	Hoch (+++), in Brutplatznähe
Bestands- und Gefährdungssituation in der Schweiz	Bestandsgröße:	320-340 Paare (2008-2012)
	Rote Liste CH:	VU (verletzlich)
	Nationale Priorität:	2 (hoch)
Relevante ökologische Aspekte der Art:	<p>PSI: 1,3 (extrem hohe Empfindlichkeit gegenüber zusätzlicher Mortalität), Suchjäger und Segelflieger, extrem standorttreu, alpine Steinadlerpopulation unterliegt der natürlichen Populationsdynamik und reguliert sich dichteabhängig. Großer Aktionsradius bei der Nahrungssuche.</p> <p><u>Bevorzugte Jagdhabitats:</u> Im Hochgebirge über der Waldgrenze, im Winter auch tiefer. Jagd vor allem Säuger und Vögel, insbesondere Murmeltiere.</p> <p><u>Bevorzugte Brutplätze:</u> Horstwände mit freiem Anflug, Horst auf Bändern und Vorsprüngen z.T. auch Baumbruten, Horststandorte werden innerhalb des Revieres gewechselt.</p>	
Maßnahmen zur Vermeidung und Verminderung von Beeinträchtigungen:	<ul style="list-style-type: none"> • Ausreichender Abstand zu Brutplätzen und Bereichen mit hoher Flugaktivität in Rotorhöhe • Freihaltung von wichtigen Flugwegen und Nahrungsgebieten (z.B. keine Anlagen in der Nähe bekannter Murmeltierkolonien) und entsprechende Standortanpassung. 	
Maßnahmen zur Kompensation:	Soweit vorhanden Reduzierung anderer anthropogener Verlustursachen, z.B. Monitoring und Öffentlichkeitsarbeit zur Begrenzung illegaler Verfolgung.	



Potenzielle räumliche Betroffenheit:

(inzwischen auch Vorkommen im Jura bekannt)

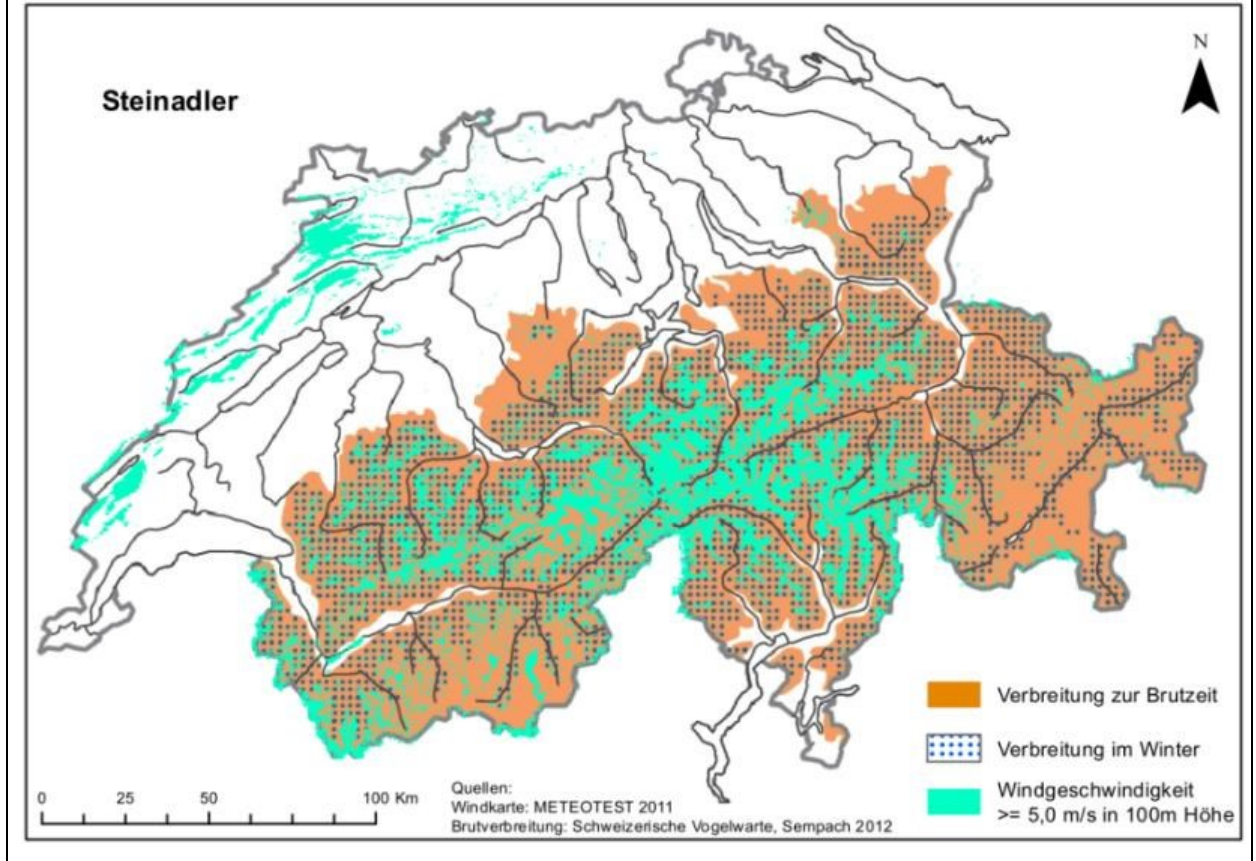




Foto: Hanna Timmermann, ARSU GmbH

5.2.2.3 Uhu (*Bubo bubo*)

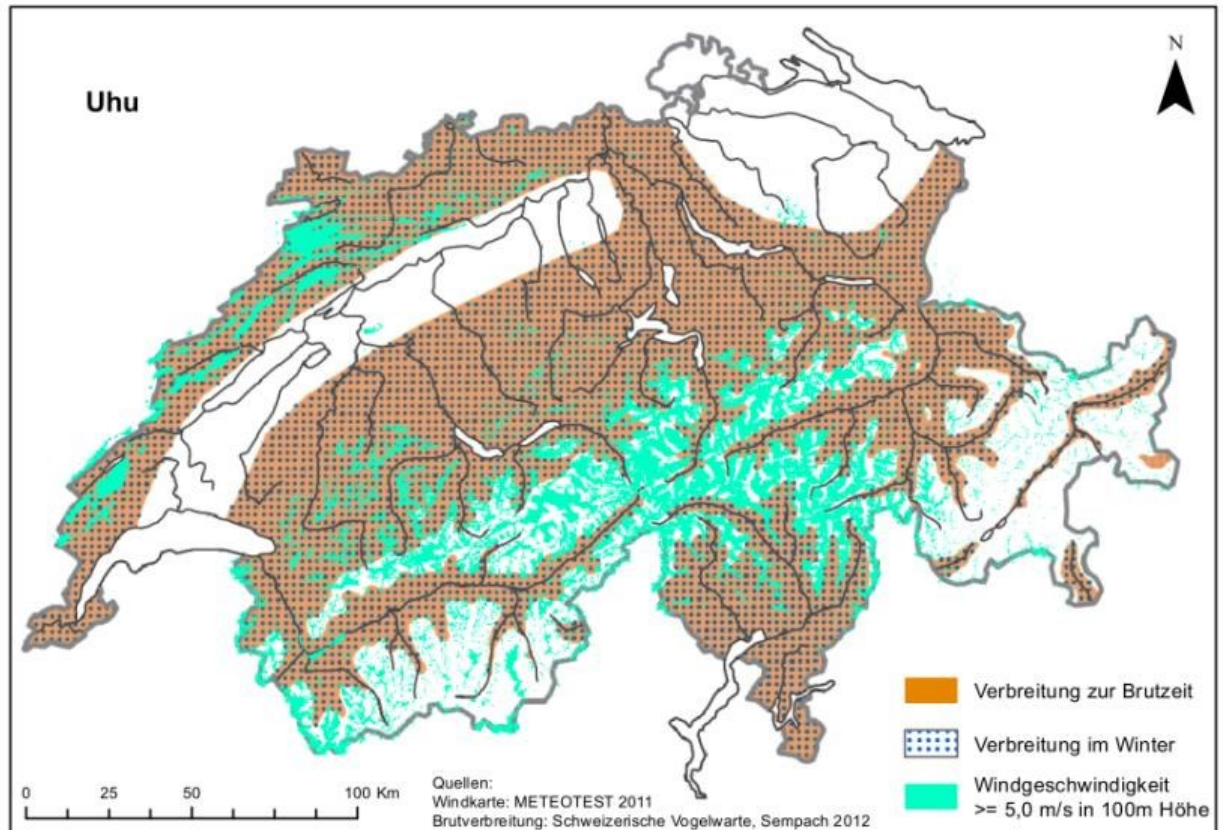
Empfindlichkeit gegenüber Wirkfaktoren von WEA gemäß aktuellem Wissensstand:	Kollisionsrisiko:	Hoch (+++)
	Störung und Vertreibung:	Mittel (++) ,in Brutplatznähe
Bestands- und Gefährdungssituation in der Schweiz	Bestandsgröße:	100-140 Paare (2008-2012)
	Rote Liste CH:	EN (stark gefährdet)
	Nationale Priorität:	1 (sehr hoch)
Relevante ökologische Aspekte der Art:	<p>PSI: 3,1 (hohe Empfindlichkeit gegenüber zusätzlicher Mortalität), große Aktionsradien; Balz- und Distanzflüge zumindest teilweise auch in Rotorhöhe; ausgeprägte Brutortstreue, vorrangig dämmerungs- und nachtaktiv.</p> <p><u>Bevorzugte Jagdhabitats:</u> insbesondere Grünland, offene und halboffene Bereiche sowie Bereiche entlang von Grenzlinien wie Gehölzsäume, Wasserläufe und Gräben.</p> <p><u>Bevorzugte Brutplätze:</u> Halbhöhlen- oder Freibrüter z.B. auf Absätzen in Sandgruben, Steinbrüchen oder Felswänden, in Fels- oder Erdspalten, am Boden zwischen niedrigen Büschen und Bäumen oder in hohlen Bäumen.</p>	
Maßnahmen zur Vermeidung und Verminderung von Beeinträchtigungen:	<ul style="list-style-type: none"> • Ausreichender Abstand zu Brutplätzen • Freihaltung von wichtigen Jagdgebieten und Flugwegen (sofern ermittelbar, sonst aufgrund von Habitatanalyse). • Netzanbindung erdverlegen • Vermeidung attraktiver Nahrungsflächen innerhalb von Windparks, Fläche unter den WEA als letzte in der Umgebung landwirtschaftlich nutzen • Schaffung attraktiver Nahrungsflächen abseits des Windparks 	

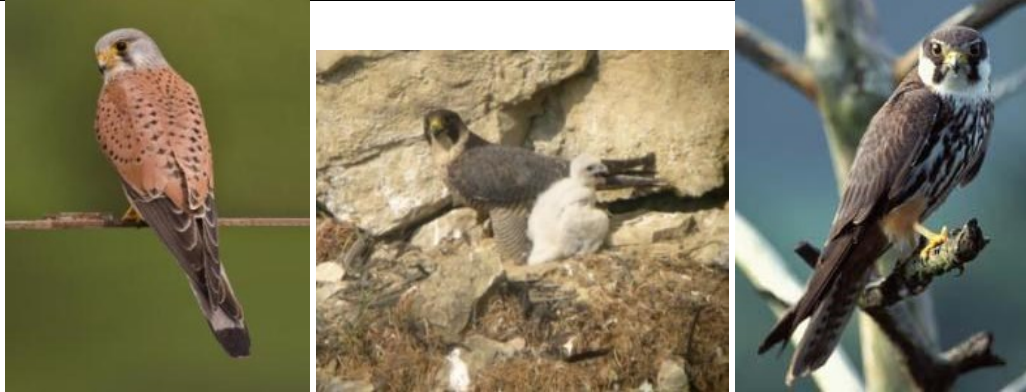


Maßnahmen zur Kompensation:

Durch die Sanierung von gefährlichen Strommasten kann die anthropogene Mortalität insgesamt verringert werden (Schaub et al. 2010).

Potenzielle räumliche Betroffenheit:





„Common kestrel falco tinnunculus“ von Andreas Trepte; Lizenziert unter CC BY-SA 2.5
„Faucon pelerin 7 mai“ von Georges Lignier; Lizenziert unter CC BY-SA 3.0
„Faucon hobereau“. Lizenziert unter CC BY-SA 3.0 über Wikimedia Commons

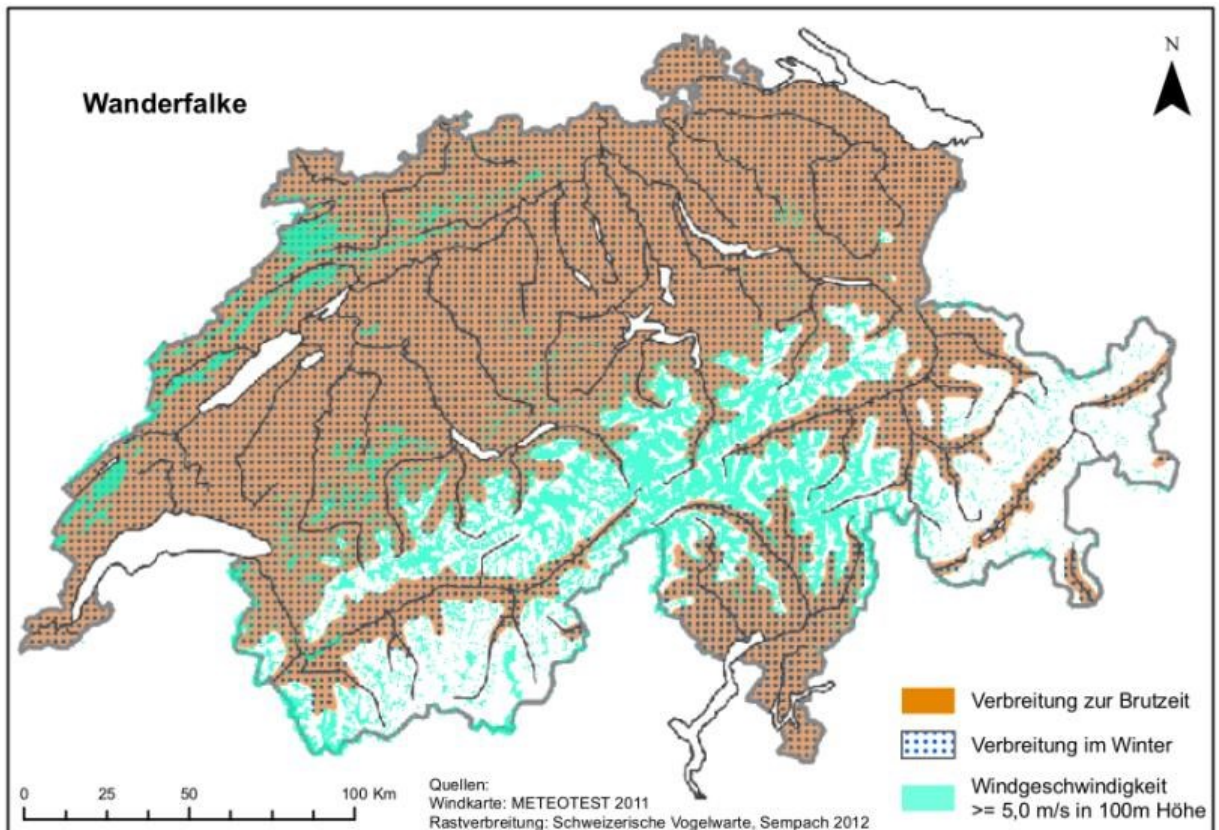
5.2.2.4 Wanderfalke (*Falco peregrinus*), Turmfalke (*Falco tinnunculus*) und Baumfalke (*Falco subbuteo*)

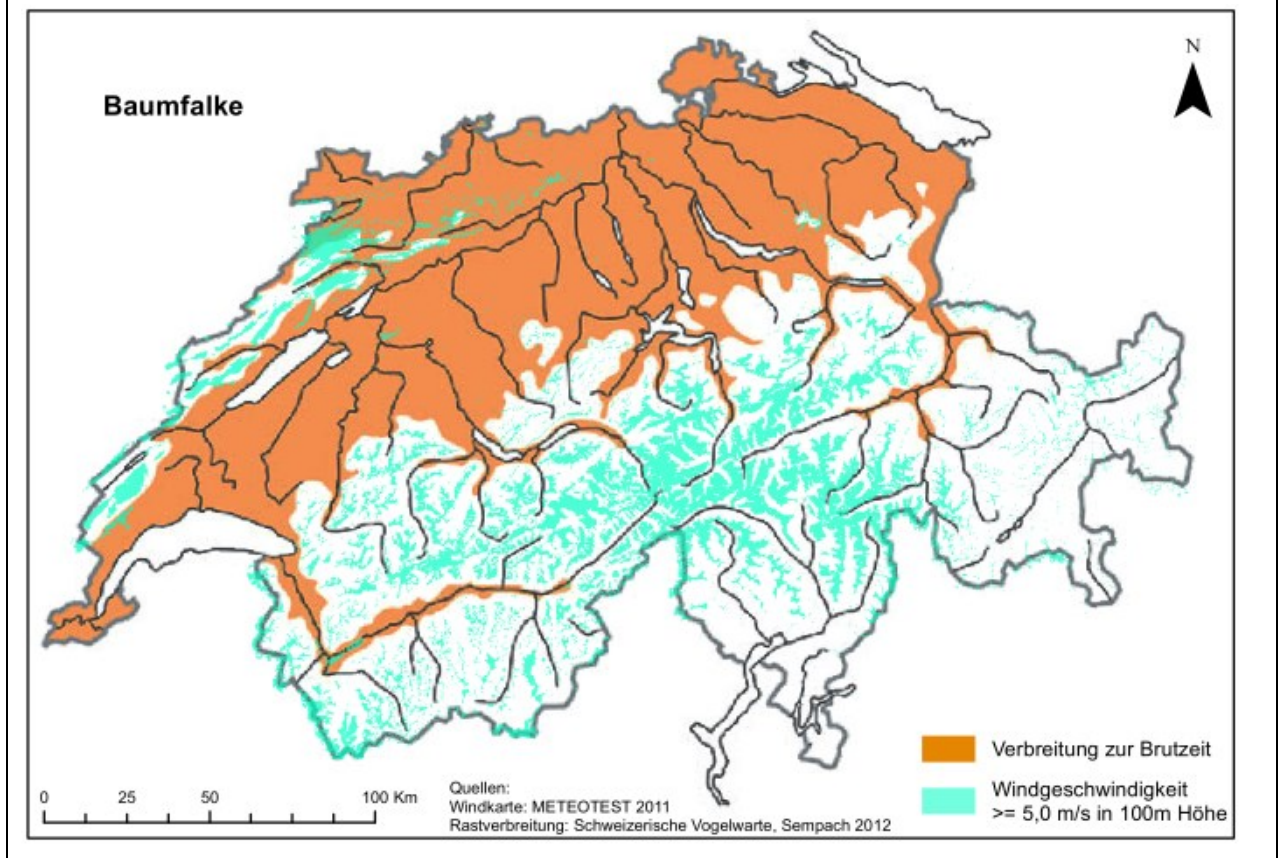
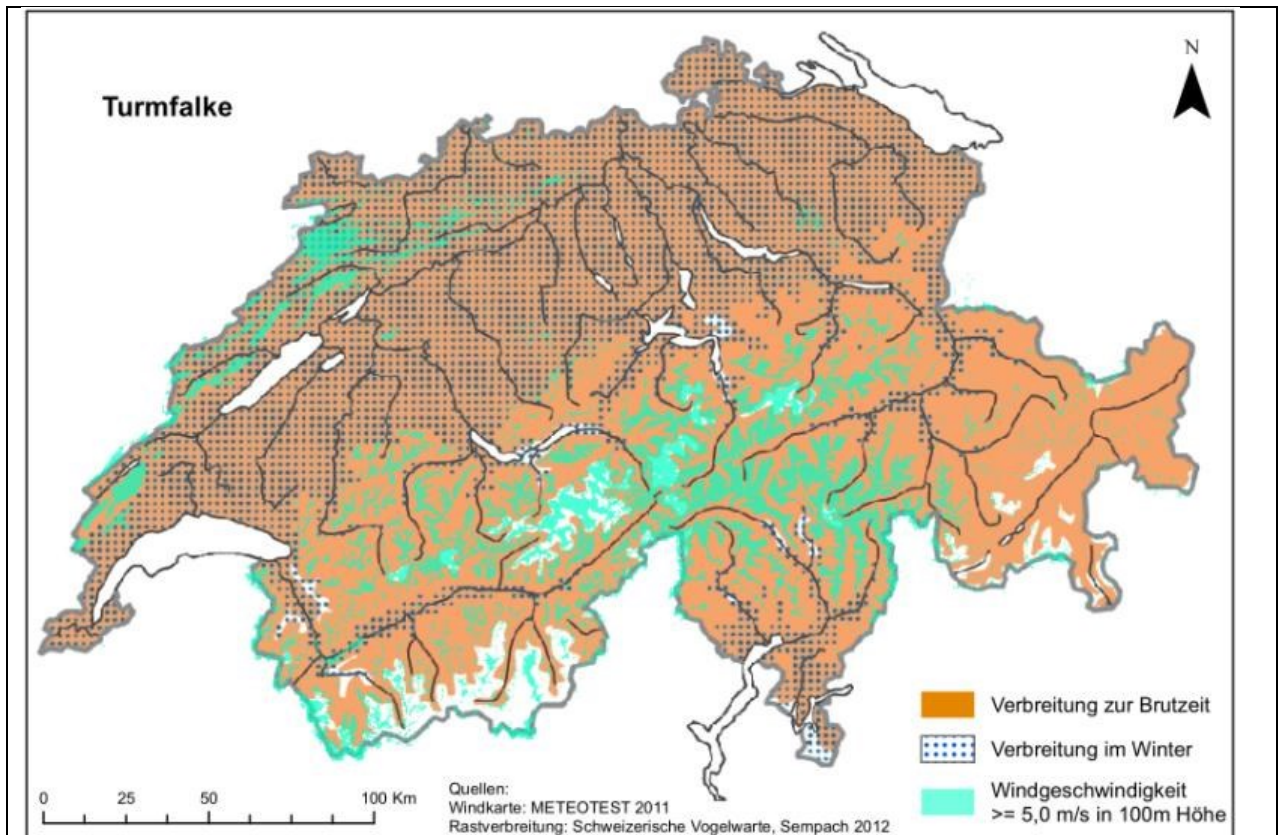
Empfindlichkeit gegenüber Wirkfaktoren von WEA gemäß aktuellem Wissensstand:	Kollisionsrisiko:	Wander- und Turmfalke: Hoch (+++) Baumfalke : Mittel (++)
	Störung und Vertreibung:	Wanderfalke: Mittel (++) , in Brutplatznähe Turm- und Baumfalke: Keine (-)
Bestands- und Gefährdungssituation in der Schweiz	Bestandsgröße:	Wanderfalke: 300-400 (2005-2009) Turmfalke: 4.000-6.000 (2008-2012) Baumfalke: 400-600 (2005-2009)
	Rote Liste CH:	NT (potenziell gefährdet)
	Nationale Priorität:	Wander- und Baumfalke: 2 (hoch) Turmfalke: 1 (sehr hoch)
Relevante ökologische Aspekte der Art:	<p>PSI: Wanderfalke 3,3 (hohe Empfindlichkeit gegenüber zusätzlicher Mortalität), Turmfalke 4,3 (eher hohe Empfindlichkeit gegenüber zusätzlicher Mortalität), Baumfalke 3,5 (hohe Empfindlichkeit gegenüber zusätzlicher Mortalität), Wanderfalke meist Standvogel, Turmfalke auch Kurzstreckenzieher, Baumfalke Langstreckenzieher. Großer Raumbedarf.</p> <p><u>Bevorzugte Jagdhabitats:</u> Wanderfalke jagt fast ausschließlich Vögel, insbesondere Tauben, jagt in kritischen Höhen im Bereich der Rotoren.</p> <p>Turmfalke: Freie Flächen mit niedriger oder lückiger Vegetation zur Erbeutung von kleinen Bodentieren.</p> <p>Baumfalke jagd Vögel und Insekten über Verlandungszonen von Gewässern, Feuchtwiesen, Mooren etc.</p> <p><u>Bevorzugte Brutplätze:</u> Wander- und Turmfalke: Nistplätze an</p>	



	<p>Felswänden, Gebäuden oder Bäumen; häufig in Nischen oder Halbhöhlen. Auch auf Hochspannungsmasten oder in Nistkästen. Nistplatztreue. Turmfalken brüten an geeigneten Orten auch in Kolonien.</p> <p>Baumfalke brüdet in lichten Wäldern, Gehölzen, auf Einzelbäumen oder Gittermasten, nutzt vorhandene Nester, ortstreu.</p>
Maßnahmen zur Vermeidung und Verminderung von Beeinträchtigungen:	<ul style="list-style-type: none">• Ausreichender Abstand zu Brutplätzen und Bereichen mit hoher Flugaktivität in Rotorhöhe• Freihaltung wichtiger Nahrungsgebiete und Flugwege, vor allem für den Wanderfalken• Flächen unter WEA als letzte landwirtschaftlich nutzen.
Maßnahmen zur Kompensation:	<p>Wanderfalke: Sicherung offener Steinbrüche nach Nutzungsaufgabe, Anbringung von Nistkästen an Kirch- oder Fernsehtürmen</p> <p>Turmfalke: Anlage von Brachen, Säumen, extensiv genutzten Wiesen, Ackerrandtreifen etc. als Jagdhabitats, abschnittsweise Mahd von Wiesen. Anbringung von Nistkästen.</p> <p>Baumfalke: Schutz geeigneter Einzelbäume, Anlage von Kunsthorsten, Entwicklung von Nahrungshabitats durch Anlage von Gewässern, Hecken, Brachen usw.</p>

Potenzielle räumliche Betroffenheit:







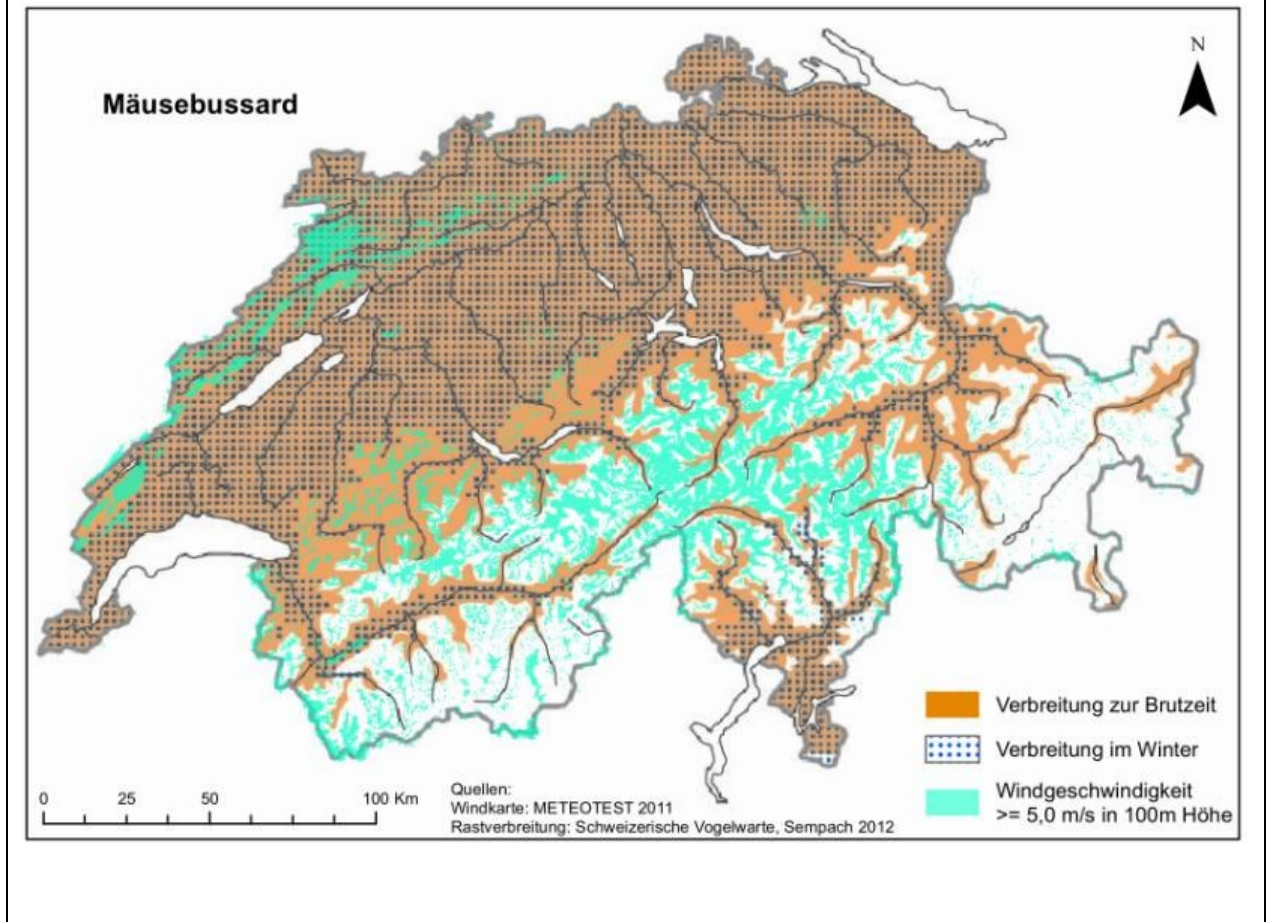
„Buteo buteo (5571928172)“ von Björn from Niedersachsen; Lizenziert unter CC BY-SA 2.0

5.2.2.5 Mäusebussard (*Buteo buteo*)

Empfindlichkeit gegenüber Wirkfaktoren von WEA gemäß aktuellem Wissensstand:	Kollisionsrisiko:	Hoch (+++)
	Störung und Vertreibung:	Gering (+)
Bestands- und Gefährdungssituation in der Schweiz	Bestandsgröße:	Mäusebussard: 20.000-25.000 (2005-2009)
	Rote Liste CH:	LC (nicht gefährdet)
	Nationale Priorität:	3 (Mittel)
Relevante ökologische Aspekte der Art:	<p>PSI: 3,1 (hohe Empfindlichkeit gegenüber zusätzlicher Mortalität), Standvogel und Kurzstreckenzieher. Aufgrund ihres Flug- und Jagdverhaltens sowie fehlendem Meideverhalten gegenüber WEA gehört die Art zu den häufigsten Kollisionsopfern (Langgemach & Dürr 2014; LAG VSW 2015).</p> <p><u>Bevorzugte Nahrungshabitate:</u> Große, offene landwirtschaftlich genutzte Flächen. Jagd bodenbewohnende Kleintiere wie Mäuse und Kaninchen zuweilen auch Vögel oder Fische.</p> <p><u>Bevorzugte Brutplätze:</u> Nester des Mäusebussards in größeren geschlossenen Baumbeständen, Feldgehölzen oder Baumgruppen. Hohe Reviertreue.</p>	
Maßnahmen zur Vermeidung und Verminderung von Beeinträchtigungen:	<ul style="list-style-type: none"> • Standortwahl/-anpassung: Vermeidung von häufig genutzten Flugwegen und Nahrungsflächen, Vermeidung der unmittelbaren Nestnähe • Vermeidung von attraktiven Flächen für die Nahrungssuche im Windpark 	
Maßnahmen zur Kompensation:	<p>Verbesserung des Nahrungsangebotes durch angepasste landwirtschaftliche Maßnahmen: Grünlandextensivierung, Anlegen von Ackerrandstreifen, Reduzierung der Anbauflächen schnell aufwachsender Feldfrüchte wie z. B. Wintergetreide und Raps. Generell Schaffung kleinsäugerreicher Flächen mit guten Jagd- und Anstimmöglichkeiten.</p> <p>Sicherung von Horstbäumen bzw. Altholzbeständen, Anlegen von Kunsthorsten z.B. aus Weidengeflecht.</p>	



Potenzielle räumliche Betroffenheit:





„Capercaillie Lomvi 2004“; Lizenziert unter CC BY-SA 3.0

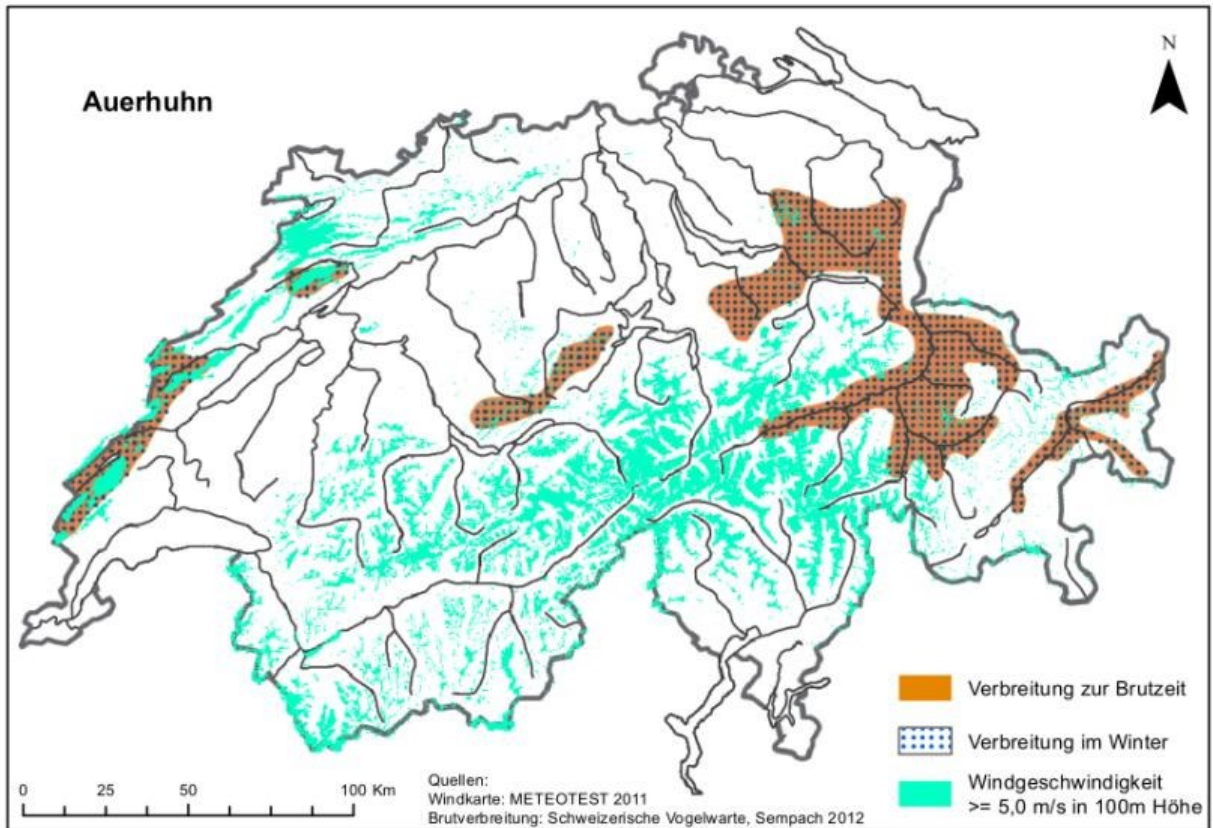
5.2.2.6 Auerhuhn (*Tetrao urogallus*)

Empfindlichkeit gegenüber Wirkfaktoren von WEA gemäß aktuellem Wissensstand:	Kollisionsrisiko WEA:	Keine besondere Empfindlichkeit bekannt (-), Kollisionen mit Freileitungen bekannt
	Störung und Vertreibung:	Hoch (+++)
Bestands- und Gefährdungssituation in der Schweiz	Bestandsgröße:	450-500 Paare (2008)
	Rote Liste CH:	EN (stark gefährdet)
	National prioritäre Art	1 (sehr hoch)
Relevante ökologische Aspekte der Art:	<p>PSI: 3,4 (hohe Empfindlichkeit gegenüber zusätzlicher Mortalität); Standvogel, besiedelt ungestörte/unzerschnittene Waldgebiete, große Raumansprüche (Siedlungsdichte 3-4 Ind./km²), tagaktiv, geringes Ausbreitungspotenzial</p> <p><u>Bevorzugte Nahrungshabitate:</u> Benötigt ein vielseitiges Angebot im Nadel- oder Mischwald. Überwiegend pflanzliche Ernährung, Knospen, junge Triebe, Gräser, Kräuter, Bodenvegetation, Bodenaufschlüsse zur Aufnahme von Magensteinchen</p> <p><u>Bevorzugte Brutplätze:</u> Nest am Boden, gut versteckt, von Pflanzen gedeckt oder in Zwergsträuchern etc.</p>	
Maßnahmen zur Vermeidung und Verminderung von Beeinträchtigungen:	<ul style="list-style-type: none"> • Ausreichender Abstand zu Vorkommensgebieten • Freihalten von Korridoren zwischen benachbarten Vorkommensgebieten • Nach Möglichkeit bei der Windparkplanung auf neue Erschließungswege verzichten, vorhandene Forstwege 	



	<p>nutzen. Wege für den Verkehr sperren. Zeitliche Beschränkung der Nutzung von Zufahrtstraßen während der Bauphase, die in der Nähe von Balzplätzen liegen (Sperrung zwischen Anfang März – Ende Mai).</p>
<p>Maßnahmen zur Kompensation:</p>	<p>Das Auerhuhn braucht störungsarme und lückige Nadelwälder mit einzelnen starken, alten Bäumen und einer gut ausgebildeten Zwergstrauch- und Krautschicht. Es braucht daher besondere Maßnahmen zur Waldbewirtschaftung und Schutz vor Störung durch Tourismus und Freizeitaktivitäten (Horch et al. 2013). Beispielsweise sieht der Aktionsplan Auerhuhn eine Verbesserung der Bestandsstruktur durch Reduktion des Holzvorrats oder die Pflege von Waldlichtungen gegen Verbuschung vor. Die Einrichtung von Wildruhegebieten oder Wegegeboten im Winter sind sinnvolle Maßnahmen zur Reduzierung von Störungen (Mollet et al. 2008).</p>

Potenzielle räumliche Betroffenheit:





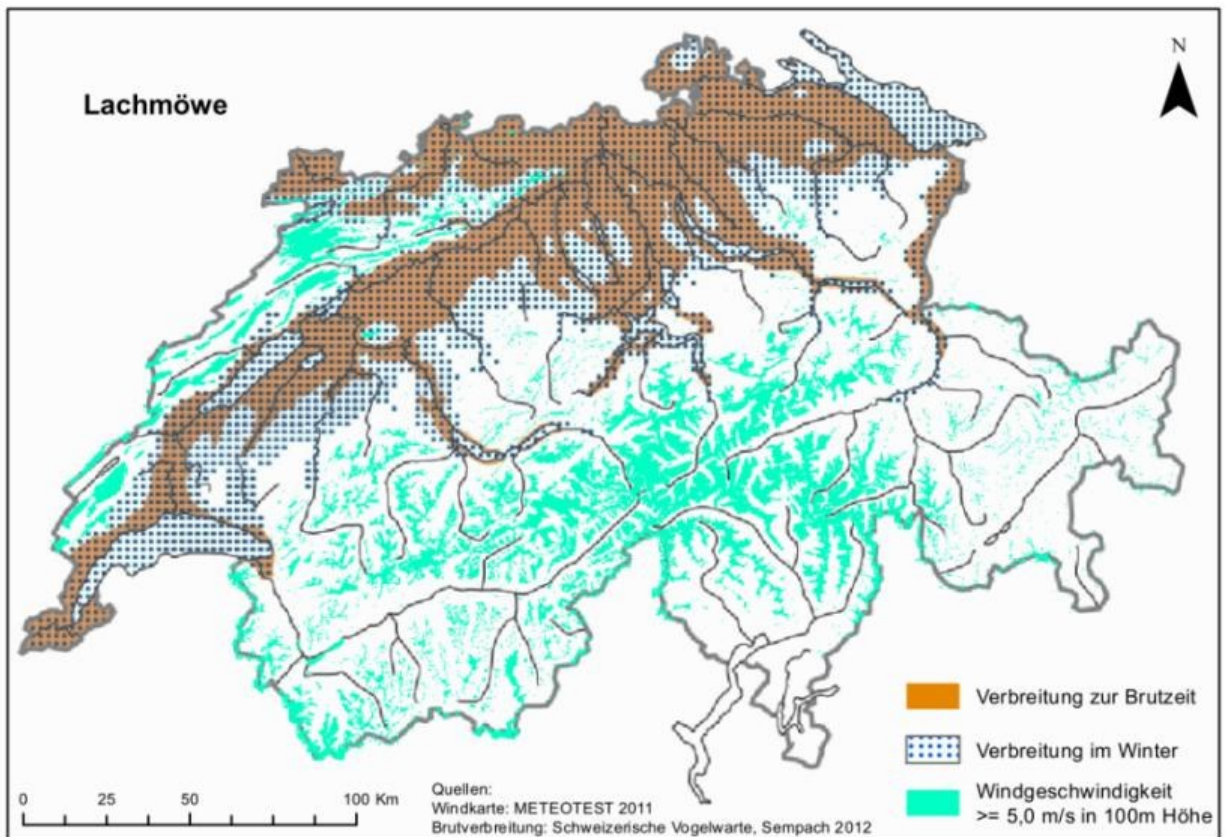
„Lachmöwe *Chroicocephalus ridibundus*“ von Andreas Trepte; Lizenziert unter CC BY-SA 2.5

5.2.2.7 Lachmöwe (*Larus ridibundus*)

Empfindlichkeit gegenüber Wirkfaktoren von WEA gemäß aktuellem Wissensstand:	Kollisionsrisiko:	Hoch (+++), insbesondere bei häufigen Wechselflügen durch Windparks
	Störung und Vertreibung:	Keine besondere Empfindlichkeit bekannt (-)
Bestands- und Gefährdungssituation in der Schweiz	Bestandsgröße:	563-1.039 Paare (2010-2014)
	Rote Liste CH:	EN (stark gefährdet)
	Nationale Priorität:	1 (sehr hoch)
Relevante ökologische Aspekte der Art:	<p>PSI: 2,8 (hohe Empfindlichkeit gegenüber zusätzlicher Mortalität), Koloniebrüter, Art unternimmt weite Flüge zwischen den Brutkolonien und den Nahrungsgebieten (bis 20-30 km), geringes Meideverhalten gegenüber WEA.</p> <p><u>Bevorzugte Nahrungshabitate:</u> Grün- und Ackerland. Nahrungssuche auch auf Ackerflächen innerhalb von Windparks. Im Winter häufig Müllkippen, Industrieanlagen usw..</p> <p><u>Bevorzugte Brutplätze:</u> Brutkolonien in Verlandungsgesellschaften auf fester oder im Wasser liegender Unterlage mit dichter Vegetation, häufig auf Inseln in Stillgewässern.</p>	
Maßnahmen zur Vermeidung und Verminderung von Beeinträchtigungen:	<ul style="list-style-type: none"> • Ausreichender Abstand zu Brutkolonien • Freihaltung von Hauptflugwegen und entsprechende Anpassung des Standorts • Vermeidung eines attraktiven Nahrungsangebots im Windpark, ggf. temporäre Abschaltung bei bestimmten landwirtschaftlichen Bearbeitungen wie Ernten, Pflügen; Fläche unter den WEA als letzte landwirtschaftlich nutzen • Schaffung attraktiver Nahrungshabitate abseits vom Windpark (z.B. Flachwasserbereiche) 	
Maßnahmen zur Kompensation:	Schaffung künstliche Brutinseln.	



Potenzielle räumliche Betroffenheit:





„Alauda arvensis 2“ von Daniel Pettersson; Lizenziert unter CC BY-SA 2.5 se

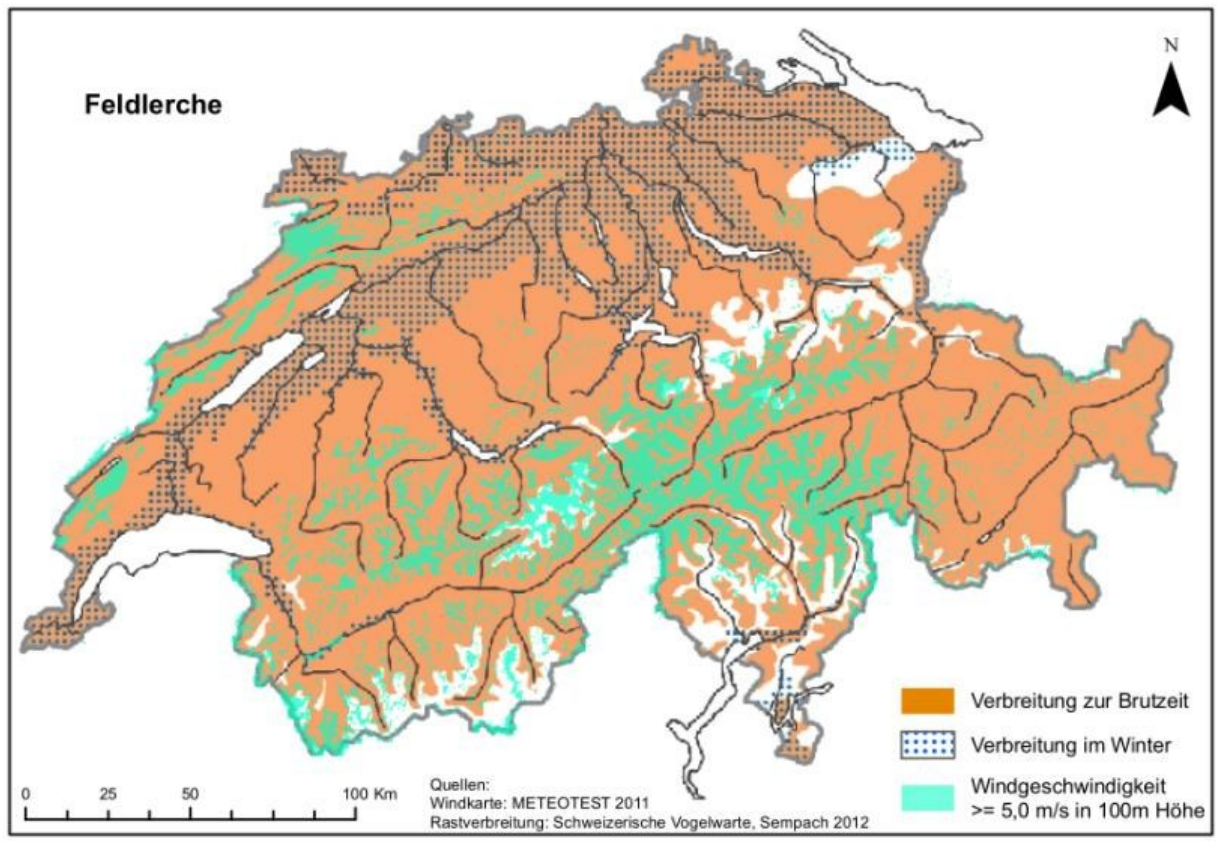
5.2.2.8 Feldlerche (*Alauda arvensis*) und Heidelerche (*Lullula arborea*)

Empfindlichkeit gegenüber Wirkfaktoren von WEA gemäß aktuellem Wissensstand:	Kollisionsrisiko:	Feldlerche: Hoch (+++) Heidelerche: Gering (+)
	Störung und Vertreibung:	In Agrarlandschaften keine besondere Empfindlichkeit bekannt (-)
Bestands- und Gefährdungssituation in der Schweiz	Bestandsgröße:	Feldlerche: 20.000-30.000 (2008-2012) Heidelerche: 250-500 (2008-2012)
	Rote Liste CH:	Feldlerche: NT (potenziell gefährdet) Heidelerche: VU (verletzlich)
	Nationale Priorität:	1 (sehr hoch)
Relevante ökologische Aspekte der Art:	<p>PSI: 4,5 (eher hohe Empfindlichkeit gegenüber zusätzlicher Mortalität), Kurzstreckenzieher</p> <p><u>Bevorzugte Nahrungshabitate:</u> Feldlerche: Düngewiesen, reich strukturierte Feldflur. Heidelerche: Nahrungsflächen müssen lückig sein und möglichst nicht zu hohe Vegetation aufweisen.</p> <p>Ernähren sich insbesondere von Insekten, Spinnen, Regenwürmer etc., im Winter auch Samen und Keimlinge. Daher sind insektenreiche, extensiv genutzte Flächen wichtig.</p> <p><u>Bevorzugte Brutplätze:</u> Feldlerche brütet im offenen Gelände in niedriger Gras- und Krautschicht am Boden. Waldrandbereiche oder hochragende Einzelstrukturen werden oft gemieden. Typisch auf Wiesen, Ackerland oder extensiven Weiden. Reviertreu.</p> <p>Heidelerche brütet in halboffenen Landschaften, bevorzugt</p>	

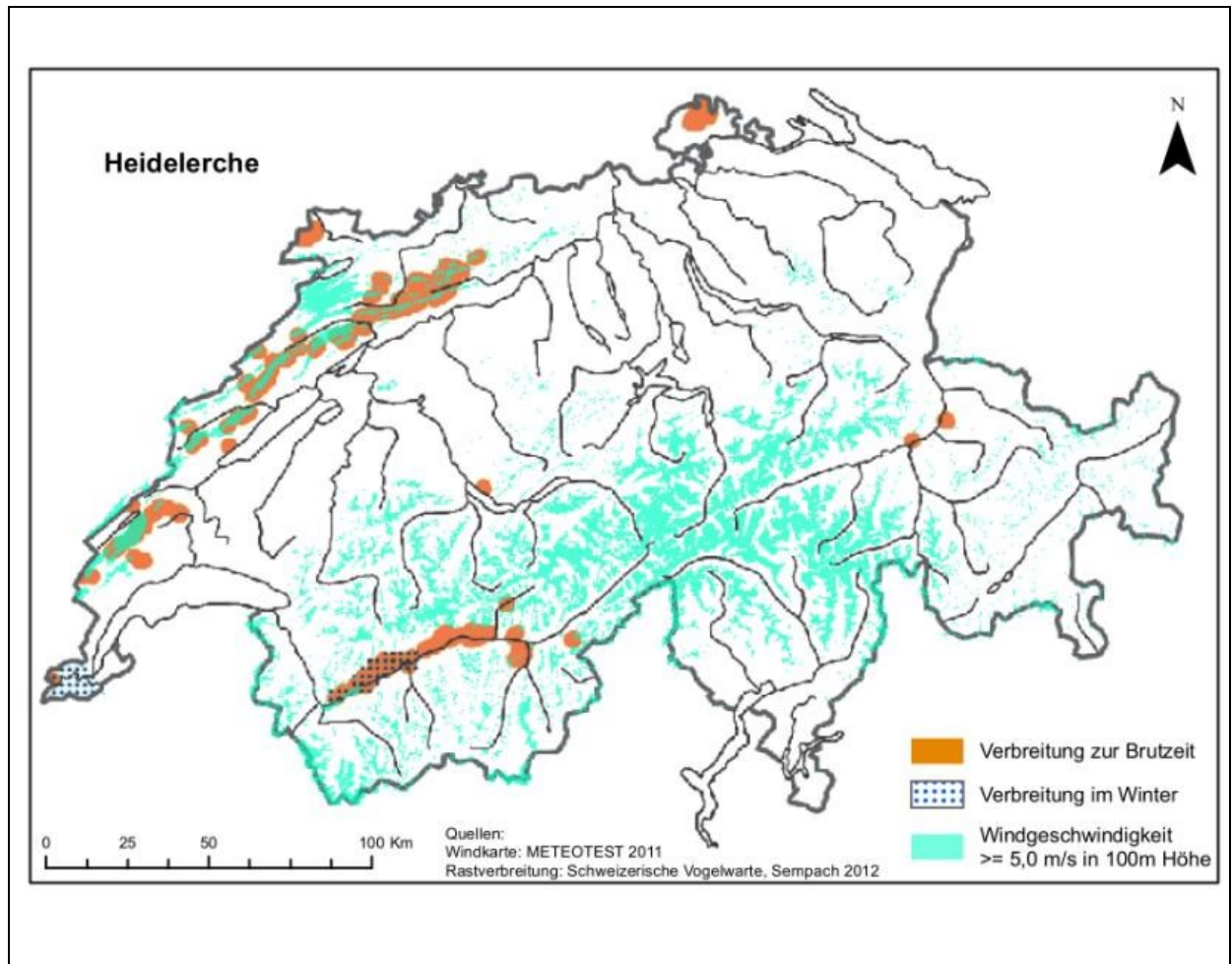


	auf sandigen Böden z.B. Kahlschläge, Heiden, trockene Waldränder. Wichtig sind warme und trockene Lagen und erhöhte Singwarten. Im Wallis Besiedlung von Rebbergen.
Maßnahmen zur Vermeidung und Verminderung von Beeinträchtigungen:	<ul style="list-style-type: none">• Bauphase außerhalb der Brutzeit• Micrositing: Anlagenstandorte möglichst außerhalb der bevorzugten Habitate• Keine extensive Bewirtschaftung innerhalb des Windparks (Anlockung vermeiden).
Maßnahmen zur Kompensation:	Schaffung geeigneter Habitate: Feldlerche: Bunt-, und Rotationsbrachen, Ackerschonstreifen, extensive Wiesen oder angepasste Fördermaßnahmen auf Ackerflächen (z.B. Verzicht auf Pestizide und reduzierte Düngung, Anbau geeigneter Kulturen) (s. auch Jenny et al. 2014)), Lerchenfenster (Fehlstellen in Getreideäckern) ²⁹ . Heidelerche: extensiv genutzte Weiden mit Büschen und Einzelbäumen, Rebflächen mit teilweise begrüntem Boden.

Potenzielle räumliche Betroffenheit:



²⁹ <https://www.landwirtschaftskammer.de/landwirtschaft/naturschutz/biodiversitaet/pdf/mb-lerchenfenster.pdf> (Zugriff am 22.05.2015)





„*Milvus milvus R(ThKraft)*“ von Thomas Kraft (ThKraft); Lizenziert unter CC BY-SA 2.5
„*Milvus migrans front(ThKraft)*“ von Thomas Kraft (ThKraft); Lizenziert unter CC BY-SA 2.5 über Wikimedia Commons

5.2.2.9 Rotmilan (*Milvus milvus*) und Schwarzmilan (*Milvus migrans*)

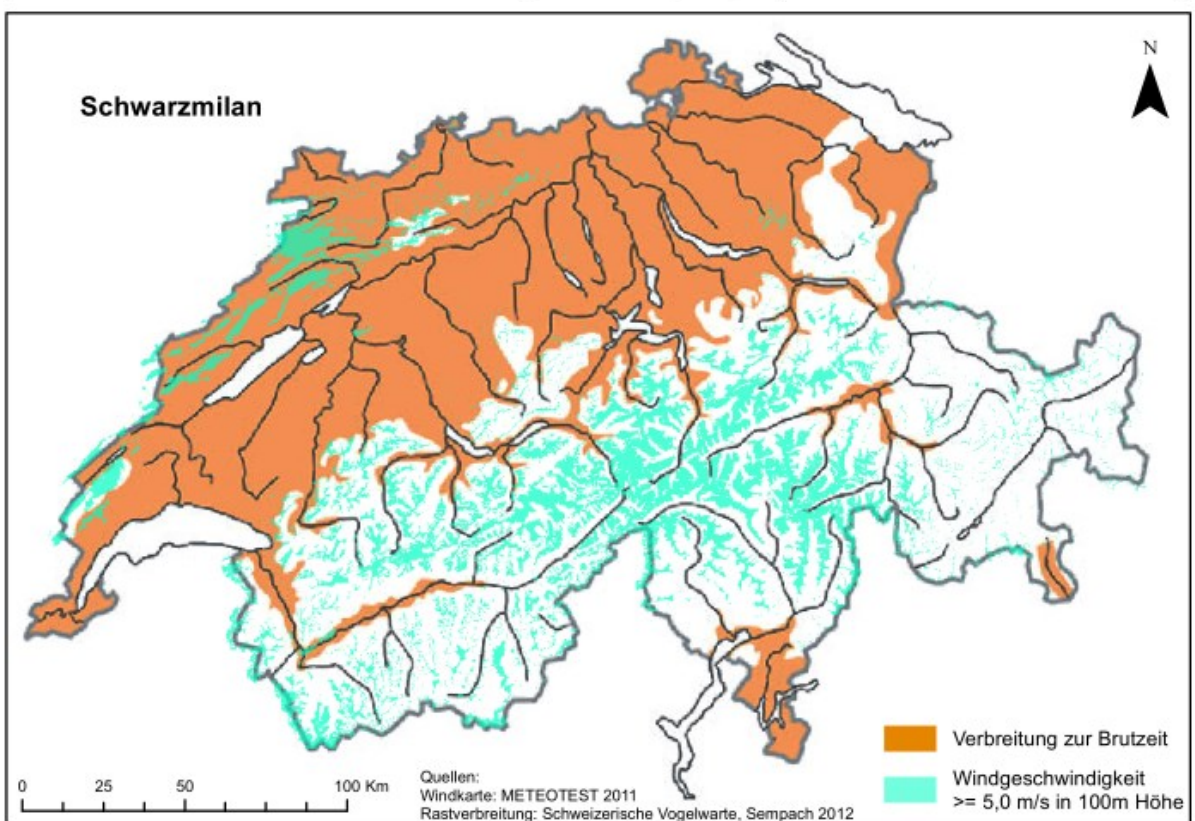
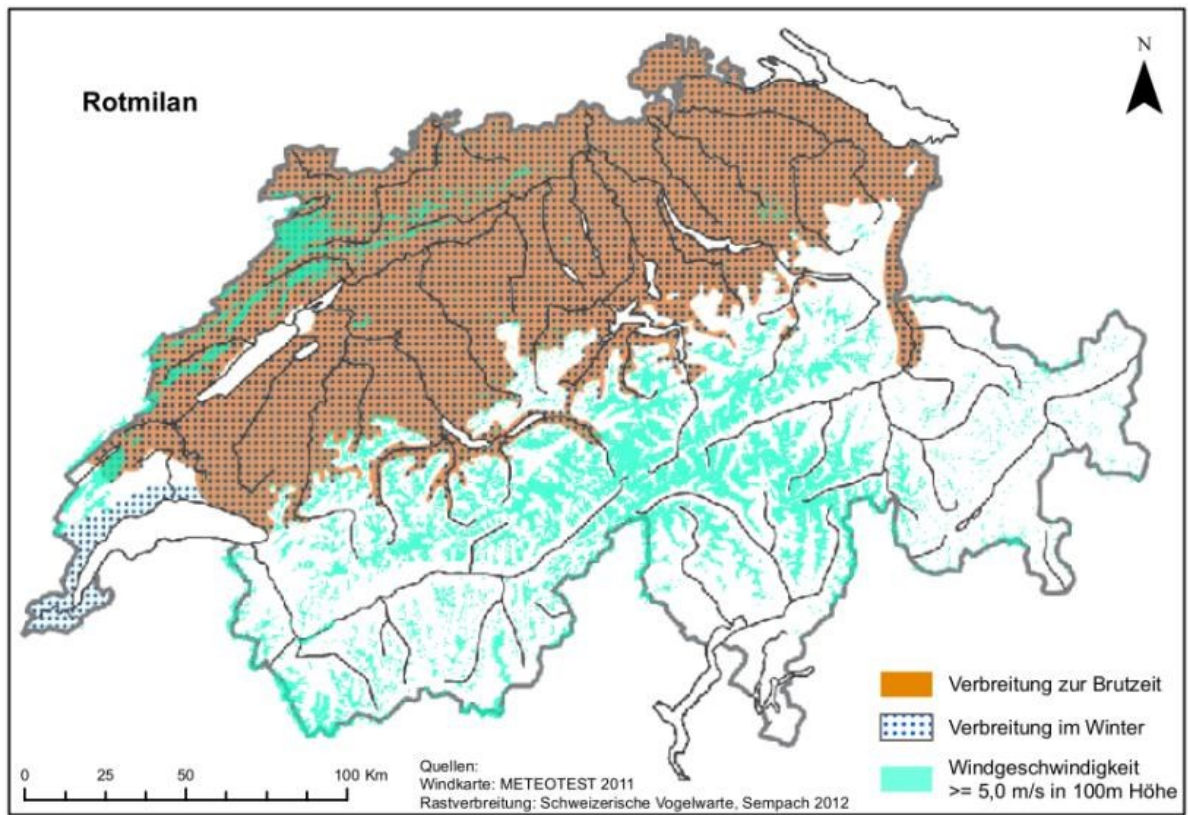
Empfindlichkeit gegenüber Wirkfaktoren von WEA gemäß aktuellem Wissensstand:	Kollisionsrisiko:	Hoch (+++)
	Störung und Vertreibung:	Keine (-)
Bestands- und Gefährdungssituation in der Schweiz	Bestandsgröße:	Rotmilan: 1.200-1.500 (2005-2009) Schwarzmilan: 1.200-1.500 (2005-2009)
	Rote Liste CH:	LC (nicht gefährdet)
	Nationale Priorität:	Rotmilan: 1 (sehr hoch) Schwarzmilan: 3 (mittel)
Relevante ökologische Aspekte der Art:	PSI: Rotmilan 3,0, Schwarzmilan 3,1 (hohe Empfindlichkeit gegenüber zusätzlicher Mortalität), Rotmilan: Standvögel und Kurzstreckenzieher, bildet im Herbst und Winter große Schlafgemeinschaften (s. Kap. 5.3). Schwarzmilan: Langstreckenzieher. Aufgrund ihres Flug- und Jagdverhaltens sowie fehlendem Meideverhalten gegenüber WEA gehören die Arten zu den häufigsten Kollisionsopfern (Langgemach & Dürr 2014; LAG VSW 2015). <u>Bevorzugte Nahrungshabitate:</u> Große, offene landwirtschaftlich genutzte Flächen. Jagen bodenbewohnende	



	<p>Kleintiere wie Mäuse und Kaninchen zuweilen auch Vögel oder Fische, Schwarzmilan vor allem tote oder kranke Fische. Beide Arten nutzen auch Aas.</p> <p><u>Bevorzugte Brutplätze:</u> Rotmilan gern in lichten Altholzbeständen, bevorzugt am Waldrand. Schwarzmilan in Wäldern und größeren Feldgehölzen oft in der Nähe von Wasser, im Bergland gern an steilen Hängen. Hohe Reviertreue beim Rotmilan, nutzt den Horst häufig über viele Jahre.</p>
<p>Maßnahmen zur Vermeidung und Verminderung von Beeinträchtigungen:</p>	<ul style="list-style-type: none">• Ausreichender Abstand zu Brutplätzen bzw. zu Bereichen mit hoher Flugaktivität in Rotorhöhe• Vermeidung von häufig genutzten Flugwegen und Nahrungsflächen• Vermeidung von attraktiven Flächen im Windpark: Im Windpark kein Anbau von Kulturen, die zur Brutzeit (bis Mitte Juli) gemäht werden. Ernte sollte im Windpark erst beginnen, wenn zuvor andere Felder in der Region geerntet wurden. Ggf. temporäre Abschaltung bei Ernte/Mahd im Windpark. Brachfläche am Mastfuß unattraktiv gestalten. Kein Mähen oder umbrechen vor Ende Juli Keine Ablagerung von Stalldung im Nahbereich der WEA Ausreichender Abstand zu Kompostieranlagen• Weglockung der Vögel aus dem Windpark durch Anlage attraktiver Nahrungsflächen in der Umgebung: z.B. Luzerneflächen, die in der Zeit von Anfang Mai bis Mitte Juli täglich parzellenweise (2 ha je Tag) gemäht werden (Mammen et al. 2013).
<p>Maßnahmen zur Kompensation:</p>	<p>Verbesserung des Nahrungsangebotes durch angepasste landwirtschaftliche Maßnahmen: Grünlandextensivierung, Anlegen von Ackerrandstreifen, Reduzierung der Anbauflächen schnell aufwachsender Feldfrüchte wie z. B. Wintergetreide und Raps. Generell Schaffung kleinsäugerreicher Flächen mit guten Jagd- und Ansitzmöglichkeiten. Für den Schwarzmilan insbesondere Gewässerrenaturierung.</p> <p>Sicherung von Horstbäumen bzw. Altholzbeständen, Anlegen von Kunsthorsten z.B. aus Weidengeflecht.</p>



Potenzielle räumliche Betroffenheit:





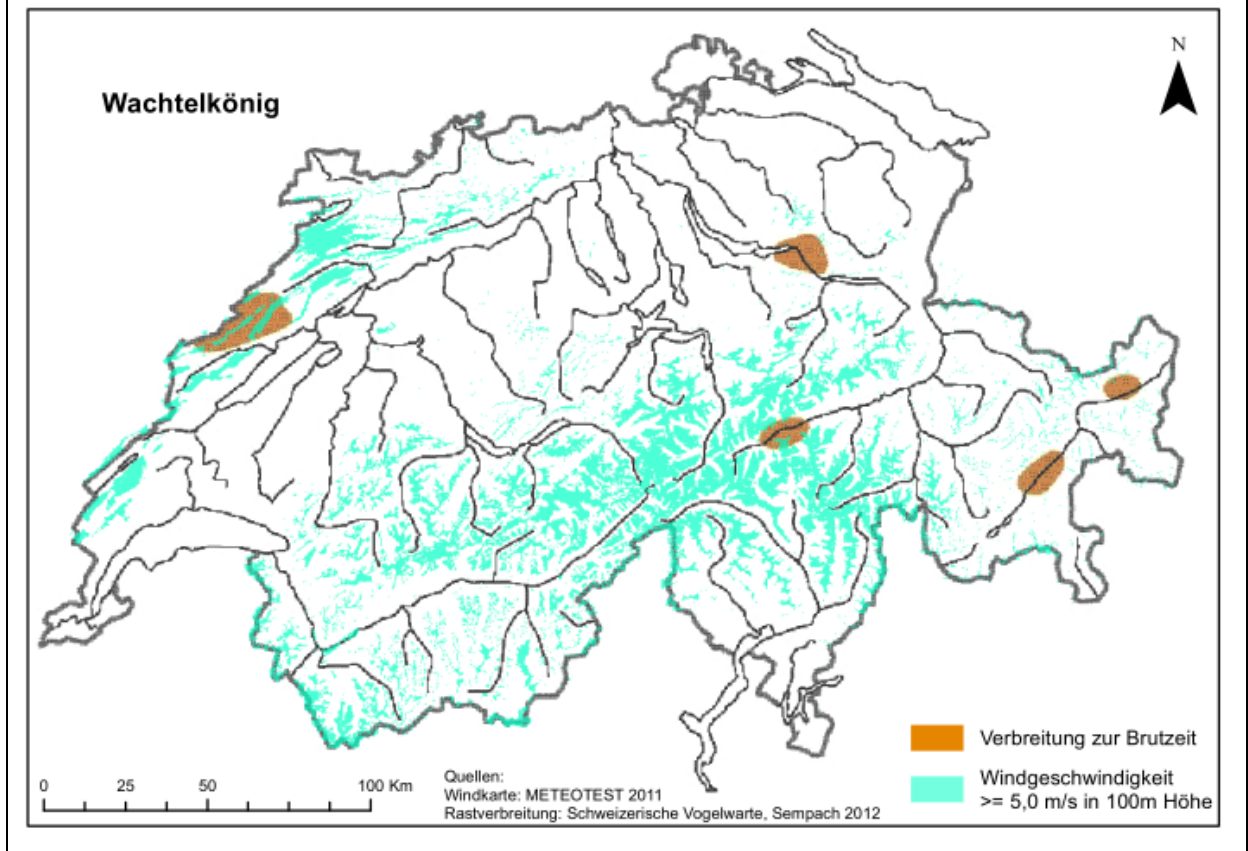
„Corncrake (*Crex crex*)“ von Richard Wesley; Lizenziert unter CC BY-SA 2.0

5.2.2.10 Wachtelkönig (*Crex crex*)

Empfindlichkeit gegenüber Wirkfaktoren von WEA gemäß aktuellem Wissensstand:	Kollisionsrisiko:	Keine besondere Empfindlichkeit bekannt (-)
	Störung und Vertreibung:	Mittel (++), auf akustische Kommunikation angewiesen, daher durch Lärm betroffen.
Bestands- und Gefährdungssituation in der Schweiz	Bestandsgröße:	15-68 Paare (2010-2014)
	Rote Liste CH:	CR (vom Aussterben bedroht)
	Nationale Priorität:	1 (sehr hoch)
Relevante ökologische Aspekte der Art:	<p>PSI: 4,8 (durchschnittliche Empfindlichkeit gegenüber anthropogener Mortalität), Langstreckenzieher.</p> <p><u>Bevorzugte Nahrungshabitate:</u> Insekten und andere Wirbellose werden vom Boden oder aus der Vegetation aufgenommen.</p> <p><u>Bevorzugte Brutplätze:</u> Bodenbrüter in großräumigen offenen bis halboffenen Landschaften, Nester bei ausreichender Vegetationshöhe in Brachen Wiesen oder Feldern, bei unzureichender Deckung an deren Rand (Deckung wichtig).</p>	
Maßnahmen zur Vermeidung und Verminderung von Beeinträchtigungen:	<ul style="list-style-type: none"> • Ausreichender Abstand zu Brutplätzen bzw. regelmäßig besetzten Brutgebieten, um Störungen zu vermeiden • Bauphase außerhalb der Brutzeit 	
Maßnahmen zur Kompensation:	<p>Erhaltung und Entwicklung von zur Brutzeit ungenutzter bzw. spät gemähter oder extensiv beweideter Bereiche um die Brutplätze (Radius von ca. 100 m um die Rufplätze dient dem Schutz der Nester, bei einem Radius von 250 m ist auch der Großteil des Aktionsraumes der Küken geschützt).</p>	



Potenzielle räumliche Betroffenheit:





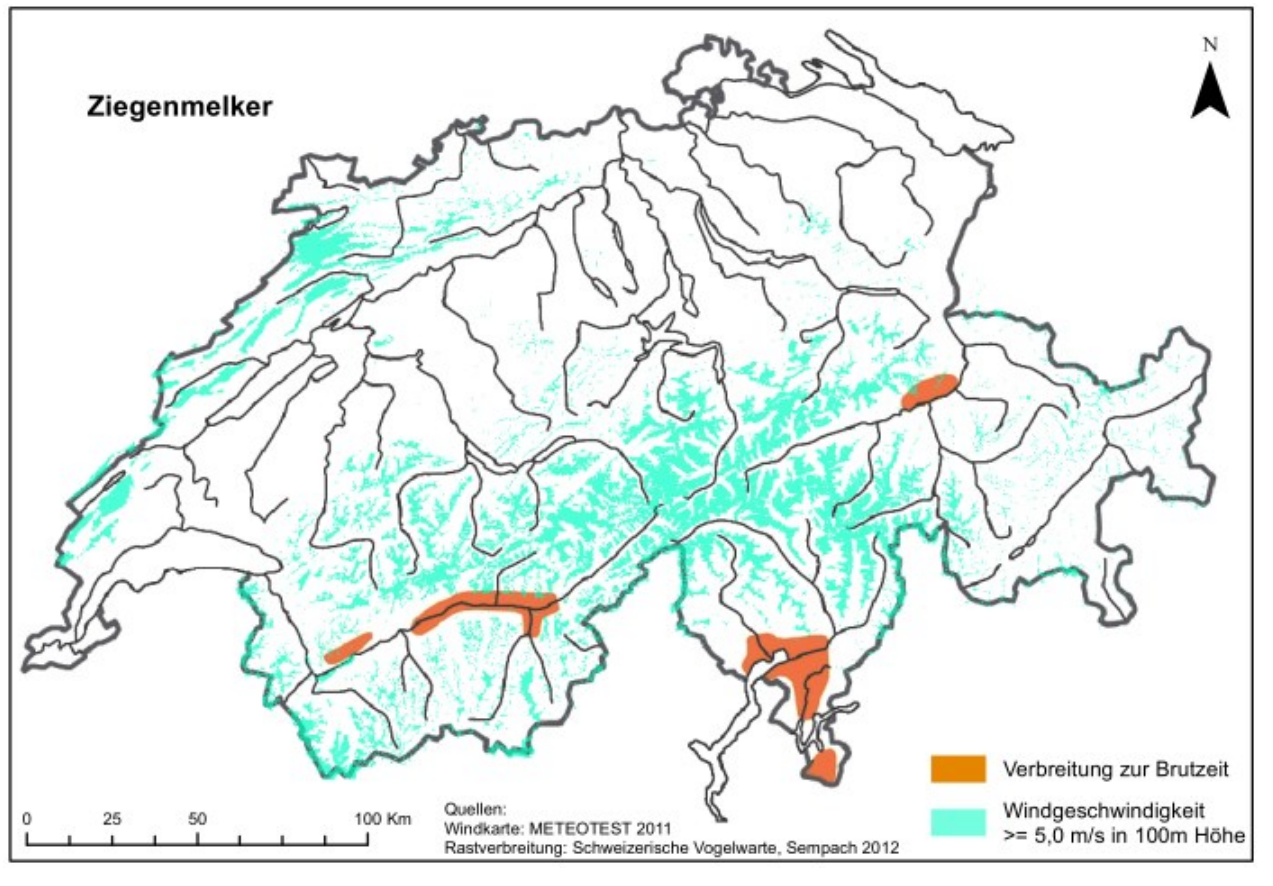
„Şivanxapînok“ von Dürzan cîrano; Lizenziert unter CC BY-SA 3.0

5.2.2.11 Ziegenmelker (*Caprimulgus europaeus*)

Empfindlichkeit gegenüber Wirkfaktoren von WEA gemäß aktuellem Wissensstand:	Kollisionsrisiko:	Keine besondere Empfindlichkeit bekannt (-)
	Störung und Vertreibung:	Mittel (++)
Bestands- und Gefährdungssituation in der Schweiz	Bestandsgröße:	40-60 Paare (2008-2012)
	Rote Liste CH:	EN (stark gefährdet)
	Nationale Priorität:	1 (sehr hoch)
Relevante ökologische Aspekte der Art:	<p>PSI: 3,3 (hohe Empfindlichkeit gegenüber zusätzlicher Mortalität), Langstreckenzieher.</p> <p>Heide- und Waldbiotope auf trockenem, leicht erwärmbar Boden. Wälder mit lückigem Baumbestand und spärlicher Strauchvegetation. Benötigt Freiflächen als Jagdgebiete. Nahrungssuche auch in der Nähe von Gehölzen in den Rebflächen und in Trockenwiesen und -weiden. Jagd nachts im Flug Insekten (fast ausschließlich Nachtschmetterlinge), tagsüber an sonnenbestrahlten Standorten ruhend. Bodenbrüter, Nistplatz auf meist vegetationslosem Boden.</p>	
Maßnahmen zur Vermeidung und Verminderung von Beeinträchtigungen:	<ul style="list-style-type: none"> • Ausreichender Abstand zu Brutplätzen • Bauphase außerhalb der Brutzeit • Erschließungswege für den allgemeinen Verkehr schließen 	
Maßnahmen zur Kompensation:	<p>Habitatverbesserungen:</p> <p>Schaffung von strukturierten Wald- und Moorrändern, lichten Heide- und Waldkomplexen, Verzicht auf Aufforstungen von Blößen und Lichtungen, Schaffung von offenen Sandstellen und störungsfreien Lichtungen (3.000 – 7.000 m²). Maßnahmen zur Förderung und Sicherung der Nahrungssituation (Regeneration der Großinsektenfauna).</p>	



Potenzielle räumliche Betroffenheit:





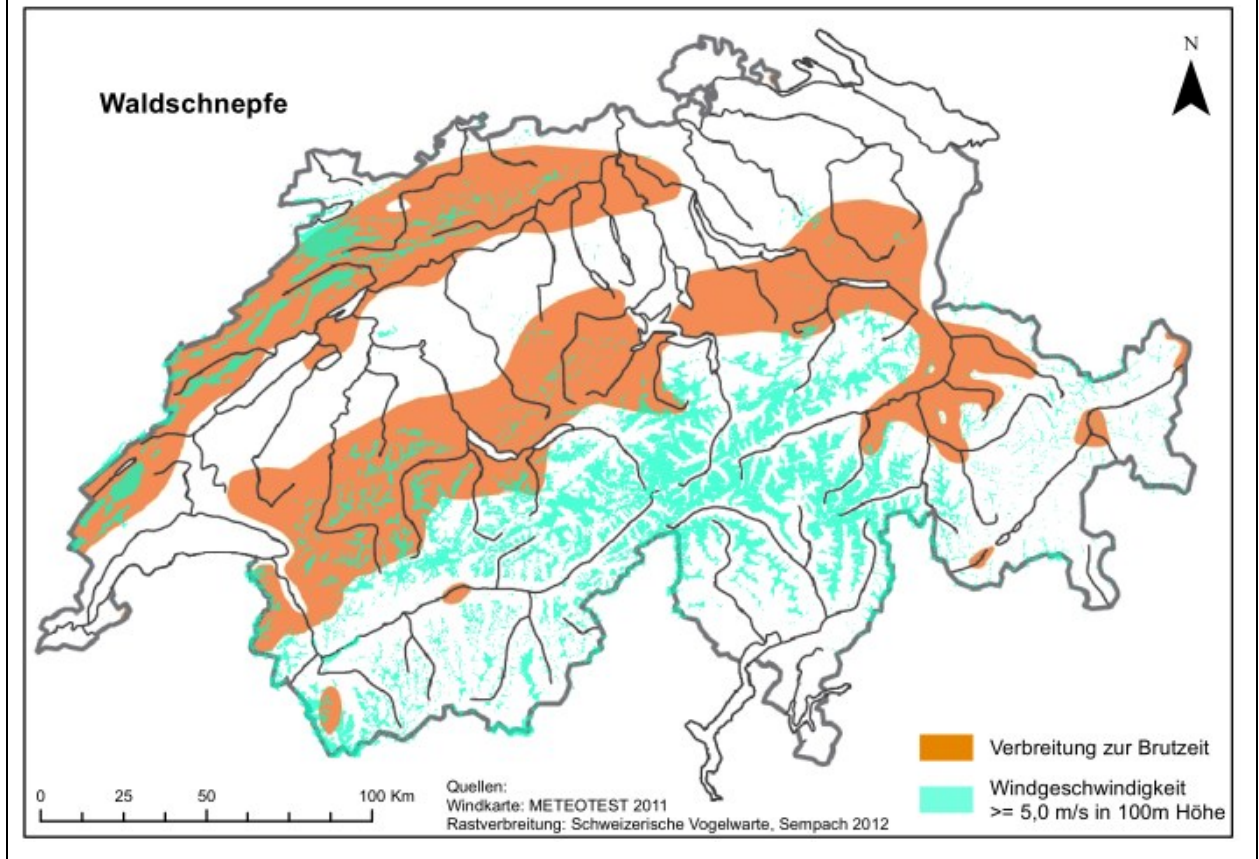
„Woodcock earthworm“ von Ronald Slabke; Lizenziert unter CC BY-SA 3.0

5.2.2.12 Waldschnepfe (*Scolopax rusticola*)

Empfindlichkeit gegenüber Wirkfaktoren von WEA gemäß aktuellem Wissensstand:	Kollisionsrisiko:	Keine besondere Empfindlichkeit bekannt (-)
	Störung und Vertreibung:	Mittel (++)
Bestands- und Gefährdungssituation in der Schweiz	Bestandsgröße:	1.130-1.630 Paare (2008-2012)
	Rote Liste CH:	VU (verletzlich)
	Nationale Priorität:	1 (sehr hoch)
Relevante ökologische Aspekte der Art:	PSI: 3,8 (eher hohe Empfindlichkeit gegenüber zusätzlicher Mortalität), überwiegend Kurzstreckenzieher. Ausgedehnte Waldgebiete mit feuchtem, tiefgründigem Boden. Brut am Boden. Stochern nach Regenwürmern und Insekten. Randzonen, Lichtungen und Schneisen für Balzflug wichtig. Promis-kes Paarungssystem bei dem mehrere Weibchen in dem Revier eines Männchens brüten können.	
Maßnahmen zur Vermeidung und Verminderung von Beeinträchtigungen:	<ul style="list-style-type: none"> • Ausreichender Abstand zu Balzrevieren, Dichtezentren sollten insgesamt unabhängig von der Lage der aktuellen Brutplätze berücksichtigt werden • Bauphase außerhalb der Brutzeit • Erschließungswege für den allgemeinen Verkehr schließen 	
Maßnahmen zur Kompensation:	Habitatverbesserungen: Schaffung von Feucht- und Nässtandorten im Wald, Rückbau von Drainagen.	



Potenzielle räumliche Betroffenheit:





„Weißstorchnest mit drei Jungvögeln“ von JuLeikamm; Lizenziert unter CC BY-SA 3.0

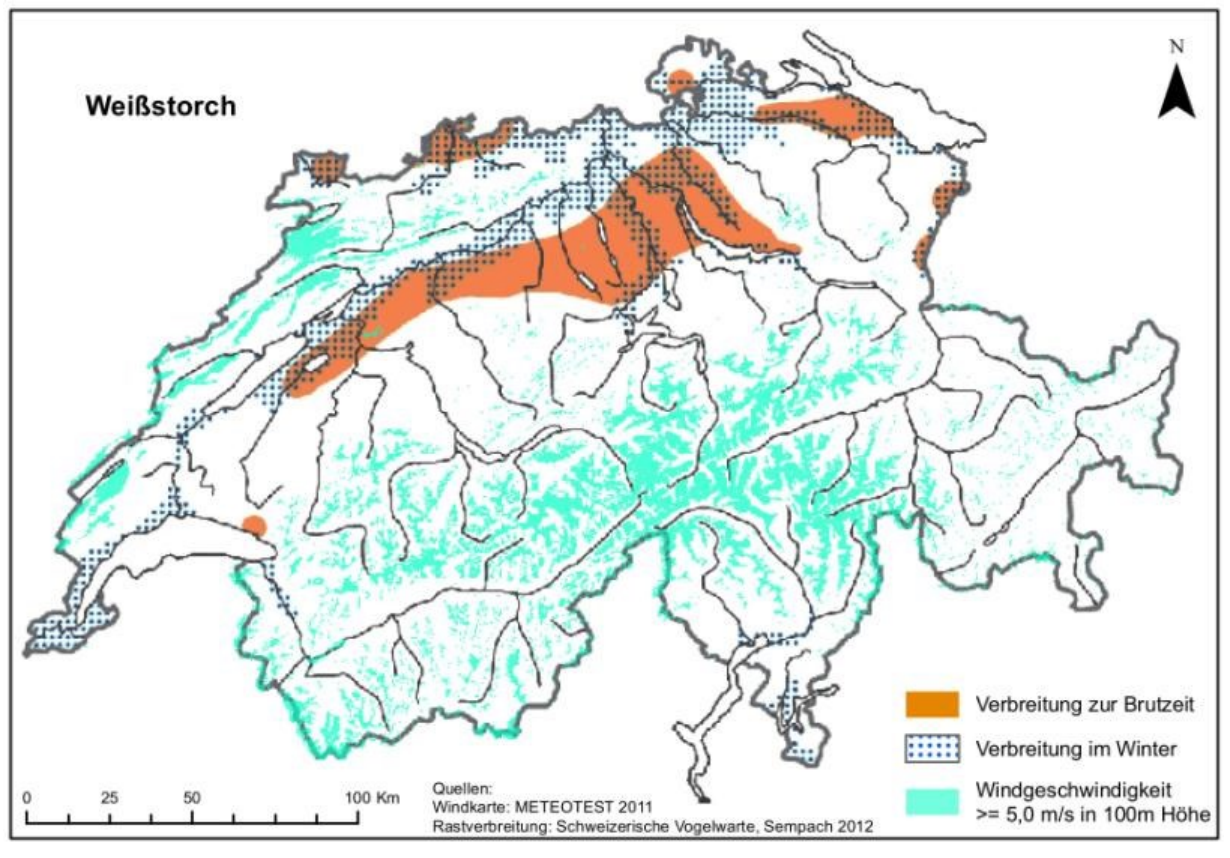
5.2.2.13 Weißstorch (*Ciconia ciconia*)

Empfindlichkeit gegenüber Wirkfaktoren von WEA gemäß aktuellem Wissensstand:	Kollisionsrisiko:	Mittel (++)
	Störung und Vertreibung:	Keine besondere Empfindlichkeit bekannt (-)
Bestands- und Gefährdungssituation in der Schweiz	Bestandsgröße:	376 Paare (2014)
	Rote Liste CH:	VU (verletzlich)
	Nationale Priorität:	1 (sehr hoch)
Relevante ökologische Aspekte der Art:	<p>PSI: 2,7 (hohe Empfindlichkeit gegenüber zusätzlicher Mortalität), i.d.R. Langstreckenzieher, Ruderflug schwerfällig, segelt nach Möglichkeit, geringes Meideverhalten gegenüber WEA.</p> <p><u>Bevorzugte Nahrungshabitate:</u> Feuchte Niederungen mit Feuchtwiesen, Teichen, extensiv genutztes Grünland. Ernährt sich u.a. von Mäusen, Insekten, Regenwürmern, Fröschen, die im Gehen auf Flächen mit kurzer Vegetation oder im Seichtwasser erbeutet werden. Nahrungssuche im Umkreis von 1-2 km um den Brutplatz.</p> <p><u>Bevorzugte Brutplätze:</u> Brutplätze in ländlichen Siedlungen, selten in Auwäldern. Horst auf hohen Strukturen (Gebäudedächer, Schornsteine, Kirchtürme) oder einzeln stehenden Bäumen. Oft künstliche Nestunterlage nötig. Ausgeprägte Nistplatztreue.</p>	
Maßnahmen zur Vermeidung und Verminderung von Beeinträchtigungen:	<ul style="list-style-type: none"> • Ausreichender Abstand zu Brutplätzen und Bereichen mit hoher Flugaktivität in Rotorhöhe; • Freihaltung von Hauptflugwegen und entsprechende Anpassung des Standorts; • Vermeidung eines attraktiven Nahrungsangebots im Windpark, ggf. temporäre Abschaltung bei bestimmten landwirt- 	



	<p>schaftlichen Bearbeitungen wie Ernten, Pflügen; Fläche unter den WEA als letzte landwirtschaftlich nutzen;</p> <ul style="list-style-type: none">• Schaffung attraktiver Nahrungshabitats abseits vom Windpark;• Netzanbindung erdverlegen.
Maßnahmen zur Kompensation:	<ul style="list-style-type: none">• Schaffung von Nahrungsflächen im Umfeld der Brutplätze (Extensivierung von Feuchtgrünland, Vernässung, Offenhalten von Nahrungsflächen). Zur Anlage von „Storchenwiesen“ s. auch Kestenholz et al. (2010).• Erdverkabelung und Sicherung von Strommasten zur Reduzierung anderer anthropogener Mortalitätsursachen (Unfälle an Freileitungen sind die wichtigste Todesursache).• Anlage von Horstplattformen und Bereitstellung von Nistmaterial• Detaillierte Beschreibungen möglicher Maßnahmen s. Aktionsplan Weissstorch Schweiz (Kestenholz et al. 2010)

Potenzielle räumliche Betroffenheit:





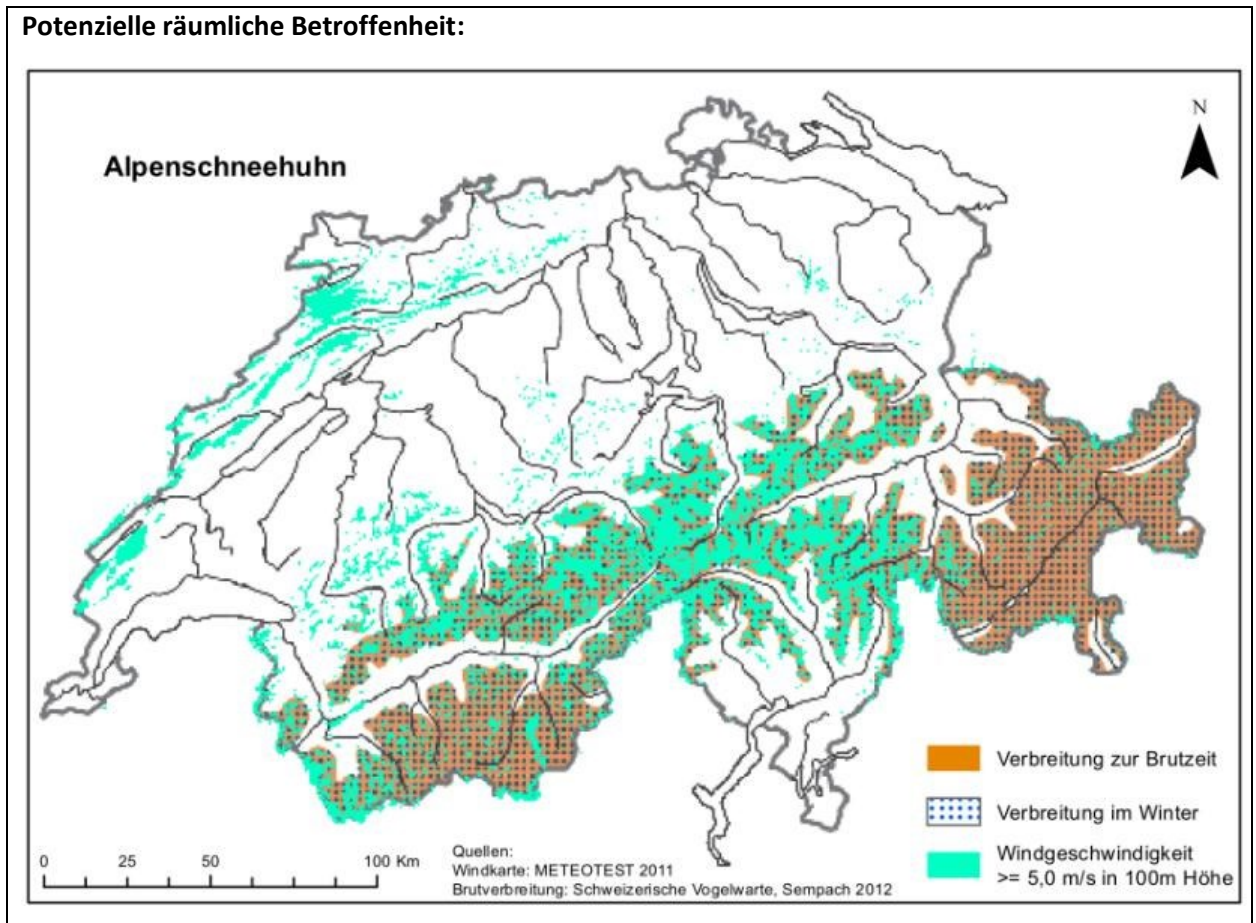
„Rock Ptarmigan (Lagopus Muta)“ von Jan Frode Haugseth; Lizenziert unter CC BY-SA 3.0

5.2.2.14 Alpenschneehuhn (*Lagopus muta*)

Empfindlichkeit gegenüber Wirkfaktoren von WEA gemäß aktuellem Wissensstand:	Kollisionsrisiko:	Keine besondere Empfindlichkeit bekannt (-), allerdings sind in Analogie zum Moorschneehuhn Kollisionen mit Masten möglich (Bevanger et al. 2010).
	Störung und Vertreibung:	Mittel (++) , empfindlich gegenüber anthropogenen Störungen wie Tourismus etc.
Bestands- und Gefährdungssituation in der Schweiz	Bestandsgröße:	10.000-14.000 Paare (2008-2012)
	Rote Liste CH:	NT (potenziell gefährdet)
	Nationale Priorität:	1 (sehr hoch)
Relevante ökologische Aspekte der Art:	<p>PSI: 4,2 (eher hohe Empfindlichkeit gegenüber zusätzlicher Mortalität) Standvogel, der nach Brutzeit höher steigt; im Winter wieder tiefer; ausdauernder Läufer; fast stets auf dem Boden.</p> <p><u>Bevorzugte Nahrungshabitate:</u> Nahrungserwerb auf dem Boden, Triebe, Blätter und Knospen sowie Beeren im Herbst.</p> <p><u>Bevorzugte Brutplätze:</u> in oberer subalpiner Stufe der Alpen, Bodenvertiefung oder Mulde in Hängen zwischen Stein und Zwergsträuchern versteckt.</p>	
Maßnahmen zur Vermeidung und Verminderung von Beeinträchtigungen:	<ul style="list-style-type: none"> • Freihaltung aktueller Vorkommen bzw. ausreichender Abstand; • Freihalten von Korridoren zwischen benachbarten Vorkommensgebieten; • Kontrastreicher Anstrich des unteren Turmbereichs. 	
Maßnahmen zur Kompensation:	Wintereinstandsgebiete von Störungen Freihalten. Reduzierung der Jagd.	



Potenzielle räumliche Betroffenheit:





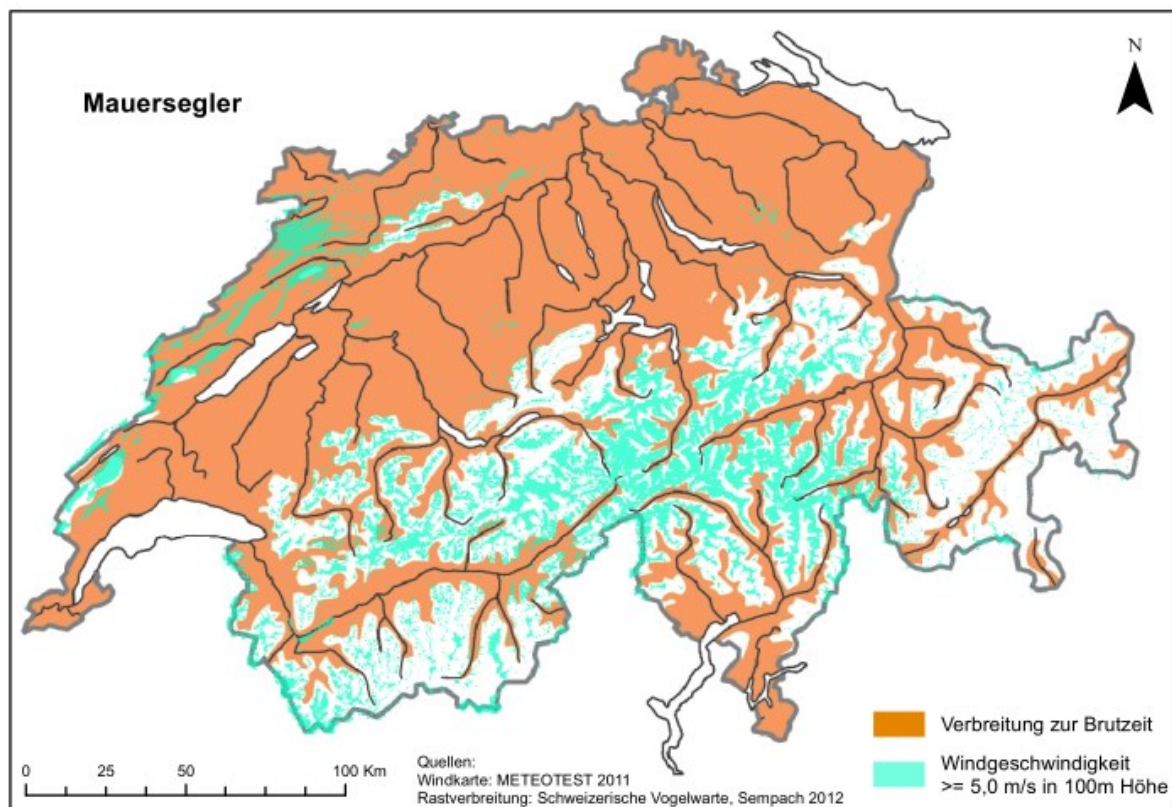
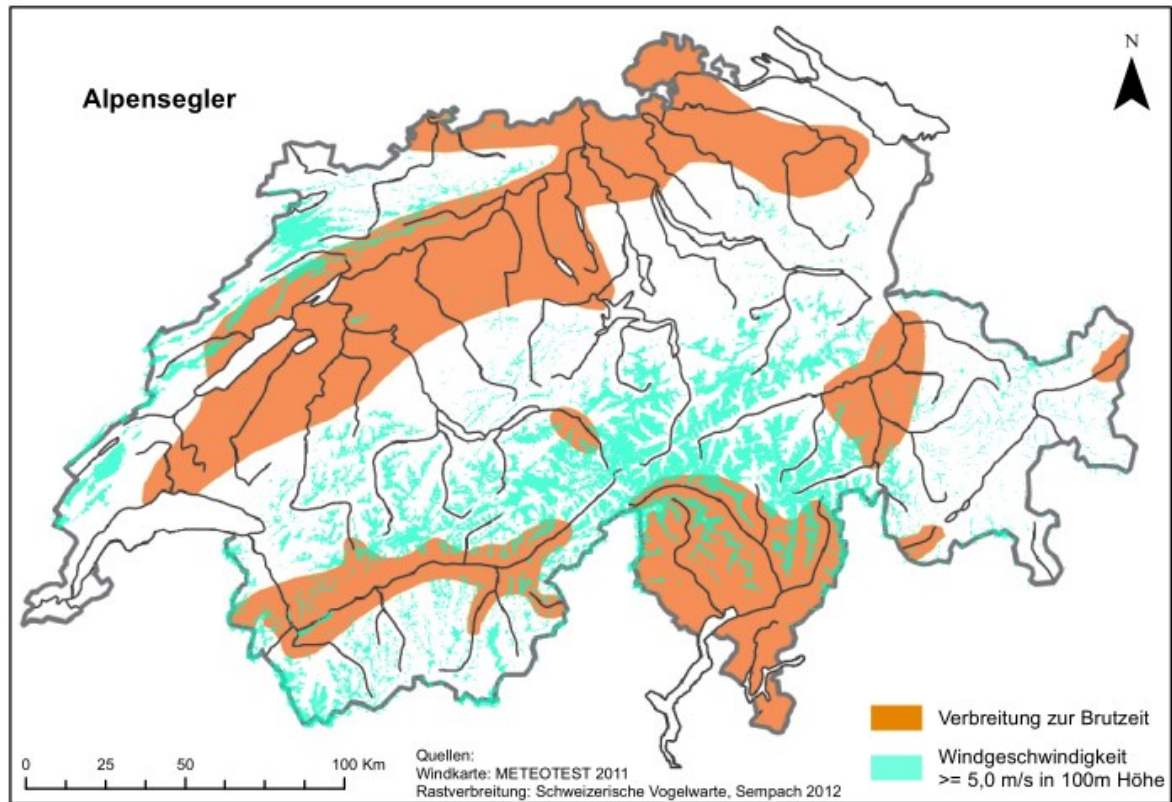
„Alpine Swift“, Lizenziert unter CC BY-SA 3.0; „ApusApusKlausRoggel03“ von Klaus Roggel, Lizenziert unter CC BY-SA 3.0

5.2.2.15 Alpensegler (*Apus melba*) und Mauersegler (*Apus apus*)

Empfindlichkeit gegenüber Wirkfaktoren von WEA gemäß aktuellem Wissensstand:	Kollisionsrisiko:	Mittel (++) , aufgrund des Flugverhaltens
	Störung und Vertreibung:	Keine besondere Empfindlichkeit bekannt (-)
Bestands- und Gefährdungssituation in der Schweiz	Bestandsgröße:	Alpensegler: 2.000-2.300 (2008-2012) Mauersegler: 50.000-75.000 (2008-2012)
	Rote Liste CH:	NT (potenziell gefährdet)
	Nationale Priorität:	1 (sehr hoch)
Relevante ökologische Aspekte der Art:	PSI: Alpensegler 3,0; Mauersegler 2,7 (hohe Empfindlichkeit gegenüber zusätzlicher Mortalität), Langstreckenzieher <u>Bevorzugte Nahrungshabitate:</u> Nahrungserwerb im Flug in der Luft (Insekten und Spinnen), bevorzugt über Gewässern, Alpensegler jagt mit größerem Aktionsraum als Mauersegler. <u>Bevorzugte Brutplätze:</u> Koloniebrüter an höheren Gebäuden, Alpensegler auch in Felsnischen, starke Nistplatzbindung.	
Maßnahmen zur Vermeidung und Verminderung von Beeinträchtigungen:	<ul style="list-style-type: none"> • Ausreichender Abstand zu Kolonien • Freihaltung intensiv genutzter Nahrungsgebiete, sofern identifizierbar 	
Maßnahmen zur Kompensation:	Schaffung von Nistmöglichkeiten an Gebäuden oder durch Kästen.	



Potenzielle räumliche Betroffenheit:





„Black Grouse Nationalpark Bayerischer Wald“ von Aconcagua (talk); Lizenziert unter CC BY-SA 3.0;
„Haselhuhn-01“; Lizenziert unter CC BY-SA 2.0 de

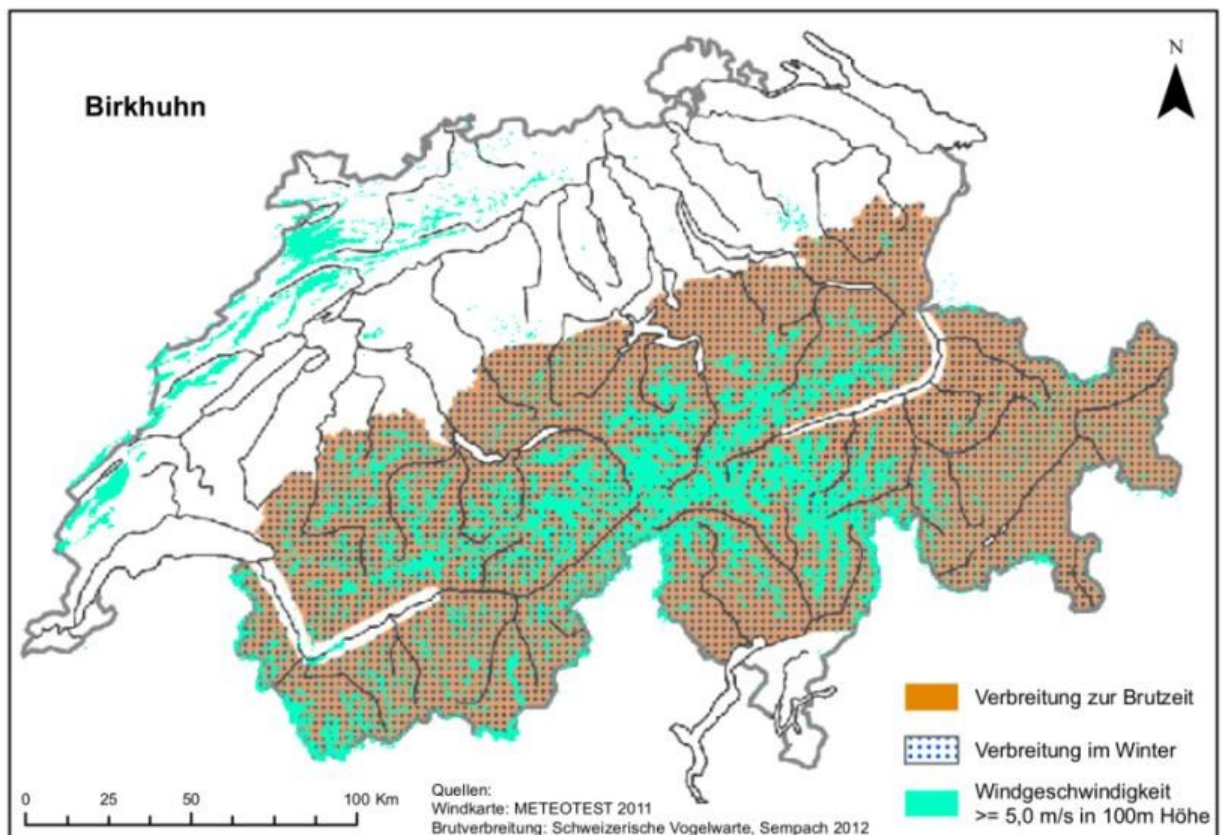
5.2.2.16 Birkhuhn (*Tetrao tetrix*) und Haselhuhn (*Tetrastes bonasia*)

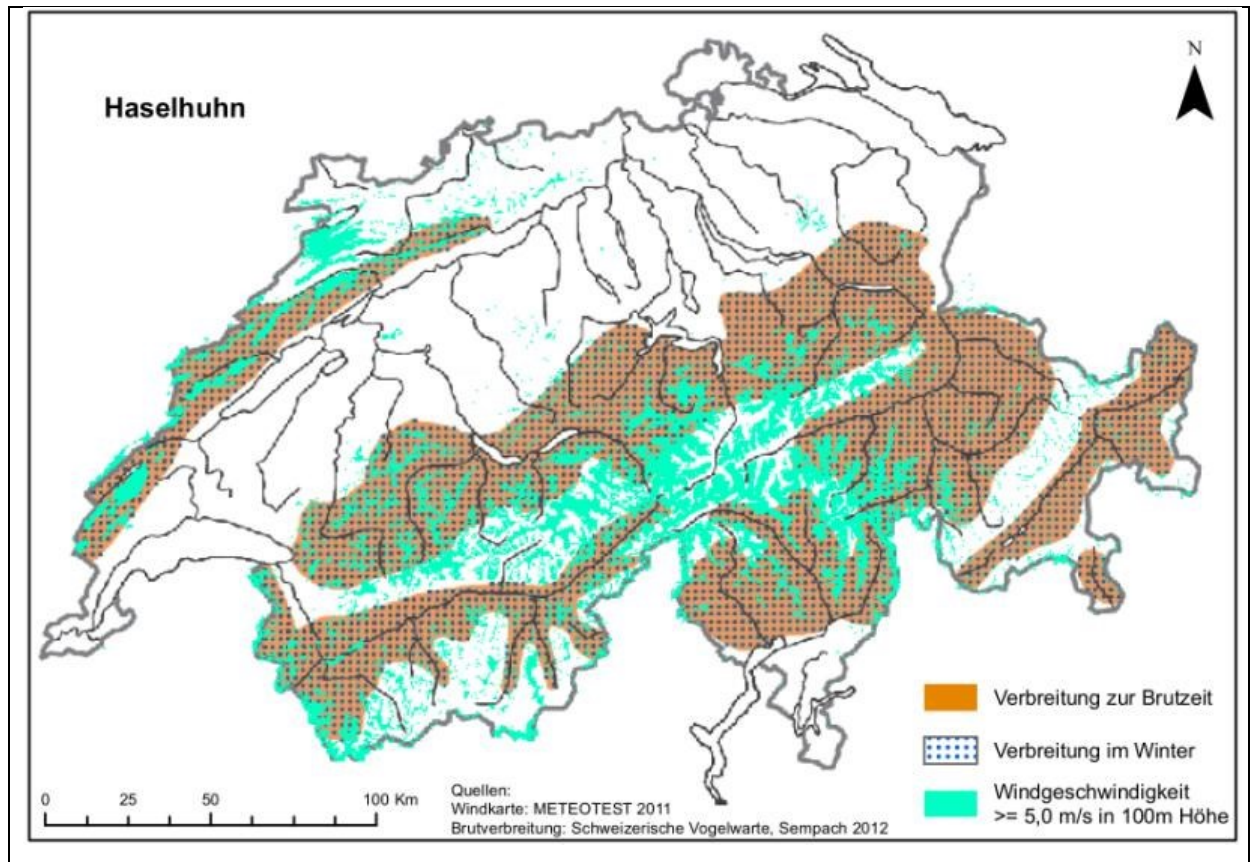
Empfindlichkeit gegenüber Wirkfaktoren von WEA gemäß aktuellem Wissensstand:	Kollisionsrisiko:	Keine besondere Empfindlichkeit bekannt (-), allerdings sind vereinzelte Mastanflüge nicht auszuschließen (Zeiler & Grünschachner-Berger 2009)
	Störung und Vertreibung:	Mittel (++)
Bestands- und Gefährdungssituation in der Schweiz	Bestandsgröße:	Birkhuhn: 7.500-10.000 Haselhuhn: 7.500-9.000 (2008-2012)
	Rote Liste CH:	NT (potenziell gefährdet)
	Nationale Priorität:	1 (sehr hoch)
Relevante ökologische Aspekte der Art:	<p><u>Birkhuhn</u>: PSI: 3,8 (eher hohe Empfindlichkeit gegenüber zusätzlicher Mortalität), überwiegend Standvogel, Bewohner der Moor- und Heiderandgebiete, subalpine Waldrandzone mit Zwergsträuchern und Matten. Balzplätze flach und offen, Nest gut versteckt am Boden.</p> <p><u>Haselhuhn</u>: PSI: 4,3 (eher hohe Empfindlichkeit gegenüber zusätzlicher Mortalität), Standvogel, großer Raumbedarf, Bewohner unterholzreicher Wälder mit vielseitiger Artenzusammensetzung und reicher Gliederung. Nahrungssuche am Boden oder auf Bäumen. Nest gut versteckt am Boden.</p>	



Maßnahmen zur Vermeidung und Verminderung von Beeinträchtigungen:	<ul style="list-style-type: none">• Freihaltung aktueller Vorkommen;• Freihaltung von Korridoren zwischen benachbarten Vorkommensgebieten;• Kontrastreicher Anstrich des unteren Turmbereichs.
Maßnahmen zur Kompensation:	<p><u>Birkhuhn:</u> Erhaltung und Wiederherstellung von strukturreichen Zwergstrauchflächen an der Baumgrenze durch entsprechende extensive Beweidung. Verbesserung des Nahrungsangebotes im Winter durch Förderung von Weichholzarten. Einschränkung der Störungen durch Tourismus und Freizeitaktivitäten. Ausweisung von Wildschutzgebieten.</p> <p><u>Haselhuhn:</u> Schaffung und Vernetzung geeigneter Habitatstrukturen, z.B. Förderung und Erhaltung der Nahrungspflanzen wie Heidelbeeren, Erdbeeren, Vogelbeeren, Mehl-beeren, Weiden, Zitterpappeln, Birken und Grauerlen; Lücken schaffen für Verjüngung, Verbesserung der Waldrandstruktur (BUWAL 2001), Einschränkung von Störungen.</p>

Potenzielle räumliche Betroffenheit:







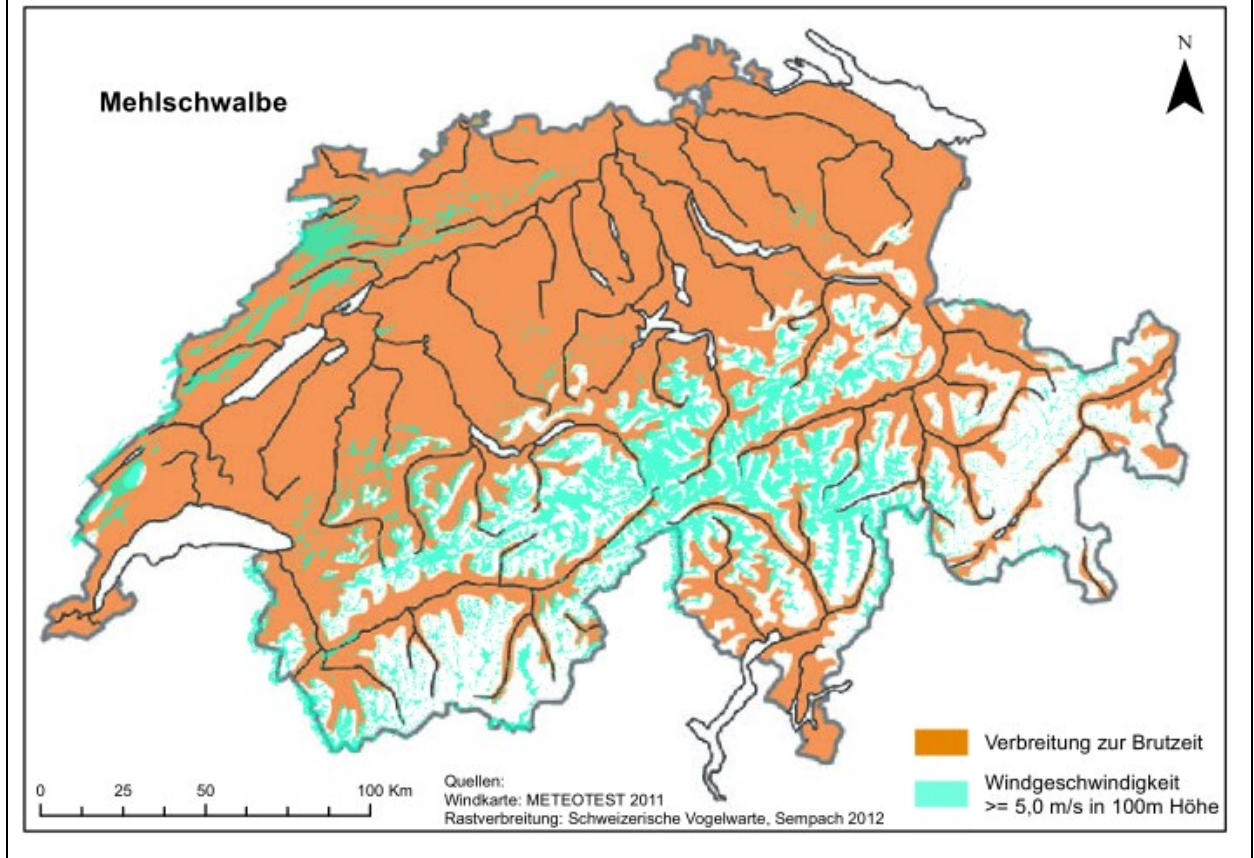
„Mehlschwalbe Delichon urbicum“ von Andreas Trepte; Lizenziert unter CC BY-SA 2.5 über Wikimedia Commons

5.2.2.17 Mehlschwalbe (*Delichon urbicum*)

Empfindlichkeit gegenüber Wirkfaktoren von WEA gemäß aktuellem Wissensstand:	Kollisionsrisiko:	Mittel (++)
	Störung und Vertreibung:	Keine besondere Empfindlichkeit bekannt (-)
Bestands- und Gefährdungssituation in der Schweiz	Bestandsgröße:	50.000-100.000 Paare (2008-2012)
	Rote Liste CH:	NT (potenziell gefährdet)
	Nationale Priorität:	1 (sehr hoch)
Relevante ökologische Aspekte der Art:	<p>PSI: 4,7 (durchschnittliche Empfindlichkeit gegenüber zusätzlicher Mortalität); Langstreckenzieher, Koloniebrüter.</p> <p><u>Bevorzugte Nahrungshabitate:</u> Jagd nach Luftinsekten über Gewässern und offener Landschaft, auch in größerer Kolonieentfernung.</p> <p><u>Bevorzugte Brutplätze:</u> Brutet vor allem in menschlichen Siedlungen, Gewässernähe bevorzugt, Nester meist an Außenseite von Gebäuden.</p>	
Maßnahmen zur Vermeidung und Verminderung von Beeinträchtigungen:	<ul style="list-style-type: none"> • Ausreichender Abstand zu Kolonien 	
Maßnahmen zur Kompensation:	<ul style="list-style-type: none"> • Anbringen artspezifisch geeigneter Nistkästen 	



Potenzielle räumliche Betroffenheit:





„Alpenkrähe-Pyrrhocorax“ von "Malte Uhl", Lizenziert unter CC BY-SA 2.5

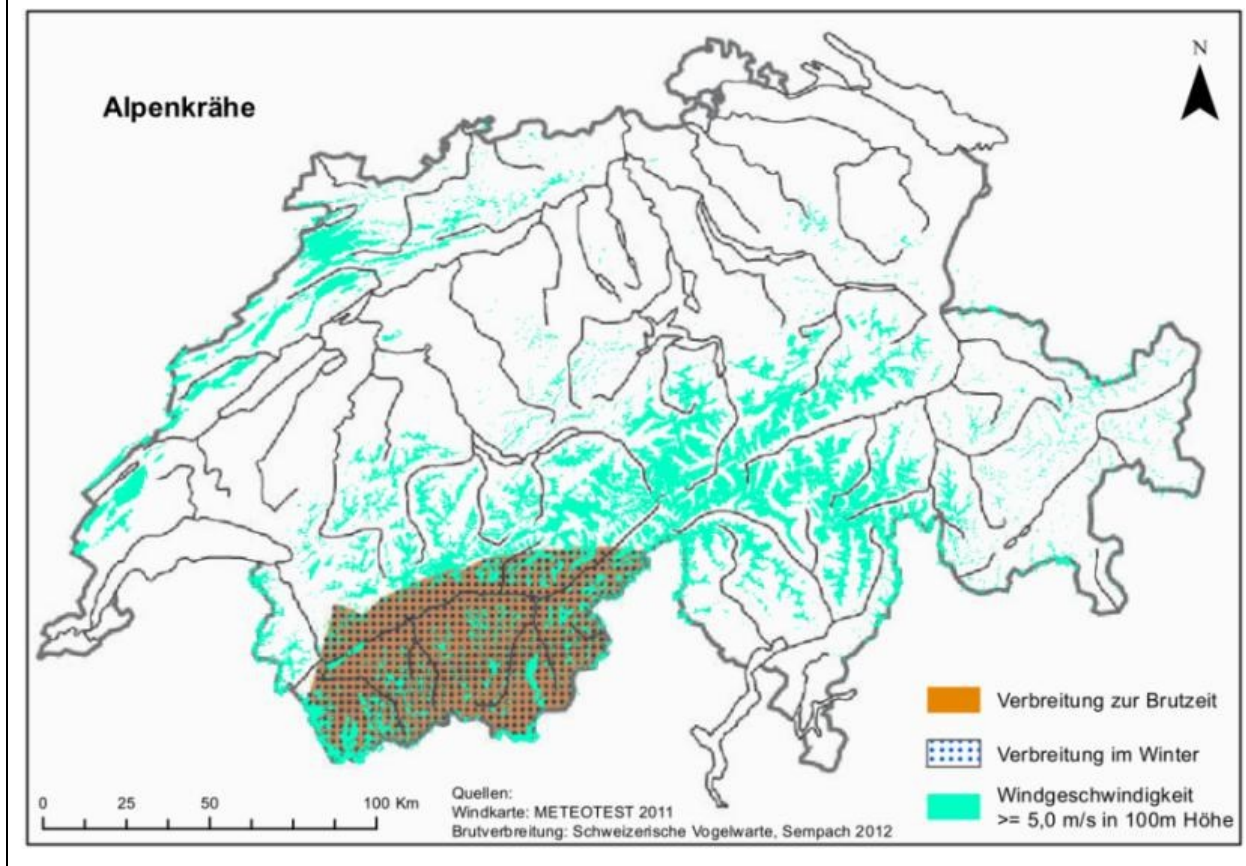
5.2.2.18 Alpenkrähe (*Pyrrhocorax pyrrhocorax*)

Empfindlichkeit gegenüber Wirkfaktoren von WEA gemäß aktuellem Wissensstand:	Kollisionsrisiko:	Keine besondere Empfindlichkeit bekannt (-), ein Kollisionsrisiko bei Flugbewegungen zwischen Nistplatz und Nahrungsflächen wird aber für möglich gehalten (Horch et al. 2013)
	Störung und Vertreibung:	Keine besondere Empfindlichkeit bekannt (-)
Bestands- und Gefährdungssituation in der Schweiz	Bestandsgröße:	60-70 Paare (2010)
	Rote Liste CH:	EN (stark gefährdet)
	Nationale Priorität:	2 (hoch)
Relevante ökologische Aspekte der Art:	<p>Großer Raumbedarf; Auftreten häufig in kleinen Schwärmen; ausgeprägte Brutplatztreue</p> <p><u>Bevorzugte Nahrungshabitate:</u> Extensiv genutzte Magerwiesen mit hohem Insektenaufkommen.</p> <p><u>Bevorzugte Brutplätze:</u> Felsnischen und Schächte z.T. auch Gebäude</p>	



Maßnahmen zur Vermeidung und Verminderung von Beeinträchtigungen:	<ul style="list-style-type: none">• Ausreichender Abstand zu Brutplätzen;• Freihaltung von wichtigen Nahrungsgebieten und Flugwegen;• Vermeidung attraktiver Nahrungsflächen innerhalb von Windparks;• Schaffung attraktiver Nahrungsflächen abseits des Windparks.
Maßnahmen zur Kompensation:	Entwicklung geeigneter Nahrungshabitate durch angepasste Nutzung von Magerwiesen und –weiden. Ggf. Einsatz von Nisthilfen in brutplatzarmen aber ansonsten geeigneten Biotopen.

Potenzielle räumliche Betroffenheit:





5.2.3 Exkurs zu Untersuchungsmethoden und Minimierungsmaßnahmen in Deutschland

5.2.3.1 Abstandsempfehlungen für Windenergieanlagen

Als ein wesentlicher Einflussfaktor auf das Kollisionsrisiko wurde mehrfach die Entfernung zum Neststandort nachgewiesen. Bei der Telemetrierung von Rotmilanen zeigte sich, dass diese in den meisten Fällen den Bereich um ihr Nest flächenhaft und mit hoher Flugintensität nutzten. Je näher Windparks am Nest lagen, desto wahrscheinlicher war es, dass Rotmilane in diese hineinfliegen (Hötker et al. 2013). Die Kollisionswahrscheinlichkeiten nahm mit der Zunahme der Distanz zum Nest deutlich ab. Im Nahbereich (< 250 m) war das Kollisionsrisiko mehr als zehnmals höher und bis 750 m noch doppelt so hoch wie im Fernbereich (> 1.250 m) (Hötker et al. 2013, S. 330).

Auch für die Wiesenweihe hängt das Kollisionsrisiko in erster Linie von der Entfernung des Neststandortes zu Windparks und der begleitenden Strukturausstattung ab (Hötker et al. 2013, S. 331). In gleicher Weise ist für den Seeadler die Umgebung des Nestes ein Bereich mit besonders hoher Flugaktivität und deshalb ein Bereich mit besonders hohem Kollisionsrisiko, falls dort Windenergieanlagen vorhanden sein sollten (Hötker et al. 2013, S. 330).

Eichhorn et al. (2012) fanden, dass für Greifvögel generell das Kollisionsrisiko exponentiell mit steigender Entfernung zwischen Neststandort und Windpark abnahm. Dahl et al. (2015) konnten beim Seeadler in Norwegen (Insel Smöla) zeigen, dass die Zahl der Kollisionsopfer mit der Entfernung zum nächsten Neststandort korreliert. Ein besonders starker Anstieg der Kollisionsrate wurde innerhalb der ersten 500 m vom Nest gefunden. Kollisionen adulter Adler waren wahrscheinlicher an solchen WEA mit einer größeren Zahl an Neststandorten innerhalb eines 1 km Radius. Hinsichtlich eines möglichen Repowerings des kollisionsträchtigen bestehenden Windparks empfehlen die Autoren eine Variante mit größeren Abständen zwischen den Anlagen und den Seeadlernestern.

Um Zielkonflikte zwischen der Windenergienutzung und dem Naturschutz zu minimieren, wurden durch die deutsche Länderarbeitsgemeinschaft der Staatlichen Vogelschutzwarten (LAG VSW) Abstandsempfehlungen für Windenergieanlagen zu bedeutsamen Vogellebensräumen sowie Brutplätzen ausgewählter Vogelarten auf Grundlage des aktuellen Standes des Wissens für Deutschland abgeleitet (LAG VSW 2015). Dabei wird zwischen Mindestabständen und Prüfbereichen unterschieden, die aufgrund der Kollisionsgefahr oder des Meideverhaltens der Arten bzw. der Barrierewirkungen in Deutschland als angemessen zur Vermeidung von Konflikten erachtet werden.

Die artspezifischen Mindestabstände zu Brutvorkommen (s. Tabelle 15) wurden anhand von Telemetriestudien, Kollisionsdaten, Funktionsraumanalysen, langjährigen Beobachtungen und der Einschätzung von Artexperten ermittelt. Sie repräsentieren den Bereich um den Neststandort, in dem der überwiegende Teil der Flugaktivitäten zur Brutzeit stattfindet und der von Windenergieanlagen freigehalten werden sollte.

Die größer abgegrenzten Prüfbereiche beschreiben Radien für großräumig agierende Arten, innerhalb derer zu prüfen ist, ob Nahrungshabitate, Schlafplätze oder andere wichtige Habitate der betreffenden Art bzw. Artengruppe vorhanden sind, die regelmäßig angefliegen werden. Diese besonders wichtigen Habitate oder Flugwege sollten bei der Planung von WEA freigehalten werden. Als Unter-



suchungsmethode werden Raumnutzungsbeobachtungen empfohlen (s. Kap. 5.2.3.2).

Tabelle 16 beinhaltet die Mindestabstände, die in Deutschland zu bedeutenden Vogellebensräumen eingehalten werden sollten. Die Gebiete beherbergen nicht nur Brutvorkommen, sondern auch besonders große Ansammlungen von ziehenden, mausernden oder rastenden Individuen.

Die Abstandsempfehlungen und Prüfradien können auch für die Schweiz als Anhaltspunkte zur Konfliktminimierung im Planungsprozess dienen, sollten jedoch nicht ungeprüft übernommen werden. Sie sind vor dem Hintergrund des Zustandes und der Schutzbedürftigkeit der Vogelpopulationen und den spezifischen naturräumlichen Gegebenheiten in der Schweiz anzupassen. Beispielsweise könnten die Anforderungen für den Rotmilan aufgrund des guten Erhaltungszustands der Population in der Schweiz und der noch sehr geringen Anzahl an Windenergieanlagen beim weiteren Ausbau zunächst niedriger angesetzt werden. Mit zunehmender Anzahl der Anlagen und entsprechend steigenden kumulativen Wirkungen (vermehrte Anzahl an Kollisionsopfern) sollte dann dem Vorsorge- und Vermeidungsaspekt entsprechend mehr Gewicht verliehen werden.



Tabelle 15: Übersicht über fachlich empfohlene Mindestabstände von Windenergieanlagen (WEA) zu Brutplätzen bzw. Brutvorkommen WEA-sensibler Vogelarten in Deutschland* (Quelle: LAG VSW 2015)

Art, Artengruppe	Mindestabstand der WEA (Prüfbereich in Klammern)
Raufußhühner: Auerhuhn (<i>Tetrao urogallus</i>), Birkhuhn (<i>Tetrao tetrix</i>), Haselhuhn (<i>Tetrastes bonasia</i>), Alpenschneehuhn (<i>Lagopus muta</i>)	1.000 m um die Vorkommensgebiete, Freihalten von Korridoren zwischen benachbarten Vorkommensgebieten
Rohrdommel (<i>Botaurus stellaris</i>)	1.000 m (3.000 m)
Zwergdommel (<i>Ixobrychus minutus</i>)	1.000 m
Schwarzstorch (<i>Ciconia nigra</i>)	3.000 m (10.000 m)
Weißstorch (<i>Ciconia ciconia</i>)	1.000 m (2.000 m)
Fischadler (<i>Pandion haliaetus</i>)	1.000 m (4.000 m)
Wespenbussard (<i>Pernis apivorus</i>)	1.000 m
Steinadler (<i>Aquila chrysaetos</i>)	3.000 m (6.000 m)
Schreiadler (<i>Aquila pomarina</i>)	6.000 m
Kornweihe (<i>Circus cyaneus</i>)	1.000 m (3.000 m)
Wiesenweihe (<i>Circus pygargus</i>)	1.000 m (3.000 m); Dichtezentren sollten insgesamt unabhängig von der Lage der aktuellen Brutplätze berücksichtigt werden.
Rohrweihe (<i>Circus aeruginosus</i>)	1.000 m
Rotmilan (<i>Milvus milvus</i>)	1.500 m (4.000 m)
Schwarzmilan (<i>Milvus migrans</i>)	1.000 m (3.000 m)
Seeadler (<i>Haliaeetus albicilla</i>)	3.000 m (6.000 m)
Baumfalke (<i>Falco subbuteo</i>)	500 m (3.000 m)
Wanderfalke (<i>Falco peregrinus</i>)	1.000 m, Brutpaare der Baumbrüterpopulation 3.000 m
Kranich (<i>Grus grus</i>)	500 m
Wachtelkönig (<i>Crex crex</i>)	500 m um regelmäßige Brutvorkommen; Dichtezentren sollten insgesamt unabhängig von der Lage der aktuellen Brutplätze berücksichtigt werden.
Großstrappe (<i>Otis tarda</i>)	3.000 m um die Brutgebiete; Winterstandsgebiete; Freihalten aller Korridore zwischen den Vorkommensgebieten
Goldregenpfeifer (<i>Pluvialis apricaria</i>)	1.000 m (6.000 m)
Waldschnepfe (<i>Scolopax rusticola</i>)	500 m um Balzreviere; Dichtezentren sollten insgesamt unabhängig von der Lage der aktuellen Brutplätze berücksichtigt werden.
Uhu (<i>Bubo bubo</i>)	1.000 m (3.000 m)
Sumpfohreule (<i>Asio flammeus</i>)	1.000 m (3.000 m)
Ziegenmelker (<i>Caprimulgus europaeus</i>)	500 m um regelmäßige Brutvorkommen
Wiedehopf (<i>Upupa epops</i>)	1.000 m (1.500 m) um regelmäßige Brutvorkommen
Bedrohte, störungssensible Wiesenvogelarten: Bekassine (<i>Gallinago gallinago</i>), Uferschnepfe (<i>Limosa limosa</i>), Rotschenkel (<i>Tringa totanus</i>), Großer Brachvogel (<i>Numenius arquata</i>) und Kiebitz (<i>Vanellus vanellus</i>)	500 m (1.000 m), gilt beim Kiebitz auch für regelmäßige Brutvorkommen in Ackerlandschaften, soweit sie mindestens von regionaler Bedeutung sind
Koloniebrüter: Reiher	1.000 m (3.000 m)
Möwen	1.000 m (3.000 m)
Seeschwalben	1.000 m (mind. 3.000 m)

*Die in Deutschland empfohlenen Mindestabstände und Prüfradien können auch für die Schweiz als Anhaltspunkte zur Konfliktminimierung im Planungsprozess dienen, sollten jedoch nicht ungeprüft übernommen werden.



Tabelle 16: Übersicht über fachlich empfohlene Abstände von Windenergieanlagen (WEA) zu bedeutenden Vogellebensräumen. Angegeben werden Mindestabstände bzw. Prüfbereiche (in Klammern) um die entsprechenden Räume in Deutschland* (Quelle: LAG VSW 2015)

Vogellebensraum	Empfohlener Mindestabstand der WEA (Prüfbereiche in Klammern)
Europäische Vogelschutzgebiete (SPA) mit WEA-sensiblen Arten im Schutzzweck	10-fache Anlagenhöhe, mind. jedoch 1.200 m
Alle Schutzgebietskategorien nach nationalem Naturschutzrecht mit WEA-sensiblen Arten im Schutzzweck bzw. in den Erhaltungszielen	10-fache Anlagenhöhe, mind. jedoch 1.200 m
Feuchtgebiete internationaler Bedeutung entsprechend Ramsar-Konvention mit Wasservogelarten als wesentlichem Schutzgut	10-fache Anlagenhöhe, mind. jedoch 1.200 m
Gastvogellebensräume internationaler, nationaler und landesweiter Bedeutung (Rast- und Nahrungsflächen; z. B. von Kranichen, Schwänen, Gänsen, Kiebitzen, Gold- und Mornellregenpfeifern sowie anderen Wat- und Schwimmvögeln)	10-fache Anlagenhöhe, mind. jedoch 1.200 m
Regelmäßig genutzte Schlafplätze: Kranich, Schwäne, Gänse (mit Ausnahme der Neozoen) jeweils ab 1 %-Kriterium nach WAHL & HEINICKE (2013) sowie Greifvögel/Falken und Sumpfohreule	Kranich: 3.000 m (6.000 m) Schwäne, Gänse (mit Ausnahme der Neozoen): 1.000 m (3.000 m) Greifvögel/Falken* & Sumpfohreule: 1.000 m (3.000 m)
Hauptflugkorridore zwischen Schlaf- und Nahrungsplätzen bei Kranichen, Schwänen, Gänsen (mit Ausnahme der Neozoen) und Greifvögeln	Freihalten
Überregional bedeutsame Zugkonzentrationskorridore	Freihalten
Gewässer oder Gewässerkomplexe >10 ha mit mindestens regionaler Bedeutung für brütende und rastende Wasservögel	10-fache Anlagenhöhe, mind. jedoch 1.200 m
* Weihen, Milane, Seeadler und Merlin	

*Die in Deutschland empfohlenen Mindestabstände und Prüfradien können auch für die Schweiz als Anhaltspunkte zur Konfliktminimierung im Planungsprozess dienen, sollten jedoch nicht ungeprüft übernommen werden.

5.2.3.2 Notwendigkeit und Methode von Raumnutzungsbeobachtungen

Zur Beurteilung eines etwaigen Kollisionsrisikos für Vogelarten mit großen Raumannsprüchen ist die Kenntnis der Lage des Brutplatzes in Relation zum geplanten Windpark alleine nicht ausreichend. Erforderlich sind zusätzlich Daten zu bevorzugten Flugwegen und Aktionsräumen, da sich die „Home Range“ z.B. eine Steinadlerpaares durchaus nicht kreisförmig um den Brutplatz erstreckt. Die alleinige Anwendung von radialen Abstandsempfehlungen zum Brutplatz kann somit zweierlei Folgen haben:

- Flächen innerhalb der Abstandsempfehlung werden von WEA freigehalten, obwohl sie keine besondere Bedeutung für das betreffende Brutpaar aufweisen.
- Flächen außerhalb der Abstandsempfehlung werden mit WEA bebaut, obwohl dort z.B. häufig frequentierte Flugwege zu einem weiter entfernten Nahrungsgebiet verlaufen.

Der biologische Hintergrund bei der Steuerung über Abstandsempfehlungen bzw. Prüfbereiche ist, dass die Aufenthaltswahrscheinlichkeit von Brutvögeln vor allem zur Brutzeit in der Nähe des Brutplatzes am höchsten ist. Um den Brutplatz herum erstreckt sich der Aktionsraum, der von den Altvögeln regelmäßig genutzt beziehungsweise abgeflogen wird. Typische Lebensabschnitte, die sich zu einem Großteil innerhalb dieses Home Range abspielen, sind (MELUR und LLUR 2013):



- Balz: viele Großvogelarten führen eine Flugbalz oder Paarflüge durch.
- Revierverteidigung: im Luftraum um den Horststandort kommt es bei den territorialen Arten zu Luftkämpfen, bei denen die Aufmerksamkeit nur auf den Kontrahenten gerichtet ist.
- Horstbau: zur Neuerrichtung oder Ausbesserung der Horste wird Nistmaterial aus der Umgebung eingetragen.
- Nahrungsflüge während der Brutzeit: vom Horst als Zentrum des Revieres werden Flüge zu ergiebigen Nahrungsquellen durchgeführt.
- Erste Flugübungen der flüggen Jungen: diese werden ungerichtet im Nahbereich des Nestes durchgeführt.
- Nahrungsrevier in den Herbst- und Wintermonaten bei Arten mit einer langen Brutzeit (z.B. Steinadler dann auch Aas und Aufbruch).

Zur Erfassung dieser verschiedenen Funktionsräume und -beziehungen ist eine sog. Raumnutzungsanalyse erforderlich. Diese basiert im Wesentlichen auf der Methode der 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).

Im Einzelnen besteht eine solche Raumnutzungsanalyse aus folgenden Schritten:

- **Schritt 1: Auswertung vorhandener Daten und Potenzialanalyse**
 - Berücksichtigung vorliegender Daten sowie Informationen sachverständiger Dritter (z. B. über aktuelle und frühere Neststandorte, bevorzugte Nahrungshabitate)
 - Potenzialanalyse der Hauptnahrungsgebiete und Flugkorridore (potenzieller Gefährdungsraum) durch Auswertung vorhandener Daten (u.a. Landschaftsstruktur etc.). Kann im Rahmen dieser Prüfung ein Konflikt zuverlässig ausgeschlossen werden, weil regelmäßig genutzte Nahrungshabitate und Flugkorridore nicht betroffen sind, endet die vertiefende Raumnutzungsanalyse mit diesem Ergebnis. Es empfiehlt sich, die Naturschutzbehörde an der Entscheidung zu beteiligen.
 - Ergeben sich im Rahmen dieser Prüfung Hinweise auf regelmäßig genutzte, essentielle Nahrungshabitate und Flugkorridore, die durch das Vorhaben erheblich beeinträchtigt werden können, so dient die vorgenannte Analyse des potenziellen Gefährdungsraums zur Vorbereitung einer problemorientierten, vertiefenden Raumnutzungskartierung.
- **Schritt 2: Dauerbeobachtungen und Analyse der Raumnutzung**
 - Die Dauerbeobachtungspunkte sind so zu wählen, dass aus den Beobachtungsdaten Aussagen über das Kollisions- und oder Störrisiko des betroffenen Brutbestandes getroffen werden können.
 - Dauerbeobachtung der vom geplanten Vorhaben betroffenen Individuen der betreffenden Art während der gesamten Brutzeit bzw. der Anwesenheitszeiten im Jahreslauf im potenziellen Gefährdungsraum. Je nach der artspezifischen Dauer der Brutzeit (inkl. Balz und Ausflug der Jungen) und der Anwesenheit der Art können bis zu 70 Beobachtungstage (z.B. Adler) erforderlich sein. Die Beobachtungsdauer sollte mind.



6 Stunden pro Beobachtungspunkt zur Hauptaktivitätszeit betragen. Die Zahl der zeitgleich zu besetzenden Beobachtungspunkte richtet sich nach den topografischen Gegebenheiten und der vorhabenspezifischen Fragestellung für die Untersuchung. Für eine belastbare Raumnutzungsanalyse sind erfahrungsgemäß in der Regel drei zeitgleich besetzte Dauerbeobachtungspunkte erforderlich (einer in Horstnähe, zwei im Bereich des geplanten Windparks). Im Regelfall ist dabei die Funktionsbeziehung zwischen dem Brutplatz und der Vorhabenfläche zu untersuchen (enthält oder berührt die Vorhabenfläche regelmäßig genutzte Flugrouten und/oder regelmäßig genutzte Nahrungshabitate). Bei nachtaktiven Arten (z.B. Uhu) ist die Beobachtungszeit und Methodik an die spezifischen Beobachtungsbedingungen anzupassen (Dämmerungsflüge, Einsatz von Nachtsichtgeräten).

- Zu erfassen und kartografisch darzustellen sind die aufgesuchten Nahrungshabitate sowie die Flugwege (Dokumentation der Flächennutzung für die Berechnung eines Präferenzindex). Sofern Angaben zur Flughöhe gemacht werden, sollten drei Höhenklassen unterschieden werden (z. B. deutlich unterhalb, möglicherweise innerhalb bzw. deutlich oberhalb der Rotorreichweite der geplanten Anlagen). Für die Angaben zur Flughöhe sind die Hilfsmittel anzugeben, mit denen die Angaben getroffen wurden (Referenzhöhen wie z. B. vorhandene WEAs, technische Hilfsmittel). Zur Eichung der Höhenschätzungen können standardisierte Experimente mit einem Quadropter hilfreich sein.
- Zu erfassen sind die quantitative und qualitative Bedeutung einzelner Nutzungstypen und Distanzklassen. Die für die jeweilige Art relevante Bewirtschaftung und einzelne Bewirtschaftungsereignisse sind zu dokumentieren. Es sind flächendeckende Aussagen zur Raumnutzung bezogen auf den potenziellen Gefährdungsraum zu treffen.

Der methodische Aufwand für die Raumnutzungsanalyse ist abhängig von der Entfernung des geplanten Windparks von dem jeweiligen Brutplatz. Soll ein Windpark innerhalb der einschlägigen Empfehlungen für Mindestabstände geplant werden, ist ein höherer Untersuchungsaufwand erforderlich, da die Wahrscheinlichkeit für eine Beeinträchtigung entsprechend höher ist. Nur durch eine sehr fundierte und aufwändige, ggf. sogar mehrjährige Untersuchung kann in einem solchen Fall dargelegt werden, dass der betreffende Windpark nicht zu einem inakzeptablen Risiko führt.

Bei einer Windparkplanung in größerer Entfernung kann der Untersuchungsaufwand entsprechend reduziert werden.

Eine solches gestuftes Vorgehen in Abhängigkeit von der Entfernung ist in Deutschland durch die Definition von Mindestabständen und Prüfbereichen bereits Praxis (LAG-VSW 2007, 2015; MELUR und LLUR 2013).



5.3 *Gastvögel*

Für eine Reihe von Gastvogelarten ist im Vergleich zu den Brutvögeln eine deutlich höhere Empfindlichkeit gegenüber Windenergieanlagen vielfach nachgewiesen (z.B. Hötter et al. 2004, Reichenbach et al. 2004, Möckel & Wiesner 2007, Steinborn et al. 2011). Insbesondere Gänse, Kraniche, Enten und Watvögel halten im Allgemeinen Abstände von bis zu mehreren Hundert Metern ein. Für die besonders empfindlichen Gänse lässt sich nach Hötter et al. (2004) ein Mindestabstand von 400-500 m ableiten. Dies wurde durch Untersuchungen auf Fehmarn bestätigt (BioConsult SH & ARSU 2010). Möwen sind hingegen generell durch eine geringe Empfindlichkeit gegenüber Windenergieanlagen gekennzeichnet. Insbesondere für Lachmöwen sind Vertreibungswirkungen über 100 m hinaus nicht bekannt (Reichenbach et al. 2004, Steinborn et al. 2011).

Die Kollisionsgefährdung von Gastvogelarten korrespondiert mit deren Empfindlichkeit gegenüber der Scheuchwirkung. Empfindliche Arten, die die Nähe von Windparks meiden, treten nur selten als Kollisionsopfer auf. Insofern weisen in großen Trupps vorkommende Wat- und Wasservögel zwar eine hohe Empfindlichkeit gegenüber der Scheuchwirkung von Windenergieanlagen auf, sind dementsprechend jedoch nur in geringem Maße durch ein Kollisionsrisiko betroffen. Anders hingegen Möwen, die auch häufiger innerhalb von Windparks Nahrung suchen und daher entsprechend öfter als Gänse, Kraniche oder Kiebitze als Kollisionsopfer gefunden werden (BioConsult SH & ARSU 2010).

Für die Schweiz wird davon ausgegangen, dass bedeutende Vorkommen von gegenüber Windenergieanlagen empfindlichen Wasser- und Watvogelarten im Wesentlichen auf bereits vorhandene Schutzgebiete beschränkt sind (Horch et al. 2013), die für die Nutzung der Windenergie ohnehin ausgeschlossen sind oder aus Gründen mangelnder Windhöflichkeit nicht in Frage kommen.

Dies gilt auch für den Großen Brachvogel, der zwar nicht mehr in der Schweiz brütet, jedoch große Rast- und Wintereinstandsgebiete nutzt. Abbildung 7 zeigt, dass sich die Lage der Rastgebiete bzw. die potenzielle Verbreitung im Winter kaum mit den Gebieten ausreichender Windgeschwindigkeiten überlagert.

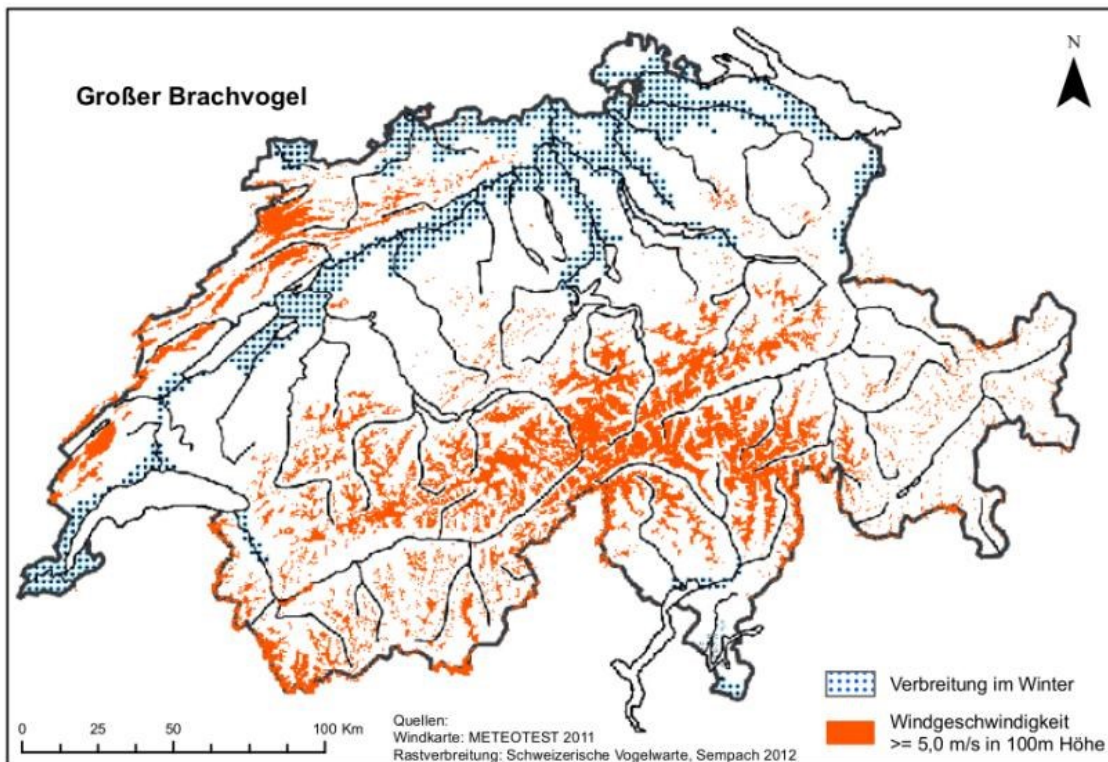


Abbildung 7: Winterverbreitung des Großen Brachvogels und windhöfliche Gebiete in der Schweiz

Generell liegen Daten zu wichtigen Rastgebieten bei der Vogelwarte vor und können für das jeweilige Untersuchungsgebiet dort abgefragt werden. Zur Vermeidung von negativen Auswirkungen auf wichtige Rast- und Nahrungsflächen oder Schlafplätze, die regelmäßig von großen Trupps genutzt werden, sollten ausreichende Abstände eingehalten werden, wie sie z. B. auch in Deutschland üblich sind (vgl. Kap. 5.2.3.1). Außerdem ist es wichtig, die Hauptflugkorridore zwischen Schlaf- und Nahrungsplätzen bei Greifvögeln freizuhalten.

Im Einzelfall können zur Feststellung tatsächlich notwendiger Abstände bzw. zur Ermittlung der entsprechenden Hauptflugwege diesbezügliche Raumnutzungsuntersuchungen durchgeführt werden, die sich sowohl auf die räumliche Verteilung der Rasttrupps als auch auf die Flugbewegungen insbesondere zwischen Schlafplätzen und Nahrungsflächen beziehen (vgl. Kap. 5.2.3.2). Die Reichweite von Störungswirkungen kann bei großen Trupps ca. 500 m betragen (Hötker et al. 2004; Reichenbach et al. 2004). Auf der Basis der Ergebnisse von Raumnutzungsanalysen ist es möglich, Windparks so zu platzieren, dass es nicht zu Verlusten essenzieller Bereiche kommt und die Bestände nicht zurückgehen. Kleinere Trupps sind bei der Wahl der Rast- und Nahrungsflächen generell flexibel und daher nicht substantiell durch die Scheuchwirkung von WEA betroffen.

Als besonderer Gastvogel-Aspekt in der Schweiz ist das Vorkommen von individuenreichen Schlafplätzen des **Rotmilans** im Winterhalbjahr zu betrachten. In diesem Zeitraum finden sich stellenweise Dutzende bis Hunderte von Rotmilanen zu Schlafgemeinschaften ein, so dass es zu starken Konzentrationen im Einzugsbereich dieser Schlafplätze kommt. Die Schlafplätze weisen eine hohe Dynamik auf und können u. U. täglich von einem Wald in den nächsten verlegt werden, die Zahl der einflie-



genden Vögel kann kurzfristig stark variieren und im Verlauf des Winters markant abnehmen. Es gibt inzwischen aber auch eine Anzahl von traditionellen Schlafplätzen. In den letzten Jahren sind in der Schweiz weitere Schlafplätze entdeckt worden und die Zahl der registrierten Vögel ist angestiegen (2010: 1.425 Individuen an rund 25 Orten, Horch et al. (2013)).

Analog zum Kenntnisstand bezüglich der Auswirkungen von Windenergieanlagen auf den Rotmilan als Brutvogel (s. Tabelle 14) wird auch für die Wintergäste von einem hohen Kollisionsrisiko ausgegangen, insbesondere aufgrund der Konzentration vieler Individuen im Umfeld der Schlafplätze. Einen ersten Eindruck der räumlichen Betroffenheit dieser Winteransammlungen durch eine Nutzung der Windenergie in der Schweiz gibt Abbildung 8.

Aufgrund der hohen räumlichen und zeitlichen Dynamik der Winterschlafplätze ist die Anwendung pauschaler Abstandsradien nur eingeschränkt zu empfehlen. Stattdessen wäre im Vorfeld einer Windparkplanung neben der Lokalisierung von Schlafplätzen auch eine Untersuchung der Raumnutzung der dort überwinterten Tiere durchzuführen. Im Vordergrund stünde dabei die Frage, ob sich der Bereich des geplanten Windparks in einem attraktiven Nahrungsgebiet bzw. in häufig genutzten Flugrouten dieser Vögel befindet.

Die Dynamik im Überwinterungsgeschehen bringt es aber auch mit sich, dass betriebsbegleitende Vorkehrungen im Sinne eines adaptive management (Köppel et al. 2014) getroffen werden können, falls sich ein Winterschlafplatz in der Nähe eines bereits bestehenden Windparks etabliert. Hierfür ist ein entsprechendes Monitoring erforderlich. Als effektive Maßnahme zur Vermeidung von Kollisionsverlusten kommt in den entsprechenden Zeiten (die sehr kurz sein können) eine temporäre Abschaltung in der Hellphase in Frage.

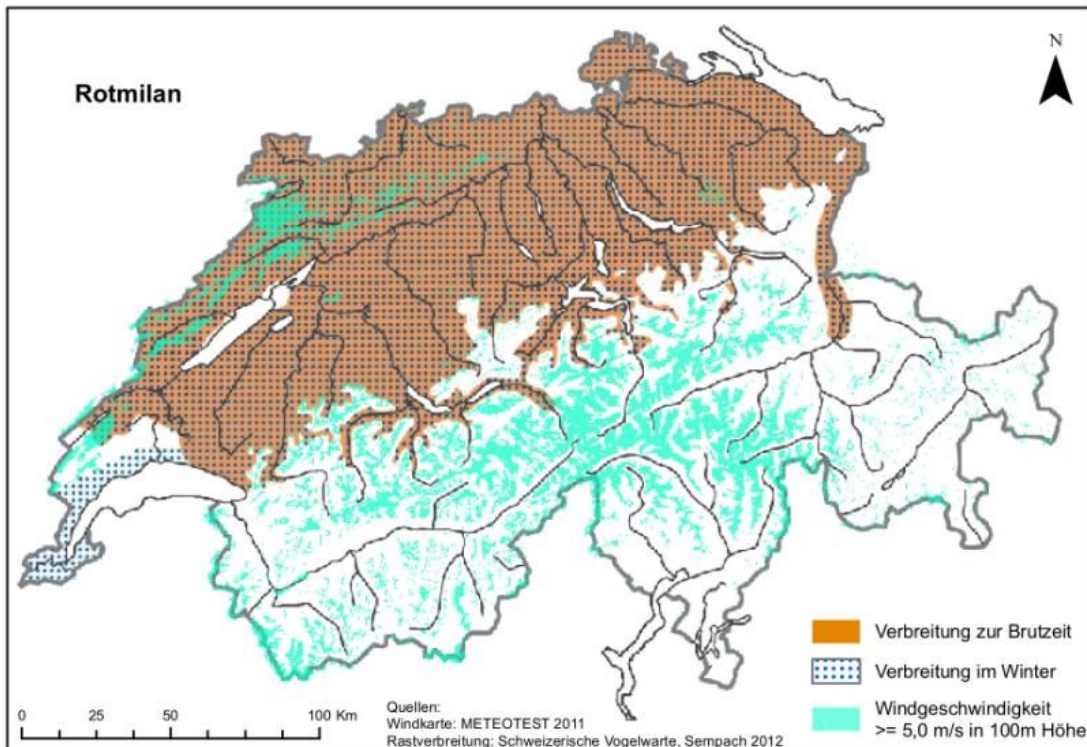


Abbildung 8: Winterverbreitung des Rotmilans und windhöfliche Gebiete in der Schweiz



5.4 Ziehende Vögel

5.4.1 Kenntnisstand

Hinsichtlich der Beurteilung der Betroffenheit ziehender Vögel durch WEA wird wiederum zunächst auf Erfahrungen aus Deutschland zurückgegriffen. 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 Windenergieanlagen 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 Deutschlands³⁰ unter den jeweiligen Top-Ten keine Arten des nächtlichen Singvogelzuges zu finden (s. Tabelle 17, Tabelle 18 und Tabelle 19, angegeben sind die absoluten Zahlen gefundener Kollisionsopfer).

Tabelle 17: Top-Ten der Vogelverluste an Windenergieanlagen 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
<i>Buteo buteo</i>	Mäusebussard	332
<i>Milvus milvus</i>	Rotmilan	270
<i>Anas platyrhynchos</i>	Stockente	133
<i>Larus ridibundus</i>	Lachmöwe	120
<i>Columba palumbus</i>	Ringeltaube	114
<i>Haliaeetus albicilla</i>	Seeadler	108
<i>Larus argentatus</i>	Silbermöwe	95
<i>Apus apus</i>	Mauersegler	92
<i>Alauda arvensis</i>	Feldlerche	83
<i>Sturnus vulgaris</i>	Star	83

³⁰ <http://www.arsu.de/themenfelder/windenergie/projekte/ermittlung-der-kollisionsraten-von-greif-voegeln-und-schaffung> (Zugriff am 21.05.2015)



Tabelle 18: Top-Ten der Totfunde aus 16 Suchterminen in vier Windparks auf Fehmarn 2009 (BioConsult SH GmbH & Co KG & ARSU GmbH 2010, S. 162)

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

Tabelle 19: Top-Ten der Totfunde im Forschungsprojekt PROGRESS (2012 - 2014) (Grünkorn 2015)

Art		Anzahl Kollisionsopfer
<i>Columba palumbus</i>	Ringeltaube	41
<i>Anas platyrhynchos</i>	Stockente	39
<i>Buteo buteo</i>	Mäusebussard	25
<i>Larus ridibundus</i>	Lachmöwe	18
<i>Sturnus vulgaris</i>	Star	15
<i>Larus argentatus</i>	Silbermöwe	12
<i>Vanellus vanellus</i>	Kiebitz	12
<i>Alauda arvensis</i>	Feldlerche	10
<i>Pluvialis apricaria</i>	Goldregenpfeifer	10
<i>Columba livia domestica</i>	Haus-/Straßentaube	9

Singvogelarten werden zwar bei Kollisionsopfersuchen grundsätzlich weniger häufig gefunden als größere und auffälligere Arten. Es ist jedoch aus den obigen Fundlisten erkennbar, dass einige Singvogelarten wie Feldlerche und Star oder auch Schwalben durchaus bei systematischen Suchen in nicht unbeträchtlichen Zahlen registriert werden. Es kann somit davon ausgegangen werden, dass Massenankünfte von ziehenden Singvögeln an Windenergieanlagen inzwischen bekannt geworden wären, falls es sich um ein wiederkehrendes Phänomen handeln würde.

Die Tatsache, dass sich der nächtliche Singvogelzug nicht in den Kollisionsopferzahlen an Windener-



gieanlagen abbildet, kann auch nicht alleine mit der überwiegend deutlichen größeren Zughöhe der Vögel erklärt werden. Für das westliche Mitteleuropa wird generell davon ausgegangen, dass ca. 1/5 des Nachtzuges in Höhenbereichen erfolgt, die von Windenergieanlagen tangiert werden (Bruderer und Liechti 2004). Ziehende Kleinvögel sind somit offensichtlich sowohl tagsüber als auch nachts in der Lage, Windenergieanlagen als Hindernis zu erkennen und ihnen rechtzeitig auszuweichen. Eine hohe Dichte ziehender Vögel ist somit nicht zwangsläufig mit einem hohen Kollisionsrisiko verbunden.

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 (Gatter 2000), wie es z.B. entlang des Alpennordrandes der Fall ist (Liechti et al. 2012). Kleinräumig sind in solchen Verdichtungs-zonen den Tieren möglicherweise die notwendigen Ausweichbewegungen gegenüber Windenergieanlagen erschwert. Entsprechende Hinweise liegen aus den USA anhand von erhöhten Singvogelverlusten in Windparks auf bewaldeten Höhenrücken während der Zugzeit vor (siehe Kap. 3.4.1.3).

5.4.2 Maßnahmen zur Vermeidung und Minimierung

Die wichtigste Maßnahme besteht in der Freihaltung von Verdichtungs-zonen mit herausragender Bedeutung für den Vogelzug (Macrositing, Kap.0). Hinweise hierzu enthält die Konfliktpotenzialkarte Windenergie – Vögel Schweiz: Teilbereich Vogelzug (Liechti et al. 2012). Der Bericht zeigt anhand aktueller Erkenntnisse, wo in der Schweiz mit welchen Vogelzugdichten zu rechnen ist. Neben der Freihaltung potenzieller Konfliktgebiete kann geprüft werden, ob durch eine Anpassung des Windparklayouts (z. B. parallel statt quer zur Zugrichtung) oder durch Weglassen bzw. Verschieben einzelner Anlagenstandorte (Micrositing, Kap. 4.2) eine örtliche Optimierung in Hinblick auf den Vogelzug möglich ist.

Betriebsbegleitend besteht die Möglichkeit flexibel gestalteter temporärer Abschaltungen auf der Basis von Radarerfassungen (Kap. 4.7). Mit zunehmendem Kenntnisgewinn, z. B. durch standardisierte Kollisionsoffersuchen und akustische Schlagopfererfassung (Mikrofone in den Rotoren) bei laufendem Anlagenbetrieb und gleichzeitiger Erfassung des Zugaufkommens per Radar, können die notwendigen Abschaltzeiträume zur Vermeidung relevanter Kollisionsofferzahlen weiter eingegrenzt werden.



6 Fazit & Diskussion

Ziel der vorliegenden Studie war es einen Überblick über den aktuellen internationalen Forschungsstand zu Auswirkungen von WEA zusammenzutragen. Auf dieser Grundlage sollte die potenzielle Betroffenheit bestimmter Vogel- und Fledermausarten in der Schweiz ebenso aufgezeigt werden wie die Bandbreite an möglichen Maßnahmen zur Reduktion von Auswirkungen und die bisher gesammelten und publizierten Erfahrungen zu deren Effektivität. Es konnte gezeigt werden, dass das beschriebene Ausmaß und deren ursächlich beschriebenen Einflussfaktoren innerhalb der internationalen Literatur (zu Auswirkungen von WEA auf Vögel und Fledermäuse) Kongruenzen aufweisen, zum Teil aber auch große Unterschiede. Ausschlaggebend für die Betroffenheit scheinen weniger Eigenschaften der Anlagen zu sein sondern vielmehr die Kombination artspezifischer und lokaler Faktoren, wie insbesondere die Artzugehörigkeit, der ökologische und verhaltensbiologische Kontext (z.B. Balz- und Revierflüge in Nestnähe), bestimmte Standortbedingungen (z.B. Aufwindsituationen für Segelflieger) und etwaige jahreszeitliche Unterschiede. Diese unterschiedliche Betroffenheit in Abhängigkeit von der jeweiligen Art, sowie standörtlichen und zeitlichen Spezifika entspricht dem Konzept der SSS-specificity (species, site, season) (Bevanger 2011). Aufgrund dessen lassen sich wiederkehrend Ergebnisse in der Literatur finden, welche formulierte Hypothesen zu Wirkmechanismen unterstützen aber auch widerlegen (siehe Tabelle 3, Tabelle 4, Tabelle 5 und Tabelle 6).

Ein wesentlicher Bestandteil bei der Konfliktbewältigung, insbesondere hinsichtlich des Kollisionsrisikos von Vögeln, ist der notwendige Umgang mit der Prognoseunsicherheit. Anders als bei Fledermäusen (Brinkmann et al. 2011) zeigen die Ergebnisse aus dem laufenden PROGRESS-Projekt und der Literatur (Lucas et al. 2008; Ferrer et al. 2012), dass kein unmittelbarer quantitativer Zusammenhang zwischen der erfassbaren Flugaktivität und dem Kollisionsrisiko bestehen muss. Dennoch ist von dem qualitativen Grundsatz auszugehen, dass ein besonders häufiges Auftreten von kollisionsgefährdeten Vogel- wie Fledermausarten mit bestimmten Verhaltensweisen im geplanten Windparkbereich zu einem erhöhten Tötungsrisiko führen kann. Aufgabe der entsprechenden Datenerhebung ist somit die Identifizierung von für die jeweilige Art ökologisch-funktional besonders bedeutsamen und damit häufig genutzten Bereichen bzw. die Klärung der Frage, ob der geplante Windpark einen solchen Bereich für die jeweilige Art darstellt. Dabei ist zu berücksichtigen, dass solche Funktionsräume auch nur temporär eine Rolle spielen können, z.B. unmittelbar nach der Mahd bzw. Ernte (z.B. für Weißstorch und Rotmilan) oder in Abhängigkeit vom Jahreszyklus (z.B. Balz, Bettelflugperiode oder Winternahrungshabitate).

Als mögliche Einflussfaktoren auf das konkrete Verhalten im Einzelfall sind zu nennen:

- Der Abstand eines geplanten Windparks zu den umliegenden Brutplätzen kollisionsgefährdeter Arten ist generell ein guter Indikator für das Kollisionsrisiko: je geringer diese Entfernung, desto eher muss mit einer Flugaktivität gerechnet werden, die ein erhöhtes Kollisionsrisiko zur Folge hat. Dies ist inzwischen von einer Reihe von Studien belegt (siehe Kap. 5.2.3.1).
- In attraktiven Nahrungsgebieten ist von einer erhöhten Flugaktivität auszugehen, wobei das Kollisionsrisiko bei der Nahrungssuche in Abhängigkeit von der Flughöhe artspezifisch sehr unterschiedlich sein kann. Bei modernen Windenergieanlagen steigt jedoch der Abstand vom



Boden zur unteren Rotorspitze deutlich an, was eine Reduzierung des Kollisionsrisikos hervorgerufen kann (z.B. Turmfalke und Rotmilan).

- Flugwege: Möglicherweise sind einige Arten bei gerichteten Flugwegen weniger kollisionsgefährdet als in anderen Situationen, da die Aufmerksamkeit weniger abgelenkt und stärker nach vorne gerichtet ist. Dennoch ist davon auszugehen, dass das grundsätzliche Unvermögen einer realistischen Einschätzung der Geschwindigkeit der Rotorblätter sowie das fehlende oder nur gering ausgeprägte Ausweichverhalten gegenüber WEA bei regelmäßigen Flugwegen durch einen Windpark in Rotorhöhe zu einem erhöhten Kollisionsrisiko führt.
- Intra- und interspezifische Interaktionen können zu einer Steigerung der Flugaktivität in Rotorhöhe führen. So hängt das Ausmaß entsprechender Luftkämpfe in Brutplatznähe sehr von der Entfernung zum nächsten Brutplatz eines Artgenossen oder auch einer anderen Greifvogelart ab. Dazu kommt, dass in solchen Situationen die Aufmerksamkeit stark abgelenkt ist und bereits das „Hassen“ von Krähen zu einer kollisionsgefährdenden Situation führen kann.
- Veränderungen im Nahrungsangebot können einen starken Einfluss auf die Raumnutzung von kollisionsempfindlichen Vogelarten ausüben. So kann z.B. eine ggf. temporäre mangelnde Nahrungsverfügbarkeit im Umfeld (z.B. bei hochstehendem Getreide) zu einer verstärkten Attraktionswirkung innerhalb des Windparks führen (Nahrungssuche entlang der Zuwegungen und Kranstellflächen, vgl. (Hötker et al. 2013)).

Der Einsatz quantitativer Kollisionsmodelle, die international verbreitet Anwendung finden und sich inzwischen auch nicht mehr auf das bekannte Band-Modell beschränken (Masden und Cook in press), kann als ein ergänzendes Hilfsmittel zu der vorstehend dargelegten verhaltens-ökologischen Bewertung eingesetzt werden, darf diese jedoch nicht ersetzen. Sie können jedoch als nützliches standardisiertes Instrument für den Vergleich verschiedener Szenarien eingesetzt werden, da die Modellergebnisse hierbei nicht als absolute Prognose quantitativer Kollisionsopferzahlen, sondern als relatives Maß für die Ermittlung besonders konfliktarmer Szenarien dienen. Ein Anwendungsbeispiel ist die Optimierung eines Windparklayouts im Zuge eines Repowerings zur Minimierung von Kollisionsverlusten beim Seeadler (Dahl et al. 2015) oder die Ermittlung des Einflusses unterschiedlicher Entfernungen zum Brutplatz auf das Kollisionsrisiko (Hötker et al. 2013).

Üblicherweise wird in der Planung auf Prognoseunsicherheiten mit dem Vorsorgeprinzip geantwortet, was jedoch zu einem Ausschluss großer Bereiche für die Windenergienutzung und damit zu einem Konflikt mit den energiepolitischen Zielen führen kann (Köppel et al. 2014). Da die Prognoseunsicherheit ein grundsätzliches Merkmal beim planerischen Umgang mit Auswirkungen der Windenergienutzung auf Wildtiere ist und auch trotz verstärkter Forschungsbemühungen bleiben wird (Masden et al. 2015), drängt es sich auf, die Problembewältigung nicht abschließend im Zuge des Genehmigungsverfahrens zu regeln, sondern zumindest in Teilen auf die Betriebsphase zu verlagern. Dieser Ansatz des sogenannten „adaptive planning and management“ wird international bereits in verschiedenen Zusammenhängen praktiziert und kann wie folgt charakterisiert werden (Köppel et al. 2014):



- Klare Zieldefinition
- Darauf ausgerichtete Begleituntersuchungen (Monitoring)
- Verknüpfung der Monitoring-Ergebnisse mit eindeutigen Management-Konsequenzen.

Die etablierte Hierarchie der Konfliktbewältigung – Vermeidung, Minimierung, Kompensation – wird somit durch ein verpflichtendes Monitoring in Verknüpfung mit ggf. notwendigen Anpassungsmaßnahmen erweitert.

Strategisches Planen/Management von Windenergie wird ebenso als Schlüssel im Mediationsprozess gesehen zur Einbeziehung und Berücksichtigung unterschiedlicher Interessen und folglich, für eine erfolgreiche Realisierung von Windenergie-Projekten. So formulierten Gove et al. (2013, S. 5): „Strategic planning, with associated strategic environmental assessment informed by adequate baseline data is key to the avoidance of project failures, or additional costs and delays from the discovery of internationally important areas late in project development.“

Abschließend kann festgestellt werden, dass die Fragen, welches die betroffenen Arten seien und welches die idealen Vermeidungs- und Verminderungsmaßnahmen, differenziert beantwortet werden müssen. Einerseits lassen sich bestimmte Tendenzen anhand internationaler Erfahrungen zu Auswirkungen von WEA erkennen. Andererseits ist die Betroffenheit einer Art stark abhängig von deren artspezifischen Eigenschaften (inkl. deren Verhalten) und den lokalen Bedingungen. Insofern ist die entsprechende Konfliktbewältigung immer auf den konkreten Einzelfall zu beziehen. Hinsichtlich der Effektivität von Maßnahmen zu Reduktion von Auswirkungen gibt es noch großen Monitoring- bzw. Forschungsbedarf.



7 Literaturverzeichnis

- ABU (2013): Stellungnahme zu: Modellhafte Untersuchungen zu den Auswirkungen des Repowerings von Windenergieanlagen auf verschiedene Vogelarten am Beispiel der Hellwegbörde.
- Ahlén, Ingemar; Bach, Lothar; Baagøe, Hans J.; Pettersson, J. (2007): Bats and offshore wind turbines studied in southern Scandinavia. Swedish Environmental Protection Agency. Stockholm (Report).
- Allison, Taber D. (2012): Eagles and Wind Energy. Identifying Research Priorities. A white paper of the American Wind Wildlife Institute. Hg. v. American Wind Wildlife Institute (AWWI). Washington, D.C., zuletzt geprüft am 16.10.2014.
- American Wind Wildlife Institute (AWWI) (2014): Wind turbine interactions with wildlife and their habitats: a summary of research results and priority questions. Online verfügbar unter <http://awwi.org/wp-content/uploads/2014/01/AWWI-Wind-Wildlife-Interactions-Factsheet-01-22-14.pdf>, zuletzt geprüft am 24.04.2014.
- Arizona Game and Fish Department (Hg.) (2009): Guidelines for Reducing Impacts to Wildlife from Wind Energy Development in Arizona. Revised November 23, 2009. Online verfügbar unter <http://www.azgfd.gov/hgis/pdfs/windenergyguidelines.pdf>, zuletzt geprüft am 17.10.2014.
- Arnett, Edward B.; Baerwald, Erin F. (2013): Impacts of Wind Energy Development on Bats: Implications for Conservation. In: Rick A. Adams und Scott C. Pedersen (Hg.): Bat Evolution, Ecology, and Conservation: Springer New York, S. 435–456. Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4614-7397-8_21.
- Arnett, Edward B.; Brown, W. Kent; Erickson, Wallace P.; Fiedler, Jenny K.; Hamilton, Brenda L.; Henry, Travis H. et al. (2008): Patterns of Bat Fatalities at Wind Energy Facilities in North America. In: *J Wildl Manage* 72 (1), S. 61–78.
- Arnett, Edward B.; Erickson, Wallace P.; Kerns, Jessica; Horn, Jason W. (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. A final report submitted to the Bats and Wind Energy Cooperative. Hg. v. Bat Conservation International. Austin, Texas, USA. Online verfügbar unter <http://www.batsandwind.org/pdf/ar2004.pdf>, zuletzt geprüft am 20.06.2013.
- Arnett, Edward B.; Hayes, John P.; Huso, Manuela M. P. (2006): An evaluation of the use of acoustic monitoring to predict bat fatality at a proposed wind facility in southcentral Pennsylvania. An annual report submitted to the Bats and Wind Energy Cooperative. Hg. v. Bat Conservation International. Austin, Texas, USA. Online verfügbar unter http://www.batsandwind.org/pdf/precon_pa.pdf, zuletzt geprüft am 25.06.2013.
- Arnett, Edward B.; Hein, Cris D.; Schirmacher, Michael R.; Baker, Michael; Huso, Manuela M. P.; Szewczak, Joseph M. (2011a): Evaluating the effectiveness of an ultrasonic acoustic deterrent for reducing bat fatalities at wind turbines. A final report submitted to the Bats and Wind En-



- ergy Cooperative. Bat Conservation International. Austin, Texas, USA.
- Arnett, Edward B.; Huso, Manuela M. P.; Reynolds, Scott D.; Schirmacher, Michael R. (2007): Patterns of pre-construction bat activity at a proposed wind facility in northwest Massachusetts. An annual report submitted to the Bats and Wind Energy Cooperative. Bat Conservation International. Austin, Texas, USA.
- Arnett, Edward B.; Huso, Manuela M. P.; Schirmacher, Michael R.; Hayes, John P. (2011b): Altering turbine speed reduces bat mortality at wind-energy facilities. In: *Frontiers in Ecology and the Environment* 9 (4), S. 209–214. DOI: 10.1890/100103.
- Arnett, Edward B.; Johnson, Gregory D.; Erickson, Wallace P.; Hein, Cris D. (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 Laboratory. Bat Conservation International. Austin, Texas, USA. Online verfügbar unter <http://www.batsandwind.org/pdf/Operational%20Mitigation%20Synthesis%20FINAL%20REPORT.pdf>.
- Aschwanden, Janine; Birrer, Simon; Jenni, Lukas (2005): Are ecological compensation areas attractive hunting sites for common kestrels (*Falco tinnunculus*) and long-eared owls (*Asio otus*)? In: *J Ornithol* 146 (3), S. 279–286. DOI: 10.1007/s10336-005-0090-9.
- Aschwanden, Janine; Komenda-Zehnder, Susanna; Guélat, Jérôme; Mateos, M.; Liechti, Felix (2013): A model based bird migration sensitivity map as a tool for decision makers in wind farm planning. Presentation CWE, Stockholm, Sweden 5-7 February, 2013.
- Aschwanden, Janine; Martin, Valère; Bächler, Erich; Steuri, Thomas; Liechti, Felix (2011): Which radar systems are suitable to study what kind of question? – An overview. In: Roel May und Kjetil Bevanger (Hg.): Proceedings. Conference on Wind energy and Wildlife impacts. NINA Report 693. Conference on Wind energy and Wildlife impacts, 2-5 May 2011. Norwegian Institute for Nature Research. Trondheim, Norway, S. 11.
- Aumüller, Ralf; Boos, Karin; Freienstein, Sabine; Hill, Katrin; Hill, Reinhold (2011): Beschreibung eines Vogelschlagereignisses und seiner Ursachen an einer Forschungsplattform in der Deutschen Bucht. In: *Vogelwarte* (49), S. 9–16.
- Bach, Petra (2015): Activities and fatalities of *Nathusius' pipistrelles* at different wind farms in Northwest Germany. CWW 2015. TU Berlin. Berlin, 10.03.2015.
- Baerwald, Erin F.; Barclay, Robert (2009): Geographic Variation in Activity and Fatality of Migratory Bats at Wind Energy Facilities. In: *J Mammology* 90 (6), S. 1341–1349. DOI: 10.1644/09-MAMM-S-104R.1.
- Baerwald, Erin F.; Barclay, Robert M. R. (2011): Patterns of activity and fatality of migratory bats at a wind energy facility in Alberta, Canada. In: *The Journal of Wildlife Management* 75 (5), S. 1103–1114. DOI: 10.1002/jwmg.147.
- Baerwald, Erin F.; Edworthy, Jason; Holder, Matt; Barclay, Robert (2009): A Large-Scale Mitigation Experiment to Reduce Bat Fatalities at Wind Energy Facilities. In: *J Wildl Manage* 73 (7), S.



1077–1081. DOI: 10.2193/2008-233.

- Baisner, Anette Jægerfeldt; Andersen, Jonas Lembcke; Findsen, Anders; Yde Granath, Simon Wilhelm; Madsen, Karin Ølgaard; Desholm, Mark (2010): Minimizing Collision Risk Between Migrating Raptors and Marine Wind Farms: Development of a Spatial Planning Tool. In: *Environmental Management* 46 (5), S. 801–808. DOI: 10.1007/s00267-010-9541-z.
- Ballasus, Heike; Hill, Katrin; Hüppop, Ommo (2009): Gefahren künstlicher Beleuchtung für ziehende Vögel und Fledermäuse. In: *Ber. Vogelschutz* (46), S. 127–157.
- Barclay, Robert; Baerwald, Erin F.; Gruver, J. C. (2007): Variation in bat and bird fatalities at wind energy facilities: assessing the effects of rotor size and tower height. In: *Can J Zool* 85 (3), S. 381–387. DOI: 10.1139/Z07-011.
- Barrios, Luis; Rodríguez, Alejandro (2004): Behavioural and environmental correlates of soaring-bird mortality at on-shore wind turbines. In: *J Appl Ecol* 41 (1), S. 72–81.
- Bauer, H.-G; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005a): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Alles über Biologie, Gefährdung und Schutz - Nonpasseriformes - Nichtsperlingsvögel. Wiebelsheim: Aula-Verlag.
- Bauer, H.-G; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005b): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Alles über Biologie, Gefährdung und Schutz - Passeriformes - Sperlingsvögel. Wiebelsheim: Aula-Verlag.
- Behr, Oliver; Brinkmann, Robert; Niermann, Ivo; Korner-Nievergelt, Fränzi (2011a): Akustische Erfassung der Fledermausaktivität an Windenergieanlagen. In: Robert Brinkmann, Oliver Behr, Ivo Niermann und Michael Reich (Hg.): Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen. Ergebnisse eines Forschungsvorhabens. Göttingen: Cuvillier (Umwelt und Raum, 4), S. 177–286.
- Behr, Oliver; Brinkmann, Robert; Niermann, Ivo; Korner-Nievergelt, Fränzi (2011b): Fledermausfreundliche Betriebsalgorithmen für Windenergieanlagen. In: Robert Brinkmann, Oliver Behr, Ivo Niermann und Michael Reich (Hg.): Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen. Ergebnisse eines Forschungsvorhabens. Göttingen: Cuvillier (Umwelt und Raum, 4), S. 354–383.
- Behr, Oliver; Eder, Daniela; Marckmann, Ulrich; Mette-Christ, Holger; Reisinger, Nadine; Runkel, Volker; Helversen, Otto von (2007): Akustisches Monitoring im Rotorbereich von Windenergieanlagen und methodische Probleme beim Nachweis von Fledermaus-Schlagopfern. Ergebnisse aus Untersuchungen im mittleren und südlichen Schwarzwald. In: *Nyctalus (NF), Berlin* 12 (2-3), S. 115–127.
- Bellebaum, J.; Korner-Nievergelt, F.; Dürr, T.; Mammen, U. (2013): Wind turbine fatalities approach a level of concern in a raptor population. In: *Journal for Nature Conservation* 21 (6), S. 394–400. DOI: 10.1016/j.jnc.2013.06.001.
- Bennett, Victoria J.; Hale, Amanda M. (2014): Red aviation lights on wind turbines do not increase bat-turbine collisions. In: *Anim Conserv*, S. n/a. DOI: 10.1111/acv.12102.



- Bevanger, Kjetil (1998): Biological and conservation aspects of bird mortality caused by electricity power lines: a review. In: *Biological Conservation* 86 (1), S. 67–76. DOI: 10.1016/S0006-3207(97)00176-6.
- Bevanger, Kjetil (2011): Wind energy and wildlife impacts – lessons learned from Smøla. Presentation CWW, Trondheim, Norway 2-5 May, 2011, zuletzt geprüft am 05.09.2013.
- Bevanger, Kjetil; Berntsen, Finn; Clausen, Stig; Dahl, Espen Lie; Flagstad, Øystein; Follestad, Arne et al. (2010): Pre- and post-construction studies of conflicts between birds and wind turbines in coastal Norway. Bird-Wind. Report on findings 2007-2010. Hg. v. Norwegian Institute for Nature Research (NINA). Trondheim, Norway (NINA Report, 620). Online verfügbar unter http://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf_rapport/2010/620.pdf, zuletzt geprüft am 25.03.2014.
- BioConsult SH GmbH & Co KG; ARSU GmbH (2010): Untersuchungen zum Einfluss von Windenergieanlagen auf den Vogel- und Fledermauszug auf Fehmarn. Online verfügbar unter <http://www.arsu.de/themenfelder/windenergie/projekte/untersuchungen-zum-einfluss-von-windenergieanlagen-auf-den-vogel>, zuletzt geprüft am 30.09.2015.
- Bishop, J.; McKay, H.; Parrott, D.; Allan, J. (2003): Review of international research literature regarding the effectiveness of auditory bird scaring techniques and potential alternatives, zuletzt geprüft am 17.10.2014.
- Blackwell, Bradley F.; DeVault, Travis L.; Seamans, Thomas W.; Lima, Steven L.; Baumhardt, Patrice; Fernández-Juricic, Esteban (2012): Exploiting avian vision with aircraft lighting to reduce bird strikes. In: *Journal of Applied Ecology* 49 (4), S. 758–766. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2012.02165.x.
- Bohnenstengel, T.; Krättli, H.; Obrist, M. K.; Bontadina, F.; Jaberg, C.; Ruedi, M.; Moeschler, P. (2014): Rote Liste Fledermäuse. Gefährdete Arten der Schweiz, Stand 2011. Bundesamt für Umwelt, Bern; Centre de Coordination Ouest pour l'étude et la protection des chauves-souris, Genève; Koordinationsstelle Ost für Fledermausschutz, Zürich; Schweizer Zentrum für die Kartografie der Fauna, Neuenburg; Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, Birmensdorf. Umwelt-Vollzug Nr. 1412, 95 S.
- Boldt, Andreas; Hummel, Sarah (2013): Windenergieanlagen und Landsäugetiere. Literaturübersicht und Situation in der Schweiz. Hg. v. FaunAlpin GmbH. Bern, zuletzt geprüft am 15.09.2014.
- Brennan, Leonard A.; Perez, Robert; DeMaso, Stephen; Ballard, Bart M.; Kuvlesky, William P. (2009): Potential impacts of wind farm energy development on upland game birds: Questions and concerns. In: T.D Rich, C. Demarest D. Arizmendi und C. Thompson (Hg.): *Tundra to Tropics: Connecting Birds, Habitats and People*. Proceedings of the Fourth International Partners in Flight Conference. McAllen, Texas, USA, 13-16 February 2008, S. 179–183.
- Brinkmann, Robert; Behr, Oliver; Niermann, Ivo; Reich, Michael (Hg.) (2011): Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen. Ergebnisse eines Forschungsvorhabens. Göttingen: Cuvillier (Umwelt



und Raum, 4).

- Brinkmann, Robert; Schauer-Weisshahn, H.; Bontadina, F. (2006): Untersuchungen zu möglichen betriebsbedingten Auswirkungen von Windkraftanlagen auf Fledermäuse im Regierungsbezirk Freiburg. Gundelfingen, Germany. Online verfügbar unter http://www.rp-freiburg.de/servlet/PB/show/11584_78/rpf-wind-kraft-fledermaeuse.pdf, zuletzt geprüft am 07.08.2013.
- Bruderer, B.; Liechti, Felix (2004): Welcher Anteil ziehender Vögel fliegt im Höhenbereich von Windturbinen? In: *Der Ornithologische Beobachter* 101, S. 327–335.
- Bulling, Lea; Sudhaus, Dirk; Schnittker, Daniel; Schuster, Eva; Biehl, Juliane; Tucci, Franziska (2015): Vermeidungsmaßnahmen bei der Planung und Genehmigung von Windenergieanlagen. Bundesweiter Katalog geeigneter Maßnahmen zur Verhinderung des Eintritts von artenschutzrechtlichen Verbotstatbeständen nach § 44 BNatSchG. gefördert durch das BMWi. Hg. v. TU Berlin, FA Wind und Westfälische Wilhelms-Universität Münster (WWU Münster).
- Bundesamt für Naturschutz (BfN) (2011): Windkraft über Wald. Positionspapier des Bundesamtes für Naturschutz. Bonn.
- Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) (2001): Haselhuhn und Waldbewirtschaftung. Vollzug Umwelt. Bern.
- Bundesamt für Umwelt (BAFU) (2011): Liste der National Prioritären Arten. Arten mit nationaler Priorität für die Erhaltung und Förderung. Stand 2010. Umwelt-Vollzug Nr. 1103. Bern.
- BWEC (2014): BWEC e-Newsletter, 13.12.2014, zuletzt geprüft am 08.01.2015.
- Camiña, Álvaro (2011): The effects of wind farms on vultures in Northern Spain - Fatalities behavior and correction measures. In: Roel May und Kjetil Bevanger (Hg.): Proceedings. Conference on Wind energy and Wildlife impacts. NINA Report 693. Conference on Wind energy and Wildlife impacts, 2-5 May 2011. Norwegian Institute for Nature Research. Trondheim, Norway, S. 17.
- Cárcamo, B.; Kret, E.; Zografou, C.; Vasilakis, Dimitris (2011): Assessing the impact of nine established wind farms on birds of prey in Thrace, Greece. Technical Report. WWF Greece. Athens.
- Carrete, Martina; Sánchez-Zapata, José A.; Benítez, José R.; Lobón, Manuel; Donázar, José A. (2009): Large scale risk-assessment of wind-farms on population viability of a globally endangered long-lived raptor. In: *Biological Conservation* 142 (12), S. 2954–2961. DOI: 10.1016/j.biocon.2009.07.027.
- Carrete, Martina; Sánchez-Zapata, José A.; Benítez, José R.; Lobón, Manuel; Montoya, Francisco; Donázar, José A. (2012): Mortality at wind-farms is positively related to large-scale distribution and aggregation in griffon vultures. In: *Biol Conser* 145 (1), S. 102–108. DOI: 10.1016/j.biocon.2011.10.017.
- Clarke, Timothy Lewis (2004): An Autonomous Bird Deterrent System. Dissertation. University of Southern Queensland, Toowoomba, Australia. Faculty of Engineering and Surveying, zuletzt



geprüft am 17.10.2014.

- Cordeiro, A.; Mascarenhas, Miguel; Costa, Hugo (2013): Long term survey of wind farms impacts on Common Kestrel's populations and definition of an appropriate mitigation plan. In: Naturvårdsverket (Hg.): Book of Abstracts. Conference on Wind Power and Environmental Impacts Stockholm 5-7 February. Conference on Wind Power and Environmental Impacts (CWE). Stockholm, 05.02.2013-07.02.2013. Stockholm, Sweden (Report, 6546), S. 47.
- Corten, G. P.; Veldkamp, H. F. (2001): Aerodynamics: Insects can halve wind-turbine power. In: *NATURE* (412). DOI: 10.1038/35083698.
- Cortés-Avizanda, Ainara; Carrete, Martina; Donázar, José Antonio (2010): Managing supplementary feeding for avian scavengers: Guidelines for optimal design using ecological criteria. In: *Biological Conservation* 143 (7), S. 1707–1715. DOI: 10.1016/j.biocon.2010.04.016.
- Cryan, Paul M.; Barclay, Robert (2009): Causes of Bat Fatalities at Wind Turbines: Hypotheses and Predictions. In: *J Mammology* 90 (6), S. 1330–1340. DOI: 10.1644/09-MAMM-S-076R1.1.
- Cryan, Paul M.; Brown, Adam C. (2007): Migration of bats past a remote island offers clues toward the problem of bat fatalities at wind turbines. In: *Biol Conser* 139 (1–2), S. 1–11. DOI: 10.1016/j.biocon.2007.05.019.
- Cryan, Paul M.; Gorresen, Marcos P.; Hein, Cris. D.; Schirmacher, Michael R.; Diehl, Robert H.; Huso, Manuela M. et al. (2014): Behavior of bats at wind turbines. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences*. DOI: 10.1073/pnas.1406672111.
- Dahl, Espen Lie; Bevanger, Kjetil; Nygård, Torgeir; Røskaft, Eivin; Stokke, Bård G. (2012): Reduced breeding success in white-tailed eagles at Smøla windfarm, western Norway, is caused by mortality and displacement. In: *Biol Conser* 145 (1), S. 79–85. DOI: 10.1016/j.biocon.2011.10.012.
- Dahl, Espen Lie; May, Roel; Hoel, Pernille Lund; Bevanger, Kjetil; Pedersen, Hans Chr; Røskaft, Eivin; Stokke, Bård G. (2013): White-tailed eagles (*Haliaeetus albicilla*) at the Smøla wind-power plant, Central Norway, lack behavioral flight responses to wind turbines. In: *Wildlife Soc Bull* 37 (1), S. 66–74. DOI: 10.1002/wsb.258.
- Dahl, Espen Lie; May, Roel; Nygård, T.; Aström, J.; Diserud, O. (2015): Repowering Smøla wind-power plant. An assessment of avian conflicts. NINA Report 41.
- Davenport, J.; Smith, A.; Kelly T.A.; Lewis, J.; Vidao, J.; Villar, S. (2011): Implementation of avian radar-SCADA interface to mitigate avian mortality at windfarms. In: Roel May und Kjetil Bevanger (Hg.): Proceedings. Conference on Wind energy and Wildlife impacts. NINA Report 693. Conference on Wind energy and Wildlife impacts, 2-5 May 2011. Norwegian Institute for Nature Research. Trondheim, Norway, S. 81.
- Deutsche WindGuard GmbH (Hg.) (2015): Status des Windenergieausbaus an Land in Deutschland - Jahr 2014. im Auftrag von BWE und VDMA. Unter Mitarbeit von Silke Lüers und Anna-Kathrin Wallasch. Online verfügbar unter <https://www.windenergie.de/sites/default/files/attachments/page/statistiken/factsheet-status-des->



windenergieausbaus-land-deutschland-2014.pdf.

- Devereux, Claire L.; Denny, Matthew J. H.; Whittingham, Mark J. (2008): Minimal effects of wind turbines on the distribution of wintering farmland birds. In: *Journal of Applied Ecology* 45 (6), S. 1689–1694. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2008.01560.x.
- Dierschke, Volker; Bernotat, D. (2012): Übergeordnete Kriterien zur Bewertung der Mortalität wildlebender Tiere im Rahmen von Projekten und Eingriffen – unter besonderer Berücksichtigung der deutschen Brutvogelarten -. Stand 01.12.2012.
- Dietz, C.; Helvesen, O. v.; Nill, D. (2007): Handbuch der Fledermäuse Europas und Nordwestafrikas. Kosmos Naturführer.
- Dooling, Robert J. (2002): Avian Hearing and the Avoidance of Wind Turbines. Technical Report. Hg. v. National Renewable Energy Laboratory (NREL). Golden, Colorado, zuletzt geprüft am 16.10.2014.
- Dorka, Ulrich; Straub, Florian; Trautner, Jürgen (2014): Windkraft über Wald – kritisch für die Waldschneepfenbalz? Erkenntnisse aus einer Fallstudie in Baden-Württemberg (Nordschwarzwald). In: *Naturschutz und Landschaftsplanung* 46 (3), S. 69–78, zuletzt geprüft am 06.03.2014.
- Drewitt, Allan L.; Langston, Rowena H. W. (2006): Assessing the impacts of wind farms on birds. In: *Ibis* 148, S. 29–42.
- Drewitt, Allan L.; Langston, Rowena H. W. (2008): Collision Effects of Wind-power Generators and Other Obstacles on Birds. In: *Annals of the New York Academy of Sciences* 1134 (1), S. 233–266. DOI: 10.1196/annals.1439.015.
- dtbird (2014): Eagles & Vultures. Bird Moonitoring and Mortality Mitigation at Wind Farms. Hg. v. dtbird, zuletzt geprüft am 17.03.2015.
- Dürr, T. (2002): Fledermäuse als Opfer von Windkraftanlagen in Deutschland. In: *Nyctalus* 8 (2), S. 115–118.
- Dürr, T. (2009): Zur Gefährdung des Rotmilans *Milvus milvus* durch Windenergieanlagen in Deutschland. In: *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen* 29 (3), S. 185–191, zuletzt geprüft am 20.10.2014.
- Dürr, T. (2011): Dunkler Anstrich könnte Kollisionen verhindern: Vogelunfälle an Windradmasten. In: *Der Falke* 58 (12), S. 499–501.
- Dürr, Tobias (2015a): Fledermausverluste an Windenergieanlagen / bat fatalities at windturbines in Europe. Daten aus der zentralen Fundkartei der Staatlichen Vogelschutzwarte im Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg. Stand vom: 01. Juni 2015. Online verfügbar unter <http://www.lugv.brandenburg.de/cms/detail.php/bb1.c.312579.de>, zuletzt geprüft am 29.08.2015.
- Dürr, Tobias (2015b): Vogelverluste an Windenergieanlagen / bird fatalities at windturbines in Europe. Daten aus der zentralen Fundkartei der Staatlichen Vogelschutzwarte im Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg. Stand vom: 01. Juni 2015. Online



verfügbar unter <http://www.lugv.brandenburg.de/cms/detail.php/bb1.c.312579.de>, zuletzt geprüft am 29.05.2015.

- Dürr, Tobias; Rasran, Leonid (2013): Schlagopfer und Gittermasten: Untersuchungen der Fundhäufigkeit, des Brutbestandes und des Bruterfolgs von Greifvögeln in zwei Windparks in Brandenburg. In: 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. Berghausen, Berlin, Husum, S. 287–301.
- Eichhorn, Marcus; Johst, Karin; Seppelt, Ralf; Drechsler, Martin (2012): Model-based estimation of collision risks of predatory birds with wind turbines. In: *Ecology and Society* 17 (2), S. 1.
- Endl, P.; Engelhart, U.; Seiche, K.; Teufert, S.; Trapp, H. (2004): Verhalten von Fledermäuse und Vögel an ausgewählten Windkraftanlagen. Landkreis Bautzen, Kamenz, Löbau-Zittau, Niederschlesischer Oberlausitzkreis, Stadt Görlitz, Freistadt Sachsen. Report to Staatliches Umweltfachamt Bautzen.
- Evans, Richard W. (2007): Response of Night-Migrating Birds in Cloud to Colored and Flashing Light a report to the Communications Tower Working Group, 2007. Available from author by correspondence (e-mail) an Arizona Game and Fish Department.
- Everaert, Joris (2014): Collision risk and micro-avoidance rates of birds with wind turbines in Flanders. In: *Bird Study* 61 (2), S. 220–230. DOI: 10.1080/00063657.2014.894492.
- Falkdalen Lindahl, Lars; Falkdalen, Ulla; Nygård, Torgeir (2013): Pre- and post construction studies on the effects on birds at Storrund wind farm in the mountain-region of Jämtland, Sweden. In: Naturvårdsverket (Hg.): Book of Abstracts. Conference on Wind Power and Environmental Impacts Stockholm 5-7 February. Conference on Wind Power and Environmental Impacts (CWE). Stockholm, 05.02.2013–07.02.2013. Stockholm, Sweden (Report, 6546), S. 53–54.
- FaunAlpin (2013): Merkblatt Windenergieanlagen & Säugetiere. Online verfügbar unter http://www.faunalpin.ch/files/u2/MerkblattAllg_Wind_S_uger.pdf, zuletzt geprüft am 15.09.2014.
- Ferreira, Daniel; Freixo, Cláudia; Cabral, João Alexandre; Santos, Regina; Santos, Mário (2015): Do habitat characteristics determine mortality risk for bats at wind farms? Modelling susceptible species activity patterns and anticipating possible mortality events. In: *Ecological Informatics* 28, S. 7–18. DOI: 10.1016/j.ecoinf.2015.04.001.
- Ferrer, Miguel; Lucas, Manuela de; Janss, Guyonne F. E.; Casado, Eva; Muñoz Gallego, Antonio-Román; Bechard, Marc J.; Calabuig, Cecilia P. (2012): Weak relationship between risk assessment studies and recorded mortality in wind farms. In: *J Appl Ecol* 49 (1), S. 38–46. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2011.02054.x.
- Fiedler, Jenny K.; Henry, Travis H.; Tankersley, Roger D.; Nicholson, Charles P. (2007): Results of Bat and Bird Mortality Monitoring at the Expanded Buffalo Mountain Windfarm, 2005. Hg. v. Tennessee Valley Authority.



- Fijn, R.; Krijgsveld, K.; Tijssen, Wim; Prinsen, H.; Dirksen, S. (2012): Habitat use, disturbance and collision risks for Bewick's Swans *Cygnus columbianus bewickii* wintering near a wind farm in the Netherlands. In: Eileen C. Rees (Hg.): *Wildfowl 62*. Unter Mitarbeit von Anthony David Fox. Slimbridge, Gloucestershire: Wildfowl & Wetlands Trust (62), S. 97–116.
- Fish and Wildlife Service (2003): Service Interim Guidance on Avoiding and Minimizing Wildlife Impacts from Wind Turbines. Hg. v. Fish and Wildlife Service, zuletzt geprüft am 26.11.2014.
- Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA) (2013): Bewertungshilfe "Auerhuhn und Windenergie im Schwarzwald".
- Fox, Anthony D.; Desholm, Mark; Kahlert, Johnny; Christensen, Thomas; Petersen, Ib Krag (2006): Information needs to support environmental impact assessment of the effects of European marine offshore wind farms on birds. In: *Ibis* 148, S. 129–144. DOI: 10.1111/j.1474-919X.2006.00510.x.
- Furmankiewicz, Joanna; Kucharska, Monika (2009): Migration of Bats along a Large River Valley in Southwestern Poland. In: *J Mammology* 90 (6), S. 1310–1317. DOI: 10.1644/09-MAMM-S-099R1.1.
- Garvin, Julia C.; Jennelle, Christopher S.; Drake, David; Grodsky, Steven M. (2011): Response of raptors to a windfarm. In: *Journal of Applied Ecology* 48 (1), S. 199–209. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2010.01912.x.
- Gatter, W. (2000): Vogelzug und Vogelbestände in Mitteleuropa. Wiebelsheim: Aula-Verlag.
- Gehring, Joelle L.; Kerlinger, Paul; Manville, Albert (2009): Communication towers, lights, and birds. Successful methods of reducing the frequency of avian collisions. In: *Ecological Applications* (19), S. 505–514, zuletzt geprüft am 16.10.2014.
- Giltsdorf, Jason M.; Hygnstrom, Scott E.; VerCauteren, Kurt C. (2002): Use of frightening devices in wildlife damage management. In: *Integrated Pest Management Reviews* (7), S. 29–45, zuletzt geprüft am 16.10.2014.
- Gonzalez, M. A.; Ena, V. (2011): Cantabrian Capercaillie signs disappeared after a wind farm construction. Chioggiosa.
- Gove, Benedict; Langston, Rowena H. W.; McCluskie, A.; Pullan, J. D.; Scrase, Ivan (2013): Windfarms and Birds. An Updated Analysis of the Effects of Wind Farms on Birds, and Best Practice Guidance on Integrated Planning and Impact Assessment. Final. Hg. v. BirdLife International und rspb. Strasbourg, zuletzt geprüft am 20.04.2015.
- Government Accountability Office (GAO) (2005): Wind power: impacts on wildlife and government responsibilities for regulating development and protecting wildlife. U.S. Government Accountability Office 05-9006. Washington, D.C., USA. Online verfügbar unter <http://www.gao.gov/new.items/d05906.pdf>.
- Grajetzky, Bodo; Hoffmann, Malte; Nehls, Georg (2010): BMU-Projekt Greifvögel und Windkraft. Teilprojekt Wiesenweihe. Telemetrische Untersuchungen. BioConsult SH GmbH & Co. KG. Natur-



schutzbund Deutschland e.V. (NABU), 08.11.2010, zuletzt geprüft am 20.10.2014.

- Grajetzky, Bodo; Nehls, Georg (2013): Telemetrische Untersuchungen von Wiesenweihen in Schleswig-Holstein. In: 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, S. 101–156.
- Grodsky, Steven M.; Behr, Melissa J.; Gendler, Andrew; Drake, David; Dieterle, Byron D.; Rudd, Robert J.; Walrath, Nicole L. (2011): Investigating the causes of death for wind turbine-associated bat fatalities. In: *J Mammology* 92 (5), S. 917–925. DOI: 10.1644/10-MAMM-A-404.1.
- Grünkorn, Thomas (2013): Prediction and Assessment of collision risks at wind turbines in Germany. PROGRESS. Unter Mitarbeit von Jan Rönn von, Marc Reichenbach, Sabrina Weitekamp, Hanna Timmermann, Timothy Coppack, Kilian Meike und Konrad Schleicher. Online verfügbar unter http://bioconsult-sh.de/pdf/Gr%C3%BCnkorn2013_PROGRESS_CWE_DINAO.pdf, zuletzt geprüft am 11.03. 2014.
- Grünkorn, Thomas (2015): A large-scale, multispecies assessment of avian mortality rates at onshore wind turbines in northern Germany (PROGRESS). CWW 2015. Berlin, 10.03.2015.
- Grünkorn, Thomas; Diederichs, Ansgar; Poszig, Dörte; Diederichs, Britta; Nehls, Georg (2009): Wie viele Vogel kollidieren mit Windenergieanlagen? How many birds collide with wind turbines? In: *Natur und Landschaft* 84 (7), S. 309–314.
- Grünschachner-Berger, Veronika; Kainer, Michael (2011): Birkhühner Tetrao tetrix (Linnaeus 1758): Ein Leben zwischen Windrädern und Schiliften. In: *Egretta* 52, S. 46–54.
- Gue, C. Tanner; Walker, Johann A.; Mehl, Katherine R.; Gleason, Jeffrey S.; Stephens, Scott E.; Loesch, Charles R. et al. (2013): The effects of a large-scale wind farm on breeding season survival of female mallards and blue-winged teal in the Prairie Pothole Region. In: *Jour. Wild. Mgmt.* 77 (7), S. 1360–1371. DOI: 10.1002/jwmg.583.
- Hanagasioglu, M.; Aschwanden, J.; Bontadina, F.; Puente Nilsson, M. de la (2015): Investigation of the effectiveness of bat and bird detection of the DTBat and DTBird systems at Calandawind turbine. Schweizerische Eidgenossenschaft - Bundesamt für Energie BFE.
- Harris, Ross E.; Davis, Rolph A. (1998): Evaluation of the efficacy of products and techniques for airport bird control. LGL Limited. King City, Ontario, zuletzt geprüft am 16.10.2014.
- Hein, Cris D. (2015): Monitoring Bat Activity & Behavior at Wind Turbines Using Thermal Imagery & Ultrasonic Acoustic Detectors. CWW 2015. TU Berlin. Berlin, 10.03.2015, zuletzt geprüft am 22.05.2015.
- Hein, Cris D.; Schirmacher, Michael R.; Arnett, Edward B.; Huso, Manuela M. P. (2011): Patterns of pre-construction bat acoustic activity at the proposed Resolute Wind Energy Project, Wyoming, 2009–2010. A final project report submitted to the Bats and Wind Energy Cooperative. Bat Conservation International. Austin, Texas, USA.



- Hernández, J.; Lucas, Manuela de; M; Muñoz Gallego, Antonio-Román; Ferrer, Miguel (2013): Effects of wind farms on a Montagu's Harrier *Circus pygargus* population in the South of Spain. Presentation CWE, Stockholm, Sweden 5-7 February, 2013.
- Hill, Reinhold; Hill, Katrin; Aumüller, Ralf; Schulz, Axel; Dittmann, Tobias; Kulemeyer, Christoph; Coppack, Tim (2014): Of birds, blades and barriers: Detecting and analysing mass migration events at alpha ventus. In: Federal Maritime and Hydrographic Agency und Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (Hg.): Ecological Research at the Offshore Windfarm alpha ventus: Springer Fachmedien Wiesbaden, S. 111–131.
- Hirschheydt, J. v.; Schaad, M. (2013): Vögel in der Schweiz.
- Hochradel, Klaus (2015): Bats are attracted to wind turbines. Determining the distribution of bats by a stereo thermal camera system. CWW 2015. TU Berlin. Berlin, 10.03.2015.
- Hodos, W. (2003): Minimization of motion smear: reducing avian collisions with wind turbines. Period of Performance: July 12, 1999 to August 31, 2002. In: *Report NREL/ SR-500-33249. Washington, DC: National Renewable Energy Laboratory.* Online verfügbar unter <http://www.nrel.gov/wind/pdfs/33249.pdf>.
- Horch, Petra; Schmid, Hans; Guélat, Jérôme; Liechti, Felix (2012): Konfliktpotenzialkarte Windenergie – Vögel Schweiz – eine Orientierungshilfe für die Windenergieplanung. Erläuterungsbericht. Bericht im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt BAFU. Hg. v. Schweizerische Vogelwarte. Sempach, zuletzt geprüft am 19.06.2015.
- Horch, Petra; Schmid, Hans; Guélat, Jérôme; Liechti, Felix (2013): Konfliktpotenzialkarte Windenergie – Vögel Schweiz – eine Orientierungshilfe für die Windenergieplanung. Erläuterungsbericht. Aktualisierung 2013. Bericht im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt BAFU. Hg. v. Schweizerische Vogelwarte. Sempach, zuletzt geprüft am 19.06.2015.
- Horn, Jason W.; Arnett, Edward B.; Kunz, Thomas H. (2008): Behavioral Responses of Bats to Operating Wind Turbines. In: *J Wildl Manage* 72 (1), S. 123–132. DOI: 10.2193/2006-465.
- Hötker, Hermann (2006): Auswirkungen des "Repowering" von Windkraftanlagen auf Vögel und Fledermäuse. Hg. v. Naturschutzbund Deutschland e.V. (NABU). Michael-Otto-Institut. Bergenhusen, Germany.
- Hötker, Hermann; Dürr, Tobias; Grajetzky, Bodo; Grünkorn, Thomas; Joest, Ralf; Krone, Oliver (2013a): Fazit, Risikoeinschätzung, Minimierung von Konflikten, Empfehlungen für die Praxis, Forschungsbedarf. In: 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, S. 239–337.
- Hötker, Hermann; Krone, Oliver; Nehls, Georg (2013b): 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.



- Hötker, Hermann; Mammen, Kerstin; Mammen, Ubbo; Rasran, Leonid (2015): Red Kites and wind-farms – telemetry data from the core breeding range. CWW 2015. Michael-Otto-Institut im NABU; ÖKOTOP GbR; BOKU Wien. Berlin, 10.03.2015.
- Hötker, Hermann; Thomsen, Kai-Michael; Köster, H. (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. gefördert vom Bundesamt für Naturschutz. Endbericht Stand Dezember 2004. Hg. v. Bundesamt für Naturschutz (BfN). Naturschutzbund (NABU). Bad Godesberg.
- Hötker, Hermann; Thomsen, Kai-Michael; Köster, H. (2006): Impacts on biodiversity of exploitation of renewable energy sources: the example of birds and bats. Hg. v. Naturschutzbund (NABU). Michael-Otto-Institut. Bergenhusen, Germany.
- Hull, C. L.; Cawthen, L. (2013): Bat fatalities at two wind farms in Tasmania, Australia: bat characteristics, and spatial and temporal patterns. In: *N Z J Zool* 40 (1), S. 5–15. DOI: 10.1080/03014223.2012.731006.
- Hull, Cindy L.; Muir, Stuart C. (2013): Behavior and turbine avoidance rates of eagles at two wind farms in Tasmania, Australia. In: *Wildlife Soc Bull* 37 (1), S. 49–58. DOI: 10.1002/wsb.254.
- Hüppop, O.; Bauer, H. G.; Haupt, H.; Ryslavy, T.; Südbeck, P.; Wahl, J. (2013): Rote Liste wandernder Vogelarten Deutschlands. 1. Fassung. 31. Dezember 2012. Berichte zum Vogelschutz. 49(50), S. 23–83.
- Hüppop, Ommo; Dierschke, Jochen; Exo, Klaus-Michael; Fredrich, Elvira; Hill, Reinhold (2006): Bird migration studies and potential collision risk with offshore wind turbines. In: *Ibis* 148, S. 90–109.
- Hurst, J.; Balzer, S.; Biedermann, M.; Dietz, C.; Dietz, M.; Höhne, E. et al. (2015): Erfassungsstandards für Fledermäuse bei Windkraftprojekten in Wäldern. Diskussion aktueller Empfehlungen der Bundesländer. In: *Natur und Landschaft* 90 (4), S. 157–169.
- Janss, Guyonne F.E. (2000): Avian mortality from power lines: a morphologic approach of a species-specific mortality. In: *Biol Conser* 95 (3), S. 353–359. DOI: 10.1016/S0006-3207(00)00021-5.
- Johnson, Gregory D.; Perlik, Matthew K.; Erickson, Wallace P.; Strickland, M. Dale (2004): Bat activity, composition, and collision mortality at a large wind plant in Minnesota. In: *Wildlife Soc Bull* 32 (4), S. 1278–1288. DOI: 10.2193/0091-7648(2004)032[1278:BACACM]2.0.CO;2.
- Johnson, Gregory D.; Strickland, M. Dale; Erickson, Wallace P.; Young, David P. (2007): Use of data to develop mitigation measures for wind power development impacts to birds. In: Manuela de Lucas, Guyonne F. E. Janss und Miguel Ferrer (Hg.): *Birds and wind farms. Risk assessment and mitigation*. 1. Aufl. Madrid: Quercus, S. 241–258.
- Johnson, Joseph S.; Watrous, Kristen S.; Giumarro, Gino J.; Peterson, Trevor S.; Boyden, Sarah A.; Lacki, Michael J. (2011): Seasonal and Geographic Trends in Acoustic Detection of Tree-Roosting Bats. In: *Acta Chiropterologica* 13 (1), S. 157–168. DOI:



10.3161/150811011X578705.

- Johnston, Naira N.; Bradley, James E.; Otter, Ken A.; Brigham, R. Mark (2014): Increased Flight Altitudes among Migrating Golden Eagles Suggest Turbine Avoidance at a Rocky Mountain Wind Installation. In: *PLoS ONE* 9 (3), S. e93030. DOI: 10.1371/journal.pone.0093030.
- Katzner, Todd E.; Brandes, David; Miller, Tricia; Lanzone, Michael; Maisonneuve, Charles; Tremblay, Junior A. et al. (2012): Topography drives migratory flight altitude of golden eagles: implications for on-shore wind energy development. In: *J Appl Ecol* 49 (5), S. 1178–1186. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2012.02185.x.
- Keller, V.; Aye, R.; Müller, W.; Spaar, R.; Zbinden, N. (2010a): Die prioritären Vogelarten der Schweiz: Revision 2010. *Der Ornithologische Beobachter* Band 107 (4), S. 265–285.
- Keller, V.; Gerber, A.; Schmidt, H.; Volet, B.; Zbinden, N. (2010b): Rote Liste Brutvögel. Gefährdete Arten der Schweiz, Stand 2010. Umwelt-Vollzug Nr. 1019.
- Kelm, Detlev H.; Lenski, Johannes; Kelm, Volker; Toelch, Ulf; Dziock, Frank (2014): Seasonal Bat Activity in Relation to Distance to Hedgerows in an Agricultural Landscape in Central Europe and Implications for Wind Energy Development. In: *Acta Chiropterologica* 16 (1), S. 65–73. DOI: 10.3161/150811014X 683273.
- Kerlinger, Paul; Gehring, Joelle L.; Erickson, Wallace P.; Curry, Richard; Jain, Aaftab; Guarnaccia, John (2010): Night Migrant Fatalities and Obstruction Lighting at Wind Turbines in North America. In: *The Wilson Journal of Ornithology* 122 (4), S. 744–754. DOI: 10.1676/06-075.1.
- Kerns, Jessica; Erickson, Wallace P.; Arnett, Edward B. (2005): Bat and bird mortality at wind energy facilities in Pennsylvania and West Virginia. In: *Bat Conservation International* (Hg.): 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. A final report submitted to the Bats and Wind Energy Cooperative. Austin, Texas, USA, S. 24–95.
- Kerns, Jessica; Kerlinger, Paul (2004): A study of bird and bat collision mortalities at the Mountaineer Wind Energy Center, Tucker County, West Virginia. Annual Report for 2003. Prepared for FPL Energy and Mountaineer Wind Energy Center Technical Review Committee. McLean, Virginia, USA.
- Kestenholz, M.; Biber, O.; Enggist, P.; Salathé, T. (2010): Aktionsplan Weissstorch Schweiz. Artenförderung Vögel Schweiz. Umwelt-Vollzug Nr. 1029, Bundesamt für Umwelt, Bern, Schweizerische Vogelwarte, Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz, Storch Schweiz, Bern, Sempach, Zürich, Kleindietwil.
- Kieler Institut für Landschaftsökologie (KIFL) (Hg.) (2014): Grundsätzliche Eignung von Maßnahmen-typen zur Vermeidung von erheblichen Beeinträchtigungen windkraftsensibler Arten in Vogelschutzgebieten mit Schwerpunkt bei den Arten Rotmilan und Schwarzstorch. Gutachterliche Stellungnahme im Auftrag HMWEVL. Unter Mitarbeit von Annick Garniel.
- Kikuchi, Ryunosuke (2008): Adverse impacts of wind power generation on collision behaviour of birds



- and anti-predator behaviour of squirrels. In: *Journal for Nature Conservation* 16 (1), S. 44–55. DOI: 10.1016/j.jnc.2007.11.001.
- Kitano, Masato; Shiraki, Saiko (2013): Estimation of bird fatalities at wind farms with complex topography and vegetation in Hokkaido, Japan. In: *Wildlife Soc Bull* 37 (1), S. 41–48. DOI: 10.1002/wsb.255.
- Korner-Nievergelt, Fränzi; Korner-Nievergelt, Pius; Behr, Oliver; Niermann, Ivo; Brinkmann, Robert; Hellriegel, Barbara (2011): A new method to determine bird and bat fatality at wind energy turbines from carcass searches. In: *Wildlife Biology* 17 (4), S. 350–363. DOI: 10.2981/10-121.
- Krättli, H.; Moeschler, P.; Stutz, H.-P. B.; Obrist, M. K.; Bontadina, F.; Bohnenstengel, T.; Jaberg, C. (2012): Konzept Artenförderung Fledermäuse 2013–2020. Schweizerische Koordinationsstelle für Fledermausschutz.
- Krijgsveld, Karen L.; Akershoek, Kirsten; Schenk, Femke; Dijk, Femke; Dirksen, Sjoerd (2009): Collision Risk of Birds with Modern Large Wind Turbines. In: *Ardea* 97 (3), S. 357–366. DOI: 10.5253/078.097.0311.
- Krijgsveld, Karen L.; Fijn, Ruben C.; Japnik, Maarten; van Horssen, Peter; Heunks, Camiel; Collier, Mark et al. (2011): Effect studies Offshore Wind Farm Egmond aan Zee. Final report on fluxes, flight altitudes and behaviour of flying birds. NoordzeeWind. Culemborg, Netherlands.
- Krone, Oliver; Treu, Gabriele; Grünkorn, Thomas (2013): Untersuchungsergebnisse Seeadler und WKA. In: 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. Berghusen, Berlin, Husum, S. 217–262.
- Krüger, Sonja (2015): Using spatial analyses of Bearded Vulture movements in southern Africa to inform wind turbine placement. CWW 2015. TU Berlin. Berlin, 10.03.2015.
- Kunz, Thomas H.; Arnett, Edward B.; Cooper, Brian; Erickson, Wallace P.; Larkin, Ronald P.; Mabee, Todd et al. (2007a): Assessing Impacts of Wind-Energy Development on Nocturnally Active Birds and Bats: A Guidance Document. In: *J Wildl Manage* 71 (8), S. 2449–2486. DOI: 10.2193/2007-270.
- Kunz, Thomas H.; Arnett, Edward B.; Erickson, Wallace P.; Hoar, Alexander R.; Johnson, Gregory D.; Larkin, Ronald P. et al. (2007b): Ecological impacts of wind energy development on bats: questions, research needs, and hypotheses. In: *Frontiers in Ecology and the Environment* 5 (6), S. 315–324. DOI: 10.1890/1540-9295(2007)5[315:EIOWED]2.0.CO;2.
- Lagrange, Hubert; Rico, Pauline; Ughetto, Anne-Lise; Melki, Frédéric; Kerbiriou, Christian (2013): Chirotech. Six years of research (2006 – 2012). Presentation CWE, Stockholm, Sweden 5-7 February, 2013.
- Länder-Arbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten (LAG-VSW) (2007): Abstandsregelungen für Windenergieanlagen zu bedeutsamen Vogellebensräumen sowie Brutplätzen ausgewählter Vogelarten. Berichte zum Vogelschutz 44: 151-153.



- Länder-Arbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten (LAG-VSW) (2015): Abstandsempfehlungen für Windenergieanlagen zu bedeutsamen Vogel Lebensräumen sowie Brutplätzen ausgewählter Vogelarten in der Überarbeitung vom 15. April 2015.
- Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg Vorpommern (LUNG) (2006): Hinweise zur Eingriffsbewertung und Kompensationsplanung für Windkraftanlagen, Antennenträger und vergleichbare Vertikalstrukturen. Unter Mitarbeit von Kriedemann Ing.-Büro für Umweltplanung. Online verfügbar unter http://www.lung.mv-regierung.de/dateien/hinw_eingriff_antenne_neu.pdf, zuletzt geprüft am 28.03.2015.
- Langgemach, T.; Dürr, T. (2013): Informationen über Einflüsse der Windenergienutzung auf Vögel. Stand 09.10.2013. Hg. v. Staatliche Vogelschutzwarte Brandenburg. Nennhausen, Germany.
- Langgemach, T.; Dürr, T. (2014): Informationen über Einflüsse der Windenergienutzung auf Vögel. Stand 19.11.2014. Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz, Staatliche Vogelschutzwarte. Nennhausen, Germany.
- Langgemach, T.; Dürr, T. (2015): Informationen über Einflüsse der Windenergienutzung auf Vögel. Stand 01.06.2015. Hg. v. Staatliche Vogelschutzwarte Brandenburg. Nennhausen, Germany.
- Langston, Rowena H. W. (2013): Birds and wind projects across the pond: A UK perspective. In: *Wildlife Soc Bull* 37 (1), S. 5–18. DOI: 10.1002/wsb.262.
- Langston, Rowena H. W.; Pullan, J. D. (2003): Wind farms and birds // Effects of wind farms on birds. An analysis of the effects of windfarms on birds, and guidance on environmental assessment criteria and site selection issues. Strasbourg: Council of Europe; Council of Europe Pub. (139).
- Larsen, Jesper Kyed; Madsen, Jesper (2000): Effects of wind turbines and other physical elements on field utilization by pink-footed geese (*Anser brachyrhynchus*): A landscape perspective. In: *Landscape Ecol* 15 (8), S. 755–764. DOI: 10.1023/A:1008127702944.
- Ledec, George; Rapp, Kennan W.; Aiello, Roberto (2011): Greening the Wind. Environmental and social considerations for wind power development. Washington, D.C, USA: World Bank.
- Liechti, F.; Guélat, J.; Bauer, S.; Mateos, M.; Komenda-Zehnder, Susanna (2012): Konfliktpotenzialkarte Windenergie – Vögel Schweiz: Teilbereich Vogelzug. Erläuterungsbericht. Aktualisierung 2013. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.
- Lindeiner, Andreas von (2014): Windkraft und Vogelschutz. In: *ANLIEGEN Natur* 36 (1), S. 39–46, zuletzt geprüft am 09.10.2014.
- Lindeiner, Andreas von; Scholz, Friederike; Rosenberger, Tina (2011): Windenergie und Biodiversität - Für eine Zukunft voller Leben. Thesenpapier zur DNR-Kampagne "Windkraft im Visier". Hg. v. Dachverband der deutschen Natur- und Umweltschutzverbände e.V. (DNR), Landesbund für Vogelschutz in Bayern e.V. (LBV) und Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland (BUND).
- Long, Chloe V.; Flint, James A.; Lepper, Paul A.; Dible, S. A. (2009): Wind turbines and bat mortality: interactions of bat echolocation pulses with moving turbine rotor blades. In: *Proceedings of the Institute of Acoustics* 31 (1).



- Lucas, Manuela de; Ferrer, Miguel; Bechard, Marc J.; Muñoz Gallego, Antonio-Román (2012a): Griffon vulture mortality at wind farms in southern Spain: Distribution of fatalities and active mitigation measures. In: *Biol Conser* 147 (1), S. 184–189. DOI: 10.1016/j.biocon.2011.12.029.
- Lucas, Manuela de; Ferrer, Miguel; Janss, Guyonne F. E.; Magar, Vanesa (2012b): Using Wind Tunnels to Predict Bird Mortality in Wind Farms: The Case of Griffon Vultures. In: *PLoS ONE* 7 (11), S. e48092. DOI: 10.1371/journal.pone.0048092.
- Lucas, Manuela de; Janss, Guyonne F. E.; Whitfield, D. Philip; Ferrer, Miguel (2008): Collision fatality of raptors in wind farms does not depend on raptor abundance. In: *J Appl Ecol* 45 (6), S. 1695–1703. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2008.01549.x.
- Madders, Mike; Whitfield, D. Philip (2006): Upland raptors and the assessment of wind farm impacts. In: *Ibis* 148, S. 43–56. DOI: 10.1111/j.1474-919X.2006.00506.x.
- Madsen, Jesper; Boertmann, David (2008): Animal behavioral adaptation to changing landscapes: spring-staging geese habituate to wind farms. In: *Landscape Ecol* 23 (9), S. 1007–1011. DOI: 10.1007/s10980-008-9269-9.
- Mammen, Kerstin; Mammen, Ubbo; Resetaritz, Alexander (2013): Rotmilan. In: 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, S. 13–100.
- Mammen, Ubbo; Mammen, Kerstin; Heinrichs, Nicole; Resetaritz, Alexander (2010): Rotmilan und Windkraftanlagen. Aktuelle Ergebnisse zur Konfliktminimierung. ÖKOTOP Büro für angewandte Landschaftsökologie. Michael-Otto-Institut; Naturschutzbund Deutschland e.V. (NABU), 08.11.2010, zuletzt geprüft am 20.10.2014.
- Mammen, Ubbo; Mammen, Kerstin; Heinrichs, Nicole; Resetaritz, Alexander (2011): Red kite (*Milvus Milvus*) fatalities at wind turbines – Why do they occur and how they are to prevent? In: Roel May und Kjetil Bevanger (Hg.): Proceedings. Conference on Wind energy and Wildlife impacts. NINA Report 693. Conference on Wind energy and Wildlife impacts, 2-5 May 2011. Norwegian Institute for Nature Research. Trondheim, Norway, S. 108.
- Marques, Ana Teresa; Batalha, Helena; Rodrigues, Sandra; Costa, Hugo; Pereira, Maria João Ramos; Fonseca, Carlos et al. (2014): Understanding bird collisions at wind farms: An updated review on the causes and possible mitigation strategies. In: *Biological Conservation* 179, S. 40–52. DOI: 10.1016/j.biocon.2014.08.017.
- Martin, G. R.; Portugal, S. J.; Murn, C. P. (2012): Visual fields, foraging and collision vulnerability in Gyps vultures. In: *Ibis* 154 (3), S. 626–631. DOI: 10.1111/j.1474-919X.2012.01227.x.
- Martin, G. R.; Shaw, J. M. (2010): Bird collisions with power lines: Failing to see the way ahead? In: *Biological Conservation* 143 (11), S. 2695–2702. DOI: 10.1016/j.biocon.2010.07.014.
- Martínez-Abraín, Alejandro; Tavecchia, Giacomo; Regan, Helen M.; Jiménez, Juan; Surroca, Martín; Oro, Daniel (2012): Effects of wind farms and food scarcity on a large scavenging bird species



- following an epidemic of bovine spongiform encephalopathy. In: *Journal of Applied Ecology* 49 (1), S. 109–117. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2011.02080.x.
- Masden, E. A.; Cook, Aonghais S. C. P. (in press): Avian collision risk models for wind energy impact assessments. *Environ. In: Impact Assess. Rev.* 56, S. 43–49.
- May, R.; Reitan, O.; Bevanger, K.; Lorentsen, S.-H.; Nygård, T. (2015): Mitigating wind-turbine induced avian mortality: Sensory, aerodynamic and cognitive constraints and options. In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 42, S. 170–181. DOI: 10.1016/j.rser.2014.10.002.
- May, Roel; Hoel, Pernille Lund; Langston, Rowena; Dahl, Espen Lie; Bevanger, Kjetil; Reitan, Ole et al. (2010): Collision risk in white-tailed eagles. Modelling collision observations in Smøla wind-power plant. Hg. v. Norwegian Institute for Nature Research (NINA Report, 639).
- May, Roel; Nygård, Torgeir; Dahl, Espen Lie; Reitan, Ole; Bevanger, Kjetil (2011): Collision risk in white-tailed eagles. Modelling kernel-based collision risk using satellite telemetry data in Smøla wind-power plant. Hg. v. Norwegian Institute for Nature Research (NINA Report, 692), zuletzt geprüft am 18.03.2014.
- McGrady, Michael J.; Grant, Justin R.; Bainbridge, Ian P.; McLeod, David R.A. (2002): A Model of Golden Eagle (*Aquila Chrysaetos*) Ranging Behavior. In: *J. Raptor Res.* 36 (1. Supplement), S. 62–69, zuletzt geprüft am 13.01.2015.
- McLeod, David R. A.; Whitfield, D. Philip; Fielding, Alan H.; Haworth, Paul F.; McGrady, Michael J. (2002): Predicting home range use by golden eagles *Aquila chrysaetos* in western Scotland. In: *Avian Science* 2 (4), S. 183–198, zuletzt geprüft am 13.01.2015.
- Mclsaac, H. P. (2001): Raptor acuity and wind turbine blade conspicuity. In: *Proceedings of the National Avian-Wind Power Planning Meeting* (4), S. 59–87.
- Meschede, Angelika; Heller, Klaus-Gerhard; Leitzl, Rudolf (2002): Ökologie und Schutz von Fledermäusen in Wäldern. Hg. v. Bundesamt für Naturschutz (BfN) (Schriftenreihe Landschaftspflege und Naturschutz, 66).
- Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (MELUR); Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (LLUR) (2013): Errichtung 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.
- Mollet, P.; Stadler, B.; Bollmann, K. (2008): Aktionsplan Auerhuhn Schweiz. Artenförderung Vögel Schweiz. Umwelt-Vollzug Nr. 0804. Bundesamt für Umwelt, Schweizerische Vogelwarte, Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz, Bern, Sempach und Zürich.
- Morinha, Francisco; Travassos, Paulo; Seixas, Fernanda; Martins, Ana; Bastos, Rita; Carvalho, Diogo et al. (2014): Differential mortality of birds killed at wind farms in Northern Portugal. In: *Bird Study* 61 (2), S. 255–259. DOI: 10.1080/00063657.2014.883357.



- National Research Council (NRC) (2002): Weather radar technology beyond NEXRAD. Hg. v. The National Academies Press. Washington, D.C., USA.
- Nicholls, Barry; Racey, Paul A. (2007): Bats Avoid Radar Installations: Could Electromagnetic Fields Deter Bats from Colliding with Wind Turbines? In: *PLoS ONE* 2 (3), S. e297 EP -. DOI: 10.1371/journal.pone.0000297.
- Nicholls, Barry; Racey, Paul A. (2009): The Aversive Effect of Electromagnetic Radiation on Foraging Bats—A Possible Means of Discouraging Bats from Approaching Wind Turbines. In: *PLoS ONE* 4 (7), S. e6246 EP -. DOI: 10.1371/journal.pone.0006246.
- Niermann, Ivo; Brinkmann, Robert; Korner-Nievergelt, Fränzi; Behr, Oliver (2011): Windbedingte Verdriftungen von Fledermausschlagopfern an Windenergieanlagen - ein Diskussionsbeitrag zur Methodik der Schlagopfersuche. In: Robert Brinkmann, Oliver Behr, Ivo Niermann und Michael Reich (Hg.): Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen. Ergebnisse eines Forschungsvorhabens. Göttingen: Cuvillier (Umwelt und Raum, 4), S. 116–129.
- Orloff, Susan; Flannery, Anne; County, Alameda; County, Contra Costa; County, Solano (1992): Wind Turbine Effects on Avian Activity, Habitat Use, and Mortality in Altamont Pass and Solano County Wind Resource Areas, 1989-1991. Final Report. California Energy Commission.
- Paula, Anabela; Santos, Joana; Cordeiro, Ana; Costa, Hugo M.; Mascarenhas, Miguel; Reis, Christina (2011): Managing Habitat for Prey Recovery – an off-site Mitigation Tool for Wind Farms' Impacts on top Avian Predators. In: Roel May und Kjetil Bevanger (Hg.): Proceedings. Conference on Wind energy and Wildlife impacts. NINA Report 693. Conference on Wind energy and Wildlife impacts, 2-5 May 2011. Norwegian Institute for Nature Research. Trondheim, Norway, S. 44.
- Pearce-Higgins, James W.; Stephen, Leigh; Douse, Andy; Langston, Rowena H. W. (2012): Greater impacts of wind farms on bird populations during construction than subsequent operation: results of a multi-site and multi-species analysis. In: *J Appl Ecol* 49 (2), S. 386–394. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2012.02110.x.
- Pearce-Higgins, James W.; Stephen, Leigh; Langston, Rowena H. W.; Bainbridge, Ian P.; Bullman, Rhys (2009): The distribution of breeding birds around upland wind farms. In: *J Appl Ecol* 46 (6), S. 1323–1331. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2009.01715.x.
- Pearce-Higgins, James W.; Stephen, Leigh; Langston, Rowena H. W.; Bright, Jenny (2008): Assessing the cumulative impacts of wind farms on peatland birds: a case study of golden plover *Pluvialis apricaria* in Scotland. In: *Mires and Peat* 4.
- Pennycook, C.J (1989): Bird flight performance: a practical calculation manual. New York: Oxford University Press.
- Piorkowski, Martin D.; O'Connell, Timothy J. (2010): Spatial Pattern of Summer Bat Mortality from Collisions with Wind Turbines in Mixed-grass Prairie. In: *Am Midl Nat* 164 (2), S. 260–269. DOI: 10.1674/0003-0031-164.2.260.



- Planungsgruppe für Natur und Landschaft GbR (PNL) (2012): Abgrenzung relevanter Räume für windkraftempfindliche Vogelarten in Hessen.
- Poot, Hanneke; Ens, Bruno J.; Vries, Han de; Donners, Maurice A. H.; Wernand, Marcel R.; Marquenie, Joop M. (2008): Green Light for Nocturnally Migrating Birds. In: *Ecology and Society* (13), S. 47, zuletzt geprüft am 16.10.2014.
- Potiek, Astrid; Krüger, Oliver (2015): Effects of collisions with wind turbines for population trends of three longlived raptor species. Poster. CWW 2015. Berlin, 10.03.2015.
- Pruett, Christin L.; Patten, Michael A.; Wolfe, Donald H. (2009a): Avoidance Behavior by Prairie Grouse: Implications for Development of Wind Energy. In: *Conservation Biology* 23 (5), S. 1253–1259. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2009.01254.x.
- Pruett, Christin L.; Patten, Michael A.; Wolfe, Donald H. (2009b): It's Not Easy Being Green: Wind Energy and a Declining Grassland Bird. In: *BioScience* 59 (3), S. 257–262. DOI: 10.1525/bio.2009.59.3.10.
- Rasran, Leonid; Dürr, Tobias (2013): Kollisionsrisiken von Greifvögeln an Windenergieanlagen. In: 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. Bergenhäuser, Berlin, Husum, S. 263–286.
- Rasran, Leonid; Hötker, Hermann; Dürr, T. (2010): Teilprojekt Totfundanalyse. Analyse der Kollisionsumstände von Greifvögeln mit Windkraftanlagen. Michael-Otto-Institut; Staatliche Vogelschutzwarte Brandenburg. Naturschutzbund Deutschland e.V. (NABU), 08.11.2010, zuletzt geprüft am 20.10.2014.
- Redell, David; Arnett, Edward B.; Hayes, John P.; Huso, Manuela M. P. (2006): Patterns of pre-construction bat activity determined using acoustic monitoring at a proposed wind facility in south-central Wisconsin. A final report submitted to the Bats and Wind Energy Cooperative. Annual Report. Unter Mitarbeit von Michael Watt, Angela Engelman und Annemarie Kalson. Hg. v. Bat Conservation International. Austin, Texas, USA, zuletzt geprüft am 25.06.2013.
- Reers, Hendrik; Brinkmann, Robert (2015): Bat activity at nacelle height over forest. CWW 2015. TU Berlin. Berlin, 10.03.2015, zuletzt geprüft am 22.05.2015.
- Rees, Eileen C. (2012): Impacts of wind farms on swans and geese. A review. In: Eileen C. Rees (Hg.): *Wildfowl 62*. Unter Mitarbeit von Anthony David Fox. Slimbridge, Gloucestershire: Wildfowl & Wetlands Trust (62), S. 37–72. Online verfügbar unter http://www.wwt.org.uk/uploads/documents/1354572544_Wildfowl62.pdf#page=41, zuletzt geprüft am 26.08.2013.
- Reichenbach, Marc; Handke, Klaus; Sinning, F. (2004): Der Stand des Wissens zur Empfindlichkeit von Vogelarten gegenüber Störungswirkungen von Windenergieanlagen. *Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz* 7: 229-243.
- Reichenbach, Marc; Steinborn, Hanjo (2006): Windkraft, Vögel, Lebensräume—Ergebnisse einer fünf-



- jährigen BACI-Studie zum Einfluss von Windkraftanlagen und Habitatparametern auf Wiesen-
vögel. In: *Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen* 32, S. 243–259.
- Rentzing, Sascha (2015): Turmentwickler mit hohen Zielen. In: *Neue Energie* (4), S. 60–62.
- Robson, P. (2011): Review of Hen Harrier breeding and flight activity near a windfarm in Argyll. Hg. v.
Norwegian Institute for Nature Research (NINA). Trondheim, Norway, zuletzt geprüft am
16.10.2014.
- Rodrigues, L.; Bach, L.; Dubourg-Savage, M.-J.; Karapandza, B.; Kovac, D.; Kervyn, T. et al. (2015):
Guidelines for consideration of bats in wind farm projects - Revision 2014. EUROBATS Publi-
cation Series No. 6.
- Rollins, K. E.; Meyerholz, D. K.; Johnson, Gregory D.; Capparella, A. P.; Loew, S. S. (2012): A Forensic
Investigation Into the Etiology of Bat Mortality at a Wind Farm: Barotrauma or Traumatic In-
jury? In: *Veterinary Pathology Online* 49 (2), S. 362–371.
- Runge, H.; Simon, M.; Widdig, T. (2010): Rahmenbedingungen für die Wirksamkeit von Maßnahmen
des Artenschutzes bei Infrastrukturvorhaben. Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz
und Reaktorsicherheit im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz - FKZ 3507 82 080.
- Rydell, Jens; Bach, Lothar; Dubourg-Savage, Marie-Jo; Green, Martin; Rodrigues, Luísa; Hedenström,
Anders (2010a): Bat Mortality at Wind Turbines in Northwestern Europe. In: *Acta Chiroptero-
logica* 12 (2), S. 261–274. DOI: 10.3161/150811010X537846.
- Rydell, Jens; Bach, Lothar; Dubourg-Savage, Marie-Jo; Green, Martin; Rodrigues, Luísa; Hedenström,
Anders (2010b): Mortality of bats at wind turbines links to nocturnal insect migration? In: *Eur
J Wildl Res* 56 (6), S. 823–827. DOI: 10.1007/s10344-010-0444-3.
- Rydell, Jens; Engström, Henri; Hedenström, Anders; Larsen, Jesper Kyed; Pettersson, J. Green M.
(2012): The effect of wind power on birds and bats. A synthesis. Swedish Environmental Pro-
tection Agency. Stockholm.
- Schaub, Michael (2012): Spatial distribution of wind turbines is crucial for the survival of red kite
populations. In: *Biol Conser* 155 (0), S. 111–118. DOI: 10.1016/j.biocon.2012.06.021.
- Schaub, Michael; Aebischer, Adrian; Gimenez, Olivier; Berger, Silvia; Arlettaz, Raphaël (2010): Mas-
sive immigration balances high anthropogenic mortality in a stable eagle owl population: Les-
sons for conservation. In: *Biological Conservation* 143 (8), S. 1911–1918. DOI:
10.1016/j.biocon.2010.04.047.
- Schuster, Eva; Bulling, Lea; Köppel, Johann (2015): Consolidating the state of knowledge - a synopti-
cal review of wind energy's wildlife effect on- an offshore. In: *Environmental Management*, S.
1–32. DOI: 10.1007/s00267-015-0501-5.
- Seaton, R.; Barea, L. P. (2013): The New Zealand falcon and wind farms: a risk assessment framework.
In: *N Z J Zool* 40 (1), S. 16–27. DOI: 10.1080/03014223.2012.754361.
- Sheffield, Lisa M.; Craik, Jamie R.; Edge, W. Daniel; Wang, Guiming (2001): Response of American
kestrels and gray-tailed voles to vegetation height and supplemental perches. In: *Can. J. Zool.*



79 (3), S. 380–385. DOI: 10.1139/cjz-79-3-380.

- Sheppard, J. K.; McGann, A.; Lanzone, M.; Walsh, A.; Wallace, M.; Swaisgood, R. (2014): Curtailing Avian Impacts with Wind Turbines using GSM/GPS Tracking Telemetry that Incorporates Autonomous Geofence Alerts. NWCC Research Meeting X. Broomfield, Colorado, 2014. Online verfügbar unter https://nationalwind.org/wp-content/uploads/2014/04/40_Sheppard.pdf, zuletzt geprüft am 11.01. 2015.
- Skiba, R. (2003): Europäische Fledermäuse. Die Neue Brehm-Bücherei, Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben.
- Smallwood, K. S.; Thelander, C. G. (2005): Bird Mortality at the Altamont Pass Wind Resource Area: March 1998 - September 2001, zuletzt geprüft am 28.10.2014.
- Smallwood, K. Shawn (2007): Estimating Wind Turbine–Caused Bird Mortality. In: *J Wildl Manage* 71 (8), S. 2781–2791. DOI: 10.2193/2007-006.
- Smallwood, K. Shawn (2008): Wind power company compliance with mitigation plans in the Altamont Pass Resource Area. In: *Environmental & Energy Law & Policy Journal* (2), S. 229–285, zuletzt geprüft am 17.10.2014.
- Smallwood, K. Shawn; Neher, Lee (2008): Map-Based Repowering of the Altamont Pass Wind Resource Area Based on Burrowing Owl Burrows, Raptor Flights, and Collisions with Wind Turbines. California Energy Commission; PIER Energy-Related Environmental Research Program. Online verfügbar unter <http://www.energy.ca.gov/2009publications/CEC-500-2009-065/CEC-500-2009-065.PDF>, zuletzt ge-prüft am 11.06.2013.
- Smallwood, K. Shawn; Rugge, L. M.; Morrison, Michael L. (2009): Influence of Behavior on Bird Mortality in Wind Energy Developments. In: *J Wildl Manage* 73 (7), S. 1082–1098. DOI: 10.2193/2008-555.
- Smallwood, K. Shawn; Thelander, Carl G. (2004): Developing methods to reduce bird mortality in the Altamont Pass Wind Resource Area. Hg. v. BioResource Consultants. Online verfügbar unter http://www.energy.ca.gov/reports/500-04-052/500-04-052_00_EXEC_SUM.PDF.
- Smallwood, K. Shawn; Thelander, Carl G. (2008): Bird Mortality in the Altamont Pass Wind Resource Area, California. In: *J Wildl Manage* 72 (1), S. 215–223. DOI: 10.2193/2007-032.
- Smallwood, Shawn (2015): The Challenges of Repowering. CWW 2015. Berlin, 10.03.2015.
- SNH (2014): Guidance: Recommended bird survey methods to inform impact assessment of onshore wind farms.
- Steinborn, Hanjo; Jachmann, Klaas Felix; Menke, Kerstin; Reichenbach, Marc (2015): Impact of Wind Turbines on Woodland Birds. Results of a three year study in Germany. CWW 2015. ARSU GmbH, 10.03.2015.
- Steinborn, Hanjo; Reichenbach, Marc (2011a): Kiebitz und Windkraftanlagen. Ergebnisse aus einer siebenjährigen Studie im südlichen Ostfriesland. In: *Naturschutz und Landschaftsplanung* 43 (9), S. 261–270.



- Steinborn, Hanjo; Reichenbach, Marc (2011b): Kranichzug und Windenergie – Zugplanbeobachtungen im Landkreis Uelzen. In: *Naturkundliche Beiträge Landkreis Uelzen* (3), S. 113–127, zuletzt geprüft am 15.10.2013.
- Steinborn, Hanjo; Reichenbach, Marc; Timmermann, Hanna (2011): Windkraft - Vögel - Lebensräume. Ergebnisse einer siebenjährigen Studie zum Einfluss von Windkraftanlagen und Habitatparametern auf Wiesenvögel. Eine Publikation der ARSU GmbH.
- Sterner, Dave (2002): A roadmap for PIER research on avian collisions with wind turbines in California. Hg. v. California Energy Commission.
- Stiftung Fledermausschutz (2011a): Medienmitteilung „Fledermaus des Monats“ – März: Weissrandfledermaus.
- Stiftung Fledermausschutz (2011b): Medienmitteilung „Fledermaus des Monats“ – September: Alpenfledermaus.
- Strickland, M. Dale; Arnett, Edward B.; Erickson, Wallace P.; Johnson, D. H.; Johnson, Gregory D.; Morrison, Michael L. et al. (2011): Comprehensive Guide to Studying Wind Energy/Wildlife Interactions. Prepared for the National Wind Coordinating Collaborative. Hg. v. National Wind Coordinating Committee (NWCC). Washington, D.C, USA.
- Szewczak, Joseph M.; Arnett, Edward B. (2007): Field Test Results of a Potential Acoustic Deterrent to Reduce Bat Mortality from Wind Turbines.
- Thelander, Carl G.; Smallwood, K. Shawn; Ruge, Lourdes (2003): Bird Risk Behaviors and Fatalities at the Altamont Wind Resource Area. Period of Performance: March 1998--December 2000. Hg. v. National Renewable Energy Laboratory (NREL), zuletzt geprüft am 13.01.2015.
- Trierweiler, Christiane (2010): Travels to feed and food to breed. The annual cycle of a migratory raptor, Montagu's harrier, in a modern world. Unter Mitarbeit von J. Komdeur und B. Koks. Groningen (Dissertation).
- U.S. Fish and Wildlife Service (2003): Interim Guidelines to Avoid and Minimize Wildlife Impacts from Wind Turbines, zuletzt geprüft am 25.11.2014.
- Voigt, Christian C.; Popa-Lisseanu, Ana G.; Niermann, Ivo; Kramer-Schadt, Stephanie (2012): The catchment area of wind farms for European bats: A plea for international regulations. In: *Biol Conser* 153, S. 80–86. DOI: 10.1016/j.biocon.2012.04.027.
- Walker, D.; McGrady, Michael; McCluskie, A.; Madders, M.; McLeod, David R. A. (2005): Resident Golden Eagle ranging behaviour before and after construction of a windfarm in Argyll. In: *Scottish Birds (SB)* (25), S. 24–40, zuletzt geprüft am 16.10.2014.
- Walters, Kimberly; Kosciuch, Karl; Jones, Jason (2013): A Critical Review of the Effects of Tall Structures on Birds. In: Naturvårdsverket (Hg.): Book of Abstracts. Conference on Wind Power and Environmental Impacts Stockholm 5-7 February. Conference on Wind Power and Environmental Impacts (CWE). Stockholm, 05.02.2013-07.02.2013. Stockholm, Sweden (Report, 6546), S. 106.



- Weitekamp, Sabrina; Timmermann, Hanna; Reichenbach, Marc (2015): PROGRESS. Predictive modeling versus empirical data – collision numbers in relation to flight activity in 55 German wind farm seasons. CWW 2015. ARSU GmbH. Berlin, 10.03.2015.
- Whitfield, Philip D.; Leckie, M. F. (2012): Hen Harriers In The Vicinity Of Wind Farms In County Tyrone, Northern Ireland: A Review. Natural Research Projects Ltd. Banchoy, UK.
- Winder, Virginia L.; McNew, Lance B.; Gregory, Andrew J.; Hunt, Lyla M.; Wisely, Samantha M.; Sandercock, Brett K. (2013): Effects of wind energy development on survival of female greater prairie-chickens. In: *J Appl Ecol*, S. n/a. DOI: 10.1111/1365-2664.12184.
- Worm, Stephan (2014): Der Einfluss der farblichen Gestaltung der Masten von Windenergieanlagen auf das Anflugrisiko von Vögeln in der Agrarlandschaft. Masterarbeit. Universität Potsdam, Potsdam. Institut für Biochemie und Biologie.
- Zahn, Andreas; Lustig, Anika; Hammer, Matthias (2014): Potenzielle Auswirkungen von Windenergieanlagen auf Fledermauspopulationen. In: *ANLIEGEN Natur* 36 (1). Online verfügbar unter http://www.anl.bayern.de/publikationen/anliegen/doc/an36100volltext_2014.pdf, zuletzt geprüft am 07.05.2014.
- Zeiler, Hubert P.; Gruenschachner-Berger, Veronika (2009): Impact of wind power plants on black grouse, *Lyrurus tetrix* in Alpine regions. In: *Folia Zoologica* 58 (2), S. 173–182. Online verfügbar unter http://www.ivb.cz/fovia/58/2/173-182_MS1449.pdf.
- Zimmerling, J. Ryan; Pomeroy, Andrea C.; d'Entremont, Marc V.; Francis, Charles M. (2013): Canadian Estimate of Bird Mortality Due to Collisions and Direct Habitat Loss Associated with Wind Turbine Developments. In: *ACE* 8 (2). DOI: 10.5751/ACE-00609-080210.



8 Anhang

Tabelle 20: Relation von Kollisionsopferzahlen an Windenergieanlagen zur Bestandsgröße in Deutschland.
Stand Juni 2015 (sortiert nach absteigender Kollisionsgefährdung)

Artname	Vogelverluste an WEA in Deutschland (Stand Juni 2015)	Korrektur- faktor	Hochgerechnete Kollisionsopfer	Bestandsgröße Dtl.	1 Kollisionsopfer pro x Individuen
Seeadler	108	2	216	1.500	6,9
Rotmilan	270	6	1620	24.000	14,8
Schreiadler	4	2	8	204	25,5
Wanderfalke	10	6	60	1.650	27,5
Fischadler	16	2	32	1.003	31,3
Wiesenweihe	2	6	12	880	73,3
Schwarzmilan	28	6	168	12.500	74,4
Uhu	16	2	32	2.900	90,6
Grauwammer	28	20	560	52.000	92,9
Mäusebussard	332	6	1992	187.000	93,9
Weißstorch	45	2	90	8.500	94,4
Rohrweihe	18	6	108	13.800	127,8
Kolkrabe	24	6	144	22.000	152,8
Silbermöwe	95	6	570	89.000	156,1
Sturmmöwe	45	6	270	45.000	166,7
Baumfalke	10	6	60	12.000	200,0
Raubwürger	1	20	20	4.300	215,0
Schwarzstorch	2	2	4	1.030	257,5
Trauerseeschwalbe	1	6	6	1.550	258,3
Turmfalke	66	6	396	108.000	272,7
Wespenbussard	7	6	42	12.000	285,7
Rohrdommel	2	2	4	1.220	305,0
Heringsmöwe	39	6	234	76.000	324,8
Krickente	5	6	30	10.100	336,7
Sperber	17	6	102	36.000	352,9
Großer Brachvogel	3	6	18	6.600	366,7
Kranich	14	2	28	10.600	378,6
Mauersegler	92	20	1840	720.000	391,3
Lachmöwe	120	6	720	290.000	402,8
Habicht	7	6	42	24.000	571,4
Schleiereule	9	6	54	31.000	574,1
Höckerschwan	18	2	36	21.500	597,2
Neuntöter	19	20	380	270.000	710,5
Stockente	133	6	798	620.000	776,9
Löffelente	1	6	6	4.800	800,0
Heidelerche	5	20	100	80.000	800,0
Bekassine	2	6	12	12.300	1.025,0
Waldohreule	8	6	48	58.000	1.208,3
Birkenzeisig	1	20	20	26.000	1.300,0
Braunkehlchen	3	20	60	80.000	1.333,3
Kiebitz	18	6	108	151.000	1.398,1



Artname	Vogelverluste an WEA in Deutschland (Stand Juni 2015)	Korrektur- faktor	Hochgerechnete Kollisionsopfer	Bestandsgröße Dtl.	1 Kollisionsopfer pro x Individuen
Waldschnepfe	5	6	30	50.000	1.666,7
Flussregenpfeifer	1	6	6	10.200	1.700,0
Wintergoldhähnchen	55	20	1100	2.120.000	1.927,3
Wasserralle	2	6	12	24.000	2.000,0
Schafstelze	6	20	120	270.000	2.250,0
Graugans	8	2	16	37.000	2.312,5
Schnatterente	1	6	6	15.000	2.500,0
Graureiher	11	2	22	55.000	2.500,0
Austernfischer	4	6	24	62.000	2.583,3
Hohltaube	8	6	48	124.000	2.583,3
Wachtel	1	20	20	56.000	2.800,0
Star	83	20	1660	5.100.000	3.072,3
Feldlerche	83	20	1660	5.300.000	3.192,8
Wacholderdrossel	12	20	240	770.000	3.208,3
Uferschwalbe	4	20	80	268.000	3.350,0
Mehlschwalbe	29	20	580	2.030.000	3.500,0
Flusseeeschwalbe	1	6	6	22.000	3.666,7
Sommergoldhähnchen	21	20	420	1.580.000	3.761,9
Saatkrähe	6	6	36	138.000	3.833,3
Blessralle	8	6	48	208.000	4.333,3
Reiherente	1	6	6	27.000	4.500,0
Bluthänfling	1	20	20	100.000	5.000,0
Trauerschnäpper	4	20	80	430.000	5.375,0
Goldammer	29	20	580	3.200.000	5.517,2
Kernbeißer	4	20	80	470.000	5.875,0
Kormoran	4	2	8	47.200	5.900,0
Rauchschwalbe	20	20	400	2.400.000	6.000,0
Brandgans	1	2	2	12.600	6.300,0
Ringeltaube	114	6	684	4.800.000	7.017,5
Eichelhäher	7	20	140	1.000.000	7.142,9
Waldkauz	3	6	18	134.000	7.444,4
Kuckuck	3	6	18	157.000	8.722,2
Feldsperling	14	20	280	2.600.000	9.285,7
Bachstelze	8	20	160	1.520.000	9.500,0
Rebhuhn	3	6	18	179.000	9.944,4
Nachtigall	1	20	20	214.000	10.700,0
Baumpieper	5	20	100	1.200.000	12.000,0
Teichralle	1	6	6	74.000	12.333,3
Rotkehlchen	25	20	500	6.200.000	12.400,0
Gartenrotschwanz	1	20	20	270.000	13.500,0
Singdrossel	12	20	240	3.400.000	14.166,7
Waldbaumläufer	2	20	40	600.000	15.000,0
Rohrhammer	2	20	40	680.000	17.000,0
Dohle	2	6	12	210.000	17.500,0
Grünspecht	1	6	6	120.000	20.000,0
Stieglitz	2	20	40	860.000	21.500,0



Artname	Vogelverluste an WEA in Deutschland (Stand Juni 2015)	Korrektur- faktor	Hochgerechnete Kollisionsopfer	Bestandsgröße Dtl.	1 Kollisionsopfer pro x Individuen
Schwanzmeise	1	20	20	460.000	23.000,0
Grünfink	8	20	160	4.300.000	26.875,0
Türkentaube	3	6	18	600.000	33.333,3
Elster	3	6	18	640.000	35.555,6
Misteldrossel	1	20	20	730.000	36.500,0
Klappergrasmücke	1	20	20	750.000	37.500,0
Kleiber	2	20	40	1.680.000	42.000,0
Blaumeise	7	20	140	5.900.000	42.142,9
Mönchsgrasmücke	6	20	120	5.900.000	49.166,7
Tannenmeise	3	20	60	3.300.000	55.000,0
Sumpfrohrsänger	1	20	20	1.130.000	56.500,0
Dorngrasmücke	1	20	20	1.130.000	56.500,0
Fitis	3	20	60	4.200.000	70.000,0
Zaunkönig	3	20	60	4.500.000	75.000,0
Buchfink	13	20	260	20.200.000	77.692,3
Kohlmeise	6	20	120	10.300.000	85.833,3
Amsel	7	20	140	14.900.000	106.428,6
Buntspecht	2	6	12	1.290.000	107.500,0
Zilpzalp	2	20	40	6.500.000	162.500,0
Fichtenkreuzschnabel	1	20	20	4.300.000	215.000,0
Hausperling	3	20	60	16.600.000	276.666,7

Tabelle 21: Vogelverluste an Windenergieanlagen / bird fatalities at windturbines in Europe. Daten aus der zentralen Fundkartei der Staatlichen Vogelschutzwarte im Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg. Stand 01.06.2015

Art	A	BE	BG	CR	CZ	D	DK	E	EST	FR	GB	GR	NL	N	P	PL	RO	S	ges.	
<i>Gyps fulvus</i> Gänsegeier			1					1877				4							2	1882
<i>Larus argentatus</i> Silbermöwe		797				95		1			37		8							940
<i>Larus ridibundus</i> Lachmöwe	4	329				120		2		33	9		29			1				527
<i>Falco tinnunculus</i> Turmfalke	28	5				66		273		16			4		20	2				414
<i>Buteo buteo</i> Mäusebussard	15					332		31		5		3			3	4		3		396
<i>Milvus milvus</i> Rotmilan						270	1	29		6	3							12		321
<i>Emberiza calandra</i> Grauammer						28		252		2					20					302
<i>Alauda arvensis</i> Feldlerche	23					83		89		19		1	2		44	9				270
<i>Larus fuscus</i> Heringsmöwe		202				39		4		1	1		1							248
<i>Anas platyrhynchos</i> Stockente	4	48				133		36		2			7	3	1	13				247
<i>Apus apus</i> Mauersegler	14	2				92	1	75		23		2	1		5			3		218
<i>Sylvia atricapilla</i> Mönchsgrasmücke	1					6		184				2								193
<i>Galerida theklae</i> Theklalerche								182							5					187
<i>Haliaeetus albicilla</i> Seeadler	1					108	1		1				1	39		4		24		179
<i>Sterna hirundo</i> Flusseeschwalbe		162				1														163
<i>Columba palumbus</i> Ringeltaube	5	12				114		14		6			3			2		1		157
<i>Turdus philomelos</i> Singdrossel		12				12		129				2	1					1		157
<i>Sturnus vulgaris</i> Star	9	26				83		8		12			16	1		2				157
<i>Delichon urbica</i> Mehlschwalbe	1					29		42		3		25	1		40			6		147
<i>Erithacus rubecula</i> Rotkehlchen		1				25		79		6		2	1		3	1		4		122
<i>Alectoris rufa</i> Rothuhn								115		1					3					119
<i>Milvus migrans</i> Schwarzmilan						28		71		13										112
<i>Columba livia f. domestica</i> Haustaube	26	19				54		7		3			1							110
<i>Galerida cristata</i> Haubenlerche								105		1		2			1					109
<i>Regulus ignicapillus</i> Sommergoldhähnchen	1				1	21		45		31					2					101



Art	A	BE	BG	CR	CZ	D	DK	E	EST	FR	GB	GR	NL	N	P	PL	RO	S	ges.
<i>Passer domesticus</i> Haussperling	1					3		82		11			3		1				101
<i>Bubulcus ibis</i> Kuhreiher								96							4				100
<i>Sturnus unicolor</i> Einfarbstar								96											96
<i>Lullula arborea</i> Heidelerche						5		62				17			7				91
<i>Passeres spec.</i> Singvogel unbest.	11					22		26		7	14		4	3		3			90
<i>Phasianus colchicus</i> Fasan	62	4				19		2					2						89
<i>Regulus regulus</i> Wintergoldhähnchen	14	1				55		5		4			3			6			88
<i>Ciconia ciconia</i> Weißstorch	1					45		41											87
<i>Melanocorypha calandra</i> Kalanderlerche								75											75
<i>Larus marinus</i> Mantelmöwe		22				2				1	48			1					74
<i>Corvus corone</i> Aaskrähe	6	1				38	1	12		3				10	2			1	74
<i>Turdus merula</i> Amsel	2	1				7		43				6			1			4	64
<i>Regulus spec.</i> Goldhähnchen unbest.	2					10				1			3					48	64
<i>Falco naumanni</i> Rötelfalke								60		1									61
<i>Larus canus</i> Sturmmöwe	2	6				45	1						4					2	60
<i>Circaetus gallicus</i> Schlangenadler								54				2							56
<i>Ficedula hypoleuca</i> Trauerschnäpper						4		37		8			1		1				51
<i>Larus cachinnans</i> Steppenmöwe	1		1			2		45											49
<i>Hieraaetus pennatus</i> Zwergadler								44				1							45
<i>Pica pica</i> Elster	6	2				3		33											44
<i>Sylvia cantillans</i> Weißbart-Grasmücke								43											43
<i>Columba spec.</i> Taube unbest.	30							9			1		2						42
<i>Phylloscopus collybita</i> Zilpzalp						2		37		3									42
<i>Fringilla coelebs</i> Buchfink						13	1	24		1		2						1	42
<i>Carduelis cannabina</i> Bluthänfling	3					1	1	24		2					10	1			42



Art	A	BE	BG	CR	CZ	D	DK	E	EST	FR	GB	GR	NL	N	P	PL	RO	S	ges.
<i>Carduelis carduelis</i>	Stieglitz					2		36		1			1		1				41
<i>Circus pygargus</i>	Wiesenweihe	1				2		23		7					7				40
<i>Motacilla alba</i>	Bachstelze		2			8		27		1			1						39
<i>Emberiza citrinella</i>	Goldammer					29		6		2						2			39
<i>Accipiter nisus</i>	Sperber	1	4			17		10		5		1							38
<i>Pluvialis apricaria</i>	Goldregenpfeifer					25		3					1	7				1	37
<i>Hirundo rustica</i>	Rauchschwalbe					20		13		1			1		1			1	37
<i>Streptopelia turtur</i>	Turteltaube	1						33		1					1				36
<i>Bubo bubo</i>	Uhu			1		16		18		1									36
<i>Lagopus lagopus</i>	Moorschneehuhn													33				1	34
<i>Perdix perdix</i>	Rebhuhn	29				3				1						1			34
<i>Circus aeruginosus</i>	Rohrweihe	3				18		9				1				2			33
<i>Larus spec.</i>	Möwe unbest.	10	1			13		1				1	2	2				2	32
<i>Coturnix coturnix</i>	Wachtel					1		26							3				30
<i>Turdus viscivorus</i>	Misteldrossel					1		27				1							29
<i>Petronia petronia</i>	Steinsperling							29											29
<i>Ardea cinerea</i>	Graureiher	1	7			11		2		1			2	4					28
<i>Anthus pratensis</i>	Wiesenpieper		5					17				1	1	1	3				28
<i>Columba livia</i>	Felsentaube							3		23			1						27
<i>Corvus corax</i>	Kolkrabe					24		3											27
<i>Cygnus olor</i>	Höckerschwan	1				18										5		1	25
<i>Sterna sandvicensis</i>	Brandseeschwalbe		25																25
<i>Apus melba</i>	Alpensegler					2		23											25
<i>Pandion haliaetus</i>	Fischadler					16		7			1								24
<i>Lanius collurio</i>	Neuntöter	1				19		1				2				1			24
<i>Fulica atra</i>	Blessralle		10			8		1					3			1			23
<i>Turdus iliacus</i>	Rotdrossel		7			2	1	11					2						23
<i>Falco subbuteo</i>	Baumfalke					10		7		4			1						22
<i>Vanellus vanellus</i>	Kiebitz		2			18							2						22



Art	A	BE	BG	CR	CZ	D	DK	E	EST	FR	GB	GR	NL	N	P	PL	RO	S	ges.
<i>Anthus campestris</i> Brachpieper								20							1				21
<i>Turdus pilaris</i> Wacholderdrossel	1					12		5		1			1	1					21
<i>Falco peregrinus</i> Wanderfalke	1	2				10		6			1								20
<i>Columba oenas</i> Hohltaube		3				8		3							6				20
<i>Lanius senator</i> Rotkopfwürger								20											20
<i>Serinus serinus</i> Girlitz								20											20
<i>Neophron percnopterus</i> Schmutzgeier								19											19
<i>Haematopus ostralegus</i> Austernfischer		5				4							7	3					19
<i>Phylloscopus trochilus</i> Fitis	1					3		14										1	19
<i>Anser anser</i> Graugans	1	1				8		3					1	4					18
<i>Grus grus</i> Kranich			1			14		2								1			18
<i>Gallinago gallinago</i> Bekassine						2		1		1	1		1	11	1				18
<i>Oenanthe hispanica</i> Mittelmeer-Steinschmätzer								18											18
<i>Passer montanus</i> Feldsperling	1					14				1			1						17
<i>Aquila chrysaetos</i> Steinadler								8						1				7	16
<i>Tyto alba</i> Schleiereule						9		6								1			16
<i>Saxicola torquata</i> Schwarzkehlchen								14							2				16
<i>Corvus frugilegus</i> Saatkrähe	9					6												1	16
<i>Pernis apivorus</i> Wespenbussard						7		8											15
<i>Sterna albifrons</i> Zwergseeschwalbe		15																	15
<i>Garrulus glandarius</i> Eichelhäher						7		8											15
<i>Emberiza cia</i> Zippammer								14							1				15
<i>Somateria molissima</i> Eiderente						1					12							1	14
<i>Burhinus oedicephalus</i> Triel								14											14
<i>Larus michahellis</i> Mittelmeermöwe	1							11		2									14



Art		A	BE	BG	CR	CZ	D	DK	E	EST	FR	GB	GR	NL	N	P	PL	RO	S	ges.	
<i>Streptopelia de-cao</i>	Türkentaube	4					3		2		5										14
<i>Oenanthe oenanthe</i>	Steinschmätzer						3		7				3		1						14
<i>Sylvia undata</i>	Provencegrasmücke								11							3					14
<i>Parus caeruleus</i>	Blaumeise	2					7		3		1			1							14
<i>Asio otus</i>	Waldohreule	1					8		2		2										13
<i>Apus pallidus</i>	Fahlsegler								12							1					13
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	Teichrohrsänger								13												13
<i>Coloeus monedula</i>	Dohle		1				2		9					1							13
<i>Carduelis chloris</i>	Grünfink						8		3		2										13
<i>Phoenicurus ochrorus</i>	Hausrotschwanz	1							11												12
<i>Accipiter gentilis</i>	Habicht						7		4												11
<i>Gallinula chloropus</i>	Teichralle						1		8		1			1							11
<i>Scolopax rusticola</i>	Waldschnepfe	1	1				5		2				1						1		11
<i>Merops apiaster</i>	Bienenfresser	1							9							1					11
<i>Hippolais polyglotta</i>	Orpheusspötter						1		10												11
<i>Sylvia melanocephala</i>	Samtkopfgrasmücke								10				1								11
<i>Sylvia borin</i>	Gartengrasmücke								11												11
<i>Anas crecca</i>	Krickente		2				5							1	2						10
<i>Rissa tridactyla</i>	Dreizehenmöwe		3						5			1			1						10
<i>Cuculus canorus</i>	Kuckuck						3		6				1								10
<i>Passer spec.</i>	Sperling unbest.										10										10
<i>Phalacrocorax carbo</i>	Kormoran						4		4			1									9
<i>Falconiformes spec.</i>	Greifvogel unbest.						2		6				1								9
<i>Upupa epops</i>	Wiedehopf								7				1			1					9
<i>Anthus trivialis</i>	Baumpieper						5		2		2										9
<i>Parus major</i>	Kohlmeise						6		3												9



Art	A	BE	BG	CR	CZ	D	DK	E	EST	FR	GB	GR	NL	N	P	PL	RO	S	ges.
<i>Anas spec.</i> Ente unbest.						3				2			1			2			8
<i>Riparia riparia</i> Uferschwalbe						4		3				1							8
<i>Anthus spinoletta</i> Strandpieper								7							1				8
<i>Motacilla flava</i> Wiesenschafstelze						6		1		1									8
<i>Corvus spec.</i> Krähe unbest.	3					4		1											8
<i>Emberiza cirrus</i> Zaunammer								6							2				8
<i>Alauda spec.</i> Lerche unbest.								7											7
<i>Ptyonoprogne rupestris</i> Felsenschwalbe								7											7
<i>Locustella naevia</i> Feldschwirl								6		1									7
<i>Ciconia nigra</i> Schwarzstorch						2		3		1									6
<i>Branta leucopsis</i> Weißwangengans						6													6
<i>Aquila pomarina</i> Schreiadler						4											2		6
<i>Lyrurus tetrix</i> Birkhuhn	6																		6
<i>Clamator glandarius</i> Häherkuckuck								6											6
<i>Strix aluco</i> Waldkauz						3		3											6
<i>Calandrella brachydactyla</i> Kurzzechenlerche								5							1				6
<i>Luscinia megarhynchos</i> Nachtigall						1		5											6
<i>Phoenicurus phoenicurus</i> Gartenrotschwanz						1		5											6
<i>Turdus spec.</i> Drossel unbest.		1					1	2				1	1						6
<i>Phylloscopus ibericus</i> Iberischer Zilpzalp								2							4				6
<i>Egretta garzetta</i> Seidenreiher								3		2									5
<i>Cygnus cygnus / olor</i> Schwan unbest.						5													5
<i>Tadorna tadorna</i> Brandgans		2				1				1			1						5
<i>Circus cyaneus</i> Kornweihe								1			3			1				1	5
<i>Tringa totanus</i> Rotschenkel		3												1				1	5



Art		A	BE	BG	CR	CZ	D	DK	E	EST	FR	GB	GR	NL	N	P	PL	RO	S	ges.
<i>Troglodytes troglodytes</i>	Zaunkönig						3		1				1							5
<i>Saxicola rubetra</i>	Braunkehlchen	1					3		1											5
<i>Sylvia conspicillata</i>	Brillengrasmücke								5											5
<i>Phylloscopus spec.</i>	Laubsänger unbest.								5											5
<i>Loxia curvirostra</i>	Fichtenkreuzschnabel						1		4											5
<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	Kernbeißer						4						1							5
<i>Emberiza schoeniclus</i>	Rohrhammer						2		3											5
<i>Anser albifrons</i>	Blessgans						4													4
<i>Falco columbarius</i>	Merlin						2		1						1					4
<i>Rallus aquaticus</i>	Wasserralle						2		2											4
<i>Pterocles alchata</i>	Spießflughuhn								4											4
<i>Athene noctua</i>	Steinkauz								4											4
<i>Picus viridis</i>	Grünspecht						1		2							1				4
<i>Cisticola juncidis</i>	Cistensänger								2							2				4
<i>Sylvia hortensis</i>	Orpheusgrasmücke								4											4
<i>Parus ater</i>	Tannenmeise						3				1									4
<i>Lanius excubitor</i>	Raubwürger						1		2		1									4
<i>Lanius meridionalis</i>	Südlicher Raubwürger								4											4
<i>Botaurus stellaris</i>	Rohrdommel						2										1			3
<i>Cygnus cygnus</i>	Singschwan						2								1					3
<i>Anser fabalis</i>	Saatgans						3													3
<i>Anser albifrons / fabalis</i>	Bless-/Saatgans						3													3
<i>Anser anser f. domestica</i>	Hausgans		3																	3



Art	A	BE	BG	CR	CZ	D	DK	E	EST	FR	GB	GR	NL	N	P	PL	RO	S	ges.
<i>Anas strepera</i>	Schnatterente					1							2						3
<i>Anas clypeata</i>	Löffelente					1							1	1					3
<i>Aythya ferina</i>	Tafelente		3																3
<i>Aythya fuligula</i>	Reiherente		1			1							1						3
<i>Aegypius monachus</i>	Mönchsgeier							2				1							3
<i>Buteo lagopus</i>	Raufußbussard					3													3
<i>Otis tarda</i>	Großtrappe							3											3
<i>Calidris alpina</i>	Alpenstrandläufer					3													3
<i>Limosa limosa</i>	Uferschnepfe		3																3
<i>Numenius arquata</i>	Großer Brachvogel					3													3
<i>Arenaria interpres</i>	Steinwälzer		3																3
<i>Sterna spec.</i>	Seeschwalbe unbest.										3								3
<i>Asio flammea</i>	Sumpfohreule					2		1											3
<i>Dendrocopus major</i>	Buntspecht					2										1			3
<i>Sylvias communis</i>	Dorngrasmücke					1		1		1									3
<i>Muscicapa striata</i>	Grauschnäpper							2							1				3
<i>Fulmarus glacialis</i>	Eissturmvogel										1			1					2
<i>Cygnus columbianus bewickii</i>	Zwergschwan												2						2
<i>Anseridae spec.</i>	Gans unbest.	1											1						2
<i>Alopochen aegyptiaca</i>	Nilgans					1							1						2
<i>Anas penelope</i>	Pfeifente		1			1													2
<i>Milvus spec.</i>	Milan unbest.							2											2
<i>Alectoris chukar</i>	Chukar-Steinhuhn											2							2
<i>Numenius phaeopus</i>	Regenbrachvogel									2									2
<i>Larus melanocephalus</i>	Schwarzkopfmöwe		1							1									2
<i>Pterocles orientalis</i>	Sandflughuhn							2											2



Art	A	BE	BG	CR	CZ	D	DK	E	EST	FR	GB	GR	NL	N	P	PL	RO	S	ges.
<i>Strigiformes spec.</i>	Eule unbest.							2											2
<i>Jynx torquilla</i>	Wendehals							1							1				2
<i>Nonpasseriformes spec.</i>						1							1						2
<i>Hirundidae spec.</i>	Rauch-/Mehlschwalbe					1				1									2
<i>Monticola saxatilis</i>	Steinrötél							2											2
<i>Sitta europaea</i>	Kleiber					2													2
<i>Certhia familiaris</i>	Waldbaumläufer					2													2
<i>Oriolus oriolus</i>	Pirol							2											2
<i>Pyrhocorax pyrrhocorax</i>	Alpenkrähe							2											2
<i>Passer hispaniolensis</i>	Weidensperling							2											2
<i>Gavia stellata</i>	Sterntaucher					1													1
<i>Sula bassana</i>	Baßtöpel										1								1
<i>Pelecanus onocrotalus</i>	Rosapelikan					1													1
<i>Nycticorax nycticorax</i>	Nachtreiher							1											1
<i>Geronticus eremita</i>	Waldrapp							1											1
<i>Platalea leucorodia</i>	Löffler							1											1
<i>Branta canadensis</i>	Kanadagans												1						1
<i>Branta bernicla</i>	Ringelgans												1						1
<i>Chloephaga picta</i>	Magellangans		1																1
<i>Aythya nyroca</i>	Moorente											1							1
<i>Aythya marila</i>	Bergente												1						1
<i>Mergus serrator</i>	Mittelsäger													1					1
<i>Gyps ruepellii</i>	Sperbergeier							1											1
<i>Gyps africanus</i>	Weißrückengeier							1											1
<i>Aquila heliaca</i>	Kaiseradler	1																	1



Art	A	BE	BG	CR	CZ	D	DK	E	EST	FR	GB	GR	NL	N	P	PL	RO	S	ges.
<i>Hieraaetus fasciatus</i>	Habichtsadler							1											1
<i>Falco peregrinus x rusticolus hybride</i>	Hybrid Wander- x Gerfalke															1			1
<i>Porzana porzana</i>	Tüpfelralle							1											1
<i>Crex crex</i>	Wachtelkönig		1																1
<i>Tetrax tetrax</i>	Zwergtrappe							1											1
<i>Recurvirostra avo-setta</i>	Säbelschnäbler									1									1
<i>Glareola pratincola</i>	Rotflügel-Brachschwalbe							1											1
<i>Charadrius dubius</i>	Flussregenpfeifer					1													1
<i>Charadrius Hiaticula</i>	Sandregenpfeifer							1											1
<i>Charadrius alexandrinus</i>	Seeregenpfeifer		1																1
<i>Charadrius morinellus</i>	Mornellregenpfeifer					1													1
<i>Pluvialis squatarola</i>	Kiebitzregenpfeifer												1						1
<i>Calidris canutus</i>	Knutt							1											1
<i>Larus minutus</i>	Zwergmöwe												1						1
<i>Larus audouinii</i>	Korallenmöwe							1											1
<i>Chlidonias niger</i>	Trauerseeschwalbe					1													1
<i>Uria aalge</i>	Trottellumme					1													1
<i>Plautus alle</i>	Krabbentaucher													1					1
<i>Psittacus krameri</i>	Halsbandsittich							1											1
<i>Otus scops</i>	Zwergohreule							1											1
<i>Aegolius funereus</i>	Raufußkauz			1															1
<i>Caprimulgus europaeus</i>	Ziegenmelker							1											1
<i>Caprimulgus ruficollis</i>	Rothalsziegenmelker							1											1



Art	A	BE	BG	CR	CZ	D	DK	E	EST	FR	GB	GR	NL	N	P	PL	RO	S	ges.
<i>Hirundapus cau- datus</i>	Stachelschwanzseg- ler										1								1
<i>Dendrocopus medius</i>	Mittelspecht											1							1
<i>Dendrocopus spec.</i>	Specht unbest.											1							1
<i>Cersophilus duponti</i>	Dupontlerche							1											1
<i>Eremophila alpestris</i>	Ohrenlerche					1													1
<i>Hirundo daurica</i>	Rötelschwalbe							1											1
<i>Anthus spec.</i>	Pieper unbest.														1				1
<i>Motacilla spec.</i>	Stelze unbest.									1									1
<i>Oenanthe spec.</i>	Steinschmätzer unbest.							1											1
<i>Turdus torquatus</i>	Ringdrossel							1											1
<i>Acrocephalus palust- ris</i>	Sumpfrohrsänger					1													1
<i>Acrocephalus a- rundinaceus</i>	Drosselrohrsänger							1											1
<i>Sylvia curruca</i>	Klappergrasmücke					1													1
<i>Sylvia spec.</i>	Grasmücke unbest.									1									1
<i>Phylloscopus inor- natus</i>	Gelbbrauen- Laubsänger							1											1
<i>Phylloscopus sibila- trix</i>	Waldlaubsänger							1											1
<i>Aegothalus cau- datus</i>	Schwanzmeise					1													1
<i>Parus montanus</i>	Weidenmeise											1							1
<i>Parus spec.</i>	Meise unbest.	1																	1
<i>Cyanopica cyana</i>	Blauelster							1											1
<i>Fingilla spec.</i>	Fink unbest.							1											1
<i>Carduelis spinus</i>	Erlenzeisig														1				1
<i>Carduelis flavoristris</i>	Berghänfling													1					1



Art	A	BE	BG	CR	CZ	D	DK	E	EST	FR	GB	GR	NL	N	P	PL	RO	S	ges.
<i>Carduelis flammea</i> Birkenzeisig						1													1
<i>Loxia pytyopsittacus</i> Kiefernkreuzschnabel														1					1
<i>Plectrophenax nivalis</i> Schneeammer																1			1
<i>Emberiza hortulana</i> Ortolan															1				1
<i>Emberiza spec.</i> Ammer unbest.												1							1
	359	1771	5	1	1	2585	9	5476	1	319	139	98	148	138	222	68	2	130	11472

A = Österreich; BE = Belgien; BG = Bulgarien; CR = Croatien, CZ = Tschechien, D = Deutschland; DK = Dänemark;
E = Spanien; EST = Estland; FR = Frankreich; GB = Großbritannien; GR = Griechenland; NL = Niederlande;
N = Norwegen; P = Portugal, PL = Polen, RO = Rumänien, S = Schweden



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Eidgenössisches Departement für
Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation UVEK

Bundesamt für Energie BFE