

zh
aw



Vogelmortalität an Windenergieanlagen – Wissenschaftliche Recherche und Übertragung auf Schweizer Verhältnisse

Verfasst im Auftrag des Bundesamts für Umwelt BAFU

Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften
Institut für Umwelt und Natürliche Ressourcen
Forschungsgruppe Wildtiermanagement WILMA / ZHAW

Wädenswil, Juli 2025

Vogelmortalität an Windenergieanlagen – Wissenschaftliche Recherche und Übertragung auf Schweizer Verhältnisse

Bild Titelseite: Windenergieanlage im Neuenburger Jura (Roland Graf)

Auftraggeber

Bundesamt für Umwelt BAFU
Abteilung Biodiversität und Landschaft (BnL)
CH-3003 Bern

Autor:innen

Prof. Dr. Roland F. Graf, Dozent und Forschungsgruppenleiter
Julia Timcke, Wissenschaftliche Assistentin
Miriam Jakob, Wissenschaftliche Assistentin

Kontakt

roland.graf@zhaw.ch
+41 (0)58 934 55 78

Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften
Institut für Umwelt und Natürliche Ressourcen
Grüental, Postfach
8820 Wädenswil

Zitiervorschlag

Graf R.F., Timcke J., Jakob M. (2025). Vogelmortalität an Windenergieanlagen – Wissenschaftliche Recherche und Übertragung auf Schweizer Verhältnisse. Bericht im Auftrag des Bundesamts für Umwelt BAFU. Forschungsgruppe Wildtiermanagement, ZHAW, Wädenswil.

Für den Inhalt ist der Auftragnehmer verantwortlich.

Forschungsgruppe Wildtiermanagement / ZHAW
Wädenswil, 18.07.2025

Zusammenfassung

Mit dem Fokus auf erneuerbare Energiequellen steigt auch in der Schweiz der Druck, die Windenergie intensiver zu nutzen und neue Anlagen zu erstellen. Windenergieanlagen (WEA) können jedoch zu Lebensraumverlust und Kollisionsopfern bei Vögeln führen. Die Zusatzmortalität an WEA ist nicht direkt mit anderen menschengemachten Mortalitätsursachen wie Stromleitungen, Verkehr oder Hauskatzen vergleichbar, da unterschiedliche Ursachen unterschiedliche Lebensräume und Vogelarten betreffen. Bereits geringe zusätzliche Mortalität kann gravierende Auswirkungen auf empfindliche Populationen haben, insbesondere auf langlebige Arten mit geringer Reproduktionsrate oder kleinen Beständen. Entsprechend muss der Faktor Mortalität an WEA separat bewertet werden. Diese Studie der ZHAW im Auftrag des Bundesamts für Umwelt umfasst eine Literaturrecherche zur Vogelmortalität an WEA (Teil 1) sowie eine Übertragung der Erkenntnisse auf Schweizer Verhältnisse (Teil 2).

Teil 1 Eine europäische Datenbank umfasst über 20'000 Kollisionsopfer von mehr als 300 Vogelarten. Greifvögel sind besonders häufig unter den Kollisionsopfern zu finden, aber auch Möwen, Enten, Tauben, diverse Kleinvögel, sowie Rau- und Glatthühner, Rabenvögel, Schreitvögel und Eulen. Für die Schweiz sind 109 Kollisionsopfer dokumentiert, darunter vor allem Kleinvogelarten wie Grasmücken, Stelzen, Schnäpper und Pieper. Die Daten stammen fast ausschliesslich von zwei Erhebungen, einer systematischen Erhebung bei der Anlage Le Peuchapatte (JU) und einer Zufallserhebung bei San Gottardo (TI). Um Mortalitätszahlen bewerten zu können, müssen sie ins Verhältnis zur lokalen Vogelpopulation respektive zum Vogelzug im Bereich der Anlage gestellt werden. Das ist methodisch möglich, jedoch anspruchsvoll und mit Unsicherheiten verbunden. Das Kollisionsrisiko mit WEA hängt stark vom Standort ab, insbesondere in der Nähe von Schutzgebieten, Rastplätzen oder Zugkorridoren. Auch topografische Strukturen wie Täler oder Thermiklagen erhöhen das Risiko. Weitere Einflussfaktoren sind Grösse und Höhe der Anlagen, Rotorgeschwindigkeit, Anordnung im Raum und nächtliche Beleuchtung, die ziehende Vogelarten anziehen kann. Auch die artspezifische Flughöhe in Zusammenhang mit Wetter und Wind sowie saisonale Faktoren (Zugzeiten, Brut) beeinflussen das Risiko. Technische Ansätze zur Reduktion umfassen Bemalung der Rotorblätter oder Türme, temporäre Abschaltung oder visuelle und akustische Abschreckung.

Teil 2 Anfang 2025 waren in der Schweiz 47 WEA an 13 Standorten in Betrieb. Etwa 150 Anlagen standen im Bewilligungsverfahren, rund 240 in Planung. Die komplexe Topografie und kleinräumige Landschaft der Schweiz erschweren eine konfliktarme Standortwahl. Die Schweiz liegt im Zentrum einer der wichtigsten mitteleuropäischen Vogelzugachsen. Sensible Zonen sind insbesondere Alpenpässe, Juraketten und grosse Tallagen. Die Liste windkraftsensibler Brutvogelarten der Schweiz umfasst eine grosse Diversität an Arten mit unterschiedlichen Lebensraumsansprüchen. Dies lässt sich beispielhaft an drei ausgewählten Arten zeigen: In den Alpen kommt der Bartgeier nach erfolgreicher Wiederansiedlung wieder vor. Die Umgebung der Horste und die für Nahrungs- und Erkundungsflüge genutzten Zonen decken weite Flächen ab. Das stark gefährdete Auerhuhn besiedelt grosse subalpine Wälder in den Alpen, Voralpen und im Jura. Im Mittelland und Jura liegt der Verbreitungsschwerpunkt des Rotmilans, gemäss europäischen Daten eine höchst kollisionsgefährdete Art, für die die Schweiz eine besondere Verantwortung trägt. Wasser- und Zugvogelgebiete von nationaler Bedeutung gelten in der Schweiz als Ausschlussgebiete für WEA, doch auch deren Umgebung ist relevant für einige seltene, windkraftsensible Arten. Die Standortwahl von WEA ist entscheidend für die Minimierung der Auswirkungen auf Vogelpopulationen, sowohl regional bei der Gebietsauswahl als auch lokal bei der konkreten Positionierung einzelner Turbinen. Da sich die Bauweise und technischen Parameter moderner WEA laufend verändern, sind frühere Erkenntnisse nur eingeschränkt auf zukünftige Anlagen übertragbar. Jede Anlage muss individuell bewertet werden. Ausserdem ist die Mortalität an WEA nur ein Aspekt möglicher Auswirkungen auf die Vogelwelt. Ebenso wichtig sind indirekte Effekte wie Lebensraumverlust, Barrierewirkung oder Störungen.

Trotz sorgfältiger Planung lassen sich Konflikte mit Vögeln kaum gänzlich vermeiden. Neue WEA bringen mit hoher Wahrscheinlichkeit eine gewisse Zusatzmortalität mit sich. Wenn die Vorkommen windkraftsensibler Arten berücksichtigt und technische Massnahmen optimal umgesetzt werden, kann das Risiko reduziert werden.

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	- 1 -
1. Ausgangslage	3
2. Auftrag	4
2.1. Vorgehensweise	4
3. Vogelmortalität an Windenergieanlagen (Teil 1)	5
3.1. Umfang und Häufigkeit der Vogelmortalität	5
3.2. Einordnung der Mortalitätszahlen	5
3.2.1. Mortalität messen	5
3.2.2. Aussagekraft der Mortalitätszahlen	6
3.2.3. Wirkung der Zusatzmortalität auf Populationsebene	6
3.2.4. Vergleich mit anderen anthropogenen Mortalitätsursachen	7
3.3. Risikofaktoren für Vogelkollisionen	7
3.3.1. Standortspezifische und landschaftliche Gegebenheiten	7
3.3.2. Turbineneigenschaften und technische Faktoren	8
3.3.3. Saisonale und wetterbedingte Einflüsse	9
3.4. Massnahmen zur Reduktion der Vogelmortalität	10
4. Übertragung auf Schweizer Verhältnisse (Teil 2)	11
4.1. Allgemeine Aspekte	11
4.2. Vogelzug	11
4.3. Vogelarten der Gewässer und Feuchtgebiete	12
4.4. Greifvögel und Eulen	12
4.5. Raufusshühner und Waldschnepfe	13
4.6. Weitere Arten	14
5. Synthese	15
6. Quellenverzeichnis	16
Anhang	21

1. Ausgangslage

Die Schweiz hat sich zum Ziel gesetzt, die Treibhausgasemissionen bis 2050 auf Netto-Null zu reduzieren (Langfristige Klimastrategie der Schweiz; BAFU, 2021). Um dieses Ziel zu erreichen, kommt dem Ausbau der Nutzung erneuerbarer Energiequellen eine hohe Bedeutung zu. Damit steigt auch der Druck, die Windenergie in der Schweiz intensiver zu nutzen. Windenergieanlagen (WEA) können jedoch negative Auswirkungen auf Wildtiere haben, indem sie zu Habitatverlust und -degradierung führen, die Bewegungsfreiheit der Wildtiere einschränken oder zusätzliche Mortalität bei Vögeln und Fledermäusen verursachen (Coppes, Braunisch, et al., 2020; Drewitt & Langston, 2008; Marques et al., 2021; Smallwood & Bell, 2020). Vögel können entweder mit den sich bewegenden Rotorblättern oder in gewissen Situationen mit den Masten kollidieren, was zu schweren Verletzungen oder direkt zum Tod der Vögel führen kann (Krijgsveld et al., 2009). Durch die Bewegung der Rotoren verursachte Druckunterschiede, resp. Druckänderungen können bei Fledermäusen zu Gewebeschäden mit Todesfolgen führen (Barotrauma; Baerwald et al., 2008). Vögel sind auf Grund ihrer Anatomie weniger empfindlich auf diese Druckunterschiede (Baerwald et al., 2008). Unter den Kollisionsopfern sind verschiedenste Vogelarten von kleinen Singvögeln bis zu grossen Thermikseglern; erhöhte Mortalität an WEA kann während der Brutzeit, bei Zugvögeln und Gastvögeln auftreten.

Wildtierpopulationen sind natürlicherweise Schwankungen unterworfen. Witterungsbedingte Bestandseinsparungen können unter Umständen durch gesteigerte Reproduktion oder geringere Mortalität durch andere Ursachen ausgeglichen werden. Ob und wie rasch dieser Ausgleich gelingen kann, hängt wesentlich vom Fortpflanzungssystem ab. Arten mit kurzer Generationszeit und hohem Fortpflanzungspotenzial können Verluste eher und rascher wettmachen. Bei langlebigen Arten mit später Geschlechtsreife und wenig Nachwuchs kann bereits eine leicht erhöhte Mortalität zu sinkenden Beständen führen (Saether & Bakke, 2000). Besonders gravierend ist erhöhte Mortalität bei kleinen Populationen oder seltenen, bereits gefährdeten Arten (M. Schaub et al., 2009).

Die Relevanz der zusätzlichen Vogelmortalität an WEA ist entsprechend artspezifisch und abhängig von weiteren Faktoren. Hinzu kommt die beschränkte Datenverfügbarkeit zur Vogelmortalität an WEA, welche eine Quantifizierung des Phänomens erschwert. Im Hinblick auf eine möglichst wildtierschonende Nutzung der Windenergie ist wichtig zu verstehen, welche windkraftsensiblen Arten wo, wann und unter welchen Bedingungen mit WEA kollidieren.

2. Auftrag

Der Bundesrat beauftragte das Bundesamt für Umwelt BAFU, eine Studie zur Mortalität von Vogelarten an ausgewählten Infrastrukturanlagen durchzuführen. Der hier vorliegende Kurzbericht der Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften (ZHAW) deckt den Bereich der Mortalität der Vögel an Windenergieanlagen ab.

Als Produkt wurde ein Kurzbericht vereinbart. Konkret umfasste das Projekt zwei Zielsetzungen:

- Literaturrecherche: Erhebung und Analyse nationaler (falls vorhanden) und internationaler Literatur zur Vogelmortalität durch Windenergieanlagen (Teil 1)
- Vergleichsanalyse: Bewertung und Vergleich der Ergebnisse im Kontext der Schweizer Verhältnisse; dies beinhaltet eine Arten- und Standortanalyse unter Betrachtung der betroffenen Vogelarten und der Einflussfaktoren wie bspw. Eigenschaften der Landschaft (Teil 2)

2.1. Vorgehensweise

Um relevante Artikel zur Vogelmortalität an Windenergieanlagen (WEA) zu identifizieren, wurde eine systematische Literaturrecherche durchgeführt. Die Suche erfolgte in erster Linie über die Web of Science Core Collection mit dem folgenden Suchbegriff:

bird AND (mortality OR collision* OR fatalities) AND wind AND (turbine* OR farm* OR energy)*

Studien, die sich primär auf Fledermäuse konzentrierten, sowie Artikel über nicht-letale Einflüsse von WEA auf Vögel (z.B. Habitatverlust) wurden in der Recherche nicht weiter berücksichtigt. Ein erster Überblick erfolgte anhand relevanter Review-Papers (z.B. Garcia-Rosa & Tande, 2023; Marques et al., 2014), die einen breiten Überblick über die Thematik liefern. Die Suche wurde durch spezifische Suchbegriffe wie etwa *mitigation*, *weather*, *migration* oder *population level* ergänzt, um themenspezifisch weitere Artikel zu finden. Um auch Artikel in deutscher oder französischer Sprache zu finden, wurde eine Suche über die SWIS-Datenbank durchgeführt (Schlagworte «Windturbine» AND «Vögel»; Swiss Wildlife Information Service, Wildtier Schweiz). Projektberichte, Gutachten oder Checklisten zu ausgewählten Aspekten (z.B. rechtliche Grundlagen, Behördenvorgaben) wurden punktuell über Internet-Abfragen gesucht.

Bei der Recherche wurde versucht, eine Vielzahl an geographischen Studiengebieten miteinzubeziehen, um eine umfassende Sicht auf das Thema zu erhalten. Ausserdem wurde besonders darauf geachtet, Studien über in der Schweiz vorkommende Arten zu betrachten. Basierend auf den gefundenen Artikeln wurde die Suche auf darin erwähnte Quellen erweitert.

3. Vogelmortalität an Windenergieanlagen (Teil 1)

Vogelmortalität an Windenergieanlagen (WEA) ist ein äusserst komplexes Phänomen. Ob und welche Vogelarten an einer Anlage verunfallen, hängt von diversen Faktoren ab (De Lucas et al., 2008; Drewitt & Langston, 2008; Krijgsveld et al., 2009; Marques et al., 2014); so vom Standort der Anlage, der Einbettung in die Landschaft, von den im Bereich der Anlage auftretenden Zug-, Brut- oder Gastvögeln, von deren Morphologie und Verhalten, von der Saison und den Witterungsbedingungen, weiter von Eigenschaften der Anlagen und getroffenen Massnahmen zur Reduktion des Kollisionsrisikos. In diesem Kapitel beschreiben wir zuerst das in Europa dokumentierte Ausmass der Vogelmortalität an WEA und wie diese Zahlen bezüglich Messmethode und Wirkung auf Populationsebene einzuordnen sind. Danach widmen wir uns den beeinflussenden Faktoren und geben eine Übersicht über mögliche Massnahmen zur Reduktion der Vogelkollisionen.

3.1. Umfang und Häufigkeit der Vogelmortalität

Die Zahlen der Vögel, welche durch Kollisionen mit WEA getötet werden, variieren je nach Studie (Barclay et al., 2007; Krijgsveld et al., 2009; Loss et al., 2013a). Dürr (2025) führt seit 2002 im Namen des Landesamts für Umwelt Brandenburg eine Datenbank mit allen gemeldeten Vogelverlusten in Zusammenhang mit On-shore Windanlagen. Die europaweit gesammelten Daten umfassen über 20'000 Einträge von über 300 Vogelarten. Die Hälfte der erfassten Kollisionsopfer gehen auf 12 Arten zurück. Darunter sind einige Greifvogelarten wie Gänsegeier (9 % der Datenbankeinträge), Mäusebussard (6 %), Rotmilan und Turmfalke (je 4 %) sowie Seeadler (3 %). Auch die Silbermöwe und die Lachmöwe tauchen häufig unter den Kollisionsopfern auf (6 % resp. 4 %). Auf den Mauersegler gehen ebenfalls 4 % der Kollisionsopfer zurück. Die weiteren Arten sind Feldlerche, Sommergoldhähnchen, Ringeltaube und Stockente.

Die in der Datenbank von Dürr (2025) enthaltenen Mortalitätszahlen für die Schweiz (109 Vögel) wurden bis auf zwei Einzelmeldungen (WP Mont Crosin 2022 & WP Entlebuch 2008) alle bei einer systematischen Erhebung zur Vogelmortalität im Windpark Le Peuchapatte (Aschwanden & Liechti, 2016) sowie bei zwei Begehungen des Windparks San Gottardo durch S. Werner von der Schweizerischen Vogelwarte im Juni 2021 erhoben. Die Datenlage der Vogelmortalität ist dünn und mit Ausnahme der Erhebung in Le Peuchapatte nicht systematisch erhoben. Zwangsläufig muss man sich auf die bisherigen Zahlen abstützen, doch ist bei der Interpretation und Übertragung auf neue Anlagen Vorsicht geboten. Auch die internationalen Zahlen aus der Datenbank von Dürr (2025) können nur punktuell auf die Schweizer Situation übertragen werden. Bisherige Zahlen hängen mit bisher gebauten WEA zusammen (viele im Tiefland, wenige in Hügel- und Berggebieten) sowie damit, ob und wie die Mortalität gemessen wurde (viel zufällig, wenig systematische Untersuchungen; viele Anlagen wurden gar nie untersucht). Die Tabelle 1 (siehe Anhang) gibt einen Überblick über die bisher gemeldeten Vogelverluste in Europa (Dürr, 2025). Die Zahlen beziehen sich auf den prozentualen Anteil, der in der Schweiz als windkraftsensibel bewerteten Arten an den Gesamtfundzahlen der jeweiligen Länder. Die Einstufung als windkraftsensibel Art basiert auf dem Flugverhalten, dem Meideverhalten sowie den Kollisionsraten und der Störanfälligkeit der jeweiligen Arten nach Werner et al. (2019).

3.2. Einordnung der Mortalitätszahlen

Um das Ausmass der erhobenen Vogelmortalität an WEA besser zu verstehen und einzuordnen, ist es zentral, die Erhebungsmethoden, die Aussagekraft der erfassten Zahlen, sowie deren Bedeutung auf Populationsebene näher zu betrachten.

3.2.1. Mortalität messen

Um zuverlässige Mortalitätszahlen zu erhalten, sind aufwändige, systematische Kadaversuchen notwendig. In vielen Studien werden die Kadaver unter Anlagen gezählt und teilweise mit einem Faktor korrigiert, um die verpassten Kadaver mit einzukalkulieren (Perold et al., 2020). Das «Verpassen» der Kadaver hängt von der Verbleibdauer der Kadaver, resp. der Entfernung durch Aasfresser, von der Entdeckungsrate der Sucher und von der abgesuchten Fläche ab (Aschwanden & Liechti, 2016; Huso & Dalthorp, 2014;

Smallwood, 2007). Dies wird wiederum von weiteren Faktoren (z.B. Vegetationsdecke, Vogelart, Jahreszeit, lokale Häufigkeit und Zusammensetzung von Aasfresserarten) beeinflusst (Domínguez del Valle et al., 2020; Smallwood, 2007). Um die von Aasfressern entfernten Vögel in die Kadaverschätzung miteinzubeziehen hat z.B. Smallwood (2007) mehrere Formeln entwickelt. Der Einsatz von Spürhunden zur Kadaversuche zeigt, dass mit Hund deutlich mehr Vögel gefunden werden und die Suche effizienter ist, als wenn die Suche ausschliesslich durch Menschen durchgeführt wird (Domínguez del Valle et al., 2020; Smallwood, 2007). Doch auch Hunde können Kadaver verpassen, insbesondere kleinere Vögel, wie Sperlingsvögel, sind schwieriger zu entdecken und können deshalb in den gefundenen Kadavern unterrepräsentiert sein (Nilsson et al., 2023). Nilsson et al. (2023) empfehlen deshalb, die Entdeckungsrate jeweils in einem Experiment mit «Dummies» (Testkadavern) zu messen und damit die Zahlen zu korrigieren, um akkuratere Kadaver-Schätzungen zu erhalten (Aschwanden & Liechti, 2016).

Ein weiterer Faktor ist die abgesuchte Fläche, die in vielen Fällen kaum die maximale Distanz von der WEA abdeckt, in der Kadaver liegen können (Aschwanden & Liechti, 2016). Zudem gibt es im Umkreis vieler Anlagestandorte Flächen, die nicht oder nur ungenügend abgesucht werden können (z.B. dicht bestockte Flächen). Hier können statistische Verfahren die Schätzungen verbessern (Huso & Dalthorp, 2014).

3.2.2. Aussagekraft der Mortalitätszahlen

Neben der Zuverlässigkeit der Erfassung der Mortalitätszahlen ist auch deren Aussagekraft zu diskutieren. Nur an wenigen WEA fanden in der Vergangenheit Mortalitätserhebungen statt und wiederum nur ein Teil davon erfolgte systematisch (Dürr, 2025). Da sich Mortalitätszahlen von Anlage zu Anlage unterscheiden, ist eine Übertragung auf nicht überwachte Anlagen unzulässig und auch zeitlich ist eine Verallgemeinerung schwierig, da sich Mortalitätszahlen von Jahr zu Jahr ändern und auch von Wetterereignissen beeinflusst sein können (siehe unten).

Um den Einfluss der Zusatzmortalität auf lokale Populationen oder auf Zugvögel zu quantifizieren, müssten auch die betreffenden Populationsgrössen bekannt sein, resp. die Anzahl Vögel, welche den Bereich einer Anlage überfliegen (Aschwanden & Liechti, 2016). Das Verhältnis der Mortalitätszahlen zur Populationsgrösse, resp. der Zugaktivität wäre wichtig, um Mortalitätsraten zwischen Anlagen vergleichen zu können. Wichtig ist dabei auch, dass kumulative Effekte bestehen können, weil unter Umständen mehrere Anlagen zur Zusatzmortalität einer Population beitragen (M. Schaub, 2012).

3.2.3. Wirkung der Zusatzmortalität auf Populationsebene

Manche Vogelarten weisen eine höhere Mortalität durch Windturbinen auf als andere. So sind beispielsweise Greifvögel besonders betroffen (Perold et al., 2020; Thaxter et al., 2017) und aufgrund ihrer Biologie (späte Geschlechtsreife, tiefe Reproduktionsrate) kann dies schnell einen starken Einfluss auf die Population haben (Carrete et al., 2009; Diffendorfer et al., 2021).

Wie Chambert et al. (2024) beschreiben, werden häufig zwei verschiedene Ansätze gewählt, um aufzuzeigen wie gravierend Vogelmortalität für eine Population ist: PBR (Potenzielle Biologische Entnahme) ist eine Entscheidungsregel, die darauf abzielt, ein nachhaltiges Sterblichkeitslimit für eine gegebene Population zu berechnen, während PPA (Prognostische Populationsanalyse) auf simulationsbasierten Modellierungen beruht, um die zukünftige Entwicklung einer Population unter verschiedenen Szenarien vorherzusagen. Die PBR-Methode wurde unter anderem auf Rotmilan-Populationen angewandt. Bellebaum et al. (2013) ermittelten eine kritische Mortalitätsgrenze von 4,0 %, die bei einem weiteren Ausbau der Windkraft innerhalb weniger Jahre erreicht werden könnte. Sie betonen jedoch, dass PBR den Anteil adulter Individuen unter den Kollisionsopfern nicht berücksichtigt und daher zusätzliche Studien erforderlich sind. Wie Whitfield et al. (2004) bei einer Studie an Steinadler zeigen konnten, hat besonders die Mortalität von adulten Tieren einen langfristigen negativen Effekt auf die Populationsgrösse, da keine neuen Gebiete besetzt werden. Schippers et al. (2020) zeigen bei diversen Arten mit unterschiedlichen Lebensstrategien, dass selbst eine geringe Erhöhung der Mortalitätsrate langfristig gravierende Populationsrückgänge verursachen kann: Ein Anstieg der Mortalität um nur 1 % kann nach zehn Jahren zu einem Rückgang der Population um 2-24 % führen, während ein 5% Mortalitätsanstieg eine Reduktion von bis zu 77 % zur Folge haben kann. Dies beruht auf der biologischen Dynamik von Wachstums- und Sterberaten auf Populationsebene.

Chambert et al. (2023) entwickelten ein R Tool, um demographische Simulationen durchzuführen und so den Einfluss von Todesfällen an Turbinen auf Populationsebene zu bewerten. Eine Population wird entweder als Anzahl Brutpaare in einer Region oder basierend auf Zählungen über alle Altersklassen hinweg (ohne Juvenile) definiert. Besonders bei Zugvögeln stösst das Modell jedoch an seine Grenzen, da es schwierig ist, die Populationszugehörigkeit und somit die Grösse der Population von Vögeln zu bestimmen, die während der Migration an WEA verunglücken (Chambert et al., 2023; Perrow, 2017).

3.2.4. Vergleich mit anderen anthropogenen Mortalitätsursachen

Neben der Windkraft gibt es eine Reihe weiterer anthropogener Ursachen, die direkt zu Vogelmortalität führen. Dazu zählen etwa Kollisionen mit Fahrzeugen, Gebäudeglas oder anderen Infrastrukturen, Stromschlag, Vergiftung oder Prädation durch Haustiere (Calvert et al., 2013; Loss et al., 2013a, 2015). Für alle diese Ursachen gibt es lediglich grobe Schätzungen der verursachten Zusatzmortalität (Kaplan, 2025). Selbst wenn für die Schweiz exakte Opferzahlen vorlägen, wäre ein Vergleich der absoluten Opferzahlen wenig aussagekräftig, da je nach Ursache unterschiedliche Lebensräume und entsprechend unterschiedliche Arten betroffen sind.

Kollisionsopfer an Gebäudeglas und durch Hauskatzen - ein Phänomen, das mit der zunehmenden Katzendichte an Bedeutung gewonnen hat - betreffen in erster Linie den Siedlungsraum (Rebolo-Ifran et al., 2021) und siedlungsnahen Zonen, in denen streunende Hauskatzen auf Jagd gehen (Loss et al., 2013b). Arten, die sich oft bodennah aufhalten, sind der Prädation durch Hauskatzen besonders ausgesetzt (Pavisse et al., 2019). Verkehrstopfer treten vor allem entlang stark frequentierter Verkehrswege auf (Rabie et al., 2024). Ein zusätzlicher, bislang oft vernachlässigter Aspekt ist Stromschlag an Freileitungsmasten, welcher für bestimmte Grossvogelarten wie Eulen, Störche oder Greifvögel eine bedeutende Mortalitätsursache darstellt. Beim Uhu war Stromschlag im Wallis die wichtigste bekannte, nicht natürliche Todesursache (M. Schaub et al., 2010). Wie im erläuternden Bericht zur Revision der Leitungsverordnung (LeV) festgehalten wird, wäre die dortige Population ohne Zuwanderung aus Nachbarregionen nicht überlebensfähig (BAFU, 2025). Vor diesem Hintergrund verpflichtet die neue Fassung von Art. 30 der LeV zur Sanierung gefährlicher Stromleitungen. Der Bundesrat begründet diesen Schritt explizit mit der populationsrelevanten Wirkung einzelner Todesfälle bei sensiblen Arten. Es ist somit sachlich nicht haltbar, bei der Bewertung technischer Infrastrukturen ausschliesslich mit absoluten Opferzahlen zu argumentieren.

WEA entstehen meist ausserhalb des Siedlungsraums und gefährden besonders Vogelarten, die sich häufig im freien Luftraum bewegen und auf bestimmte Windverhältnisse oder geeignete thermische und topografische Bedingungen angewiesen sind (siehe Kapitel 4). Jede Mortalitätsursache betrifft ein typisches Set von Arten, das sich stärker oder weniger stark mit dem Set an Arten überlappt, das in der Schweiz als windkraftsensibel gilt (Werner et al., 2019). Unabhängig von der Ursache können hohe Opferzahlen bei häufigen, weit verbreiteten Arten mit hoher Fortpflanzungsrate einen kaum messbaren Effekt auf die Dynamik der Population haben (Chambert et al., 2024). Umgekehrt kann bei einer seltenen Art mit geringer Fortpflanzungsrate bereits eine kleine Zusatzmortalität den Fortbestand der Art gefährden (M. Schaub et al., 2009, 2010). Entsprechend ist die Wirkung der WEA auf Vogelpopulationen unabhängig von anderen Mortalitätsursachen zu bewerten und erfordert eine artspezifische, populationsbiologische Betrachtung.

3.3. Risikofaktoren für Vogelkollisionen

Die Höhe der Vogelmortalität an WEA wird wesentlich durch standortspezifische, technische sowie saisonale und wetterbedingte Faktoren beeinflusst. Um das Kollisionsrisiko besser einschätzen und minimieren zu können, ist es wichtig diese Einflussfaktoren differenziert zu betrachten.

3.3.1. Standortspezifische und landschaftliche Gegebenheiten

Der Standort einer WEA spielt eine zentrale Rolle in Bezug auf das Kollisionsrisiko, da verschiedene landschaftliche, ökologische und anthropogene Faktoren die Anziehungskraft eines Gebietes auf unterschiedliche Vogelarten beeinflussen können. Besonders kritisch ist die Nähe zu bedeutenden Schutzgebieten, bekannten Rastplätzen oder Zugkorridoren (Grotsky et al., 2013; Hirschhofer et al., 2024). Diese Gebiete

weisen oft eine hohe Vogeldichte auf, was das Kollisionsrisiko unabhängig von der Häufigkeit einzelner Arten deutlich erhöht (Drewitt & Langston, 2006).

Ebenso beeinflusst die Topografie eines Gebietes das Risiko für bestimmte Vogelarten erheblich. Landschaftsformen wie Berggrücken, Täler, Hanglagen oder Küstenklippen erzeugen thermische Aufwinde, die insbesondere von Greifvögeln zur Fortbewegung und Jagd genutzt werden. Studien aus verschiedenen Regionen zeigen, dass beispielsweise Rotmilane häufiger mit WEA kollidieren, die sich auf Geländekuppen oder in Senken befinden, während Steinadler vermehrt an Hanglagen betroffen sind (Barrios & Rodríguez, 2004; Thelander et al., 2003). Auch Landschaftselemente wie Flusstäler, Küstenlinien oder Halbinseln dienen vielen Vogelarten als Orientierungshilfe während des Fluges. Werden entlang solcher Strukturen WEA errichtet, geht von diesen ein erhöhtes Kollisionsrisiko aus (Hirschhofer et al., 2024; Kitano et al., 2023).

Ein weiterer wichtiger Aspekt, der von den umgebenden Landschaftsstrukturen (Wälder, Feuchtgebiete, offene Flächen) ausgeht, ist die Nahrungsverfügbarkeit im Umfeld der WEA. Wird der Boden um eine Anlage beispielsweise landwirtschaftlich genutzt, kann dies je nach Bewirtschaftungsform zu einer erhöhten Zahl an Insekten oder einer erleichterten Jagd auf Kleinsäugetern führen (Pescador et al., 2019). Dies steigert die Attraktivität des Gebiets und erhöht somit insbesondere für Greifvögel, die den Blick während der Jagd stetig nach unten gerichtet haben, die Wahrscheinlichkeit von Kollisionen (Martin et al., 2012). Auch die Nähe zu bekannten Brutgebieten kann je nach Art zu einem erhöhten Risiko führen. Greifvögel wie der Steinadler halten sich bevorzugt in der Nähe ihres Nestes auf, wobei ein Grossteil der Flüge in einem Radius von nur wenigen Kilometern stattfindet (McGrady et al., 2024). Zudem wurde beobachtet, dass sich das Risiko auch erhöht, wenn WEA entlang häufig genutzter Flugkorridore zu Nahrungsgebieten liegen. So fanden Everaert & Stienen (2006), dass Möwen und Seeschwalben, die regelmässig zwischen Brutkolonien und marinen Nahrungsgründen pendelten, besonders gefährdet waren.

3.3.2. Turbineneigenschaften und technische Faktoren

Die Grösse und Höhe von WEA beeinflussen das Kollisionsrisiko für Vögel, wobei die Auswirkungen stark art- und standortspezifisch variieren. Grössere Turbinen mit grösseren Rotorflächen stellen laut Thelander et al. (2003) und De Lucas et al. (2008) insbesondere für Greifvögel ein erhöhtes Risiko dar. Barclay et al. (2007) fanden hingegen keine signifikanten Unterschiede in der Gesamtmortalität über verschiedene Artgruppen hinweg. Garvin et al. (2024) zeigten, dass grössere Rotoren das Risiko pro Turbine erhöhen. Durch den Einsatz weniger, dafür grösserer Anlagen sinkt jedoch das Risiko pro erzeugter Energieeinheit insgesamt (T. Schaub et al., 2024; Shimada, 2021). Auch die Rotorgeschwindigkeit beeinflusst die Mortalität: Schnellere Rotoren sind für schnell fliegende und jagende Arten gefährlich, unter anderem weil sich durch Bewegungsunschärfe die Sichtbarkeit der Rotorblätter verringert (Hodos, 2003). Gleichzeitig können viele Arten langsamer drehende Rotoren nicht eindeutig als Gefahr erkennen oder diese von stillstehenden Rotoren unterscheiden (Blary et al., 2023, 2025). Die starke Korrelation zwischen Rotorgeschwindigkeit, Turbinenhöhe und Rotordurchmesser erschwert eine isolierte Betrachtung dieser technischen Faktoren (Thelander et al., 2003).

Der Abstand zwischen Rotorunterkante und Boden ist entscheidend, da er den vertikalen Gefahrenbereich definiert. Bodennah fliegende Arten wie Rotmilane, Mäusebussarde und Rohrweihen profitieren von grösserer Bodenfreiheit, während hochfliegende Arten wie Adler durch höher gelegene Rotorbereiche gefährdet sein können (Garvin et al., 2024; T. Schaub et al., 2024). Auch stillstehende Rotoren gelten laut Smallwood & Bell (2020) als erhebliche Gefahr, da sie als Hindernis nicht immer erkannt werden. Darüber hinaus kann die Bauweise der Türme die Mortalität zusätzlich erhöhen: Offene Gittermasten dienen als Sitzwarten für Greifvögel und erhöhen so die Präsenz in Rotornähe (Johnson et al., 2007). Zugängliche Innenräume wiederum können höhlenbrütende Arten wie Turmfalken oder Schleiereulen anlocken und sich als tödliche Falle erweisen (Smallwood & Bell, 2020).

Die Anordnung der Turbinen innerhalb eines Windparks beeinflusst das Kollisionsrisiko ebenfalls (M. Schaub, 2012). Turbinen, die senkrecht zu typischen Flugbahnen der Vögel platziert sind, sowie Anlagen an Randlagen oder in Lücken verursachen laut mehreren Studien oft überdurchschnittlich viele Kollisionen (Isselbacher & Isselbacher, 2001; Smallwood & Thelander, 2004). Grössere Abstände bei modernen Anlagen können Greifvögel zum Durchfliegen verleiten, was das Risiko weiter erhöhen kann (Cárcamo et al.,

2011). Für manche Arten, wie etwa Gänsegeier, konnten jedoch keine signifikanten Unterschiede hinsichtlich der Platzierung innerhalb einer Reihe festgestellt werden (De Lucas et al., 2012).

Die Beleuchtung von WEA hat vor allem auf nachtaktive Zugvögel Auswirkungen. Rote und weisse Lichter können insbesondere bei schlechten Sichtverhältnissen eine anziehende Wirkung haben, während blaue und grüne Lichter eine geringere Anziehungskraft haben (Gauthreaux & Belser, 2006; Poot et al., 2008). Sesshafte Arten sind tendenziell weniger betroffen, da sie sich besser an künstliches Licht anpassen und weniger auf magnetische Orientierung angewiesen sind (Mouritsen et al., 2005). Besonders hoch ist das Risiko in Offshore-Windparks, da Vögeln auf offener See zusätzliche Orientierungshilfen fehlen (Hüppop et al., 2006).

3.3.3. Saisonale und wetterbedingte Einflüsse

Das Kollisionsrisiko unterliegt deutlichen jahreszeitlichen Schwankungen. Besonders während den typischen Zugzeiten im Frühling (März - April) und im Herbst (August - September) steigt das Risiko deutlich an, da während diesen Zeiträumen viele ziehende Vögel unterwegs sind. Da sich die ziehenden Vogelschwärme oft entlang geographischer Strukturen wie Küstenlinien, Gebirgspässen oder Talverläufen konzentrieren, sind diese «Flaschenhälse» besonders betroffen (Hirschhofer et al., 2024; Thaxter et al., 2019).

Die Flughöhe der Vögel spielt eine zentrale Rolle für das Kollisionsrisiko: Radarstudien zeigen, dass nachts fliegende Vögel häufiger in Rotorhöhe unterwegs sind. Dennoch fanden Welcker et al. (2017) keine erhöhte Kollisionsrate bei rein nachtaktiven Zugvogelarten wie Singdrosseln und Rotkehlchen. Auch bei tagziehenden Arten ist die Flughöhe ein entscheidender Faktor, der stark von Wetterbedingungen abhängt: thermische Aufwinde, Windrichtung, Luftdruck, Bewölkung oder Niederschlag beeinflussen die Flughöhen und -routen vieler Zugvögel teils erheblich (Chen et al., 2024; Shamoun-Baranes et al., 2006). Viele tagziehende Arten wie Mauersegler oder Bussarde folgen einem tageszeitlichen Muster: Mit zunehmender thermischer Konvektion steigen sie am Vormittag auf, erreichen mittags ihre maximale Höhe und sinken am Nachmittag wieder ab (Kerlinger et al., 2010; Shamoun-Baranes et al., 2003). An Tagen mit Hochdruckeinfluss, mittlerer bis geringer Bewölkung und schwachem Wind fliegen sie deutlich höher als bei ungünstigen Wetterlagen (Shamoun-Baranes et al., 2006). Kommt es witterungsbedingt zu niedrigeren Flughöhen, geraten viele Arten vermehrt in den Gefahrenbereich der Rotoren und sind somit einem erhöhten Kollisionsrisiko ausgesetzt.

Bei schlechten Sichtverhältnissen durch Nebel oder Regen fliegen viele Vogelarten ebenfalls in tieferen Höhen, um sich verstärkt an sichtbaren Strukturen orientieren zu können, womit sie sich eher im Gefahrenbereich der Rotoren aufhalten (Aschwanden et al., 2018; Gauthreaux & Belser, 2006; Hüppop et al., 2006). Nachtzieher erfahren ein zusätzliches Risiko durch die Anziehungskraft der Beleuchtung von WEA (Poot et al., 2008). Auch der Wind hat einen Einfluss auf die Flughöhe, unabhängig vom Zugverhalten. Bei Gegenwind oder starken Seitenwinden verringern viele Vögel ihre Flughöhe, um energieeffizienter zu fliegen (Gauthreaux, 1991). Vignali et al. (2022) konnten etwa aufweisen, dass Bartgeier in Gebieten mit typischerweise starken Winden eher im kritischen Bereich von WEA fliegen als in solchen mit schwächeren Winden. Steinadler wiederum nutzen bei hohen Windgeschwindigkeiten vermehrt orographische Aufwinde, da thermische Aufwinde bei schlechtem Wetter weniger verfügbar sind, womit sie ebenfalls tiefer fliegen und vermehrt in den Gefahrenbereich von Windturbinen geraten (Lanzone et al., 2012). In den Wintermonaten steigt das Kollisionsrisiko insbesondere für grosse, segelnde Vogelarten. Durch die tiefere Bodentemperaturen und die niedrigere Sonneneinstrahlung entstehen seltener thermische Aufwinde. Hangwinde sind oftmals zu schwach, um grosse Greifvögel wie Adler oder Geier sicher über die Turbinen hinweg zu heben, wodurch sie verstärkt im kritischen Bereich fliegen (Barrios & Rodríguez, 2004; De Lucas et al., 2008; Pennycuik, 1989). Im Gegensatz dazu können kleinere Greifvögel wie Mäusebussarde effizienter mit schwächeren Aufwinden umgehen und sich somit weiter von den Rotorblättern entfernt aufhalten, wodurch ihr Kollisionsrisiko geringer ausfällt (Barrios & Rodríguez, 2004).

Auch während der Brutzeit kann es zu mehr Kollisionsopfern kommen. Viele Vogelarten zeigen während dieser Phase eine erhöhte Flugaktivität im Rahmen von Revierverhalten, Nestbau und Nahrungssuche (Dahl et al., 2013; Thaxter et al., 2019). Diese territorialen Flüge kosten die Vögel Energie und lenken möglicherweise von Gefahrenquellen ab. Eine Studie von May et al. (2010) an Steinadlern deutet darauf

hin, dass insbesondere adulte Vögel während der Fortpflanzungszeit weniger aufmerksam gegenüber Hindernissen wie WEA sind und somit einem höheren Kollisionsrisiko ausgesetzt.

3.4. Massnahmen zur Reduktion der Vogel mortalität

Um die Vogel mortalität an WEA zu reduzieren, wurden verschiedene Massnahmen vorgeschlagen und getestet. Garcia-Rosa & Tande (2023) unterschieden dabei zwischen aktiven und passiven Massnahmen. Aktive Massnahmen beruhen auf der Erkennung von Vögeln durch visuelle Beobachtung bevor eine konkrete Handlung an der Anlage ausgeführt wird, um eine Kollision zu vermeiden. Passive Massnahmen wiederum zielen darauf ab, das Kollisionsrisiko allgemein zu verringern. Eine Zusammenstellung möglicher Massnahmen (sowohl im Habitatmanagement wie auch an der Anlage selbst) basierend auf Garcia-Rosa & Tande (2023) und Marques et al. (2014) ist der Tabelle 2 (siehe Anhang) zu entnehmen. Es gilt jedoch zu beachten, dass die Wirksamkeit vieler dieser Massnahmen sehr standort- und artspezifisch ist und es diesbezüglich erst wenige veröffentlichte Evaluationen gibt (Arnett & May, 2016).

4. Übertragung auf Schweizer Verhältnisse (Teil 2)

4.1. Allgemeine Aspekte

In der Schweiz sind bislang (Stand Februar 2025) 47 Windenergieanlagen (WEA) an 13 Standorten in Betrieb. Obwohl ihr Beitrag zur nationalen Stromproduktion aktuell noch gering ist, gewinnt die Windenergie zunehmend an Bedeutung. Zurzeit befinden sich 24 Projekte mit insgesamt 153 Anlagen im Bewilligungsverfahren und 239 weitere Anlagen in Planung (Suisse Éole, 2025). Mit dem erwarteten Ausbau steigt auch das potenzielle Risiko negativer Auswirkungen auf die heimische Vogelwelt, insbesondere in Bezug auf Kollisionen und Störungen empfindlicher Lebensräume.

Die besonderen landschaftlichen und topografischen Gegebenheiten der Schweiz erschweren eine konfliktarme Standortwahl für neue WEA erheblich. Besonders in der Alpenregion, mit ihren tief eingeschnittenen Tälern, exponierten Kämmen, Passhöhen und unbesiedelten Höhenlagen treffen attraktive Windverhältnisse auf sensible Lebensräume für diverse Vogelarten. Ein zentrales Problem ergibt sich hier aus der räumlichen Überlappung von technisch geeigneten Lagen mit ökologisch sensiblen Zonen. Grate, exponierte Hänge oder Passregionen wie beispielsweise Grimsel oder Gotthard überschneiden sich häufig mit Brut-, Rast- und Nahrungsgebieten sowie mit bedeutenden Vogelzugrouten (Liechti et al., 2013). Besonders betroffen sind ortstreue Arten wie Greifvögel oder Segler, die Thermik und Hangwinde an genau diesen Lagen nutzen, um energieeffizient zu fliegen. Doch auch ziehende Vogelarten sind gefährdet: Während der Zugzeiten im Frühling und Herbst wird der Vogelzug durch die Topografie der Alpen kanalisiert. Viele Vogelarten überqueren die Alpen entlang definierte Täler und Pässe, was lokal zu hohen Vogeldichten führt und das Kollisionsrisiko zusätzlich erhöht (Hirschhofer et al., 2024).

Auch der Jura weist windreiche Hanglagen auf, die aus energietechnischer Sicht für den Bau von WEA interessant sind, ökologisch jedoch ebenfalls potenziell konfliktbehaftet sind. Die dortige Topografie wird ebenfalls von ziehenden und jagenden Vogelarten genutzt und überschneidet sich teils mit bekannten Brutgebieten windkraftsensibler Arten. Darüber hinaus sind zahlreiche Gewässer und Feuchtgebiete im Schweizer Mittelland von überregionaler Bedeutung als Rast-, Mauser- oder Überwinterungsgebiete für Wasservögel. In der Nähe solcher Habitats erbaute WEA können nicht nur Kollisionen verursachen, sondern auch durch Störwirkungen zur Meidung lebenswichtiger Lebensräume führen (Werner et al., 2019).

Das "Konzept Windenergie" definiert Ausschlussgebiete, in denen der Bau von WEA grundsätzlich nicht zulässig ist, beispielsweise im Nationalpark, Biotopen von nationaler Bedeutung oder besonders geschützten Landschaften (ARE, 2020). Dennoch verbleiben zahlreiche potenzielle Standorte, die trotz erhöhtem Konfliktpotenzial grundsätzlich nutzbar sind, weshalb umfassende Umweltverträglichkeitsprüfungen sowie artspezifische Risikobewertungen für jede Projektplanung unerlässlich sind (Leutenegger et al., 2023). Die folgenden Kapitel gehen vertieft auf einzelne Vogelgruppen und spezifische ökologische Risiken ein, die mit WEA in der Schweiz verbunden sind. Ein besonderer Fokus liegt dabei auf den windkraftsensiblen Arten der Schweiz, wie sie von Werner et al. (2019) definiert wurden. Diese Arten wurden aufgrund ihrer ökologischen Merkmale, ihres Raumverhaltens und ihrer Sensibilität gegenüber Störungen und Kollisionen besonders berücksichtigt.

4.2. Vogelzug

Die Schweiz liegt im Zentrum einer der wichtigsten mitteleuropäischen Vogelzugachsen. Jährlich durchqueren mehrere Millionen Zugvögel das Land auf dem Weg zwischen Brut- und Überwinterungsgebieten (Liechti et al., 2013). Aufgrund der vielfältigen Topografie konzentrieren sich die Zugbewegungen nicht gleichmässig, sondern verlaufen bevorzugt entlang strukturierter Landschaftselemente wie Alpenpässen, Juraketten und grossen Tallagen. Besonders während der Frühjahrs- und Herbstmigration kommt es in diesen Regionen zu hoher Vogelaktivität. Auch Rastgebiete wie der Bodensee oder der Neuenburgersee spielen eine wichtige Rolle, da sie ziehenden Arten als Zwischenstationen dienen (Werner et al., 2019).

Kritisch sind dabei vor allem jene Engstellen, in denen sich die Flugbewegungen vieler Arten bündeln und gleichzeitig die Flughöhe in den Bereich der WEA fällt (Langgemach & Dürr, 2025). Zusätzlich erhöht sich das Risiko in der Umgebung bedeutender Rastplätze durch häufige An- und Abflüge und schlecht

einsehbarer Taleinschnitte, die sowohl von Tag- als auch Nachtziehern genutzt werden (Werner et al., 2019). Neuere Studien zeigen, dass Zugvögel häufiger als angenommen Alpentäler als Migrationsrouten wählen und dass die Intensitäten zwischen benachbarten Zugkorridoren stark variieren (Hirschhofer et al., 2024). Vignali et al. (2022) warnen entsprechend vor zunehmenden Konflikten mit geplanten WEA in den Alpen. Zur groben Risikoabschätzung wurde in der Schweiz ein räumlich explizites Modell für breit ziehende Arten entwickelt, das topografisch bedingte Risikozonen identifiziert (Liechti et al., 2013). Solche Modelle liefern wertvolle Hinweise für die Standortwahl, reichen aber für den laufenden Betrieb nicht aus. Da das tatsächliche Zuggeschehen stark durch Wetter, Wind und Thermik beeinflusst wird, sind standortspezifische, kontinuierliche Monitoring-Systeme unerlässlich, um flexible Abschaltungen bei erhöhter Zugaktivität gezielt und wirksam umsetzen (Hirschhofer et al., 2024).

4.3. Vogelarten der Gewässer und Feuchtgebiete

Mit dem dichten Gewässernetz und grossen, im Winter eisfrei bleibenden Seen ist die Schweiz ein bedeutendes Überwinterungsgebiet für Wasservögel (Knaus et al., 2018). Die im internationalen Vergleich meist kleinflächigen Feuchtgebiete werden ebenfalls von Wintergästen genutzt, dienen aber auch einer grossen Zahl teils seltener Arten als Rastgebiete während den Zugzeiten im Frühjahr und Herbst, sowie als Brutgebiet. Viele dieser Wasser- und Zugvogelgebiete sind als WZVV-Reservate ausgeschieden oder im Inventar der Schweizer Wasservogelgebiete von nationaler Bedeutung als Brut-, Rast- und Überwinterungsgebiete aufgeführt. Basierend auf der aktuellen Gesetzeslage sind WEA in solchen Gebieten kaum umsetzbar.

Wasser- und Zugvogelgebiete führen jedoch auch im benachbarten Umland zu erhöhter Aktivität windkraftsensibler Arten. Im Winter führen Wasservögel täglich Wechselflüge zwischen den Tagesruheplätzen und nächtlichen Nahrungsgebieten durch (Werner et al., 2019). Aber auch während der Brutzeit fliegen gewisse Arten (z.B. Lachmöwe) regelmässig zwischen ihren Nestern im Schutzgebiet und Nahrungsgebieten auf Landwirtschaftsflächen hin und her (Maumary et al., 2007). Entsprechend besteht bei solchen Arten ein Risiko, dass sie mit WEA kollidieren (vgl. Mortalitätszahlen; Dürr, 2025).

Auf der Liste der windkraftsensiblen Arten sind viele Arten aufgeführt, die einen starken Bezug zu Gewässern und Feuchtgebieten aufweisen. Seltene Limikolen wie die Bekassine, der Grosse Brachvogel oder der Kiebitz weisen im Vergleich mit 1950 nur noch kleine Restbestände auf, der Grosse Brachvogel brütet sogar gar nicht mehr in der Schweiz und ist nur noch als Wintergast in der Schweiz. Bei diesen Arten wiegen Zusatzverluste schwer. Flusseeeschwalbe und Lachmöwe, zwei Arten mit wenigen Brutkolonien an Schweizer Gewässern, tauchen beispielsweise in Belgien regelmässig unter den Windkraftopfern auf (Dürr, 2025 oder Tab. 1 im Anhang).

Auch der Weissstorch hat auf Grund seines Flugverhaltens ein gewisses Risiko für Kollisionen mit WEA (Dürr, 2025). Ausgehend von seinen im Mittelland liegenden Nistplätzen fliegt er regelmässig zu Nahrungsgründen auf Landwirtschaftsflächen und in Feuchtgebieten (Maumary et al., 2007). Der Fischadler brütet zwar nicht in der Schweiz, taucht aber regelmässig als Zugvogel auf und hält sich dabei auch länger an Seen und Teichen auf. Relativ zu seinem kleinen europäischen Bestand ist er ein häufiges Windkraftopfer (Dürr, 2025). Auch weitere Feuchtgebietsarten wie der Purpurreiher, die Zwergdommel oder die Rohrweihe werden als windkraftsensibel eingestuft (Werner et al., 2019).

4.4. Greifvögel und Eulen

Viele Greifvögel und Eulen weisen eine geringe Fortpflanzungsleistung und teilweise eine geringe Populationsdichte auf; Zusatzmortalität hat bei diesen Arten einen hohen Effekt auf die Populationsentwicklung (M. Schaub et al., 2009). Die meisten Arten verteidigen zudem grosse Territorien gegen Artgenossen und unternehmen lange Nahrungsflüge. Einige Arten sind hervorragende Segler, nutzen thermische Aufwinde geschickt aus und sind oft hoch oben im freien Luftraum unterwegs (Maumary et al., 2007). Deshalb besteht bei diesen Arten ein hohes Risiko, mit WEA zu kollidieren (Langgemach & Dürr, 2025).

Viele Greifvögel und Eulen nutzen traditionelle Horste in Felsen, Kiesgruben oder an Gebäuden. Diese Horste bilden das Zentrum ihrer Territorien, so dass ein artspezifischer Puffer um diese Horste als besonders schützenswert gilt, der frei von Infrastruktur und Störung gehalten werden sollte (Werner et al., 2019).

Die in den zwei vorangegangenen Absätzen beschriebenen Risikofaktoren gelten in besonderem Mass für den Bartgeier. Diese Art wurde aktiv wiederangesiedelt und kann wieder in weiten Teilen des Alpenraums beobachtet werden. Die Population ist jedoch noch immer gefährdet und ein kleiner Anstieg der Mortalitätsrate auf Grund von Kollisionen mit WEA kann die aktuell positive Wachstumsrate ins Negative kippen lassen (M. Schaub et al., 2009). In Gebieten mit Populationszentren (z.B. Region Ofenpass), in der Nähe von Horstfelsen (Puffer von 15 km; Werner et al., 2019) sowie an bevorzugten Flugrouten (Vignali et al., 2022) sollten entsprechend keine WEA entstehen.

Der Gänsegeier kann mittlerweile ebenfalls in weiten Teilen der Schweizer Alpen ganzjährig beobachtet werden, auch wenn es bislang keine Bruten gab. Diese Art ist höchst windkraftsensibel wie hohe Opferzahlen aus Spanien belegen (Dürr, 2025). Ihre Einstandsgebiete sind im Umkreis von mindestens 15 km um geplante WEA zu prüfen (Werner et al., 2019).

Kollisionsrisiko ist auch für den Rotmilan bestätigt (Langgemach & Dürr, 2025). Die Art ist endemisch für Europa und in der Schweiz brütet und überwintert ein beträchtlicher Anteil der Gesamtpopulation; die Schweiz trägt demnach eine hohe Verantwortung für diese Art (BAFU, 2019). Im Winter sammeln sich teils mehrere 100 Rotmilane an Schlafplätzen. In der Umgebung dieser Schlafplätze sollten keine WEA entstehen (10 km Puffer; Werner et al., 2019). Die Art brütet im gesamten Mittelland, im Jura und entlang der Voralpen (Knaus et al., 2018). Es dürfte deshalb schwierig werden, Windenergiestandorte zu finden, in deren Nachbarschaft keine Rotmilane brüten. Für die Vermeidung von Rotmilan-Kollisionen wäre es vorteilhaft, wenn WEA aggregiert entstehen und nicht über grosse Flächen verteilt werden (M. Schaub, 2012).

Der Schlangenadler hat sich Anfang des 21. Jahrhunderts im Wallis und im Tessin als neuer, erst in wenigen Paaren vorkommender Brutvogel etabliert. Auf Grund seines Flugverhaltens während der Jagd auf Reptilien - auf der Suche nach Beute überfliegt er südexponierte, halboffene Jagdhabitats mitunter in einer Höhe von mehreren Hundert Metern - gilt er als höchst windkraftsensibel (Maumary & Pagano, 2025; unpublished). Diese Einschätzung wird durch eine hohe Zahl bestätigter Kollisionsopfer aus Spanien und Frankreich bestätigt (Dürr, 2025).

Eine weitere Art mit hohem Kollisionsrisiko ist der Uhu, der gleichzeitig als stark gefährdet eingestuft ist. Die 200-230 Brutpaare verteilen sich hauptsächlich auf die Alpentäler, das Tessin und den Jura; einige Paare nisten entlang der Voralpen und wenige im Mittelland (Knaus et al., 2018). Ausgehend von seinen Horsten in Felswänden oder Kiesgruben unternimmt der Uhu regelmässig weite, nächtliche Jagdflüge. Entsprechend empfiehlt die Vogelwarte, beim Bau von WEA einen Mindestabstand von 3 km zu Horsten einzuhalten (Werner et al., 2019).

Abgesehen von den erwähnten Arten gibt es weitere wie Baumfalke, Mäusebussard, Schwarzmilan, Sperber, Turmfalke, Wanderfalke und Waldohreule, die als windkraftsensibel gelten und je nach Standort einer geplanten WEA zu berücksichtigen sind (Werner et al., 2019).

4.5. Raufusshühner und Waldschneepfe

Bei diesen Arten liegt der Fokus auf der Beeinträchtigung des Lebensraums und zusätzlicher Störung durch menschliche Aktivitäten im Bereich der WKA. Raufusshühner sind Standvögel, ihre Lebensräume und Vorkommen sind in den letzten Jahrzehnten geschrumpft. Der aktuelle Bestand des Auerhuhns von rund 1000 Vögeln verteilt auf vier separate Einheiten (Jura, zentrale Voralpen, Östliche Voralpen und Ostalpen, Engadin) gilt als stark gefährdet (Mollet et al., 2008). Um den Fortbestand der Art in der Schweiz zu ermöglichen, sollte sich die Gesamtpopulation bis 2035 auf das Niveau der 1970-er Jahre erholen (Wirkungsziel Aktionsplan; Mollet et al., 2008). Das kann nur funktionieren, wenn die aktuell besetzten Lebensräume unbeeinträchtigt und eher aufgewertet werden. Jede zusätzliche Beeinträchtigung des Lebensraums, kann zum Aussterben lokaler Vorkommen führen. Im Fall des Auerhuhns sind die heute noch günstigen Lebensräume gegeben und lassen sich weder verschieben noch im grösseren Stil mittelfristig neu schaffen. Temporäres Ausweichen in benachbarte Habitats (z.B. während einer Bauphase) und anschliessende Rückkehr kann beim Auerhuhn nicht erwartet werden. Zudem gilt die Art als sehr störungsanfällig (Thiel et al., 2008); Menschliche Aktivitäten führen zur Meidung der betroffenen Gebiete, als Konsequenz geht Lebensraum verloren (Coppes, Kämmerle, et al., 2020). Besonders an den Verbreitungsrändern gilt für Birk- und

Schneehuhn Ähnliches wie für das Auerhuhn. Eine zusätzliche Beeinträchtigung der noch verfügbaren Lebensräume kann zum Verlust der lokalen Population führen.

Auf Grund des Flugverhaltens sind bei Raufusshühnern insbesondere Kollision mit Masten zu erwarten (Zeiler & Grünschachner-Berger, 2009). Diese Gefahr kann mit Bemalen der Masten reduziert werden (Stokke et al., 2020). Kollisionen mit Rotoren sind jedoch bei Auerhuhn, Birkhuhn, Schneehuhn und Waldschnepfe nicht auszuschliessen. Auerhühner können in Regionen mit fragmentiertem Lebensraum regelmässig zwischen Bergstöcken wechseln (Storch, 1995). Während der Balzzeit zwischen März und Juni fliegt ein Teil der Hähne sogar allabendlich aus entfernten Zonen des Territoriums zum Balzplatz (Klaus et al., 1989). Werden Birkhühner aufgescheucht, fliehen sie teilweise raumgreifend, situativ auch mit Wechsel der Talseite (eigene Beobachtung). Ähnliches kann auch bei Schneehühnern situativ erwartet werden. Waldschnepfen sind insbesondere auf dem Zug gefährdet. Allenfalls sind sie zusätzlich während den Balzflügen betroffen, welche jedoch meist in geringer Höhe über Waldlichtungen oder offenem Wald erfolgen (Maumary et al., 2007).

Die aktuellen Lebensräume des Auerhuhns decken vor allem im westlichen Jura, den zentralen und östlichen Voralpen und den östlichen Zentralalpen grosse Flächen ab (Mollet et al., 2008), die von zusätzlichen Belastungen wie beispielsweise WEA verschont bleiben sollten. Das Auerhuhn hat sich auf Grund der hohen Lebensraumsprüche und des grossen Raumbedarfs als gute Schirmart für andere Vogelarten wie die Waldschnepfe, Sperlings- und Raufussskauz oder den Dreizehenspecht erwiesen (Suter & Graf, 2008). Mit dem Schutz und der Aufwertung dieser Lebensräume wird deshalb neben dem Auerhuhn eine gesamte Lebensgemeinschaft erhalten.

4.6. Weitere Arten

Es gibt weitere, oben nicht erwähnte Arten, welche durch den Bau und den Betrieb von WEA beeinträchtigt werden können. Die Alpenkrähe kommt in der Schweiz hauptsächlich im Wallis vor, brütet im Gebirge oberhalb 1500 m.ü.M. und ist mit 70-80 Brutpaaren äusserst selten (Maumary et al., 2007). Die Art hat zudem grosse Raumsprüche, weil Nist- und Jagdgebiete weit auseinander liegen können und besonders im Winter auch Nahrungsflüge bis ins Tal führen. Aufgrund dieses Raumverhaltens und bestätigten Windkraftopfern aus Spanien und Frankreich (Dürr, 2025) besteht ein erhöhtes Risiko für Kollisionen.

Schwalben und Segler haben ebenfalls ein raumgreifendes Flugverhalten, verbringen enorm viel Zeit in der Luft und fliegen je nach Witterungsbedingungen in einem Höhenbereich, wo ein Risiko für Kollisionen mit Rotoren besteht. Arten wie Mehl- und Rauchschwalbe, Uferschwalbe aber auch Mauer- und Alpensegler tauchen entsprechend regelmässig unter den Windkraftopfern auf (Dürr, 2025). Auf Grund der weiten Jagdflüge und der über die ganze Landesfläche verteilten Kolonien (Maumary et al., 2007) dürfte es in der Praxis schwierig sein, besonders frequentierte Gebiete zu definieren und bei der Planung von WEA zu berücksichtigen.

Auch Wiesenbrüter wie die Feldlerche oder der Wiesenpieper tauchen unter den Windkraftopfern auf (Dürr, 2025). Ihre Lebensräume sind zwar primär durch intensivierte Landnutzung oder Nutzungsaufgabe gefährdet, doch können WEA je nach Standort zu Zusatzmortalität führen (Dürr, 2025) und dadurch lokale Vorkommen brutorttreuer Arten (z.B. Feldlerche; Maumary et al., 2007) gefährden. Ähnliche Risiken könnten auch für andere Kleinvogelarten aufgeführt werden.

5. Synthese

Die Vogelmortalität an Windenergieanlagen (WEA) ist ein komplexes und vielschichtiges Phänomen. Sie hängt stark vom Standort, den technischen Eigenschaften der Anlagen, der Vogelart, dem Verhalten sowie von saisonalen und meteorologischen Bedingungen ab. Diese starke artspezifische und standortspezifische Variabilität macht pauschale Aussagen schwierig.

Auch ein Vergleich mit anderen menschengemachten Mortalitätsursachen (z. B. Stromschlag an Freileitungsmasten, Kollisionen an Gebäuden oder mit Fahrzeugen oder Prädation durch Hauskatzen) ist nicht zielführend. Unterschiedliche Ursachen betreffen unterschiedliche Lebensräume und Vogelarten. Während Gebäudekollisionen und Hauskatzen vor allem Siedlungsarten betreffen, gefährden WEA insbesondere Arten, die den freien Luftraum nutzen, darunter viele Zug- und Greifvögel. Aufgrund dieser Differenzen ist die Mortalität an WEA nicht direkt mit derjenigen an anderen Infrastrukturen vergleichbar und sollte separat bewertet werden. Eine entsprechend differenzierte Betrachtung kommt in der Revision der Leitungsverordnung (LeV) zum Ausdruck, in der der Bundesrat 2025 neue Vorschriften erlassen hat, um stromtodbedingte Verluste bei Grossvögeln zu reduzieren. Dabei wurde explizit anerkannt, dass bereits einzelne Todesfälle bei empfindlichen Arten, wie etwa dem Uhu, populationsrelevante Auswirkungen haben können. Diese Haltung unterstreicht, dass auch bei WEA nicht die absolute Zahl der Opfer, sondern deren demografische Bedeutung für betroffene Arten entscheidend ist.

Auch wenn absolute Mortalitätszahlen kein eindeutiger Indikator für die Wirkung auf Vogelpopulationen sind, liefern bisher erhobene Mortalitätszahlen an WEA relevante Hinweise auf betroffene Arten. In der Schweiz ist die Datenlage zur Vogelmortalität an WEA sehr begrenzt. Abgesehen von sehr wenigen systematischen Erhebungen existieren kaum belastbare Zahlen. Die europaweite Datenbank von Dürr (2025) stellt aktuell die beste verfügbare Quelle dar, ist jedoch auf unterschiedliche Regionen, Vogelgemeinschaften und Turbinentypen zurückzuführen. Die Daten sollten deshalb kontextsensibel und nicht als allgemeingültiger Massstab verwendet werden. Zudem verändern sich Bauweise und technische Parameter moderner WEA laufend, wodurch frühere Erkenntnisse nur eingeschränkt auf zukünftige Anlagen übertragbar sind.

Ein zentrales Ergebnis der bisherigen Forschung ist, dass das Kollisionsrisiko einzelner Vogelarten nicht nur durch deren generelle Anfälligkeit, sondern massgeblich durch ihr Verhalten im jeweiligen Raum und in Relation zur Anlage bestimmt wird. Auch Arten, die bisher kaum als Windkraftopfer registriert wurden, können je nach Standort und Situation einem erhöhten Risiko ausgesetzt sein. Entsprechend ist jede Anlage individuell zu bewerten. Ausserdem ist die Mortalität an WEA nur ein Teilaspekt möglicher Auswirkungen auf die Vogelwelt. Ebenso relevant sind indirekte Effekte wie Lebensraumverlust, Barrierewirkung oder Störung.

Die Standortwahl von WEA spielt eine entscheidende Rolle für die Minimierung der Auswirkungen auf Vogelpopulationen, sowohl auf regionaler Ebene bei der Auswahl geeigneter Gebiete als auch lokal bei der konkreten Positionierung einzelner Turbinen. In Gebieten mit bekannten Brutplätzen, Schlafplätzen oder frequentierten Zugrouten, insbesondere von windkraftsensiblen Arten, können artspezifische Risikoabschätzungen helfen, die Mortalität zu minimieren. Dies gilt besonders in Fällen mit unklaren Raumansprüchen, etwa bei Zugvögeln oder Greifvögeln. Bestehen innerhalb eines gewissen Radius kritische Strukturen (z. B. Schlafplätze), empfiehlt die Schweizerische Vogelwarte, zusätzlich zu Mindestabständen gezielt Raumnutzungsanalysen durchzuführen.

Trotz sorgfältiger Planung und Rücksichtnahme auf ökologische Faktoren wird es kaum möglich sein, energietechnisch geeignete Standorte zu finden, bei denen Konflikte mit Vögeln gänzlich ausgeschlossen sind. Neue WEA bedeuten mit hoher Wahrscheinlichkeit eine gewisse Zusatzmortalität. Werden jedoch die Vorkommen windkraftsensibler Arten berücksichtigt und technische Massnahmen wie automatische Abschalt-systeme bei Vogeldurchzug oder hoher Flugaktivität umgesetzt, kann das Risiko substanziell reduziert werden.

6. Quellenverzeichnis

- ARE. (2020). *Konzept Windenergie. Basis zur Berücksichtigung der Bundesinteressen bei der Planung von Windenergieanlagen*. Bundesamt für Raumentwicklung. www.are.admin.ch/windenergie
- Arnett, E., & May, R. (2016). Mitigating Wind Energy Impacts on Wildlife: Approaches for Multiple Taxa. *Human–Wildlife Interactions*, 10, 28–41. <https://doi.org/10.26077/1JEG-7R13>
- Aschwanden, J., & Liechti, F. (2016). *Vogelzugintensität und Anzahl Kollisionsoffer an Windenergieanlagen am Standort Le Peuchapatte (JU)*. Schweizerische Vogelwarte Sempach. <https://www.news.admin.ch/newsd/message/attachments/46367.pdf>
- Aschwanden, J., Stark, H., Peter, D., Steuri, T., Schmid, B., & Liechti, F. (2018). Bird collisions at wind turbines in a mountainous area related to bird movement intensities measured by radar. *Biological Conservation*, 220, 228–236. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.01.005>
- Baerwald, E. F., D'Amours, G. H., Klug, B. J., & Barclay, R. M. R. (2008). Barotrauma is a significant cause of bat fatalities at wind turbines. *Current Biology*, 18(16), 695–696. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2008.06.029>
- BAFU. (2019). *Liste der National Prioritären Arten und Lebensräume. In der Schweiz zu fördernde prioritäre Arten und Lebensräume. Umwelt-Vollzug Nr. 1709* (p. 99). Bundesamt für Umwelt. www.bafu.admin.ch/uv-1709-d
- BAFU. (2021). *Langfristige Klimastrategie der Schweiz* (pp. 1–64). Bundesamt für Umwelt. <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/klima/fachinformationen/emissionsverminderung/verminderungsziele/ziel-2050/klimastrategie-2050.html>
- BAFU. (2025). *Erläuterung zur Änderung der Verordnung über elektrische Leitungen (Leitungsverordnung, LeV; SR 734.31). Verordnungspaket Umwelt Frühling 2025*. Bundesamt für Umwelt. <https://cms.news.admin.ch/fileservice/sdweb-docs-prod-nsbcch-files/files/2025/06/24/f446e4c9-17d3-4a2b-900d-d919ee49b19a.pdf>
- Barclay, R. M. R., Baerwald, E. F., & Gruver, J. C. (2007). Variation in bat and bird fatalities at wind energy facilities: Assessing the effects of rotor size and tower height. *Canadian Journal of Zoology*, 85(3), 381–387. <https://doi.org/10.1139/Z07-011>
- Barrios, L., & Rodríguez, A. (2004). Behavioural and environmental correlates of soaring-bird mortality at on-shore wind turbines. *Journal of Applied Ecology*, 41(1), 72–81. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2004.00876.x>
- Bellebaum, J., Korner-Nievergelt, F., Duerr, T., & Mammen, U. (2013). Wind turbine fatalities approach a level of concern in a raptor population. *J. Nat. Conserv.*, 21(6), 394–400. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2013.06.001>
- 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*. Bird Strike Association of Canada (BSAC). <https://canadianbirdstrike.ca/review-of-international-research-literature-regarding-the-effectiveness-of-auditory-bird-scaring-techniques-and-potential-alternatives/>
- Blary, C., Bonadonna, F., Dussauze, E., Potier, S., Besnard, A., & Duriez, O. (2023). Detection of wind turbines rotary motion by birds: A matter of speed and contrast. *Conservation Science and Practice*, 5(10), e13022. <https://doi.org/10.1111/csp2.13022>
- Blary, C., Potier, S., Duriez, O., Besnard, A., & Bonadonna, F. (2025). Influence of rotation speed and frequency on the decision of *Columba livia domestica* (homing pigeon) to cross the rotor-swept area of paper blades mimicking a wind turbine. *Ornithological Applications*, 127(1). <https://doi.org/10.1093/ORNITHAPP/DUAE058>
- Calvert, A. M., Bishop, C. A., Elliot, R. D., Krebs, E. A., Kydd, T. M., Machtans, C. S., & Robertson, G. J. (2013). Synthèse des sources de mortalité aviaire d'origine anthropique au Canada. *Avian Conservation and Ecology*, 8(2). <https://doi.org/10.5751/ACE-00581-080211>
- Cárcamo, B., Kret, E., Zografou, C., & Vasilakis, D. (2011). Assessing the Impact on Birds of Prey of Nine Established Wind Farms in Thrace, Greece. *WWF Greece*. https://www.academia.edu/22092183/Assessing_the_Impact_on_Birds_of_Prey_of_Nine_Established_Wind_Farms_in_Thrace_Ne_Greece
- Carrete, M., Sánchez-Zapata, J. A., Benítez, J. R., Lobón, M., & Donazar, J. A. (2009). Large scale risk-assessment of wind-farms on population viability of a globally endangered long-lived raptor. *Biological Conservation*, 142(12), 2954–2961. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.07.027>
- Chambert, T., Duriez, O., & Besnard, A. (2024). Methodological approaches to assessing population-level impacts of bird collisions with wind turbines: A critical perspective. *Environmental Conservation*, 51(1), 1–5. <https://doi.org/10.1017/S0376892923000346>
- Chambert, T., Duriez, O., Deleaux, M., & Besnard, A. (2023). EolPop, a R-shiny tool for quantifying the demographic impact of species exposed to fatalities: Application to bird collisions with wind turbines. *Journal of Environmental Management*, 345, 118923. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2023.118923>
- Chen, K., Kross, S. M., Parkins, K., Seewagen, C., Farnsworth, A., & Van Doren, B. M. (2024). Heavy migration traffic and bad weather are a dangerous combination: Bird collisions in New York City. *Journal of Applied Ecology*, 61(4), 784–796. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14590>

- Coppes, J., Braunisch, V., Bollmann, K., Storch, I., Mollet, P., Grünschachner-Berger, V., Taubmann, J., Suchant, R., & Nopp-Mayr, U. (2020). The impact of wind energy facilities on grouse: a systematic review. In *Journal of Ornithology* (Vol. 161, Issue 1). Springer Science and Business Media Deutschland GmbH. <https://doi.org/10.1007/s10336-019-01696-1>
- Coppes, J., Kämmerle, J. L., Grünschachner-Berger, V., Braunisch, V., Bollmann, K., Mollet, P., Suchant, R., & Nopp-Mayr, U. (2020). Consistent effects of wind turbines on habitat selection of capercaillie across Europe. *Biological Conservation*, 244. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108529>
- Dahl, E. L., May, R., Hoel, P. L., Bevanger, K., Pedersen, H. C., Røskaft, E., & Stokke, B. G. (2013). White-tailed eagles (*Haliaeetus albicilla*) at the Smøla wind-power plant, Central Norway, lack behavioral flight responses to wind turbines. *Wildlife Society Bulletin*, 37(1), 66–74. <https://doi.org/10.1002/WSB.258>
- De Lucas, M., Ferrer, M., Bechard, M. J., & Muñoz, A. R. (2012). Griffon vulture mortality at wind farms in southern Spain: Distribution of fatalities and active mitigation measures. *Biological Conservation*, 147(1), 184–189. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2011.12.029>
- De Lucas, M., Janss, G. F. E., Whitfield, D. P., & Ferrer, M. (2008). Collision fatality of raptors in wind farms does not depend on raptor abundance. *Journal of Applied Ecology*, 45(6), 1695–1703. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01549.x>
- Diffendorfer, J. E., Stanton, J. C., Beston, J. A., Thogmartin, W. E., Loss, S. R., Katzner, T. E., Johnson, D. H., Erickson, R. A., Merrill, M. D., & Corum, M. D. (2021). Demographic and potential biological removal models identify raptor species sensitive to current and future wind energy. *Ecosphere*, 12(6), e03531. <https://doi.org/10.1002/ecs2.3531>
- Domínguez del Valle, J., Cervantes Peralta, F., & Jaquero Arjona, M. I. (2020). Factors affecting carcass detection at wind farms using dogs and human searchers. *Journal of Applied Ecology*, 57(10), 1926–1935. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13714>
- Drewitt, A. L., & Langston, R. H. W. (2006). Assessing the impacts of wind farms on birds. *Ibis*, 148(SUPPL. 1), 29–42. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2006.00516.x>
- Drewitt, A. L., & Langston, R. H. W. (2008). Collision effects of wind-power generators and other obstacles on birds. In *Annals of the New York Academy of Sciences* (Vol. 1134, pp. 233–266). Blackwell Publishing Inc. <https://doi.org/10.1196/annals.1439.015>
- Dürr, T. (2025, February 26). *Vogelverluste an Windenergieanlagen in Europa (Excel-Datenbank)*. Landesamt Für Umwelt Brandenburg (LfU). <https://lfu.brandenburg.de/lfu/de/aufgaben/natur/artenschutz/vogelschutzwarte/arbeits-schwerpunkt-entwicklung-und-umsetzung-von-schutzstrategien/auswirkungen-von-windenergieanlagen-auf-voegel-und-fledermaeuse/#>
- Everaert, J., & Stienen, E. W. M. (2006). Impact of wind turbines on birds in Zeebrugge (Belgium). *Biodiversity and Conservation in Europe*, 103–117. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6865-2_8
- Ferrer, M., Alloing, A., Baumbush, R., & Morandini, V. (2022). Significant decline of Griffon Vulture collision mortality in wind farms during 13-year of a selective turbine stopping protocol. *Global Ecology and Conservation*, 38, e02203. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2022.e02203>
- Garcia-Rosa, P. B., & Tande, J. O. G. (2023). Mitigation measures for preventing collision of birds with wind turbines. In J. O. G. Tande, T. Kvamsdal, & M. Muskulus (Eds.), *Journal of Physics: Conference Series* (Vol. 2626, p. 12072). IoP Publishing Ltd. <https://doi.org/10.1088/1742-6596/2626/1/012072>
- Garvin, J. C., Simonis, J. L., & Taylor, J. L. (2024). Does size matter? Investigation of the effect of wind turbine size on bird and bat mortality. *Biological Conservation*, 291, 110474. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110474>
- Gauthreaux, S. A. (1991). The Flight Behavior of Migrating Birds in Changing Wind Fields: Radar and Visual Analyses. *Integrative and Comparative Biology*, 31(1), 187–204. <https://doi.org/10.1093/ICB/31.1.187>
- Gauthreaux, S. A., & Belser, C. G. (2006). Effects of artificial night lighting on migrating birds. In C. Rich & T. Longcore (Eds.), *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting* (pp. 67–93). Island Press.
- Grodsky, S. M., Jennelle, C. S., & Drake, D. (2013). Bird mortality at a wind-Energy facility near a wetland of international importance. *Condor*, 115(4), 700–711. <https://doi.org/10.1525/COND.2013.120167>
- Hirschhofer, S., Liechti, F., Ranacher, P., Weibel, R., & Schmid, B. (2024). High-intensity bird migration along Alpine valleys calls for protective measures against anthropogenically induced avian mortality. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 10(3), 360–373. <https://doi.org/10.1002/rse2.377>
- Hodos, W. (2003). *Minimization of Motion Smear: Reducing Avian Collision with Wind Turbines* (Issue NREL/SR-500-33249). U.S. Department of Energy. <https://doi.org/10.2172/15004460>
- Howell, P. E., New, L., Bjerre, E. R., & White, H. M. (2025). Exploring development of spatially stratified wind turbine collision risk prior distributions for eagles: An application of adaptive management. *Journal of Environmental Management*, 380. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2025.124838>
- Hüppop, O., Dierschke, J., Exo, K. M., Fredrich, E., & Hill, R. (2006). Bird migration studies and potential collision risk with offshore wind turbines. *Ibis*, 148(SUPPL. 1), 90–109. <https://doi.org/10.1111/J.1474-919X.2006.00536.X>

- Huso, M. M. P., & Dalthorp, D. (2014). Accounting for unsearched areas in estimating wind turbine-caused fatality. *Journal of Wildlife Management*, 78(2), 347–358. <https://doi.org/10.1002/JWMG.663>
- Isselbacher, K., & Isselbacher, T. (2001). Vogelschutz und Windenergie in Rheinland-Pfalz. *Naturschutz Und Landschaftspflege, Materialien 2*, 1–183.
- Johnson, G. D., Strickland, M. D., Erickson, W. P., & Young Jr., D. P. (2007). Use of data to develop mitigation measures for wind power development impacts to birds. In M. de Lucas, G. F. E. Janss, & M. Ferrer (Eds.), *Birds and Wind Farms: Risk Assessment and Mitigation* (pp. 241–257). Quercus.
- Kaplan, G. (2025). Human-Caused High Direct Mortality in Birds: Unsustainable Trends and Ameliorative Actions. *Animals*, 15(1), 73. <https://doi.org/10.3390/ANI15010073>,
- Kerlinger, P. (1989). *Flight strategies of migrating hawks*. University of Chicago Press.
- Khan, S., & Haque, I. (2015). Enhanced audio-visual warnings for reducing bird fatalities at wind turbines. *2015 3rd International Conference on Green Energy and Technology (ICGET)*, 1–6. <https://doi.org/10.1109/ICGET.2015.7315115>
- Kitano, M., Smallwood, K. S., & Fukaya, K. (2023). Bird carcass detection from integrated trials at multiple wind farms. *Journal of Wildlife Management*, 87(1). <https://doi.org/10.1002/jwmg.22326>
- Klaus, S., Andreev, A., Bergmann, H. H., Müller, F., Porkert, J., & Wiesner, J. (1989). *Die Auerhühner*. Die Neue Brehm-Bücherei. A. Ziemsen Verlag.
- Knaus, P., Antoniazza, S., Wechsler, S., Guélat, J., Kéry, M., Strebel, N., & Sattler, T. (2018). *Schweizer Brutvogelatlas 2013-2016. Verbreitung und Bestandesentwicklung der Vögel in der Schweiz und im Fürstentum Liechtenstein*. Schweizerische Vogelwarte.
- Krijgsveld, K. L., Akershoek, K., Schenk, F., Dijk, F., & Dirksen, S. (2009). Collision risk of birds with modern large wind turbines. *Ardea*, 97(3), 357–366. <https://doi.org/10.5253/078.097.0311>
- Langgemach, T., & Dürr, T. (2025). *Informationen über Einflüsse der Windenergienutzung auf Vögel*. <https://fu.brandenburg.de/sixcms/media.php/9/Dokumentation-Voegel-Windkraft.pdf>
- Lanzone, M. J., Miller, T. A., Turk, P., Brandes, D., Halverson, C., Maisonneuve, C., Tremblay, J., Cooper, J., O'Malley, K., Brooks, R. P., & Katzner, T. (2012). Flight responses by a migratory soaring raptor to changing meteorological conditions. *Biology Letters*, 8(5), 710–713. <https://doi.org/10.1098/RSBL.2012.0359>
- Leutenegger, T., Zweidler, R., Duc, L., Tschopp, T., Zoller, S., Weggler, M., Bontadina, F., Lauper, M., & Michel, B. (2023). *Checkliste UVP für Windenergieanlagen. Fachbereiche Vögel, Fledermäuse, Landschaft, Interessenabwägung - Erfolgsfaktoren bei der Planung und Beurteilung von UVP-pflichtigen Windenergieanlagen*. www.ebp.ch
- Liechti, F., Guélat, J. Ö., & Komenda-Zehnder, S. (2013). Modelling the spatial concentrations of bird migration to assess conflicts with wind turbines. *Biological Conservation*, 162, 24–32. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2013.03.018>
- Loss, S. R., Will, T., & Marra, P. P. (2013a). Estimates of bird collision mortality at wind facilities in the contiguous United States. *Biological Conservation*, 168, 201–209. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.10.007>
- Loss, S. R., Will, T., & Marra, P. P. (2013b). The impact of free-ranging domestic cats on wildlife of the United States. *Nature Communications*, 4(1), 1–8. <https://doi.org/10.1038/ncomms2380>
- Loss, S. R., Will, T., & Marra, P. P. (2015). Direct Mortality of Birds from Anthropogenic Causes. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 46(Volume 46, 2015), 99–120. <https://doi.org/10.1146/ANNUREV-ECOL-SYS-112414-054133/CITE/REFWORKS>
- Marques, A. T., Batalha, H., & Bernardino, J. (2021). Bird Displacement by Wind Turbines: Assessing Current Knowledge and Recommendations for Future Studies. In *Birds* (Vol. 2, Issue 4, pp. 460–475). MDPI. <https://doi.org/10.3390/birds2040034>
- Marques, A. T., Batalha, H., Rodrigues, S., Costa, H., Pereira, M. J. R., Fonseca, C., Mascarenhas, M., & Bernardino, J. (2014). Understanding bird collisions at wind farms: An updated review on the causes and possible mitigation strategies. *Biological Conservation*, 179, 40–52. <https://doi.org/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. *Ibis*, 154(3), 626–631. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2012.01227.x>
- Maumary, L., & Pagano, L. (2025). *Répartition potentielle du Circaète Jean-le-Blanc dans la haute vallée du Rhône (VS/VD) et au Tessin [Unpublished report]*.
- Maumary, Lionel., Vallotton, Laurent., & Knaus, Peter. (2007). *Die Vögel der Schweiz*. Schweizerische Vogelwarte Sempach & Nos Oiseaux Montmollin.
- May, R., Åström, J., Hamre, Ø., & Dahl, E. L. (2017). Do birds in flight respond to (ultra)violet lighting? *Avian Research*, 8(1), 33. <https://doi.org/10.1186/s40657-017-0092-3>

- May, R., Hamre, Ø., Vang, R., & Nygård, T. (2012). Evaluation of the DTBird video-system at the Smøla wind-power plant. Detection capabilities for capturing near-turbine avian behaviour [Technical Report]. In *NINA Report*. Norwegian Institute for Nature Research.
- May, R., Lund, P. A., Langston, R., Dahl, E. L., Bevanger, K. M., Reitan, O., Nygård, T., Pedersen, H.-C., Stokke, B. G., & Røskoft, E. (2010). Collision risk in white-tailed eagles. Modelling collision risk using vantage point observations in Smøla wind-power plant. 25. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2642580>
- May, R., Nygård, T., Falkdalen, U., Åström, J., Hamre, Ø., & Stokke, B. G. (2020). Paint it black: Efficacy of increased wind turbine rotor blade visibility to reduce avian fatalities. *Ecology and Evolution*, 10(16), 8927–8935. <https://doi.org/10.1002/ece3.6592>
- 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. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 42(C), 170–181. <https://ideas.repec.org/a/eee/rensus/v42y2015icp170-181.html>
- McClure, C. J. W., Martinson, L., & Allison, T. D. (2018). Automated monitoring for birds in flight: Proof of concept with eagles at a wind power facility. *Biological Conservation*, 224, 26–33. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.04.041>
- McClure, C. J. W., Rolek, B. W., Dunn, L., McCabe, J. D., Martinson, L., & Katzner, T. (2021). Eagle fatalities are reduced by automated curtailment of wind turbines. *Journal of Applied Ecology*, 58(3), 446–452. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13831>
- McGrady, M., Grant, M. J., Bainbridge, I. P., & McLeod, D. (2024). A model of golden eagle (*aquila chrysaetos*) ranging behavior. *Journal of Raptor Research*, 36(5), 62–69. <https://digitalcommons.usf.edu/jrr/vol36/iss5/13>
- Mollet, P., Stadler, B., & Bollmann, K. (2008). *Aktionsplan Auerhuhn Schweiz. Artenförderung Vögel Schweiz. Umwelt-Vollzug Nr. 0804*.
- Mouritsen, H., Feenders, G., Liedvogel, M., Wada, K., & Jarvis, E. D. (2005). Night-vision brain area in migratory songbirds. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102(23), 8339–8344. <https://doi.org/10.1073/pnas.0409575102>
- Nilsson, A. L. K., Molværsmyr, S., Breistøl, A., & Systad, G. H. R. (2023). Estimating mortality of small passerine birds colliding with wind turbines. *Scientific Reports*, 13(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-023-46909-z>
- Pavisse, R., Vangeluwe, D., & Clergeau, P. (2019). Domestic Cat Predation on Garden Birds: An Analysis from European Ringing Programmes. *Ardea*, 107(1), 103–109. <https://doi.org/10.5253/ARDE.V107I1.A6>
- Pennycuik, C. J. (1989). *Bird flight performance: a practical calculation manual*. Oxford University Press.
- Perold, V., Ralston-Paton, S., & Ryan, P. (2020). On a collision course? The large diversity of birds killed by wind turbines in South Africa. *Ostrich*, 228–239. <https://doi.org/10.2989/00306525.2020.1770889>
- Perrow, M. (2017). Onshore: Potential Effects. In *Wildlife and Wind Farms* (Vol. 1, p. 298). Pelagic Publishing. <https://tethys.pnnl.gov/publications/wildlife-wind-farms-conflicts-solutions-volume-1-onshore-potential-effects>
- Pescador, M., Gómez Ramírez, J. I., & Peris, S. J. (2019). Effectiveness of a mitigation measure for the lesser kestrel (*Falco naumanni*) in wind farms in Spain. *Journal of Environmental Management*, 231, 919–925. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2018.10.094>
- Poot, H., Ens, B. J., de Vries, H., Donners, M. A. H., Wernand, M. R., & Marquenie, J. M. (2008). Green light for nocturnally migrating birds. *Ecology and Society*, 13(2). <https://doi.org/10.5751/ES-02720-130247>
- Rabie, P. A., Welsch, M. M., Stone, N., & Derby, C. (2024). Novel approach to estimating avian mortality from vehicle–bird collisions on U.S. roads. *Journal of Field Ornithology, Published Online: 2024-07-31 | Doi:10.5751/JFO-00498-950301*, 95(3). <https://doi.org/10.5751/JFO-00498-950301>
- Rebolo-Ifran, N., Zamora-Nasca, L., & Lambertucci, S. A. (2021). Cat and dog predation on birds: The importance of indirect predation after bird-window collisions. *PERSPECTIVES IN ECOLOGY AND CONSERVATION*, 19(3), 293–299. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.05.003>
- Saether, B.-E., & Bakke, Ø. (2000). Avian Life History Variation and Contribution of Demographic Traits to the Population. *Ecology*, 81(3), 642–653. <https://www.jstor.org/stable/177366>
- Schaub, M. (2012). Spatial distribution of wind turbines is crucial for the survival of red kite populations. *Biological Conservation*, 155, 111–118. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2012.06.021>
- Schaub, M., Aebischer, A., Gimenez, O., Berger, S., & Arlettaz, R. (2010). Massive immigration balances high anthropogenic mortality in a stable eagle owl population: Lessons for conservation. *Biological Conservation*, 143(8), 1911–1918. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2010.04.047>
- Schaub, M., Zink, R., Beissmann, H., Sarrazin, F., & Arlettaz, R. (2009). When to end releases in reintroduction programmes: Demographic rates and population viability analysis of bearded vultures in the Alps. *Journal of Applied Ecology*, 46(1), 92–100. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01585.x>
- Schaub, T., Klaassen, R. H. G., De Zutter, C., Albert, P., Bedotti, O., Bourrioux, J. L., Buij, R., Chadœuf, J., Grande, C., Illner, H., Isambert, J., Janssens, K., Julius, E., Lee, S., Mionnet, A., Müskens, G., Raab, R., van Rijn, S., Shamoun-Baranes, J., ... Millon, A. (2024). Effects of wind turbine dimensions on the collision risk of raptors: A

- simulation approach based on flight height distributions. *Science of The Total Environment*, 954, 176551. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2024.176551>
- Schippers, P., Buij, R., Schotman, A., Verboom, J., van der Jeugd, H., & Jongejans, E. (2020). Mortality limits used in wind energy impact assessment underestimate impacts of wind farms on bird populations. *Ecology and Evolution*, 10(13), 6274–6287. <https://doi.org/10.1002/ece3.6360>
- Shamoun-Baranes, J., Leshem, Y., Yom-Tov, Y., & Liechti, O. (2003). Differential Use of Thermal Convection by Soaring Birds Over Central Israel. *The Condor*, 105(2), 208–218. <https://doi.org/10.1093/CONDOR/105.2.208>
- Shamoun-Baranes, J., van Loon, E., van Gasteren, H., van Belle, J., Bouten, W., & Buurma, L. (2006). A comparative analysis of the influence of weather on the flight altitudes of birds. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 87(1), 47–61. <https://doi.org/10.1175/BAMS-87-1-47>
- Shimada, Y. (2021). Reducing bird collision risk per megawatt by introducing longer wind turbine blades. *Ornithol. Sci.*, 20(2), 253–261. <https://doi.org/10.2326/osj.20.253>
- Smallwood, K. S. (2007). Estimating Wind Turbine-Caused Bird Mortality. *Journal of Wildlife Management*, 71(8), 2781–2791. <https://doi.org/10.2193/2007-006>
- Smallwood, K. S., & Bell, D. A. (2020). Effects of Wind Turbine Curtailment on Bird and Bat Fatalities. *Journal of Wildlife Management*, 84(4), 685–696. <https://doi.org/10.1002/jwmg.21844>
- Smallwood, K. S., & Thelander, C. G. (2004). Developing methods to reduce bird mortality in the Altamont Pass Wind Resource Area. Final Report by BioResource Consultants to the California Energy Commission, Public Interest Energy Research-Environmental Area. In *Contract No. 500-01-019* (p. 363). California Energy Commission.
- Stokke, B. G., Nygård, T., Falkdalen, U., Pedersen, H. C., & May, R. (2020). Effect of tower base painting on willow ptarmigan collision rates with wind turbines. *Ecology and Evolution*, 10(12), 5670–5679. <https://doi.org/10.1002/ece3.6307>
- Storch, I. (1995). Annual Home Ranges and Spacing Patterns of Capercaillie in Central Europe. *The Journal of Wildlife Management*, 59(2), 392. <https://doi.org/10.2307/3808953>
- Suisse Éole. (2025). *Windenergie in der Schweiz in Zahlen*. https://suisse-eole.ch/wp-content/uploads/2025/02/001_SE_02_FACTSHEET_2024_D_v4.pdf
- Suter, W., & Graf, R. F. (2008). Das Auerhuhn - eine naturschutzbiologische Betrachtung. *Der Ornithologische Beobachter*, 105(13), 17–32. <https://doi.org/10.1080/07373937.2016.1264414>
- Thaxter, C. B., Buchanan, G. M., Carr, J., Butchart, S. H. M., Newbold, T., Green, R. E., Tobias, J. A., Foden, W. B., O'Brien, S., & Pearce-Higgins, J. W. (2017). Bird and bat species' global vulnerability to collision mortality at wind farms revealed through a trait-based assessment. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 284(1862). <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.0829>
- Thaxter, C. B., Ross-Smith, V. H., Bouten, W., Clark, N. A., Conway, G. J., Masden, E. A., Clewley, G. D., Barber, L. J., & Burton, N. H. K. (2019). Avian vulnerability to wind farm collision through the year: Insights from lesser black-backed gulls (*Larus fuscus*) tracked from multiple breeding colonies. *Journal of Applied Ecology*, 56(11), 2410–2422. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13488>
- Thelander, C. G., Smallwood, K. S., & Rugge, L. (2003). Bird Risk Behaviors and Fatalities at the Altamont Pass Wind Resource Area [Technical Report]. In *NREL/SR-500-33829*. U.S. Department of Energy. <http://www.osti.gov/bridge>
- Thiel, D., Jenni-Eiermann, S., & Jenni, L. (2008). Effects of recreation activities on flushing behaviour, habitat use and stress physiology of Western Capercaillie. *Ornithologische Beobachter*, 105, 85–96.
- Vignali, S., Lörcher, F., Hegglin, D., Arlettaz, R., & Braunisch, V. (2022). A predictive flight-altitude model for avoiding future conflicts between an emblematic raptor and wind energy development in the Swiss Alps. *Royal Society Open Science*, 9(2). <https://doi.org/10.1098/rsos.211041>
- Welcker, J., Liesenjohann, M., Blew, J., Nehls, G., & Gruenkorn, T. (2017). Nocturnal migrants do not incur higher collision risk at wind turbines than diurnally active species. *Ibis*, 159(2), 366–373. <https://doi.org/10.1111/ibi.12456>
- Werner, S., Aschwanden, J., Heynen, D., & Schmid, H. (2019). *Vögel und Windkraft: Untersuchung und Bewertung von UVP-pflichtigen Windkraftprojekten. Empfehlungen der Schweizerischen Vogelwarte*.
- Whitfield, D. P., Fielding, A. H., Mcleod, D. R. A., & Haworth, P. F. (2004). Modelling the effects of persecution on the population dynamics of golden eagles in Scotland. *Biological Conservation*, 119(3), 319–333. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2003.11.015>
- Young, D., Erickson, W., Good, R., & Sernka, K. (2003). *Comparison of Avian Responses to UV-Light-Reflective Paint on Wind Turbines [Subcontract Report]*. <https://doi.org/10.2172/15003047>
- Zeiler, H. P., & Grünschachner-Berger, V. (2009). *Impact of wind power plants on black grouse, Lyrurus tetrix in Alpine regions Collection of papers from the 4 th International Black Grouse Conference* (Vol. 58, Issue 2).

Anhang

Tabelle 1: Prozentualer Anteil der erhobenen Kollisionsopfer windkraftsensibler Vogelarten der Schweiz (Werner et al., 2019) an der Gesamtzahl erhobener Kollisionsopfer pro Land ¹ (Dürr, Stand Februar 2025). Länder mit weniger als 200 erhobenen Kollisionsopfer wurden ausgeblendet, sind in der Gesamtzahl pro Art (Spalte Total) jedoch berücksichtigt.

Artname	Rote Liste CH ²	Zugverhalten ³	Vogelgruppe	A	BE	D	E	FR	GR	NL	N	PT	Total	
Uhu	VU	S	Eulen			0.4	0.3	0.1					46	
Waldohreule	LC	TZ		0.3		0.3	0.0	0.2					34	
Zwergohreule	EN	LSZ					0.0						1	
Bartgeier	CR	S	Greifvögel				0.0			0.3			3	
Baumfalke	NT	LSZ				0.3	0.1	0.4		0.1			49	
Fischadler	RE	LSZ				1.0	0.2	0.1					71	
Gänsegeier	-	TZ				0.0	33.9	1.0	3.9			2.7	1'969	
Habicht	NT	S				0.2	0.1	0.0		0.1			19	
Mäusebussard	LC	TZ			4.0	0.2	15.7	0.6	6.9	2.6	4.1		2.9	1'283
Rohrweihe	VU	LSZ			0.8	0.1	1.0	0.2	0.2	0.4	1.2			88
Rotmilan	LC	TZ			0.3	0.3	15.4	0.6	1.0		0.3			910
Schlangenadler	VU	LSZ						1.1	0.2	1.3				75
Schwarzmilan	LC	LSZ					1.3	1.3	1.2					201
Sperber	LC	KSZ			0.3	0.2	0.9	0.3	1.0	0.4	0.1			123
Steinadler	NT	S					0.0	0.1	0.0	0.4		0.5		28
Turmfalke	NT	TZ			7.4	0.4	3.1	4.9	7.6		1.9		8.8	928
Wanderfalke	VU	S			0.3	0.2	0.6	0.1	0.1		0.1			48
Wespenbussard	NT	LSZ					0.6	0.1	0.1	1.3				49
Alpensneehuhn	NT	S		Hühnervögel										0
Auerhuhn	EN	S					0.0	0.0						14
Birkhuhn	NT	S	1.9										9	
Haselhuhn	NT	S											0	
Steinhuhn	VU	S											0	
Lachmöwe	EN	KSZ	Möwen	1.1	18.3	3.5	0.0	2.9		14.1			787	
Alpenkrähe	EN	S	Rabenvögel				0.0	0.0					3	
Wachtelkönig	CR	LSZ	Rallen										1	
Graureiher	LC	KSZ	Reiher	0.3	0.4	0.3	0.0	0.1		1.4	0.9		47	
Purpurreiher	CR	LSZ											0	
Zwergdommel	EN	LSZ						0.0					1	
Flusseeeschwalbe	NT	LSZ	Schwalben		9.0	0.0		0.0		0.7			169	
Mehlschwalbe	NT	LSZ		0.3		1.2	0.8	1.2	27.5	0.4		35.7	397	
Rauchschwalbe	NT	LSZ				0.6	0.2	0.3	0.4	0.3		0.2	62	
Ziegenmelker	EN	LSZ					0.0						2	
Alpensegler	NT	LSZ	Segler			0.0	0.4	0.0	0.4				28	
Mauersegler	NT	LSZ		3.7	0.2	3.3	1.3	9.2	2.6	0.7		4.1	792	
Baumpieper	NT	LSZ	Singvögel			0.1	0.0	0.2	0.4				22	
Bergpieper	LC	TZ											6	
Feldlerche	VU	KSZ		6.1		2.4	1.6	4.7	0.4	0.3		9.9	552	
Heidelerche	VU	KSZ				0.3	1.1	0.8	12.7			5.6	172	
Waldlaubsänger	VU	LSZ				0.0	0.0	0.0					5	
Wiesenpieper	VU	KSZ			0.3	0.0	0.3	0.2	0.9	0.3	0.2	0.7	42	
Schwarzstorch	-	LSZ		Störche		0.1	0.1	0.1	0.0					10
Weißstorch	NT	LSZ	0.3			2.1	1.2	0.1					179	
Bekassine	CR	KSZ, LSZ	Watvögel			0.0	0.0	0.0		0.1	2.6	0.2	19	
Großer Brachvogel	CR	KSZ					0.1		0.0		1.1		14	
Kiebitz	EN	KSZ		0.2	0.4			0.1		0.4			31	
Mornellregenpfeifer	VU	KSZ				0.0							1	
Waldschnepfe	VU	KSZ		0.3	0.1	0.2	0.0	0.1	0.9	0.1			23	
Wiedehopf	VU	LSZ		Wiedehopfe				0.1	0.1	0.4			0.2	13

Die Anzahl erhobener Kollisionsopfer widerspiegelt **nur die gemeldeten Funde** und **nicht das Ausmass** der Problemlage. Die Art (zufällig oder systematisch) und die Intensität der Erhebungen, die Meldebereitschaft, die Qualität der übermittelten Daten sowie die Anzahl Anlagen sind je nach Land sehr unterschiedlich.

Erhobene Kollisionsopfer sensibler Arten	102	537	2'874	2'871	2'141	131	206	18	315	9'326
Gesamtzahl erhobener Kollisionsopfer	378	1'806	5'164	5'575	5'323	229	730	428	443	20'754
Anteil erhobener Kollisionsopfer sensibler Arten an Gesamtzahl erhobener Kollisionsopfer	27.0%	29.7%	55.7%	51.5%	40.2%	57.2%	28.2%	4.2%	71.1%	44.9%

¹ A: Österreich, BE: Belgien, D: Deutschland, E: Spanien, F: Frankreich, GR: Griechenland, NL: Niederlande, N: Norwegen, PT: Portugal

² LC: least concern (nicht gefährdet), NT: near threatened (potenziell gefährdet), VU: vulnerable (verletzlich), EN: endangered (gefährdet), CR: critically endangered (vom Aussterben bedroht), RE: regionally extinct (in der Schweiz ausgestorben)

³ LSZ: Langstreckenzieher, KSZ: Kurzstreckenzieher, S: Standvogel, TZ: Teilzieher (Schweizerische Vogelwarte, 2025)

Tabelle 2: Massnahmen zur Reduktion der Kollisionsoffer an Windenergieanlagen (WEA) mit Einschätzung zur Wirksamkeit basierend auf Garcia-Rosa & Tande (2023) und Marques et al. (2014)

	Massnahme	Typ	Ziel	Mögliche Nachteile	Wirksamkeit	Mögliche Umsetzung	Referenzen
Habitatmanagement	Veränderung der Landschaft	passiv	Vogelaktivität in der Nähe von WEA reduzieren	Einfluss auf Lebensraum anderer Tierarten	***	<ul style="list-style-type: none"> - Hohe Mahd oder Bodenbearbeitung, um Futterangebot lokal zu reduzieren - Lebensraumattraktivität durch Änderungen in der Vegetation verringern 	Martin et al., 2012; May et al., 2015; Pescador et al., 2019
	Strategische Planung neuer WEA	passiv	Standorte mit hohem Konfliktpotential meiden	Einschränkungen bei Standortwahl	***	<ul style="list-style-type: none"> - Berücksichtigung von Brutgebieten und Hauptzugrouten windkraftsensibler Arten - Wettervariablen an Mikrostandorten evaluieren 	De Lucas et al., 2012; Howell et al., 2025; M. Schaub, 2012
Technische Massnahmen	Bemalung	passiv	Sichtbarkeit der WEA erhöhen	Abhängig von Lichtverhältnissen; ungeeignet für Arten, die Blick mehrheitlich nach unten richten (z.B. Greifvögel)	** / ***	<ul style="list-style-type: none"> - Bemalung eines Rotorblattes (schwarz/mit UV-Farbe) - Bemalung des Turms (schwarz) 	Hodos, 2003; May et al., 2017, 2020; Stokke et al., 2020; Young et al., 2003
	Selektive oder temporäre Turbinenabschaltung	aktiv	Kollision mit rotierenden Turbinenblätter bei Unwetter oder Vogelzug vermeiden	Verluste bei Stromproduktion und Umsatz	**	<ul style="list-style-type: none"> - Turbine temporär abschalten bei erwarteter hoher Vogelzugaktivität oder Unwettervorhersage aufgrund von Kollisionsrisiko-Modellen - Turbine abschalten als Reaktion auf sich nähernde Vogelzüge mittels Radardetektion oder Beobachtungen 	De Lucas et al., 2012; Ferrer et al., 2022; R. May et al., 2012; McClure et al., 2018, 2021; Smallwood & Bell, 2020
	Geschwindigkeitskontrolle	aktiv	Geschwindigkeit beim Durchqueren eines Vogels anpassen, um Kollision zu vermeiden	Verluste bei Stromproduktion und Umsatz	<i>noch nicht getestet</i>	<ul style="list-style-type: none"> - Drehzahl an Geschwindigkeit des sich nähernden Vogels anpassen 	Garcia-Rosa & Tande, 2023
	Akustische/visuelle Abschreckung	aktiv	Vögel abschrecken und von den WEA fernhalten	Einfluss auf Lebensraum anderer Tierarten, Lärmbelastung für lokale Bevölkerung	* / **	<ul style="list-style-type: none"> - Akustische Abschreckung durch Warnsignale bei sich nähernden Vögeln - Visuelle Abschreckung mit Laser (nachts) 	Bishop et al., 2003; Khan & Haque, 2015