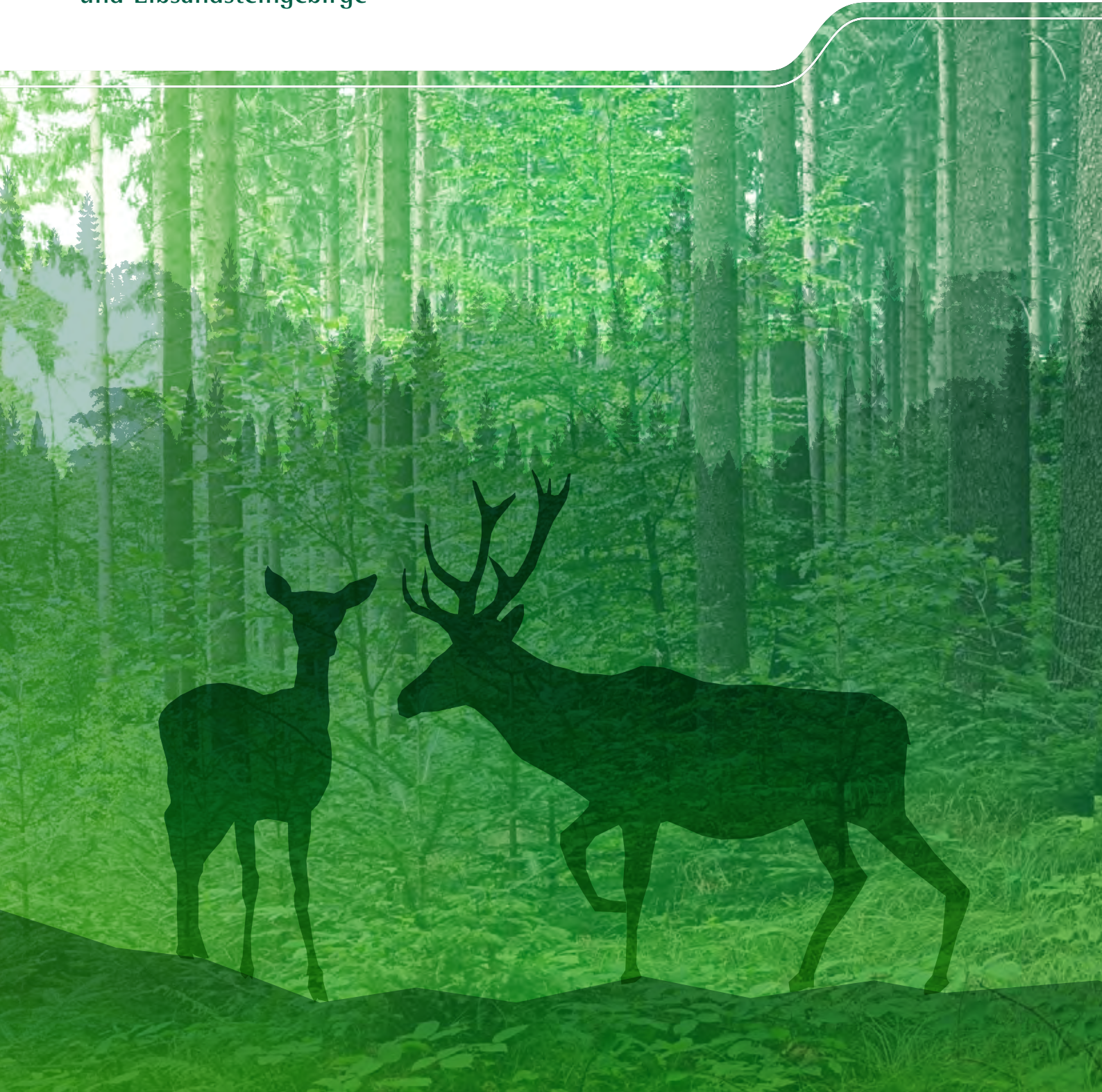




Rotwildmanagement pro Waldumbau

Ergebnisse des Kooperationsprojektes im Erzgebirge
und Elbsandsteingebirge



Rotwildmanagement pro Waldumbau

Ergebnisse des Kooperationsprojektes im Erzgebirge
und Elbsandsteingebirge

Marcel Thomae · Klaus Polaczek · Dr. Dirk-Roger Eisenhauer
Staatsbetrieb Sachsenforst, Kompetenzzentrum für Wald und Forstwirtschaft

Unter Mitarbeit von:

Ute Tröber · Dr. Franziska Bandau · Ursula Franke



Kooperationspartner:



INHALT

| | | |
|----------|---|-----|
| 1 | Zusammenfassung | 4 |
| 2 | Danksagung | 6 |
| 3 | Das Kooperationsprojekt „Rotwildmanagement pro Waldumbau“ | 9 |
| 3.1 | Ausgangslage + Motivation | 10 |
| 3.2 | Projektarchitektur | 14 |
| 3.3 | Untersuchungsgebiete | 16 |
| 4 | Standörtliche, ökologische, historische und sozioökonomische Rahmenbedingungen | 19 |
| 4.1 | „Bergeschrey“ und „Waldsterben“ – Waldgeschichte im Erzgebirge | 20 |
| 4.2 | Topografie | 25 |
| 4.3 | Klima | 27 |
| 4.4 | Landschaftsstruktur und Landnutzung | 28 |
| 4.5 | Waldeigentum und Waldbewirtschaftung | 30 |
| 4.6 | Landwirtschaftliche Nutzung | 32 |
| 4.7 | Tourismus und Erholung | 33 |
| 4.8 | Waldökologische Rahmenbedingungen | 35 |
| 5 | Populationsökologie | 49 |
| 5.1 | Methodik | 50 |
| 5.2 | Ergebnisse | 54 |
| 5.3 | Populationsökologischer Einfluss von Großprädatoren | 63 |
| 6 | Raum-Zeit-System | 65 |
| 6.1 | Methodik | 66 |
| 6.2 | Raumnutzung im Jahresverlauf | 68 |
| 6.3 | Aktivität im Jahresverlauf | 74 |
| 6.4 | Raumnutzung von Kälbern und Tradierung | 77 |
| 6.5 | Tagesrhythmik | 80 |
| 6.6 | Verhalten bei Bewegungsjagden | 82 |
| 6.7 | Habitatnutzung | 85 |
| 7 | Wildeinfluss auf die Waldvegetation | 97 |
| 7.1 | Wildeinfluss und Wildschaden – Auswirkungen von Rothirschen auf den Wald | 98 |
| 7.2 | Wildeinfluss: Datengrundlage und Erfassungsmethodik | 101 |
| 7.3 | Intensität und Verteilung von Rotwildschäle | 103 |
| 7.4 | Verbiss | 112 |
| 7.5 | Einflussfaktoren auf Höhe und räumliche Verteilung von Schäle und Verbiss | 115 |
| 8 | Jagd | 121 |
| 8.1 | Jagdstreckenanalyse | 123 |
| 8.2 | Jagdliche Raumplanung | 132 |
| 9 | Fütterung von Rotwild | 139 |
| 9.1 | Notzeitfütterung im Winter | 141 |
| 9.2 | Wintergatter | 143 |

| | | |
|-----------|---|-----|
| 10 | Empfehlungen zur Anpassung der methodischen Grundlagen eines zielorientierten Rotwildmanagements | 145 |
| 10.1 | Bewertung eines flächendeckenden, eigentumsübergreifenden Einsatzes der eingesetzten Verfahren zur Ermittlung von Populationskennwerten | 146 |
| 10.2 | Nutzung weiterer Indikatoren für ein zielorientiertes Rotwildmanagement | 148 |
| 11 | Empfehlungen für die zielorientierte Steuerung von Wilddichte, räumlicher Verteilung, Raum-Zeit-System und Wildeinfluss | 153 |
| 11.1 | Rotwild im Wald | 157 |
| 11.2 | Rotwild im Offenland | 162 |
| 11.3 | Jagdpraktische Ableitungen | 164 |
| 12 | Anregungen für die mittelfristige Weiterentwicklung des Rotwildmanagements im Freistaat Sachsen | 179 |
| 12.1 | Empfehlungen für die Anpassung räumlicher Bezugseinheiten | 181 |
| 12.2 | Empfehlungen für eine Rotwildbejagung nach Managementsituation | 184 |
| 13 | Anhang | 191 |
| 14 | Glossar | 201 |
| 15 | Literaturverzeichnis | 203 |

1

Zusammenfassung

Das Kooperationsprojekt „Rotwildmanagement pro Waldumbau“ wurde vom Kompetenzzentrum Wald und Forstwirtschaft (Sachsenforst) und der TU Dresden durchgeführt und widmete sich seit 2016 der Frage, welche waldökologische Rolle der Rothirsch im südsächsischen Mittelgebirgsraum (Erzgebirge und Elbsandsteingebirge) spielt. Die zentrale Frage des Projektes ist, wie der dringend notwendige Waldumbau in den historisch bedingten, zunehmend instabilen fichtendominierten Forsten erfolgreich und ohne aufwendige Wildschutzmaßnahmen (insbesondere Zäune) umgesetzt und gleichzeitig eine dem Waldhabitat angepasste vitale Rotwildpopulation erhalten werden kann.

Für das Projekt wurden vier Untersuchungsgebiete (Eibenstock, Neudorf, Bärenfels, Neustadt) im sächsischen Staatswald mit einer Waldfläche von insgesamt 48.000 Hektar ausgewählt. Durch die Projektpartner und zahlreiche externe Beteiligte wurden im Rahmen des Projektes Informationen zu folgenden Aspekten gesammelt, analysiert und zusammengeführt:

- Raumnutzung und Aktivität von 39 besenderten ein- oder mehrjährigen weiblichen und männlichen Rothirschen und sieben Rothirschkalbbern
- Populationsstruktur (Populationsdichten, Geschlechter- und Altersklassenstruktur, Sozialstruktur, genetische Konstitution)
- Wildwirkungen (Schäle an Baumrinde, Verbiss von Baumtrieben)
- Landschaftsstruktur (Landnutzung, Waldstruktur)
- Landnutzung (Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Erholungsnutzung)
- Vegetationsstruktur im Wald
- Jagdstreckenanalysen
- Erprobung von großflächigen, zeitlich und räumlich differenzierten Jagdkonzepten (Jagdliche Raumplanung)

Die Ergebnisse des Projektes verdeutlichen die Komplexität des Beziehungsgefüges Wald – (Rot-)Wild – Mensch in der heutigen Kulturlandschaft. Zwischen den Untersuchungsgebieten bestehen teils sehr prägnante Unterschiede hinsichtlich der Dichte und Struktur der Rotwildteilpopulationen, beim Wildeinfluss (Schäle, Verbiss), bei der Landschafts- und Waldstruktur oder im Hinblick auf das natürliche Verjüngungsgeschehen von standortgerechten Waldbaumarten. Dennoch lassen sich übertragbare Muster ableiten, beispielsweise bei der Raumnutzung von Rothirschen oder bezüglich der Gründe für die Entstehung von überhöhten Wildschäden.

Das Kooperationsprojekt „Rotwildmanagement pro Waldumbau“ hat das Ziel, den am Rotwildmanagement beteiligten Akteuren im Freistaat Sachsen und speziell im Umfeld der vier Untersuchungsgebiete hilfreiche Informationen und Anstöße für die Weiterentwicklung des Rotwildmanagements im Freistaat Sachsen in einem definierten Zielsystem (erfolgreicher Waldumbau) zu liefern. In diesem Sinne werden auf Grundlage der in diesem und anderen Projekten erarbeiteten Ergebnisse konkrete Ableitungen formuliert. Diese reichen von jagdpraktischen und wald-

baulichen Empfehlungen über Abwägungen zur Entwicklung räumlich-zeitlicher Jagdkonzepte und Überlegungen zu den Möglichkeiten und Grenzen von Monitoringinstrumenten für Rotwildpopulationen bis hin zu Vorschlägen für ein situationsangepasstes Rotwildmanagement auf Landesebene.

2

Danksagung

Dass die Ergebnisse des Kooperationsprojektes „Rotwildmanagement pro Waldumbau“ nun veröffentlicht werden konnten, ist neben der Arbeit des Projektteams dem Engagement einer Vielzahl von Beteiligten zu verdanken.

Zuallererst sei den zahlreichen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern in den Forstbezirken Eibenstock, Neudorf, Bärenfels, Neustadt und auch Adorf gedankt, die über einen langen Zeitraum hinweg viele zusätzliche Aufgaben schultern mussten und die damit maßgeblich zum Gelingen des Projektes beigetragen haben. Sie waren beteiligt, wenn es um die Auswahl geeigneter Orte für Fotofallen und die Besenderung von Rothirschen ging. Sie halfen, die Besenderungsstellen einzurichten und zu betreuen und unterstützten so manche nächtliche Operation tatkräftig. Die Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter der Forstbezirke ermöglichten maßgeblich die Sammlung einer Vielzahl von Daten insbesondere zur Jagd, sei es durch die intensive Überwachung von Drückjagden oder durch die jahrelange Umsetzung der Jagdlichen Raumplanung. Im Kompetenzzentrum für Wald und Forstwirtschaft danken wir weiterhin Michael Breitfeld, Dr. Michael Körner und Dr. Frank Jacob für ihre tatkräftige Unterstützung. Dr. Dirk Wendel (Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft) und Rainer Gemballa (Kompetenzzentrum für Wald und Forstwirtschaft) danken wir für ihre Gastbeiträge zur Wald- und Vegetationsentwicklung im Erzgebirge.

Weil sich dieses Projekt letztlich nicht allein auf den Staatswald konzentrierte, danken wir allen Nachbarn, die uns in vielfältiger Weise unterstützt haben: Die Hegegemeinschaft Osterzgebirge beteiligte sich mit mehreren Jagdbezirken über mehrere Jahre hinweg an den Rotwilderfassungen mittels Distance Sampling. Gleichzeitig setzten mehrere ihrer Jagdbezirke die Regelungen der Jagdlichen Raumplanung im Untersuchungsgebiet Bärenfels auch außerhalb des Landeswaldes um. Zahlreiche weitere Gemeinschaftliche Jagdbezirke und Eigenjagdbezirke ermöglichten das nächtliche Distance Sampling im Offenland und trugen so zu verlässlichen Dichtedaten für die angrenzenden Waldgebiete bei. Auch in den angrenzenden tschechischen Jagdbezirken wurde das Projekt interessiert begleitet und unterstützt.

Ein besonderer Dank gilt unserem Wissenschaftlichen Beirat, bestehend aus Em. Univ.-Prof. Dr. Hartmut Gossow (Universität für Bodenkultur, Wien), Dr. Rudi Suchant und seinen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern (Wildtierinstitut, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg) und Dr. Ulf Hohmann (Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz) für ihre konstruktive und kritische Begleitung des Projektes. Max Kröschel (Wildtierinstitut, FVA) danken wir besonders für die wertvolle Unterstützung bei der Erstellung unserer PostgreSQL-Datenbank zur Sicherung und Analyse der Telemetriedaten.

Weiterhin danken wir der Arbeitsgruppe um Dr. Ulf Hohmann und Dr. Cornelia Ebert (FAWF und SEQ-IT GmbH Kaiserslautern) für die ausführliche Konsultation, die uns den Einstieg in die molekularbiologischen Analysen von Gewebe und Losung von Rothirschen wesentlich erleichtert hat, sowie Prof. Dr. Ladislav

Paule und Dr. Diana Krajmerová (Labor für Forstpflanzen- und Wildtiergenetik der TU Zvolen) für wichtige Hinweise zur Sammlung, Lagerung, Extraktion und Analyse von Haar-, Gewebe- und Kotproben.

Dr. Johannes Franke vom Sächsischen Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) danken wir für die Bereitstellung von Daten des Schneehöhenmodells ESCIMO, welche die Analyse der Raumnutzung besonderer Rothirsche in Bezug zu sich täglich ändernden Schneebedingungen ermöglichte. Sebastian Goihl (ebenfalls LfULG) danken wir für die sehr umfangreiche Unterstützung beim Verschnitt von Telemetriedaten mit landwirtschaftlichen Schlagdaten. Diese Unterstützung ermöglichte unter Wahrung strenger Datenschutzaufgaben Aussagen zur Nutzung unterschiedlicher landwirtschaftlicher Kulturen durch besenderte Rothirsche.

Dr. Jan Cukor vom Tschechischen Forschungsinstitut für Forstwirtschaft und Wildtiermanagement (Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, VÚLHM) gebührt unser Dank für einen intensiven fachlichen Austausch zum Schalenwildmonitoring im tschechischen Teil des Erzgebirges und für die Bereitstellung von anonymisierten Jagdstreckendaten.

Schlussendlich danken wir allen Werkvertragnehmerinnen und Werkvertragnehmern, die in den Untersuchungsgebieten über Jahre hinweg mit viel Geduld und Engagement Unmengen an Daten gesammelt und analysiert haben: Lutz und Annett Wolf (Forsthaus Stangengrün) und Volker Marx für die Durchführung der Vegetationsaufnahmen; Tilo Schindler, Cornelia Ginhold, Ulrike Voigt, Frank Lochschmidt, Dr. Jörg Lorenz, Thomas Glaser, Katrin Morgenstern, Daniel Esther, Lutz und Annett Wolf sowie Volker Marx für die Durchführung der Schältschadensinventuren; Tobias Wolf und dem Team von LandWaldBaum für die gewissenhafte Durchführung der Kotproben-Sammlung; Dr. Dietmar Zirlwagen (Interra, Büro für Umweltmonitoring) für die Regionalisierung der Vegetationsdaten und Prof. Dr. Uta Berger und Dr. Ronny Peters (Professur für Forstliche Biometrie und Systemanalyse der TU Dresden) für die statistische Analyse von Einflussfaktoren auf Schältschäden und Verbiss.



3

Das Kooperationsprojekt „Rotwildmanagement pro Waldumbau“

Waldumbau und Rotwildmanagement – das sind zwei Aufgaben, deren praktische Vereinbarkeit vielerorts eine Herausforderung darstellt.

Drastische Wildschäden im Wald, unzureichende Waldumbaufortschritte und der gleichzeitige Vorwurf einer nicht sachgemäßen, angeblich den Fortbestand der Wildart gefährdenden Rotwildbejagung waren für Sachsenforst die wesentlichen Gründe, ein wissenschaftlich begleitetes Projekt zu initiieren, das viele offene Fragen beantworten sollte. Mit der Professur für Forstzoologie der Technischen Universität Dresden fand Sachsenforst einen Partner mit umfangreichen Erfahrungen auf dem Gebiet der Wildökologie.

Die Studie umfasste vier an der tschechisch-sächsischen Grenze gelegene Untersuchungsgebiete mit einer Gesamtfläche von fast 50.000 Hektar Wald. Bewusst konzentrierte sich die Studie dabei auf regulär bewirtschaftete Landeswaldflächen, in denen jedes Jahr durch Sachsenforst auf mehr als 500 Hektar ein aktiver Waldumbau realisiert wurde. In drei Jahren intensiver Feldarbeit wurde dort das Raum-Zeit-Verhalten und die Populationsökologie von Rothirschen eingehend untersucht. Gleichzeitig wurde auch der Lebensraum des größten einheimischen Pflanzenfressers detailliert betrachtet: Der Wildeinfluss im Wald, aber auch Aspekte wie die Waldstruktur, die Zusammensetzung und Biomasse der Kraut- und Strauchschicht oder die landwirtschaftliche Nutzung im Umfeld der Untersuchungsgebiete wurden eingehend analysiert.

3.1 Ausgangslage + Motivation

Das Verhältnis Naturhaushalt-Mensch ist heute Kern zahlreicher politischer und wissenschaftlicher Debatten. Das Ziel, die globale Erwärmung zu stoppen und den massiven Verlust an Biodiversität aufzuhalten, steht dabei häufig in einem argumentativen Kontrast zu den berechtigten Ansprüchen auf materiellen Wohlstand und soziale Absicherung. Auch hinsichtlich der künftigen Entwicklung von Waldökosystemen stellen sich diese Fragen drängender denn je. Die tiefgreifenden Auswirkungen des Klimawandels und die daraus resultierenden gravierenden Veränderungen für Stoffkreisläufe, Kalamitätsrisiken oder die Wahl geeigneter Baumarten und genetischer Ressourcen sind Teil der aktuellen wissenschaftlichen und gesellschaftspolitischen Debatten (Ripple et al. 2019).

Die Wälder im Freistaat Sachsen sind heute ein Bestandteil der Kulturlandschaft. Kulturlandschaften wiederum sind das Ergebnis einer Jahrhunderte und Jahrtausende währenden Nutzungsgeschichte, beeinflusst durch Phasen wechselnden Bevölkerungswachstums, von prägenden technologischen, wirtschaftlichen und kulturellen Umbrüchen, von Urbanisierungswellen und einschneidenden Krisen. Auch die mitteleuropäischen Kulturlandschaften sind damit Zeugen des wachsenden menschlichen Einflusses im Holozän, des nacheiszeitlichen Zeitalters, vor allem aber des Anthropozäns (Crutzen und Stoermer 2000), der Phase eines immer schnelleren und irreversiblen Eingriffs des Menschen in die substanzialen ökosystemischen Abläufe seit Ende der 1880er Jahre – also der Hochphase der Industrialisierung. Über 83 Millionen Menschen leben derzeit in Deutschland (Statistisches Bundesamt 2021). Das sind rund vier Millionen mehr als 1990, was einer aktuellen Bevölkerungsdichte von 232 Personen je Quadratkilometer entspricht. Bezieht man die Bevölkerungszahl auf die deutsche Waldfläche von über elf Millionen Hektar (Thünen Institut für Waldökosysteme 2012), kommt man auf über sieben Menschen, die sich einen Hektar Wald „teilen“. Großflächige statische Betrachtungen werden diesem Aspekt jedoch nicht gerecht, die Dynamik einer demografischen Entwicklung differenziert sich regional und lokal. So sank entgegen dem bundesweiten Trend die Bevölkerung im Freistaat Sachsen von etwa 4,8 Millionen Menschen (1990) bis etwa 2010 sehr stark ab und hat sich, auch bedingt durch Zuwanderung aus Drittstaaten, inzwischen bei rund vier Millionen Menschen (221 Menschen pro Quadratkilometer) stabilisiert. Im Freistaat Sachsen lassen sich zudem starke Urbanisierungstendenzen nachweisen (Statistische Ämter des Bundes und der Länder 2022).

In diesem Spannungsfeld – der globalen Herausforderung des Klimawandels und Biodiversitätsverlustes einerseits und den immensen Ansprüchen an die Ökosystemleistungen einer Kulturlandschaft andererseits – widmet sich das von Sachsenforst und der TU Dresden bearbeitete Kooperationsprojekt „Rotwildmanagement pro Waldumbau“ einem durchaus konkreten und regionalen, gleichzeitig aber auch beispielhaften Thema: dem komplexen Interessen- und Nutzungskonflikt, der sich im Fall

einer ökologisch orientierten Waldbewirtschaftung im Einfluss von Rothirschen auf die Entwicklung von standortgerechten, vielfältigen und multifunktional nutzbaren Wäldern manifestiert.

Um die heutigen Herausforderungen richtig einordnen zu können, ist es notwendig, einen Blick in die Historie der Landschaften zu richten, in denen die vier Untersuchungsgebiete liegen. Sowohl das Erzgebirge als auch die Sächsische Schweiz sind Kulturlandschaften, die in ihrer Geschichte etliche tiefgreifende Umwälzungen erlebten. Die jahrhundertealte Bergbaugeschichte der Montanregion Erzgebirge/Krušnohoří begründet seit 2019 ein UNESCO-Weltkulturerbe. Die Schätze, die Generationen von Bergleuten ans Tageslicht förderten, brachten der Region einen enormen wirtschaftlichen Aufschwung. Der Bergbau führte durch den immensen Holzbedarf aber auch in die nahezu vollständige Entwaldung und in der Folge nahezu zwangsläufig in die vollständige Abhängigkeit von der Baumart Fichte. Die Dominanz der Gemeinen Fichte prägte zunehmend die Forstwirtschaft und Holzindustrie. Sie betrifft heute große Gebiete Zentraleuropas, auch das Erzgebirge und weite Teile des Elbsandsteingebirges (Thomasius 1995). Der Vegetationskundler Dirk Wendel thematisiert diese Aspekte in seinem Beitrag zu Vegetation und Landschaftswandel im Erzgebirge (Kap. 4.1).

Mit der Industrialisierung trat die Nutzung fossiler Energieträger in den Vordergrund. Die Verstromung von Braunkohle führte durch massive Schwefelemissionen in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts in ganz Mitteleuropa, vor allem aber in den Mittelgebirgen, die das böhmische Becken begrenzen, zu gravierenden Waldschäden, einer Degradierung der Böden und zu tiefgreifenden Veränderungen der gesamten Vegetation. Diesem ersten öffentlich wahrgenommenen „Waldsterben“ widmet sich der Gastbeitrag von Rainer Gemballa (Kap. 4.1). Frank Jacob beschreibt in seinem Bericht zur Bodenschutzkalkung (Kap. 4.1) die jahrzehntelangen Anstrengungen, die erforderlich waren, um die Immissionschäden an Boden und Wald zu sanieren.

Seit Ende des 20. Jahrhunderts ist es zunehmend der Klimawandel, der die an sich schon geringe ökologische Stabilität der Fichtenforste in Mitteleuropa und speziell im Erzgebirge und der Sächsischen Schweiz zunehmend in mehr oder weniger großflächige Systemeinbrüche einmünden lässt. Der Witterungsverlauf der Jahre 2018, 2019 und 2020 und die damit verbundenen Waldschäden geben uns einen Eindruck von den künftig zu erwartenden klimatisch bedingten Verwerfungen. Und wieder sind es die historisch gewachsenen Nadelholzforst, allen voran die Fichte, die mit den veränderten Bedingungen denkbar schlecht zurechtkommen (Seltmann et al. 2022). Seit mehr als drei Jahrzehnten werden im Freistaat Sachsen deshalb standortgerechte Baumarten in die dominierenden Fichten- und Kieferforste eingebracht. Dieser sogenannte Waldumbau soll durch eine standortgerechte Baumartenwahl, gesteigerte Strukturvielfalt und eine zunehmende Selbstregulation das Risiko großflächiger funktionaler Einbrü-

che von Wäldern senken. Nur so kann auch das vielfältige Gefüge von Waldlebensgemeinschaften – Tier- und Pflanzenarten, Pilzen und Mikroorganismen – erhalten beziehungsweise erneuert werden. Um auch künftig waldbezogene Ökosystemleistungen wie sauberes Trinkwasser und saubere Luft, den Rohstoff Holz oder den Schutz vor Bodenerosion und Hochwassern für Millionen von Menschen nachhaltig und in hinreichender Ausprägung bereitstellen zu können, muss die Anpassung der Wälder an den Klimawandel als gesamtgesellschaftliche Aufgabe von übergeordneter Tragweite verstanden werden (Bauhus et al. 2021). Doch der Waldumbau ist ein Generationenprojekt: Auch wenn sich Struktur- und Artenvielfalt im Wald infolge eines ökologisch orientierten Waldbaus nachvollziehbar erhöht haben (Thünen Institut für Waldökosysteme 2012), kann der Mensch nicht in Jahrzehnten rekonstruieren, was sich über Jahrtausende entwickelt hat. Ein Wald, das sind nicht nur Bäume unterschiedlicher Art und unterschiedlichen Alters. Ein Wald, das sind Boden und Luft, Nährstoff- und Wasserhaushalt, Mikroorganismen, Tiere und Pflanzen, Zerfall und Neubeginn, das ist Strukturvielfalt in allen Dimensionen. Daher ist selbst das Ergebnis von dreißig Jahren intensiver Waldumbautätigkeit im Freistaat Sachsen immer noch nicht viel mehr als ein erster, dafür aber umso wichtigerer Impuls

für eine künftige standortgerechte, durch eine hohe Systemkontinuität geprägte Waldentwicklung, begleitet von einer nachhaltigen Nutzung.

Der Rothirsch als größter freilebender Pflanzenfresser Mitteleuropas ist ein Teil dieser Waldökosysteme, die sich in den Kontext einer historisch entwickelten Kulturlandschaft einbetten. Obwohl die Populationsdichte des Rothirsches in den vergangenen Jahrhunderten Schwankungen unterworfen war, war die Art im Erzgebirge – trotz des tiefgreifenden Landschaftswandels – immer präsent. Heute bewohnt der Rothirsch – das belegt auch diese Studie – insbesondere die größeren zusammenhängenden Waldgebiete, obwohl das (Halb-)Offenland der Anatomie, der Ernährungsphysiologie und den sozialen Ansprüchen dieser Wildart deutlich besser entspricht (Wagenknecht 1996). Durch häufige Störungen und eine allenfalls saisonale Ausstattung mit Deckung und Nahrung ist das Offenland auch im Erzgebirge und in der Sächsischen Schweiz bis auf seltene Ausnahmen zum nächtlichen „Teilzeit-Habitat“ geworden. In seinem verbliebenen Rückzugsraum kann der Rothirsch, gemeinsam mit weiteren wildlebenden Wiederkäuerarten wie dem Reh, einen starken Einfluss auf die Entwicklung von Waldökosystemen haben, indem er die

Abbildung 1: Waldumbau als Werkzeug zur Erhöhung von Strukturvielfalt und Resilienz strukturarmer Forste – Voranbau von Weißtannen und Rotbuchen unter einem einschichtigen Fichtenreinbestand.



Rinde (Schäle) und Triebe (Verbiss) junger und mittelalter Bäume frisst oder den Bast von seinem sich jährlich neubildenden Ge-weih fegt.

Gerade im Erzgebirge mit seinen historisch bedingten struktur- und artenarmen Fichtenforsten führt dies zu einem immensen ökologischen und sozioökonomischen Konfliktpotenzial: Die natürliche Sukzessionsdynamik hin zu standortgerechten Wäldern wird durch eine anthropogen überprägte Artenzusammensetzung und Struktur der Bodenvegetation, ein stark eingeschränktes Diasporenangebot standortgerechter Baumarten (Samen, Früchte) und zusätzlich durch selektiven Wildverbiss in ihrer Artenvielfalt entmischt und in ihrer Dynamik verlangsamt (Gill 2000; Schulze et al. 2014; Borowski et al. 2021). Als Teilaspekt des Waldumbaus soll die künstliche Einbringung standortgerechter Baumarten daher das eingeschränkte natürliche Entwicklungspotenzial ausgleichen.

Etliche im Zuge des Waldumbaus gepflanzte Rotbuchen, Eichen, Weißtannen oder Bergahorne wurden in den letzten 30 Jahren im sächsischen Landeswald infolge von Verbiss und Schäle dauerhaft geschädigt oder starben ab, wie die Ergebnisse des Wildschadens-Monitorings (WSM) und des Waldbaulichen Qualitätsmanagements (WQM) von Sachsenforst zeigen. Stichprobeninventuren (vgl. Kap. 7.4) belegen zudem, dass die natürliche Verjüngung bestimmter Baumarten, die für die Stabilisierung der

Stoffkreisläufe (u. a. Weide, Eberesche) oder die Holznutzung (u. a. Rotbuche, Eiche, Ahorne) von entscheidender Bedeutung sind, durch Wildverbiss regional massiv gehemmt wird. In einem intakten Naturhaushalt mit einer natürlichen Verjüngungsdynamik (geprägt durch große Individuenzahlen in der Baumverjüngung, hohe Ausfallraten durch Konkurrenz, Witterungs- und Fraß-einwirkungen) wären Verbiss und Schäle zwar als Wildwirkung messbar, würden aber nicht die Dynamik des Waldökosystems überprägen. Im Gegenteil, Wildwirkungen können die Waldverjüngung räumlich und zeitlich differenzieren und so in Verbindung mit weiteren biotischen und abiotischen Störungen die lokale Biodiversität erhöhen (Meißner et al. 2009; Herbst et al. 2016; Boulanger et al. 2018; Dölle et al. 2021). In einigen Regionen Sachsens ist der Wildeinfluss seit Jahrzehnten aber so hoch, dass mit wirtschaftlich vertretbarem Aufwand eine erfolgreiche künstliche Verjüngung mit standortgerechten und gegenüber Klimaveränderungen resilienten Baumarten sowie die Etablierung von für die Stabilisierung der Waldökosysteme unverzichtbaren Begleitbaumarten aus natürlicher Verjüngung nicht realisierbar sind. Die Zäunung junger Bäume war vielerorts das einzige wirkungsvolle Mittel, um dem hohen Wildeinfluss zu begegnen.

Selbst wenn ihr Einsatz vordergründig wirkt, bringen Zäune jedoch häufig neue Probleme mit sich: Zwar können – wenn die Zäune dicht und damit wirksam sind – die gepflanzten Bäume unbeschadet wachsen. Ebenso wird bei mit Zäunen geschützten




Abbildung 2: Stellt der Wildeinfluss den Erfolg der Waldverjüngung infrage, geht der Waldumbau häufig mit der Nutzung von Wildschutzzäunen einher. Auch wenn Zäune kurzfristig helfen können, die gewünschte Verjüngung zu etablieren, bringen sie mittelfristig sowohl ökologische als auch betriebswirtschaftliche Nachteile mit sich.

Verjüngungen häufig ersichtlich, welches natürliche Verjüngungspotenzial darüber hinaus am konkreten Standort vorhanden wäre. Die waldbauliche Konsequenz sind oft einer günstigen Zaunform folgende geometrische Verjüngungsansätze, die meist mit hohen Pflanzenzahlen letztlich auf wenige Baumarten fokussieren und natürlichen, zeitlich gestaffelten und kleinstandörtlich beeinflussten Verjüngungsprozessen nur bedingt gerecht werden können. Die Konsequenz: Die lange bestehende Strukturarmut wird, wenn auch in deutlich abgeschwächter Form, fortgesetzt. Insbesondere in den verbleibenden ungeschützten Zwischenfeldern der Bestände steigt der Verbisssdruck sogar noch weiter an. Bekannte Risiken werden somit in eine weiterhin unsichere Zukunft verschoben. Bei schälgefährdeten Baumarten wie der Weißtanne reicht im Falle von Rotwildpräsenz zudem eine Zaunergeneration nicht aus, um eine relevante Schädigung durch Wild-einfluss zu verhindern. Dazu kommen ganz praktische Folgen: Der Bau und die Unterhaltung von Zäunen sind teuer, bei jeder Holz-erntemaßnahme müssen die Zäune mindestens niedergelegt und wiedererrichtet werden, bei jedem Sturm- oder Schneebruchereignis sind die Zäune zu kontrollieren und zu reparieren. Selbst ihr Abbau und die Entsorgung kosten einen Waldbesitzer Geld und Personalressourcen. Für zahlreiche Tierarten stellen die Zäune eine Barriere und zum Teil sogar eine erhebliche Gefährdung dar (zum Beispiel für Auer- und Birkhuhn). Dass ein erfolgreicher ökologischer Waldumbau unter den Rahmenbedingungen des sächsischen Mittelgebirgsraumes dennoch möglich ist, zeigen die

Regionen, in denen sich der Wildeinfluss im Wald inzwischen auf einem tolerierbaren Maß bewegt – obwohl die Ausgangslage zu Beginn der 1990er Jahre auf großer Fläche insgesamt durchaus vergleichbar war. Von dieser Ausgangslage zeugen insbesondere die heute zwischen 50 und 70 Jahre alten Fichtenbestände, die selbst in den inzwischen dem waldbaulich-jagdlichen Zielzustand entsprechenden Regionen häufig immer noch deutlich erkennbare alte Schälsschäden aufweisen.

In diesen Kontext ordnet sich auch der Rothirsch als größter freilebender und inzwischen eng an den Wald gebundener Paarhufer Deutschlands ein. Seine heutige Verbreitung, die Größe und Struktur seiner Teilpopulationen sowie deren Einfluss auf den Naturhaushalt sind jedoch ebenso ein Ergebnis des Anthropozäns, wie es die heutige Baumartenzusammensetzung ist. Der Rothirsch ist für viele Menschen Sinnbild einer ursprünglichen, einer unverfälschten Natur. Er ist eine von vielen Projektionsflächen in einer sich rasant wandelnden Gesellschaft. Nicht umsonst sind die Geweihträger heute ein beliebtes Lifestyle-Motiv, Zier von Brustprints auf T-Shirts oder im Portfolio von Einrichtungshäusern. Früher wurde der Rothirsch als feudales Jagdwild emporgehoben, heute wird er mitunter als Sinnbild einer verloren gegangenen Schöpfung stilisiert. Beides kann in einer zunehmend weniger faktenbasierten Diskussion dazu führen, die ökologische Wirkung als allen anderen Arten gleichberechtigter Bestandteil des Naturhaushaltes falsch einzuschätzen und darzustellen.



- Das Kooperationsprojekt „Rotwildmanagement pro Waldumbau“ hat das Ziel, den am Rotwildmanagement beteiligten Akteuren im Freistaat Sachsen und speziell im Umfeld der vier Untersuchungsgebiete hilfreiche Informationen und Anstöße für die Weiterentwicklung des Rotwildmanagements in einem definierten Zielsystem zu liefern.
- Die Ergebnisse des Projektes stehen nicht für sich allein und sie erheben nicht den Anspruch der Allgemeingültigkeit. Sie sind vielmehr als Ergänzung des umfangreichen Fundus an wertvollen Informationen, der in Jahrzehnten der Forschung und praktischer Erfahrungen in Deutschland, Europa und der Welt zu diesem und vergleichbaren Themen gesammelt wurde, zu verstehen.
- Die Vielfalt unterschiedlicher Ausgangsbedingungen und die Komplexität der zugrunde liegenden ökologischen Wechselwirkungen sowie im Miteinander verschiedener Akteure schließen hierbei einfache Lösungen aus. Wie in so vielen wissenschaftlichen Projekten verbleiben unbeantwortete Fragen, und weitere offene Fragen gesellten sich dazu. Im Beziehungsgefüge Natur – Mensch wird es auch künftig reichlich Forschungsbedarf geben.

3.2 Projektarchitektur



*Abbildung 3; Projektteam und Wissenschaftlicher Beirat vor dem Forstamt Bärenfels.
Von links: Paul Lewetzky, Marcel Thomae, Klaus Polaczek, Dr. Dirk-Roger Eisenhauer,
Prof. Dr. Hartmut Gossow, Dr. Rudi Suchant, Dr. Ulf Hohmann, Dr. Franziska Bandau,
Ute Tröber, Prof. Dr. Mechthild Roth, Dr. Norman Stier, Vendula Meißner-Hylanová, Peter Prölb.*

Viele Veröffentlichungen beleuchten heute weltweit die Vegetationsentwicklung in Wäldern, verbunden mit Untersuchungen zum Einfluss verschiedener Herbivoren. Zahlreiche Studien betrachten zudem die ökologischen und sozialen Ansprüche der betreffenden Tierarten. Zunehmend wird der Faktor Mensch in dieses Gefüge integriert. Er greift direkt in den Lebensraum und die Populationen zahlreicher Arten ein, er beeinflusst indirekt eine Vielzahl ökologischer Wechselwirkungen und er gestaltet über seine Funktion als Prädator eine Landschaft der Angst („landscape of fear“, Laundre et al. 2010). Das Wissen über die grundlegenden Beziehungen zwischen Mensch und Umwelt hat sich in den letzten Jahrzehnten rasant weiterentwickelt. Und doch ist es unumgänglich, die allgemeingültigen Erkenntnisse der Grundlagenforschung um regionale Aspekte zu ergänzen, damit angepasste Wildtiermanagementkonzepte erarbeitet werden können. In diesem Sinne wurde das Kooperationsprojekt „Rotwildmanagement pro Waldumbau“ initiiert. Das Projekt hat einen klaren Fokus – die Konversion weitgehend strukturarmer, instabiler Forste hin zu standortgerechten, sich zu weiten Teilen selbst regulierenden Kulturwäldern. Der Rothirsch und alle weiteren natürlich vorkommenden Schalenwildarten werden hierbei als Teil der biologischen Vielfalt unserer Kulturlandschaft anerkannt.

Dem Projekt ging ein jahrelanger Streit zwischen Sachsenforst und Vertretern der privaten Jägerschaft um anhaltend hohe, vor allem durch Rotwild verursachte Wildschäden im Landeswald des Erzgebirges, vor allem aber um die daraus abzuleitenden Gegenmaßnahmen voraus. Der Interessenkonflikt um das Rotwild im Erzgebirge hatte sich in den zurückliegenden Jahren so weit zugespitzt, dass akzeptable Handlungsoptionen nur auf einer deutlich erweiterten Erkenntnisgrundlage möglich schienen. Als Basis für ein angepasstes Rotwildmanagement initiierte die Ressortforschungseinrichtung des Staatsbetriebes Sachsenforst (Kompetenzzentrum für Wald und Forstwirtschaft, KWuF) deshalb 2015 ein umfangreiches Forschungsvorhaben, das in Kooperation mit der Arbeitsgruppe Wildtierforschung der Professur für Forstzoologie der TU Dresden von 2016 bis 2019 im Spannungsfeld der unterschiedlichen Interessen bearbeitet wurde. Auch die Arbeiten von Hunger und Herzog (2019) sowie Miller (2020) haben ihren Ursprung im besagten Konflikt um das Rotwild, der wohl eher als Konflikt zwischen Menschen und ihren unterschiedlichen Nutzungsinteressen bezeichnet werden muss.

Das Projekt „Populationsdichte, Populationsstruktur, Migrationsverhalten und Lebensraumnutzung des Rotwildes im links-

| ARBEITSPAKET | KOORDINATION | ZEITRAUM DATENERFASSUNG | TEILBERICHTE | |
|--------------|--|--|--------------|--------------------------------|
| 1 | Populationsökologie, Raum-Zeit-Verhalten | TU Dresden, Professur für Forstzoologie (TUD) | 2016–2019 | Meißner-Hylanová et al. (2023) |
| | Populationsökologie – Genetik | Kompetenzzentrum für Wald und Forstwirtschaft (KWuF) | 2016–2017 | Tröber et al. (2021) |
| 2 | Rotwildeinfluss auf die Waldvegetation | KWuF | 2016–2018 | Peters (2020) |
| 3 | Lebensraumstruktur | | 2016–2018 | Zirlewagen (2019) |
| 4 | Managementempfehlungen (Populationsregulation, Raumplanung, Lenkung) | KWuF, TUD | – | |
| 5 | Informations- und Wissenstransfer | | | |

Tabella 1: Architektur des Projektes „Rotwildmanagement pro Waldumbau“

elbischen Elbsandstein- und Erzgebirge als Grundlage für ein wald-, wildtierökologisch und waldbaulich begründetes Rotwildmanagement“ – kurz „Rotwildmanagement pro Waldumbau“ – gliedert sich in fünf Arbeitspakete. Die Arbeitspakete 1 bis 3 umfassen die Erhebung von bislang nicht vorliegenden Informationen (Feldarbeit) beziehungsweise bündeln relevante Daten aus anderen Quellen. Die Ergebnisse der Arbeitspakete 1 bis 3 liegen in Form von Teilberichten vor beziehungsweise fließen direkt in den Gesamtbericht ein. In den Themenkomplexen Populationsökologie sowie Raum-Zeit-Verhalten wurden zudem mehrere Abschlussarbeiten (Bachelor, Master) von Studierenden der TU Dresden erarbeitet, deren Ergebnisse in den Abschlussbericht von Meißner-Hylanová et al. (2023) eingehen (Anhang A1). Das Arbeitspaket 4 umfasst die Formulierung von zielorientierten Managementempfehlungen. Die Fülle an Informationen soll der Öffentlichkeit in geeigneter Form zugänglich gemacht werden (Arbeitspaket 5) – so beispielsweise durch die Synthese der gesammelten Informationen in Form des vorliegenden Berichtes oder bei Vortragsveranstaltungen. Im Vorlauf des Projektes wurden Arbeitshypothesen formuliert, an denen sich Methodik und Datenanalyse orientierten (Anhang A2). Mehrere Arbeitshypothesen wurden im Projektverlauf ergänzt, um auf weitere Fragestellungen eingehen zu können, andere Fragestellungen wurden ohne Arbeitshypothesen bearbeitet.

Das Projekt wurde von Beginn an durch einen Wissenschaftlichen Beirat begleitet: Prof. Dr. Hartmut Gossow (Universität für

Bodenkultur, Wien), Dr. Rudi Suchant (Wildtierinstitut, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg) und Dr. Ulf Hohmann (Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz) unterstützten die Projektvorbereitung und Durchführung sowie die Erstellung der Abschlussberichte mit konstruktiven Hinweisen und einem unschätzbaren Wissens- und Erfahrungsschatz.

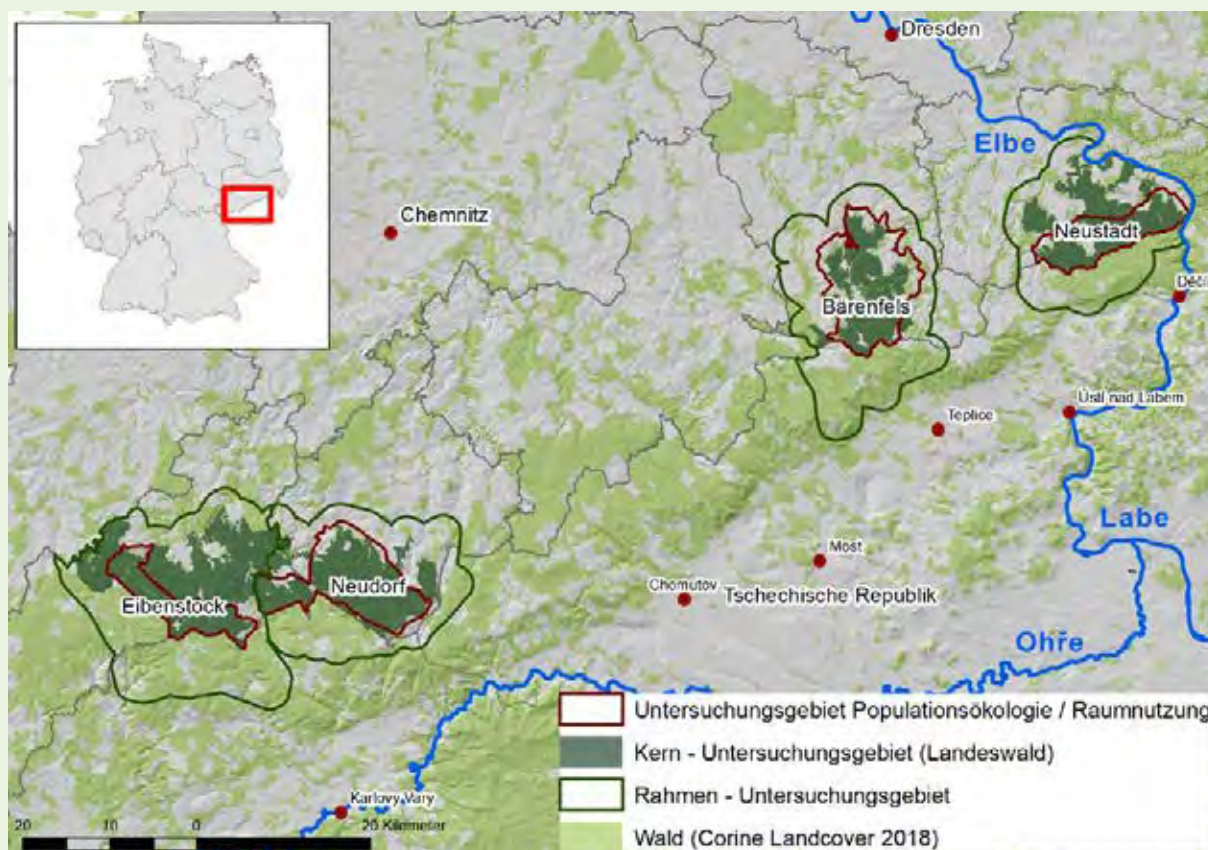
Das Ziel dieses Berichtes ist es, über den sächsischen Landeswald hinaus objektive Erkenntnisse zu liefern, die ein fundiertes Rotwildmanagement in der Kulturlandschaft unterstützen, ohne die unabdingbare Notwendigkeit zur Restrukturierung des Ökosystems Wald als Priorität infrage zu stellen. Dies erfordert eine klare Definition von Prämissen ebenso wie die Fähigkeit zum Kompromiss und zum Überdenken tradierter Verhaltensweisen und Reflexe. Drei Projektjahre erlauben es jedoch nicht, für jede Fragestellung, die zu Projektbeginn bestand, eine umfassende Antwort zu liefern. Viele Antworten werfen heute neue, weiterführende Fragen auf. Es bleibt zu hoffen, dass künftige Forschungsprojekte – auch oder gerade in anderen Regionen und mit immer präziserem Handwerkszeug – im besten Sinne eines Praxisbezugs die noch immer bestehenden Wissenslücken Stück für Stück schließen.

3.3 Untersuchungsgebiete

Das Kooperationsprojekt „Rotwildmanagement pro Waldumbau“ umfasst die vier Untersuchungsgebiete Eibenstock, Neudorf, Bärenfels und Neustadt (Abbildung 4). Ausgewählt wurden sie als räumlich nah beieinanderliegende Vergleichspaare, die sich zu Beginn des Projektes insbesondere bei der regionalen Intensität des Wildeinflusses durch Rothirsche erheblich unterschieden. Als Indikator hierfür dienten vor allem die Ergebnisse des von Sachsenforst im sächsischen Landeswald durchgeführten Wildwirkungsmonitorings des Jahres 2015. In den Forstbezirken Neudorf und Bärenfels wurden damals mehr als sechs Prozent Neuschäle jährlich in den gefährdeten Altersbereichen und damit ein nicht tolerierbarer Rotwildeinfluss nachgewiesen. Gleichzeitig lag der erhobene Neuschäleanteil in den jeweils be-

nachbarten Forstbezirken Eibenstock und Neustadt mit Werten von weniger als einem Prozent pro Jahr deutlich im zielkonformen Bereich. Alle vier Forstbezirke und die dort ausgewählten Untersuchungsgebiete grenzen an die Tschechische Republik. Der Zuschnitt der Untersuchungsgebiete orientierte sich an den Erfordernissen der eingesetzten Verfahren sowie den verfügbaren Ressourcen. Beispielsweise ergab sich die Ausdehnung des Untersuchungsgebietes für Populationsökologie und Raumnutzung aus der Tatsache, dass sich die Rothirsche in nicht vorhersehbarer Weise bewegten (Tabelle 2). So konzentrierten sich die Vegetationsanalysen oder das Wildwirkungsmonitoring ausschließlich auf den Landeswald, der durch Sachsenforst bewirtschaftet wird (Kern-Untersuchungsgebiete). Andere

Abbildung 4: Abgrenzung verfahrensbezogener Untersuchungsgebiete: Untersuchungsgebiete Populationsökologie/Raumnutzung der TUD, Kern-Untersuchungsgebiete (Landeswald) und Rahmen-Untersuchungsgebiete.



Fragestellungen, so beispielsweise die Untersuchungen zur Populationsökologie und Raumnutzung des Rotwildes (Meißner-Hylanová et al. 2023), wurden in kleineren Ausschnitten dieser Kern-Untersuchungsgebiete durchgeführt.

Da Staats- oder Eigentums Grenzen in der Regel keine Barrieren für Rothirsche darstellen, wurden darüber hinaus Rahmen-Untersuchungsgebiete berechnet. Diese ergeben sich aus dem um zwei Kilometer nach außen gepufferten Verschnitt der Kern-Untersuchungsgebiete mit der Außengrenze der Raumnutzung aller besenderten Tiere. Die Rahmen-Untersuchungsgebiete sind eigentums- und grenzübergreifend. Auf tschechischer Seite erstrecken sie sich auf die Verwaltungseinheiten Karlovy Vary (Karlovarský kraj) und Ústí nad Labem (Ústecký kraj). Soweit Daten und Gestattungen vorlagen, wurden Flächen außerhalb des Landeswaldes und auf dem Gebiet der Tschechischen Republik in die Auswertungen integriert.

Die vier Rahmen-Untersuchungsgebiete haben eine Gesamtfläche von rund 148.000 Hektar, davon liegen 44.000 Hektar (30 Prozent) auf dem Gebiet der Tschechischen Republik (Tabelle 2). Anders als im Bereich des bis 1990 bestehenden Eisernen Vorhangs im ehemaligen östlichen Grenzgebiet der Bundesrepublik Deutschland (Šustr 2015) stellte die Staatsgrenze im Bereich der Rahmen-Untersuchungsgebiete auch vor 1990 keine wesentliche künstliche Barriere für Rotwildwanderungen zwischen der ehemaligen DDR und der früheren Tschechoslowakei dar.

Nach Mannsfeld und Syrbe (2008) werden die vier Untersuchungsgebiete den sächsischen Naturräumen West erzgebirge, mittleres Erzgebirge, Osterzgebirge und Sächsische Schweiz zugeordnet.

Tab elle 2: Naturräumliche Zuordnung und verfahrensbezogene Flächen der vier Untersuchungsgebiete Eibenstock, Neudorf, Bärenfels und Neustadt.

| UNTERSUCHUNGS- GEBIET | FORSTBEZIRK | VERGLEICHSPAAAR | NATURRAUM NACH MANNSFELD UND SYRBE (2008) | KERN- UNTERSUCHUNGS- GEBIET (LANDESWALD) [ha] | UNTERSUCHUNGS- GEBIET POPULATIONÖKOLOGIE/ RAUMNUTZUNG (MEISSNER-HYLANOVÁ ET AL. 2023) (EIGENTUMS- UND LANDNUTZUNGSARTEN- ÜBERGREIFEND) [ha] | RAHMEN- UNTERSUCHUNGS- GEBIET (EIGENTUMS-, LANDNUTZUNGSARTEN- UND GRENZ- ÜBERGREIFEND) [ha] |
|--------------------------|----------------------|-----------------|---|---|--|--|
| Eibenstock | Adorf, Eibenstock | West | West erzgebirge | 16.947 | 6.000 | 45.015 |
| Neudorf | Neudorf | | Mittleres Erzgebirge | 12.770 | 12.290 | 35.087 |
| Bärenfels | Bärenfels | Ost | Osterzgebirge | 8.008 | 13.100 | 38.535 |
| Neustadt | Neustadt | | Sächsische Schweiz | 10.260 | 7.290 | 29.713 |
| Gesamt | | | | 47.985 | 38.680 | 148.350 |



4

Standörtliche, ökologische, historische und sozioökonomische Rahmenbedingungen

Das Erzgebirge und das Elbsandsteingebirge sind Landschaften mit einer wechselvollen Historie. In den vielen Jahrhunderten, in denen der Mensch hier Einfluss nahm, wandelte sich auch der Wald. Wo die ersten Siedler noch den Miriquididi vorfanden, den berühmten dunklen Bergmischwald des Erzgebirges, führten in der Folge Landwirtschaft, Bergbau und Industrialisierung zu einem drastischen Landschaftswandel. Bis heute sind Teile der vier Untersuchungsgebiete durch die großflächigen Waldschäden geprägt, die in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts durch die Abgase der Braunkohlekraftwerke insbesondere im böhmischen Becken entstanden.

Weil sich die vier Untersuchungsgebiete in vielen Aspekten unterscheiden, gibt es auch keinen typischen, einheitlichen Rothirschlebensraum. Mancherorts dominieren große geschlossene Waldgebiete das Landschaftsbild, anderswo sind Wälder und Offenland stark ineinander verwoben. Während im Erzgebirge beispielsweise die Fichte das Waldbild prägt, ist es im Elbsandsteingebirge auch die Kiefer. Generell ist die Waldstruktur ein enorm aussagekräftiger Indikator zur Charakterisierung der unterschiedlichen Habitate: Verschiedene Baumarten, Schichtung und Kronenschluss beeinflussen über das Licht-, Wasser- und Nährstoffregime die Deckung und das Nahrungsangebot in allen Vegetationsschichten. Umfangreiche vegetationskundliche Analysen der Kraut- und Strauchschicht belegen dahingehend deutliche Unterschiede zwischen den Untersuchungsgebieten.

Diese Erkenntnisse helfen bei der Identifikation wirksamer Steuerungsfaktoren, die ergänzend zur Regulation der Rotwildpopulation das Potenzial haben, den Wildeinfluss im Wald zielgerichtet zu lenken und zu reduzieren.

4.1 „Berggeschrey“ und „Waldsterben“ – Waldgeschichte im Erzgebirge

Die vorliegende Studie umfasst vier zum Teil sehr unterschiedliche Untersuchungsgebiete. Der naturräumliche Schwerpunkt liegt im Erzgebirge (Untersuchungsgebiete Eibenstock, Neudorf und Bärenfels), demjenigen Mittelgebirge, das sich über mehr als 100 Kilometer entlang der sächsisch-tschechischen Grenze erstreckt und an seinem östlichen Ende in die linkselbische Sächsische Schweiz (Untersuchungsgebiet Neustadt) als Teil des Elbsandsteingebirges übergeht. Das Erzgebirge ist eine vielfältige Landschaft mit einer wechselvollen Historie, die sich noch heute in der kulturellen Erbe, aber auch in der Struktur und Nutzung der Landschaft, insbesondere der Wälder, widerspiegelt. Alle vier Untersuchungsgebiete sind durch spezifische standörtliche Ausgangslagen geprägt, die sich in der Struktur der Landschaft, der Wälder und der Zusammensetzung der Flora offenbaren. Ein besonderes Augenmerk wird auf die immissionsbedingten Waldschäden in den Hochlagen des südsächsischen Mittelgebirgsraumes gelegt. Deren Bewältigung ist bis heute eine Herausforderung. Die hierbei getroffenen Maßnahmen, insbesondere die Bodenschutzkalkung, haben einen beispiellosen Wandel der Lebensräume des Rothirsches im Erzgebirge nach sich gezogen.

Vegetation und Landschaftswandel im sächsischen Erzgebirge

von Dr. Dirk Wendel, Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft

Eine ursprüngliche Vegetation dürfte in großen Teilen des Erzgebirges etwa bis zum 10. Jahrhundert bestanden haben, auch wenn damals schon seit längerem Passstraßen über das Gebirge führten. Urwälder beherrschten die damalige Landschaft, welche auch als „Miriquidi“, zu Deutsch „Dunkel- oder Finsterwald“, bezeichnet wurde. Darin eingebettet waren waldfreie Moore, Auen und punktuell gehölzfreie Blockhalden. Pollenanalysen lassen für die Zeit kurz vor der Besiedlung auf die Dominanz von Buche, Tanne und Fichte schließen, wobei die Baumartenanteile je nach Boden und Höhenlage sicher variierten. Auf ärmeren Böden mischte sich mit höherem Anteil die Waldkiefer bei. Aber auch viele der übrigen einheimischen Waldbäume – unter anderem Weide, Birke, Eiche, Ahorn, Ulme, Linde, Esche – sind nachweisbar.

Spätestens ab dem 12. Jahrhundert erfolgte die systematische Erschließung weiter Teile des Erzgebirges. Siedler aus Sachsen, Franken und Thüringen, auch Kolonisatoren genannt, erschlossen das Gebirge. Sie folgten herrschaftlich bestellten Werbern beziehungsweise sogenannten Lokatoren. Stand zu Beginn eine bäuerliche Landnahme im Vordergrund, wurde später der Bergbau mit der Förderung von Silber, Zinn und einer Vielzahl anderer Erze zur treibenden Kraft. Der enorme Aufschwung des Erzberg-

baus (im Erzgebirge bezeichnet als erstes und zweites „Berggeschrey“) führte zur Entstehung großer Bergstädte, unter anderem Freiberg im 12. Jahrhundert, Annaberg, Schneeberg und Marienberg im 15./16. Jahrhundert. Charakteristisch ist die Anlage von langgestreckten Waldhufendörfern, in den Kammlagen auch von Streusiedlungen. Der Bergbau erforderte eine Ausweitung der landwirtschaftlichen Nutzung bis in das klimatisch ungünstige obere Erzgebirge. Die Landwirtschaft diente den Handwerkern und Bergmännern oft zur nebenerwerblichen Eigenversorgung. Mähwiesen und Weiden waren häufige Nutzungsformen. Landschaftsprägend wurden in einigen Regionen sogenannte Steintrecken. Sie entstanden, wenn steinige Böden im Zuge einer landwirtschaftlichen Nutzung abgelesen und die Steine entlang der Flurstücksgrenzen aufgeschichtet wurden.

Auf den Wald wirkten sich all diese Veränderungen drastisch aus. Es kam zu mehreren Rodungsperioden, die letztlich auch Teile der unwirtschaftlichen Kammlagen erfassten. Vor allem in standörtlich ungünstigen Bereichen blieben teils großflächige Waldgebiete erhalten. Verschiedene Nutzungen – unregelmäßige Holzentnahme, Mittel- und Niederwaldwirtschaft, Zeidlerei, Waldweide, Streunutzung, Gewinnung von Pottasche, Holzkohle, Harz, Pech – veränderten die Struktur des Waldes stark und je nach Region in verschiedener Weise. Es kam regional zu Waldverwüstungen.

Erste detaillierte Waldbeschreibungen liegen aus dem 16. Jahrhundert vor. In weiten Teilen des Erzgebirges war der Wald durch Übernutzung stark aufgelichtet. Ein Mangel an Altbäumen wird in den alten Aufzeichnungen vielfach beklagt. Nicht selten sind die Begriffe „verhauen“, „verwüstet“, „struppicht“, „Gestrüpp“. Dies betraf nicht nur das unmittelbare Umfeld der Bergbaureviere. Für die damalige Zeit hochentwickelte Transportsysteme aus Kunstgräben (unterirdisch als „Röschen“ verlaufend) und Bergwerksteichen ermöglichten das Flößen von Holz selbst aus Bereichen des Gebirgskammes (zum Beispiel von Fleyh nach Freiberg über Wasserscheiden hinweg) und damit auch die intensive Nutzung dieser Regionen. Soweit noch vorhanden, dominierten in den unteren Berglagen fichtenarme Wälder aus Weißtanne und Rotbuche, lokal auch aus Waldkiefer und Eiche. Vereinzelt waren Fichtenwälder anzutreffen. In den höheren Berglagen herrschten noch immer Wälder aus Rotbuche, Weißtanne und Fichte vor. Am Gebirgskamm dominierte die Fichte. Die naturnah erscheinende Baumartenzusammensetzung darf nicht darüber hinwegtäuschen, dass mit der intensiven Nutzung bereits eine beträchtliche Verschiebung des Baumartengefüges verbunden war. Die Köhlerei führte zur selektiven Herausnutzung der Buche, deren Anteile in den Wäldern entsprechend schwanden. Eine unregelmäßige Waldplünderung führte letztlich zur Holznot. Insbesondere der Bergbau – zentrales Element für Sachsens wirtschaftlichen



*Abbildung 5:
Die historische Entwicklung und ihre
Auswirkungen in der Gegenwart.
Zeitgenössische Darstellung einer vom
Bergbau geprägten Landschaft im
16. Jahrhundert (Ausschnitt aus der
Bemalung des Annaberger Bergaltars in
der St. Annenkirche von
Hans Hesse 1522) (links). Die Baumart
Fichte prägt als „Brotbaum der
Holzwirtschaft“ weite Teile des
Erzgebirges (rechts).*



und politischen Aufschwung – forderte eine gesicherte Holzproduktion. Sein immenser Bedarf an Gruben- und Bauholz sowie Holzkohle war nur schwer zu decken. Der Freiburger Berghauptmann Hannß Carl von Carlowitz entwickelte aus dieser Situation heraus bereits Anfang des 18. Jahrhunderts den Gedanken der Nachhaltigkeit. Zu Beginn des 19. Jahrhunderts erfolgte unter Leitung Heinrich Cottas die Einführung einer geregelten Forstwirtschaft. Altersklassenwälder wurden in weiten Teilen des Gebirges prägend. Fichtenbestände erwiesen sich als besonders produktiv, zumal nur sie die Kahlschlagwirtschaft dauerhaft vertrugen. Allerdings stellte sich bald heraus, dass sie auch instabil sind und die Produktivität reiner Fichtenforste mit jeder folgenden Waldgeneration nachlässt. Diese Erkenntnis führte jedoch nur zögerlich zu naturnäheren Wirtschaftsformen. Naturnahe Waldbestände nehmen daher heute nur noch einen geringen Teil der Waldfläche ein, Urwaldreste fehlen völlig.

Wie die natürliche Vegetation unter den heutigen naturräumlichen Bedingungen aussähe, kann anhand der potenziellen natürlichen Vegetation (pnV) – einer gedanklichen Projektion der

höchstentwickelten, vom Menschen unbeeinflussten Vegetation (zumeist Schlusswaldvegetation) auf die heutigen Standorte – beschrieben werden. Bei überwiegend basenarmen Grundgesteinen wäre eine höhenzonale, klimatisch geprägte Gliederung der Vegetation prägend, die dem herzynischen Höhenstufentyp der Mittelgebirge entspricht:

- submontane Eichen-Buchenwälder,
- montane (Tannen-Fichten-)Buchenwälder beziehungsweise Bergmischwälder,
- Fichten-Buchenwälder im Übergang von der montanen zur hochmontanen Höhenstufe,
- hochmontane Fichtenwälder.

Stark vereinfacht ergibt sich eine Nord-Süd-Abfolge der höhenzonalen Vegetationseinheiten. Im Detail ist die Lage der Grenzbereiche sehr stark vom Relief abhängig. Die kleinstandörtliche Ausprägung der potenziellen natürlichen Vegetation findet sich in der Darstellung der unterschiedlichen waldbaulichen Zielzustände der vier Untersuchungsgebiete (Kapitel 4.8) wieder.

Waldschäden im Erzgebirge – von den Anfängen bis Ende der 1990er Jahre

Rainer Gemballa, Kompetenzzentrum für Wald und Forstwirtschaft, Sachsenforst

Der mit der Entwicklung des Bergbaus und der Montanwirtschaft ab dem 12. Jahrhundert einhergehende verstärkte Holzbedarf führte schon im 15. und 16. Jahrhundert zur Devastierung der Wälder. Die reichen Vorkommen an Silber-, Blei-, Zink- und Eisenerzen wurden im Mittelalter zumeist in unmittelbarer Nähe verhüttet. In den recht engen Waldtälern führte dies zu ersten Rauchschäden. Mitte des 19. Jahrhunderts gab es im Freiburger Revier anfängliche, jedoch weitgehend erfolglose Bemühungen, die Schwefelfracht der Abgase zu verringern. In der Nähe der Verhüttungsanlagen war die Fichte überwiegend abgestorben und auch noch in sechs Kilometern Entfernung (beispielsweise im Tharandter Wald) noch sichtbar geschädigt (Sächsische Landesanstalt für Forsten 1998). 1849 wurde die Rauchschadensforschung durch Julius Adolph Stöckhardt in Tharandt begründet. Aus der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts datieren Berichte zum massenhaften Sterben der Weißtanne in Sachsen (Claus 1928). Ab 1880 kann man hohe Staubbelastungen und großflächige Überschreitungen der Emissionsschwellenwerte für chronische Schwefeldioxid-Schäden an Nadelbäumen durch die massive Zunahme der Kohleverbrennung konstatieren. Ende der 1920er Jahre war der dem natürlichen Potenzial entsprechende Bestockungsanteil der Weißtanne von ehemals mehr als 25

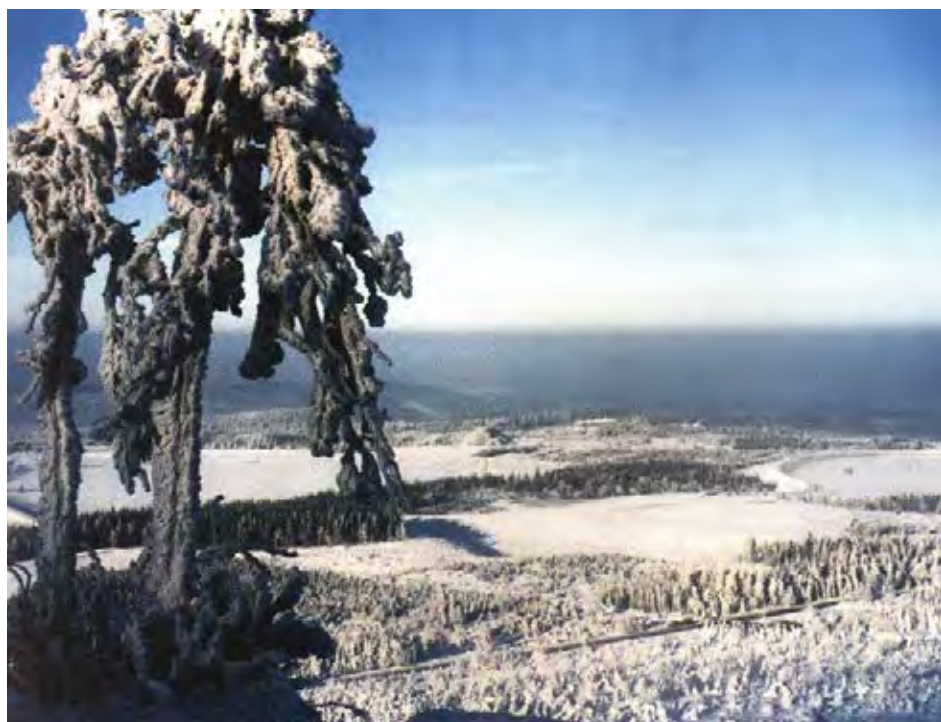
Prozent auf lediglich ein Prozent gesunken (Wiedemann 1927; Meyer 1955).

Sowohl in Sachsen als auch in Böhmen entwickelte sich nach 1945 die Braunkohle aus den Tagebauen im böhmischen Egertal und der Oberlausitz zur tragenden Säule des industriellen und energiewirtschaftlichen Wiederaufbaus und Fortschritts, einschließlich der Versorgung der Bevölkerung mit Brennstoffen. Die Emissionen der im nordböhmischen Egertal konzentrierten Kraftwerke und Industrieanlagen wurden infolge der 300 Meter hohen Schornsteine und wegen der Orographie und Hauptwindrichtung mit verheerender Wirkung als „Böhmischer Nebel“ bis in die Kammlagen des Erzgebirges wirksam. 1964 lagen die Emissionen von Schwefeldioxid in Nordböhmen etwa bei 280.000 Tonnen pro Jahr. Sie steigerten sich bis zum Höhepunkt Mitte der 1980er Jahre auf über eine Million Tonnen pro Jahr (Nebe et al. 1998). Ab 1990 sanken die Emissionen kontinuierlich von ca. 720.000 Tonnen auf etwa 540.000 Tonnen pro Jahr 1995. Insbesondere bei Inversionswetterlagen im Böhmischem Becken wurden die Emissionen gewissermaßen düsenartig über den Erzgebirgskamm geleitet. Durch den Auskämmeffekt der Fichten erhöhen sich die Depositionen gegenüber dem Freiland um ein Mehrfaches.

Seit etwa 1947 waren im böhmischen Teil des Erzgebirges sichtbare Nadelschäden an Fichten zu beobachten. Nach 1950 bildeten sich entlang der Kammlagen des Erzgebirges, zunächst



Abbildung 6: Akute Nadelschädigung durch Schwefeldioxid (links). Eisanhang bei Inversionswetterlage (rechts).



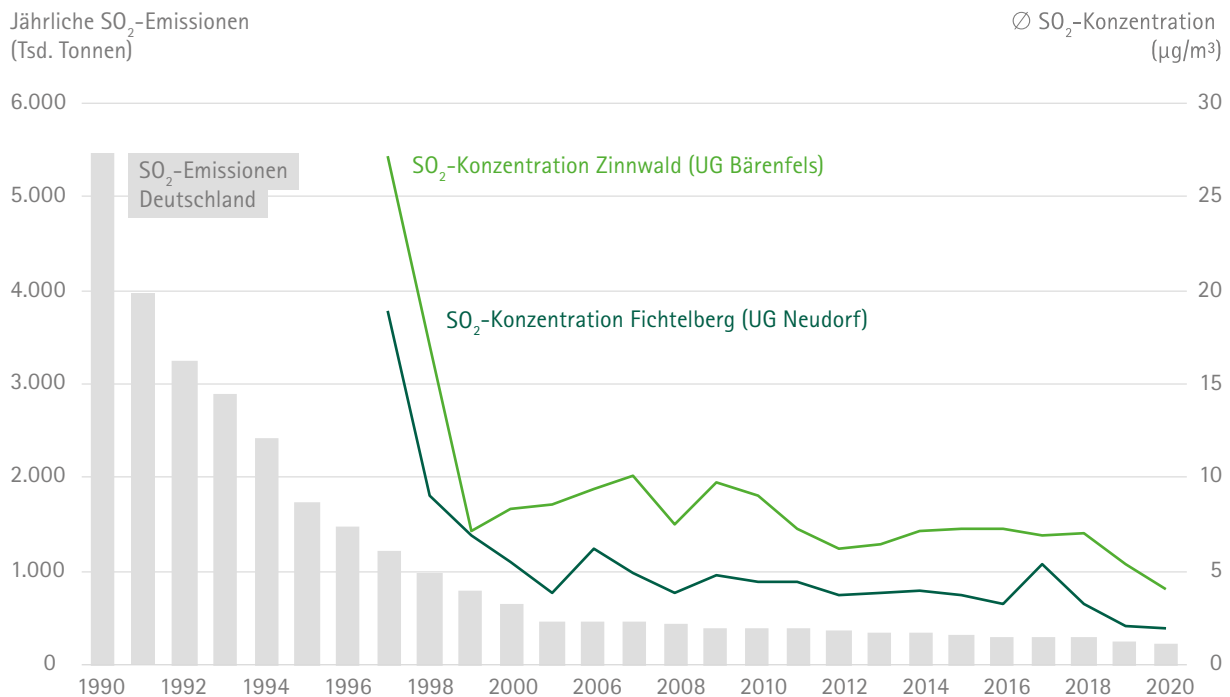


Abbildung 7: Entwicklung der Schwefeldioxid-Emissionen der Bundesrepublik Deutschland (Datenquelle: Umweltbundesamt 2022) sowie Entwicklung der durchschnittlichen Schwefeldioxid-Konzentration in der Luft (Datenquelle: DWD) an den Messstationen Fichtelberg (UG Neudorf) und Zinnwald (UG Bärenfels).

noch lokal begrenzt, deutliche Schädflächen aus. Für Sachsen ergaben erste Erhebungen im Jahr 1963 nur wenige tausend Hektar geschädigter Fichtenbestände mit einem Schwerpunkt im mittleren Erzgebirge. 1968 wurden bereits 20.000 Hektar geschädigter Waldfläche im mittleren und östlichen Erzgebirge, im Elbsandsteingebirge und Fichtelberggebiet nachgewiesen. 1975 traten Immissionsschäden auch im Auersberggebiet (Westerzgebirge) auf, dort als Vergilbung infolge Magnesiummangels. Das Maximum der Schädigungsintensität lag zwischen dem Winter 1978/79 und dem Jahr 1984. Rasant schnell starben damals Fichtenwälder ab – so unter anderem im Zittauer Gebirge, im Isergebirge oder in den oberen Lagen des Riesen- und Erzgebirges. Die Schadentwicklung wurde durch extreme Fröste, Dürrephasen und andere Witterungsextreme begünstigt und nachfolgend von Insektenkalamitäten begleitet. Herausragende Ereignisse waren die Frostwinter 1956 und 1963, der Temperatursturz zum Jahreswechsel 1978/79, die trockenen Sommer 1982/1983 und der kalte und durch langandauernden Nebel und Eisanhang geprägte Winter 1995/96. Die gravierenden Veränderungen der Waldstruktur, eine zunehmende Dominanz der als Äsung unattraktiven Reitgrasvegetation und vermutlich auch die zunehmende Geruchsbelastung der Luft führten zu starken Verschiebungen der Raumnutzung von Rothirschen auf Teilpopulationsebene und beeinflussten damit auch räumliche Schwerpunkte von Wildschäden (Brückner 1993).

Obwohl frühzeitig klar war, dass die katastrophalen Waldschäden auf die steigenden Luftverunreinigungen zurückzuführen

waren, setzten die Regierungen der DDR und ČSSR weiter auf die Braunkohle als Hauptenergieträger, ohne wesentliche Maßnahmen gegen die Schadstoffemissionen zu ergreifen. Den Forstleuten blieb nur übrig, den Waldbau der Schädwirkung anzupassen. Die forstlichen Maßnahmen richteten sich zuerst auf eine Verzögerung des Schadfortschritts und eine Vitalisierung der Bestände durch Düngungsmaßnahmen. Später stand die Erhaltung der Vegetationsform Wald als solche im Vordergrund. Ebereschen und Birken wurden auf den Schädflächen konsequent gefördert. Zum einen, weil sie als waldbaulich gut geeignete Vorwaldstrukturen dienen, zum anderen, weil ihre Laubstreu positiv auf die Aktivierung der Stoffkreisläufe wirkt (Bartelt et al. 1999). Für eine erneute Etablierung von Waldstrukturen reichte die natürliche Regenerationsfähigkeit zu diesem Zeitpunkt jedoch nicht mehr aus. Auf der Suche nach Ersatzbaumarten mussten neben einer gewissen Resistenz gegenüber Schwefeldioxid auch die extremen Klimabedingungen der Erzgebirgskammlagen mit Frost, häufigem Nebel und ungebremstem Wind auf den entstandenen Blößen beachtet werden. Begasungstests zur Eignung von Ersatzbaumarten belegten die Eignung von gebietsfremden Baumarten wie Blaufichte, Murraykiefer, Japanlärche und Omorikafichte. Bis auf die Blaufichte ließen diese Arten ein rasches Jugendwachstum erwarten, das der schnell einsetzenden Entwicklung verdämmender Reitgrasdecken entgegenwirken sollte. Da die Blaufichte kaum durch Verbiss und Schäle des in den Kammlagen verbreiteten Rotwildes gefährdet war, wurde sie dennoch häufig gepflanzt. Im weiteren Verlauf wurde die Baumartenpalette dieser sogenannten

Interimsbestockungen durch Europäische Lärche, Waldkiefer, Rumelische Kiefer und auf vernässen Böden durch Roterle erweitert.

In der Folge der politischen und wirtschaftlichen Umwälzungen nach 1989 konnten Umweltverschmutzung und Waldschäden offen thematisiert werden und rückten stärker in das gesellschaftliche Blickfeld. Grenzüberschreitende Aktivitäten und Kooperationen zur Verringerung der Emissionen und Verbesserung der Luftqualität wurden intensiviert. Mit dem Einsatz moderner Filteranlagen und der Schließung großer Emittenten sind die durch Schwefeldioxid verursachten Säureeinträge bis Ende der 1990er Jahre kontinuierlich gesunken (Umweltbundesamt 2022). Infolge der gesunkenen Emissionen und der seit Ende der 1980er Jahre durchgeführten Bodenschutzkalkungen ist eine deutlich sichtbare Verbesserung des Waldzustandes im Erzgebirge zu beobachten.

Trotz aller positiver Entwicklungen sind die Folgen des Waldsterbens in den Hochlagen des mittleren und östlichen Erzgebirges sowie der linkselbischen Sächsischen Schweiz noch heute sichtbar. Die ehemals buchenreichen Fichtenwälder des Oberen Erzgebirges sind heute vielerorts durch naturferne Interimsbestockungen geprägt. Hier gilt das waldbauliche Ziel, langfristig wieder standortgerechte, stabile und leistungsfähige Mischwälder mit den Zielbaumarten Fichte, Rotbuche und Weißtanne zu schaffen. Wo möglich wurden Weichlaubhölzer als Mischbaumarten gefördert, da sie über ihre Streu positiv auf die Aktivierung der Stoffkreisläufe wirken (Bartelt et al. 1999).

Bodenschutzkalkung als Reaktion auf intensive Säureeinträge

Frank Jacob, Dr. Henning Andreae, Kompetenzzentrum für Wald und Forstwirtschaft

Als Reaktion auf die langjährigen Säureeinträge im sächsischen und tschechischen Erzgebirge wurden auf sächsischer Seite seit 1987 flächendeckend Bodenschutzkalkungen geschädigter Waldbestände durchgeführt. Zum Einsatz kam fast ausschließlich kohlenaurer Kalk mit einem hohen Anteil an Magnesium (Dolomit), der vorrangig mit Luftfahrzeugen (Flugzeuge, Hubschrauber) ausgebracht wurde und noch immer wird. Die durchschnittlich pro Hektar Waldfläche applizierte Kalkmenge im Gesamtzeitraum betrug drei bis viereinhalb Tonnen pro Maßnahme. Die mittlere Wiederholungszahl liegt bei zwei bis drei Befliegungen. Ziel war und ist es, die geschädigten Waldböden vor weiterer Versauerung durch die eingetragenen Säuren zu schützen und wo möglich im Oberboden auf vorindustrielle Zustände zu restaurieren. Die zu kalkenden Flächen werden strikt nach standörtlichen Kriterien (Standortsausstattung, Bestockungszustand) ausgewählt. Bekannte schutzwürdige Flächen, so beispielsweise Moore oder Trinkwasserschutzgebiete, werden generell von der Kalkung ausgenommen (Andreae et al. 2020). Gleichzeitig wird über digitale Befliegungsnachweise und Kontrollanalysen der ausgebrachten Kalke (Nährstoffvorgaben, Feuchtegehalte,

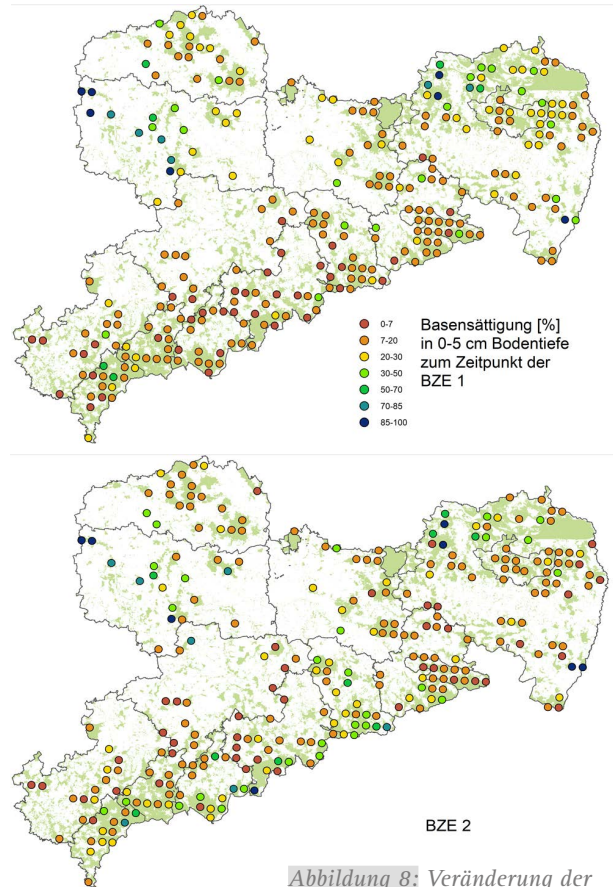


Abbildung 8: Veränderung der Basensättigung zwischen erster und zweiter Bodenzustandserhebung in der Tiefenstufe 0-5 cm für den gesamten Freistaat Sachsen

Schwermetallbelastung) kontinuierlich und lückenlos jede Maßnahme dokumentiert.

Bei einem direkten punktbezogenen Vergleich der ersten Bodenzustandserhebung (1992-1997) mit den Ergebnissen der zweiten Erhebung (2006-2014) war innerhalb des Wuchsgebietes Erzgebirge bei der Basensättigung eine deutliche Anhebung um 10 bis 20 Prozent zu verzeichnen (Abbildung 8).

Die Erfolge innerhalb der Kalkungskulisse korrespondieren mit der positiven Wirkung auf die Nährstoffverfügbarkeit (Rückgang der Mangelercheinungen) und der Verminderung der Oberbodenversauerung. Die Bodenschutzkalkung hat sich mit der Veränderung der Basensättigung und der Pufferung der Säureeinträge positiv auf den Waldzustand ausgewirkt. Gerade die chemischen Veränderungen in den oberen Bodenschichten haben zudem einen deutlichen Entwicklungsschub der Kraut- und Strauchschicht bewirkt (Baumann et al. 2019) und damit auch signifikant die Nahrungsverfügbarkeit für die wiederkäuenden Schalenwildarten verändert.

4.2 Topografie

Das Erzgebirge und die Sächsische Schweiz als Teil des Elbsandsteingebirges bilden den Kern des südsächsischen Mittelgebirgsraumes. Die im Tertiär erfolgte Heraushebung und Senkung von Bruchschollen prägen diese Landschaft. Das Erzgebirge (Untersuchungsgebiete Eibenstock, Neudorf und Bärenfels) ist eine von Südwest nach Nordost ausgerichtete Pultscholle, die nach Norden hin relativ flach ins sächsische Hügelland übergeht, während sie nach Süden häufig abrupt, teils in Stufen, in den Egergraben abbricht (Abbildung 4). Die Topografie variiert zwischen den Untersuchungsgebieten insbesondere hinsichtlich der Höhenlage. Im Wesentlichen prägen kuppige und flach gewölbte Reliefformen die Landschaft. Einige der meist in Nord-Süd-Richtung verlaufenden Flusstäler (Zschopau, Wilde Weißeritz, Schwarzwasser) schneiden sich zum Teil tief in das Gebirge ein (Mannsfeld und Syrbe 2008).

Das Untersuchungsgebiet mit der größten durchschnittlichen Höhenlage über dem Meeresspiegel ist Neudorf, gefolgt von Eibenstock, Bärenfels und Neustadt (Abbildung 12). Als markante Einzelerhebungen treten häufig Basaltdurchbrüche hervor (Scheibenberg, Božídarský Špičák, Geisingberg). Klínovec (1.244 m ü. NN) und Fichtelberg (1.214 m ü. NN) im Untersuchungsgebiet Neudorf bilden die höchsten Erhebungen des Erzgebirges. Während die Bodenentwicklung im Westerzgebirge vor allem über nährstoffarmen Graniten stattfindet und stark zur Podsolierung neigt, finden sich im mittleren Erzgebirge häufig Braunerden auf Gneisen und Glimmerschiefern mittlerer Nährkraft. Das Untersuchungsgebiet Bärenfels (Osterzgebirge) ist auf großer Fläche durch einen in Nord-Süd-Richtung verlaufenden nährstoffarmen Quarzporphyrrücken geprägt.

Abbildung 9: Blick vom Südabbruch des mittleren Erzgebirges auf die Braunkohletagebaue und -kraftwerke im Egergraben.



Das Untersuchungsgebiet Neustadt bildet den naturräumlichen Übergang zwischen der Nordostabdachung des Erzgebirges und der Sandsteinverwitterungslandschaft der linkselbischen Sächsisch-Böhmischen Schweiz. Die durchschnittlichen Höhenlagen liegen deutlich unter denen des Erzgebirges. Die kuppige bis flach hügelige Landschaft wird von tief eingeschnittenen Flusstälern (Biela, Gottleuba) sowie markanten Sandsteintafelbergen wie dem Děčínský Sněžník (Hoher Schneeberg, 723 m ü. NN) oder dem Großen Zschirnstein (560 m ü. NN) durchbrochen. Bis zur Elbe bei Bad Schandau sinkt die Höhenlage auf 146 m ü. NN.

Abbildung 12: Höhenverteilung der Untersuchungsgebiete (Datenbasis DGM 10).

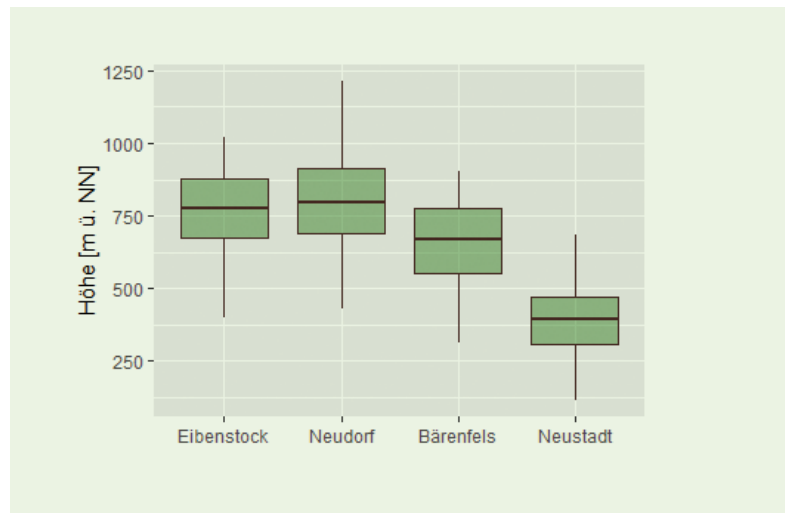


Abbildung 10: Blick aus dem mittleren Erzgebirge auf das Untersuchungsgebiet Neudorf. Am Horizont sind die Gipfel des Klínovec (links, 1.244 m ü. NN) und des Fichtelberges (1.214 m ü. NN) sowie dessen nördlich vorgelagerte, bewaldete Ausläufer gut erkennbar.

Abbildung 11: Das Untersuchungsgebiet Neustadt ist als Teil der linkselbischen Sächsischen Schweiz durch Sandsteinformationen – hier im Bielatal – geprägt.



4.3 Klima

Auch hinsichtlich ihrer klimatischen Charakteristika unterscheiden sich die Untersuchungsgebiete (Tabelle 3). Das Erzgebirge liegt im Regenschatten mehrerer westlich vorgelagerter Mittelgebirge und damit im atlantisch-kontinentalen Übergangsbe- reich. So sinken die mittleren jährlichen Niederschlagsmengen des Südwest-Nordost-ausgerichteten Mittelgebirges durch ausgeprägte Luv-Lee-Effekte von Westen nach Osten, variieren jedoch auch innerhalb der Naturräume vor allem höhenlagen- abhängig. Das Jahresmittel der Temperatur ist ebenfalls stark von der Höhenlage geprägt, wodurch die Untersuchungsgebiete im Erzgebirge weitestgehend vergleichbar sind, während in der Sächsisch-Böhmischen Schweiz deutlich höhere Mitteltempera- turen vorliegen.

Unter Berücksichtigung der jüngsten klimatischen Entwick- lungen kann – analog zur erwarteten Entwicklung in Mittel- europa – für alle Untersuchungsgebiete von signifikanten Ver- änderungen ausgegangen werden (Umweltbundesamt 2019). Die Durchschnittstemperaturen steigen kontinuierlich, sowohl

im Jahresmittel als auch bezogen auf einzelne Jahreszeiten. Die Niederschlagsmengen bleiben in der Summe weitgehend konstant, konzentrieren sich jedoch zunehmend auf das Win- terhalbjahr. Die Regenfälle in der Vegetationsperiode erfolgen immer häufiger als Starkniederschlag mit einem erhöhten, für die Vegetation nur eingeschränkt nutzbaren Oberflächenabfluss. Die Folge ist eine sinkende klimatische Wasserbilanz. Im Win- terhalbjahr ist mit einer deutlichen Abnahme von Frost- und Schneetagen zu rechnen. Hohe, vor allem aber langanhaltende Schneelagen wie im Januar 2019 (Abbildung 13) sind künftig weitaus seltener zu erwarten als in der Vergangenheit. Der An- teil des pflanzenverfügbaren Wassers im Verhältnis zur potenziellen Wasserspeicherfähigkeit des jeweiligen Bodens (Prozent nutzbarer Feldkapazität, % nFK) als Indikator der Bodenfeuchte sank insbesondere in den Trockenjahren ab 2018 nachweislich. Der kritische Wert von 30% nFK (= Trockenstress) wurde im Erzgebirge und der linkselbischen Sächsischen Schweiz jedoch deutlich seltener unterschritten als beispielsweise im nordost- deutschen Tiefland.

Tabelle 3: Klimatische Mittelwerte der Naturräume in der klimatologischen Referenzperiode 1961–1990 nach Mannsfeld und Syrbe (2008).

| NATURRAUM | TEMPERATUR [°C] | NIEDERSCHLAG [MM/JAHR] | KLIMATISCHE WASSERBILANZ [MM/JAHR] |
|----------------------|-----------------|------------------------|------------------------------------|
| Westerzgebirge | 6.5 | 970 | 465 |
| Mittleres Erzgebirge | 6.7 | 913 | 420 |
| Ost erzgebirge | 6.6 | 860 | 325 |
| Sächsische Schweiz | 7.9 | 754 | 155 |

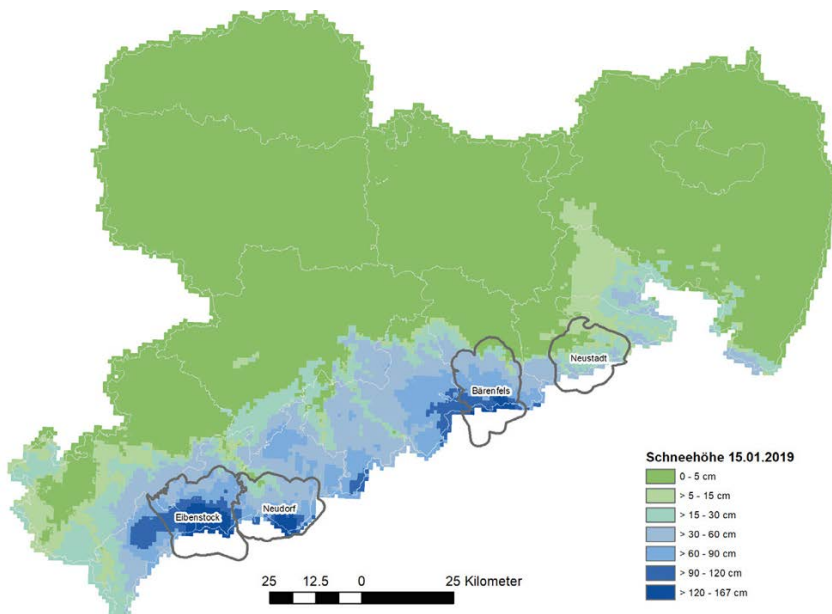


Abbildung 13: ESCIMO-Schneehöhenmodell (LfULG, 2020) für den Freistaat Sachsen am 15. Januar 2019. Deutlich zu sehen ist die Auswirkung der Topografie auf die Schneehöhe. Die maximalen Schneehöhen von über 120 cm konzentrieren sich auf die Kammlagen im Westerzgebirge (Untersuchungsgebiete Eibenstock und Neudorf) und das Kahleberggebiet im Osterzgebirge (Untersuchungsgebiet Bärenfels). Die Schneehöhen im Untersuchungsgebiet Neustadt liegen deutlich unter denen der drei Untersuchungsgebiete im Erzgebirge.

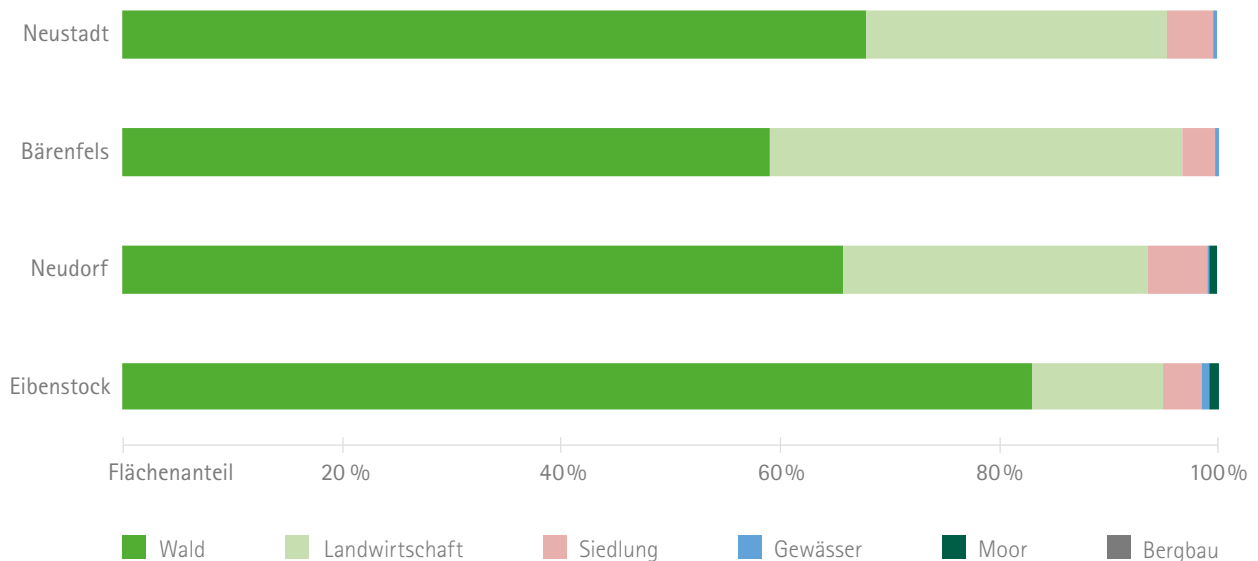
4.4 Landschaftsstruktur und Landnutzung

Die Hauptformen der Landnutzung im Erzgebirge und der Sächsischen Schweiz sind historisch gewachsen. So ist der Waldanteil insbesondere im Westerzgebirge (Eibenstock) überdurchschnittlich hoch – eine landwirtschaftliche Nutzung hat sich auf den armen Granitpodsolen und unter den dortigen klimatischen Bedingungen nur in begrenztem Umfang etabliert (Abbildung 14 und 15). Die flachen Plateaulagen im Kammbereich des westlichen und mittleren Erzgebirges begünstigen die Entstehung von Hochmooren. Durch Trockenlegung und Torfabbau wurde der einst hohe Flächenanteil von Hochmooren und Moorwäldern drastisch abgesenkt. Der Großteil der verbliebenen Hochmoore findet sich heute im Westerzgebirge zwischen Carlsfeld, Přebuz, Abertamy und Oberwiesenthal sowie im mittleren Erzgebirge zwischen Sätzung und Hora Svatého Šebastiána. Heute werden grenzübergreifend große Anstrengungen zur Moornaturierung unternommen.

Folgt man dem Erzgebirgskamm nach Osten, verbessert sich die Nährkraft der Standorte, was eine landwirtschaftliche Nut-

zung im Erzgebirge ist reliefbedingt wesentlich stärker walddominiert als die sächsische Nordseite. Dort, wo sich der flache Egergraben an die steile, mehrere hundert Höhenmeter abbrechende Pultscholle anschließt, dominieren landwirtschaftliche Nutzflächen und Siedlungen das Landschaftsbild. Bergbau wird in den Untersuchungsgebieten heute nur in Form weniger Steinbrüche über Tage betrieben. Die großen landschaftsprägenden Braunkohletagebaue bei Chodov, Chomutov und Duchcov liegen südlich der Untersuchungsgebiete im Egergraben.

Der Anteil von stehenden Gewässern ist niedrig und beschränkt sich im Wesentlichen auf Talsperren, von denen die Trinkwassertalsperre Eibenstock mit einer Wasserfläche von rund 370 Hektar und einem Gesamtstauraum von 83 Mio. Kubikmetern die bedeutendste ist. Größere Fließgewässer kommen in den Untersuchungsgebieten nicht vor, die Entwässerung erfolgt durch zahlreiche kleinere Bäche und Flüsse. Alle Untersuchungsgebiete liegen im Einzugsgebiet der Elbe, die das Untersuchungsgebiet Neustadt im Osten begrenzt.



zung (inkl. Dauergrünland) auch in den mittleren und höheren Lagen ermöglicht (vgl. Kap. 6.7) und zu sinkenden, zunehmend zergliederten Waldanteilen führt (Untersuchungsgebiete Neudorf und Bärenfels). Im Untersuchungsgebiet Neustadt finden sich schließlich auf den armen Sanden der linkselbischen Sächsischen Schweiz erneut größere zusammenhängende Waldflächen, während sich landwirtschaftliche Nutzflächen auf die nördlich und westlich angrenzenden, standörtlich geeigneteren Lagen konzentrieren. Die steile Südabdachung des tschechischen

Abbildung 15: Prozentuale Landnutzungsverteilung der Rahmen-Untersuchungsgebiete (Datenquelle: CORINE Landcover 2018).

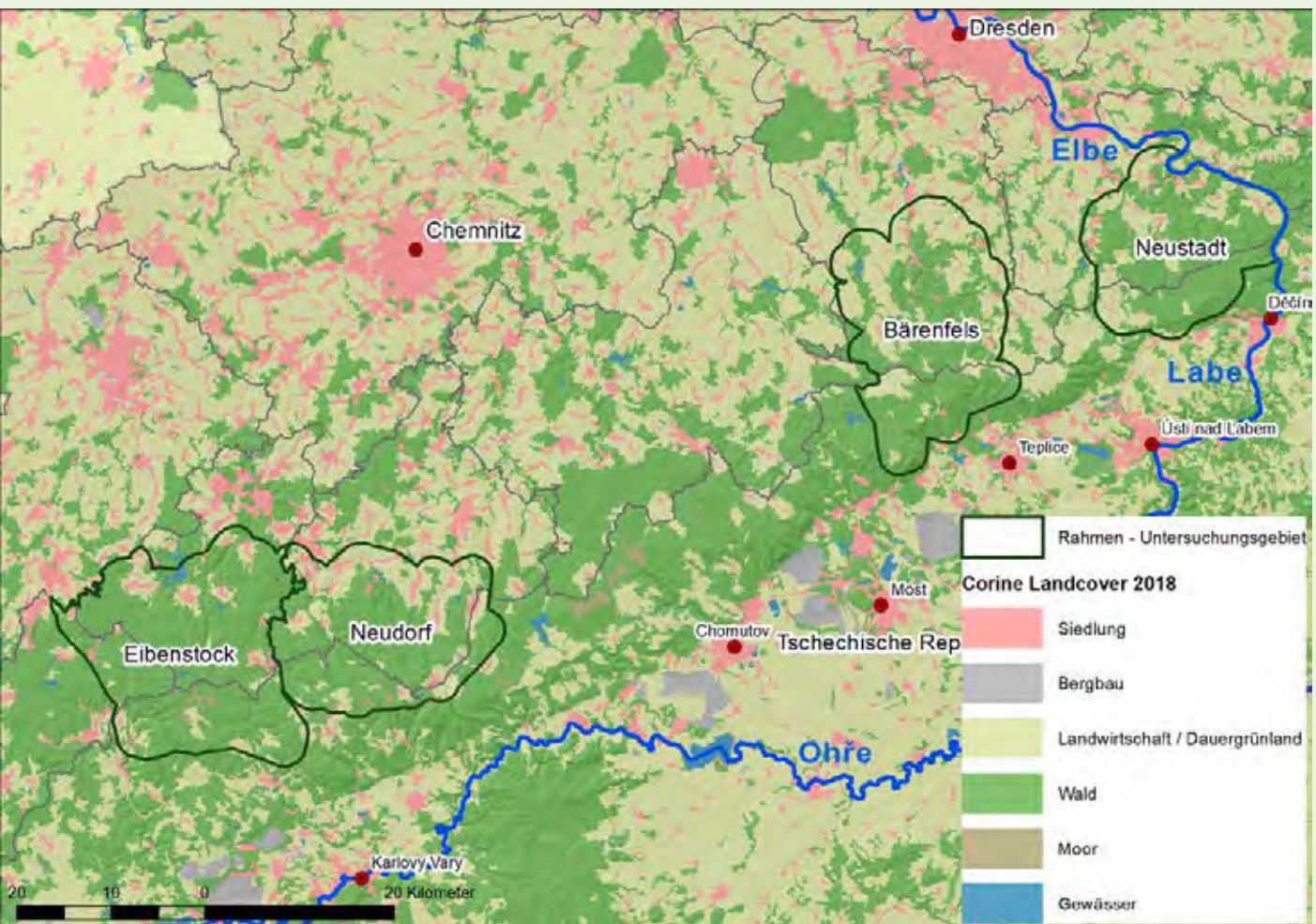


Abbildung 14: Einordnung der Rahmen-Untersuchungsgebiete in die Landnutzung des Erzgebirges, der Sächsisch-Böhmischen Schweiz sowie des Egertals (Datenbasis: CORINE Landcover 2018).

4.5 Waldeigentum und Waldbewirtschaftung

Die Waldbesitzartenverteilung innerhalb der Rahmen-Untersuchungsgebiete ist keineswegs homogen (Abbildung 16). Das wiederum hat Einfluss auf die Art der Bewirtschaftung – je nach Eigentümer können die Zielsysteme erheblich voneinander abweichen. Wälder im Eigentum des Freistaates Sachsen (Landeswald) dominieren mit einem Flächenanteil von durchschnittlich 84 Prozent. Die Ursache ist naheliegend – die Studie wurde durch Sachsenforst initiiert und konzentriert sich auf Gebiete mit zusammenhängenden Landeswaldflächen. Dennoch finden sich in

allen Untersuchungsgebieten auch andere Waldbesitzarten – in besonders hohem Maße in Bärenfels, gefolgt von Neustadt.

In den Untersuchungsgebieten Eibenstock und Neudorf gibt es nur marginale Anteile nichtstaatlichen Waldbesitzes. Regionen mit einer heterogeneren Eigentumsstruktur schließen sich hier vor allem in den nördlich vorgelagerten Bereichen der tieferen Berglagen und des Hügellandes an. In allen vier Untersuchungsgebieten erfüllt der Wald eigentumsunabhängig eine Nutzfunk-



Abbildung 18: Die Holzproduktion wird in allen vier Untersuchungsgebieten durch den Einschlag von Fichtenholz dominiert.



tion als Holzlieferant. Wesentliche Wirtschaftsbaumart ist die Gemeine Fichte, in Neustadt kommt auch der Waldkiefer eine bedeutendere Rolle zu.

Die Frequenz der Bewirtschaftung lässt sich über die Häufigkeit von planmäßigen forstlichen Nutzungen darstellen: In einem Zeitraum von fünf Jahren (2014 bis 2018) wurde auf einem Flächenanteil von rund 60 Prozent mindestens einmal ein Pflege- oder Ernteeingriff durchgeführt (Abbildung 17). Insofern kann man davon ausgehen, dass nahezu die gesamte im regelmäßigen Betrieb befindliche Waldfläche mindestens einmal im Jahrzehnt Gegenstand eines Pflege- oder Ernteeingriffs, also einer planmäßigen Holznutzung ist. Hinzu kommen noch zufällige Nutzungen

infolge von Kalamitäten, beispielsweise im Rahmen der Sturmholz- und Borkenkäfersanierung (vgl. Kap. 4.8). Je nach Wachstumsphase liegt das Intervall bei zwei oder mehr Eingriffen pro Dekade. Die flächendeckende und intensive forstliche Nutzung prägt den Waldlebensraum von Rothirschen in allen Untersuchungsgebieten.

Abbildung 16: Anteile der Waldeigentumsarten an der Gesamtwaldfläche im sächsischen Teil der Rahmen-Untersuchungsgebiete.

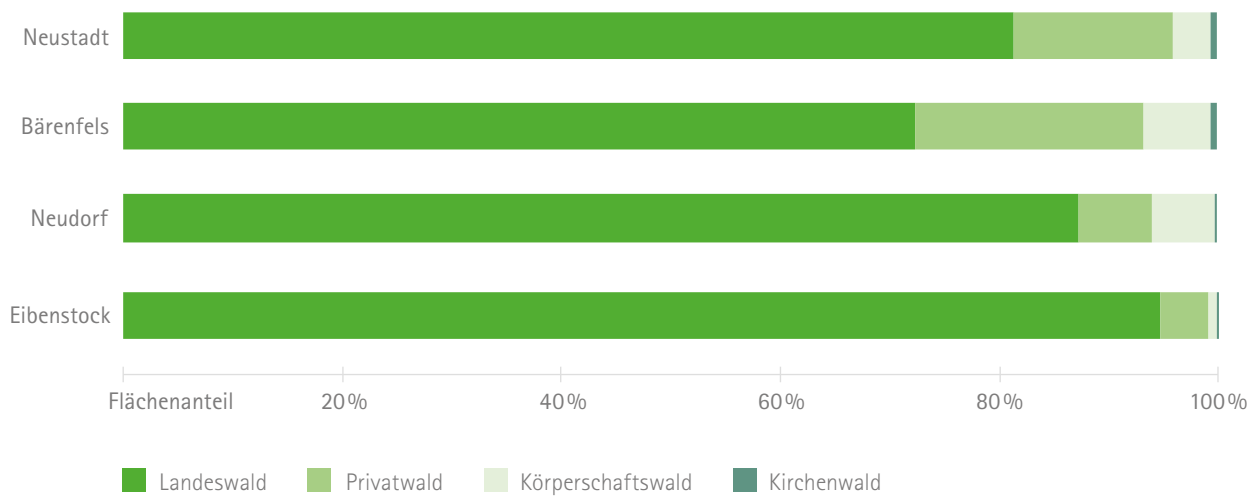
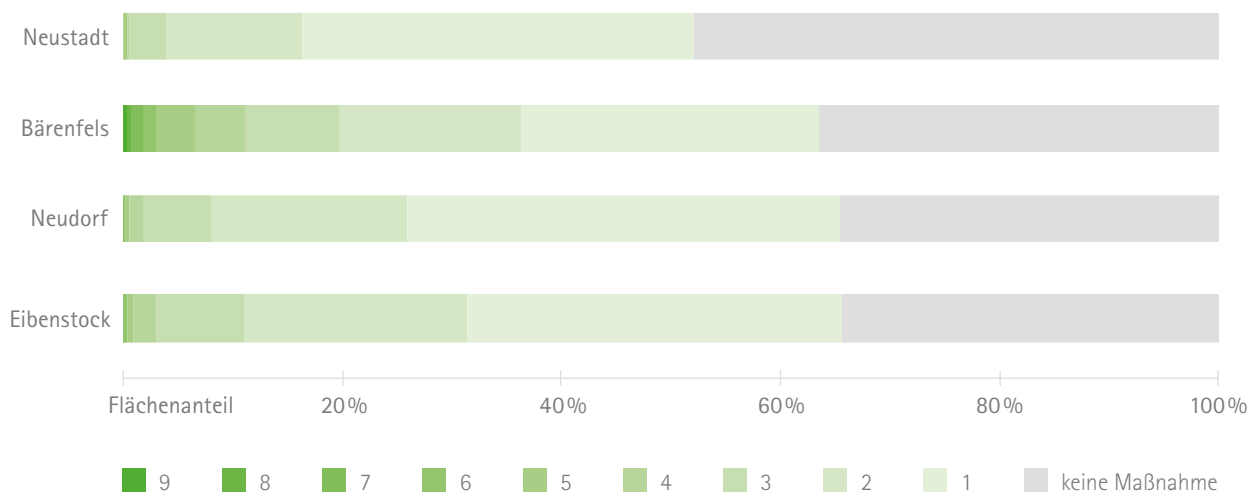


Abbildung 17: Häufigkeit (keine bis neunmal) und Flächenanteil von planmäßigen forstlichen Nutzungen in fünf Jahren (2014–2018). Für ca. zwölf Prozent der Waldfläche (nicht durch Sachsenforst betreuter Bundes-, Privat-/Körperschaftswald) liegen keine Daten vor, diese Flächen wurden für die Auswertung nicht berücksichtigt.



4.6 Landwirtschaftliche Nutzung

Die landwirtschaftliche Nutzung der Untersuchungsgebiete wird detailliert in Meißner-Hylanová et al. (2023) beschrieben. Die Datenbereitstellung sowie die Vorauswertung erfolgten durch das Sächsische Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG).

Eine landwirtschaftliche Nutzung erfolgte im Umfeld aller vier Untersuchungsgebiete, jedoch in unterschiedlichem Maße (vgl. Kap. 4.4). Insbesondere im Untersuchungsgebiet Eibenstock ist die landwirtschaftliche Nutzung bei einer herausragenden Dominanz des Waldes sehr gering ausgeprägt. Die im Vergleich zu den kompakten Waldgebieten der Untersuchungsgebiete Eibenstock und Neudorf verhältnismäßig stark zergliederten Waldflächen des Osterzgebirges (Untersuchungsgebiet Bärenfels) und der Sächsischen Schweiz (Untersuchungsgebiet Neustadt) führen zu deutlich längeren Grenzlinien des Waldes zum meist landwirtschaftlich genutzten Offenland. Die Art der Landnutzung orientiert sich an den standörtlichen Gegebenheiten, insbesondere an den klimatischen Bedingungen und der Nährkraft der Böden.

Die dominierende landwirtschaftliche Nutzungsform ist Grünland. Dessen Anteil an der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche lag innerhalb der Aktionsräume der besenderten Tiere zwischen 99 Prozent (Untersuchungsgebiet Eibenstock) und 29 Prozent (Untersuchungsgebiet Neustadt).

Neben intensiv bewirtschaftetem Dauergrünland mit mehrmaliger jährlicher Mahd oder Beweidung (vorrangig im nördlichen Bereich des Untersuchungsgebietes Neudorf) umfasst diese Nutzungsform insbesondere in den Kammlagen des Westerzgebirges (Carlsfeld, Johanngeorgenstadt, Jelení) und im Osterzgebirge auch extensiv bewirtschaftete magere Bergwiesen von herausragendem naturschutzfachlichem Wert. Ein Beispiel hierfür ist das FFH-Gebiet „Bergwiesen um Schellerhau und Altenberg“ (Untersuchungsgebiet Bärenfels).

In den höher gelegenen, klimatisch kühleren Untersuchungsgebieten Neudorf und Bärenfels wurde neben der Grünlandbewirtschaftung auch Ackerbau betrieben, insbesondere mit Winterraps, Winterweizen und sonstigen Sommer- und Wintergetreiden. Hierbei findet die Bewirtschaftung regelmäßig auch auf Grenzertragsstandorten in Höhenlagen über 700 Meter statt. Im klimatisch begünstigten Untersuchungsgebiet Neustadt kamen ergänzend Sommerweizen beziehungsweise Hafer hinzu. Der Anbau von Mais spielte während des betrachteten Zeitraums in allen Untersuchungsgebieten nur eine untergeordnete Rolle.

Sowohl Grünland als auch Feldfrüchte, insbesondere Winterraps, bieten Rothirschen zu bestimmten Jahreszeiten sowohl Nahrung als auch Deckung. Landwirtschaftliche Nutzflächen als Teil des Offenlandes im Umfeld von großen zusammenhängenden Waldgebieten sind durch das attraktive Nahrungsangebot eine herausragende Komponente im Rothwildlebensraum. Ihr Flächenanteil, die Zugänglichkeit und die Art der Nutzung wirken sich massiv auf das Raumnutzungsverhalten von Rothirschen aus. Daraus resultieren weitergehende Einflüsse auf die Konstitution und den Fortpflanzungserfolg sowie auf die Verteilung und Intensität von Wildschäden.



Abbildung 19: Wald und Grünland bei Neuhermsdorf im oberen Osterzgebirge, Untersuchungsgebiet Bärenfels (oben). Der Anbau von Winterraps erstreckt sich im Untersuchungsgebiet Bärenfels bis in Höhenlagen über 700 m ü. NN (links).



4.7 Tourismus und Erholung

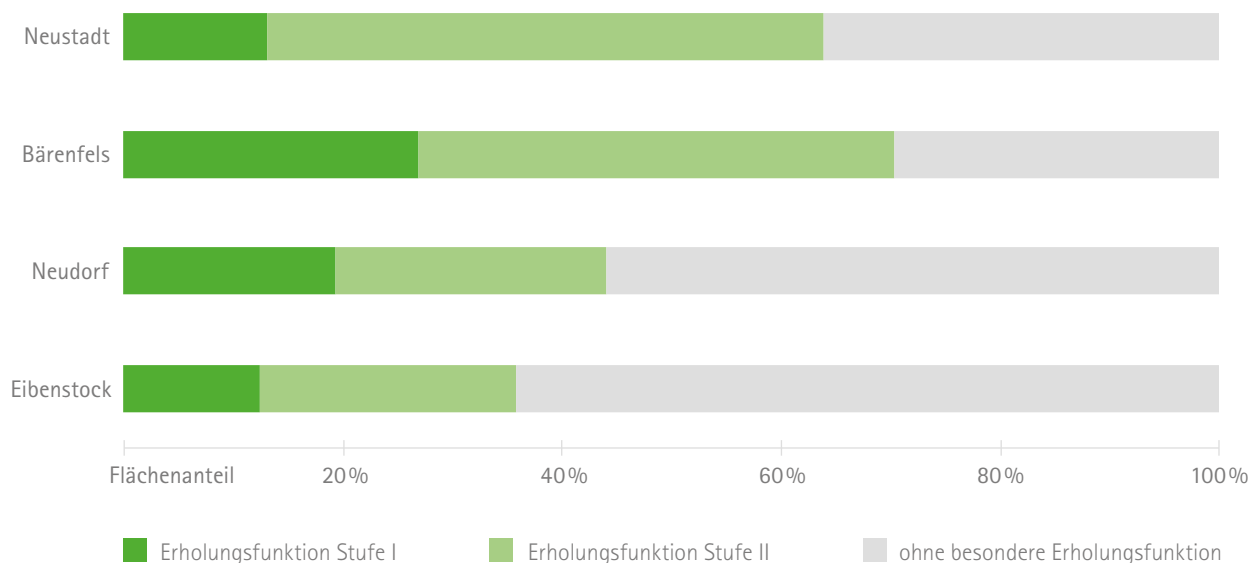


Abbildung 20: Anteile der besonderen Erholungsfunktionen (BEF) an der Gesamtwaldfläche im deutschen Teil der Untersuchungsgebiete.

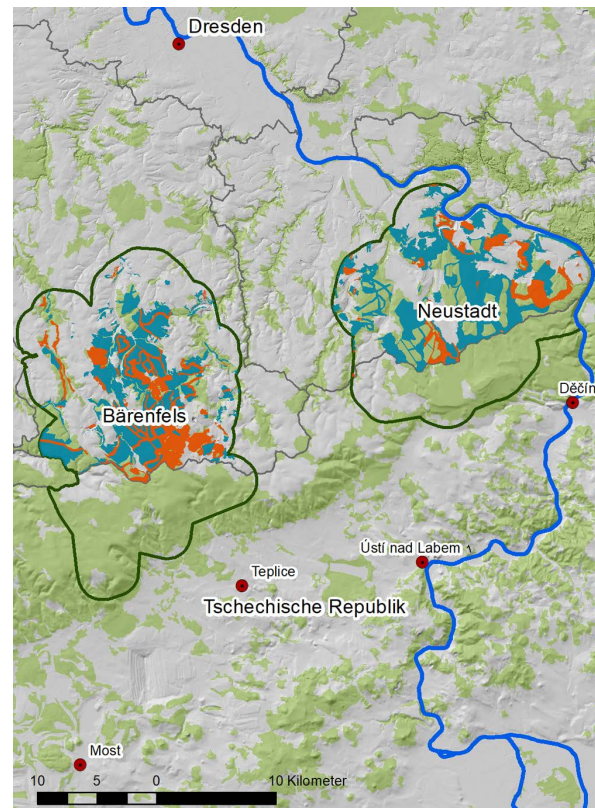
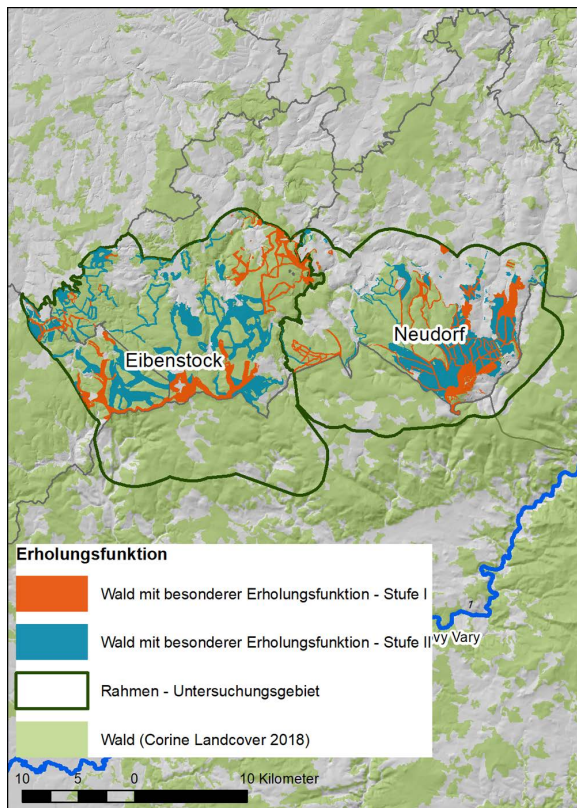
Das Erzgebirge ist neben den Großstädten Leipzig und Dresden mit mehr als drei Millionen Übernachtungen (2019) die führende Urlaubsregion im Freistaat Sachsen. Die deutlich kleinere Sächsische Schweiz kam vor der Corona-Pandemie auf rund 1,8 Millionen Übernachtungen (Statistisches Landesamt des Freistaates Sachsen 2020). Der Tourismus ist in beiden Regionen eine wesentliche Säule der wirtschaftlichen Entwicklung und verzeichnete in den letzten Jahren einen moderaten Anstieg.

Triebfedern des Tourismus im ländlichen Raum sind die reiche Bergbauhistorie (UNESCO-Weltkulturerbe Montanregion Erzgebirge/Krušnohoří) und lebendige Handwerkstraditionen, insbesondere jedoch die abwechslungsreichen Landschaften und Naturerlebnisse sowie in zunehmendem Maße sportliche Aktivitäten wie Wandern, Mountainbiking, Skilanglauf oder Klettern. Im Bereich der Sächsischen Schweiz konzentriert sich der Tourismus auf den Nationalpark Sächsische Schweiz (rechtselbisch). Dieser grenzt unmittelbar an das Untersuchungsgebiet Neustadt an, war aber kein Teil des Projektgebietes. Mit neuen, zielgruppenorientierten Konzepten sollen jedoch zunehmend Besucher auch in den linkselbischen Teil des Elbsandsteingebirges gelenkt werden. Eines davon ist die mehrtägige grenzüberschreitende Trekkingroute „Forststeig Elbsandstein/Lesní stezka Labské pískovce“, deren Konzeption durch Sachsenforst (Forstbezirk Neustadt) in Kooperation mit den tschechischen Staatsforsten (Lesy České republiky) erfolgte.

Klingenthal, Carlsfeld, Oberwiesenthal und Altenberg sind die Tourismuszentren in den Untersuchungsgebieten des Erzgebirges. Hier wird traditionell ein Schwerpunkt für Wintersport gesetzt. Neben der Förderung touristischer Breitensportangebote liegen hier die Leistungszentren im Bereich Biathlon, Skilanglauf, Skisprung, Nordische Kombination, Bob, Rennrodeln und Skeleton. Zunehmend werden von den Kommunen Angebote entwickelt, um auch im Sommer Touristen in die Region zu locken. Hierbei werden zunehmend auch Waldflächen für Schwerpunktnutzungen in Anspruch genommen. Ein eindrucksvolles Beispiel ist das Trailcenter Rabenberg (Untersuchungsgebiet Neudorf). Hier sind im Landeswald auf einer Fläche von 600 Hektar mehr als 50 Streckenkilometer Pisten und Singletrails für Mountainbiker ausgewiesen. Der Mountainbikesport soll perspektivisch zu einer tragenden Säule des Sporttourismus im Freistaat Sachsen ausgebaut werden (Sobek et al. 2021).

Anders als beim klassischen Tourismus hat die Nutzung des Waldes als Naherholungsraum in den vergangenen Jahren, vor allem aber während der Corona-Pandemie, stark zugenommen (FVA 2021). Die Erholungsnutzung wirkt sich – wie alle anderen Nutzungen – auf das Ökosystem Wald und damit auch auf das Rotwild als Kernelement dieser Studie aus. In diesem Projekt wurden keine Erhebungen zur Frequentierung von Waldgebieten durch Besucher durchgeführt, sondern auf die Ergebnisse der Waldfunktionenkartierung zurückgegriffen: „Wälder mit besonderer

Abbildung 21: Anteile der besonderen Erholungsfunktionen an der Gesamtwaldfläche im deutschen Teil der Untersuchungsgebiete.



Erholungsfunktion" dienen demnach „der Erholung im medizinischen Sinne, der naturbezogenen Freizeitgestaltung und dem Naturerlebnis [...]“ ihrer Besucher. Die „Anziehungskraft beruht im Wesentlichen auf der besonderen Naturlandschaft, dem Erlebniswert, der Erreichbarkeit sowie dem Vorhandensein von Erholungseinrichtungen [...]“ (Staatsbetrieb Sachsenforst 2010, S. 52).

Hinsichtlich dieser besonderen Erholungsfunktion werden nach der erwarteten Intensität der Frequentierung der Waldflächen zwei Stufen unterschieden: Stufe I: > 10 Besucher/ha und Tag, Stufe II: 1–10 Besucher/ha und Tag.

Die Zuordnung einer Waldfläche zu den beiden Stufen erfolgt auf Basis von Lagebeziehungen zu Siedlungen und Ballungsräumen unterschiedlicher Einwohnerzahl, der Erreichbarkeit (Infrastruktur) und Attraktivität (Schutzgebiete, Aussichtspunkte, Gewässer, Sportstätten etc.). Eine Aussage, ob der Schwerpunkt des Besucherverkehrs auf Waldwegen oder abseits davon stattfindet, wäre für die Beurteilung des Störpotenzials wesentlich (vgl. Kap. 6.7), ist jedoch auf Grundlage der Waldfunktionenkartierung nicht möglich. Grundsätzlich bestehen zwischen den Untersuchungsgebieten deutliche Unterschiede (Abbildung 20 und 21).

Insbesondere im dünn besiedelten, waldreichen Westerzgebirge (Eibenstock) beschränkt sich die Frequentierung durch Erholungssuchende häufig auf die Randbereiche der Ortschaften sowie auf die touristischen Hauptachsen wie die Kammlöpe zwischen Mühlleithen und Johanngeorgenstadt. Im Untersuchungsgebiet Neudorf ist der prägende Einfluss des Kurortes Oberwiesenthal als regionales Tourismuszentrum sichtbar, während große Bereiche im westlichen Teil deutlich geringer frequentiert werden. Die Untersuchungsgebiete Bärenfels und Neustadt weisen durch ihre Lage im Bereich des Ballungsraums Dresden und aufgrund der stärkeren Fragmentierung der Waldflächen durch Siedlungen eine deutlich intensivere Frequentierung auf. Aussagen über eine saisonale und tageszeitliche Verteilung des Besucherverkehrs können auf Basis dieser Daten nicht getroffen werden.

4.8 Waldökologische Rahmenbedingungen

Wälder bilden in allen vier Untersuchungsgebieten die prägenden Landschaftsbestandteile (vgl. Kap. 4.4) und sind gleichzeitig der Hauptlebensraum der dortigen Rothirschpopulation (vgl. Kap. 6.7). Wie dicht die Baumschicht ist, ob sie mehrere übereinanderliegende, ungleichaltrige Schichten oder große Lücken aufweist, aus welchen Arten sie sich zusammensetzt – all dies beeinflusst über das Licht-, Wasser- und Nährstoffregime am Boden die Ausprägung der Kraut- und Strauchschicht (Berger und Puettmann 2000). Diese Strukturparameter wiederum beeinflussen das Nahrungsangebot oder den Schutz vor Störungen, Prädatoren und Witterungseinflüssen. Die Verfügbarkeit und Verteilung der Nahrungs- und Deckungshabitate ist einer der wesentlichen Einflussfaktoren auf die Raumnutzung von Rothirschen (Allen et al. 2014). Die Kenntnis über die hieraus resultierenden Steuerungsmöglichkeiten ist ein wesentlicher Baustein ausgewogener Managementkonzepte.

Baumartenverteilung

Die Gemeine Fichte ist die prägende Baumart der Untersuchungsgebiete Eibenstock, Neudorf und Bärenfels. Bestände mit der Fichte als führender Baumart im Oberstand machen hier einen Flächenanteil zwischen 83 und 93 Prozent aus.

Rotbuche, Waldkiefer und Lärche schließen sich mit deutlich geringeren Anteilen – und meist als Reinbestand – an. Die Prädisposition gegenüber klimatischen Extremen (Trockenheit, Sturm) und biotischen Schaderregern ist vor allem in den nicht standortgerechten Fichtenbeständen der tieferen und mittleren Berglagen hoch (Seltmann et al. 2022). In den Hochlagen des westlichen und mittleren Erzgebirges mit hohen durchschnittlichen Niederschlagsmengen und niedrigen Durchschnittstemperaturen ist der Anteil von Fichtenrisikobeständen weitaus niedriger. Unabhängig davon haben deutlich unter dem laufenden Zuwachs liegende Nutzungen in den vergangenen Jahrzehnten flächendeckend zu steigenden Holzvorräten (als entscheidendes Maß der Nettoprimärproduktion von Waldökosystemen) insbesondere bei der Hauptbaumart Fichte geführt. Die hohen akkumulierten Holzvorräte bringen, weil sie im Wesentlichen in der oberen Baumschicht konzentriert sind, eine wachsende Gefährdung gegenüber witterungsbedingten Störungen (Sturm, Schneebruch) mit sich. Autochthone Fichtenwälder kommen als montane bis alpine bodensaure Fichtenwälder (FFH Lebensraumtyp 9410) nur als besonders geschütztes Relikt in den obersten Kammlagen des Erzgebirges vor. Im Untersuchungsgebiet Neustadt differenziert sich dieses Bild aufgrund der deutlich abweichenden Standortbedingungen. Hier geht die Dominanz der Fichte – ihr Flächenanteil liegt bei sinkender Tendenz bereits unter 50 Prozent – zugunsten von Waldkiefer, Lärche, Rotbuche, Eiche und eines höheren Anteils von Weichlaubgehölzen, insbesondere der Birke, deutlich zurück. Die noch vorhandenen, durchweg nicht standortgerechten Fichtenbestände weisen eine sehr ausgeprägte Prädisposition gegenüber biotischen Schaderregern wie dem Buchdrucker auf.



Abbildung 22:
Fichtenwälder mit häufig geringer, teils aber auch ausgeprägter Strukturvielfalt dominieren in den Untersuchungsgebieten Eibenstock, Neudorf und Bärenfels (oben). Wo es die Konkurrenzsituationen zulassen, werden im Zuge eines intensiven Waldumbaus standortgerechte Baumarten wie Rotbuche, Weißtanne oder Bergahorn eingebracht und die natürliche Verjüngung wird beispielsweise von Weichlaubgehölzern wie der Eberesche gefördert (rechts).





Abbildung 23: Autochthoner Fichtenmoorwald auf etwa 950 m ü. NN im Naturschutzgebiet Großer Kranichsee im Westerzgebirge.

Aus den kleinstandörtlichen Umweltbedingungen können in Verbindung mit den ökologischen Eigenschaften der Baumarten waldbauliche Zielzustände abgeleitet werden – also die Baumartenstruktur absehbar ökologisch stabilerer Waldgesellschaften, die mit dem Waldumbau angestrebt werden (Abbildung 25).

Aus den teils deutlichen Unterschieden zwischen derzeitiger Baumartenverteilung und den waldbaulichen Zielzuständen wird die Notwendigkeit ersichtlich, vor allem die risikobehaftete Dominanz der Fichte abzubauen. Erreicht werden soll dies über eine konsequente Förderung bereits vorhandener Anteile von standortgerechten Mischbaumarten sowie durch natürliche und künstliche Verjüngung bis hin zum vollständigen Wechsel

der Hauptbaumart. Letzteres ist im Regelfall nur durch künstliche Verjüngung (Pflanzung, Saat) realisierbar. Weil die meisten standortgerechten Baumarten – mit Ausnahme von Eichen, Ahornen oder der Schwarz-Erle – in den Untersuchungsgebieten über Naturverjüngung oder Voranbau unter dem Schirm der Altbäume verjüngt werden, vollzieht sich dieser Wandel über Jahrzehnte, ohne zunächst im Oberstand sichtbar beziehungsweise abbildbar zu werden. Gleichwohl zeigt sich in den jüngeren, die neue Waldgeneration bildenden Altersklassen – mit teils deutlichen Unterschieden zwischen den Untersuchungsgebieten – eine zunehmend vielfältigere Baumartenverteilung, die sich auf den Waldumbau und die erfolgreiche natürliche Verjüngung von Mischbaumarten wie Rotbuche, Bergahorn oder Eberesche zurückführen lässt. Diesen Trend bestätigen auf großräumiger Ebe-

Abbildung 24: Baumartenverteilung im Oberstand nach Bestandesklasse (Hauptbaumart des Bestandes) und Untersuchungsgebiet. Datenquelle: Forsteinrichtung im Landeswald des Freistaates Sachsen, Stichjahre 2007 bis 2013.

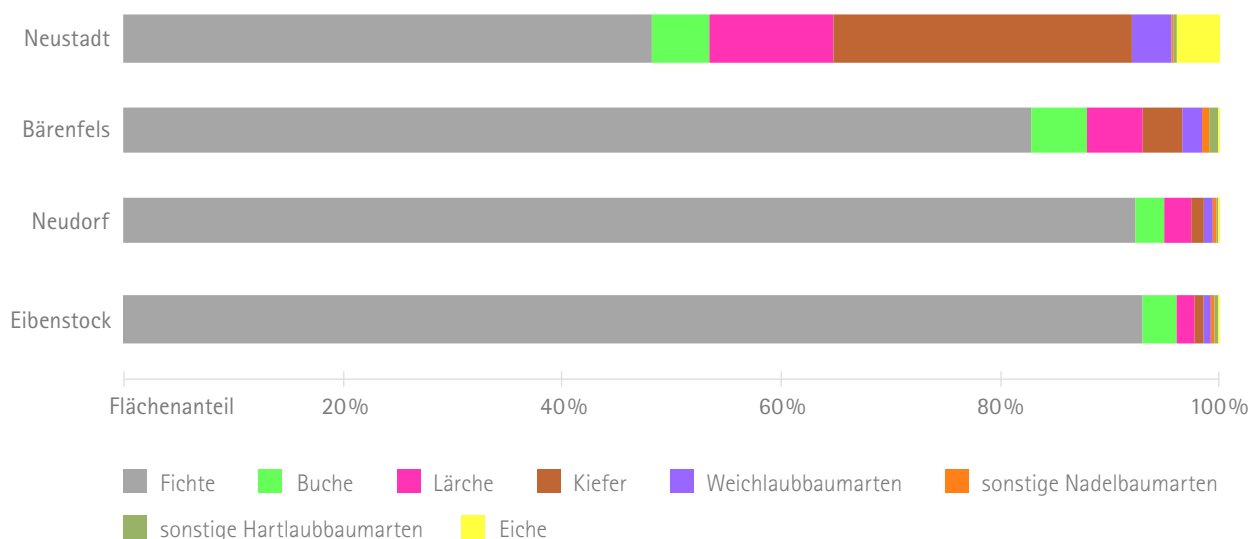


Abbildung 26: Vom instabilen Ausgangszustand zu standortgerechten Waldgesellschaften – Waldumbau mit Traubeneiche unter einem Oberstand aus Waldkiefer.

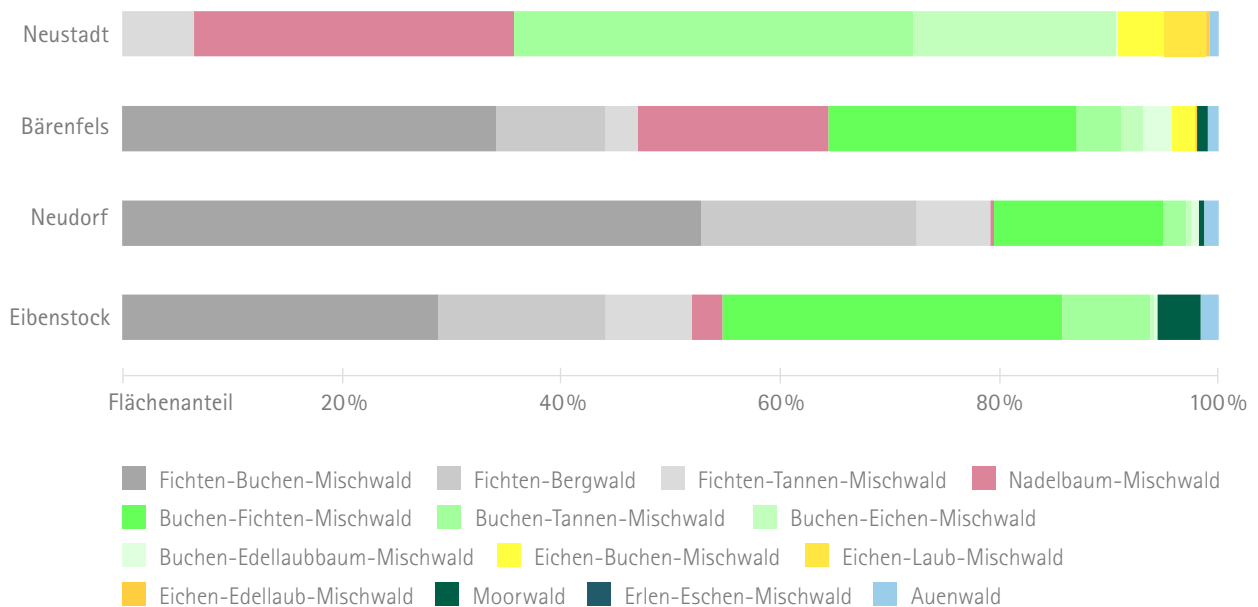


ne auch die Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur (Thünen Institut für Waldökosysteme 2012).

Die Verbesserung der ökologischen Funktionalität standortgerechter Kulturwälder wird jedoch nicht allein durch Baumartenvielfalt erreicht, sondern in wesentlichen Anteilen durch eine größere vertikale und horizontale Strukturvielfalt. Vereinfacht gesagt ist der Ersatz eines einschichtigen Fichtenreinbestandes durch einen einschichtigen Rotbuchen- oder Weißtannenreinbestand aus flächiger und gleichaltriger künstlicher Verjüngung nur bedingt zielführend. Daher setzen die waldbaulichen Richtlinien von Sachsenforst auch bewusst baumartenspezifische Obergrenzen hinsichtlich der Größe einzelner Verjüngungseinheiten und definieren entsprechende Mischungsformen.

So wurde beispielsweise im „Leitfaden zur Wiedereinbringung der Weißtanne“ (Eisenhauer 2000) eine trupp- bis horstweise (maximal 0,2 Hektar) Mischungsform für die einzelnen Verjüngungselemente definiert. Im Falle von ungünstigen Umweltbedingungen und überhöhten Wildbeständen besteht allerdings die Tendenz zu einer eher großflächigen Vorgehensweise, um bei vertretbarem Aufwand über einen gewissen Puffer den größtmöglichen Kulturerfolg zu sichern. Durch einen starken Wildeinfluss eingeschränkte waldbaulichen Freiheitsgrade erfordern darüber hinaus entsprechende Schutzmaßnahmen, die zum einen den realisierbaren Flächenfortschritt des Waldumbaus bremsen, darüber hinaus aber auch zu eher schematisch angelegten Verjüngungsstrukturen führen. Die Umsetzung der waldoökologisch begründeten, kleinstandörtlich (räumlich) und altersmäßig (zeit-

Abbildung 25: Waldbauliche Zielzustände innerhalb der Untersuchungsgebiete (der tschechische Teil der Untersuchungsgebiete ist nicht enthalten).



lich) strukturierten Verjüngungskonzepte wird damit in der Praxis deutlich erschwert. Hinzu kommt vor allem in der jüngeren Vergangenheit der unplanmäßige, mitunter großflächige Verlust des (Fichten-)Oberstandes infolge der bereits beschriebenen Kalamitätskaskade (vgl. Kap. 4.8), der insbesondere auch Ansätze einer vertikalen Bestandesstrukturierung erschwert beziehungsweise auch gänzlich verhindern kann.

Waldstruktur

Bestandesgrundfläche, Alters-, Höhen- und Durchmesser- verteilung, Kronenlängen, Kronenschluss- und Überschirmungs- grad sowie die Verteilung von Lücken, großflächigen Störungen oder liegendem und stehendem Totholz sind wesentliche, die Waldstruktur beschreibende Parameter. Nicht für jedes dieser Merkmale liegen hochaufgelöste Daten aus allen Unters- suchungsgebieten vor und nicht alle haben eine Relevanz im Be- ziehungsgefüge Rothirsch – Wald. Stichprobeninventuren und moderne Verfahren der Fernerkundung liefern dennoch eine Vielzahl an Daten, die in ihrer Eignung bewertet und in struktu- rierter Form für Analysen herangezogen wurden.

Für das Kooperationsprojekt „Rotwildmanagement pro Waldum- bau“ wurde aus den verfügbaren Daten ein Set an Indikatoren ausgewählt, die das Raum-Zeit-Verhalten von Rothirschen sowie die Höhe und Verteilung von Verbiss und Schälde potenziell be- einflussen (Tabelle 4). Im Wesentlichen sind dies der saisonale *Belaubungszustand* (wintergrün beziehungsweise winterkahl),

der *Kronenschlussgrad* sowie die *Baum-/Bestandeshöhe*. Jedem Merkmal wurde eine begrenzte Anzahl an Klassen zugewiesen, um die Gesamtsumme möglicher Kombinationen und damit die Komplexität von Modellrechnungen in Grenzen zu halten.

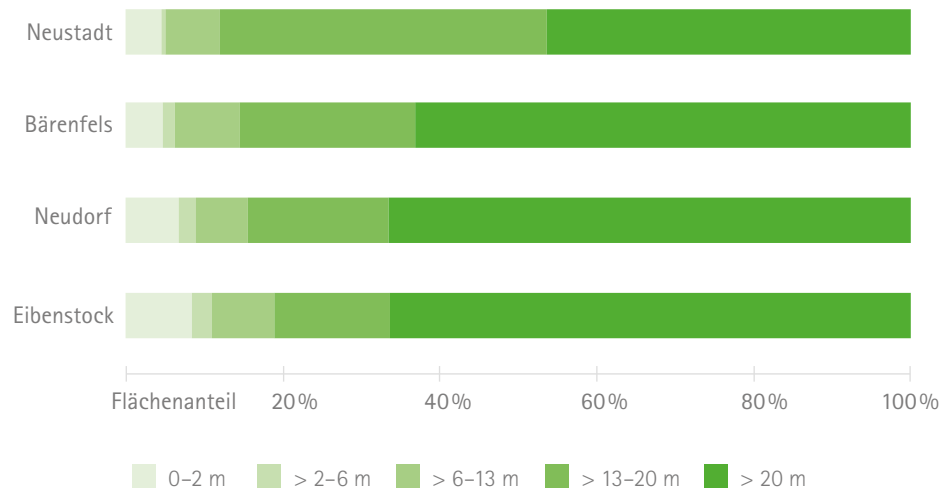
Die Waldstrukturdaten wurden beispielsweise für die Analyse von Habitatpräferenzen (vgl. Kap. 6.7), aber auch für die Regio- nalisierung der Bodenvegetation (vgl. Kap. 4.8) genutzt. Darüber hinausgehend sind direkte Vergleiche der Waldstruktur zwischen den Untersuchungsgebieten möglich. Die Gesamtflächenan- teile unterschiedlicher Baumhöhenklassen sind in den Unters- suchungsgebieten Eibenstock, Neudorf und Bärenfels weitest- gehend vergleichbar (Abbildung 27). Im Untersuchungsgebiet Neustadt ist die Baumhöhenklasse zwischen 13 und 20 Metern überdurchschnittlich stark vertreten. Auf den armen, trockenen Böden ist der Fichtenanteil gegenüber der niedrigeren Kiefer geringer. Gleichzeitig wurden infolge der Schwefelmissionen in den 1980er Jahren entstandene Kahlflächen in den höheren Lagen in großem Umfang mit Lärchen aufgeforstet, die heute zwischen 20 und 40 Jahre alt sind.

Die summarischen Flächenanteile mit einer bestimmten Baum- höhe lassen jedoch keine Aussage darüber zu, wie Bäume unter- schiedlichen Alters und unterschiedlicher Höhe räumlich orga- nisiert sind. Ein gutes Beispiel hierfür bieten die räumlich direkt benachbarten Untersuchungsgebiete Neudorf und Eibenstock. Obwohl die summarischen Anteile der verschiedenen Baumhö- henklassen hier nahezu identisch sind, deuten sich bereits beim Blick auf die räumliche Verteilung von Waldstrukturen unter- schiedlicher Höhe auffällige Unterschiede an (Abbildung 28).

Tabelle 4: Belaubungstyp, Bestandeshöhe und Kronenschlussgrad wurden als Indikatoren der Waldstruktur zum Vergleich der Untersuchungsgebiete herangezogen und auf ihre Wirkung im Raum-Zeit-System von Rothirschen hin untersucht.

| MERKMAL | WERTEBEREICH | DETAILS |
|-------------------|-----------------|--|
| Belaubungstyp | Wintergrün (WG) | Nadelbaumarten ohne Lärche |
| | Winterkahl (WK) | Laubbaumarten und Lärche |
| Bestandeshöhe (H) | 0–2 m | Anwuchs |
| | > 2–6 m | Dickung |
| | > 6–13 m | Stangenholz |
| | > 13–20 m | |
| | > 20 m | Baumholz |
| | Wiese | kleinere Wildwiesen, Wildäsungsflächen im Wald |
| | Weg/Lagerplatz | Wirtschaftswege und Holzlagerplätze im Wald |
| Kronenschlussgrad | 0–0,3 | 0–30% Bodenüberdeckung der Baumkronen |
| | > 0,3–0,8 | > 30–80% Bodenüberdeckung der Baumkronen |
| | > 0,8 | > 80% Bodenüberdeckung der Baumkronen |

Abbildung 27: Verteilung der Flächenanteile von fünf Baumhöhenklassen in den Untersuchungsgebieten Eibenstock, Neudorf, Neustadt und Bärenfels.



Die Analyse der Verteilung der Einzelflächengröße von Strukturen unterschiedlicher Baumhöhe (= Vertikalstruktur) bestätigt die auf der Karte sichtbaren Unterschiede zwischen beiden Untersuchungsgebieten. Die relative Häufigkeit kleiner Waldstrukturen (weniger als 100 Quadratmeter bis zu einem halben Hektar) mit gleicher Baumhöhe ist im Untersuchungsgebiet Eibenstock

durchweg höher als in Neudorf (Abbildung 29). Obwohl die kumulativen relativen Anteile der kleinen Flächengrößen an der Gesamtwaldfläche relativ niedrig sind, durchbrechen und strukturieren sie die flächenmäßig dominierenden großen homogenen Einheiten (ab zehn Hektar) in Eibenstock deutlich stärker als in Neudorf.

Abbildung 28: Darstellung der aus Fernerkundungsdaten hergeleiteten vertikalen Baumhöhen (Bestandeshöhe) in einem Ausschnitt der Untersuchungsgebiete Eibenstock und Neudorf.

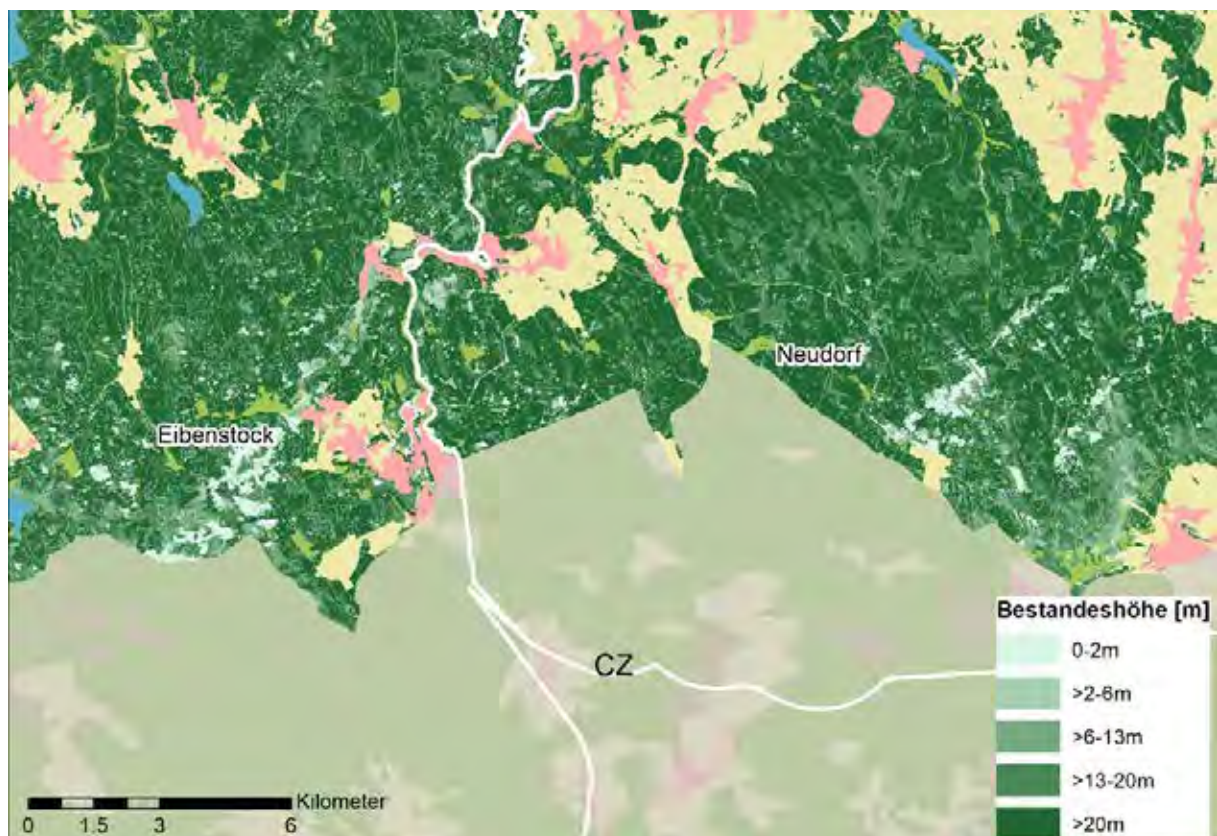
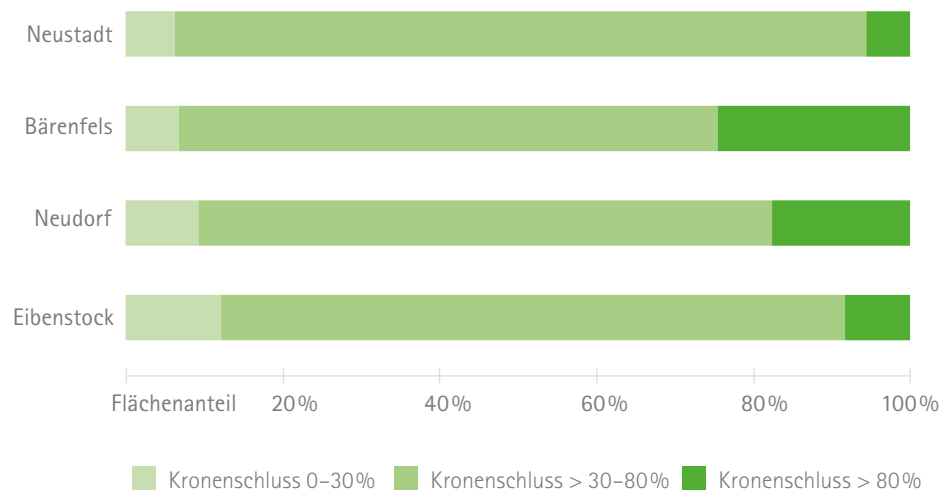


Abbildung 30: Verteilung der Flächenanteile von drei Überschirmungsklassen (SG = Schlussgrad) in den Untersuchungsgebieten Eibenstock, Neudorf, Neustadt und Bärenfels.



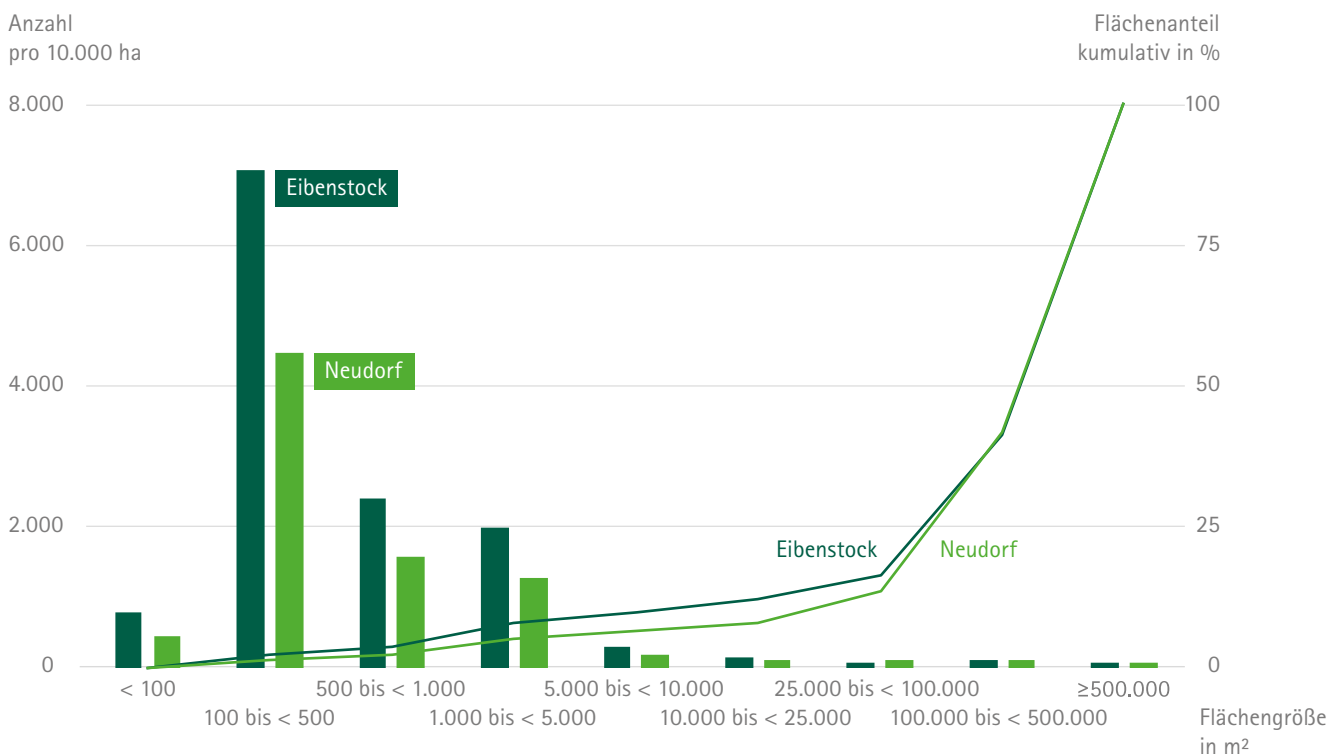
Waldbaulich gesteuert wird die Heterogenität des Oberstandes in fichtendominierten Wäldern häufig über sogenannte Femelhiebe, also kleinflächige Auflichtungen des Oberstandes, die der differenzierten natürlichen Verjüngung oder aber künstlich eingebrachten Verjüngungselementen (zum Beispiel Waldumbau mit Weißtanne oder Rotbuche) dienen.

Vergleicht man die Flächenanteile der Kronenschlussgrade, ergeben sich auch hier Unterschiede. In dieser Studie wurden die realen Kronenschlussgrade drei Klassen (schwach = 0-30%, mittel = > 30-80%, stark = > 80%) zugeordnet. Die mittlere Klasse mit

der größten Wertespanne von > 30-80 Prozent Überschirmung weist in allen Untersuchungsgebieten auch den flächenmäßig größten Teil auf, wobei dieser im Untersuchungsgebiet Neustadt am deutlichsten ausgeprägt ist. Vergleichsweise starke Überschirmungen (> 80%) zeigen sich insbesondere in den Untersuchungsgebieten Neudorf und Bärenfels, während vor allem im Untersuchungsgebiet Eibenstock ein deutlich höherer Anteil sehr niedriger Überschirmungen (0-30%) nachweisbar ist.

Die Ursache für die differenzierte Verteilung der Kronenschlussgrade ist vielfältig. Zum einen führt die gezielte Entnahme von

Abbildung 29: Verteilung von Flächen mit homogener Waldstruktur (Baumhöhe) nach Flächengröße (m²) in den Untersuchungsgebieten Eibenstock und Neudorf.



Altbäumen über Verjüngungen zu einer Verringerung der Überschirmung. Andererseits können diese auch aus natürlichen Störungen (Sturm, Schneebruch, Borkenkäfer) resultieren.

Auf die tägliche und saisonale Raumnutzung von Rotwild haben die genannten Waldstrukturparameter einen starken Einfluss. Über den Kronenschlussgrad wird beeinflusst, wie viel Wasser, vor allem aber Licht den Waldboden erreicht. Dieser Prozess ist eine wesentliche Variable für die Entwicklung der Kraut- und Strauchschicht (vgl. Kap. 4.8). Die Variation der Waldstruktur innerhalb der und zwischen den Untersuchungsgebiete(n) begründet zudem teilweise die Unterschiede in der Aktivität oder der täglichen und saisonalen Raumnutzung der besenderten Rothirsche (vgl. Kap. 6.7). Die Intensität und räumliche Nähe, mit der sich Strukturen unterschiedlicher Baumhöhe abwechseln, wirkt sich vor allem auf den ungestörten Wechsel von Rothirschen zwischen ihren Nahrungs- und Deckungshabitaten aus. Aber auch die Sicht- und Bejagbarkeit von Rotwild wird ganz wesentlich von der Waldstruktur mit ihrer spezifischen Verteilung und Attraktivität von Deckungs- und Nahrungshabitaten beeinflusst (vgl. Kap. 11).

Waldökologische Störungen und Kalamitäten

Die planmäßige Waldbewirtschaftung im Projektzeitraum wurde ab Oktober 2017 vom Beginn einer Kaskade herausragender überregionaler Kalamitäten überprägt (Tabelle 5).

Die Sturmtiefs Herwart und Friederike sorgten allein zwischen Oktober 2017 und Januar 2018 für einen Schadholanfall in Höhe eines regulär geplanten eigentumsübergreifenden Jahreseinschlages für die gesamte Waldfläche des Freistaates Sachsen. Mit dem Sturmtief Fabienne (September 2018), den flächendeckenden Schneebruchschäden im Januar 2019 und dem Orkan Eberhard (März 2019) setzte sich die Reihe forstlich relevanter Witterungsereignisse auch nach Ende des Projektzeitraums fort. Die außerordentlich trockene Witterungsverläufe der Jahre 2018 und 2019 sowie die hohen Schadholumengen in den großflächig hoch prädisponierten Fichtenforsten lösten eine Borkenkäferkalamität bisher nicht gekanntes Ausmaßes aus. Die registrierte Schadholumenge, die durch Buchdruckerbefall entstand, überstieg im Freistaat Sachsen zum Ende des Borkenkäferjahres 2019/20 mit zwei Millionen Kubikmetern alle bislang dokumentierten Schadholumengen durch diesen Rindenbrüter (Eisenhauer et al. 2020). Seit dem Beginn der Aufarbeitung des vom Sturmtief Herwart hinterlassenen Bruch- und Wurfholzes im Oktober 2017 stand die Waldbewirtschaftung in allen vier Untersuchungsgebieten fortlaufend unter dem Eindruck der Bewältigung von Kalamitätsfolgen. Mittelfristige Prognosen lassen ein schnelles Ende dieser Kaskade nicht erwarten.

Die Plattform Global Forest Change ermöglicht die weltweite Analyse von Waldflächenverlusten (Hansen et al. 2013). Für die Untersuchungsgebiete und deren Umfeld wird deutlich, dass bereits vor 2018 regelmäßig kalamitätsbedingte Waldflächenverluste (Sturmwurf, Borkenkäferbefall) auftraten, die betroffene Fläche jedoch seit 2018 extrem angestiegen ist (Abbildung 31).

Hierbei sind die beiden östlichen Untersuchungsgebiete Neustadt und Bärenfels bislang deutlich stärker betroffen als die Untersuchungsgebiete Neudorf und Eibenstock (Detailkarten siehe Anhang A3). Die östlich des Untersuchungsgebietes Neustadt gelegenen Nationalparke Sächsische Schweiz und Böhmisches Schweiz, aber auch die kleineren Waldgebiete des nördlich vorgelagerten Sächsischen Hügellandes verdeutlichen bereits jetzt das enorme Potenzial an landschaftsprägenden waldökologischen Umbrüchen, das mit flächendeckend nicht standortgerechten Fichtenforsten, zunehmend ungünstigen Witterungsverläufen und einem daraus resultierenden enormen Befallsdruck durch Borkenkäfer, insbesondere des Buchdruckers (*Ips typographus*), einhergeht.

| STURM-/ ORKANTIEF | DATUM | SCHADHOLZMENGE FREISTAAT SACHSEN [m ³] |
|----------------------|------------------|--|
| Xavier | 5. 10. 2017 | 50.000 |
| Herwart | 28./29. 10. 2017 | 642.000 |
| Friederike | 18. 01. 2018 | 1.800.000 |

Tabelle 5: Schadholumengen der drei wesentlichen Sturmereignisse der Jahre 2017 und 2018.

Der Einfluss dieser großflächigen Störungen auf den Waldlebensraum des Rothirsches und aller weiteren waldökologisch relevanten Schalenwildarten (Reh, Mufflon, Damhirsch) kann nur langfristig bewertet werden. Die derzeitige Situation, die sich für die forstliche Bewirtschaftung als Krise darstellt (Destabilisierung von Beständen, Holzwertung durch mechanische Schäden und Insektenbefall, Preisverfall am Holzmarkt), muss jedoch aus ökologischer Sicht, in dieser Studie insbesondere bezogen auf den Rothirsch, differenziert betrachtet werden: Der kalamitätsbedingte Verlust der Vegetationsform Wald, an deren Stelle zunächst Kahlfächensituationen mit stärkeren Temperaturschwankungen, höherem Oberflächenabfluss und einer völlig veränderten Vegetations- und Deckungsstruktur treten, ist im Regelfall nicht dauerhaft. Auch ohne menschliche Eingriffe führt natürliche Sukzession über entsprechende Pionierstadien letztlich zu einer Wiederbewaldung. Die Auflösung der häufig geschlossenen Bestandesstrukturen durch Wind- und Schneeeinwirkung sowie Borkenkäferbefall kann über ein sich änderndes Licht-, Wasser- und Nährstoffregime zu einer starken vertikalen und horizontalen Differenzierung führen.

Großflächiger Sturmwurf und Borkenkäferbefall können jedoch auch Wälder mit ausgeprägter vertikaler Strukturvielfalt in großflächig weitestgehend gleichförmige Situationen überführen, bei denen auf eine Phase hohen Nahrungsangebotes (Initialphase der Sukzession vor dem Kronenschluss) lange Phasen mit

hohem Deckungsangebot, aber sinkender Äsungskapazität für große Pflanzenfresser folgen können. Sowohl kleinräumige als auch großflächige Störungen bringen veränderte Konkurrenzverhältnisse mit sich und sind häufig Auslöser für eine sich in Artenvielfalt und Biomasse dynamisch entwickelnde Kraut- und Strauchschicht. Unterschiedliche Szenarien der Wiederbewaldung (Sukzession, Kunstverjüngung) führen in Hinblick auf die Faktoren Nahrung und Deckung mittelfristig ebenfalls

zu differenzierten Habitatbedingungen für Rothirsche. So sind Anwuchsphasen auf Freiflächen häufig mit einer großen Artenvielfalt und Biomasse der Kraut- und Strauchschicht verbunden. Der fortschreitende Kronenschluss der Baumverjüngung führt, je nach Baumart und Mischungsverhältnissen, zunehmend zu einem verringerten Lichteinfall am Boden. Das Resultat sind deckungsreiche Waldstrukturen mit einer verhältnismäßig geringen Äsungskapazität der Kraut- und Strauchschicht.

Abbildung 31: Waldflächenverluste zwischen den Jahren 2000 und 2021. Datenquelle: <https://glad.earthengine.app/view/global-forest-change>.

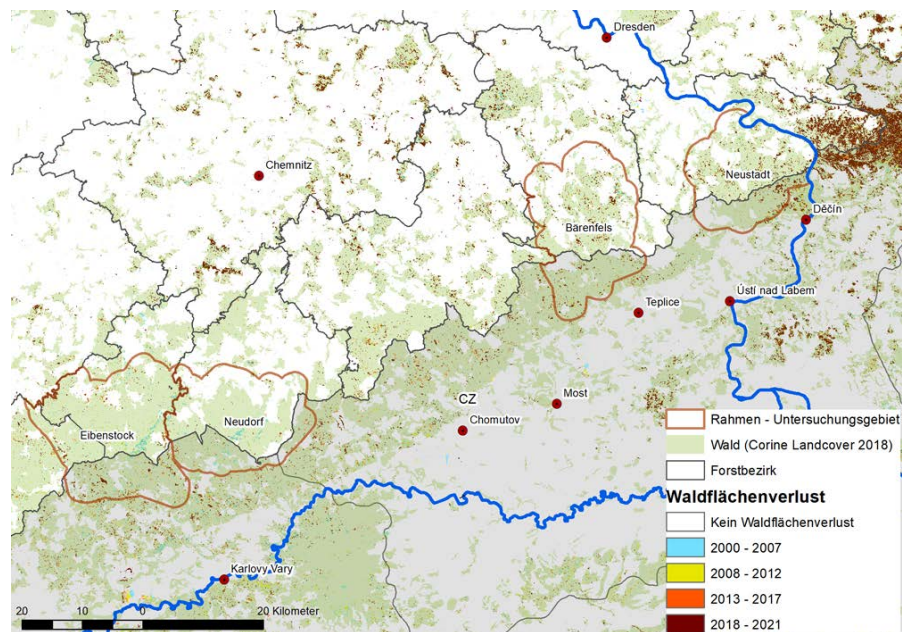


Abbildung 32: Kalamitäten wie Sturmwurf oder flächiger Borkenkäferbefall verändern die Waldstruktur nachhaltig. Für Rothirsche und andere Schalenwildarten führt der Strukturwandel zu Veränderungen im Raum-Zeit-System und der Nutzungspräferenz. Treten solche Störungen großflächig und wiederholt auf, werden sie zu einer Herausforderung auch im Schalenwildmanagement.



Abbildung 33: Die Durchführung von 160 Vegetationserhebungen lieferte die Informationsgrundlage für den Vergleich von Deckungsgrad und Biomassen der Kraut- und Strauchschicht sowie zum Vorkommen einzelner Arten.

Vegetation der Kraut- und Strauchschicht

Die Flora der Moos-, Kraut- und Strauchschicht prägt neben der Baumartenzusammensetzung die Vegetationsstruktur von Wäldern. Zahlreiche unterschiedliche Umweltfaktoren, aber auch die anthropogene Überprägung von Waldböden beeinflussen hierbei, wo welche Arten wie häufig vorkommen. Der menschliche Einfluss wird in den Untersuchungsgebieten neben forstwirtschaftlichen Einflüssen (Baumartenwahl, Waldstruktur, Feinerschließung) vor allem durch industrielle Schwefelmissionen (vgl. Kap. 4.1) und seit Ende der 1980er Jahre durch die Bodenschutzkalkung (vgl. Kap. 4.1) bestimmt. Als wesentliche Nahrungsgrundlage ist die Vegetation der Kraut- und Strauchschicht ein Kernelement im Rothirschlebensraum. Für die vorliegende Studie wurden im Sommer 2018 insgesamt 160 Vegetationserhebungen (40 je Untersuchungsgebiet) durchgeführt.

Die Aufnahmepunkte wurden zufällig über die Untersuchungsgebiete verteilt und für die anschließende Regionalisierung der Ergebnisse verschiedenen Waldstrukturtypen zugeordnet. An den Erfassungspunkten wurden auf einer Fläche von 400 Quadratmetern Informationen zum Deckungsgrad und zur Sprosslänge unterschiedlicher Arten und Schichten sowie zur Waldstruktur erhoben. Erfasst wurden alle Pflanzen mit einer Mindestdeckung von fünf Prozent. Dies erlaubte die Fokussierung auf diejenigen Arten, die wesentlich zur Biomasse auf der Aufnahmefläche beitrugen. Zudem konnten so der Zeitaufwand für die Erfassung und die Komplexität der sich anschließenden Modellierungs- und Regionalisierungsschritte begrenzt werden. Auf Basis der artbezogenen Deckungsgrade und der gemessenen Sprosslängen erfolgte die Berechnung von Trockenbiomassen nach dem Verfahren von Bolte (2006). Die anschließende Regionalisierung auf Basis moderner Modellierungsverfahren ist Bestandteil eines eigenständigen Berichtes (Zirlewagen 2019). Ziel war es, den Deckungsgrad und die Biomasse innerhalb der Kraut- und Strauchschicht zu quantifizieren und die Ergebnisse der einzelnen Er-

hebungen auf die Waldflächen der vier Untersuchungsgebiete zu übertragen (Regionalisierung). Die Auswertungen erfolgten für vegetationsökologische Artengruppen, die sich an der Einteilung im Rahmen der wildökologischen Lebensraumbewertung im nordostdeutschen Tiefland orientieren (Hofmann et al. 2008). Weitere Auswertungen erfolgten für die Kraut- und Strauchschicht insgesamt.

Unter Berücksichtigung der genannten Erfassungsschwelle von fünf Prozent wurden in Neustadt 25, in Bärenfels 20, in Eibenstock 19 sowie in Neudorf acht unterschiedliche Arten der Kraut- und Strauchschicht kartiert. Über das tatsächliche Vorkommen weniger häufiger Arten (derjenigen unter einem Deckungsgrad von fünf Prozent am Aufnahmeort) kann aufgrund der angewandten Methodik keine weiterführende Aussage getroffen werden.

Einige Arten zeigen in ihrem Vorkommen ihre ökologischen Verbreitungsgrenzen an. So war beispielsweise die bei Rothirschen als Äsungspflanze beliebte Wald-Hainsimse (*Luzula sylvatica*) als atlantisch geprägte Art nur im Westerzgebirge (Untersuchungsgebiet Eibenstock) nachweisbar (vgl. Kap. 11.1). Eine Artenliste findet sich im Anhang (A4). Die höchsten Gesamtdeckungsgrade wurden im Untersuchungsgebiet Eibenstock erfasst, die niedrigsten in Neudorf (Abbildung 35). Wesentliche Unterschiede innerhalb der Deckungsgrade bestehen insbesondere bei der Artenzusammensetzung.

Während der mittlere Deckungsgrad von Großkräutern (beispielsweise Fuchs-Kreuzkraut, Hasenlattich, Bergweidenröschen) in den Untersuchungsgebieten Eibenstock, Bärenfels und Neustadt zwischen 4,8 und 7,8 Prozent lag, waren es in Neudorf nur 0,9 Prozent. Kleinkräuter (beispielsweise Wald-Sauerklee, Kleinblütiges Springkraut) waren im Untersuchungsgebiet Neustadt mit den geringsten Deckungsgraden (1,8%) in den Vegetationsaufnahmen vertreten. Stark regional differenziert war auch das

Vorkommen wintergrüner Mittelsträucher (Brombeere). Winterkahle Mittelsträucher (Himbeere) kamen in allen Untersuchungsgebieten mit mehr oder weniger ähnlichen Anteilen vor. Wintergrüne Nadel-Zwergsträucher (Besenheide) und winterkahle Großsträucher (Roter und Schwarzer Holunder) waren insgesamt nur dreimal nachweisbar.

Aus den Vegetationserhebungen wurden folgende Informationen integriert:

- Deckungsgrade (gesamt) der Strauch- und Krautschicht sowie einzelner Arten
- Biomasse der Strauch- und Krautschicht sowie einzelner Arten

Für eine Bewertung im Sinne der Zielstellung der Studie mussten die Daten der Vegetationserhebung auf die Waldfläche der Untersuchungsgebiete übertragen (regionalisiert) werden. Eine ausführliche Darstellung der Methodik und eine detaillierte Ergebnisdiskussion erfolgte durch Zirlewagen (2019) im Abschlussbericht „Regionalisierung von Vegetationsaufnahmen an 160 Punkten innerhalb von vier Projektregionen in Sachsen“, der als Anlage zu diesem Bericht verfügbar ist.

Die Regionalisierung wurde „[...]“ überwiegend mit Boosted Regression Trees (BRT) und multiplen linearen Regressionsmodellen (Ordinary Least Squares, OLS) in einem schrittweisen Auswahlverfahren durchgeführt. Unter den Alternativen, wie z. B. auch den Random Forests Modellen (RF) wurden die Modelle mit der besten Erklärungsgüte (R^2) und dem geringsten Fehler (RMSE) ausgewählt“ (Zirlewagen 2019, S. 6).

In die Modelle wurden folgende Hauptvariablen integriert:

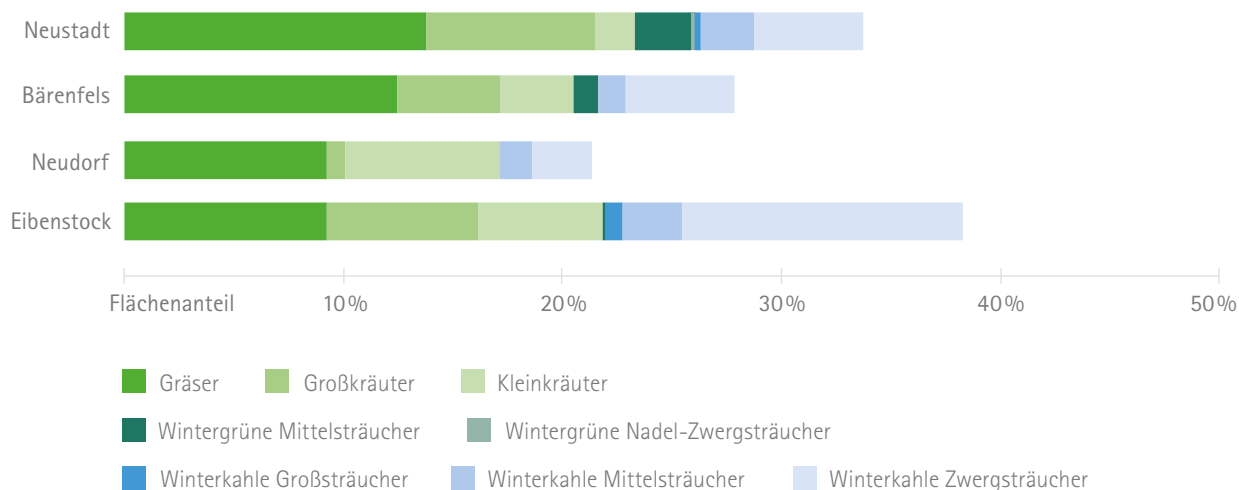
- Waldzustand (Kronenschlussgrad, Baumhöhe, Hauptbaumarten im Oberstand)
- Digitales Höhenmodell für den Freistaat Sachsen
- Digitale Reliefanalyse für den Freistaat Sachsen
- Bodenzustandserhebung: pH-Werte des Oberbodens
- Bodenzustandserhebung: Basensättigung des Oberbodens
- Standortskarte
- Vollzug der Bodenschutzkalkung bis zum Jahr 2017

Die hydrologischen und chemischen Eigenschaften des Bodens erklären in den Modellen 47,5 Prozent der Streuung und wurden demnach als wesentlicher Einflussfaktor auf die Ausprägung der Vegetation an einem Aufnahmepunkt identifiziert. Vor allem die Bodenschutzkalkung aus der Luft, die zur Sanierung von immissionsgeschädigten, versauerten Waldböden seit Jahrzehnten praktiziert wird, hat in den letzten Jahren einen deutlichen Entwicklungsschub der Bodenflora bewirkt, der vor allem im Vergleich zu nicht beziehungsweise wenig gekalkten Flächen offensichtlich wird (Baumann et al. 2019). *Topografie* (Ø 26,2%) und

Abbildung 34: Schichten, Artengruppen und Arten, für die eine Berechnung von Rasterkarten mit Biomassen und Deckungsgraden durchgeführt wurde.



Abbildung 35: Durchschnittlicher Deckungsgrad der Vegetationserhebungen nach Artengruppe.



Waldzustand (\varnothing 13,3%) in Form von Baumhöhe, Kronenschluss und Hauptbaumart im Oberstand sind weitere stark wirksame Steuerungsvariablen, die in den Prognosemodellen identifiziert wurden (vgl. Kap. 11.1). Klima sowie Stoffeinträge spielen nur eine untergeordnete Rolle. Interessant ist, dass die Variable Forstbezirk (= Untersuchungsgebiet), die stellvertretend für alle nicht direkt ins Modell implementierbaren, teils unbekannt Variablen steht, keinerlei Einfluss entfaltet. Das bedeutet auch, dass die von Meißner-Hylanová et al. (2023) nachgewiesenen Unterschiede der Wildddichte zwischen den Untersuchungsgebieten (vgl. Kap. 5.2) tendenziell nicht unmittelbar ursächlich für die prognostizierten Deckungsgrade und Biomassen der Kraut- und Strauchschicht sind. Das potenziell mögliche, durch Schalenwildeinfluss bedingte völlige Fehlen von generell seltenen Arten der Kraut- und Strauchschicht kann hierdurch jedoch nicht ausgeschlossen werden.

Grundsätzlich ist eine flächige, hochaufgelöste Prognose der Waldbodenvegetation hochkomplex. Das bedeutet, dass eine kleinräumig zutreffende Regionalisierung praktisch nicht möglich ist. Auch wenn eine Modellqualität erreicht ist, mit der praxisrelevante Fragestellungen angegangen werden können, empfiehlt Zirlwagen (2019), diese auf die Darstellung von Mittelwerten auf Teilflächenebene oder größer zu fokussieren. Das Ergebnis der Regionalisierung auf Basis aktueller Modellierungs-

verfahren sind Rasterkarten, die Deckungsgrad und Trockenbiomasse in einer Auflösung von zehn mal zehn Metern prognostizieren (Abbildung 39). Die Rasterkarten sind die Grundlage für vergleichende Analysen zwischen den Untersuchungsgebieten und wurden für die Analyse der Raum-Zeit-Nutzung besonderer Tiere herangezogen. Nicht für alle Arten und Artengruppen ließen sich aufgrund ihrer Häufigkeit statistisch valide Ergebnisse berechnen.

Statistisch abgesicherte Ergebnisse konnten insbesondere für Deckungsgrade und Biomasse der Kraut- und Strauchschicht ermittelt werden (Abbildung 37 und 38), während Informationen zu den darin enthaltenen Artengruppen und Arten zwar für spezielle Fragestellungen herangezogen werden können, aber mit immer geringerer Stichprobengröße statistisch auch zunehmend unsicherer werden (Anhänge A5 und A6).

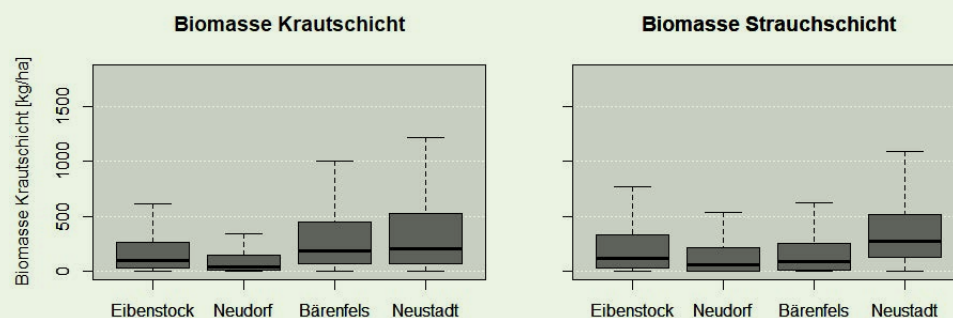
Rothirsche präferieren bestimmte Äsungspflanzen, wobei diese Präferenzen regional differenziert ausfallen können (Kraus 1987). Zwischen den Untersuchungsgebieten zeigen sich teils deutliche Unterschiede. Für das Untersuchungsgebiet Neudorf wurden die geringsten Artenzahlen sowie die geringsten Deckungsgrade der Kraut- und Strauchschicht ermittelt. Einzelne Artengruppen (Kleinkräuter, Reitgräser) lagen dort wiederum deutlich über den durchschnittlichen Werten der anderen Untersuchungsgebiete.



Abbildung 36: Wald-Hainsimse (*Luzula sylvatica*) als Vertreter der Artengruppe „Gräser“ mit deutlich erkennbaren Fraßspuren (links). Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) als einziger Vertreter der Artengruppe der winterkahlen Zwergsträucher (unten). Beide Arten sind wesentliche Nahrungspflanzen von Rothirschen in den Wäldern des Erzgebirges.



Abbildung 37:
Modellierte
Deckungsgrade
(prozentuale
Bedeckung
multipliziert mit
Zehn) der
Krautschicht
(links) und
Strauchschicht
(rechts) in den
Untersuchungsge-
bieten Eibenstock,
Neudorf, Bärenfels
und Neustadt.



Diese Dominanz der als Äsungspflanze eher unbeliebten Reitgräser (Kraus 1987) und die deutlich niedrigere Biomasse beliebter Großkräuter wie Bergweidenröschen und Hasenlattich oder Straucharten wie Himbeere und Heidelbeere (Gebert und Verheyden-Tixier 2001) dürfte im Untersuchungsgebiet Neudorf eine wesentliche Ursache für den dort festgestellten ausgeprägten Verbissdruck auf Baumarten wie Eberesche, Bergahorn oder Weißtanne sein (vgl. Kap. 7.4). Innerhalb der Untersuchungsgebiete Eibenstock, Bärenfels und Neustadt waren die Deckungsgrade der Kraut- und Strauchschicht in etwa vergleichbar, Unterschiede zeigten sich jedoch bei den verschiedenen Artengruppen und Arten. Deutlich werden die teils erheblichen Spannweiten innerhalb der einzelnen Untersuchungsgebiete – ihrerseits ein Spiegel der heterogenen standörtlichen und waldökologischen Bedingungen.

Bemerkenswert sind auch Deckungsgrade und Biomassen der als Äsungspflanze beliebten Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*). Die Art war flächendeckend nachweisbar, tritt aber als Charakterart armer Standorte und homogener Fichtenforste vor allem im Untersuchungsgebiet Eibenstock gegenüber anderen Arten der Krautschicht deutlich zurück.

Fasst man die Ergebnisse zur Bodenvegetation zusammen, kann auf eine auffällig niedrige nahrungsbezogene Lebensraumkapazität des Waldhabitates im Untersuchungsgebiet Neudorf geschlossen werden, sofern die potenzielle Nutzung von Gehölztrieben, von Baumrinde und den allenfalls saisonal verfügbaren Nahrungsressourcen des Offenlandes unberücksichtigt bleibt. Setzt man dieses Ergebnis in Bezug zu den vergleichsweise hohen ermittelten Populationsdichten, erklärt sich hieraus mit hoher Wahrscheinlichkeit das anhaltend hohe Niveau von Verbiss- und Schälschäden im Untersuchungsgebiet Neudorf. Im Umkehrschluss ist es sehr wahrscheinlich, dass eine artenreiche Kraut- und Strauchschicht (wie etwa im Untersuchungsgebiet Eibenstock) mit entsprechender Biomasse einen wirksamen Puffer für den Wildeinfluss an Waldbäumen darstellt. Dieser Aspekt sollte bei waldbaulichen Entscheidungen verstärkt berücksichtigt werden (vgl. Kap. 11.1).

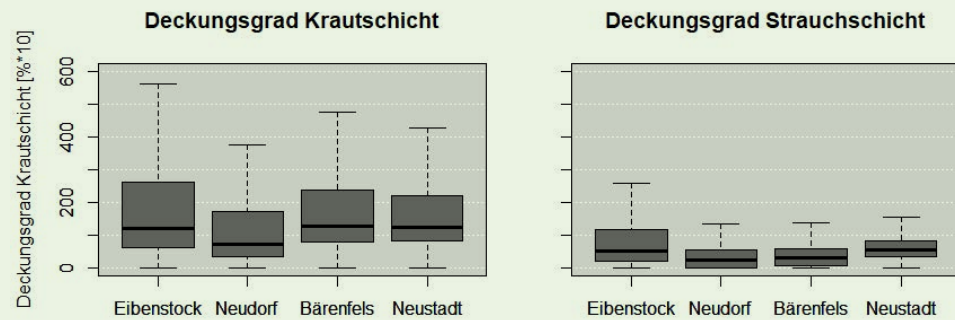
Regelmäßig wird im Rahmen der Diskussion um eine akzeptable oder wünschenswerte Höhe des Rothirschbestandes im Erzgebirge die Berechnung einer Äsungskapazität und darauf aufbauen-

der Ziel-Wilddichten nach dem für das nordostdeutsche Tiefland erstellten Verfahren von Hofmann et al. (2008) gefordert. Hunger und Herzog (2019) haben für ihr rund 92.000 Hektar großes Untersuchungsgebiet im mittleren Erzgebirge eine stark vereinfachte Schätzung von Äsungskapazitäten und tragbaren Wilddichten vorgenommen, verweisen jedoch auch auf die Unsicherheiten hinsichtlich der zugrunde liegenden Daten und Annahmen.

Für die vorliegende Studie wurde eine Berechnung von Äsungskapazitäten und tragbaren Wilddichten für große räumliche Einheiten aus folgenden Gründen nicht durchgeführt:

- Eine wissenschaftlich fundierte Abgrenzung des Rotwildlebensraumes Erzgebirge, der als Grundlage für die Berechnung einer tatsächlich erschließbaren Äsungskapazität für Wald und Offenland dient, liegt bislang nicht vor (vgl. Kap. 12.1).
- Eine waldökologisch-vegetationskundliche Anpassung des Verfahrens von Hofmann et al. (2008) auf den Mittelgebirgsraum und speziell das Erzgebirge existiert bislang nicht.
- Eine valide Datengrundlage für den tschechischen Teil des Erzgebirges fehlt.
- Die Deckungsgrade und Biomassen der Vegetation im Offenland sind bisher nicht durch systematische Vegetationserhebungen und eine darauf basierende Regionalisierung untersucht.
- Es ist nicht bekannt, wie groß der als Äsung nutzbare Anteil der für den Wald berechneten Biomassen ist (mögliche Einschränkungen: unterschiedliche artspezifische Äsungattraktivität, Phänologie, Nichtzugänglichkeit bestimmter Habitate durch anthropogene Störungen, saisonale Migration, Schneelage etc.).
- Die artspezifische Nutzung und Biomasse verschiedener Pflanzenteile (gesamte Pflanze, nur Blätter, Triebe, Früchte etc.) ist nicht bekannt.
- Die phänologisch bedingte (saisonale) Nutzbarkeit von Pflanzen und Pflanzenteilen (bestimmte Sträucher/Gräser werden nach dem Verholzen der Triebe nicht mehr als Äsung aufgenommen) kann nach derzeitigem Kenntnisstand nicht bewertet werden.
- Die Integration der Baumverjüngung sowie älterer Wuchsstadien von Waldbäumen mit der Biomasse ihrer nutzbaren Pflanzenteile (Blätter, Nadeln, Triebe) ist bislang nicht möglich.

Abbildung 38:
 Modellerte
 Trockenbiomassen
 (kg/ha) der
 Krautschicht
 (links) und
 Strauchschicht
 (rechts) in den
 Untersuchungs-
 gebieten Eibenstock,
 Neudorf, Bärenfels
 und Neustadt.

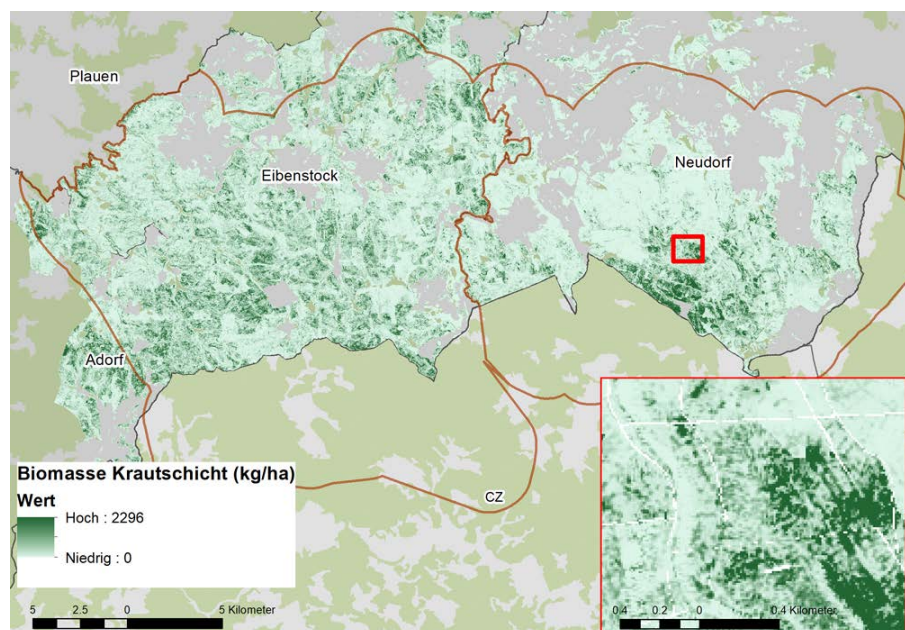


- Die Tragfähigkeit des Lebensraumes kann nicht pauschal berechnet werden, sondern muss die individuelle artspezifische Nutzung (Raum-Zeit-Verhalten) seiner einzelnen Komponenten (Landschaftstypen) mit deren spezifischer Tragfähigkeit verbinden (vgl. Kap. 6).
- Flächendeckend und dauerhaft umsetzbare, finanzierbare und verlässliche Verfahren zur Ermittlung der saisonalen, artspezifischen Wilddichte sowohl in Bezug auf die relevanten Lebensraumkomponenten als auch auf Ebene des Gesamtlebensraumes gibt es bislang nicht (vgl. Kap. 10.1).

Die Gesamtheit der bestehenden Unsicherheiten und Datenlücken führte dazu, den Ansatz einer Kalkulation von Äsungskapazitäten und tragbaren Populationsgrößen beziehungsweise -dichten im Rahmen dieser Studie nicht weiter zu verfolgen. Zu hoch ist das Risiko von gravierenden Fehleinschätzungen, die sich aus der Unvollkommenheit der zur Verfügung stehenden Daten und den statistischen Grenzen der genutzten Modelle ergeben. Die Wechselwirkungen von wiederkäuenden Schalenwildarten mit ihrem

Lebensraum sind überaus komplex. Sie werden beeinflusst von tradierten und artspezifischen Aktivitäts- und Raumnutzungsmustern, von Topografie, Klima, Störungen, Habitateignung, von anthropogenen Interessen und individuell definierten Schadschwellen. Die Nutzung von Äsungskapazitäten für die Kalkulation tragbarer Mindestbestände basiert auf einer technisch-produktionsbezogenen (der Landwirtschaft entlehnten) Vereinfachung komplexer natürlicher Prozesse. Selbst wenn eine Berechnung von tragbaren Wilddichten auf Basis der zur Verfügung stehenden Nahrung gelänge, würde diese doch immer die sozialen Ansprüche der jeweiligen Tierart, ihre Ansprüche an Sicherheit und Deckung sowie die Wechselwirkungen mit anderen Tierarten unberücksichtigt lassen und somit der Komplexität der Fragestellung nicht gerecht werden. Gleichwohl bieten die in dieser Studie generierten Daten aber die Möglichkeit, generelle regionale Unterschiede in der Ausprägung der Kraut- und Strauchschicht von Wäldern darzustellen sowie Verknüpfungen zur Populationsdichte (vgl. Kap. 5.2), zur Waldstruktur (vgl. Kap. 4.8), zur Raumnutzung (vgl. Kap. 6) und zum Auftreten von Wildschäden (vgl. Kap. 7) herzustellen.

Abbildung 39: Regionalisierung der Biomasse der Krautschicht (Trockensubstanz in Kilogramm pro Hektar) in den Untersuchungsgebieten Eibenstock und Neudorf, berechnet für ein Zehn-mal-zehn-Meter-Raster.





5

Populationsökologie

Um der Hypothese nachzugehen, dass unterschiedliche Rotwilddichten einen Erklärungsansatz für die zwischen den vier Untersuchungsgebieten divergierenden Ausgangssituationen bei Schältschäden und Verbiss liefern können, wurden mit Distance Sampling, Fotofallenmonitoring und Frischkotgenotypisierung mehrere zeitgemäße Verfahren zur Schätzung von Wilddichten und deren Struktur parallel angewandt.

Distance Sampling und Fotofallenmonitoring erbrachten nutzbare Ergebnisse, jedoch trotz hohen Aufwands mit teils relevanten statistischen Schätzfehlern. Dennoch ließen sich stark abweichende Dichtenniveaus ermitteln: Die höchsten Rotwilddichten wurden im Untersuchungsgebiet Neudorf nachgewiesen, gefolgt von Bärenfels, Eibenstock und Neustadt. Auch die ermittelten Geschlechterverhältnisse variierten zum Teil erheblich.

Die Frischkotgenotypisierung lieferte, trotz eines erfolgreichen Probelaufs, witterungsbedingt eine zu niedrige Quote verwertbarer Genotypen, um daraus für ein Referenzgebiet zuverlässige Ergebnisse ableiten zu können. Jedoch konnte über zusätzliche molekulargenetische Analysen von Gewebeproben erlegter und besonderter Tiere eine Abgrenzung von Teilpopulationen im Erzgebirge und im linkselbischen Elbsandsteingebirge durchgeführt werden. Darüber hinaus ließen sich umfangreiche Aussagen zu populationsgenetischen Vitalitätsparametern treffen.

Neben der Jagd, Wildunfällen und der natürlichen Sterblichkeit haben Großprädatoren eine wachsende Bedeutung für die Populationsentwicklung von Rothirschen. Auch wenn die Interaktion von Wolf und Rothirsch in diesem Projekt noch nicht untersucht werden konnte – dass die Anwesenheit großer Beutegreifer im sächsischen Mittelgebirgsraum künftig ein relevanter Aspekt im Schalenwildmanagement sein wird, ist sicher.

5.1 Methodik

Die deutlichen und langanhaltenden regionalen Unterschiede des Rotwildeinflusses auf den Wald (Neuschäle, Leittriebverbiss) waren der Hauptbeweggrund, das Projekt „Rotwildmanagement pro Waldumbau“ zu initiieren. Weil auch Höhe, Struktur und Trend der langjährigen Jagdstrecken zwischen den entsprechenden Forstbezirken teils deutlich voneinander abwichen, war es naheliegend, dass Unterschiede der regionalen Wilddichten die Hauptursache für die Situation im Wald waren.

Insofern sind die Untersuchungen zur Populationsökologie – also zu Populationsdichte, Geschlechter- und Altersstruktur – eine wesentliche Grundlage dieses Forschungsvorhabens. Liegen den Entscheidungsträgern Informationen zur Populationsstruktur vor, sind zielorientierte Ableitungen für effektive Regulationsmaßnahmen möglich, so die Hypothese. Gleichzeitig lässt sich die Zuverlässigkeit der bislang für Rückschlüsse auf die Populationsgröße genutzten indirekten Indikatoren – insbesondere des Wildeinflusses in Form von Schäle und Verbiss – überprüfen.

Die Arbeitsgruppe Wildtierforschung an der Professur für Forstzoologie der TU Dresden brachte ihren umfangreichen Erfahrungsschatz bei der Ermittlung von Populationsparametern wildlebender Säugetiere in das Projekt ein. Für die vorliegende Studie fiel die Wahl auf *Distance Sampling*, *Fotofallenmonitoring* sowie

die Anfertigung von *Zahnschnitten*. Die drei Verfahren kamen in allen Untersuchungsgebieten zum Einsatz (Meißner-Hylanová et al. 2023). Parallel hierzu wurde durch das Kompetenzzentrum für Wald und Forstwirtschaft im Untersuchungsgebiet Bärenfels der Ansatz der *Frischkotgenotypisierung* verfolgt (Tröber et al. 2021). Die darüber hinaus angestrebte genetische Analyse von Gewebepollen lieferte zudem Erkenntnisse zum genetischen Austausch zwischen allen vier Untersuchungsgebieten. Die Nutzung von *Jagdstreckenstatistiken* zur Herleitung von Populationsparametern war in der Vergangenheit neben der klassischen Scheinwerferzählung die einzige Möglichkeit, Rückschlüsse auf Populationsstruktur und Bestandeshöhe zu ziehen. Jagdstrecken sind selektive Stichproben einer Teilpopulation. Ihre Interpretation bietet ein enormes Potenzial, ist aber auch sehr fehleranfällig. Weil Jagdstreckenstatistiken gegenüber projektbezogenen Momentaufnahmen wie dem *Distance Sampling* oder dem *Fotofallenmonitoring* aber häufig über Jahrzehnte hinweg vorliegen, bildet deren Analyse dennoch eine wertvolle Ergänzung moderner wildökologischer Werkzeuge (Lang et al. 2016).

Eine vollumfängliche Zusammenstellung von Methodik und Ergebnissen findet sich in den Teilberichten „Populationsökologie und Raumnutzung“ (Meißner-Hylanová et al. 2023) sowie „Genetische Untersuchungen“ (Tröber et al. 2021).



Abbildung 40: Wärmebildgeräte erlauben eine leichte Detektion von Rotwild auch in deckungsreichen Waldhabitaten.

Distance Sampling

Distance Sampling ist ein Verfahren zur Schätzung von Anzahl und Populationsdichten unterschiedlichster Tier- und Pflanzenarten zu einem bestimmten Zeitpunkt. Seit längerem wird es auch erfolgreich bei Hirschen angewendet (Marques et al. 2001; Buckland et al. 2004).

Grundvoraussetzung des Verfahrens ist die Möglichkeit, einen repräsentativen Teil der Rotwildpopulation beobachten zu können. Insofern ist Distance Sampling die methodische Weiterentwicklung der klassischen Scheinwerferzählung. Im Projekt „Rotwildmanagement pro Waldumbau“ wurde das Linientransektverfahren als methodische Grundlage gewählt. Bei einer Transektlänge von etwa 25 Kilometern je 1.000 Hektar Fläche wurde hierbei insbesondere auf das Waldwegenetz sowie öffentliche Straßen (Linientransekte) zurückgegriffen. In den vier Untersuchungsgebieten erfolgten insgesamt 18 Beprobungen (136 Einsatznächte).

Beim Distance Sampling erfolgte die Detektion mit zwei seitwärts ausgerichteten Wärmebildkameras von einem langsam fahrenden Fahrzeug aus. Bei einer Detektion wurden Wildart, Anzahl der Individuen, Verhalten und, sofern erkennbar, Geschlecht sowie Altersklasse erfasst (Abbildung 40). Für die Berechnung der Populationsdichten, die auf einer spezifischen Funktion der Erfassungswahrscheinlichkeiten in Abhängigkeit von der Distanz basiert, wurde zudem die senkrechte Entfernung zum Transekt ermittelt. Die Erhebungen erfolgten nachts, weil dann Rotwild außerhalb der deckungsreichen Tageseinstände gleichmäßiger verteilt und leichter zu beobachten ist sowie eine geringere Fluchtdistanz aufweist.

Im walddominierten Untersuchungsgebiet Eibenstock wurde das nur kleinflächig vorhandene Offenland zwar ins Distance Sampling integriert, für das Endergebnis hatte es jedoch nur geringe Relevanz. Die Untersuchungsgebiete Neudorf, Bärenfels und Neustadt weisen hingegen deutlich größere Offenlandanteile auf. Entsprechend ist davon auszugehen, dass sich relevante Teile der regionalen Rothirschpopulation nachts in diesen Bereichen aufhalten. Für eine möglichst präzise Schätzung wäre daher die Integration dieser Flächen in das Transektdesign zielführend gewesen. Die hierfür notwendigen Gestattungen der privaten Jagdbezirke konnten vollständig (Bärenfels) sowie für einen Teil der Beprobungen (Neustadt) eingeholt werden. Im Umfeld des Untersuchungsgebietes Neudorf war die Kooperationsbereitschaft der privaten Jagdausübungsberechtigten bedauerlicherweise so eingeschränkt, dass das Distance Sampling dort ausschließlich im Wald durchgeführt werden konnte. Entsprechend konnte vermutlich auch nur ein Teil der tatsächlich vorhandenen regionalen Rotwildpopulation erfasst werden. Für jedes Gebiet erfolgte das Distance Sampling in unterschiedlichen Jahreszeiten, um saisonale Schwankungen der Populationsdichte zu berücksichtigen.

Bei der Auswertung wurde das klassische Berechnungsverfahren um einen modellbasierten Ansatz erweitert. Dieser bezog ergänzend zu den direkten Erfassungsdaten auch Variablen wie Habitat, Baumhöhe, Höhe über dem Meeresspiegel, Temperatur,

Niederschlag sowie Luftfeuchte in die Berechnung der Populationsdichten ein.

Fotofallenmonitoring

Das systematische Fotofallenmonitoring lieferte die Datengrundlage für eine Vielzahl an Auswertungsansätzen und Indikatoren der Populationsstruktur (Populationsdichte, Geschlechterverhältnis) und der Raumnutzung (saisonale Verteilung). Weil die Anzahl verfügbarer Kameras nicht für den zeitgleichen Einsatz in allen vier Untersuchungsgebieten ausreichte, wurden jeweils zwei benachbarte Untersuchungsgebiete zeitgleich in mehrmonatigen Blöcken bearbeitet. Im Anschluss wurden die Kameras abgebaut und im zweiten Gebietspaar installiert. Dieser Wechsel erfolgte mehrfach, sodass für alle Untersuchungsgebiete Ende 2017 eine „unechte“ Zeitreihe für ein ganzes Jahr vorlag (Abbildung 42). Eine Vergrößerung des ursprünglichen Pools von 100 Kameras um weitere 79 ermöglichte ab Mai 2018 die Realisierung einer „echten“ ganzjährigen Zeitreihe im Untersuchungsgebiet Bärenfels. Zusätzlich konnten dadurch diverse Erweiterungen der Flächenkulissen erfolgen sowie Tests des *Random Encounter Model* als weiteres Verfahren zur Schätzung von Populationsdichten (Meißner-Hylanová et al. 2023) vorgenommen werden. Insgesamt gingen 430.874 Fotofallenbilder in die Auswertung ein.

Die Kameras des Herstellers Cuddeback® wurden im Wald innerhalb eines 1.000-Meter-Rasters an Standorten mit einer hohen Erfassungswahrscheinlichkeit für Schalenwild installiert. Als mathematisch-statistische Grundlage der Schätzung von *absoluten Populationsdichten* in Stück pro 100 Hektar Waldfläche wurden unterschiedliche Varianten von Fang-Markierung-Wiederfang-Verfahren (*Capture-Mark-Recapture*) angewandt. Diese basieren auf einer Markierung (Senderhalsband, Ohrmarke) beziehungsweise der natürlichen Wiedererkennung (hier: Geweihmerkmale der Hirsche) von Individuen einer Teilpopulation. Die Wiederholungsrate der Nachweise eindeutig erkennbarer Individuen an der Gesamtzahl der erfassten Ereignisse mit Tieren einer bestimmten Spezies erlaubt die Berechnung einer Gesamtanzahl aller Individuen. Erfolgt Berechnungen nur an Hirschen, wurde der Anteil an Schmal- und Alttieren (aus dem Geschlechterverhältnis abgeleitet) addiert.

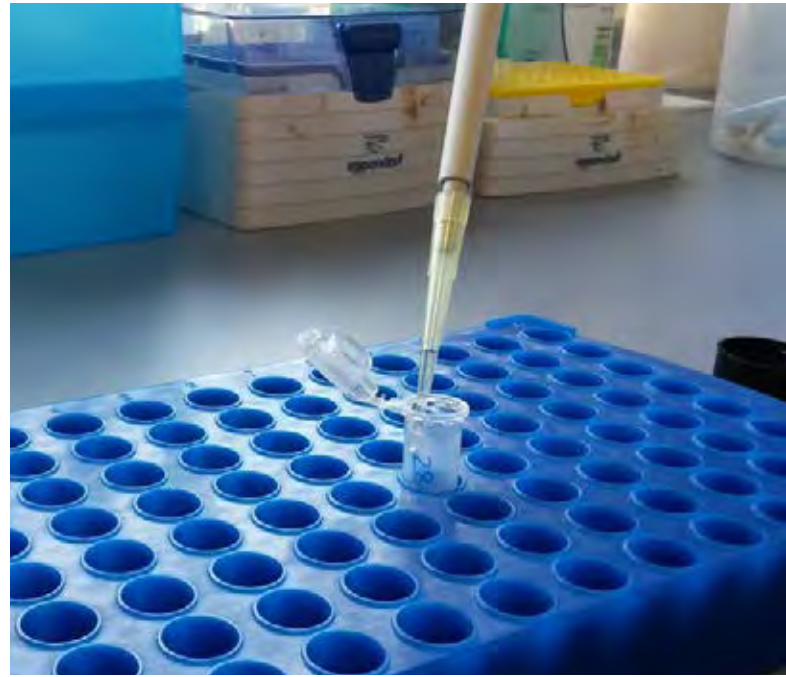
Relative Populationsdichten konnten über durchschnittliche Kontaktraten (erfasste Individuen je Kamerastandort und 24 Stunden) hergeleitet werden. Diese erlauben zwar keinen direkten Rückschluss auf absolute Populationsdichten (Stück je 100 Hektar), ein weniger aufwendiger Vergleich von Dichtenniveaus unterschiedlicher Regionen sowie die Analyse der saisonalen Raumnutzung auf Ebene der Teilpopulation sind auf dieser Datengrundlage dennoch möglich.

Die *Geschlechterverhältnisse* (relativer Anteil weiblicher und männlicher Tiere innerhalb der erfassten Stichprobe) wurden ebenfalls direkt aus den Fotofallendaten abgeleitet. Weil die Er-



Abbildung 43: Die systematische Sammlung und genetische Analyse von Rotwildlosung erlaubt im Idealfall die verlässliche Schätzung von Populationsparametern.

Abbildung 44: 274 Gewebeproben erlegter Rothirsche wurden im Genetiklabor des Kompetenzzentrums für Wald und Forstwirtschaft in Graupa analysiert.



Der erfolgreichen Sammlung folgte im Zuge der genetischen Analyse jedoch die Ernüchterung. Von 1.900 Proben, die untersucht wurden, konnte im Rahmen der Frischkotgenotypisierung nur bei 195 Proben ein abschließender Genotyp ermittelt werden. Weil innerhalb der vorliegenden Genotypen zudem kaum Mehrfachnachweise einzelner Individuen erfolgten, konnten aus der Hauptsammlung keine belastbaren Rückschlüsse auf Populationsgröße oder Geschlechterverhältnisse im Untersuchungsgebiet Bärenfels gezogen werden. Ursache für die trotz hoher technischer Standards niedrige Genotypisierungsrate war vermutlich die feuchtkalte Witterung in den Wochen vor der Sammlung, die einerseits eine verlässliche Ansprache des Frischzustands erschwerte und andererseits vermutlich Zellmaterial von der Oberfläche des Kots abspülte, sodass eine erfolgreiche Analyse unmöglich wurde. In Kapitel 10.1 erfolgt eine vergleichende Einordnung des Verfahrens in Hinblick auf ein standardisiertes Populationsmonitoring.

Genetik: Gewebeanalysen

Die genetische Analyse von Gewebe- und Haarproben durch das Kompetenzzentrum für Wald und Forstwirtschaft diente dem Nachweis von Verwandtschaftsbeziehungen zwischen den besenderten Tieren und der Ableitung von Informationen zum genetischen Austausch zwischen dem südlichen Vogtland, dem

Erzgebirge und der linkselbischen Sächsischen Schweiz. Um die genetische Konstitution der Gesamtpopulationen, ihren Austausch und die Abgrenzung möglicher Teilpopulationen untersuchen zu können, wurden im Jagdjahr 2018/19 insgesamt 274 Gewebeproben erlegter Rothirsche beiderlei Geschlechts aus den Forstbezirken Adorf, Eibenstock, Neudorf, Marienberg, Bärenfels und Neustadt analysiert. Für Bärenfels wurde dabei zusätzlich der Plan verfolgt, über einen Abgleich der Gewebeproben mit den Ergebnissen der Kotgenotypisierung eine Entnahmerate ermitteln zu können. Dieser musste leider aufgrund der unter 5.1 benannten Probleme verworfen werden. Hinzu kamen die Haarproben besonderer Tiere sowie weitere Gewebeproben erlegter Tiere, die in den vorhergehenden drei Jagdjahren im Forstbezirk Bärenfels gesammelt wurden. Kernelemente der genetischen Analyse waren die Zuordnung einzelner Tiere zu genetisch verwandten geografischen Kollektiven, die Berechnung genetischer Abstände, der durchschnittlichen und effektiven Anzahl der Allele pro Marker sowie der Heterozygotie.

Die genetische Analyse auf Populationsebene umfasst im Kooperationsprojekt „Rotwildmanagement pro Waldumbau“ damit den gesamten Rotwildlebensraum des sächsischen Erzgebirges sowie die linkselbische Sächsische Schweiz mit einer Waldfläche von etwa 120.000 Hektar. Weitere 116.000 Hektar Rotwildeinstandsgebiet (Wald) setzen sich mit direktem Anschluss auf tschechischer Seite fort, wobei für diesen Teil der Population keine Proben zur Analyse vorlagen.

5.2 Ergebnisse

Geschlechterverhältnisse, Altersstruktur und Populationsdichte sind in diesem Projekt die wesentlichen populationsökologischen Eckwerte. Dabei dürfen diese nicht als unveränderlich betrachtet werden. Auf der Ebene der gesamten Population ändern sich Geschlechterverhältnisse und Altersstruktur zwar nur über längere Zeiträume durch Bejagung, natürliche Mortalität und geschlechtsspezifische Geburtenraten. Sie unterliegen aber dennoch einer gewissen Dynamik. Je kleiner der betrachtete räumliche Ausschnitt ist, desto weiter entfernt sich die Perspektive von einer Gesamtpopulation. Keines der vier Untersuchungsgebiete umfasste eine in sich geschlossene Population. Und so sind die ermittelten populationsökologischen Kennwerte auch unterjährigen, saisonalen Schwankungen unterworfen, die sich aus der über die Grenzen der Untersuchungsgebiete hinausgehenden Raumnutzung der Rothirsch-Teilpopulationen ergeben. Nachfolgend werden die Ergebnisse komprimiert vorgestellt. Detailliert finden sie sich in Meißner-Hylanová et al. (2023). Die Ergebnisse beziehen sich auf die Untersuchungsgebiete, die ausführlich in Kap. 3.3 vorgestellt wurden.

Geschlechterverhältnisse, Populationsdichten und Zuwachs

Die Geschlechterverhältnisse, also das Verhältnis der Anzahl von über einjährigen männlichen zu weiblichen Tieren in der Population, wurde aus den Fotofallendaten ermittelt. Zwischen den Untersuchungsgebieten gibt es teils erhebliche Unterschiede.

Während der Anteil von männlichen und weiblichen Tieren im Untersuchungsgebiet Eibenstock mit einer geringen Streuung (σ) weitgehend ausgeglichen war, waren die Anteile in den übrigen Untersuchungsgebieten teils deutlich hin zum weiblichen Wild verschoben (Tabelle 6). Den Extremfall bildet mit einem Geschlechterverhältnis von 1 zu 2,2 (männlich zu weiblich) das Untersuchungsgebiet Neudorf. Bereits zu Projektbeginn im Jahr 2016 zeigte das Geschlechterverhältnis der Rothirschpopulation in Neudorf einen starken Überhang weiblicher Tiere (Tabelle 7). In Verbindung mit den demgegenüber nur leicht weiblich do-

minierten Jagdstrecken der Jagdjahre 2016/17 bis 2018/19 (1 zu 1,2; siehe Abbildung 123) sank zwar die absolute Anzahl an Zuwachsträgern. Allerdings verschob sich das Geschlechterverhältnis der verbleibenden Population während der Reduktionsphase durch einen relativ betrachtet stärkeren Eingriff in den kleineren Ausgangsbestand der männlichen Tiere mutmaßlich weiter zugunsten der weiblichen Tiere. Damit verdeutlicht das Beispiel Neudorf sehr gut, welche Herausforderungen stark verschobene Geschlechterverhältnisse mit sich bringen. Selbst mehrjährige moderat weiblich dominierte Jagdstrecken (hier: 1 zu 1,2) vermögen solche Verzerrungen nicht schnell aufzulösen beziehungsweise diese können in den ersten Jahren sogar weiter ansteigen. Das Beispiel Neudorf verdeutlicht die Notwendigkeit einer vorrangigen Entnahme von Zuwachsträgern bei Reduktionsvorhaben (vgl. Kap. 11.3).

Weil sich die Untersuchungsgebiete beim Niveau von Schäl- und Verbißschäden sowie der Abschussstruktur erheblich unterschieden, war die Frage nach der regionalen und lokalen Dichte des Rothirschbestandes (nachfolgend bezeichnet als Populationsdichte) von herausragender Bedeutung. Die Ergebnisse beruhen auf den Daten, die Distance Sampling und Fotofallenmonitoring lieferten. Beide Verfahren zeigten bei ihrer Wiederholung relevante Streuungen der Ergebnisse – sowohl innerhalb eines Jahres als auch zwischen den Jahren. Um zu validen Vergleichswerten zu kommen, haben Meißner-Hylanová et al. (2023) die Ergebnisse unterschiedlicher wissenschaftlich anerkannter Berechnungsverfahren sowie weitere Variablen (Landschaftstyp, Waldstruktur, Witterung) in mathematisch-statistische Modelle integriert und diese letztlich zu kombinierten Werten zusammengefasst. Als einheitliche Bezugsgröße dient der sogenannte Frühjahrsbestand (Gossow 2005), also derjenige Teil der Rothirschpopulation, der zum Erfassungszeitpunkt kurz vor der Geburt der Jungtiere sein erstes Lebensjahr komplett oder weitestgehend vollendet hatte. Dieser Aspekt musste bei der Ableitung von Populationsdichten vor allem dann berücksichtigt werden, wenn die Datenerfassung nicht im Frühjahr oder Frühsommer, sondern im Spätsommer, Herbst oder Winter erfolgte.

| UNTERSUCHUNGS- GEBIET | ANTEIL m | ANTEIL w | STANDARD- ABWEICHUNG w(m) | ERFASSUNGS- INTERVALLE |
|--------------------------|-------------|-------------|---------------------------------|---------------------------|
| Eibenstock | 1 | 1.1 | ± 0.2 | 4 |
| Neudorf | 1 | 2.2 | ± 0.5 | 5 |
| Bärenfels | 1 | 1.6 | ± 0.3 | 7 |
| Neustadt | 1 | 1.4 | ± 0.4 | 4 |

Tabelle 6: Relatives Geschlechterverhältnis der über einjährigen Rothirsche nach Untersuchungsgebieten (inkl. der ab 2018 erweiterten Gebietskulisse der Untersuchungsgebiete Neudorf und Bärenfels). Bezugsfläche: Untersuchungsgebiete Populationsökologie/Raumnutzung der TUD.

| UNTERSUCHUNGS- GEBIET | WALD- FLÄCHE [ha] | JAHR | FRÜHJAHRSDICHTE [Stück pro 100 ha Waldfläche] | GV w (m =1) | MAX. FRÜHJAHRS- BESTAND | MAX. FRÜHJAHRS- BESTAND w | ANTEIL ALTTIERE VON w [%] | JÄHRLICHER ZUWACHS [ALTTIERE *0,95] |
|--------------------------|-------------------------|-----------|---|----------------|-------------------------------|------------------------------------|------------------------------------|--|
| Eibenstock | 5.466 | 2016–2018 | 1–1,5 | 1,1 | 82 | 43 | 67 | 27 |
| Neudorf | 12.298 | 2016 | 9–10 | 1,8 | 1.230 | 791 | 87 | 653 |
| | | 2017 | 5–6 | 2,6 | 738 | 533 | 78 | 395 |
| | | 2018 | 4–5 | 3,2 | 615 | 468 | 82 | 365 |
| Bärenfels | 9.440 | 2016–2018 | 2,5–3 | 1,6 | 283 | 174 | 79 | 131 |
| Neustadt | 6.266 | 2016–2018 | 1–1,5 | 1,4 | 94 | 55 | 79 | 41 |

*Tabelle 7: Rotwildfrühjahrsdichten (methodenübergreifend aggregiert und statistisch gewichtet) und Geschlechterverhältnisse sowie daraus abgeleitet weiblicher Frühjahrsbestand und jährlicher Zuwachs (Frühjahrsbestand = maximale Dichte * Waldfläche; Anteil Alttiere vom weiblichen Frühjahrsbestand aus Fotofallendaten). Bezugsfläche: Waldfläche der Untersuchungsgebiete Populationsökologie/Raumnutzung der TUD (Quelle: Meißner-Hylanová et al. 2023).*

Während in den Untersuchungsgebieten Neustadt, Bärenfels und Eibenstock bei langjährig konstanten Jagdstrecken weitgehend stabile Populationsdichten erwartet werden konnten, musste im Untersuchungsgebiet Neudorf bei einem deutlich erhöhten Abschuss ab dem Jagdjahr 2015/16 von jährlich sinkenden Populationsdichten ausgegangen werden. Diese Dynamik der Populationsdichte stellte eine zusätzliche Herausforderung dar.

Die Ergebnisse verdeutlichen erhebliche regionale Dichteunterschiede (Tabelle 7). Die geringsten Dichten waren mit 1 bis 1,5 Tieren pro 100 Hektar Waldfläche in den Untersuchungsgebieten Neustadt und Eibenstock nachweisbar. Für das frühere Rotwildeinstandsgebiet Westerzgebirge (Untersuchungsgebiet Eibenstock) lässt sich die historische Entwicklung gut nachvollziehen: Nachdem die Rotwildichten von etwa 3 Stück pro 100 Hektar im Jahr 1970 auf etwa 8 Stück im Jahr 1990 angestiegen waren (Brückner 1993), folgte als Reaktion auf hohe Wildschäden ab 1990 ein deutlicher Reduktionsprozess. 1996 lag die von Schönfelder (1997) ermittelte Rotwildichte im gesamten Einstandsgebiet Westerzgebirge bei rund 5,6 Stück Rotwild je 100 Hektar Waldfläche. Weil die Untersuchungsgebiete zur Ermittlung der Populationskennwerte in Neustadt und Eibenstock in den Revieren mit der lokal höchsten Rotwildstrecke eingerichtet wurden, kann auf der Ebene der größeren Kern-Untersuchungsgebiete von noch deutlich geringeren Rotwildichten ausgegangen werden (vgl. Kap. 8.1).

Im Untersuchungsgebiet Bärenfels wurde mit 2,5 bis 3 Stück Rotwild je 100 Hektar Waldfläche im Vergleich zu Eibenstock und Neustadt ein etwa doppelt so hoher Frühjahrsbestand ermittelt. Vergleichswerte aus früheren Studien fehlen hier. Auf der Basis von Streckenrückrechnungen wurde für die Hegegemeinschaft Osterzgebirge im Zeitraum von 2010 bis 2019 ein weitgehend konstanter Mindestbestand von 4,5 bis 5,6 Stück Rotwild auf 100 Hektar Waldfläche ermittelt (Wolfram Gläser, Forstbezirk Bärenfels, mdl.). Die Differenz zwischen beiden Ansätzen ist offensichtlich, allerdings ist ein direkter Vergleich nicht möglich, weil die Streckenrückrechnung für einen anderen Bezugsraum erfolgte (16.500 Hektar Waldfläche). Zudem war das genaue

Alter der erlegten Stücke nicht bekannt, sodass Annahmen zur Verteilung der mehr als einjährigen Stücke in der Jagdstrecke getroffen werden mussten.

Die höchste Rotwildichte im Projektkontext wurde für das Untersuchungsgebiet Neudorf im Jahr 2016 mit 9 bis 10 Stück je 100 Hektar Waldfläche ermittelt. 2017 sank die Schätzung der Frühjahrsdichte auf 5 bis 6 Stück und betrug im letzten Jahr der Datenerhebung im Jahr 2018 noch 4 bis 5 Stück je 100 Hektar Waldfläche. Das kontinuierliche Absinken der Populationsdichten im Untersuchungsgebiet Neudorf steht im direkten Zusammenhang mit einer signifikanten Steigerung der Rotwildstrecke: Während im Landeswald (Verwaltungs jagdbezirke) des Forstbezirk Neudorf in den Jagdjahren 2007/08 bis 2015/16 durchschnittlich 208 Stück Rotwild erlegt werden konnten, verdoppelte sich dieser Wert auf 407 Stück für die Jagdjahre 2016/17 bis 2020/21. Diese Niveausteigerung wurde vor allem durch die drastische Umstellung des Jagdregimes erreicht, welches bis 2015/16 (Strecke: 310 Stück) stark auf die Einzeljagd ausgerichtet war. Ab dem Jagdjahr 2016/17 (Strecke: 483 Stück) wurde die Rotwildbejagung dann zunehmend auf Bewegungsjagden ausgerichtet und eine entsprechende jagdliche Infrastruktur etabliert (Reduktionsprozess im Landeswald ab 2016, vgl. Kap. 8.1). Somit erscheint das parallel ermittelte Absinken der Populationsdichte als logische Konsequenz der effektiven Umsetzung eines Reduktionsvorhabens durchaus plausibel. Die auf einem konstant hohen Niveau verbleibenden Jagdstrecken stehen dann allerdings in einem gewissen Widerspruch zu den konkreten Werten der Populationsdichteschätzung, welche zunächst ein deutliches Sinken bis 2017, im letzten Erhebungsjahr 2018 jedoch nur noch einen unwesentlichen Rückgang nahelegen. Hier wäre eigentlich ein weiteres deutliches Absinken der ermittelten Populationsdichte zu erwarten gewesen beziehungsweise korrespondiert der ermittelte erhebliche Rückgang der Rotwildichte zwischen 2016 und 2017 in dieser Dimension nicht mit der tatsächlichen Streckenentwicklung (483 versus 409 Stück). Allerdings erfolgte im Jagdjahr 2016/17 während der Betrachtungsperiode auch der stärkste absolute und relative Eingriff in den

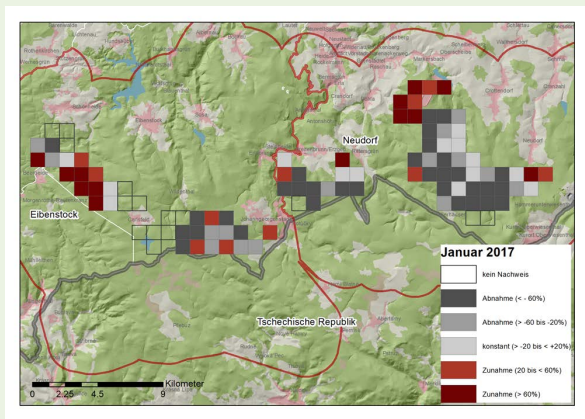


Abbildung 45: Räumliche Verteilung der Rotwildteilpopulation in den Untersuchungsgebieten Eibenstock und Neudorf im Januar 2017 (relative Abweichung der mittleren monatlichen Nachweishäufigkeiten vom jährlichen Mittelwert).

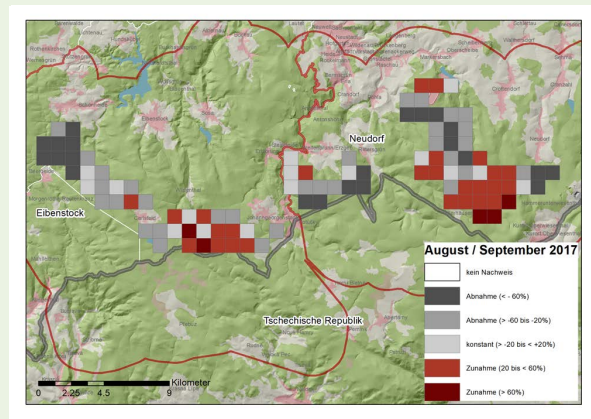


Abbildung 46: Räumliche Verteilung der Rotwildteilpopulation in den Untersuchungsgebieten Eibenstock und Neudorf im August/September 2017 (relative Abweichung der mittleren monatlichen Nachweishäufigkeiten vom jährlichen Mittelwert).

Bereich der Zuwachsträger. Insofern sind die Ergebnisse hier mit möglichen Unsicherheiten behaftet, die bei der Interpretation und der Formulierung von Ableitungen berücksichtigt werden müssen. Unabhängig hergeleitete aktuelle Vergleichswerte für die entsprechende Bezugsfläche fehlen auch hier. Vala und Ernst (2011) ermittelten für ihre beiden etwa acht Kilometer östlich gelegenen Untersuchungsgebiete Jelení hora und Černý potok über Losungsgruppenzählungen Rotwildichten zwischen 8 und 24 Stück je 100 Hektar Waldfläche, allerdings diskutieren die Autoren die Ergebnisse aufgrund der enormen Streuung kritisch. Cukor et al. (2017) ermittelten in ihren südwestlich angrenzenden Untersuchungsgebieten Blatenský Vrch und Zlatý Kopec mit dem gleichen Verfahren Dichten zwischen 7,8 und 9,6 Stück Rotwild je 100 Hektar Waldfläche. Es erscheint durchaus plausibel, dass die Ausgangsdichten des Jahres 2016 im Untersuchungsgebiet Neudorf und in den angrenzenden tschechischen Jagdbezirken auf einem vergleichbaren Niveau gelegen haben könnten.

Führt man Populationsdichten und Geschlechterverhältnisse zusammen, lassen sich für die Waldflächen der Untersuchungsgebiete (Populationsökologie/Raumnutzung) der Frühjahrsbestand insgesamt, der weibliche Frühjahrsbestand sowie der daraus abgeleitete jährliche Zuwachs schätzen (Tabelle 7).

Üblicherweise wird für Zuwachsberechnungen eine überschlägige jährliche Zuwachsrate von 80 Prozent des weiblichen Frühjahrsbestandes (Deutz et al. 2015) angesetzt. Da in dieser Studie der konkrete Anteil von Alttieren am weiblichen Frühjahrsbestand berechnet wurde, konnte dieser direkt für die Ermittlung des Zuwachses verwendet werden. In fast allen Gebieten (Tabelle 7) kann auf dieser Basis von Reproduktionsraten um 80 Prozent ausgegangen werden. Lediglich im Untersuchungsgebiet Eibenstock war der Alttieranteil mit 67 Prozent deutlich niedriger, sodass sich dort auch ein geringerer Zuwachs errechnete.

Eine potenzielle Hochrechnung auf größere räumliche Einheiten (zum Beispiel Rahmen-Untersuchungsgebiete) wäre wünschenswert, ist aber ohne ergänzende Daten mit starken Unsicherheiten behaftet und wurde deshalb nicht vorgenommen. Aus den gleichen Gründen ist auch ein direkter Vergleich mit den Jagdstrecken der deutlich größeren Rahmen-Untersuchungsgebiete (vgl. Kap. 8.1) nur eingeschränkt aussagekräftig. In einer vergleichenden Methodenbewertung diskutieren Meißner-Hylanová et al. (2023) Tendenzen der angewandten Verfahren zur Über- als auch Unterschätzung, mögliche Einflussfaktoren und die generelle Anwendbarkeit im Detail.

Räumliche Verteilung innerhalb der Untersuchungsgebiete

Die individuellen Raumnutzungsmuster aller Tiere bilden die Grundlage für die räumliche Verteilung der Teilpopulationen innerhalb der Untersuchungsgebiete. Über die rasterzellenbezogene Abweichung der Fotofallen-Nachweishäufigkeiten vom jährlichen Mittelwert lassen sich deutliche saisonale Dichteveränderungen nachweisen. Die hier präsentierten Beispiele (Abbildungen 45 bis 48) greifen für jedes der vier Untersuchungsgebiete jeweils zwei repräsentative Monate auf. Der Auswertungsansatz erlaubt bei unterschiedlichen Ausgangsdichten nur einen Vergleich der Dichteveränderungen innerhalb, jedoch nicht zwischen den Untersuchungsgebieten.

In den drei Untersuchungsgebieten Eibenstock, Neudorf und Bärenfels verlagerte das Rotwild – dieser Befund stimmt mit den Telemetriedaten überein – seinen Aufenthaltsschwerpunkt aufgrund von jahreszeitlichen Vertikalwanderungen. Da in diesen drei Gebieten aber keine extreme Verlagerung der Nachweishäu-

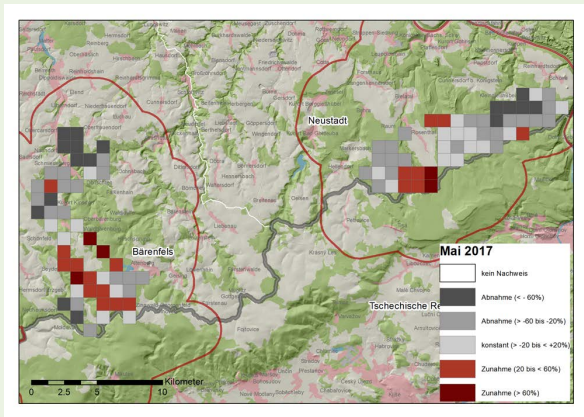


Abbildung 47: Räumliche Verteilung der Rotwildteilpopulation in den Untersuchungsgebieten Bärenfels (vor der Erweiterung des Untersuchungsgebietes im östlichen Bereich) und Neustadt im Mai 2017 anhand der relativen Abweichung der mittleren monatlichen Nachweishäufigkeiten vom jährlichen Mittelwert.

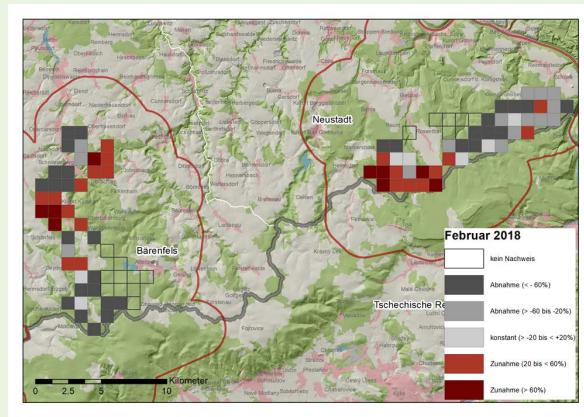


Abbildung 48: Räumliche Verteilung der Rotwildteilpopulation in den Untersuchungsgebieten Bärenfels (vor der Erweiterung des Untersuchungsgebietes im östlichen Bereich) und Neustadt im Februar 2018 anhand der relativen Abweichung der mittleren monatlichen Nachweishäufigkeiten vom jährlichen Mittelwert.

figkeiten von den Hochlagen im Sommer zu den tiefsten Lagen im Winter feststellbar war, migriert vermutlich nur ein Teil der Population winterbedingt (vor allem von Januar bis März) großräumig von den oberen in die tieferen Berglagen. Die restlichen Individuen verlagern entweder ihren Aktionsraum nicht oder nur kleinräumig. Unabhängig von den saisonalen Verschiebungen war das Rotwild in den drei Untersuchungsgebieten nicht gleichmäßig verteilt. Schwerpunktgebiete der räumlichen Verteilung waren auch in der Brunft und zur Kälberaufzucht erkennbar.

Im Untersuchungsgebiet Eibenstock bestätigten die Fotofallen-erhebungen die Ergebnisse der Telemetriestudie, wonach wesentliche Winterreinstände unter anderem in den mittleren Lagen der Reviere Carlsfeld und Grünheide liegen. Aus den Kammlagen mit ihren beliebten Sommer- und Brunfteinständen erfolgt eine starke, aber keineswegs vollständige Abwanderung, die vermutlich in ebenso starker Weise die tiefer gelegenen Bereiche auf der tschechischen Südseite des Erzgebirgskammes einschließt.

Eine deutliche saisonale Verschiebung aus den Sommer- und Brunfteinständen der mittleren Berglagen sowie der Kammlagen in die tiefer gelegenen Winterreinstände ließ sich auch für das Untersuchungsgebiet Neudorf ableiten. Eine ganzjährige Konzentration war im Übergangsbereich zum nördlich vorgelagerten Offenland nachweisbar und ist (im Gegensatz zum Untersuchungsgebiet Eibenstock) mutmaßlich stark von der Lage attraktiver landwirtschaftlicher Kulturen beeinflusst. Unklar ist, ob und in welcher Intensität die südlich der Untersuchungsgebiete Eibenstock und Neudorf gelegenen tschechischen Wintergatter Kovářská, Černý potok und U koupaliště Einfluss auf die Abwanderung aus den Sommer- und Brunfteinständen hatten (vgl. Kap. 9.2).

Die touristisch stark frequentierten Kammlagen im Kahleberggebiet (Südosten) waren im Winter weitestgehend rotwildleer.

Im Gegensatz zu Eibenstock und Neudorf kann in Bärenfels von lokal differenzierten kleinräumigeren Verschiebungen der Rotwildvorkommen im Winter ausgegangen werden, die sehr stark von der Lage attraktiver landwirtschaftlicher Kulturen im Norden und Westen des Untersuchungsgebietes beeinflusst werden (vgl. Kap. 6.7). Generell ist die Rotwildichte im nördlichen tiefer gelegenen Teil des Untersuchungsgebietes Bärenfels sehr niedrig, wodurch relevante Nachweise dort nur in Monaten mit hoher Schneelage erfolgten.

Im Untersuchungsgebiet Neustadt waren – entsprechend der geringen Höhenunterschiede – kaum großräumige Verschiebungen im Jahresverlauf nachweisbar, die auf vertikale Migration zurückzuführen sind. Rotwild hielt sich dort ganzjährig vor allem in der Nähe der deutsch-tschechischen Grenze auf. Phasenweise entstanden Verbreitungsschwerpunkte im westlichen Teil des Untersuchungsgebietes (Rosenthal), die mit hoher Wahrscheinlichkeit auf attraktive landwirtschaftliche Kulturen und Dauergrünland sowie witterungsbedingte Ausweichbewegungen im Winter zurückzuführen sind. Insgesamt ergab sich hier über die Monate ein sehr diffuses Verteilungsbild. Zurückzuführen ist dies auf eine ausgeprägte ganzjährig grenzüberschreitende Raumnutzung der schwerpunktmäßig in der Tschechischen Republik lebenden Rotwildpopulation in Verbindung mit einer sehr niedrigen Anzahl von Tieren, die ihren Aktionsraum vollständig auf der deutschen Seite der Grenze haben.

Altersstruktur

Will man die Altersstruktur einer Rotwildpopulation ermitteln, ergeben sich zwei wesentliche Probleme. Zum einen kann das präzise Alter der Tiere nicht aus Fotofallendaten ermittelt wer-

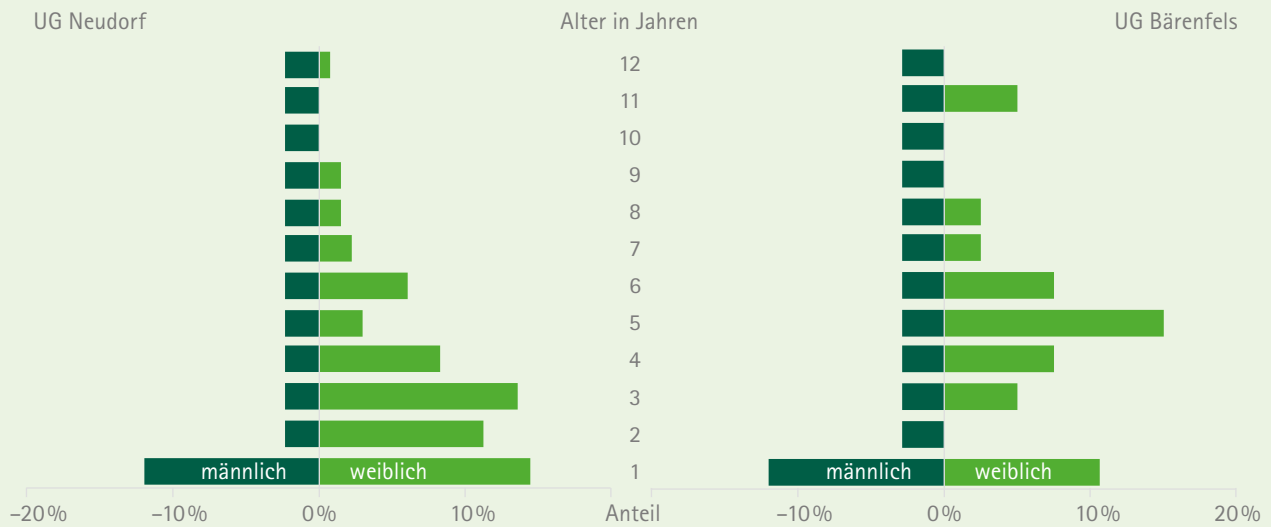


Abbildung 49: Modell der geschlechtsspezifischen Altersstruktur der lebenden Rotwildpopulation anhand von Zahnschnitten und Fotofallendaten in den Untersuchungsgebieten Neudorf und Bärenfels. Für männliche Tiere ab zwei Jahren wurde keine Berechnung der Altersverteilung durchgeführt.

| TEILPOPULATION | ANZAHL PROBEN | NA | NE | HO | HE | F |
|----------------|---------------|--------------|-------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| Westerzgebirge | 131 | 12.8 (± 1.5) | 6.3 (± 0.7) | 0.779 (± 0.034) | 0.824 (± 0.02) | 0.058 (± 0.025) |
| Marienberg | 41 | 10.9 (± 1.0) | 6.5 (± 0.5) | 0.838 (± 0.035) | 0.841 (± 0.011) | 0.003 (± 0.04) |
| Bärenfels | 175 | 13.0 (± 1.8) | 6.4 (± 0.4) | 0.804 (± 0.012) | 0.839 (± 0.01) | 0.041 (± 0.018) |
| Neustadt | 47 | 10.1 (± 1.1) | 5.6 (± 0.7) | 0.766 (± 0.038) | 0.793 (± 0.034) | 0.033 (± 0.033) |

Tabelle 9: Genetische Vielfalt innerhalb der Populationen (NA: durchschnittliche Anzahl der Allele pro Marker, NE: effektive Anzahl der Allele) sowie individuelle genetische Vielfalt (HO: beobachtete Heterozygotie, HE: erwartete Heterozygotie, F: Fixierungsindex). In Klammern ist die jeweilige Standardabweichung (SE) aufgeführt.

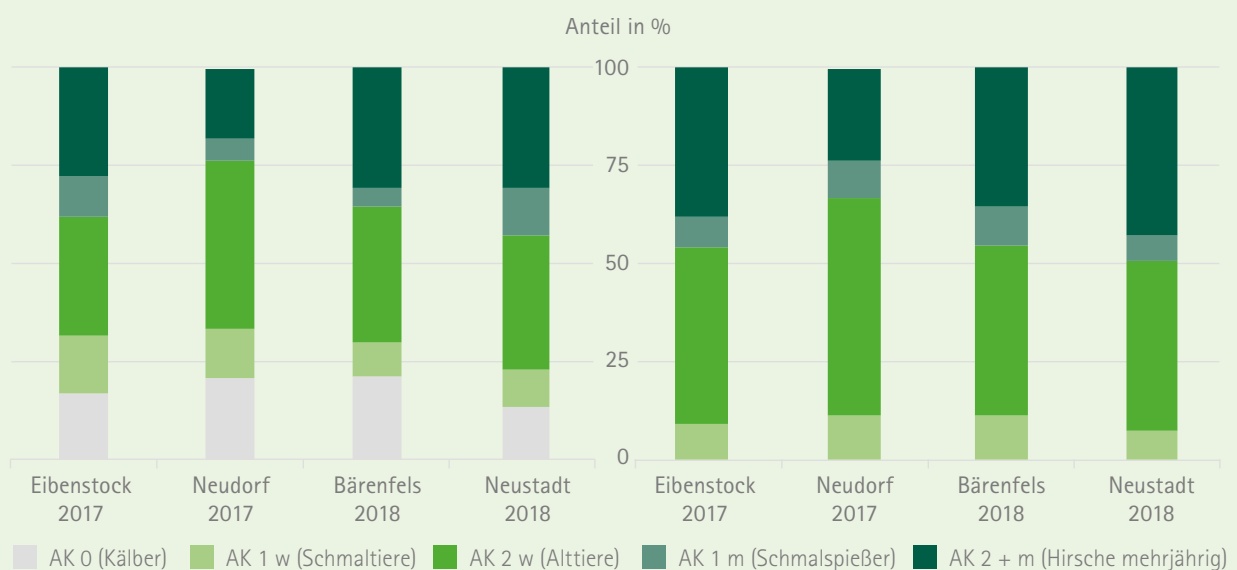


Abbildung 50: Untersuchungsgebietsspezifische Verteilung der Altersklassenanteile von Rotwild zwischen Februar und April (links). Untersuchungsgebietsspezifische Verteilung der Altersklassenanteile von Rotwild im Frühjahrsbestand nach dem 1. April (neues Jagdjahr) (rechts).

den, weil männliche Tiere zwar ein Mindestmaß an Klassifizierung zulassen, weibliche Tiere hingegen nicht. Versucht man zum anderen, die gewünschten Informationen aus einer Stichprobe erlegter Tiere zu beziehen, stellt sich die Frage, ob diese Stichprobe als Zufallsauswahl angesehen werden kann oder ob sie einer beabsichtigten oder unbeabsichtigten Selektion unterlag. Während man bei Alttieren (älter als ein Jahr) eine weitgehend zufällige altersunabhängige Erlegung unterstellen kann (möglicherweise sinkt die Erlegungswahrscheinlichkeit mit zunehmendem Alter), ist dies bei männlichen Rothirschen nicht möglich, weil diese starken Beschränkungen (entgeltpflichtige Trophäen, altersklassenspezifische Abschussplanung) unterliegen. Insofern konnte eine Schätzung der Altersstruktur nur für weibliche Tiere durchgeführt werden. Die Altersermittlung erfolgte anhand von Zahnschnitten erlegter Tiere, wobei ausreichend große Stichproben nur in den Untersuchungsgebieten Neudorf (64 Tiere) und Bärenfels (18 Tiere) vorlagen (Abbildung 49). Ergänzt wurden diese Werte um die Anteile der männlichen Altersklasse 1 (ein Jahr) sowie den Mittelwert mehrjähriger Hirsche (älter als ein Jahr) aus Fotofallendaten.

In beiden Gebieten kamen regelmäßig Alttiere vor, die älter als zehn Jahre waren. Einzelne Unterkiefer von sehr alten Alttieren aus den Untersuchungsgebieten Neustadt und Eibenstock bestätigen auch dort das Vorkommen älterer Individuen. Dennoch zeigen sich auch deutliche Unterschiede. Während die Altersverteilung der weiblichen Tiere im Untersuchungsgebiet Neudorf die höchsten Anteile bei den sehr jungen Tieren und einen dann kontinuierlichen sinkenden Trend andeutet, liegt der Schwerpunkt in Bärenfels bei den mittelalten Alttieren. Die Ermittlung der Altersstruktur erfordert einen hohen Aufwand. Die kleine Stichprobe des Untersuchungsgebietes Bärenfels ist hierbei nicht robust, sodass eine weiterführende Interpretation der Ergebnisse nicht zielführend erscheint.

Über Fotofallendaten konnte die Altersstruktur zwischen Februar und April in Form von Altersklassen ermittelt werden (Abbildung 50, links). Die Anteile weiblichen Rotwildes (AK 1 – Schmaltiere) lagen demnach zwischen neun Prozent (Neustadt, Bärenfels) und 15 Prozent (Eibenstock). Hirsche der Altersklasse I (Schmalspießer) stellten zwischen fünf Prozent (Bärenfels) und zwölf Prozent (Neustadt) des Frühjahrsbestandes. Höhere Anteile erreichte die Altersklasse II bei weiblichem (Alttiere: 30–43%) und männlichem Rotwild (mehrjährige Hirsche: 18–31%). Am Ende der Jagdzeit führten durchschnittlich noch 40 bis 60 Prozent der fotografierten Alttiere ein Kalb (AK 0). Im Untersuchungsgebiet Neudorf sank von 2016 bis 2018 der Anteil der mehrjährigen Hirsche auf ein Minimum von neun Prozent ab.

Will man aus diesen Daten auf den Frühjahrsbestand des neuen Jagdjahres (ab 1. April) schließen, müssen die Anteile der vorjährigen Schmaltiere und Schmalspießer der Klasse der Alttiere und mehrjährigen Hirsche zugeordnet werden, die Kälber entsprechend eines unterstellten Geschlechterverhältnisses von 1 zu 1,15 (vgl. Kap. 8.1) den Schmaltieren und Schmalspießern (Abbildung 50, rechts).

| GEOGRAFISCHES KOLLEKTIV | ANZAHL PROBEN | FORSTBEZIRK / SCHUTZGEBIET |
|-------------------------|---------------|---------------------------------|
| 1 | 10 | Adorf (Süd) |
| 2 | 32 | Adorf (Ost) |
| 3 | 19 | Adorf und Eibenstock (Nord) |
| 4 | 11 | Eibenstock (Süd) |
| 5 | 59 | Neudorf |
| 6 | 41 | Marienberg |
| 7 | 175 | Bärenfels |
| 8 | 47 | Neustadt |
| 9 | 11 | Nationalpark Sächsische Schweiz |

Tabelle 8: Räumliche Zuordnung der Gewebeproben erlegter Rothirsche zu neun geografischen Kollektiven.

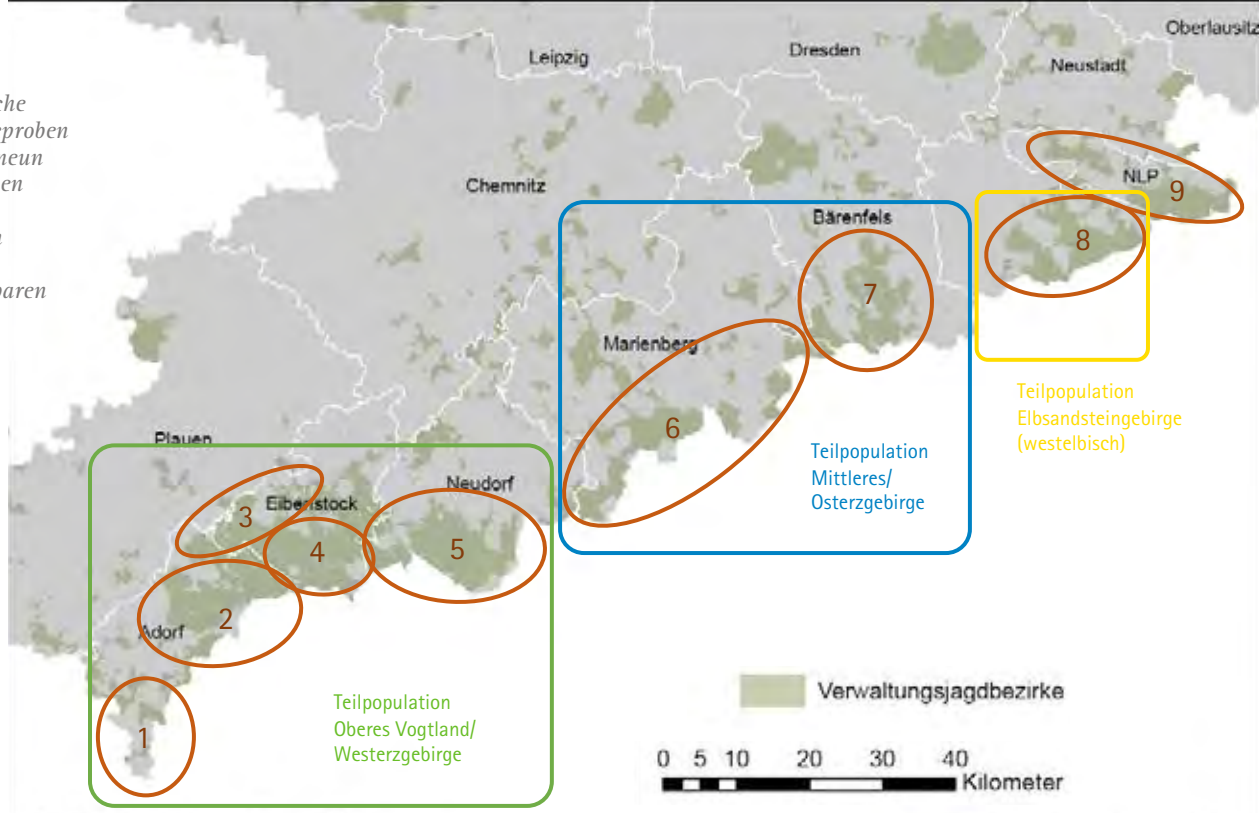
Populationsgenetik

Wesentliche Grundlage der populationsgenetischen Untersuchungen (Tröber et al. 2021) war die im Jagdjahr 2018/19 durchgeführte Sammlung von Gewebeproben erlegter Rothirsche in den Verwaltungsjagdbezirken des Freistaates Sachsen vom Oberen Vogtland im Westen (Forstbezirk Adorf) über das westliche, mittlere und östliche Erzgebirge bis in die linkselbische Sächsische Schweiz (Forstbezirk Neustadt) im Osten (vgl. Kap. 5.1). Um mögliche räumlich abgegrenzte Teilpopulationen identifizieren zu können, wurden die Proben neun geografischen Kollektiven zugeordnet (Tabelle 8). Auch Proben aus dem Nationalpark Sächsische Schweiz wurden in die Analyse einbezogen.

Der Umfang der Gewebe- und Haarproben variierte hierbei zwischen den geografischen Kollektiven. Im Untersuchungsgebiet Bärenfels wurden begleitend zur Frischkotgenotypisierung in den Jagdjahren 2016/17 und 2017/18 Gewebeproben von mindestens einjährigen Tieren gesammelt, was die größere Probenzahl erklärt. Die innerhalb der geografischen Kollektive ermittelten Genotypen wurden vier hypothetischen Subpopulationen mit vergleichbaren genetischen Strukturen zugeordnet (Anhang 11).

Hierbei wurde deutlich, dass insbesondere die geografischen Kollektive 1 bis 5 kaum Unterschiede aufweisen, weshalb sie im Folgenden als Subpopulation Westergebirge zusammengefasst werden. Zwischen den geografischen Kollektiven 6 (Marienberg) und 7 (Bärenfels) zeigte sich ein Übergangsbereich, der einen hohen Anteil von genetischen Merkmalen aller vier Klassen enthält. Deutlich abgrenzbar sind nach Osten fortschreitend das geografische Kollektiv 8 (Neustadt, linkselbisches Elbsandsteingebirge) sowie das von den Kollektiven 1 bis 8 durch die Elbe getrennte Kollektiv 9 (Nationalpark Sächsische Schweiz). Alle geografischen Kollektive weisen unterschiedlich große Anteile der vier Klassen auf.

Abbildung 52: Räumliche Zuordnung der Gewebeproben erlegter Rothirsche zu neun geografischen Kollektiven und auf Grundlage der populationsgenetischen Untersuchungen zu drei genetisch abgrenzbaren Teilpopulationen.

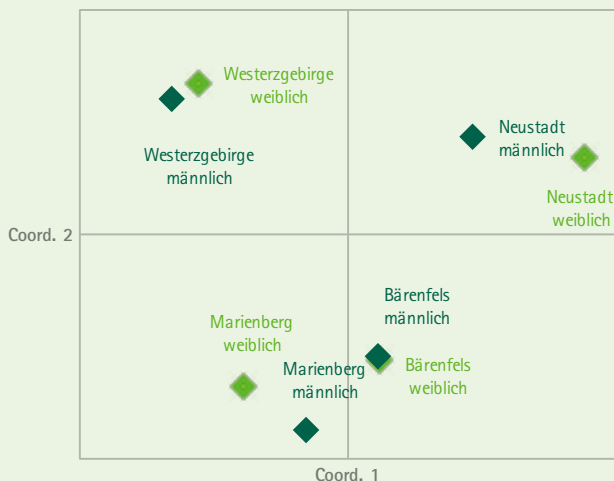


Zur Beschreibung der genetischen Variation zwischen den Teilpopulationen wurde der paarweise genetische Abstand nach Nei (1972) berechnet (Abbildung 53). Auch hier wird deutlich, dass die Subpopulationen Westerggebirge auf der einen und Neustadt auf der anderen Seite größere Abstände aufweisen als Marienberg und Bärenfels. Darüber hinaus zeigt die Darstellung, dass die Unterschiede zwischen den Stichproben männlicher und weiblicher Tiere aus ein- und demselben Untersuchungsgebiet mit zunehmender Stichprobenzahl immer geringer werden (Bei-

spiel: Neustadt mit kleiner Stichprobe versus Bärenfels mit großer Stichprobe).

Die Ergebnisse lassen darauf schließen, dass es sich bei den Rotwildvorkommen in den westlich der Elbe gelegenen südsächsischen Mittelgebirgen um eine Gesamtpopulation handelt, die sich aber relativ deutlich in die drei Teilpopulationen Westerggebirge, mittleres und östliches Erzgebirge sowie linkselbisches Elbsandsteingebirge gliedert (Abbildung 52).

Abbildung 53: Hauptkomponentenanalyse basierend auf den paarweisen genetischen Abständen nach Nei (1972).



Die Untersuchungen zur genetischen Vielfalt (Heterozygotie, Allele pro Marker) sowie zur Verteilung spezifischer Allele in den geografischen Kollektiven lassen ebenfalls den Schluss zu, dass die Strukturierung der Teilpopulationen nicht auf Isolation beruht, ein Genfluss jedoch in unterschiedlicher Intensität stattfindet (Tabelle 9). Deutlich wird dies insbesondere an der Teilpopulation im linkselbischen Elbsandsteingebirge (Neustadt), welche die geringste genetische Vielfalt aufweist.

Weil eine in Ost-West-Richtung verlaufende Migration im Erzgebirge und dem Oberen Vogtland beiderseits der Staatsgrenze nicht durch relevante Barrieren behindert wird, kann angenommen werden, dass zwischen benachbarten Teilpopulationen ein regelmäßiger genetischer Austausch stattfindet. In Verbindung mit der Größe der erzgebirgischen Rotwildpopulation lässt dies in naher Zukunft aus genetischer Sicht keine problematischen Entwicklungen erwarten.

Für die Teilpopulation der linkselbischen Sächsischen Schweiz (Untersuchungsgebiet Neustadt) gilt diese Feststellung nur mit Einschränkungen, weil diese in Hinblick auf die Fläche und die Anzahl der Individuen deutlich kleiner ist als die Teilpopulation im Erzgebirge. Informationen über die Intensität eines grundsätzlich möglichen genetischen Austauschs zwischen den Teilpopulationen im Osterzgebirge und der linkselbischen Sächsischen

Schweiz liegen nicht vor, auch weil eine geplante Besenderung von Rothirschen im Waldgebiet Harthe an der Bundesautobahn A17 nicht erfolgreich war. Grundsätzlich eignen sich zwei sehr lange Migrationskorridore über Waldgebiete mit nachgewiesenen Rotwildvorkommen (Abbildung 54) zur Verbindung der beiden Teilpopulationen. Der südliche Korridor stellt eine durchgehend bewaldete Verbindung zwischen Elbsandsteingebirge und Osterzgebirge dar, während der nördliche potenzielle Migrationskorridor die Querung größerer Offenlandbereiche erfordert. Obgleich auf Basis der genetischen Analysen ein Kontakt beider Rotwildpopulationen unterstellt werden kann, zeigen sich deutlich abweichende genetische Muster und eine geringere genetische Vielfalt der Elbsandsteingebirgspopulation. Es ist auch auf Grundlage der Ergebnisse zur Raumnutzung besendeter Tiere im Erzgebirge und dem linkselbischen Elbsandsteingebirge (vgl. Kap. 6.2) relativ unwahrscheinlich, dass weite Brunftexkursionen oder Abwanderungen einzelner männlicher Tiere einen Genfluss zwischen den Teilpopulationen sicherstellen. Wahrscheinlicher ist ein langsames Durchsickern genetischer Information über mehrere Generationen hinweg. Findet Genfluss auf diese Weise und nicht über einmalig weit migrierende Einzeltiere statt, ist dieser Prozess auf eine weitgehend durchgängige Rotwildbesiedlung der Trittsteine und Verbindungskorridore angewiesen. Je länger und schmaler diese Korridore sind, desto langsamer dürfte der Austausch genetischer Information über lange Distanzen ablaufen und desto wahrscheinlicher dürfte es sein, dass sich genetische Kollektive prägnant voneinander unterscheiden.

Die in einer aktuellen Studie zum bundesweiten Vergleich herangezogenen Rotwild-Gewebeproben der Erzgebirgspopulation wurden im Herbst 2015 im Forstbezirk Marienberg (Geografi-

sches Kollektiv 6) gesammelt (Westekemper 2021; Balkenhol und Westekemper 2022). Für dieses Probenkollektiv wurden im Vergleich mit dem Bundesdurchschnitt eine verhältnismäßig hohe Heterozygotie sowie relativ niedrige Inzuchtraten ermittelt. Gleichzeitig stellen Balkenhol und Westekemper (2022) auf Basis ihrer Stichprobe fest, dass die effektive Populationsgröße der Erzgebirgspopulation unter einem kritischen Schwellenwert von 500 liegt. Dieses Ergebnis kann vor dem Hintergrund von zwei bis drei geografisch abgrenzbaren, aber verbundenen genetischen Kollektiven insofern relativiert werden, als die genetische Vielfalt der grenzübergreifenden Erzgebirgspopulation insgesamt deutlich höher ist, als es die isolierte Stichprobe aus dem Forstbezirk Marienberg nahelegt.

Ob und wie intensiv Rothirsche aus dem Erzgebirge und dem Elbsandsteingebirge im Austausch zu weiter entfernten größeren Rotwildpopulationen westlich der Elbe (Fichtelgebirge, Werdauer/Greizer Wald, Bayerischer Wald, Doupovské hory, Slavkovský les) stehen, ist bislang nicht bekannt. Wie in den Studien von Westekemper (2021) für Deutschland und von Reiner und Willems (2019) für Hessen nachgewiesen wurde, sind zahlreiche große Waldgebiete durch Offenlandbereiche, Siedlungen und Verkehrswege weitestgehend isoliert. Die Senkung regional überhöhter Wilddichten kann insbesondere bei kleinen, isolierten Populationen zu genetischer Drift und damit zum irreversiblen Verlust genetischer Vielfalt führen (Reiner und Willems 2019). Die Wiedervernetzung von großen Waldgebieten durch einen an weiträumig migrierenden Leitarten (Wildkatze, Luchs) orientierten Biotopverbund ist daher ein sinnvoller Ansatz zur Erhöhung des Genflusses und damit zur Sicherung biologischer Vielfalt.





Abbildung 55: Luchsmännchen am Rabenberg im Westen des Untersuchungsgebietes Neudorf, Dezember 2017 (Quelle: Sächsisches Luchs- und Wildkatzenmonitoring/TU Dresden) (oben). Wolf im Untersuchungsgebiet Neudorf, August 2017 (unten).



5.3 Populationsökologischer Einfluss von Großprädatoren

Eurasischer Wolf

Seit der dauerhaften Rückkehr der ersten Wölfe auf das Territorium des Freistaates Sachsen Ende der 1990er Jahre etablierten sich insbesondere östlich der Elbe zahlreiche Paare und Rudel, die sich mit zunehmender Reproduktion weiter ausbreiten (SMUL 2014; SMEKUL 2022). Die westlich der Elbe gelegenen Untersuchungsgebiete Eibenstock, Neustadt und Bärenfels befanden sich während des Untersuchungszeitraumes zwischen 2016 und 2018 nicht im unmittelbaren Einzugsbereich von ortsfesten Wolfsvorkommen. Südöstlich des Untersuchungsgebietes Neudorf hatte sich um 2018 ein erstes residentes Rudel im tschechischen Erzgebirge bei Výsluní niedergelassen (SMEKUL 2022). Im Untersuchungsgebiet Neudorf erfolgten im Februar und August 2017 sowie im April 2018 über das Fotofallenmonitoring des Projektes Nachweise einzelner Wölfe (Abbildung 55). Im April 2019 rissen mutmaßlich Mitglieder des Výsluní-Rudels ein Schaf in Oberwiesenthal, sodass angenommen werden kann, dass Jagdexkursionen des Rudels das Untersuchungsgebiet Neudorf zumindest streiften. Unabhängig davon gab es zwischen 2016 und 2018 im Umfeld aller Untersuchungsgebiete unbestätigte Hinweise auf, aber auch bestätigte Einzelnachweise von Wölfen (Kluth et al. 2017; Möslinger et al. 2018). Zwischen 2019 und 2020 hatte sich ein Wolfsrudel im tschechischen Osterzgebirge im Umfeld der Talsperre Fláje etabliert. Seitdem erfolgten regelmäßig Wolfsnachweise auch im Süden des Untersuchungsgebietes Bärenfels. So wurde das bis Anfang 2019 besenderte Alttier T3 im Februar 2022 bei Hermsdorf/Erzgebirge vermutlich von einem einzelnen Wolf gerissen. Im Jahr 2021 folgte die Bestätigung eines weiteren Rudels im tschechischen Westerbirge (südlich des Untersuchungsgebietes Eibenstock) bei Přebuz (SMEKUL 2022). Eine Tochter des Výsluní-Rudels hat sich gemeinsam mit einem Rüden unbekannter Herkunft inzwischen als erstes residentes Paar im sächsischen Erzgebirge bei Marienberg angesiedelt (LfULG 2022b).

Für den Untersuchungszeitraum muss von einem allenfalls einzelfallweisen Auftreten von Wölfen in den vier Untersuchungsgebieten ausgegangen werden, sodass tiefgreifende Einflüsse auf Populationsdynamik und Raum-Zeit-Verhalten der Rothirschpopulation bislang ausgeschlossen werden können. Die künftige Entwicklung, die eine weitere Zunahme von durchwandernden Einzeltieren sowie residenten Paaren und Rudeln auch im sächsischen Erzgebirge erwarten lässt, wird wahrscheinlich von einem deutlich stärkeren Einfluss des Wolfes auf Populationsdynamik und Raum-Zeit-Verhalten der Rothirschpopulation geprägt sein.

Eurasischer Luchs

Zwischen 2013 und 2019 lebte ein einzelnes, mit hoher Wahrscheinlichkeit aus dem Harz zugewandertes residentes Luchsmännchen bei Rittersgrün im Untersuchungsgebiet Neudorf (Zschille 2020). Unabhängig davon gibt es im Freistaat Sachsen darüber hinaus keine Nachweise residenter Tiere, geschweige denn einer erfolgreichen Reproduktion. Um einen Beitrag zur Vernetzung der weitgehend isolierten mitteleuropäischen Luchsvorkommen zu leisten, hat das Sächsische Staatsministerium für Energie, Klimaschutz, Umwelt und Landwirtschaft das Projekt RELynx zur Wiederansiedlung von Luchsen im Erzgebirge initiiert (LfULG 2022a). In den kommenden Jahren sollen insgesamt 20 Tiere im sächsischen Teil des Erzgebirges ausgewildert werden. Vergleichbare Vorhaben sind auch für den Thüringer Wald in Vorbereitung.

Luchse nutzen in Mitteleuropa vorrangig Rehe als Nahrungsquelle, während Rothirsche mit deutlich niedrigeren Anteilen vertreten sind und das Nahrungsspektrum insbesondere im Winter ergänzen (Molinari-Jobin et al. 2007; Heurich et al. 2016). Bei Rotwild konzentriert sich der Einfluss hierbei mit hoher Wahrscheinlichkeit auf Kälber sowie geschwächte Tiere. Unabhängig vom derzeit allenfalls sporadischen Vorkommen in Sachsen und einer etwaigen Wiedereinführung der Art ist beim Luchs aufgrund seiner großen Raumansprüche in Verbindung mit einer ausgeprägten intrasexuellen Territorialität und der Präferenz von Rehen als Hauptnahrungsquelle im Gegensatz zum Wolf nicht von einem relevanten Einfluss auf Populationsdynamik und Raum-Zeit-Verhalten von Rothirschen im Erzgebirge auszugehen.



6

Raum-Zeit-System

Zwischen 2016 und 2018 wurden 39 ausgewachsene Tiere mit Halsbandsendern sowie sieben frisch gesetzte Kälber mit Ohrmarkensendern ausgestattet und teils über mehrere Jahre begleitet. Die gesammelten Daten liefern umfangreiche Einblicke in die geschlechtsspezifische Raumnutzung und Aktivität von Rothirschen im Jahresverlauf, die ausgeprägte Tagesrhythmik und die Bindung zwischen Alttieren und ihren Kälbern in den ersten Lebensmonaten.

Gleichzeitig können vielfältige Bezüge zum Lebensraum hergestellt werden. Wie intensiv und vor allem wann nutzte das Rotwild das Offenland oder das Umfeld menschlicher Siedlungen? Welche Waldstrukturen wurden wann bevorzugt aufgesucht? Welchen Einfluss hatte das Relief auf die Wahl der Einstände?

All diese Informationen können helfen, das Schalenwildmanagement weiter zu qualifizieren. Die Jagd als Kernbereich des Rotwildmanagements wurde insbesondere über die Begleitung von Bewegungsjagden adressiert. So wurden umfangreiche Erkenntnisse zum Verhalten von Rothirschen vor, während und nach Stöberjagden im Wald zusammengetragen. Für die jagdlichen Praktiker liefert das Projekt somit seltene Einblicke in die individuellen Verhaltensmuster dieser anpassungsfähigen und hochsozialen Wildart, die man zwar erahnte, selten jedoch so deutlich belegen konnte. Rothirsche richten sowohl die Lage ihrer tradierten Streifgebiete als auch die Bewegung innerhalb dieses Raumes sehr stark an dessen Potenzialen – allen voran Nahrung und Sicherheit – aus. Deshalb kann diese Wildart immer nur gemeinsam mit ihrem Lebensraum betrachtet werden.

6.1 Methodik

Die Untersuchungen von Meißner-Hylanová et al. (2023) zum Raum-Zeit-System erfolgten an 39 über einjährigen Rothirschen beiderlei Geschlechts sowie sieben Rothirschkälbern mit folgenden Schwerpunkten: Aktionsraumgrößen, Raumtreue, Tradierung der Raumnutzung, saisonale Migration, grenzüberschreitende Raumnutzung, Habitatpräferenzen sowie tägliche Laufstrecken. Zudem wurden Veränderungen der Aktivität im Jahres- und Tagesverlauf betrachtet. Ein weiterer Schwerpunkt lag auf Drückjagden und ihren Auswirkungen auf die Raumnutzung von Rothirschen. Die in diesem Bericht komprimiert dargestellten Ergebnisse können detailliert im entsprechenden Teilbericht von Meißner-Hylanová et al. (2023) nachgelesen werden.

Die Besenderung der Rothirsche erfolgte durch Vendula Meißner-Hylanová und Dr. Norman Stier (Professur für Forstzoologie, TU Dresden). Hierfür wurden mit Unterstützung des Forstbezirkspersonals zeitweilig bis zu 20 Besenderungsstellen parallel mit Lockfutter bestückt und mit Fotofallen überwacht. Die Immobilisierung der adulten Rothirsche erfolgte aus Besenderungshütten

heraus mit einem Kaltgasnarkosegewehr, technisch bedingt aus relativ geringen Distanzen von zwölf bis 15 Metern. Die Narkosepfeile waren mit Peilsendern ausgestattet, die ein schnelles Auffinden der Tiere gewährleisteten.

Insgesamt wurden in den Jahren 2016, 2017 und 2018 von 40 geplanten insgesamt 39 Rothirsche mit Halsbandsendern des Herstellers VECTRONIC Aerospace® ausgestattet (Tabelle 10). Zudem wurden sieben frisch gesetzte Kälber mit Ohrmarkensendern bestückt, um die Interaktion mit ihren ebenfalls besenderten Müttern zu untersuchen. Da eines der besenderten Kälber, wie sich später herausstellte, nicht zum vermuteten Alttier gehörte, war eine zeitgleiche Peilung von sechs Mutter-Kind-Paaren möglich.

Ursprüngliches Ziel war es, in jedem Untersuchungsgebiet je fünf männliche und weibliche Tiere zu besendern, wobei eine gleichmäßige Verteilung über das Untersuchungsgebiet und eine repräsentative Altersstruktur angestrebt wurde. Im Untersuchungsgebiet Neustadt mit seiner niedrigen Rotwildichte sowie



Abbildung 56: Die Immobilisierung erfolgte aus Anstzhütten an Futterstellen (links). Erwachsene Tiere (Mitte) wurden mit nummerierten Ohrmarken und GPS-Halsbandsendern ausgestattet, Kälber mit VHF-Ohrmarkensendern (rechts).



schneearmen Wintern wurden jedoch deutlich weniger Tiere besendert als geplant. Als Ausgleich dafür wurden in Neudorf und Bärenfels mehr Individuen markiert. Die Senderlaufzeiten, die in die Auswertung eingingen, resultierten aus dem individuellen Besenderzeitpunkt und der Betriebsdauer des Senders und lagen zwischen wenigen Wochen (bei Abschuss oder Senderausfall) und nahezu drei Jahren (Abbildung 57).

Bis auf eine Ausnahme erfolgten alle Besenderungen in der Periode zwischen November und April. Diese Vorselektion muss insbesondere bei der Interpretation der saisonalen Streifgebiete berücksichtigt werden.

Die VHF-Ohrmarkensender der Kälber erforderten die Peilung mittels eines Empfangsgerätes im Feld. Die Position der besenderten Tiere wurde klassisch per Kreuzpeilung ermittelt, in eine Karte übertragen und im Anschluss digitalisiert. Weil jede einzelne Peilung eines Kalbes die Anwesenheit vor Ort erforderte, war der Umfang an einzelnen Lokalisationen ($\Sigma = 918$) im Vergleich zu GPS-Halsbandsendern deutlich geringer (Seifert 2019).

Die GPS-Halsbandsender der erwachsenen Tiere orteten sich einmal stündlich sowie bei Bedarf in kürzeren Abständen (dann aber

zulasten der Senderlaufzeit) und übermittelten die Positionen per SMS an einen zentralen Server. Sowohl die Positionen als auch Aktivitäts- und Temperaturdaten wurden auf den Halsbändern gespeichert. Mit einem Ultra-Hochfrequenz(UHF)-Empfänger konnten die Daten bei Bedarf im Feld ausgelesen werden. In der Regel erfolgte der vollständige Export aller Daten aber nach der Bergung der automatisch oder per Funksignal gelösten Halsbandsender (Drop Off).

Weil eine direkte Auswertung der mehr als 850.000 validen Lokalisationen sowie der über sechs Millionen Aktivitätsdatensätze nicht in jedem Fall möglich war, wurden diese vom Kompetenzzentrum für Wald und Forstwirtschaft in eine PostgreSQL-Datenbank für Telemetriedaten von Wildtieren übertragen, die sich streng an der Struktur von Urbano und Cagnacci (2014) orientierte. Die Datenbank beinhaltet ein umfangreiches Werkzeugset für Import, Speicherung, Filterung und Kombination der Daten (beispielsweise Lokalisationen und Aktivität) und gestattete zudem die Integration und Anbindung von zahlreichen weiteren Informationen (Temperatur, Schneehöhe, Bodenvegetation, Waldstruktur). Eine detailliertere Beschreibung und Diskussion der Methodik sowie der angewandten Analyseverfahren kann in Meißner-Hylanová et al. (2023) nachgelesen werden.

| SENDERTYP | JAHR | BÄRENFELS | | EIBENSTOCK | | NEUDORF | | NEUSTADT | | GESAMT | |
|--------------------------------|--------|-----------|---|------------|---|---------|---|----------|---|--------|----|
| | | m | w | m | w | m | w | m | w | m | w |
| Senderhalsband (> ein Jahr) | 2016 | | 3 | 2 | 3 | 3 | 1 | | 1 | 5 | 8 |
| | 2017 | 4 | 2 | 1 | 4 | 2 | 4 | 1 | | 8 | 10 |
| | 2018 | 2 | 2 | | | | 2 | 1 | 1 | 3 | 5 |
| | Gesamt | 6 | 7 | 3 | 7 | 5 | 7 | 2 | 2 | 16 | 23 |
| Ohrmarkensender (Kalb) | 2016 | | 1 | 2 | | | | | | 2 | 1 |
| | 2017 | | | 1 | 1 | 1 | 1 | | | 2 | 2 |
| | Gesamt | | 1 | 3 | 1 | 1 | 1 | | | 4 | 3 |

Tabelle 10: Anzahl der besenderten männlichen und weiblichen Rothirsche nach Sendertyp, Jahr und Untersuchungsgebiet.

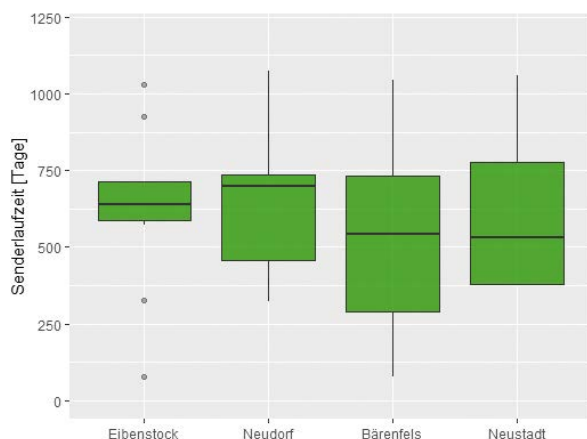


Abbildung 57: Verteilung der Laufzeit von 39 Halsbandsendern nach Untersuchungsgebieten ab dem Zeitpunkt der Besenderung bis zum Datenschnitt am 31. Januar 2019.

6.2 Raumnutzung im Jahresverlauf

Unabhängig vom Berechnungsverfahren (Tabelle 11) nutzten Hirsche wesentlich größere Flächen als weibliches Rotwild (Abbildung 58). Die Gesamtaktionsräume (MCP 100) von Hirschen waren mit 5.801 Hektar mehr als doppelt so groß wie die von Alttieren (2.479 Hektar), obwohl nur zwei von 16 besenderten Hirschen jeweils zwei oder drei räumlich vollständig voneinander getrennte saisonale Aktionsräume hatten.

Die Gesamtaktionsräume von Alttieren waren insbesondere dann ausgedehnt, wenn sie saisonal vertikal wanderten. Alttiere ohne ausgeprägte Verlagerung der saisonalen Aktionsräume nutzten Gesamtaktionsräume von 500 bis 2.000 Hektar. Sehr weite Abwanderungen junger Individuen waren in keinem einzigen Fall nachweisbar und weite Brunftexkursionen (größer zehn Kilometer) von Hirschen kamen nur in sehr seltenen Fällen vor. Auch die jährlichen Kernlebensräume (K95) der Hirsche waren mit 1.980 Hektar doppelt so groß wie die der Alttiere (823 Hektar), zeigten aber aufgrund der geringeren Streumaße weniger individuelle Variabilität als die MCP-100-Aktionsräume (Abbildung 58).

Die besenderten Rothirsche verlagerten regelmäßig ihre Aufenthaltsschwerpunkte im Jahresverlauf (saisonale Aktionsräume), um die Potenziale ihres Lebensraumes in Hinblick auf Deckung, Witterungsschutz oder Nahrungsressourcen optimal auszunutzen. Initiiert werden diese räumlichen Verschiebungen durch die Biologie der Tierart (Brunft), aber auch durch äußere Faktoren (Witterung).

Bei den saisonalen Aktionsräumen erreichten die geschlechtsspezifischen Größenunterschiede vergleichbare Dimensionen wie über das gesamte Jahr hinweg (Abbildung 60). Hirsche nutzten zwei- bis dreimal so große Aktionsräume wie Alttiere. Bei

Letzteren schwankte die Größe zwischen 100 bis 900 Hektar und umfasste im Mittel etwa 400 bis 500 Hektar. Bei den Hirschen lagen sie im Durchschnitt bei 900 bis 1.200 Hektar (Spanne: 300 bis 2.500 Hektar). Bei beiden Geschlechtern waren die Winteraktionsräume im Mittel etwas größer als die Sommeraktionsräume. Die Ausdehnung der Brunftgebiete der Hirsche war stets geringer als die der Sommer- und Winteraktionsräume.

Rothirsche wählen ihre Sommer-, Winter- und Brunftaktionsräume so, dass sie ihren Ansprüchen in dieser Periode des Jahres gerecht werden. Deshalb sind die jährlichen Gesamtaktionsräume beider Geschlechter in dieser wie auch in anderen Studien größer als die einzelnen saisonalen Aktionsräume. Der geringere Teil des mit Sendern ausgestatteten Rotwildes vollzog saisonale Vertikalwanderungen, sodass es größere Übereinstimmungen zwischen Sommer- und Winterstreifgebiet gab. Nach MCP 95 betrug die Überlappung zwischen Winter- und Sommeraktionsräumen bei Alttieren im Mittel 44 Prozent, bei Hirschen sogar 65 Prozent. Die Brunftplätze der Hirsche liegen meistens weiter entfernt von ihren saisonalen Streifgebieten oder stimmen auch bei räumlicher Nähe nur wenig überein. Nur acht Individuen (zwei Hirsche und sechs Alttiere) wanderten so weit, dass keine Überlappung zwischen den saisonalen Aktionsräumen festzustellen war. Dies traf insbesondere auf Alttiere im Untersuchungsgebiet Eibenstock und Hirsche im Untersuchungsgebiet Bärenfels zu. Sie legten zwischen ihren saisonalen Aktionsräumen häufig Entfernungen von sechs bis zehn Kilometern zurück. Wie weit die saisonalen Aktionsräume voneinander entfernt liegen, wird individuell durch eine Konstellation aus lokaler Topografie, nutzbaren Ressourcen (Landwirtschaft, Waldstruktur) und individueller Aktionsraumwahl der Hirsche sowie Tradierung bei den Alttieren bestimmt. Die Telemetriedaten belegen auch, dass

Tabelle 11: Beschreibung der Berechnungsverfahren für Aktionsraumgrößen.

| BERECHNUNGSMETHODE | ANTEIL BERÜCKSICHTIGTER PEILUNGEN | KURZBEZEICHNUNG | BESCHREIBUNG |
|--------------------------|-----------------------------------|-----------------|---|
| Minimum Convex Polygon | 100% | MCP 100 | Verbindet die äußersten Peilpunkte aller Peilungen und beinhaltet demnach auch Bereiche (Siedlungen, Verkehrsinfrastruktur, Gewässer), die von den Tieren vollständig gemieden werden |
| | 95% | MCP 95 | Wie MCP 100, jedoch Ausschluss von 5% der äußersten Peilungen (teilweise Exkursionen) |
| Kernel Density Estimator | 95% | K 95 | Schließt mit komplexen geostatistischen Verfahren 5% aller Peilungen (Exkursionen, Einzellokalisationen) aus, sodass die Kernlebensräume dargestellt werden. |

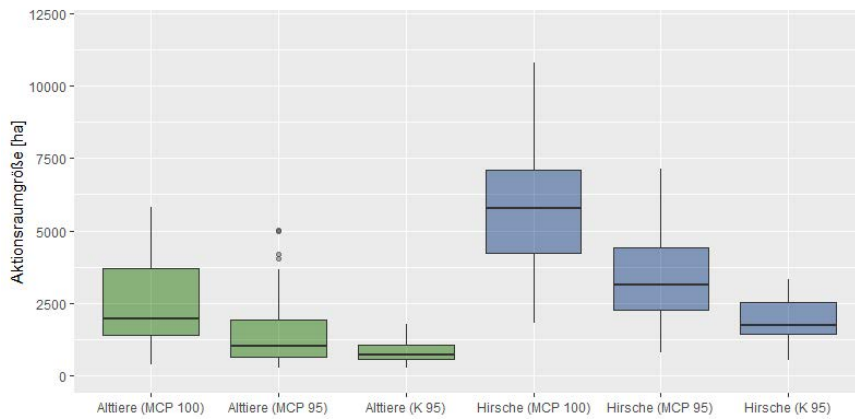


Abbildung 58: Gesamt-Aktionsraumgrößen von 37 Rothirschen nach Geschlecht und Berechnungsverfahren (MCP 100, MCP 95, K 95).

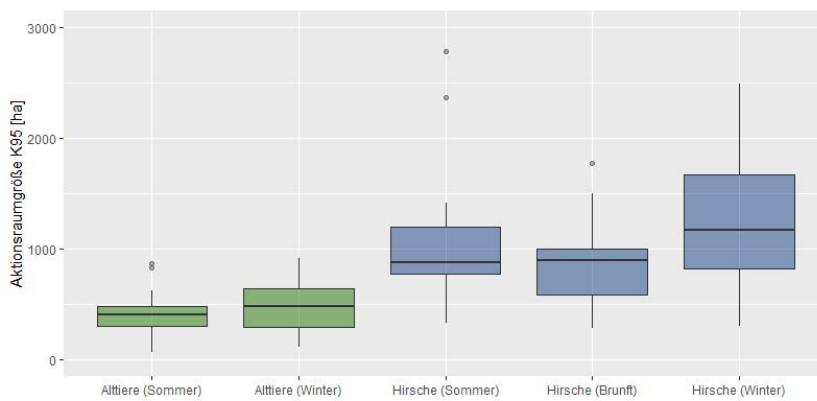


Abbildung 60: Saisonale Kern-Aktionsraumgrößen (K 95) von Rothirschen nach Geschlecht.

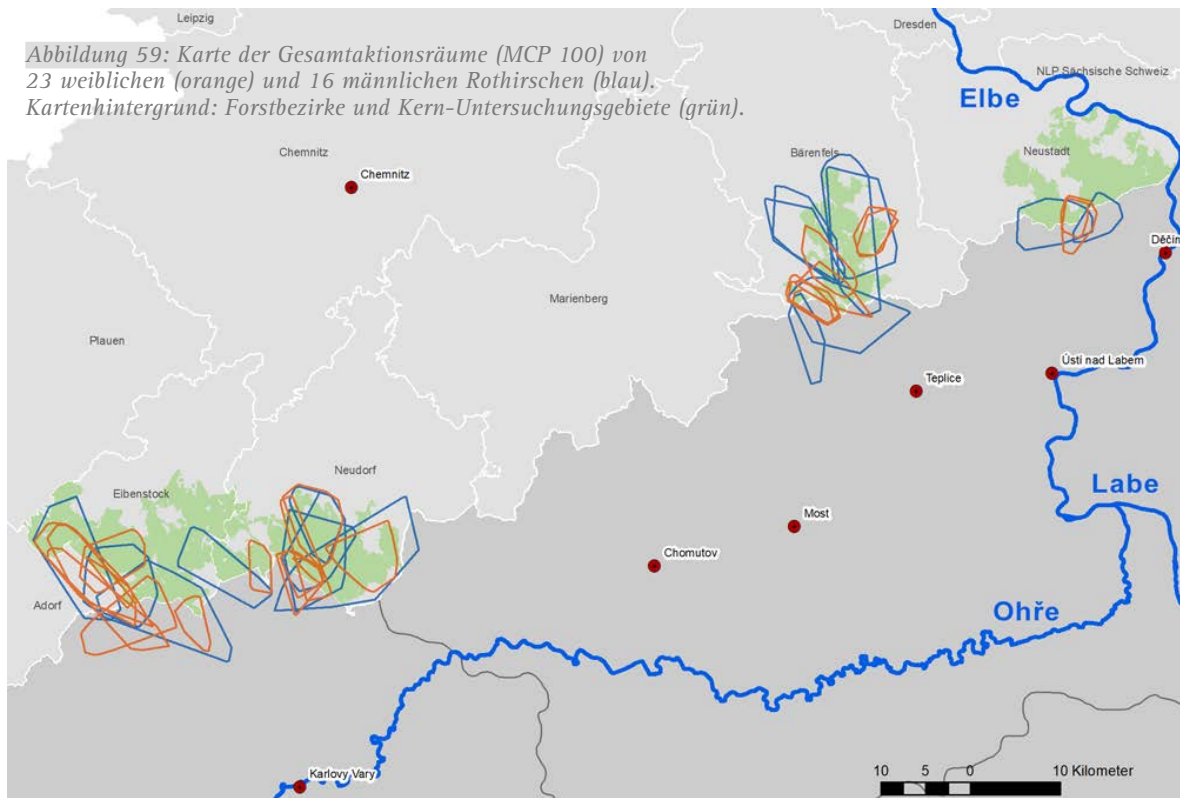


Abbildung 59: Karte der Gesamtaktionsräume (MCP 100) von 23 weiblichen (orange) und 16 männlichen Rothirschen (blau). Kartenhintergrund: Forstbezirke und Kern-Untersuchungsgebiete (grün).

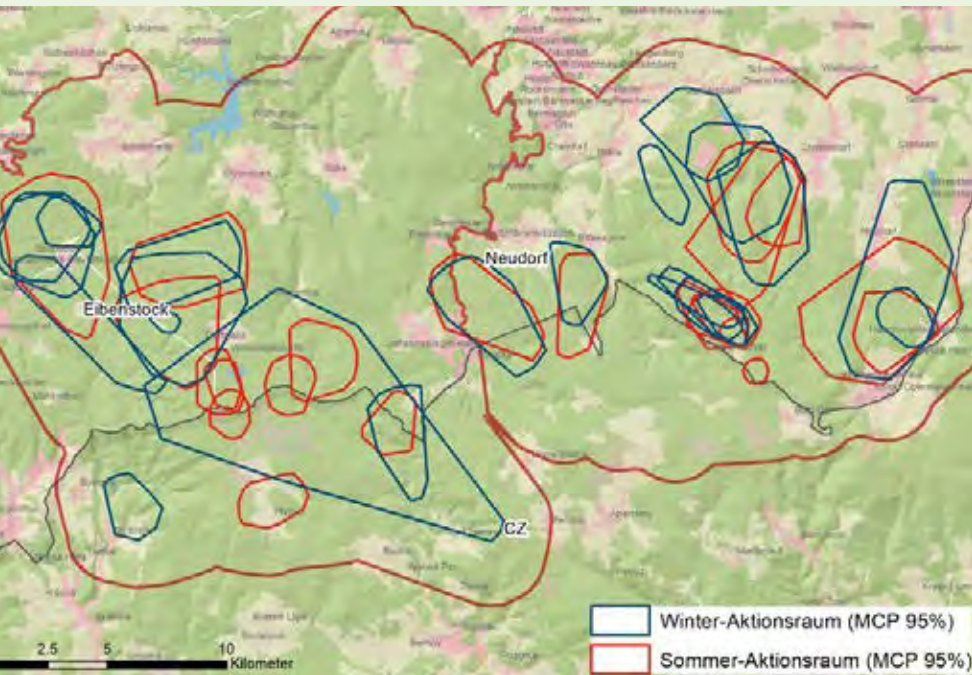


Abbildung 61: Winter- und Sommeraktionsräume (MCP 95) besonderer Rothirsche (männlich, weiblich) in den Untersuchungsgebieten Eibenstock und Neudorf.

Abbildung 62: Winter- und Sommeraktionsräume (MCP 95) besonderer Rothirsche (männlich, weiblich) in den Untersuchungsgebieten Bärenfels und Neustadt.

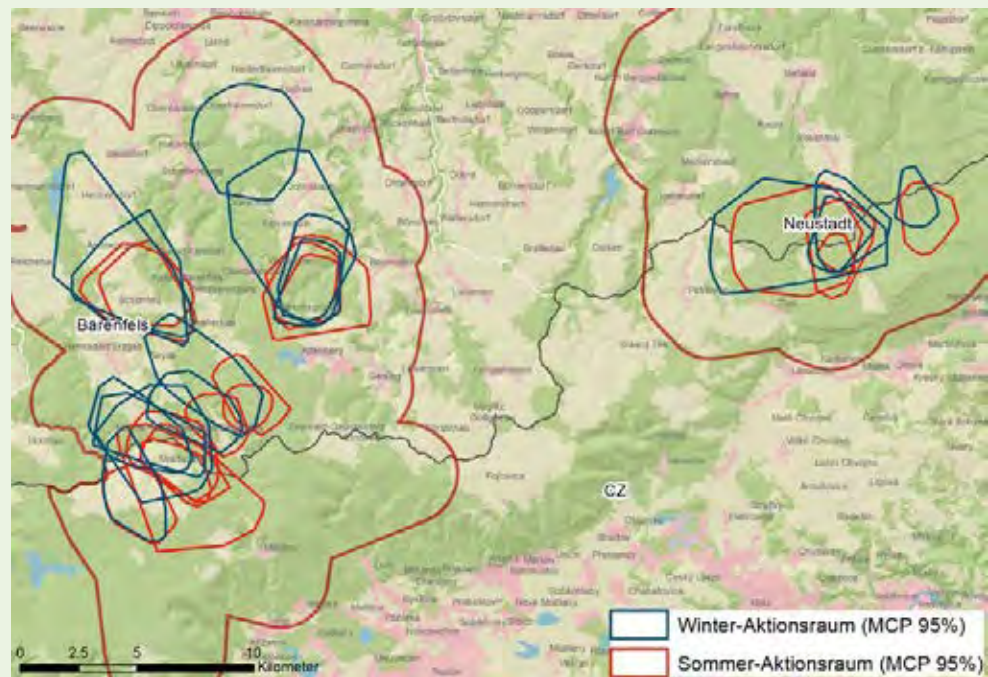
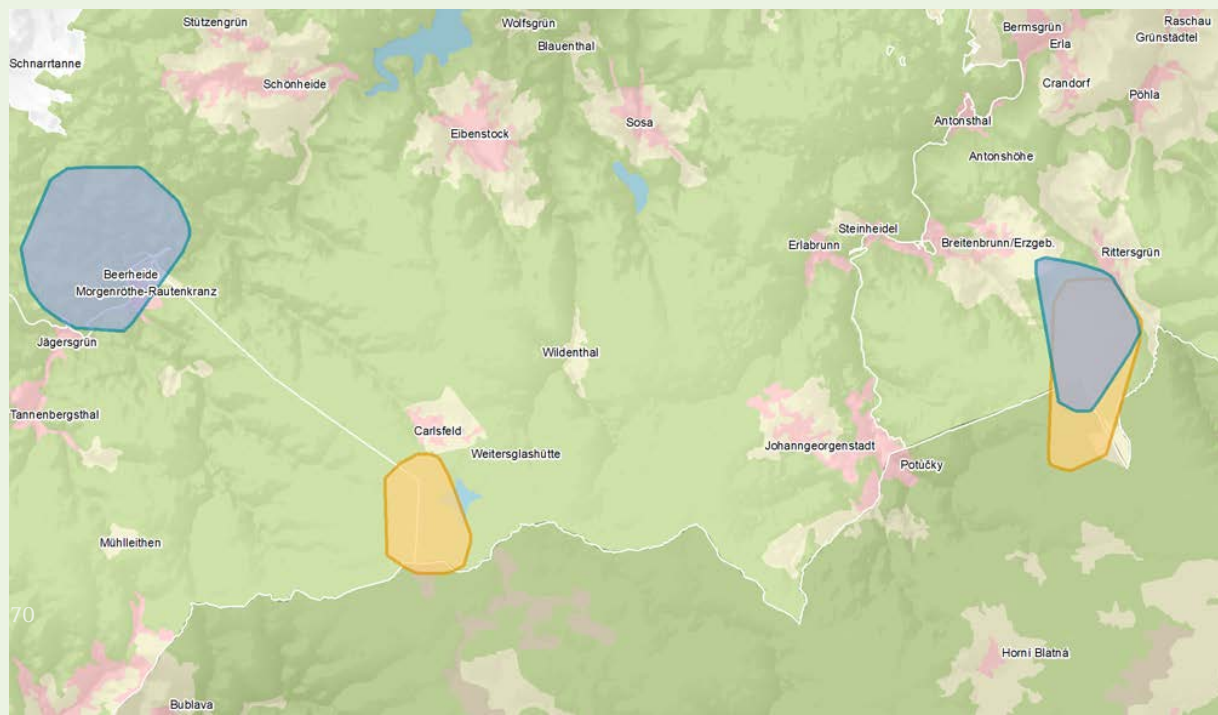


Abbildung 63: Winter- und Sommeraktionsräume des Alttieres T8 im Untersuchungsgebiet Eibenstock (Westen) mit ausgeprägter räumlicher Trennung und des Alttieres T9 im Untersuchungsgebiet Neudorf (Osten) mit hoher Überlappung.



Alttiere und Hirsche nicht nur einmal im Herbst und im Frühjahr zwischen ihren zum Teil sehr weit entfernten saisonalen Aktionsräumen wechselten, sondern teils mehrmals hin- und herpendelten (bis zu zwölfmal). Die individuelle Variabilität verdeutlichen beispielhaft die Winter- und Sommeraktionsräume (MCP 95) des Alttieres T8 (räumlich weit getrennt) im Untersuchungsgebiet Eibenstock und des Alttieres T9 (stark überlappend) im Untersuchungsgebiet Neudorf (Abbildung 63).

Die höhenbezogene Verteilung der Peilungen der besenderten Rothirsche korreliert stark mit der Topografie der vier Untersuchungsgebiete. Demnach hielten sich die besenderten Rothirsche in den Untersuchungsgebieten Eibenstock und Neudorf in den am höchsten gelegenen Habitaten auf, gefolgt von Bärenfels und Neustadt (Abbildung 64). In den vier Untersuchungsgebieten zeigten die besenderten Rothirsche eine im Jahresverlauf variierende, stark individuelle Nutzung von Habitaten unterschiedlicher Meereshöhe. Die maximalen Höhendifferenzen (Differenz zwischen mittleren Sommer- und Winteraufenthalts Höhen) schwankten individuell stark und lagen zwischen 318 Metern (Alttier T16 im Untersuchungsgebiet Neudorf) und 16 Metern (Alttier T18 im Untersuchungsgebiet Neustadt). Regelmäßig überwinterten besenderte Rothirsche in Höhenlagen über 800 Meter. Nur die schneereichen Kammlagen über 900 Meter waren im Winter weitestgehend rotwildfrei.

Der Anteil der Peilungen in einer Höhenlage von über 800 Metern lag im Sommer und besonders zur Brunft im September und Oktober bei über 60 Prozent und sank im Dezember und Januar auf weniger als 30 Prozent. Gesteuert wird das Aufsuchen tieferer Lagen durch das regelmäßige Unterschreiten des Gefrierpunktes (signifikanter Einfluss der Temperatur), besonders aber durch das Auftreten geschlossener Schneedecken (hochsignifikanter Einfluss der Schneedecke). Dabei zeigte sich, dass Rotwild ab Schneehöhen von mehr als 50 Zentimetern nicht noch weiter in tiefere Lagen zieht, sondern vor Ort verbleibt.

Hinsichtlich der Hangrichtung (Exposition) ließen sich – im Gegensatz zu den von Leitner et al. (2019) ermittelten Ergebnissen zur Raumnutzung im Hochgebirge – keine signifikanten saisonalen Trends ermitteln.

Die in Hinblick auf Höhe und Exposition stark individualisierte saisonale Raumnutzung muss im Verhältnis zu den regionalen topografischen Bedingungen betrachtet werden. Während im Hochgebirge Höhendifferenzen jenseits von tausend Metern zu sehr stark voneinander abweichenden Witterungs- (Temperatur, Schneehöhe, Schneedeckendauer, Wind) und Vegetationsbedingungen (vertikale Abfolge von ganzen Waldgesellschaften bis hin zu Latschen- und Mattenregionen, Dauer der Vegetationszeit) führen, ist dieses Gefälle bei Mittelgebirgen wie dem Erzgebirge mit Höhendifferenzen von wenigen hundert Metern nur schwach bis mäßig stark ausgeprägt. Zudem ist Rotwild im Mittelgebirgswinter keinen alpinen Gefahren wie beispielsweise Lawinen ausgesetzt, die ebenfalls vorbeugende Ausweichbewegungen erzwingen. Die zunehmend stärker variierende jährliche Intensität der winterlichen Witterungsverhältnisse (Schneehöhe, Dauer

der geschlossenen Schneedecke, Temperaturverlauf) führt nur in unregelmäßigen Abständen zu existenziell kritischen Umweltbedingungen und ist damit eine weitere mögliche Erklärung für die uneinheitliche Ausbildung von regelmäßigen und ausgeprägten Vertikalwanderungen. Insgesamt zeigte sich, dass das Rotwild hinsichtlich der Verlagerung der Aktionsräume sowie damit einhergehender Vertikalwanderung an seiner tradierten Raumnutzung festhält, selbst wenn Extremschneelagen die Nahrungsvfügbarkeit deutlich einschränken.

Es konnte eine hohe lebenslange Raumtreue (im Wesentlichen ab dem dritten Lebensjahr gefestigt) nachgewiesen werden. Die Überlappung bei den Winteraktionsräumen war bei Alttieren (60–80%) und bei Hirschen (50–70%) sehr hoch (Abbildung 65). Im Sommer war die Raumtreue etwas stärker ausgeprägt als im Winter. Wahrscheinlich reagiert Rotwild in strengeren Wintern mit kleineren Ak-

Abbildung 64: Verteilung der Meereshöhe aller Peilungen nach Untersuchungsgebieten (oben). Relativer monatlicher Anteil von Peilungen unter beziehungsweise über 800 Meter Meereshöhe in den Untersuchungsgebieten Eibenstock, Neudorf und Bärenfels (unten).

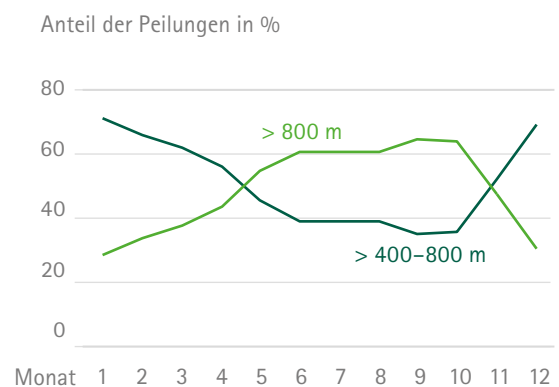
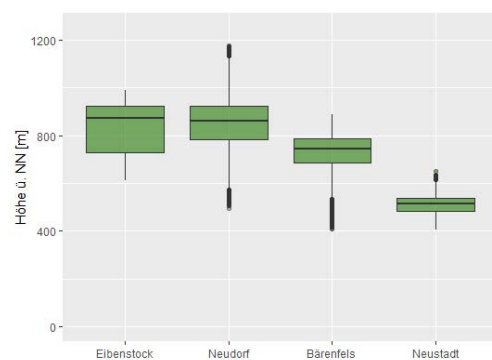


Abbildung 66: Fotofallennachweis eines 1999 besenderten, zum Aufnahmezeitpunkt mindestens 21-jährigen Alttieres in dessen angestammtem Aktionsraum im Untersuchungsgebiet Bärenfels.



tionsraumverschiebungen, sodass die Überlappung mit dem vorjährigen Winteraktionsraum sinkt. Generell überlappten die jährlichen Brunftaktionsräume der Hirsche in geringerem Maße (40–50%) als ihre Sommer- und Winteraktionsräume. Aus diesen Ergebnissen lässt sich schlussfolgern, dass ein erfolgreiches Management von Rotwild nur gelingen kann, wenn es der ausgeprägten Raumtreue Rechnung trägt. Dies bestätigen auch Untersuchungen an Rothirschen, die in früheren Projekten (Nitze et al. 2007; Nitze 2012) im Untersuchungsgebiet Bärenfels markiert wurden und deren Nachweis in denselben Streifgebieten selbst nach elf beziehungsweise 20 Jahren gelang (Abbildung 66).

Bereits bei der Betrachtung der Gesamtaktionsräume (Abbildung 59) wird die grenzübergreifende Lebensraumnutzung der besenderten Rothirsche deutlich. Im Durchschnitt lagen die Aktionsräume zu etwa einem Viertel in Tschechien (Tabelle 12).

Der Großteil der besenderten Tiere hatte seine Winteraktionsräume schwerpunktmäßig in Deutschland. Dieses Ergebnis ist Resultat der vorrangig in den Wintermonaten durchgeführten Besenderung und dürfte nicht der Realität auf Populationsebene entsprechen, wie die Analysen der Fotofallendaten zeigen (vgl. Kap. 5.2). Etwa die Hälfte des besenderten Rotwildes wechselte unabhängig vom Geschlecht im Sommer und im Winter regel-

mäßig zwischen Deutschland und Tschechien. Etwa 70 Prozent der Tiere waren während der Telemetriephase mindestens einmal in Tschechien. Insgesamt hatten nur 30 Prozent der besenderten Individuen ihren gesamten MCP-100-Aktionsraum (dauerhaft) vollständig in Deutschland, nach K 95 (Kernlebensraum) waren es 35 Prozent der besenderten Tiere. Die Winteraktionsräume lagen in allen Untersuchungsgebieten zu größeren Anteilen in Deutschland als die Sommeraktionsräume. Die Kontaktraten des Fotofallenmonitorings verdeutlichten ebenso, dass der Anteil an Individuen, die sich auf der deutschen Seite des Erzgebirges aufhielten, im Jahresverlauf größeren Schwankungen unterlag. Besonders gering war der Anteil an GPS-Peilungen zur Brunft in Eibenstock, teilweise auch in Neustadt. Daher ist anzunehmen, dass in diesen Untersuchungsgebieten wesentliche Teile des Bestandes in Brunftgebiete nach Tschechien abwanderten. Umgekehrt lässt sich für Neudorf und Bärenfels auf eine Zuwanderung von Hirschen und Kahlwild aus Tschechien während der Brunft schließen.

Im Vergleich zu den saisonalen Aktionsräumen waren die täglich genutzten Flächen (MCP 100, 24 Stunden) mit durchschnittlich etwa 56 Hektar deutlich kleiner, wobei die Werte der weiblichen Tiere während der Brunft und teilweise auch während der Kälberaufzucht deutlich unter denen der männlichen

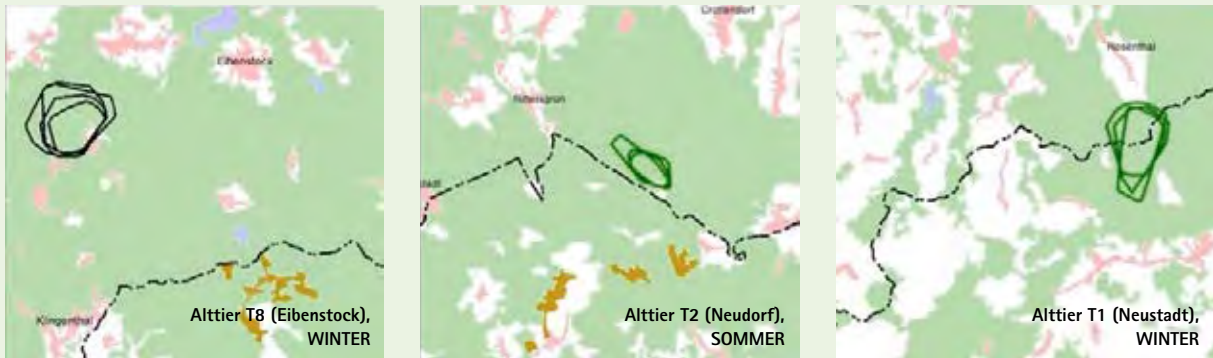


Abbildung 65: Ausgewählte Beispiele zur Raumtreue von Alttieren – Lage und Ausdehnung der jährlichen saisonalen MCP-95-Aktionsräume.

| UNTERSUCHUNGS- GEBIET | PROZENTUALER ANTEIL DER AKTIONSRÄUME IN DEUTSCHLAND | | |
|--------------------------|---|-----------------|-----------------|
| | MCP 100 (GESAMT) | MCP 95 (SOMMER) | MCP 95 (WINTER) |
| Eibenstock | 70 | 73 | 78 |
| Neudorf | 81 | 94 | 97 |
| Bärenfels | 84 | 68 | 84 |
| Neustadt | 38 | 29 | 47 |
| Ø | 74 | 73 | 83 |

Tabelle 12: Prozentualer Anteil der Aktionsräume in Deutschland nach Untersuchungsgebieten.

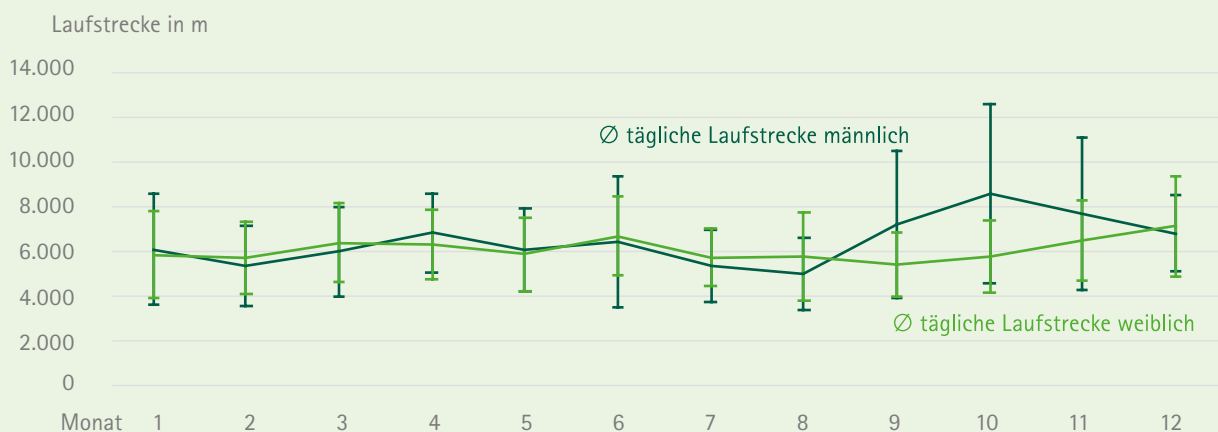


Abbildung 67: Geschlechtsspezifische tägliche Laufstrecken (arithmetisches Mittel mit Standardabweichung) im Jahresverlauf.

lagen. Nachweisbar waren auch hier saisonale Schwankungen mit einem Minimum im Sommer sowie mit extrem eingeschränkten täglichen Aktionsräumen bei hohen Schneelagen (beispielsweise Februar 2019). Während der Brunft waren die täglichen Aktionsräume von Hirschen deutlich größer als die der Alttiere.

Die täglichen Laufstrecken korrelieren im Jahresverlauf (Abbildung 67) eng mit den täglichen Aktionsräumen, unterscheiden sich zwischen den Geschlechtern aber weniger stark (weiblich: 6.067 Meter, männlich: 6.422 Meter). Auch hier zeigt sich aber die ausgeprägte Raumnutzung von Hirschen während der Brunft mit signifikant längeren Laufstrecken im September und Oktober.

6.3 Aktivität im Jahresverlauf

Eine Grundvoraussetzung für Raumnutzung ist Aktivität. Gleichzeitig geht jedoch mit Aktivität nicht immer eine erkennbare Raumnutzung einher, weshalb dieser Aspekt einer gesonderten Betrachtung unterzogen wurde. Modellanalysen (ohne Einfluss anderer Umweltfaktoren) zeigten einen sehr engen Zusammenhang zwischen dem relativen Anteil an Aktivphasen über einen Zeitraum von 24 Stunden, den täglichen Laufstrecken und den täglichen Aktionsräumen.

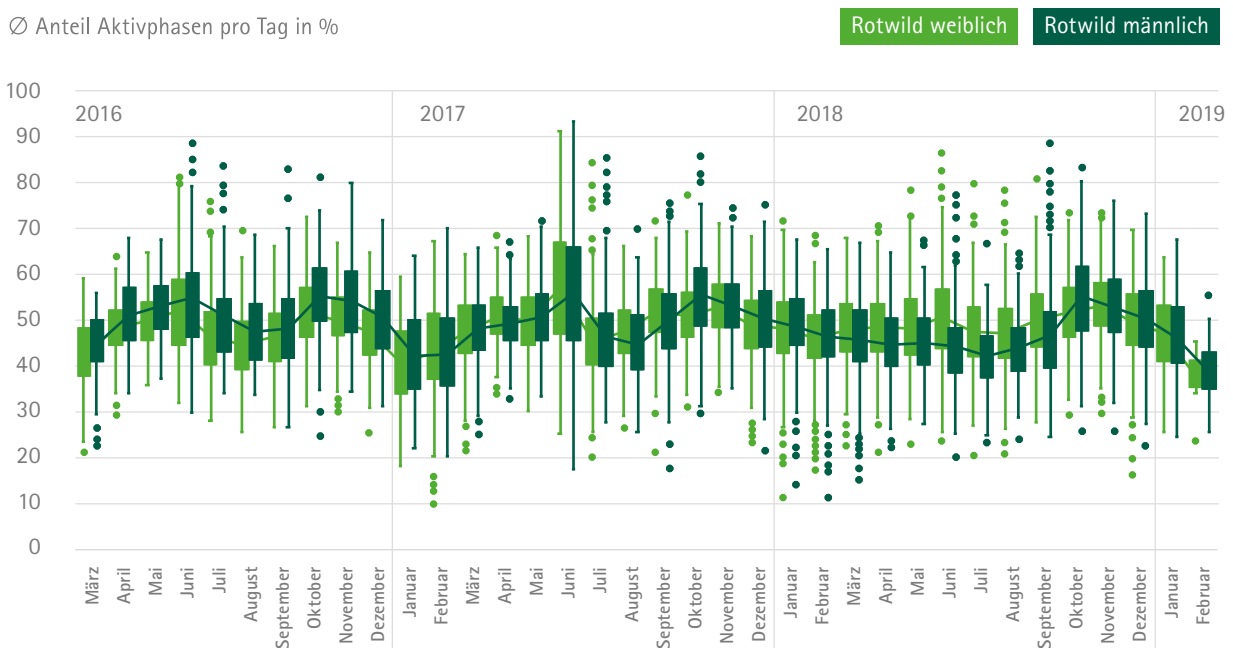
Der relative Anteil von Aktivphasen im Tagesverlauf schwankte auf Basis des im Projektverlauf gewonnenen Datenmaterials im Mittel der Jahresverläufe 2016, 2017 und 2018 nur geringfügig um etwa 50 Prozent (Abbildung 68). Anhaltende Hitzeperioden mit geringen Niederschlägen (Sommer 2018) oder hohe Schneelagen (insbesondere Januar/Februar 2019) führten zu einer Verringerung auf etwa 40 Prozent und weniger. Im Gegensatz zu anderen Untersuchungen im Mittel- und Hochgebirge, die eine deutliche Verringerung von Aktivität, Pulsraten und der Körpertemperatur im Winter nachwiesen und auf dieser Grundlage eine genetisch fixierte und regelmäßige physiologische Anpassung diskutieren (Georgii und Schröder 1983; Arnold 2016; Leitner

et al. 2019), lagen die entsprechenden Werte in den vier Untersuchungsgebieten mit Ausnahme der Extremereignisse nur knapp unter dem Aktivitätsniveau der Sommermonate.

Temperatur und Schneelage selbst hatten jedoch einen nachweisbaren Einfluss auf das Aktivitätsniveau (Abbildung 69). Die nächtliche Aktivität war im gesamten Jahresverlauf durch geringere Schwankungen gekennzeichnet als die Aktivität am Tage. Nur in Wintern mit vergleichsweise viel Schnee (2017, 2019) sank die Aktivität in der Nacht, dagegen stieg sie dann am Tage (aber nicht proportional). Die Hitzeperiode in 2018 hatte keinen Einfluss auf die nächtliche Aktivität. Tagsüber war der Effekt umso prägnanter. Deutlich wurde auch, dass Alttiere während der Kälberaufzucht auf hohe Temperaturen nicht so stark mit Aktivitätsminimierung reagieren können wie Hirsche.

Differenziert man die Ergebnisse für jedes Geschlecht nach Altersstufen, ergeben sich bei den Aktivitätsanteilen Unterschiede, die bei den Alttieren etwas ausgeprägter sind, als bei Hirschen (Tabelle 13). Vor allem durch die fehlende Kälberaufzucht sinkt die Aktivität der älteren Alttiere über den gesamten Zeitraum

Abbildung 68: Durchschnittlicher Anteil von Aktivphasen pro Tag (%) zwischen März 2016 und Februar 2019 differenziert nach Geschlecht (Boxplot inkl. Ausreißer, Median, Mittelwertkurve).



| GESCHLECHT / ALTER | WEIBLICH | | MÄNNLICH | |
|-------------------------------|----------------|-------------|-------------|------------|
| | 2 BIS 10 JAHRE | AB 10 JAHRE | BIS 4 JAHRE | AB 5 JAHRE |
| Aktivitätsanteil pro 24 h (%) | 49,9 | 40,2 | 50,9 | 45,7 |

Tabella 13: Aktivitätsanteil in 24 Stunden nach Geschlecht und Altersstufe.

um etwa zehn Prozent in Bezug zur jüngeren Vergleichsgruppe. Bei den Hirschen steigt die Aktivität der älteren Hirsche (ab fünf Jahre) auch zur Brunft nicht über die Aktivität der bis vierjährigen Hirsche.

Insgesamt fallen die jahreszeitlichen Schwankungen bei Aktivitätsphasenanzahl und -dauer bei beiden Geschlechtern deutlich geringer aus, als man über die Veränderungen der Nachtlänge im Jahresverlauf vermuten würde. Im Mittel waren acht bis 15 Aktivphasen pro 24 Stunden nachweisbar. Proportional variiert die Aktivphasendauer zwischen 60 bis 110 Minuten.

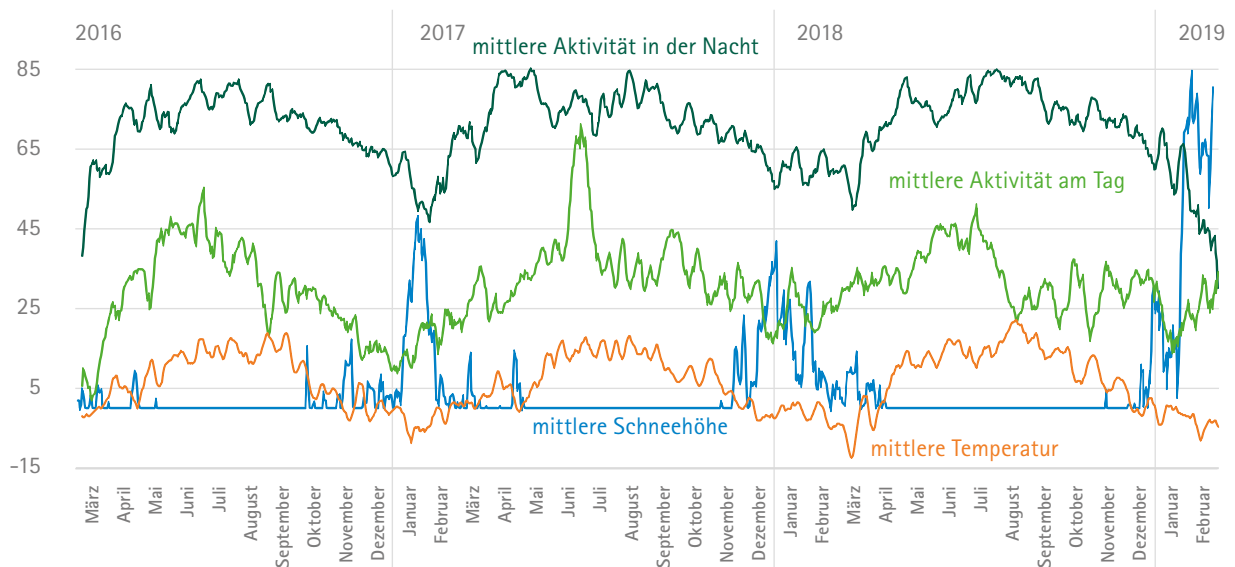
Vergleicht man die relative Schwankung von Aktivität sowie täglichen Aktionsräumen und Laufstrecken, lässt sich für beide

Geschlechter ein relativ einheitlicher Kurvenverlauf im Jahresverlauf nachweisen. Die am stärksten ausgeprägte Amplitude zeigt sich bei der Aktivität, während die täglichen Laufstrecken die geringsten saisonalen Schwankungen aufweisen (Abbildung 70).

Spezifische Witterungsverläufe (Hitze, Trockenheit, hohe Schneelagen) und biologische Prozesse (Brunft, Kälberaufzucht) haben in dieser Studie einen starken Einfluss auf Aktivität und Raumnutzung. Demgegenüber zeigen Rothirsche im Erzgebirge keine fest fixierte saisonal determinierte Phase niedriger Aktivität, wie sie insbesondere für den Winter in anderen Studien und unter abweichenden naturräumlichen Bedingungen nachgewiesen wurde. Woraus dieser charakteristische Ak-

Abbildung 69: Tagesmittelwerte von Temperatur, Schneehöhe sowie Aktivität während der Tag- und Nachtphase bei Alttieren im Untersuchungsgebiet Eibenstock.

Temperatur in °C
 Schneehöhe in cm
 Aktivität Tag und Aktivität Nacht in %



tivitätsverlauf resultiert, ist unklar. Wahrscheinlich ist jedoch eine Kombination von mehreren der nachfolgend genannten Faktoren:

Lebensraumstruktur

(vgl. Kap. 4.6 und 4.8)

Die klimatischen Bedingungen im Erzgebirge zeigen zunehmend jährlich schwankende Witterungsverläufe in den Wintermonaten. Witterungsbedingte Notlagen dürften zunehmend die Ausnahme sein. Waldstruktur und lokal verfügbare Ressourcen (ruhige Einstände, landwirtschaftliche Nutzflächen, Futtervorlage durch Notzeitfütterung, Kirrungen etc.) beeinflussen zudem die saisonale und tägliche Raumnutzung.

Bejagung

(vgl. Kap 8)

Rotwild, aber auch Rehwild, Damwild und Mufflon werden im Freistaat Sachsen bis zum 31. Januar bejagt, Schwarzwild (ohne feste Schonzeit) in deutlich geringerem Umfang auch darüber hinaus. In Tschechien endet die Jagdzeit für Rehwild am 31. Dezember, die für Rotwild am 15. Januar. Schwarzwild wird auch hier ganzjährig bejagt. Während der Jagdzeit kann (Ausnahme Jagdliche Raumplanung) von einem vollflächigen und für das Rotwild schwer kalkulierbaren Störungseinfluss ausgegangen werden. Unklar ist, ob und wie der Störeinfluss der Jagd auch über den Januar hinaus zu höheren Aktivitätsraten führt.

Erholungsnutzung

(vgl. Kap. 4.7)

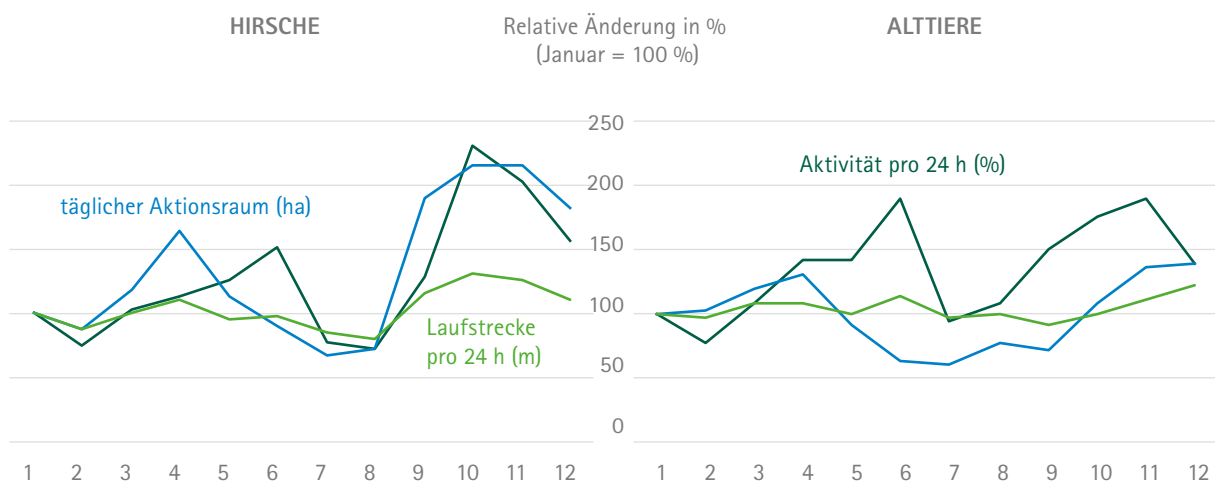
Die Wälder aller vier Untersuchungsgebiete werden ganzjährig durch Erholungssuchende frequentiert, wobei insbesondere im Winter von einer Konzentration auf den Wegen ausgegangen werden kann. Bei der stark individualisierten Erholungsnutzung kann ein regelmäßiger (täglicher), flächendeckend und räumlich-zeitlich schwer zu kalkulierender Effekt angenommen werden.

Forstliche Bewirtschaftung

(vgl. Kap. 4.5)

Die forstliche Bewirtschaftung erfolgt bei entsprechender Witterungslage auch in den Wintermonaten, weil hier bei Schnee und/oder gefrorenen Böden insbesondere vor dem Hintergrund des Bodenschutzes geringe Schäden zu erwarten sind. Dies umfasst unter anderem vollmechanisierte Durchforstungen in der Jungbestandsphase und damit in prioritären Wintertageseinständen. Die Maßnahmen erfolgen in der Regel räumlich-zeitlich konzentriert („Hiebsblock“) und planmäßig zweimal je Fläche und Jahrzehnt. Die forstliche Bewirtschaftung ist damit in der Regel ein jeweils räumlich begrenzt wirksamer Störungsfaktor. Zudem berichteten Maschinenführer aus den Projektgebieten davon, das Rotwild mehrfach während der Durchforstungsarbeiten aus der Fahrerkabine heraus ohne deutlich erkennbaren Fluchreflex zu beobachten war. Dies spricht dafür, dass Forstarbeiten beziehungsweise arbeitende Forstmaschinen vom Rotwild eher als kalkulierbare und damit geringe Beunruhigungen wahrgenommen werden, zumindest außerhalb besonders sensibler Phasen wie beispielsweise der Setzzeit.

Abbildung 70: Jahresgang von Aktivität, Laufstrecken und Aktionsräumen bei Alttieren und Hirschen als relative Abweichung vom Bezugsmonat Januar.



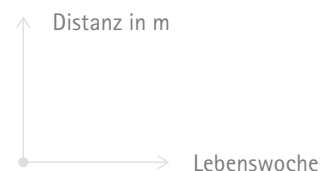
6.4 Raumnutzung von Kälbern und Tradierung

Insgesamt wurden sechs Rothirschkalber (vier männlich, zwei weiblich) von besonderen Altieren kurz nach ihrer Geburt zwischen Mitte Mai und Anfang Juni mit VHF-Ohrmarkensendern markiert (Meißner-Hylanová et al. 2023).

Im Zeitraum von Ende Mai bis zum Anfang August beanspruchten die Kälber im Mittel einen Aktionsraum von 107 Hektar (14-tägige Intervalle) mit einer weiten Spanne an individuellen und phasenbezogenen Einzelwerten (3 Hektar bis 392 Hektar).



Abbildung 71: Entfernungen zwischen synchronen Peilungen von Altier und Kalb (T = weiblich, H = männlich) nach Lebensalter des Kalbes.



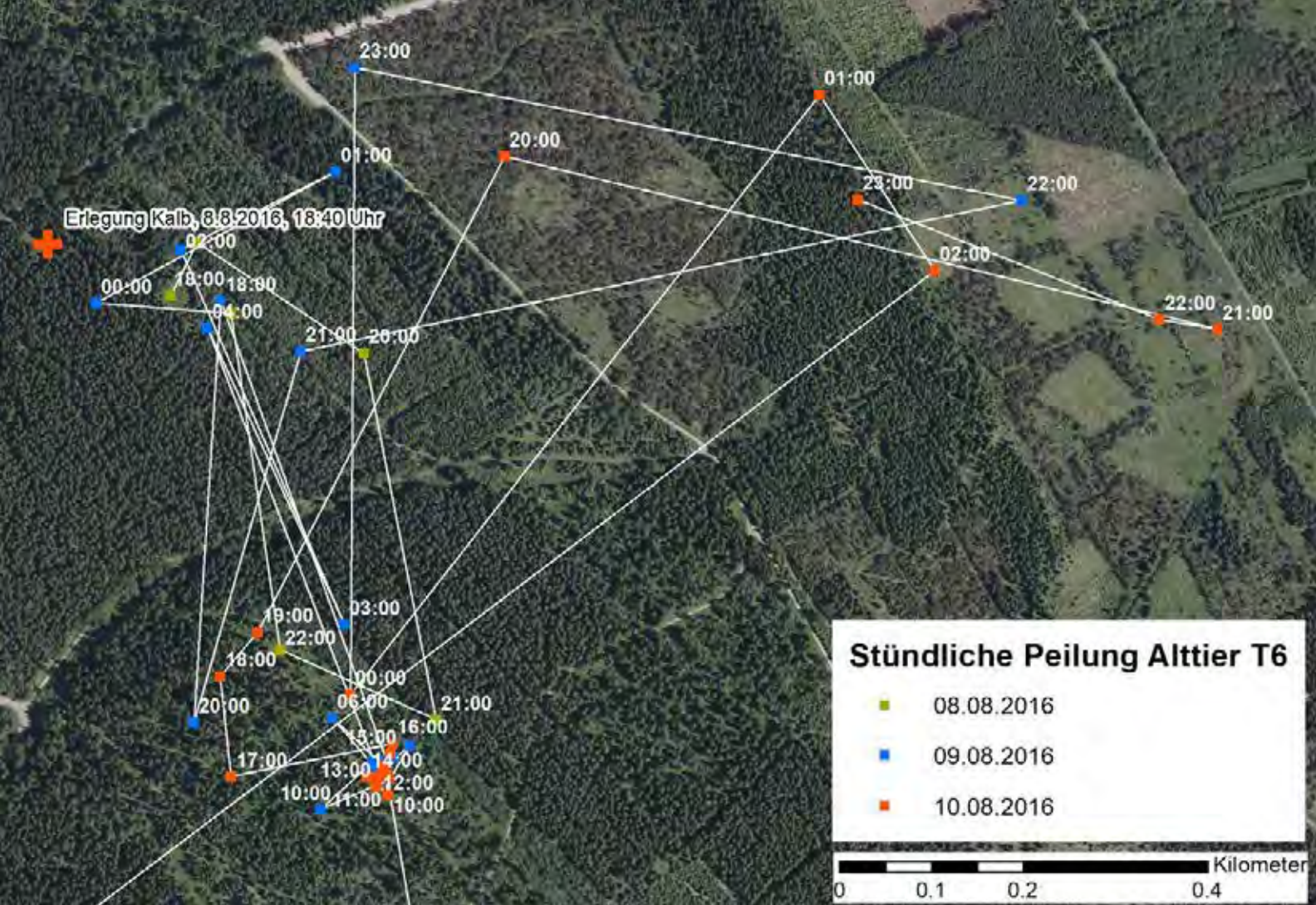


Abbildung 72: Nach der Erlegung seines Kalbes bei einem Abendansitz am 8. August 2016 (oranges Kreuz) kehrte das Alttier T6 (Untersuchungsgebiet Bärenfels) in derselben Nacht und am Folgetag noch mehrfach ins Umfeld des Erlegungsortes zurück.

Sowohl bei den jungen Kälbern als auch bei deren Müttern ist eine stetige Zunahme der Aktionsraumgrößen während der ersten Lebenswochen nachweisbar, wobei die individuellen Steigerungsraten variierten. Je nach Form des Kälberaktionsraumes und der individuellen Nutzung durch das Kalb standen dessen Größe und die mittlere Entfernung von täglich aufeinanderfolgenden Peilungen (Tag zu Tag) nicht immer in einem linearen Zusammenhang. Im Mittel betrug die Distanz zwischen Peilungen an aufeinanderfolgenden Tagen 503 Meter. Die längste Distanz betrug fünf Kilometer (Alttier T8, Untersuchungsgebiet Eibenstock). Dieses Alttier brachte seine Kälber H92 (2016) und H96 (2017) im Winterzustand bei Rautenkranz zur Welt. Dann zog es jedoch in beiden Jahren mit seinem nur wenige Tage alten Nachwuchs über eine Strecke von knapp zehn Kilometern (reine Laufzeit etwa fünf Stunden) in den Sommerzustand auf den Erzgebirgskamm nahe der Talsperre Carlsfeld.

Während die führenden Alttiere zwangsläufig den fast vollständigen Aktionsraum ihrer Kälber beliefen, nutzten die Jungtiere insbesondere in den ersten Lebenswochen nur sehr kleine Teile des deutlich größeren mütterlichen Aktionsraumes. Die Überlap-

pfung der Aktionsräume der Kälber mit dem mütterlichen Streifengebiet stieg aber von Ende Mai (29%) bis Ende Juli auf fast das Doppelte (56%) an und belegt die zunehmende Mobilität der Kälber.

Die durchschnittliche Distanz der Alttiere zu ihren Kälbern betrug während der ersten zehn Lebenswochen etwa 235 Meter. Die mittleren und maximalen Entfernungen variierten individuell sehr stark, zeigten aber auch, dass sich Alttiere und ihre Kälber Anfang August regelmäßig trennen und zum Teil extrem weit (bis 1,7 Kilometer) voneinander entfernt sind (Abbildung 71). Die Ergebnisse verdeutlichen den hohen Anspruch, dem eine tierschutzgerechte Kahlwildbejagung ab August unterliegt (vgl. Kap. 11.3).

Auch wenn Alttiere und Kälber sich auch nach Beginn der Jagdzeit (August) regelmäßig trennen, führt die starke Bindung zwischen beiden zu Verhaltensweisen, die sich erfahrene Rotwildjäger bereits seit Langem zunutze machen. Das Kalb des zum damaligen Zeitpunkt etwa drei- bis fünfjährigen Alttieres T6 wurde im August 2016 auf einem Abendansitz im Revier Re-

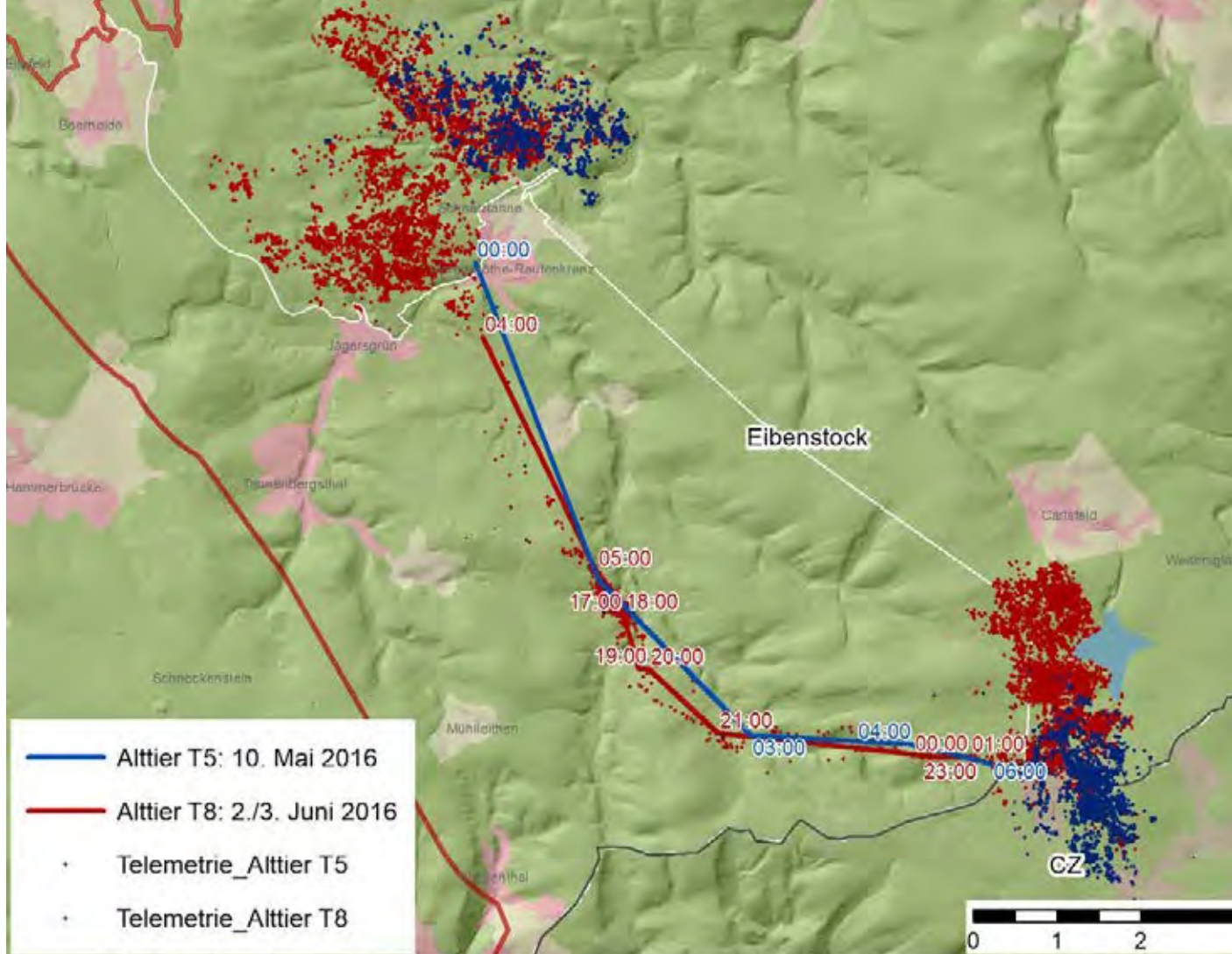


Abbildung 73: Zeitlich unabhängige, aber nahezu deckungsgleiche saisonale Migration der Alttiere T5 (Mutter, blau) und T8 (Tochter, rot) aus den tiefer gelegenen Winteraktionsräumen im Norden des Untersuchungsgebietes Eibenstock in die Sommeraktionsräume am Erzgebirgskamm beiderseits der tschechisch-deutschen Grenze.

hefeld (Untersuchungsgebiet Bärenfels) erlegt. Das besenderte Alttier kam in der Nacht und am folgenden Tag noch mehrmals zum Erlegungsort zurück (Abbildung 72). Es ist wahrscheinlich, dass Alttiere, die wie T6 bereits mehrfach ein Kalb durch Erlegung verloren haben (nachweislich geschah dies im Falle von T6 in den Jahren 2016, 2017 und 2018), aus ihren Erfahrungen lernen und zunehmend seltener oder nur in der Nacht zum Erlegungsort des Kalbes zurückkehren. Relevant für das Auftreten dieser Verhaltensweise ist, ob das Alttier den Jäger als solchen wahrgenommen hat und ob bei der Erlegung und Bergung des Kalbes eine Beziehung Schuss – Tod des Kalbes – Mensch hergestellt werden konnte.

Individuelle Verhaltensweisen wie Äsungsgewohnheiten, Feindvermeidung, Tagesrhythmik und die Habitat- und Raumnutzung im Jahresverlauf werden bei den potenzialorientiert lebenden Rothirschen vermutlich von der Mutter auf das Jungtier übertragen (tradiert). In dieser Studie gelang durch die gezielte Besenderung von Kälbern besonderer Alttiere, aber auch durch zufällige Verwandtschaften adulter Tiere die Begleitung mehrerer Mutter-Kind-Paare. Es konnte an den drei mittels GPS telemetrierten

adulten Mutter-Kind-Paaren eine 50- bis 70-prozentige Überlappung des mütterlichen Aktionsraumes durch die Nachkommen belegt werden. Mutter und Tochter bleiben also nicht grundsätzlich zeitlebens zusammen, wie oft vermutet wird. Sie halten sich aber im gleichen Lebensraum auf und treffen dabei auch in unregelmäßigen Abständen aufeinander. Das Alttier T8 (Untersuchungsgebiet Eibenstock) übernahm beispielsweise den Winter- und Sommeraktionsraum sowie die Wanderroute zwischen beiden von seiner Mutter T5 (Abbildung 73). Auch in den Untersuchungsgebieten Neudorf und Bärenfels konnte eine Tradierung von Verhaltensweisen – so beispielsweise die zeitlich unabhängige Nutzung von Notzeitfütterungsstandorten – beobachtet werden.

6.5 Tagesrhythmik

Die in dieser Studie besenderten Rothirsche zeigten unabhängig von Geschlecht oder Untersuchungsgebiet eine ausgeprägte Tagesrhythmik, die sowohl bei den stündlichen Laufstrecken (Abbildung 74) als auch bei der Aktivität (Abbildung 75) nachweisbar war.

Der Schwerpunkt der räumlichen Verlagerung und der Aktivität lag regelmäßig in der Dämmerung (60–90 Prozent Aktivitätsanteil), während am Tage deutlich geringere stündliche Laufstrecken (100 bis 200 Meter je Stunde) und Aktivitätsanteile (10–30 Prozent) festgestellt wurden. In der Regel nahmen die Laufstrecken nach dem Dämmerungsmaximum bis Mitternacht erneut ab, wobei dieser Rückgang im Winter weniger prägnant war als im Frühjahr oder Sommer. Deutliche geschlechtsspezifische Unterschiede waren im September und Oktober nachweisbar: In dieser Zeit während der Brunft absolvierten männliche Rothirsche insbesondere in der Dämmerung und nachts deutlich größere Laufstrecken (etwa 650 Meter je Stunde) als Schmal- und Alttiere.

Bei den Hirschen in Bärenfels war von Dezember bis Februar (genauso wie bei den Alttieren in Neustadt) ein im Vergleich leicht verzögerter abendlicher Aktivitätsanstieg zu erkennen (Abbildung 76). Gleichzeitig wiesen diese Hirsche und Alttiere im Vergleich zu den anderen drei Untersuchungsgebieten auch die höchsten Laufstrecken auf. Eine mögliche Erklärung ergibt sich aus der Landschaftsstruktur (Anteil von attraktiven Offenlandbereichen im individuellen Aktionsraum) und dem ausgeprägten Sicherheitsbedürfnis dieser Wildart: Der Weg zu den stark präferierten, aber deckungsarmen Offenlandbereichen (in dieser Phase regelmäßig Winterrapskulturen) wird erst mit Einbruch der Dunkelheit angetreten, wobei durchaus lange Laufstrecken in Kauf genommen werden.

Die saisonal determinierten täglichen Aktivitätsrhythmen wichen zwischen den Jahren nur in bemerkenswert geringem Umfang voneinander ab. Insbesondere extreme Witterungsverläufe (beispielsweise im Sommer 2018) haben nachweisbare Abweichungen mit sich gebracht.

Die in dieser Untersuchung festgestellte deutlich ausgeprägte Nacht- und Dämmerungsaktivität von Rothirschen wurde auch in anderen Studien nachgewiesen (Reimoser et al. 2014; Leitner et al. 2019). In ihrer Metaanalyse von 76 Studien zur Raum-Zeit-Nutzung von 62 Tierarten beschrieben Gaynor et al. (2018) den weltweiten Trend einer zunehmenden, durch anthropogene Störungen bedingten Nachtaktivität.

Zwischen den Untersuchungsgebieten waren Unterschiede der Tagesrhythmik nachweisbar. So war im Untersuchungsgebiet Eibenstock während der Vegetationszeit die Aktivität in der Tagphase regelmäßig höher als in den anderen Untersuchungsgebieten (Abbildung 76). Einen möglichen Erklärungsansatz bietet

die Landschafts- und Waldstruktur: Insbesondere dort, wo das Offenland nur eine untergeordnete Rolle für die Nahrungsaufnahme von Rothirschen spielt (große geschlossene Waldgebiete), begünstigen strukturreiche Wälder mit einem kleinräumigen Wechsel von Deckungs- und Nahrungshabitaten vermutlich eine weitestgehend ungestörte Tagaktivität. Insbesondere bei den Alttieren fiel das Untersuchungsgebiet Bärenfels nahezu ganzjährig mit dem niedrigsten Aktivitätsanteil (etwa sechs Prozent unter dem Durchschnitt der anderen Gebiete) am Tage wie auch in der Nacht auf. Gleichzeitig war in Bärenfels und teilweise auch Neustadt nahezu ganzjährig, am deutlichsten zwischen Mai und Dezember, ein vergleichsweise später Beginn der abendlichen Aktivitätsphase nachweisbar. Das abendliche Aktivitätsmaximum trat jedoch in allen vier Untersuchungsgebieten zum gleichen Zeitpunkt ein. Insbesondere die Alttiere in Bärenfels suchten nachts regelmäßig das Offenland auf. Weil dieses selten weit von den Tageseinständen entfernt lag, begann der Hinweg möglicherweise später als in den anderen Gebieten. Dabei spielte die im Vergleich der Projektgebiete abwechslungsreichste Lebensraumstruktur (Wechsel von Offenland und Wald) in Bärenfels vermutlich eine wesentliche Rolle.

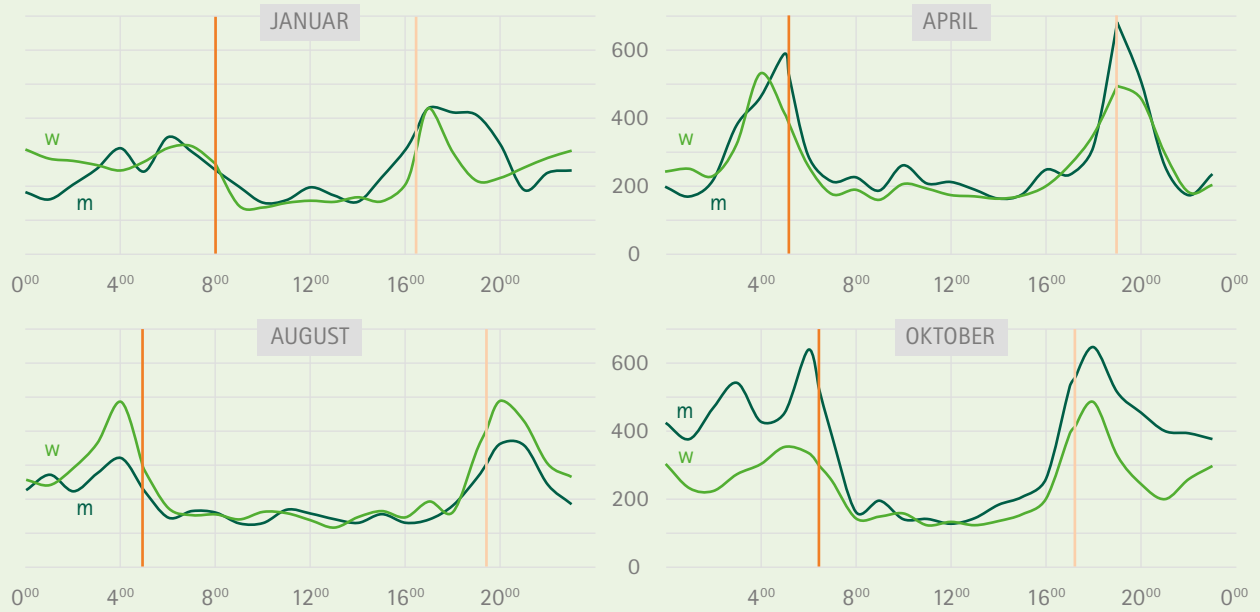
Sonnenaufgang
am 15. d. M. | | Sonnenuntergang
am 15. d. M.

Abbildung 74: Stündliche Laufstrecke (Mittel-europäische Winterzeit, UTC +1) besenderter männlicher (m) und weiblicher (w) Rothirsche in den Monaten Januar, April, August und Oktober.

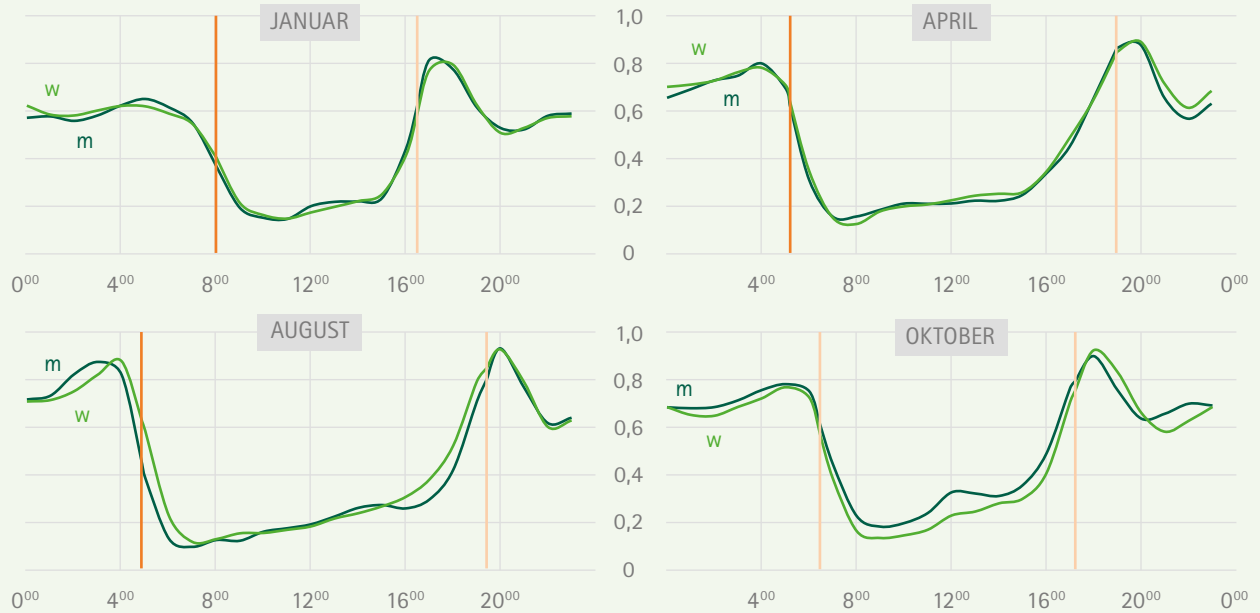
Abbildung 75: Relative stündliche Aktivität (Mittel-europäische Winterzeit, UTC +1) besenderter männlicher (m) und weiblicher (w) Rothirsche in den Monaten Januar, April, August und Oktober.

Abbildung 76: Relative stündliche Aktivität (Mittel-europäische Winterzeit, UTC +1) besenderter Rothirsche beiderlei Geschlechts nach Untersuchungsgebieten in den Monaten Januar, April, Juni und Oktober.

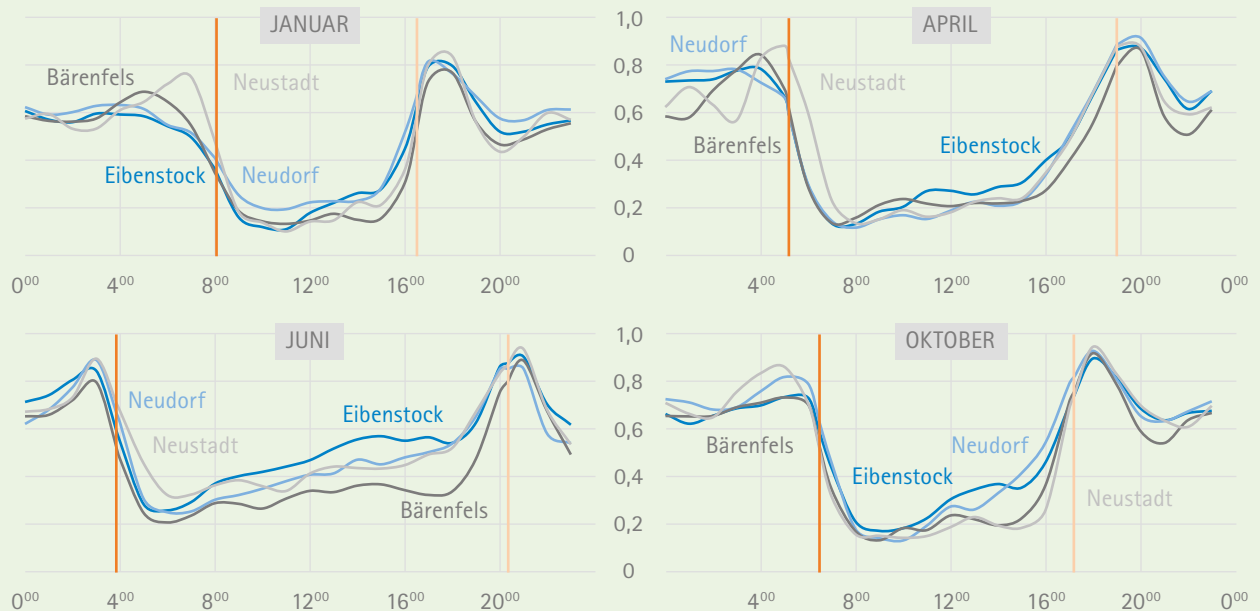
Stündliche Laufstrecke in m



Relative Aktivität



Relative Aktivität



6.6 Verhalten bei Bewegungsjagden

Es ist unstrittig, dass die Bejagung durch den Menschen einen entscheidenden Einfluss auf das Raum-Zeit-System von Rothirschen hat (Petrak 1996). Indirekt hat sich dieser Einfluss über lange Zeiträume in den schon beschriebenen Raumnutzungsmustern (ausgeprägte Dämmerungs- und Nachtaktivität, Nutzung deckungsreicher Lebensräume) verankert, die stark auf eine Vermeidung von Kontakten mit Menschen ausgelegt sind. Die Beeinflussung dieser grundsätzlichen Verhaltensmuster ist durch räumlich und zeitlich differenzierte Bejagungsverfahren (Meißner et al. 2013) und darüber hinaus über die Berücksichtigung des Raum-Zeit-Verhaltens und der saisonalen Aggregation verschiedener Wildarten bei ökologischen Raumplanungskonzepten (Reimoser und Hackländer 2016) unter bestimmten Rahmenbedingungen möglich. Bislang gibt es jedoch keine Studien, die den Einfluss der Bejagung auf Raumnutzung, Aktivität und Wildschäden vollumfänglich untersucht haben. Auch in diesem Projekt war eine Einbeziehung aller jagdlichen Aktivitäten nicht realisierbar. Tatsächlich bedürfte es hierfür einer zuverlässigen Dokumentation von Ort, Art, Dauer und Ablauf aller individuellen Jagdereignisse, sowohl auf der Einzeljagd als auch von Bewegungsjagden. Weil die besenderten Tiere regelmäßig die Untersuchungsgebiete im Landeswald verließen, müsste sich eine solche Untersuchung konsequenterweise auch auf die umliegenden Gemeinschafts- und Eigenjagdbezirke des Freistaates Sachsen sowie nach Tschechien erstrecken.

Das Kooperationsprojekt „Rotwildmanagement pro Waldumbau“ konzentrierte sich deshalb auf die Untersuchung der Raumnut-

zung besonderer Rothirsche bei Bewegungsjagden. Umfangreiche Auswertungen zu dem Thema finden sich im Teilbericht von Meißner-Hylanová et al. (2023). Wölfel (2003) definiert sowohl Drückjagden (Stöberjagden, Drück-Stöberjagden) mit Treiber- und Stöberhundeeinsatz als auch Gemeinschaftsansätze (mit und ohne gezielte Beunruhigung) als Bewegungsjagden. Drückjagden mit Stöberhunden und Treibern spielen im Landeswald des Freistaates Sachsen und darüber hinaus eine wesentliche Rolle für die Regulation von Rot-, Reh- und Schwarzwild, wobei es deutliche regionale Unterschiede hinsichtlich der Anteile von Einzel- und Bewegungsjagden an der Jagdstrecke gibt (Abbildung 77). Insbesondere im Forstbezirk Neudorf hat die Bedeutung von Drückjagden mit dem Beginn eines konsequenten Reduktionsprozesses ab dem Jagdjahr 2015/16 stark zugenommen (vgl. Kap. 5.2). In keinem anderen Untersuchungsgebiet war der Anteil von Rotwild, das bei Drückjagden erlegt wurde, vergleichbar hoch. Weil Gemeinschaftsansätze in den Untersuchungsgebieten Bärenfels und Neustadt nur eine untergeordnete Rolle spielen und es durchaus strittig ist, ob diese in jedem Fall als Bewegungsjagd eingeordnet werden sollten, wurden diese nicht primär berücksichtigt.

Die folgenden Ergebnisse resultieren aus der Analyse von 29 Drückjagden in allen vier Untersuchungsgebieten. Die Drückjagden erfolgten generell im Zeitraum zwischen Oktober und Januar. Hierbei wurden Flächen von 300 bis maximal 1.700 Hektar bejagt, wobei zwischen 25 und 130 Schützen teilnahmen. Für die Auswertung wurden besondere Rothirsche (30 Individuen)

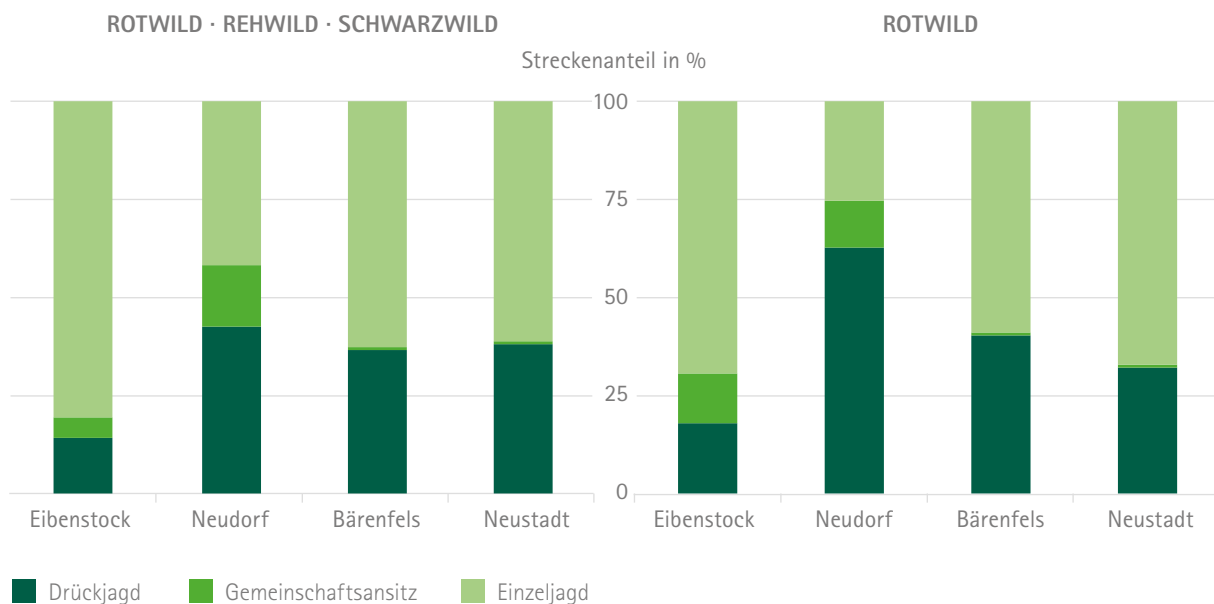


Abbildung 77: Relativer Anteil der Jagdarten Drückjagd, Gemeinschaftsansatz und Einzeljagd an der Jagdstrecke von Rot-, Reh- und Schwarzwild (links) sowie nur Rotwild (rechts) in den Forstbezirken Eibenstock, Neudorf, Bärenfels und Neustadt im Jagdjahr 2019/20.

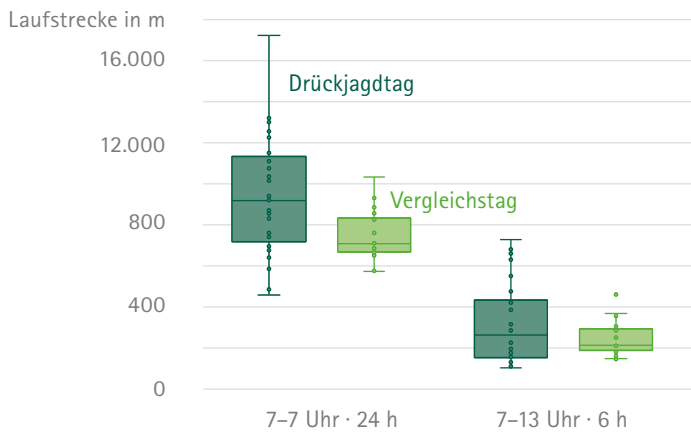


Abbildung 78: Verteilung der ermittelten Laufstrecken von Rotwild an Drückjagdtagen (24 h, 7–7 Uhr) und im direkten Zeitraum der Drückjagd (6 h, 7–13 Uhr) im Vergleich zu übereinstimmenden Zeitfenstern ohne Drückjagd (Vergleichstag).

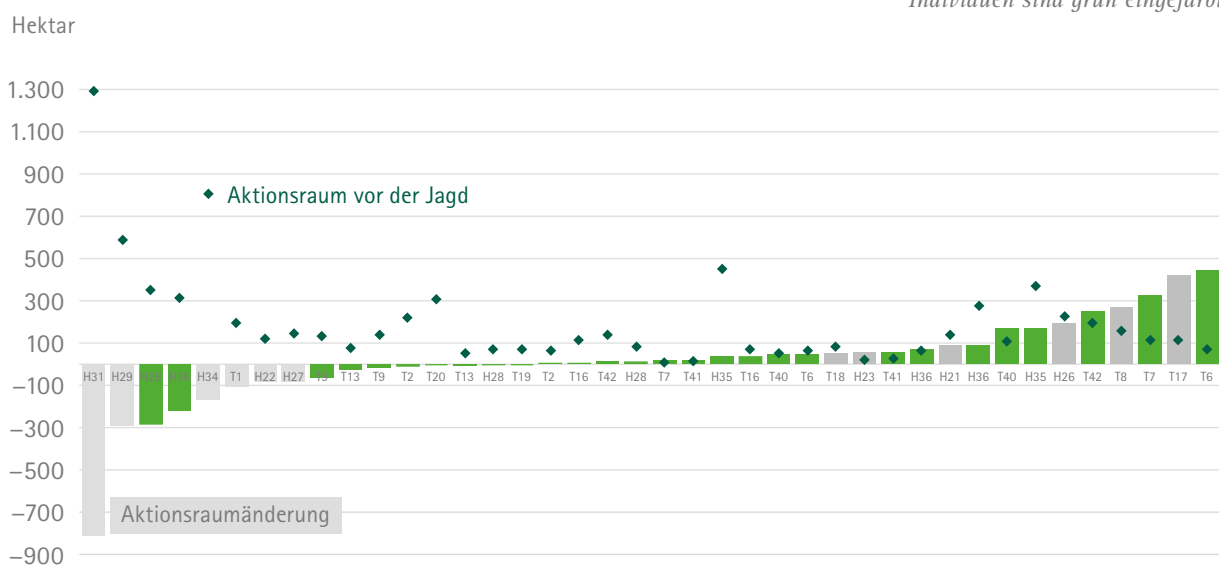


Abbildung 79: Veränderung der Aktionsraumgrößen (K95) von besondertem Rotwild (T = weiblich, H = männlich) nach einer Drückjagd. Bezugszeitraum: Sieben Tage vor beziehungsweise nach der Drückjagd. Mehrfach beteiligte Individuen sind grün eingefärbt.

berücksichtigt, die sich in insgesamt 83 ausgewerteten Drückjagdsituationen entweder direkt im Treiben oder in unmittelbarer Nähe befanden. Daneben wurden bei einzelnen Jagden die Bewegungen von Stöberhunden und Treibern mit Tracking-Halsbändern und GPS-Geräten aufgezeichnet. Die Ergebnisse lassen in Verbindung mit den umfangreichen praktischen Erfahrungen bei der erfolgreichen Etablierung von Bewegungsjagdsystemen die Ableitung von Handlungsempfehlungen für Bewegungsjagden auf Rotwild zu, die in Kapitel 11.3 konkretisiert werden.

Die Ergebnisse zeigen, dass Rotwild die Jagdgebiete in der Mehrzahl der Fälle (80 Prozent) verließ. Dabei legten die Tiere mittlere Fluchtentfernungen von etwa 1.700 Metern zurück (Maximum 6.874 Meter). Die meisten geflüchteten Individuen kehrten spätestens nach zwei bis drei Wochen wieder ins Drückjagdgebiet zurück (72 Prozent bereits nach drei Tagen). Der individuelle saisonale Aktionsraum wurde demgegenüber seltener verlassen (50 Prozent; mittlere Fluchtentfernung 1.300 Meter, maximal 3.575 Meter), eine Rückkehr in den individuellen Aktionsraum erfolgte meist zeitnah (90 Prozent nach zwei Tagen). Auch beim Verlassen des eigentlichen Drückjagdgebietes bewegten sich die

Tiere damit meist immer noch innerhalb des ihnen vertrauten Aktionsraumes. So flüchtete das Alttier T8 im Untersuchungsgebiet Eibenstock beispielsweise direkt aus der Drückjagdkulisse und seinem bisherigen Winteraktionsraum und kehrte erst nach mehreren Tagen zurück, während der mittelalte Hirsch H35 im Untersuchungsgebiet Bärenfels zwar das Jagdgebiet, nicht aber seinen Winteraktionsraum verließ (Karte siehe Anhang A8).

In der Zeitspanne der direkten Beunruhigung (7–13 Uhr) liegt die durchschnittliche Laufstrecke telemetriertter Rothirsche an Drückjagdtagen zwar über dem Vergleichswert (Tag ohne Drückjagd), jedoch ist die Abweichung nicht signifikant (Abbildung 78). Die Maximalwerte der Laufstrecken sind erwartungsgemäß deutlich höher als an Tagen ohne Drückjagd. Interessanterweise liegen die durchschnittlichen Laufstrecken an Drückjagdtagen dann signifikant höher (etwa Faktor 1,3), wenn man den betrachteten Zeitraum bis zum auf die Jagd folgenden Morgen verlängert (7 bis 7 Uhr). Diese Ergebnisse legen den Schluss nahe, dass das Ausweichen als Reaktion auf eine Drückjagd nicht nur während der Phase der direkten Beunruhigung erfolgt, sondern in beträchtlichem Umfang auch danach.



Abbildung 81: Rotwild reagiert während und nach Drückjagden individuell sehr unterschiedlich. Der Einsatz solide arbeitender, spurlauter Stöberhunde sichert den Jagderfolg und einen tierschutzgerechten Ablauf.



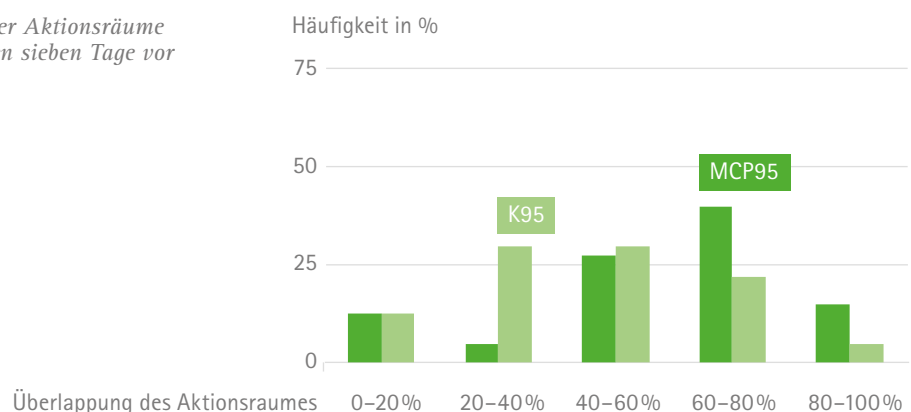
Vergleicht man die Größe der individuellen Aktionsräume sieben Tage vor und nach der Jagd (ohne den Jagdtag), zeigt sich ein ebenso breites Spektrum an Reaktionen (Abbildung 79). Ob der individuelle Aktionsraum nach der Jagd vergrößert oder verkleinert wird, hängt hierbei vermutlich stark davon ab, wie die betroffenen Tiere die Jagd selbst erleben (Kontakt zu Hunden, Treibern oder Schützen, Schüsse, Verlust von Rudelmitgliedern), wie die regelmäßig abweichende Reaktion wiederholt beteiligter Individuen zeigt (beispielsweise H36, T6, H28). Chassagneux et al. (2019) charakterisierten in ihrer Studie zwei vergleichbare, meist situationsbedingte Reaktionsmuster, die die Erfahrungen zahlreicher Praktiker bei Bewegungsjagden auf Rotwild bestätigen: entweder weitreichende, schnelle Fluchten oder eine stark reduzierte Raumnutzung.

Im Anschluss an die Jagden war regelmäßig eine zeitlich begrenzte Verlagerung der Kernlebensräume (im Mittel 51 Prozent) nachweisbar (Abbildung 80). Die Verschiebung der Kernlebensräume resultierte in der Regel aus einer direkten (während der Jagd) oder indirekten (nach der Jagd) Ausweichbewegung der besenderten Rothirsche. Das Aktivitätsniveau von Rothirschen lag in der Woche nach einer Drückjagd leicht unter dem der Vor-

woche (statistisch signifikant). Dieses Verhalten dürfte ebenso wie die räumliche Verlagerung Bestandteil einer Strategie zur Risikovermeidung sein.

Insgesamt zeigte sich, dass nur ein Teil des Rotwildes Ausweichbewegungen nach einer Begegnung mit Treibern, Jagdhunden oder infolge von Schüssen unternahm; manches Rotwild hingegen harrete auf kleiner Fläche aus und entzog sich so der Bejagung. Ein Komplex aus unterschiedlichen Faktoren (zum Beispiel individuelle Drückjagderfahrungen und die darauf aufbauende Feindvermeidungsstrategie sowie die Intensität der jeweiligen Störung durch Treiber, Jagdhunde und Schüsse) beeinflusst vermutlich die Art und Weise der Reaktion. Bemerkenswert ist die Tatsache, dass in 78 Prozent der Fälle, in denen sich Stöberhunde dem besenderten Rotwild stark genähert hatten, keine Ausweichbewegungen stattfanden. Auch wenn angenommen werden kann, dass die Hunde die besenderten Tiere nicht in jedem Fall bemerkten und damit aktiv beeinflussten, lassen sich dennoch Ableitungen für den Hundeeinsatz treffen. Nicht die reine Anzahl, sondern vor allem die Qualität der eingesetzten Stöberhunde (Fährtenwille, Spurlaut, Kondition) garantiert den Erfolg einer Druckjagd.

Abbildung 80: Überlappung der Aktionsräume (MCP95, K95) von Rothirschen sieben Tage vor und nach einer Drückjagd.



6.7 Habitatnutzung

Wälder, landwirtschaftlich genutztes Offenland, Wiesen, Moore, Gewässer, Siedlungen und Verkehrswege prägen die Landschaft im Erzgebirge und im Elbsandsteingebirge. Die Flächenanteile dieser Landschaftselemente unterschieden sich zwischen den Untersuchungsgebieten, aber auch innerhalb derselben zwischen den individuellen Aktionsräumen des Rotwildes. Die individuelle Habitatnutzung verbindet die Raumnutzung im Jahres- und Tagesverlauf mit diesen örtlichen Gegebenheiten des Rothirsch-Lebensraumes. Die Raumnutzungsmuster lokaler Teilpopulationen lassen sich vielfach vor allem anhand der Verteilung von Habitattypen erklären. Eine Kenntnis dieser gebietsspezifischen Raumnutzungsmuster kann hierbei eine wesentliche Grundlage für angepasste Managementinstrumente sein, etwa wenn es um die Reduktion von Wildschäden im Wald oder die Zugänglichkeit von Offenlandbereichen geht. Als Maß für die Präferenz bestimmter Habitate wird der Jacobs-Index (Jacobs 1974) genutzt.

Dessen Wertebereich liegt zwischen -1 (vollständige Meidung), 0 (durchschnittliche Nutzung entsprechend des relativen Flächenanteils) und +1 (starke Bevorzugung).

Nutzungspräferenz von Haupt-Habitattypen

Als Datengrundlage für die grenzübergreifenden Präferenzanalysen von Haupt-Habitattypen diente neben den Telemetriedaten der besenderten Tiere die frei verfügbare satellitengestützte Landnutzungskartierung CORINE Landcover 2018 (CLC 2018) des Copernicus-Erdbeobachtungsprogramms der Europäischen Raumfahrtagentur ESA und der Europäischen Kommission (vgl. Kap. 4.4). Der Datensatz verfügt über eine Mindestkartierschwelle von 25 Hektar, sodass sehr kleinräumige Strukturen nicht

Abbildung 83: Durchschnittliche grenzübergreifende Jacobs-Indizes (inkl. Standardabweichung) der Präferenz von Haupt-Habitattypen (Wald, Offenland, Moor, Siedlung, Gewässer) nach saisonalem Aktionsraum (Sommer, Winter), Tageszeit (Tag, Nacht) und Aktivitätsstatus (Aktiv, Inaktiv). Werte > 0: Präferenz, < 0: Meidung.

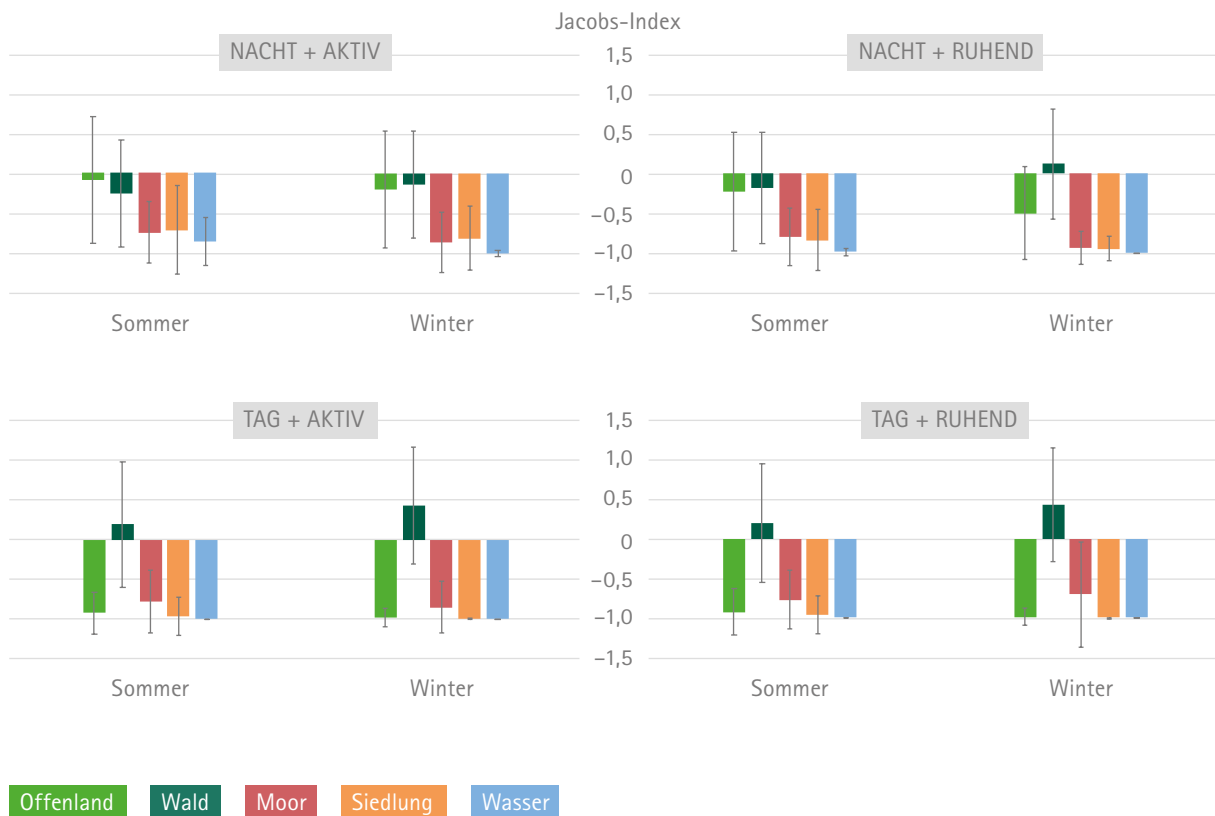




Abbildung 82: Waldnahe Offenlandhabitats im Osterzgebirge (Untersuchungsgebiet Bärenfels). Im Winter bietet das Offenland kaum Witterungsschutz, Deckung und Nahrung (oben). Während der Vegetationsperiode ist es ein bevorzugtes Nachthabitat. Eine Nutzung am Tage ist überaus selten und erfolgt nur bei ausreichend vorhandener Deckung in sehr ruhigen Lagen (unten).



abgebildet werden. Eine auf Deutschland begrenzte, räumlich höher aufgelöste Analyse auf Grundlage des Amtlichen Topographisch-Kartographischen Informationssystems (ATKIS) ist in Meißner-Hylanová et al. (2023) zu finden, wobei sich die geringfügigen Abweichungen vor allem auf kleinflächige Habitattypen wie Moore und kleine Wildwiesen/Wildäcker konzentrieren.

Am Tage war eine extrem ausgeprägte Präferenz der besondern Rothirsche für den Wald nachweisbar (Abbildung 83), wobei innerhalb des Waldes deutliche Unterschiede in Bezug auf die Waldstruktur belegbar waren (vgl. Kap. 6.7). Gleichzeitig wurden deckungsarme Habitats, allen voran das Offenland, nur unterdurchschnittlich genutzt und teilweise stark gemieden. Geschlechtsspezifische Unterschiede waren nicht feststellbar.

Im Winter verstärkte sich dieser Effekt, weil die im Sommer in seltenen Fällen auch tagsüber genutzte Äsung (beispielsweise auf abgelegenen Waldwiesen oder waldnahen Rapsfeldern) nicht mehr vorhanden oder bei zurückgehender Deckung schwerer erschließbar war. Nachts stieg die Frequentierung insbesondere

von Offenlandbereichen und des Umfeldes von Siedlungen an, sodass es zu einer nahezu flächenäquivalenten Nutzung von Wald und Offenland kam. Die Nutzung der Habitattypen erfolgt weitestgehend unabhängig vom Aktivitätsstatus – tagsüber ruht Rotwild vorrangig im Wald, nachts nutzt es auch das Offenland abseits von menschlichen Siedlungen für Ruhephasen (Abbildung 83).

Unterschiede zwischen den Untersuchungsgebieten waren meist nur gering ausgeprägt. Allein im Untersuchungsgebiet Eibenstock war die nächtliche Präferenz der wenigen Offenlandhabitats deutlich niedriger (Meidung) als in den drei anderen Untersuchungsgebieten mit einer deutlichen Bevorzugung. Möglicherweise ist dieses Verhalten eine Konsequenz aus geringen Offenlandanteilen (insbesondere nahezu vollständig fehlendem Ackerbau), verbunden mit einem hohen und vielfältigen Nahrungs- und Deckungsangebot im Wald.

Kern der Habitatnutzung von Rothirschen in der Kulturlandschaft ist das Vermeiden von Kontakten zum Menschen, der als

enormer Störfaktor wahrgenommen wird. Die Priorisierung der Habitatnutzung zielt insofern zuerst auf Schutz (Wald, Dunkelheit) und erst nachrangig auf die Erreichbarkeit hochwertiger Äsung ab. Diese Erkenntnisse betreffen insbesondere das Offenland, dessen verstärkte Nutzung Kern anspruchsvoller Managementkonzepte sein sollte (vgl. Kap. 11.2).

Nutzungspräferenz von Waldstrukturen

Als Indikatoren für die Waldstruktur wurden die Merkmale *Belaubungstyp*, *Bestandeshöhe* und *Kronenschlussgrad* gewählt (vgl. Kap. 4.8).



Auch im Wald orientierte sich die Raumnutzung der besenderten Rothirsche stark an ihrem Sicherheitsbedürfnis. Die exponiertesten Strukturen, allen voran Wildwiesen, Wegränder und Holzlagerplätze, wurden tagsüber stark gemieden, während sie in der Dunkelheit als attraktive Äsungsbereiche bevorzugt aufgesucht wurden (Abbildung 84 und 85). Damit der Wildeinfluss (Verbiss, Schäle) in deckungsreichen Habitaten sinken kann, müssen solche äsungsreichen Habitatelemente jedoch vorhanden und störungsarm zugänglich sein (vgl. Kap. 11.1).

Die vergleichsweise deckungsarmen Baumhölzer beziehungsweise Altbestände (Höhe über 20 Meter) wurden unabhängig vom Belaubungstyp nachts ebenfalls stärker präferiert als am Tage. Insbesondere während nächtlicher Ruhephasen dienen sie als bevorzugtes Habitat. Deckungsreiche Waldstrukturen, allen voran Dickungen mit einer Höhe zwischen zwei und sechs Metern, wurden überdurchschnittlich stark genutzt. Weil gerade jüngere Dickungsstadien regelmäßig noch keinen vollständigen Kronenschluss aufweisen, bieten diese neben einer ausgeprägten Deckung auch ein vielfältiges Nahrungsangebot an Weichlaubhölzern, Gräsern und Großkräutern, wodurch sich neben der stark ausgeprägten Nutzung am Tage eine deutliche Präferenz in der Nacht erklärt. Mit zunehmender Baumhöhe und zunehmendem Alter nimmt die Deckung im Verhältnis zur Bestandesgröße ab, sodass die Nutzung am Tage kontinuierlich in eine nächtliche Nutzung übergeht.

Während im Sommer auch winterkahle Laubbaum- und Lärchenbestände Deckung und Witterungsschutz bieten, können nach dem herbstlichen Blatt- und Nadelfall nur immergrüne Nadelbaumarten, allen voran Fichte und Weißtanne, diese Funktion gewährleisten. Die überdurchschnittliche Präferenz wintergrüner Stangenhölzer spiegelt das ausgeprägte Bedürfnis nach Deckung und Witterungsschutz im Winter wider. Gleichzeitig erklärt der bevorzugte Aufenthalt in jenen deckungsreichen, gleichzeitig aber nahrungsarmen Waldstrukturen die überdurchschnittlich hohe Gefährdung für winterliche Schälschäden.

Dass mehr Strukturvielfalt im Wald zu einer ausgewogeneren Lebensraumnutzung von Rothirschen beitragen kann, zeigt die ausgeprägte Präferenz von Baumhölzern während der Tagphase im Untersuchungsgebiet Eibenstock. Kleinräumige Verjüngungs-

Abbildung 86: Bieten Altbestände mit einer strukturreichen Verjüngung in der zweiten Bestandesschicht Deckung und Nahrung, sind Rothirsche hier regelmäßig tagaktiv (unten). Beliebte Tageseinstände im Winter: Fichten-Stangenhölzer mit hohem Kronenschlussgrad, wie hier im Untersuchungsgebiet Eibenstock, bieten viel Deckung, aber meist kaum Nahrung. Damit geht ein erhöhtes Risiko für Schälschäden einher (oben).

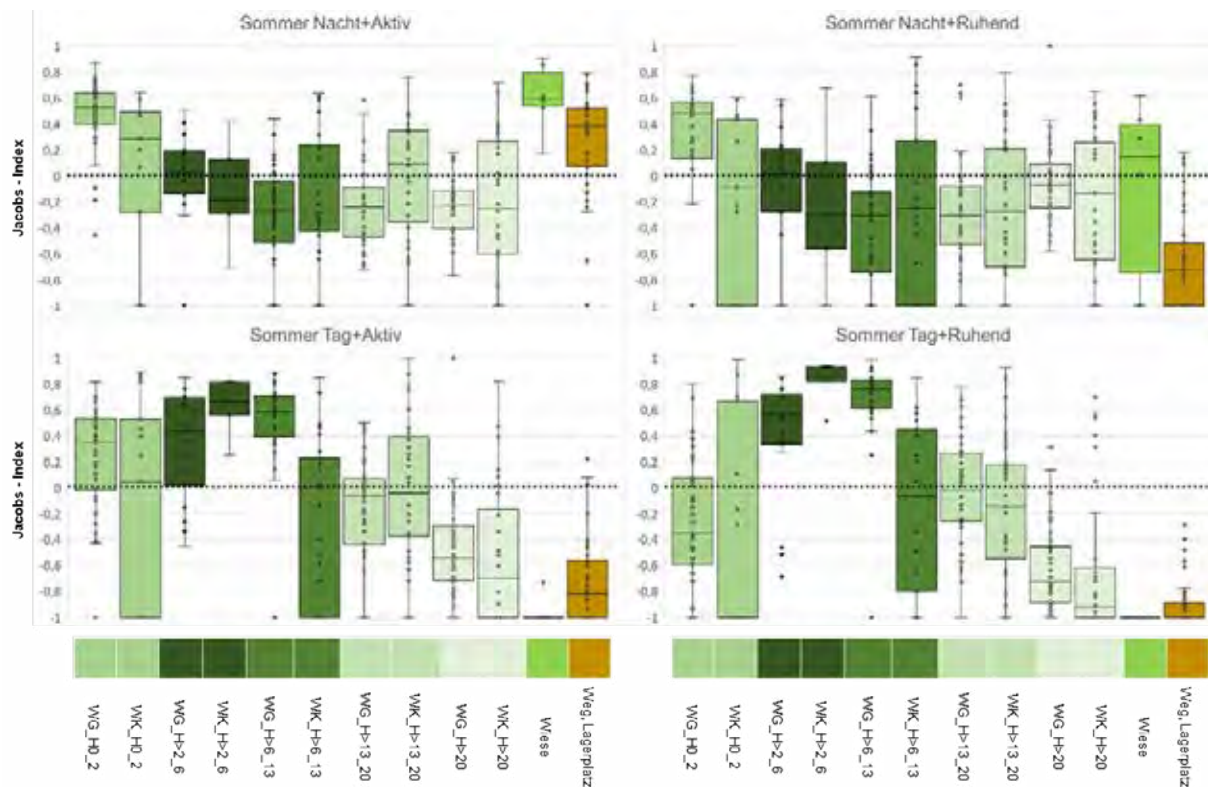
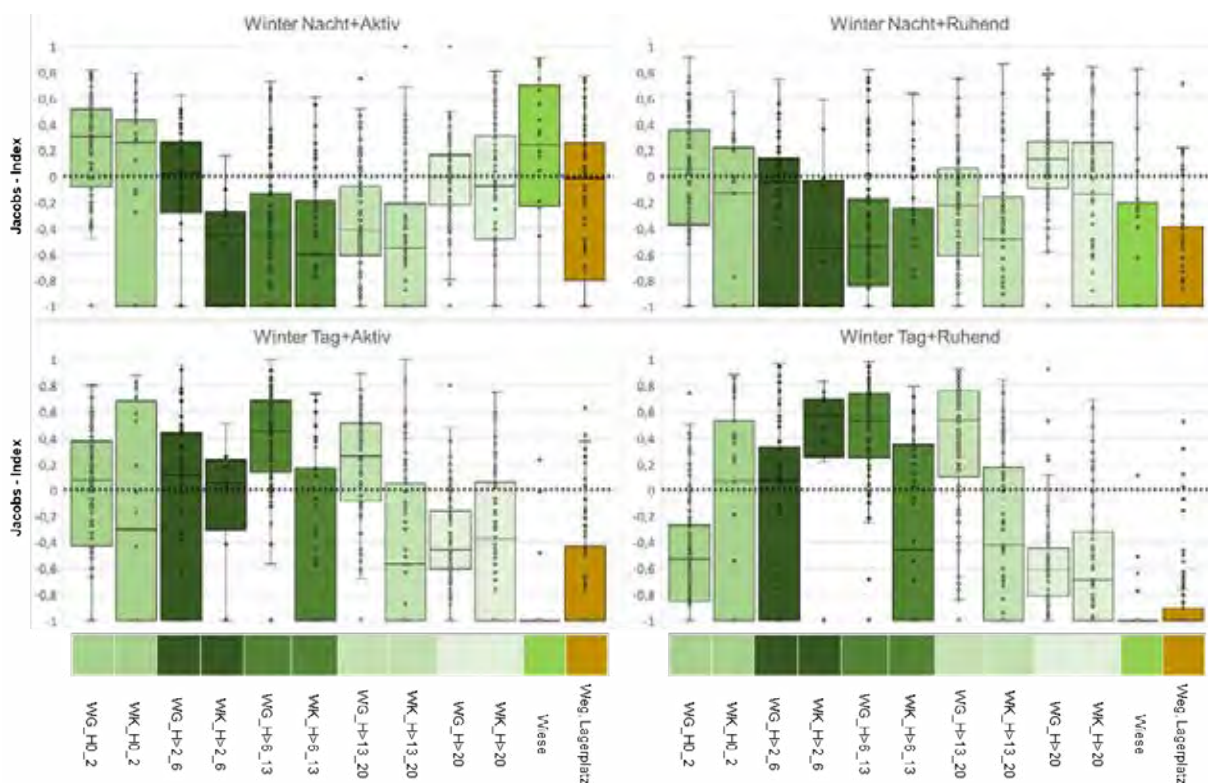


Abbildung 84: Präferenzindizes von Alttieren für Waldstrukturen im Sommeraktionsraum nach Belaungstyp (WG = wintergrün, WK = winterkahl), Bestandeshöhe (H), Tageszeit und Aktivitätsstatus.

Abbildung 85: Präferenzindizes von Alttieren für Waldstrukturen im Winteraktionsraum nach Belaungstyp (WG = wintergrün, WK = winterkahl), Bestandeshöhe (H), Tageszeit und Aktivitätsstatus.



einheiten unterbrechen dort überdurchschnittlich häufig die ansonsten deckungsarmen Altbestände, sodass der Wechsel zwischen Ruhe- und Nahrungshabitaten dort ungestörter erfolgen kann oder beide Funktionen im gleichen Habitat erfüllt werden.

Anwuchsstadien mit einer Höhe bis zu zwei Metern unterscheiden sich von den vorgenannten Waldstrukturen dadurch, dass sie sowohl Freiflächensituationen (Kalamitätsflächen) als auch eine zweite Bestandesschicht in lückigen Altbeständen repräsentieren können. Diese Spannweite an zugrunde liegenden Waldstrukturen erklärt die ebenso große Spannweite der saisonalen und tageszeitabhängigen Präferenzen durch Rothirsche.

Insgesamt wurden die nächtlichen Präferenzen von Rotwild für bestimmte Waldstrukturen nur wenig von der Jahreszeit, dem Geschlecht oder dem Aktivitätszustand der Individuen beeinflusst. Etwas stärkere Abweichungen gab es am Tage. Es lässt sich verallgemeinern, dass Rotwild nachts dort ruht, wo es zuvor aktiv war. Am Tage äst es in jenen Habitaten, die ihm als Ruheetand dienen. Je enger diese Deckungs- und Nahrungshabitats verweben sind oder je stärker sie beide Ansprüche gleichzeitig erfüllen, desto stärker erfolgt ihre Nutzung auch am Tage. Abweichungen zwischen den Untersuchungsgebieten waren nur in geringem Umfang feststellbar, die meisten Unterschiede resultieren eher aus der individuellen Habitatwahl der Tiere.

Nutzungspräferenz für weg- und straßennahe Bereiche

Die Art und Weise, wie Rothirsche in ihrem Lebensraum auf menschliche Erschließung in Form von Wegen und Straßen reagieren, hat Einfluss auf die potenzielle Gestaltung von Managementkonzepten.

Generell wurde das Umfeld von öffentlichen Straßen von den besenderten Rothirschen deutlich stärker gemieden als das von Wirtschaftswegen im Wald und Offenland. Im Wald konnte die allgemein bekannte Beobachtung bestätigt werden, dass nur die unmittelbar am Weg gelegenen Bereiche am Tage gemieden wurden. Schon bei Distanzen von knapp über 50 Metern zum nächsten Weg stiegen die Jacobs-Indizes an.

Nachts wurden insbesondere Waldwege sowohl im Sommer als auch im Winter regelmäßig frequentiert, was mit hoher Wahrscheinlichkeit auf das reichhaltige Äsungsangebot an den Banketten und in den Entwässerungsgräben zurückzuführen ist. In nächtlichen Ruhephasen entfernten sich die besenderten Rothirsche von den Wegen (mindestens 50 Meter).

Da das Umfeld von Waldwegen tagsüber bereits ab einer Entfernung von 50 Metern bevorzugt genutzt wurde, kann in allen vier

Abbildung 87: Jüngere Dickungsstadien mit heterogenem Kronenschlussgrad oder eine fortgeschrittene Sukzession auf Kalamitätsflächen (hier im Untersuchungsgebiet Eibenstock) bieten sowohl am Tage als auch nachts Ruhe, Deckung und ein vielfältiges Nahrungsangebot.



Untersuchungsgebieten von einem relativ niedrigen Störungsniveau durch wegegebundenen Tourismus (Wanderer, Fahrradfahrer, Reiter, Skiläufer, siehe Kap. 4.7) oder andere Formen der Wegenutzung (Forstbetrieb) ausgegangen werden. Diese Ergebnisse zeigen, dass Rotwild mit Menschen dann gut auskommt, wenn diese sich schwerpunktmäßig auf den Wegen aufhalten und das Risiko somit kalkulierbar bleibt. Eine Fragmentierungswirkung durch öffentliche Straßen ohne zusätzliche Barrieren (Zäunung) konnte nicht nachgewiesen werden, vielmehr wurden diese regelmäßig überquert.

Nutzungspräferenz von landwirtschaftlichen Kulturen

In dieser Studie wurde eine ausgeprägte, meist saisonal variierende und tageszeitenabhängige Präferenz für das Offenland nachgewiesen (vgl. Kap. 6.7). Unklar war bislang, welche landwirtschaftlichen Kulturen im sächsischen Mittelgebirgsraum zu welchen Zeitpunkten bevorzugt aufgesucht werden. Im Gegensatz zum Wald, der im Normalfall keinen großflächigen und permanent wechselnden Strukturänderungen unterworfen ist, wechselt die Nutzungsart abseits von Dauergrünlandbereichen je nach Fruchtfolge ein- oder mehrmals im Jahr. Dabei unterschieden sich die Einsaat- und Erntezeitpunkte der verschiedenen landwirtschaftlichen Kulturen teils erheblich. Frei verfügbare Geoinformationen, die einen Verschnitt mit der Raumnutzung besonderer Rothirsche ermöglichen würden, gibt es nicht. Die komplexe Präferenzanalyse landwirtschaftlicher Kulturen erfolgte deshalb auf Grundlage einer Kooperation

mit dem Sächsischen Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG), das unter Gewährleistung strenger Datenschutzbestimmungen die Vorauswertungen für jene Flächen durchführte, für die auf Grundlage der landwirtschaftlichen Förderung jährliche Informationen zur Nutzungsart vorlagen. Weil nahezu alle Landwirtschaftsbetriebe im Bereich der Untersuchungsgebiete Fördermittel in Anspruch nehmen, deckt die Analyse den überwiegenden Flächenanteil des landwirtschaftlich genutzten Offenlandes ab.

Das Angebot an landwirtschaftlichen Kulturen und Grünland variierte entsprechend der naturräumlichen Charakteristika (vgl. Kap. 4.4) der Untersuchungsgebiete stark. Während das walddominierte Eibenstock nahezu keine landwirtschaftlichen Nutzflächen (abgesehen von kleineren Grünlandflächen) aufwies, waren in den stärker von Offenland durchbrochenen anderen Gebieten landwirtschaftliche Nutzflächen vorhanden, wenn auch in unterschiedlich großem Umfang. Generell dominierte die Grünlandnutzung in allen Untersuchungsgebieten (Abbildung 89). Winterraps und verschiedene Wintergetreide waren vor allem in den Untersuchungsgebieten Bärenfels und Neustadt in relevantem Umfang in den Aktionsräumen der besenderten Tiere vertreten.

Im vor allem nachts frequentierten Offenland wurden die meisten landwirtschaftlichen Kulturen unterdurchschnittlich oder etwa proportional zum Angebot aufgesucht. Blümmischungen, Sommerweizen/Hafer, Winterweizen und sonstiges Wintergetreide bevorzugten zumindest einige Individuen, allerdings nur mit schwach positiven Indizes. Lediglich für Grünland und Raps waren deutliche Präferenzen erkennbar.

Abbildung 88: Wegränder bieten attraktive Äsung für Rothirsche, werden jedoch nur ausnahmsweise am Tage aufgesucht.



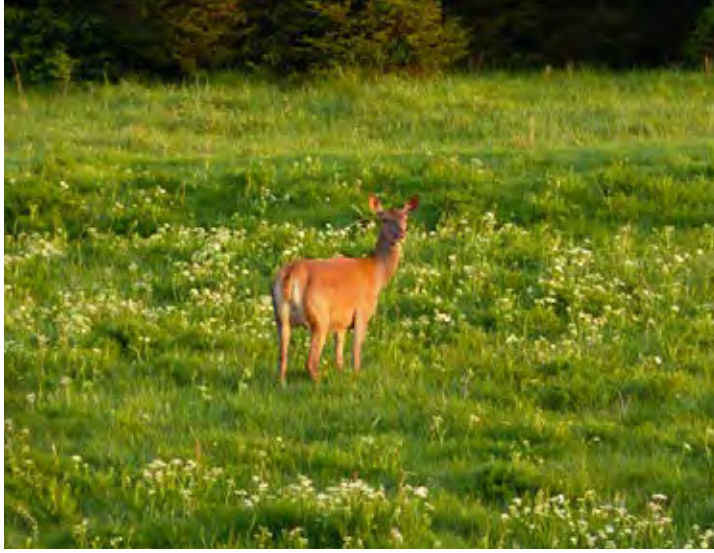


Abbildung 90: Grünland in unmittelbarer Waldnähe wird vom Rotwild während der Vegetationszeit gern aufgesucht (links). Rechts: Nutzung von Winterraps durch Rothirsche im schneearmen Januar 2018 im Norden des Untersuchungsgebietes Bärenfels (rechts).

Grünland machte flächenmäßig den größten Anteil der landwirtschaftlichen Nutzflächen aus. Trotz dieser flächenmäßigen Dominanz lagen die mittleren Präferenzindizes insbesondere von April bis September durchweg im positiven Bereich (Abbildung 91). Ab Oktober nahm die Nutzung mit zurückgehendem Nahrungsangebot ab und erreichte in den schneereichen Wintermonaten ihr Minimum. Dennoch wurden Grünlandbereiche auch im Winter regelmäßig frequentiert, was die außerordentliche Bedeutung dieses Habitattyps für die Raumnutzung und die Ernährung von Rothirschen unterstreicht. Werden diese Flächen jagdlich wenig genutzt und gibt es auch wenige andere

Störungen, hat Rotwild die Möglichkeit, dort wesentliche Nahrungsmengen aufzunehmen. Diskutiert man Möglichkeiten für die Reduktion von Wildschäden im Wald, bietet die hohe Präferenz von Grünlandbereichen einen entscheidenden Anknüpfungspunkt für Wildtiermanagementkonzepte (vgl. Kap. 11.2). In besonderem Maße gilt dies dort, wo Wald und Grünland eng verzahnt sind.

Während Raps vor allem im Winter (Dezember bis März) hohe positive Indizes erreichte, wurde Grünland deutlich von April bis September präferiert (Abbildung 91). Dies unterstreicht die be-

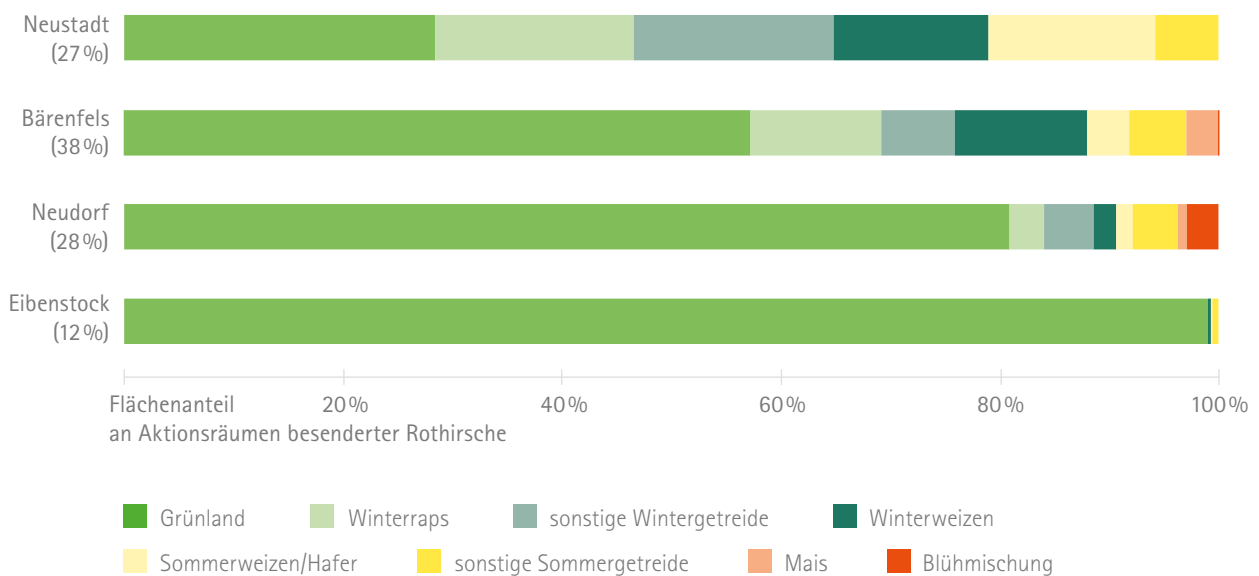


Abbildung 89: Relativer Anteil verschiedener landwirtschaftlicher Kulturen an den landwirtschaftlichen Nutzflächen innerhalb der Aktionsräume der betrachteten Sendertiere (gemittelt über die Individuen). Die Anteile landwirtschaftlicher Nutzflächen an der gesamten Landnutzung in den Untersuchungsgebieten sind in Klammern aufgeführt.

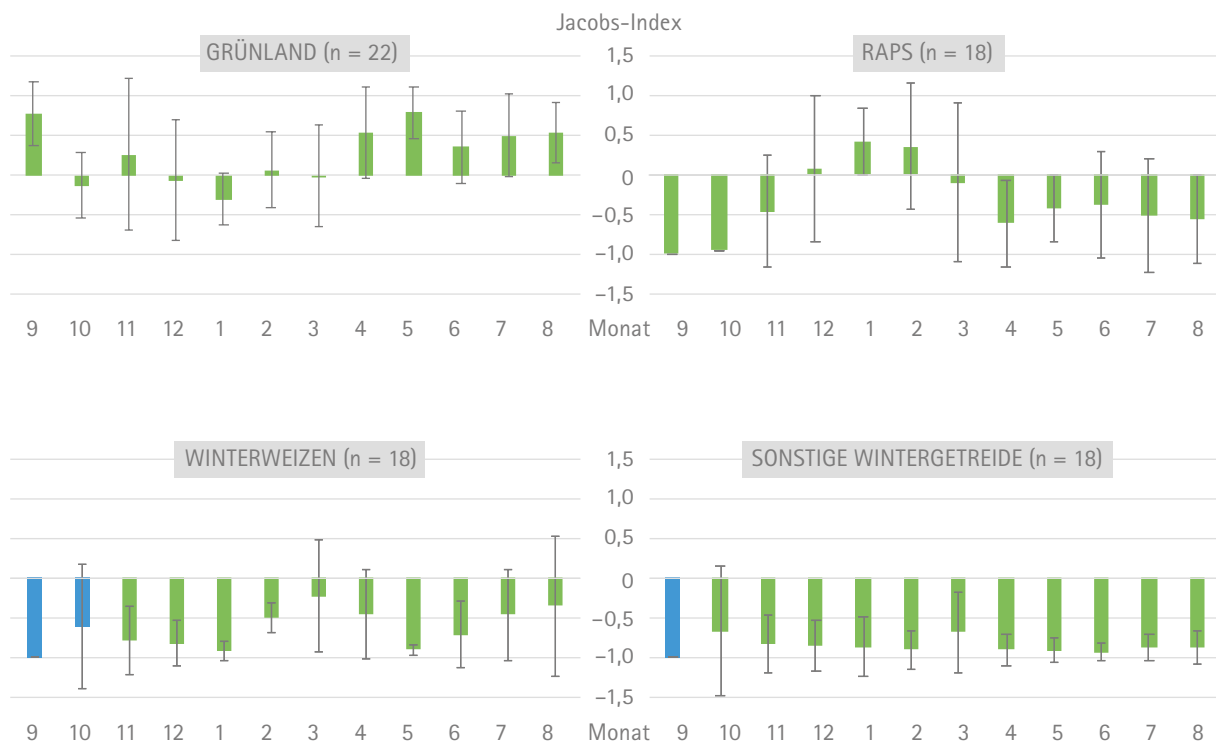


Abbildung 91: Habitatpräferenzen für Grünland, Winterraps, Winterweizen und sonstige Wintergetreide. Blau markiert: Monate vor der Einsaat der betreffenden Feldfrucht. In den Klammern ist der Stichprobenumfang von Individuen mit Anteilen der Nutzungsart im saisonalen Aktionsraum vermerkt. Werte > 0: Präferenz, < 0: Meidung.

sondere Bedeutung von qualitativ hochwertigem und erreichbarem Grünland im Rotwildlebensraum.

Die bei Jägern und Landwirten der Region bekannte ausgeprägte saisonale Nutzung von Winterraps konnte bestätigt werden. Zwischen November und März, vor allem aber im Januar und Februar wurden Rapsäcker stark frequentiert, die Präferenzindizes lagen während dieser Periode im Mittel deutlich über dem ansonsten erheblich beliebteren Grünland. Die Winterrapskulturen beeinflussen die lokale Raumnutzung im Winter sehr deutlich. In Hinblick auf die Entstehung von Wildschäden im Wald ist diese Situation durchaus problematisch. Regelmäßig zu beobachtende Konzentrationen von Schältschäden im Umfeld von Winterrapskulturen lassen sich mit hoher Wahrscheinlichkeit auf die hohe Attraktivität dieser Feldfrucht und ihren ernährungsphysiologischen Einfluss zurückführen. Das regelmäßige Äsen der energiereichen, leicht verdaulichen Pflanzen erfordert bei Rothirschen eine Kompensation des fehlenden Rohfaseranteils. Diese Kompensation erfolgt mangels alternativer Quellen vermutlich durch die verstärkte Aufnahme von Baumrinde.

Nutzungspräferenz für das Umfeld von Besenderungsstellen

In den vier betrachteten Untersuchungsgebieten hat die Kirrjagd mit Apfeltrester (Oktober bis Januar) eine große Bedeutung (vgl. Kap. 11.3). Aufgrund des individuellen und dezentralen Charakters dieser Jagdart wurde sie im Zuge dieses Projektes nicht detailliert dokumentiert. Neben der Kirrjagd sind in Hinblick auf eine künstliche Futtervorlage zudem Notzeitfütterungen sowie auf dem Gebiet der tschechischen Republik auch Wintergatter relevant (vgl. Kap. 9).

Eine umfassende Auswertung der Raumnutzung im Umfeld von künstlichen Futterstellen findet sich in Meißner-Hylanová et al. (2023). Die nachfolgend dargestellten Ergebnisse beziehen sich auf 22 Ansatzstellen, an denen Rotwild im Rahmen dieser Studie mit Futtergaben angelockt wurde, um es anschließend zu besenden. Sechs Standorte wurden im Vorfeld bereits als Notzeitfütterung genutzt, neun waren Kirrungen, sieben wurden zur Besenderung neu etabliert. Einige Besenderungsstellen wurden

außerhalb der Besenderungsphasen auch jagdlich als Kirtung genutzt, flossen aber trotzdem in die Auswertung ein. Das Störungspotenzial durch Jagd und Erholungssuchende war an den jeweiligen Standorten stark differenziert.

Nachts wurde das Umfeld der aktiven Besenderungsstellen (Winterhalbjahr) im Umkreis von 500 Metern deutlich bevorzugt. Am Tage wurde das direkte Umfeld der Fütterungen (bis 200 Meter) fast komplett gemieden. Ab einer Distanz von mehr als 200 Metern um die Futterstellen erfolgte die Frequentierung proportional zum Flächenanteil oder zeigte eine leichte Bevorzugung. Die Tiere, die Fütterungen und Kirtungen in der Dunkelheit aufsuchten, wählten also nicht zwangsläufig ihren Tageseinstand im direkten Umfeld, sondern nahmen mitunter auch längere tägliche Hin- und Rückwege aus ihren angestammten Wintereinständen in Kauf.

Die Aktivitätsanalyse per Aktogramm (Fotofallen) ergab, dass Rotwild vor allem in der Zeit zwischen Sonnenunter- und Sonnenaufgang an die Futterstellen trat. In vertiefenden Analysen in den beiden Untersuchungsgebieten Neudorf und Bärenfels war bei Temperaturen unter 0 °C eine deutliche Zunahme der Aktivität an den Futterstellen durch eine größere Anzahl von Individuen oder längere Aufenthaltszeiten erkennbar. Im Mittel hielten sich die Tiere zwei bis 25 Minuten an den Futterstellen auf.

Die Ergebnisse bestätigen, dass sich Rotwild zumindest im Winter durch Futtergaben räumlich steuern lässt, wenn auch nur innerhalb des individuellen saisonalen Aktionsraumes (vgl. Kap. 6.2). Wegen der ausgeprägten nächtlichen Präferenz des direkten Fütterungsumfeldes geht damit jedoch ein erhöhtes Risiko für konzentrierte Wildschäden einher, das bei der Einrichtung von Notzeitfütterungen und Kirtstellen berücksichtigt werden muss.

Frequentierung von Wildäsungsflächen

Zwischen Mai 2017 und Oktober 2019 wurden insgesamt fünf Wildäsungsflächen in den Untersuchungsgebieten Bärenfels (Reviere Rehefeld, Oberfrauendorf) und Neudorf (Reviere Tel-

lerhäuser, Crottendorf, Rabenberg) mit jeweils zwei Panorama-Fotofallen (Moultrie Panoramic 180i) überwacht. In die anschließende Auswertung flossen die Bilddaten von vier Äsungsflächen (ohne Oberfrauendorf wegen geringer Rotwildpräsenz) mit 2.680 Kameratagen ein. Die Wildäsungsflächen lagen durchweg im Wald und hatten den Charakter von Bergwiesen. Die Mahd erfolgte einmal jährlich im Juli beziehungsweise August. Um eine von jagdlich induzierten Störungen weitestgehend unabhängige Frequentierung zu untersuchen, erfolgte auf den Wildäsungsflächen in den Jagdjahren 2017/18 und 2018/19 keinerlei Bejagung.

Alle vier Flächen wurden regelmäßig durch Rotwild aufgesucht. Mit Beginn der Vegetationszeit Mitte April begann in der Regel eine erste Nutzung, die mit zunehmendem Vegetationsfortschritt stark anstieg und im Frühsommer (Juni) kulminierte (Abbildung 93). In dieser Phase wurden die Wildäsungsflächen nahezu täglich durch Rotwild aufgesucht. Mit der Mahd im Juli und August sank die Frequentierung meist nur kurzfristig und setzte mit erneutem Austrieb wieder ein.

Ab September nahm die Nutzungsintensität kontinuierlich ab, dennoch frequentierte Rotwild die Flächen weiterhin regelmäßig. Erst mit dem Einsetzen regelmäßiger Schneefälle ging die Nutzung stärker zurück. Bei geschlossenen Schneedecken – meist zwischen Januar und Ende März – wurden die Wildäsungsflächen im Prinzip nicht mehr frequentiert. Die Ergebnisse belegen die Relevanz von Wiesen für die Nahrungsaufnahme von Rotwild vom Beginn der Vegetationszeit (April) bis in den Frühwinter (Dezember).

Bezieht man die Ergebnisse auf die häufig formulierte Forderung, Wildwiesen im Wald zur Vermeidung von Wildschäden (insbesondere Verbiss) anzulegen, muss eine Differenzierung entsprechend der betroffenen Baumarten erfolgen. Odermatt (2014) hat für die Baumarten des Bergmischwaldes die kritischen Phasen des Wildverbisses untersucht, wobei festzuhalten ist, dass die Stichprobe mit insgesamt 200 Bäumen in einem Zeitraum von acht Jahren eher klein ist. Er konnte dabei nachweisen, dass Weißtanne und Fichte überdurchschnittlich stark im Spätwinter, also vor dem

Abbildung 92: Eine untersuchte Wildäsungsfläche im Revier Rehefeld (Untersuchungsgebiet Bärenfels) wurde trotz der Lage direkt an einem Holzabfuhrweg regelmäßig auch am Tage von Rotwild genutzt.



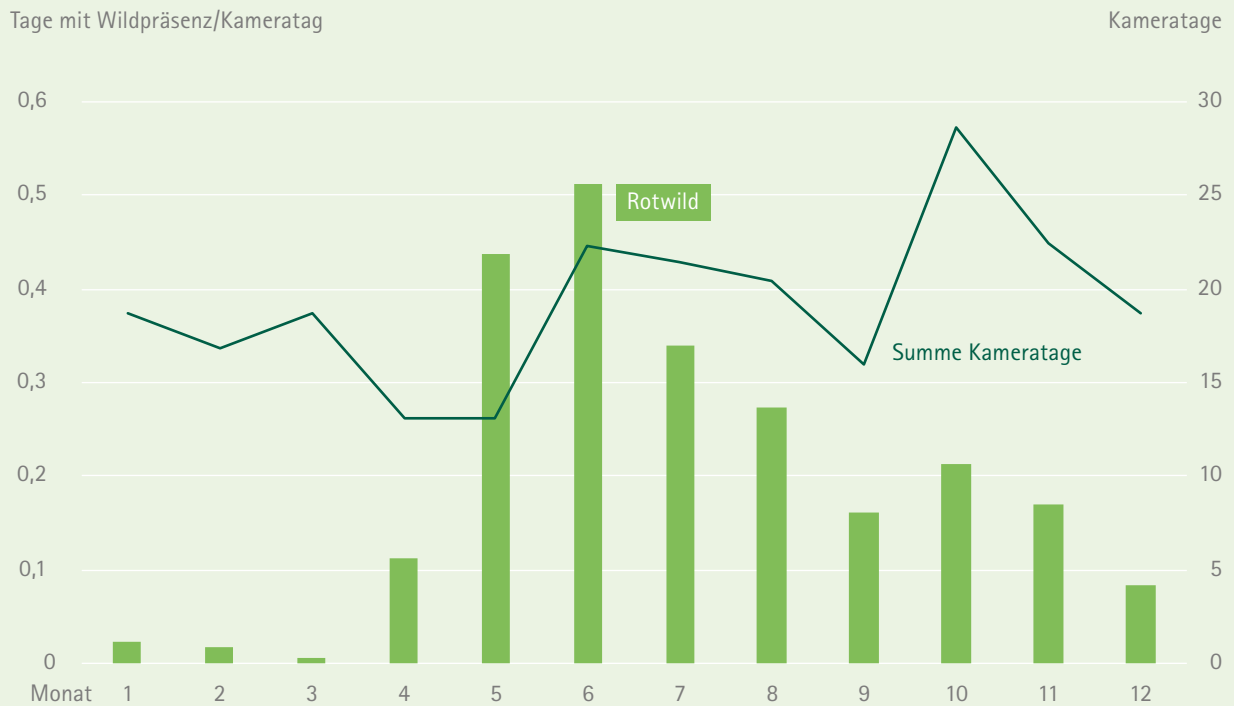


Abbildung 93: Durchschnittliche monatliche Frequentierung von vier Wildäsungsflächen in den Untersuchungsgebieten Bärenfels und Neudorf durch Rothirsche.

Tabelle 14: Hauptverbisszeitpunkte unterschiedlicher Waldbaumarten nach Odermatt (2014) und Koinzidenz zur Frequentierung von Wildäsungsflächen durch Rothirsche.

| BAUMART | HAUPTVERBISSZEITPUNKT NACH ODERMATT (2014) | KOINZIDENZ VON VERBISSZEITPUNKT UND FREQUENTIERUNG VON WILDÄSUNGSFLÄCHEN |
|------------------------|--|--|
| Weißtanne | Spätwinter | Sehr niedrig |
| Gemeine Fichte | | |
| Rotbuche | Spätwinter (Blattaustrieb) | Niedrig |
| Eberesche (Vogelbeere) | | |
| Bergahorn | Frühsommer (Blattaustrieb) | Hoch |
| Vogelkirsche | | |
| Bergulme | | |



Abbildung 94: Frühsommerverbiss an Eberesche.

Blattaustrieb verbissen wurden. Auch bei der Rotbuche konzentrierte sich der Verbiss auf den Spätwinter, umfasste aber auch die Phase des Blattaustriebes. Bei zahlreichen Laubbaumarten wie Vogelbeere, Bergahorn, Eiche, Linde, Ulme oder Vogelkirsche wurden schwerpunktmäßig die Blätter nach dem Laubaustrieb als Nahrungsquelle genutzt (Sommerverbiss), während Winterverbiss nur in geringem Umfang nachweisbar war.

Kombiniert man die baumartenspezifischen Gefährdungsphasen mit der saisonal differenzierten Frequentierung von Wildäsungsflächen durch Rotwild, kann die potenziell schadensmindernde Wirkung von Äsungsflächen abgeschätzt werden. Für Weißtanne, Fichte und Rotbuche kann wegen einer kaum vorhandenen zeitlichen Koinzidenz von Verbiss und Äsungsflächennutzung mit hoher Wahrscheinlichkeit keine oder nur eine unwesentliche positive Wirkung angenommen werden. Bei zahlreichen Laubbaumarten fällt der Hauptverbisszeitpunkt jedoch mit einer starken Frequentierung von Wildäsungsflächen zusammen, sodass

hier ein potenziell schadensmindernder Effekt angenommen werden kann. Inwiefern sich der Einfluss von Wildäsungsflächen und derjenige einer arten- und biomassereichen Krautschicht im Wald und auf Blößen (Sukzession auf Kalamitätsflächen) ähneln, wurde nicht untersucht. Aussagen zu einem sinnvollen Flächenanteil von Wildäsungsflächen im Wald lassen sich nicht pauschal herleiten. Auch Hettich und Hohmann (2014) betonen, dass eine solide Quantifizierung des potenziell schadensmindernden Einflusses von Grünäsungsflächen im Wald von zahlreichen Rahmenbedingungen abhängt und nicht ohne Weiteres möglich ist. Generell kann angenommen werden, dass der positive Effekt von Wildäsungsflächen zunimmt, je niedriger die Äsungskapazität im Wald (Kraut- und Strauchschicht) und die Verfügbarkeit von Grünland im Offenland sind.



7

Wildeinfluss auf die Waldvegetation

Ob über Nahrungsaufnahme, Fortbewegung, das Fegen des Geweihs oder den Transport von Samen im Fell und im Magen – Rothirsche interagieren in vielfältiger Weise mit ihrem Habitat. Diese Wildwirkungen sind Bestandteil der natürlichen Interaktionen innerhalb eines Ökosystems. Sie werden dann zu Wildschäden, wenn aus menschlicher Perspektive Toleranzgrenzen überschritten werden.

Rothirsche können durch ihre Nahrungsaufnahme einen massiven Einfluss auf die Entwicklung von Wäldern nehmen. Problematisch ist dies insbesondere dann, wenn der ökologische Umbau instabiler und naturferner Forste dadurch stark verzögert oder dauerhaft verhindert wird. In den vier Untersuchungsgebieten dieser Studie wurden deshalb schwerpunktmäßig Untersuchungen zum Schälen von Baumrinde und zum Verbiss von Trieben junger Bäume durchgeführt. Es konnte klar herausgestellt werden, dass sich sowohl Schäle als auch Verbiss zwischen den Untersuchungsgebieten deutlich unterscheiden, und dies teils seit Jahrzehnten.

Die Ursachen für diese Unterschiede sind nahezu unüberschaubar vielfältig und mit wissenschaftlichen Maßstäben selbst unter erheblichem Aufwand nur ansatzweise zu klären. Sicher nachgewiesen werden konnte allerdings eine positive Korrelation zwischen langfristiger durchschnittlicher Rotwildichte der Untersuchungsgebiete und dem Wildschadensniveau sowie der Entwicklung der Verjüngung unterschiedlicher Baumarten. Innerhalb dieses Rahmens beeinflussen jedoch weitere dynamische Faktoren wie Waldstruktur, Witterung, Störungen, Baumart und Baumalter die Intensität und Verteilung von Verbiss und Schäle.

7.1 Wildeinfluss und Wildschaden – Auswirkungen von Rothirschen auf den Wald

Wildeinfluss und Wildschaden – beide Begriffe werden oft synonym verwendet, dabei aber auch nicht selten verwechselt. Der Unterschied liegt in der Sichtweise: Sind menschliche Nutzungsinteressen betroffen, kann ein Schaden entstehen. Sind sie es nicht, wird das vordergründig gleiche Ergebnis nicht als Schaden betrachtet.

Die direkten und indirekten Einflussmöglichkeiten von Rothirschen auf ihr Habitat sind vielfältig. In der Literatur wird beschrieben, dass das Auftreten der Paarhufer Bodenverletzungen verursacht, die bestimmten Pflanzenarten günstige Keimbedingungen liefern können. Im Dung (Endozoochorie), aber auch an den Schalen und im Fell (Epizoochorie) von Rothirschen wurden

Abbildung 95: Rothirsche beeinflussen ihren Lebensraum vorrangig, aber nicht ausschließlich durch die Aufnahme pflanzlicher Nahrung.



die keimfähigen Samen zahlreicher Pflanzenarten nachgewiesen (Irvani et al. 2011; Herbst et al. 2016). Rothirsche und andere Herbivoren sind also grundsätzlich ein Bestandteil der Ausbreitungsstrategien bestimmter Pflanzenarten und können so indirekt die Vegetationsentwicklung bestimmter Habitats beeinflussen. Wie groß der Einfluss von Epizoochorie und Endozoochorie durch Rothirsche auf die Vegetationsentwicklung bestimmter Habitats ist, wurde aufgrund der Komplexität der ökologischen Wechselwirkungen bislang kaum untersucht.

Prägnanter und leichter messbar ist die direkte Einwirkung von Rothirschen auf die Vegetation. So scheuern männliche Rothirsche die sich ablösende Basthaut des neuen Geweihes im Spätsommer an jungen oder tief beasteten Bäumen ab (Verfegen). Mit einem ähnlichen Verhalten (Schlagen) demonstrieren männliche Rothirsche während der Brunft ihre Potenz. Das Abbrechen der Stämme und das Abscheuern der Rinde führt zur Deformation und zum Absterben von Einzelbäumen. Seltener sind auch größere Flächen bestimmter Baumarten im Höhenbereich von 1,5 bis etwa vier Metern betroffen.

Den stärksten Einfluss auf die Vegetation, deren Zusammensetzung und Stabilität sowie auf wirtschaftliche Aspekte hat die Nahrungsaufnahme der Rothirsche. Als sogenannter Intermediärtyp repräsentiert der Rothirsch einen Übergang zwischen Konzentratselektierern, die vorrangig eiweißreiche Äsung in Form krautiger Vegetation und nährstoffreicher Baumtriebe bevorzugen, und Raufutterfressern, die auf die Aufnahme rohfasriger Nahrung, insbesondere von Gräsern angewiesen sind. In der Praxis führt dies dazu, dass Rotwild im Gegensatz zum Reh einen sehr breiten Bereich der vorhandenen Vegetation als Nahrungsquelle erschließen kann (Petrak 1993). Pansenanalysen legen nahe, dass die Nahrungszusammensetzung von Rothirschen mehrheitlich der von Konzentratselektierern entspricht (Gebert und Verheyden-Tixier 2001). Das genutzte Nahrungsspektrum unterliegt einer starken Variation, die durch das saisonale Angebot (beispielsweise Feldfrüchte), die Erreichbarkeit (Schnee, Deckung), die nahrungsphysiologische Nutzbarkeit (Inhaltsstoffe) und individuelle Präferenzen (Tradierung) beeinflusst wird. Habitatprägende Formen der Nahrungsaufnahme sind die Beweidung im Offenland, der Verbiss von Haupt- und Seitentrieben von Sträuchern und Bäumen sowie das Schälen und Fressen von Baumrinde.

Die genannten Interaktionen zwischen Rothirschen und ihrem Habitat sind in anthropogen unbeeinflussten Ökosystemen Bestandteil der natürlichen biozönotischen Verflechtungen. Die eingangs genannten menschlichen Maßstäbe von Schaden und Nutzen lassen sich unter diesen Bedingungen nicht anwenden.

Ein eindrucksvolles Beispiel ist das von Sachsenforst verwaltete Naturschutzgebiet Königsbrücker Heide. Der ehemalige, etwa 7.000 Hektar große Truppenübungsplatz liegt etwa 50 Kilometer nördlich des Untersuchungsgebietes Neustadt an der Grenze zu Brandenburg. Als Teil der Nationalen Naturlandschaften ist es das erste Wildnisgebiet Deutschlands. Etwa 5.000 Hektar sind als Totalreservat ausgewiesen. Neben einem strikten Betretungs-

verbot findet hier auch keinerlei Bejagung statt. Die eiszeitlich geprägten Böden der Königsbrücker Heide waren durch die langjährige Nutzung als Truppenübungsplatz vielerorts entwaldet. Seit dem Ende menschlicher Eingriffe entfaltet sich eine natürliche Sukzessionsdynamik, die auf einer Vielzahl unterschiedlicher Standorte ein vielfältiges Mosaik von Feuchtgebieten, trockenen Heiden, Verbuschungsstadien und Wäldern mit sich bringt. Der Rothirsch gestaltet diese Vegetationsentwicklung intensiv mit. Befliegungen mit Wärmebildtechnik ergaben Dichten von durchschnittlich bis zu 27 Tieren je 100 Hektar, ein Vielfaches der Rotwildichte in den Wäldern außerhalb der Schutzgebietsgrenzen (Franke 2016). Weil in dem Gebiet der natürlichen Dynamik Vorrang vor gesellschaftlichen Nutzungsinteressen gegeben wird, können die Einwirkungen großer Pflanzenfresser auf die Vegetationsentwicklung nicht als Schaden oder Nutzen klassifiziert werden. Sie sind schlichtweg Teil des Ökosystems und als solche entziehen sie sich einer Bewertung.

Außerhalb der beiden auf Prozessschutz ausgerichteten sächsischen Großschutzgebiete Nationalpark Sächsische Schweiz und Naturschutzgebiet Königsbrücker Heide/Gohrischeide, in deren Kernzonen Nutzungsaspekte keinerlei Rolle spielen, beanspruchen bisher im Regelfall vielfältige Formen der Nutzung die Landschaft. Wo keine Siedlungs- oder Verkehrsflächen liegen, dominiert das Offenland – und mit ihm die Produktion landwirtschaftlicher Erzeugnisse. Nutzen Rothirsche diese Flächen, treten sie in Konkurrenz zu den Landwirten, indem sie Gras, Winterraps, Mais oder Weizen als Nahrung aufnehmen. Ob und wie stark die Nahrungsaufnahme durch Rothirsche im Offenland als Schaden für den Landwirt wirksam wird, hängt von der Jahreszeit, der jeweiligen Nutzungsart und weiteren Rahmenbedingungen ab. Im Gegensatz zum Wildschwein sind die Schäden durch Rothirsche im Offenland aber häufig überschaubar. Zum einen, weil junge Raps- oder Getreidepflanzen nach einer Beweidung schnell wieder austreiben, zum anderen, weil das Offenland im Vergleich zum Wald nur unterdurchschnittlich genutzt wird. Zudem dürfte in den vergleichsweise großen Agrarbetrieben in den neuen Bundesländern die Toleranzschwelle für Wildschäden höher liegen, als es in den im Regelfall kleiner parzellierten Strukturen der alten Bundesländer der Fall ist. Dies gilt insbesondere dann, wenn ein wahrnehmbarer Wildschaden eher kleinfächig auftritt. Dort, wo im Offenland Biotope mit einem hohen naturschutzfachlichen Wert zu finden sind, können große Pflanzenfresser wie der Rothirsch durch Beweidung, Samentransport oder Bodenverletzungen zum Erhalt der Biodiversität beitragen.

Differenzierter stellt sich die Situation im Wald dar. Im Freistaat Sachsen gibt es im Prinzip keine größeren Wälder mit einer natürlichen oder zumindest weitgehend naturnahen Artzusammensetzung und Strukturvielfalt. Wälder müssen jedoch umfangreiche Ökosystemleistungen bereitstellen, die jene des Offenlandes in ihrem Nutzen für die Gesellschaft und als Hort der biologischen Vielfalt häufig übertreffen. Welche Ökosystemleistungen dies sind und wie sie priorisiert werden, variiert auf lokaler Ebene. Wesentlich sind jedoch die Bindung von Kohlenstoff in ober- und unterirdischer Biomasse sowie im Boden, die



Abbildung 96: Schälkäschäden (abgestorbene Weißtanne im Untersuchungsgebiet Eibenstock, links) und Verbiss (Eberesche im Untersuchungsgebiet Neudorf, rechts) können über systematische Erhebungen quantifiziert werden.



ausgleichende Wirkung auf das Lokalklima, die Speicherung von Wasser, die Produktion von Holz, die Wirkung als Erholungsraum und nicht zuletzt die Habitatfunktion für eine Vielzahl unterschiedlicher Organismen. Die integrative Sicherung jener Waldfunktionen bedarf einer strukturellen Anpassung der Wälder. Die notwendigen Initiale werden über den Waldumbau gesetzt – mit dem Ziel, dass die künftige Waldentwicklung einer stärkeren natürlichen Selbstregulation unterliegt.

In anthropogen geprägten Wäldern können die Folgen jahrzehntelang falsch regulierter Rotwildbestände, so wie sie in bestimmten Regionen zu finden waren oder noch sind, demnach nicht

nur wirtschaftlicher Natur sein. Die verzögerte Transformation strukturarmer Reinbestände hin zu naturnahen Mischwäldern hat die gesamte Palette von Ökosystemleistungen im Wald negativ beeinflusst. Dies stellt insbesondere vor dem Hintergrund der immer stärker spürbaren Folgen des Klimawandels ein großes Problem dar, da entsprechende Anpassungsprozesse eigentlich deutlich beschleunigt werden müssten, während die dafür vorhandenen Ressourcen aber gleichzeitig begrenzt sind.



Abbildung 97: Winterschäle (links), Sommerschäle (Mitte) und Altschäle (rechts) an der Baumart Fichte.



7.2 Wildeinfluss: Datengrundlage und Erfassungsmethodik

Im Kooperationsprojekt „Rotwildmanagement pro Waldumbau“ war der Einfluss des Rothirsches durch Verbiss und Schäle an Waldbäumen eine zentrale Fragestellung. Der Schalenwildverbiss an den Terminaltrieben von Waldbäumen beeinflusst die Qualitätsentwicklung, die Wachstumsgeschwindigkeit, die Mortalität und die zwischenartlichen Konkurrenzverhältnisse unterschiedlicher Baumarten. Die Folge kann je nach Intensität eine durch Verbiss gesteuerte alters- und baumhöhenabhängige Dichteverteilung verschiedener Baumarten sein. Erreichen die Nachkommen standortheimischer und standortgerechter Baumarten hierdurch nicht mehr in relevantem Umfang ein Alter, in dem sie selbst reproduzieren, spricht man landläufig von Entmischung, also dem Zurückgehen oder Verschwinden bestimmter Baumarten. In den Untersuchungsgebieten Eibenstock und Neudorf wurden Informationen zum Verbiss aus den Ergebnissen der betrieblichen Stichprobeninventur WISA (Waldinventur Sachsen) abgeleitet. Problematisch hierbei ist, dass Verbiss sowohl durch Reh- als auch durch Rotwild verursacht wird. Eine sichere Zuordnung der verursachenden Wildart ist nur auf Basis genetischer Analysen möglich (Nichols und Spong 2014; Nichols et al. 2015). Deshalb wurde der Schwerpunkt des Wildwirkungsmonitorings in diesem Projekt auf das Schalen der Rinde gelegt (andere schälende Wildarten, wie beispielsweise das Mufflon, kamen in den Untersuchungsgebieten nicht oder nur sporadisch vor).

Frische Schälsschäden (Neuschäle, jünger als ein Jahr) lassen sich entsprechend ihres Entstehungszeitpunktes in Winterschäle (au-

Berhalb der Vegetationszeit: etwa November bis April) und Sommerschäle (Vegetationszeit: etwa April bis Oktober) kategorisieren. Die Unterscheidung von Sommer- und Winterschäle erfolgt nach dem Erscheinungsbild. Während bei der Winterschäle sehr deutliche Zahnsuren hervortreten, werden bei der Sommerschäle ganze Rindenstreifen vom dann im Saft stehenden Baum abgezogen (Abbildung 97).

Sowohl Sommer- als auch Winterschäle können je nach Baumart oder individueller Physiologie zu bestimmten Zeitpunkten (Frühjahr und Herbst) parallel vorkommen. Eine weitergehende Unterscheidung des Entstehungszeitpunktes (Vegetationszeit oder Vegetationsruhe) lässt die Ansprache der Neuschäle nicht zu, was die Identifikation von verstärkenden oder abschwächenden Einflussfaktoren (saisonal bedingte Störungen, Feldfruchtanbau etc.) erschwert.

Die Schälsschäden wurden in den Jahren 2016, 2017 und 2018 jeweils zwischen Anfang April und Ende Mai erfasst. Als Basis für die Flächenauswahl wurde ein quadratisches Rasternetz mit einer Kantenlänge von 500 Metern (entspricht einer Fläche von 25 Hektar) gewählt. Im Vergleich zum Standardverfahren des Wildschadensmonitorings (WSM) im Landeswald des Freistaats Sachsen (Raster mit 1.000 Metern Kantenlänge) wurde die räumliche Auflösung damit vervierfacht, um das Schädgeschehen feiner auflösen zu können und in Bereichen mit relativ geringer Schaderwartung eine gegebenenfalls trotzdem vorhandene

| BAUMART | ALTER [JAHRE] | MINDEST-HÖHE [m] |
|--------------------------------------|---------------|------------------|
| Gemeine Fichte, Weißtanne, Douglasie | 10–40 | 3 |
| Waldkiefer, Europäische Lärche | 5–15 | 2 |
| Rotbuche | 15–50 | 5 |

Tabelle 15: Kriterien für die Auswahl und Erfassung schälgefährdeter Flächen.

Tabelle 16: Intensitätsstufen der Erfassung von Neu- und Altschäle.

| STUFE | INTENSITÄT DER SCHÄLE |
|-------|--------------------------------|
| 1 | Einzelne Zahnspuren |
| 2 | Bis zu 1/3 des Stammumfanges |
| 3 | Bis zu 2/3 des Stammumfanges |
| 4 | Mehr als 2/3 des Stammumfanges |

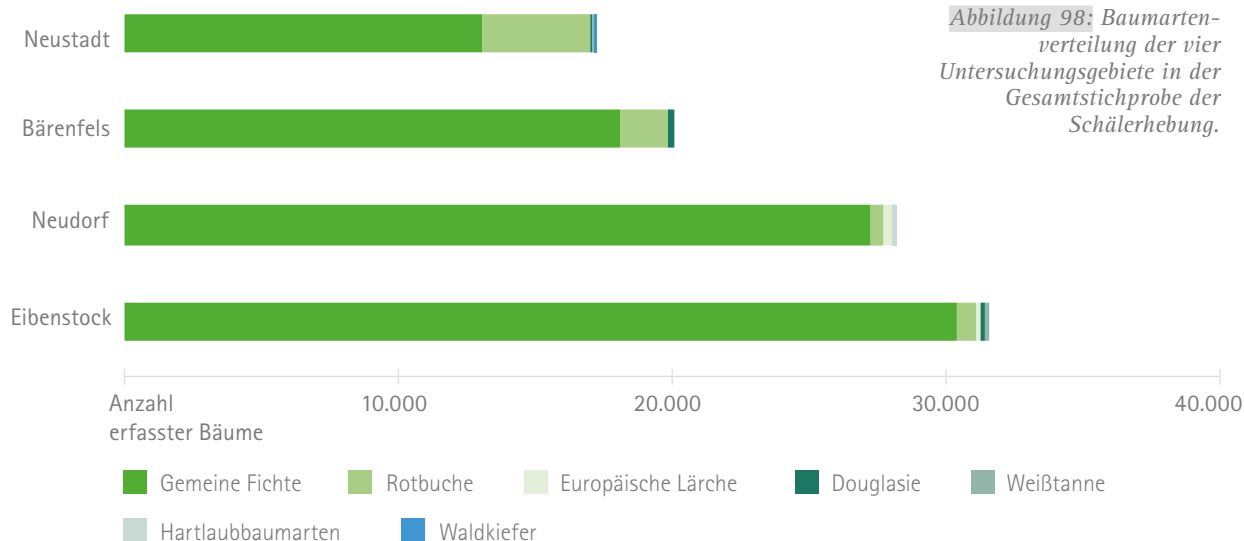


Abbildung 98: Baumartenverteilung der vier Untersuchungsgebiete in der Gesamtstichprobe der Schälernerhebung.

Wildwirkung nicht durch das Raster fallen zu lassen. Im Vorlauf der Außenaufnahmen wurden für jede Rasterzelle mehrere geeignete, mindestens einen Hektar große Bestände auf Basis von Baumart und Alter vorselektiert.

Die Erfassung der Schälsschäden erfolgte durch speziell geschulte externe Forstsachverständige. Im ersten Jahr der Datenaufnahme wählten die Bearbeiterinnen und Bearbeiter auf Basis der Vorauswahl jeweils einen geeigneten Bestand je Rasterzelle aus und legten in diesem im Regelfall zehn Probekreise mit je zehn dauerhaft markierten Bäumen an. In kleineren Boniturflächen wurden im Ausnahmefall nur sieben Probekreise ausgewiesen.

In den Probekreisen wurden alle zehn Bäume auf folgende Merkmale begutachtet: Baumart, Winterschäle, Sommerschäle, Altschäle (Schäle der vorangegangenen Vegetationsperiode, älter als ein Jahr). Die Schäle wurde in vier Intensitätsstufen kategorisiert. Nach der Ersterfassung der Probekreise im Jahr 2016 wurden die gleichen Bäume in den Jahren 2017 und 2018 erneut aufgesucht. Dies ermöglichte es, jährliche Schwankungen

der Schälintensität unbeeinflusst von der Flächenvorauswahl zu detektieren. Eine Neuauswahl einzelner Bäume oder ganzer Probekreise erfolgte nur, wenn die ursprünglich ausgewählten Bäume aufgrund von natürlichen Störungen (Sturm, Schneebruch) oder durch forstliche Maßnahmen nicht mehr vorhanden waren. Mittels Tablet-PCs und einer eigens entwickelten App wurden so jährlich 97.050 Bäume in 1.182 Boniturbeständen begutachtet.

Die Gemeine Fichte, gefolgt von Rotbuche und Europäischer Lärche dominierten die Baumartenverteilung (Abbildung 98). Die Baumarten Douglasie, Weißtanne, Waldkiefer sowie der Bergahorn als Hauptbestandteil der Hartlaubbaumarten machten mit unterschiedlichen regionalen Schwerpunkten nur knapp ein Prozent aller darüber hinaus erfassten Bäume aus. Neben ihrer geringeren Häufigkeit in den erforderlichen Altersbereichen ist auch die häufige Zäunung dieser Baumarten ein Grund für die geringe Repräsentanz in der Stichprobe. So ist insbesondere die Weißtanne ein wesentlicher Bestandteil des Waldumbaus im Erzgebirge. Ungeschützte Tannenbestände waren aber fast ausschließlich in den Untersuchungsgebieten Eibenstock und Neustadt zu finden.

7.3 Intensität und Verteilung von Rotwildschäle

Die Rotwildbestände der vier Untersuchungsgebiete waren in der historischen Entwicklung einer starken Dynamik unterworfen. Der konsequente Aufbau der Rotwildpopulationen, der insbesondere in den DDR-Staatsjagdgebieten Oberwiesenthal (Untersuchungsgebiet Neudorf) und Rosenthal (Untersuchungsgebiet Neustadt), aber auch im Bereich des früheren Wildforschungsgebietes Eibenstock als Grundlage für die Hege starker Trophäenträger diente, wirkt zum Teil noch heute wesentlich auf die Struktur und ökologische Stabilität der Wälder in den Untersuchungsgebieten nach. Schon damals war die Problematik überhöhter Rotwildbestände und deren Auswirkungen auf die devastierten, von Reparationshieben und unregelmäßiger Nutzung gezeichneten Wälder bekannt. So waren die mit den hohen Rotwildbeständen in weitgehend strukturarmen Fichtenforsten einhergehenden Schältschäden und die Suche nach Strategien zu deren Begrenzung eine wesentliche Ursache für die Einrichtung des Wildforschungsgebietes Eibenstock im Jahr 1963. So führte der erste Leiter des Wildforschungsgebietes Eibenstock, Prof. Dr. Egon Wagenknecht, bei dessen Gründungsveranstaltung aus:

„Das Kernproblem, das uns forschungsmäßig in diesem reinen Fichtengebiet beschäftigt, ist der Schältschaden des Rotwildes. Ein wesentlicher Faktor zu seiner Verminderung ist die Verbesserung der Ernährungsbedingungen des Rotwildes, selbstverständlich wird auch durch eine sinnvolle Regulierung des Wildbestandes eine Schadensminderung angestrebt.“ (Brückner 1993, S. 55).

Für das Rotwildeinstandsgebiet Westergebirge konnte aus der Rückrechnung der Jagdstrecken ein kontinuierlicher Bestandsaufbau abgeleitet werden. Die Regulierung des Bestandes begann mit der Wiedereinführung der regulären Bejagung im Jahr 1962 mit zunächst moderaten jagdlichen Eingriffen, die bei drastisch steigenden Schältschäden etwa ab Mitte der 1980er Jahre zunehmend intensiviert wurden (Schönfelder 1997). Die noch heute sichtbare Folge dieser Perioden hoher Rotwildbestände sind Bestände mit fast flächendeckenden alten Schältschäden. Diese Altschäle lässt sich über lange Zeiträume hinweg infolge typischer Rindenüberwallungen sicher identifizieren. Im Gegensatz zu einem einmalig auftretenden Verbiss, dessen Folgen (Wachs-

Abbildung 99: Schältschäden führen durch das Eindringen holzzersetzender Pilze zur Destabilisierung ganzer Bestände (unten) sowie zur Entwertung des Holzes (rechts).



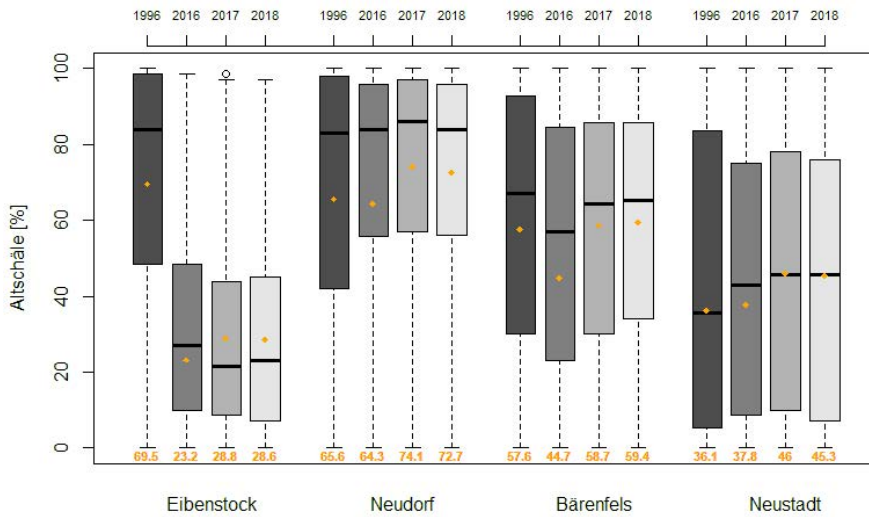
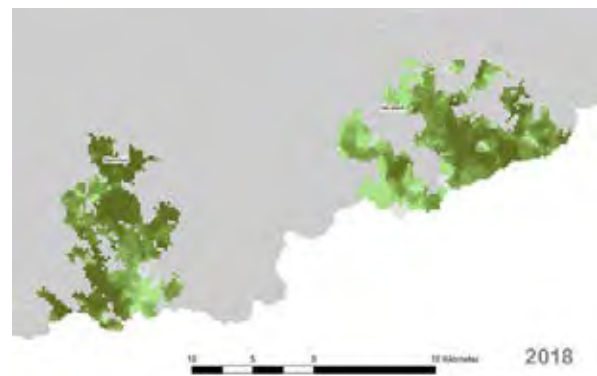
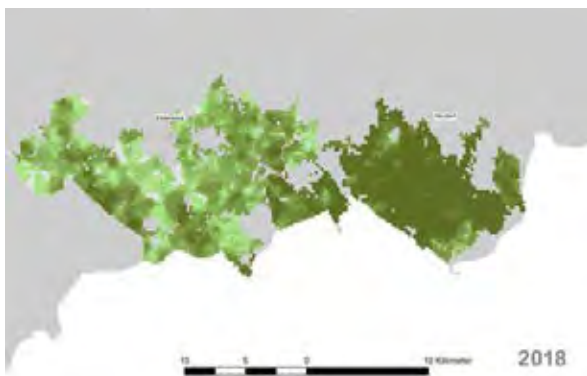
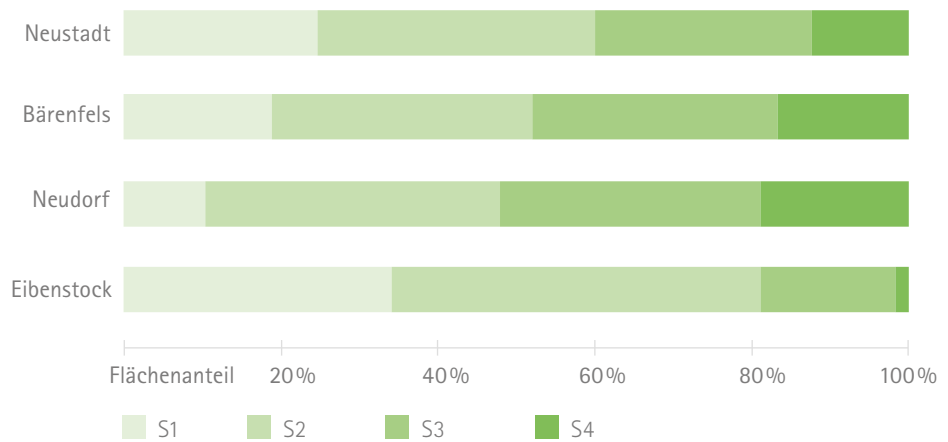


Abbildung 100: Jährliche Entwicklung der Altschäle (alle Intensitätsstufen) zwischen 2016 und 2018 sowie Vergleichswert der Wildschadenserhebung 1996 in den vier Untersuchungsgebieten. Orange dargestellt ist der arithmetische Mittelwert.

Abbildung 102: Prozentuale Verteilung der Intensitätsstufen S1 (sehr niedrig) bis S4 (extrem hoch) bei Altschäle nach Untersuchungsgebieten.



0% > 0-5% > 5-10% > 10-20% > 20-40% > 40-60% > 60% Forstbezirke

Abbildung 101: Interpolierte Verteilung des prozentualen Altschäleanteils (SALT) in schälgefährdeten Beständen der Kern-Untersuchungsgebiete Eibenstock und Neudorf (links) sowie Bärenfels und Neustadt (rechts).

tumsverzögerung, Bildung eines sekundären Leittriebes) von der Pflanze meist innerhalb weniger Jahre folgenlos kompensiert werden können, werden im betroffenen Baum bereits mit dem ersten frischen Schälsschaden häufig pilzbedingte Zersetzungsprozesse initiiert, die seine statische Stabilität sowie die Qualität dauerhaft beeinträchtigen (Burneviča et al. 2016).

Altschäle

Anfang der 1990er Jahre war nahezu jeder mittelalte Baum in den Untersuchungsgebieten Eibenstock, Neudorf, Bärenfels und Neustadt mindestens einmal in seinem Leben geschält. Die Hauptbaumart Fichte ist in der Stichprobe der Schälerhebung

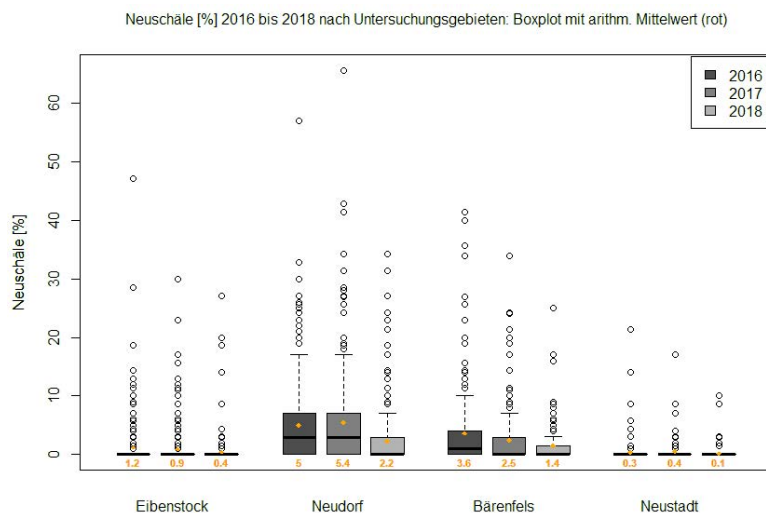


Abbildung 103: Jährliche Entwicklung der Neuschäle (alle Intensitätsstufen) in den vier Untersuchungsgebieten als Boxplot. Orange dargestellt ist der arithmetische Mittelwert.

des Projektes „Rotwildmanagement pro Waldumbau“ maximal 42 Jahre alt. Geht man davon aus, dass Schäle an Fichten frühestens im Alter von etwa zehn Jahren auftritt, repräsentiert die hier ermittelte Altschäle den Rotwildeinfluss frühestens ab etwa 1986. Die Auswirkungen der Rotwildbewirtschaftung vor 1990 sind somit nur über den älteren Anteil des Baumkollektives der Stichprobe ableitbar. Die eingangs beschriebene ursprünglich durchaus vergleichbare Ausgangssituation hinsichtlich der Altschäleanteile differenzierte sich ab etwa 1990 zwischen den unterschiedlichen Untersuchungsgebieten immer mehr aus. Dort, wo es bereits früh gelungen ist, die Neuschäle auf relativ niedrigem Niveau zu halten (vor allem in Eibenstock), ist auch der Anteil der Altschäle über die Jahre kontinuierlich gesunken.

Die Altschäle ist in Hinblick auf jährliche Schwankungen somit aus der Natur der Sache resultierend ein eher robustes Merkmal. Die in den Untersuchungsgebieten festgestellten geringen Unterschiede zwischen den drei Erhebungsjahren sind zu vernachlässigen (Abbildung 100). Das waldbauliche Ziel – eine dauerhafte Absenkung der Altschäleanteile – ist nur erreichbar, wenn die Neuschäle (frische, höchstens ein Jahr alte Schälwunden), aus der sie resultiert, dauerhaft unter einen kritischen Schwellenwert sinkt. Weiterhin begünstigen die Altersentwicklung (Herauswachsen altgeschälter Bäume aus der Stichprobe) sowie die Entnahme geschälter Bäume bei forstlichen Pflegemaßnahmen sinkende Altschäleanteile. Bei dauerhaft hohen Neuschäleanteilen kann auch die Altschäle nicht sinken und steigt im Zweifel sogar weiter an. Insofern lässt sich aus den Altschäleanteilen die früheste dauerhafte Absenkung der Neuschäleanteile für das Untersuchungsgebiet Eibenstock, gefolgt von Neustadt und Bärenfels ableiten. In Neudorf weist der Großteil der betrachteten Boniturbestände noch immer erhebliche Altschäleanteile auf.

Innerhalb der Untersuchungsgebiete ist die Altschäle nicht gleichmäßig verteilt (Abbildung 101). In Eibenstock beispielsweise liegen die heutigen Schwerpunkte der Altschäle insbesondere im Westen des Untersuchungsgebietes. Beeinflusst werden die Schwerpunkte der Altschäle vor allem von der Waldstruktur, also der räumlich differenzierten Alters- und Baumartenverteilung, aber auch von der lokalen Entwicklung der Neuschäle.

Differenziert man die Altschäle nach Intensitätsstufen, lässt sich die Qualität der Schädigung innerhalb der Untersuchungsgebiete detaillierter beurteilen (Abbildung 102). In Eibenstock ist die niedrigste Intensitätsstufe 1 (einzelne Zahnspuren) mit über 30 Prozent Anteil an der gesamten Altschäle am stärksten vertreten. Für Bäume mit dieser Schädigungsstufe sind ertrags- wie auch stabilitätsmindernde Folgen der Schäle unwahrscheinlich. Der Schwerpunkt der Schälwunden konzentriert sich jedoch auf die Intensitätsstufen 2 und 3. Hier kann angenommen werden, dass die Schälwunde den Eintritt von holzersetzenden Pilzen ermöglichte und es zu ertrags- und stabilitätsmindernden Folgen kommt. Die Intensitätsstufe 4 ist insbesondere in Neudorf und Bärenfels mit einem Anteil von fast 20 Prozent der Altschäle nachweisbar. Für diese Bäume sind gravierende Stabilitäts- und Qualitätsverluste wahrscheinlich. Im Untersuchungsgebiet Eibenstock hingegen sind Bäume mit Altschäle der Intensitätsstufe 4 nur in wenigen Fällen dokumentiert worden.

Zusammengefasst lässt sich mit Blick auf die Altschäle für Eibenstock die mit Abstand günstigste Situation feststellen. In Neustadt prägt dieses Schädigungsmerkmal zwar noch umfangreiche Anteile der bonitierten Bestände, ein positiver Trend ist jedoch deutlich erkennbar. Im Untersuchungsgebiet Bärenfels, besonders aber in Neudorf hingegen prägt die Altschäle sowohl die Bestandesstabilität als auch die betriebliche Ausgangssituation noch immer in besonderem Maße.

Neuschäle (Sommer- und Winterschäle)

Die Neuschäle, also jene Schälwunden, die höchstens ein Jahr alt sind, spiegelt die aktuelle Situation wider. Für das zusammenfassende Merkmal Neuschäle ist es für die Ergebnisdarstellung dieser Studie irrelevant, ob ein Baum nur Winter- oder Sommerchäle oder aber beide Einzelmerkmale gemeinsam aufweist, er fließt jeweils nur einmal in die statistische Auswertung als geschädigtes Individuum ein.

Bei der Höhe der Neuschäle sind deutliche Unterschiede zwischen den Untersuchungsgebieten nachweisbar (Abbildung 103). Das niedrigste Neuschälenniveau wurde im Untersu-

chungsgebiet Neustadt (Ø 0,3%), gefolgt von Eibenstock (Ø 0,8%) und Bärenfels (Ø 2,5%) ermittelt. Die höchsten Neuschäleanteile waren im Untersuchungsgebiet Neudorf (Ø 4,2%) nachweisbar. Auffällig ist das gebietsübergreifende starke Absinken der Neuschäle im Jahr 2018, ohne dass (mit Ausnahme des Untersuchungsgebietes Neudorf) von gravierenden Veränderungen der Populationsdichten ausgegangen werden kann (vgl. Kap. 5.2). Weil dieser Trend die Vermutung nahelegt, dass weitere, wilddichteunabhängige Faktoren die jährliche Intensität der Neuschäle beeinflussen, wurden vertiefende statistische Analysen durchgeführt (vgl. Kap. 7.5).

Winterschäle

Die Winterschäle dominierte mit drei Vierteln aller frisch geschädigten Bäume innerhalb des Schadmerkmals Neuschäle. Betrachtet man die Verteilung der Winterschäle innerhalb der Untersuchungsgebiete, wird eine geklumpfte Verteilung deutlich (Abbildung 104).

Zudem variierten die räumlichen Schwerpunkte innerhalb der Gebiete von Jahr zu Jahr. In den Untersuchungsgebieten Neudorf und Bärenfels war frische Winterschäle nahezu flächendeckend nachweisbar. Im Untersuchungsgebiet Eibenstock konzentrierten sie sich im Südwesten und Westen im Bereich der Grenze zum Forstbezirk Adorf sowie zur Tschechischen Republik. Übergänge waren auch im Grenzbereich zum Untersuchungsgebiet Neudorf nachweisbar. Im Bereich des Untersuchungsgebietes Neustadt entfielen die wenigen Schwerpunkte der Winterschäle insbesondere auf Bestände, die in der Nähe von landwirtschaftlichen Flächen bei Rosenthal gelegen waren. Hinsichtlich der betroffenen Baumarten gibt es relevante Unterschiede bezüglich ihrer Prädisposition gegenüber Winterschäle, wobei bereits die Stichprobe der Schälerhebung nur Baumarten umfasst, für die Rotwildschäle mutmaßlich überhaupt zu erwarten ist. So sind insbesondere Weißtanne, Douglasie, Europäische Lärche und der Bergahorn als Vertreter der Hartlaubbaumarten von Winterschäle betroffen (Abbildung 105). Der Anteil der Waldkiefer an der Stichprobe ist mit sieben Bäumen zu gering für valide Aussagen. Überraschenderweise – und im Gegensatz zu Untersuchungen in anderen Regionen (FNR 2021) – war die Rotbuche mit nur

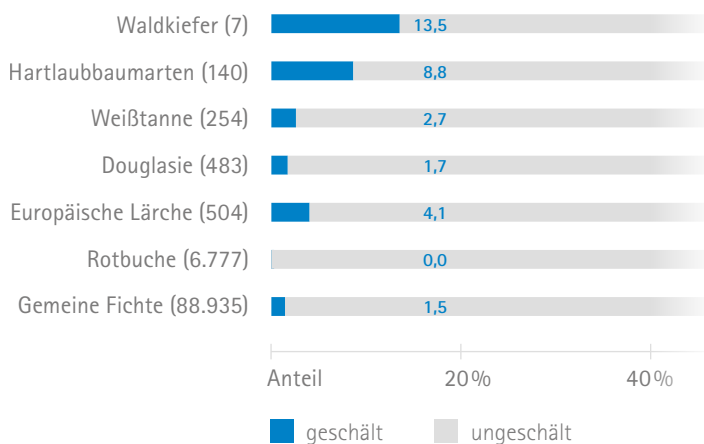


Abbildung 105: Durchschnittlicher prozentualer Anteil von Bäumen mit Winterschäle in der Gesamtstichprobe nach Baumarten (in Klammern die Anzahl betrachteter Bäume in der Stichprobe).

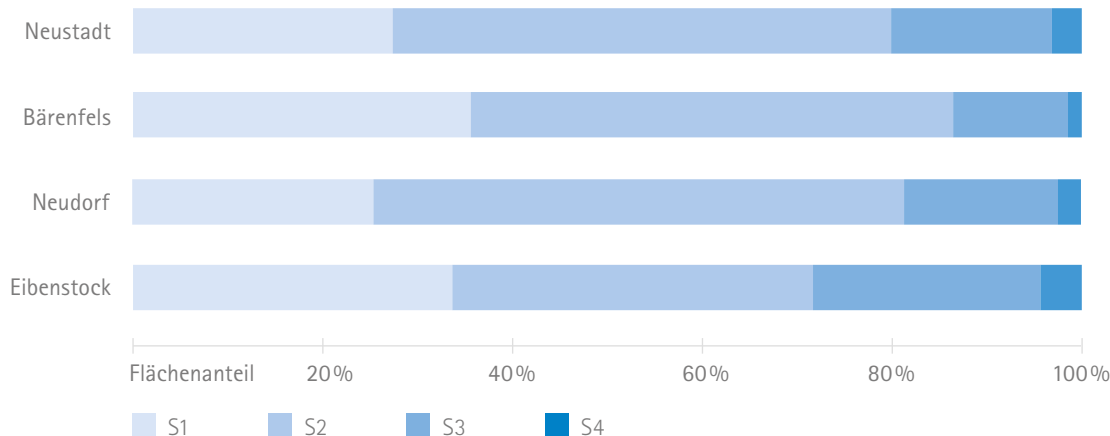


Abbildung 106: Prozentuale Verteilung der Intensitätsstufen S1 (sehr niedrig) bis S4 (extrem hoch) von Winterschäle nach Untersuchungsgebieten.

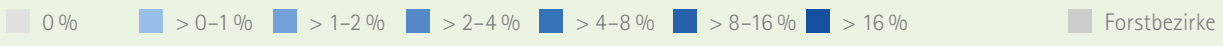
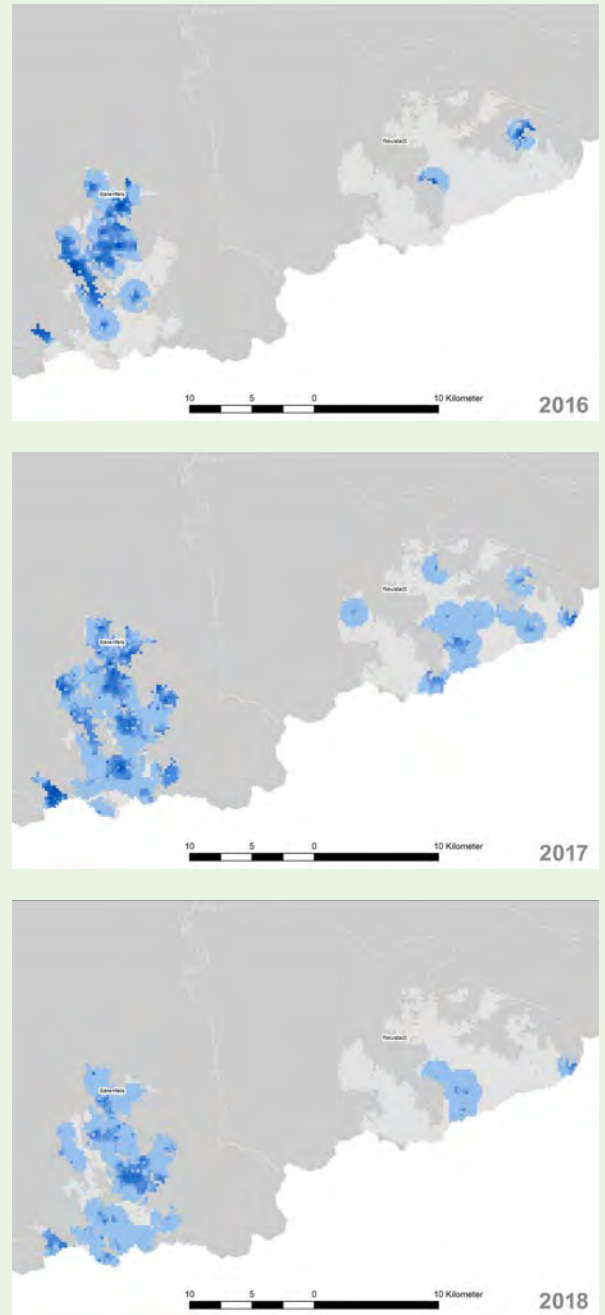
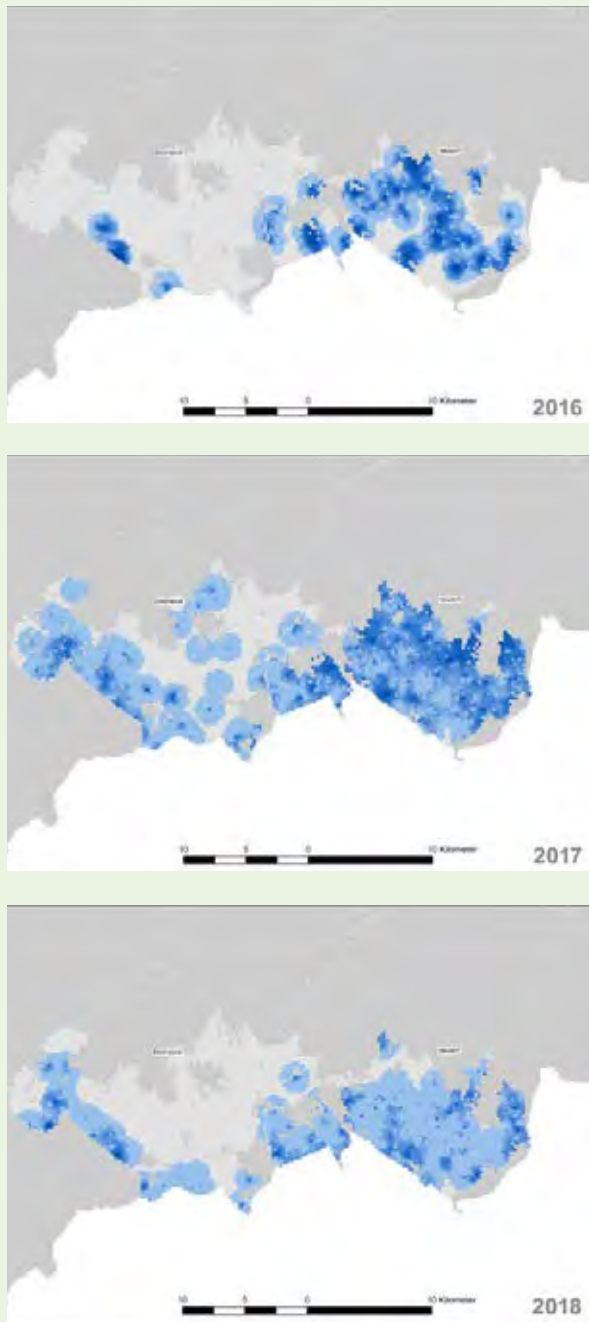
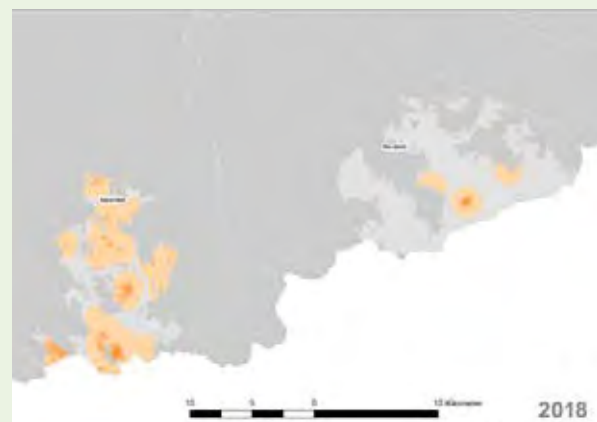
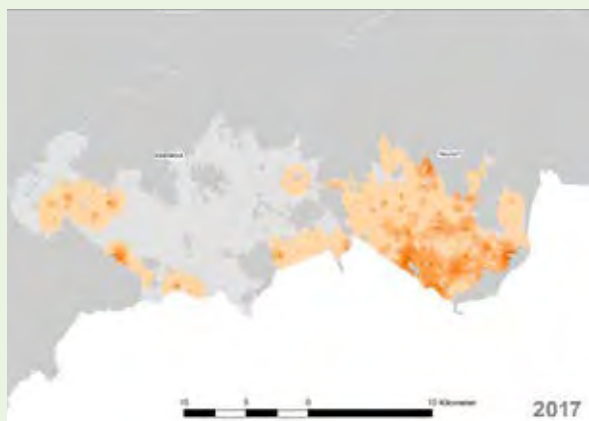
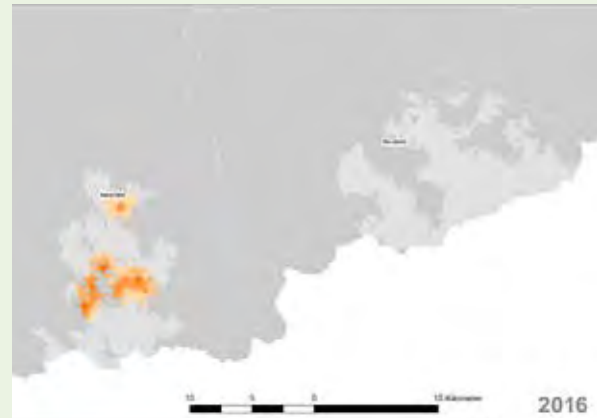
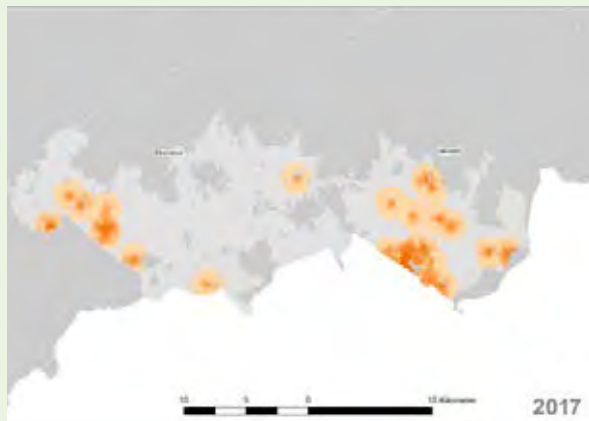


Abbildung 104: Interpolierte Verteilung des prozentualen Anteils von Winterschäle (SWIN) in schälgefährdeten Beständen der Erhebungsjahre 2016, 2017 und 2018 in den Untersuchungsgebieten Eibenstock und Neudorf (links) sowie Bärenfels und Neustadt (rechts).



0 %
 > 0-1 %
 > 1-2 %
 > 2-4 %
 > 4-8 %
 > 8-16 %
 > 16 %
 Forstbezirke

Abbildung 107: Interpolierte Verteilung des prozentualen Anteils von Sommerschäle (SSOM) in schälgefährdeten Beständen der Erhebungsjahre 2016, 2017 und 2018 in den Untersuchungsgebieten Eibenstock und Neudorf (links) sowie Bärenfels und Neustadt (rechts).

drei geschälten Individuen kaum von Neuschäle betroffen. Der relativ niedrige Anteil geschälter Fichten resultiert vor allem aus den niedrigen Werten der Untersuchungsgebiete Eibenstock und Neustadt.

Die Verteilung der Intensitätsstufen zeigt wenige gebietspezifische Unterschiede (Abbildung 106).

Die niedrigste Intensitätsstufe 1 macht etwa ein Viertel der frischen Winterschäle aus und dürfte kaum zu relevanten Folgen bei den betroffenen Bäumen führen. Der Schwerpunkt aller Schälsschäden konzentriert sich auf die Intensitätsstufen 2 und 3, während die Intensitätsstufe 4 weniger als fünf Prozent der Winterschäle ausmacht.

Sommerschäle

Sommerschäle betrifft etwa ein Viertel aller frisch geschälten Bäume der Stichprobe. Auch die Sommerschäle zeigt eine

räumlich geklumpete Verteilung mit jährlicher Variation (Abbildung 107). Die Schwerpunkte der Sommerschäle weichen mitunter von denen der Winterschäle ab und bestätigen damit die saisonale Variabilität in der Raumnutzung der Rothirsche (vgl. Kap. 5.2).

Deutlich wird dies im Untersuchungsgebiet Bärenfels, wo Sommerschäle nicht flächendeckend, sondern in lokalen Schwerpunkten nachweisbar war. Im Untersuchungsgebiet Neudorf war Sommerschäle insbesondere in den südlichen Kammlagen nachweisbar, trat aber auch im Übergangsbereich zum Offenland im Norden des Untersuchungsgebietes auf. In Eibenstock und Neustadt deckt sich das Auftreten der Sommerschäle weitestgehend mit den Schwerpunkten der Winterschäle. Hinsichtlich der Abgrenzung von Winter- und Sommerschäle ist zu bemerken, dass es zeitliche Übergangsbereiche im Frühjahr und Herbst gibt, innerhalb derer je nach individueller Baumphysiologie und Baumart eine scharfe Abgrenzung der Merkmale über das jeweils typische Schadbild schwerfällt. Trotzdem wurde auch in diesen Fällen pro Schaden immer nur eine Kategorie durch den Gutachter angesprochen.

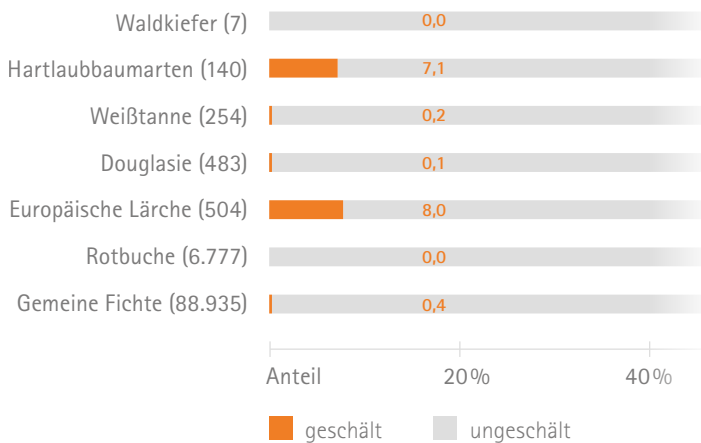


Abbildung 108: Durchschnittlicher prozentualer Anteil von Bäumen mit Sommerschäle in der Gesamtstichprobe nach Baumarten (in Klammern die Anzahl betrachteter Bäume in der Stichprobe).

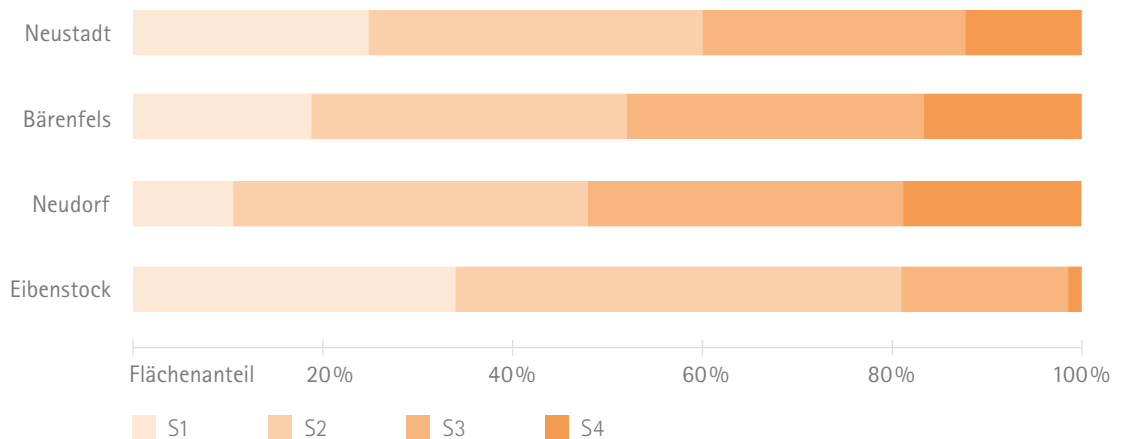


Abbildung 109: Prozentuale Verteilung der Intensitätsstufen S1 (sehr niedrig) bis S4 (extrem hoch) von Sommerschäle nach Untersuchungsgebieten.

Von den 1.371 Bäumen mit Sommerschäle entfielen 1.184 auf die Gemeine Fichte, sodass hier die Ableitung von baumartenbezogenen Präferenzen schwierig ist. Es ist aber anzunehmen, dass diese bei Douglasie, Weißtanne, Bergahorn und Europäischer Lärche vergleichbar hoch sind wie bei der Fichte. Da die im Rahmen dieses Projektes erfasste Rotbuche insgesamt nahezu keine frischen Schälwunden aufwies, besteht auch hinsichtlich der Sommerschäle keine erkennbare Anfälligkeit dieser Baumart, was aber tatsächlich nur als projektspezifische Aussage betrachtet werden darf (Abbildung 108).

Die prozentuale Verteilung der Intensitätsstufen von Bäumen, die eine Sommerschäle aufweisen, unterscheidet sich deutlich von jenen mit Winterschäle (Abbildung 109). Die niedrigste Intensitätsstufe 1 ist hier nur mit durchschnittlich 20 Prozent vertreten.

Das flächige Abziehen der Rinde während der Vegetationszeit hinterlässt demnach immer eine Verletzung von relevanter Breite, die im Vergleich zur Winterschäle in der Regel auch eine deutlich größere vertikale Ausdehnung hat. In den Untersuchungsgebieten Neudorf und Bärenfels wurde nahezu keine Sommerschäle der Intensitätsstufe 1 erfasst. In Neudorf wurden zudem die höchsten Anteile der Intensitätsstufen 3 und 4 ermittelt. Generell bestätigen die Ergebnisse die Erfahrung von Praktikern, wonach Schäle während der Vegetationszeit für den betroffenen Baum in der Regel zu schwerwiegenderen Folgen führt, weil die Schälwunde meist deutlich großflächiger ist und die Eintrittswahrscheinlichkeit einer Pilzinfektion dementsprechend steigt.

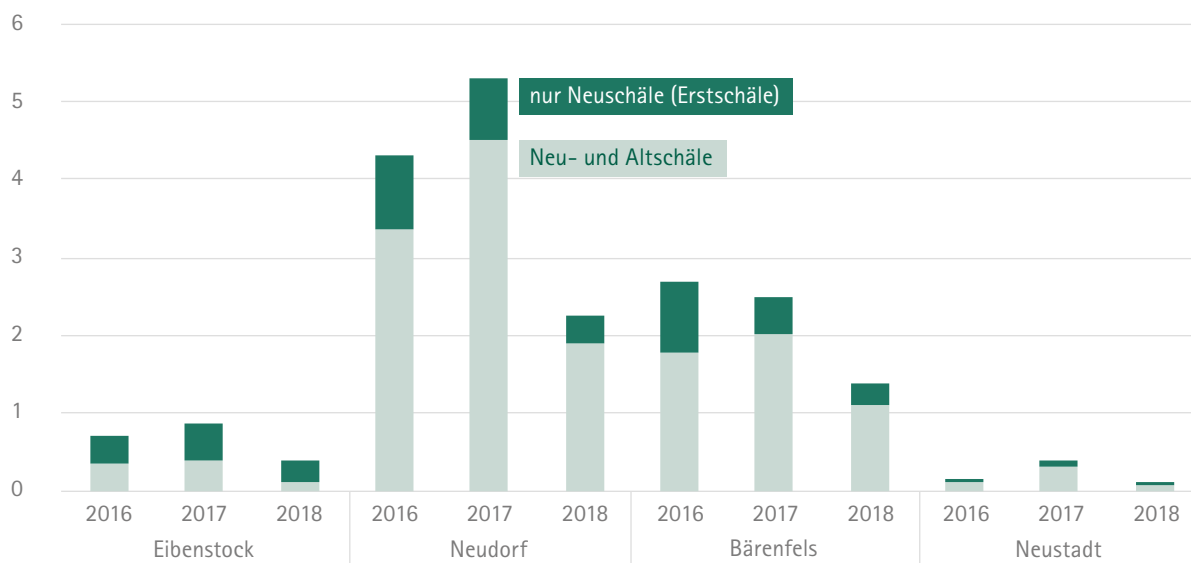
Erstschäle

Frische Schälwunden sind dann besonders relevant, wenn diese an bislang ungeschädigten Bäumen auftreten. Diese sogenannte Erstschäle variierte zwischen den Untersuchungsgebieten und den Erhebungsjahren (Abbildung 110). In der Regel war der Anteil der Erstschäle an der Neuschäle deutlich kleiner als jener, welcher an den bereits vorher geschälten Bäumen festgestellt wurde. Dieser Trend zeigte sich erwartungsgemäß vor allem dort, wo hohe Altschäleanteile in den erfassten Beständen ermittelt wurden (Bärenfels, Neudorf). Im Untersuchungsgebiet Eibenstock, das die niedrigsten Altschäleanteile aufweist, war der Anteil der Erstschäle entsprechend deutlich höher. Der Anteil dieses Schädmerkmals kann in Gebieten mit niedrigen Alt- und Neuschäleanteilen somit ähnlich hoch sein wie jener in Regionen mit einem insgesamt deutlich höheren Schädniveau – so beispielsweise im direkten Vergleich von Eibenstock (2017) und Neudorf (2018). In den Untersuchungsgebieten Neudorf und Bärenfels sank der Anteil der Erstschäle von 0,9 Prozent im Jahr 2016 auf 0,5 Prozent (Neudorf) beziehungsweise 0,4 Prozent (Bärenfels) im Jahr 2018.

Bei der Verteilung der Erstschäle innerhalb der drei Erhebungsjahre zeigten sich – ähnlich wie bei Sommer- und Winterschäle – sowohl wiederkehrende lokale Schwerpunkte als auch gänzlich neue (Abbildung 111).

Abbildung 110: Prozentualer Anteil an Erstschäle (frische Neuschäle an bislang ungeschädigten Bäumen) und frischen Schälwunden an vorgeschädigten Bäumen (Altschäle) nach Erhebungsjahr und Untersuchungsgebiet.

Anteil geschälter Bäume in %



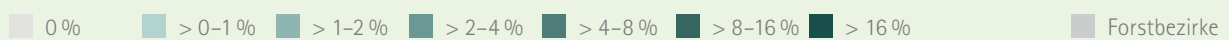
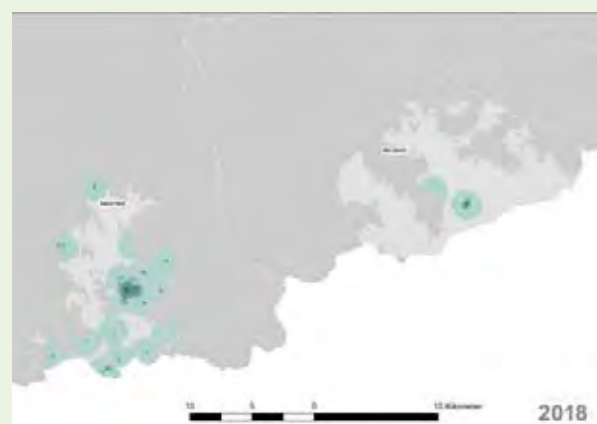
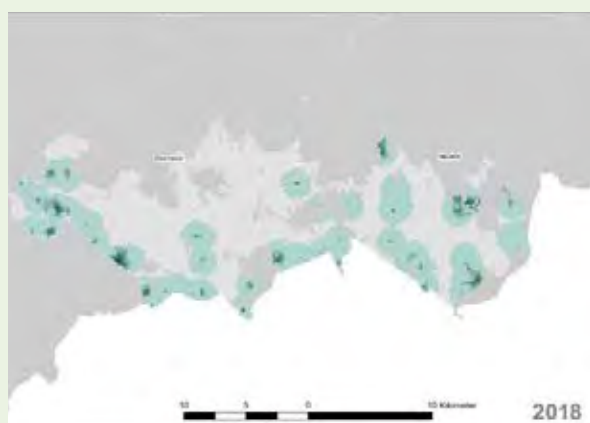
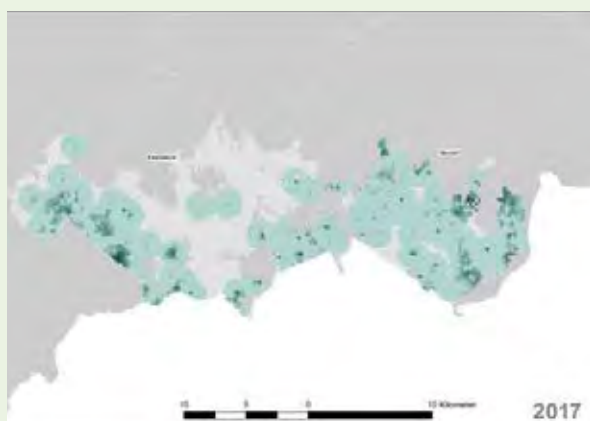
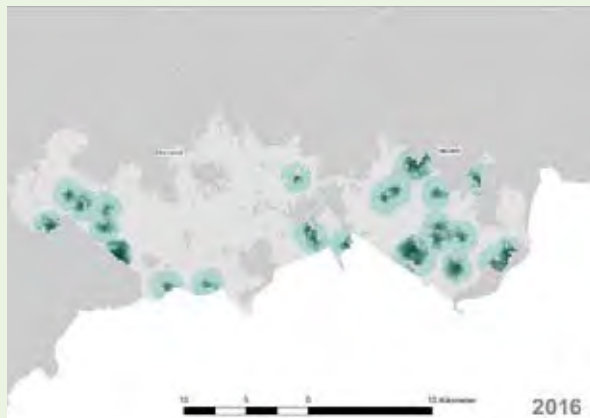


Abbildung 111: Interpolierte Verteilung des prozentualen Anteils von Erstschläe (SERST) in schälgefährdeten Beständen der Erhebungsjahre 2016, 2017 und 2018 in den Untersuchungsgebieten Eibenstock und Neudorf (links) sowie Bärenfels und Neustadt (rechts).

7.4 Verbiss

Bei der Analyse des Verbisses konzentriert sich die Betrachtung auf die Untersuchungsgebiete Neudorf und Eibenstock (Vergleichspaar West). In beiden Untersuchungsgebieten wurden innerhalb von zwei Jahren (2017 und 2018) im Vorlauf der Forsteinrichtung hochaufgelöste Stichprobeninventuren (Waldinventur Sachsen, WISA) durchgeführt, sodass valide Daten für die Dichte und Struktur der Waldverjüngung vorliegen. Eine zu berücksichtigende Unschärfe bei der Interpretation der Ergebnisse zum Verbiss an Waldbäumen auf Grundlage der WISA-Stichprobe ist, dass keine Differenzierung nach dem Verursacher des Verbisses erfolgt (Rehwild, Rotwild, Feldhase). Neben dem Anteil verbissener Pflanzen wird auch der Anteil derjenigen Pflanzen betrachtet, der nicht verbissen ist und der demnach das waldbauliche Potenzial widerspiegelt.

Für einen Vergleich der Gebiete wurden die typischen Baumarten des herzynischen Bergmischwaldes sowie von Fichten-Bergwäldern betrachtet: Gemeine Fichte (*Picea abies*), Rotbuche (*Fagus sylvatica*), Weißtanne (*Abies alba*), Gemeine Eberesche (*Sorbus aucuparia*) sowie Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*). Verglichen wird nachfolgend die durchschnittliche Häufigkeit der Baumart nach Wuchshöhe und Verbissstatus (unverbissen, einfacher Terminaltriebverbiss, Mehrfachverbiss) an Inventur-Probekreisen mit Baumverjüngung. Zu beachten ist, dass die Altersspanne, die eine Höhenklasse beinhaltet, je nach Baumart und Verbisshäufigkeit variieren kann und tendenziell mit zunehmender Höhe größer wird. In die Analyse fließen nur Inventur-Probekreise ein, die nicht gezäunt waren beziehungsweise bei denen die Bäume nicht durch chemische oder mechanische Einzelschutzmaßnahmen vor Wildverbiss geschützt waren.

Die Fichte ist die häufigste Baumart in beiden Untersuchungsgebieten. Relevanter Verbiss war nur im Untersuchungsgebiet Neudorf nachweisbar, der Anteil verbissener Fichten im Vergleich zur unverbissenen Verjüngung war jedoch sehr niedrig (Abbildung 112). Die Fichte zeigt den typischen Verlauf der konkurrenzbedingten Mortalität in einer Baumverjüngung, die mit hohen Individuenzahlen startet: In der Größenklasse zwischen 20 und 50 Zentimetern sind die meisten Individuen zu finden, ihr Anteil sinkt mit zunehmendem Alter beziehungsweise zunehmender Baumhöhe. Auffällig ist die höhere Verjüngungsdichte der Fichte in allen Höhenklassen im Untersuchungsgebiet Eibenstock.

Die Rotbuche zeigt deutlichere Unterschiede zwischen beiden Untersuchungsgebieten. Die Rotbuche wird in hohem Maße künstlich im Zuge des Waldumbaus unter dem Schirm des Altbestandes verjüngt, regelmäßig im Altbestand vorkommende Rotbuchen liefern zudem ein relevantes Naturverjüngungspotenzial. Beide Untersuchungsgebiete weisen Verbiss auf, wobei dieser in Neudorf zwischen 20 und 130 Zentimetern Höhe deutlich über den Werten in Eibenstock liegt (Abbildung 113). Besonders stark wirkt sich hierbei der regelmäßige Mehrfachverbiss aus. Die im Vergleich zum Untersuchungsgebiet Eibenstock stark abnehmende Verjüngungsdichte von Rotbuchen, die höher als 130 Zentimeter sind, ist eine direkte Folge dieses Einflusses.

Die Weißtanne ist eine weitere Schwerpunktbaumart des ökologischen Waldumbaus. Sie wird in beiden Untersuchungsgebieten künstlich über Voranbauten verjüngt. Eine natürliche Verjüngung ist wegen der Seltenheit von Altbäumen die absolute Ausnahme.

FICHTE

⊗ Individuen pro Verjüngungsprobekreis

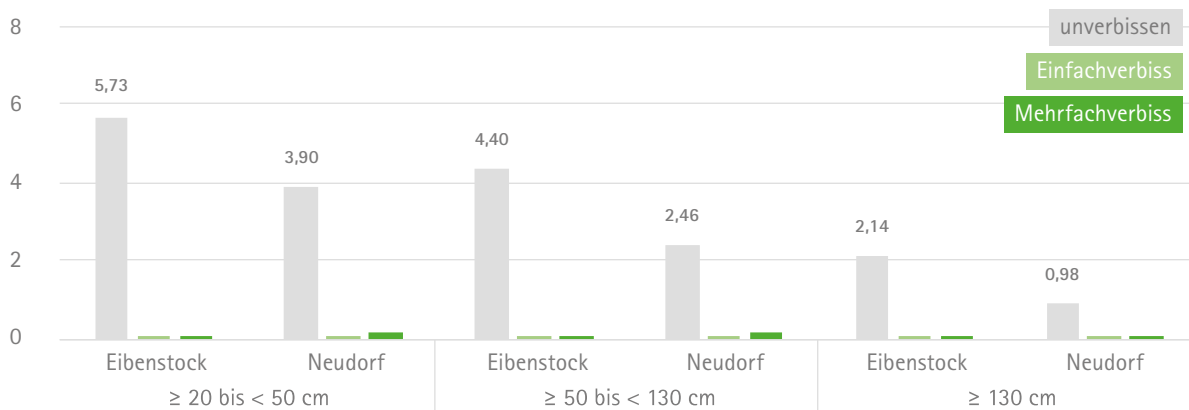


Abbildung 112: Durchschnittliche Häufigkeit der Baumart Fichte (ohne mechanische und chemische Schutzmaßnahmen) in den Untersuchungsgebieten Neudorf und Eibenstock an WISA-Probekreisen mit Baumverjüngung, kategorisiert nach Höhenklasse und Verbissstatus.

Die ungeschützte Verjüngung der Weißtanne ist bislang nur in Eibenstock erfolgreich, wo Verbiss zwar regelmäßig nachweisbar ist, jedoch nicht zu erheblichen Einbrüchen beim Übergang in größere Höhenklassen führt (Abbildung 114). Selbst dort bleiben junge Weißtannen innerhalb der Probekreise aber bisher noch ein eher seltenes Merkmal.

Die Eberesche kommt in beiden Untersuchungsgebieten flächendeckend vor, wobei Altbäume in den Beständen, aber auch an Weg- und Straßenrändern, als Einzelbaum im Offenland sowie in den Siedlungsbereichen zu finden sind. Als Mischbaumart bildet die Eberesche eine ökologisch wertvolle Komponente von Bergmischwäldern sowie Fichten-Bergwäldern der Kammlagen, die zudem bis zu einem gewissen Maße eine durchaus relevante Pufferwirkung für Wildverbiss und Schäle entfalten kann. Sie

verjüngt sich vorwiegend natürlich (eine Pflanzung erfolgt in seltenen Fällen im Zuge von naturschutzfachlichen Maßnahmen, unter anderem zur Habitatentwicklung für das Birkhuhn) und wird zoochor – meist über Vögel – verbreitet. Die Fähigkeit zur Wurzelbrut erlaubt es der Eberesche, sich besonders in frühen Sukzessionsstadien auch auf vegetative Weise effektiv auszubreiten. Trotz des hohen Verjüngungspotenzials unterscheidet sich die Häufigkeit der Eberesche zwischen beiden Gebieten erheblich (Abbildung 115). Dies kann maßgeblich auf den Einfluss von Wildverbiss zurückgeführt werden. In den Größenklassen bis 50 Zentimeter ist der Anteil unverbissener Individuen je Inventur-Probekreis in beiden Gebieten etwa gleich. Deutlich wird hier jedoch ein massiver Wildeinfluss in Form von Ein- und Mehrfachverbiss im Untersuchungsgebiet Neudorf. In der Größenklasse bis 130 Zentimeter setzt sich dieser Trend fort, wobei hier

ROTBUCHE

∅ Individuen pro Verjüngungsprobekreis

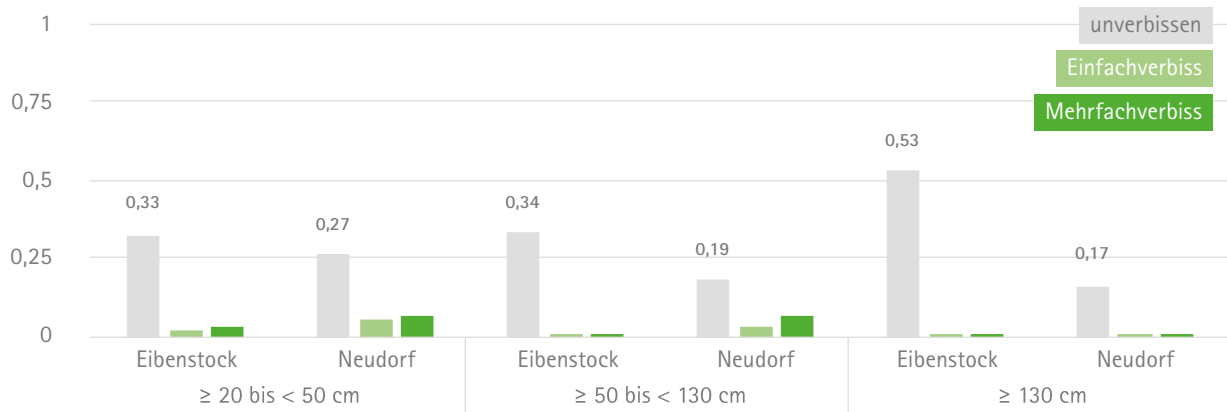


Abbildung 113: Durchschnittliche Häufigkeit der Baumart Rotbuche (ohne mechanische und chemische Schutzmaßnahmen) in den Untersuchungsgebieten Neudorf und Eibenstock an WISA-Probekreisen mit Baumverjüngung, kategorisiert nach Höhenklasse und Verbisstatus.

WEISSTANNE

∅ Individuen pro Verjüngungsprobekreis

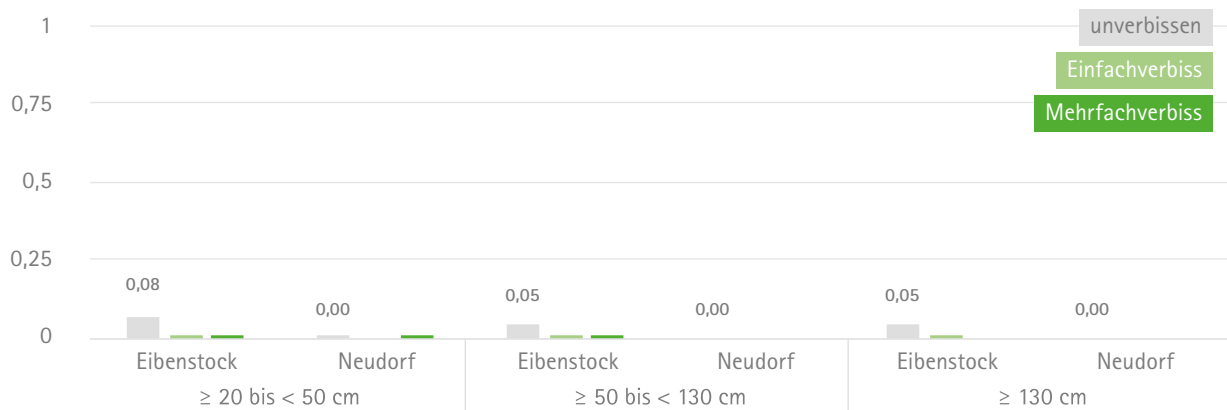


Abbildung 114: Durchschnittliche Häufigkeit der Baumart Weißtanne (ohne mechanische und chemische Schutzmaßnahmen) in den Untersuchungsgebieten Neudorf und Eibenstock an WISA-Probekreisen mit Baumverjüngung, kategorisiert nach Höhenklasse und Verbisstatus.

bereits ein deutlicher Rückgang unverbissener Ebereschen in Neudorf feststellbar ist. Beim Übergang von der Größenklasse zwischen 20 und 50 Zentimetern zur Größenklasse > 130 Zentimeter sinkt die Anzahl der Individuen damit um vier Fünftel. Da die Größenklasse > 130 Zentimeter eine breitere Altersspanne umfasst als der Bereich zwischen 20 und 50 Zentimetern, ist der zugrunde liegende Effekt umso stärker.

Der Bergahorn ist ebenfalls eine Charakterbaumart des herzynischen Bergmischwaldes. Er verjüngt sich häufig natürlich, wobei die Verbreitung in der Regel windgebunden erfolgt, was das Ausbreitungspotenzial im Vergleich zur Eberesche begrenzt. Der Bergahorn wird im Zuge des Waldumbaus künstlich verjüngt – meist auf gut wasser- und nährstoffversorgten Standorten.

Aufgrund des hohen Lichtbedarfs erfolgt die Einbringung dieser Baumart in der Regel nicht unter dem Schirm eines Altbestandes. Beim Bergahorn ist ein ähnlich starker Verbisseffekt nachweisbar wie bei der Eberesche (Abbildung 117). Auch hier ist insbesondere im Untersuchungsgebiet Neudorf ein massiver Ein- und Mehrfachverbiss in der niedrigsten Höhenklasse nachweisbar, der dann stark absinkende unverbissene Individuenzahlen in den größeren Höhenklassen nach sich zieht. Bergahornverjüngung mit einer Höhe von mehr als 130 Zentimetern kommt im Untersuchungsgebiet Neudorf im Prinzip nicht vor: Während dort immerhin an jedem siebten Inventurpunkt mit Baumverjüngung eine unverbissene Eberesche mit einer Höhe über 130 Zentimeter nachweisbar war, findet sich ein solcher Bergahorn nur an jedem fünfzigsten Inventurpunkt.

EBERESCHE

∅ Individuen pro Verjüngungsprobekreis

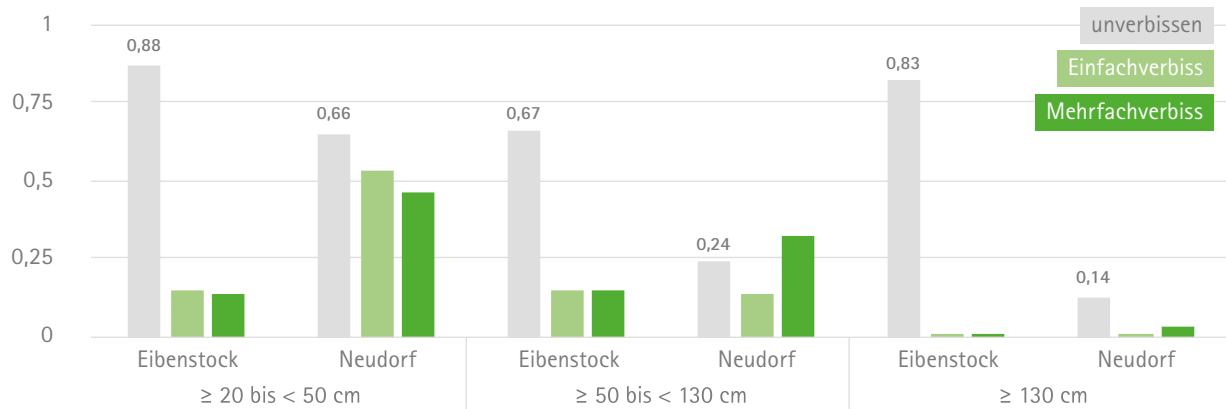


Abbildung 115: Durchschnittliche Häufigkeit der Baumart Eberesche (ohne mechanische und chemische Schutzmaßnahmen) in den Untersuchungsgebieten Neudorf und Eibenstock an WISA-Probekreisen mit Baumverjüngung, kategorisiert nach Höhenklasse und Verbisstatus.

BERGAHORN

∅ Individuen pro Verjüngungsprobekreis

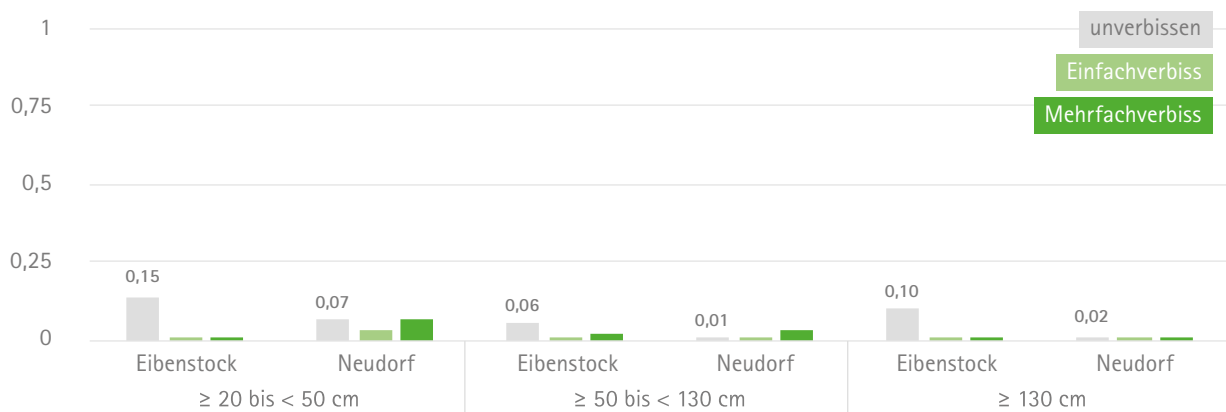


Abbildung 116: Durchschnittliche Häufigkeit der Baumart Bergahorn (ohne mechanische und chemische Schutzmaßnahmen) in den Untersuchungsgebieten Neudorf und Eibenstock an WISA-Probekreisen mit Baumverjüngung, kategorisiert nach Höhenklasse und Verbis-Status.

7.5 Einflussfaktoren auf Höhe und räumliche Verteilung von Schäle und Verbiss

Die Ergebnisse der in dieser Studie durchgeführten jährlichen Erfassung von Schälschäden, aber auch die Daten des im dreijährigen Turnus stattfindenden Wildschadensmonitorings (WSM) in den Verwaltungsjagdbezirken verdeutlichen, dass das durchschnittliche mehrjährige Niveau der Neuschäle mit der regionalen Rotwildsdichte korreliert (vgl. Kap. 5.2 und Kap. 7.3). Weil aber zum Teil deutliche jährliche Schwankungen des Neuschäleanteils in einem Maße nachweisbar waren, die sich nicht über kurzfristig zu erwartende Änderungen der Wildsdichte erklären ließen, lag die Vermutung nahe, dass weitere Faktoren einen messbaren Einfluss haben können. Frühere Untersuchungen zu Einflussfaktoren auf Rotwildschäle im Harz und Solling bestätigten diesen Ansatz (Schomaker 2014). Neben der Auswertung der Intensität und Verteilung von Sommer- und Winterschäle lag demnach ein Schwerpunkt dieser Studie auf der Identifikation von Einflussgrößen, die geeignet sein könnten, um das Auftreten von Schälschäden vorherzusagen und gegebenenfalls zu reduzieren (vgl. Anhang A1: Arbeitshypothese 15). Die Identifikation von potenziellen Variablen, die das Auftreten oder Nichtauftreten von Rotwildschäle in den 1.182 bearbeiteten Boniturbeständen erklären, wurde hierbei getrennt nach Altschäle, Sommerschäle und Winterschäle durchgeführt.

Auf der Grundlage der Ergebnisse der permanenten Stichprobeninventur WISA im Landeswald der Forstbezirke Eibenstock und Neudorf wurde die Identifikation von möglichen wildsdichteunabhängigen Einflussvariablen auch auf die Verjüngungsdichte und den Verbiss an der flächendeckend vorkommenden Eberesche (*Sorbus aucuparia*) erweitert.

Mit der Analyse der Daten aus den Schälerhebungen der Jahre 2016, 2017 und 2018 sowie der Verjüngungsdaten der Eberesche aus WISA wurde das Institut für Waldwachstum und Forstliche

Informatik der TU Dresden beauftragt. Der Abschlussbericht „Statistische Analyse von Einflussfaktoren auf Höhe und Verteilung von Schäle und Verbiss im Rahmen des Kooperationsprojektes Rotwildmanagement pro Waldumbau“ ist als Anlage zu diesem Bericht frei verfügbar (Peters 2020).

Wirkung zeitlich invariabler Faktoren auf Altschäle

Altschäle kann in der Regel weder einem konkreten Entstehungsjahr zugeordnet werden, noch kann sicher festgestellt werden, ob sie aus Winter- oder Sommerschäle resultiert. Deshalb wurden für die Erklärung von alten Schälschäden nur solche Variablen genutzt, die zeitlich invariabel und somit keinen jährlichen oder saisonalen Schwankungen unterworfen sind. Indem sie die zeitlich invariablen Einflussgrößen zusammenfasst, wurde die Altschäle zudem als Prädiktorvariable für Winter- und Sommerschäle genutzt. Als räumliche Basis für die Überprüfung der zeitlich invariablen Faktoren dienten die Polygone (Konturen) der 1.182 Boniturbestände.

Die Wirkung eines zeitlich konstanten Variablensets auf die Wahrscheinlichkeit des Auftretens von Altschäle wurde anhand von Multiplen Linearen Regressionen (Nachweis linearer Zusammenhänge) sowie durch die Anwendung Künstlicher Neuronaler Netze (Nachweis nichtlinearer Zusammenhänge) modelliert (Tabelle 17). Die Altschäle unterscheidet sich hierbei zwischen den Forstbezirken hochsignifikant. Betrachtet man den Gesamtdatensatz unabhängig von den Untersuchungsgebieten, war eine deutliche Zunahme der Altschäle mit steigender Distanz zu Waldwegen, zum Offenland sowie mit zunehmender Hangneigung nachweisbar. Sobald die genannten Variablen für jedes

Tabelle 17: Beschreibung der genutzten zeitlich invariablen Größen für Altschäle

| VARIABLE | EINHEIT | RÄUMLICHE BEZUGSEINHEIT |
|---|---------------|----------------------------|
| nächstgelegener Abfuhrweg/Waldweg | Distanz [m] | Außergrenze Boniturbestand |
| nächstgelegene Waldfläche mit Erholungsfunktion | | |
| nächstgelegene Loipe | | |
| Distanz zum Offenland/zu landwirtschaftlichen Nutzflächen | | |
| Topografie: Höhenlage, Exposition, Hangneigung | [m], [°], [°] | Mittelwert Boniturbestand |

Tabelle 18: Beschreibung der genutzten zeitlich variablen Größen.

| VARIABLE | EINHEIT | RÄUMLICHE BEZUGSEINHEIT |
|---|--------------------|---------------------------------------|
| Waldstruktur: Bestandesalter, Baumhöhe, Kronenschlussgrad | [Jahre], [m], [%] | Außengrenze Boniturbestand |
| Deckungsgrad der Kraut- und Strauchschicht (Zirlewagen 2019) | [%] | direktes Umfeld Boniturbestand |
| Störeinfluss der Jagd: Gesamtjagdstrecke aller Wildarten während der Entstehungsperiode von Sommer-Winterschäle | [Stück] | 1.000 m Rasterzelle um Boniturbestand |
| Rotwilddichte: Durchschnittliche Rotwildnachweise pro Zeiteinheit aus Fotofallenmonitoring | [Stück/Kamera*24h] | 1.000 m Rasterzelle um Boniturbestand |
| Maximale Schneedeckenhöhe des vorangegangenen Winters | [cm] | Mittelwert Boniturbestand |

einzelne Untersuchungsgebiet analysiert wurden, traten jedoch widersprüchliche Resultate auf. Die starken Effekte der Hangneigung sowie der Distanz zu Abfuhrwegen und zum Offenland konnten nur für die Untersuchungsgebiete Neustadt und Eibenstock – diejenigen mit den geringsten Altschäleanteilen – aufrechterhalten werden. Im Untersuchungsgebiet Bärenfels stieg die Altschäle mit zunehmender Entfernung zu Loipen und Waldflächen mit einer ausgeprägten Erholungsfunktion (Frequentierung durch Waldbesucher), während im Untersuchungsgebiet Neudorf im Prinzip keine wirksamen zeitlich invariablen Größen ermittelt werden konnten.

Weil einzelne Variablen räumlich korrelieren und zum Teil untereinander austauschbar waren, kann ihr Einfluss auf die Verteilung der Altschäle nicht sicher abgeschätzt werden. Die Ergebnisse legen die Vermutung nahe, dass zeitlich konstante Eigenschaften des Rotwildlebensraumes wie Topografie oder die Distanz zu potenziellen Störquellen vor allem dort die Verteilung der Altschäle beeinflussen, wo diese bei geringeren Rotwildichten nicht flächendeckend auftritt, sondern sich in lokalen Schwerpunkten konzentriert.

Wirkung zeitlich variabler Faktoren auf Sommer- und Winterschäle

Für die Erklärung von Sommer- und Winterschäle wurden nur diejenigen Variablen ausgewählt, die zeitlichen Veränderungen unterworfen sind (zeitlich variable Faktoren). Als räumliche Basis für die Überprüfung der zeitlich variablen Faktoren dienten auch hier die Polygone (Konturen) der 1.182 Boniturbestände, deren direktes Umfeld (Konturen + Puffer) beziehungsweise die 1.000-Meter-Rasterkachel, in der die Boniturbestände lagen.

Die Wirkung von Einflussgrößen, die einer zeitlichen Veränderung unterliegen, wurde für Neuschäle, getrennt nach Sommer- und Winterschäle, untersucht (Tabelle 18). Zusätzlich wurde der Anteil der Altschäle als Variable genutzt, welche die Wirkung der zeitlich invariablen Größen bündelt und gewissermaßen als Maß für die Schälattraktivität des Boniturbestandes dient.

Das Vorkommen von Altschäle geht in allen vier Untersuchungsgebieten mit dem verstärkten Auftreten von Winterschäle einher (Tabelle 19). Mit zunehmender Baumhöhe und zunehmendem Bestandesalter (Erfassungsgrenze 40 Jahre) nahm die Wahrscheinlichkeit einer Winterschäle signifikant ab. In den Untersuchungsgebieten Eibenstock und Neustadt stieg das Risiko von Winterschäle mit zunehmender Schneehöhe. Kronenschlussgrad und Rotwildichte (Fotofallen-Kontaktrate im Winterhalbjahr, siehe Kap. 5.2) hatten einen signifikanten Einfluss auf das Auftreten von Winterschäle in der Gesamtkulisse.

Beim häufig diskutierten Faktor Rotwildichte verdeutlicht dieses Ergebnis den starken Einfluss von regional unterschiedlichen Wilddichteniveaus, deren deutliche Wirkung auf das Schälniveau jeweils zwischen den Untersuchungsgebieten nachweisbar war, jedoch in keinem einzigen Fall innerhalb derselben. Altschäle sowie Baumhöhe und Bestandesalter wirkten bei der Sommerschäle in gleichem Maße wie bei der Winterschäle (Tabelle 20).

Wie bei der Winterschäle wirkte der Faktor Rotwildichte (Kontaktrate im Sommerhalbjahr) auch hier nur auf der Ebene des gesamten Gebietes. Für weitere Variablen wie die Höhe der Gesamtjagdstrecke sowie die Deckungsgrade der Strauch- und Krautschicht war eine geringe Signifikanz jeweils nur in einem Untersuchungsgebiet nachweisbar und lässt damit keine gesicherten Interpretationen zu. Der niedrige Anteil von Sommer-

schäle im Untersuchungsgebiet Neustadt erlaubt keine Zuordnung von relevanten zeitlich invarianten Einflussgrößen.

Einflussfaktoren auf die Waldverjüngung

Zur Bewertung von Einflussfaktoren auf das Vorhandensein beziehungsweise Fehlen der Verjüngung von Waldbäumen wurden durch Peters (2020) Daten der Stichprobeninventur WISA für die Untersuchungsgebiete Eibenstock und Neudorf genutzt. Der Fo-

kus wurde hierbei aus Kapazitätsgründen auf die Baumart Eberesche gelegt, eine Baumart mit flächendeckend vorhandenen Mutterbäumen, starkem Ausbreitungspotenzial, hohem ökologischen Wert sowie einer hohen Verbisspräferenz. Analog zur Bewertung von Einflussfaktoren auf Alt- und Neuschäle wurde ein umfangreiches Variablen-set erprobt, welches um einen Indikator der Baumartenvielfalt sowie um die Rehwild-dichte (Fotofallen-Kontaktraten) erweitert wurde.

Auch wenn einzelne signifikante Zusammenhänge des Vorkommens von Ebereschen mit der Anzahl an Baumarten am Inven-

| WINTERSCHÄLE | GESAMTGEBIET | | EIBENSTOCK | | NEUDORF | | BÄRENFELS | | NEUSTADT | |
|-------------------------|--------------|--------------|------------|--------------|---------|--------------|-----------|--------------|----------|--------------|
| | Effekt | Signi-fikanz | Effekt | Signi-fikanz | Effekt | Signi-fikanz | Effekt | Signi-fikanz | Effekt | Signi-fikanz |
| Altschäle | ↑ | ** | ↑ | *** | ↑ | *** | ↑ | *** | ↑ | *** |
| Baumhöhe/Bestandesalter | ↓ | * | ↓ | *** | ↓ | *** | ↓ | *** | ↓ | *** |
| Kronenschlussgrad | ↑ | * | | | | | | | | |
| Kontaktrate Rotwild | ↑ | * | | | | | | | | |
| Schneehöhe | | | ↑ | * | | | | | ↑ | ** |

Tabella 19: Wirksamkeit der zeitlich invarianten Größen auf Winterschäle anhand von logistischen Regressionsmodellen nach Forstbezirken. (↑) Schäl-fördernde Wirkung bei zunehmender Größe der Variable, (↓) schäl-mindernde Wirkung bei zunehmender Größe der Variable. Signifikanzniveau signifikant (*) bis hochsignifikant (***).

| SOMMERSCHÄLE | GESAMTGEBIET | | EIBENSTOCK | | NEUDORF | | BÄRENFELS | | NEUSTADT | |
|------------------------------|--------------|--------------|------------|--------------|---------|--------------|-----------|--------------|----------|--------------|
| | Effekt | Signi-fikanz | Effekt | Signi-fikanz | Effekt | Signi-fikanz | Effekt | Signi-fikanz | Effekt | Signi-fikanz |
| Altschäle | ↑ | *** | ↑ | *** | ↑ | *** | ↑ | *** | | |
| Baumhöhe/Bestandesalter | ↓ | *** | ↓ | *** | ↓ | *** | ↓ | *** | | |
| Gesamtjagd-strecke | | | ↓ | * | | | | | | |
| Kontaktrate Rotwild | ↑ | *** | | | | | | | | |
| Deckungsgrad Strauch-schicht | | | | | ↑ | * | | | | |
| Deckungsgrad Kraut-schicht | | | | | | | ↓ | * | | |

Tabella 20: Wirksamkeit der zeitlich invarianten Größen auf Sommerschäle anhand von logistischen Regressionsmodellen nach Forstbezirken. (↑) Schäl-fördernde Wirkung bei zunehmender Größe der Variable, (↓) schäl-mindernde Wirkung bei zunehmender Größe der Variable. Signifikanzniveau signifikant (*) bis hochsignifikant (***).

Tabelle 22: Wirksamkeit unterschiedlicher Variablen auf das Vorhandensein von Ebereschen in drei Größenklassen anhand von logistischen Regressionsmodellen. (↑) Verjüngungsfördernde Wirkung bei zunehmender Größe der Variable, (↓) verjüngungshemmende Wirkung bei zunehmender Größe der Variable. Signifikanzniveau signifikant (*) bis hochsignifikant (***).

| GRÖSSENKLASSE | ≥ 20 cm bis < 50 cm | | ≥ 50 cm bis < 130 cm | | ≥ 130 cm Höhe bis < 7 cm BHD | |
|---------------------|---------------------|-------------|----------------------|-------------|------------------------------|-------------|
| | Effekt | Signifikanz | Effekt | Signifikanz | Effekt | Signifikanz |
| Anzahl Baumarten | ↓ | *** | ↑ | ** | ↑ | *** |
| Kontaktrate Rotwild | ↑ | ** | ↓ | *** | | |
| Distanz Loipe | | | | | ↓ | *** |
| Distanz Offenland | ↑ | * | ↓ | *** | ↓ | * |
| Winterschäle | ↑ | ** | | | ↓ | *** |

| VARIABLE | EINHEIT | RÄUMLICHE BEZUGSEINHEIT |
|--|--------------------|--------------------------------------|
| Baumarten am Inventurpunkt | Anzahl | Inventurpunkt |
| Deckungsgrad der Kraut- und Strauchschicht (Zirlewagen 2019) | [%] | direktes Umfeld Inventurpunkt |
| Reh- und Rotwildichte: durchschnittliche Rotwildnachweise pro Zeiteinheit aus Fotofallenmonitoring | [Stück/Kamera*24h] | 1.000 m Rasterzelle um Inventurpunkt |
| Winterschäle des vorangegangenen Winters | [%] | 500 m Rasterzelle um Inventurpunkt |
| nächstgelegener Abfuhrweg/Waldweg | | |
| nächstgelegene Loipe | [m] | Inventurpunkt |
| Distanz zum Offenland/landwirtschaftlichen Nutzflächen | | |
| Topografie: Höhenlage, Exposition, Hangneigung | [m], [°], [°] | |

Tabelle 21: Beschreibung von Einflussvariablen, die zur Erklärung des Vorhandenseins beziehungsweise Fehlens unverbissener Ebereschen-Naturverjüngung genutzt wurden.

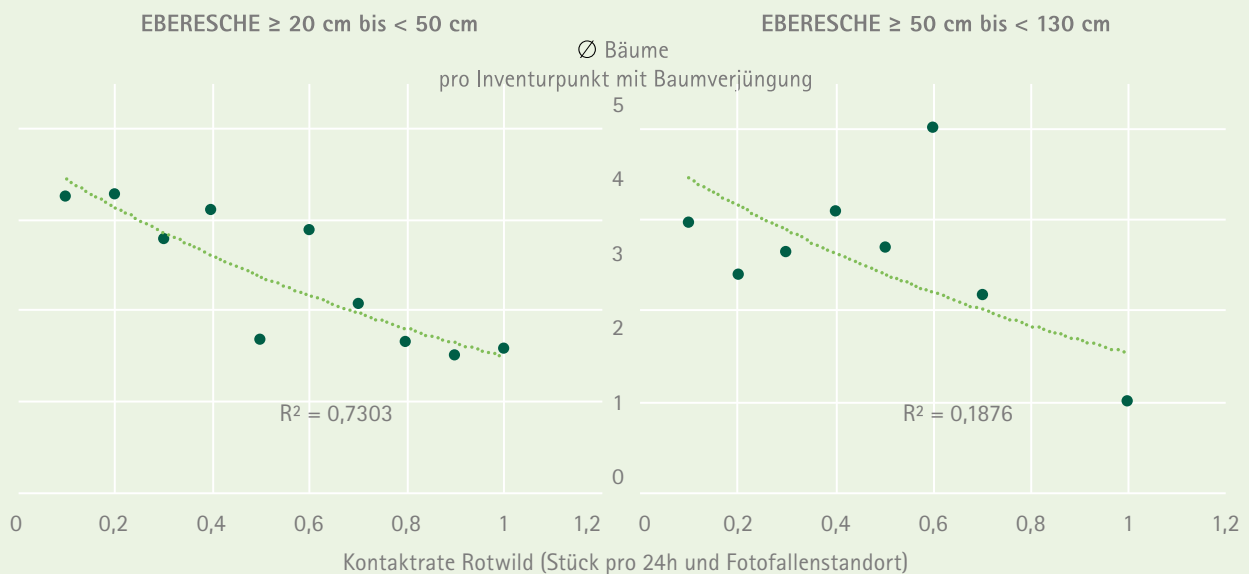


Abbildung 117: Mittlere Anzahl unverbissener Ebereschen (links: Größenklasse ≥ 20 cm bis < 50 cm, rechts: ≥ 50 cm bis < 130 cm) an WISA-Inventurpunkten in Bezug zur klassifizierten mittleren jährlichen Kontaktrate von Rotwildnachweisen an der nächstgelegenen Fotofalle.



Abbildung 118: Die Eberesche ist eine integrale Mischbaumart von Waldgesellschaften der sächsischen Mittelgebirge. Sie ist als Äsungspflanze sowohl bei Rothirschen als auch bei Rehen beliebt. Verjüngungsdichte und Verbiss an der Eberesche lassen auch Schlüsse zum potenziellen Verbissdruck auf andere seltene Baumarten wie die Weißtanne zu.

turpunkt, Rotwilddichte, Winterschäle sowie Abstand zu Loipen und zum Offenland ermittelt wurden, sind diese zwischen den drei Größenklassen oft gegenläufig ausgeprägt. Damit sind die dahinterliegenden Zusammenhänge weiterhin schwer interpretierbar. Naheliegender ist, dass der Konkurrenzdruck anderer Baumarten in der niedrigen Größenklasse stärker wirkt als bei höheren Bäumen. Die Rotwilddichte sowie der durch Rotwild gesteuerte Faktor Winterschäle wirken bei niedrigen – also jungen – Bäumen erst für einen kurzen Zeitraum und beeinflussen weniger das Keimen junger Ebereschen als vielmehr deren Übergangswahrscheinlichkeit in höhere Größenklassen.

Auch wenn sich eine direkte, kleinräumige Wirkung der Wilddichte beispielsweise auf die mittlere Anzahl unverbissener Ebereschen an einem Inventurpunkt andeutet (Abbildung 117), erlauben es die vorliegenden Daten nicht, eine lokale Wirkung der Wilddichte auf Verteilung, Artenzusammensetzung, Dichte und Schäden der Baumverjüngung sicher zu bewerten.

Die natürliche Verjüngung von Waldbäumen wird von zahlreichen Einzelfaktoren beeinflusst. So wirken sich Waldstruktur (Kronenschluss, bereits initiierte Verjüngung), vorhandene Samenbäume, Wasser- und Nährstoffversorgung oder Verbreitungsgelegenheiten (Vektoren) sowie die Nutzung von Samen und Keimlingen als Nahrungsressource zahlreicher Arten auf

die zeitliche und räumliche Verjüngungsdynamik unterschiedlicher Baumarten aus. Bei Baumarten, die derzeit noch vorrangig künstlich verjüngt werden, lässt der menschliche Einfluss eine zuverlässige Analyse kaum zu. Reimoser und Stock (2020) konnten in ihrer Studie zur Entwicklung von ehemaligen Verbissmonitoringflächen keinen eindeutigen Einfluss der lokalen Wilddichte auf die langfristige Waldentwicklung der jeweiligen Flächen nachweisen. Axer et al. (2021) konnten im Rahmen ihrer Untersuchung zum natürlichen Ausbreitungspotenzial der Rotbuche in Sachsen jedoch den Nachweis führen, dass starker Verbiss an Ebereschen im direkten räumlichen Bezug mit sinkenden Verjüngungsdichten der Rotbuche einhergeht. Auch wenn in den Untersuchungsgebieten Eibenstock und Neudorf lokale Differenzierungen der saisonalen Rotwilddichte nachweisbar sind, dürfte vor allem deren deutlich unterschiedliches regionales Gesamtniveau einen Einfluss auf die mittel- und langfristige Waldentwicklung haben. Soll bei künftigen Studien der Wildeinfluss auf die Waldverjüngung beleuchtet werden, müssten aggregierte und einheitlich erfasste Informationen aus einer statistisch abgesicherten größeren Anzahl von ausreichend großen Untersuchungsgebieten betrachtet werden. Alternativ wäre es denkbar, einen so langen Projektzeitraum zu wählen, dass innerhalb der Untersuchungsgebiete Schwankungen der regionalen Wilddichte mit der Dynamik der Waldentwicklung verglichen werden können.



8

Jagd

Die Bejagung ist im Rahmen der hier durchgeführten Studie die mit Abstand häufigste Todesursache von Rothirschen. Damit beeinflusst die Jagd in herausragender Weise die künftige Höhe und Struktur der Rotwildteilpopulationen. In dieser Studie wurden die Jagdstreckenstatistiken für Rotwild grenzübergreifend betrachtet. Dieser Aspekt ist gerade im Erzgebirge unumgänglich, sollen Trends erkannt und Ziele definiert werden.

Sowohl die räumliche Verteilung als auch die Struktur der Jagdstrecken, also der Anteil verschiedener geschlechtsbezogener Altersklassen, liefert interessante Einblicke und erlaubt Hinweise darauf, wo künftig anders gehandelt werden sollte.

Die Bejagung wirkt sich gleichzeitig stark auf das Raum-Zeit-Verhalten von Rothirschen aus.

Mit dem Teilprojekt „Jagdliche Raumplanung“ sollte die Wirkung von räumlich-zeitlich differenziert wirkenden Jagdkonzepten auf die Jagdstrecken sowie Höhe und Verteilung von Wildschäden untersucht werden. Die Jagdstrecken beim Rotwild wurde durch die Jagdliche Raumplanung kaum beeinflusst. Bei Reh- und Schwarzwild zeigten sich nachweisbare Effekte in der Verteilung der Jagdstrecken im Jahresverlauf. Bei den Schältschäden war eine durchschnittlich rückläufige Tendenz nachweisbar. Auf Grund der Vielfalt der Einflussfaktoren auf Jagdstrecken und Wildschäden konnte der Umfang der Wirksamkeit der Jagdlichen Raumplanung allerdings nicht ermittelt werden.



Abbildung 119: Jedes erlegte Stück Rotwild wird mit Altersklasse und Geschlecht in der Jagdstreckenstatistik erfasst. Deren Analyse liefert wertvolle Hinweise zu Populationsparametern und zur Regulationswirkung der Jagd.

Die Bejagung durch den Menschen ist für die Rothirsche in dieser Studie die prägende Mortalitätsursache und hat somit auch eine herausragende Bedeutung für die Regulation von Rotwildbeständen innerhalb der Projektgebiete. Sie wirkt sich hierdurch unmittelbar auf Geschlechterverhältnisse, Altersstruktur sowie Bestandeshöhe und damit auf die künftige Populationsentwicklung aus. Die natürliche Sterblichkeit, die altersbedingt, durch Krankheiten, Witterung, Unfälle oder Prädation verursacht wird, ist demgegenüber verschwindend gering. Eindrucksvoll illustriert wird dies, wenn man die Sterblichkeitsursachen der im Rahmen der Telemetriestudie markierten 46 Tiere im Projektzeitraum und darüber hinaus betrachtet: Nur ein einziger Hirsch starb eines natürlichen Todes, ein Alttier wurde von einem Wolf gerissen (vgl. Kap. 5.3). Hingegen wurden 17 Individuen im Zeitraum zwischen den ersten Besonderungen im Februar 2016 und Dezember 2022 nachweislich erlegt. Weil Erlegungen besonderer Tiere bewusst vermieden wurden und nur versehentlich erfolgten, dürfte der jagdliche Einfluss bei unmarkierten Rothirschen nochmals deutlich höher liegen. Insofern sind Struktur und Verteilung der

Jagdstrecken wertvolle Indikatoren für die Interpretation der ermittelten Populationskennwerte sowie zur Ableitung von wirksamen Managementstrategien.

Die Bejagung beeinflusst das Rotwild jedoch weit über die populationsökologische Regulation hinaus. Als Störfaktor bedingt sie ein ausgeprägtes Vermeidungsverhalten und ist damit eine bedeutende Einflussgröße für das individuelle Raum-Zeit-Verhalten von Rothirschen. Hieraus ergibt sich ein potenzieller Einfluss auf Höhe und Verteilung von Wildschäden, der unter Umständen zumindest teilweise steuerbar ist. In diesem Zusammenhang wurden im Rahmen dieser Studie auch Konzepte zur räumlich-zeitlichen Differenzierung der Jagdausübung (Jagdliche Raumplanung, vgl. Kap. 8.2) in der Praxis erprobt und auf ihre Wirksamkeit untersucht.

8.1 Jagdstreckenanalyse

Jagdstrecken sind häufig die einzig konkret verfügbaren Informationen, die lokalen Akteuren helfen, Populationskennwerte und Bestandstrends von Schalenwildarten abzuschätzen. Ein wesentlicher Vorteil von Jagdstreckenstatistiken ist ihre Langfristigkeit. Selbst wenn sich auf lokaler Ebene Strukturen wie der Zuschnitt von Jagdbezirken ändern, kann die regionale jagdliche Entwicklung häufig jahrzehntelang zurückverfolgt werden.

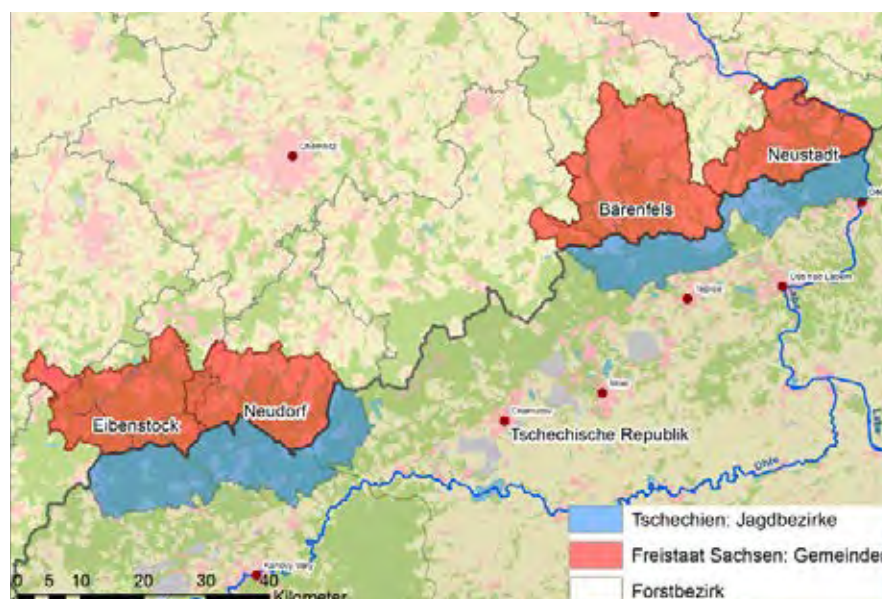
Bei der Interpretation von Jagdstrecken muss aber deren Entstehungsgeschichte berücksichtigt werden: Jagdstrecken sind eine Stichprobe aus der lokalen Teilpopulation einer Wildart. Diese Stichprobe wird jedoch nicht zufällig gezogen, sondern unterliegt einer gezielten Selektion. So werden Kälber vor den Alttieren erlegt, Stücken von schlechterer körperlicher Konstitution vor stärkeren. Auch die jagdliche Motivation wirkt sich auf die Struktur der Jagdstrecken aus. Findet die Jagd unter Regulationsgesichtspunkten statt, wird in der Regel keine Präferenz auf die Erlegung stärkerer Trophäenträger, also alter Hirsche gelegt. Ist die Trophäe wiederum das Hauptmotiv der Jagdausübung, kann sich dies deutlich auf die Geschlechter- und Altersklassenverteilung des Gesamtabschlusses auswirken. Behördliche Vorgaben wie die Abschussplanung geben zudem prozentuale Anteile von Altersklassen und Geschlechtern am Gesamtabschuss vor. Zahlreiche weitere Faktoren beeinflussen die Höhe und Struktur von Jagdstrecken. Diese sind letztlich nichts anderes als die Summe unzähliger Einzelereignisse und individueller Entscheidungen. Insofern sind direkte Rückschlüsse aus der Höhe und Struktur der Jagdstrecken auf die zugrunde liegende Population bejag-

ter Wildtiere grundsätzlich stark fehleranfällig. Wichtiger als der Versuch, aus Jagdstrecken Populationskennwerte abzuleiten, ist die Frage, wie die Jagd als Regulationsfaktor wirkt.

Grundsätzlich übermitteln alle sächsischen Jagdausübungsberechtigten die Jagdstrecken den jeweils zuständigen Jagdbehörden, sodass jagdbezirksbezogene Daten sicher archiviert und prinzipiell auswertbar sind. Gleichzeitig gibt es in Sachsen jedoch keinen behördlich verordneten körperlichen Nachweis. Der Wahrheitsgehalt der Streckenmeldungen unterliegt damit keiner systematischen Kontrolle, sodass vereinzelte versehentliche Fehlansprachen oder vorsätzliche Fehlangaben zumindest nicht auszuschließen sind.

Im Kooperationsprojekt „Rotwildmanagement pro Waldumbau“ wurden Jagdstreckendaten auf mehreren Ebenen ausgewertet. Für die von Sachsenforst bejagten Eigenjagdbezirke des Freistaates Sachsen, die sogenannten Verwaltungsjagdbezirke, liegen präzise verortete langjährige Jagdstreckenstatistiken vor, denen jeweils auch ein körperlicher Nachweis zugrunde liegt. Sie decken den Waldanteil der sächsischen Untersuchungsgebiete zu 70 (Bärenfels) bis 95 Prozent (Eibenstock) ab. Für eine vollständige Betrachtung auf Ebene der Rahmen-Untersuchungsgebiete (vgl. Kap. 3.3) reicht dies allerdings nicht aus. Um auch die Gemeinschafts- und Eigenjagdbezirke in den sächsischen Untersuchungsgebieten einzubeziehen, wurden durch die Obere Jagdbehörde des Freistaates Sachsen die eigentumsübergreifenden Rotwildjagdstrecken der betroffenen Gemeinden nach

Abbildung 120: Datengrundlage der Jagdstreckenanalyse sind die von der Kulisse der Untersuchungsgebiete in relevantem Umfang angeschnittenen Gemeinden (Freistaat Sachsen) und Jagdbezirke (Tschechische Republik).



| UNTERSUCHUNGS- GEBIET | FORSTBEZIRKE | FREISTAAT SACHSEN: GEMEINDEN | | TSCHECHISCHE REPUBLIK: JAGDBEZIRKE | |
|--------------------------|-------------------------------|---------------------------------|--------------------|---------------------------------------|--------------------|
| | | Gesamtfläche [ha] | Waldfläche [ha] | Gesamtfläche [ha] | Waldfläche [ha] |
| Eibenstock | Eibenstock, Adorf (Plauen) | 32.289 | 24.620 | 16.540 | 13.087 |
| Neudorf | Neudorf (Eibenstock) | 28.104 | 16.913 | 24.979 | 19.900 |
| Bärenfels | Bärenfels (Marienberg) | 44.643 | 18.650 | 15.800 | 12.412 |
| Neustadt | Neustadt | 24.982 | 14.513 | 14.635 | 10.148 |

Tab. 23: Gesamt- und Waldfläche der in die Jagdstreckenanalyse integrierten Gemeinden (Freistaat Sachsen) und Jagdbezirke (Tschechische Republik). Forstbezirke, die auf Basis der Gemeindegrenzen nur mit kleinen Flächenanteilen betroffen sind, sind in Klammern dargestellt.

Untersuchungsgebieten aggregiert und anonymisiert zur Verfügung gestellt (Abbildung 120). Weil die Forstbezirksgrenzen nicht immer deckungsgleich mit den Gemeindegrenzen sind, gibt es in geringem Umfang Überschneidungen mit den Forstbezirken Plauen und Marienberg. Die Aussagekraft der Daten wird hierdurch jedoch nicht beeinflusst. Die für die sächsischen Teile der Gesamtuntersuchungsgebiete vorliegenden Daten erlauben Interpretationen zur Altersstruktur, insbesondere aber zu Geschlechterverhältnissen.

Für das Gebiet der Tschechischen Republik wurden durch das Tschechische Forschungsinstitut für Forstwirtschaft und Wildtiermanagement (Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, VÚLHM) anonymisierte, nach Untersuchungsgebieten aggregierte Daten zu den jährlichen Gesamtstrecken von 2013 bis 2018 bereitgestellt. Informationen zu Alter und Geschlecht der erlegten Stücke waren in den tschechischen Daten nicht enthalten. Je nach Region unterschieden sich die Flächenkulissen in ihrer Größe und hinsichtlich ihrer räumlichen Übereinstimmung mit den Untersuchungsgebieten teils sehr stark. Ergänzend zu den absoluten Streckenergebnissen wurde deshalb der Bezug zur enthaltenen Waldfläche (Datenbasis CORINE Landcover 2018) hergestellt (Tabelle 23). Aufgrund der Datenstruktur (Zuordnung zu Gemeinden beziehungsweise Jagdbezirken) war es nicht möglich, eine präzise eigentumsübergreifende Jagdstrecke der Untersuchungsgebiete zu berechnen. Weil jedoch ein Großteil der Rotwildstrecke im Wald beziehungsweise in direkter Nähe zum Wald anfällt, können die entstandenen Unschärfen – insbesondere die Einbeziehung von außerhalb der Untersuchungsgebiete erlegten Tieren – bei der Interpretation der Ergebnisse vernachlässigt werden.

Entwicklung der Jagdstrecken

Die Entwicklung der Rotwildstrecken unterscheidet sich zwischen den Untersuchungsgebieten deutlich (Abbildung 121). Nachdem im Landeswald des Forstbezirkes Eibenstock bereits in den frühen 1990er Jahren und in Neustadt nach 2000 eine starke Reduktion der überhöhten Rotwildbestände durchgeführt wurde, liegt das Streckenniveau in den sächsischen Teilen der beiden Untersuchungsgebiete heute bei durchschnittlich 240 Stücken Rotwild pro Jahr (eigentumsübergreifend). Unter Einbeziehung der angrenzenden tschechischen Gebiete liegt das Gesamtniveau der Rotwildstrecken konstant bei etwa 500 Stücken pro Jagdjahr. Eine weitgehend konstante Rotwildstrecke findet sich auch im Untersuchungsgebiet Bärenfels, wobei das Gesamtniveau hier mit durchschnittlich 875 Stücken pro Jagdjahr deutlich höher liegt. Einen massiven Streckenzuwachs hat das Untersuchungsgebiet Neudorf zu verzeichnen. Für das sächsische Teilgebiet ist der Streckenzuwachs auf eine Neuorganisation der Rotwildjagd und eine Erhöhung der Abschusspläne im Landeswald des Untersuchungsgebietes ab dem Jagdjahr 2015/16 zurückzuführen.

Überlagert wird dieser Prozess durch das ungleich höhere Grundniveau und die ebenfalls steigende Tendenz der Rotwildstrecken in den tschechischen Teilen des Rahmen-Untersuchungsgebietes Neudorf.

Vergleicht man die relativen, auf einhundert Hektar Waldfläche bezogenen jährlichen Jagdstrecken, werden die Unschärfen der absoluten Jagdstrecken, die durch die unterschiedliche Flächengröße der betrachteten Kulissen entstehen, ausgeglichen

(Abbildung 122). In den Untersuchungsgebieten Eibenstock und Neustadt werden jährlich etwa zwei Stücken Rotwild pro 100 Hektar Waldfläche erlegt. Insbesondere in Eibenstock sind deutliche Unterschiede zwischen den sächsischen und den direkt angrenzenden tschechischen Jagdbezirken augenscheinlich. Die nahezu doppelt so hohe flächenbezogene Rotwildstrecke in den tschechischen Jagdbezirken lässt sich hier – wie auch in Neudorf, Neustadt und Bärenfels vermutlich auf ein deutlich höheres

Populationsniveau zurückführen, wie es beispielsweise für Jagdbezirke im westlichen und mittleren Erzgebirge nachgewiesen wurde (Vala und Ernst 2011; Cukor 2017). Inwiefern das stark steigende Streckenniveau der tschechischen Jagdbezirke im Bereich des Untersuchungsgebietes Neudorf auf etwaige Reduktionsbemühungen zurückzuführen ist, ist nicht bekannt. Der Vergleich der Jagdstrecken beiderseits der Staatsgrenze macht aber eine bemerkenswerte Eigenart des Rotwildmanagements

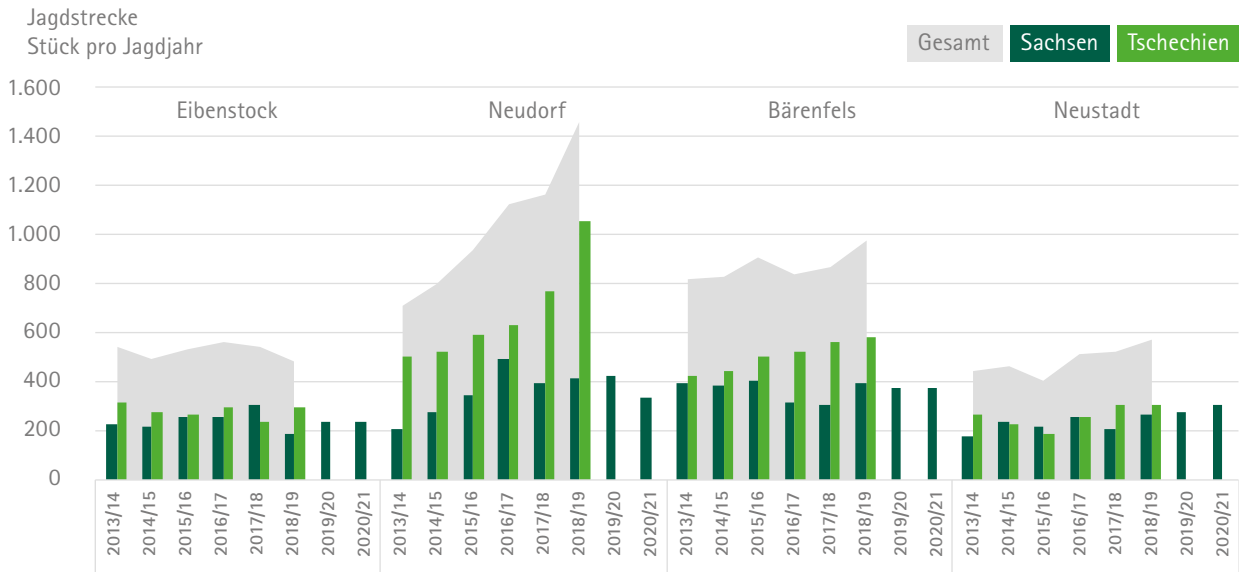


Abbildung 121: Entwicklung der auf 100 Hektar Waldfläche bezogenen eigentumsübergreifenden jährlichen Rotwild-Jagdstrecke der Untersuchungsgebiete, getrennt nach Sachsen (Jagdjahr 2013/14 bis 2020/21) und Tschechien (Jagdjahre 2013/14 bis 2018/19).

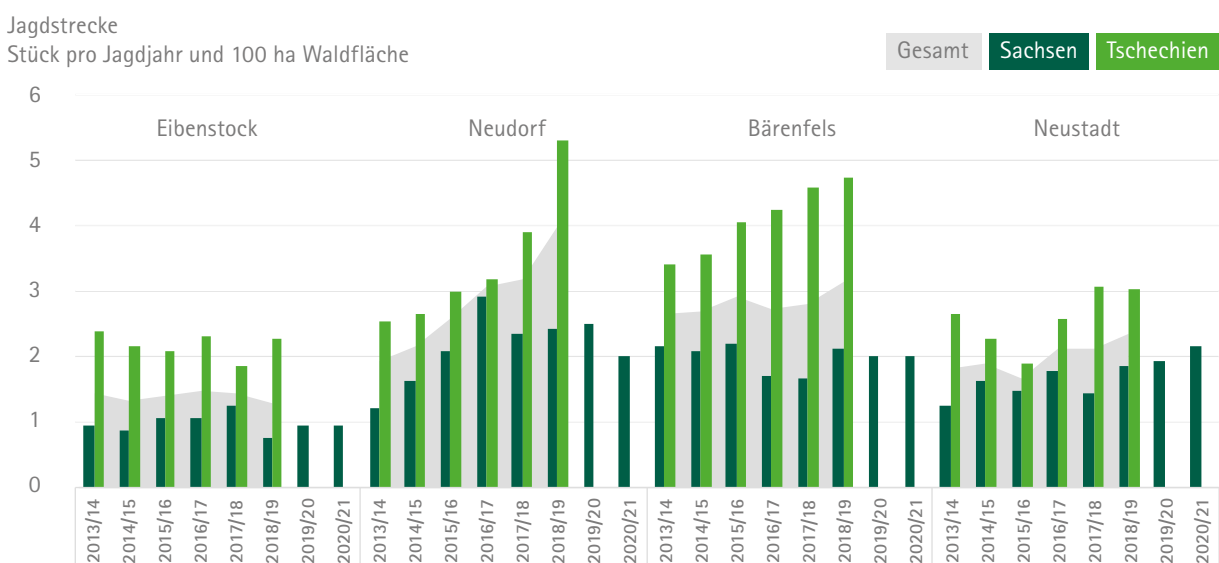
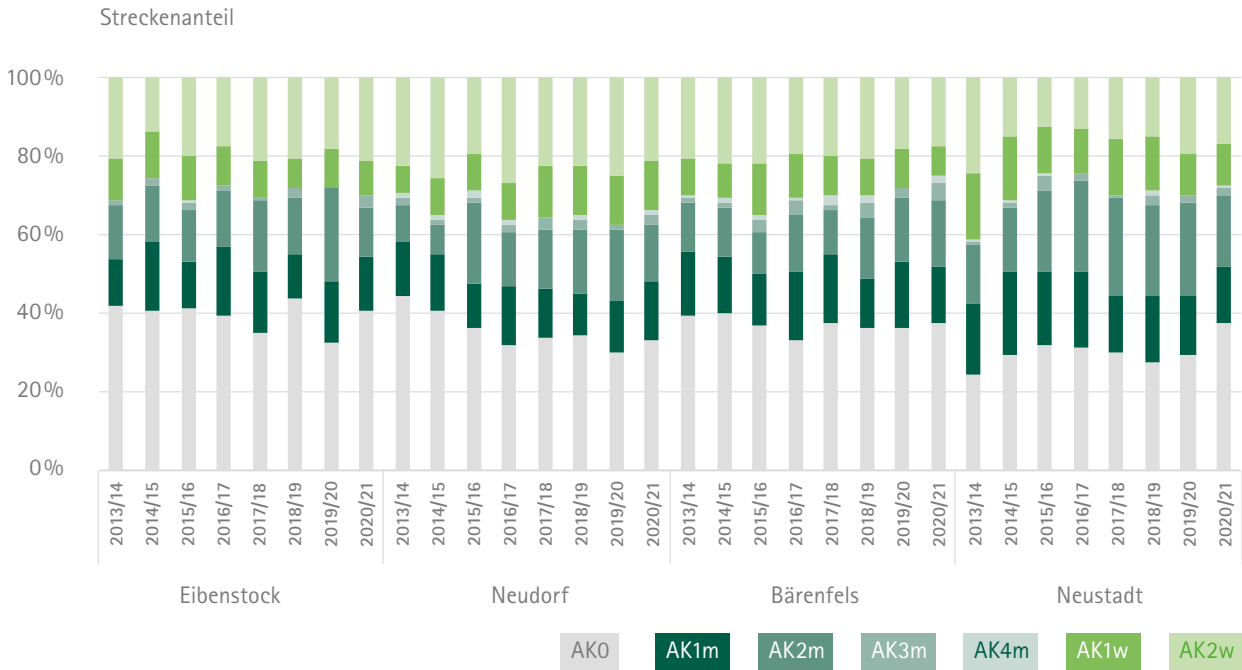


Abbildung 122: Entwicklung der eigentumsübergreifenden jährlichen Rotwild-Jagdstrecke der Untersuchungsgebiete, getrennt nach Sachsen (Jagdjahr 2013/14 bis 2020/21) und Tschechien (Jagdjahre 2013/14 bis 2018/19).

Abbildung 123: Relative Rotwild-Jagdstrecke nach Untersuchungsgebiet, Jagdjahr, Altersklasse und Geschlecht. Datengrundlage: Streckenergebnisse der sächsischen Verwaltungsjagd-, Eigenjagd- und Gemeinschaftsjagdbezirke.



| | | | | | |
|---|--------------|---------------|-------------------|------------------|--------------------|
| w | AK0 (Kälber) | AK1w (1 Jahr) | AK2w (ab 2 Jahre) | | |
| | 40% | 15% | 45% | | |
| m | AK0 (Kälber) | AK1m (1 Jahr) | AK2m (2-4 Jahre) | AK3m (5-9 Jahre) | AK4m (ab 10 Jahre) |
| | 40% | 25% | 20% | 5% | 10% |

Tabelle 24: Vorgaben der VwV Schalenwild zu Altersklassen und anteiliger Abschuss bei regionalen Schalenwildpopulationen.

deutlich: Es ist möglich, starke Dichtegefälle auf relativ kleinem Raum zu erzeugen und dauerhaft aufrechtzuerhalten. Möglich wird dies durch die starke Tradierung der individuellen Lebensraumnutzung, die ein schnelles Ausgleichen von Dichtegefällen im Gegensatz zum Rehwild nicht zulässt (vgl. Kap. 6.2 und 6.4).

Struktur der Jagdstrecken

Die Verteilung von Altersklassen und Geschlechterverhältnissen in den Jagdstrecken wurde jagdbezirksartenübergreifend allein

für die sächsischen Teile der Untersuchungsgebiete analysiert, weil diese Form der Differenzierung in den tschechischen Daten nicht enthalten war. Abgesehen von wenigen Ausnahmen ist die prozentuale Altersklassen- und Geschlechterstruktur der Rotwildstrecke in allen vier Untersuchungsgebieten relativ stabil und zeigt nur wenige regionale Abweichungen (Abbildung 123). Ein möglicher Erklärungsansatz hierfür ist, dass die Reproduktionsraten beim Rothirsch im Gegensatz zum Reh nur geringen Schwankungen unterworfen sind, sodass der jährliche Zuwachs bei relativ stabilen Umweltbedingungen vollständig mit dem Anteil an Alttieren in der Population korreliert. Gleichzeitig verhindert eine starke Bindung an das vertraute Streifgebiet größere

Abbildung 124: Absolute jährliche Abweichung der durchschnittlichen Jagdstrecke der Jagdjahre 2013/14 bis 2020/21 von den altersklassenbezogenen Vorgaben der VwV Schalenwild in Stück pro Jagdjahr

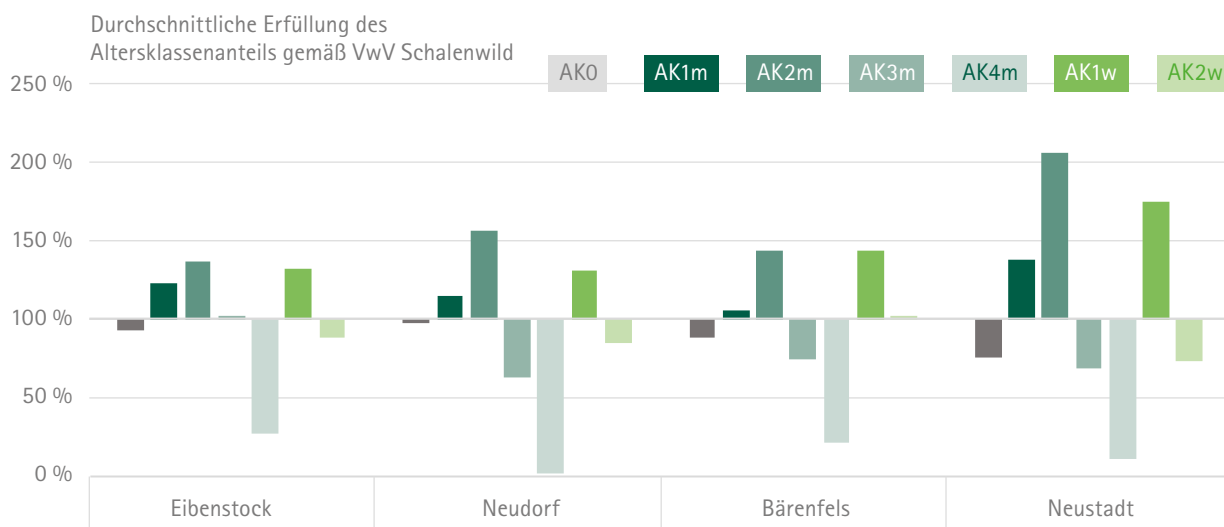
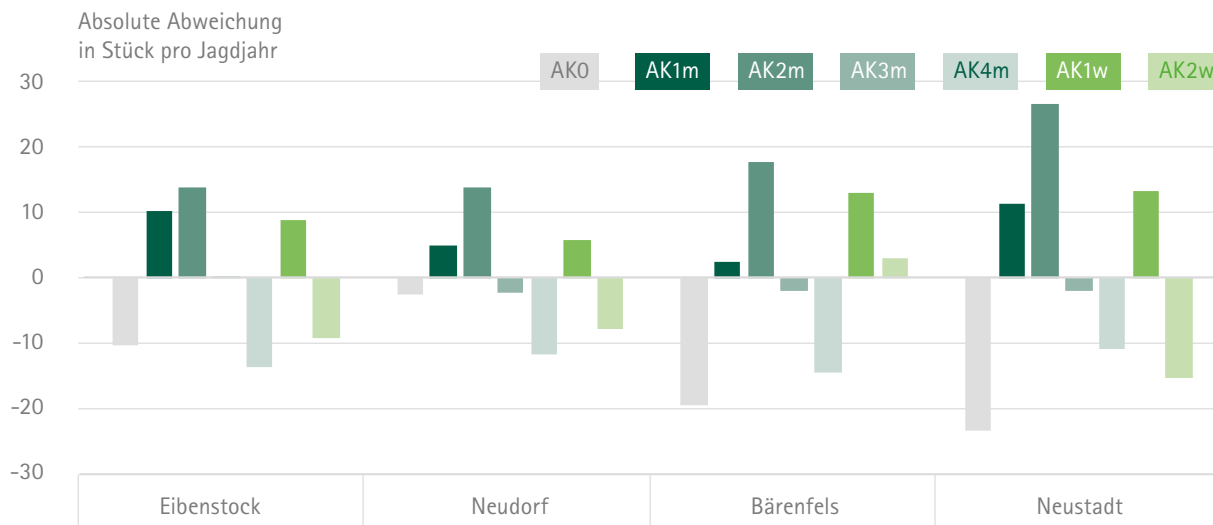


Abbildung 125: Durchschnittliche prozentuale Erfüllung des altersklassenbezogenen Abschusses gemäß VwV Schalenwild in den Jagdjahren 2013/14 bis 2020/21 (> 100 % = Übererfüllung, < 100 % = Untererfüllung).

räumliche Verschiebungen auf Populationsebene. In der Konsequenz führt das dazu, dass sich die Geschlechterverhältnisse und die Altersstruktur bei stabilen Gesamtpopulationsgrößen nur mittel- bis langfristig ändern. Nur starke Reduktionsprozesse und eine verstärkte jagdliche Selektion bestimmter Sozialklassen können auch in kurzer Zeit eine starke Verschiebung dieses Gefüges bewirken.

Die Verwaltungsvorschrift des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft über das Schalenwild (VwV Schalenwild) vom 1. März 2013 unterstellt eine geschlechtsspezifische Altersklassenverteilung beim Abschuss, die sich an der

Struktur einer idealisierten natürlichen Rotwildpopulation orientiert. Der Schwerpunkt der natürlichen Mortalität durch Prädation und Krankheiten tritt dort in der Regel bei den Jungtieren und sehr alten Tieren auf. Zudem ist gemäß VwV Schalenwild die Bejagung des gesamten Schalenwildes auf die Schaffung beziehungsweise den Erhalt eines jeweils ausgeglichenen Geschlechterverhältnisses auszurichten.

Gleicht man diese Vorgabe mit der realen Abschussstruktur ab, werden relevante Abweichungen unter Berücksichtigung der jährlichen Gesamtstrecke nur in wenigen Klassen sichtbar – diese haben aber einen starken Einfluss auf die Sozialstruktur der

Rotwildpopulationen (Abbildung 124 und 125). Bei Kälbern und Alttieren sind die relativen und absoluten Abweichungen mit Blick auf die Höhe der jährlichen Gesamtstrecke in allen Untersuchungsgebieten nahezu zu vernachlässigen. Die Übererfüllung bei Schmalтиeren und Schmalspießern in allen Untersuchungsgebieten deutet jedoch darauf hin, dass der Anteil der Kälber im ersten Lebensjahr nur anteilig abgeschöpft wird, was im Folgejahr kompensiert wird. Weil nur männliche, aber nicht die weiblichen Tiere den Altersklassen 3 und 4 zugeordnet werden, kann über die Altersstruktur des weiblichen Teils der Jagdstrecke ab einem Lebensalter von zwei Jahren keine differenzierte Aussage getroffen werden, weil die hierfür nötige Information nicht erhoben wird. Bei den Hirschen machen die Altersklassen 1 und 2 in allen Untersuchungsgebieten einen überproportionalen Anteil der Jagdstrecke aus, der deutlich zulasten der alten Hirsche der Altersklasse 4 geht. Deren verschwindend geringer Streckenanteil kann nicht allein dadurch erklärt werden, dass alte Hirsche in den Verwaltungsjagdbezirken des Freistaates Sachsen nur gegen ein relativ hohes Entgelt erlegt werden können, weil dann zumindest die privaten Jagdbezirke alte Hirsche in relevantem Umfang strecken müssten. In der Konsequenz deutet das weitgehende Fehlen alter Hirsche auch in der eigentumsübergreifenden Jagdstrecke darauf hin, dass ihr Anteil in der Gesamtpopulation tatsächlich auch entsprechend niedrig ist.

Die Geschlechterverhältnisse der erlegten Kälber waren in allen vier Untersuchungsgebieten während der acht betrachteten Jagdjahre ab 2013/14 bis auf wenige Ausnahmen weiblich dominiert, wobei die Werte in allen Untersuchungsgebieten deutliche Streuungen zeigen (Abbildung 126). Unterstellt man, dass bei der Erlegung von Kälbern keine Selektion nach dem Geschlecht stattfindet, müsste das Geschlechterverhältnis der Kälberstrecke auch in etwa dem der geborenen Tiere entsprechen. Insofern spricht viel dafür, dass in den Projektgebieten – mit jährlichen Schwankungen – etwas mehr weibliche als männliche Kälber gesetzt werden und die ersten Lebensmonate bis zum August überleben. Bei der Jagdstrecke der Schmalтиere und Schmalspießer (Altersklasse 1) kehrt sich das Geschlechterverhältnis in allen vier Untersuchungsgebieten bis auf wenige Ausnahmen um. Hier liegt der Streckenschwerpunkt bei den Schmalspießern, ein Phänomen, das regelmäßig beschrieben wird und enormen Einfluss auf die Regulationswirkung und Populationsdynamik von Rotwildbeständen haben kann (Deutz et al. 2015).

Die Geschlechterverhältnisse der Jagdstrecken ab der Altersklasse 1, also den ein- und mehrjährigen Tieren sind – abgesehen vom Untersuchungsgebiet Neudorf – noch immer leicht (Bärenfels, Eibenstock) bis sehr deutlich (Neustadt) männlich dominiert. Insbesondere im Untersuchungsgebiet Neustadt machen jüngere Hirsche einen hohen Streckenanteil aus. Diese Verschiebung wird seitens des Forstbezirkes auf eine regelmäßige, von den tschechischen Einstandsgebieten ausgehende witterungsbedingte beziehungsweise saisonale Zuwanderung kleinerer und größerer Hirschrudel im Herbst und Winter zurückgeführt.

Insgesamt lässt die in den Jagdstrecken deutlich erkennbare Abweichung der weiblich dominierten Geschlechterverhältnisse der

Kälber von denen der ein- und mehrjährigen Rothirsche jedoch den Schluss zu, dass der jagdliche Eingriff in die Teilpopulationen vielerorts nicht proportional zu den dort vorherrschenden Geschlechterverhältnissen erfolgt. Die Folge können zunehmend weiblich dominierte Geschlechterverhältnisse in den Teilpopulationen, wie sie auch in Neudorf oder Bärenfels nachgewiesen wurden (vgl. Kap. 5.2), mit einem somit deutlich erhöhten Reproduktionspotenzial sein.

In diesem Kontext ist das Verhältnis erlegter Kälber zu erlegten Alt- und Schmalтиeren ein aussagekräftiges Kriterium, um die Regulationswirkung der Jagd, aber auch ihren Einfluss auf die Tradierung bestimmter Verhaltensweisen (jagdliche Konditionierung überlebender Tiere) zu beurteilen (vgl. Kap. 11.3). Die realisierten Strecken von Kälbern zu Alttieren liegen durchschnittlich bei 1:0,5 – auf jedes erlegte Alttier kommen im Durchschnitt zwei Kälber (Abbildung 127). Damit ordnen sich die Werte in die Streckenstruktur zahlreicher Bundesländer ein, liegen aber im Alttieranteil unter einigen Jagdbetrieben, die einen hohen Anteil von Doubletten bei der Spätsommerbejagung anstreben (Kinser et al. 2020). Der Mittelwert des Untersuchungsgebietes Neustadt wird durch die außergewöhnlich hohe Alttierstrecke des Jagdjahres 2013/14 beeinflusst, ist aber ansonsten mit dem Verhältnis des Untersuchungsgebietes Eibenstock vergleichbar. Bemerkenswert ist die Entwicklung in den Verwaltungsjagdbezirken des Forstbezirks Neudorf, wo im Zuge des Reduktionsprozesses im Landeswald seit 2016 bei leicht gestiegenen Kälberstrecken eine deutliche Steigerung des Alttieranteils realisiert wurde.

Bezieht man in die Betrachtung neben den erlegten Alttieren pro Kalb auch den Anteil der zur Strecke gebrachten Schmalтиere mit ein, so entfallen in Eibenstock und Bärenfels auf jede Kalberlegung rechnerisch 0,8 weibliche Stücke ab der Altersklasse 1. In Neudorf stellt sich dieses Verhältnis hingegen mit ungefähr 1:1 ausgeglichen dar und hat sich in den Jagdjahren ab 2016/17 in mehreren Fällen sogar in Richtung des Alt- und Schmalтиeranteils verschoben (Abbildung 128).

Verteilung der Jagdstrecken

Die räumliche Verteilung der Rotwilderlegungen ermöglicht Aussagen über die Lage lukrativer Bejagungsbereiche für das Rotwild. Rückschlüsse aus der räumlichen Verteilung von Jagdstrecken auf die tatsächliche Situation vor Ort (Populationsdichten, räumliche Verteilung) sind immer fehleranfällig und dürfen vor dem Hintergrund zahlreicher individueller Interessen und Rahmenbedingungen nicht isoliert als Informationsgrundlage herangezogen werden. Dies trifft insbesondere auf Gebiete mit niedriger Rotwildstrecke zu, die sowohl aus niedrigen Dichten, aber auch aus hohen Dichten in Verbindung mit niedrigen Strecken resultieren können. Unter Berücksichtigung dieser Einschränkungen spiegelt die räumliche Verteilung der Rotwildstrecke bei relativ gleichmäßig verteiltem Jagddruck auch Raumnutzung und Dichteunterschiede der Rotwildteilpopulatio-

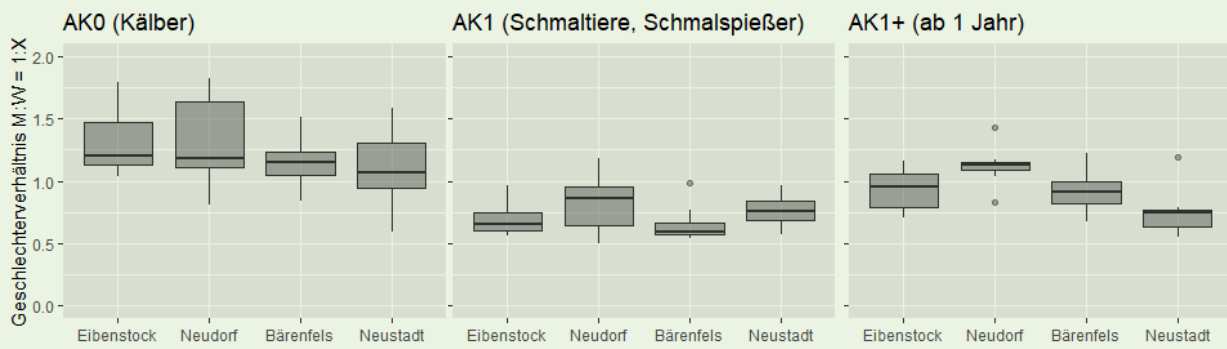


Abbildung 126: Geschlechterverhältnisse der Jagdstrecke bei Kälbern (links), einjährigen Tieren (Mitte) und mehrjährigen Stücken ab einem Jahr (rechts) in acht Jagdjahren von 2013/14 bis 2020/21.

Verhältnis Kälber (AK 0) zu Alttiere (AK 2) = 1:X

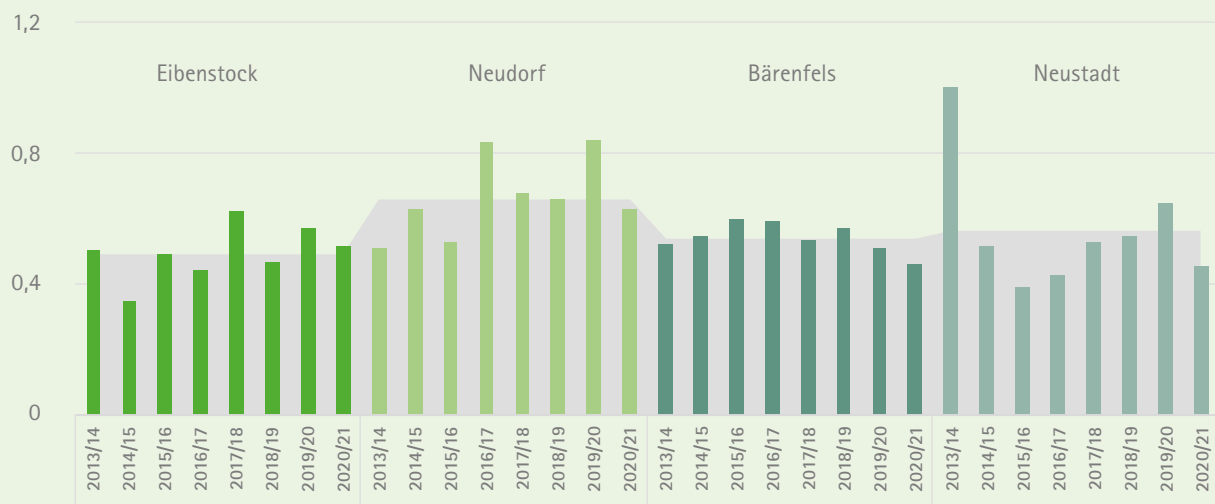


Abbildung 127: Verhältnis der Jagdstrecke von Kälbern (AK 0) zu Alttieren (AK 2 weibl.) = 1:X nach Jagdjahren und Untersuchungsgebiet (Verwaltungsjagdbezirke, Eigenjagdbezirke und Gemeinschaftsjagdbezirke). Grau hinterlegt ist der Mittelwert des jeweiligen Untersuchungsgebietes für den dargestellten Zeitraum.

Verhältnis Kälber (AK 0) zu Schmal-/Alttieren (AK 1 + W) = 1:X

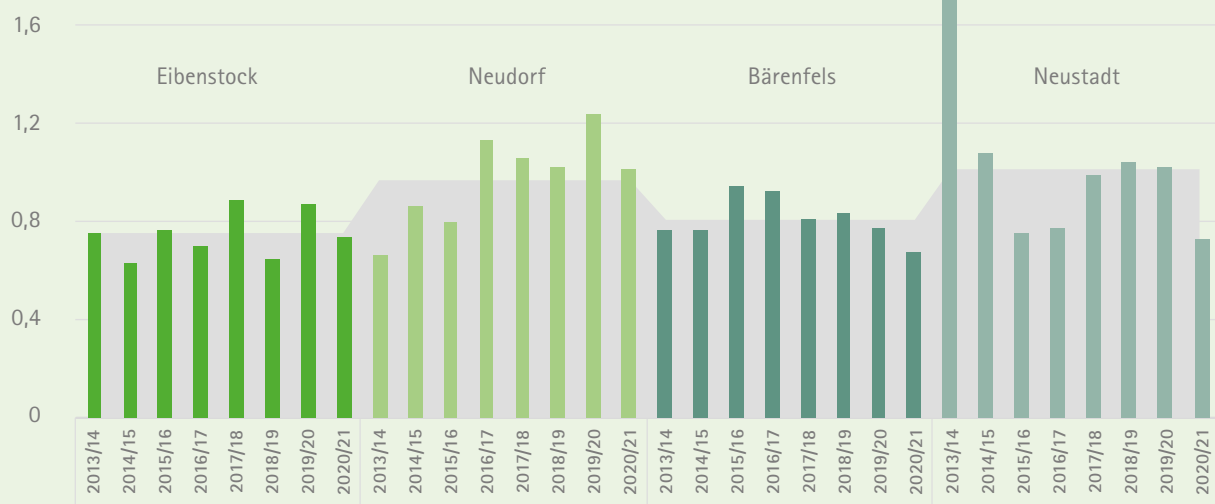


Abbildung 128: Verhältnis der Jagdstrecke von Kälbern (AK 0) zu Alt- und Schmaltieren (AK 1+ weibl.) = 1:X nach Jagdjahren und Untersuchungsgebiet (Verwaltungsjagdbezirke, Eigenjagdbezirke und Gemeinschaftsjagdbezirke). Grau hinterlegt ist der Mittelwert des jeweiligen Untersuchungsgebietes für den dargestellten Zeitraum.

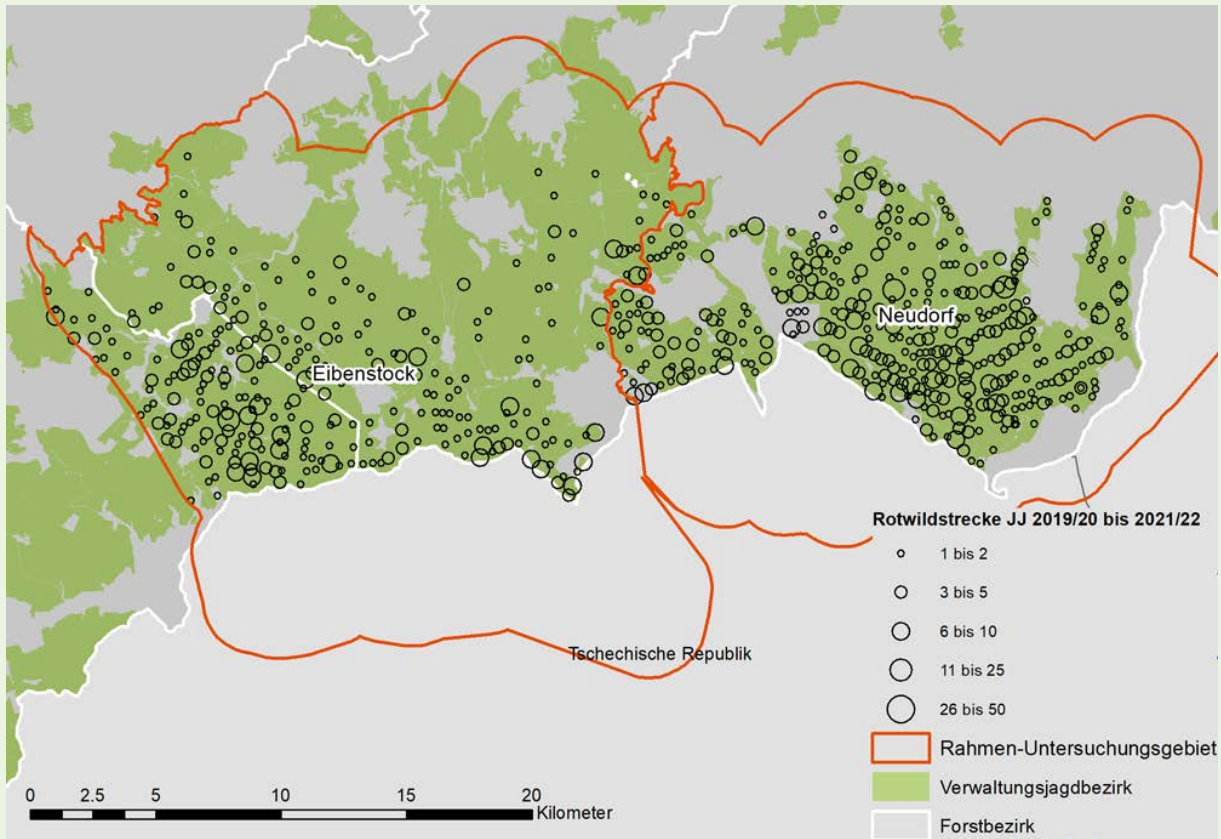


Abbildung 129: Summe der Rotwilderlegungen der Jagdjahre 2019/20 bis 2021/22 in den Untersuchungsgebieten Eibenstock und Neudorf.

nen während der Jagdzeit wider. In diesem Projekt ergänzt die Streckenverteilung damit die Analysen der Fotofallendaten, auf deren Grundlage Verteilungskarten erstellt wurden (vgl. Kap. 5.2). Weil vor dem 1. April 2019 in den Verwaltungsjagdbezirken des Freistaates Sachsen keine präzise Dokumentation der Erlegungsorte erfolgte, wurde nachfolgend nur auf Daten der Jagdjahre 2019/20 bis 2021/22 zurückgegriffen, bei denen für alle erlegten Tiere die Koordinaten des Erlegungsortes erfasst wurden. Im Regelfall erfolgte dies auf Abteilungsebene.

Im Untersuchungsgebiet Neudorf verteilt sich die Rotwildstrecke nahezu gleichmäßig auf der gesamten Fläche der Verwaltungsjagdbezirke Rabenberg (westliches Teilgebiet) und Fichtelberg, wobei der Schwerpunkt der Erlegungen in der südlichen Hälfte des Untersuchungsgebietes liegt (Abbildung 129). Deutlich differenzierter verteilt sich die Rotwildstrecke im Untersuchungsgebiet Eibenstock. Streckenschwerpunkte liegen hier im östlichen Bereich des Forstbezirkes Adorf und den daran angrenzenden

Teilen des Forstbezirkes Eibenstock sowie im Bereich nördlich der Staatsgrenze zur Tschechischen Republik und in geringerem Umfang im Osten an der Grenze zum Forstbezirk Neudorf. Insbesondere in den zentralen und nördlichen Bereichen des Forstbezirkes Eibenstock sind Rotwilderlegungen eher ein sporadisches Ereignis.

Eine vergleichbare Situation findet sich auch in den Untersuchungsgebieten Bärenfels und Neustadt (Abbildung 130). Während in Neustadt der Schwerpunkt der Rotwildstrecke im südlichen grenznahen Raum realisiert wurde, verteilt sich diese in Bärenfels nahezu ganzflächig. Nur die tiefer gelegenen nördlichen Bereiche des Untersuchungsgebietes Bärenfels (insbesondere im Revier Oberfrauendorf) werden als Wintererstände häufig erst gegen Ende der Jagdzeit beziehungsweise im Falle entsprechender tiefwinterlicher Witterungslagen frequentiert, sodass hier im mehrjährigen Kontext kaum Rotwild erlegt wird.

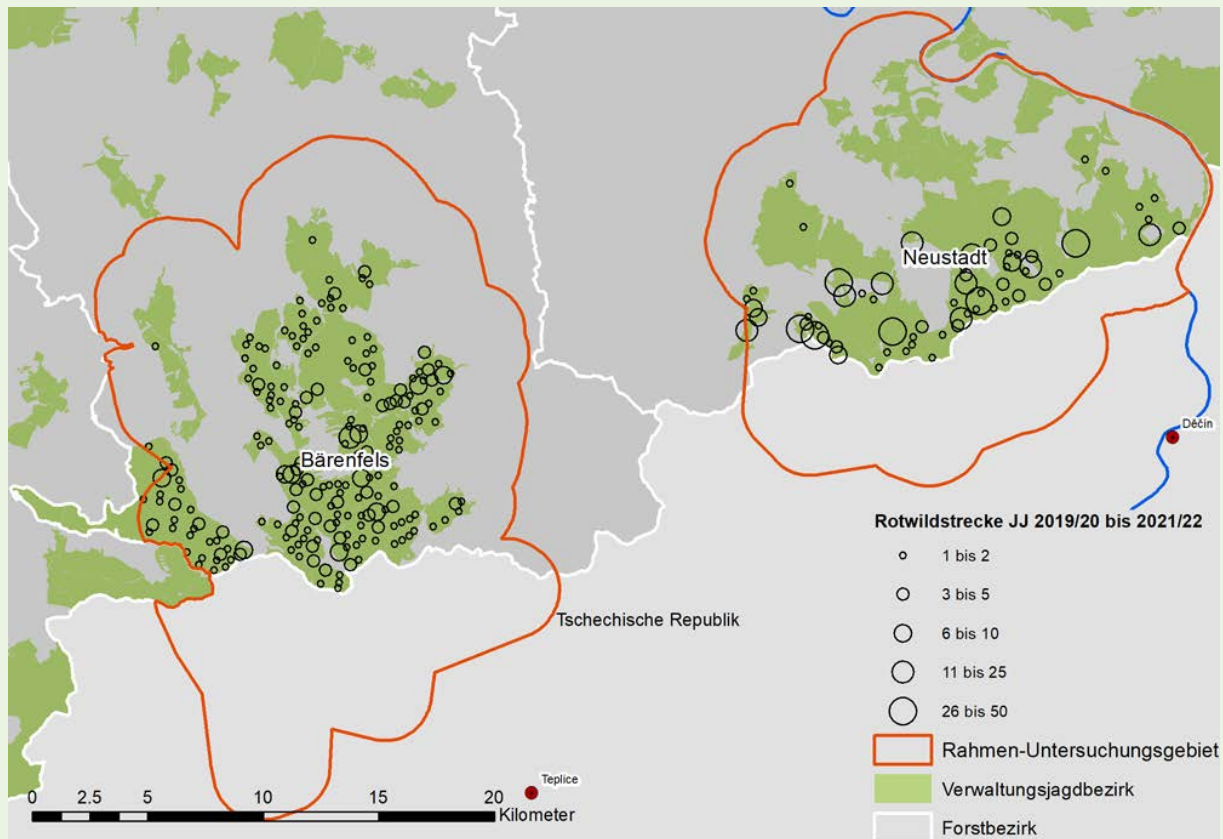


Abbildung 130: Summe der Rotwilderlegungen der Jagdjahre 2019/20 bis 2021/22 in den Untersuchungsgebieten Bärenfels und Neustadt.

Diese räumliche Betrachtung der Streckenergebnisse verdeutlicht vor allem einen Effekt, der mit starken lokalen Reduktionsprozessen einhergeht: Die Reduktion führt (im Gegensatz zum Rehwild) nicht zu einer räumlich gleichmäßigen Ausdünnung der Populationsdichte, sondern sie schafft in den Bereichen mit den intensivsten jagdlichen Eingriffen weitgehend rotwildfreie Räume. Besonders prägnant ist dieser Effekt dort, wo eine Rotwildpopulation mit lokal differenzierter Intensität (oder lokal abweichenden Zielstellungen) bejagt wird. Für Eibenstock und Neustadt bedeutet dies, dass der Großteil der derzeitigen Jagdstrecke durch den Zugriff auf angrenzende Bereiche mit höheren Rotwildichten insbesondere in der Tschechischen Republik, aber auch in den Forstbezirken Adorf und Neudorf realisiert wird. Der Anteil tiefer im Gebiet lebender und reproduzierender Tiere ist gleichzeitig deutlich niedriger. Er sinkt mit Fortschreiten des Reduktionsprozesses dann weiter, wenn diese Individuen fortschreitend mit gleicher Intensität bejagt werden wie diejenigen in Bereichen mit lokal höherer Dichte. Dieser Effekt hat

einen potenziell starken Einfluss auf den genetischen Austausch innerhalb von Rotwild-Teilpopulationen mit niedriger Dichte (was im Erzgebirge bislang nur lokal relativ eng begrenzt der Fall ist). Er muss künftig dann Berücksichtigung finden, wenn Reduktionsvorhaben großflächig erfolgreich umgesetzt wurden (hier insbesondere inklusive des Tschechischen Erzgebirges) und differenzierte Managementansätze erarbeitet werden sollen, die den Erhalt einer vitalen Rotwildpopulation bei gleichzeitig niedrigem Wildschadenspotenzial zum Ziel haben. Derzeit ergibt sich aus der guten genetischen Konstitution der Gesamtpopulation (Kap. 5.2), anhaltend hohen Rotwildichten in Teilen des grenzübergreifenden Rotwildlebensraumes und der Notwendigkeit, regional überhöhte Rotwildichten weiter zu reduzieren, keine prioritäre Notwendigkeit, diese Fragestellung in den aktuellen Managementkonzepten aktiv zu adressieren. Gleichzeitig verdeutlichen die Ergebnisse die Möglichkeit, hohe Dichtegefälle auf relativ kleinem Raum zu erhalten, was waldbaulich-jagdlich differenzierte Lösungsansätze begünstigt (vgl. Kap. 11.3).

8.2 Jagdliche Raumplanung

Umsetzung einer Jagdlichen Raumplanung

Ein großräumiges Rotwildmanagement erfordert insbesondere bei komplexen Ausgangssituationen hinsichtlich Wilddichte, Jagddruck oder touristischer Frequentierung eine räumlich und zeitlich differenzierte Betrachtung der unterschiedlichen Bewirtschaftungsziele. Dieser Komplexität müssen die entsprechenden Steuerungsansätze Rechnung tragen, um letztlich auch effektiv sein zu können. Die Art und Weise, wie die unterschiedlichen Komponenten einer solchen wildökologischen Raumplanung praktisch umgesetzt werden, kann sich je nach Ausgangssituation oder Zielstellung unterscheiden (Suchant et al. 2008; Reimoser und Hackländer 2016; Eckhardt 2016; Kilius 2018; Griesberger et al. 2021). Im Rahmen dieser Studie wurde seitens des Wissenschaftlichen Beirats (vgl. Kap. 3.2) empfohlen, Ansätze einer wildökologischen Raumplanung mit einem Fokus auf der räumlich-zeitlichen Differenzierung der jagdlichen Aktivitäten zu erproben. Da die Laufzeit des Projektes für eine erschöpfende Behandlung solcher Fragestellungen nicht ausgelegt war, wurden entsprechende Ansätze als ein „Pilot-Teilprojekt Jagdliche Raumplanung“ innerhalb des Kooperationsprojektes „Rotwild-

management pro Waldumbau“ implementiert, um daraus einen möglichst großen Erkenntnisgewinn für denkbare Folgeschritte ableiten zu können.

Zwischen Januar 2016 und März 2018 erfolgte die Jagdausübung in allen Untersuchungsgebieten zunächst regulär auf Grundlage der jeweiligen Konzepte der Forstbezirke. Ab dem 1. April 2018 wurde die Jagdliche Raumplanung (JRP) nach intensiven Abstimmungsprozessen und teils auch kontrovers geführten Debatten in Teilen der Forstbezirke Adorf, Eibenstock, Neudorf und Bärenfels verbindlich eingeführt und bis zum 31. März 2022 umgesetzt. Für den Fall deutlich steigender Wildschäden wurde allen beteiligten Forstbezirken die Möglichkeit eines vorzeitigen Abbruchs zugesichert. Schon mit Beginn des Teilprojektes Jagdliche Raumplanung war klar, dass eine Überprüfung der Wirksamkeit der eingeführten Maßnahmen allenfalls mittelfristig, nicht aber im eng begrenzten Zeitrahmen des Kernprojektes (Anfang 2016 bis Ende 2018) sinnvoll sein kann.

| UNTERSUCHUNGSGBIET | FORSTBEZIRK | WALDUMBAUZONE [ha] | VERDRÄNGUNGSBEREICH [ha] | KERNZONE [ha] | SUMME [ha] |
|--------------------|-------------|-----------------------|-----------------------------|------------------|---------------|
| Eibenstock | Adorf | 3.016 | 1.671 | 1.221 | 5.909 |
| | Eibenstock | 11.463 | 4.621 | 1.340 | 17.424 |
| Neudorf | Neudorf | 8.724 | 0 | 4.383 | 13.106 |
| Bärenfels | Bärenfels | 5.369 | 1.581 | 3.320 | 10.270 |
| Summe | | 28.572 | 7.873 | 10.263 | 46.709 |

Tabelle 25: Anteilflächen der Zonierung der Jagdlichen Raumplanung im Jagdjahr 2021/22.

| | APRIL | MAI | JUNI | JULI | AUG. | SEPT. | OKT. | NOV. | DEZ. | JAN. | FEB. | MÄRZ |
|---------------------|-------|----------|----------|------|----------|-------|------|------|------|----------|------|------|
| Waldumbauzone | | | JAGDRUHE | | | | | | | | | |
| Verdrängungsbereich | | | | | JAGDZEIT | | | | | | | |
| Kernzone | | JAGDRUHE | | | | | | | | JAGDRUHE | | |

Abbildung 131: Wildartübergreifende Jagdzeiten (grün) und Jagdruhezeiten (grau) der Jagdlichen Raumplanung in der Waldumbauzone, den Verdrängungsbereichen und der Kernzone. Es gelten weiterhin die jagdrechtl. definierten Jagd- und Schonzeiten für die jeweiligen Wildarten.

Folgende Hypothesen liegen der Jagdlichen Raumplanung zugrunde:

- Eine zeitlich räumliche Priorisierung des jagdlichen Inputs führt zu höherer Effizienz (weniger Ressourceneinsatz bei stabilem Ergebnis), kann und soll dabei gleichzeitig lokal durch einen entsprechend gebündelten Kräfteinsatz zu Effektivitätsgewinnen führen, ohne an anderer Stelle wesentliche negative Auswirkungen in Kauf nehmen zu müssen.
- Eine zeitlich-räumliche Steuerung des Jagddrucks führt zu geringeren schadensinduzierenden Störungen durch den Verzicht auf ineffektive Jagdformen und Jagdzeiten.
- Eine dynamische Erhöhung des Jagddrucks führt zur Verdrängung aus waldbaulich vulnerablen Arealen, indem dort Ressourcen eingesetzt werden, die an anderer Stelle temporär freigelegt werden.

Die Zonierung wurde auf der Grundlage waldbaulich-standörtlicher Kriterien erarbeitet und umfasst eine Gesamtfläche von mehr als 46.000 Hektar (Tabelle 25).

In die Waldumbauzone (61% der Gesamtfläche) fielen vor allem jene Standortbereiche, die hinsichtlich des Waldumbaus prioritär behandelt werden (hohe Anfälligkeit gegenüber klimatischen und biologischen Störungen und demnach hohe Umbaudringlichkeit). Die Waldumbauzone bildete auch die Rahmenkulisse für die Ver-

drängungsbereiche, die somit nur innerhalb dieser ausgewiesen werden konnten. In der Waldumbauzone war die Jagdausübung entsprechend der jagdrechtlich definierten Jagd- und Schonzeiten bis auf ein für alle Wildarten verbindliches Jagdruheintervall zwischen 1. Juni und 31. Juli ganzjährig möglich.

In besonders wildschadensanfälligen Waldumbauschwerpunkten wurden Verdrängungsbereiche (17% der Gesamtfläche) ausgewiesen. In den betreffenden Gebieten gab es über die jagdrechtlich definierten Jagd- und Schonzeiten hinaus keine Einschränkungen der Jagdzeit. Sämtliche Trophäenträger konnten zur Minimierung von Wildschäden kostenfrei erlegt werden. Das Betreiben von Kurrungen, Salzlecken und Notzeitfütterungen war untersagt, um die Attraktivität der betreffenden Flächen niedrig zu halten. Zu Beginn eines jeden Jagdjahres konnte eine Anpassung der Verdrängungsbereiche erfolgen, um der Dynamik der Verjüngungsprozesse im Zuge des Waldumbaus gerecht zu werden. Der Forstbezirk Neudorf verzichtete im Rahmen eines einheitlichen Jagdruheintervalls im Juni und Juli auf die Ausweisung von Verdrängungsbereichen.

Die *Kernzone* (22% der Gesamtfläche) umfasste diejenigen Standortbereiche, deren waldbauliche Zielzustände nach wie vor durch die Baumart Fichte in ihrem natürlichen Verbreitungsschwerpunkt geprägt sein sollen und die somit weniger umbaudringlich

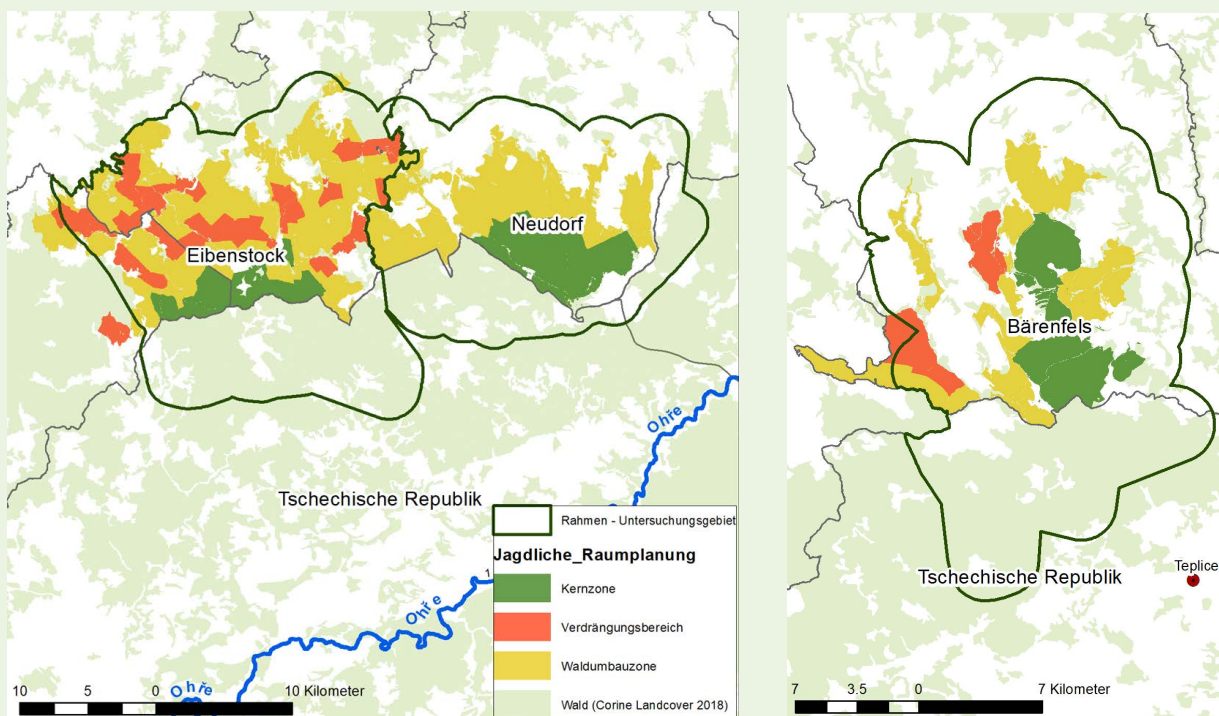


Abbildung 132: Zonierung der Jagdlichen Raumplanung im Jagdjahr 2021/22 mit Waldumbauzone (gelb), Verdrängungsbereichen (rot) und Kernzone (grün) in den Untersuchungsgebieten Eibenstock (Forstbezirke Adorf und Eibenstock) und Neudorf (links) sowie Bärenfels (rechts).



Abbildung 133: Salzlecken sind zu bestimmten Phasen des Jahres enorm attraktiv für Rot- und Rehwild. Nutzen und Risiken werden häufig kontrovers diskutiert, weil sie im Umfeld schäl- und verbissgefährdeter Waldstrukturen möglicherweise zu höheren Schäden führen. In den Verdrängungsbereichen war ihr Betrieb untersagt.

waren (in der Regel die höheren Berg- und Kammlagen). Hier lag der Fokus auf einer effektiven und störungsarmen Regulation des Rotwildes, das in diesen Bereichen regelmäßig seine Sommer- und Brunfteinstände wählte. Das Bejagungsintervall war für alle Wildarten auf den Zeitraum vom 1. August bis 31. Dezember begrenzt. Die Nachtjagd auf Schwarzwild war zur Störungsminimierung untersagt. Kirrjagd und Notzeitfütterungen waren möglich. Als einziger Ausnahmetatbestand war die Fangjagd auf Raub- und Schwarzwild auch während der Ruheintervalle gestattet. In der Hegegemeinschaft Osterzgebirge übernahmen mehrere an die Verwaltungsjagd angrenzende Gemeinschaftliche Jagdbezirke auf freiwilliger Basis die Regelung der Kernzone und legten eine eigentumsübergreifende Zonierung in Abstimmung mit dem Forstbezirk Bärenfels fest. So wurden die im Wald bestehenden Kernzonen in einigen Bereichen auf das angrenzende Offenland übertragen. Der Rahmen von Waldumbau- und Kernzone blieb bis auf wenige kleinflächige Anpassungen in den Forstbezirken Adorf und Eibenstock stabil.

Wirksamkeit der Jagdlichen Raumplanung

Zum jetzigen Zeitpunkt liegt noch keine abschließende Bewertung zur Wirksamkeit des Teilprojektes vor. Die folgenden Ergebnisse beziehen sich auf die Entwicklung der Jagdstrecken für Rot-, Reh- und Schwarzwild in den Jagdjahren 2018/19 bis 2020/21 sowie auf die Daten zu frischen Schäl- und verbissgefährdeten Waldstrukturen aus dem Wildschadensmonitoring der Jahre 2018 und 2021/22.

Für die **Jagdstreckenanalyse** wurden die Reviere, die in der Jagdlichen Raumplanung involviert waren, entsprechend ihres Anteils an Kernzonen (Zone mit den stärksten jagdlichen Einschränkungen) drei Klassen zugeordnet: Kernzone 0 bis 25 Prozent, Kernzone > 25 bis 50 Prozent, Kernzone > 50 Prozent. Verglichen werden die zwei Jagdjahre vor Einführung der Jagdlichen Raumplanung (2016/17 und 2017/18) mit den drei Jagdjahren

ab deren Einführung (2018/19 bis 2020/21). Weil eine allein auf die Wildart Rotwild gerichtete Analyse der Komplexität der Wildschadenssituation, aber auch der erforderlichen Prävention von Tierseuchen (Afrikanische Schweinepest) nicht gerecht wird, wurde die Analyse auf Rehwild und Schwarzwild erweitert.

Die Jagdliche Raumplanung hat bislang keinen klar nachweisbaren Einfluss auf die Entwicklung der Gesamtstrecken in den betreffenden Gebieten. Die Jagdstrecken wurden aber durch die Jagdruhephasen in einem durchschnittlich kürzeren Zeitraum realisiert, was wiederum auf eine gesteigerte Effizienz der durchgeführten jagdlichen Aktivitäten schließen lässt und somit auch der Problematik zunehmend begrenzter vorrangig personeller Ressourcen Rechnung trägt.

Beim **Rotwild** lag die durchschnittliche Jahresstrecke in den Jagdjahren 2018/19 und 2019/20 bei 778 Stück. In den drei Jahren nach Einführung der Jagdlichen Raumplanung waren es durchschnittlich 697 Stück. Beim Rotwild wird die Wirkung der Jagdlichen Raumplanung auf die Jagdstrecke mitunter von den limitierenden Vorgaben der Abschussplanung überlagert. Der Forstbezirk Eibenstock hat sowohl vor als auch während der Phase der Jagdlichen Raumplanung seinen ursprünglichen dreijährigen Rotwildabschussplanansatz übererfüllt (Abschussplanerhöhung 2018 und 2021). Auch im Forstbezirk Neudorf wurde während dieser Phase 2018 eine Abschussplanerhöhung infolge des wirksamen Reduktionsprozesses nötig, was zwischenzeitlich auch zu einem aus dem laufenden behördlichen Verfahren resultierenden Stopp des Rotwildabschusses führte. Darüber hinaus muss der jährliche Verlauf der Rotwildstrecke im Untersuchungsgebiet Neudorf (vgl. Kap. 8.1) bei der Interpretation der gebietsübergreifenden Streckendaten berücksichtigt werden (Abbildung 134). Die Streckenentwicklung ist generell von starken, uneinheitlichen Schwankungen im Jahresverlauf gekennzeichnet. Im Vergleich der Zeiträume vor und nach Einführung der Jagdlichen Raumplanung zeigen sich mehr oder weniger starke Abweichungen in den drei Klassen. Die kumulative Strecke

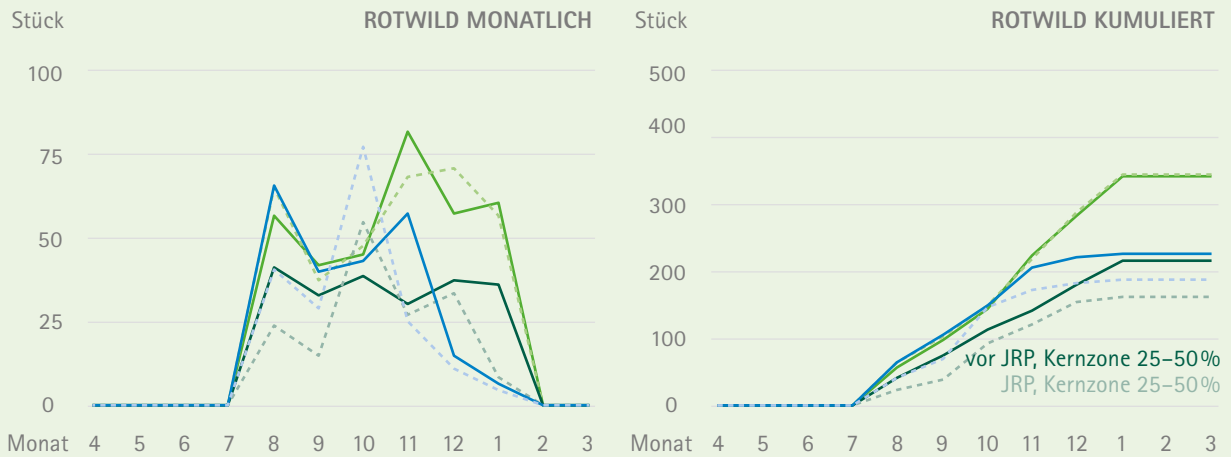


Abbildung 134: Durchschnittliche monatliche Jagdstrecke von Rotwild nach Anteil der Kernzone je Revier vor und nach Einführung der Jagdlichen Raumplanung. Durchschnittliche Jahresstrecke vor JRP: 778, ab JRP: 697.

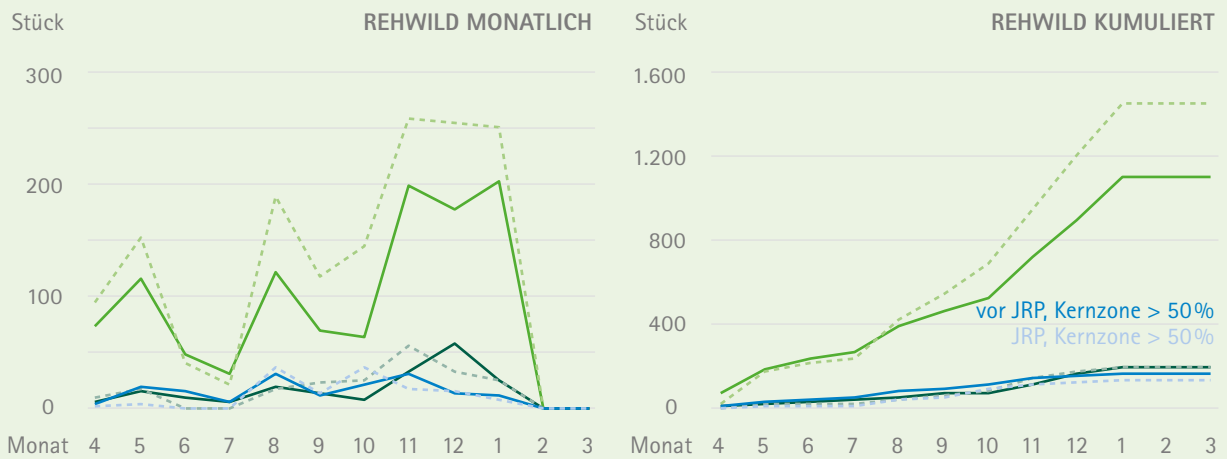


Abbildung 135: Durchschnittliche monatliche Jagdstrecke von Rehwild nach Anteil der Kernzone je Revier vor und nach Einführung der Jagdlichen Raumplanung. Durchschnittliche Jahresstrecke vor JRP: 1.459, ab JRP: 1.778.

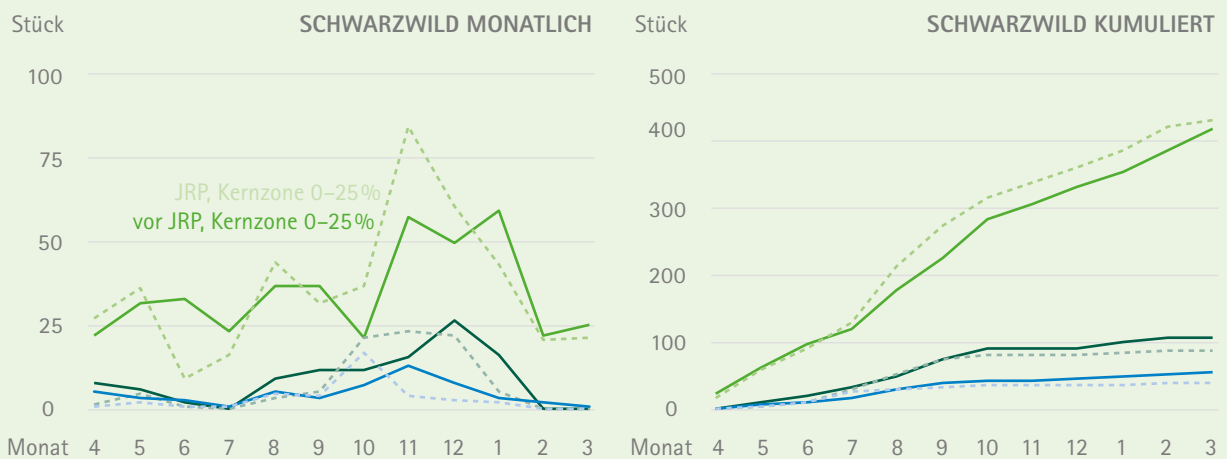


Abbildung 136: Durchschnittliche monatliche Jagdstrecke von Schwarzwild nach Anteil der Kernzone je Revier vor und nach Einführung der Jagdlichen Raumplanung. Durchschnittliche Jahresstrecke vor JRP: 583, ab JRP: 560.



Abbildung 137: Eine Jagdliche Raumplanung allein für Rotwild greift zu kurz. Je nach regionaler Situation muss auch die ebenso notwendige Bejagung von Reh- und Schwarzwild oder noch weiterer Wildarten berücksichtigt werden.



in den Revieren mit einem Kernzonenanteil über 25 Prozent lag demnach nach Einführung der Jagdlichen Raumplanung leicht unter dem Referenzzeitraum.

Es ist jedoch wahrscheinlich, dass der mitunter limitierende Einfluss der Abschusspläne (Nachbeantragungen etc.), aber auch der mutmaßliche Rückgang der Rotwilddichte infolge des Reduktionsprojektes in Neudorf die Rotwildstrecke deutlich stärker beeinflusst haben, als die Regelungen der Jagdlichen Raumplanung dies für sich betrachtet erwarten lassen. Hinzu kommen ebenfalls nicht aus der Jagdlichen Raumplanung resultierende, für die Effektivität der Jagdausübung jedoch durchaus relevante Faktoren. In besonderem Maße betrifft dies ab dem Jagdjahr 2020/21 relevante Einschränkungen der Bewegungsjagden durch die Auswirkungen der Covid-19-Pandemie (kurzfristige Ausfälle von Schützen und Hundeführern, erschwerte Organisation bis hin zu Jagdabsagen).

Beim **Rehwild** lag die durchschnittliche Jahresstrecke in den Jagdjahren 2018/19 und 2019/20 bei 1.459 Stück, in den drei Jahren nach Einführung der Jagdlichen Raumplanung waren es durchschnittlich 1.778 Stück. Die Rehwildstrecke ist im Betrachtungszeitraum vor allem in den Revieren der Waldumbauzone inklusive der Verdrängungsbereiche (0 bis 25 Prozent Kernzone) deutlich angestiegen (Abbildung 135). In den kernzonendominierten Forstrevieren lässt das Jagdruheintervall die Rehwildstrecke zwischen Januar und Juli folgerichtig nahezu auf Null sinken. Sowohl in Bezug auf die Rehwildstrecke der Reviere mit einem Kernzonenanteil über 50 Prozent als auch auf der gesamten Fläche hat die Jagdruhe in den Kernzonen jedoch nur einen sehr geringen Einfluss, weil Rehwild dort bislang jagdlich nur eine untergeordnete Rolle spielte. Mit einem Sinken der Rotwilddichte und einem zu erwartenden Anstieg der Rehwilddichten auch in den Kammlagen ist jedoch zu erwarten, dass die Kern-

zonenbereiche in einem stärkeren Umfang in die Regulation der Rehwildbestände einbezogen werden müssen, als dies bislang erforderlich war.

Beim **Schwarzwild** lag die durchschnittliche Jahresstrecke in den Jagdjahren 2018/19 und 2019/20 bei 583 Stück, in den drei Jahren nach Einführung der Jagdlichen Raumplanung waren es durchschnittlich 560 Stück (Abbildung 136).

Ein leichter Streckenrückgang ist insbesondere in denjenigen Revieren nachweisbar, die einen hohen Kernzonenanteil haben. Allerdings waren die Schwarzwildstrecken seit dem Rekordniveau des Jagdjahres 2019/20 allgemein rückläufig. Zudem ist der Streckenbeitrag aus den höheren Berg- und Kammlagen mit naturgemäß entsprechend geringerer Schwarzwilddichte im Bezug zur Gesamtkulisse ohnehin eher gering und wird durch einen effizienteren Einsatz der Jäger in der Waldumbauzone und den Verdrängungsbereichen mit entsprechend höherer Schwarzwilddichte kompensiert. Da die Schwarzwildstrecke aufgrund der Reproduktionsökologie dieser Art erfahrungsgemäß sehr starken Schwankungen unterliegt, war ein nachweisbarer Einfluss der Jagdlichen Raumplanung auf die Streckenentwicklung in vier Jahren ohnehin nicht zu erwarten. Um den Einfluss des Schwarzwildes als artenschutzrelevanter Beutegreifer (Bodenbrüter) zu reduzieren sowie eine effektive Seuchenprävention aufrechtzuerhalten, kann der Einsatz von Schwarzwildfängen neben gut organisierten Bewegungsjagden eine störungsarme Alternative insbesondere zum nächtlichen Kirrungsansatz darstellen.

Im Gegensatz zur bereits analysierten Jagdstreckenentwicklung ist der wesentliche Erfolgsfaktor, an dem eine zielorientierte Jagd zu messen ist, deren Wirkung auf die Höhe und Verteilung von **Wildschäden**. Mit dem Wildschadensmonitoring 2021/22 liegen auch für die Gebietskulisse der Jagdlichen Raumplanung Daten zur Höhe und Verteilung von **Schälschäden** vor. In den 31 Landeswaldrevieren, die über vier Jagdjahre die Jagdliche Raumplanung erprobten, lagen mit der letzten Schälerhebung 13 über dem kritischen Schwellenwert von einem Prozent Neuschäle. Im Jahr 2018 waren es 18. Zwischen der Schälerhebung im Jahr 2018 und der Erhebung 2021/22 sank die Neuschäle in fünf Revieren stark (> ein Prozent), in sechs leicht (> 0,5 Prozent), in 14 Revieren blieb sie auf einem konstanten Niveau (vgl. Anhang A10). Demgegenüber stehen jeweils drei Reviere, in denen die Neuschäle leicht (> 0,5 Prozent) beziehungsweise stark (> ein Prozent) anstieg. Es gab keinen Fall, in dem ein Anstieg der Neuschäle aus einem unkritischen Niveau (< ein Prozent) auf ein kritisches Niveau (> ein Prozent) erfolgte. In Bezug auf die Gesamtkulisse sank das Niveau der Neuschäle, was insbesondere auf den positiven Trend im Untersuchungsgebiet Neudorf zurückzuführen ist.

Die Bewertung der tatsächlichen Wirksamkeit der Jagdlichen Raumplanung in Hinblick auf die Entwicklung des Wildscha-

densniveaus in seiner Intensität und Verteilung ist hierbei jedoch überaus komplex. Fachlich fundiert kann dies nur über eine Erweiterung der im Kapitel 7.5 vorgestellten Modellansätze erfolgen. Gleichzeitig wären deutlich längere Betrachtungs- und Vergleichszeiträume notwendig.

Die Entwicklung der wildartübergreifenden Jagdstrecken unterlag in den letzten Jahren Schwankungen, auf welche die Jagdliche Raumplanung, wie bereits ausgeführt, keinen Einfluss hatte (Jagd unter Covid-19-Pandemie-Bedingungen, zeitintensive Verfahren und Verzögerung bei Abschussplanerhöhungen, flächige Sturm-, Schneebruch- und Borkenkäferschäden, verbunden mit einer personellen Priorisierung der Schadholzaufarbeitung). Gleichzeitig kann aufgrund der verlängerten Ruhezeiten von effizienzsteigernden Effekten der Jagdlichen Raumplanung ausgegangen werden. Unter Berücksichtigung der vorliegenden Daten kann folgendes Fazit gezogen werden: Die Jagdliche Raumplanung hat mit durchschnittlich kürzeren Bejagungszeiten nicht zu Jagdstreckeneinbrüchen, wahrscheinlich aber zu leichten lokalen Streckenverschiebungen insbesondere beim Reh- und Schwarzwild geführt. Durch die kürzeren Bejagungszeiten wurde der Störeinfluss durch die Jagd in den Waldumbau- und Kernzonen reduziert. Auch wenn die Neuschäle in den betreffenden Revieren durchschnittlich sank, ist ein Rückschluss auf die Wirkung der Jagdlichen

Raumplanung bei einer Vielzahl potenzieller Einflussfaktoren derzeit nicht möglich.

Die erfolgreiche Umsetzung eines differenzierten Jagdlichen Raumplanungskonzeptes erfordert mehr als bislang die Fähigkeit und Bereitschaft aller beteiligten Ebenen, Personal flexibel einzusetzen, private Jäger zu informieren und zu motivieren sowie Jagdbezirke außerhalb des Landeswaldes gegebenenfalls mit ins Boot zu holen. Letztlich müssen Ansätze einer Jagdlichen Raumplanung als regionales Gesamtkonzept betrachtet werden. Dies umfasst die Entwicklung von Schäl- und Verbissschäden sowie die Streckenentwicklung aller relevanten Wildarten ebenso wie einen effizienten betrieblichen Ressourceneinsatz oder die Reduktion von Störungen.

Nach Abschluss des Teilprojektes „Jagdliche Raumplanung“ zum 31. März 2022 haben die Forstbezirke Bärenfels und Neudorf das Konzept auf Basis ihrer Erfahrungen beibehalten und in einigen Punkten individuell angepasst. Der Forstbezirk Eibenstock verzichtet künftig wieder auf eine Jagdliche Raumplanung. Der Forstbezirk Adorf lässt die jagdliche Raumplanung unter dem Eindruck kaum gesunkener Schäl- und Verbissschäden und eines erhöhten Rotwild-Abschussplanes ruhen, bis detailliertere Auswertungen zur Wirkung des Instruments auf die Höhe und Verteilung von Wildschäden vorliegen.

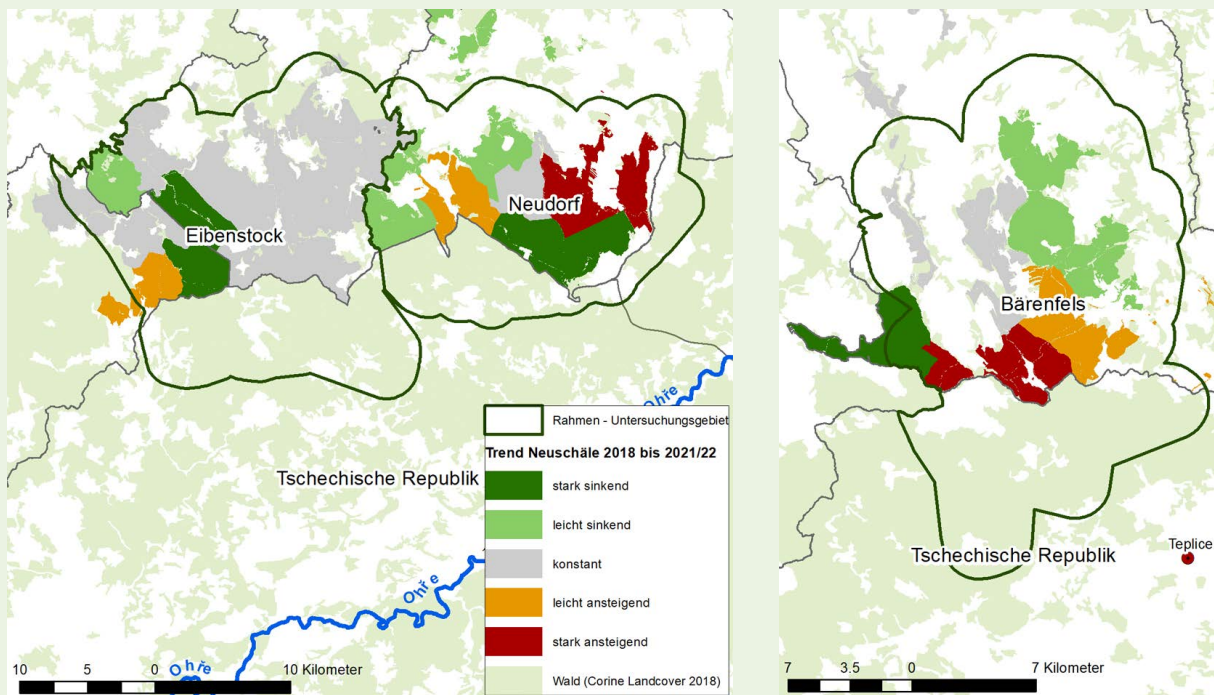


Abbildung 138: Entwicklung der Neuschäle (alle Baumarten) zwischen der Erhebung 2018 und der Erhebung 2021/22 in den an der Jagdlichen Raumplanung beteiligten Landeswaldrevieren.



9

Fütterung von Rotwild

Das Für und Wider der Fütterung von Rotwild ist Gegenstand zahlreicher Debatten. Im Freistaat Sachsen hat die Fütterung von Wild laut Gesetzgebung nur in Notzeiten bei gleichzeitiger Jagdruhe zu erfolgen und ist ansonsten zu unterlassen. Für konkret begründete Einzelfälle kann die Jagdbehörde darüber hinaus auf Antrag des Jagd ausübungs berechtigten eine Ablenkfütterung zur Reduktion von Wildschäden genehmigen. Im direkt benachbarten Tschechien wird Rotwild hingegen im Winter deutlich intensiver gefüttert. Teils werden die Tiere in Wintergattern eingeschlossen, um Wildschäden zu reduzieren.

Die Fütterung war nicht Kernthema der vorliegenden Studie. Im Zuge der Telemetriestudie konnte an Standorten mit gezielter Futtervorlage (Besenderungsstellen) eine bevorzugte Raumnutzung nachgewiesen werden, die teils auch dann anhielt, wenn die Futtergaben bereits mehrere Jahre eingestellt waren. Letzteres kann als weiterer Hinweis auf den hohen Stellenwert der Tradition für die Raumnutzung des Rotwildes gewertet werden, der im Projektkontext an mehreren Stellen nachgewiesen werden konnte. Gleichzeitig wurden im Rahmen einer Umfrage im Landeswald Informationen zur Notzeitfütterung erhoben, die für die Konzeption eines künftigen Notzeitfütterungskonzeptes nützlich sein können.

In dieser Studie wurde die Fütterung deshalb insbesondere in Hinblick auf mögliche Kriterien zur Ausweisung von Notzeiten beleuchtet. Hierbei wird deutlich, dass Notzeiten durch die aktuelle klimatische Entwicklung deutlich seltener werden. Die künstliche Fütterung sollte daher kein Dauerzustand für das Rotwild im Mittelgebirgsraum sein.

Die Winterfütterung von Rotwild ist Gegenstand zahlreicher Veröffentlichungen. Die Thematik tangiert vielfältige Aspekte, wie die physiologischen Grundlagen des Rotwildstoffwechsels im Winter (Arnold 2016), die Wahl geeigneter Futtermittel, Anzahl, Lage und Größe von Fütterungsstandorten (Ebner et al. 2010; Clauss 2011; Plochmann 2012; Deutz 2014) bis hin zur Wirkung auf Aktivität und Raumnutzung (Reimoser et al. 2014), Überlebensraten, individuelle Konstitution und Populationsdynamik (Hohmann 2009) sowie Wildschäden im Wald (Leitner et al. 2019).

In Sachsen wurde die klassische Überwinterungsfütterung von Rot- und Rehwild (dauerhafte Futtervorlage ab Winterbeginn, häufig noch während der Jagdzeit bis zur Schneeschmelze und darüber hinaus) mit der Novellierung des Sächsischen Jagdgesetzes im Jahr 2012 abgeschafft. Der rechtliche Rahmen sieht heute nur eine Notzeitfütterung bei besonderen Witterungssituationen vor. Zudem ermöglicht er im Ausnahmefall eine Ablenkfütterung zur Minderung von Wildschäden, die jedoch einer Genehmigung der zuständigen Jagdbehörde bedarf und im Landeswald bisher nicht zum Einsatz kommt. Zahlreiche größere Fütterungsanlagen wurden im Laufe der Jahre zurückgebaut, andere verblieben als potenzieller Standort von Notzeitfütterungen.

Das Niveau der Winterschale hat sich seit der großflächigen Auffassung von Winterfütterungen im sächsischen Landeswald nicht erhöht. Die Schäden konzentrieren sich nun aber weniger auf das Fütterungsumfeld, sondern verteilen sich entsprechend der winterlichen Einstandsgebiete gleichmäßiger. Die Fallwildanteile der Untersuchungsgebiete lagen beim Rotwild während des Projektzeitraumes mit leichten lokalen Differenzen zwischen 0 und 0,025 Prozent der jährlichen Gesamtstrecke. Auch im Untersuchungsgebiet Neudorf mit Höhenlagen deutlich über 1.000 m und einer relativ hohen Populationsdichte wurde verendetes Rotwild nur in einstelliger Stückzahl registriert, wobei selbstverständlich von einer gewissen Dunkelziffer an nicht aufgefundenen Tieren ausgegangen werden kann. Selbst im Alpenraum mit seinen vom Mittelgebirge deutlich abweichenden klimatischen und topografischen Rahmenbedingungen und einer langen Fütterungstradition wird die Auffassung von einzelnen Winterfütterungen oder der vollständige Verzicht auf dieses Instrument zunehmend diskutiert und untersucht (Leitner et al. 2019). In Verbindung mit Ansätzen einer wildökologischen Raumplanung wird eine Lenkungsfütterung zur Reduktion des Wildeinflusses auf den Wald dennoch regelmäßig positiv bewertet (Suchant et al. 2008; Kilias 2018; Pfahler 2020). Bei solchen Ansätzen müssen aber zwingend die Erkenntnisse zum Raum-Zeit-System (vgl. Kap. 6) beachtet werden, da sich eine relativ langlebige und soziale Wildart wie das Rotwild nur dann innerhalb gewisser Grenzen wirklich lenken lässt, wenn man dabei die traditionellen Streifgebiete und natürlichen Wanderbewegungen im betroffenen Gebiet beachtet. In jüngerer Vergangenheit wurde darüber hinaus von einzelnen lokalen Akteuren im Erzgebirge die Forderung erhoben, die Fütterung von Rotwild auf Grundlage einer pauschal unterstellten Notzeit erneut zu intensivieren (Miller 2020).

Das Kooperationsprojekt „Rotwildmanagement pro Waldumbau“ hat sich der klassischen Winterfütterung von Rothirschen nicht schwerpunktmäßig gewidmet. Zwar liegen Daten unter anderem zur Raumnutzung von Rothirschen im Bereich von Notzeitfütterungen und Telemetrie-Lockstellen (vgl. Kap. 6.7) vor. Allerdings fehlen beispielsweise detaillierte Informationen zur eigentumsübergreifenden Lage und Frequentierung von Notzeitfütterungen und Kirsstellen sowie zur kleinräumigen Wildschadenssituation, die für eine ausgewogene Analyse notwendig wären. Das Thema ist also zum einen überaus komplex, zum anderen verbessern sich die Überwinterungsbedingungen für Rothirsche im Erzgebirge – abgesehen von unkalkulierbaren Störungen – zunehmend. Weder die prognostizierten klimatischen Entwicklungen (vgl. Kap. 4.3) noch die verfügbare Nahrungsgrundlage in Wald (vgl. Kap. 4.8) und Offenland (vgl. Kap. 6.7), die Konstitution der Rotwildpopulation oder die Entwicklung von Wildschäden in Regionen mit angepassten Wilddichten (vgl. Kap. 7) geben derzeit eine Veranlassung, das Instrument einer erneuten flächendeckenden und planmäßigen Überwinterungsfütterung ernsthaft zu diskutieren. Zwar wird häufig argumentiert, dass Rothirsche ihre traditionellen Wintereinstandsgebiete in Tallagen und Flussauen aufgrund der heutigen Fragmentierung der Landschaft nicht mehr nutzen können (Hunger und Herzog 2019; Miller 2020). Diese Aussage trifft auf das Erzgebirge mit einer im Vergleich zum Hochgebirge deutlich geringeren topografischen und klimatischen Spannweite allerdings nur eingeschränkt zu. Zudem ist es Rothirschen im Erzgebirge und der linkselbischen Sächsischen Schweiz leicht möglich, bewaldete Höhenlagen um 400 bis 700 m ü. NN auf sächsischer Seite und bis zu 300m ü. NN auf tschechischer Seite ohne wesentliche Barrieren aufzusuchen. Regelmäßig überwinterten besenderte Rothirsche jedoch in Höhenlagen deutlich über 800 m ü. NN. Dies kann unter diesen Bedingungen aber eher auf individuell erfolgreiche Strategien (Ruhe, Äsungsangebot) sowie Tradierungsvorgänge zurückgeführt werden als auf die fehlende Möglichkeit für vertikale Wanderungen.



Abbildung 139; Rothirsche an einer Notzeitfütterung im Erzgebirge (oben). Hier wurde noch bei stark zurückgegangener Schneedecke Heu vorgelegt und vom Rotwild auch entsprechend angenommen (unten).

9.1 Notzeitfütterung im Winter

Die Festsetzung einer Notzeit bezieht sich in den Verwaltungsjagdbezirken (Landeswald) des Freistaates Sachsen immer auf ein oder mehrere Forstreviere. Mit der Anzeige der Notzeit bei der zuständigen Jagdbehörde wird jegliche Jagdausübung eingestellt und mit Fütterungsmaßnahmen begonnen. Notzeitausweisungen und die damit verbundenen Fütterungen fanden während des Projektzeitraumes (Januar 2016 bis Februar 2019) in zwei Wintern statt. Die Zeiträume der Notzeitausweisungen unterschieden sich zwischen den jeweiligen Forstbezirken, aber auch innerhalb derselben entsprechend der Einschätzung in den jeweiligen Revieren (Tabelle 26). Nach dem Wortlaut des Sächs-JagdG stellen in den Verwaltungsjagdbezirken die Forstreviere die relevante räumliche Bezugseinheit für die Notzeit dar. Relevant war die Thematik Notzeit während der Laufzeit des Pro-

jektes insbesondere im schneereichen Januar und Februar des Jahres 2019 (vgl. Kap. 4.3).

Im Winter 2020/21 wurde in mehreren Landeswaldrevieren im Erzgebirge erneut eine Notzeit ausgerufen. Im Frühjahr 2021 wurde daraufhin eine Online-Umfrage durchgeführt, die sich schwerpunktmäßig der Organisation und Umsetzung von Notzeitfütterungen in den letzten Wintern und – unabhängig davon – der Ausübung der Kirrjagd auf Rot- und Rehwild widmete. In den Forstbezirken Adorf, Eibenstock, Neudorf, Marienberg und Bärenfels wurden insgesamt 61 Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter von Sachsenforst im Revierdienst (örtliche Jagdleitung) um Teilnahme an der Umfrage gebeten. Der Rücklauf war mit 31 Exemplaren zufriedenstellend. Ziel war es, auf Grundlage

der Ergebnisse zunächst aus interner Sicht Ansatzpunkte für einheitliche Regelungen von Winter-Notzeitfütterungen im Landeswald zu identifizieren und entsprechende Vorschläge zu erarbeiten, die auch in Gemeinschafts- und Eigenjagdbezirken sowie Hegegemeinschaften Anwendung finden können.

Als Indikatoren dienten entsprechend der Umfrage die aktuelle und prognostizierte Entwicklung von Schneehöhe und Schneestruktur (Verharschung) sowie seltener die Temperatur. Auch das vermehrte Auftreten von frischen Schältschäden hatte in der Praxis Einfluss auf die Festsetzung von Notzeiten. Zum einen, weil daraus auf einen grundlegenden Mangel an Äsung geschlossen wurde, zum anderen aber sicherlich auch aus waldbaulichen Erwägungen heraus. Schwerpunktmäßig wurden Notzeitsituationen in Revieren der oberen Berg- und Kammlagen festgestellt, weil dort hohe Schneelagen und tiefe Temperaturen am frühesten eintreten und am längsten anhalten. Der Fokus einer Notzeitfestsetzung lag im Erzgebirge immer auf der Wildart Rotwild. Die Notzeitfestsetzung wurde damit begründet, dass Rotwild regelmäßig in den oberen Berg- und Kammlagen überwintert, eine Aussage, die durch die im Rahmen des Projektes gewonnenen Erkenntnisse zur Raumnutzung auch zu wesentlichen Teilen unterstützt wird. Die Ursachen hierfür sind nach Ansicht der Forstleute vielfältig.

Für die Standortwahl von Notzeitfütterungen spielten Erreichbarkeit, Einstandsnähe oder das Störungspotenzial eine Rolle. In der Mehrzahl der Fälle wurden die Notzeitfütterungen innerhalb weniger Tage vom Wild angenommen. Je Revier wurden zwischen einem und fünf Fütterungsstandorte betrieben, deren Versorgung während der gesamten Notzeitperiode sichergestellt werden musste. Gefüttert wurde im Prinzip ausschließlich mit Heu beziehungsweise Heulage. Apfeltrester wurde nur zweimal genannt, Grassilage wurde in keinem Fall ausgebracht. Die Beschickung erfolgte in der Regel täglich. Der Anteil des lokalen Rotwildbestandes, der über die Notzeitfütterung tatsächlich erreicht wurde, lag nach Einschätzung der örtlichen Forstleute zwischen 20 und 50 Prozent (3 von 11 Antworten), in der Hauptsache aber zwischen 50 und 80 Prozent (6 von 11 Antworten). Rehwild frequentierte die Notzeitfütterungen nur sporadisch, eine Beobachtung, die sich mit aktuellen Erkenntnissen zur stark witterungsabhängigen und opportunistischen Nutzung künstlicher Futterquellen durch Rehe deckt (Ossi et al. 2017). Beendet wurden die Notzeitsituationen und die damit verbundene Fütterung in der Mehrzahl der Fälle mit dem Ende der notzeitbegründenden Witterungsbedingungen (Schneeschmelze), während die phänologische Entwicklung (Blattaustrieb) seltener als Indikator herangezogen wurde.

| UNTERSUCHUNGSGEBIET | FORSTBEZIRK | REVIER | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 |
|---------------------|-------------|-----------------|------|------------------|------|-------------------|
| Bärenfels | Bärenfels | Rehefeld | | | | 29. 1. bis 18. 3. |
| | | Bärenfels | | | | 4. 2. bis 17. 2. |
| Neudorf | Neudorf | Oberwiesenthal | | | | ab 25. 1. |
| | | Tellerhäuser | | | | ab 21. 1. |
| Eibenstock | Eibenstock | Wildenthal | | | | 25. 1. bis 24. 3. |
| | | Klingenthal | | | | 16. 1. bis 18. 3. |
| | Adorf | Sachsengrund | | 1. 2. bis 10. 3. | | 16. 1. bis 18. 3. |
| | | Tannenbergsthal | | 1. 2. bis 10. 3. | | 16. 1. bis 11. 3. |

Tabelle 26: Notzeitausweisungen (Beginn und Ende) im Landeswald der Untersuchungsgebiete 2016 bis 2019.

9.2 Wintergatter

Die Überwinterung von Teilen der Rothirschpopulation in großen geschlossenen Gattern mit regelmäßiger Futtervorlage findet im Freistaat Sachsen nicht statt. In den tschechischen Mittelgebirgen (Riesengebirge, Böhmerwald, Erzgebirge) werden sogenannte Wintergatter hingegen regelmäßig genutzt, um einen Teil des Rothirschbestandes auf kleinster Fläche außerhalb seines eigentlichen Waldlebensraumes zu binden. Im tschechischen Teil des Erzgebirges liegen mehrere Wintergatter (Přezimovací obůrka) in relativer beziehungsweise unmittelbarer Grenznähe (Tabelle 27). Errichtet und betrieben werden die bekannten Wintergatter in der Hauptsache durch die Tschechischen Staatsforsten (Lesy České republiky), insbesondere um während der Winterperiode den Wildeinfluss auf den Wald zu begrenzen (Vala et al. 2012). Die Futtervorlage beginnt meist nach der Brunft etwa Ende Oktober. Gefüttert wird hauptsächlich mit Heu, Hafer und Rüben.

Wie groß der Einfluss der Wintergatter auf den Teil der Rothirschpopulation ist, der ohne die Gatter auf der sächsischen Nordseite des Erzgebirgskammes überwintern würde, lässt sich schwer abschätzen. Keines der in dieser Studie telemetrierten Tiere hat, be-

dingt durch seine individuelle Raumnutzung (Vorselektion durch Ort und Zeitpunkt der Besenderung), die bekannten Wintergatter genutzt. Da selbst im Bereich der tschechischen Jagdbezirke nur ein Teil des lokalen Rotwildbestandes in die Wintergatter zieht (Vala 2011), kann von einem lokal starken, regional aber eher begrenzten Einfluss ausgegangen werden. Der Betrieb der Wintergatter wird auch in Tschechien zunehmend kritisch diskutiert, weil auch hier zunehmend eine Reduktion der Populationsdichten zur Begrenzung von Wildschäden im Wald gefordert wird (Vala 2011). Dass die anhaltende Konzentration vieler Tiere auf kleinem Raum sowohl in Wintergattern als auch an offenen Winterfütterungen durchaus problematisch sein kann, zeigt die regelmäßig wiederholte und seitens der tschechischen Behörden transparent kommunizierte Praxis von umfangreichen veterinärmedizinischen Behandlungen gegen verschiedene Endoparasiten.

| FORSTAMT (LESNÍ SPRÁVA) | WINTERGATTER | JAGDBEZIRK | ERBAUT | HÖHEN- LAGE [m Ü. NN] | FLÄCHE [ha] | GRENZÜBERGREIFENDER RÄUMLICHER BEZUG | |
|-------------------------------|--------------|-----------------|--------|-----------------------------|----------------|---|-----------------|
| | | | | | | Forstbezirke | Distanz [km] |
| Klášterec | Výsluní I | Jelení Hora | 2005 | 810 | 6.8 | Neudorf, Marienberg | 2–5 |
| | Výsluní II | Výsluní | 2006 | 770 | 15.5 | Neudorf, Marienberg | 2–5 |
| | Kovářská | Vápenka | 2005 | 860 | 7.8 | Neudorf | 2–5 |
| | Černý potok | Vejprty | 2007 | 860 | 10.0 | Neudorf | 2–4 |
| | Dolský mlýn | Špičák Verněřov | 2009 | 450–520 | 7.6 | Neudorf, Marienberg | 10 |
| Horní Blatná | U koupaliště | Blatensky Vrch | 2015 | 800–870 | 9.5 | Neudorf, Eibenstock | 2,5 |
| Litvinov | Kalek | Kalek | 2005 | 700–750 | 10.7 | Marienberg | 1,5 |

Tabelle 27: Eckdaten von Wintergattern im tschechischen Teil des Erzgebirges.



10

Empfehlungen zur Anpassung der methodischen Grundlagen eines zielorientierten Rotwildmanagements

Die Ergebnisse dieser Studie dienen im Folgenden – neben zahlreichen Erkenntnissen aus anderen Untersuchungen – als Grundlage für eine Vielzahl von Ableitungen und Empfehlungen.

In Hinblick auf die methodischen Grundlagen werden nachfolgend unterschiedliche Verfahren zur Ermittlung von Populationskennwerten eingeordnet. Neben diesen werden weitere wichtige Indikatoren identifiziert, die für ein zielorientiertes Rotwildmanagement entscheidend sind.

10.1 Bewertung eines flächendeckenden, eigentumsübergreifenden Einsatzes der eingesetzten Verfahren zur Ermittlung von Populationskennwerten

In Deutschland liefern in der Regel die Bewertung des Wildinflusses auf die Vegetation (Verbiss, Schäle) und die Analyse von Jagdstrecken die Informationsgrundlage für das Management von Reh, Rothirsch, Damhirsch oder Mufflon. Es ist eine regelmäßig wiederholte und zunächst in der Theorie auch nachvollziehbare Forderung verschiedener überregionaler, aber auch lokaler Akteure, eine Bejagung von Rotwild und anderen Schalenwildarten nur auf Basis detaillierterer Informationen zu Bestandsgröße, Geschlechterverhältnissen und Altersstruktur vorzunehmen. Die Vielfalt an potenziell geeigneten Verfahren ist hierbei groß und wird regelmäßig erweitert (Stier et al. 2014; Bundesamt für Naturschutz 2016). Häufig erfolgt ihr Einsatz jedoch in zeitlich begrenzten wissenschaftlichen Projekten, so beispielsweise in großen (Landes-)Forstbetrieben und/oder der Sondersituation von Großschutzgebieten sowie Truppenübungsplätzen. Soll eine Umsetzung jedoch unter einer möglichst ausgewogenen gleichzeitigen Wahrung der Nutz-, Schutz- und Erholungsfunktion in einem Forstbetrieb, einer Hegegemeinschaft oder gar einem ganzen Bundesland erfolgen, differenziert sich die vermeintlich einfache Forderung in zahlreiche Einzelaspekte:

- Für welche räumlichen Bezugseinheiten sollen die Informationen erhoben werden?
- Für welche Zeiträume soll die Information gültig sein (saisonale Variabilität von Wilddichten)?
- Welche Kriterien sind relevant und allgemein anerkannt?
- Welches oder welche Verfahren liefern eine verlässliche Information für die relevanten Kriterien?
- Wie regelmäßig sollen Daten zu den gewählten Kriterien erhoben werden?
- Welches Verfahren ist regelmäßig UND flächendeckend im Sinne eines praxisgerechten Monitorings tatsächlich umsetzbar (Verhältnis von benötigten Informationen/fachlichen Anforderungen/Mindeststandards zu finanziellen und personellen Kapazitäten, technische und analytische Voraussetzungen als begrenzende Faktoren)?

Im Kooperationsprojekt „Rotwildmanagement pro Waldumbau“ wurden mit Distance Sampling, Fotofallenmonitoring und der Frischkotgenotypisierung drei unterschiedliche, wissenschaftlich anerkannte und etablierte Verfahren zur Schätzung von

Populationsdichten und Populationsstruktur angewendet. Im Anhang (A7) werden die Verfahren hinsichtlich ihres Einsatzes im Kooperationsprojekt und der Eignung für einen flächendeckenden Einsatz detailliert bewertet.

Die **Frischkotgenotypisierung**, die für das Untersuchungsgebiet Bärenfels eine qualitativ hochwertige Referenz liefern sollte, blieb trotz einer intensiven Vorbereitung und eines enormen Analyseaufwandes im Genetiklabor des Kompetenzzentrums für Wald und Forstwirtschaft letztlich ohne verwertbares Ergebnis. Zwar ist das Verfahren grundsätzlich dazu geeignet, präzise Referenzwerte zu liefern. Jedoch ist die Methode durchaus anfällig gegenüber ungünstigen Witterungseinflüssen während der Losungssammlung und erfordert einen relativ umfangreichen Ressourceneinsatz, um valide Ergebnisse zu erzielen.

Beim **Distance Sampling** waren im Projektverlauf mehrere Kalibrierungsdurchgänge notwendig, um das Transektdesign und die Berechnungsmethoden an die lokalen Gegebenheiten anzupassen. Im Bemühen um valide Ergebnisse mussten die Befahrungen in einem Gebiet zum Teil mehrfach wiederholt werden. Trotzdem konnten in den meisten Fällen lediglich Ergebnisse erzielt werden, die zwar dem Charakter einer qualifizierten Schätzung entsprachen, letztlich aber keine präzisen Bestandesdichtewerte lieferten. Insbesondere in den Gebieten mit vergleichsweise geringer Rotwildpräsenz und ausgeprägten Deckungsstrukturen stieß das Verfahren an seine Grenzen. Weil darüber hinaus das Offenland nicht immer integriert werden konnte, blieben die erzielten Ergebnisse teils von vornherein unvollständig. Letzteres Problem ist aber nicht dem Verfahren an sich anzulasten und könnte bei stärkerer Kooperationsbereitschaft der Jagdnachbarn untereinander aufgelöst werden.

Beim **Fotofallenmonitoring** erschwerte unter anderem eine eingeschränkte Wiedererkennbarkeit der Hirsche den Fang-Markierung-Wiederfang-Ansatz, der für das Kahlwild mit Ausnahme von markierten Stücken oder bei besonderen Auffälligkeiten (Verletzungen, Anomalien) generell nicht anwendbar ist. Weil eine parallele Ausstattung aller Untersuchungsgebiete mit Kamertechnik nicht umsetzbar war, musste auf einen zeitlich alternierenden Kameraeinsatz zurückgegriffen werden. Nur im Untersuchungsgebiet Bärenfels konnte 2018 ein ganzjähriger Kameraeinsatz als echte Zeitreihe realisiert werden. Unklar ist zudem, wie die Witterung beispielsweise die Detektionswahrscheinlichkeit im Grenzbereich der Sensorreichweite beeinflusst. Ein Test des Random Encounter Models unterschätzte tendenziell die Populationsgröße.

Das wesentliche Problem zeigte sich jedoch erst im direkten Vergleich der Ergebnisse: Innerhalb eines Verfahrens unterschieden sich einzelne Erfassungsdurchgänge stark von nachfolgenden Erhebungen innerhalb desselben Gebietes. Zwischen den zeitgleich durchgeführten Erhebungen unterschiedlicher Verfahren zeigten sich teils ebenso deutliche oder sogar noch stärker ausgeprägte Abweichungen. Nur eine Kombination aller vorliegenden Ergebnisse, bei denen sowohl der Stichprobenumfang als auch die daran gekoppelten statistischen Maßzahlen eine Nutzung nicht von vornherein ausschlossen, lieferte Werte, die zum Vergleich der Untersuchungsgebiete beziehungsweise zur Einschätzung von zeitlichen Entwicklungen genutzt werden konnten. Selbst nach der aufwendigen Integration von Umweltvariablen in die Kombination der Ergebnisse können diese für Rotwild als vergleichender Richtwert, nicht jedoch als absolut verlässliche Grundlage, beispielsweise für Abschussplanungen, genutzt werden. Weil die Datenauswertung enorm komplex war und im vorliegenden Projekt der Beteiligung eines unabhängigen Biostatistikers bedurfte, war der Zeitraum zwischen der Datenerfassung und dem Vorliegen der Ergebnisse zudem zu lang, um in der Praxis als Standardinstrument mit zeitnah verfügbaren Daten wirksam zu werden. Auch darf bezweifelt werden, dass dieser Aufwand im praktischen Regelbetrieb sowohl finanziell als auch personell darstellbar wäre.

Keines der genutzten Verfahren kann somit die Anforderungen an einen flächendeckenden, eigentumsübergreifenden Einsatz erfüllen, um als standardisierte Entscheidungsgrundlage ein großflächiges Schalenwildmanagement mit Werten zu absoluten Populationsdichten zu untersetzen. Sowohl die fachlichen Anforderungen als auch Risiken und Kosten relativieren die Nutzbarkeit der beschriebenen Methoden erheblich. Einzig der Fotofalleneinsatz wäre unter einheitlichen Rahmenbedingungen (Erfassungsturnus, Rasterweite, Kameramodell, Datenhaltung, Datenauswertung) geeignet, einfache relative Dichte- und Strukturindizes (Kontaktraten und Geschlechterverhältnisse) zum räumlichen Vergleich zu liefern (Meißner-Hylanová et al. 2023) und auf dieser Basis Entwicklungstrends abzubilden, die durchaus steuerungsrelevant sein können. Zuverlässige und großflächig einsetzbare Fotofallenkonzepte, die stetig Daten zu absoluter Wilddichte, Verteilung und Populationsstruktur liefern, gibt es auf Grundlage unserer Erfahrungen zum jetzigen Zeitpunkt nicht, auch wenn eine permanente Weiterentwicklung stattfindet (Henrich et al. 2022). Hierfür wäre es vor allem erforderlich, die zeitaufwändige Auswertung des Bildmaterials zu automatisieren, was derzeit aber selbst die fortschrittlichsten KI-Ansätze noch nicht mit hinreichender Präzision leisten können.

10.2 Nutzung weiterer Indikatoren für ein zielorientiertes Rotwildmanagement

Wenn ein Einsatz von wissenschaftlich basierten Verfahren zur Ermittlung von Populationsparametern (Populationsgröße, Populationsdichte, Alters- und Geschlechterstruktur) nicht oder nur teilweise praktikabel ist, kann beziehungsweise muss auf andere Informationsquellen zurückgegriffen werden.

Der größte Bedarf hierfür stellt sich bei der Abschussplanung. In einzelnen Gemeinschafts- und Eigenjagdbezirken umfasst dies derzeit Einzelabschusspläne, in Hegegemeinschaften Gruppenabschusspläne, die nach Altersklasse und Geschlecht differenziert aufgestellt werden:

„Für Rot-, Dam- und Muffelwild ist der Abschussplan in der Regel für einen Zeitraum von drei Jagdjahren nach Wildart, Geschlecht und Altersklassen vom Jagdausübungsberechtigten, bei verpachteten Eigenjagdbezirken im Einvernehmen mit dem Eigentümer oder Nutznießer, aufzustellen. Der Abschussplan wird von der Jagdbehörde bestätigt oder festgesetzt. Vor ihrer Entscheidung hört sie [...] den Jagdbeirat und die untere Forstbehörde an. Die untere Forstbehörde nimmt dabei in den gemeinschaftlichen Jagdbezirken zu dem Zustand der Vegetation im Wald gutachtlich Stellung.“

(§ 21 Abs. 1 SächsJagdG).

„Der Abschussplan kann [...] auch von einer Hegegemeinschaft für mehrere ihr angeschlossene Jagdbezirke (Gruppenabschussplan) aufgestellt werden [...]“

(§ 21 Abs. 2 SächsJagdG).

Im sächsischen Landeswald werden Gruppenabschusspläne für einen jeweiligen Forstbezirk beantragt:

„Die Abschusspläne in den Verwaltungsjagdbezirken werden für jeden Forstbezirk als Gruppenabschussplan aufgestellt und im Benehmen mit den Jagdbehörden und den betroffenen Hegegemeinschaften bestätigt oder festgesetzt.“

(§ 21 Abs. 5 SächsJagdG).

Generell muss die Höhe und Struktur der periodischen Abschussplanung, die für jeweils drei Jahre erfolgt, zwei wesentliche Aspekte adressieren: Zum einen muss sie den Wildbestand auf einem landschaftsökologisch tragbaren Niveau halten beziehungsweise dieses herstellen. Hauptindikator ist das Auftreten, die Intensität und die Verteilung von Wildschäden. Zum anderen muss die Abschussplanung den Erhalt einer in genetischer und soziobiologischer Hinsicht vitalen Rotwildpopulation sicherstellen.

Indikatoren: Wildeinfluss

Der Wildeinfluss auf den Wald kann mittels geeigneter periodisch wiederholter Wildwirkungserhebungen ermittelt werden. Um dabei die Situation des gesamten (Wald-)Lebensraums einer Teilpopulation abzubilden, müsste die Erhebung künftig (wieder) eigentumsübergreifend und auf Basis eines einheitlichen Verfahrens erfolgen. Gemäß den Vorgaben der VwV Schalenwild ist zwar im Rahmen der Abschussplanung die Wildschadenssituation zur Bewertung eingereichter Abschusspläne für die Wildarten Rot-, Dam- und Muffelwild relevant. Darüber hinaus existiert für private Eigenjagdbezirke aber keine gesetzliche Grundlage, auf deren Basis eine einheitliche Bewertung der Wildschadenssituation eingefordert werden kann. In den gemeinschaftlichen Jagdbezirken nimmt die untere Forstbehörde gemäß § 21 Abs. 1 zum Zustand der Vegetation im Wald gutachterlich Stellung. Für seine Verwaltungsjagdbezirke führt wiederum der Staatsbetrieb Sachsenforst im Turnus von drei Jahren Erhebungen zu Schäle und Verbiss durch. Die Verwaltungsjagdbezirke repräsentieren mit rund 200.000 Hektar Fläche allerdings lediglich etwa 13 Prozent der sächsischen Jagdfläche.

Als Indikatoren können die Intensität und Verteilung von Winter- und Sommerschäle, Altschäle, der Verbiss der standörtlich relevanten Hauptbaumarten sowie die Häufigkeit unverbissener Bäume der regional standortgerechten Hauptbaumarten dienen. Für die Indikatoren sind entsprechend differenzierte Toleranzschwelle zu definieren. Die Ergebnisse des Projektes „Rotwildmanagement pro Waldumbau“ lassen für den sächsischen Mittelgebirgsraum folgende grobe Einordnung zu:

Bei baumartenübergreifenden Neuschäleanteilen von jährlich **mehr als zwei Prozent** der Bäume in den gefährdeten Altersbereichen ist in der Regel kein Waldumbau ohne Zäune und/oder chemischen und mechanischen Einzelschutz möglich. Die natürliche Verjüngung von Mischbaumarten, die im Oberstand nicht dominieren, ist unter solchen Bedingungen in der Regel stark eingeschränkt. Bei Neuschäleanteilen **zwischen einem und zwei Prozent** ist die natürliche Verjüngung eines Teils des Baumartenspektrums in der Regel möglich. Dies umfasst in den Untersuchungsgebieten dieser Studie beispielsweise die Rotbuche und die Eberesche. Ein ökologischer Waldumbau ist ohne Schutzmaßnahmen in der Regel nicht erfolgreich. Eine Waldentwicklung, die zu einem höheren Niveau von ökologischer Stabilität führt, was unter anderem ein hohes Übergangspotenzial von auflaufender Naturverjüngung mehrerer Baumarten in größere Höhenklassen sowie einen erfolgreichen Waldumbau ohne flächendeckende Schutzmaßnahmen (Zäune, mechanischer und chemischer Einzelschutz) voraussetzt, erscheint nur bei durchschnittlichen Neuschäleanteilen von weniger als **einem Prozent** pro Jahr realisierbar (Kilius 2018).



Abbildung 140: Die systematische und regelmäßige Erfassung von alten und frischen Schältschäden (oben: Winterschäle an Lärche) sowie Verbiss (rechts: Mehrfachverbiss an Weißtanne) ist eine wesentliche Grundlage für zielorientiertes Schalenwildmanagement.



Als grundsätzlicher Schwellenwert für Wälder im sächsischen Mittelgebirgsraum sollte künftig für die relevanten Nadelbaumarten (Weißtanne, Gemeine Fichte, Douglasie, Waldkiefer, Lärche) eine Neuschäle-Toleranzschwelle von 1,0 Prozent, für die Rotbuche von maximal 0,2 Prozent auf Revierebene angesetzt werden. Sofern die individuellen Zielstellungen auf unterschiedlichen räumlichen Ebenen von einer multifunktionalen Waldbewirtschaftung deutlich abweichen (naturschutzfachlicher Fokus etc.), kann eine Anpassung der Schwellenwerte oder in besonderen Fällen ein Verzicht auf die Erhebung des Wildeinflusses sinnvoll sein. Die Projektergebnisse stützen die von den Bundesländern Sachsen, Thüringen, Sachsen-Anhalt und Brandenburg artikulierte Forderung nach einer standardisierten Bewertung des Wildeinflusses in allen Waldeigentumsarten (Günther et al. 2021).

Indikatoren: Vitalität der Rotwildpopulation

Die Vitalität der Rotwildpopulation kann an mehreren Indikatoren festgemacht werden. Ein wesentlicher Indikator ist die Entwicklung der geschlechter- und altersklassenspezifischen **Jagdstrecke** in ausreichend großen eigentumsübergreifenden räumlichen Einheiten. Bewegen sich die Strecken aller Sozialklassen innerhalb der letzten sechs Jahre auf einem durchschnittlich stabilen Niveau, noch dazu ohne dass in dieser Zeit wesentliche

Veränderungen des Jagdregimes erfolgt sind, kann der Erhalt der Gesamtpopulation als gesichert angenommen werden. Starke lokale Zu- oder Abnahmen sowie Auffälligkeiten bei bestimmten Sozialklassen müssen zu differenzierten Handlungsansätzen führen.

Neben der Jagdstrecke können zudem fakultativ einfache Strukturindizes (Geschlechterverhältnis der ein- und mehrjährigen Stücken, Altersklassenverteilung) auf Grundlage von systematischen Fotofallenerhebungen ermittelt werden (vgl. Kap. 10.1). Dieses Vorgehen bedarf jedoch der regional angepassten Festlegung von Zielwerten für Rotwildpopulationen mit angepasster Dichte.

Neben der Streckenentwicklung können **molekulargenetische Variationsparameter** auf Ebene der Population beziehungsweise von Teilpopulationen genutzt werden, um beispielsweise Isolationstendenzen mit einer damit verbundenen Einengung des Genpools festzustellen. Sinnvoll wäre es, sämtliche Rotwildpopulationen im Freistaat zeitlich gestaffelt in einem wiederkehrenden Turnus von etwa zehn Jahren auf Basis von eigentumsübergreifend gesammelten Gewebeproben zu bewerten. Eine flächendeckende genetische Analyse erlaubt zudem die Abgrenzung von Teilpopulationen, die ihrerseits als Grundlage für die eingehend genannte wiederkehrende Evaluation der genetischen Konstitution dienen können (Erzgebirge/Vogtland, Sächsische Schweiz linkselbisch etc.).

EMPFEHLUNGEN

Indikator Wildeinfluss

- ▶ **Wildeinfluss durch Rotwild:** In Bezug auf Rotwild sollte die Neuschäle als relevanter Indikator für den Wildeinfluss (Verbiss, Schäle) generell herangezogen werden, weil Verbisserhebungen zwar wesentliche Informationen hinsichtlich des Schalenwildeinflusses auf die Waldvegetation liefern, dabei aber keine verlässliche Aussage über den Verursacher (Rotwild vs. Rehwild, Muffelwild, Damwild) des Schadens treffen können.
- ▶ **Tolerierbare jährliche Neuschäle:** Bei durchschnittlichen Neuschäleanteilen von weniger als 1,0 Prozent pro Jahr (Nadelbaumarten) und weniger als 0,2 Prozent (Rotbuche) ist der Einfluss von Rotwild auf die Waldvegetation so gering, dass Waldumbau und die natürliche Verjüngung auch seltenerer Mischbaumarten in der Regel ohne Zaunschutzmöglich sind.
- ▶ **Bezugsfläche:** In Bezug auf Rotwild sind für die Erreichung eines angepassten Wildeinflusses mindestens 1.700 bis 2.000 Hektar zusammenhängender Waldfläche zu betrachten. In Landeswaldrevieren sollte ein zielkonformer Rotwildeinfluss auf Revierebene angestrebt werden.

Informationsgrundlagen zur Abschussplanerstellung

Die Abschussplanung für Rotwild (und darüber hinaus insbesondere Dam- und Muffelwild) erfolgt in den Verwaltungsjagdbezirken derzeit auf Grundlage der Jagdstreckenanalyse in den Verwaltungsjagdbezirken. Eigenjagdbezirken und Gemeinschaftlichen Jagdbezirken steht – sofern kein direkter Austausch mit Nachbarjagdbezirken besteht oder die Informationen über eine Hegegemeinschaft (Gruppenabschussplan) gebündelt werden – ebenfalls nur die eigene Jagdstreckenstatistik zur Verfügung. Darüber hinaus liegen in den Verwaltungsjagdbezirken Ergebnisse des periodischen Wildschadensmonitorings (WSM) und teilweise auch aktuelle Ergebnisse der WISA-Stichprobe der Forsteinrichtung vor. In Gemeinschaftlichen Jagdbezirken nimmt die untere Forstbehörde gutachtlich Stellung zum Zustand der Vegetation (§21

Abs. 3 SächsJagdG). Inwiefern den Jagd ausübungsberechtigten in Gemeinschaftlichen Jagdbezirken diese Informationen vor der Erstellung des Abschussplanantrages vorliegen, ist nicht bekannt.

Generell ist dieser streng revierbezogene Ansatz bei der Erstellung von Einzelabschussplänen für eine großräumig agierende Wildart wie das Rotwild nicht zielführend. Im Zuge der Gruppenabschussplanung in Verwaltungsjagdbezirken erfolgte bislang jedoch aus Datenschutzgründen keine Übermittlung von Jagdstrecken aus angrenzenden Eigen- und Gemeinschaftsjagdbezirken. Auch wenn eine funktionierende Hegegemeinschaft mit einem Gruppenabschussplan das anstrebswerte Ziel für ein zielorientiertes Rotwildmanagement insbesondere außerhalb großer Verwaltungsjagdbezirke ist, sollten allen Beteiligten mindestens auf Anfrage jagdbezirksübergreifende Informationen zur Verfügung gestellt werden.

EMPFEHLUNGEN

Bereitstellung jagdbezirksübergreifender Informationen zur Abschussplanerstellung

- › Informationen zur Jagdstrecke: Die zuständigen Jagdbehörden stellen den Antragstellern vorab auf Anfrage mehrjährige, nach Altersklasse und Geschlecht differenzierte Abschussstatistiken aller direkt angrenzenden Jagdbezirke (EJB, GJB, VJB) zur Verfügung.
- › Informationen zu Wildwirkungen: Die Ergebnisse des Forstlichen Gutachtens zum Zustand der Vegetation in GJB (§ 21 Abs. 3 SächsJagdG) werden den Gemeinschaftlichen Jagdbezirken vor der Abschussplanerstellung zur Verfügung gestellt und gegebenenfalls im Wald erläutert. Sofern perspektivisch ein eigentumsübergreifendes Wildwirkungsmonitoring im Freistaat Sachsen etabliert wird, wird sinngemäß ebenso verfahren.



11

Empfehlungen für die zielorientierte Steuerung von Wilddichte, räumlicher Verteilung, Raum-Zeit-System und Wildeinfluss

Dieses Kapitel richtet sich vorrangig an die forstlichen und jagdlichen Praktiker. So werden der Einfluss waldbaulicher Maßnahmen oder die Wirkung von Äsungsflächen in Bezug auf das Wildschadensrisiko dargestellt. Auch die Frage, wie die Raumnutzung des Rotwildes zunehmend auf das Offenland erweitert werden kann, wird angesprochen.

Daneben finden sich zahlreiche Hinweise zur Jagdpraxis: Thematisiert werden unter anderem die Kirrjagd, Morgen- oder Abendansitz, die effektive Bejagung von Zuwachsträgern, die Organisation von Bewegungsjagden, die Notzeitfütterung oder die Konzeption und Umsetzung des Instruments Jagdliche Raumplanung.

Folgende Oberziele für ein an der Funktionalität der Kulturlandschaft ausgerichtetes Rotwildmanagement können formuliert

werden und sollten idealerweise jagdbezirksartenübergreifend anerkannt sein:



ZIELE DES ROTWILDMANAGEMENTS

Lebensraum

- › Der Rothirsch ist in geeigneten Gebieten ein fester Bestandteil der Kulturlandschaft, sowohl im Wald als auch im Offenland.
- › Dichte und Verteilung der Rotwildpopulation sind ganzjährig an die Tragfähigkeit aller Lebensraumkomponenten (Wald, Offenland) angepasst.
- › Die Rotwildpopulation gefährdet nicht die Gemeinwohlleistungen und die natürliche Regenerationsfähigkeit des Waldes (natürliche und künstliche Verjüngung standortgerechter Baumarten ohne Schutzmaßnahmen) sowie den Erhalt seltener Arten und Lebensgemeinschaften.
- › Gesellschaftliche Ziele und Eigentümerziele (Holzproduktion, Naturschutz, Erholung, Jagdwert, tolerierbare Wildschäden) werden in einem adaptiven Rotwildmanagement berücksichtigt und idealerweise erfüllt.
- › Eine für den Rothirsch zugängliche struktur- und artenreiche Kulturlandschaft (Wald, Offenland) fördert natürliche Verhaltensweisen und senkt das Potenzial von Wildschäden.

Rotwildpopulation

- › Die gute genetische und physiologische Konstitution sowie eine artgerechte Sozialstruktur sichern langfristig den Erhalt einer gesunden Rotwildpopulation.
- › Die Rotwildpopulation wird in den Grenzen geeigneter Gebiete flächendeckend erhalten.
- › Raum-Zeit-System, Habitatnutzung und Sozialsystem der Rotwildpopulation sind nicht oder nur in geringem Umfang von anthropogenen Störfaktoren überprägt (Jagd, Erholung, Waldbewirtschaftung).
- › Der genetische Austausch zwischen den (Teil-)Populationen ist dauerhaft gesichert.

Rothirsche nutzen in den südsächsischen Mittelgebirgsregionen den Wald als vorrangigen Lebensraum. Auch wenn im Übergangsbereich zwischen Wald- und Feldflur zwischen Jagdnachbarn abgestimmte Maßnahmen erfolgreich wären, um die Raumnutzung auf Teile des Offenlandes zu erweitern, liefert letztlich vor allem der Wald auch bei Tageslicht Sicherheit und Deckung sowie erreichbare Äsung im Winter. Je vielfältiger und je höher das Potenzial dieser Ressourcen im Wald ist, desto höher ist die schadfreie Tragfähigkeit des Waldlebensraumes für eine gewisse Rotwildichte, wobei das Nahrungsangebot abseits von

Baumrinde und -trieben wirtschaftlich bedeutsamer Baumarten eine besondere Relevanz besitzt. Einige Faktoren – wie beispielsweise der Aspekt von Störungen – sind komplex und beinhalten zahlreiche Einzelvariablen, die – unter maßgeblicher Beteiligung von Jägern und Waldbewirtschaftern – nur auf gesamtgesellschaftlicher Ebene verhandelt werden können. Andere Aspekte sind durchaus steuerbar.

Das Kooperationsprojekt „Rotwildmanagement pro Waldbau“ wurde aus der Situation heraus initiiert, dass der Wild-

| EINFLUSSFAKTOR | BESCHREIBUNG UND ERGEBNISBEZUG | STEUERUNGSMITTEL | ZEITRAUM WIRKSAMKEIT | PRIORITÄT |
|--|--|---|--|-----------|
| Wilddichte | Je höher die durchschnittliche Wilddichte zum Entstehungszeitpunkt von Winter- und Sommerhäule sowie Verbiss war, desto höher war in den betrachteten Untersuchungsgebieten das durchschnittliche mehrjährige Niveau der Wildschäden (insbesondere durch Häule) und desto eingeschränkter war das Potenzial für eine arten- und strukturreiche natürliche Waldverjüngung | Dauerhaftes Einregeln der Populationsdichte und des Reproduktionspotenzials durch zielorientierte Bejagung | wenige Jahre | 1 |
| Waldstruktur | Untersuchungsgebiete mit einer großflächig ausgeprägten horizontalen und vertikalen Strukturvielfalt (kleinräumiger Wechsel von Deckungs- und Nahrungshabitaten mit geringem Migrationswiderstand) wiesen ein geringeres Wildschadensniveau auf | Zielorientiertes waldbauliches Handeln in Bezug auf die Steuerung von Kronenschlussgrad, Baumartenzusammensetzung im Ober- und Unterstand, Sukzessionsstadien nach Störungen, Ausnutzung von Sukzessionspotenzialen (natürliche Wiederbewaldung) | je nach Waldstruktur und räumlichem Bezug mehrere Jahre bis Jahrzehnte | 1 |
| Natürliche Äsungs-kapazität im Wald | Untersuchungsgebiete mit einer arten- und biomassearmen Kraut- und Strauchschicht waren aufgrund einer geringeren Äsungs-kapazität überdurchschnittlich stark von Wildschäden (Neuschäle, Verbiss) betroffen | Zielorientiertes waldbauliches Handeln, Ausnutzung von Sukzessionspotenzialen (natürliche Wiederbewaldung), Bodenschutz-kalkulation (wo weiterhin notwendig) zur flächendeckenden und kleinstandörtlich strukturierten Entwicklung/Erhaltung einer arten- und biomassereichen Kraut- und Strauchschicht | je nach Waldstruktur wenige Jahre bis mehrere Jahrzehnte | 1 |
| Zugänglichkeit des Offenlandes | Erweiterung der Raumnutzung des Rotwildes auf geeignete Offenlandhabitate | Störungsreduktion, Veränderung des Jagdregimes im Offenland, Erhöhung der Strukturvielfalt im Offenland | je nach Situation mehrere Jahre bis Jahrzehnte | 1 |
| Störungsreduktion – Jagd | Auflösung eines erfahrungsbasierten und tradierten Raum-Zeit-Systems mit Priorität der Feindvermeidung, Lenkung der Raumnutzung in Bezug auf waldbauliche Schwerpunkte | Effiziente und professionelle Jagdausübung, Unterbindung von kausalen Lerneffekten (Mensch – Gefahr), jagdliche Raumplanung | Kurzfristig bis mehrere Jahre (Tradierungsprozesse) | 2 |
| Störungsreduktion – Forstwirtschaft und Erholungsnutzung | Reduktion unkalkulierbarer Störungen | Aufklärung und räumlich-zeitliche Lenkung von Erholungssuchenden, zeitliche Begrenzung von Bewirtschaftungsmaßnahmen | Kurzfristig bis mehrere Jahre (Tradierungsprozesse) | 2 |
| Künstliche Äsungs-kapazität im Wald | Wildäsungsflächen | Anlage/Pflege und jagdliche Beruhigung von Wildäsungsflächen | wenige Jahre | 3 |

Tab. 28: Zusammenstellung von relevanten Einflussfaktoren sowie Zeithorizont und Priorisierung potenzieller Steuerungsinstrumente in Bezug auf die Reduktion von Wildschäden durch Rotwild vor dem Hintergrund eines flächendeckend erforderlichen Waldumbaus in instabilen und strukturarmen Forsten.

einfluss durch Verbiss und Schälere vielerorts einen erfolgreichen kleinstandörtlich differenzierten Waldumbau ohne Schutzmaßnahmen unmöglich machte oder massiv erschwerte (teuer, aufwendig, schematisch). Die positive Erkenntnis aus diesem Projekt ist: Eine naturgemäße Waldbewirtschaftung, welche die vorhandenen ökologischen Potenziale nutzt und verloren gegangene Strukturvielfalt regeneriert, verbunden mit einem fundierten und zielorientierten Schalenwildmanagement erlaubt es prinzipiell, auf teure und aufwendige Maßnahmen wie Zäune sowie chemischen und mechanischen Einzelschutz zu verzichten. Der Weg dahin ist vielerorts allerdings noch ein langer, weil hohe Schalenwilddichten (insbesondere Reh- und Rotwild) und/oder strukturarme Wälder in Verbindung mit einer intensiv frequentierten und störungsüberladenen Kulturlandschaft zu Missverhältnissen führen, die sich lokal und regional in nicht tragbaren Wildschäden äußern.

Insofern ist der vollständige Verzicht auf Schutzmaßnahmen beim Waldumbau häufig nicht kurzfristig erreichbar. Die konsequente Umsetzung aller erforderlichen Maßnahmen, die diesen Weg eröffnen können, sollte jedoch eher heute als morgen beginnen.

Nachfolgend wird der Fokus auf die Regulierung der Wilddichte, waldbauliche Maßnahmen zur Schaffung struktur- und nahrungsreicher Waldlebensräume, die Reduktion von Störungen (Jagd, Waldbewirtschaftung, Erholung) sowie die Verbesserung der Zugänglichkeit und Strukturvielfalt im Offenland gelegt. Unterstellt man Ausgangssituationen, wie sie insbesondere im Erzgebirge dominieren (strukturarme, instabile Forste mit hoher Waldumbaudringlichkeit), ergibt sich eine klare Priorisierung der geeigneten Instrumente. Tabelle 28 fasst die genannten Aspekte kompakt zusammen, in den Kapiteln 11.1, 11.2 und 11.3 werden die Themenbereiche detailliert abgearbeitet.

11.1 Rotwild im Wald

Waldbauliche Maßnahmen

Der Schlussgrad des Kronendachs, die Vielfalt unterschiedlicher Baumarten, Mehrschichtigkeit, Sichttiefen und die Häufigkeit, mit der sich unterschiedliche Struktursituationen abwechseln, beeinflussen die Lebensraumpotenziale für Rothirsche im Wald in herausragender Weise. Seit mehreren Jahren spielen zunehmend flächige Störungen (Kalamitäten) eine herausragende Rolle für die Habitatqualität im Wald und das Wildschadensrisiko, insbesondere in Hinblick auf die Einbringung standortgerechter, bislang aber noch seltener Baumarten.

Wieviel Nahrung Rothirsche zu bestimmten Jahreszeiten im Wald finden können, ergibt sich aus der Biomasse und der Zusammensetzung der Kraut- und Strauchschicht, der Baumverjüngung (Triebe) sowie der Verfügbarkeit von schälbarer Baumrinde. Zahlreiche waldökologische Studien und auch die Ergebnisse der Vegetationsuntersuchungen dieses Projektes legen nahe, dass insbesondere die Waldstruktur und die Menge an Licht und Wasser, die den Boden erreicht, die Quantität der Biomasse, die Artenvielfalt und die damit nutzbare Äsung be-

einflussen. Einfach ausgedrückt: Je heller es am Waldboden ist, desto mehr Gräser, Kräuter, Sträucher und junge Bäume können dort wachsen.

Ruhe und Schutz vor Umwelteinflüssen ergeben sich im Wesentlichen aus Deckung. Deckung wiederum geht mit geringen Sichttiefen einher. Geringe Sichttiefen sind dort zu finden, wo die Baumverjüngung dicht aufwächst oder beispielsweise dichte oder tief beästete ältere Waldstrukturen zu finden sind. Unter dichten und dunklen Fichten-Stangenhölzern findet sich meist nur vegetationsarmer sogenannter brauner Boden, sodass diese deckungsreichen und daher durchaus vom Rotwild präferierten Strukturen außer Baumrinde keine wesentliche Nahrung bieten. Im Tagesrhythmus des Rotwildes ergibt sich hieraus ein Widerspruch: Wie kann die notwendige Äsung aufgenommen werden, ohne auf Deckung und Sicherheit verzichten zu müssen?

Beide Faktoren – Nahrung und Deckung – werden für das Rotwild dann optimal nutzbar, wenn diese kleinräumig verzahnt sind. Im Vergleich der Untersuchungsgebiete Neudorf und Eibensstock lassen sich diese strukturellen Unterschiede gut erkennen



Abbildung 141: Strukturvielfalt im Wald ist Grundlage für eine hohe Artenvielfalt und senkt bei einem kleinräumigen Wechsel gleichzeitig das Risiko von Wildschäden.



Abbildung 142: Jagdliche Strategien zum Umgang mit natürlicher und künstlich etablierter Verjüngung in differenzierten waldbaulichen Ausgangssituationen. * Rotwild-Managementsituation siehe Kap. 12.2.

und erlauben die Formulierung grundlegender waldbaulicher Strategien zur Reduktion von Schäden durch Rotwild:

Waldbauliche Ressourcensteuerung:

- Frühzeitiger Strukturübergang durch Konkurrenzauflockerung mit geschlossenem Oberstand und braunem Boden (Nadelstreu) durch konsequente regelmäßige Pflegeeingriffe
- Kleinräumige Steuerung des Licht- und Verjüngungsregimes (Verzahnung von Deckungs- und Nahrungshabitaten)

Aktive Erhöhung der Arten- und Strukturvielfalt:

- Konsequente Förderung von Mischbaumarten im Oberstand und der Baumverjüngung, insbesondere der Eberesche, so dass die wirtschaftlich relevanten Zielbaumarten von deren Pufferpotenzial hinsichtlich Verbiss und Schäle profitieren können
- Frühzeitiger Waldumbau mit langen Verjüngungszeiträumen auf kleinstandörtlicher Grundlage und ohne Zaunschut
- Förderung strukturreicher, heller Waldinnenränder (Anlage von Hecken etc.)

Zeitlich begrenzte Erhaltung unbestockter Flächen zur Förderung der Kraut- und Strauchschicht:

- natürliche Sukzession in kleinen Störungslücken (Durchmesser bis 30 Meter) und auf einzelnen Kalamitätsflächen unter 0,5 Hektar Flächengröße zulassen
- Kein nachträgliches Auspflanzen (Nachbessern) von kleinen Lücken und Blößen, wenn die generelle Verjüngungssituation der Behandlungseinheit das waldbauliche Ziel bereits gewährleistet oder zu erwarten ist, dass sich eine naturnahe Waldentwicklung mit entsprechendem Sukzessionspotenzial standortgerechter Baumarten vollzieht.

Planung der jagdlichen Erschließung

- Die Wirkung der genannten waldbaulichen Maßnahmen wird auch durch die Einbindung in ein schlüssiges Jagdkonzept beeinflusst. So muss für Sukzessionsbereiche die Entscheidung getroffen werden, ob und in welchem Umfang diese bejagt werden. Gleichzeitig müssen Flächenanteile, auf denen waldbauliche Investitionen getätigt wurden (aktiver Waldumbau durch Kunstverjüngung), zwangsläufig konsequent bejagt werden, um lokale Reduktions- und Verdrängungseffekte zu erreichen.

Vorausschauende Planung

- Die Tragfähigkeit des Lebensraums ändert sich mit der Altersstruktur der Wälder oder künftigen Kalamitäten. Situationen, die derzeit hohe Äsungspotenziale und ein niedriges Schadensrisiko aufweisen, können künftig zunehmend äsungärmer werden. Beispiel Eibenstock: Aktuell dominieren großflächige Fichtenaltbestände mit aufgelockertem Kronendach und Verjüngungsstadien, die häufig noch keinen vollständigen Kronenschluss aufweisen. In zehn bis zwanzig Jahren verschiebt sich der Schwerpunkt hin zu geschlossenen Fichten-, Weißtannen- oder Rotbuchendickungen und Stangenhölzern mit hohem Deckungs-, aber damit einhergehend entsprechend geringem Lichtangebot für die darunterliegende Krautschicht, was in Summe zu einem niedrigeren Äsungspotenzial führt. Sowohl bei der Anpassung des Schalenwildbestandes als auch bei der waldbaulichen Behandlung muss der Praktiker diese Dynamik im Blick behalten.

Insbesondere vor dem Hintergrund der störungsbedingt stark eingeschränkten Zugänglichkeit des Offenlandes kommt Maßnahmen zur Erhöhung der Strukturvielfalt und Lebensraum-



Abbildung 143 *Natürliche Sukzession aus Fichte, Eberesche und Bergahorn auf einer Sturmwurffläche im Untersuchungsgebiet Eibenstock. Auf nahrungsreiche Anwuchsstadien folgen mit zunehmendem Kronenschluss deckungsreiche, aber nahrungsärmere Dickungsstadien. Mit den strukturellen Veränderungen wandelt sich auch das Risiko für das Auftreten von Wildschäden und verlagert sich vom Verbiss hin zu Schältschäden.*

tragfähigkeit im Wald eine besondere Bedeutung zu, wenn eine dauerhafte Reduktion des Wildeinflusses bei gleichzeitigem Erhalt vitaler Huftierpopulationen angestrebt wird. Während die meisten Maßnahmen zur Erhöhung der Strukturvielfalt und zur Reduktion von Störungen im Offenland viele Akteure adressieren und damit einen hohen Abstimmungsaufwand generieren, können die meisten der genannten Maßnahmen im Wald durch die Eigentümer unkompliziert umgesetzt werden.

Die Waldbewirtschaftung selbst hat – im Gegensatz zu ihren Ergebnissen (Nahrung, Deckung) – kaum einen Einfluss auf die Raumnutzung des Rotwildes. Die Anwesenheit von Forstwirten oder großen Holzernemaschinen ist in der Regel gut kalkulierbar, entsprechende Ausweichbewegungen erfolgen in der Regel ruhig und allenfalls kleinräumig (vgl. Kap. 6.3).

Zahlreiche Faktoren der Waldbewirtschaftung beeinflussen also die Verteilung und die Höhe von Wildschäden – und einige davon lassen sich steuern. Ein integratives Waldbaukonzept erhöht das Äsungspotenzial und fördert gleichzeitig naturschutzfachlich wertvolle Strukturelemente, die auch anderen Arten als Habitat dienen oder den Biotopverbund fördern. Das künftige waldbauliche Handeln (oder Nichthandeln) muss in einem auf lokaler Ebene ausdifferenzierten Gleichgewicht aus aktiver waldbaulicher und forstbetrieblicher Steuerung einerseits und dem Zulassen natürlicher Dynamik andererseits darauf ausgerichtet sein, ein größtmögliches Maß an Strukturvielfalt über einen möglichst langen Zeitraum hin zu erhalten.

Und dennoch ist es eine (trotzdem regelmäßig bestrittene) Binsenweisheit, dass untragbare Wildschäden vorrangig durch überhöhte, also zum Entstehungszeitpunkt nicht an die Habi-

tatragfähigkeit angepasste Wilddichten entstehen. Nur dann, wenn die Wilddichten vorab oder maßnahmenbegleitend konsequent an die häufig sehr niedrige Tragfähigkeit des derzeitigen Waldlebensraumes angepasst werden, wobei hier das während der Winterperiode potenziell verfügbare Nahrungsangebot als limitierender Faktor zu betrachten ist, kann die Umsetzung der oben genannten waldbaulichen Ansätze erfolgreich sein.

Äsungsflächen im Wald

Äsungsflächen im Wald sind meist von Wald umgebene Wiesen sowie Wildäcker von weniger als einem Hektar Fläche, die angelegt wurden, um die Ernährungssituation des Wildes zu verbessern oder um übersichtliche Bejagungsflächen zu schaffen. Äsungsflächen im Wald werden durch Rotwild vorrangig ab der Austriebsphase im April bis in den Herbst genutzt (vgl. Kap. 6.7). Mit einsetzendem Winter sinkt die Frequentierung der Äsungsflächen, weil die Attraktivität der nun trockenen und welken oberirdischen Pflanzenteile gegenüber Trieben von Waldbäumen und Sträuchern, Rinde und auch im Winter beliebten Gräsern und Kräutern (Wald-Hainsimse) sinkt. Zahlreiche Wildwiesen werden im Spätsommer einschürig gemäht, wodurch die verfügbare Biomasse zusätzlich deutlich reduziert wird. Bei hohen Schneelagen können zudem steile Wegböschungen oder Quellbereiche mit attraktiver Äsung (Wald-Hainsimse, Heidelbeere) deutlich leichter freigeschlagen werden als flache Wildwiesen unter einem dicken Schneepanzer.

Den winterlichen Nahrungsengpass schließen Äsungsflächen im Wald also mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht. Die Nutzung der

Äsungsflächen im Wald

- **Wirksamkeit:** Aufgrund der saisonalen Frequentierung durch Rotwild und der Phänologie der Baumarten kann eine positive Wirkung beispielsweise für Eberesche, Vogelkirsche, Bergahorn, Eiche oder Bergulme angenommen werden, nicht jedoch für Weißtanne, Rotbuche oder Fichte. Das konkrete Ausmaß der möglichen Pufferwirkung für Wildschäden ist bislang unklar.
- **Anlage:** Abseits stark frequentierter Wege (Ruhe und Deckung ermöglichen Nutzung am Tage).
- **Bejagung:** Keine Ausübung der Einzeljagd an Wildäsungsflächen/Wildwiesen in der Vegetationszeit, sofern diese als Instrument der Wildschadensreduktion verstanden werden.

Äsungsflächen kann jedoch einen begrenzten positiven Einfluss auf Verbiss- und Schälschäden etwa zwischen April und Oktober haben, vor allem ergänzen sie aber das Äsungsangebot im Frühjahr – also in einer Phase, in der die gespeicherten Ressourcen nach dem Winter niedrig sind und der Energie- und Mineralstoffbedarf bei weiblichen (Trächtigkeit) und männlichen Rothirschen (Geweihbildung) hoch ist.

Die Bejagung von Rotwild auf Äsungsflächen im Wald ist ein kontrovers diskutiertes Thema. Rotwild ist hier in der Dämmerung länger sicher anzusprechen, die Schussabgabe erfolgt meist entspannt, weil das Wild sich nicht oder nur langsam bewegt. Sie verstärkt aber – meist verbunden mit dem Ausreizen des letzten Büchsenlichtes – mit hoher Wahrscheinlichkeit die weitverbreitete Meidung deckungsarmer Offenlandstrukturen. Überlebende Stücke, die auf Wiesen im Wald negative Erfahrungen gesammelt haben, werden auch beim Austreten ins richtige Offenland lange zögern. Insofern ist der im Frühjahr oder Sommer absolvierte Morgenansatz auf dem Rückwechsel, vielleicht einige hundert Meter entfernt von der beliebten Wildwiese (oder vom Offenland), weniger schädlich und am Ende sogar ertragreicher als die vermeintlich leichte Erlegung unmittelbar auf der Äsungsfläche. Dies kann insbesondere dann angenommen werden, wenn damit eine panische Flucht, Schweißflecken und im schlechtesten Fall hinterlassener Aufbruch als dauerhafte Vergrämung einhergehen. Auch die räumliche Einbettung von Wildwiesen beeinflusst die Erschließbarkeit durch Rotwild und andere Schalenwildarten. Liegen die Äsungsflächen direkt am häufig frequentierten Waldweg, wird kaum ein Stück Rotwild diese am Tage betreten. Sind sie in ruhigen Bereichen angelegt und gegebenenfalls durch Hecken strukturiert, können sie auch am Tage als Nahrungshabitat genutzt werden. Weil ihr Einfluss auf die Erfüllung des Abschussolls in der Regel übersichtlich ist, sollte auf die Einzeljagd an Wildwiesen weitestgehend verzichtet werden.

Erholungsnutzung und forstliche Bewirtschaftung

Im Rahmen dieser Studie erfolgte keine dezidierte Untersuchung zum Einfluss der forstlichen Bewirtschaftung im Sinne von Störungen durch im Wald arbeitende Personen und Maschinen. Ebenso wurde der Einfluss der Erholungsnutzung auf das Raum-Zeit-System und das Auftreten von Wildschäden nicht untersucht, weil räumlich und zeitlich hoch aufgelöste Informationen zur Frequentierung des Waldes in den Untersuchungsgebieten nicht vorlagen.

In Bezug auf die Erholungsnutzung legen andere Studien nahe, dass der Einfluss von Personen, die sich auf Wegen aufhalten, insbesondere am Tage sehr überschaubar ist (FVA 2021). Auch die Raumnutzung besenderter Rothirsche in dieser Studie legt dies nahe (vgl. Kap. 6.7). Sobald sich Erholungssuchende, aber in gleicher Weise auch die im Wald arbeitenden Menschen abseits der Wege aufhalten, ändert sich diese Situation, weil die Störung zunehmend unkalkulierbar wird. Untersuchungen zum Einfluss von Wintersportlern auf Gämsen in den Alpen legen zwar teilweise Gewöhnungseffekte nahe (Keller 2016). Allerdings muss bei Freizeitaktivitäten, die sich zunehmend auf Bereiche abseits von Wegen konzentrieren und in der Dämmerung sowie nachts stattfinden, von einem relevanten Störungseffekt ausgegangen werden, der gegebenenfalls Gegenmaßnahmen erfordert (Kopp et al. 2021).

Der Störungseinfluss durch die Waldbewirtschaftung ist nicht weniger komplex. Bekannt ist jedoch, dass sich Wildtiere sehr schnell an die kalkulierbaren Effekte der forstlichen Bewirtschaftung gewöhnen und nicht mit signifikanten Verschiebungen ihres Streifgebietes auf Holzeinschlagsmaßnahmen reagieren (Edge et al. 1985). Das bereits an anderer Stelle beschriebene Verhalten des Rotwildes, das an arbeitenden Holzernemaschinen mitunter bei Tageslicht vertraut vorbeigeht oder in der Nähe der Holzernarbeiten äst, zeugt davon. Zudem konzentrieren sich forstliche



Abbildung 144: Sofern keine Kalamitäten (Sturm, Schneebruch, Borkenkäferbefall etc.) zu bewältigen sind, sollte die Waldbewirtschaftung vorrangig am Tage stattfinden, um Störungen zu reduzieren.

Maßnahmen in der Regel auf die Tagesperiode. Während der Dunkelheit sind sie noch immer die Ausnahme, wobei hochmechanisierte Holzeinschlags- und Rückungsmaßnahmen während der Dunkelheit im Zuge der Aufarbeitung von Sturm- und Borkenkäferkalamitäten zunehmen. Relevanter und vor allem nachhaltiger als der Einfluss durch die Anwesenheit von im Wald arbeitenden Menschen dürfte jedoch die Veränderung der Waldstruktur sein, die forstliche Maßnahmen in der Regel mit sich bringen.

Eine Reihe von Aspekten, die in dem Kasten auf dieser Seite ausgewiesen sind, kann als steuerungsrelevant hinsichtlich des

Raum-Zeit-Systems von Rothirschen und in Hinblick auf Entstehung und Verteilung von Wildschäden betrachtet werden, wobei sie sich auch positiv auf eine Vielzahl von Tierarten im Waldlebensraum auswirken dürften.

In ihrer Kausalität müssen die bekannten Ausweichreaktionen von Rothirschen (und anderen Tierarten) gegenüber Erholungssuchenden und den im Wald arbeitenden Menschen als Folge der (in der Kulturlandschaft jedoch als Regulatoriv unvermeidlichen) intensiven Bejagung betrachtet werden (Petrač 1996; Günther und Heurich 2012).

EMPFEHLUNGEN

Verminderung von Störungen durch forstliche Bewirtschaftung und Erholungssuchende

- Strukturvielfalt: Schaffung kleinräumiger Wechsel zwischen Deckungs- und Nahrungshabitaten durch ausgeprägte vertikale und horizontale Strukturvielfalt (Möglichkeit für kleinräumiges Ausweichen bei Störungen), siehe Kap. 6.7.2 und Petrač (1996)
- Information von Waldbesuchern über die Effekte von Störungen durch die Frequentierung von Waldflächen abseits von Wegen (insbesondere im Winter) sowie von Waldbesuchen in der Dunkelheit
- Konzentration von Holzeinschlag, Holzrückung und Holzabfuhr auf den Zeitraum von Sonnenaufgang bis Sonnenuntergang
- Steuerung der Erholungsnutzung durch Raumplanungsinstrumente (Wegegebote, Wildruhezonen etc.), siehe Kopp et al. (2021)



Abbildung 145: Häufig sind die Grenzen zwischen Wald und Offenland auch Eigentums- und Jagdbezirksgrenzen, wie hier im Untersuchungsgebiet Neudorf. Soll das Offenland auch am Tage für Rotwild zugänglich gemacht werden und sollen Wildschäden im Wald nachhaltig sinken, müssen althergebrachte Jagdkonzepte wie die Bejagung am Waldrand überdacht werden.

11.2 Rotwild im Offenland

Im sächsischen Mittelgebirgsraum sind Wälder und Offenlandbereiche häufig stark verzahnt, was die ausgewogene Nutzung beider Habitattypen nahelegen würde. Dennoch wird das Offenland durch Rothirsche insbesondere tagsüber weitestgehend gemieden. Warum?

Der Fokus des Kooperationsprojektes „Rotwildmanagement pro Waldumbau“ lag problemorientiert auf dem Rothirsch in seinem Waldlebensraum. Die Raumnutzung des „unfreiwilligen Waldbewohners“ Rothirsch umfasste in allen Untersuchungsgebieten zwar immer auch Offenlandbereiche. Diese wurden jedoch meist nur während kurzer Phasen und im Schutz der Dunkelheit (Kap. 6.7) aufgesucht. Dabei ist die Attraktivität des Offenlandes als Nahrungsressource (Grünland, Raps etc.), aber auch unter sozialen Aspekten (Brunft) klar belegbar. Über die Ursachen dieser ausgeprägten Meidung kann häufig nur spekuliert werden. Belastbare Daten zu Störungspotenzialen durch Landnutzung, Erholung, Verkehr oder Jagd im Offenland fehlen für die vier Untersuchungsgebiete und deren Umfeld. Die meisten bejagten Tierarten nehmen ihren Lebensraum als Landschaft der Angst („landscape of fear“) wahr, in der sie das Risiko, dem Raubtier Mensch zum Opfer zu fallen, durch Verhaltensänderungen minimieren (Laundre et al. 2010). Insofern kann auch für Rothirsche im sächsischen Mittelgebirgsraum der bereits lange bekannte Faktorenkomplex aus verschiedenen Störursachen angenommen werden, der das Verhalten der Wildtiere und deren Raumnutzungsverhalten zur Vermeidung der damit verbundenen Mortalitätsrisiken in wesentlicher Weise beeinflusst.

Als stellvertretendes Beispiel für die meisten Regionen, in denen Rothirsche sowohl im Wald als auch im Offenland bejagt werden, soll an dieser Stelle die Hegegemeinschaft Osterzgebirge dienen, die räumlich weitestgehend deckungsgleich mit dem Untersuchungsgebiet Bärenfels ist. Dieses weist mit etwa 60 Prozent den niedrigsten Waldanteil aller Untersuchungsgebiete auf. 70 Prozent der Waldfläche sind Landeswald und werden in den Verwaltungsjagdbezirken durch Sachsenforst bejagt. Die restlichen 30 Prozent entfallen auf Privat- und Körperschaftswald, der etlichen Gemeinschafts- und Eigenjagdbezirken zugeordnet ist. Im

Jagdjahr 2020/21 wurden in den Verwaltungsjagdbezirken 165 Stück Rotwild erlegt, in den restlichen Jagdbezirken der Hegegemeinschaft (30 Prozent der Waldfläche) waren es 222 (Wolf-ram Gläser, Forstbezirk Bärenfels, mdl.). Kaum einer der dortigen Jagdbezirksinhaber wird bestreiten, dass der Großteil der Rotwildstrecke (neben Schwarz- und Rehwild) auf Bergwiesen und landwirtschaftlichen Nutzflächen unweit des Waldrandes realisiert wurde – dazu in den seltensten Fällen am helllichten Tage. Und wem wäre das gerade vor dem Hintergrund eines möglichen Wildschadensersatzes sowie dem Bestreben, den Abschussplan zu erfüllen, zu verdenken?

Rothirsche sind also insbesondere im Übergangsbereich zwischen Wald und Offenland einer permanenten Gefährdungssituation ausgesetzt, der sie sich zu entziehen versuchen. Da das Offenland in der Wahrnehmung des bejagten Rotwildes in der Regel kaum Deckung oder sichere Rückzugsräume bietet, sucht es sich diese im Wald. Soll die Raumnutzung von Rothirschen auch am Tage auf das Offenland erweitert werden, kann dies auf Basis heutiger Erkenntnisse nur über eine großflächige und ununterbrochene Reduktion des Jagddrucks eben dort erreicht werden (Wotschikowsky et al. 2006; Meißner et al. 2013). In Gebieten, in denen die Mehrzahl der anthropogenen Störfaktoren (Jagd, Bewirtschaftung, Erholungsnutzung) organisatorisch beeinflussbar ist oder diese zu großen Teilen nicht vorhanden oder für das Wild gut kalkulierbar sind (Truppenübungsplätze, Totalreservate), belegen neuere Studien eine verstärkte Tagaktivität von Rothirschen in Verbindung mit einer ausgeprägten Frequentierung des Offenlandes (Meißner et al. 2013). Mögliche Ansatzpunkte für eine ausgewogenere Lebensraumnutzung bestehen also durchaus. Ihre Beeinflussung erfordert jedoch tiefgreifende Änderungen fest verankerter Handlungsweisen bei den beteiligten Akteuren. Zudem lassen sich die in den genannten Sondersituationen gesammelten positiven Erfahrungen zwar theoretisch auch auf eine regulär bewirtschaftete Wald- und Feldflur übertragen. In der Praxis ist dies allerdings nur sehr eingeschränkt möglich, unter anderem auch deshalb, weil damit Restriktionen für zahlreiche Akteure verbunden wären, die in Summe und dauerhaft kaum akzeptiert werden würden.

Weil Rothirsche weitgehend stabile Streifgebiete mit einer hohen jährlichen Überlappung nutzen, dürften räumlich begrenzte Jagdruhezonen im Offenland nur einen geringen Teil der Population erreichen. Naturschutzfachlich sinnvolle Maßnahmen wie die Anlage von Hecken oder Baumreihen auf großen Wiesen und in der Agrarlandschaft erhöhen die Strukturvielfalt und können die Attraktivität des Offenlandes für Rotwild zusätzlich erhöhen. Die Hegegemeinschaft Osterzgebirge beispielsweise hat durch Kooperation einzelner Jagdbezirke mit dem Forstbezirk Bärenfels in den vergangenen Jahren erste Projekte zur naturschutzfachlichen und wildökologischen Aufwertung des Offenlandes umgesetzt. Weitergehende Aspekte einer Störungsreduktion – wie beispielsweise die gezielte Lenkung von Erholungssuchenden – erscheinen nur dann erfolgversprechend, wenn Rothirsche im Offenland bis auf wenige Ausnahmen (insbesondere Bewegungsjagden) keiner Bejagung mehr ausgesetzt sind. Dies wiederum lässt sich kaum mit der Interessenlage eines waldarmen Jagdbezirkes in Deckung bringen.

Wenngleich eine verstärkte Nutzung des Offenlandes durch Rothirsche geeignet ist, das Wildschadenspotenzial im Wald positiv zu beeinflussen und so eine höhere tolerierbare Wilddichte zu ermöglichen, muss auch die Nutzung der offenen Kulturlandschaft durch Rothirsche differenziert betrachtet werden: Je nach Nutzungsart und Witterungsbedingungen bieten Dauergrünland, Raps, Getreide, Mais oder andere Feldfrüchte nur während begrenzter Zeitphasen eine attraktive Nahrungsgrundlage sowie Deckung für Rothirsche (vgl. Kap. 6.7). In einer Kulturlandschaft, die nahezu flächendeckend vielfältigsten Nutzungen unterworfen ist, ergeben sich zudem auch im Offenland potenzielle Konkurrenzsituationen, beispielsweise durch eine verstärkte Beäsung und Trittschäden während der Anwuchsphase von Feldfrüchten (Raps, Getreide), durch das Äsen von Gras (Dauergrünland, Weidewirtschaft) oder durch den Kontakt zu Nutztieren in Verbin-

dung mit einer potenziellen Übertragung von Krankheitserregern (beispielsweise Tuberkulose, *Mycobacterium spec.*). Wird die Erweiterung der Raumnutzung von Rothirschen auf das Offenland im konkreten Fall angestrebt, müssen lokale Akteure beispielsweise über die Jagdgenossenschaften in entsprechende Informations-, Abstimmungs- und Entscheidungsprozesse eingebunden werden.

In Hinblick auf eine Reduktion des Jagddrucks im Offenland verbleiben zahlreiche offene Fragen. Viele Aspekte können mit den Ergebnissen dieses Projekt nicht beantwortet werden. Nur eigentumsübergreifende, kooperative und großflächige Ansätze wären geeignet, entsprechende Fragestellungen zu adressieren.

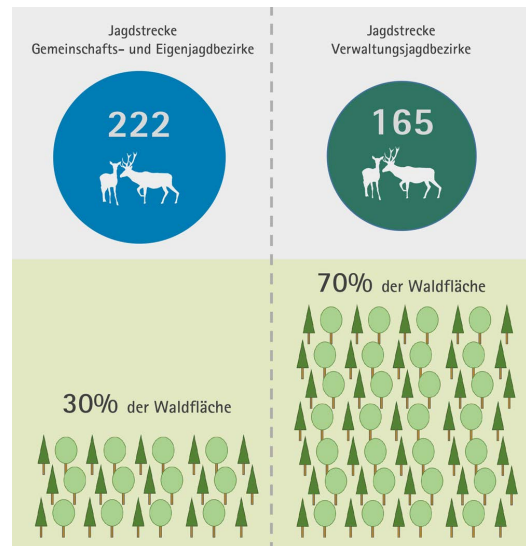


Abbildung 146: Rotwildstrecke des Jagdjahres 2020/21 und Waldanteil nach Jagdbezirksarten in der Hegegemeinschaft Osterzgebirge.

EMPFEHLUNGEN

Verbesserung der Zugänglichkeit der offenen Kulturlandschaft für Rotwild

- Signifikante Reduktion des Jagddrucks im Offenland, Schwerpunktbejagung aller Wildarten im Wald sowie entsprechende Jagdruhe im Bereich intensiv genutzter Wechsel
- Verlagerung der Nachtjagd auf Schwarzwild hin zur Fangjagd auf Schwarzwild
- Erhöhung der Strukturvielfalt im Offenland (Verringerung von Migrationsbarrieren und Erhöhung der Deckungsmöglichkeiten durch Anlage von Hecken, Baumgruppen, Blühstreifen)
- Besucherlenkung in Offenlandbereichen mit eingestellter Bejagung (Wegegebote, Öffentlichkeitsarbeit etc.)

11.3 Jagdpraktische Ableitungen

Die nachfolgenden Hinweise für Praktiker beziehen sich vorrangig auf die Bejagung von Rotwild im Wald.

Morgen- oder Abendansitz?

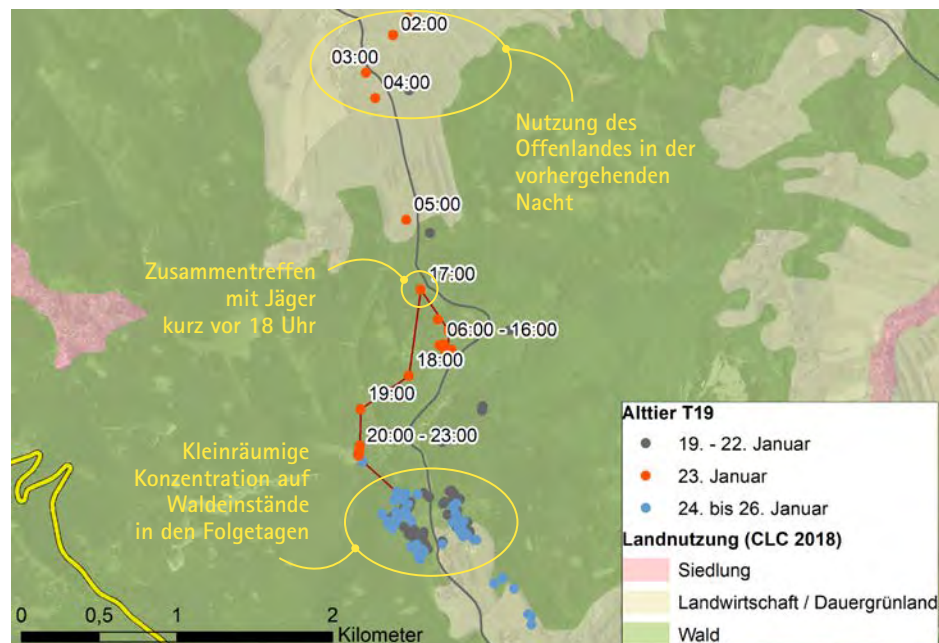
Die Diskussion über die Frage, ob der Morgen- oder der Abendansitz die perfekte jagdliche Strategie insbesondere bei der Rotwildjagd ist, kann vermutlich lange Abende an Jägerstammtischen und etliche Internetforen füllen. Auch die Ergebnisse dieses Projektes können hierfür nur Anhaltspunkte liefern. Letztlich sind es die Bedingungen vor Ort, die verfügbaren Zeitfenster (Beruf, Familie) sowie Erfahrung und handwerkliche Fähigkeiten des jagenden Menschen, die ganz wesentlich über den Jagderfolg und das Maß entscheiden, in dem die Jagd als kontraproduktiver Störfaktor wirkt.

Grundsätzlich ergibt sich der Jagderfolg bei der Einzeljagd immer aus einer Koinzidenz – nämlich dem Zusammentreffen des Jägers mit einem erlegbaren Stück Wild, dem im Idealfall eine oder mehrere Erlegungen folgen. Unter Berücksichtigung der legalen Erlegungszeiten werden diese Erlegungsgelegenheiten vor allem durch die Tagesrhythmik und die daran gekoppelte Habitatnutzung der Rothirsche im jeweiligen Gebiet beeinflusst. Kein Rothirsch kann sich in seinem deckungsreichen Tageseinstand in Luft auflösen – aber ohne Weiteres kann man ihn dort eben auch nicht erlegen. Damit Rothirsche bei Ansitz und Pirsch erlegt werden können, müssen diese also in der Regel aktiv sein und gleichzeitig deckungsarme Habitate nutzen.

Das besenderte Rotwild in dieser Studie war ausgesprochen wenig tagaktiv (vgl. Kap. 6.5) – und während dieser Phasen hielt es sich in der Regel in deckungsreichen Strukturen (vgl. Kap. 6.7) auf. Will der allein jagende Jäger tagsüber Rotwild erlegen, muss er das zwangsläufig im Bereich der sicheren Einstände versuchen. Wenn man diese kennt, sie störungsarm erreichbar sind, die Bedingungen (Wind) passen und die Gegebenheiten einen sicheren Schuss zulassen, kann hier auch der mittägliche Ansitz erfolversprechend sein. Das sind in Summe bereits viele Eventualitäten. Im jagdlichen Gesamtkonzept werden solche Situationen zusammen mit einem tatsächlichen Jagderfolg daher eher die Ausnahme bleiben. Bis zur Abenddämmerung wird das Rotwild nachweislich zunehmend aktiver und damit auch potenziell sichtbar. Der klassische Abendansitz führt folgerichtig regelmäßig zu gutem Anblick und entsprechenden jagdlichen Chancen. Die entscheidenden Schwachpunkte des Abendansitzes: Wenn es nicht sofort gelingt, eine Doublette zu erlegen, schwinden die Chancen des Jägers auf das zurückkehrende Alttier genauso schnell wie das letzte Tageslicht. Das Bergen des Wildes erfolgt in der Regel in der Dunkelheit, sodass der abendliche Störfaktor verhältnismäßig hoch ist. Die Folge: Das gestörte Wild zieht sich zunächst in die sichere Deckung zurück, anstatt die bevorzugten Nahrungshabitate aufzusuchen. Überlebende Stücke haben dann zudem Erfahrungen gesammelt, welche sie in der Feindvermeidung immer geschickter werden lassen.

Ein eindrucksvolles Beispiel für die Wirkung des Störfaktors Abendansitz lieferte das besenderte Alttier T19 („Dunja“) im Untersuchungsgebiet Bärenfels (Abbildung 147). Ende Januar 2020 zog es in einem sechsköpfigen Kahlwildrudel regelmäßig aus

Abbildung 147:
Ausweichbewegung eines sechsköpfigen Kahlwildrudels um das besenderte Alttier T19 („Dunja“) im Untersuchungsgebiet Bärenfels nach Kontakt mit einem Jäger auf dem Rückweg vom Abendansitz.



seinem Tageseinstand im Wald ins Offenland, um dort nachts zu äsen (so unter anderem am 23.1. bis 5 Uhr morgens) Am Abend des gleichen Tages traf das Rudel auf dem Wechsel ins Offenland gegen 18 Uhr im Wald mit einem Jäger auf dem Rückweg vom erfolglosen Abendansitz zusammen. Das gestörte Rudel wechselte sofort die Richtung, flüchtete nur wenige Meter vor dem Jäger über den Weg und zog dann langsam sichernd weg. In der konkreten Situation würde man den eigenen Einfluss mit hoher Wahrscheinlichkeit unterschätzen – das Rudel wird eben einen anderen Weg auf die Wiesen nehmen. Die Auswertung der Telemetriedaten belegte jedoch einen immensen Störeffekt dieses vermeintlich harmlosen Ereignisses. Obwohl kein Schuss fiel, mied das Rudel für mehrere Tage den Weg ins Offenland und verblieb auch nachts im direkten Umfeld seines Tageseinstandes.

Und am Morgen? Zahlreiche Autoren und Praktiker favorisieren den Morgenansitz: Die Chancen auf Doubletten sind bei besser werdendem Licht größer, gleichzeitig ist das gestörte Wild satt und zieht mit vollem Pansen zurück in die Tageseinstände. Die Analyse der Aktivitätsrhythmen zeigt jedoch, dass das Zeitfenster, in dem der Jäger am Morgen auf Rotwild treffen kann, etwas kleiner ist als am Abend (vgl. Kap. 6.5). Wird es hell, zieht das Rotwild mit vollem Pansen meist zügig in die sicheren Dickungen und „bummelt“ – im Gegensatz zum Rehwild – nicht weit in den Vormittag hinein. Dieses Verhaltensmuster ist im Spätherbst und Winter mit zunehmender Länge der Nächte stärker ausgeprägt als im Frühjahr und Sommer. Soll der Morgenansitz im August erfolgreich sein, muss der Jäger also wissen, auf welchen Wechsellinien das Rotwild von den Äsungshabitaten in seine Tageseinstände zurückzieht. Erreicht er bei gutem Wind weitgehend unbemerkt den richtigen Ansitzort, ist der zu erwartende Anblick ebenso hoch wie am Abend, die Wahrscheinlichkeit einer Doublette höher und das Störpotenzial (Wildschäden) geringer.

Sowohl Morgen- als auch Abendansitz haben letztlich ihre Berechtigung. Die Entscheidung für einen Morgen- oder Abendansitz wird auch künftig immer individuell getroffen werden. Entscheidender als die Frage nach dem Zeitpunkt ist, dass dem jagenden Menschen sein Einfluss auf das Verhalten des Wildes und die daraus resultierenden Konsequenzen klar sind. Insofern können die Ergebnisse dieses Projektes nur die Erfahrungen etlicher Praktiker bestätigen. Deren wesentliches Erfolgsrezept für sichtbares und damit jagdbares Rotwild ist es, als Mensch so selten wie möglich als unkalkulierbarer Störfaktor wahrnehmbar zu sein und die Verknüpfung von Schuss, Ort und Mensch durch Effektivität (Erlegung ganzer Familienverbände) und Disziplin (Warten nach dem Schuss, leises Bergen, Aufbrechen abseits des Erlegungsortes) zu unterbinden. Moderne Technik (Wärmebildkameras etc.) kann in diesem Kontext nicht nur dazu dienen, Wild unter dem Erlegungsaspekt besser wahrnehmen zu können. Sie kann auch genutzt werden, um den eigenen Störeinfluss beim Beziehen des Standes oder vor dem Abbaumen geringer zu gestalten, indem man den Kontakt zu in der Nähe ausgemachtem Wild bewusst vermeidet, wenn eine Erlegung nicht möglich ist.

Kirrijagd

Die hier beschriebene Kirrijagd umfasst insbesondere den Einzelansitz am Apfeltrester auf Rotwild und Rehwild. Die Aspekte Nachtjagd und Schwarzwildkirrung werden an dieser Stelle nicht vertieft, jedoch unter anderem im Kapitel zur Jagdlichen Raumplanung (vgl. Kap. 8.2) aufgegriffen.

Bei der 2021 anonym durchgeführten Online-Umfrage (61 angeschriebene Adressen, 31 Rückmeldungen), die im Kapitel 9.1

EMPFEHLUNGEN

Morgen- oder Abendansitz

- Morgen- und Abendansitz weisen unterschiedliche Vor- und Nachteile (Störungseinfluss, Chance auf Doubletten, Lichtverhältnisse für etwaige Nachsuchen) auf
- Beim Morgenansitz überwiegen in der Regel die Vorteile, jedoch ist eine koordinierte Organisation hier schwieriger und die Anzahl der für den Morgenansitz verfügbaren Jägerinnen und Jäger ist im Regelfall deutlich geringer
- Generell muss bei der Wahl des Jagdzeitpunktes der eigene Störeinfluss bedacht und durch Effektivität und Selbstdisziplin minimiert werden

Abbildung 148: Die Kirrjagd auf Rotwild im Winter ist insbesondere bei Schnee erfolgreich. Um störungsarm Strecke zu machen und dabei das Risiko von selbstverschuldeten Wildschäden zu reduzieren, muss ihre Organisation professionell erfolgen.



erläutert wurde, bewerteten 18 Mitarbeiter von Sachsenforst die Kirrjagd auf Reh- und Rotwild in den Wintermonaten als **wichtig** beziehungsweise **außerordentlich wichtig** für den Jagderfolg. Nur zwei Personen maßen ihr lediglich eine zu vernachlässigende Bedeutung zu. Damit wird klar, dass die winterliche Kirrjagd in den Forstbezirken des sächsischen Erzgebirges eine regelmäßig eingesetzte Jagdstrategie ist, die insbesondere dann erfolgversprechend ist, wenn eine geschlossene Schneedecke die Attraktivität der künstlichen Futtergaben zusätzlich verstärkt. In welchem Umfang die Kirrjagd auf Rotwild auch außerhalb der Verwaltungsjagdbezirke zum Einsatz kommt, ist jedoch unklar.

Die Kirrjagd insbesondere auf Rotwild wird regelmäßig mit hohen Wildschäden und einer abnehmenden Sicht- und Bejagbarkeit in Verbindung gebracht (Wotschikowsky et al. 2006; Klimke 2012). Die Untersuchungsgebiete Eibenstock und Neustadt (Schwerpunkt Rehwild), aber auch der Forstbetrieb Fichtelberg der Bayerischen Staatsforsten (Pfahler 2020) sind jedoch Beispiele dafür, dass eine effektive Kirrjagd bei professioneller Organisation und angepassten Rotwilddichten nicht zwangsläufig mit hohen Schäl- und Verbissschäden einhergehen muss, sondern im Gegenteil ein sinnvolles Element eines regionalen Wildtiermanagementkonzeptes sein kann.

Bei der Kirrjagd kann von einer relevanten Wirkung auf die Raumnutzung des Rotwildes innerhalb seiner saisonalen Aktionsräume ausgegangen werden. Kirrungen binden das Rotwild zeitweilig an bestimmte Orte und sind gegebenenfalls in der Lage, den Wechsel zwischen den saisonalen Streifgebieten zu beschleunigen oder zu verzögern. In 15 der 31 Rückmeldungen waren die befragten Personen der Meinung, dass die Kirrjagd einen klar erkennbaren Einfluss auf die Raumnutzung im Allgemeinen und das Abwanderungsverhalten in die Winterhabitate im Speziellen hat. Nur vier der Befragten gaben an, dass keine derartigen Einflüsse erkennbar seien.

Außerordentlich problematisch ist, dass bei der Kirrjagd auf Reh- und Rotwild bereits jetzt der rechtliche Rahmen der Jagdzeit häufig voll ausgeschöpft wird. Die Frage, ob eine Ausweitung der jagdrechtlich möglichen Erlegungszeiten bei Reh- und Rotwild (also mehr als 1,5 Stunden vor/nach Sonnenauf-/untergang) zu einer höheren Effektivität der Kirrjagd beitragen würde, wurde in 17 von 31 Fällen mit „Ja“ beantwortet. Die Kirrjagd ordnet sich somit in die Wirkung des klassischen Abendansitzes ein. Allerdings ist das Risiko groß, dass durch die Konzentration von Rotwild im Umfeld der Kirrungen der wartende Jäger, der Schussknall oder das Bergen des erlegten Stücks von deutlich mehr Individuen wahrgenommen wird. Unkritisch ist die Kirrjagd mit Apfeltrester vor allem dort, wo in deckungsreichen Habitaten (dichter Unterstand) und abseits größerer Rotwildkonzentrationen insbesondere ein relevanter Teil des Rehwildabschlusses über diese Jagdart realisiert wird, während ein explizit auf Rotwild ausgerichtetes Kirrjagdsystem mit hoher Wahrscheinlichkeit bestehende Probleme (ausgeprägte Nachtaktivität, Unsichtbarkeit) eher verschärft, als dass es sie löst.

Insofern sollte sich die Kirrjagd auf Reh- und Rotwild im sächsischen Mittelgebirgsraum im Hochwinter (Januar) idealerweise auf Höhenlagen unterhalb von 800 m ü. NN konzentrieren. In höheren Lagen oder in Bereichen, die dem Wintersport (als Loipen genutzte Waldwege) vorbehalten sind, sollte sie aus Effizienzgründen nur eine untergeordnete Rolle spielen beziehungsweise bereits Mitte Dezember beendet werden. Werden Zonierungskonzepte genutzt (vgl. Jagdliche Raumplanung), können hierbei Bereiche definiert werden, in denen die Kirrjagd Vorrang hat. Bei der Auswahl der Standorte müssen Aspekte wie Hauptwindrichtung, Lage der Einstände, Übersichtlichkeit (Ansprechen, Möglichkeit für Doubletten), leichte Erreichbarkeit und zügige Bergung sorgfältig abgewogen werden. Die Kirrjagd sollte professionell auf Revierebene organisiert sein – dies umfasst sowohl die Auswahl der Kirrstandorte (Anzahl, Standort) als auch deren Beschickung (am Tage!) und das Besetzen der jeweiligen Kirr-

Kirrijagd

- Kirrungen beeinflussen das Raum-Zeit-System von Rothirschen innerhalb ihres saisonalen Aktionsraumes und den Wechsel zwischen denselben
- Ein Risiko für vermehrte Wildschäden (Winterschäle in Einständen) besteht, wenn durch Kirrungen Konzentrationseffekte sowie jagdlich induzierte zeitliche Ausweichmuster ausgelöst werden, die sich durch die Bejagung nicht auflösen lassen
- Die Kirrijagd (auch) auf Rotwild muss deshalb großräumig (mind. 1.000 Hektar zusammenhängend) professionell organisiert werden (Zeitraum, Standortwahl, Kontrolle, Beschickung und Ansitz). Eine individuell organisierte Kirrijagd auf Ebene von kleinen Jagd- oder Pirschbezirken ist regelmäßig kontraproduktiv (geringe Strecke, starke Störungseinflüsse und steigende Wildschäden).

stellen. Wird die Kirrijagd unkoordiniert in personengebundenen Kleinst-Pirschbezirken betrieben, sinkt deren Effizienz bei gleichzeitig steigendem Risiko von Wildschäden durch Rotwild. Kann eine regelmäßige, bestenfalls tägliche Kontrolle der Kirrstellen nicht sichergestellt werden oder ist ein Ansitz nur an wenigen Tagen in der Woche organisierbar, ohne kurzfristig gute Zeitfenster effektiv nutzen zu können, sollte im Interesse von Wildschadensminimierung und Störungsreduktion auf die Einrichtung von Reh- und Rotwildkirrungen konsequent verzichtet werden.

Bejagung von Zuwachsträgern

Es ist unumstritten, dass die zielorientierte und angepasste Bejagung von Zuwachsträgern (Alttiere, Schmaltiere) ein maßgeblicher Erfolgsfaktor für das Management angepasster Rotwildbestände ist (Zeiler 2014; Deutz et al. 2015; Völk 2016). Ein auch in dieser Studie zu beobachtendes Phänomen ist, dass dort, wo der Rotwildbestand als zu hoch eingeschätzt wird, häufig auch die Geschlechterverhältnisse stark hin zum weiblichen Wild verschoben sind (vgl. Kap. 5.2). Wird bei zu hohen Wilddichten eine solche Situation, beispielsweise auf der Grundlage von koordinierten Beobachtungen, Fotofallenerhebungen, Distance Sampling oder Scheinwerferzählungen, festgestellt, ergibt sich ein dringender jagdlicher Handlungsbedarf.

Einzeljagd: Die Jagdzeit auf Rotwild beginnt im Freistaat Sachsen am 1. August und endet am 31. Januar. Dieser Zeitraum steht grundsätzlich für die Einzeljagd zur Verfügung. Idealerweise wird mit Beginn der Jagdzeit ein Schwerpunkt auf die Bejagung von Kälbern und der zugehörigen Alttiere gelegt (Völk 2016). Das Anstreben von Doubletten-Erlegungen hilft zum einen bei der Regulation der Zuwachsträger. Zum anderen unterbinden Doubletten (wenn es sich nicht um größere Rudel handelt) einen Lernprozess der Alttiere, der unter anderem zu verstärkter Nachtaktivi-

tät und der Meidung offener Bereiche im Lebensraum führt. Im praktischen Jagdbetrieb muss die Auswahl der Jäger und das Anlernen von Jungjägern schwerpunktmäßig darauf hinzielen, die Einzeljagd so effektiv wie möglich auszuüben. Die Erlegung beider (oder aller) Stücken muss immer das Ziel sein, wenn ein Jäger Alttier mit Kalb oder Ricke mit Kitz(en) vorhat. Bei der praktischen Umsetzung dieser Zielstellung stößt man allerdings aus unterschiedlichen Gründen (unter anderem deckungsreiche Bestände, geschickt agierende Alttiere, Versicherung, dass das Kalb tödlich getroffen wurde, bevor das Alttier beschossen werden kann) an Grenzen. So weist die Jagdstreckenstatistik des Sachsenforstes für die Abschussplanperiode 2019/20 bis 2021/22 insgesamt 2.584 Ereignisse aus, bei denen Kälber und/oder Alttiere durch den Schützen erlegt werden konnten. Die Doublettenquote beträgt dabei allerdings weniger als zehn Prozent. Auch wenn dieses Verhältnis theoretisch günstiger gestaltet werden kann, bleibt festzuhalten, dass über den immer wieder zu Recht propagierten Idealfall der Doubletten-erlegung ein verschobenes Geschlechterverhältnis bei gleichzeitig überhöhten Rotwilddichten kaum aufzulösen sein wird. Sofern die Erlegung der Alttiere nicht in relevantem Umfang über die Einzeljagd gelingt, reduziert eine hohe Kälberstrecke das Risiko der Erlegung führender Alttiere im weiteren Verlauf des Jagdjahres. Die Überprüfung dieses Indikators erfolgt über das Verhältnis erlegter Kälber zu Alttieren in der Jagdstrecke (Kinsler et al. 2020). Berücksichtigt werden muss, dass dieses Verhältnis allein nicht aussagekräftig ist, weil letztlich die absolute Höhe der Gesamtstrecke (und deren Struktur) über die Regulationswirkung entscheidet.

Erlegung einzelner Alttiere auf der Einzeljagd: Es ist eindeutig nachgewiesen, dass Alttiere und ihre Kälber sich in den ersten Lebenswochen regelmäßig trennen (vgl. Kap. 6.4). Mit zunehmender Mobilität der Jungtiere nimmt die Dauer solcher Trennungsphasen zwar ab, dennoch kommen sie weiterhin regelmäßig vor. Auf der Einzeljagd geht mit der Erlegung einzelner Alttiere ohne Kalb mindestens im August und September ein un-

Abbildung 149: Wenn Kalb und Alttier gemeinsam erlegt werden, sind Verstöße gegen den Muttertierschutz ausgeschlossen. Noch dazu werden jagdlich bedingte Lerneffekte bei den Zuwachsträgern vermieden.



verhältnismäßig hohes Risiko von Verstößen gegen den Muttertierschutz einher. Allein die zweifelsfreie vorherige Erlegung des zugehörigen Kalbes kann dieses Risiko auf ein Minimum senken. Alttiere (zumindest diejenigen mit weniger „Jagderfahrung“) kehren sehr regelmäßig kurz nach der Erlegung ihres Kalbes an den betreffenden Ort zurück – eine Erkenntnis, die unter erfahrenen Praktikern längst bekannt ist und die man sich jagdtaktisch zunutze machen sollte, um im Anschluss auch das zugehörige Alttier zu erlegen (vgl. Kap. 6.4). Die Schwierigkeiten, nicht führende Alttiere (und wegen der schwierigen Ansprache auch Schmaltiere) wirklich sicher anzusprechen, verdeutlichen die große Bedeutung, die die Erlegung von Doubletten (vgl. oben) für die tierschutzgerechte Regulation der Zuwachsträger hat.

Erlegung einzelner Alttiere auf Drückjagden: Häufig ist es in der Praxis unter bestimmten Bedingungen (Anzahl und handwerkliche Fähigkeiten der Jäger, nutzbare Zeiträume, Raum-Zeit-System der Wildarten, Waldstruktur, Standort und Anzahl jagdlicher Einrichtungen) nicht möglich, den erforderlichen Anteil von Schmal- und Alttieren vor der Drückjagdsaison (also im August und September) zu erlegen. Die Freigabe allein (ohne Kalb) anwechselnder Alttiere auf Drück-Stöberjagden wird aus wildbiologischer Perspektive regelmäßig kritisch diskutiert (Hettich und Hohmann 2021; Simon et al. 2021) und mitunter pauschal als fundamentaler Verstoß gegen Tierschutz und Weidgerechtigkeit gewertet (Miller 2018). Fakt ist, dass Alttiere und ihre Kälber sich auch ohne Jagddruck regelmäßig trennen (vgl. Kap. 6.4), wodurch

eine versehentliche Erlegung der Muttertiere nicht in jedem Fall ausgeschlossen werden kann. Vor dem Hintergrund der prioritären Regulierung von Reproduktionsträgern (Schmaltiere, Alttiere) beim Rotwild und allen anderen Schalenwildarten gleichermaßen ist die pauschale Nichtfreigabe allein (ohne Jungtier) anwechselnder weiblicher Stücke auf Bewegungsjagden insbesondere in Reduktionsprojekten kontraproduktiv. Gleichwohl muss das Risiko der Erlegung allein ziehender, aber dennoch führender Alttiere durch organisatorische Maßnahmen (intensive Kälberbejagung vor der Drückjagdsaison, Einsatz kurz- und mittelläufiger, zwingend spurlauter Hunde, kein Einsatz von Meuten) und eine Sensibilisierung der Schützen so weit wie möglich reduziert werden.

Inwiefern eine solche nicht vorsätzliche Erlegung tatsächlich einen Verstoß gegen den Elterntierschutz nach §22 Abs. 4 BJagdG darstellt, wird in Rechtskreisen kontrovers diskutiert (Guber und Herzog 2018), sollte durch den Gesetzgeber künftig aber klar geregelt werden.

Organisation und Durchführung von Bewegungsjagden

Bewegungsjagden müssen hinsichtlich der Organisation und Durchführung der Raumnutzung von Rotwild (vgl. Kap. 6.6) und der populationsökologischen Grundlagen einer effektiven

Bejagung von Zuwachsträgern

- Die Regulation der Zuwachsträger (Alt- und Schmaltiere) ist der Schlüssel zur Erreichung und Stabilisierung der angestrebten Rotwildichte.
- Hilfreiche Indikatoren für die Bewertung des Regulationserfolges sind neben der absoluten Strecke das Geschlechterverhältnis der mehr als einjährigen Stücke und das Verhältnis von Alttieren und Kälbern in der Jagdstrecke.
- Auf der Einzeljagd sollten Doubletten (Alttier + Kalb) das Ziel sein, um überflüssige Störungen und Lerneffekte der überlebenden Tiere zu vermeiden. Im praktischen Jagdbetrieb stößt man bei der Umsetzung dieser unzweifelhaft anzustrebenden Zielstellung allerdings an deutliche Grenzen.
- Alttiere kehren kurz nach der Erlegung eines Kalbes regelmäßig ins Umfeld des Erlegungsortes zurück. Kann das suchende Alttier sicher zugeordnet werden, bietet sich die Chance für eine zeitlich verzögerte Doublette.
- Die Erlegung allein anwechselnder Alttiere ist – insbesondere in Reduktionsprojekten – häufig unverzichtbar. Diese muss aber unter Beachtung der lokalen Rahmenbedingungen in jedem einzelnen Fall sorgfältig abgewogen werden, um Verstöße gegen den Muttertierschutz zu vermeiden.

und effizienten Regulation (vgl. Kap. 7) Rechnung tragen. Insbesondere der Forstbezirk Neudorf hat mit dem Beginn eines verstärkten Reduktionsprozesses im Jahr 2016 ein erfolgreiches, auf Rotwild ausgerichtete Bewegungsjagdsystem (Drück-Stöberjagden) etabliert. Folgende Aspekte ergänzen die allgemein gültigen Regeln zur Organisation erfolgreicher Bewegungsjagden hinsichtlich der Wildart Rotwild unter den regionalen Bedingungen des südsächsischen Mittelgebirgsraumes:

Flächengröße: Weil Rotwild bei Bewegungsjagden regelmäßig die Grenzen seines saisonalen Aktionsraumes verlässt, sollte die zusammenhängende bejagte Fläche möglichst mindestens 800 Hektar groß sein. Bei einer kleinflächigen Jagdbezirksstruktur oder im Grenzbereich mehrerer großer Jagdbezirke erfordern erfolgreiche Bewegungsjagden auf Rotwild demnach die Kooperation der Jagdnachbarn.

Jagdliche Einrichtungen: Als jagdliche Einrichtungen sollten Drückjagdböcke (mit oder ohne Dach), offene Kanzeln oder Aluleitern mit Standfläche zur Anwendung kommen, die eine sichere Schussabgabe im Stehen ermöglichen. Auch der Einsatz von Klettersitzen kann eine effektive Ergänzung sein. Als Faustregel kann eine jagdliche Einrichtung je zehn Hektar bejagter Waldfläche kalkuliert werden.

Platzierung jagdlicher Einrichtungen: Rotwild (aber auch Reh- und Schwarzwild) nutzt bei Ausweichbewegungen vorrangig

deckungsreiche Strukturen (Anwuchs, Stangenhölzer, Naturverjüngungsstrukturen unter Altbeständen) und überwindet deckungsarme Bereiche (Althölzer, Kahlfächen) häufig sehr schnell. Jagdliche Einrichtungen sollten deshalb einen räumlichen Bezug zu diesen deckungsreicheren Fluchtkorridoren aufweisen. Größere Einstände (Dickungen), in denen Rotwild sich über die Dauer der Jagd dem Zugriff der außerhalb platzierten Schützen entziehen kann, müssen durch entsprechende dauerhafte oder mobile jagdliche Einrichtungen erschlossen werden. Gegebenenfalls ist die Anlage von Schussschneisen erforderlich.

Hundeeinsatz: Anzahl und Rasse der Hunde richtet sich nach der Fläche und Struktur deckungsreicher Einstände und den bejagten Wildarten (in der Regel Rot-, Reh- und Schwarzwild). Als Faustregel kann ein Hund je 40 Hektar Jagdfläche kalkuliert werden. Eingesetzt werden sollten ausschließlich brauchbare, spurlaute Hunde.

Jagdruhe vor einer Drück-Stöberjagd: Rotwild verlässt seine saisonalen Aktionsräume in der Regel nur bei massiven und flächigen jagdlich bedingten Störungen. Die Ausübung der geregelten Einzeljagd wird in der Mehrzahl der Fälle nicht zu einer relevanten Verschiebung der im bejagten Gebiet vorkommenden Stücke führen. Dieser Effekt ist umso kleiner, je größer das bejagte Gebiet ist. Es ist durchaus sinnvoll, vor einer größeren Drück-Stöberjagd eine Jagdruhe für das Gebiet festzulegen. Ein Zeitraum von einer Woche ist hierbei in der Regel ausreichend.



Abbildung 151: Erfolgreiche Drückjagd auf Rotwild im Untersuchungsgebiet Bärenfels. In der Regel kann der erforderliche Anteil von Zuwachsträgern (Alt- und Schmaltiere) nur dann erlegt werden, wenn einzeln ziehende Alttiere freigegeben werden. Eine hohe Kälberstrecke im August/September und der Einsatz spurlauter Hunde reduzieren das Risiko versehentlicher Erlegungen führender Tiere auf ein Minimum.

Abbildung 150: Vielerorts wandeln sich die Waldstrukturen rasant. Will man auf die damit einhergehenden veränderten Raumnutzungsmuster des Wildes reagieren, erlauben mobile drückjagdaugliche Ansitzeinrichtungen maximale Flexibilität.



Drückjagden im Winter: Insbesondere die Schneelage determiniert in dieser Studie die winterliche Aktivität und Raumnutzung von Rothirschen. Dauerhafte Schneelagen sind im Dezember die Ausnahme und betreffen in der Regel den Monat Januar. In Reduktionsprojekten muss die Reduktion von jagdlich induzierten Störungen vor dem Ziel einer effizienten Regulation überhöhter Rotwildichten zurückstehen. Weil sehr häufig das Zeitfenster von Anfang Oktober bis Weihnachten nicht ausreicht, um die gesamte Jagdfläche mit Bewegungsjagden abzudecken, rechtfertigt dies auch Drück-Stöberjagden im Januar, wenn die Witterungssituation (Schneelage, Frost) einen sicheren und tierschutzgerechten (Hundeinsatz) Jagdablauf nicht generell infrage stellt und von einer relevanten Strecke (Effektivität) ausgegangen werden kann. Sofern sich der Wildeinfluss in einem tolerablen Bereich befindet (reguläres Rotwildmanagement) und die Erfüllung der Abschusspläne realistisch ist, sollte auf störungsintensive Jagd-

arten im Winter verzichtet werden. Andernfalls besteht das Risiko, durch einen störungsbedingt stark erhöhten Energiebedarf Wildschäden zu provozieren, die den beabsichtigten Positiveffekt durch Regulation überwiegen.

Zeitpunkt der Jagd: Wann wo gejagt wird, hängt von den bekannten saisonalen Verschiebungen auf Populationsebene ab (vgl. Kap. 5.2). In der Regel ist es sinnvoll, zu Beginn der Drückjagdsaison (Oktober) in den Sommer- und Brunfteinständen zu jagen. Mit der ersten geschlossenen Schneedecke etwa ab Dezember steigt die Erfolgswahrscheinlichkeit im Bereich bekannter Wintereinstände.

Wiederholung der Jagd: Oft ist es weder üblich noch realisierbar, ein Drückjagdgebiet wiederholt zu bejagen. Sofern dieser Schritt, beispielsweise in Reduktionsprojekten, erwogen wird,

Organisation und Durchführung von Drückjagden mit Schwerpunkt Rotwild

- Vor der Drückjagdsaison (August, September) hat der Kälberabschuss höchste Priorität. Idealerweise erfolgt dabei auch die tierschutzgerechte Erlegung der zugehörigen Alttiere (Doublette) sowie darüber hinaus auch von Schmaltieren
- Hauptzeitraum: Regional differenziert (Vegetation, Brunftgeschehen) von Anfang Oktober bis Ende Dezember
- Einbezogene Waldfläche idealerweise mindestens 800 Hektar (Rotwild verlässt kleinere Jagdgebiete sehr schnell)
- Jagdruhe vor der Drückjagd: sinnvoll, eine Woche ist ausreichend
- Standplatzwahl: Drückjagdböcke, Aluleitern mit Standfläche oder Klettersitze im Bereich dunkler Wechsel (Stangenhölzer, Naturverjüngungen), ca. eine jagdliche Einrichtung je zehn Hektar Waldfläche
- Einzel ziehende Alttiere freigeben, jedoch auf Muttertierschutz hinweisen (Risiko einer versehentlichen Erlegung führender Alttiere so weit wie möglich reduzieren)
- Nutzung spurlauter, kurz- und mittelläufiger, brauchbarer Stöberhunde – Verzicht auf den Einsatz von Hundemeuten
- Zeitpunkt der Jagd auf die saisonale Raumnutzung der Teilpopulation ausrichten (Brunft- und Wintereinstände)
- In Reduktionsphasen Drückjagden (insbesondere Einspürjagden) auch im Winter (i. d. R. Januar) durchführen, sofern die Witterungssituation eine tierschutzgerechte und sichere Jagd erlaubt
- Erneute Bejagung des Gebietes im Zuge einer zweiten Drückjagd (sofern notwendig) frühestens nach drei Wochen

sollte zwischen beiden Jagden mindestens ein Zeitraum von drei bis vier Wochen liegen. Auch wenn ein Großteil des Rotwildes seine angestammten Aktionsräume bereits wenige Tage nach einer Jagd wieder aufsucht, kann erst dann von einer vollständigen Rückkehr aller Tiere ausgegangen werden.

Räumliche Steuerung der Rotwilddichte durch Bejagung

Die Ergebnisse zum Raum-Zeit-System besonderer Rothirsche (vgl. Kap. 6.2) belegen die hohe Standorttreue von Rothirschen in den vier Untersuchungsgebieten. Gleichzeitig sind die saisonalen Aktionsräume je nach Geschlecht in der Regel nur wenige hundert Hektar groß. Werden Rotwildpopulationen mit räumlich

ungleich verteilten Dichten flächig etwa gleich intensiv bejagt, führt dies zu einer stark geklumpten Verteilung der Jagdstrecken (vgl. Kap. 8.1).

In der Praxis führt das zu Situationen, in denen auf relativ kleiner Distanz (wenige Kilometer) enorme Gefälle bei der Rotwilddichte beobachtet werden können. Ein prägnantes Beispiel ist das Untersuchungsgebiet Eibenstock mit weitgehend niedrigen Rotwilddichten, dem die Wälder um die tschechischen Weiler Jelení und Přebuz mit hohen Rotwilddichten quasi in Steinwurfentfernung gegenüberliegen. Ähnliche Beobachtungen konnten lange Zeit auch im Grenzbereich zu den benachbarten Forstbezirken Adorf und Neudorf mit höheren Rotwildbeständen gemacht werden. Mit der Rotwilddichte zeigte hier die mit gleichem Verfahren ermittelte Neuschäule ähnlich scharf ausgeprägte Intensitätsgefälle zwischen den Forstbezirken. Zwischen dem Untersuchungs-

gebiet Neustadt und den gegenüberliegenden tschechischen Waldgebieten um den Großen Schneeberg (Decinsky Sneznik) und Kristin Hrádek mit ebenfalls deutlich höheren Wilddichten ist die Situation entsprechend ähnlich gelagert.

Diese Charakteristik in der artspezifischen Raumnutzung von Rothirschen ist eine wesentliche Grundlage für die zielorientierte Reduktion lokal überhöhter Rotwilddichten. Als Basis für flächig wirksame Reduktionsvorhaben kann hierbei in Gebieten mit ausgeprägter Saisonalität (Wechsel zwischen Sommer- und Winteraktionsraum) die in dieser Studie ermittelte durchschnittliche jährliche Aktionsraumgröße von Alttieren mit etwa 1.700 Hektar (MCP95) angenommen werden, bei Hirschen etwa 3.400 Hektar. Soll innerhalb eines größeren Rotwildgebietes ein Reduktionsvorhaben durchgeführt werden, sollte es also mindestens die Fläche eines durchschnittlichen jährlichen Aktionsraumes eines Alttieres umfassen, um nachhaltig wirksam zu sein. Je größer die einbezogene Fläche ist, desto kleiner werden die Randeffekte, weil sie immer mehr individuelle Aktionsräume beinhaltet. Demnach sind die Ausgangsbedingungen, die sich großen Verwaltungs- jagdbezirken und funktionierenden Hegegemeinschaften für die flächenwirksame Steuerung der Rotwilddichte bieten, weitaus günstiger als die Möglichkeiten, über die ein allein agierender Gemeinschaftsjagdbezirk von wenigen hundert Hektar Fläche verfügt. Nur die Kooperation mehrerer Jagdbezirke kann hier zu messbaren Erfolgen führen. Gleichzeitig müssen Reduktionsvorhaben größerer Jagdbezirke nicht zwangsläufig mit gravierenden

Populationseinbrüchen bei benachbarten Jagdbezirken einhergehen. Dieser Fakt kann helfen, angespannte Situationen dort zu entschärfen, wo in direkter Nachbarschaft divergierende jagdliche Zielstellungen bestehen (Jagdwertdiskussion).

Weil Rotwild in seinem Lebensraum nicht gleichmäßig verteilt lebt, führen wirksame Reduktionsprozesse irgendwann zu zunehmenden Dichtegefällen, die sich in der bereits beschriebenen geklumpten Verteilung der Abschüsse äußern (vgl. Kap. 8.1). Lassen sich größere Bereiche (> 2.000 Hektar) identifizieren, in denen die Abschusszahlen und die Wildschäden auf ein angepasstes Dichteniveau schließen lassen, ist es zweckmäßig, die verfügbaren jagdlichen Ressourcen nicht auf die zunehmend aufwendige Rotwildjagd in diesen Gebieten zu konzentrieren, sondern die Regulation temporär dort zu verstärken, wo die Wilddichten und etwaige Schäden noch zu hoch sind. Nur so lässt sich eine flächig angepasste Rotwilddichte erreichen, ohne im Zuge des Reduktionsprozesses rotwildfreie Räume zu schaffen.

Will man die Rotwildpopulation nicht flächendeckend reduzieren, sondern vorrangig Schadschwerpunkte auflösen, steigt die Komplexität des Vorhabens. So kann ein räumlicher Hotspot von Winterschäle und Verbiss aus der Konzentration von Rothirschen in einem bestimmten Überwinterungsgebiet entstehen. Kurz: Viele Stücke haben hier ihren Winteraktionsraum bezogen. Soll der Schadschwerpunkt aufgelöst werden, müssen zwangsläufig

EMPFEHLUNGEN

Räumliche Steuerung von Rotwilddichten durch Bejagung

- › Das Raum-Zeit-System von Rothirschen begünstigt jagdlich gesteuerte dauerhaft ausgeprägte Dichtegefälle auf relativ kleiner Distanz (wenige Kilometer).
- › Die zusammenhängende (kompakte) Mindestfläche für die flächenwirksame Anpassung der Rotwilddichte sollte 1.700–2.000 Hektar oder größer sein.
- › Gejagt wird vorrangig dort, wo Dichte und Schäden über dem Zielwert liegen (Ziel = gleichmäßig verteilte angepasste Rotwilddichte/Wildwirkungen).
- › Zur Auflösung von Schadschwerpunkten sollten die saisonale Raumnutzung (Sommer- und Winterstände) und der Entstehungszeitpunkt der Schäden berücksichtigt werden.
- › Über eine Schwerpunktbejagung (konzentriert hoher Jagddruck) kann die Raumnutzung innerhalb der individuellen saisonalen Aktionsräume beeinflusst werden, nicht aber deren Lage in einem größeren Gebiet.
- › Bei kleineren Jagdbezirken können nur kooperative Ansätze zum angestrebten Ziel führen.

diejenigen Stücke erlegt werden, die hier überwintern. Werden aufgrund der Witterung die Winteraktionsräume erst im Januar oder später aufgesucht, ist dies aus jagdrechtlicher Sicht jedoch unmöglich. Gleichzeitig kann die verstärkte Bejagung von Rothirschen ab August (also im Sommer-, später im Brunftaktionsraum) hier mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht den gewünschten Effekt erzielen, weil es sich um völlig andere Individuen handeln kann oder Rotwild zu diesem Zeitpunkt kaum anwesend ist. Das Konzept einer Schwerpunktbejagung, so wie es für Rehwild regelmäßig propagiert wird, ist also auf das Rotwild nicht in jeder Situation ohne Weiteres übertragbar.

Jagdliche Raumplanung

Im Rahmen dieses Projektes wurden einzelne Aspekte einer räumlich und zeitlich differenzierten Jagdausübung (kurz: Jagdliche Raumplanung) erprobt (vgl. Kap. 8.2). Die Überprüfung der Wirksamkeit ist jedoch überaus komplex, weil zahlreiche Faktoren das Auftreten von Wildschäden oder die jagdliche Effizienz beeinflussen. Zudem bedarf es einer fachlich konsistenten Evaluation der Situation vor, während und nach der Umsetzung eines solchen Instruments. Die im Rahmen dieses Berichtes vorgestellten Ergebnisse zur Jagdlichen Raumplanung in drei Untersuchungsgebieten beziehen sich auf die Streckenentwicklung der relevanten Schalenwildarten und die Entwicklung der Neuschäle zwischen den beiden Erhebungen 2018 und 2021/22. In mehreren Forstbezirken setzt Sachsenforst auf Basis positiver praktischer Erfahrungen auch künftig regional differenzierte Konzepte um, die eine räumlich-zeitliche Variation der Bejagungszeit oder der Jagdarten beinhalten. Deutschlandweit gibt es Veröffentlichungen, die einen positiven Effekt vergleichbarer Methoden auf die Wildschadensentwicklung sowie die Bejagbarkeit der entsprechenden Wildarten nahelegen (Suchant et al. 2008; Kiliyas 2018). Der vorliegende Projektbericht konzentriert sich angesichts der komplexen und regional höchst heterogenen Ursache-Wirkungs-Beziehungen im Folgenden ausschließlich auf organisatorische Voraussetzungen, die für die Umsetzung einer Jagdlichen Raumplanung gegeben sein müssen:

Definition von Zielen: Die Umsetzung einer Jagdlichen Raumplanung muss sich an definierten Zielen orientieren, über die sich alle Teilnehmenden einig sind. Dies können sein: Senkung von Wildschäden, Erleichterung der Bejagbarkeit, effiziente Steuerung von Ressourcen (Personal, Investitionen in jagdliche Einrichtungen). Hierbei kann es durchaus möglich sein, divergierende Zielvorstellung räumlich auszubalancieren.

Definition von Erfolgskriterien: In Bezug auf die gesetzten Ziele müssen Indikatoren definiert werden, die regelmäßig überprüft werden (Entwicklung von Verbiss und Schäle, Streckenentwicklung etc.)

Mindestfläche: Eine Jagdliche Raumplanung (insbesondere bei einer Beteiligung von Rotwild) auf einer Fläche von wenigen hundert Hektar ist nicht erfolversprechend. Jagdbezirks- und

revierübergreifende Ansätze sind obligatorisch. In dieser Studie umfassten die einzelnen Planungsregionen eine Mindestfläche von etwa 8.000 Hektar.

Raum-Zeit-System als Grundlage der Zonierung: Die Beeinflussung des Raum-Zeit-Systems von Rothirschen (Verdrängung oder vorrangige Nutzung) ist in der Regel nur innerhalb der individuellen saisonalen Aktionsräume möglich (vgl. Kap. 6.2). Daran sollte sich eine Zonierung orientieren (eher kleinräumig). Sollen großflächige Bereiche mit niedriger Rotwildichte geschaffen werden, kann dies nur über eine jagdlich induzierte Senkung der Populationsdichte erfolgen (vgl. Kap. 11.3).

Berücksichtigung aller Lebensraumkomponenten: Eine Jagdliche Raumplanung sollte sowohl den Waldlebensraum berücksichtigen als auch das Offenland.

Berücksichtigung aller relevanten Schalenwildarten: Eine Jagdliche Raumplanung nur für Rotwild ist illusorisch. Man kann das störungssensible Rotwild durchaus als Leitart definieren, dennoch muss die Bejagung aller relevanten Wildarten zwingend integriert werden.

Berücksichtigung naturschutzfachlicher Aspekte: Erstreckt sich die Jagdliche Raumplanung auf naturschutzfachlich relevante Flächen oder schließt sie relevante Arten oder Biotope in ihren räumlichen Wirkungsbereich ein, darf die Organisation der Jagdausübung nicht im Widerspruch zu etwaigen Schutz- oder Erhaltungszielen stehen.

Wildruhezonen: Wildruhezonen (Zonen mit komplett oder weitgehend eingestellter Bejagung) kommen aufgrund der stark tradierten Raumnutzung (vgl. Kap. 6.2) nur demjenigen Teil der lokalen Rotwildpopulation zugute, dessen saisonaler Aktionsraum sich mit der Ruhezone zumindest teilweise deckt. Die Vorstellung, dass Wildruhezonen als Magnet weit über ihre Grenzen ausstrahlen, entspricht nicht dem Raum-Zeit-System von Rothirschen. Ab einer gewissen Größe entziehen Wildruhezonen aber einen mehr oder weniger großen Anteil der Rotwildpopulation der jagdlichen Regulation, wenn sie sich neben dem Verzicht der Einzeljagd auch auf Drückjagden erstrecken. Auf Ebene der Gesamtpopulation sind flexible Ansätze (Zeitraum, Abgrenzung) zur Reduktion von Störungen in sensiblen Zeiträumen (Winter, vgl. Kap. 11.3) mit hoher Wahrscheinlichkeit wirkungsvoller.

Zeithorizont: Die Umsetzung eines Konzeptes der Jagdlichen Raumplanung muss jeweils mittel- bis langfristig angelegt sein. Die Überprüfung der Wirksamkeit bedarf zudem einer periodischen, mindestens im dreijährigen Turnus erfolgenden Überprüfung der Wirksamkeit der getroffenen Maßnahmen. Ziel sollte es sein, erfolgreiche Instrumente auf Dauer zu implementieren und auf jene konsequent zu verzichten, die sich als kontraproduktiv oder unwirksam erweisen.

Anpassung von Wildbeständen: Die Umsetzung einer Jagdlichen Raumplanung kann laufende Reduktionsprozesse zum Beispiel von Rotwildpopulationen sinnvoll flankieren. Bei überhö-

ten Wildbeständen und intolerablen Wildschäden ist die alleinige Umsetzung einer Jagdlichen Raumplanung ohne konsequente Bestandesreduktion jedoch nicht erfolgversprechend, wenn die signifikante Reduktion von Wildschäden dabei ein angestrebtes Ziel ist.

All diese Punkte verdeutlichen die nicht zu unterschätzenden organisatorischen Herausforderungen bei der Umsetzung solcher Konzepte insbesondere dort, wo zahlreiche Einzelpersonen und unterschiedliche Eigentümerinteressen berücksichtigt werden müssen. Die anspruchsvolle Organisation solcher Projekte kann außerhalb großer Landesforstbetriebe nur dort realisiert werden, wo gut geführte Hegegemeinschaften mit einem hohen Beteiligungsgrad existieren.

Notzeitfütterung

Im Freistaat Sachsen werden Notzeiten und die damit verbundene Fütterung über das Jagdgesetz geregelt:

„Der Jagdausübungsberechtigte ist verpflichtet, Wild in der Notzeit angemessen und artgerecht zu füttern. Im Übrigen ist die Fütterung des Wildes verboten. [...] Den Beginn und das Ende der Notzeit hat der Jagdausübungsberechtigte der Jagdbehörde unverzüglich schriftlich oder elektronisch anzuzeigen.“

(§ 27 Abs. 4 SächsJagdG).

„Verboten ist auch, [...] die Jagd während der Notzeit im Jagdbezirk, bei Verwaltungsjagdbezirken in den betroffenen Forstrevieren, auszuüben.“

(§ 18 Abs. 1 SächsJagdG).

„Ordnungswidrig handelt, wer [...] Wild in der Notzeit nicht angemessen und artgerecht füttert oder Wild außerhalb der Notzeit ohne entsprechende Genehmigung füttert [...]“

(§ 37 Abs. 1 SächsJagdG).

Die Feststellung einer Notzeit und die damit verbundene Fütterung von Rothirschen wird regelmäßig angewendet, auch wenn die Kriterien und der Zeitpunkt der Notzeitfeststellung durch den Gesetzgeber nicht definiert wurden und demnach in der

Abbildung 152: Eine effektive Notzeitfütterung ist vorbereitungs- und arbeitsintensiv. Nicht in jedem Winter ist sie erforderlich – ihr Einsatz muss sorgfältig abgewogen werden.



Praxis sehr differenziert umgesetzt werden (vgl. Kap. 9). Die individuelle Einschätzung von Sinn und Unsinn dieses Instrumentes ist dabei sehr vielfältig. Allen gemein ist die Feststellung, dass eine fachgerechte Notzeitfütterung einen enormen Arbeitsaufwand bedeutet – angefangen von der Instandhaltung der Fütterungsstandorte über die Bereitstellung und Lagerung von Heu bis hin zum Freihalten von Anfahrtswegen und dem täglichen Beschicken der Standorte über einen ausreichend langen Zeitraum. Deshalb sollte eine Notzeitfütterung nur dann erfolgen, wenn sie wirklich erforderlich und absehbar wirksam ist. Dann jedoch muss sie artübergreifend, fachgerecht und effektiv umgesetzt werden. Zu Umfang und Organisation der Futtevorlage für wiederkäuende Paarhufer liegt ein umfangreicher Literaturfundus vor. Die folgenden Ausführungen beziehen sich deshalb schwerpunktmäßig auf Kriterien zur Festsetzung einer Notzeit.

Vor dem Hintergrund der Projektergebnisse muss das Instrument der Notzeitfütterung von Rothirschen (und aller weiteren Schalenwildarten) im Erzgebirge generell kritisch hinterfragt werden, auch wenn regelmäßig Argumentationen in entgegengesetzter Richtung geführt werden (Miller 2020). Überregionale

witterungsbedingte populationsgefährdende Bestandseinbrüche von wiederkäuenden Schalenwildarten sind im Erzgebirge in der jüngeren Geschichte nicht eingetreten. Auf Grundlage der Fallwildzahlen kann von einer sehr überschaubaren witterungsabhängigen Wintermortalität ausgegangen werden, die in keiner Weise mit dem regulierenden Einfluss der Bejagung vergleichbar ist. Auch die Daten zu Aktivität und Raumnutzung von Rothirschen im Winter legen nahe, dass diese prinzipiell sehr gut an die durchschnittlichen Winterbedingungen im Erzgebirge angepasst sind. Gleichzeitig lassen sich aus den Ergebnissen zur Raumnutzung besonderter Rothirsche im Umfeld von Besedungsstellen (vgl. Kap. 6.7) hohe Anforderungen an die Wahl von Fütterungsstandorten in Bezug zu wildschadensgefährdeten Waldstrukturen ableiten, die praktisch kaum realisierbar sind.

Eine Notzeitfütterung darf zudem nicht dazu dienen, als faktische Ablenkfütterung die Kluft zwischen durchschnittlicher Winter-Lebensraumtragfähigkeit und Schalenwilddichte zu überbrücken. Deshalb sind Notzeitfütterungen in Jagdbezirken, in denen die Wilddichte nicht an die Winter-Lebensraumkapazität angepasst ist (Wildeinfluss außerhalb des Toleranzbereichs),

Abbildung 153: Im Spätwinter (Ende Februar bis Anfang April) erschweren häufig kompakte Altschneedecken sowohl die Fortbewegung als auch die Erreichbarkeit von Äsung. Wichtiger als die Gabe künstlicher Futtermittel ist die Reduktion von vermeidbaren Störungen und die freie Zugänglichkeit von schneefreien Bereichen (Böschungen, Bachufer).



kontraproduktiv. Regelmäßig verdrängt wird zudem die Tatsache, dass eine Notzeit sich im Prinzip auf alle dem Jagdrecht unterliegenden Tierarten bezieht. Sobald man unterstellt, dass die regionalen Teilpopulationen von Feldhase, Kolkrabe, Wolf, Rotfuchs, Reh oder Wildschwein die lokalen winterlichen Witterungsbedingungen verkraften, sollte man dies für Rothirsche ebenso tun. Zu berücksichtigen ist zudem, dass eine erhöhte natürliche Mortalität bei einem Teil der Arten für andere zu einer Verbesserung der Überlebensbedingungen führt (Beutegreifer, Aasfresser). Wird der Rothirsch allen anderen (und nicht nur den jagdbaren) Bestandteilen des Naturhaushaltes gleichgesetzt und sollen natürliche Selektionsmechanismen auch künftig wirken, sollten für die Feststellung einer Notzeit sehr strenge Kriterien angelegt werden. Grundsätzlich sollten

in harten Wintern vor der formalen Feststellung einer Notzeit zunächst jegliche steuerbaren Störungen (Jagdausübung, Besucherfrequentierung abseits von Wegen) auf ein Mindestmaß reduziert werden.

Sofern also eine Notzeitfütterung dennoch als unumgänglich angesehen wird, müssen im Rahmen von regionalen Notzeitfütterungskonzepten vorab fachlich begründete Kriterien festgelegt sein, die eine Notzeit definieren. Die Kriterien sollten hierbei deutlich von den durchschnittlichen Bedingungen abweichen, um die Notzeitfütterung nicht zum alljährlichen Dauerzustand werden zu lassen, der sich in der Lebensraumnutzung des Rotwildes festtradiert und natürliche Verhaltensweisen wie beispielsweise das Abwandern in tiefere Lagen zunehmend blockiert. Die folgenden



EMPFEHLUNGEN

Definition von Notzeiten und Notzeitfütterung

- › **Notwendigkeit:** Notzeitfütterungen sollen signifikante Populationseinbrüche verhindern. Für Rotwild sind sie im sächsischen Mittelgebirgsraum nur in absoluten Ausnahmesituationen notwendig und sinnvoll.
- › **Priorisierung:** Störungsreduktion (Jagd, Forstwirtschaft, Erholungsnutzung) hat Vorrang vor Erhaltungsfütterung.
- › **Notzeit-Kriterien:** Zeitraum, Störungsreduktion und Schneelage.
- › **Kriterium Zeitraum:** Notzeitbegründende Witterungsbedingungen sollten mindestens bereits eine Woche anhalten und für weitere drei Wochen keine wesentliche Änderung erwarten lassen.
- › **Kriterium Störungsreduktion:** Die Feststellung einer Notzeit und die damit verbundene Fütterung kann nur vorgenommen werden, wenn dargelegt werden kann, dass eine Störungsreduktion (Einstellung der Jagd, Besucherlenkung, Holzeinschlag) allein nicht geeignet ist, den erwarteten Populationseinbruch zu verhindern.
- › **Kriterium Schnee:** Schneedecken, die im Wald unabhängig von ihrer Gesamthöhe in einer durchschnittlichen Mächtigkeit von mindestens 70 Zentimetern durch eine mehrfache Schichtung kompakter, wiederholt angetauter und erneut gefrorener Schnee- und Eisaufgaben gekennzeichnet sind.
- › **Ende der Notzeit (inklusive Fütterung):** Wenn die Witterungssituation (Schneedecke) wieder die Aufnahme natürlicher Äsung in ausreichendem Umfang erlaubt.
- › **Futtermittel:** Heu oder Heulage
- › **Fütterungsstandorte:** Flexible Festlegung von Futterstellen entsprechend bekannter Wintereinstände und Erreichbarkeit

Ausführungen sollen diesbezüglich Anregungen sein. Verbindliche Kriterien sollten idealerweise auf lokaler und regionaler Ebene und unter Abstimmung aller beteiligten Akteure festgelegt werden.

Bezugsfläche: Wenn eine Notzeit witterungsbedingte Populationseinbrüche verhindern soll, muss ihr Wirkungsbereich all jene Bereiche mit Rotwildvorkommen abdecken, in denen notzeitbegründende Witterungsbedingungen vorherrschen. Eine rechtlich mögliche Notzeit, die sich auf die Ebene eines Revieres beschränkt, während Nachbarreviere mit gleichen klimatischen Bedingungen diese nicht ausrufen, ist fachlich nicht begründbar.

Zeitraum: Witterungsbedingungen, die eine Notzeit begründen, sollten mindestens bereits eine Woche anhalten und für weitere drei Wochen keine wesentliche Änderung erwarten lassen.

Temperatur: Die Temperatur sollte nicht als Kriterium angewendet werden. Zwar hat diese einen Einfluss auf den individuellen Energieverbrauch. Jedoch beeinflusst sie weder die Mobilität noch die Zugänglichkeit zu Nahrungsquellen. Gleichzeitig ändern sich Temperaturbedingungen deutlich schneller als die Schneesituation.

Wildschäden: Das vermehrte Auftreten von Wildschäden (beim Rothirsch insbesondere Winterschäle) ist kein Indikator für drohende Populationseinbrüche und kann aus diesem Grund zwar für die Begründung einer Ablenkfütterung (§30 SächsJagdG), nicht jedoch als Argument für eine Notzeit (§27 Absatz 4 SächsJagdG) herangezogen werden.

Schnee: Mächtigkeit und Textur der Schneeeauflage sind die wesentlichen Kriterien für die Definition einer Notzeit. Hohe Lockerschneeeauflagen beeinflussen vor allem die Mobilität und den Energieverbrauch der Tiere, haben jedoch auf die Nahrungssuche kaum einen Einfluss. Gerade beim Rotwild werden hohe Schneeeauflagen durch das Nutzen der immer gleichen Wechsel schnell kompensiert. Auch oberflächlicher Bruchharsch lässt beim Rotwild mit seinen hohen Körpergewichten die Nahrungssuche zu. Problematischer sind dessen Auswirkungen auf die Mobilität und das damit verbundene Verletzungsrisiko. Möglicherweise können hier Futtervorlagen, die regelmäßiges Bewegen im verharschten Schnee bewirken, problematischer sein als das energiesparende Ausharren in den Einständen. Einen starken Einfluss auf die Erreichbarkeit der Bodenvegetation haben allerdings Situationen mit einer hohen Schneedecke, die durch eine mehrfache Schichtung angetauter und erneut gefrorener Schnee- und Eisauflagen gekennzeichnet ist. Solche Situationen treten im Spätwinter deutlich häufiger auf als im Dezember oder Januar. In strengen Wintern bilden vor allem Fichtentriebe (Vala et al. 2012) eine wesentliche Nahrungsgrundlage von Rothirschen. Es gibt kaum Witterungssituationen, die die Zugänglichkeit dieser Nahrungsquelle entscheidend einschränken.

Empfohlenes Notzeit-Kriterium: Schneedecken, die unabhängig von ihrer Gesamthöhe in einer Mächtigkeit von mindestens 70 Zentimetern (durchschnittlicher Wert an mehreren Messpunkten im Wald) durch eine mehrfache Schichtung kompakter,

wiederholt angetauter und erneut gefrorener Schnee- und Eisauflagen gekennzeichnet sind.

Kombination von notzeitbegründenden Kriterien: Generell sollte eine Notzeit nur festgestellt werden, wenn mehrere dokumentierte Indikatoren in Kombination wirksam werden (Zeitraum, Populationsgefährdung, Störungsreduktion, Schneelage). Die notzeitbegründenden Witterungsbedingungen sollten (so weit abschätzbar) lange anhalten. Gleichzeitig kann der Nachweis geführt werden, dass ein Populationseinbruch wahrscheinlich ist (Fallwild, geschwächte Tiere) und eine Störungsreduktion (Einstellung der Jagd, Besucherlenkung, Holzeinschlag) allein nicht ausreicht, um den Energiehaushalt der Tiere zu stabilisieren.

Ende der Notzeitfütterung: Weil die winterliche Notzeitfütterung eben keine klassische Überwinterungsfütterung ist, sollte diese nicht an der Phänologie (Blattaustrieb, Buschwindröschenblüte) festgemacht werden, sondern mit dem Ende der notzeitbegründenden Witterungsbedingungen abgeschlossen werden.

Standorte: Sofern eine Notzeitfütterung die absolute Ausnahme darstellt, ist nicht zu erwarten, dass die Fütterungsstandorte Eingang in tradierte Raumnutzungsmuster der Rotwildpopulation finden. Deshalb ist es zweckmäßig, die Notzeitfütterung dort durchzuführen, wo sich relevante Anteile der lokalen Rotwildpopulation aufhalten und gleichzeitig die Erreichbarkeit für die Beschickung gesichert werden kann. Schälgefährdete Waldbestände sind als Fütterungsstandorte zu meiden.



12

Anregungen für die mittelfristige Weiterentwicklung des Rotwildmanagements im Freistaat Sachsen

Das derzeitige Rotwildmanagement im Freistaat Sachsen bietet mittelfristig Raum für eine zielorientierte Weiterentwicklung, für die es jedoch einer Anpassung der rechtlichen Grundlagen bedarf. Auf Grundlage der Projektergebnisse werden so unter anderem unverbindliche Anregungen für die Anpassung räumlicher Bezugseinheiten für das Rotwildmanagement im Freistaat Sachsen formuliert. Zudem werden Empfehlungen für eine Rotwildbejagung in unterschiedlichen Managementsituationen dargestellt.

Das Kooperationsprojekt „Rotwildmanagement pro Waldumbau“ erweitert die Informationsgrundlage für ein zielorientiertes und differenziertes Rotwildmanagement im Kontext einer integrativen ökologischen Waldbewirtschaftung. Dieses fügt sich idealerweise in ein Ziel- und Managementsystem auf Landschaftsebene ein, das all seine Bestandteile ebenso umfassend wie ausgewogen berücksichtigt.

Sachsenforst hat im Projekt „Rotwildmanagement pro Waldumbau“ als Initiator und wissenschaftlicher Projektpartner eine nicht unkomplizierte Doppelrolle inne. Zum einen musste das Forschungsvorhaben mit wissenschaftlich neutraler Herangehensweise umgesetzt werden, zum anderen sollte es Lösungsansätze für jene drängenden Probleme liefern, die Sachsenforst im Zuge seiner unmittelbaren Flächenverantwortung für fast zweihunderttausend Hektar Landeswald herausfordern. Auch im vorliegenden Bericht spiegelt sich dieses Spannungsfeld wider.

Gleichzeitig erfordert ein so aufwendiges Projekt, bei der Formulierung von Ableitungen nicht allein die Situation im sächsischen Landeswald zu berücksichtigen, sondern Empfehlungen und Anregungen zu formulieren, die darüber hinausgehen. Ebenso bieten sich in diesem Rahmen Möglichkeiten, Handlungsoptionen zu diskutieren, die unter den aktuell geltenden rechtlichen Rahmenbedingungen nicht möglich sind. Auch wenn der Freistaat Sachsen derzeit über ein modernes und praxisgerechtes Jagdrecht verfügt, könnten künftig Anpassungen sinnvoll und notwendig sein. Solche Gesetzgebungsprozesse erfordern die Beteiligung einer Vielzahl von Akteuren mit ihren jeweiligen Interessen, Zielen, Erfahrungen und Lösungsansätzen. Unter diesen Akteuren ist Sachsenforst nur einer von vielen. Die folgenden Ausführungen sind in diesem Sinne als Anregung und Beitrag zu einer offenen Diskussion um die Weiterentwicklung des Schalenwildmanagements zu betrachten.

12.1 Empfehlungen für die Anpassung räumlicher Bezugseinheiten

Wenngleich das Bild eines weit wandernden „Nomaden“ auf Rothirsche im sächsischen Mittelgebirge nicht zutrifft (vgl. Kap. 6.2), überschreitet die Lebensraumnutzung beider Geschlechter im Jahresverlauf die durchschnittlichen Flächen von Eigen- und Gemeinschaftsjagdbezirken deutlich. Bislang gibt es im Freistaat Sachsen trotz der 2012 geschaffenen weitreichenden jagdrechtlichen Möglichkeiten hinsichtlich der Umsetzung eines großflächigen und eigentumsübergreifenden Rotwildmanagements nur wenige und dann meist auch nur auf Teilaspekte bezogene Praxisbeispiele, in denen dieses tatsächlich praktiziert wird. Allein größere zusammenhängende Landeswaldbetriebe (Verwaltungs-jagdbezirke) oder gut organisierte große Hegegemeinschaften sind in der Lage, einen Teil dieser Aufgaben beispielsweise im Rahmen der Beantragung, Realisierung und Dokumentation von Gruppenabschussplänen zu übernehmen. Bislang sind schlagkräftige Hegegemeinschaften im Freistaat Sachsen jedoch die absolute Ausnahme; entweder, weil der Organisationsgrad zu niedrig ist oder die Gebietskulisse der Hegegemeinschaft die Teilpopulationen nur anteilig umfasst oder weil zwischen den Mitgliedern dauerhaft Uneinigkeit beispielsweise hinsichtlich der grundsätzlichen jagdlichen Zielstellung (Wildbewirtschaftung zur Sicherung waldbaulicher Freiheitsgrade oder aber zur Sicherung eines möglichst hohen Jagdwertes), bei der anteiligen Erfüllung der Abschusspläne insgesamt oder in Bezug auf bestimmte Sozialklassen herrscht.

Gebietskulisse für Gruppenabschusspläne in den Verwaltungs-jagdbezirken

Auf Basis der genetischen Analysen erlegter Tiere konnte eine Abgrenzung von Teilpopulationen innerhalb der Rotwildpopulation Vogtland/Erzgebirge und linkselbische Sächsische Schweiz durchgeführt werden (vgl. Kap. 5.1). Auch wenn ein genetischer Austausch zwischen diesen Teilpopulationen erfolgt, ist er innerhalb derselben besonders hoch. Insbesondere trifft dies auf die Teilpopulation Westerbirge zu, die auf sächsischer Seite der Staatsgrenze im Wesentlichen den Landeswald der Forstbezirke Adorf, Eibenstock und Neudorf sowie in geringerem Umfang die umliegenden Privat- und Körperschaftswälder (Eigenjagdbezirke und Gemeinschaftliche Jagdbezirke) umfasst. Alle drei genannten Forstbezirke beantragen derzeit auf Grundlage von § 21 Abs. 5 SächsJagdG einen eigenen dreijährigen Abschussplan mit unterschiedlicher Höhe. Weil der tatsächlich notwendige Anteil, den die jeweiligen Forstbezirke erlegen können, im Voraus schwer abschätzbar ist, würde es den Prozess der Abschussplanung und dessen Realisierung erheblich flexibler gestalten, wenn für alle drei Forstbezirke ein gemeinsamer Gruppenabschussplan aufgestellt werden würde. Um Reduktionsprozesse wie im Forstbezirk Neudorf fortzuführen und Verantwortlichkeiten zu fixieren, könnten die individuellen Anteile der Forstbezirke zwar intern aufgeteilt werden, Abweichungen wären jedoch nicht mit einer

EMPFEHLUNGEN

Abschussplanung auf der Ebene von Teilpopulationen

- **Gruppenabschussplan:** Die gesetzliche Regelung, großräumige Gruppenabschusspläne auf Ebene der Forstbezirke/Schutzgebietsverwaltungen aufzustellen, entspricht auch den gewonnenen Erkenntnissen hinsichtlich räumlich oder genetisch abgrenzbarer Teilpopulationen. Die bestehenden Planungseinheiten sind somit im Regelfall keinesfalls zu groß bemessen. Vielmehr wäre aus genetischer Sicht mit Fokus auf die Teilpopulationen sogar eine noch großräumigere Gruppenabschussplanung denkbar.
- **Abschusssteuerung:** Die unterjährige Abschusssteuerung muss auf Basis definierter Indikatoren und verbindlicher Festlegungen lokal (Revierebene) erfolgen.

jagdrechtlichen Sanktionierung verbunden. Für die Umsetzung eines solchen Ansatzes wäre die Überarbeitung des §21 Abs. 5 SächsJagdG notwendig, der die Beantragung von Gruppenabschussplänen in Verwaltungsjagdbezirken durch den jeweiligen Forstbezirk vorsieht. Unabhängig vom behördlichen Prozess der Abschussplanung muss auch in solch großen räumlichen Einheiten künftig eine lokal differenzierte Steuerung der anteiligen Abschusserfüllung erfolgen (vgl. Kap. 11.3).

Rotwildmanagementräume

Sollen die Überprüfung von Indikatoren (Wildeinfluss, Vitalität der Teilpopulation), die Abschussregelung und gegebenenfalls Ansätze einer jagdlichen oder wildökologischen Raumplanung nicht auf Ebene einzelner, kleiner Jagdbezirke erfolgen, müssen größere Bezugseinheiten gebildet werden, die kleine Populationen vollständig und große Populationen mit einer ausreichend großen Anteilfläche beinhalten. Denn: Je kleiner der gewählte räumliche Ausschnitt ist, desto stärker schwanken die Ergebnisse beispielsweise beim Wildwirkungsmonitoring. Gerade beim Rothirsch, der – im Gegensatz zum territorialen Reh – seinen Lebensraum innerhalb der saisonalen Aktionsräume potenzialorientiert nutzt (Meissner et al. 2009), ist es beispielsweise nicht zielführend, von überhöhten Rotwildsdichten zu sprechen, wenn in einem einzelnen Jagdbezirk von wenigen hundert Hektar Fläche in mehreren überprüften Beständen hohe Neuschälereprozen-

te nachgewiesen wurden. Gleichzeitig ist es aber ebenso wenig vertretbar, von angepassten Rotwildsdichten zu sprechen, wenn ein Neuschälereanteil von weniger als einem Prozent für eine Waldfläche ermittelt werden würde, die mehrere zehntausend Hektar groß ist, Rotwild aber nur auf einem Viertel davon tatsächlich vorkommt (vgl. auch Kap. 10.2 und Kap. 11.3). In diesem Fall würden auch relative Rotwildsdichten aufgrund des eigentlich fehlerhaften Flächenbezuges keine realistische Aussage liefern können.

Mit der Novellierung des Sächsischen Jagdgesetzes im Jahr 2012 wurden die bis dahin bestehenden Schalenwildgebiete aufgelöst und das Instrument des eigentumsübergreifenden Forstlichen Gutachtens zum Schalenwildeinfluss auf die Waldvegetation abgeschafft. Damit hat sich eine teils diffuse Situation herausgebildet, bei der die tatsächliche Bestandssituation des Rotwildes und deren Einfluss auf den Wald außerhalb der großen Verwaltungsjagdbezirke und funktionierender Hegegemeinschaften weitgehend unklar ist. Unter dem Deckmantel des genetischen Austauschs kann die Versuchung groß sein, Kleinstpopulationen zu etablieren, die zwar die Neigungen der jeweiligen Jagdbezirksinhaber befriedigen, ein zielorientiertes Rotwildmanagement auf großer Fläche jedoch erheblich erschweren. Manche Flächenbundesländer wie Nordrhein-Westfalen oder Baden-Württemberg haben bis heute an verbindlichen Rotwildgebieten festgehalten; zum einen, um das Vorkommen der Wildart auf geeignete Lebensräume zu begrenzen und Konflikte mit Landnutzern zu minimieren, zum anderen aber auch, um stabile Be-

EMPFEHLUNGEN

Räumliche Bezugseinheiten für das Rotwildmanagement

- › Definition von Rotwildmanagementräumen: Reproduzierende Rotwildpopulationen werden nur innerhalb definierter Gebietskulissen (Rotwildmanagementraum) geduldet.
- › Indikatoren: Die Indikatoren Wildeinfluss und Vitalität der Teilpopulation werden nur innerhalb der Rotwildmanagementräume bewertet.
- › Abschussplanung: Eine Abschussplanung für Rotwild erfolgt nur innerhalb der Rotwildmanagementräume.
- › Genetischer Austausch: Außerhalb der Rotwildmanagementräume dürfen männliche Rothirsche zur Sicherung des genetischen Austauschs nicht erlegt werden (vgl. derzeitige Regelung des §21 Abs. 1 SächsJagdG). Sofern Migrationskorridore und Ausschlussgebiete festgelegt werden, bezieht sich diese Regelung allein auf die Migrationskorridore.

zugsflächen für die Überprüfung von Indikatoren wie Wildeinfluss, Vitalität der Population und Bejagung zu erhalten (Petra et al. 2019).

wendigkeit, räumliche differenzierte Zielsetzungen zu formulieren und durchzusetzen.

Im Freistaat Sachsen mit seinem im Bundesdurchschnitt niedrigen Waldanteil von 28 Prozent weisen derzeit alle zusammenhängenden Waldgebiete von mehr als 5.000 Hektar Rotwildvorkommen auf. Die Schwerpunkte liegen im südlichen Vogtland und dem Erzgebirge, dem Werdauer Wald, der Laußnitzer Heide, der links- und rechtselbischen Sächsischen Schweiz, der Dahleener und Dübener Heide sowie der Oberlausitz. Der genetische Austausch zwischen diesen Gebieten, teilweise auch über Landes- und Staatsgrenzen hinaus, dient der Erhaltung vitaler Rotwildpopulationen. Die Grundlage für genetischen Austausch ist eine regelmäßige, dauerhafte oder kurzfristige Migration einzelner Tiere zwischen den (Teil-)Populationen, besonders während der Brunft. Das Sächsische Jagdgesetz greift diese Notwendigkeit auf, indem männliche Rothirsche ab einem Jahr in Jagdbezirken ohne Abschussplan nicht erlegt werden dürfen. Unabhängig vom genetischen Austausch zwischen bestehenden Rotwildvorkommen führt eine weitere Ausbreitung permanenter Rotwildvorkommen auf kleinere Waldgebiete zwangsläufig zur Besiedlung suboptimaler Lebensräume, erhöht Konkurrenzsituationen mit anderen Schalenwildarten (Rehwild, Damwild, Muffelwild) und verstärkt das Konfliktpotenzial zwischen Landnutzern und Jägerschaft. Auch wenn die freie Lebensraumwahl von Wildtieren ein hohes Gut ist, sollte diese in Bezug auf übergeordnete Ziele sorgfältig abgewogen werden.

Die Definition von Rotwildmanagementräumen kann als stabile Kulisse für reproduzierende und vitale Rotwild-(Teil-)Populationen ein möglicher Lösungsbeitrag sein. Vorrangig sollten diese noch zu definierenden Gebietskulissen diejenigen Waldgebiete umfassen, in denen Rotwild aktuell mit vitalen, sich selbst tragenden (Teil-)Populationen vorkommt. Diese Bedingung ist in der Regel in jenen Jagdbezirken erfüllt, für die ein Rotwildabschussplan vorliegt. Die Überprüfung des Indikators Vitalität der Teilpopulation erfolgt innerhalb des Rotwildmanagementraumes und damit mit einem definierten Flächenbezug. Der Indikator Wild-einfluss wird sowohl auf der Ebene des Rotwildmanagementraumes überprüft als auch auf der Ebene kleinerer räumlicher Einheiten, beispielsweise auf Revier- und Jagdbezirkebene, um einen Abgleich mit den individuellen Zielstellungen der Landnutzer (Flächeneigentümer, Jagdpächter, Kommunen etc.) herbeizuführen. Wird im Zusammenhang mit der potenziellen Festlegung von Rotwildmanagementräumen die Erlegung männlichen Rotwildes nur innerhalb derselben erlaubt, sichert dies weiterhin einen großräumigen genetischen Austausch, der jedoch eine Etablierung von reproduzierenden Kleinstpopulationen ebenso ausschließt wie die kontinuierliche Ausweitung bestehender Populationen. Ergänzend kann das Konzept auch um Ausschlussgebiete und Migrationskorridore ergänzt werden. Dieser Ansatz entspricht dem Gedanken einer überregionalen wildökologischen Raumplanung mit Kernzonen, Freizonen und Migrationskorridoren (Reimoser und Hackländer 2016). Die Anforderungen an die erfolgreiche Umsetzung eines solchen Prozesses sind hoch. Sie erfordern einen gesamtgesellschaftlichen Konsens und die Not-

12.2 Empfehlungen für eine Rotwildbejagung nach Managementsituation

Im Freistaat Sachsen ist die regelmäßige Bejagung von Rot-, Dam- und Muffelwild nur auf Grundlage von Abschussplänen möglich. In den Eigenjagdbezirken des Freistaates Sachsen (Verwaltungsjagdbezirke) werden Gruppenabschusspläne ohne Differenzierung von Sozialklassen aufgestellt. In den sonstigen Gemeinschafts- und Eigenjagdbezirken erfolgt im Falle von Einzelabschussplänen eine obligatorische Differenzierung von Sozialklassen gemäß der VwV Schalenwild. Alternativ können auch Gruppenabschusspläne für mehrere einer Hegegemeinschaft angeschlossene Jagdbezirke aufgestellt werden. Der Wildeinfluss (Schäle, Verbiss) wird nur in Verwaltungsjagdbezirken und Gemeinschaftlichen Jagdbezirken ermittelt beziehungsweise geschätzt. Die hierfür notwendigen methodischen Grundlagen und Kriterien sind nicht einheitlich geregelt. Die Höhe der Abschussplanung basiert demnach bislang auf einer individuellen, nicht standardisierten Bewertung von Höhe und Struktur der Jagdstrecken sowie des Wildeinflusses im Wald und auf landwirtschaftlichen Nutzflächen. Eine Anpassung der Abschusspläne im Verlauf der Planungsperiode (drei Jahre) kommt regelmäßig dann

vor, wenn der Plan vorzeitig erfüllt wird. Behördliche Sanktionen finden vor allem beim Überschreiten der Planzahl statt.

In Bezug auf das Rotwildmanagement im Freistaat Sachsen führt eine Vielzahl an Interessen und behördlichen Zuständigkeiten ohne übergeordnete Leitlinie zu einem sehr heterogenen Gesamtbild. Im Sinne eines konsistenten Gesamtkonzeptes sollten einheitliche Rahmenbedingungen und Kriterien formuliert werden. Die Allgemeinwohlfunktionen des Waldes, die Interessen der Grundstückseigentümer und diejenigen der Jagd ausübungsberechtigten müssen hierbei im Rahmen eines für ein zielorientiertes Rotwildmanagement notwendigen großflächigen Ansatzes integrativ betrachtet werden. Die Abgrenzung von drei grundsätzlichen Managementsituationen bildet hierbei die Grundlage für die Art Abschussplanung und die jagdbezirksweise Organisation des Rotwildmanagements.

Der in Abbildung 154 zu sehende Entscheidungsbaum fasst die Überprüfung der relevanten Indikatoren und eine Ableitung von

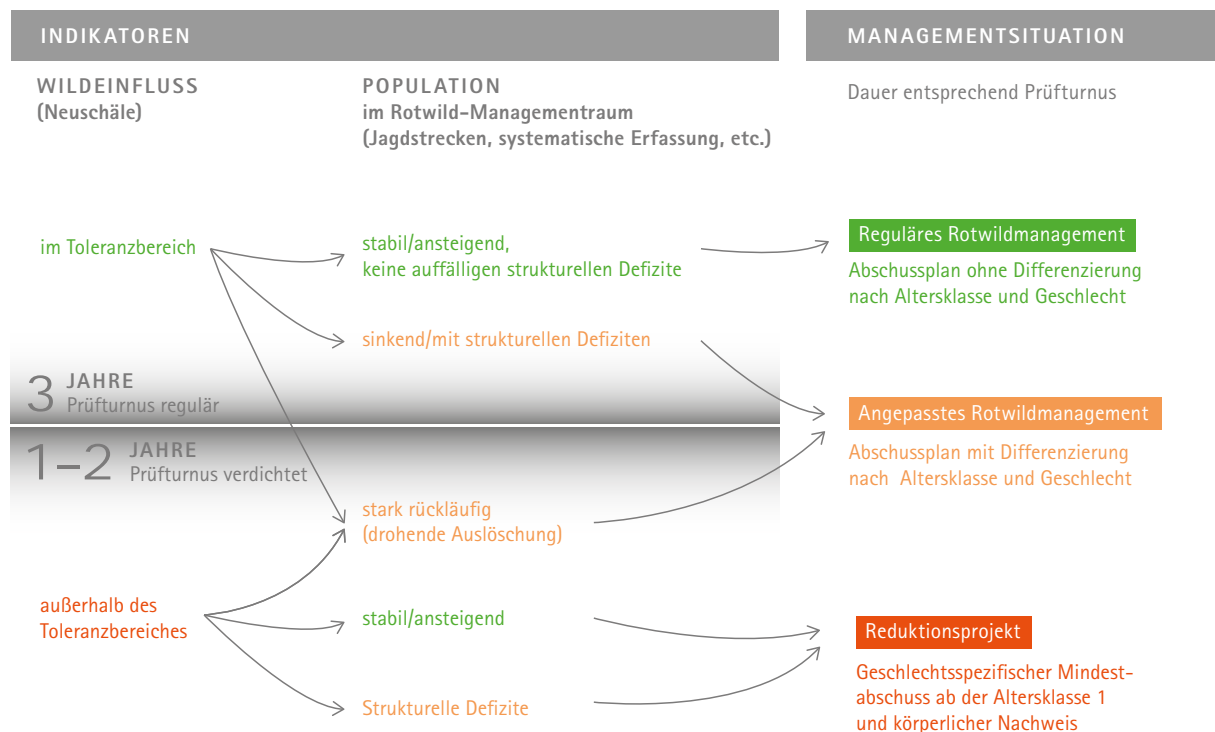


Abbildung 154: Entscheidungsbaum zur Überprüfung von Indikatoren und Ableitungen von Rotwild-Managementsituationen

Managementsituationen zusammen. Dieses Konzept würde einen deutlichen Bruch mit dem bisher bestehenden System der Abschussplanung im Freistaat Sachsen erfordern. Dieses ist zwar geeignet, die Rotwildpopulationen flächig zu erhalten (konstanter beziehungsweise steigender Trend der Jagdstrecken), hat jedoch vielerorts weder die Entwicklung von kritischen Wildschadenssituationen verhindert oder beseitigt, noch eine naturnahe Sozialstruktur der Rotwildpopulation bewirkt. Eine Herausforderung ist bei diesem Ansatz die Frage, auf welche administrative Ebene die Managementsituationen bezogen werden. So sollte die Überprüfung der Hauptindikatoren immer innerhalb des jeweiligen Rotwildmanagementraumes (vgl. Kap. 12.1) erfolgen. Gleichzeitig muss gerade beim Wildeinfluss immer die Ebene von Jagdbezirken oder Revieren adressiert werden, damit lokale Trends und individuelle Zielstellungen berücksichtigt werden können.

Managementsituation a): Reguläres Rotwildmanagement

Ein reguläres Rotwildmanagement ist das flächendeckende, eigentumsübergreifende Ziel. Es ist gekennzeichnet durch einen Wildeinfluss (insbesondere Neuschäle), der sich flächendeckend

unter den forstbetrieblichen und waldökologischen Toleranzgrenzen befindet. Zu berücksichtigen ist hierbei selbstverständlich nicht allein der Einfluss durch den Rothirsch, sondern auch jener, den allen voran das Rehwild ausübt. Bei einem regulären Rotwildmanagement sind alle Sozialklassen in der Jagdstrecke repräsentiert. Das Populationsmanagement ist bei ausgeglichenen Geschlechterverhältnissen der mehr als einjährigen Tiere weitestgehend unproblematisch und wird durch langfristig stabile Strecken gekennzeichnet. Der regelmäßige Abschuss alter Hirsche der Altersklasse 4 trägt zu einem hohen Jagdwert insbesondere der Gemeinschafts- und Eigenjagdbezirke bei. Die genetische Konstitution auf Populationsebene zeigt keine negativen Tendenzen. Intervalljagdkonzepte und Ansätze einer Jagdlichen und wildökologischen Raumplanung zur Störungsminimierung sind möglich und sinnvoll. Die in Sachsen inzwischen legalisierte Fangjagd auf Schwarzwild kann den Störfaktor Nachtjagd bei professioneller Anwendung erheblich reduzieren und insbesondere die Zugänglichkeit des Offenlandes erhöhen, ohne den Aspekt der ASP-Prävention zu vernachlässigen.

Die Rotwildbejagung erfolgt standardmäßig mit Abschussplan ohne Differenzierung nach Altersklasse und Geschlecht. Dieses Instrument ermöglicht den jeweiligen Jagdbezirken eine Umsetzung individueller Strategien, aber auch einer auf Freiwilligkeit beruhenden Zusammenarbeit. Die relevanten Indikatoren Wild-

EMPFEHLUNGEN

Jagdbezirksübergreifende Organisation des Rotwildmanagements auf regionaler Ebene

- Bezugsraum: Abgrenzung von geeigneten, dauerhaften, eigentumsübergreifenden räumlichen Bezugsseinheiten (Rotwildmanagementraum, Jagdbezirk, Revier) für die Definition und Überprüfung der Hauptindikatoren
- Hauptindikator Wildeinfluss: Erhebung nur innerhalb des Rotwildmanagementraumes, aber mit Bezug auf Ebene von Jagdbezirken/Revieren (lokale Situation, Zielstellung der Flächeneigentümer); regelmäßige (dreijähriger Turnus), standardisierte, eigentumsübergreifende Bewertung
- Hauptindikator Vitalität der Teilpopulation: Bewertung innerhalb des Rotwildmanagementraumes durch Jagdstreckenanalyse (Populationstrend, dreijähriger Turnus) und genetisches Monitoring mittels Gewebeproben (zehnjähriger Turnus)
- Abgrenzung der drei Managementsituationen a) Reguläres Rotwildmanagement (Wildeinfluss innerhalb der Toleranzgrenzen), b) angepasstes Rotwildmanagement oder c) Reduktionsprojekt (Wildeinfluss übersteigt Toleranzgrenzen)
- Körperlicher Nachweis erlegten Rotwildes: Mindestens in Reduktionsprojekten, idealerweise aber als Standard in allen Managementsituationen und Jagdbezirksarten

einfluss und Vitalität der Population werden im Dreijahresturnus geprüft. Auf der Basis der daraus folgenden Ergebnisse erfolgt eine Fortführung oder Neubewertung der Managementsituation.

Eine Anpassung der Jagdzeiten erscheint im Rahmen des regulären Rotwildmanagements nicht zwingend notwendig. Eine Erweiterung der Jagdzeiten einzelner Sozialklassen (Schmaltiere, Schmalspießer) auf das Frühjahr und den Frühsommer wird regelmäßig thematisiert und häufig kontrovers diskutiert (Wölfel 2004; Kiliyas 2018). Einerseits kann so parallel zur Rehwildbejagung schon früh im Jahr ein Teil des Rotwildabschlusses erfüllt werden. Andererseits steigt das Risiko von Verstößen gegen den Muttertierschutz (versehentliche Erlegung von Alttieren im Frühsommer) oder einer Provokation von Wildschäden im Wald durch einen erhöhten Jagddruck im Offenland.

Eine störungsarme Bejagung und eine kurze Jagdzeit sind generell anzustreben. Der kategorische Verzicht auf eine Bejagung von Rotwild im Januar ist fachlich allerdings nicht begründbar – insbesondere dann nicht, wenn in Waldumbaubereichen eine Schwerpunktbejagung mit Verdrängungseffekten umgesetzt werden soll. Sinnvoller sind Ansätze von räumlich differenzierten, wildartübergreifenden Bejagungszeiten und Intervalljagdkonzepten, die in Teilbereichen unter anderem eine Jagdruhe im Januar beinhalten können (Kiliyas 2018).

Managementsituation b): Angepasstes Rotwildmanagement

Bei einem stark rückläufigen Streckentrend mit der Gefahr einer regionalen Auslöschung oder ausgeprägter Defizite in der Populationsstruktur werden generelle oder sozialklassenbezogene Abschussobergrenzen festgelegt (Abschussplan mit Differenzierung nach Altersklasse und Geschlecht). Dies kann unter anderem Abschussbeschränkungen von Hirschen der Altersklassen 2 und 3 bei weitgehendem Fehlen von Hirschen der Altersklasse 4 umfassen.

Die Bewertung des Wildeinflusses erfolgt weiterhin im Dreijahresturnus, sofern dieser sich im Toleranzbereich befindet. Eine detaillierte Jagdstreckenanalyse (Streckentrend, Geschlechterverhältnis, Anteil der unterschiedlichen Altersklassen nach Geschlecht) wird in einem verdichteten Turnus (jährlich) vorgenommen. Ergänzend können zusätzliche Informationen aus anderen Datenquellen in die Bewertung integriert werden (Fotofallenmonitoring etc.). Auf der Basis der daraus folgenden Ergebnisse erfolgt eine Fortführung oder Neubewertung der Managementsituation sowie, sofern erforderlich, eine Anpassung des Abschussplanes.

Managementsituation c): Reduktionsprojekt

Reduktionsprojekte werden notwendig, wenn die Toleranzgrenzen des Rotwildeinflusses auf den Wald auf Ebene einer definierten räumlichen Bezugseinheit überschritten werden,

ein ökologischer Waldumbau sowie das Verjüngungspotenzial standortgerechter Baumarten hierdurch massiv eingeschränkt wird und eine Steuerung dieser Situation maßgeblich über die Höhe und Verteilung des Rotwildbestandes realistisch erscheint. Reduktionsprojekte haben ein klares Ziel: Das deutliche Absenken des Rotwildeinflusses unter eine definierte Toleranzgrenze (vgl. Kap. 10.2). Erreicht wird dies durch eine signifikante Reduktion der Populationsdichte im Allgemeinen sowie des Reproduktionspotenzials (Anteil an Zuwachsträgern an der Gesamtpopulation) im Speziellen. In der Mehrzahl der Fälle, in denen eine starke Reduktion des Rotwildbestandes notwendig wird, waren die zugrunde liegenden Probleme schon länger bekannt. Die involvierten Akteure waren jedoch schlichtweg nicht in der Lage oder willens, diese zu lösen. Insofern muss jedem Reduktionsprojekt die Klärung vorausgehen, ob die Ursache für die derzeitige Situation in der Einstellung der Akteure zu suchen ist, ob tatsächlich das verfügbare Set an jagdlichen Optionen die größere Rolle spielt (Jagdzeiten, personelle/finanzielle Ressourcen) oder ob es sich um eine Kombination beider Faktoren handelt.

Aus den Erfahrungen dieses Projektes heraus können folgende Ableitungen getroffen werden: In Reduktionsprojekten erfolgt eine Festlegung von jagdbezirksweisen Mindestabschussplänen mit verbindlichem Geschlechterverhältnis der mehr als einjährigen Tiere, verbunden mit einem körperlichen Nachweis. In größeren Verwaltungsjagdbezirken erfolgt die Festsetzung von Mindestabschussvorgaben zusätzlich auf Revierebene. Weil der Grundbestand und dessen Reproduktionspotenzial unbekannt sind, sollte der Mindestabschussplan mindestens 50 Prozent über der mehrjährigen durchschnittlichen Jagdstrecke liegen, wobei hier wiederum der Schwerpunkt auf den Kälberabschuss sowie die mehr als einjährigen weiblichen Tiere gelegt werden sollte. Bei stark weiblich dominierten Geschlechterverhältnissen kann es durchaus erforderlich sein, dass der weibliche Anteil der zu realisierenden Jagdstrecke ein Mehrfaches der männlichen Strecke beträgt (Zeiler 2014). Die Hauptlast der zu erbringenden Rotwildstrecke wird hierbei auf Jagdbezirke mit einem relevanten Waldanteil übertragen, weil dieser in der Regel das bevorzugte Habitat ist und somit den prioritären Bejagungsbereich ausmacht. Es werden alle rechtlich möglichen Jagdarten in sinnvoller Kombination genutzt. Bewegungsjagden (großräumig, gegebenenfalls revierübergreifend) kommt hierbei eine übergeordnete Bedeutung zu. Überträgt man den jagdpraktischen Umgang bei der Erlegung weiblichen Schwarzwildes auf das Rotwild, ist in Reduktionsprojekten eine Erlegung von Alt- und Schmaltieren bis Ende April tierschutzrechtlich vertretbar (Kinser und Münchhausen 2019). Für den Zeitraum des Reduktionsprojektes können die daraus resultierenden tierschutzrechtlich und wildbiologisch sinnvollen Jagdzeiten ausgeschöpft werden (Tabelle 29). Die Entscheidung über die tatsächliche Dauer der Jagdzeiten innerhalb des wildbiologisch sinnvollen Rahmens wird für das jeweilige Reduktionsprojekt gesondert getroffen.

Der **Schutz führender Muttertiere**, in diesem Fall die verpflichtende Erlegung des Kalbes vor dem Alttier, ist ein elementarer Bestandteil einer tierschutzgerechten Jagd auch in Reduktionsprojekten. Kontrovers diskutiert wird unter diesem Aspekt die Er-

| SOZIALKLASSE | MONAT | | | | | | | | | | | |
|----------------------|-------|---|----------|---|---|----------|----|----|----|---|---|---|
| | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 1 | 2 | 3 |
| Kälber (AK 0) | | | | | | | | | | | | |
| Schmaltiere (AK 1 w) | | | JAGDRUHE | | | JAGDZEIT | | | | | | |
| Alttiere (AK 2 m) | | | | | | | | | | | | |
| Hirsche (AK 1–4 m) | | | | | | | | | | | | |

Tabelle 29: Rahmenjagdzeiten für Rotwild in Reduktionsprojekten.

legung von allein anwechselnden Alttieren bei Bewegungsjagden (vgl. Kap. 11.3). Auch wenn das Risiko besteht, hierbei vom Kalb getrennte führende Muttertiere zu erlegen (Simon et al. 2021), ist ein genereller Verzicht auf die Erlegung einzeln ziehender Alttiere und die jagdrechtliche Sanktionierung der Erlegung laktierender Alttiere auf Bewegungsjagden in Bezug auf eine effektive Regulation von Zuwachsträgern nicht praktikabel. Um es noch einmal zu verdeutlichen: Diese Sichtweise erstreckt sich ausdrücklich nicht auf die tierschutzwidrige, vorsätzliche Erlegung führender Alttiere!

Kann von einem stark weiblich dominierten Geschlechterverhältnis der Population ausgegangen werden, ist der Abschuss von Hirschen insbesondere der Altersklassen 2 und älter in Reduktionsprojekten kein vorrangiges Ziel. Allerdings kann es bei einer insgesamt hohen Rotwildichte, hohen Wildschäden und gegebenenfalls lokalen Schadschwerpunkten im Bereich von Hirscheinständen durchaus sinnvoll sein, auch hier alle Möglichkeiten der jagdlichen Regulation auszuschöpfen. Dieses Vorgehen bedingt, dass nach erfolgter Reduktion die Abschussstruktur so angepasst wird, dass Geschlechterverhältnis und Altersklassenstruktur im Nachgang an ein definiertes Ziel angeglichen werden.

Auch wenn die **Nachtjagd** zur Abschusserfüllung in Reduktionsprojekten naheliegend erscheint, birgt dieser Schritt Risiken für die sich anschließende Phase einer regulären Rotwildbejagung. Die Jagd zur Nachtzeit, gegebenenfalls verbunden mit einem Einsatz von Wärmebild- oder Nachtsichttechnik, führt zu Vermeidungsstrategien, in deren Folge das Rotwild auch über das Reduktionsprojekt hinaus deckungsreiche und schadanfällige Waldstrukturen nutzen und deckungsarme Bereiche meiden wird. In Sachsen ist die Nachtjagd (anderthalb Stunden nach Sonnenunter- beziehungsweise vor Sonnenaufgang) sowie der Einsatz von Wärmebild- und Nachtsichtzieltechnik auf Rotwild verboten. Doch selbst die derzeitige (Abend-)Dämmerungsjagd hat zur Folge, dass besonderte Rothirsche in allen vier Untersuchungsgebieten Waldhabitats außerhalb der Tageseinstände vor allem in der Dämmerung und nachts nutzten. In deckungsfreie Offenland traut sich Rotwild im Prinzip nur in der

völligen Dunkelheit. Auch die intensive Nachtjagd (Kirrjagd) auf Schwarzwild dürfte diese Situation begünstigen. Eine nebenwirkungsfreie Reduktion überhöhter Schalenwildbestände in einem möglichst kurzen Zeitraum (Reduktionsprojekt) kann es jedoch nicht geben. Ist der Rotwildeinfluss lokal so ausgeprägt, dass er eine natürliche Verjüngungsdynamik standortgerechter Baumarten oder den Waldumbau in großen Teilen des Rotwildlebensraumes dauerhaft behindert, muss in Reduktionsprojekten eine Priorisierung von Zielsetzungen erfolgen, die auch ambivalente Instrumente wie die Nachtjagd und den Einsatz zulässiger unterstützender Technik nicht von vornherein ausschließt und diese unter engen Restriktionen (räumliche Abgrenzung, ausgewählter Personenkreis, zeitliche Begrenzung) ermöglicht (Pfahler 2020). Gerade in Bezug auf ein professionell organisiertes Kirrjagdsystem könnte bereits die Erweiterung der jagdrechtlich möglichen Erlegungszeit von anderthalb Stunden vor Sonnenaufgang beziehungsweise nach Sonnenuntergang auf zweieinhalb Stunden einen sinnvollen Kompromiss darstellen. Grundsätzlich ist die Bejagung von Rot-, Reh- oder Muffelwild zur Nachtzeit aus den oben genannten Gründen jedoch kontraproduktiv.

Auch in Reduktionsprojekten können **Ansätze einer räumlichen und zeitlichen Differenzierung des Jagddrucks** wie Intervalljagdkonzepte, die jagdliche Beruhigung von Äsungsflächen im Wald sowie im Offenland ebenso wie eine Synchronisation der Bejagungszeiten unterschiedlicher Wildarten (Jagdruhe im Juni und Juli) zu einer besseren Zielerreichung beitragen.

Die Bad Driburger Erklärung zum 9. Rotwildsymposium der Deutschen Wildtierstiftung definiert verschiedene Kriterien und Rahmenbedingungen zur Umsetzung von Reduktionsprojekten (Kinser und Münchhausen 2019). Viele der genannten Kriterien und Empfehlungen finden sich in den in diesem Bericht formulierten Empfehlungen wieder. Die tierschutzgerechte Regulation der Zuwachsträger ist sicherlich der wichtigste Garant für den langfristigen Erfolg von Reduktionsprojekten. Einige Aspekte der Bad Driburger Erklärung sind nach den Erfahrungen dieses Projektes und unter Berücksichtigung einer praktischen Umsetzbarkeit jedoch nicht oder nicht mit vertretbarem Aufwand leistbar

beziehungsweise erscheinen nicht zielführend. Die transparente Vermittlung von Notwendigkeit und planmäßiger Durchführung eines Reduktionsprojektes ist ohne Frage unabdingbar. Die Vielfalt an individuellen Interessen und Erfahrungen der betroffenen Akteure macht jedoch einen durchgängigen Konsens über Methoden und den Reduktionsumfang nahezu unmöglich. An diesem Anspruch sind bereits etliche Hegegemeinschaften gescheitert. Reduktionsprojekte werden erfolglos bleiben, wenn sie allein auf Freiwilligkeit und dem uneingeschränkten Konsens der betroffenen Jagdbezirke beruhen. Die Notwendigkeit eines intensiven Diskussionsprozesses und einer räumlich differenzierten Herangehensweise soll das nicht infrage stellen. Nur muss es übergeordnete verbindliche Zielstellungen geben, die sich nicht an einer einzelnen Art, sondern an der Funktionalität, Vitalität und Resilienz von Ökosystemen und der Bereitstellung von Ökosystemleistungen auf Landschaftsebene (Rotwildmanagementraum) orientieren. Hinsichtlich der Informationsgrundlage, die für die Planung von Reduktionsprojekten genutzt wird, sind meist weder die Populationsgröße, ihr

potenzieller Zuwachs noch die Alters- und Sozialstruktur einer Rotwildpopulation in der Praxis und auf großer Fläche ermittelbar. Sinnvoller ist die Nutzung von einheitlich erhobenen Informationen zu Wildwirkungen sowie jagdbezirksübergreifender, mehrjähriger Jagdstreckenstatistiken, die zwar nicht der Weisheit letzter Schluss, häufig aber ausreichend zuverlässig sind, um zielführende Ableitungen zu treffen. Die Beschränkung von verfügbaren jagdlichen Instrumenten (Jagdzeiten, Nachtjagd, Freigabe auf Bewegungsjagden) führt tendenziell eher zur Verlängerung von Reduktionsprojekten, als dass diese verkürzt werden. So wird unter anderem die Spätsommerjagd regelmäßig propagiert, um einen großen Anteil von Kälbern und Alttieren zu erlegen – in Sachsen ist die Augustjagd auf Rotwild seit 2012 möglich. So anstrebenswert es während der Phase der höchsten Bindung von Alttier und Kalb auch ist, tierschutzgerecht Doubletten zu realisieren: Der praktische Vollzug dieses Vorhabens gestaltet sich in deckungsreichen Waldstrukturen äußerst anspruchsvoll und ist häufig auch für sehr versierte Jäger in bestimmten Situationen schlicht unmöglich. Gleichzeitig kann die

INFORMATIONSGRUNDLAGEN ZUR DURCHFÜHRUNG VON REDUKTIONSPROJEKTEN

Bezugsraum definieren und Ausgangszustand

(Wildeinfluss, Jagdstreckenverteilung und -struktur) dokumentieren

- Zieldefinition: Toleranzgrenzen Wildeinfluss (Neuschäle, gegebenenfalls Verbiss)
- Monitoringinstrumente: Turnusmäßiges Wildwirkungsmonitoring (zwei bis drei Jahre), Jagdstreckenanalyse (jährlich)
- Zeithorizont: Ambitioniert: drei Jahre, Realistisch: sechs Jahre (zwei Abschussplanperioden)
- Mindestabschussplan festlegen (mindestens 50 Prozent über dem bisherigen Plan)
- Relevante Indikatoren der Jagdstrecke:
 - Geschlechterverhältnis der mindestens einjährigen Tiere (i. d. R. weiblich dominiert – Bsp. Neudorf etwa 1:1,2)
 - Verhältnis erlegter Kälber zu erlegten Alttieren (mindestens 1:0,6)
 - absolute Anzahl erlegter Schmal- und Alttiere (sollte signifikant steigen)
 - absolute Anzahl erlegter Kälber (Aussage zum Reproduktionstrend der Gesamtpopulation – Kälberstrecke sollte zum Ende des Reduktionszeitraumes stärker sinken als die Gesamtstrecke)
- Verteilung von Wildeinfluss und Jagdstrecken: Aussagen zu jagdlichen Schwerpunkten innerhalb der Projektkulisse

Raumnutzung des Rotwildes die Wirksamkeit von Jagdkonzepten, die sich vorrangig auf eine auf Doubletten ausgerichtete Einzeljagd im Spätsommer fokussieren, dann infrage stellen, wenn es auf Ebene der Teilpopulation deutliche saisonale Verschiebungen und ausgeprägte Winter- und Sommereinstände gibt (vgl. Kap. 6.2 und Kap. 5.2). Wenn ein Jagdbezirk oder ein Revier eine kritische Wildschadenssituation hat, sich dort aber vorrangig Wintereinstände des Rotwildes befinden, muss dort auch im Winter reduziert werden. Andernfalls ist man voll und ganz auf die Regulationsbemühungen seiner Jagdnachbarn angewiesen. Grundsätzlich gilt: Vor Ort entscheidet sich, welches Vorgehen sinnvoll und wirksam ist. Ein solcher vor allem auf die Einzeljagd ausgerichteter Ansatz wurde beispielsweise im Untersuchungsgebiet Neudorf bis ins Jahr 2015 favorisiert. Ein Reduktionsprozess insbesondere bei den Zuwachsträgern wurde dort jedoch erst wirksam, als die intensive Einzeljagd im Spätsommer ab dem Jagdjahr 2016/17 von einem deutlich intensivierte Bewegungsjagdregime flankiert wurde.

Reduktionsprojekte bedeuten einen enormen Kraftakt für die beteiligten Akteure. Sie kosten Nerven, binden in erheblichem Umfang personelle Ressourcen und bedürfen gegebenenfalls zusätzlicher Investitionen in jagdliche Einrichtungen, Lagerkapazitäten für Wildbret etc. Diese Anforderungen erzwingen den Verzicht auf aus wildbiologischer und tierschutzrechtlicher Sicht nicht

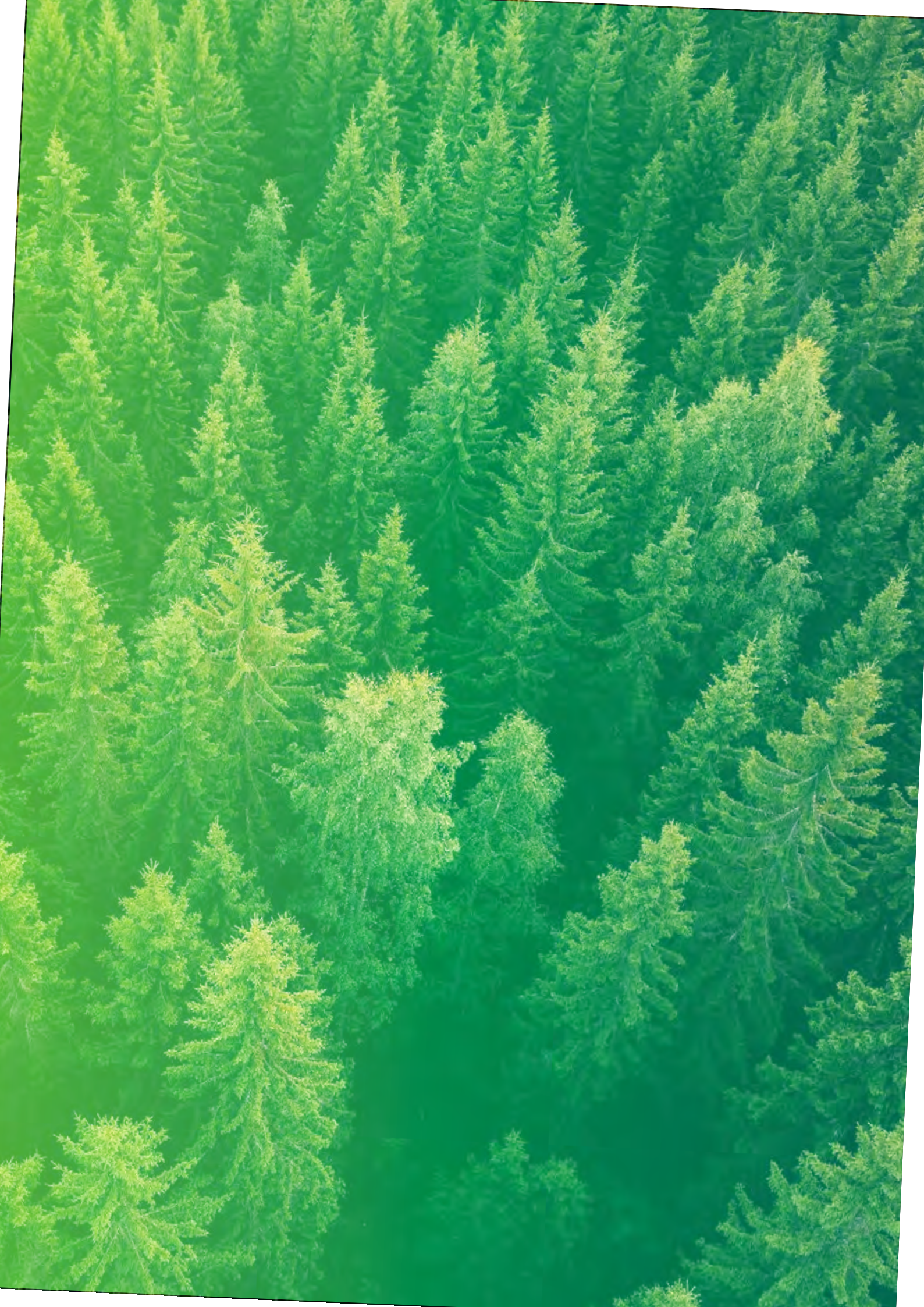
fundierte begründbare Beschränkungen. Wenn die Erwartungshaltung gegenüber allen an Reduktionsprojekten beteiligten Jagdbezirken sehr hoch ist, kann es sinnvoll sein, insbesondere private Jagdausübungsberechtigte finanziell und organisatorisch (Jagdorganisation, Wildvermarktung) bei der Erreichung der Ziele zu unterstützen. Übergeordnete Ziele, Ablaufplan, gegenwärtiger Stand des Reduktionsprojektes sowie Zukunftsperspektiven (reguläres Rotwildmanagement nach Abschluss des Reduktionsprojektes) müssen allen Beteiligten – Jagdausübungsberechtigten und Grundeigentümern – regelmäßig transparent vermittelt werden. Für das Rotwild selbst, aber auch für andere Arten steigt in Reduktionsprojekten der jagdlich induzierte Störungsdruck enorm. Es ist nicht auszuschließen, dass Wildschäden hierdurch in den ersten Jahren des Reduktionsvorhabens auf hohem Niveau stagnieren oder sogar ansteigen. Dies zeigen die Ergebnisse der Schälerhebungen unter anderem im Untersuchungsgebiet Neudorf. Unter dem Eindruck dieser Aspekte müssen Reduktionsprojekte deshalb relativ schnell zum Ziel geführt werden und sollten einen Zeitraum von sechs Jahren (zwei Drei-Jahres-Planperioden) nicht überschreiten. Eine Überprüfung der relevanten Indikatoren mindestens im Dreijahresturnus mit einem Schwerpunkt auf dem Wildwirkungsmonitoring gewährleistet eine flexible Anpassung von Mindestabschussplänen und Bejagungsstrategien sowie eine schnellstmögliche Rückkehr zu einem regulären Rotwildmanagement.



EMPFEHLUNGEN

Ergänzende jagdliche Instrumente in Reduktionsprojekten

- › Revierbezogene Mindestvorgaben zu Strecke und Geschlechterverhältnis der Altersklasse 1 und älter
- › Körperlicher Nachweis erlegten Rotwildes in allen beteiligten Jagdbezirken
- › Zeitlich begrenzte Erweiterung der Jagdzeit für alle Altersklassen und Geschlechter
- › Konsequente Freigabe allein anwechselnder Alttiere auf Bewegungsjagden
- › Revierübergreifende Organisation von Bewegungsjagden
- › Revierübergreifende Unterstützung bei der Wildbretvermarktung
- › In Eigen- und Gemeinschaftsjagdbezirken gegebenenfalls behördlich organisierte Förderung der jagdlichen Infrastruktur (jagdliche Einrichtungen)
- › Zeitlich begrenzte Ausnahmen vom Nachtjagdverbot (Erweiterung der geltenden Dämmerungsregelung beziehungsweise generelle Nachtjagderlaubnis)



13

Anhang

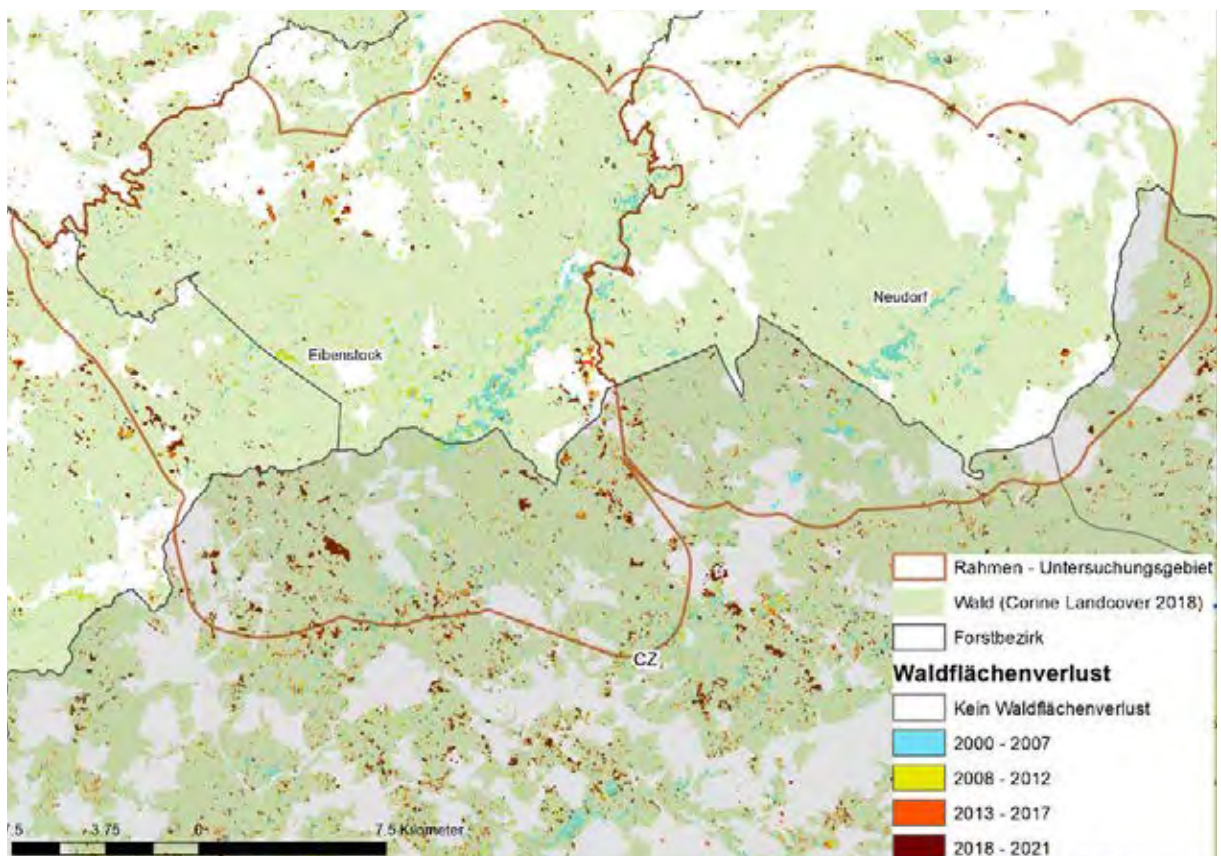
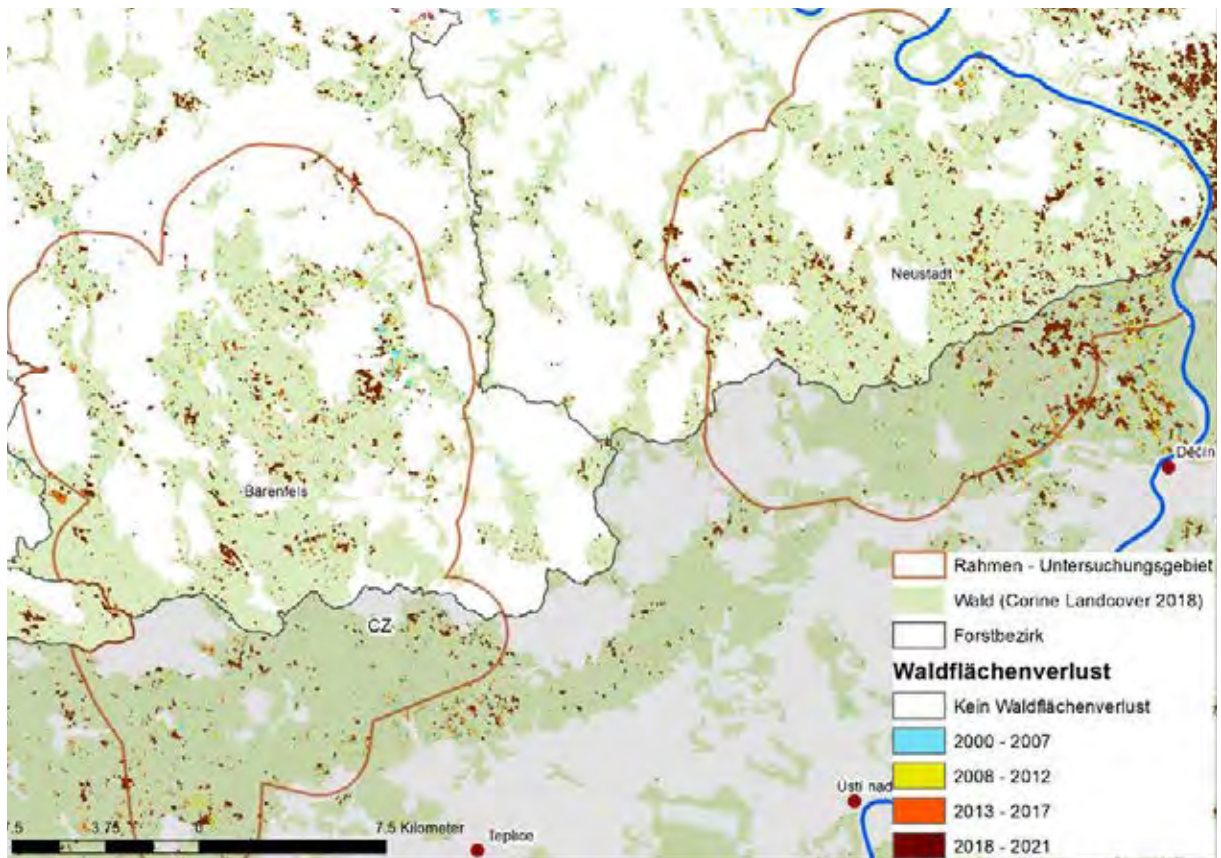
A1: *Im Rahmen des Projektes abgeschlossene akademische Abschlussarbeiten an der Professur für Forstzoologie, TU Dresden*

- Fröb, Lukas (2019): Erfassung von Populationsparametern des Schalenwildes in den Revieren Hirschsprung und Oberfrauendorf mittels Fotofallen mit besonderem Augenmerk auf das Rotwild (*Cervus elaphus*). Masterarbeit. TU Dresden, Professur für Forstzoologie, Tharandt. 57 S.
- Jänicke, Lisa (2019): Untersuchung von Populationsparametern von Rotwild (*Cervus elaphus* Linnaeus 1758), Schwarzwild (*Sus scrofa* Linnaeus 1758) und Rehwild (*Capreolus capreolus* Linnaeus 1758) im Forstbezirk Neudorf mittels Fotofallendaten. Masterarbeit. TU Dresden, Professur für Forstzoologie, Tharandt. 82 S.
- Müller, Veit (2017): Untersuchung von Populationsparametern der Schalenwildarten Rotwild (*Cervus elaphus* Linnaeus 1758), Schwarzwild (*Sus scrofa* Linnaeus 1758) und Rehwild (*Capreolus capreolus* Linnaeus 1758) im Westerzgebirge anhand von Fotofallendaten. Masterarbeit. TU Dresden, Professur für Forstzoologie, Tharandt. 76 S.
- Rucker, Jonas (2019): Untersuchungen eines Fotofallenmodells. Bachelorarbeit. TU Dresden, Professur für Forstzoologie, Tharandt. 53 S.
- Schubert, Lukas (2017): Fotofallengestützte Individualisierung von weiblichem Rotwild (*Cervus elaphus* L.) und Charakterisierung von Rotwildrudeln zur Ermittlung von Mindestindividuenzahlen sowie Analyse der Rotwildaktivität an Fütterungen im sächsischen Erzgebirge. Bachelorarbeit. TU Dresden, Professur für Forstzoologie, Tharandt. 39 S.
- Seehafer, Jan (2017): Fotofallengestützte Analyse der Rotwildaktivität (*Cervus elaphus* L.) an Fütterungen im sächsischen Erzgebirge. Bachelorarbeit. TU Dresden, Professur für Forstzoologie, Tharandt. 62 S.
- Seifert, Phil (2019): Untersuchungen zum Raum-Zeit-System von Rotwildalttieren (*Cervus elaphus* L.) mit ihren Kälbern mittels Telemetrie im Westerzgebirge/Sachsen. Masterarbeit. TU Dresden, Professur für Forstzoologie, Tharandt. 95 S.

A2: *Arbeitshypothesen*

1. Zwischen den Untersuchungsgebieten existieren wesentliche und für die Interaktion Rotwild-Umwelt relevante Unterschiede in der Lebensraumstruktur.
2. Die Barrierewirkung von anthropogenen Lebensraumbestandteilen wie z. B. Straßen, Siedlungen oder Tal Sperren ist so gering, dass die winterbedingten Vertikalwanderungen weitestgehend erhalten geblieben sind.
3. Zwischen den Untersuchungsgebieten und zwischen den Erhebungsjahren existieren wesentliche und für die Interaktion Rotwild-Umwelt relevante Unterschiede der Umweltbedingungen.
4. Standortgerechte strukturreiche Kulturwälder weisen konkurrenzbedingt eine Dominanz der Baum- und Strauchschicht gegenüber der Krautschicht auf und verfügen damit über eine geringere Äsungskapazität für Rotwild.
5. Die Populationsdichten des Rotwildes weisen zum gleichen Zeitpunkt Unterschiede zwischen den vier Untersuchungsgebieten auf.
6. Die räumliche Verteilung des Rotwildes unterliegt Schwankungen sowohl im Jahresverlauf als auch zwischen den Jahren.
7. Das Geschlechterverhältnis der Rotwild-Teilpopulationen unterscheidet sich zwischen den Untersuchungsgebieten.
8. Es existiert eine zusammenhängende und sich genetisch austauschende Rotwildpopulation entlang des sächsischen Erzgebirgskammes.
9. Rotwild hat große Aktionsräume, zeigt aber eine lebenslange Raumtreue.
10. Rotwild nutzt den gesamten (Wald-)Lebensraum nicht gleichmäßig, sondern präferiert beziehungsweise meidet bestimmte Gebiete/Strukturen zu bestimmten Phasen/Zeitpunkten (Tag/Nacht, Jahreszeiten, biologische Phasen).
11. Die Lebensraumnutzung des Rotwildes ist charakterisiert durch die Nutzung angestammter, langfristig stabiler Streifgebiete, verbunden mit einem geringen Anteil migrierender Individuen.
12. Die Raumnutzung des Rotwildes zeigt signifikante Unterschiede bezüglich: Untersuchungsgebiet, Geschlecht, Jahreszeit, Alter, Tageszeit.
13. Höhere Strukturvielfalt führt zu kleineren Streifgebieten beziehungsweise saisonalen Aktionsräumen.
14. Pränante Ausprägungen der individuellen Lebensraumnutzung (Sommer, Winter, Brunft-, Setzeinstände) werden von den Eltern- auf die Jungtiere tradiert.
15. Das Niveau der Neuschäle (Winterschäle, Sommerschäle) wird von der Höhe des Rotwildbestandes (regionale und lokale Ebene), der Topografie (Exposition), der Waldstruktur (Alter und Anteil schälfähiger Bestände, Deckungsgrad/Strukturvielfalt), der Lage schälgefährdeter Bestände (anthropogene Störquellen, Waldränder), landwirtschaftlichen Nutzflächen, äsungsverbessernden Maßnahmen, Infrastruktur und jahresspezifischen Umweltfaktoren (Witterung) beeinflusst.
16. Das Niveau der Verbissbelastung der Baumart Fichte korreliert mit dem Niveau der Neuschäle auf Ebene des Untersuchungsgebietes.

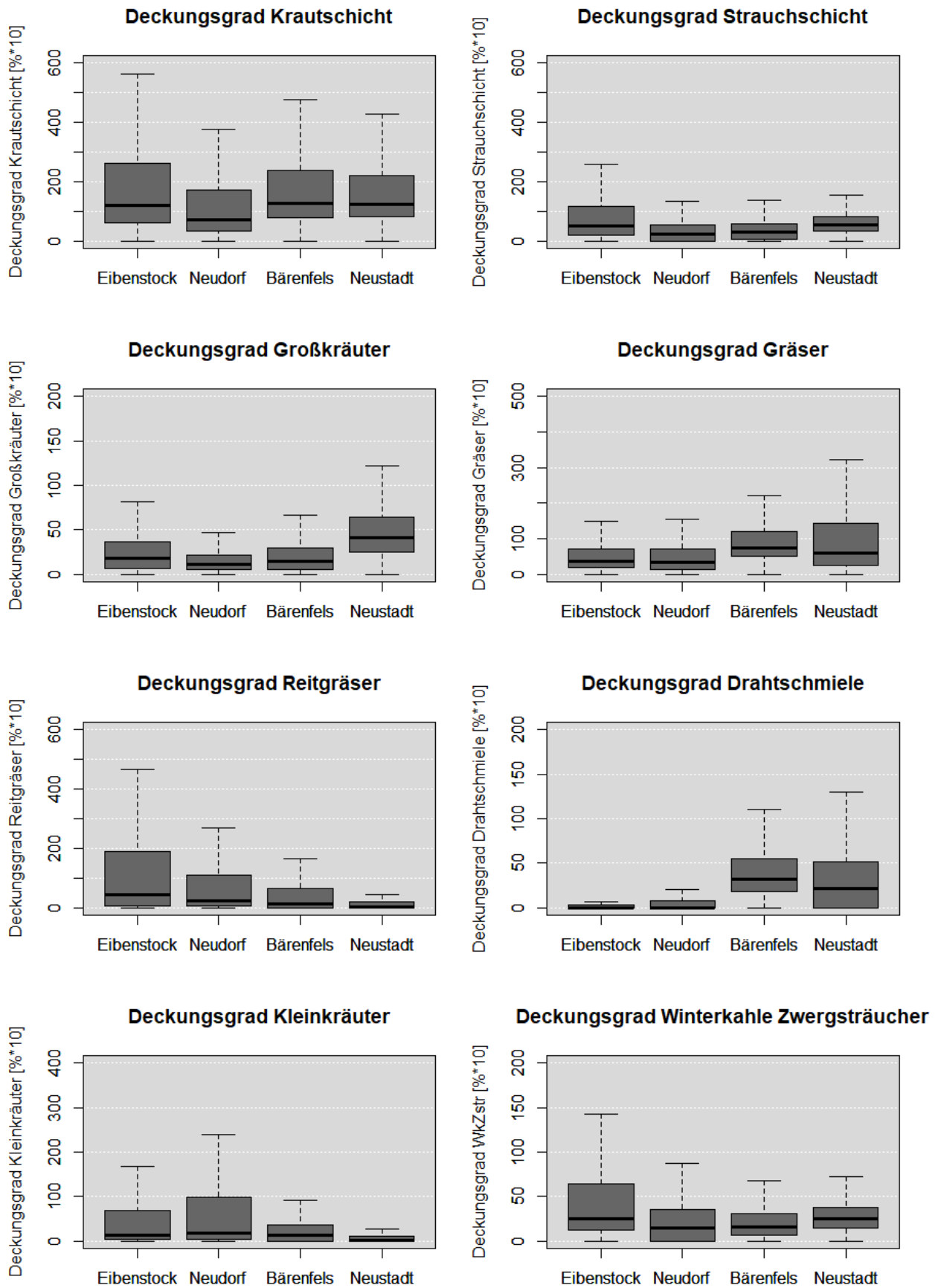
A3: Waldflächenverlust, Detailkarten der Untersuchungsgebiete
 Datenquelle Waldflächenverlust: <https://glad.earthengine.app/view/global-forest-change>



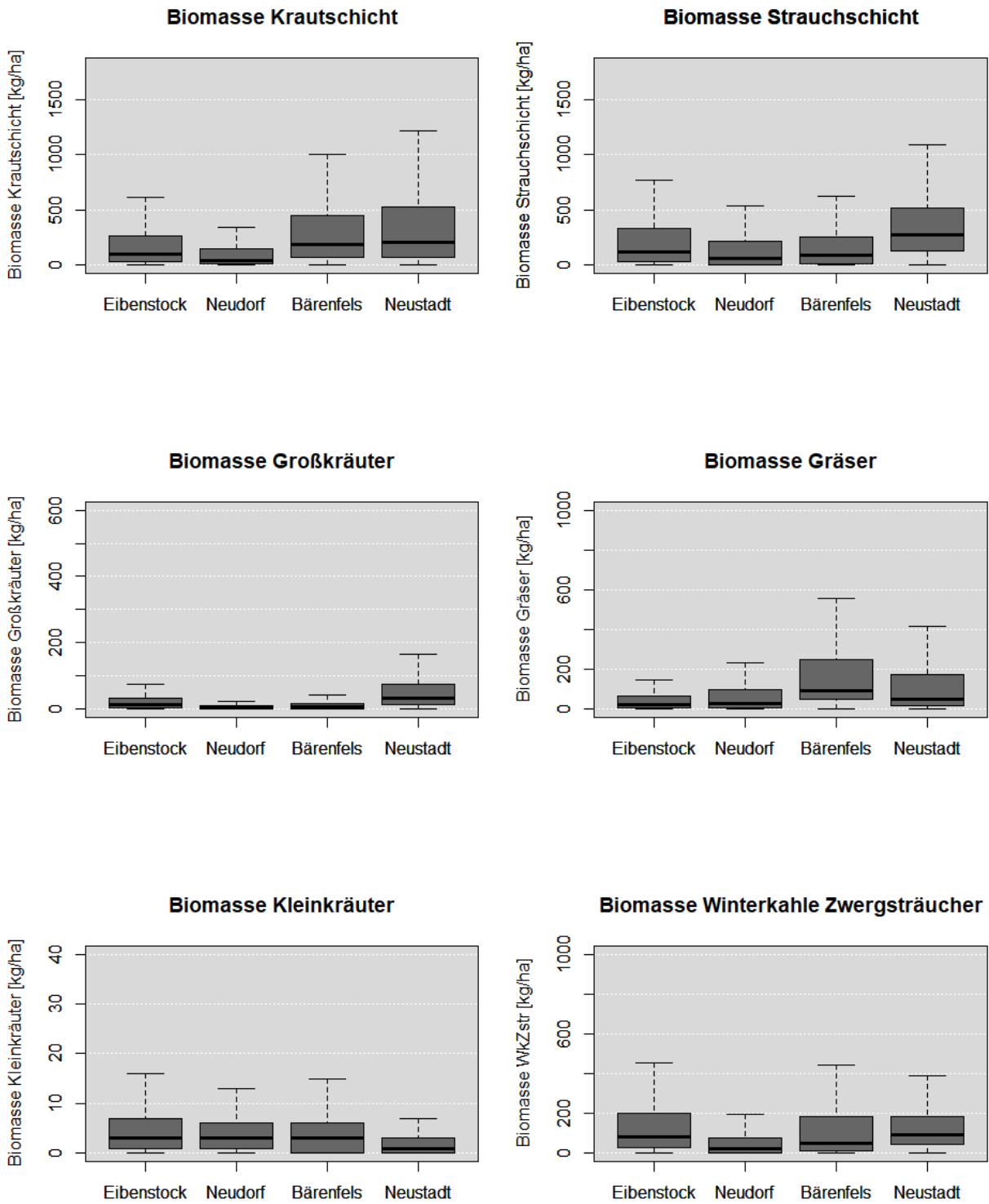
A4: Artnachweise Vegetationserhebung (vgl. Kap. 4.8)

| SCHICHT | ARTENGRUPPE | WISSENSCHAFTLICHER NAME | DEUTSCHER NAME | ANZAHL NACHWEISE NACH UG | | | | |
|------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|-------------------------------|---------------------------|----------|-----------|-----------|---|
| | | | | Eibenstock | Neudorf | Bärenfels | Neustadt | |
| Gräser | | <i>Agrostis canina</i> | Hunds-Straußgras | | 1 | | | |
| | | <i>Agrostis capillaris</i> | Rotes Straußgras | | | 2 | 1 | |
| | | <i>Agrostis stolonifera</i> | Weißes Straußgras | | | | 1 | |
| | | <i>Calamagrostis arundinacea</i> | Wald-Reitgras | | | | 1 | |
| | | <i>Calamagrostis villosa</i> | Wolliges Reitgras | 13 | 14 | 13 | 6 | |
| | | <i>Carex brizoides</i> | Zittergras-Segge | | | | 5 | |
| | | <i>Carex remota</i> | Winkel-Segge | | | | 1 | |
| | | <i>Carex sp.</i> | Seggen | | | 1 | | |
| | | <i>Dactylis glomerata</i> | Gewöhnliches Knäuelgras | | | 1 | | |
| | | <i>Deschampsia cespitosa</i> | Rasen-Schmiele | | | 1 | | |
| | | <i>Deschampsia flexuosa</i> | Draht-Schmiele | 4 | 10 | 16 | 15 | |
| | | <i>Holcus lanatus</i> | Wolliges Honiggras | | | 1 | | |
| | | <i>Juncus effusus</i> | Flatter-Binse | | | 1 | | |
| | | <i>Luzula luzuloides</i> | Weißliche Hainsimse | | | 1 | | |
| | | <i>Luzula sylvatica</i> | Wald-Hainsimse | 1 | | | | |
| | | <i>Molinia caerulea</i> | Blaues Pfeifengras | | | | 4 | |
| | | <i>Poa chaixii</i> | Wald-Rispengras | 1 | | | | |
| | Kraut-schicht | | <i>Athyrium filix-femina</i> | Wald-Frauenfarn | 2 | 1 | 1 | |
| | | | <i>Dryopteris carthusiana</i> | Gewöhnlicher Dornfarn | | | | 2 |
| | | <i>Dryopteris dilatata</i> | Breitblättriger Dornfarn | 1 | | 2 | 4 | |
| | | <i>Dryopteris filix-mas</i> | Echter Wurmfarne | | | 1 | | |
| | | <i>Epilobium montanum</i> | Berg-Weidenröschen | 1 | | | | |
| | | <i>Eupatorium cannabinum</i> | Gewöhnlicher Wasserdost | | | | 1 | |
| | | <i>Galeopsis bifida</i> | Zweispaltiger Hohlzahn | 1 | | | | |
| | | <i>Galeopsis speciosa</i> | Bunter Hohlzahn | | | | 1 | |
| | | <i>Impatiens noli-tangere</i> | Großes Springkraut | 1 | | | | |
| | | <i>Lamium galeobdolon</i> | Gewöhnliche Goldnessel | | | | 1 | |
| Großkräuter | | <i>Mycelis muralis</i> | Mauer-Lattich | 1 | | 1 | 4 | |
| | | <i>Prenanthes purpurea</i> | Hasen-Lattich | | | 1 | | |
| | | <i>Pteridium aquilinum</i> | Adlerfarn | | | | 17 | |
| | | <i>Senecio ovatus</i> | Fuchssches Greiskraut | 5 | 3 | 10 | | |
| | | <i>Urtica dioica</i> | Große Brennnessel | 2 | | 4 | 1 | |
| | Kleinkräuter | | <i>Equisetum sylvaticum</i> | Wald-Schachtelhalm | | | | 1 |
| | | | <i>Galium saxatile</i> | Harzer Labkraut | 1 | | | |
| | | | <i>Impatiens parviflora</i> | Kleinblütiges Springkraut | | | | 3 |
| | | | <i>Oxalis acetosella</i> | Wald-Sauerklee | 11 | 14 | 16 | 4 |
| | | | <i>Polygonum hydropiper</i> | Wasserpfeffer | | | | 1 |
| | | <i>Stellaria alsine</i> | Bach-Sternmiere | 1 | | | | |
| Strauch-schicht | Wintergrüne Nadel-Zwergsträucher | <i>Calluna vulgaris</i> | Besenheide | | | | 1 | |
| | Winterkahle Zwergsträucher | <i>Vaccinium myrtillus</i> | Heidelbeere | 19 | 8 | 12 | 15 | |
| | Wintergrüne Mittelsträucher | <i>Rubus fruticosus</i> | Brombeere | 1 | | 5 | 13 | |
| | Winterkahle Mittelsträucher | <i>Rubus idaeus</i> | Himbeere | 6 | 2 | 4 | 9 | |
| | Winterkahle Großsträucher | <i>Sambucus nigra</i> | Schwarzer Holunder | | | | 1 | |
| | <i>Sambucus racemosa</i> | Roter Holunder | 1 | | | | | |
| ERFASSTE ARTEN GESAMT | | | | 19 | 8 | 20 | 25 | |

A5: Modellierte Deckungsgrade der Vegetation nach Schicht, Artengruppe und ausgewählten Arten, abgeleitet aus den Pixelwerten der regionalisierten Rasterkarten (vgl. Kap. 4.8)



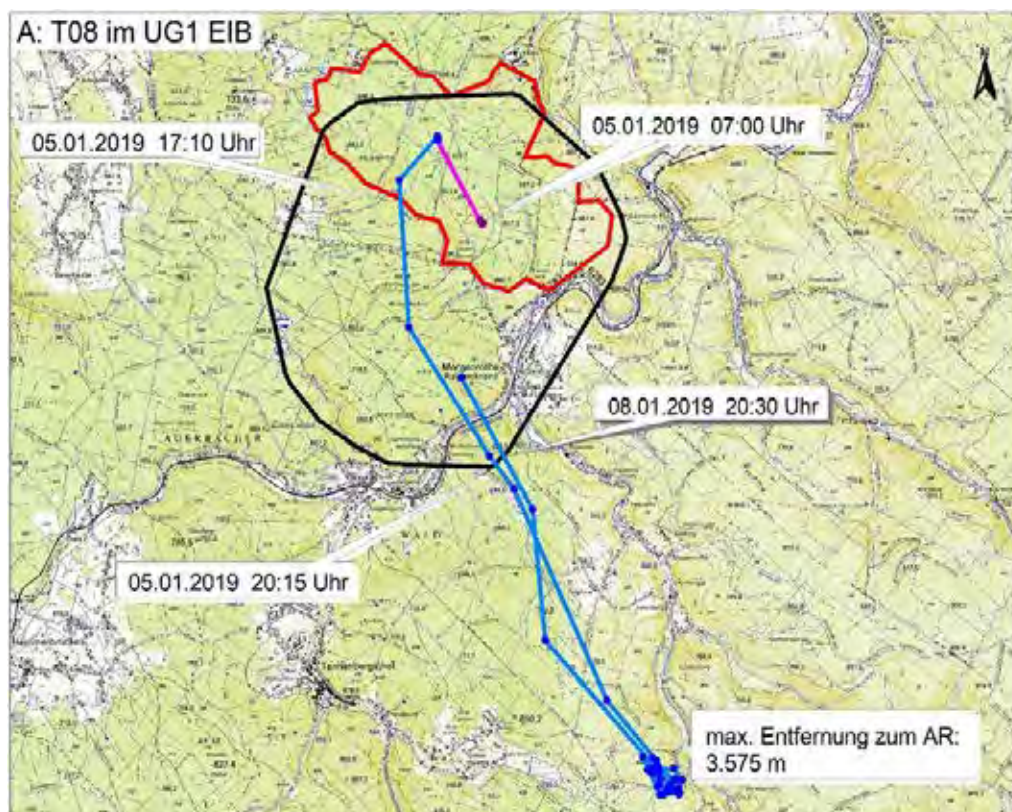
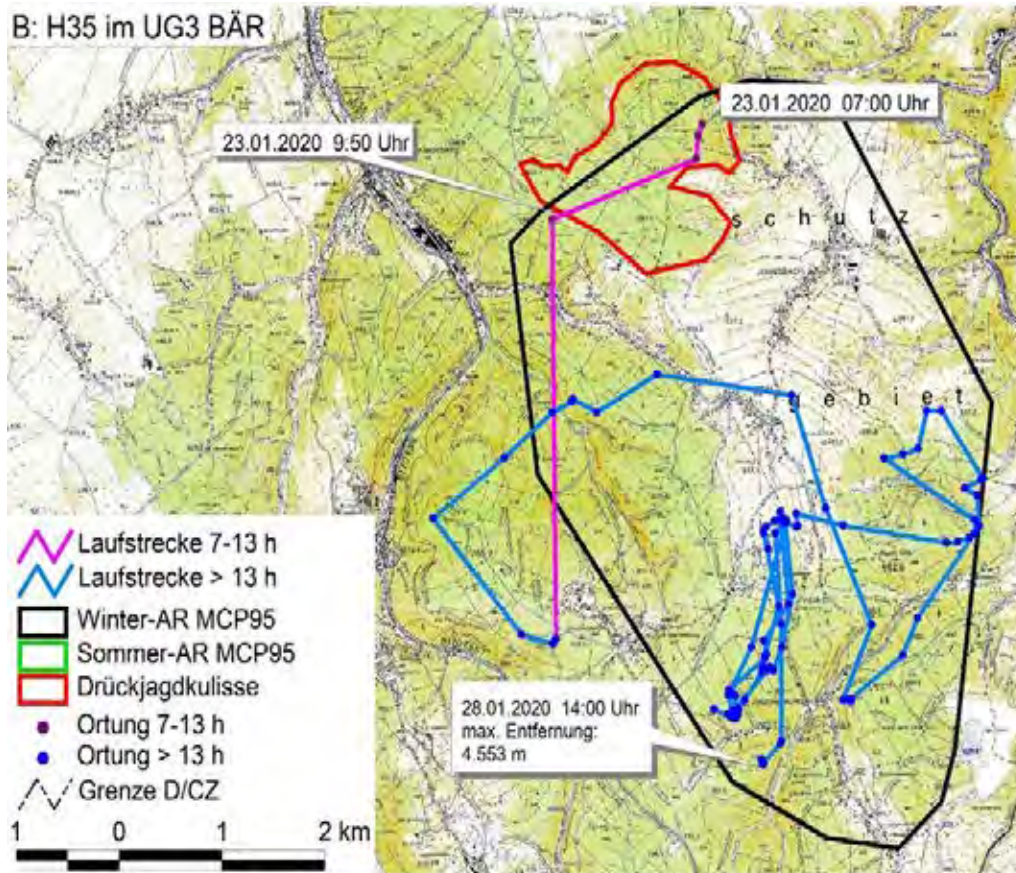
A6: Modellierte Trockenbiomassen (kg/ha) der Vegetation nach Schicht, Artengruppe und ausgewählten Arten, abgeleitet aus den Pixelwerten der regionalisierten Rasterkarten (vgl. Kap. 4.8)



A7: Beurteilung von im Rahmen des Projektes angewandten Verfahren zur Ermittlung von Informationen zu Populationsdichte und Populationsstruktur

| INDIKATOR | FRISCHKOT-GENOTYPISIERUNG | DISTANCE SAMPLING | FOTOFALLENMONITORING | |
|---|---|--|--|--|
| Zugrunde liegendes Berechnungsverfahren | Fang – Markierung – Wiederfang | Standard: Hochrechnung der Populationsdichte der Erfassungsfläche auf Gesamtfläche; Erweitert: Integration von diversen Modellparametern | Fang – Markierung – Wiederfang, Random Encounter Model, Häufigkeitsvergleich | |
| Repräsentativer Zeitausschnitt | wenige Wochen | wenige Tage | wenige Tage bis dauerhaft | |
| Abbildung populationsökologischer Indikatoren | Populationsdichte/ Populationsgröße | Ja | Ja | |
| | Altersstruktur | Nein | eingeschränkt | |
| | Geschlechterverhältnis mit Altersdifferenzierung | Nein | eingeschränkt | auf Ebene von Altersklassen |
| | Geschlechterverhältnis ohne Altersdifferenzierung | Ja | eingeschränkt | Ja |
| Fachliche Anforderungen | saisonale Schwankungen | bei unterjähriger Wiederholung | bei unterjähriger Wiederholung | bei dauerhaftem Einsatz |
| | Planung | niedrig | Ortskenntnis | Ortskenntnis |
| | Datenerhebung | mittel | hoch | gering |
| Beteiligung externer Dienstleister | Datenanalyse | sehr hoch | hoch | hoch |
| | Teilbereiche | Losungssammlung, Laboranalyse | Datenerhebung und Datenanalyse | unbekannt |
| Kosten | Verfügbares Potenzial | niedrig | niedrig | niedrig |
| | Allgemeine Bewertung | Sehr hoch | Hoch | Mittel bis hoch |
| | Proben-/Datensammlung | Transektvorbereitung, GPS-Geräte, Personal, Kühltechnik | geschultes Personal, Wärmebildtechnik | einheitliche Kamaratechnik, Personal (Installation, Betreuung, Auslesen, Digitalisieren) |
| Flächenleistung bei einmaliger Proben-/Datensammlung | Datenanalyse/Auswertung | Laborkapazitäten, statistische Auswertung | statistische Auswertung | statistische Auswertung |
| | Mehrmalige Proben-/Datensammlung für statistisch valide Daten notwendig | 250 Hektar pro Person und Tag | 1.000 Hektar pro Nacht | 100 Hektar je Fotofalle |
| Ergebnisse im Kooperationsprojekt „Rotwildmanagement pro Waldumbau“ | Teilweise | Ja | Nein | |
| | keine validen Ergebnisse | stark differenziert (Untersuchungsgebiet, Erfassungszeitraum, Wiederholungshäufigkeit) | stark differenziert (Geschlecht, Erfassungszeitraum) | |
| Einflussfaktoren auf Ergebnisqualität | Witterung, Sammlungszeitraum, Qualität der Sammlung, Lagerung, Labortechnik | Waldstruktur, Erfassungszeitraum, Repräsentativität der betrachteten Teillebensräume (Wald, Offenland), lokale Aktivitäts- und Raumnutzungsmuster der Zieltierart, Witterung | Kamerastandort, Kameramodell, zugrundeliegendes Berechnungsverfahren, Dauer des Erfassungszeitraumes, Kameradichte | |

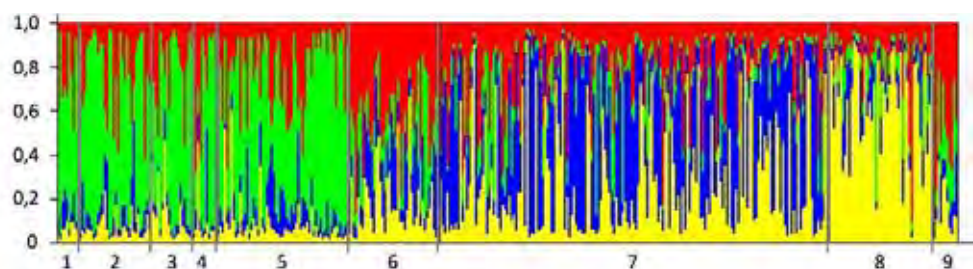
A9: Individuelle Raumnutzungsmuster eines Alttieres (oben) und eines Hirsches (unten) während und nach zwei Drückjagen (Ortungen stündlich)



A10: Tabellarische Darstellung der Entwicklung der Neuschäle (alle Baumarten) zwischen der Erhebung 2018 und der Erhebung 2021/22 in den an der Jagdlichen Raumplanung beteiligten Landeswaldrevieren

| UNTERSUCHUNGS- GEBIET | REVIER | NEUSCHÄLE 2018 [%] | NEUSCHÄLE 2021/22 [%] | TREND [%] | TREND |
|--------------------------|--------------------|-----------------------|--------------------------|-----------|-------------------|
| Bärenfels | Schellerhau | 2,1 | 2,6 | 0,6 | leicht ansteigend |
| | Rehefeld | 2,2 | 3,4 | 1,2 | stark ansteigend |
| | Holzau | 4,4 | 0,6 | -3,8 | stark sinkend |
| | Bärenfels | 0,3 | 0,8 | 0,5 | konstant |
| | Hirschsprung | 1,8 | 0,8 | -0,9 | leicht sinkend |
| | Oberfrauendorf | 1,0 | 0,5 | -0,5 | leicht sinkend |
| | Lehnmühle | 1,1 | 1,1 | 0,0 | konstant |
| Neudorf | Neudorf | 1,1 | 2,9 | 1,8 | stark ansteigend |
| | Oberwiesenthal | 4,0 | 1,1 | -2,9 | stark sinkend |
| | Tellerhäuser | 5,3 | 2,1 | -3,2 | stark sinkend |
| | Crottendorf | 0,9 | 0,6 | -0,3 | konstant |
| | Rittersgrün | 2,1 | 2,8 | 0,6 | leicht ansteigend |
| | Rabenberg | 2,5 | 1,7 | -0,8 | leicht sinkend |
| | Raschau | 1,9 | 1,0 | -0,9 | leicht sinkend |
| | Cranzahl | 2,0 | 6,1 | 4,1 | stark ansteigend |
| | Grünhain | 0,9 | 0,0 | -0,9 | leicht sinkend |
| Eibenstock | Johanngeorgenstadt | 0,2 | 0,7 | 0,5 | konstant |
| | Antonsthal | 0,0 | 0,0 | 0,0 | konstant |
| | Bockau | 0,0 | 0,0 | 0,0 | konstant |
| | Sosa | 0,0 | 0,0 | 0,0 | konstant |
| | Wildenthal | 1,0 | 1,0 | 0,0 | konstant |
| | Eibenstock | 0,0 | 0,0 | 0,0 | konstant |
| | Schönheide | 0,4 | 0,0 | -0,4 | konstant |
| | Carlsfeld | 2,1 | 0,2 | -1,9 | stark sinkend |
| | Grünheide | 1,5 | 0,5 | -0,9 | leicht sinkend |
| | Auersberg | 0,2 | 0,1 | -0,1 | konstant |
| | Torfhaus | 0,1 | 0,1 | 0,1 | konstant |
| Adorf | Sachsengrund | 4,6 | 3,0 | -1,6 | stark sinkend |
| | Klingenthal | 1,6 | 2,3 | 0,7 | leicht ansteigend |
| | Tannenbergstal | 2,3 | 2,1 | -0,2 | konstant |
| | Beerheide | 2,5 | 2,2 | -0,3 | konstant |

A11: Zuordnung der Genotypen aus den neun geografischen Kollektiven (dargestellt von West nach Ost) zu vier genetisch homogenen Gruppen (grün, gelb, rot, blau). Quelle: Tröber et al. (2021)



14

Glossar

- › **AK**
Altersklasse
- › **Äsung**
Nahrung beziehungsweise Nahrungsaufnahme (Verhalten) von wiederkäuenden Paarhufern
- › **Damwild**
Damhirsch, *Dama dama* (Linnaeus, 1758)
- › **EJB**
Eigenjagdbezirk
- › **Emission**
In Verbindung mit Rauchschäden Ausstoß von umweltschädlichen Industriegasen
- › **Geschlecht:**
m = männlich
w = weiblich
- › **GJB**
Gemeinschaftlicher Jagdbezirk
- › **Immission**
Eintrag von Schadstoffen aus Emissionen ins Waldökosystem
- › **JRP**
Jagdliche Raumplanung
- › **KDE**
Kernel Density Estimator (Verfahren zur Berechnung und Darstellung der Raumnutzung von Wildtieren)
- › **Kirrung**
Ausbringung von Futtermitteln, um jagdbares Wild anzulocken und zu erlegen (Kirrjagd)
- › **Landeswald**
Wald im Eigentum des Freistaates Sachsen (Synonym: Staatswald)
- › **MCP**
Minimum Convex Polygon (Verfahren zur Berechnung und Darstellung der Raumnutzung von Wildtieren)
- › **Muffelwild**
Europäischer Mufflon, *Ovis gmelini musimon* (Pallas, 1811)
- › **Rehwild**
Reh, *Capreolus capreolus* (Linnaeus, 1758)
- › **Rotwild**
Rothirsch, *Cervus elaphus* (Linnaeus, 1758)
- › **Schäle**
Verhaltensweise bei der Nahrungsaufnahme von Wildtieren, bei der die Rinde von Waldbäumen abgenagt, abgeschält oder abgezogen wird
- › **Schwarzwild**
Wildschwein, *Sus scrofa* (Linnaeus, 1758)
- › **SD**
Standard Deviation (Standardabweichung, Statistisches Streumaß)
- › **Staatswald**
Wald im Eigentum des Freistaates Sachsen (Synonym: Landeswald)
- › **Verbiss**
Verhaltensweise bei der Nahrungsaufnahme von Wildtieren, bei der Knospen und Triebe von Waldbäumen, Sträuchern oder krautigen Pflanzen abgebissen (gefressen) werden
- › **Verwaltungsjagdbezirk**
Jagdbezirk, in dem die Jagdausübung dem Staatsbetrieb Sachsenforst zusteht (i. d. R. Landeswald)
- › **VJB**
Verwaltungsjagdbezirk
- › **WSM**
Wildschadensmonitoring (Periodisches Wildwirkungsmonitoring im Landeswald des Freistaates Sachsen)
- › **Zuwachsträger**
Geschlechtsreifes weibliches Tier

15

Literaturverzeichnis

- Allen, Andrew M.; Månsson, Johan; Jarnemo, Anders; Bunnefeld, Nils (2014): The impacts of landscape structure on the winter movements and habitat selection of female red deer. In: *Eur J Wildl Res* 60 (3), S. 411–421. DOI: 10.1007/s10344-014-0797-0.
- Andreae, Henning; Gemballa, Rainer; Jacob, Frank (2020): Leitfaden zur Forstlichen Bodenschutzkalkung in Sachsen. Vollständig überarbeitete Auflage 2020. Staatsbetrieb Sachsenforst. Online verfügbar unter <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/35803>. Zuletzt geprüft am 03. 11. 2023.
- Arnold, Walter (2016): Winteranpassungen des Rotwildes: Konsequenzen für ein artgerechtes Wildtiermanagement. 1. Rotwildforum. Forschungsinstitut für Wildtierkunde und Ökologie Veterinärmedizinische Universität Wien. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Vortrag vom 11. 03. 2016.
- Axer, Maximilian; Martens, Sven; Schlicht, Robert; Wagner, Sven (2021): Modelling natural regeneration of European beech in Saxony, Germany: identifying factors influencing the occurrence and density of regeneration. In: *Eur J Forest Res* 140 (4), S. 947–968. DOI: 10.1007/s10342-021-01377-w.
- Balkenhol, Niko; Westekemper, Katharina (2022): Genetische Auswirkungen der Landschaftszerschneidung auf Rothirsche in Deutschland. DJV Vortragsreihe „Wildtiere und Mensch – Spannungsfelder und Lösungswege“. Universität Göttingen, Abteilung Wildtierwissenschaften. Deutscher Jagdverband e.V., Vortrag vom 08.03.2022.
- Bartelt, D.; Nebe, W.; Leube, F. (1999): Biogeochemisches Potenzial ausgewählter Baumarten auf meliorierten, immisionsbeeinflussten Standorten des Erzgebirges. Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Forsten, Bd. 18.
- Bauhus, Jürgen; Dieter, Matthias; Farwig, Nina; Hafner, Annette; Kätzel, Ralf; Kleinschmit, Birgit et al. (2021): Berichte über Landwirtschaft, Sonderheft. Berlin: Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. Online verfügbar unter <https://buel.bmel.de/index.php/buel/article/view/386> Zuletzt geprüft am 23. 11. 2023.
- Baumann, Martin; Dittrich, Sebastian; Körner, Michael; Oheimb, Goddert von (2019): Liming in spruce stands: What effect does the number of lime applications have on the herb layer? In: *Eur J Forest Res* 138 (4), S. 723–735. DOI: 10.1007/s10342-019-01191-5.
- Berger, Alaina L.; Puettmann Klaus L. (2000): Overstory Composition and Stand Structure Influence Herbaceous Plant Diversity in the Mixed Aspen Forest of Northern Minnesota. In: *amid* 143 (1), S. 111–125. DOI: 10.1674/0003-0031(2000)143[0111:OCASSI]2.0.CO;2.
- Bolte, Andreas (2006): Biomasse- und Elementvorräte der Bodenvegetation auf Flächen des Forstlichen Umweltmonitorings in Rheinland-Pfalz (BZE, Level II). Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Reihe B Vol. 72.
- Borowski, Zbigniew; Gil, Wojciech; Bartoń, Kamil; Zajączkowski, Grzegorz; Łukaszewicz, Jan; Tittenbrun, Andrzej; Radliński, Bogusław (2021): Density-related effect of red deer browsing on palatable and unpalatable tree species and forest regeneration dynamics. In: *Forest Ecology and Management* 496, 119442. DOI: 10.1016/j.foreco.2021.119442.
- Boulanger, Vincent; Dupouey, Jean-Luc; Archaux, Frédéric; Badeau, Vincent; Baltzinger, Christophe; Chevalier, Richard; Corcket, Emmanuel; Dumas, Yann; Forgeard, Françoise; Mårell, Anders; Montpied, Pierre; Paillet, Yoan; Picard, Jean-François; Saïd, Sonia; Ulrich, Erwin (2018): Ungulates increase forest plant species richness to the benefit of non-forest specialists. In: *Global change biology* 24 (2), e485–e495. DOI: 10.1111/gcb.13899.
- Brückner, E. (1993): Die Entwicklung des Rotwildbestandes und der Waldbiotope im Westerzgebirge-Vogtland von 1591 bis 1990. In: *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* (39), S. 46–59.
- Buckland, S. T.; Anderson, D. R.; Burnham, K. P.; Laake, J. L.; Borchers, D. L.; Thomas, L. (2004): *Advanced Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. Oxford: Oxford University Press.
- Bundesamt für Naturschutz (Hg.) (2016): *Wildmanagement in deutschen Nationalparks*. Unter Mitarbeit von Stefan Ehrhart, Johannes Lang, Olaf Simon, Ulf Hohmann, Norman Stier, Mark Nitze. BfN Schriften, Bd. 434.
- Burņeviča, N.; Jansons, Ā.; Zaļuma, A.; Kļaviņa, D.; Jansons, J.; Gaitnieks, T. (2016): Fungi Inhabiting Bark Stripping Wounds Made by Large Game on Stems of *Picea abies* (L.) Karst. in Latvia. In: *Baltic Forestry* (22), S. 2–7.
- Chassagneux, Agathe; Calenge, Clément; Siat, Vivien; Mortz, Philippe; Baubet, Eric; Saïd, Sonia (2019): Proximity to the risk and landscape features modulate female red deer movement patterns over several days after drive hunts. In: *Wildlife Biology* (1), S. 1–10. DOI: 10.2981/wlb.00545.
- Claus, I. (1928): Das Tannensterben im sächsischen Walde. In: *Mitteilungen des Landesvereins Sächsischer Heimatschutz*, S. 7–8.
- Clauss, Marcus (2011): Fehlerfrei Füttern. Notzeitäusung fürs Schalenwild. In: *Wild und Hund* (24), S. 24–27.
- Crutzen, Paul J.; Stoermer, Eugene F. (2000): The „Anthropocene“. In: *IGBP Global Change Newsletter* (41), S. 17–18.
- Cukor, Jan (2017): Verification of Red deer population density in the west part of the Ore Mts. Krušné hory – Das Erzgebirge 2017 a common issue – Bilateral workshop of forest research institutions from the Czech Republic and Saxony Most, 26.9.–27.9.2017. Book of Abstracts, Excursion Guide. Staatsbetrieb Sachsenforst und Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti.
- Cukor, Jan; Havránek, F.; Rohla, Jan; Bukovjan, K. (2017): Estimation of red deer density in the west part of the Ore Mts. (Czech Republic). In: *Zpravy Lesnického Vyzkumu* 62, S. 288–295.

- Deutz, Armin (2014): Sinn und Unsinn der Rotwildfütterung. Eberndorf, Vortrag vom 26.06.2014. Online verfügbar unter <https://docplayer.org/20777375-Sinn-und-unsinn-der-rotwildfuetterung.html>. Zuletzt geprüft am 03.11.2023.
- Deutz, Armin; Bretis, Harald; Völk, Friedrich (2015): Rotwildregulierung – Aber wie? Graz, Stuttgart: Stocker.
- Dölle, Michaela; Heinrichs, Steffi; Balcar, Patricia; Schmidt, Wolfgang (2021): Natürliche Wiederbewaldung: Vielfalt durch Nichtstun und Schalenwild. In: *AFZ – Der Wald* 19, S. 29–33.
- Ebner, Michl; Völk, Friedrich; Reimoser, Friedrich (2010): Winterfütterung von Rot- und Rehwild. In: *Jagd in Tirol* 10, S. 10–14.
- Eckhardt, Ronny (2016): Jagdkonzeption im Waldumbauprojekt der mittleren Hoch- und Kammlagen des Thüringer Waldes. Fachkolloquium des Forstlichen Forschungs- und Kompetenzzentrums. Gotha, 17.03.2016.
- Edge, Daniel W.; Marcum, Les C.; Olson, Sally L. (1985): Effects of Logging Activities on Home-Range Fidelity of Elk. In: *Jour. Wild. Mgmt. Vol. 49, No. 3, S. 741–744*.
- Eisenhauer, Dirk-Roger (2000): Empfehlungen zur Wiedereinbringung der Weißtanne. Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Forsten, Bd. 22.
- Eisenhauer, Dirk-Roger; Andreae, Henning; Otto, Lutz-Florian; Matschulla, Franz; Peters, Alexander; Jacob, Frank (2020): Sächsischer Waldzustandsbericht 2020. Sächsisches Staatsministerium für Energie, Klimaschutz, Umwelt und Landwirtschaft (SMEKUL).
- FNR (2021): Strategien zur wirtschaftlichen Nutzung und waldbaulichen Behandlung stark schälgeschädigter Laubholzbestände. Schlussbericht. Technische Hochschule Rosenheim; Georg-August-Universität Göttingen; Fürstlich Stolbergsche Verwaltung (Hohnsteiner Forst GbR). Online verfügbar unter <https://www.fnr.de/projektfoerderung/projektdatenbank-der-fnr/projektverzeichnis-details/?fkz=22003615>. Zuletzt geprüft am 23.11.2023.
- Franke, Ulrich (2016): Abschlussbericht über drei standardisierte IR – VIS Befliegungen des Naturschutzgebietes Königsbrücker Heide und angrenzenden Gebieten im Frühjahr 2016. Interner Bericht von Wildlife Monitoring by Aerosense, U. Franke.
- FVA (2021): 15. Newsletter des Projekts „Rotwildkonzeption Nordschwarzwald“. Freiburg. Online verfügbar unter: <https://www.rotwildkonzeption-nordschwarzwald.de/infos/archiv/15-newsletter-veroeffentlicht>. Zuletzt geprüft am 03.11.2023.
- Gaynor, Kaitlyn M.; Hojnowski, Cheryl E.; Carter, Neil H.; Brashares, Justin S. (2018): The influence of human disturbance on wildlife nocturnality. In: *Science* 360 (6394), S. 1232–1235. DOI: 10.1126/science.aar7121.
- Gebert, Claudia; Verheyden-Tixier, Héléne (2001): Variations of diet composition of Red Deer (*Cervus elaphus* L.) in Europe. In: *Mammal Review* 31 (3–4), S. 189–201. DOI: 10.1111/j.1365-2907.2001.00090.x.
- Georgii, Bertram; Schröder, Wolfgang (1983): Home range and activity patterns of male red deer (*Cervus elaphus* L.) in the alps. In: *Oecologia* 58 (2), S. 238–248. DOI: 10.1007/BF00399224.
- Gill, Robin (2000): The Impact of Deer on Woodland Biodiversity. Forestry Commission Information Note, 36. Online verfügbar unter https://www.researchgate.net/publication/316521383_The_impact_of_deer_on_woodland_biodiversity. Zuletzt geprüft am 23.11.2023.
- Gossow, Hartmut (2005): Wildökologie. Begriffe, Methoden, Ergebnisse, Konsequenzen. Sonderausg.; Reprint der Originalausg. Remagen-Oberwinter: Kessel.
- Griesberger, Paul; Zandl, Josef; Obermaier, Leopold; Stalder, Gabriele; Reimoser, Friedrich; Arnold, Walter; Hackländer, Klaus (2021): Integrales Rotwildmanagement – Ein Brückenschlag zwischen Wissenschaft und Praxis. Graz: Der Anblick. Online verfügbar unter https://www.vetmeduni.ac.at/fileadmin/v/fiwi/Publikationen/Populaerwissenschaftliche/2021_Anblick_Brosch%C3%BCre_Integrales-Rotwildmanagement-compressed.pdf. Zuletzt geprüft am 29.04.2022.
- Guber, Steffen; Herzog, Sven (2018): Muttertierschutz auf Drück-Stöber-Jagden aus biologischer und rechtlicher Sicht am Beispiel des Rotwildes. In: Joachim Reddemann (Hg.): Symposium Jagd und Tierschutz. Symposium des Landesjagdverbandes Bayern – Bayerischer Jagdverband e.V. und der Bayerischen Akademie für Jagd und Natur, 28. Juni 2017 in Grub, Bd. 25. Feldkirchen: Landesjagdverband Bayern – Bayerischer Jagdverband e.V. Schriftenreihe des Landesjagdverbandes Bayern e.V. – Bayerischer Jagdverband e.V., Bd. 25, S. 19–29.
- Günther, Stephan; Heurich, Marco (2012): Bewertung der Naturnähe des Rothirschmanagements in mitteleuropäischen Nationalparks. In: *Allgemeine Forst und Jagdzeitung* 184, S. 1–16.
- Günther, Wolfram; Siegesmund, Anja; Vogel, Axel; Weber, Ralf-Peter (2021): Waldkrise und Klimakrise – Zwei Seiten einer Medaille. Gemeinsame Erklärung für eine Waldpolitik der Zukunft. Online verfügbar unter https://www.waldbodenschutz.de/images/pdf/Walderklärung_der_ostdeutschen_Bundesländer.pdf. Zuletzt geprüft am 02.11.2022.
- Hansen, M. C.; Potapov, P. V.; Moore, R.; Hancher, M.; Turubanova, S. A.; Tyukavina, A. et al. (2013): High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. In: *Science* 342 (6160), S. 850–853. DOI: 10.1126/science.1244693.
- Henrich, Maik; Kühl, Hjalmar; Heurich, Marco (2022): Reh- und Rotwildbestände mit Fotofallen bestimmen. In: *AFZ – Der Wald* (21), S. 24–28.

- Herbst, Coralie; Kinser, Andreas; Münchhausen, Hilmar (2016): ÖkoArtCervus. Eine Literaturrecherche zu den ökologischen Wirkungen von Rotwild und anderen wild lebenden Huftieren. Deutsche Wildtier Stiftung. Hamburg.
- Hettich, Ulf; Hohmann, Ulf (2014): Allgemeine Richtwerte zum Anteil und Verteilung von Grünäsungsflächen für Rotwild in geschlossenen Waldgebieten. Trippstadt:Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz.
- Hettich, Ulf; Hohmann, Ulf (2021): Bindungsverhalten von Alttier-Kalb-Paaren beim Rotwild (*Cervus elaphus*). Gekürzte Fassung des Abschlussberichts. Trippstadt: Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz. Online verfügbar unter <https://fawf.wald.rlp.de/index.php?eID=dumpFile&f=284611&token=acce0752c381a1dcafc656efc925c6e4d70b2839>, zuletzt geprüft am 20.01.2023.
- Heurich, Marco; Belotti, Elisa; Hagen, Robert; Küchenhoff, Helmut (2016): Der Einfluss des Luchses auf die Bestände seiner Beutetiere. In: *AFZ – Der Wald* (2), S. 13–15.
- Hofmann, Gerhard; Pommer, Ulf; Jenssen, Martin; Ahrens, Manfred; Dobiáš, Kornelia (2008): Wildökologische Lebensraumbewertung für die Bewirtschaftung des wiederkäuenden Schalenwildes im nordostdeutschen Tiefland. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. XXXIX.
- Hohmann, Ulf (2009): Einfluss der Winterfütterung auf die Populationsdynamik des Rotwildes. In: *AFZ – Der Wald* (23), S. 1244–1245.
- Hunger, Michael; Herzog, Sven (2019): Erstellung eines integrierten Wildtiermanagementkonzeptes auf wildbiologischer Grundlage am Beispiel der Hegegemeinschaft Erzgebirge. Modul 1: Darstellung einer Gebietskulisse und Schaffung einer Datenbasis. Dozentur für Wildökologie und Jagdwirtschaft. Technische Universität Dresden.
- Iravani, Majid; Schütz, Martin; Edwards, Peter J.; Risch, Anita C.; Scheidegger, Christoph; Wagner, Helene H. (2011): Seed dispersal in red deer (*Cervus elaphus* L.) dung and its potential importance for vegetation dynamics in subalpine grasslands. In: *Basic and Applied Ecology* 12 (6), S. 505–515. DOI: 10.1016/j.baae.2011.07.004.
- Jacobs, Jürgen (1974): Quantitative measurement of food selection – A Modification of the Forage Ratio and Ivlev's Electivity Index. In: *Oecologia* 14, S. 413–417.
- Keller, Roman (2016): Einfluss von Wintersportlern auf die Nutzung der Winterstände von Rothirschen *Cervus elaphus* und Gämsen *Rupicapra rupicapra* in der Val S-charl. Masterarbeit. Universität für Bodenkultur Wien. Forschungsinstitut für Wildtierkunde und Ökologie.
- Kilias, Harald (2018): Mit Zonen zum Ziel. In: *Wild und Hund* (24), S. 14–20.
- Kinser, Andreas; Münchhausen, Hilmar (Hg.) (2019): Der Rothirsch in der Überzahl. Wege zu einer tierschutzgerechten Rotwildreduktion; 9. Rotwildsymposium der Deutschen Wildtier Stiftung vom 28. bis 30. Juni 2018 in Bad Driburg. Deutsche Wildtier Stiftung. Hamburg: Deutsche Wildtier Stiftung.
- Kinser, Andreas; Wölfling, Benno; Münchhausen, Hilmar; Gräber, Reinhild; Siebert, Ursula (2020): Abschussstruktur für Reduktionsprojekte beim Rotwild. In: *AFZ – Der Wald* (9), S. 34–37.
- Klimke, Vivienne (2012): Im Strudel des Unsichtbaren. In: *Wild und Hund* (18), S. 16–21.
- Kluth, Gesa; Reinhardt, Ilka; Möslinger, Helene; Blum-Rerát, Catriona; Jarausch, Anne (2017): Wölfe in Sachsen – Statusbericht für das Monitoringjahr 2016/2017. LUPUS – Institut für Wolfsmoitoring und -forschung in deutschland; Senckenberg Forschungsinstitut für Wildtiergenetik.
- Kopp, Vera; Ulrich, Anne; Suchant, Rudi (2021): Wie das Freizeitverhalten das Leben von Wildtieren beeinflusst. In: *AFZ – Der Wald* (6), S. 20–23.
- Kraus, P. (1987): Vegetationsbeeinflussung als Indikator der relativen Rotwild-dichte. In: *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* (33), S. 42–59.
- Lang, Johannes; Huckschlag, Dietmar; Simon, Olaf (2016): Möglichkeiten und Grenzen der Wildbestandsschätzung für Rotwild mittels retrospektiver Kohortenanalyse am Beispiel des Rotwildgebietes „Pfälzerwald“. In: *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung* (41), S. 1–10.
- Laundre, John W.; Hernandez, Lucina; Ripple, William J. (2010): The Landscape of Fear: Ecological Implications of Being Afraid. In: *TOECOLJ* 3 (3), S. 1–7. DOI: 10.2174/1874213001003030001.
- Leitner, Horst; Leissing, Daniel; Wohlfahrt, Stefanie; Signer, Johannes; Walcher, Severin; Jantsch, Wolfram (2019): Wildmanagement Gailtaler Alpen II. Enderbericht 2012–2018. Büro für Wildökologie und Forstwirtschaft. Klagenfurt.
- LfULG (2022a): Luchsprojekt: RELynx Sachsen. Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie. Online verfügbar unter https://luchs-sachsen.de/wp-content/uploads/2022/11/DigitalFlyer_RELynx-Sachsen_final.pdf. Zuletzt geprüft am 08.12.2022.
- LfULG (2022b): Neues Wolfspaar im Erzgebirge. Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie. Online verfügbar unter <https://www.medien-service.sachsen.de/medien/news/1054040>. Zuletzt aktualisiert am 30.06.2022, zuletzt geprüft am 08.12.2022.
- Mannsfeld, K.; Syrbe, R.-U. (2008): Naturräume in Sachsen. Forschungen zur deutschen Landeskunde, Bd. 257. Leipzig: Selbstverlag.
- Marques, Fernanda F.C.; Buckland, Stephen T.; Goffin, David; Dixon, Camilla E.; Borchers, David L.; Mayle, Brenda A.; Peace, Andrew J. (2001): Estimating deer abundance from line transect surveys of

- dung: sika deer in southern Scotland. In: *Journal of Applied Ecology* 38 (2), S. 349–363. DOI: 10.1046/j.1365-2664.2001.00584.x.
- Meißner, Marcus; Reinecke, Horst; Herzog, Sven (2013): Vom Wald ins Offenland. Der Rothirsch auf dem Truppenübungsplatz Grafenwöhr; Raum-Zeit-Verhalten, Lebensraumnutzung, Management. 2. Aufl. Ahnatal: Fornaçon.
- Meissner, Marcus; Reinecke, Horst; Zachos, Frank; Ritter, Tim; Wölfel, H. (2009): Der Rothirsch in Schleswig-Holstein: Lebensraumsituation, Lebensraumverbund und Management. Institut für Wildbiologie Göttingen und Dresden e.V. Online verfügbar unter: https://www.researchgate.net/publication/258433486_Der_Rothirsch_in_Schleswig-Holstein_Lebensraumsituation_Lebensraumverbund_und_Management. Zuletzt geprüft am 03. 11. 2023.
- Meißner-Hylanová, Vendula; Stier, Norman; Pröb, Peter; Mercker, Moritz; Lewetzky, Paul; Müller, Veit; Roth, Mechthild (2023): Populationsdichte, Populationsstruktur, Migrationsverhalten und Lebensraumnutzung des Rotwildes im linkselbischen Elbsandstein und Erzgebirge als Grundlage für ein wald-, wildtierökologisch und waldbaulich begründetes Rotwildmanagement. Abschlussbericht Arbeitspaket 1 – Populationsökologie und Raumnutzung. Technische Universität Dresden, Professur für Forstzoologie.
- Meyer, H. (1955): Das Verlustkonto der Edeltanne (*Abies alba* MILL). In: *Forst und Jagd* (5), S. 276–278.
- Miller, Christine (2018): Waldschutz schafft Waisen. Muttertierschutz beim Rotwild. In: *Wild und Hund* (20), S. 16–23.
- Miller, Christine (2020): Gutachten zu einem Fütterungskonzept für Rotwild im Rotwildgebiet („Hegegemeinschaft Erzgebirge“). Rottach-Egern.
- Molinari-Jobin, Anja; Zimmermann, Fridolin; Ryser, Andreas; Breitenmoser-Würsten, Christine; Capt, Simon; Breitenmoser, Urs; Molinari, Paolo; Haller, Heinrich; Eyholzer, Roman (2007): Variation in diet, prey selectivity and home-range size of Eurasian lynx *Lynx lynx* in Switzerland. In: *Wildlife Biology* 13 (4), S. 393–405. DOI: 10.2981/0909-6396(2007)13[393:VIDPSA]2.0.CO;2.
- Möslinger, Helene; Kluth, Gesa; Reinhardt, Ilka; Blum-Rerát, Catriona; Collet, Sebastian (2018): Wölfe in Sachsen – Statusbericht für das Monitoringjahr 2017/2018. LUPUS – Institut für Wolfsmonitoring und -forschung in deutschland; Senckenberg Forschungsinstitut für Wildtiergenetik.
- Nebe, W.; Roloff, A.; Vogel, M. (1998): Untersuchungen von Waldökosystemen im Erzgebirge als Grundlage für einen ökologisch begründeten Waldumbau. Forstwissenschaftliche Beiträge Tharandt, Bd. 3.
- Nei, Masatoshi (1972): Genetic Distance between Populations. In: *The American Naturalist* 106 (949), S. 283–292. Online verfügbar unter <http://www.jstor.org/stable/2459777>. Zuletzt geprüft am 23.11.2023.
- Nichols, Ruth V.; Crowsigt, Joris P. G. M.; Spong, Göran (2015): DNA left on browsed twigs uncovers bite-scale resource use patterns in European ungulates. In: *Oecologia* 178 (1), S. 275–284. DOI: 10.1007/s00442-014-3196-z.
- Nichols, Ruth V.; Spong, Göran (2014): Ungulate browsing on conifers during summer as revealed by DNA. In: *Scandinavian Journal of Forest Research* 29 (7), S. 650–652. DOI: 10.1080/02827581.2014.960895.
- Nitze, M.; Stache, A.; Hellmund, M.; Fuchs, K.; Roth, M. (2007): Untersuchungen zum Raum-Zeit-Muster von Schalenwildarten in ausgewählten Gebieten des Freistaates Sachsen 1997–2005. Projektbericht. Technische Universität Dresden, Professur für Forstzoologie.
- Nitze, Mark (2012): Untersuchungen am Schalenwild im Wolfsgebiet der Oberlausitz und Schlussfolgerungen zu dessen Hege und jagdlicher Bewirtschaftung. Projektbericht. Technische Universität Dresden, Professur für Forstzoologie.
- Odermatt, Oswald (2014): Wildverbiss – Wann sind die kritischen Phasen? In: *Wald und Holz* (2), S. 23–26.
- Ossi, Federico; Gaillard, Jean-Michel; Hebblewhite, Mark; Morellet, Nicolas; Ranc, Nathan; Sandfort, Robin et al. (2017): Plastic response by a small cervid to supplemental feeding in winter across a wide environmental gradient. In: *Ecosphere* 8 (1), e01629. DOI: 10.1002/ecs2.1629.
- Pennell, Matthew W.; Stansbury, Carisa R.; Waits, Lisette P.; Miller, Craig R. (2013): Capwire: a R package for estimating population census size from non-invasive genetic sampling. In: *Molecular ecology resources* 13 (1), S. 154–157. DOI: 10.1111/1755-0998.12019.
- Peters, Ronny (2020): Statistische Analyse von Einflussfaktoren auf Höhe und Verteilung von Schäle und Verbiss im Rahmen des Kooperationsprojektes Rotwildmanagement pro Waldumbau. Projektbericht. TU Dresden, Institut für Waldwachstum und Forstliche Informatik. Tharandt.
- Petrak, Michael (1993): Nischenbreite und Nischenüberlappung bei der Nahrungswahl von Rothirsch (*Cervus elaphus* Linné, 1758) und Reh (*Capreolus capreolus* Linné, 1758) in der Nordwesteifel. In: *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* (39), S. 161–170.
- Petrak, Michael (1996): Der Mensch als Störgröße in der Umwelt des Rothirsches (*Cervus elaphus* L. 1758). In: *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* (42), S. 180–194.
- Petrak, Michael; Müller, Martin; Klug, Alexander (2019): Konflikte und Lösungswege im Rotwild-Verbreitungsgebiet „Senne-Teutoburger Wald-Egge“. In: Andreas Kinser und Hilmar Münchhausen (Hg.): *Der Rothirsch in der Überzahl. Wege zu einer tierschutzgerechten Rotwildreduktion*; 9. Rotwildsymposium der Deutschen Wildtier Stiftung vom 28. bis 30. Juni 2018 in Bad Driburg. Hamburg: Deutsche Wildtier Stiftung.

- Pfahler, Winfried (2020): Evaluiertes Rotwildkonzept – Forstbetrieb Fichtelberg. Bayerische Staatsforsten.
- Plochmann, Rudolf (2012): Fütterung von Rotwild – Heu, Heu und nochmals Heu. In: *Jagd in Bayern* (11), S. 24–25.
- Reimoser, Friedrich; Hackländer, Klaus (2016): Wildökologische Raumplanung – Chancen und Grenzen. In: *OÖ Jäger*, S. 43–50.
- Reimoser, Friedrich; Schodterer, Heimo; Reimoser, Susanne (2014): Erfassung und Beurteilung des Schalenwildeinflusses auf die Waldverjüngung – Vergleich verschiedener Methoden des Wildeinfluss-Monitorings („WEM-Methodenvergleich“). BFW–Dokumentation, Bd. 17. Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft. Wien.
- Reimoser, Friedrich; Stock, Josef (2020): Huftierverbiss und Waldentwicklung – Langfristige Auswirkungen auf ehemaligen Wildschadensflächen. Wien: Fonds für Umweltstudien in Tirol (FUST Tirol). Universität für Bodenkultur Wien. Online verfügbar unter http://wildlife.reimoser.info/download/2020_Reimoser_Stock_FUST_Wald_Wild_Alte_Trakte.pdf. Zuletzt geprüft am 23.05.2022.
- Reiner, Gerald; Willems, Hermann (2019): Sicherung der genetischen Vielfalt beim hessischen Rotwild als Beitrag zur Biodiversität. Gießen: Arbeitskreis Wildbiologie e.V./Klinikum Veterinärmedizin Justus-Liebig-Universität Gießen. Online verfügbar unter https://www.rothirsch.org/wp-content/uploads/2019/11/reinerwillems_genetikstudie-rotwild.pdf. Zuletzt geprüft am 10.03.2022.
- Ripple, William; Wolf, Christopher; Newsome, Thomas; Barnard, Phoebe; Carballo, Jose Luis; Moomaw, William et al. (2019): World Scientists' Warning of a Climate Emergency. In: *BioScience* 70 (1), S. 8–12.
- Sächsische Landesanstalt für Forsten (Hg.) (1998): Forstpflanzenzüchtung für Immissionsschadgebiete. Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Forsten, Bd. 13.
- Schomaker, Philipp (2014): Analyse von Schältschadensinventuren in Harz und Solling. Unter Berücksichtigung ausgewählter Umweltparameter in ihrer Rolle als potentielle Einflussfaktoren. Dissertation. Georg-August-Universität Göttingen.
- Schönfelder, Dirk (1997): Untersuchungen zur Rotwildpopulationsentwicklung und zu Schältschäden im Einstandsgebiet Westerzgebirge-Vogtland mit Hilfe mathematisch-statistischer Methoden, eine analytische Gesamtdarstellung. Diplomarbeit. Fachhochschule für Forstwirtschaft Schwarzburg.
- Schulze, E. D.; Bouriaud, O. Bouriaud; Wäldchen, J.; Eisenhauer, N.; Walentowski, H.; Seele, C. et al. (2014): Ungulate browsing causes species loss in deciduous forests independent of community dynamics and silvicultural management in Central and South-eastern Europe. In: *Ann. For. Res.* 57 (2), S. 1. DOI: 10.15287/afr.2014.273.
- Seifert, Phil (2019): Untersuchungen zum Raum-Zeit-System von Rotwildalttieren (*Cervus elaphus*, L.) mit ihren Kälbern mittels Telemetrie im Westerzgebirge/Sachsen. Masterarbeit. Technische Universität Dresden. Professur für Forstzoologie.
- Seltmann, Torsten; Wernicke, Jakob; Münder, Kristian; Wenzel, Ralph; Eisenhauer, Dirk-Roger (2022): Schlussbericht zum Verbundvorhaben: Bewirtschaftung der Fichte im Mittelgebirge unter Berücksichtigung des aktuellen Wachstumsgangs und Risikoabschätzung. Staatsbetrieb Sachsenforst – Kompetenzzentrum für Wald und Forstwirtschaft und ThüringenForst AÖR-Forstliches Forschungs- und Kompetenzzentrum Gotha. Online verfügbar unter https://www.researchgate.net/publication/361279473_Schlussbericht_zum_Verbundvorhaben_Bewirtschaftung_der_Fichte_im_Mittelgebirge_unter_Beruecksichtigung_des_aktuellen_Wachstumsgangs_und_Risikoabschätzung. Zuletzt geprüft am 02.12.2022.
- Simon, Olaf; Ebert, Cornelia; Kinser, Andreas (2021): Zum Risiko von Kälberwaisen bei Bewegungsjagden auf Rotwild. Konsequenzen für den Muttertierschutz. Hamburg: Deutsche Wildtier Stiftung.
- SMEKUL (2022): Wolfsvorkommen in Sachsen – Wolf in Sachsen – sachsen.de. Sächsisches Staatsministerium für Energie, Klimaschutz, Umwelt und Landwirtschaft (SMEKUL). Online verfügbar unter <https://www.wolf.sachsen.de/wolfsvorkommen-in-sachsen-4342.html>. Zuletzt aktualisiert am 25.01.2022, zuletzt geprüft am 15.02.2022.
- SMUL (2014): Managementplan für den Wolf in Sachsen; 3. Fassung – Stand Februar 2014. Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft.
- Sobek, Tilman; Grapentin, Stephan; Koukakis, George-Alexander; Götz, Roman; Wolter, Andrea (2021): Fachplanung Mountainbike-Tourismus des Freistaates Sachsen. Landestourismusverband Sachsen e.V.
- Staatsbetrieb Sachsenforst (Hg.) (2010): Waldfunktionenkartierung. Grundsätze und Verfahren zur Erfassung der besonderen Schutz- und Erholungsfunktionen des Waldes im Freistaat Sachsen.
- Statistische Ämter des Bundes und der Länder (2022): Regionalatlas Deutschland | Kartenanwendung. Online verfügbar unter <https://regionalatlas.statistikportal.de/>. Zuletzt aktualisiert am 07.02.2022, zuletzt geprüft am 08.02.2022.
- Statistisches Bundesamt (2021): Bevölkerungsstand: Amtliche Einwohnerzahl Deutschlands 2022. Online verfügbar unter https://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Bevoelkerung/Bevoelkerungsstand/_inhalt.html#sprng233974. Zuletzt aktualisiert am 03.01.2022, zuletzt geprüft am 08.02.2022.
- Statistisches Landesamt des Freistaates Sachsen (2020): Beherbergungsgewerbe. Online verfügbar unter <https://www.statistik.sachsen.de/html/>

- beherbergung.html. Zuletzt aktualisiert am 04.02.2022, zuletzt geprüft am 04.02.2022.
- Stier, Norman; Nitze, Mark; Meißner-Hylanová, Vendula; Schumann, Maik; Deeken, Andrea; Roth, Mechthild (2014): Evaluierung von Monitoringmethoden für Schalenwildbestände. Abschlussbericht. Büro für Wildtierforschung und forstliche Betreuung, Kogel.
- Suchant, Rudi; Burghardt, Friedrich; Gerecke, Karl-Ludwig (2008): Rotwildkonzeption Südschwarzwald. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg. Freiburg.
- Šustr, Pavel (2015): Hirsche im Böhmerwald. Národní park Šumava. Online verfügbar unter https://www.npsumava.cz/wp-content/uploads/2019/08/hirsche_im_bohmerwald.pdf, zuletzt geprüft am 11.01.2023.
- Thomasius, Harald (1995): Der Einfluß des Bergbaus auf Wald- und Forstwirtschaft im sächsischen Erzgebirge bis zum Beginn des 19. Jahrhunderts. Tharandt: Sächsischer Forstverein.
- Thünen Institut für Waldökosysteme (2012): Dritte Bundeswaldinventur (2012). Online verfügbar unter <https://bwi.info/?lang=de>, zuletzt aktualisiert am 08.02.2022, zuletzt geprüft am 08.02.2022.
- Tröber, Ute; Franke, Ursula; Thomae, Marcel; Polaczek, Klaus (2021): Schlussbericht zum Kooperationsprojekt: „Populationsdichte, Populationsstruktur, Migrationsverhalten und Lebensraumnutzung des Rotwildes im linkselbischen Elbsandstein- und Erzgebirge als Grundlage für ein wald-, wildtierökologisch und waldbaulich begründetes Rotwildmanagement“. Berichtsteil: Genetische Untersuchungen. Staatsbetrieb Sachsenforst – Kompetenzzentrum für Wald und Forstwirtschaft.
- Umweltbundesamt (Hg.) (2019): Monitoringbericht 2019 zur Deutschen Anpassungsstrategie an den Klimawandel. Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/das_monitoringbericht_2019_barrierefrei.pdf, zuletzt geprüft am 30.12.2021.
- Umweltbundesamt (2022): Schwefeldioxid-Emissionen nach Quellkategorien. Umweltbundesamt. Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/384/bilder/dateien/2_abb_schwefeldioxid-emi_2022.pdf. Zuletzt geprüft am 07.11.2022.
- Urbano, Ferdinando; Cagnacci, Francesca (2014): Spatial Database for GPS Wildlife Tracking Data. Cham: Springer International Publishing.
- Vala, Zdeněk (2011): Efektivita přezimovacích obůrek pro jelení zvěř. Myslivost. Online verfügbar unter <https://www.myslivost.cz/Casopis-Myslivost/Myslivost/2011/Duben---2011/Efektivita-prezimovacich-oburek-pro-jeleni-zver>. Zuletzt aktualisiert am 03.02.2022, zuletzt geprüft am 03.02.2022.
- Vala, Zdeněk; Ernst, Martin; Lošák, Tomáš (2012): Verification of food supply for red deer under conditions of the air-polluted area of mountain forest ecosystems in the Ore Mountains (Forest District Klášterec nad Ohří). In: *Acta Univ. Agric. Silvic. Mendelianae Brun.* 60 (5), S. 239–246. DOI: 10.11118/actaun201260050239.
- Vala, Z.; Ernst, M. (2011): Red deer density in the air-polluted area of forest ecosystems in the Krušné hory Mts. – Klášterec nad Ohří Forest District. In: *Journal of Forest Science* 57, S. 59–63. DOI: 10.17221/57/2010-JFS.
- Völk, Friedrich (2016): Rotwild: Wie kann man Alttiere effizient bejagen? Teil 1. In: *Weidwerk* (11), S. 20–22.
- Wagenknecht, Egon (1996): Der Rothirsch: *Cervus elaphus*. 3. Aufl. Magdeburg: Westarp Wissenschaften.
- Westekemper, Katharina (2021): Impacts of landscape fragmentation on red deer (*Cervus elaphus*) and European wildcat (*Felis silvestris silvestris*): A nation-wide landscape genetic analysis. Dissertation. Georg-August-Universität Göttingen.
- Wiedemann, E. (1927): Untersuchungen über das Tannensterben. In: *Forstwissenschaftliches Centralblatt* (49), S. 759–780.
- Wölfel, Helmuth (Hg.) (2003): Bewegungsjagden. Planung – Auswertung – Hundewesen. Graz, Stuttgart: Stocker.
- Wölfel, Helmuth (2004): Fragwürdige Romantik. Frühjahrsjagd auf Rotwild. *Deutsche Jagdzeitung*. Online verfügbar unter <https://djz.de/fragwuerdigeromantik-861/>. Zuletzt geprüft am 03.11.2023.
- Wotschikowsky, Ulrich; Simon, Olaf; Elmayer, Kai; Herzog, Sven (2006): Leitbild Rotwild – Wege für ein fortschrittliches Management. Hamburg: Deutsche Wildtier Stiftung.
- Zeiler, Hubert (2014): Herausforderung Rotwild. Wien: Österr. Jagd- und Fischerei-Verl.
- Zirlewagen, Dietmar (2019): Regionalisierung von Vegetationsaufnahmen an 160 Punkten innerhalb von vier Projektregionen in Sachsen. Bericht Modellversion 2. Interra, Büro für Umweltmonitoring.
- Zschille, Jana (2020): Organisation und Koordinierung eines Beobachternetzes für die gefährdeten Tierarten Luchs und Wildkatze sowie Dokumentation der Präsenznachweise in den Jahren 2018/2019 und 2019/2020. Technische Universität Dresden, Professur für Forstzoologie.

**Herausgeber:**

Staatsbetrieb Sachsenforst
Bonnewitzer Straße 34, 01796 Pirna OT Graupa
Telefon: + 49 3501 542 0
Telefax: + 49 3501 542-213
E-Mail: poststelle.sbs@smekul.sachsen.de
www.sachsenforst.de

Sachsenforst ist eine nachgeordnete Behörde des Sächsischen Staatsministeriums für Energie, Klimaschutz, Umwelt und Landwirtschaft.

Diese Veröffentlichung wird finanziert aus Steuermitteln auf der Grundlage des vom Sächsischen Landtag beschlossenen Haushalts.

Redaktion:

Referat Controlling biologische Produktion
E-Mail: jagd.sachsenforst@smekul.sachsen.de

Gestaltung, Satz:

Machzwei, Dresden. www.machzwei.net

Abbildungen:

David Herold (Abb. 3), Hans Hesse (Abb. 5 o.), Stephan Lauckner (S. 64), Vendula Meißner-Hylanová (Abb. 90 l.), Veit Müller (Abb. 40), Peter Pröbß (Abb. 55 u., 66), Tom Riehle (Abb. 151), Frank Schaarschmidt (Abb. 56 m.), Carol Scholz (S. 48, 178, Abb. 95), Norman Stier (Abb. 56 r.), Gabriele Thomae (Abb. 148), Marcel Thomae (alle anderen), Machzwei (Diagramme und Tabellen), Archiv Forstbezirk Bärenfels (S. 18), Archiv Sachsenforst (Abb. 6, 92, 139), Sächsisches Luchs- und Wildkatzenmonitoring/TU Dresden (Abb. 55 o.), Adobe Stock (S. 144, 152, 190)

Redaktionsschluss:

30. November 2023

Bezug:

www.publikationen.sachsen.de

Verteilerhinweis:

Diese Informationsschrift wird von der Sächsischen Staatsregierung im Rahmen ihrer verfassungsmäßigen Verpflichtung zur Information der Öffentlichkeit herausgegeben. Sie darf weder von Parteien noch von deren Kandidaten oder Helfern im Zeitraum von sechs Monaten vor einer Wahl zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für alle Wahlen.

Missbräuchlich ist insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken oder Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist auch die Weitergabe an Dritte zur Verwendung bei der Wahlwerbung. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die vorliegende Druckschrift nicht so verwendet werden, dass dies als Parteinarbeit des Herausgebers zugunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden könnte. Diese Beschränkungen gelten unabhängig vom Vertriebsweg, also unabhängig davon, auf welchem Wege und in welcher Anzahl diese Informationsschrift dem Empfänger zugegangen ist. Erlaubt ist jedoch den Parteien, diese Informationsschrift zur Unterrichtung ihrer Mitglieder zu verwenden.