Amt für Landwirtschaft und Forsten
Landau a. d. Isar

BAYERISCHE
FORSTVERWALTUNG

Natura 2000–Managementplan „Nationalpark Bayerischer Wald“

II. Fachgrundlagen

Inhaltsverzeichnis

II. Managementplan – Fachgrundlagen 5

1. Grundlagen für Natura 2000 – Gebiete 5
1.1 Gesetzliche Grundlagen 5
1.2 Organisation 5
1.3. Methodik 5

2. Zusammenarbeit im Rahmen des deutsch-tschechischen Natura 2000-Projekts 6
2.1 Projektbeschreibung 6
2.2 Zusammenarbeit mit dem tschechischen Projektpartner 6
2.3 Projektergebnisse 7

3. Allgemeine Gebietscharakteristik 8
3.1 Allgemeine Gebietsbeschreibung 8
3.2 Besitzverteilung 9
3.3 Natürliche Grundlagen 9
3.3.1 Naturraum 9
3.3.2 Geologie und Geomorphologie 9
3.3.3 Böden 10
3.3.4 Klima 11
3.3.5 Natürliche Vegetation 12
3.4 Nutzungsgeschichte und gegenwärtiges Management 13
3.4.1 Nutzungsgeschichte 13
3.4.2 Gegenwärtiges Management 18
3.5 Schutzsituation 20
3.6 Waldfunktionen 22
3.7 Ökologischer Kenntnisstand 22
3.8 Rolle und Bedeutung des Gebietes im Europäischen Netz Natura 2000 26

4. Schutzobjekte und Erhaltungsmaßnahmen 27
4.1 Erhaltungsziele 27
4.2 Lebensraumtypen (LRT) nach Anhang I der FFH-RL 29
4.2.1 9110 Hainsimsen-Buchenwald 31
4.2.2 9130 Waldmeister-Buchenwald 37
4.2.3 9140 Mitteleuropäischer subalpiner Buchenwald mit Ahorn und *Rumex arifolius* 41
4.2.4 *9180 Schlucht- und Hangmischwälder 44
4.2.5 *91D0 Moorwälder 48
4.2.6 *91E0 Auenwälder mit *Alnus glutinosa* und *Fraxinus excelsior* 54
4.2.7 9410 Montane bis alpine bodensaure Fichtenwälder 59
4.2.8 *4070 Buschvegetation mit Pinus mugo 68
4.2.9 3160 Dystrophe Seen 69
4.2.10 3260 Fließgewässer der planaren bis montanen Stufe mit Vegetation des *Ranunculion fluitantis* 71
4.2.11 4030 Europäische trockene Heiden 74
4.2.12 *6230 Artenreiche Borstgrasrasen montan 76
4.2.13 6410 Pfeifengraswiesen auf kalkreichem Boden und Lehmboden (Eu-*Molinion*) 79
4.2.14 6430 Feuchte Hochstaudensäume der planaren bis alpinen Höhenstufe inkl. Waldsäume 81
4.2.15 6520 Berg-Mähwiesen 83
4.2.16 *7110 Lebende Hochmoore 85

4.2.17 7120 Noch renaturierungsfähige degradierte Hochmoore 87
4.2.18 7140 Übergangs- und Schwingrasenmoore 88
4.2.19 7230 Kalkreiche Niedermoore 90
4.2.20 8110 Silikatschutthalden der montanen bis nivalen Stufe 92
4.2.21 8220 Silikatfelsen und ihre Felsspaltenvegetation 95
4.2.22 Charakteristische Arten (Leitarten) der Waldlebensraumtypen 97
4.3 Arten nach Anhang II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL) 99
4.3.1 1361 Luchs 100
4.3.2 1355 Fischotter, Otter 103
4.3.3 1308 Mopsfledermaus 106
4.3.4 1323 Bechsteinfledermaus 109
4.3.5 1324 Großes Mausohr 112
4.3.6 1163 Groppe, Koppe, Mühlkoppe 115
4.3.7 *1914 Hochmoorlaufkäfer 117
4.3.8 1042 Große Moosjungfer 118
4.3.9 1386 Grünes Koboldsmoos 122
4.3.10 1381 Grünes Besenmoos 124
4.3.11 1393 Firnisglänzendes Sichelmoos 126
4.4 Arten der Vogelschutzrichtlinie (VS-RL) 128
4.4.1 A030 Schwarzstorch 129
4.4.2 A103 Wanderfalke 131
4.4.3 A104 Haselhuhn 134
4.4.4 A107 Birkhuhn 137
4.4.5 A108 Auerhuhn 138
4.4.6 A217 Sperlingskauz 142
4.4.7 A220 Habichtskauz 145
4.4.8 A223 Raufußkauz 148
4.4.9 A234 Grauspecht 151
4.4.10 A236 Schwarzspecht 154
4.4.11 A239 Weißrückenspecht 157
4.4.12 A241 Dreizehenspecht 160
4.4.13 A320 Zwergschnäpper 163

5. Zusammenfassende Betrachtung 166
5.1 Erhaltungszustand der Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-RL 166
5.1.1 Waldlebensraumtypen 166
5.1.2 Lebensraumtypen des Offenlandes 170
5.2 Erhaltungszustand der Arten nach Anhang II der FFH-RL und Anhang I der VS-RL 171
5.3 Gesamtbewertung 172
5.4 Gefährdungsanalyse 173
5.4.1 Gefährdungen, Beeinträchtigungen, Störungen 173
5.4.2 Pläne und Projekte 177
5.5 Zielkonflikte und Synergien 177
5.6 Erhaltungsmaßnahmen 180
5.7 Gesamtbeurteilung der Funktion und der Funktionserfüllung des Gebietes im Naturraum 185
5.8 Umsetzungsinstrumente 186

6. Vorschläge für eine Schutzkonzeption 187

7. Empfehlungen für Monitoring und Erfolgskontrolle 188
7.1 Monitoring 188
7.1.1 Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-RL 188

7.1.2 Arten nach Anhang II der FFH-RL 189
7.1.3 Arten der VS-RL 190
7.2 Erfolgskontrolle 190

8. Abkürzungsverzeichnis und Glossar 191

9. Literatur und Quellen 193

Anlagen (in digitaler Form) 200

Bildnachweise: Sofern nicht anders angegeben, alle Fotos von den Autoren.

II. Managementplan – Fachgrundlagen

1. Grundlagen für Natura 2000 – Gebiete

1.1 Gesetzliche Grundlagen

Gesetzliche Grundlagen des vorliegenden Planes sind:

Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 (Abl. EG Nr. 206 vom 22.7.1992), zuletzt geändert durch Richtlinie 97/62/EG vom 27.10.1997 (Abl. EG Nr. L 3075 vom 8.11.1997) (Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie; kurz FFH-RL).

Richtlinie 79/409/EWG des Rates vom 2. April 1979 (Abl. EG Nr. L 103 vom 25.4.1979) (Vogelschutzrichtlinie, kurz VS-RL / SPA)

Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG), §§ 32-38, in der Fassung vom 25. März 2002 (BGBl. I S. 1193 ff).

Gesetz über den Schutz der Natur, die Pflege der Landschaft und die Erholung in der freien Natur (Bayerisches Naturschutzgesetz – BayNatSchG; BayRS 791-1-U), Artikel 13b-e, in der Fassung der Bekanntmachung vom 23.12.2005 (GVBl. S. 2).

Gemeinsame Bekanntmachung „Schutz des Europäischen Netzes ‚Natura 2000'" der Bayerischen Staatsministerien des Innern, für Wirtschaft, Verkehr und Technologie, für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, für Arbeit und Sozialordnung, Familie, Frauen und Gesundheit sowie für Landesentwicklung und Umweltfragen vom 4. August 2000, Nr. 62-8645.4-2000/21 (AllMBl Nr. 16/2000: 544 ff) (kurz: GemBek)

Ziel der Richtlinien ist die Schaffung eines „Europäischen Netzes Natura 2000" aus naturnahen Lebensräumen. Für Ziele und Bestimmungen der Richtlinie wird auf Richtlinientexte verwiesen, die im Originaltext auch im Internetangebot der Bayerischen Forstverwaltung (www.forst.bayern.de) und des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (www.stmugv.bayern.de) nachzulesen sind

1.2 Organisation

Das Gebiet „Nationalpark Bayerischer Wald" (Nr. 6946-301) ist fast vollständig bewaldet. Daher ist nach Ziff. 6.5 der Gem.Bek. die Bayerische Forstverwaltung für die Erstellung des Managementplanes zuständig. Durchführende Behörde ist das Amt für Landwirtschaft und Forsten Landau a. d. Isar.

Die Durchführung der Arbeiten und die Erstellung des Managementplanes für die Waldflächen erfolgte – fachlich begleitet durch die Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) - durch das Amt für Landwirtschaft und Forsten Landau a. d. Isar, im Benehmen mit der Regierung von Niederbayern (Höhere Naturschutzbehörde), welche für die Offenlandteile des Gebietes, für die Anhang II-Arten der FFH-RL Große Moosjungfer, Groppe, Fischotter sowie das Birkhuhn (Anhang I der VS-RL) einen Fachbeitrag erstellt hat.

Im Hinblick auf eine - besonders für viele Arten - unerlässliche grenzüberschreitende Managementplanung und Monitoringkonzeption wurde ein deutsch-tschechisches Projekt initiiert. Bezüglich der Schutzgüter, die sowohl auf bayerischer als auch auf tschechischer Seite vorkommen, wurden Abstimmungsgespräche bzgl. Kartierung, Bewertung und Maßnahmenplanung zwischen dem Amt für Landwirtschaft und Forsten Landau bzw. der Regierung von Niederbayern und den Nationalparkverwaltungen Bayerischer Wald und Šumava geführt.

Der Managementplan wurde zum 01.03.2008 abgeschlossen.

1.3. Methodik

Die Ergebnisse dieses Managementplanes beruhen auf:

- den durchgeführten qualifizierten Begängen der Wälder und der Offenlandflächen (2004, 2005)
- Kartierungen der Anhang-Arten der FFH- und VS-RL bzw. Expertenbefragungen zu deren Vorkommen
- Kartierung von Flechten (2005)
- Vegetationsaufnahmen zu Moosarten (2005)
- den Ergebnissen der Waldinventur 2002/2003
- einer Stichprobeninventur zur Erhebung der Biotopbäume (2005)
- den digitalen Standort- und Waldkarten
- der Vegetationskarte von PETERMANN und SEIBERT von 1978
- Literaturauswertungen einschließlich Auswertungen der Biotopkartierung und der ASK-Datenbank
- Auswertungen der Tierbeobachtungsdatenbank des Nationalparks

Zur Methodik der Kartierung und Bewertung wird auf die Anlagen 5 - 8 sowie die Arbeitsanweisung (LWF, 2004) und die Kartieranleitungen (LFU, 2004) hingewiesen.

2. Zusammenarbeit im Rahmen des deutsch-tschechischen Natura 2000-Projekts

2.1 Projektbeschreibung

Die beiden Nationalparke Bayerischer Wald (NP BW) und Šumava (NPŠ) sind Teil eines einheitlichen Naturraumes. Sie grenzen im Verlauf der Landesgrenze zur Tschechischen Republik unmittelbar aneinander. Beide sind als FFH- und VS-Gebiete ausgewiesen. Mit einer zusammenhängenden Fläche von rund 90.000 ha bilden sie hinsichtlich Vollständigkeit und Erhaltungszustand der vorkommenden Schutzgüter das größte und bedeutendste europäische Schutzgebiet dieser Art in der kontinental-biogeographischen Region. Eine Abstimmung bzgl. der Vorgehensweise bei der Managementplanung erschien daher erstrebenswert und sinnvoll. Von besonderer Bedeutung ist dies u. a. im Hinblick auf eine Reihe von Anhangarten der FFH- und der VS-RL, bei denen nur eine Gesamtbetrachtung der grenzüberschreitenden Populationen innerhalb der naturräumlichen Einheit eine sinnvolle Bewertung bzw. Umsetzung von Erhaltungs- und Monitoringaufgaben erlaubt. Aus diesem Ansinnen heraus wurde ein gemeinsames Projekt initiiert, welches zum Ziel hatte, zusammen mit den beiden Nationalparken Šumava und Bayerischer Wald

- Erhaltungsziele gemeinsam abzustimmen,
- die Natura 2000-Schutzgüter grenzüberschreitend zu erheben,
- eine möglichst einheitliche Methodik zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Schutzgüter zu verwenden,
- eine grenzüberschreitende Kartendarstellung zu ermöglichen und
- eine gemeinsame Ergebnisdarstellung zu erarbeiten.

Projektpartner auf tschechischer Seite war die Nationalparkverwaltung Šumava in Vimperk.

2.2 Zusammenarbeit mit dem tschechischen Projektpartner

Die Zusammenarbeit mit der Nationalparkverwaltung Šumava gestaltete sich überaus konstruktiv und kollegial. Neben einem regelmäßigen und wechselseitigen Schriftwechsel wurden im Rahmen einer Reihe von Besprechungen, Begängen und Exkursionen wesentliche inhaltliche und formale Gesichtspunkte diskutiert und abgestimmt:

Tab. 1: Zusammenarbeit zwischen den beteiligten Projektpartnern

	Thema	Teilnehmer	Zeitpunkt	Ort
1.	- Künftige länderübergreifende Zusammenarbeit bei der Erstellung von Natura 2000-Managementplänen	- Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald - Nationalparkverwaltung Šumava - Bayerisch Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft	14.02.2003	Vimperk (Cz)
2.	- Informationsaustausch zu Schutzgütern der beiden Gebiete - Vorstellung der Kartier- und Bewertungsmethoden in Bayern - Exkursion zu ausgewählten Lebensraumtypen	- Forstdirektion Niederbayern-Oberpfalz - Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald - Nationalparkverwaltung Šumava	30.10.2003	- Grafenau (NPV) - NP
3.	- Exkursion zur Vorstellung von Lebensraumtypen auf tschechischer und bayerischer Seite - Festlegung von gemeinsamen Erhebungskriterien - Diskussion zu Bewertungsmethoden und Maßnahmenplanungen	- Forstdirektion Niederbayern-Oberpfalz - Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald - Nationalparkverwaltung Šumava - Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft	13.10.2004	- Gsenget (Cz) - NP
4.	- Abstimmung zur Erfassung von Lebensraumtypen - Angleichung der Lebensraumtypen entlang der gemeinsamen Grenze	- Forstdirektion Niederbayern-Oberpfalz - Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald - Nationalparkverwaltung Šumava	14.04.2005	Grafenau (NPV)
5.	- Gemeinsame Exkursion mit Vorstellung der vorläufigen LRT-Kartierung und Bewertung - Darstellung von Gemeinsamkeiten und Unterschieden aus methodischer Sicht	- Bayerisches Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten - Forstdirektion Niederbayern-Oberpfalz - Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald - Nationalparkverwaltung Šumava - Regierung von Niederbayern – Höhere Naturschutzbehörde - Bay. Landesanstalt f. Wald u. Forstwirtschaft	10.06.2005	Grafenau (NPV)
6.	- Vorstellung der Offenland-Lebensraumtypen auf bayerischer Seite - Abstimmung zur Erfassung, Bewertung und Beplanung der Offenland-Lebensraumtypen	- Regierung von Niederbayern – Höhere Naturschutzbehörde - Amt für Landwirtschaft und Forsten Landau a. d. Isar - Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald - Nationalparkverwaltung Šumava	30.09.2005	Grafenau (NPV)

7.	- Vorstellung und Besprechung der erfassten Schutzgüter auf beiden Seiten - Diskussion von praktikablen Monitoringmethoden - Ausloten von Möglichkeiten zur Durchführung länderübergreifender Managementmaßnahmen - Moor-Lebensraumtypen (Kartierung, Möglichkeiten von Zustandserhebungen und Renaturierung)	- Nationalparkverwaltung Šumava - Amt für Landwirtschaft und Forsten Landau a. d. Isar - Regierung von Niederbayern – Höhere Naturschutzbehörde - Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald - Tschechische Experten zu Natura 2000 und Vegetationskunde - Bay. Landesanstalt f. Wald u. Forstwirtschaft	26.10 - 27.10.2005	Kašperské Hory (Cz)
8.	- Vorbereitung des Datenaustausches - Besprechung der gemeinsamer Ergebnisdarstellung	- Amt für Landwirtschaft und Forsten Landau a. d. Isar - Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald - Nationalparkverwaltung Šumava	07.11.2006	Vimperk (Cz)
9.	- Datenaustausch (digitale Karten) - Besprechung der gemeinsamer Ergebnisdarstellung	- Amt für Landwirtschaft und Forsten Landau a. d. Isar - Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald - Nationalparkverwaltung Šumava	13.12.2006	Regen (ALF)
10.	- Abstimmung von Managementmaßnahmen und Monitoring-Konzepten - Gestaltung einer grenzüberschreitenden Lebensraumtypenkarte - Fertigung einer zweisprachigen Broschüre mit Darstellung der Natura 2000-Thematik	- Amt für Landwirtschaft und Forsten Landau a. d. Isar - Nationalparkverwaltung Šumava - Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald	23.05 2007	Kašperské Hory (Cz)
11	Vorstellung der gemeinsamen Broschüre	- Amt für Landwirtschaft und Forsten Landau a. d. Isar - Nationalparkverwaltung Šumava - Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald - Regierung von Niederbayern	17.09.2007	Grenzbahnhof Bayerisch / Böhmisch Eisenstein

2.3 Projektergebnisse

Ergebnisse des Abstimmungsprozesses sind

- Verwendung vergleichbarer Kriterien bei der Abgrenzung der Lebensraumtypen (z. B. Unterscheidung von LRT 9110 und 9130),
- einheitliche Erfassung der Lebensraumtypen (z. B. LRT 4070 Latschenfelder, LRT 9140 Mitteleuropäischer subalpiner Buchenwald),
- Harmonisierung der Lebensraumtypenabgrenzung entlang der gemeinsamen Grenze,
- eine gemeinsame, grenzüberschreitende Lebensraumtypenkarte der beiden Nationalparke.
- für FFH- und VS-Arten mit grenzüberschreitenden Populationen (z. B. Luchs, Habichtskauz, Auerhuhn) sollen Erhaltungsmaßnahmen gemeinsam bzw. in Absprache durchgeführt werden.
- ein gemeinsames Monitoringkonzept für die Anhangarten wird angestrebt.
- Austausch, Zusammenführung und Verschneidung von digitalen Daten; damit wurde ein bedeutsamer Pool an naturschutzrelevanten Daten geschaffen.
- gemeinsame Veröffentlichung der Kartierergebnisse in einer zweisprachigen Broschüre.

Nachdem die Arbeiten auf beiden Seiten nicht gleichzeitig beginnen konnten, unterschiedliche Basisdaten vorliegen und nationale bzw. landesinterne Regelungen (Arbeitsanweisungen und Kartieranleitungen) teils abweichende methodische Vorgaben enthalten, konnten in einigen Bereichen Unterschiede nicht vermieden werden. Insbesondere betrifft dies einige Abgrenzungskriterien und die Größe der gewählten Bewertungseinheiten der jeweiligen Lebensraumtypen, die Detailliertheit der Bewertungsparameter sowie die unterschiedliche Handhabung bei der Ausscheidung des „Sonstigen Lebensraumes“.
Dies stellt jedoch die erreichte Kompatibilität und das übergeordnete Ziel der gemeinsamen Erhaltung der Lebensraumtypen und Arten nicht in Frage.

3. Allgemeine Gebietscharakteristik

3.1 Allgemeine Gebietsbeschreibung

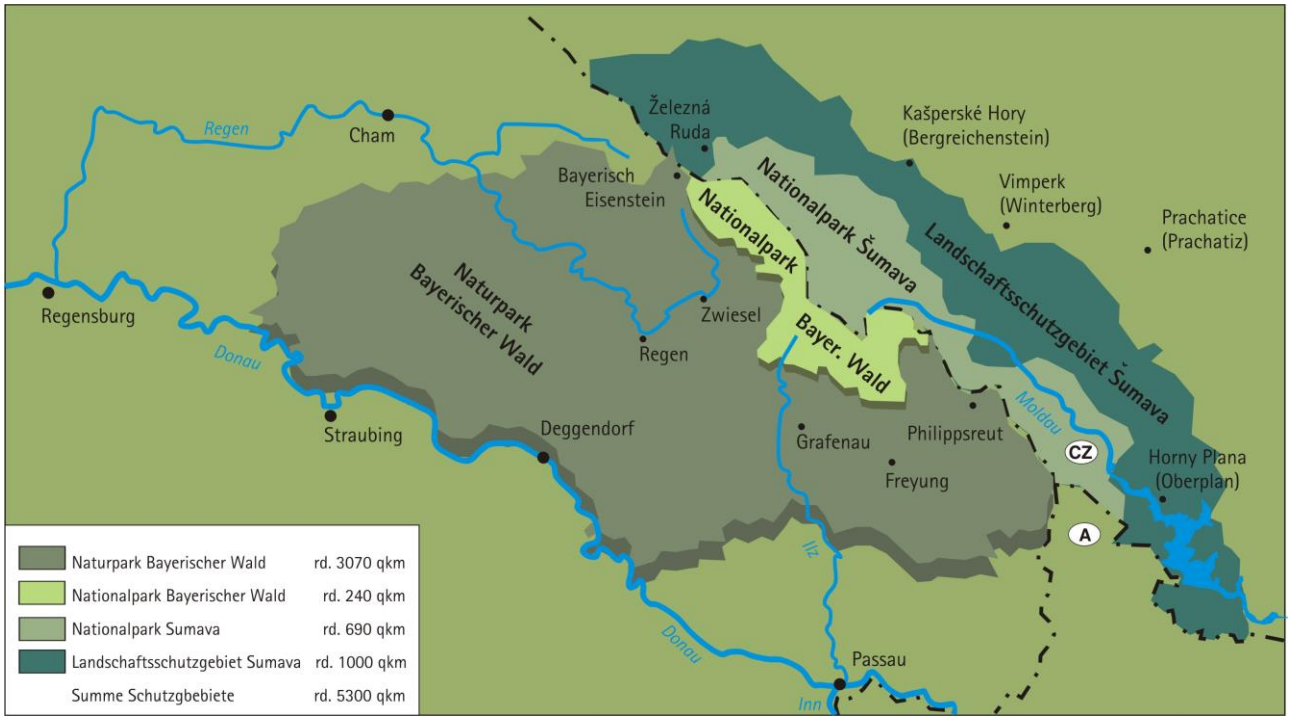


Abb. 1: Lage des Natura 2000-Gebietes Nationalparks Bayerischer Wald

Das Natura 2000-Gebiet „Nationalpark Bayerischer Wald“ ist eines von 13 bayerischen Natura 2000- Schutzgebieten mit Doppelstatus. Es ist sowohl Fauna-Flora-Habitatgebiet als auch Vogelschutzgebiet auf gleicher Fläche. Die Schutzgebietsnummer lautet 6946-301.
Der Nationalpark Bayerischer Wald (im Folgenden mit „**NP BW**“ abgekürzt) liegt im Regierungsbezirk Niederbayern, in den Landkreisen Freyung-Grafenau und Regen. Sitz der Nationalparkverwaltung (**„NPV“**) ist Grafenau. Das Schutzgebiet umfasst Teile der Gemeinden Mauth, Hohenau, Neuschönau, St. Oswald-Riedlhütte, Spiegelau, Frauenau, Lindberg und Bayerisch Eisenstein sowie ausmärkische Gebiete.
Die Parkfläche setzt sich zusammen aus dem ursprünglichen, seit 07. Oktober 1970 bestehenden „Altgebiet“ (im Folgenden mit „**AG**“ abgekürzt) und dem am 01.August 1997 hinzugekommenen Erweiterungsgebiet (im Folgenden mit „**EG**“ abgekürzt):
Beginnend bei Bayerisch Eisenstein im Norden erstreckt sich das Gebiet bei einer Breite von im Durchschnitt 5-6 Kilometern von Nordwest nach Südost entlang der Kammlinie des Böhmerwaldes, die gleichzeitig die Wasserscheide zwischen Donau und Elbe bildet und den Verlauf der Landesgrenze zur Tschechischen Republik markiert. Die Fläche von 24.226 ha mit dem Rechtsstatus „Nationalpark“ deckt sich weitgehend mit dem Natura 2000-Schutzgebiet. Ebenso ist der Verlauf der Natura 2000-Gebietsgrenze mit der Grenze des NPs weitgehend identisch. Das Natura 2000-Gebiet bildet eine zusammenhängende Teilfläche, innerhalb der einige Enklaven – zumeist Ortschaften, aber auch Flurgrundstücke – liegen, die weder NP-Status noch Natura 2000-Status besitzen. Die Gesamtgröße beträgt **24.218,3 ha** (Quelle: GIS).

Die Schutzgebietsfläche ist zu 97 % bewaldet. Waldfrei sind lediglich einige Berggipfel, Blockfelder, Felswände, offene Moorflächen, Schachten, Gewässerflächen, Wiesen- und Brachflächen in den Tallagen an der NP-Grenze, in Nachbarschaft zu Ortsfluren oder landwirtschaftlichen Flächen.

Die Region ist eines der bekanntesten Tourismusgebiete des Bayerischen Waldes. Der NP bietet eine umfassende touristische Infrastruktur und Umweltbildungseinrichtungen. Eine Vielzahl von Besucherparkplätzen, ca. 300 km markierte Wanderwege, ein Loipennetz von etwa 100 km Länge sowie 150 km Fahrradwege ermöglichen es, das Schutzgebiet kennen zu lernen.
Zu den bedeutsamsten Einrichtungen des NPs gehören zwei große Besucherzentren bei Neuschönau und Ludwigsthal, mit jeweils einem angegliederten Tier-Freigelände. Umweltbildungseinrichtungen, die v. a. auf Schulklassen ausgerichtet sind, sind das Jugendwaldheim „Wessely-Haus“ nahe Schönbrunn am Lusen und das „Wildniscamp am Falkenstein“ in der Gemeinde Lindberg. Zu nennen ist in diesem Rahmen auch das „Waldspielgelände“ in Spiegelau.
Hauptbesucherattraktionen im NP sind die Tierfreigelände bei Neuschönau und Ludwigsthal, die Berggipfel von Lusen, Rachel und Falkenstein, der Rachelsee, die „Schachten“ des Rachel- Falkensteingebietes, die Wegeverbindungen über die Staatsgrenze bei Ferdinandstal, am

Gsenget und bei Buchwald sowie einige im Schutzgebiet gelegene Ausflugsgaststätten (Schwellhäusl, Racheldiensthütte, Scheuereck).
Ein Pendelbuss-System im AG („Igelbusse“) sowie die Waldbahn und der Falkenstein-Bus im EG bringen die Besucher zu touristischen Anziehungspunkten als auch zu zahlreichen Ausgangspunkten für Wanderungen im Zentrum des Parks und vermeiden somit eine Belastung des Schutzgebietes durch den Individualverkehr.

Im Umfeld des NPs befinden sich eine Reihe weiterer Natura 2000-Gebiete. Das größte ist das zum Teil ebenfalls mit Doppelstatus FFH/Vogelschutzgebiet (SPA) versehene Gebiet „Gr. und Kl. Arber mit Arberseen/ Schwarzeck“ (6844-373 und -471). Unmittelbar an den NP grenzt im Nordwesten das FFH-Gebiet „Oberlauf des Regen und Nebenbäche“ (7045-301), das zwischen den Ortschaften Bayerisch Eisenstein und Ludwigsthal auf der linken Uferseite des Großen Regen auf Flächen liegt, die von der NP-Verwaltung verwaltet werden, jedoch keinen NP-Status besitzen. Des weiteren sind zu nennen „Moore westlich Zwiesel“ (6944-302), „Talsystem der Ilz“ (7145-301) und „Moore bei Finsterau und Phillipsreuth“ (7148-302).
Als großes FFH- und SPA-Gebiet grenzt im Osten, jenseits der Landesgrenze, der tschechische NP Šumava an.

3.2 Besitzverteilung

Mit 24.090,64 ha sind über 99 % der Gebietsfläche Eigentum des Freistaates Bayern, verwaltet durch die NP-Verwaltung BW. Weitere 131,78 ha entfallen auf Kreisstraßen (49,72 ha), Gemeindestraßen (19,37 ha) und Gewässer im Besitz der Gemeinden und des Finanzärars (18,11 ha). Nur 44,58 ha an Wald, Wiesen und Brachflächen sind aktuell in Privathand. Es handelt sich dabei zumeist um kleinparzellierten Streubesitz im heute in den NP integrierten ehemaligen Naturschutzgebiet „Großer Filz und Klosterfilz“.

3.3 Natürliche Grundlagen

3.3.1 Naturraum

Der NP BW liegt im Naturraum 403 „Hinterer Bayerischer Wald“ innerhalb der naturräumlichen Obereinheit D63 „Oberpfälzisch-Bayerischer Wald“. Er gehört zum forstlichen Wuchsbezirk 11.3 „Innerer Bayerischer Wald“.
Das Gebiet erstreckt sich über Tal-, Hang- und Kammlagen des Nordwest-Südost verlaufenden Hauptgebirgszuges des Inneren BWs, der sich vom Hohen Bogen im Nordwesten bis zum Dreisessel im Südosten über ca. 150 km hinzieht und auf dessen Kammlinie über weite Strecken auch die Grenze zur Tschechischen Republik verläuft.

Das Landschaftsrelief mit seinen abgerundeten, lang gezogenen Bergkuppen, den eher sanft ansteigenden Hängen und den muldenartigen Tälern zeugt von erdgeschichtlich langer Verwitterung und der Feinmodellierung durch die Eiszeiten.

Bedeutsame Landschaftselemente sind großflächige Moorböden unterschiedlicher Ausprägung, welche v. a. Täler und Hochlagen prägen, schroffe Felswände und großflächige Blockschutthalden in den oberen Hanglagen und Kammlagen, plateauartige Verebnungen der Hochlagen und enge, steil abfallende, z. T. klammartige Bachtäler sowie karartige Bergnischen und Steilwände.

Die markantesten Berge sind Gr. Rachel (1453 m), Kl. Rachel (1399 m), Lusen (1373 m), Plattenhausenriegel (1376 m), Gr. Spitzberg (1350 m), Lackenberg (1337 m) und Gr. Falkenstein (1312 m). Der tiefste Punkt liegt im Kolbersbachtal bei Ludwigsthal auf 598 m ü. NN. Der prozentuale Anteil von höher gelegenen Flächen steigt von NW nach SO hin deutlich an. Tallagen und Hochlagen liegen im Gebiet zwischen Rachel und Lusen im Durchschnitt 100 m höher als zwischen Falkenstein und Rachel.

Die meisten der in den Kammlagen des NPs entspringenden Fließgewässer entwässern nach Süden oder Südwesten hin und gehören den Flusssystemen von Ilz (Reschbach, Sagwasser, Kl. u. Gr. Ohe und Schwarzach) und Regen (Flanitz, Kl. Regen, Pommerbach, Kolbersbach u. Nebenbäche, Gr. Deffernik) an, welche wiederum zur Donau fließen. Lediglich einige, in den Hochlagen zwischen Rachel und Falkenstein entspringende Bäche fließen nach Norden oder Nordosten hin, zu Křemelna und Vydra, die zum Flusssystem der Otava und somit zum Elbeeinzugsgebiet gehören.

Der einzige natürliche See des NPs ist der 5,7 ha große, in 1071 m Höhe gelegene Rachelsee. An natürlichen Stillgewässern existieren daneben einige eindrucksvolle „Mooraugen“ in den Kammlagen-Hochmooren östlich von Buchenau.
Eine Reihe von einst künstlich für die Holztrift angelegten Triftklausen (Stauweiher) werden als kulturhistorisch wertvolle Denkmäler erhalten (Reschbachklause, Martinsklause).

3.3.2 Geologie und Geomorphologie

Der NP BW befindet sich am Südwest-Rand des größten in Mitteleuropa zutage tretenden Grundgebirgs-Areals, der so genannten Böhmischen Masse. Es handelt sich dabei um sehr alte Gesteinsformationen – älter als 280 Mio. Jahre – aus vorwiegend polymetamorphen Gneisen und intrusiv gebildeten Graniten.

Gneise unterschiedlichen Metamorphosegrades – überwiegend Cordierit-, Silimanit- und Biotit-Plagioklas-Gneise – nehmen den größten Teil der NP-Fläche ein, während sich im Südostteil ein großer Granitkomplex um das Bergmassiv des Lusen erstreckt, bestehend aus „Finsterauer Kristallgranit“.

Daneben finden sich zerstreut auch Kleinstvorkommen seltenerer Gesteine, wie Serpentinit, Amphibolit, redwitzitischer Metabasit, Kalksilikat, Übergangsformen von Gneis und Granit, Pegmatit, Aplit und Quarzgänge.

Abb. 2: Typische Gneisblockstruktur (Foto: Keiner, NP BW)

Das heutige Landschaftsprofil wurde entscheidend durch die Eiszeiten geformt. Auf das Vorhandensein kleinerer Gletscher deuten Karwand und Seebecken des Rachelsees, sowie drei bereits vermoorte Eiszeitseen hin. Deutliche Moränenspuren finden sich auf der Südost- und Nordseite des Rachel, im Schwarzbachtal, sowie unterhalb der sog. Gruft nordöstlich von Buchenau.
Das Blockfeld des Lusengipfels entstand wahrscheinlich in einer schneeärmeren, trocken-kontinentalen Phase der Eiszeit unter dem Einfluss der Frostsprengung.

Fließerdeprozesse (Solifluktion) eiszeitlicher Permafrostböden führten in den unteren Hanglagen zu feinerdereichen, mächtigen Bodenschichten, während in den oberen Hanglagen durch das Abfließen des Feinbodens imposante Felsformationen und Blockfelder zum Vorschein kamen.
Ebenfalls Solifluktionsprozesse verursachten vermutlich die Bildung des landschaftsökologisch bedeutsamen „Verfestigten eiszeitlichen Schutts“ („Firneisgrundschutt“ nach Priehäusser), der typisch ist für die Böden der Hochlagen und oberen Hanglagen des Inneren BWs und der bis 800 m ü. NN herabreichen kann.

Bei nacheiszeitlichen Abschmelzprozessen transportierten gewaltige Wassermassen Schottermaterial zu Tal, welches heute meterdick die Talverebnungen der Gr. Ohe, des Reschbaches, des Kolbersbaches und anderer Bäche im Gebiet bedeckt.

Entlang der Bäche des NPs finden sich an vielen Stellen im Schotterbett der Talverebnungen Ansammlungen von Haufen und Halden. Diese so genannten „Grübenfelder“ sind menschlichen Ursprungs und auf mittelalterliche Goldgewinnung, bzw. auf die Begradigung der Bäche für die Holztrift im 19. Jahrhundert zurückzuführen.

3.3.3 Böden

Typisch und flächenmäßig bedeutsam für den NP BW sind Fließerdebildungen, die unter periglazialen Verhältnissen der letzten Eiszeit entstanden sind. Diese vielfältig strukturierten und unterschiedlich mächtigen Hangschuttdecken setzen sich aus verschiedenen „Lagen“ oder „Folgen“ zusammen. Die Basisfolge aus schluffarmem, dichtem Schutt und hangparallel eingeregelten Steinen sitzt unmittelbar dem Zersatz auf. Darüber liegt eine feinerdereiche, oft mächtige Hauptfolge. Über dieser kann eine, oft geringmächtige, und an Steinen und Blöcken reiche Deckfolge liegen. Mit ansteigender Meereshöhe nimmt die Mächtigkeit der Hauptfolge ab, während die dichter gelagerte Basisfolge zunehmend die Bodeneigenschaften prägt, was diesen Böden den Namen „Verfestigter eiszeitlicher Schutt“ oder „Firneisgrundschutt“ eingebracht hat. Dort, wo die Basislage – v. a. in den Hochlagen – relativ oberflächennah ansteht, kann sie die Durchwurzelung erheblich erschweren, die Sickerwassergeschwindigkeit reduzieren und zu Hangwasserzug führen.

Die häufigsten Bodentypen des NP-Gebietes sind Braunerden, Lockerbraunerden, Podsol-Braunerden, Gleye und Moorböden unterschiedlicher Ausformung.

Braunerden sind der vorherrschende Bodentyp der Unteren Hanglagen des NPs. Sie bestehen meist aus frischen, mehr oder weniger stark sandigen, tiefgründigen Verwitterungslehmen mit i. d. R. geringem Skelettanteil und mäßiger bis mittlerer Nährstoffversorgung.
Im Bereich der Mittleren und Oberen Hanglagen – ab 900 m ü. NN – sind sie zunehmend mit so genannten „Lockerbraunerden“ vergesellschaftet, die sich, bei gleichem Substrat, durch eine große Lockerheit des Bodengefüges infolge eines hohen Gesamtporenvolumens und eines hohen Humusgehaltes auszeichnen.

In den Hochlagen dominieren auf mittel- bis tiefgründigem Lehm über verfestigtem Schutt basenarme Braunerden oder Podsol-Braunerden, die auf den Plateaus als Eisen-Humus-Podsole ausgeprägt sind.
Zwischen 1100 und 1200 m befindet sich - expositionsabhängig - die Obergrenze der bestandesweisen Verbreitung der Buche, die sich i. d. R. deckt mit der Nahtstelle zwischen den Lockerbraunerden der Oberen Hanglagen und den ärmeren Hochlagenböden über verfestigtem Schutt.

Flächige Fels- und Blockböden in Form der Varianten Fels-Lehm-Mosaik, Block-Lehm-Mosaik, Block-Humusböden und Fels-Humusböden, treten in höher gelegenen Bereichen und Gipfellagen, sowie punktuell im gesamten Gebiet, auf.

Gleye mit hochanstehendem Grundwasser sind weit verbreitet in den vernässten Tallagen des NPs, in der Umgebung von Quellen und entlang von Bächen.

Niedermoore und Übergangsmoore finden sich flächig in den Moorwäldern, v. a. der Tallagen, oder kleinflächig in den Hanglagen als Hangquellmoore.
In den Kamm- und Tallagen des NPs haben sich eindrucksvolle Hoch- und Übergangsmoore (Großer Filz, Klosterfilz, Zwieselter Filz) ausgebildet.

Urgestein und Urgesteinsböden sind sehr verwitterungsbeständig. Sie verwittern nur langsam und setzen pro Jahr relativ bescheidene Mengen an Pflanzennährstoffen frei. Im NP sind dies ungefähr 0,5 kg Ladungsäquivalente pro Jahr und Hektar. Das entspricht für die NP-Region in etwa dem jährlichen Verbrauch eines wüchsigen Waldbestandes an entsprechenden Nährelementen.

Die Böden auf Gneis- und besonders auf Granituntergrund sind vergleichsweise sauer und nur mäßig nährstoffversorgt. Diese Situation ist kennzeichnend für den Großteil des NPs. Böden mit deutlich besserer Basenversorgung findet man schwerpunktmäßig im Hochberg-Falkensteingebiet sowie in einem schmalen Band entlang einiger südexponierter Bergflanken des AG (z. B. Lärchenberg, Bocksberg, Eschling, Eschenhäng).

Durch den jahrzehntelangen Eintrag von sauer wirkenden Luftschadstoffen in die Wälder des NPs ist das ausgeglichene Verhältnis von Nährstoffanlieferung aus Verwitterung und Nährstoffverbrauch durch die Vegetation nachhaltig gestört worden. Der Boden verarmte an Pflanzennährstoffen und reagierte auf den verstärkten Säureeintrag mit Freisetzung von Aluminiumionen (Pufferreaktion bei Boden- pH-Werten unter 4,2).
Die Fichten v. a. der Hochlagen des Inneren BWs zeigten daher in den 80er Jahren auf großen Flächen deutliche Symptome von Magnesiummangel - erkennbar an der Vergilbung ihrer älteren Nadeljahrgänge –und teilweise auch Kaliummangel.

Abb. 3: Nadelvergilbung infolge Magnesiummangels (Foto: Kiener, NP BW)

Die Gesamtsäureeinträge im NP BW lagen in Fichtenbeständen bis zur ersten Hälfte der 90er Jahre zwischen 1 und 3 kg Wasserstoffionen pro Jahr und Hektar (Untere Hanglage bis Hochlage) und in Buchenbeständen bei 0,5 bis 1,5 kg pro Jahr und Hektar (Untere bis Obere Hanglage). Heute zeigt die Belastung der Wälder des NPs durch Luftschadstoffe stark rückläufige Tendenz.

3.3.4 Klima

Mit „dreiviertel Jahr Winter und einviertel Jahr kalt“ beschreibt der Volksmund überspitzt das raue Klima des Inneren BWs, das mit seinen hohen Niederschlägen und niedrigen Durchschnittstemperaturen ganz dem subkontinentalen Klimacharakter der südostdeutschen Mittelgebirge entspricht. Die Region unterliegt sowohl maritimen wie kontinentalen Einflüssen.

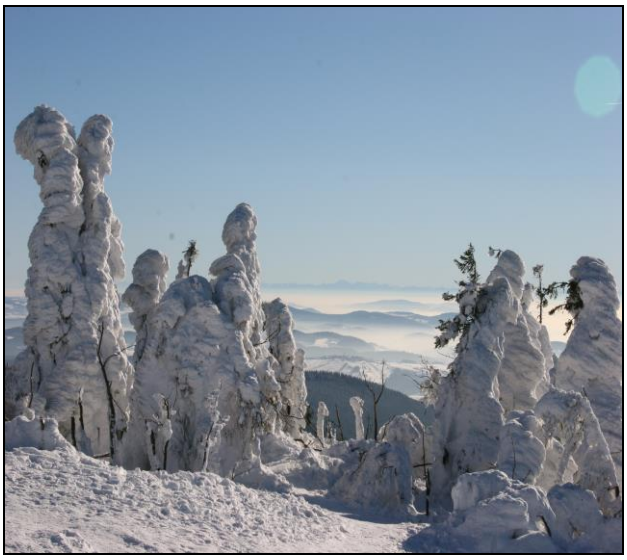


Abb. 4: Schneereichtum in den Hochlagen des NPs (Foto: Pöhlmann, NP BW)

Das maritime Element drückt sich im Niederschlagsgeschehen aus. Vom Atlantik heranziehende Schlechtwetterfronten erreichen hier die östlichste Ausdehnungsgrenze des planetarischen Westwindgürtels und stauen sich am Querriegel des Gebirgskammes, ebenso wie feuchte Luftmassen aus dem Mittelmeerraum. Einem sommerlichen Niederschlagsmaximum in den Monaten Juni und Juli folgt ein zweites, winterliches Maximum in den Monaten Dezember und Januar.
Die Jahresniederschläge liegen für die Tallagen zwischen 600 und 700 m (bis 900 m) ü. NN bei 1100 – 1300 mm, für die Hanglagen zwischen 700 m und 1150 m ü. NN bei 1100 – 1400 mm und für die Hochlagen über 1150 m ü. NN bei 1400 – 1800 mm (- 2500 mm), wobei hier auch der Nebelniederschlag eine bedeutende Rolle spielt. Im Durchschnitt ist entlang des Höhengradienten eine Zunahme der Niederschlagshöhe von 90 mm pro 100 m Höhendifferenz zu verzeichnen.
Auf die Vegetationsperiode von Mai bis August entfallen 450 - 750 mm des Jahresniederschlages (Wetterstation Waldhäuser). Etwa 30 - 40 % der Jahresniederschläge fallen als Schnee. Mächtige Schneedecken sind charakteristisch für das Gebiet.

Der kontinentale Klimaeinfluss prägt dagegen die Temperaturverläufe. Entlang dem Höhengradienten fällt die Durchschnittstemperatur im Allgemeinen um 0,5 Grad C je 100 m Höhenstufe.
Die Hochlagen und Gipfelregionen weisen ein Jahresmittel von 3 - 5 Grad Celsius auf. Die Schneebedeckung hält unter diesen Bedingungen 7 - 8 Monate an. Wärmebeanspruchende Laubbaumarten treten mit Ausnahme von Bergahorn und Vogelbeere hier stark zurück, die natürliche Fichtenwaldgesellschaft ist vegetationsprägend.

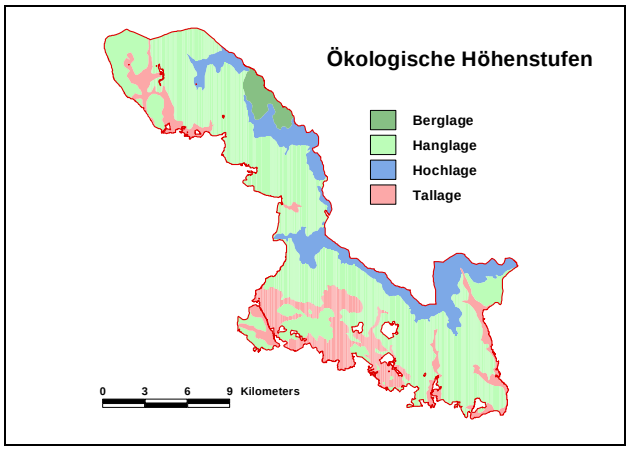


Abb. 5: Ökologische Höhenstufen im NP BW

Die Hanglagen sind der klimatisch am stärksten begünstigte Teil dieser Landschaft mit Jahresmitteltemperaturen zwischen 4,5 und 7,5 Grad Celsius und einer Schneedeckenzeit von 4 – 6 Monaten. Hier findet sich die Zone der Bergmischwälder mit der Buche als Charakterart.
Die muldenartigen Tallagen mit ihren hohen Anteilen an vernässten Mineral- und Moorböden bilden v. a. im Herbst und Winter so genannte „Kaltluftseen" aus, aber auch in Sommermonaten kann es hier in Strahlungsnächten zu Frösten kommen. Diese Temperaturinversion ist ein Charakteristikum der Tallagen. Das Jahresmittel der Lufttemperatur liegt hier bei 3,5 – 6 Grad Celsius, die Schneebedeckung hält 5 – 6 Monate an. Die natürliche Waldgesellschaft wird daher beherrscht von der kältevertäglichsten und frosthärtesten unter den heimischen Hauptbaumarten – der Fichte.

Die vorherrschenden Windrichtungen sind West und Südwest. Kontinentale Hochdruckeinflüsse im Winter sind dagegen häufig begleitet von einem eisigen Ostwind, dem so genannten Böhmwind.

3.3.5 Natürliche Vegetation

Hinweise auf eine natürliche Vegetation geben:

- Auswertungen der Artenzusammensetzung in Kraut- und Strauchschicht,
- Wuchsdynamik der Baumarten,
- deduktive Ableitung über die Standorte

Nach der Karte der „Regionalen natürlichen Waldzusammensetzung Bayerns" (WALENTOWSKI et. al. 2001) herrschen entsprechend der gegebenen Höhenzonierung hochmontane Bergmischwälder (**Bu-Ta-Fi**) bzw. Fichtenwälder (**Fi**) in der tiefsubalpinen Höhenstufe vor.

Unter Berücksichtigung der oben genannten Weiser sind unter heutigen standörtlichen Gegebenheiten überwiegend folgende Pflanzengesellschaften von Natur aus zu erwarten:

Tab. 2: Natürliche Pflanzengesellschaften im NP BW

• **Wollreitgras-Fichtenwald** (*Calamagrostio villosae-Piceetum barbilophozietosum*)	in Lagen > 1100 - 1200 m Höhe, daneben azonal auf Blockstandorten
• **Hainsimsen-Buchenwald, (hoch)montane Form** (*Luzulo luzuloidis-Fagetum*)	auf den meisten Lehmstandorten außerhalb der Hochlagen
• **Reitgras-Fichten-Buchenwald** (*Calamagrostio villosae- Fagetum*)	im Kontaktbereich zu den Hochlagen (tiefgründige Lehmböden über verfestigtem Schutt)
• **Waldmeister-Buchenwald** (*Galio odorati-Fagetum*) und **Zahnwurz-Buchenwald** *(Dentario enneaphylli-Fagetum)*	auf Böden mit höherer Basen- und/oder Wasserversorgung sowie teilweise auf Blockböden
• **Bergahorn-Buchenwälder** (*Aceri pseudoplatani-Fagetum*)	in steilsten, bodenfeuchten, schneereichen und absonnigen Lagen
• **Hainsimsen-Fichten-Tannenwald** (*Luzulo luzuloidis-Abietetum*)	auf mineralischen Nassböden der Tal- und Hanglagen
• **Fichtenmoorwald** (*Calamagrostio villosae-Piceetum bazzanietosum*)	auf den meisten organischen Nassböden
• **Bergkiefern-Moore (Spirken- und Latschenmoore)** (*Vaccinio uliginosi-Pinetum rotundatae* und *Pino mugo-Sphagnetum magellanici*)	auf Hochmoorstandorten
• **Silikat-Latschengebüsch** (*Vaccinium myrtillus-Pinus mugo*-Gesellschaft)	auf feinerdearmen Blockhalden der höchsten Lagen

In Form verschiedener Varianten treten alle der genannten Waldgesellschaften im Gebiet auf. Darüber hinaus konnten auf Sonderstandorten folgende Typen festgestellt werden:

- **Rundblattlabkraut-Tannenwald** (*Galio rotundifolii-Abietetum*)
  auf mineralischen Nassböden der Hanglagen mit angehobener Basenversorgung
- **Bacheschenwälder** (*Carici remotae-Fraxinetum*)
  auf überdurchschnittlich nährstoffreichen mineralischen Nassböden der Hanglagen
- **Hexenkraut-Fichten-Schwarzerlenwald** (*Circaeo alpinae-Alnetum glutinosae*)
  auf quelligen, mineralischen bis anmoorigen Nassböden mittlerer Basenversorgung

- **Sternmieren-Schwarzerlen-Auenwald** (*Stellario nemori-Alnetum glutinosae*)
  saumartig an schnell fließenden Bächen der tiefsten Lagen
- **Bergulmen-Bergahorn-Schluchtwald** (*Ulmo glabrae-Aceretum pseudoplatani*)
  auf blockreichen Böden mit außerordentlich guter Nährstoff- und/oder Wasserversorgung über etwa 950 - 1000 m ü. NN
- **Eschen-Bergahorn-Blockwald** (*Fraxino excelsioris-Aceretum pseudoplatani*)
  auf blockreichen Böden mit außerordentlich guter Nährstoffversorgung unter 1000 m ü. NN
- **Drahtschmielen-(Fichten-)Bergahorn-Blockwald** (*Deschampsia flexuosa-Acer pseudoplatanus-Gesellschaft*) auf feinerdearmen Blockböden mittlerer Nährstoffversorgung
- **Waldkiefern- und Birkenmoorwald** (*Vaccinio uliginosi-Pinetum sylvaticae, Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis*) auf einigen Hochmoorstandorten

Von Natur aus waldfrei sind Teile einiger Berggipfel (Felsköpfe, alpine Heiden , Blockhalden) sowie die Kernzonen einiger Hoch- und Zwischenmoore.

3.4 Nutzungsgeschichte und gegenwärtiges Management

3.4.1 Nutzungsgeschichte

Die Region des NP BW zählt zu den am spätesten besiedelten Gebieten Deutschlands.
Klösterliche Urkunden des Frühen Mittelalters sprachen vom Bayerischen Wald als "eremus Nortwald" - "dem menschenleeren Nordwald" – einer unberührten Waldwildnis, durch die lediglich einige Handelssteige nach Böhmen führten. Rodungsklöster und Adelsgeschlechter trieben im Frühen und Hohen Mittelalter die Besiedlung voran. Im 12. und 13. Jahrhundert wurde das Vorfeld des heutigen NPs erreicht.
Die Besiedlung der heutigen NP-Region erfolgte erst zwischen dem 14. und 19. Jahrhundert und war immer wieder von Rückschlägen begleitet. Die landwirtschaftliche Nutzungskapazität war auf Grund der Rauigkeit des Klimas und der Kargheit der Böden äußerst eingeschränkt. Der Ertrag aus dem Anbau von Nahrungspflanzen sicherte meist gerade das Existenzminimum. Nur die Viehzucht konnte als wirtschaftliches Standbein dienen.
Um Leute dafür zu gewinnen, sich in dieser Region als Bauern anzusiedeln, gewährten kirchliche und adlige Grundherren im Hohen und Späten Mittelalter den Siedlungswilligen meist für einen bestimmten Zeitraum die Befreiung von Grundabgaben. Außerdem erhielten sie großzügig „für alle Zeit“ das Recht auf kostenlose Holznutzung für den Eigenbedarf, sowie das Recht, den grundherrlichen Wald als Weide für das Vieh nutzen zu dürfen. Daraus resultierten z. T. bis ins 20. Jahrhundert hinein ausgeübte Waldweide- und Streunutzungsrechte in den heutigen NP-Wäldern, sowie z. T. noch heute beanspruchte Holznutzungsrechte. Auch die Entstehung der für den NP typischen ehemaligen Hochweiden, der „Schachten“, „Stände“ oder „Plätze“ geht auf diese damals begründeten Waldweiderechte zurück.
Die Besiedlung des Inneren BWs stagnierte am Ende des Mittelalters, erst das Entstehen der Glashütten gab ihr neuen Auftrieb.

Abb. 6: Die alte Nutzungsform des „Kornmandlbindens“ (Foto: Archiv NP BW)

Die Ansiedlung der Glashütten geht auf das 15. Jahrhundert zurück. Als in den damaligen Ballungszentren das Holz knapp wurde, lockten wirtschaftlich umtriebige Landesherrn die Glasmacher zu großzügigen Bedingungen in den Bayerischen Wald. Hier fanden sich die benötigten Rohstoffe Holz und Quarz im Überfluss.
Mit den Glashütten begann eine neue Ära: Aus ihnen entstanden zahlreiche Ortschaften in den heutigen NP-Gemeinden und es begann die Zeit der flächigen, intensiven Holznutzung - eine frühe Form der Forstwirtschaft.
Der Betrieb der Glashütten erforderte große Mengen an Holz. Um die Holzversorgung sicherzustellen, überließen die Landesherren den Glashüttenbesitzern je 2000 - 3000 ha Wald in Erbpacht zur Nutzung.
Der Glashüttenwald teilte sich auf in einen hüttennahen "Scheiterwald" zur Brennholzversorgung der Glasöfen und einen hüttenfernen, meist in unzugänglicherem Gelände gelegenen "Aschenwald", in dem die Pottasche (K_2CO_3) gebrannt wurde, die die Schmelztemperatur des Glasgemenges herabsenkte.
Die von den "Hüttenmeistern" - den Besitzern der Glashütten - praktizierte Methode der Holznutzung war das so genannte "Plentern" - die Nutzung lediglich der stärksten Stämme eines Bestandes. Da die Transportmöglichkeiten jener Zeit sehr bescheiden waren, war der Holzeinschlag zwangsläufig auf die nächste Umgebung der Glashütten beschränkt. Dabei schwankte die Stärke dieser Plentereingriffe sehr stark. Nicht selten geriet der Plenterhieb zum "Plünderhieb", doch entstanden keine Kahlschläge im heutigen Sinne. Es blieben zumindest die unter- und zwischenständigen Tannen und Buchen als "Gestäng" stehen. Waren die nutzbaren Holzvorräte im Umkreis einer Glashütte erschöpft, so musste das Holz künftig aufwendig von weit her transportiert werden oder die Hütte wurde an einen anderen Standort verlegt.

Der Wald jenseits der Transportgrenze für Brennholz - also der größte Teil der Glashüttenwälder - diente der Versorgung der Betriebe mit Pottasche. Dazu zündeten so genannte "Aschenbrenner" im Wald liegendes Stamm- und Astholz an - bevorzugt starke Bäume, angeblich auch stehende, noch grüne Baumriesen - und verbrannten sie zu Asche.
Die Ausbeute an Pottasche war je nach Kaliumgehalt der Baumart unterschiedlich. Am ergiebigsten waren Buche, Edellaubhölzer und Weiden. Bei den Nadelhölzern wurde die Tanne bevorzugt, die Fichte war der ertragsärmste Pottaschelieferant.
Die Pottascherstellung verbrauchte insgesamt wesentlich mehr Holz als die Befeuerung der Glasöfen.

Die im 18. Jahrhundert entstehende Forstwissenschaft sah das regellose Plentern der Glashüttenmeister als unökonomischen Umgang mit dem volkswirtschaftlich wertvollen Rohstoff Holz an. Der ungleichmäßige Alters- und Bestandsaufbau der Glashüttenwälder war nach ihrer Ansicht der Grund für eine vermeintlich hohe Windwurfgefährdung. Als Beleg dafür diente ihnen die Tatsache, dass diese Wälder übersät waren mit am Boden liegenden und vermodernden Baumriesen. So klagte der Forstmeister Carl v. Heppe 1752 anlässlich einer Inspektionsreise in die Wälder zwischen Rachel und Lusen darüber, dass die Hüttenmeister stehendes frisches Holz einschlagen ließen, obwohl so viele Windwürfe am Boden lägen, "dass 200 Mann in Jahr und Tag es nicht aufarbeiten kunnten.".
An Stelle der Plenterung befürworteten die Forstleute die so genannte "schlagweise Bewirtschaftung", die einen Hiebsort flächig abnutzte.
Der in der zweiten Hälfte des 18. Jahrhunderts entstandenen staatlichen bayerischen Forstverwaltung (Gründung des Forstamtes Zwiesel 1789) gelang es in zähen Verhandlungen zwischen 1786 und 1825, in so genannten "Purifikationen", die Nutzungsrechte der Glashüttenherren in den staatlichen Wäldern des BWs abzulösen und die zuvor an diese abgetretenen 5000 ha großen Glashüttenwälder von Schönau, Riedlhütte und Klingenbrunn zwischen 1825 und 1834 zurückzukaufen.
In der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts endete somit nach rund 400 Jahren die glashüttenspezifische Art der Waldbewirtschaftung in Form der regellosen Plenterung und es begann die, auf dem damaligen Erkenntnisstand der Forstwissenschaft fußende, und von einer staatlichen Forstverwaltung umgesetzte, geregelte "schlagweise" Forstwirtschaft im BW.

In den zum Fürstbistum Passau gehörenden Wäldern östlich des Sagwassers, v. a. im Reschbachtal westlich von Finsterau und Mauth, begann die intensive Holznutzung durch die Fürstbischöfe gut 100 Jahre früher als im bayerischen Teil. Zum Transport des Holzes nutzte man ab 1729 die Wasserläufe der Ilz und ihrer Nebenbäche, die zu diesem Zweck begradigt und ausgebaut wurden.
Die Holztrift erreichte Ende des 18. Jahrhundert beachtliche Dimensionen: Zwischen 1770 und 1780 wurden jährlich 50 000 - 60 000 Ster Brennholz bis Passau geschwemmt, um den Brennholzbedarf der großen Städte der Donaumonarchie zu decken.

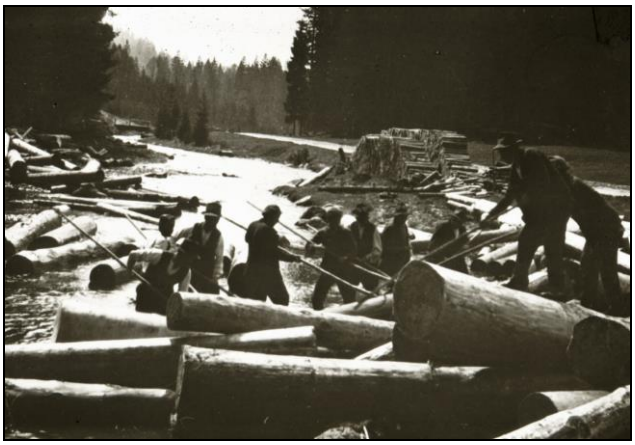


Abb. 7: Historische Holztrift (Foto: Archiv NP BW)

Die Holzernteverfahren im fürstbischöflich-passauischen Gebiet unterschieden sich im 18. Jahrhundert deutlich von der Plenterwirtschaft der Glashüttenmeister auf der bayerischen Seite. In großflächigen, kahlschlagsartigen Hieben wurden im Einzugsbereich der Triftbäche die Waldbestände abgenutzt. Gegen Ende des 18. Jahrhunderts führte man an den Einhängen zu den Triftgewässern so genannte "Kulissenhiebe" - von Berg zu Tal verlaufende Streifenkahlschläge, bei denen Altholzkulissen von ca. 40 - 80 m Breite solange stehen blieben, bis die nebenliegenden Kahlflächen gleichen Ausmaßes verjüngt waren. Auf diesen Flächen entstanden Fichtenbestände mit relativ gleichförmiger Alters- und Bestandsstruktur, aber mit hoher Wuchskraft.
Nach der Säkularisation wurden die fürstbischöflich-passauischen Waldungen 1805 von der bayerischen Forstverwaltung übernommen.

Ende des 18. Jahrhunderts begannen Naturkundler und Literaten sich zunehmend für den BW zu interessieren. Erste präzisere Waldbeschreibungen zeichnen ein Bild vom Zustand der damaligen Wälder, so die Schilderung des Münchener Botanikprofessors Otto SENDTNER aus dem Jahr 1855:

„ ..... Solche Tannen, solche Buchen sind uns in unserm Leben nicht vorgekommen, Ziffern geben nur einen schwachen Begriff von ihrer Großartigkeit. Noch ehrwürdiger macht sie ihre Geschichte. Diese 300 und 400jährigen Bäume stammen nämlich aus Urwaldzeiten, denn die Waldung selber ist nichts anderes als ein gelichteter, gesäuberter Urwald. Sie besteht aus 0,7 Tannen, 0,2 Buchen und 0,1 Fichten. Die Buchen werden von den Tannen überragt und ihre Stämme, im Schatten erwachsen, erheben sich schnurgerade wie ungeheure Säulen astfrei bis 70 Fuß, hoch oben breitet sich dann ihr anmutiges Laubdach aus. Die Tanne überwächst die Gipfel der Buche und gibt von außen dem Walde das gleichförmige finstere Ansehen. Sie erreicht bei einem gesunden Alter von 300 - 400 Jahr eine Höhe von 130-150, ja 200 Fuß, einen Durchmesser von 4-7 Fuß. Ältere sind anbrüchig. Solche Bestände sind keine Seltenheit, und der mittlere Holzvorrath beträgt 115 Klafter auf dem Tagwerk; es gibt auch solche von 130 Klaftern. ..... Außer diesem lebendigen Holzvorrathe bieten diese Wälder auch noch einen todten: in den Bergen liegen Leichen der gefallenen Bäume, die da Rannen genannt werden. .....“

Um die künftige Bewirtschaftung der Staatswälder auf eine fachliche Grundlage zu stellen, gab das "Königliche Ministerial-Forsteinrichtungsbureau" 1849 die "Wirthschaftsregeln für den Bayerischen Wald" heraus. Sie legten als Bestockungsziel für den Standort "Hanglagen des Bayerischen Waldes" die Beibehaltung der Mischung

aus Tanne, Buche und Fichte fest, da dieser Bestandstyp auch nach damaliger Erkenntnis als die gegen Witterungs- und sonstige Schadereignisse stabilste Form angesehen wurde.
Für die Hochlagen sah man eine plenterartige Bewirtschaftung vor, für die Tallagen dagegen eine kahlschlagsartige Nutzung in Verbindung mit Entwässerung der Standorte.
Für das bestgeeignetste Waldbauverfahren zur Bewirtschaftung der Bergmischwälder hielt man den "Hartig`schen Dunkelschlag". Dieses Schirmschlagverfahren orientierte sich in seinen Verfahrensabläufen einseitig an der Entwicklung der Buchenverjüngung. Den Verjüngungsansprüchen der Tanne wurde es durch das zu rasche Auflichten der Bestände und das Aushauen der zwischenständigen Tannen nicht gerecht. Trotz des geringen Verbissdrucks - es fehlte das Rotwild - verlor die Tanne gegenüber den beiden anderen Baumarten an Boden.

Eine Reihe von Naturkatastrophen brachte in der 2. Hälfte des 19. Jahrhunderts den regulären Waldbaubetrieb zum Erliegen. Zwei Südweststürme im Dezember 1868 und im Oktober 1870 richteten riesige Schäden in den Wäldern an. Die Aufarbeitung des Schadholzes konnte in den Folgejahren nicht bewältigt werden. Diese Windwurfkatastrophen fielen in eine Reihe von Jahren mit überdurchschnittlich milder Witterung und führten zu einer Massenvermehrung des Borkenkäfers *Ips typographus* (Buchdrucker), der 1873/74 auch großflächig auf stehende Fichtenbestände übergriff. Erst 1875/76 flaute die Kalamität ab.
Allein im Gebiet zwischen Rachel und Lusen betrug der Holzanfall dieser Katastrophenjahre über 600 000 fm (Windwurf- und Borkenkäferhölzer) und hinterließ Kahlflächen in einer Größenordnung von 2 000 ha, die sich in der Folge größtenteils zu reinen Fichtenbeständen entwickelten.
Nach dem Ende der Borkenkäferkalamität und der Rückkehr zum Normalbetrieb löste 1880 der Femelschlag das Schirmschlagverfahren ab.
Der Femelschlag zielte v. a. darauf ab, das Schwinden des Tannenanteils in der Verjüngung aufzuhalten. Dies gelang jedoch nicht. Die Waldstandsrevision von 1903 stellte ein großflächiges Ausbleiben der Tannennaturverjüngung fest. Die Gründe dafür waren vielfältig. Ziel der Forstverwaltung war nach wie vor die rasche Verjüngung der vom Wind gelichteten, aber immer noch umfangreichen Altholzbestände. Demzufolge wurde der Femelschlag in der Praxis nicht als langfristiger Femelschlag (Bayerischer Femelschlag) sondern als "Bayerisch Kombiniertes Verfahren", also in Verbindung mit schnell aufeinander folgenden Saumschlägen geführt. Der rasche Hiebsfortschritt war aber der Verjüngung der Tanne nicht förderlich.
Der Wildverbiss begann gegen Ende des 19. Jahrhunderts eine zunehmende Rolle zu spielen. Der hohe Rehwildbestand und die nicht tannengerechte Hiebsführung in den Verjüngungsbeständen allein hätten ausgereicht, um den Ausfall der Tanne herbeizuführen. Als besonders folgenschwer wirkte sich jedoch zusätzlich eine in den Femelschlagbetrieb integrierte "Vorwuchsmusterung" aus, die darauf abzielte, alle Tannenvorwüchse und Tannenzwischenständer, die ein stagnierendes Höhenwachstum aufwiesen, zu entnehmen. Dieses Merkmal ist jedoch geradezu typisch für zwischenständige Tannen.
Vom Ausfall der Tanne profitierte neben der Fichte auch die Buche. Buchenmastjahre in Verbindung mit raschen Lichtungshieben sicherten ihr ihren Anteil an der Verjüngung. Die Entwicklung der großen Verjüngungsflächen tendierte hin zu einschichtigen reinen Fichten- und reinen Buchenbeständen. Dies wurde auch bewusst gefördert. Da man in Fichten-Buchen-Mischbeständen das unterschiedliche Erreichen der Hiebsreife beider Baumarten als ein Problem ansah, formte man Buche und Fichte ab der Jahrhundertwende zu Reinbeständen aus.
Zu Beginn des 20. Jahrhunderts existierten im Inneren BW immer noch 14 000 ha alter Plenterbestände. Im Sinne der aufkommenden Bodenreinertragslehre waren diese alten urwaldartigen Bestände "Übervorräte", die von ihrem Zuwachsverhalten her längst unproduktiv waren. Ziel einer am maximalen Ertrag orientierten Bewirtschaftung musste es sein, solche Bestände möglichst rasch abzunutzen und durch zuwachskräftige Fichtenbestände mit kurzen Umtriebszeiten zu ersetzen.

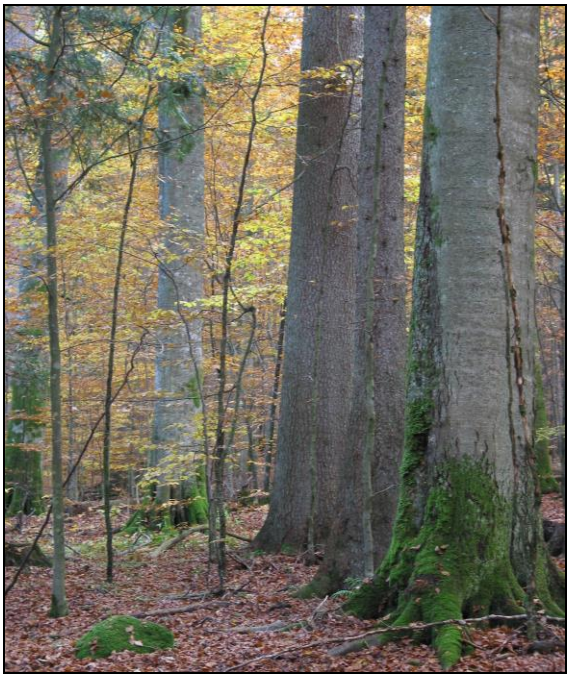


Abb. 8: Urwaldrest in der Mittelsteighütte

Mit der Annahme des von diesem Gedankengut inspirierten "Antrages Toerring" durch beide Kammern des Bayerischen Landtages begann im BW das großflächige, rasche Abnutzen der alten Plenterbestandsreste. Die als "Galoppwirtschaft" bezeichnete Hiebsführung erbrachte im Gebiet zwischen Rachel und Lusen (13 000 ha) in den Jahren 1910 bis 1913 jährlich bis zu 96 000 fm Holz. Während des 1. Weltkrieges und den Inflationsjahren der Nachkriegszeit wurde die Übernutzung mit Schwankungen in ähnlichen Größenordnungen weitergeführt. Die entstandenen Hiebsflächen konnten sich auf Grund ihres Ausmaßes und wegen des hohen Tempos des Hiebsfortschrittes nicht mehr natürlich verjüngen. Aufforstungen mit falschen Fichtenherkünften traten daher häufig an die Stelle naturnaher Mischbestände.

1925, 1926, 1929 und 1930 forderten zudem eine Reihe von Sturmkatastrophen ihren Tribut in den Staats- und Privatwäldern des BWs. Allein der Orkan vom 04. Juli 1929 warf ca. 1 Mio. fm Holz zu Boden. Mit Hilfe des seit 1909 ausgebauten Waldeisenbahnnetzes gelang es, eine Borkenkäferkalamität wie 1870 abzuwenden.

Abb. 9: Waldeisenbahn um 1910 (Foto: Archiv NP BW)

In der Zeit des Nationalsozialismus setzte sich der rasche Abbau der Altbestände fort. So schlug beispielsweise das rund 3 000 ha große Forstamt Zwiesel-West Mitte der 1930er Jahre jährlich zwischen 35 000 und 40 000 fm Holz ein. Die Übernutzungen der Kriegszeit betrugen im AG jährlich bis zu 90 000 fm.
In den Besatzungsjahren nach dem 2. Weltkrieg wurde der kahlschlagsartige Abtrieb der Altbestandsreste ungebremst fortgeführt. Zur Brennholzversorgung der Städte und von Flüchtlings- und Gefangenenlagern wurden ohne Rücksicht auf waldbauliche Zielsetzungen Waldbestände großflächig abgenutzt.
Erst Anfang der 50-iger Jahre gelang es, zu einer geregelten Betriebsführung zurückzukehren. Der Saumfemelschlag wurde in Form des "Bayerisch-Kombinierten-Verfahrens" wieder als maßgebliches Waldbauverfahren etabliert.

Anders als die erschließungstechnisch leichter zu nutzenden Wälder der Tal- und Hanglagen spielten die natürlichen Fichtenwälder der Hochlagen über 1150 Meter ü. NN zu keinem Zeitpunkt der Forstgeschichte eine wirtschaftlich bedeutsame Rolle. Selbst in den Zeiten der Übernutzung der Wälder sah man auf Grund der durch die Rauigkeit des Klimas bedingten, geringen Zuwachsleistungen der Bestände von intensiveren Eingriffen ab. Die „Wirthschaftsregeln“ von 1849 sahen lediglich plenterartige, keinesfalls flächige Nutzungen vor. Außerdem sollten die Wälder „gereinigt“ werden von dem noch verwertbaren stehenden oder toten Holz, das hier in Massen verfaulte. Die Bedeutung dieses Totholzes für die „Rannenverjüngung“ der Fichte, also die Strategie sich in diesen unwirtlichen Lagen auf Moderholz bzw. auf damit in Zusammenhang stehenden Kleinstrukturen anzusamen, erkannte man nicht. Diese Verjüngung der Fichte auf Moderholz schildert Graf Sternberg in seiner „Botanischen Wanderungen in den Böhmerwald“ 1806: „…durch Jahrhunderte übereinander geworfene Windbrüche liegen aufgetürmt übereinander, und auf ihren vermodernden Rücken hebt sich kühn ein zweite Generation empor, …“. Die Folge dieser Reinigung der Hochlagenbestände von Totholz war ein zunehmendes Ausbleiben der Naturverjüngung.
Den nächsten weitreichenden Eingriff in die Struktur der Hochlagenwälder verursachte ein Naturereignis, der bereits erwähnte Sturm von 1870, der in den höheren Lagen seinen Schwerpunkt hatte. Für die Wiederaufforstung der Kahlflächen verwendete man mangels ausreichenden lokalen Saatgutes in größerem Maße Fichtensaatgut aus Flachlandregionen. Die gleiche Vorgehensweise wiederholte man bei den großen Windwürfen der 1920er Jahre. In der Folge findet man heute in den Fichtenwäldern der Hochlagen immer wieder kleinflächig Ökotypen der Fichte, die den rauen Klimabedingungen des Standortes nicht gewachsen sind und durch zahlreiche, von Schneelasten verursachte Bruchstellen im Kronenbereich gezeichnet sind. Wie hoch der Anteil dieser nicht autochthonen Ökotypen an den natürlichen Fichtenwäldern der Hochlagen im NP ist, lässt sich nicht quantifizieren, jedoch zeigten Zuwachsuntersuchungen aus den 1990er Jahren auf 1870 als „holzleer“ gemeldeten Flächen, dass offensichtlich doch größere Anteile des Ausgangsbestandes, insbesondere Jungwüchse, auch auf solchen Flächen den Sturm und die nachfolgende Aufarbeitung des Holzes überstanden hatten. Rund zwei Drittel der Hochlagen-Fichtenwälder des AG dürften damals in ihrer autochthonen Baumartensubstanz mehr oder weniger unbeschadet erhalten geblieben sein.

Die insgesamt - im Vergleich zu den Bergmischwäldern - behutsame Behandlung der natürlichen Fichtenwälder in den letzten 200 Jahren hat diese, trotz gemachter Fehler wie Totholzbeseitigung und Einbringung nicht angepasster Fichtenökotypen, in einem relativ naturnahen Zustand erhalten.

Abb. 10: Ein Kupferstich von 1860 zeigt ein Bild der bis zu dieser Zeit ungenutzten, ursprünglichen Hochlagenwälder (Holzschnitt: Liebscher, Archiv NP BW)

Auffällig ist, dass sich auf alten, im Bereich dieser Fichtenwälder gelegenen Weideflächen, der „Schachten“, relativ hohe Dichten an Bergahornen finden, die noch aus den Urwaldbeständen vor der Rodung der Flächen stammen. Dies ist als Beleg dafür zu deuten, dass diesen Fichtenwäldern ursprünglich einen merklich höherer Anteil an Bergahornen beigemischt war, der jedoch wahrscheinlich

Opfer des Aschenbrennens der Glashütten geworden ist. Die Verjüngung des Bergahorns dürfte durch die jahrhundertelang geübte Waldweide in den Hochlagenwäldern erheblich beeinträchtigt worden sein.

In die erste Hälfte des 19. Jahrhunderts fällt die Ausrottung von Bären, Luchsen, Wölfen und des Rotwildes im BW. Dagegen finden sich in jener Zeit erstmals Angaben über erhöhte Rehwildbestände, die allerdings in der Folgezeit starken Schwankungen unterworfen waren.
Die heutige Rotwildpopulation entstammt einem Wildgatter des Fürsten von Schwarzenberg am Kubany im südlichen Böhmerwald. Von dort wurden im letzten Quartal des 19. Jahrhunderts mindestens 70 Tiere in die freie Wildbahn entlassen, die sich rasch zu einer selbsttragenden Population entwickelten und in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts auch den bayerischen Teil des Gebirges besiedelten.
Mit der Wiedererlangung der Jagdhoheit Anfang der 1950er Jahre hielt auch der Hegegedanke wieder Einzug in den Forstämtern des BWs. 1956 begann man im Forstamt St. Oswald mit einer intensiven Winterfütterung mit dem Ziel, den natürlichen Wandertrieb des Rotwildes zu unterbinden, um es auch im Winter in den Staatswäldern zu halten. Das Beispiel machte rasch Schule unter den Forstämtern des BWs. Der Preis aber war hoch: 2 000 ha mehr oder weniger geschälter Bestände in den Hanglagen - reduziert gerechnet 600 ha total geschälter Bestände - zu Beginn der NP-Gründung 1970. Erst ein neues Rotwildmanagementkonzept der NPV - Ersatz aller Winterfütterungen durch drei Wintergatter - brachte eine wirksame Entlastung für die Vegetation, - sichtbar im Rückgang der Schälschäden und im Wiederauftreten verbissempflindlicher Gehölze und krautiger Pflanzen.

Abb. 11: Historische Nutzungsformen (Foto: Archiv NP BW)

Die weitgehend waldfreien Randzonen des NPs waren bis in die zweite Hälfte des 20. Jahrhunderts geprägt von extensiver kleinbäuerlicher Landwirtschaft mit einem überwiegend standortbedingten Wechsel von Ackerflächen, extensiven Mähwiesen und -weiden und Streuwiesen; letztere vorwiegend auf Moorstandorten und in anmoorigen Talgründen. Ein Großteil der als Dauergrünland genutzten Flächen wurde bis in die 2. Hälfte des 20. Jahrhunderts durch Überstau, bzw. Überrieselung bewässert. Bis in die 70er Jahre gab es noch die Feldgraswirtschaft, also den Wechsel von Acker- und Grünlandnutzung, wobei durch die Gründung der großen Molkereien in den 50er und 60er Jahren der Schwerpunkt landwirtschaftlicher Produktion zunehmend in Richtung Rinderhaltung und Milchproduktion ging.

Mit der Modernisierung der Landwirtschaft (Rückgang der Heuwirtschaft und Umstellung auf Silowirtschaft, Umstellung von Festmist- auf Güllewirtschaft) in Verbindung mit Flurbereinigungsmaßnahmen wurde ein Teil der ehemals extensiv genutzten Flächen in produktiveres Intensivgrünland mit stark verfrühter Erstmahd und erhöhten Mähfrequenzen umgewandelt. Bedingt durch den Strukturwandel seit Mitte der 70er Jahre und die zunehmende Umstellung auf den Fremdenverkehr als Haupteinnahmequelle eines Großteils der heimischen Bevölkerung wurden zusehends Grenzertragsflächen aus der landwirtschaftlichen Produktion genommen. Dies trifft in erster Linie auf Moor- und Anmoorstandorte, aber auch auf sonstige, schwer bewirtschaftbare Flächen mit geringer Produktivität zu (z. B. ortsferne Steillagen mit geringer Flächengröße).
Ein Teil der in Besitz der NPV befindlichen Flächen wird weiterhin über Pachtverträge mehr oder minder extensiv bewirtschaftet (Beweidung oder Mahd).

Abb. 12: Kohlschachten (Foto: Keiner, NP BW)

Die Nutzung von waldfreien Rodungsinseln in den Hochlagen, den so genannten „Schachten“, als Viehweide begann Anfang des 17. Jahrhunderts. Das Vieh (Ochsen und Jungrinder) wurde zur Waldweide und zunächst auch auf den Ruckowitzschachten, der eine „natürliche Bergrückenwiese“ (vgl. SEYFERT, 1975) gewesen sein soll, aufgetrieben. Es wurden sukzessive weitere Schachten, die vorwiegend als nächtliche Sammelpunkte für das tagsüber im Wald weidende Vieh genutzt wurden, angelegt, so dass bis 1831 im ehemaligen Forstamt Zwiesel 40 Schachten mit 179 ha Gesamtfläche, entsprechend 1,8 % der gesamten Waldfläche, entstanden. Der „Almschachten“ wurde zwischenzeitlich auch von Milchkühen beweidet.
Bis in die heutige Zeit hat sich die Anzahl und Gesamtfläche der Schachten, die seit Anfang der 1960er Jahre nicht mehr genutzt werden, erheblich reduziert. Vorwiegend kleinere Schachten sind vollständig verschwunden; die Größe auch der ausgedehnteren Schachten hat sich als

Folge einer natürlichen Wiederbewaldung deutlich verringert. Heute existieren im EG gerade noch zehn Schachten mit ca. 70 ha Gesamtgröße und einige, sehr kleine Restflächen. Dazu kommen noch vier kleinere Flächen im AG.

Das Fließgewässersystem im NP wurde ab dem 19. Jahrhundert bis etwa in die Mitte des 20. Jahrhunderts intensiv zur Holztrift genutzt, um die in den Hochlagen gefällten Baumstämme leichter ins Tal transportieren zu können. Zu diesem Zweck wurden die Gewässer nicht nur durch Längs- und Querverbauten verändert, sondern auch durch die so genannten Schwellen oder Klausen am Oberlauf künstlich aufgestaut. In der heutigen Zeit werden die Gewässer teils zur Trinkwasser- und Energiegewinnung genutzt: Kleinkraftwerke existieren an der Großen Ohe (Riedlhütte), und am Kolbersbach (Lindbergmühle und oberhalb Spiegelhütte), an Sagwasser und Reschwasser werden Sägewerke betrieben; neben zahlreichen Quellen werden v. a. die Gewässersysteme von Kleinem Regen und Hirschbach (Sammlung im Trinkwasserspeicher Frauenau) zur Trinkwassergewinnung genutzt.

Abb. 13: Die Knotenbachklause, eine alte Triftschwelle (Foto: Kiener, NP BW)

Die größeren, von Natur aus waldfreien Felsstandorte im NP waren schon in früher Zeit „magische“ Anziehungspunkte für den Menschen und sind heute zum überwiegenden Teil Haupt-Ausflugsziele für den modernen Fremdenverkehr, gemeinsam mit dem großen Blockmeer am Lusengipfel und dem Rachelsee.

3.4.2 Gegenwärtiges Management

Die Wälder des NP BW Wald entsprechen hinsichtlich Zustand, Schutzstatus und Management internationalen Anforderungen gemäß (IUCN) wie auch nationaler Vorgaben für Nationalparke (Art. 8 BayNatSchG, Verordnung über den NP BW).
Artikel 8 des Bayerischen Naturschutzgesetzes definiert die Aufgabe von Nationalparken wie folgt : „(2) Nationalparke haben zum Ziel, im überwiegenden Teil ihres Gebiets den möglichst ungestörten Ablauf der Naturvorgänge in ihrer natürlichen Dynamik zu gewährleisten.. Sie dienen vornehmlich der Erhaltung und wissenschaftlichen Beobachtung natürlicher und naturnaher Lebensgemeinschaften sowie eines möglichst artenreichen heimischen Tier- und Pflanzenbestands. Nationalparke bezwecken keine wirtschaftsbestimmte Nutzung.
(3) Nationalparke sind der Bevölkerung zu Bildungs- und Erholungszwecken zu erschließen, soweit es der Schutzzweck erlaubt.“

Die Fläche des NP BW ist in verschiedene Zonen eingeteilt, wie die Richtlinien der IUCN dies für Nationalparke der Kategorie II als Möglichkeit vorsehen.

Der NP BW ist keine isolierte Einheit, sondern in vielerlei Hinsicht mit seiner Umgebung verzahnt. Daher muss sichergestellt werden, dass von der natürlichen Waldentwicklung im NP keine negativen Auswirkungen auf benachbarte Kulturlandschaft ausgehen. Die NP-VO legt deshalb auch Bereiche fest, in denen bestimmte Maßnahmen zulässig sind, bzw. erforderlich werden können. Darüber hinaus machen auch die für das EG des NPs vorgesehenen Übergangsregelungen eine Einteilung des NP-Gebiets in Zonen mit unterschiedlichen Maßnahmen erforderlich. Gegenwärtig befinden sich die Flächen des EG noch überwiegend im Zustand eines Entwicklungsnationalparks. Jedoch sollen gemäß internationalen Kriterien bis zum Jahr 2027 mindestens drei Viertel der Fläche entsprechend dem primären Schutzzweck verwaltet werden und in die Kategorie „Naturzone“ (Zone I) eingereiht sein.

Die Zone I beinhaltet sämtliche Flächen des NPs, auf denen grundsätzlich keine menschlichen Maßnahmen vorgesehen sind. Hier sollen sich die Wälder wieder zu Naturwäldern, zur Waldwildnis entwickeln. In der Naturzone hat der Ablauf natürlicher Prozesse Vorrang. Mittelfristig soll die Zone I mindestens drei Viertel der NP-Fläche umfassen.
Im AG gehören zur Zone I alle Gebiete (einschließlich der Hochlagenwälder) mit Ausnahme des Randbereichs (Zone III) und der Erholungszone (Zone IV). Die Abgrenzung der Naturzone wurde hier im wesentlichen mit der Waldkartierung 1992 festgelegt.
Im EG gehören zur Zone I (Stand 2006) ca. 10 % der Fläche (1130 ha), vorrangig Flächen der ehemaligen Naturwaldreservate und Naturschutzgebiete und deren Umfeld.
Insgesamt nimmt die Zone I derzeit (Stand 2006) eine Fläche von rund 10.489 ha ein (= 43 % der NP-Fläche).

Die Wälder der Zone II („Entwicklungszone“ nach IUCN) sollen innerhalb eines Übergangszeitraumes schrittweise der natürlichen Entwicklung überlassen und der Zone I (Naturzone) zugeführt werden. Die Zone II hat daher - im Gegensatz zu allen anderen Zonen, die dauerhaft sind - nur temporären Charakter.

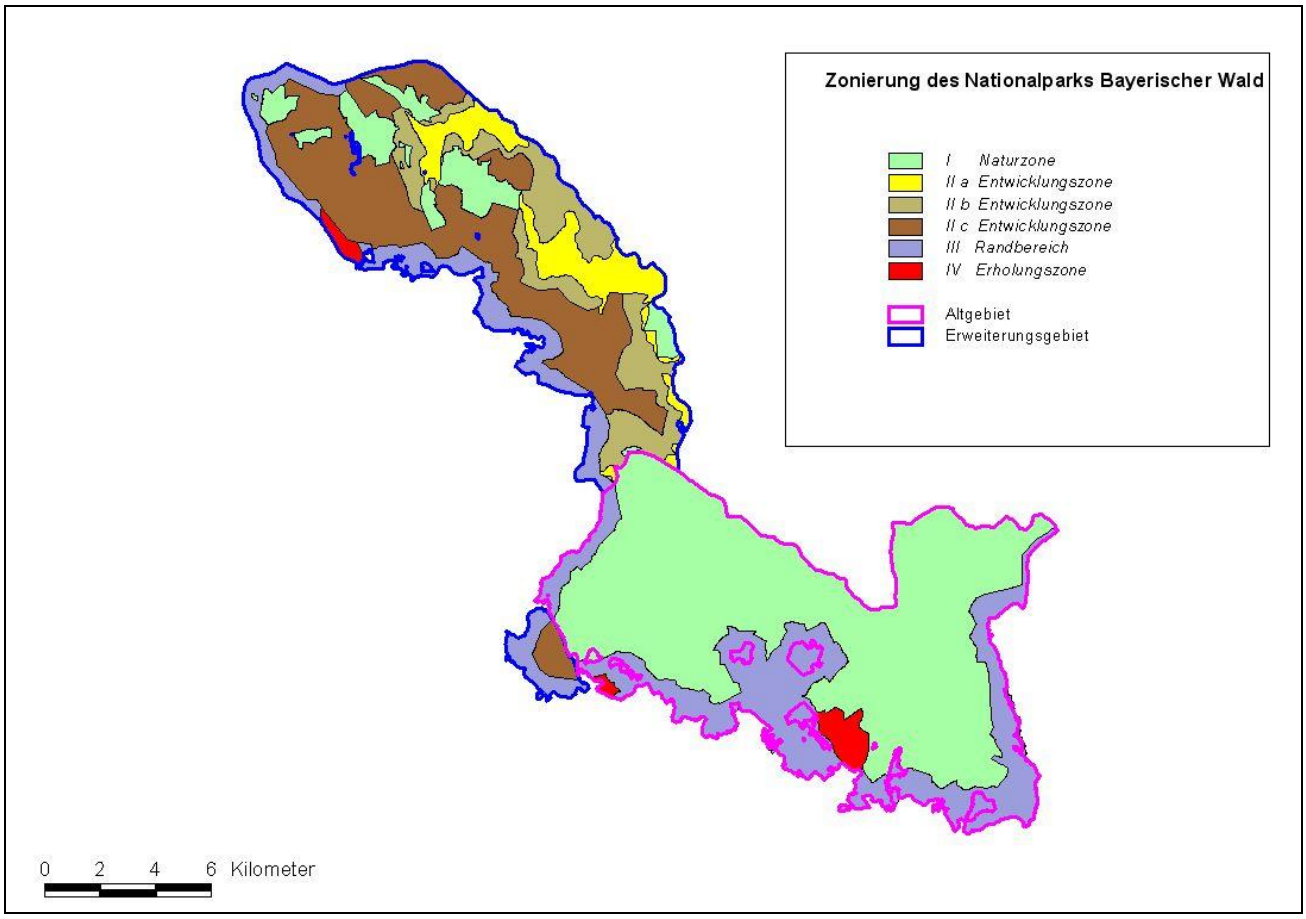


Abb. 14: Managementzonen des NPs (Stand Januar 2007)

In der Zone II ist die natürliche Waldentwicklung durch Borkenkäferbekämpfungsmaßnahmen eingeschränkt. Dadurch soll in einem Zeitraum bis zum Jahr 2027 eine Ausbreitung des Borkenkäfers auf die Wälder der Hochlagen zwischen Falkenstein und Rachel verhindert werden (§ 14 Abs. 3 NP-VO). Das Forststraßennetz ist deshalb bis dahin auch weitgehend zu erhalten.
Die Zone II ist nur im EG ausgewiesen. Sie umfasst 8.794 ha (= 36 % der NP-Fläche/Stand 2006) und ist in die nachfolgend näher beschriebenen Teilgebiete untergliedert:

Die Entwicklungszone II a umfasst den Hochlagenwald im EG und soll bis zum Jahr 2027 durch wirksame Borkenkäferbekämpfungsmaßnahmen den raschen und flächigen Zerfall der Fichtenhochlagenwälder im EG verhindern. Sie nimmt im NP eine Fläche von rund 1.411 ha ein.
Die Entwicklungszone II b bildet eine Schutzzone um den Hochlagenwald im EG, in der bis zum Jahr 2027 ebenfalls wirksame Borkenkäferbekämpfungsmaßnahmen ergriffen werden müssen. Sie umfasst 2.162 ha und soll einen Puffer darstellen zwischen den Hochlagenwäldern der Zone II a und fichtenreichen Beständen der Hanglagen, die schon vor 2027 zur Naturzone erklärt werden sollen.
Die Entwicklungszone II c umfasst mit 5.221 ha das Gebiet zwischen der Schutzzone um den Hochlagenwald im EG und dem Randbereich. In der Entwicklungszone II c liegt ein Großteil der naturnahen Bergmischwälder der Hanglagen und ein Teil der natürlichen Fichtenwälder der Tallagen. Diese Wälder sollen bis 2027 schrittweise der natürlichen Entwicklung zugeführt werden. Bis dahin werden jedoch Borkenkäferbekämpfungsmaßnahmen durchgeführt.
Im Randbereich (Zone III) sollen auf Dauer alle erforderlichen ordnungsgemäßen und wirksamen Waldschutzmaßnahmen ergriffen werden, um die an den NP angrenzenden Wälder vor Schäden, die auf eine unbeeinflusste Waldentwicklung im NP zurückgehen, zu bewahren. Damit soll letztendlich der primäre Schutzzweck des NPs, eine natürliche Waldentwicklung in der Naturzone zuzulassen, sichergestellt werden. In der Zone III muss ein ausreichendes Forststraßennetz und eine Grunderschließung mit Rückewegen oder Rückegassen erhalten bleiben bzw. ergänzt werden, um eine wirksame und schnelle Borkenkäferbekämpfung zu ermöglichen.
Der Randbereich wurde unter Berücksichtigung der örtlichen Gefährdungssituation im Hinblick auf Borkenkäferbefall, mindestens aber mit einer Breite von 500 m festgelegt (§ 13 Abs. 1 NP-VO). Hierbei wurden vor allem Bestandsstruktur, Mischung und Alter der im Randbereich liegenden Waldbestände berücksichtigt. Eine wichtige Grundlage bei der Grenzziehung im AG war außerdem die von der Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft erstellte Karte „Potentielle Gefährdung durch Borkenkäfer aufgrund der Bestandesstruktur“.
Die jetzige Ausformung des Randbereichs hat temporären Charakter und trägt den Ergebnissen des Internationalen Expertengremiums zur „Borkenkäferproblematik im

Nationalpark Bayerischer Wald“ Rechnung, um ein Übergreifen des Borkenkäfers auf den angrenzenden Wirtschaftswald zu verhindern. Nach Abklingen der Borkenkäfermassenvermehrung soll der Randbereich wieder der aktuellen Gefährdungssituation angepasst werden.
Zum Schutz der angrenzenden Wälder sind im AG auch um die Enklaven mit kleinen Privatwaldflächen Schutzzonen ausgewiesen. Die erforderliche Schutzzone beträgt oft ein Vielfaches und steht damit in einem krassen Missverhältnis zu der zu schützenden Fläche. Angestrebt wird, wie schon bisher, ein Ankauf dieser Waldflächen (z. B. im Klosterfilz) oder ein Tausch mit außerhalb des NPs liegenden Waldflächen. Ebenso zielführend wäre der Abschluss freiwilliger Vereinbarungen mit den jeweiligen Besitzern (z. B. Pacht).
Die Fläche der Zone III, in welcher Borkenkäferbekämpfungsmaßnahmen notwendig werden können, beträgt 4.542 ha (= 19 % der NP-Fläche).

Abb. 15: Borkenkäferbekämpfung in den Randbereichen (Foto: Kiener, NP BW)

In der Zone IV (Erholungszone) soll durch Managementmaßnahmen sichergestellt werden, dass Verkehrssicherheit und Funktion der Besuchereinrichtungen gewährleistet sind.
Sie umfasst größere, zusammenhängende Flächen am Rand des NPs, die in erster Linie der Erholung dienen. Hierzu gehören im AG das Tierfreigelände und Besucherzentrum Hans Eisenmann-Haus bei Neuschönau mit Umfeld mit Umfeld und das Waldspielgelände. Im EG sind dies das Besucherzentrum Haus zur Wildnis mit Tierfreigelände und Steinzeithöhle bei Ludwigsthal. Diese in der Erholungszone liegenden Einrichtungen ziehen eine große Zahl von Besuchern an. Aktive Maßnahmen sind deshalb schon allein aus Verkehrssicherungsgründen dauerhaft notwendig. Des Weiteren können gestalterische Eingriffe erforderlich sein, um die Attraktivität der Einrichtung zu erhalten, die Besucher entsprechend zu lenken und ihnen die Möglichkeiten für Naturerleben im NP zu erschließen.
Soweit die Zone IV im Randbereich liegt, sind zusätzlich die Erfordernisse der Borkenkäferbekämpfung zu beachten. Die Fläche der Zone IV beträgt rund 410 ha (= 2 % der NP-Fläche).
Neben den Maßnahmen, die im Rahmen des NP-Managements erfolgen, wie Borkenkäferbekämpfung im Randbereich oder Schalenwildregulierung, gibt es eine Reihe von Nutzungen und Gestattungen, die auf dem Gebiet lasten und die noch aus der Zeit vor der Erklärung zum NP herrühren.

Am bedeutsamsten sind Wassernutzungsrechte. Fünf an den NP angrenzende Gemeinden (Hohenau, Neuschönau, St. Oswald-Riedlhütte, Spiegelau und Lindberg) beziehen ihr Trinkwasser ganz oder überwiegend aus Quellen im NP, daneben die Stadt Zwiesel, der „Zweckverband Rachelwasser“ (Stadt Grafenau, Gemeinde Spiegelau) aus jeweils mehreren Quellgebieten und zwei kleinere kommunale Wasserbeschaffungsverbände (Zwieslerwaldhaus, Buchenau).
Noch existent sind so genannte „Forstrechte“, welche bestimmte Privatpersonen zum Holzbezug aus NP-Wäldern berechtigen, z. B. Bau-, Brenn-, Stecken- und Abfallholzrechte.

Eine detaillierte Übersicht über Art und Umfang der bestehenden Nutzungen gibt der Anlageband „Nutzungen und Gestattungen“ des Nationalparkplans.

3.5 Schutzsituation

Den allgemeinen Schutzgebietscharakter eines NPs definiert Art. 8 (2) des Bayerischen Naturschutzgesetzes in Übereinstimmung mit den internationalen IUCN- Richtlinien:
„Nationalparke dienen vornehmlich der Erhaltung und wissenschaftlichen Beobachtung natürlicher und naturnaher Lebensgemeinschaften sowie eines möglichst artenreichen heimischen Tier- und Pflanzenbestands. Sie bezwecken keine wirtschaftsbestimmte Nutzung.

Den spezifischen Schutzzweck des NP BW beschreibt detailliert die „Verordnung über den Nationalpark Bayerischer Wald“ in der Fassung der Bekanntmachung vom 12. September 1997.
Die Umsetzung der hier festgelegten Grundsätze in konkrete, mittelfristig zu verfolgende Managementmaßnahmen regelt der auf Basis des § 7 NP-VO geschaffene Nationalparkplan.

Art. 3 der Nationalparkverordnung definiert als vorrangiges Ziel des NP BW den Erhalt dieser charakteristischen Mittelgebirgslandschaft mit ihren heimischen Tier- und Pflanzengesellschaften und ihren natürlichen und naturnahen Waldökosystemen.
Besonders schutzwürdig ist die ungestörte Dynamik der Lebensgemeinschaften (Prozessschutz), die aus dem Wirken der natürlichen Umweltkräfte erwächst. Dies bedeutet, dass sich die Wälder des NPs längerfristig auf mindestens drei Viertel der Fläche ohne lenkende Maßnahmen des Menschen entwickeln sollen. Lediglich im Randbereich des NPs wird zum Schutz der an den NP angrenzenden Wälder und im Bereich von Besuchereinrichtungen (z. B. Tierfreigelände) in die natürliche Waldentwicklung eingegriffen.

Im EG des NPs werden die Wälder während einer Übergangszeit sukzessive einer natürlichen Waldentwicklung zugeführt.

Abb. 16 und 17: Natürliche Waldentwicklung nach Sturmwurf und Buchdruckerbefall (oben) und nach etwa 10 Jahren (unten) im Bereich des Schachtenriegels (Foto: Kiener, NP BW)

Artensicherung soll im NP vorrangig über den großflächigen Schutz der Lebensräume und durch Zulassen von natürlicher Entwicklung (Prozessschutz) gewährleistet werden.
Dies schließt auch mit ein, dass die Lebensbedingungen vieler Tier- und Pflanzenarten einem dynamischen Prozess unterworfen sind und gewisse Entwicklungsphasen der natürlichen Waldentwicklung sich zeitweise daraus ungünstig auf die Populationsentwicklung einzelner Arten auswirken können.
Eine besondere Bedeutung kommt dem NP dabei sowohl bei vielen totholzbewohnenden und -zersetzenden als auch störungsanfälligen Tier- und Pflanzenarten zu, die in einer relativ dicht besiedelten Kulturlandschaft nicht mehr die entsprechenden Lebensräume vorfinden.

Neben dem Schutz der natürlichen Dynamik (Prozessschutz) wird im Art. 3 der NP-VO auch die Erhaltung der heimischen Tier- und Pflanzenwelt als Ziel festgelegt. Dies beinhaltet laut Nationalparkplan bei Bedarf auch punktuelle Stützungsmaßnahmen (z. B. Moorrenaturierung) bzw. Maßnahmen zur artgerechten Wiederansiedlung zwischenzeitlich oder ganz aus dem Gebiet zurückgedrängter Tier- und Pflanzenarten.

Sowohl nach den einschlägigen Rechtsvorschriften (BNatSchG, BayNatSchG, NP-VO) als auch nach den internationalen Kriterien der IUCN sind Nationalparke neben der vorrangigen Naturschutzzielsetzung der Bevölkerung für Bildungs- und Erholungszwecke zu erschließen.
Da dies grundsätzlich konkurrierende Ziele sind, wurde in der Verordnung über den Nationalpark Bayerischer Wald (§ 5 Abs. 3) festgelegt, dass die Erschließung für die Erholung den Schutzzweck des NPs nicht beeinträchtigen darf.
Mittels Besuchereinrichtungen, die zur Lenkung der Besucher beitragen sollen, und die Ausweisung von Ruhezonen (Kerngebiete mit Wegegebot) sind die Prioritäten im NP eindeutig zugunsten des Naturschutzes gesetzt.

In den höheren und zumeist ortsfernen Lagen des NPs sowie in sehr störungsempfindlichen Bereichen wurden auf der Grundlage des Art. 26 BayNatSchG von der Regierung von Niederbayern Einschränkungen des Betretungsrechts getroffen:

- Zum Schutz störanfälliger Tierarten (vor allem der Rauhfußhühner),
- zur Vermeidung von Verbissschäden, die durch Störung von Reh- und Rotwild ausgelöst werden können
- um die mit Sammelaktivitäten verbundenen Störungen zu vermindern und
- um eine Verfälschung der Flora durch Nährstoffeinträge und Pflückeffekte zu reduzieren.

Die „Verordnung über die Einschränkung des Betretungsrechts im Nationalpark Bayerischer Wald“ der Regierung von Niederbayern vom 24.07.1997 verbietet insbesondere:

- das Betreten der Kerngebiete,
- das Spuren von Loipen in den Kerngebieten und
- das Befahren der Kerngebiete.

Für die Allgemeinheit gelten generell folgende Ausnahmebestimmungen:

- Benutzung der von der NPV markierten Rad- Fuß- und Skiwanderwege,
- Betreten der nicht markierten Wege vom 1.7. bis 15.11. (gilt nicht für Moorgebiete),
- Betreten der in der VO aufgezählten und in der Karte zur VO eingezeichneten Schachtenflächen.

Über die betretungsrechtlichen Bestimmungen der Regierung von Niederbayern hinaus gelten jahreszeitlich begrenzt für kleinere Flächen noch Betretungsverbote gemäß der von der Unteren Jagdbehörde (Landratsämter Freyung-Grafenau und Regen) erlassenen Verordnungen für die Wildschutzgebiete für Rotwild um die Wintergatter Ahornschachten, Auwald, Neuhüttenwiese und Riedlhäng sowie für das Wildschutzgebiet für Auerwild.

Nach der Bestimmung der NP-VO ist lediglich in den Kern- und Wildschutzgebieten die Aneignung wildwachsender Waldfrüchte durch das Betretungs- bzw. Wegegebot eingeschränkt.
In den übrigen Teilen des NPs ist aufgrund der freien Betretbarkeit das Sammeln von Pilzen und Beeren im Rahmen der landesweit gültigen naturschutzrechtlichen Bestimmungen möglich.

Die im AG ursprünglich bestehenden Naturschutzgebiete Großer Filz und Klosterfilz, Rachelseewand, Bärenriegel, Föhraufilz, Moorwald beim Bahnhof Klingenbrunn sowie Lusen mit Hochwald gingen mit der ersten Nationalparkverordnung 1991 im NP auf. Mit der Novellierungsverordnung von 1997 wurden auch die Naturschutzgebiete des EG, Kleiner Falkenstein, Zwieselter Filz und Hochschachten, Ruckowitzschachten und Langschachtel, Johannisruh, Mittelsteighütte, Hans-Watzlik-Hain und Höllbachgspreng, offiziell aufgehoben. Einige davon hatten gleichzeitig den Status Naturwaldreservat (Ruckowitzschachten und Langschachtel, Höllbachgspreng und Zwieselter Filz).
Der NP-Status ist gegenüber Naturpark- und Landschaftsschutzgebietsstatus höherrangig. Formell liegen die Flächen des Nationalpark-EG komplett im Bereich des Naturparks Bayerischer Wald. Für das AG trifft dies ebenfalls zu, sobald die in Kürze zu erwartende Erklärung durch das Bayerische Umweltministerium erfolgt ist.
Durch Bezirksbeschluss wurde das Landschaftsschutzgebiet „Bayerischer Wald“ mit der Verordnung vom 17.01.2006 auch auf das AG ausgedehnt, das bis 2005 zum LSG „Innerer Bayerischer Wald“ gehört hat. Der NP ist damit deckungsgleich mit der Schutzzone des Naturparks. Lediglich die innerhalb des Parks gelegenen Ortschaften und einige Enklaven sind i. d. R. mitsamt großzügigen Pufferzonen (Umgriff) von der Schutzzone und damit vom LSG ausgenommen.
In der LSG-Verordnung ist beispielsweise die Neuanlage von Loipen oder die Veränderung von Gewässern unter Erlaubnisvorbehalt gestellt. Der Großteil der Bestimmungen hat keine Relevanz für die Natura 2000-Managementplanung.

3.6 Waldfunktionen

Die Wälder des NP BW erfüllen vielfältige Funktionen gemäß internationaler (IUCN) wie auch nationaler Vorgaben für Nationalparke (Art. 8 BayNatSchG, Verordnung über den Nationalpark Bayerischer Wald).

Im Rahmen der Waldfunktionsplanung wurde das gesamte Gebiet als Wald mit besonderer Bedeutung als Biotop ausgewiesen. Besonders steile Flächen sind Bodenschutzwald (z. B. Falkenstein). Vor allem in den Randbereichen dienen viele Waldteile der Erholung (Intensitätsstufe I oder II), mit mehreren Schwerpunkten des Erholungsverkehrs etwa auf den Berggipfeln von Rachel, Lusen oder Falkenstein. Eine Reihe von Flächen haben darüber hinaus die besondere Funktion als (amtlich festgesetztes oder vorgeschlagenes) Wasserschutzgebiet.

3.7 Ökologischer Kenntnisstand

Zu den im Bayerischen Naturschutzgesetz (Art. 8 Abs. 2) festgelegten Kernaufgaben eines NPs gehört die Forschung. Seit der Gründung des NP BW 1970 wurden hier eine Fülle von Forschungs- und Monitoringprojekten durchgeführt, die in diesem Rahmen nur im groben Überblick dargestellt werden können.
Über 750 Wissenschaftler von 116 verschiedenen Instituten haben bisher (Stand Oktober 2001) bei 570 Forschungsprojekten zu NP-Themen mitgearbeitet. Eine genaue Zusammenstellung bietet die „Forschungsliste“ der NPV BW. Deren Inhaltsverzeichnis listet die bearbeiteten Fachbereiche auf und gibt einen Eindruck von der Breite der Forschungsansätze und Fragestellungen: Zoologie, Botanik, Bodenkunde, Geologie, Umweltforschung, Klimatologie, Hydrologie, Umweltbildung, Fernerkundung, Forstwirtschaft, Kartographie, Landespflege und Sozioökonomie.

Abb. 18: Messturm Schachtenau (Foto: Kiener, NP BW)

Arbeiten von zentraler Bedeutung für das Verständnis der Waldökosysteme des NP BW wurden und werden im Rahmen einer „Wissenschaftlichen Schriftenreihe“ veröffentlicht.

An historischen, naturkundlich bedeutsamen Arbeiten aus der NP-Region sind v. a. zu nennen die vegetationskundlichen Untersuchungen des Münchner Botanikprofessors Otto Sendtner („Die Vegetationsverhältnisse des Bayerischen Waldes“ 1860) und die Untersuchungen Thiems über die Höhenverteilung von Tier- und Pflanzenarten in der Rachelregion (Friedrich Max Thiem, „Biogeographische Betrachtung des Rachel zum Zwecke der Darlegung, wie das Leben diesen Raum in vertikaler Richtung besetzt hat“, 1906).
Umfassende naturkundliche Erkenntnisse über den Inneren BW, mit Schwerpunkten in den Bereichen Geologie, Geomorphologie, Bodenkunde, Botanik und Waldökologie, lieferten von den 1930er bis in die 1970er Jahre die Arbeiten Georg Priehäussers, v. a. im Raum Zwiesel.

Im ersten Jahrzehnt der NP-Forschung wurde v. a. eine Reihe von Grundlagenarbeiten zur Vegetation und zu den sie prägenden abiotischen Standortsfaktoren durchgeführt.
Elling, Bauer, Klemm und Koch untersuchten im Rahmen der forstlichen Standortskartierung Klima und Böden des NPs als die wesentlichen, die Waldstandorte prägenden Einflussgrößen. Ihre Arbeit erschien 1976 als erster Band der „Wissenschaftlichen Schriftenreihe“ des NPs.
Von grundlegender Bedeutung für den Wald-NP war auch die Beschreibung und Kartierung der Pflanzengesellschaften durch Petermann und Seibert 1979. Schon zuvor (1973) hatte Kaule die Moore des Hinteren BWs vegetationskundlich bearbeitet.

Es folgten Arbeiten, die sich v. a. spezifischer mit der Tierwelt des NPs auseinander setzten. Diese ist charakterisiert durch die Anpassung an die Ungunst des Klimas und die Armut der Urgesteinsböden, welche, ähnlich wie in der Pflanzenwelt, die Artenzahl begrenzen.

Abb. 19: Die Hohltaube, eine typische Art höhlenreicher Altbestände (Foto: Grunwald, Archiv NP BW)

Der wesentlichste Steuerfaktor für die Artenausstattung eines Gebiets ist das Wärmeangebot. Der Artenreichtum nimmt im Inneren BW mit zunehmender Meereshöhe und sinkender Durchschnittstemperatur stark ab, besonders bei den wirbellosen Tieren, aber auch bei den wechselwarmen Wirbeltieren, wie Amphibien und Reptilien. Selbst bei Säugetieren wie dem Eichhörnchen, oder Vogelarten wie dem Wanderfalken, kann die Population sich nur in optimalen Jahren selbst erhalten und ist ansonsten auf Zuzug von Individuen aus milderen Gebieten angewiesen. Für sie stellt der Naturraum eine „Verschleißzone“ dar. Die Ungunst des Klimas stellt eine gewisse Verwandtschaft zu Naturräumen der Hochgebirge und der nordeuropäischen Taiga her. Demzufolge finden sich im Inneren BW Tierarten, die in diesen Lebensräumen beheimatet, ansonsten in Mitteleuropa aber eher selten sind und hier z. T. als Relikte der Eiszeit oder der frühen Nacheiszeit gelten können. Dazu zählt beispielsweise die Norwegische Wolfsspinne auf Blockschuttflächen oder der Hochmoorgelbling, dessen Larven an Rauschbeersträuchern in Hochmoorflächen fressen. Unter den Vögeln sind als boreal-alpine Arten zu nennen: Tannenhäher, Habichtskauz, Sperlings- und Raufußkauz, Dreizehenspecht, Auerhuhn, Haselhuhn, Ringdrossel und als rein alpine Art die Alpenbraunelle, die früher in felsigen Gipfelregionen des NPs vorgekommen ist.
Eine weitere Besonderheit der Fauna des NPs sind Arten, die eine noch starke Naturnähe und Ursprünglichkeit der Wälder anzeigen. Hierunter fallen v. a. die totholzbewohnenden Insekten und Schnecken, aber auch Vogelarten wie der Weißrückenspecht und die Hohltaube.
Allgemein beinhaltet die Fauna des NP BW viele Arten, die deutschlandweit heute selten oder bedroht sind.
Die meiste öffentliche Aufmerksamkeit unter diesen finden - neben einigen der oben bereits genannten Arten wie dem Auerhuhn - die bedrohten großen Vogelarten Schwarzstorch, Wanderfalke und Haselhuhn, sowie unter den Säugetieren Luchs und Fischotter. Sie bilden im öffentlichen Bewusstsein zusammen mit den nicht bedrohten, großen Säugetieren Rothirsch, Reh, Wildschwein und Fuchs, die Charakterarten des NPs.

Als gefährdete Tierarten in Offenlands-Lebensräumen sind Alpenspitzmaus, Braunkehlchen, Alpenbraunelle, Kreuzotter und verschiedene Bläulingsarten (z. B. *Heodes alciphron*, *Heodes hippothoe*, *Heodes virgaureae*) zu nennen.

Schwerpunkte der ersten 30 Jahre zoologischer Forschung im NP BW waren avifaunistische Artengruppen wie Spechte, Rauhfußhühner, Eulen und Singvögel mit indikatorischen Eigenschaften in Bezug auf die Naturnähe von Waldhabitatstrukturen.
In diesen Zeitraum fällt auch die Wiederansiedlung zweier historisch belegter, jedoch ausgerotteter Vogelarten im NP, nämlich von Habichtskauz und Kolkrabe und ein gelungenes Auswilderungsprojekt zur Stützung und Erhaltung der stark eingebrochenen Auerhuhnpopulation.

Abb. 20: Eine typische Bewohnerin der Moore: die Kreuzotter (Foto: Pöhlmann, NP BW)

Zur Tierwelt des NPs besteht weiterhin Forschungsbedarf. Zwar sind bei den Wirbeltieren bis auf Fledermäuse und Spitzmäuse alle Artengruppen ausreichend bearbeitet worden, doch schätzt man, dass bei der großen Gruppe der Wirbellosen lediglich 60 % der Arten bekannt sind.

Zahlreiche Arbeiten widmeten sich der Erfassung der spezifischen Artenzusammensetzung von naturschutz-

fachlich und ökologisch bedeutsamen Tiergruppen wie Limnofauna, Fischen, Amphibien, Reptilien, Schnecken, Stechimmen, Libellen, Spinnen, Laufkäfern u. a..
So wurden insgesamt 40 Laufkäferarten, von denen 14 in der Roten Liste angeführt sind, durch MÜLLER-KROEHLING (2004) nachgewiesen. Von den Spinnenarten sind für den NP 303 Arten belegt, davon über 30 % der Roten Liste Bayerns oder Deutschlands zugehörig. Eingehender laufkäfer- und spinnenkundlich untersucht wurden von WEIß und MÜLLER-KROEHLING (2004) die wichtigsten Moorkomplexe des NPs.

Nach den Windwürfen der ersten Hälfte der 1980er Jahre taten sich neue Fragestellungen im Bereich der NP-Forschung auf: Welche Veränderungen verursachen aus natürlicher Dynamik des Ökosystems resultierende Störungen - wie Windwürfe - in Fauna und Vegetation des „Waldnationalparks“? Mit einer Vielzahl von Untersuchungen zur Insekten-, Kleinsäuger- und Vogelfauna der Windwurfflächen konnte gezeigt werden, wie in natürlichen Waldökosystemen spezialisierte Artengruppen auf solche Störeinflüsse reagieren.

Abb. 21: Rothirsch mit Telemetriehalsband (Foto: Pöhlmann, NP BW)

In der Wildbiologie standen Telemetrieprojekte im Vordergrund, die sich v. a. mit Raumnutzungsmustern und Aktivitätsrythmen bei Rothirsch, Reh, Fuchs, Dachs und Luchs beschäftigten. Die Aktivitäten des Fischotters werden mittels eines Brückenmonitorings langfristig dokumentiert.

Im Bereich der Pflanzen- und Pilzflora sind es weniger die augenfälligen Blütenpflanzen, die die Bedeutung des NP BW ausmachen. Besonderheiten finden sich v. a. in der auf den ersten Blick unscheinbaren Welt der Farne, Bärlappe, Moose, Flechten und bei den holzbewohnenden Pilzen. Bei einigen bedrohten Arten aus der Kategorie der Flechten und Pilze weist der NP BW heute Vorkommen von besonderer nationaler und internationaler Bedeutung auf.

Im Vergleich zu den Alpen oder anderen süddeutschen Mittelgebirgen ist der Innere BW auf Grund seines rauen Klimas und der Nährstoffarmut der saueren Urgesteinsböden mit einer relativ artenarmen Gefäßpflanzenflora ausgestattet. Viele Arten berühren den NP mit ihrem Areal nur mehr an dessen tiefer gelegenen Rändern. Innerhalb des Parks nimmt die Zahl der Pflanzenarten mit zunehmender Meereshöhe stark ab. Besonders drastisch verringert sich die Artenausstattung an der Nahtstelle zwischen Hang- und Hochlagen.
Typisch für die Gefäßpflanzenwelt des NPs ist das Vorkommen boreal-alpiner Elemente, mit z. T. reliktischem Charakter. An regional und überregional bedeutsamen Blütenpflanzenarten sind beispielsweise zu nennen: Sumpf-Herzblatt (*Listera cordata*), Moosauge (*Moneses uniflora*), Sumpftarant (*Swertia perennis*), Ungarischer Enzian (*Gentiana pannonica*), Reseden-Schaumkraut (*Cardamine resedifolia*), Krähenbeere (*Empetrum nigrum* (s.str.)), Sudeten-Hainsimse (*Luzula sudetica*), Alpen-Ruchgras (*Anthoxanthum alpinum*), Mittlerer Sonnentau (*Drosera intermedia*), Alpen-Haarsimse (*Trichophorum alpinum*), Blauer Eisenhut (*Aconitum napellus* agg.), Bach-Greiskraut (*Senecio rivularis*), Berg-Greiskraut (*Senecio subalpinus*), Schluchtweide (*Salix appendiculata*) oder die Karpatenbirke (*Betula pubescens* ssp. *carpatica*);; auf waldfreien Flächen etwa Verschiedenblättrige Distel (*Cirsium helenioides*), Niedrige Schwarzwurzel (*Scorzonera humilis*), Breitblättrige Knabenkraut (*Dactylorhiza majalis*) oder Schwarze Teufelskralle (*Phyteuma nigrum*).

Herausragende Bedeutung erfährt das Schutzgebiet als Refugium einiger hochseltener Farn- und Bärlapp-Arten.
Hier wäre v. a. die Vielteilige Mondraute (*Botrychium multifidum*) zu nennen, eine Rote Liste 1-Art, die ihr Schwerpunktvorkommen in Deutschland heute im NP hat. Ähnlich bedeutsam ist die Ästige Mondraute (*Botrychium matricariifolium*), sowie die Reliktarten Brauns Schildfarn (*Polystichum braunii*), Krauser Rollfarn (*Cryptogramma crispa*) und Lanzen-Schildfarn (*Polystichum lonchitis*). An bedeutsamen Bärlapparten kommen vor: der seltene Oellgaards Flachbärlapp (*Diphasiastrum oellgaardii*), sowie *Diphasiastrum alpinum*, *D. complanatum*, *D. issleri*, *D. tristachium*, *D. zeilleri* und *Lycopodiella inundata*.

Abb. 22: Botrychium multifidum, die Vielteilige Mondraute (Foto: Carsten Horn, Archiv NP BW)

Bei den Pilzen ist speziell die Pilzflora des AG bearbeitet worden, sowie die Artenausstattung im ehemaligen Naturschutzgebiet „Mittelsteighütte“ am Falkenstein. Bislang sind auf Grund dieser Arbeiten rund 1300 Pilzarten bekannt. Wegen des Reichtums von Tot- und Faul-Holz bewohnenden Arten ist der NP in Teilbereichen ein Gebiet von herausragender Bedeutung für den Pilzartenschutz.

Abb. 23: Der von abgestorbenen Pflanzenteilen lebende Sumpf-Haubenpilz (Mitrula paludosa)

Zur Flechtenflora gibt es, neben einer Artenliste für epiphytische Flechten im AG, Exkursionsberichte über die Artenausstattung der ehemaligen Naturschutzgebiete „Mittelsteighütte“ und „Höllbachgspreng“, die einen ungewöhnlichen Reichtum an seltenen und hochseltenen Arten belegen.

Schwerpunkte der vegetationskundlichen Forschung im NP waren nach den Windwurfereignissen 1983/84 die Entwicklungen auf den Windwurfflächen. Durch vegetationskundliche Dauerbeobachtungsflächen wird hier die ungestörte Walddynamik untersucht und dokumentiert.

Ein bedeutender Schwerpunkt der NP-Forschung, über 30 Jahre hinweg, war das hydrologisch- meteorologische Langzeitmonitoring des Naturraums und die Betrachtung der Stoffflüsse in den verschiedenen Kompartimenten der Waldökosysteme. 1971 wurde in Waldhäuser eine Klimastation eingerichtet und 1976/77 die hydrologische Messstation „Taferlruck“ an der Großen Ohe errichtet. Als vollständig bewaldetes Gebiet ohne menschliche Siedlungen oder landwirtschaftliche Flächen stellte das Große Ohe-Gebiet für die hydrologische Forschung ein ideal unbelastetes Referenzgebiet dar.

Mit der in der Folge des „Tannensterbens“ einsetzenden Waldschadensforschung änderte sich auch die Blickrichtung der hydrologischen Forschung im NP BW. Neben der Erfassung meteorologisch-physikalischer Parameter rückte vor allem die Analyse chemischer Prozesse in Waldökosystemen in den Mittelpunkt der Forschung.

1989 richtete das von der UNO ins Leben gerufene, internationale Umweltmonitoringprogram „ECE Integrated Monitoring Programm“ - das auf die Dauerbeobachtung von Gesamtökosystemen ausgerichtet ist - eine Messfläche des Projekts im NP BW, im Gewässereinzugsgebiet der Gr. Ohe ein. Im Focus der Langzeituntersuchungen stehen hier die Veränderungen der Ökosysteme - ihrer Lebensgemeinschaften und Stoffhaushalte - durch Schadstoff- und Nährstoffeinträge sowie Klimaänderungen. Die hier gewonnenen Daten und Ergebnisse fließen in ein internationales Kooperationsprogramm zur Vermeidung von Umweltbelastungen ein, an dem 21 europäische Länder und Kanada beteiligt sind.

Im Bereich der Offenlands-Lebensräume wurden nur wenig umfassende und systematische, vegetationskundliche oder faunistische Untersuchungen durchgeführt. Von DIEWALD (unveröff.) existiert umfangreiches Datenmaterial zur Verbreitung von Farn- und Blütenpflanzen im gesamten NP. Auch von OßWALD (1995) gibt es floristische Rasterdaten aus dem Westteil des NPs. Sektorale floristische und vegetationskundliche Untersuchungen hat MOHR (1997 u. 2002) im Bereich des (ehemaligen) NSG „Filze und Hochschachten“ durchgeführt.
Von VÖLKL (2003) gibt es aktuelle Daten zur Verbreitung der Kreuzotter und weiterer Reptilienarten in ausgewählten Probeflächen des NPs. Von HOCH (2004 u. 2005), KOLBINGER et al. (2004), STOCKBAUER (2002) und SCHÖLL (84/85) wurden ausgewählte Gewässer des NPs auf Fischvorkommen überprüft. Von MÜLLER-KROEHLING (in Vorb.) und (unveröff.) gibt es Untersuchungen zur Spinnen- und Laufkäferfauna ausgewählter Blockschutthalden des NPs. Älteres Datenmaterial von ausgewählten Insektengruppen im Bereich der Schachten existiert von UTSCHICK et al. (1992). Zudem liefert die amtliche Biotopkartierung flächenbezogene Informationen zu Vorkommen von Pflanzenarten, z. T. auch von Tierarten (in Form von Beibeobachtungen). Die Tierbeobachtungsdatenbank der NPV, in der auch Einzelnachweise gespeichert werden, ergänzt den derzeitigen Kenntnisstand.

Abb. 24: Hydrologische Messstation „Taferlruck“ an der Großen Ohe (Foto: Pöhlmann, Archiv NP BW)

3.8 Rolle und Bedeutung des Gebietes im Europäischen Netz Natura 2000

Mit seiner Lebensraumtypenfläche von rund 18.640 ha (77 %) ist der NP eines der größten Natura 2000-Gebiete in Bayern. Insgesamt 40 Schutzgüter der FFH- und Vogelschutzrichtlinie wurden erfasst.
Neben seiner Bedeutung für Flora und Fauna (u. a. zahlreiche Glazialrelikte, Vorkommen arktisch-alpiner Moose und Flechten) liegt die Hauptbedeutung des Gebiets in seiner außerordentlichen Vielfalt und Flächenausdehnung an Wald- und Offenland-Lebensraumtypen (im Folgenden mit „**LRT**“ abgekürzt). So beinhaltet der NP fast zwei Drittel der Wald-LRT-Fläche des gesamten Naturraumes „Oberpfälzisch-Bayerischer Wald“, u. a. rund 11.282 ha überwiegend zusammenhängende Buchenwaldgesellschaften mit teils urwaldartigen Strukturen.
Zahllose kleine, schrotschussartig verteilte Moore und Moorwälder sind ebenso bezeichnend wie große, intakte Moorkomplexe mit ihrer seltenen und teils hochgradig gefährdeten Tier- und Pflanzenwelt.
Zusammen mit den Flächen auf tschechischer Seite bilden die hercynischen Hochlagen-Fichtenwälder den größten zusammenhängenden Komplex dieser Art in Mitteleuropa. Von besonderer Bedeutung sind hierbei Restbestände der autochthonen Hochlagen-Fichtenrasse. Auch bei den von der Fichte geprägten Tallagenwäldern sind ausgedehnte Flächen bezeichnend.
Daneben kommen unter den speziellen, nur im Inneren BW auftretenden Bedingungen einige prioritäre Wald-LRTen vor, die ansonsten erst wieder im Alpen- bzw. Voralpenraum zu finden sind (Grauerlenwald, Bergulmen-Bergahorn-Schluchtwald, Latschengebüsch).

Auf erheblichen Flächen können sich die Wälder auf eine natürliche, von menschlichem Tun unbeeinflusste Weise entwickeln. Größere Naturnähe und eine mittel- bis langfristige Verbesserung nahezu aller Strukturmerkmale sind hiermit gewährleistet. Dadurch erlangt das Gebiet eine herausragende Bedeutung unter den Natura 2000-Gebieten in Bayern.

Ostbayern mit dem NP im Zentrum stellt einen wichtigen Teillebensraum des Luchses dar, dessen aktuelle Population hier einen Verbreitungsschwerpunkt in Bayern hat.

In einigen Moorkomplexen kommt der Hochmoorlaufkäfer (*Carabus menetriesi pacholei*) vor, die einzige prioritäre Anhang II-Art im NP und damit eine Art der FFH-RL von besonderer Bedeutung.
Von 13 im Gebiet vorkommenden Arten der Vogelschutzrichtlinie haben Auerhuhn, Haselhuhn, Dreizehenspecht und Zwergschnäpper hier ihren Verbreitungsschwerpunkt in Bayern außerhalb der Alpen.

In Bezug auf den Naturraum spielen von den Offenland-Lebensräumen v. a. die Silikatschutthalden mit 75 % der im Naturraum Oberpfälzer und BW vertretenen Gesamtfläche und die Silikatfelsen mit Felsspaltenvegetation flächenmäßig eine bedeutende Rolle, während die anderen Offenland-Lebensräume des NPs prozentual zur jeweiligen Gesamtfläche im Naturraum von untergeordneter Bedeutung sind.
Trotz der geringen Flächengröße sind die Offenland-Lebensräume dennoch im Europäischen Netz Natura 2000 bedeutsam durch besondere Ausprägungen, insbesondere hochmontane Ausbildungen von Borstgrasrasen mit Vorkommen von Ungarischem Enzian (*Gentiana pannonica*), Norwegischem Ruhrkraut (*Gnaphalium norvegicum*), Sudeten-Hainsimse (*Luzula sudetica*) u. a. sowie europäische, trockene Heiden mit Vorkommen hoch bedrohter Flachbärlapparten. Auch hochmontane Ausbildungen feuchter Hochstaudenfluren mit Vorkommen präalpiner und dealpiner Florenelemente, wie z. B. Blauem Eisenhut (*Aconitum napellus ssp. hians*), Alpenmilchlattich (*Cicerbita alpina*), Österreichischer Gemswurz (*Doronicum austriacum*) u. a. sind von großer Bedeutung.

Im NP sind die Wälder auf großer Fläche einer natürlichen Entwicklung ohne menschliche Eingriffe unterworfen. Die damit einhergehenden Veränderungen können zu starken Fluktuationen oder zu Verschiebungen der Verbreitungsgrenzen innerhalb des Gebiets, im Extremfall auch zum Erlöschen von Tier- und Pflanzenpopulationen führen. Soweit es sich um Schutzgüter der FFH- und der Vogelschutz-Richtlinie handelt, widerspricht dieser Dynamikgedanke dem eher statischen Konzept von Natura 2000 mit dem gesetzlich verankertem Verschlechterungsverbot. In ähnlicher Weise gilt dies für bestimmte Offenland-Lebensräume (einschließlich deren Arten), die anthropogenen Ursprungs sind und im Wandel der Zeit verschiedenen Nutzungsänderungen mit der Folge von Degradationserscheinungen unterworfen waren.
Diese aufscheinenden Zielkonflikte werden aufgrund ihrer Bedeutung im Natura 2000-Gebiet NP BW im Kapitel 5.5 ausführlich diskutiert

4. Schutzobjekte und Erhaltungsmaßnahmen

4.1 Erhaltungsziele

Folgende Erhaltungsziele wurden von der Regierung von Niederbayern und der Forstdirektion Niederbayern-Oberpfalz einvernehmlich festgelegt und mit der Nationalparkverwaltung abgestimmt:

1.	Bewahrung einer für Mitteleuropa charakteristischen, weitgehend bewaldeten Mittelgebirgslandschaft mit ihren heimischen Tier- und Pflanzengesellschaften, insbesondere ihren großflächig natürlichen und naturnahen Waldökosystemen.
2.	Bewahrung der Geschlossenheit und Komplexität des Gesamtwaldareals im Nationalpark als großräumigen und repräsentativen Ausschnitt der für die kontinentale biogeographische Region typischen Waldlebensgemeinschaften.
3.	Zulassen der natürlichen Dynamik in allen Lebensgemeinschaften und auf möglichst großen zusammenhängenden Flächen des Nationalparks.
4.	Erhalt großer, nicht durch betriebliche und touristische Infrastruktureinrichtungen (z. B. Wander- und Radwege, Versorgungswege) erschlossener, störungsfreier Biotopkomplexe (Naturzone des Nationalparks, insbesondere Kerngebiete und Wildschutzgebiete) als Rückzugs- und Überwinterungslebensraum störanfälliger Tier- und Pflanzenarten.
5.	Sicherung eines ungestörten Zu- und Abflusses und nährstoffarmen Milieus in den dystrophen Wasserflächen mit ihren charakteristischen Tier- und Pflanzen-Lebensgemeinschaften.
6.	Erhalt der natürlichen Fließgewässerdynamik der Bergbäche und ihres funktionalen Zusammenhangs mit den charakteristischen Auenlebensgemeinschaften, den begleitenden feuchten Hochstaudenfluren und Auengehölzen und als Habitate für Arten des Anhangs II (z. B. Fischotter, Groppe).
7.	Erhalt der weitgehend gehölzfreien, nährstoffarmen Borstgrasrasen mit ihren charakteristischen Lebensgemeinschaften durch Sicherung einer extensiven Nutzung (Beweidung) oder Pflege.
8.	Sicherung der natürlichen Entwicklung in den intakten Mooren (Hochmoore, Übergangs- und Schwingrasenmoore) und in den noch regenerationsfähigen gestörten Moorkomplexen unter Erhaltung der Störungsfreiheit, Unzerschnittenheit, sowie unter Sicherung des natürlichen Wasser- und Nährstoffhaushalts.
9.	Erhalt der natürlichen und biotopprägenden Dynamik in den Silikatschutthalden einschließlich der lebensraumtypischen Habitatelemente und Vegetationsstrukturen.
10.	Sicherung einer von Erholungsdruck und anderweitiger Nutzung ungestörten Entwicklung der Silikatfelsen-Bereiche und der für den Lebensraum charakteristischen Habitatstrukturen und Lebensgemeinschaften der Felsspalten.
11.	Erhalt der gebietstypischen Buchenwaldgesellschaften als großflächig unzerschnittene, störungsarme und strukturreiche Wälder mit natürlicher Bestandsentwicklung und Altersstruktur.
12.	Sicherung der reichhaltigen Biotopstrukturen in den Schlucht- und Hangwäldern, Erhaltung der für diesen Lebensraum charakteristischen Tot- und Altholzstrukturen.
13.	Sicherung der Moorwälder durch Erhalt und Regeneration des natürlichen Gewässerhaushalts.
14.	Sicherung einer möglichst ungestörten Entwicklung der natürlichen Fichtenwald-Lebensgemeinschaften der montanen und hochmontanen Stufe einschließlich der durch natürliche Störereignisse in Gang gesetzten Dynamik in der Naturzone des Nationalparks.
15.	Sicherung der Schachten und deren Offenlandcharakter durch Aufrechterhaltung einer extensiven Nutzung oder Pflege der Borstgrasrasen und Erhalt der für den Lebensraumtyp charakteristischen Habitatstrukturen (Kleinrelief, Felsdurchragungen, Solitärbäume) und nährstoffarmen Standortverhältnisse.
16.	Bewahrung aller naturnaher Altholzrelikte und –komplexe vor Erschließung, Zerschneidung und Störeinwirkung durch Erholungsnutzung als Lebensraum einer spezialisierten Tier- und Pflanzenwelt (Spechte, Eulen, Rauhfußhühner, Fledermäuse, epiphythische Moose).
17.	Sicherung der Horststandorte und Höhlenbäume einschließlich eines ausreichend großen Umfeldes von Schwarzstorch, Wanderfalke, Eulen- und Spechtarten sowie Fledermäusen vor betrieblichen und touristischen Störungen.
18.	Sicherung der Gewässerqualität von Gewässern der montanen Stufe einschließlich deren Quellen und Quellschüttungen, insbesondere der Erhaltung der natürlichen Fließgewässerdynamik, der unverbauten Flussabschnitte ohne Ufer- und Sohlenbefestigung und der Durchgängigkeit

	für Gewässerorganismen.
19.	Sicherung bestehender Populationen der Flussperlmuschel. Sicherung von Fließgewässerabschnitten mit gut durchströmtem, sandigem bis kiesigem Interstitial. Erhalt strukturreicher Gewässer einschließlich Ufervegetation und -gehölze. Erhalt einer ausreichenden Gewässergüte von I bis max. I-II.
20.	Schutz und Erhalt der Populationen aller im Gebiet vorkommenden Vogelarten des Anhangs I der Vogelschutz-Richtlinie sowie der Populationen aller im Gebiet vorkommenden Arten des Anhangs II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie.

4.2 Lebensraumtypen (LRT) nach Anhang I der FFH-RL

Von der Gesamtfläche von 24.218,3 ha konnten 18.638,0 ha als Lebensraumtypen ausgeschieden werden. Sie verteilen sich folgendermaßen auf die Offenland- und Waldlebensraumtypen:

Tab. 3: Zusammenstellung der LRT-Flächen im NP BW

LRT-Code	*p*	*Lebensraumtyp*	LRT-Fläche	Anteil
Offenland		(1,1 % der LRT Fläche)	**212,5 ha**	
		Gewässer		
3160		Dystrophe Seen und Teiche	5,3 ha	2,5 %
3260		Flüsse der planaren und montanen Stufe mit Vegetation des *Ranunculion fluitantis* und des *Callitricho-Batrachion*	59,9 ha	28,1 %
		Heiden und Gebüschvegetation		
4030		Trockene europäische Heiden	1,5 ha	0,7 %
4030/7140		Übergangsmoor-Heide-Komplex	0,6 ha	0,3 %
4030/8110		Silikatschutthalden-Heide-Komplex	0,2 ha	0,1 %
4030/8220		Silikatfels-Heide-Komplex	2,2 ha	1,0 %
		Natürliches und naturnahes Grasland		
6230	*	Artenreiche montane Borstgrasrasen auf Silikatböden	35,6 ha	16,8 %
6230/6520	*	Borstgrasrasen-Bergmähwiesenkomplex	4,3 ha	2,0 %
6410		Pfeifengrasrasen auf torfigen Böden (*Molinion caeruleae*)	12,8 ha	6,0 %
6430		Feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe	3,8 ha	1,8 %
6520		Berg-Mähwiesen	25,4 ha	12,0 %
		Hoch-, Übergangs- und Niedermoore		
7110	*	Lebende Hochmoore	5,5 ha	2,6 %
7120		Noch renaturierungsfähige, degradierte Hochmoore	1,4 ha	0,7 %
7140		Übergangs- und Schwingrasenmoore	44,1 ha	20,7 %
7230		Kalkreiche Niedermoore	0,5 ha	0,2 %
		Fels, Geröll, Höhlen, Gletscher		
8110		Silikatschutthalden der montanen bis nivalen Stufe	6,5 ha	3,1 %
8220		Silikatfelsen mit Felsspaltenvegetation	2,9 ha	1,4 %
Wald		(98,9 % der LRT-Fläche)	**18425,5 ha**	
4070	*	Buschvegetation mit *Pinus mugo*	1,7 ha	0,1 ‰
9110		Hainsimsen-Buchenwald (*Luzulo-Fagetum*)	10.044,8 ha	54,5 %
9130		Waldmeister-Buchenwald (*Asperulo-Fagetum*)	1232,0 ha	6,7 %
9140		Mitteleuropäischer subalp. Buchenwald m. Ahorn u. *Rumex arifolius*	5,9 ha	0,3 ‰
9180	*	Schlucht- und Hangmischwälder (*Tilio-Acerion*)	9,6 ha	0,5 ‰
91D0	*	Moorwälder	1272,6 ha	6,9 %
91E0	*	Auenwälder mit *Alnus glutinosa* und *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*)	16,0 ha	0,9 ‰
9410		Montane bis alpine bodensaure Nadelwälder (*Vaccinio-Piceetea*),	5842,8 ha	31,7 %
		davon „Au-Fichtenwald“ (*Luzulo-Abietetum*)	1704,5 ha	9,3 %

Flächen, die derzeit nicht den Anforderungen der in der FFH-RL aufgeführten LRTen genügen, werden als „Sonstiger Lebensraum“ geführt. Dieser nimmt im Wald eine Fläche von 4862,7 ha und im Offenland 223,6 ha ein.

Von der Gesamtwaldfläche liegt der Anteil des „Sonstigen Waldlebensraumes“ bei insgesamt 26 % (AG: 21 %, EG: 35 %).

Als naturschutzfachlich wertvoll können viele der Sonstigen Lebensräume des Offenlandes eingestuft werden, die nicht in Anhang I der FFH-RL enthalten sind, wie z. B. Nasswiesenbrachen, flächige Hochstaudenfluren, Initialstadien von Heiden und Borstgrasrasen sowie eine Reihe von Sekundärbiotopen (Wegböschungen etc.) mit teils hochgefährdeten Pflanzenarten.

Auf sonstige Flächen entfallen 494,0 ha, davon 4,3 ha Gewässer (nicht LRT), 413,2 ha Forstwege und 76,5 ha öffentliche Straßen.

Hinweise zur Bewertung der Waldlebensraumtypen:

Die Bewertung der LRTen beruht auf einem Soll-Ist-Vergleich aller heranzuziehenden Parameter. Eine detaillierte Darstellung dieses Vergleiches ist bei den einzelnen LRTen nur bedingt möglich. Es wird daher auf die entsprechenden Anlagen 5 – 8 bzw. auf die Arbeitsanweisung der Bayerischen Landesanstalt für Wald- und Forstwirtschaft (Stand 2004) und die gemeinsame Kartieranleitung des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz und der Bayerischen Landesanstalt für Wald- und Forstwirtschaft (LfU, 2004) hingewiesen. Dort sind die jeweiligen Erfassungskriterien und Schwellenwerte dargestellt.

Die Bewertungseinheit für Wald-LRTen ist i. d. R. die Gesamtfläche des LRTen. Die Arbeitsanweisung zur Fertigung von Managementplänen der LWF (2004) sieht daneben vor, z. B. bei erheblichen strukturellen Unterschieden Sub-Lebensraumtypen getrennt zu betrachten. Dies wurde bei den LRTen 9110, 9130, 9180, 91E0, 91D0 und 9410 in Abstimmung mit der LWF und dem NP BW als sinnvoll und fachlich notwendig erachtet.

Bei großen Gebieten ist grundsätzlich vorgesehen, eine räumliche Trennung vorzunehmen. Im NP bietet es sich aufgrund der unterschiedlichen Nutzungsgeschichte an, für die flächenmäßig bedeutenden Wald-LRTen zwei gesonderte Bewertungseinheiten zu bilden: Abgesehen vom Randbereich finden im AG des NPs seit fast 30 Jahren keine forstlichen Eingriffe mehr statt, die Wälder unterliegen der natürlichen Entwicklung. Im EG wurde die reguläre Waldbewirtschaftung erst 1997 eingestellt. Zudem wird dort bis zum Jahre 2027 konsequent gegen den Befall der Fichte durch den Buchdrucker vorgegangen. Dies hat zu gravierenden strukturellen Unterschieden zwischen AG und EG geführt.

Für LRTen, die in ihrem Zustand hauptsächlich von der Wasserhaushaltssituation abhängen (alle Moor- und Moorwaldtypen sowie die Nasswaldgesellschaften des LRT 91E0 und der Hainsimsen-Fichten-Tannenwald als Subtyp des LRT 9410), ergäbe die „Verrechnung“ des Erhaltungszustandes der Einzelflächen kein sinnvolles Ergebnis. Die miteinander in Beziehung stehenden Hauptkriterien Arteninventar und Beeinträchtigungen wurden daher teilflächenweise bewertet.

Punktförmige sowie räumlich getrennte Teile der Offenland-LRTen wurden ebenfalls gesondert bewertet.

Die Bewertung der Baumarten erfolgt im Anhalt an die Vorgaben der Arbeitsanweisung sowohl bei den Habitatstrukturen als auch beim „lebensraumtypischen Arteninventar“. Während bei Letzterem die Vollständigkeit der zu erwartenden Arten maßgebend ist, kommt es bei den Habitatstrukturen auf die strukturelle Funktion als Haupt-, Neben- und Pionierbaumart und auf das Verhältnis dieser untereinander an.

4.2.1 9110 Hainsimsen-Buchenwald *Luzulo-Fagetum*

Abb. 25: Hainsimsen-Buchenwald im Hans-Watzlik-Hain

Allgemeine Verbreitung

Die auf basenarmen Standorten in Mitteleuropa weit verbreitete zonale Waldgesellschaft bildet in vielen Gebieten großflächig die natürliche Schlussgesellschaft. In ihren verschiedenen Ausprägungsformen kommt sie in ganz Bayern, in der (hoch-)montanen Ausbildung in den Mittelgebirgen vor (BW, Fichtelgebirge, Frankenwald, Rhön, Hochspessart und Oberpfälzer Wald), daneben auch im Alpenvorland über 750 m und in den Alpen zwischen 800 und 1400 m. Im BW stellt sie die wichtigste landschaftsprägende Waldgesellschaft außerhalb von Sonderstandorten unterhalb etwa 1150 m dar.

Bedeutung des Gebiets für den Lebensraumtyp

Der NP weist mit 11.200 ha Buchenwaldfläche (alle Typen) den wohl größten zusammenhängenden Komplex dieser Art im BW auf. Allein der Hainsimsen-Buchenwald nimmt mit 54 % mehr als die Hälfte aller Wald-LRTen ein. Das Gebiet hat daher eine herausragende Bedeutung für den LRT.

Vorkommen und Verbreitung im Gebiet

Von den 10.045 ha LRT-Fläche entfallen rund 60 % auf das AG und 40 % auf das EG:

Tab.4: Flächenanteile des LRT 9110

	Altgebiet	Erweiterungsgebiet	Gesamt
Hainsimsen-Buchenwald	5465,2 ha	2839,1 ha	8304,3 ha
Wollreitgras-Buchen-Fichtenwald	716,4 ha	1024,2 ha	1740,6 ha
9110 (gesamt)	6181,6 ha	3863,3 ha	10044,9 ha

Der Hainsimsen-Buchenwald (*Luzulo luzuloidis-Fagetum*) in seiner (hoch)montanen Ausprägung ist die bedeutendste Waldgesellschaft auf den terrestrischen Standorten. Schwerpunktmäßig findet man ihn auf den Lockerbraunerden in den Hängen bis etwa 1000 m. Daneben kommt er in den Tallagen auf unvernässten Böden vor. Er bestimmt das Bild auf den sauer verwitternden Ausgangssubstraten, wo seine säurezeigende, meist artenarme und spärlich ausgeprägte Bodenvegetation bezeichnend ist.

Die andernorts typische Variante mit der namensgebenden Weißen Hainsimse (*Luzula luzuloides*) tritt praktisch nicht auf. Häufiger findet man dagegen eine Ausbildung (rd. 30 %) mit anderen Säurezeigern wie Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*), Pillensegge (*Carex pilulifera*) und azidophilen Moosen wie *Dicranum scoparium* und *Polytrichum formosum*. Ebenfalls charakteristisch für den Inneren BW ist der bei PETERMANN und SEIBERT (1979) beschriebene Dornfarn-Tannen-Buchenwald (*Dryopteris Fagus*-Gesellschaft), der durch das weitgehende Fehlen klassischer Säurezeiger und eine erhöhte Stetigkeit verschiedener Farnarten gekennzeichnet ist (Anteil: 48 %). Bisweilen fehlt auch jegliche Bodenvegetation („*Fagetum nudum*“). Eine erhöhte Stetigkeit des Buschwindröschens (*Anemone nemorosa*) deutet auf Übergangsstadien zum Waldmeister-Buchenwald hin.

Auf rund 300 ha - überwiegend im Hangfußbereich am Rande der Tallagen - findet man eine tannenreiche Ausbildung mit nur wenig Buche.

Das deutlich unterschiedliche Erscheinungsbild des LRTs im Kontaktbereich zu den Hochlagen, die abweichende Artenausstattung sowie die unterschiedliche Rolle der Tanne (Neben- statt Hauptbaumart) erfordert bzgl. der Bewertung eine Abtrennung des Subtyps Wollreitgras-Buchen-Fichtenwald (*Calamagrostio villosae-Fagetum*). Er fällt mit der Verbreitung der Firneisgrundschuttböden außerhalb der Hochlagen zusammen, da hier die Vitalität von Buche und Tanne schlagartig eingeschränkt ist (ELLING, 1976). I. d. R. ist diese Assoziation in Höhenlagen zwischen 1000 m und 1250 m zu finden. Entlang von Rücken, Graten und einigen Bachtälern (Schwarzbach, Hirschbach) kann sie bis unter 900 m herabreichen. Kennzeichen sind das bisweilen flächig in Erscheinung tretende, namensgebende Berg- oder Wollreitgras (*Calamagrostis villosa*), eine deutlich eingeschränkte Wüchsigkeit der Buche, oftmals krummschäftige, moosbewachsene Stammformen, teils hohe natürliche Fichtenanteile und wenig Tanne.

Abb. 26: Wollreitgras-Buchen-Fichtenwald (Obere Hanglage)

Bewertung der lebensraumtypischen Strukturen

Baumarten

Bodensaure Buchenwälder weisen eine geringe Baumartenvielfalt auf, da hier die Buche unter günstigen klimatischen Bedingungen auf basenarmen Böden ohne angespannten Wasserhaushalt vielen anderen Baumarten überlegen ist. Im BW werden Tanne und Fichte wegen der relativ kurzen Vegetationszeit zu konkurrenzfähigen Hauptbaumarten (WALENTOWSKI, 2004). Für die montane Höhenform des Hainsimsen-Buchenwaldes und für den Wollreitgras-Buchen-Fichtenwald ist in der „Natürlichen Baumartenzusammensetzung Bayerns nach Wuchsgebieten und Höhenstufen“ (LWF, 2002) folgende Baumartenzusammensetzung angegeben:

Tab. 5: Natürliche Baumartenzusammensetzung im LRT 9110

	Haupt-baumarten:	Neben-baumarten:	Pionier-baumarten
Hainsimsen-Buchenwald	Buche, Tanne, Fichte	Bergahorn	Vogelbeere
Wollreitgras-Buchen-Fichten-wald	Buche, Fichte	Tanne, Bergahorn	Moorbirke, Vogelbeere

Für Lagen unter 900 m ist zusätzlich die Kiefer als Pionierbaumart angeführt. Die tatsächlichen Verhältnisse stellen sich wie folgt dar:

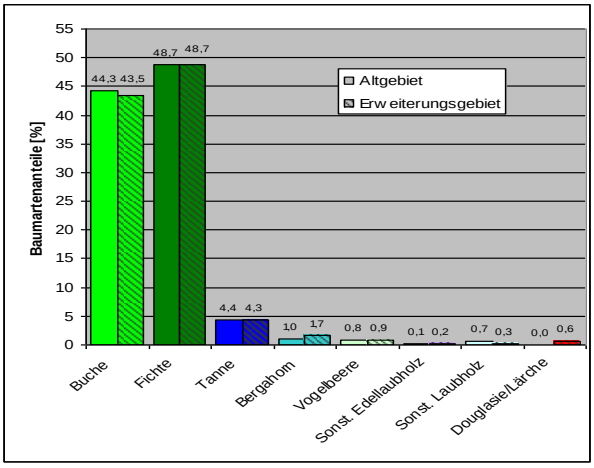


Abb. 27: Baumartenzusammensetzung im LRT 9110 (Subtyp Hainsimsen-Buchenwald)

Bezeichnend für die ursprüngliche Baumartenzusammensetzung im Bergmischwald war verschiedenen Quellen zufolge jeweils rund ein Drittel Buche, Fichte und Tanne, wobei die beiden Letzteren in den warmen Hanglagen aufgrund der Vitalität der Buche wohl weniger, in der Unteren Hanglage und in der Tallage wegen der Benachteiligung der Buche aufgrund von Wärmemangel stärker vertreten gewesen sein dürften. Hinweise aus der Literatur (z. B. PRIEHÄUSER, 1971 oder die „Forstwirtschaftliche Mitteilungen“ von 1848), die heutige Verteilung der Tanne sowie rezente Reliktbestände sind Indizien hierfür. Insgesamt ist der Anteil der Hauptbaumart Tanne sehr gering und erreicht im Durchschnitt nicht den Schwellenwert für die Wertestufe „A“ von 5 %.

Auffallend ist im Hainsimsen-Buchenwald die nahezu identische Verteilung im AG und EG. Bei den Fremdbaumarten spielt lediglich die Douglasie im EG noch eine geringe Rolle.

Im Wollreitgras-Buchen-Fichtenwald bestimmen die beiden Hauptbaumarten Buche und Fichte das Bild. Infolge der Borkenkäferkalamität ist im AG der Anteil an Buche, Bergahorn und Vogelbeere offenbar spürbar angestiegen.

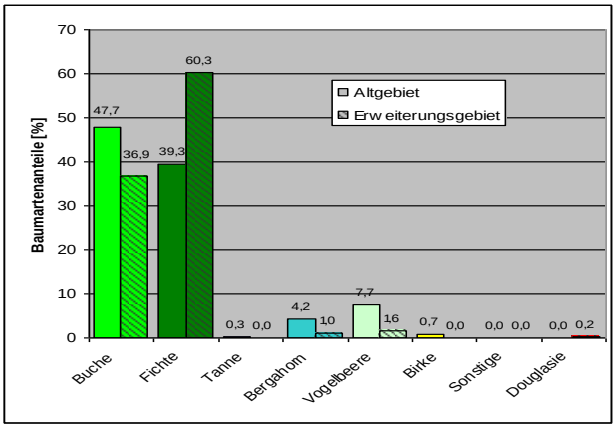


Abb. 28: Baumartenzusammensetzung im LRT 9110 (Subtyp Reitgras-Buchen-Fichtenwald)

Entwicklungsstadien[1]

Der Schwerpunkt der Entwicklungsstadien liegt jeweils im mittelalten Bereich. Deutlich ist im AG die Verschiebung hin zum Jugendstadium zu erkennen. Ursache ist der flächige Ausfall der ehemals dominierenden Fichte in vielen Beständen.

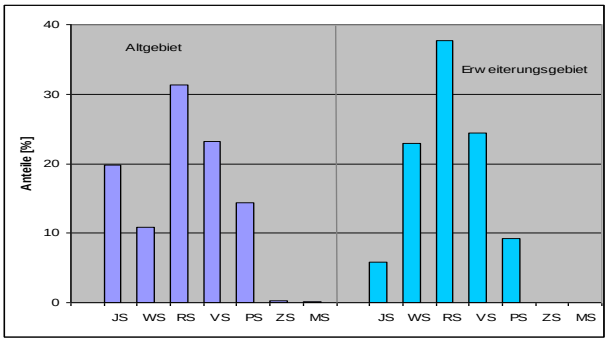


Abb. 29: Verteilung der Entwicklungsstadien im LRT 9110 (Subtyp Hainsimsen-Buchenwald)

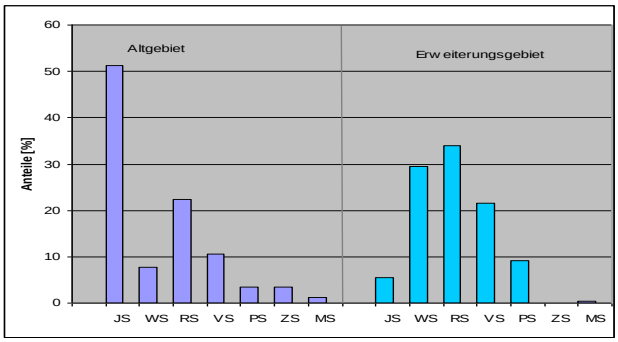


Abb. 30: Verteilung der Entwicklungsstadien im LRT 9110 (Subtyp Reitgras-Buchen-Fichtenwald)

[1] JS = Jugendstadium, WS = Wachstumsstadium, RS = Reifungsstadium, VS = Verjüngungsstadium, PS = Plenterstadium, AS = Altersstadium, GS = Grenzstadium, ZS = Zerfallsstadium, MS = Mortalstadium

Der geringe Anteil des Jugendstadiums im EG wird von Phasen mit Vorausverjüngung im Verjüngungs- und Plenterstadium ausgeglichen. In buchendominierten Naturwäldern sind höhere Anteile an jungen Stadien langfristig ohnedies nicht zu erwarten. Ökologisch besonders wertvolle alte Stadien über 160 Jahre nehmen im AG 5 %, im EG 4 % ein.

Schichtigkeit

Im Hainsimsen-Buchenwald sind knapp die Hälfte der Bestände mehrschichtig (AG: 44 %, EG: 49 %), im Reitgras-Buchen-Fichtenwald ist das Verhältnis wegen der höheren Anteile jüngerer Stadien zugunsten einschichtiger Bestände verschoben (AG: 63 %, EG: 71 %).

Totholz

Im AG werden rund 150 fm/ha (Hainsimsen-Buchenwald) bzw. über 300 fm/ha (Reitgras-Buchen-Fichtenwald) v. a. starken Totholzes erreicht. Dies führt in einer Vielzahl von Fällen zu einer außergewöhnlichen strukturellen Bereicherung. Allerdings beträgt der Anteil des ökologisch besonders wichtigen Laub-Totholzes jeweils nur weniger als 1 fm/ha (1,2 bzw. 0,3 %)! Im EG ist die Ausstattung mit 15 bzw. 21 fm/ha deutlich geringer, dafür liegt der Laub-Totholzanteil von immerhin 20 bzw. 12 % spürbar höher (3 bzw. 2,6 fm/ha). Im AG dominiert stehendes Totholz, im EG ist das Verhältnis ausgeglichener.

Biotopbäume

Ein überraschendes Bild liefert die Verteilung der Biotopbäume. Während im EG 8,8 bzw. 6,6 St./ha registriert wurden, finden sich im AG nur 2,2 bzw. 0,7 St./ha. Ausschlaggebend hierfür dürften die im EG häufigeren urwaldartigen Restbestände mit ihrer enormen Häufung an Biotopbäumen sein. Etwas mehr als die Hälfte der Biotopbäume im LRT sind Buchen, im EG 30 – 40 % Fichte, im AG weniger als 20 %. Wiederum über 50 % sind Bäume mit Faulstellen. Rund 20 – 25 % entfallen jeweils auf lebende Höhlenbäume, das sind im LRT-Durchschnitt 1,5 St./ha.

Tab. 6: Bewertung der Habitatstrukturen im LRT 9110:

Bewertungseinheit	BA	ES	SCH	TH	BB	Struktur gesamt
Hainsimsen-Buchenwald **AG**	B^+	A^+	B^+	A	C^+	$\mathbf{B^+}$
Hainsimsen-Buchenwald **EG**	B^+	A	B^+	A^-	A	$\mathbf{A^-}$
Reitgras-Buchen-Fichtenwald **AG**	A^+	B^-	B^-	A^-	C^-	$\mathbf{B^+}$
Reitgras-Buchen-Fichtenwald **EG**	A	A^-	B^-	A^+	A^-	**A**

Bewertung der charakteristischen Arten

Baumarteninventar

Im Hainsimsen-Buchenwald sind alle charakteristischen Baumarten noch in ausreichendem Maß vorhanden. Der Bergahorn erreicht gerade die 1 %-Hürde für eine Bewertung mit „A“. Ein weiterer Rückgang, wie er sich mit Blick auf zurückliegende Inventuren (1985, 1991) abzeichnet, würde zu einer Verschlechterung dieses Bewertungsmerkmals führen. Im EG gilt dies in gleichem Maße für die Tanne, die mindestens seit 1850 kontinuierlich zurückgegangen ist (Waldinventur 2002/2003). Die noch als ausreichend anzusehende Beteiligung mit etwa 4 % darf nicht darüber hinwegtäuschen, dass die Baumart äußerst ungleichmäßig im Gebiet verteilt ist. So fehlt sie bis auf Einzelexemplare etwa im Raum Buchenau weitgehend (vgl. Abb. 9).

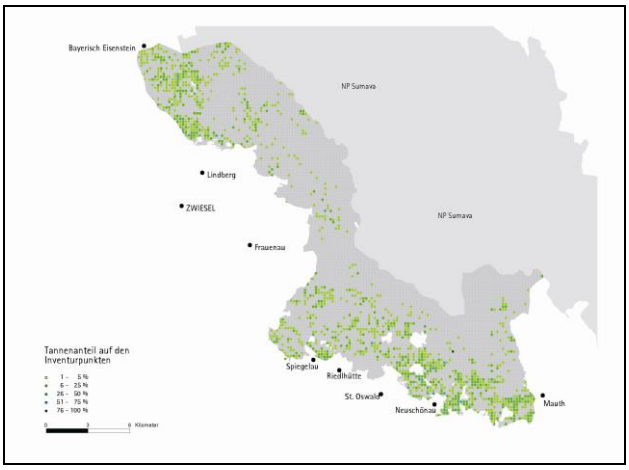


Abb. 31: Tannenanteil auf den Inventurpunkten (Quelle: Inventur 2002/2003)

Der immer noch recht hohe Fichtenanteil wird im AG durch den Borkenkäferbefall voraussichtlich weiter absinken.

Die Kiefer, die nur in den untersten Lagen vorkommt, ist natürlicherweise selten. Auch die Pionierbaumart Vogelbeere wird aufgrund der Wuchsdynamik der Buche und der meist geschlossenen Bestandsstruktur im Bergmischwald von Natur aus nur einzeln vorkommen.

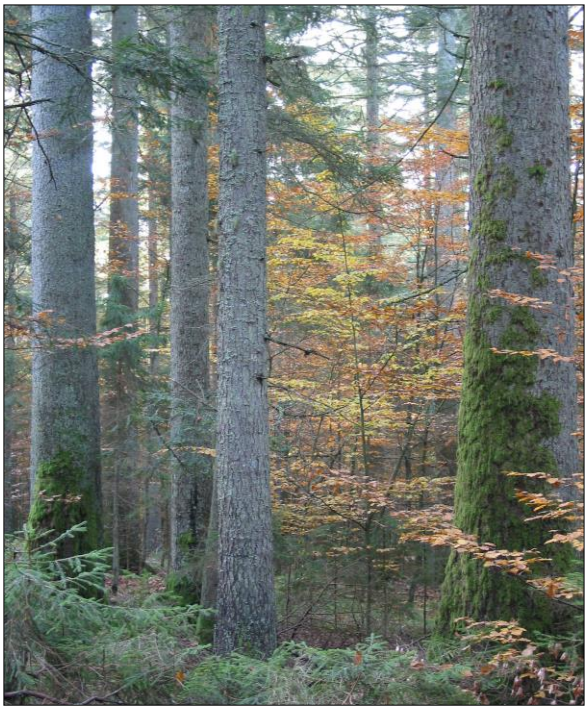


Abb. 32: Tannenreiche Fazies ohne hauptständige Buche(Untere Hanglage)

Im Reitgras-Buchen-Fichtenwald gilt die Tanne zwar nicht als Hauptbaumart. Dennoch wäre sicherlich mehr als 1 % Anteil zu erwarten. Für den Pionier Birke gilt

dies dagegen wohl nicht. Das vergleichsweise günstige Verhältnis von Buche zu Fichte sowie die Anteile an Bergahorn und Vogelbeere im AG sind als Folge des Borkenkäferbefalls anzusehen.

Baumarteninventar der Verjüngung

An 60 % (AG) bzw. 64 % (EG) der Inventurpunkte wurde Vorausverjüngung im Hainsimsen-Buchenwald festgestellt, an 45 % (AG) bzw. 76 % (EG) im Reitgras-Buchen-Fichtenwald:

Der Buchenanteil ist im Vergleich zur Oberschicht im Hainsimsen-Buchenwald zu Lasten der Fichte leicht bzw. im EG deutlich höher. Im AG trifft dies außerdem auf Tanne und Vogelbeere zu, während im EG die Tanne und der Bergahorn weiter abgenommen haben! Nur der Bergahorn liegt derzeit unter dem Schwellenwert von 3 %, der bei der Birke von Natur aus kaum zu erwarten ist.

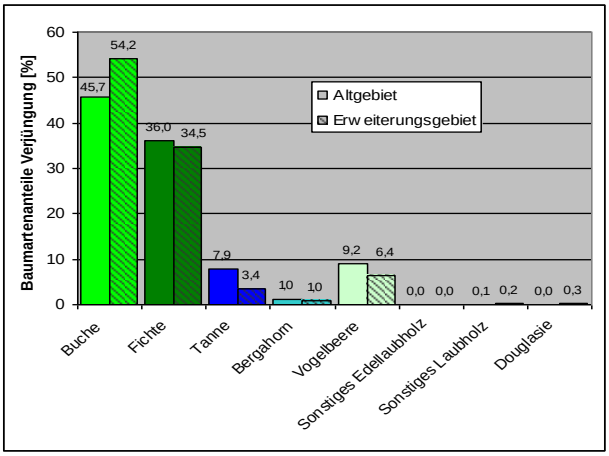


Abb. 33: Baumartenanteile der Verjüngung im LRT 9110 (Subtyp Hainsimsen-Buchenwald)

Im Reitgras Fichten-Buchenwald ist im Vergleich zur Oberschicht ein ähnlicher Trend mit höheren Buchenanteilen festzustellen. Jedoch stagniert die Tanne hier bzw. im AG konnte sie leicht zulegen, der Bergahorn hat Anteile eingebüßt, während die Vogelbeere stark zugenommen hat. Auch in der Verjüngung liegen Bergahorn und Birke deutlich unter 3 %, dem Schwellenwert für die Wertestufe „A“.

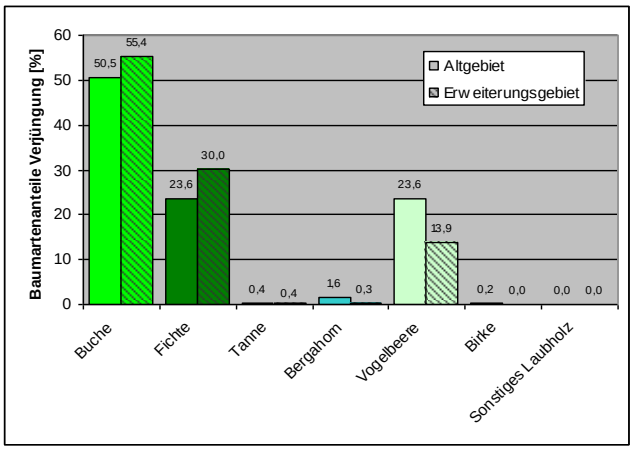


Abb. 34: Baumartenanteile der Verjüngung im LRT 9110 (Subtyp Reitgras-Buchen-Fichtenwald)

Floristisches Arteninventar

Die säurezeigerbetonte Artengarnitur ist zwar meist spärlich, aber überall typisch ausgebildet. Eine leichte Verschiebung im Reitgras-Buchen-Fichtenwald des AG hin zu mehr Farnen und Bergreitgras (*Calamagrostis villosa*) hat keine negative Auswirkung auf das charakteristische Inventar, zumal hier Schlagflurarten oftmals eine floristische Bereicherung darstellen.
In beiden Gesellschaften konnten alle 9 der nach OBERDORFER (1992) zu erwartenden Arten regelmäßig registriert werden.

Faunistisches Arteninventar (Leitarten)

Insgesamt mit „B“ bewertet wurden die ausgewählten Leitarten des Bergmischwaldes, der Schwarzspecht (A) und der Weißrückenspecht (C) (vgl. Kap. 4.2.22).

Tab. 7: Bewertung des charakteristischen Arteninventars im LRT 9110:

Bewertungseinheit	BA	VJ	Flora	Fauna	Arten gesamt
Hainsimsen-Buchenwald **AG**	A$^-$	B$^+$	A$^+$	B	**A$^-$**
Hainsimsen-Buchenwald **EG**	A$^-$	B	A$^+$	B	**B$^+$**
Reitgras-Buchen-Fichtenwald **AG**	B	B	A$^+$	B	**B$^+$**
Reitgras-Buchen-Fichtenwald **EG**	B	B	A$^+$	B	**B$^+$**

Gefährdungen und Beeinträchtigungen

Im Reitgras-Buchen-Fichtenwald sind derzeit keine akuten Gefährdungen festzustellen.

Alte Aufzeichnungen aus unterschiedlichen Gebieten des Inneren BWs verdeutlichen, dass vor allem der Tannenanteil ursprünglich wesentlich höher war. So gibt SENDTNER (1855) Anteile von 70 % für die Tanne, Buche 20 % und für die Fichte 10 % an. Dem entsprechen auch andere Bestandsbeschreibungen aus dieser Zeit. Eine alte Waldbeschreibung von 1710 lautet: „1/3 Theill Buechen, 2/3 Theill Tenen, zimlich vill von Ahorn und Ilmen, bey der Au aber Füchtenholz“.
Als ein wesentliches strukturelles Defizit im Hainsimsen-Buchenwald muss daher die ungleiche Verteilung bzw. das gebietsweise fast völlige Fehlen der Hauptbaumart Tanne angesehen werden. Im Gegensatz zum EG scheint ihr seit 1850 dokumentierter Rückgang nur im AG gestoppt. Im EG sind dagegen ihre Anteile bereits in der Verjüngung niedriger als in der Oberschicht.
Wo sie ohnehin schon selten ist, wird ihre Verjüngung gezielt vom Wild ausselektiert, so dass in solchen Bereichen auch auf längere Sicht mit wenig Tannennachwuchs zu rechnen sein wird. In ähnlicher Weise betrifft dies auch den Bergahorn. Im AG scheint die Verbisssituation einen geringeren Einfluss auf die Verjüngung dieser beiden Baumarten zu haben. So ist der Leittriebverbiss laut Waldinventur (2002/2003) im Vergleich zu vorangegangenen Inventuren zwar bei Tanne und Edellaubholz zurückgegangen, aber zumindest beim Edellaubholz im EG noch recht hoch. Möglicherweise bietet der „Verhau“ im AG den jungen Bäumchen ausreichend Schutz.

Neben dem Verbiss spielt auch Rindenschäle bei Tanne, Buche und Edellaubbäumen eine gewisse Rolle (Waldinventur, 2002/2003).

Hinsichtlich des Absterbens von Alttannen durch die sog. „Neuartigen Waldschäden“ in den vorangegangenen Jahrzehnten ist eine deutliche Entlastung festzustellen.

Beim Bergahorn zeigen sich immer wieder Nekrosen und absterbende Kronenteile. Die Ursachen hierzu sind bislang nicht geklärt. Sein Rückgang im EG ist u. a. auch auf die zunehmende Ausdunklung durch die Buche nach Einstellung der Waldbewirtschaftung zurückzuführen.
Der niedrige Wert der Biotopbäume im AG wird künftig mit dem Einwachsen der Buche in stärkere Dimensionen deutlich ansteigen.

Während im EG der Buchdrucker außerhalb der Naturzonen derzeit konsequent bekämpft wird und damit wesentliche strukturelle Veränderungen derzeit nicht zu erwarten sind, schreitet der Befall von Fichten in der Naturzone des AGs weiter fort. Die Auswirkungen auf den LRT stellen sich folgendermaßen dar: Eine Entmischung zeichnet sich oftmals in den Hanglagen ab. Hier liegt - auf den Braunerden und außerhalb von blockreichen bzw. vernässten Standorten - das Optimum der Buche im NP. Es ist davon auszugehen (und die oft regelrecht explodierende Buchenverjüngung in diesen Lagen untermauert dies), dass sie aufgrund ihrer Vitalität hier von Natur aus eine dominierende Rolle gegenüber der Fichte eingenommen hat. In diesen auch heute vielfach mischbaumartenarmen Beständen kann der Borkenkäferbefall einen starken Rückgang der Fichtenbeteiligung bewirken. In Beständen mit derzeit höheren Fichtenanteilen treten nach Buchdruckerbefall Freiflächensituationen auf, die dazu führen, dass die Fichte einen entsprechenden Wettbewerbsvorteil hat und auch in der nächsten Generation wieder entsprechende Anteile aufweisen wird. In gleichem Maße gilt dies für den Reitgras-Buchen-Fichtenwald sowie auf Hartböden auch für die Tallagen, wo die Konkurrenzkraft der Buche deutlich nachlässt. Die Entwicklung der Verjüngung zeigt insgesamt eine Verschiebung hin zur Buche an, die angesichts der hohen bisherigen Fichtenbeimischung keinesfalls eine Gefährdung im Bergmischwald darstellt.

Abb. 35: Verjüngung von Fichte, Buche und Tanne nach flächigem Borkenkäferbefall an der Fichte (Knotenhäng bei Waldhäuser)

Wird in Fichten-Buchenbeständen die Fichte abgetötet, zeigen die verbleibenden Buchen infolge der plötzlichen Freistellung deutliche Schäden durch die starke Besonnung, v. a. jüngere Bäume auch durch Frosteinwirkung. Sie verlieren Teile ihrer Krone, sterben jedoch fast nie ab, so dass sie künftig als Samenbäume fungieren können.

Nach mehreren Sturmereignissen mit anschließendem flächigem Borkenkäferbefall im Laufe der letzten beiden Jahrhunderte wurde wiederholt standortfremdes Saat- und Pflanzgut bei der Wiederbestockung verwendet. Es besteht keine praktikable Möglichkeit, den Anteil nicht autochthoner Fichten im Bergmischwald einzuschätzen oder zu rekonstruieren. Es kann davon ausgegangen werden, dass sich zumindest langfristig nur die am besten angepassten Bäume behaupten werden.

Tab. 8: Bewertung der Beeinträchtigungen im LRT 9110:

Bewertungseinheit	Beeinträchtigungen
Luzulo-Fagetum **AG**	**B**
Luzulo-Fagetum **EG**	**C+**
Calamagrostio-Fagetum **AG**	**A-**
Calamagrostio-Fagetum **EG**	**B**

Erhaltungszustand des Hainsimsen-Buchenwaldes

Für den LRT 9110 ergibt sich folgende Gesamtbewertung:

Tab. 9: Gesamtbewertung des LRT 9110:

	Hainsimsen-Buchenwald		**Reitgras-Buchen-Fichtenwald**	
	Altgebiet	Erweiterungsgebiet	Altgebiet	Erweiterungsgebiet
Strukturen	B+	A-	B+	A
Arteninventar	A-	B+	B+	B+
Beeinträchtigungen	B	C+	A-	B
Gesamtwert LRT 9110	B+	B+	B+	B+

Alle Bewertungseinheiten des LRT 9110 weisen einen guten Erhaltungszustand auf.

Durch die Einstellung der Nutzung in den Naturzonenwerden mehr und mehr urwaldartige Strukturen entstehen, so dass langfristig mit einer Verbesserung nahezu aller Strukturparameter zu rechnen ist.

Im Falle eines weiteren Rückgangs von Tanne und Bergahorn droht jedoch im EG eine Verschlechterung.

Erhaltungsmaßnahmen

♦ Große Teile der LRT-Fläche lassen keine nennenswerte Gefährdungen erkennen. Aktive Erhaltungsmaßnahmen in der Naturzone des NPs sind nicht erforderlich.

♦ Als bedenklich ist der nach wie vor festzustellende Rückgang der Hauptbaumart Tanne und des Bergahorns im EG zu beurteilen. Als eine Ursache ist sicherlich der Verbiss durch Schalenwild anzusehen. Um wenigstens 5 % Beteiligung sicherzustellen, sollte darauf hingewirkt werden, das Schalenwildmanagement im NP auf dieses Ziel abzustimmen. In großen Bereichen, wo heute kaum mehr Alttannen vorkommen, sind ohnehin über längere Zeiträume hinweg tannenarme Bestände zu erwarten.

♦ Der Bergahorn spielt in Urwäldern meist nur eine untergeordnete Rolle (KORPEL, 1995, LEIBUNDGUT, 1982). Die Stagnation bzw. die schleichende Zurückdrängung dieser Baumart ist unter den suboptimalen Standortsbedingungen im Hainsimsen-Buchenwald kurzfristig nicht aufzuhalten. Ein geringerer Verbissdruck würde aber sicherlich auch dieser Baumart nutzen. Ein Beitrag kann in der Entwicklungszone die Erhaltung bzw. Förderung des Bergahorns, etwa im Zuge von Borkenbekämpfungsmaßnahmen, auch außerhalb des LRTs im „Sonstigen Lebensraum“ sein, wo er z. B. auf gut basenversorgten Nassböden und blockreichen Standorten der Hanglagen ursprünglich geeignete Bedingungen vorgefunden hat.

♦ Soweit noch Fremdbaumarten wie Douglasie oder Lärche vorkommen, sollten diese in allen Managementzonen sukzessive entnommen werden.

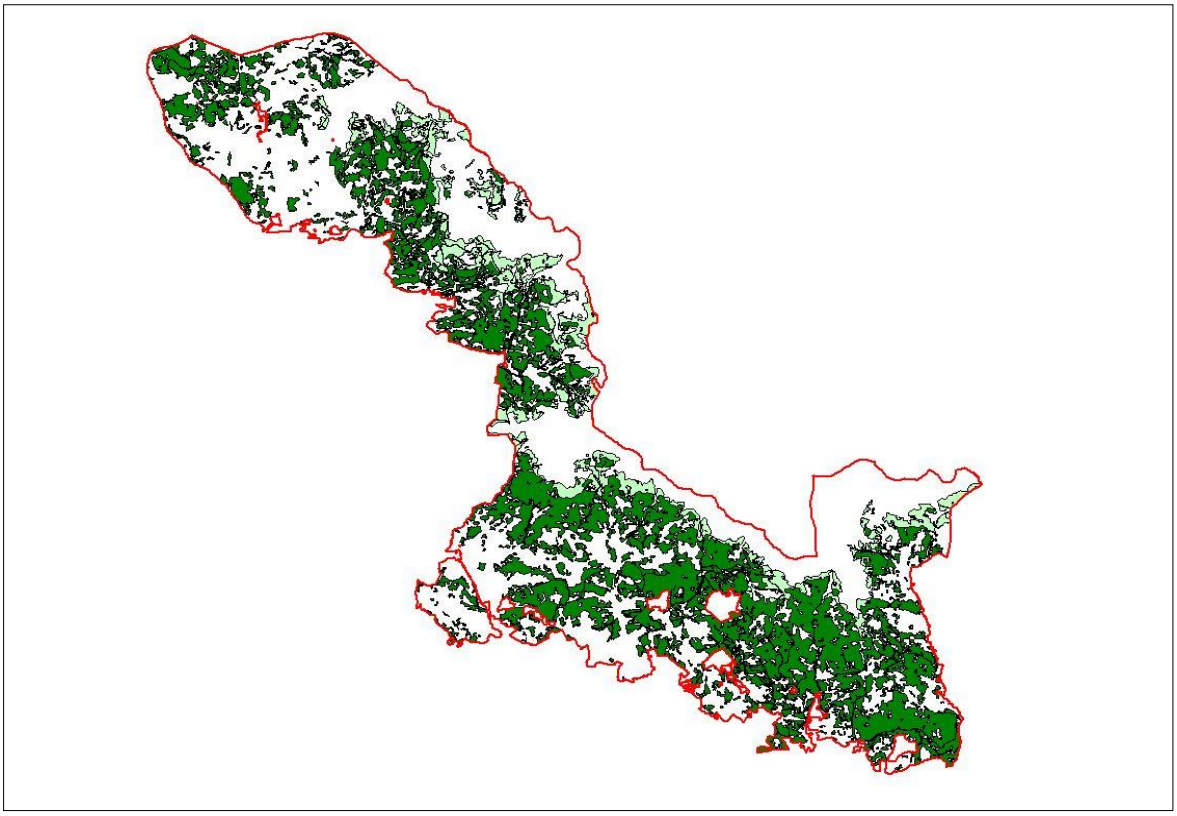


Abb. 36: Verbreitung des LRT 9110 „Hainsimsen-Buchenwald“ (dunkelgrün: Subtyp „Hainsimsen-Buchenwald“, hellgrün: Subtyp Reitgras-Buchen-Fichtenwald“)

4.2.2 9130 Waldmeister-Buchenwald *Asperulo-Fagetum*

Abb. 37: Waldmeister-Buchenwald, artenarme Goldnessel-Ausbildung

Allgemeine Verbreitung

Die in Mitteleuropa weit verbreitete zonale Waldgesellschaft stellt auf vielen Standorten gehobener Nährstoffversorgung natürlicherweise die Schlussgesellschaft. In Bayern ist sie in allen Wuchsgebieten zu finden. Schwerpunkte liegen u. a. auf der Fränkischen Platte, in der Fränkischen Alb und im Alpenvorland. In vielen Teilen des BWs kommt sie nur begrenzt vor.

Bedeutung des Gebiets für den Lebensraumtyp

Da besonders im Inneren BW bodensaure Verhältnisse vorherrschen, sind Waldmeister-Buchenwälder hier eher selten und erreichen gewöhnlich nur geringe Ausdehnungen. Die flächenmäßig bedeutenden Vorkommen besonders im Falkensteingebiet stellen somit einen wichtigen Schwerpunkt im Wuchsbezirk dar.

Vorkommen und Verbreitung im Gebiet

Die LRT-Fläche verteilt sich wie folgt:

Tab.10: Flächenanteile des LRT 9130

	Altgebiet	Erweiterungsgebiet	Gesamt
Waldmeister-Buchenwald	368,9 ha	860,0 ha	1228,9 ha
Rundblattlabkraut-Tannenwald	-	3,1 ha	3,1 ha
9130 (gesamt)	368,9 ha	863,1 ha	1232,0 ha

Verbreitungsschwerpunkt ist das Hochberg-Falkenstein-Gebiet mit seinen offenbar basenreicher verwitternden Gneisböden. Daneben finden sich weitere nennenswerte Vorkommen im Raum Buchenau sowie in einem Gürtel, beginnend bei Klingenbrunn (Eibhäng, Geisberg) über den Bocksberg, Lärchenberg, Mühlbuchethäng, Eschling/Eschenau bis hin zur Böhmstraße östlich von Waldhäuser. Ansonsten tritt der LRT meist nur punktuell auf.
Die montane Ausbildungsform der Gesellschaft besiedelt vorwiegend frische bis wasserzügige, manchmal auch blockige Böden und ist auf eine vergleichsweise gute Basenversorgung angewiesen. Sie stockt in den Hanglagen auf Lehmstandorten, die im Oberboden auch basenverarmt sein können (mesotrophe Braunerden). Nicht selten findet man sie, eingesprengt im Hainsimsen-Buchenwald, auch in sickerfeuchten Quellbereichen oder entlang kleiner Rinnsale, wo es zur Ausbildung einer Pestwurz-Fazies kommt. Auf Granitverwitterungsböden ist die Gesellschaft seltener.

Der LRT tritt in unterschiedlichen Gesellschaften und Ausbildungen auf: Die namensgebende, artenreiche Form des *Galio odorati-Fagetum* ist nicht überall anzutreffen (ca. 30 %). Statt dessen herrscht vielfach die bei OBERDORFER (1992) als *Lamium galeobdolon*-Gesellschaft beschriebene Ausbildung vor (40 %). Eindeutig als Quirlblattzahnwurz-Buchenwald (*Dentario enneaphylli-Fagetum*) anzusprechen sind die fast ausschließlich auf den Falkensteinstock beschränkten und oft von anspruchsvollen Arten der Kraut- und Baumschicht geprägten Teile (30 %). Zum artenarmen Flügel des LRT wird

Abb. 38: Rundblattlabkraut-Tannenwald

der Waldschwingel-Buchenwald (*Festuco altissimae-Fagetum*) gezählt, der auf Böden mit größeren Laubmoderansammlungen gelegentlich zu finden ist (1 %). Eine Besonderheit im BW stellt der Rundblattlabkraut-Tannenwald (*Galio rotundifolii-Abietetum*) dar, der ebenfalls zum LRT 9130 gezählt wird und auf mineralischen Nassböden mit überdurchschnittlicher Nährstoffversorgung sehr begrenzt mit lediglich 3 ha nur im EG vorkommt.
Auf großen Flächen treten artenarme Übergangsbereiche zu den Hainsimsen-Buchenwäldern auf. Es kann davon ausgegangen werden, dass weitere nennenswerte Flächen das Potenzial für Waldmeisterbuchenwald tragen. Durch den teilweise hohen Fichtenanteil mit ihrer sauer wirkenden Streu ist die Bodenflora soweit verarmt, dass derzeit eine Einstufung als LRT 9110 „Hainsimsen-Buchenwald“ erfolgen musste. Der Vergleich mit der Vegetationskarte von PETERMANN & SEIBERT (1978) zeigt, dass der Waldtyp in den letzten 30 Jahren zugenommen hat. Infolge der natürlichen Waldentwicklung und dem damit verbundenen Rückgang der Fichte ist mit einem weiteren Anstieg der LRT-Fläche zu rechnen.

Bewertung der lebensraumtypischen Strukturen

Baumarten

Waldmeister-Buchenwälder sind typischerweise geprägt von der starken Dominanz der Buche. Die Tanne gilt als weitere Hauptbaumart, der Bergahorn ist die wichtigste Nebenbaumart. Für die montane Höhenform des Waldmeister-Buchenwaldes ist in der „Natürlichen Baumartenzusammensetzung Bayerns nach Wuchsgebieten und Höhenstufen“ (LWF, 2002) folgende Baumartenzusammensetzung angegeben:

Tab. 11: Natürliche Baumartenzusammensetzung im LRT 9130

- Hauptbaumarten:	Buche, Tanne
- Nebenbaumarten:	Bergahorn, Bergulme, Esche, Fichte, Sommerlinde
- Pionierbaumarten:	Vogelbeere, Aspe

Weiterhin wird der Spitzahorn für Lagen unter 900 m genannt, daneben Eibe als Neben- und Birke als Pionierbaumart zusätzlich für das *Dentario-Fagetum*.
Für die Tannenwaldgesellschaft werden Fichte und Tanne als Haupt-, Bergahorn, Buche, Esche, Bergulme und Schwarzerle als Neben- sowie Kiefer und Vogelbeere als Pionierbaumarten angeführt.

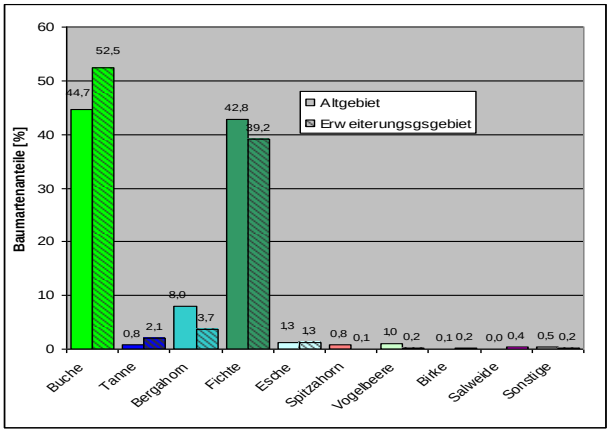


Abb. 39: Baumartenzusammensetzung im LRT 9130

Die tatsächlichen Verhältnisse stellen sich wie folgt dar:

Auffallend ist der äußerst geringe Anteil an Tanne, der nirgendwo den Schwellenwert von 5 % erreicht, außerdem das starke Übergewicht der Nebenbaumart Fichte. Der Wert von unter 1 % Tanne führt dazu, dass der LRT im AG trotz höherem Bergahornanteil ungünstiger zu bewerten ist als im EG. Fremdbaumarten spielen keine Rolle.
Im Rundblattlabkraut-Tannenwald entfallen auf die Hauptbaumarten Fichte und Tanne 70 % bzw. 20 %, die Nebenbaumarten Buche und Bergahorn sind mit je 5 % vertreten. Als Pionier kommt mit 1 % die Vogelbeere vor. Dies entspricht einer sehr naturnahen Zusammensetzung.

Entwicklungsstadien[2]

Bei den Entwicklungsstadien liegt der Schwerpunkt in mittelalten und älteren Stadien. Im EG erreichen nur vier Stadien den 5 % Anteil. Dies wird dadurch relativiert, dass größere Bereiche mit jungen Stadien in buchendominierten Naturwäldern auch langfristig nicht zu erwarten sind. Stattdessen sind jüngere Phasen in den Altbeständen in Form von Vorausverjüngung enthalten. Die ökologisch besonders wertvollen Alters- und Grenzstadien sind in einigen ehemaligen Naturwaldreservaten bzw. Naturschutzgebieten zu finden. Alte Stadien über 160 Jahre nehmen im AG 2 %, im EG 5 % ein.

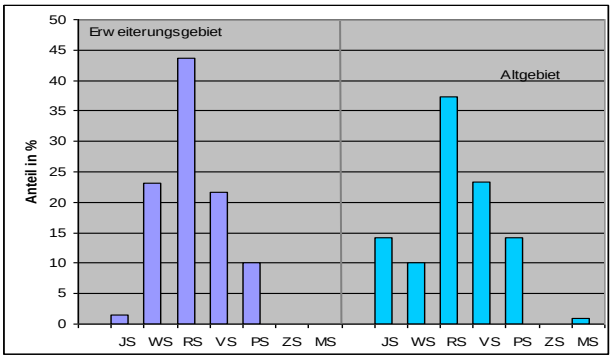


Abb. 40: Verteilung der Entwicklungsstadien im LRT 9130

Die Flächen des Rundblattlabkraut-Tannenwaldes befinden sich je zur Hälfte im Verjüngungs- und Plenterstadium.

Schichtigkeit

In beiden Gebietsteilen überwiegen bislang einschichtige Bestände (AG 57 %, EG 75 %). Der Tannenwaldtyp ist überwiegend mehrschichtig strukturiert.

Totholz

Im AG werden rund 100 fm v. a. starken Totholzes je Hektar erreicht. Der Anteil des ökologisch besonders bedeutsamen Laub-Totholzes beträgt jedoch nur 1 %! Im EG werden 22 fm/ha erreicht, von dem immerhin etwa 1/5 Laub-Totholz stärkerer Dimension ist. Im Labkraut-Tannenwald liegt der Wert bei ca. 10 fm/ha.

Biotopbäume

Die Werte für Biotopbäume liegen im EG mit seinen hier zu Buche schlagenden ehemaligen Naturwaldreservaten/Naturschutzgebieten mit 6,5 St./ha höher als im AG (4,4 St./ha).

Tab. 12: Bewertung der Habitatstrukturen im LRT 9130:

Bewertungseinheit	BA	ES	SCH	TH	BB	Struktur gesamt
Waldmeister-Buchenwald **AG**	C	A	B^-	A^-	B	**B**
Waldmeister-Buchenwald **EG**	B	A^-	B^+	A^-	A^-	**B^+**
Rundblattlabkrau-Tannenwald (EG)	A^+	A	B^+	B^-	B^-	**A^-**

Bewertung der charakteristischen Arten

Baumarteninventar

Im AG erreicht die Tanne nicht einmal den erforderlichen Schwellenwert von 1 %. Für Eibe, Sommerlinde und Bergahorn sowie für die Pionierbaumarten gilt dasselbe, allerdings dürften sie von Natur aus seltener als 1 % sein. Zudem spielt die Fichte nach wie vor eine viel zu dominierende Rolle, und die vorhandenen Edellaubbaumarten sind recht ungleichmäßig in den Flächen verteilt. Im AG

[2] JS = Jugendstadium, WS = Wachstumsstadium, RS = Reifungsstadium, VS = Verjüngungsstadium, PS = Plenterstadium, AS = Altersstadium, GS = Grenzstadium, ZS = Zerfallsstadium, MS = Mortalstadium

wird der Fichtenanteil durch den Borkenkäferbefall voraussichtlich weiter absinken.
Im Labkraut-Tannenwald ist die Kiefer im Gebiet nicht zu erwarten. Allerdings fehlen Bergulme, Esche und Schwarzerle, was aber durch die geringe Gesamtgröße des Subtyps relativiert wird.

Baumarteninventar der Verjüngung
An 59 % (AG) bzw. 61 % (EG) der Inventurpunkte wurde Vorausverjüngung festgestellt:

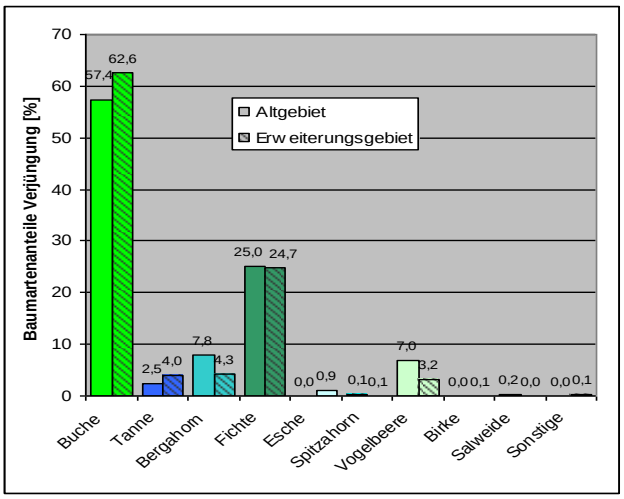


Abb. 41: Baumartenzusammensetzung der Verjüngung im LRT 9130

Außer dem Bergahorn liegen alle Edellaubhölzer unter dem Schwellenwert von 3 %, im AG zudem auch die Tanne. Während der Bergahorn noch ähnliche Werte wie in der Oberschicht aufweist, sind die meisten anderen Edellaubbaumarten, im AG auch die Tanne im Vergleich zur Oberschicht weiter zurückgefallen. Verjüngungspflanzen von Linde sind überhaupt nicht zu finden, Eibe, Bergulme, Vogelkirsche und in Teilbereichen selbst Spitzahorn und Esche nur in geringer Anzahl. Erfreulich ist dagegen die Entwicklung bei der Buche zu Lasten der Fichte. Fremdbaumarten spielen keine Rolle.
Im Labkraut-Tannenwald entspricht die Verteilung in etwa den Verhältnissen der Oberschicht.

Floristisches Arteninventar
Die charakteristische, im Vergleich zu bodensauren Buchenwäldern artenreichere Bodenflora ist an ein schattiges Waldinnenklima angepasst. Besonders bezeichnend sind Mäßigbasenzeiger und gelegentlich Basenzeiger wie z. B. Goldnessel (*Lamium galeobdolon*) oder Einbeere (*Paris quadrifolia*).
Insgesamt konnten fast alle der nach OBERDORFER (1992) zu erwartenden Arten registriert werden (AG: 14/15, EG: 15 /15; Tannenwald: 11/15). Viele Bestände sind hinsichtlich ihrer Krautschicht typisch, größere Bereiche daneben natürlicherweise artenarm ausgebildet (*Lamium galeobdolon-Gesellschaft*). In den vielen nutzungsbedingt fichtenreichen Partien hingegen ist sie aufgrund der sauren Nadelstreu oftmals deutlich unterentwickelt.

Faunistisches Arteninventar (Leitarten)
Insgesamt mit „B“ bewertet wurden die ausgewählten Leitarten des Bergmischwaldes, der Schwarzspecht (A) und der Weißrückenspecht (C) (vgl. Kap. 4.2.22).

Tab.13: Bewertung des charakteristischen Arteninventars im LRT 9130:

Bewertungseinheit	BA	VJ	Flora	Fauna	Arten gesamt
Waldmeister-Buchenwald **AG**	B^-	B^-	B^+	B	**B**
Waldmeister-Buchenwald **EG**	B^-	B^-	B^+	B	**B**
Rundblattlabkraut-Tannenwald	B^+	B^+	B^+	(B)	$\mathbf{B^+}$

Gefährdungen und Beeinträchtigungen

Im Waldmeister-Buchenwald ist eine zunehmende Entmischung feststellbar. Besonders betroffen sind die Edellaubbaumarten. Ersichtlich wird dies nicht nur beim Vergleich von Oberschicht und Verjüngung. Laut Waldinventur (2002/2003) ist der Edellaubholzanteil zudem im AG seit der letzten Inventur 1991 um 0,2 %, in jüngeren Beständen von 1,6 auf 0,5 % gesunken, im EG noch deutlicher von 2,2 im Jahre 1985 auf 1,7 % bzw. von 3,7 auf 0,1 % in Beständen unter 20 Jahren! Im EG kann dies zum Teil auf die Ausdunklung durch die Buche und deren teils vitaler Verjüngung infolge der Nutzungseinstellung seit 1997 zurückgeführt werden. Hauptgrund ist sicherlich die Verbisssituation. Obwohl die Verbiss- und Schälprozente seit der letzten Waldinventur zurückgegangen sind, ist nach wie vor in vielen Bereichen, besonders im EG sowie im Westteil des AG, gerade an den ohnehin schon seltenen Mischbaumarten eine erhebliche Verbissbelastung festzustellen. Dadurch drohen einige charakteristische Mischbaumarten des LRTs wie Sommerlinde oder Bergulme mittelfristig ganz zu verschwinden. Den aktuellen Bestand zeigt die „Karte der seltenen Baumarten“ (Anlage 4). Auch die Eibe muss trotz der noch zahlreich vorhandenen Altbäume als gefährdet angesehen werden. Bedroht ist sie besonders auch durch Schäle. Viele Exemplare sind inzwischen stark eingewachsen und unterdrückt. Betroffen vom Schalenwildverbiss ist außerdem die ohnehin nur selten vertretene Hauptbaumart Tanne. Ihr Anteil ist zwar in der Verjüngung leicht angestiegen. Im Gegensatz zum Waldmeister-Buchenwald kann ihre Beteiligung aber nur im Labkraut-Tannenwald als ausreichend bezeichnet werden.
Viele Bergulmen sind infolge der Welkeerkrankung („Ulmensterben“), die durch dem Pilz *Ophiostoma ulmi* hervorgerufen wird, abgestorben. Zahlreiche noch lebende Exemplare mit absterbenden Kronenteilen zeugen vom weiteren Fortschreiten dieser Erkrankung. Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass die gesellschaftstypische Baumart auf längere Sicht ganz ausfällt.
Auffallend ist auch der oftmals schlechte Gesundheitszustand beim Bergahorn. Viele Bäume weisen deutliche Kronenschädigungen mit Blattverlust und absterbenden Ästen auf. Nekrosen an den Blättern lassen Pilzbefall als mögliche Ursache vermuten.
Ein möglicher Rückgang der Nebenbaumart Fichte durch Borkenkäferbefall würde grundsätzlich keine Verschlechterung des Erhaltungszustandes bedeuten, da der derzeitige Anteil ohnehin stark überhöht ist und mit einem vollständigem Ausfall der Baumart im LRT nicht zu rechnen ist.

Tab. 14: Bewertung der Beeinträchtigungen im LRT 9130:

Bewertungseinheit	Beeinträchtigungen
Waldmeister-Buchenwald **AG**	**C+**
Waldmeister-Buchenwald **EG**	**C**
Rundblattlabkraut-Tannenwald	**B-**

Erhaltungszustand des Waldmeister-Buchenwaldes

Für den LRT 9130 ergibt sich folgende Gesamtbewertung:

Tab.15: Gesamtbewertung des LRT 9130:

	Altgebiet	Erweiterungs-gebiet	Subtyp Labkraut-Tannenwald
Strukturen	B	B+	A-
Arteninventar	B	B	B+
Beeinträchtigungen	C+	C	B-
Gesamtwert LRT 9130	**B-**	**B-**	**B**

Insgesamt kann der Erhaltungszustand im LRT 9130 als noch gut bezeichnet werden.

Erhaltungsmaßnahmen

♦ Obwohl davon ausgegangen werden kann, dass Edellaubbaumarten in Urwäldern nur eine untergeordnete Rolle spielen, dürften sie doch unter den speziellen Standortbedingungen in Waldmeister-Buchenwäldern von Natur aus höhere Anteile aufweisen. Die bereichsweise drohende Entmischung im Waldmeister-Buchenwald erfordert ein aktives Eingreifen zugunsten der im Rückgang befindlichen Arten. So sollten zumindest in den Entwicklungszonen seltene Mischbaumarten sowie deren Verjüngungsansätze unbedingt erhalten werden.

♦ Unabdingbare Voraussetzung hierfür ist, die Verbissbelastung durch Schalenwild bereichsweise zu verringern. Zur Umsetzung dieses Zieles sollten alle Möglichkeiten ausgelotet und ausgeschöpft werden.

♦ Speziell zur Erhaltung der Sommerlinde ist auch die aktive Einbringung in Erwägung zu ziehen. Dies gilt auch für die Bergulme, falls sich ein Ausfall der Art abzeichnen sollte. Hierzu sollte ihr Gesundheitszustand genauestens beobachtet werden.

♦ Die bereits bisher praktizierte Ausbringung seltener Mischbaumarten im Bereich von Grünanlagen oder Forstwegen sollte fortgesetzt werden. Es sollte verstärkt darauf geachtet werden, dass diese dort eingebracht werden, wo bereits Waldmeister-Buchenwald erfasst wurde bzw. wo in der näheren Umgebung geeignete Standortvoraussetzungen dafür vorliegen.

♦ Zumindest in Bereichen mit wenigen Individuen ist die Eibe bei Bedarf wirksam gegen Schälung zu schützen und vom Konkurrenzdruck durch andere Baumarten zu befreien.

♦ Auf bestimmten Sonderstandorten wie Blockböden oder wasserzügigen Bach- und Quellfluren (Standortseinheiten 033, 032, 129, 225) sind immer wieder Restvorkommen teils alter Edellaubbäume zu beobachten. Obwohl sie isoliert inmitten von standortfremden Fichtenbeständen stehen, deutet ihr Vorkommen und ihre dortige Verjüngungsfreudigkeit darauf hin, dass diese Standorte früher gleichsam als „Quell- oder Spenderbiotope“ für die Edellaubbaumarten fungiert haben. Zumindest außerhalb der Naturzonen würde es sich zur Sicherung dieser gesellschaftstypischen Baumarten anbieten, sie - etwa im Zuge der Borkenkäferbekämpfung - nicht nur innerhalb der LRT-Flächen, sondern auch im „Sonstigen Lebensraum“ zu erhalten und nachhaltig gegenüber der Fichte zu begünstigen bzw. sie bei den geplanten Pflanzungen im EG zu beteiligen.

♦ Es konnte mehrfach beobachtet werden, dass es im Zuge der Holzrückung zu starken Beschädigungen an teils alten Exemplaren von Spitzahorn, Bergahorn u. a. gekommen ist. In Anbetracht der Situation vieler Edellaubbaumarten sollte daher künftig verstärkt darauf geachtet werden, dies durch entsprechende Vorkehrungen zu vermeiden.

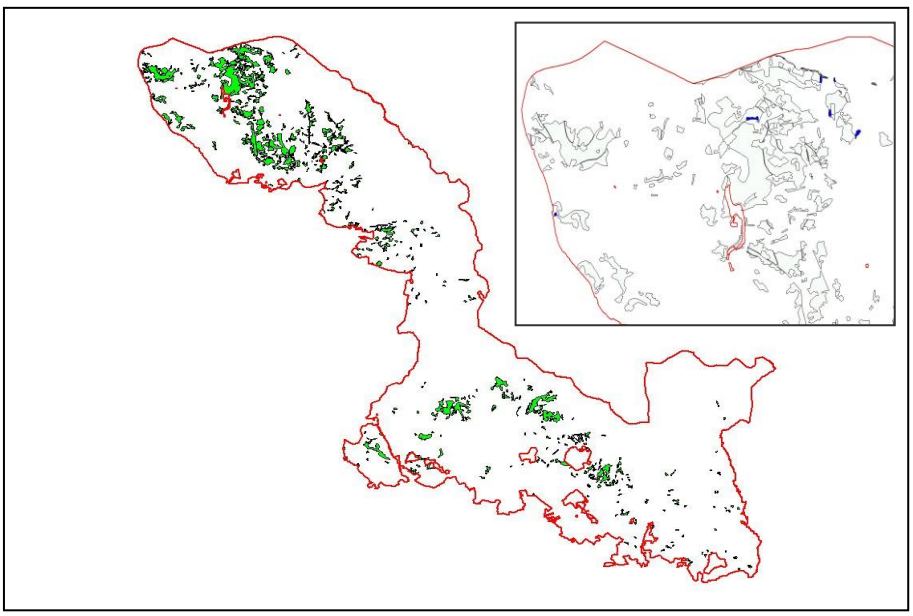


Abb. 42:

Verbreitung des LRT 9130 „Waldmeister-Buchenwald“ (Kleines Bild, blaue Flächen: Rundblattlabkraut-Tannenwald)

4.2.3 9140 Mitteleuropäischer subalpiner Buchenwald mit Ahorn und *Rumex arifolius* *Aceri-Fagetum*

Abb. 43: Hochstaudenreicher Bergahorn-Buchenwald

Allgemeine Verbreitung

Die hochstaudenreiche Buchen-Bergahorn-Gesellschaft ist in Europa als azonale Gesellschaft auf Spezialstandorte der hochmontanen bis subalpinen Stufe der Gebirge beschränkt. Die Hauptvorkommen in Deutschland liegen im Alpenraum. Daneben kommt sie noch im Schwarzwald vor. Im BW ist sie außerhalb des NPs nur in den Karwänden des Gr. und Kl. Arbersees zu finden.

Bedeutung des Gebiets für den Lebensraumtyp

Geeignete Bedingungen für das Auftreten dieses seltenen LRT herrschen außerhalb der Alpen nur an wenigen Stellen. Umso bedeutender sind die Vorkommen im NP anzusehen. Dies gilt in besonderem Maße für das Höllbachgspreng, das die am besten ausgeprägten Strukturen neben den Beständen der Gr. Arberseewand aufzuweisen hat.

Vorkommen und Verbreitung im Gebiet

Geeignete standörtliche Voraussetzungen für Hochstauden-Bergahorn-Buchenwälder liegen nur lokal vor. Damit erklärt sich die geringe LRT-Fläche von 5,9 ha. Zwei Teilflächen mit zusammen 0,6 ha liegen im AG, wo die standörtlichen Voraussetzungen für den Waldtyp ansonsten weitgehend fehlen (Brunndobel/Hinterer Stimmelbach, steile Quellrinne in der Rachelseewand). Die zwölf Teilflächen im EG konzentrieren sich bis auf eine Ausnahme (Gruft) auf den Falkensteinstock. Allen gleich ist die geringe Flächenausdehnung von maximal 0,6 ha. So konnte eine Reihe von Kleinstflächen unter 0,25 ha nicht erfasst werden, bei denen es sich um schmale Formen an Quellfluren oder in Bachschluchten wie etwa am Kohlbach oder am Höllbach handelt.
Mehrere Ausbildungen der Gesellschaft, die im Gebiet zwischen 950 und 1200 m vorkommt, lassen sich unterscheiden: In den absonnigen, steilen Lagen des Höllbachgsprengs findet man auf den hangfeuchten, nährstoffreichen Substraten die typische, artenreiche Form. Bei zunehmendem Blockanteil können Elemente des Fichtenblockwaldes hinzutreten. Die beiden Teilflächen in der Gruft und in der Rachelseewand sind wegen der geringeren Nährstoffausstattung deutlich artenärmer und der von HIERLMEIER (1999) festgestellten Subassoziation *stellarietosum* zuzuordnen. Kennzeichnend ist hier das Zurücktreten großblättriger Hochstauden, während niedere Kräuter, allen voran Hain-Sternmiere (*Stellaria nemorum)*, Alpen-Hexenkraut (*Circaea alpina)* und Waldmeister (*Galium odoratum)* das Bild in der Bodenvegetation bestimmen und auf die Nähe zum Waldmeister-Buchenwald hinweisen. Ein zweiter Typ besiedelt hoch gelegene, durchsickerte Rinnen und Quellfluren, die einen deutlichen Schwerpunkt im Falkensteingebiet haben. Die hohe Dynamik auf diesen labilen Standorten führt immer wieder zur Entstehung offener Bereiche mit Hochstaudenfluren. Wegen deren temporären Charakters und der engen Verzahnung mit bestockten Partien wurde auf die separate Ausscheidung des LRTs 6430 verzichtet. Am Sedansplatz und bei den Steinbachfällen treten bereits unverkennbare Übergänge zu den Schluchtwäldern (*Ulmo-Aceretum*) auf.
Unterhalb einiger Felswände des Höllbachgsprengs ist eine weitere, fichtenreiche Ausbildung zu finden. Das von den Felsen rieselnde Wasser schafft hier auf einem schmalen Band ebenfalls die erforderlichen spezifischen Bedingungen.
Allen Formen gemeinsam ist das lichte Kronendach, die meist hohe Stetigkeit von Hochstauden, Kräutern und Farnen. Dank der hohen Luftfeuchte in den orealen Lagen sind viele Bäume mit Epiphyten überzogen. Gelegentlich zeigt die Buche infolge des Schneeschubes den charakteristischen Säbelwuchs.

Abb. 44: Charakteristischer Säbelwuchs im Aceri-Fagetum

Bewertung der lebensraumtypischen Strukturen

Baumarten

Im BW bestimmt neben den namensgebenden Baumarten Buche und Bergahorn auch die Fichte das Bild. Tanne und Bergulme sind sporadisch, aber regelmäßig anzutreffen. Die „Natürliche Baumartenzusammensetzung Bay-

erns nach Wuchsgebieten und Höhenstufen“ (LWF, 2002) enthält folgende Vorgaben:

Tab. 16: Natürliche Baumartenzusammensetzung im LRT 9140

- Hauptbaumarten:	Bergahorn, Buche
- Nebenbaumarten:	Bergulme, Fichte, Tanne, Spitzahorn
- Pionierbaumarten:	Strauchweide, Vogelbeere

Zusammengefasst über alle Teilflächen hinweg ergibt sich folgendes Ergebnis:

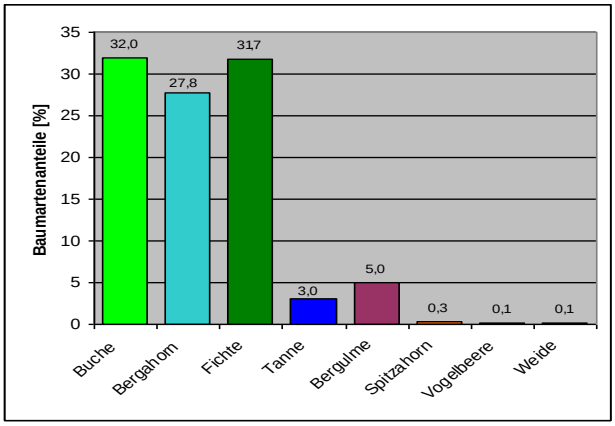


Abb. 45: Baumartenzusammensetzung im LRT 9140

Die strukturelle Verteilung der Baumarten ist nahezu optimal. Bei Betrachtung der einzelnen Teilflächen können die Anteile zwar erheblich abweichen. Deren geringe Größe und v. a. die unterschiedlichen Standortbedingungen, die zur Ausbildung der jeweiligen Typen führen, rechtfertigen dies.

Entwicklungsstadien

In Hochstauden-Bergahorn-Buchenwäldern herrschen besondere Bedingungen in vielerlei Hinsicht. Entsprechend sind sie oft dem Grenzstadium zuzurechen (40 %). In der gleichen Größenordnung liegt das Plenterstadium (50 %), jeweils rund 5 % entfallen auf das Jugend- und Wachstumsstadium. Es handelt sich also fast ausschließlich um sehr naturnahe Phasen. Lediglich eine Teilfläche (Brunndobel in der Abt. Barackenschlag) ist nach Borkenkäferbefall vorübergehend als Jugendstadium anzusprechen.

Schichtigkeit

Der lichte Bestandesaufbau mit teils gering oder unbestockten Partien kann ebenfalls als sehr natürlich bezeichnet werden. Insgesamt wurden 65 % als mehrschichtig bzw. „ungeschichtet“ eingestuft, und nur 35 % als einschichtig.

Totholz

Im Durchschnitt wurden rund 35 fm/ha ermittelt, wobei etwas mehr als ein Viertel Laubholz ist. Hieran sind auch abgestorbene Bergulmen beteiligt. Die Ausstattung ist je nach Teilfläche sehr unterschiedlich. In einigen Fällen kommt fast ausschließlich Nadel-Totholz vor.

Biotopbäume

Der Mittelwert für Biotopbäume liegt bei 8 St./ha. In mehreren Teilflächen sinkt er unter 3 – 4 Stück. Typisch sind uralte, bizarre Bergahorne, die zudem oft epiphytischen Bewuchs aufweisen. Daneben fallen zahlreiche Buchen mit Schadstellen oder Faulhöhlungen in den oft urigen Beständen ins Auge.

Tab.17: Bewertung der Habitatstrukturen im LRT 9140

Lebensraumtyp	BA	ES	SCH	TH	BB	Struktur gesamt
Aceri-Fagetum	A^+	A	A	A	A^-	**A**

Bewertung der charakteristischen Arten

Baumarteninventar

Alle Baumarten sind in ausreichendem Maße vertreten. Bei den vorherrschenden Höhenlagen ist der geringe Anteil der Nebenbaumart Spitzahorn plausibel. Dass auch die Pioniere trotz des oft hohen Lichtgenusses von Natur aus selten sind, zeigen die Verhältnisse in den Urwaldresten des Höllbachgsprengs, wo neben der Salweide auch die gesellschaftstypische Schluchtweide (*Salix appendiculata*) wächst. Der teils höhere Fichtenanteil ist vor allem auf blockreiche Verhältnisse zurückzuführen. Nur sehr begrenzt ist hierfür die ehemalige Bewirtschaftung verantwortlich.

Baumarteninventar der Verjüngung

Eine klassische Verjüngungsschicht ist wegen der speziellen Ausformung des Waldtyps nur schwer anzusprechen. Ihr Anteil wurde auf rund 25 % geschätzt. Sie stellt sich wie folgt dar:

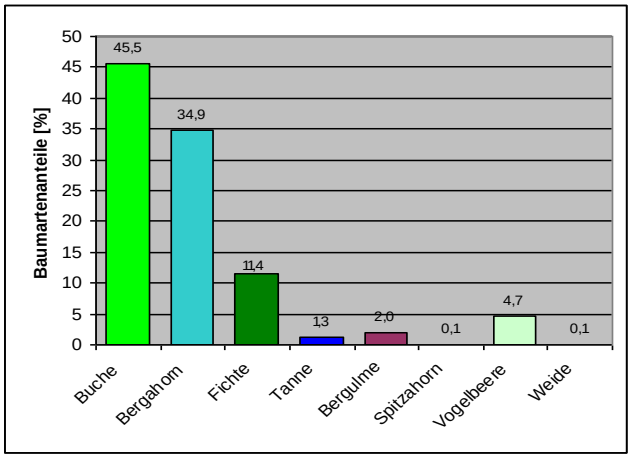


Abb. 46: Baumartenzusammensetzung der Verjüngung im LRTR 9140

Es fällt der niedrige Fichtenanteil auf. Den Schwellenwert von 3 %, der bei Spitzahorn und Weide wiederum nicht zu erwarten ist, wird von Tanne und Bergulme unterschritten.

Floristisches Arteninventar

Ausgesprochen artenreich sind die Teilflächen am Falkenstein, mit einer Reihe von Hochstauden wie Alpenmilchlattich (*Cicerbita alpina*), Platanenblättriger Hahnenfuß (*Ranunculus platanifolius*) oder Greiskraut (*Senecio fuchsii*), mit Mullzeigern wie Goldnessel (*Lamium galeobdolon*), Waldmeister (*Galium odoratum*) und Großes Springkraut (*Impatiens noli-tangere*) und mit typischen Straucharten wie Alpenheckenrose (*Rosa pendulina*), Schluchtweide (*Salix appendiculata*) oder Schwarze Heckenkirsche (*Lonicera nigra*). Auf basenärmeren und

etwas trockeneren Substraten kann die artenärmere Variante ebenfalls als naturnah angesehen werden. Insgesamt konnten alle geforderten 15 Arten nachgewiesen werden. Dass manchen Flächen einige Arten fehlen, liegt hauptsächlich an der Isoliertheit und deren geringen Größe.

Faunistisches Arteninventar (Leitarten)
Wegen der geringen Größen der Teilflächen ist eine Auswahl von Leitarten nicht sinnvoll.

Tab 18: Bewertung des charakteristischen Arteninventars im LRT 9140

Bewertungseinheit	BA	VJ	Flora	Fauna	Arten gesamt
Aceri-Fagetum	A	B^+	A	-	**A^-**

Gefährdungen und Beeinträchtigungen

In mehreren Teilflächen ist die Bergulme dem Ulmensterben zum Opfer gefallen. Nur im Höllbachgspreng hat die Welkeerkrankung, die durch den Pilz *Ophiostoma novo-ulmi* hervorgerufen wird, bislang noch viele Exemplare verschont.
In den beiden Teilen des AG reagiert der Bergahorn nach der plötzlichen Freistellung mit dem Absterben von Kronenteilen.
Der im Vergleich zur Oberschicht festzustellende Rückgang von Tanne und Bergulme ist auch auf Schalenwildverbiss zurückzuführen. Dies könnte zu einer weiteren Reduzierung dieser Baumarten führen, stellt bisher jedoch keine erhebliche Beeinträchtigung des LRTs dar.

Tab. 19: Bewertung der Beeinträchtigungen im LRT 9140

Lebensraumtyp	Beeinträchtigungen
Aceri-Fagetum	**B^+**

Erhaltungszustand des Hochstauden-Buchenwaldes

Für den LRT 9140 ergibt sich folgende Gesamtbewertung:

Tab.20: Gesamtbewertung des LRT 9140:

Strukturen	A
Arteninventar	A-
Beeinträchtigungen	B+
Gesamtwert LRT 9140	**A^-**

Insgesamt kann der Erhaltungszustand des LRT 9140 als hervorragend bezeichnet werden.

Erhaltungsmaßnahmen

♦ Konkrete Erhaltungsmaßnahmen sind derzeit nicht erforderlich.

♦ Ein weiterer Rückgang der Bergulme ist wahrscheinlich. In diesem Fall sollten Stützungsmaßnahmen in Erwägung gezogen werden, wie sie auch für die LRTs 9130 und 9180 vorgeschlagen sind. Dies gilt ebenso für die Verbisssituation.

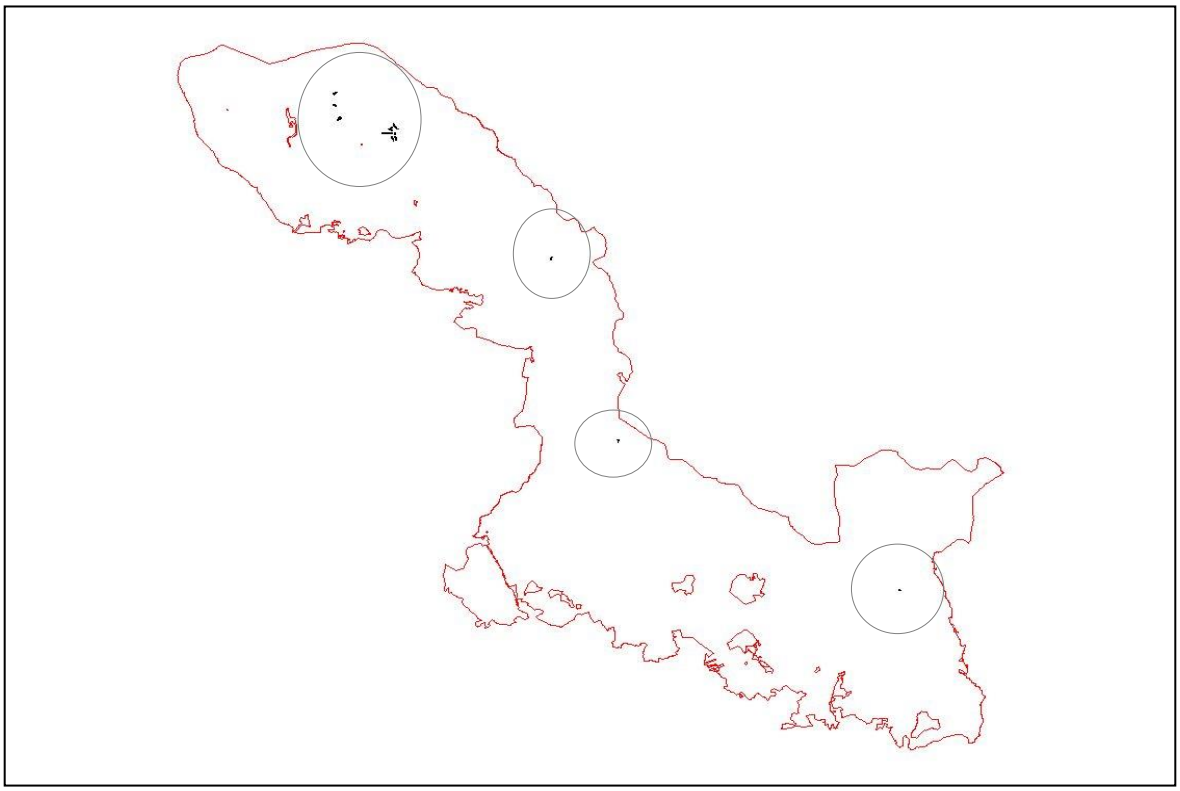


Abb. 47: Verbreitung des LRT 9140 „Hochstauden-Buchenwald“

4.2.4 *9180 Schlucht- und Hangmischwälder *Tilio-Acerion*

Allgemeine Verbreitung

Abb. 48: Ulmen-Bergahorn-Schluchtwald im Höllbachgspreng

Schluchtwälder sind azonale Vegetationseinheiten auf meist steilen Hängen mit bewegtem, blockreichem Substrat. Es gibt sowohl Typen auf kühl-feuchten als auch frischen bis trockenwarmen Hangschuttstandorten. Sie treten in den meisten Ländern der Europäischen Union auf. Innerhalb Deutschlands liegt ein Schwerpunkt in den mittleren und südlichen Landesteilen. In Bayern stellt sich die Situation je nach Typ sehr unterschiedlich dar. Während Eschen-Ahorn-Blockwälder fast überall, hauptsächlich aber im Alpenvorland und auf der Frankenalb/Oberpfälzer Jura vorkommen können, ist der Bergulmen-Bergahorn-Schluchtwald, der den Eschen-Ahorn-Typ über 1000 m Meereshöhe ablöst, nahezu ausschließlich auf den Alpenraum beschränkt.

Bedeutung des Gebiets für den Lebensraumtyp

Im Inneren BW führen die meist bodensauren Verhältnisse dazu, dass es kaum geeignete Standorte für diesen **prioritären** LRT gibt. Umso bedeutender sind die wenigen im NP erfassten Flächen. In besonderer Weise gilt dies für den Ulmen-Bergahorn-Schluchtwald im Höllbachgspreng, eine Waldgesellschaft, die ansonsten in Bayern nur im Alpenraum vorkommt. Auch vom Drahtschmielen-Bergahorn-Blockwald sind im BW so gut wie keine weiteren Vorkommen bekannt.

Vorkommen und Verbreitung im Gebiet

Auf knapp 10 ha konnte der Lebensraumtyp festgestellt werden:

Tab.21: Flächenanteile der Subtypen des LRT 9180

	Altgebiet	Erweiterungsgebiet	Gesamt
Eschen-Bergahorn-Blockwald	1,2 ha	1,2 ha	2,4 ha
Drahtschmielen-Bergahorn-Blockwald	3,9 ha	1,7 ha	5,6 ha
Bergulmen-Bergahorn-Schluchtwald	-	1,6 ha	1,6 ha
9180 (gesamt)	5,1 ha	4,5 ha	9,6 ha

Zwei fast gleichgroße Teilflächen am Sallerriegel (EG) und am Lärchenberg (AG) können trotz ihrer Süd- bzw. Westexposition noch dem Eschen-Bergahorn-Schluchtwald (*Fraxino excelsioris-Aceretum pseudoplatani*) zugeordnet werden.
Auf sechs weiteren Teilflächen im AG (Bärnloch, Eschling, Hohlsteinhänge) sowie zwei Flächen im EG (Falkensteinriegel, Lichtfleck) führt die demgegenüber nochmals eingeschränkte Bodenfrische und Nährstoffausstattung dazu, dass nur noch wenige Basenzeiger, dafür aber umso mehr Säurezeiger vorkommen. Zusammen mit dem von Natur aus hohem Fichten- und Buchenanteil wirken diese Drahtschmielen(-Fichten)-Bergahorn-Blockwälder (*Deschampsia flexuosa-Acer pseudoplatanus-Gesellschaft*) auf den ersten Blick nicht „schluchtwaldtypisch“. Ihre Artenausstattung auf den stets ausgeprägt blockreichen Standorten lässt jedoch eine klare Abtrennung von den angrenzenden artenarmen Ausbildungen des Waldmeister-Buchenwaldes zu. Statt der namensgebenden Drahtschmiele prägen im Gebiet stattliche Wurmfarnbestände das Bild.
Der floristisch außerordentlich artenreiche Bergulmen-Bergahorn-Schluchtwald (*Ulmo glabrae-Aceretum pseudoplatani*) ist auf zwei urwaldartige Teilflächen im Höllbachgspreng begrenzt, wo in den nicht konsolidierten, kühl-feuchten Steilhängen in 1020 – 1140 m ü NN geeignete Bedingungen herrschen.

Abb. 49: Eschen-Bergahorn-Blockwald (Sallerriegel)

Bewertung der lebensraumtypischen Strukturen

Baumarten
Je nach Typus gibt die „Natürliche Baumartenzusammensetzung Bayerns nach Wuchsgebieten und Höhenstufen“ (LWF, 2002) folgende Referenzdaten an:

Tab. 22: Natürliche Baumartenzusammensetzung im LRT 9180

	Hauptbaumarten:	Nebenbaumarten:	Pionierbaumarten:
Eschen-Bergahorn-Blockwald	Bergahorn, Bergulme, Esche, Sommerlinde	Buche, Fichte, Tanne	-
Drahtschmielen-Bergahorn-Blockwald	Bergahorn, Fichte	Buche, Tanne	Vogelbeere
Bergulmen-Bergahorn-Schluchtwald	Bergahorn, Bergulme	Buche, Esche, Fichte, Tanne	Strauchweide, Vogelbeere

Dem stehen folgende tatsächliche Baumartenanteile gegenüber:

Tab. 23: Aktuelle Baumartenzusammensetzung im LRT 9180

1. Eschen-Bergahorn-Blockwald	**60 % Bergahorn** **10 % Esche** **5 % Spitzahorn** **<1 % Bergulme, Sommerlinde** **20 % Buche** **5 % Fichte** **<1 % Tanne** **<1 % Birke, Vogelbeere, Salweide**
2. Drahtschmielen-Bergahorn-Blockwald	**49 % Bergahorn** **19 % Fichte** **29 % Buche** **<1 % Tanne** **1 % Spitzahorn** **1 % Bergulme** **1 % Vogelbeere** **<1 % Sommerlinde, Kirsche**
3. Bergulmen-Bergahorn-Schluchtwald	**30 % Bergahorn** **20 % Bergulme** **5 % Fichte** **1 % Tanne** **44 % Buche** **<1 % Vogelbeere (Strauchweide)**

Abb. 50: Buchen- und ehemals fichtenreicher Drahtschmielen-Bergahorn-Blockwald im Altgebiet

Im Eschen-Bergahorn-Blockwald kann die Baumartenzusammensetzung in Anbetracht der Exposition und der Höhenlage der Flächen noch als charakteristisch bezeichnet werden. Bei Bergulme und Sommerlinde wären dennoch etwas höhere Werte zu erwarten. In Bezug auf den strukturellen Aspekt entsprechen im Drahtschmielen-Bergahorn-Blockwald die Anteile den Sollvorgaben, wenngleich die Hauptbaumart Fichte teils wenig beteiligt (EG), teils ausgefallen ist (AG). Die Zusammensetzung im Bergulmen-Bergahorn-Schluchtwald ist in hohem Maße natürlich. Fremdbaumarten spielen in allen Typen keine Rolle.

Entwicklungsstadien

Wegen der geringen Flächengrößen wurden die Entwicklungsstadien über alle Subtypen hinweg betrachtet. Es entfallen 10 % auf das Jugend-, 40 % auf das Reifungs-, 10 % auf das Verjüngungs-, 10 % auf das Grenz-, 20 % auf das Plenter- und 10 % auf das Zerfallsstadium. Bei einem leichten Übergewicht des Reifungsstadiums spielen also naturnahe Stadien eine große Rolle.

Schichtigkeit

Mit 55 % wurde mehr als die Hälfte des Eschen-Ahorn-Blockwaldes als zwei- bis dreischichtig angesprochen. Im Drahtschmielen-Bergahorn-Blockwald sind die Teilflächen diesbezüglich äußerst unterschiedlich. Der Bergulmen-Bergahorn-Schluchtwald ist ausschließlich mehrschichtig aufgebaut.

Totholz

Die Totholzwerte liegen in allen drei Subtypen bei etwa 15 fm/ha, wobei jeweils ungefähr die Hälfte Laub-Totholz ist, einschließlich abgestorbener Bergulmen. Nur im natürlicherweise fichtenreichen Drahtschmielen-Bergahorn-Blockwald liegt der Nadelholzanteil nach teilweisem Buchdruckerbefall bei 85 %.

Biotopbäume

Recht unterschiedliche Verhältnisse liegen bei den Biotopbäumen vor. Nur etwas mehr als 1 Stück je Hektar sind es bislang im Eschen-Ahorn-Wald, knapp 4 St./ha im Drahtschmielen-Bergahorn-Wald, aber über 10 Stück im Ulmen-Bergahorn-Wald am Falkenstein. Hier sind es oft uralte, bizarre und teils von Epiphyten bewachsene Bergahorne, die maßgeblich zu dem urwaldartigen Charakter beitragen.

Tab. 24: Bewertung der Habitatstrukturen im LRT 9180

Bewertungseinheit	BA	ES	SCH	TH	BB	Struktur gesamt
Eschen-Bergahorn-Blockwald	B	A	A^-	A	C	$\mathbf{B^+}$
Drahtschmielen-Bergahorn-Blockwald	A^+	A	B	A^+	B	$\mathbf{A^-}$
Bergulmen-Bergahorn-Schluchtwald	A^+	A	A^+	A	A^+	$\mathbf{A^+}$

Bewertung der charakteristischen Arten

Baumarteninventar

Im Eschen-Ahornwald erreichen die Hauptbaumarten Sommerlinde, Bergulme und Tanne kaum 1 %, am Sallerriegel fehlt zudem die Hauptbaumart Esche. Gründe hierfür sind sicherlich in der geringen Flächenausdehnung zu suchen. Bezüglich der Bergulme spielt deren Ausfall eine Rolle. Der Teil am Sallerriegel liegt bei 900 – 1000 m ü NN und ist damit für die Esche wohl schon zu hoch. Im Drahtschmielen-Bergahorn-Wald wäre mehr Tanne zu erwarten, wiederum relativiert durch die geringe Flächengröße. Im Bergulmen-Bergahorn-Schluchtwald kann das Baumarteninventar als absolut naturnah angesehen werden, die Esche kann in der Höhenlage nicht mehr erwartet werden.

Baumarteninventar der Verjüngung

Tab. 25: Baumartenzusammensetzung der Verjüngung im LRT 9180

1. Eschen-Bergahorn-Blockwald (Verjüngung auf 15 % der Fläche)	**15 % Bergahorn** **6 % Bergulme** **<1 % Esche, Spitzahorn** **39 % Buche** **16 % Fichte** **1 % Tanne** **23 % Vogelbeere,** **(31 % Hasel)**

2. Drahtschmielen-Bergahorn-Blockwald (Verjüngung auf 15 % der Fläche)	**15 % Bergahorn** **40 % Fichte** **40 % Buche** **<1 % Tanne** **1 % Bergulme** **4 % Vogelbeere**
3. Bergulmen-Bergahorn-Schluchtwald (Verjüngung auf 35 % der Fläche)	**40 % Bergahorn** **25 % Bergulme** **<1 % Fichte** **5 % Tanne** **25 % Buche** **5 % Vogelbeere** **(<1 % Strauchweide)**

Zwar wiederum relativiert durch die geringe Gesamtfläche – fällt im Eschen-Ahorn-Blockwald dennoch die Verschiebung zu Ungunsten des Bergahorns sowie die geringen Anteile an Bergulme, Tanne, Spitzahorn und Esche auf. Die Sommerlinde fehlt sogar völlig. Im Drahtschmielen-Bergahorn-Typ ist auch in der Verjüngung wenig Tanne da. Trotz wiederholt zu beobachtenden flächigen Aufschlags und den günstigen Lichtverhältnissen verschwindet der Bergahorn meist rasch wieder, während die Buche im Vergleich zum Oberstand überrepräsentiert ist. Abgesehen von der Esche, die sicherlich natürlicherweise fehlt, sind im Ulmen-Bergahorn-Wald alle Baumarten in ausreichendem Maße und einem naturnahen Verhältnis zueinander vertreten.

Floristisches Arteninventar

Von den eigentlich zu erwartenden 15 Arten kommen im Eschen-Bergahornwald 10 tatsächlich vor. Die untypische Lage der Flächen an Süd- bzw. Westhängen und die damit zusammenhängende eingeschränkte Bodenfeuchte rechtfertigen dies.

Für den Drahtschmielen-Bergahorn-Blockwald existieren keine Referenzflächen für den BW. Die 10 von 15 registrierten Arten sind folglich nur bedingt aussagefähig. So sind die andernorts typischen Säurezeiger Weiße Hainsimse (*Luzula luzuloides*) und Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*) im Gebiet etwa durch den Wurmfarn (*Dryopteris filix-mas*) und andere Arten mit etwas höheren Nährstoffansprüchen ersetzt, so dass die Ausstattung der krautigen Flora durchaus als gebietstypisch und damit als naturnah angesprochen werden kann. Eine außerordentlich artenreiche und üppige, in ihrer Zusammensetzung höchst naturnahe Krautschicht, zeichnet den Ulmen-Bergahorn-Schluchtwald aus.

Faunistisches Arteninventar (Leitarten)

Wegen der Isolation und v. a. der geringen Fläche der einzelnen LRT-Teile wurde auf eine gesonderte Bewertung der Leitarten verzichtet. Aus einem Eschen-Bergahorn-Blockwald im AG existiert der einzige Nachweis des Schluchtwaldlaufkäfers (*Carabus irregularis*) im NP (BARTAK et al. 1995). Sie gilt als Zeiger für Basenreichtum, hohe Totholzvorräte und Habitattradition und ist im BW sehr eng an Schluchtwälder gebunden (MÜLLER-KROEHLING, 2005).

Tab 26.: Bewertung des charakteristischen Arteninventars im LRT 9180

Bewertungseinheit	BA	VJ	Flora	Fauna	Arten gesamt
Eschen-Bergahorn-Blockwald	B	B^-	A^-	-	**B**
Drahtschmielen-Bergahorn-Blockwald	B	B^-	A	-	**B^+**
Bergulmen-Bergahorn-Schluchtwald	A^+	A^+	A^+	-	**A^+**

Gefährdungen und Beeinträchtigungen

In abgestufter Intensität sind in allen drei Typen dieselben Gefährdungen auszumachen:

Viele Bergulmen sind mittlerweile der durch den Pilz *Ophiostoma novo-ulmi* hervorgerufenen Welkeerkrankung („Ulmensterben“) zum Opfer gefallen (vgl. Baumartenkarte, Anlage 4). Viele der noch lebenden Bäume zeigen bereits Symptome in Form absterbender Kronenteile und werden in näherer Zukunft ausfallen. Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass die Ulme als eine der prägenden Baumarten dieser Gesellschaften mittelfristig völlig verschwindet. Lediglich im Höllbachgspreng scheint die Situation hinsichtlich ihrer Vitalität derzeit noch etwas weniger brisant.

Schlucht- und Blockwälder stocken auf bewegtem Substrat mit besonderen, teils extremen Standortsbedingungen und können daher sehr dynamische Entwicklungen durchlaufen. Die jetzt festgestellte Verjüngungssituation stellt nur eine Momentaufnahme dar, die noch schwer absehbaren Veränderungen und Wendungen unterworfen sein kann. Dennoch ist mit Blick auf die Vorausverjüngung als auch auf den Ausfall der Bergulme eine Entmischung erkennbar, die sich in der Zukunft fortzusetzen droht. So verjüngt sich die Sommerlinde offensichtlich nicht mehr. Wie bei der Bergulme ist über längere Sicht ihr Verschwinden nicht auszuschließen. Zumindest ein mehr oder weniger deutlicher Rückgang ist auch von weiteren prägenden Baumarten der Gesellschaften (Esche, Spitzahorn, Tanne, lokal auch Bergahorn) zu befürchten. Neben einer selektiven Nutzung, die in der weiteren Vergangenheit stattgefunden hat („Holzbitzler“), ist als wesentlicher aktueller Grund die Verbissbelastung anzuführen. Wegen ihrer Seltenheit sind für das Rot- und Rehwild gerade auch die Edellaubbaumarten besonders attraktiv. Eine gewisse Ausnahme stellt wiederum der Schluchtwald im Höllbachgspreng dar, wo die Verbissprozente niedriger liegen und sich zurzeit alle wesentlichen Baumarten verjüngen können.

Wie auch in anderen LRTs ist beim Bergahorn bisweilen ein Vitalitätsverlust erkennbar.

Obwohl ein frequentierter Wanderweg durch die beiden Schluchtwaldteile im Höllbachgspreng führt, sind kaum negativen Auswirkungen (Trittschäden, Unrat etc.) erkennbar und wegen der Steilheit und Unzugänglichkeit auch nicht zu erwarten.

Im Drahtschmielen-Bergahorn-Blockwald des AG hat der Buchdruckerbefall teilweise zum Ausfall der Fichte geführt. Die vorgefundene Verjüngungssituation auf den

fichtenfreundlichen Blockstandorten zeigt aber, dass die Baumart sich hier dauerhaft behaupten wird. In den anderen Gesellschaften spielt sie ohnehin eine eher untergeordnete Rolle.

Tab. 27: Bewertung der Beeinträchtigungen im LRT 9180

Bewertungseinheit	Beeinträchtigungen
Eschen-Bergahorn-Blockwald	**C+**
Drahtschmielen-Bergahorn-Blockwald	**B-**
Bergulmen-Bergahorn-Schluchtwald	**A-**

Erhaltungszustand der Schluchtwälder

Tab 28.: Gesamtbewertung des LRT 9180

	Eschen-Bergahorn-Blockwald	Drahtschmielen-Bergahorn-Blockwald	Bergulmen-Bergahorn-Schluchtwald
Strukturen	B+	A-	A+
Arteninventar	B	B+	A+
Beeinträchtigungen	C+	B-	A-
Gesamtwert LRT 9180	**B-**	**B+**	**A**

Erhaltungsmaßnahmen

♦ Neben dem Artenreichtum in der Bodenvegetation ist die Baumartenvielfalt eines der wesentlichen Kennzeichen von Schlucht- und Blockwäldern. Besonders im Hinblick auf die überwiegend bodensauren Verhältnisse im BW bieten die seltenen Sonderstandorte geeignete Bedingungen für die wenigen primären Vorkommen dieser azonalen Waldgesellschaften und stellen damit auch einen Schwerpunkt für die regionale Verbreitung der zugehörigen, teils selten gewordenen Edellaubbaumarten dar. Um einer drohenden Entmischung in diesem prioritären LRT und damit einer definitiven Verschlechterung gegenzusteuern, ist eine deutliche Verringerung der Verbissbelastung unabdingbar. Die Verjüngung aller charakteristischen Schluchtwaldbaumarten muss sichergestellt sein, auch in den Naturzonen.

♦ Die natürliche Verjüngung der Ulme ist in einigen Teilflächen nach deren Ausfall bereits nicht mehr möglich. Dort, und bei einem weiteren Rückgang auch auf den anderen Teilflächen der Management- und der Naturzonen, wird die aktive Einbringung, ggf. in Abstimmung mit Experten der Phytopathologie, dringend empfohlen. Entsprechend gilt dies auch für die Sommerlinde, die sich überhaupt nicht mehr zu verjüngen scheint. Sie hat wohl seit jeher zur ursprünglichen Bestockung auch im Inneren BW gehört (SENDTNER, 1860). Eine Untersuchung der möglichen Ursachen hierzu wird angeregt.

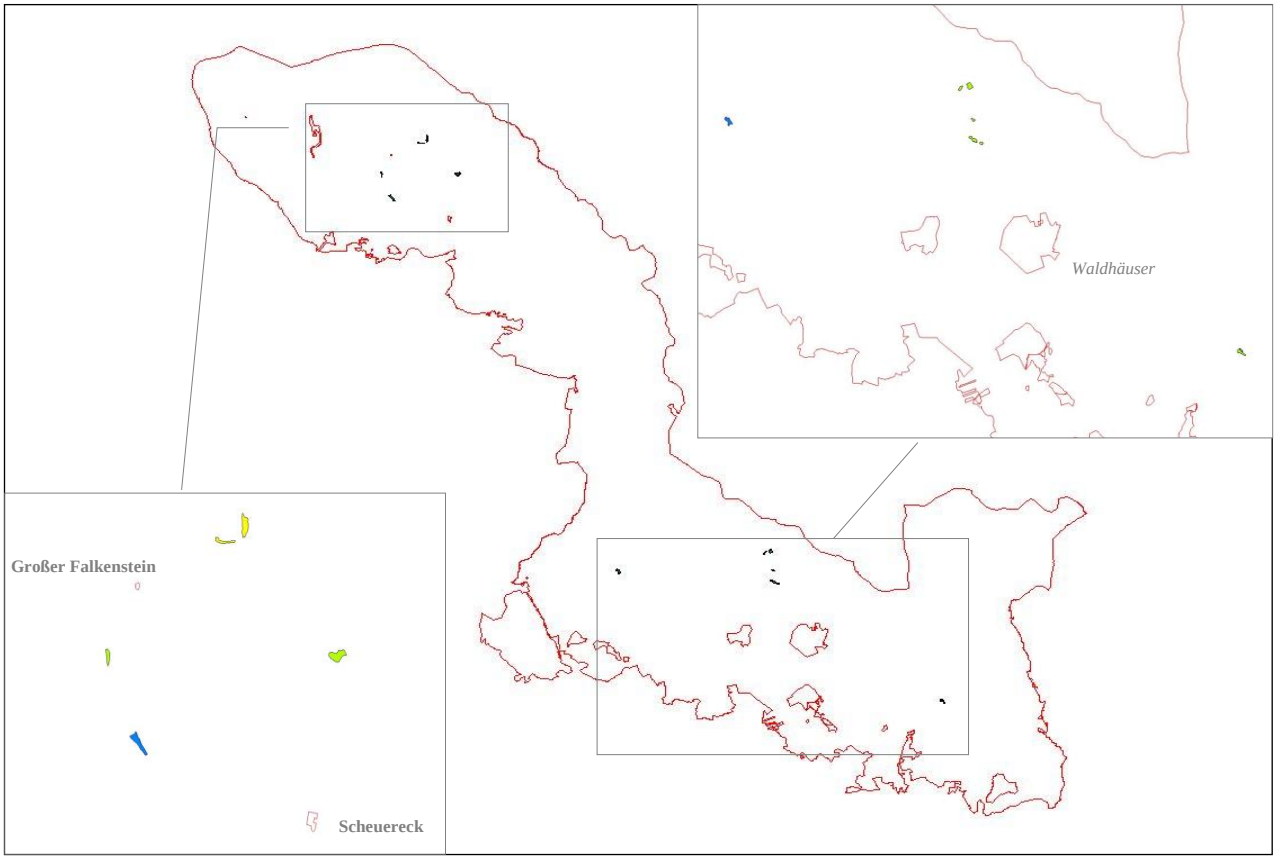


Abb. 51: Verbreitung des LRT 9180 „Schlucht- und Hangmischwälder“ (blau: Subtyp „Eschen-Bergahorn-Blockwald“; grün: Subtyp „Drahtschmielen-Bergahorn-Blockwald; gelb: Subtyp „Bergulmen-Bergahorn-Schluchtwald“)

4.2.5 *91D0 Moorwälder

Allgemeine Verbreitung

Abb. 52: Hochstämmiger Fichtenmoorwald

Abgesehen vom äußersten Süden sind Moorwälder überall in Europa zu finden. Sie besiedeln als azonale Vegetationseinheiten stark saure, feucht-nasse Torfböden kalter Lagen. Einen oder mehrere Typen findet man auch in den meisten Wuchsräumen Deutschlands. Fichtenmoorwälder sind ebenso wie Bergkiefern-Moorwälder in Bayern auf das Ostbayerische Grundgebirge, das Alpenvorland und die Alpen beschränkt. Birkenmoorwald kommt zusätzlich in der Rhön vor, Kiefernmoorwälder haben ihren Verbreitungsschwerpunkt im Oberpfälzer Becken- und Hügelland und im Jungmoränengebiet.

Bedeutung des Gebiets für den Lebensraumtyp

Von dem in vier grundlegend verschiedenen Subtypen auftretenden **prioritären** Lebensraumtyp beherbergt der NP die bedeutendsten Flächenvorkommen an Fichtenmoorwald sowie an Latschenmooren in Ostbayern. Kiefern- und Birkenmoorwald treten nur ganz lokal in Erscheinung. Sie haben ihren Verbreitungsschwerpunkt andernorts.

Vorkommen und Verbreitung im Gebiet

Der LRT nimmt mit 1.273 ha etwa 5 % der NP-Fläche ein. Knapp 30 % liegen im EG:

Tab. 29: Flächenanteile der Subtypen des LRT 91D0

	Altgebiet	Erweiterungsgebiet	Gesamt
91D1 **Birken-Moorwald**	-	0,3 ha	0,3 ha
91D2 **Waldkiefern-Moorwald**	5,9 ha	-	5,9 ha
91D3 **Bergkiefern-Moorwald**	89,4 ha	16,0 ha	105,4 ha
91D4 **Fichtenmoorwald**	802,5 ha	358,7 ha	1161,2 ha
91D0 (gesamt)	897,8 ha	375,0 ha	1272,8 ha

Der aufgenommene Birkenmoorwald (*Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis*) bei Kreuzstraßl ist vermutlich sekundär aus einem Kiefernmoorwald oder einem ehemaligen Hochmoor entstanden.

Der Kiefernmoorwald (*Vaccinio uliginosi-Pinetum sylvaticae*) ist auf zwei Teilflächen im Klosterfilz beschränkt, wo innerhalb des Fichtenmoorwaldes weitere kleinflächige Ansätze vorhanden sind.

Abb. 53: Kiefernmoorwald

Die Bergkiefernmoore (*Vaccinio uliginosi-Pinetum rotundatae* und *Pino mugo-Sphagnetum magellanici p. p.*) im EG sind auf die hochwertigen Moorkomplexe Zwieselter Filz und Latschenseefilz begrenzt. Im AG liegen große Flächen im Klosterfilz, im Großen Filz und im Föhraufilz. Kleinere Bestände befinden sich in der Talaue zwischen Klingenbrunn-Bahnhof und Spiegelau, im Spitzbergfilz und im Kohlenfilz.

Mit insgesamt 1,6 ha kommt auf drei Teilflächen (Klingenbrunn-Bahnhof, Großer Filz) reiner Spirkenmoorwald vor, auf knapp 78 ha ist die Spirke der Latsche tlw. beigemischt und auf 26 ha dominiert die Latsche.

Abb. 54: Latschen-Spirken-Moorwald im Großen Filz

Der häufigste Moorwaldtyp, der Fichtenmoorwald (*Calamagrostio villosae-Piceetum bazzanietosum*), besitzt seinen Schwerpunkt auf den organischen Böden der Tallagen. In den Hanglagen kommt er eher vereinzelt, in den Hochlagen wieder vermehrt vor. Während auf geringmächtigen Niedermoorstandorten eine wüchsige, hochstämmige Form mit nur wenigen typischen Moorarten und weitgehend geschlossenem Kronendach auftritt, findet man auf Hochmoortorf und - in höhern Lagen auf sehr saurem, flachem Quellmoor – Bestände mit niedrigem bis krüppelartigem Wuchs und klassischer Moorvegetation, immer wieder unterbrochen von baumfreien

Teilen, die bei ausreichender Größe als eigener LRT (7110, 7120, 7140) erfasst wurden. Der bei PETERMANN & SEIBERT (1979) beschriebene Hochmoorrandwald ist diesem Typus zuzurechnen. Auf Übergangsmoortorf und tiefem Niedermoor können beide Formen auftreten.

Abb. 55: Birkenmoorwald

Bewertung der lebensraumtypischen Strukturen

Baumarten

Je nach Substrat, Höhenlage und Kontinentalität bilden die außerordentlich anpassungsfähigen Gattungen *Pinus*, *Betula* und *Picea* auf stark sauren Torfböden in kalten und frostgefährdeten Lagen unterschiedliche Moorwaldtypen aus, für die in der „Natürlichen Baumartenzusammensetzung Bayerns nach Wuchsgebieten und Höhenstufen“ (LWF, 2002) nachstehende Baumartenzusammensetzung angegeben ist:

Tab. 30: Natürliche Baumartenzusammensetzung im LRT 91D0

	Haupt-baumarten:	Neben-baumarten:	Pionier-baumarten:
Birken-Moorwald (91D1)	Moorbirke	Fichte, Kiefer	Spirke, Vogelbeere
Waldkiefern-Moorwald (91D2)[1]	Kiefer, Fichte, Spirke	Moorbirke	-
Bergkiefern-Moorwald (91D3)	Latsche, Spirke	Fichte, Kiefer	Moorbirke, Vogelbeere
Fichtenmoorwald (91D4)	Fichte	Tanne (Vogelbeere)	Moorbirke

1) Wuchsgebiet 11.2 „Vorderer Bayerischer Wald“

Für die einzelnen Gesellschaften wurden folgende Baumartenanrteile erhoben:

Tab. 31: Aktuelle Baumartenzusammensetzung im LRT 91D0

1. Birken-Moorwald (91D1)**:**	**>75 % Moorbirke** **15 % Fichte** **<10 % Sandbirke** **1 % Kiefer, Aspe, Grauweide**
2. Waldkiefern-Moorwald (91D2)**:**	**70 % Kiefer** **15 % Fichte** **10 % Moorbirke** **5 % Spirke/Latsche**
3. Bergkiefern-Moorwald (91D3)**:**	**55 % Latsche** **15 % Spirke** **20 % Fichte** **8 % Moorbirke** **<1 % Kiefer** **<1 % Vogelbeere**

Im Falle des Birkenmoorwaldes ist davon auszugehen, dass es sich um ein sekundäres Vorkommen infolge ehemaligen Torfabbaus handelt (SIUDA, 2005, mdl.) Der Anteil der als Störungszeiger geltenden Sandbirke liegt noch unter 10 %. Der Kiefernmoorwald zeigt eine sehr naturnahe Baumartenzusammensetzung, die Bestandesstruktur des Bergkiefern-Moorwaldes ist in aller Regel ebenfalls sehr natürlich, variiert jedoch abhängig vom Typus (Latsche / Spirke) erheblich.

4. Fichtenmoorwald (91D4)**:**

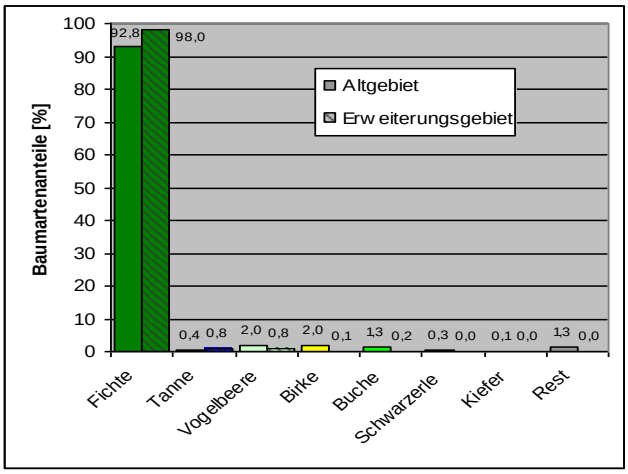


Abb. 56: Baumartenzusammensetzung im LRT 91D0 (Subtyp 91D4 Fichtenmoorwald)

Wie die entsprechenden Standorte erwarten lassen, entspricht die Baumartenstruktur im Fichtenmoorwald dem Vorgabesoll. Buche und Tanne sind nur bei geringer Torfauflage bzw. auf erhöhten Kleinstandorten beteiligt, die Kiefer nur in den untersten Lagen. Das Vorkommen von Schwarzerle deutet im Bereich von Quellmooren auf ehemalige Hexenkraut-Fichten-Schwarzerlenwälder (*Circaeo-Alnetum*) bzw. auf Übergänge zu diesen hin.

Entwicklungsstadien[3]

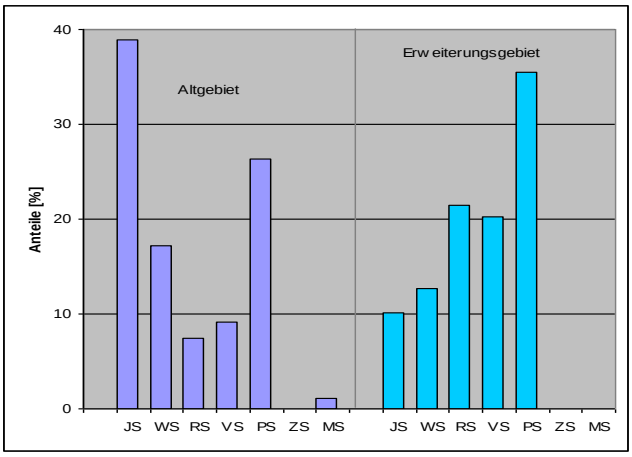


Abb. 57: Verteilung der Entwicklungsstadien im LRT 91D0 (Subtyp 91D4 Fichtenmoorwald)

Insgesamt zeigt sich im Fichtenmoorwald eine recht naturnahe Verteilung. Der erhöhte Anteil des Jugendstadiums im AG resultiert aus dem Buchdruckerbefall. In beiden Gebietsteilen zeigt das großflächige Vorkommen

[3] JS = Jugendstadium, WS = Wachstumsstadium, RS = Reifungsstadium, VS = Verjüngungsstadium, PS = Plenterstadium, AS = Altersstadium, GS = Grenzstadium, ZS = Zerfallsstadium, MS = Mortalstadium

des Plenterstadiums die Naturnähe vieler dieser Bestände an. Die geringwüchsige Ausbildungsform des LRTs kann alternativ als Grenzstadium angesehen werden.
Die Extremstandorte, auf denen die weiteren Moorwaldtypen stocken, lassen keine üblichen Verteilungsmuster an Entwicklungsstadien erwarten:
Etwa 50 % entfallen im Kiefern-Moorwald auf das Plenterstadium, 40 % auf das Grenzstadium und 10 % auf das Jugendstadium. Das Latschen- und Latschen-Spirken-Moor kann ausschließlich als Grenzstadium angesprochen werden. Im Spirkenmoor finden sich Reifungs-, Grenz- und Plenterstadium zu etwa gleichen Teilen.
Wegen der geringen Gesamtgröße des Birken-Moorwaldes wird das Kriterium nicht bewertet.

Abb. 58: Krüppelwüchsiger, „ungeschichteter" Fichtenmoorwald („Grenzstadium") auf einem Qellmoorstandort im Rachelgebiet

Schichtigkeit
Birken- und Kiefernmoorwald sind zu 70 % zwei- oder mehrschichtig aufgebaut. Im Bergkiefernmoorwald ist die Schichtigkeit, je nach Typ, als ein- bis mehrschichtig oder auch als ungeschichtet (Latschen) anzusprechen, was in jedem Fall als natürlich anzusehen ist. Im Fichtenmoorwald sind 45 % (AG) bzw. 50 % (EG) mehrschichtig. Im AG tragen hierzu vermehrt Jugendstadien bei.

Totholz
Trotz zahlreicher abgestorbener Bäumchen liegt die Totholzausstattung in den kleinflächigen Moorwaldtypen wegen der geringen Dimensionen bei nur 1- 5 fm/ha (10 fm/ha im Birken-Moorwald). Höhere Werte sind hier nicht zu erwarten. Über 12 fm/ha vornehmlich schwacher Dimensionen finden sich im Fichtenmoorwald des EG. Durchschnittlich etwa 100 fm/ha allein stehendes Totholz zeichnet die Flächen im AG aus. In den Hochlagen kommen nochmals bis über 200 fm (liegend) nach Borkenkäferbefall oder Windwurf hinzu. Infolgedessen zeichnet sich häufig schon jetzt eine beginnende Rannenverjüngung ab, da unter den vorherrschenden luft- und bodenfeuchten Bedingungen die Stämme rasch verrotten.

Biotopbäume
Rechnerisch ergeben sich für den Birken-Moorwald 13, im Kiefern-Moorwald 5 Biotopbäume je Hektar. Wegen der bereits angesprochenen Strukturen im Bergkiefernmoorwald liegt der Wert dort mit 1 St./ha auf einem natürlicherweise niedrigen Niveau.
Die Fichte neigt nur wenig zur Biotopbaumbildung. Dennoch ist selbst in einem von ihr geprägten Waldtyp wie dem Fichtenmoorwald mehr als ein solcher Baum je Hektar zu erwarten. Tatsächlich wurden im AG keine lebenden Biotopbäume registriert, während sich im EG immerhin 2,9 Bäume je Hektar finden.

Tab 32. Bewertung der Habitatstrukturen im LRT 91D0

Bewertungseinheit	BA	ES	SCH	TH	BB	Struktur gesamt
Birken-Moorwald (EG) (91D1)	A^-	-	A	A	A^+	**A**
Waldkiefern-Moorwald (AG) (91D2)	A^+	A^+	A	A	B	**A**
Bergkiefern-Moorwald (EG / AG) (91D3)	A^+	A^+	A^+	A^+	A^+	**A^+**
Fichtenmoorwald **AG** (91D4)	A^+	A^-	B^+	A^+	C	**A^-**
Fichtenmoorwald **EG** (91D4)	A^+	A^+	A^-	A^+	B^+	**A**

Bewertung der charakteristischen Arten

Baumarteninventar
Alle Bestände konnten eindeutig einem Subtypen zugeordnet werden.
Die winzige Fläche bringt es mit sich, dass dem wohl sekundärem Birken-Moorwald mehrere Baumarten wie Spirke und Vogelbeere fehlen. Auch die Kiefer ist nur in Einzelexemplaren vorhanden, während die Sandbirke als nicht gesellschaftskonforme Art fast 10 % erreicht.
Dagegen sind im Waldkiefern-Moorwald alle geforderten Baumarten in ausreichendem Maße vorhanden, ebenso im Bergkiefern-Moorwald. Auf einigen Flächen führen hier allerdings ehemalige Entwässerungsmaßnahmen dazu, dass die Fichte mehr und mehr überhand nimmt.
Tanne (außerhalb der Hochlagen), im EG auch Vogelbeere und Moorbirke, nehmen im Fichtenmoorwald weniger als 1 % ein, ein Wert der trotz der natürlichen Dominanz der Fichte zu erwarten wäre, zumal auch auf Torfstandorten immer wieder kleinflächig mineralische Bereiche eingesprengt sind. Dass im AG zweieinhalb mal so viel Vogelbeere und sogar zwanzig mal soviel Moorbirke registriert wurde als im EG, ist auf die teilweise Freiflächensituation nach Buchdruckerbefall zurückzuführen (Pionierstadien!). Die Kiefer ist in den vorherrschenden Lagen von Natur aus selten.

Baumarteninventar der Verjüngung
Auf 70 bzw. 50 % der LRT-Fläche ist im Birken- bzw. Kiefern-Moorwald Vorausverjüngung vorhanden. Sie besteht im Ersteren aus 45 % Moorbirke und mit 55 % aus (sehr viel) Fichte. Einzelpflanzen von Vogelbeere sind vorhanden, wohingegen die Kiefer nicht zu finden ist. Die Spirke ist in der Gesellschaft nicht zwangsläufig zu erwarten. Die Anteile der Sandbirke sind mit deutlich unter 10 % tolerabel.
Die Verjüngung im Kiefern-Typ erweist sich als ausgesprochen gesellschaftskonform (55 % Kiefer, 25 % Fichte, 15 % Moorbirke, 5 % Latsche/Spirke). Im Bergkiefern-Moorwald fließen Oberstand und Verjüngung oft

ineinander, echte Schichten sind kaum auszumachen. Abgesehen vom Übermaß an Fichte in einigen vorentwässerten Mooren kann das Kriterium daher als sehr naturnah bezeichnet werden.
An 52 % (AG) bzw. 70 % (EG) der Inventurpunkte wurde im Fichtenmoorwald Vorausverjüngung festgestellt. Der Trend läuft hin zu mehr Tanne und Vogelbeere. Die Moorbirke ist auch in der Verjüngung nur wenig vertreten. Der im Vergleich zum Oberstand geringere Anteil im AG zeigt allerdings nur scheinbar eine negative Tendenz an. Auf den entstandenen Freiflächen mit jungen Stadien, die im Oberstand mit einberechnet werden, hat ihr Anteil zugenommen.

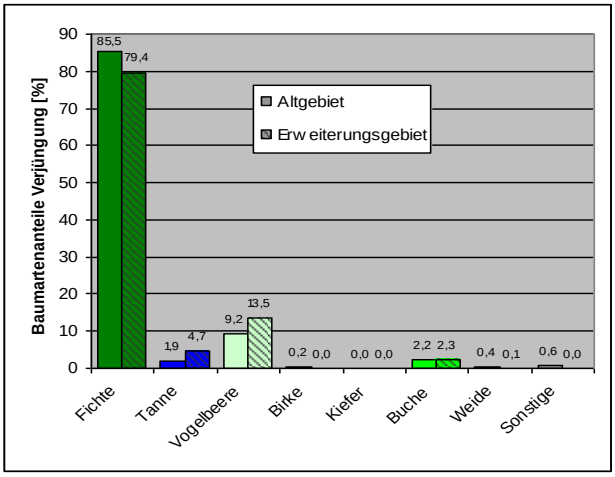


Abb. 59: Baumartenanteile der Verjüngung im LRT 91D0 (Subtyp Fichtenmoorwald)

Floristisches Arteninventar
Der Südteil des Birken-Moorwaldes zeigt eine recht gute Artenzusammensetzung, in der über die registrierten charakteristischen 11 Spezies nach OBERDORFER (1992) hinaus weitere spezialisierte Moorarten vorkommen. Der trockenere Nordteil beherbergt nur wenige typische Pflanzenarten.
Im Waldkiefern-Moorwald waren ebenso 11 von 15 der zu erwartenden Arten nachweisbar.
Im Bergkiefern-Typ kommen mindestens 13 von 15 Arten vor. Dies gilt für den Hauptteil des Subtyps 91D3. Auf rund 8 % der Fläche wurde die Situation aufgrund von Störungen als unzureichend eingeschätzt.
Im gesamten Gebiet konnten zwar alle geforderten charakteristischen Arten des Fichten-Moorwaldes gefunden werden, die Ausstattung der Einzelflächen ist jedoch sehr unterschiedlich. Dies hängt zum einen mit der jeweiligen Ausprägung und dem jeweiligen Standortstyp zusammen. So kann auch eine qualitativ und/oder quantitative Abweichung natürlichen Ursprungs sein. Dagegen belegt die Bodenflora, insbesondere das Fehlen von Vernässungszeigern, in vielen Fällen die fortgeschrittene Degeneration des Standorts nach früheren Entwässerungsmaßnahmen. Daher wurde die Bodenvegetation gleichsam als Indikator in Kombination mit dem Gefährdungspotenzial betrachtet, wenn ehemalige alter Drainage-Maßnahmen hierfür ursächlich waren.

Besonders im AG waren zahlreiche Flächen nicht begehbar. Diese konnten nicht bewertetet werden und werden im Folgenden als „n.b." bezeichnet.

Faunistisches Arteninventar (Leitarten)
Für den Birken-Moorwald ist eine Bewertung der Fauna nicht sinnvoll.
Nur für einen Teil der Latschenmoore liegen Untersuchungen zur Laufkäfer- und Spinnenfauna vor. Eine Zusammenstellung hierzu enthält das Kapitel 4.2.22 „Leitarten".
Als Leitarten für die „Au-Fichtenwälder" und damit auch für die Moorwälder wurden Dreizehenspecht, Auerhuhn und Schwarzstorch ausgewählt. Deren Situation wurde für diesen Bereich des NP als eher ungünstig (C) eingestuft. Für die Flächen in den Hochlagen ist die Bewertung für den LRT 9410 zutreffender. Sie fällt dort etwas positiver aus (Dreizehenspecht „B", Auerhuhn „C"). Die Herleitung ist in Kap. 4.2.22 genauer erläutert.

Tab. 33: Bewertung des charakteristischen Arteninventars im LRT 91D0

Bewertungseinheit	BA	VJ	Flora	Fauna	Arten gesamt	
Birken-Moorwald (EG) (91D1)	B	B^-	B^-	-	**B^-**	
Waldkiefern-Moorwald (AG) (91D2)	A^+	A^+	B	-	**A**	
Bergkiefern-Moorwald (EG / AG) (91D3)	A	A	90 % A^+ 10 % C^+	-	**∅ A**	
Fichtenmoorwald **AG** (91D4)	B^+	B^+	15 % A 25 % B 25 % C 35 % n.b.	C^+	60 % **B** 25 % **B^-** 15 % **B^+**	**∅ B**
Fichtenmoorwald **EG** (91D4)	B^+	B^+	35 % A 40 % B 25 % C 0,3 % n.b.	C^+	40 % **B** 35 % **B^+** 25 % **B^-**	**∅ B**

Gefährdungen und Beeinträchtigungen

Moore und damit auch Moorwälder gehören zu den sensibelsten (Wald)Ökosystemen überhaupt. Sie sind auf einen weitgehend intakten Wasserhaushalt angewiesen. Wird der Grundwasserspiegel infolge von Eingriffen wie Entwässerungsgräben oder etwa den Anschnitt des Torfkörpers durch Wege abgesenkt, kommt es zu Degenerationserscheinungen, die - abhängig von mehreren Faktoren - irreversibel sein können. Moorfremde Arten siedeln sich an, die Bestockung wird dichter und wüchsiger, es kommt zu Torfschrumpfung, Torfsackung und Stelzwurzelbildung. Moorspezifische Charakterarten werden zunehmend verdrängt, Torfmoose durch „Braunmoose" wie *Thuidium tamariscinum* ersetzt (WALENTOWSKI, 2004).

Der Birken-Moorwald bei Kreuzstraßl stockt auf einem alten Torfstich. Besonders der nördliche Bereich ist teilentwässert und zeigt nur noch Ansätze einer Moorvegetation. In der Verjüngung ist bereits ein Übermaß an Fichte festzustellen. Die entwässernde Wirkung scheint hauptsächlich von Gräben am nördlichen und östlichen Rand auszugehen. Möglicherweise spielt eine frühere Bachausleitung zu den hier angrenzenden Teichen eine Rolle.
Keinerlei Gefährdungen sind im Waldkiefern-Moorwald festzustellen.

Der Großteil der Latschen- und Spirkenfilze kann derzeit als völlig bzw. weitgehend intakt bezeichnet werden. In

einigen Flächen sind alte Gräben erkennbar, die aber entweder nur noch wenig wirksam (z. B. Föhraufilz) oder bereits verschlossen (Großer Filz / Klosterfilz) sind. Lediglich auf knapp 9 ha bedingen alte Drainage-Maßnahmen einen ungünstigen Erhaltungszustand bzw. lassen eine weitere Verschlechterung befürchten (z. B. Seefilz, Kohlenfilz). In solchen Bereichen wandert z. T. bereits die Fichte ein und beginnt, die Latsche zu verdrängen.
Es sollte auch nicht übersehen werden, dass beispielsweise in der Talaue zwischen Spiegelau und Klingenbrunn Bahnhof einige Spirken/Latschenfilze inzwischen offenbar zurückgegangen sind, wie ein Vergleich der aktuellen Vegetation mit der Situation von 1978 zeigt (Karte PETERMANN & SEIBERT, 1978)!

Die Fichtenwälder der Talauen wurden in der Vergangenheit systematisch entwässert (ELLING ET AL., 1976, FORSTWIRTSCHAFTLICHE MITTEILUNGEN, 1849). In vielen Fällen gilt dies auch für Bestände auf hydromorphen Böden der Hang- und Hochlagen. Die Folgen sind umso gravierender, je stärker ausgeprägt der Moorcharakter des jeweiligen Standorts ist. Entwässerungen auf Hochmoorstandorten (Standortseinheit 919) sind ohne Gegenmaßnahmen langfristig irreversibel. In Wäldern auf Niedermoor (929, 939) gibt es eine geteilte Entwicklung: Wurde der geringmächtige Torfkörper dauerhaft vom Grundwasserspiegel abgehängt, setzte die Mineralisierung ein. Solche Bestände konnten nicht mehr als Moorwald kartiert werden, sondern sind dem Sonstigen Lebensraum zuzurechnen, bzw. im günstigsten Fall - soweit es die Artenausstattung noch zuließ - dem Hainsimsen-Fichten-Tannenwald (LRT 9410). In anderen Fällen sind die alten Gräben zugewachsen oder etwa durch Wurzelteller verschlossen worden, so dass eine natürliche Regeneration stattgefunden hat. Dazu haben örtlich auch Renaturierungsmaßnahmen der NPV beigetragen (Klosterfilz/Großer Filz). In vielen Fällen sind allerdings die inzwischen verrottenden Grabensperren unwirksam geworden.

Neben der aktiven Drainage in der Vergangenheit hat der Bau von Forstwirtschaftswegen, in Einzelfällen auch von Rückewegen den Torfkörper angeschnitten. Die Auswirkungen sind hier aber meist auf die unmittelbaren angrenzende Bereiche beschränkt.

Die oft vollständige Entnahme der vom Buchdrucker befallenen Bäume in den Randzonen hat in einigen Fällen zu einer teilweisen Vertrocknung der Torfmoosdecken geführt. Dies dürfte nur eine vorübergehende Beeinträchtigung darstellen. Schwerer wiegen hier die Schäden durch Befahrung und Rückung.

Da alle erschlossenen Moore mit Bohlenstegen gestaltet sind, spielen Trittschäden praktisch keine Rolle. Verschmutzungen durch Abfälle sind ebenfalls kaum zu beobachten.

Insgesamt kann in beiden Gebietsteilen je ein Viertel der LRT-Fläche als deutlich gestört gelten. Im AG sind etwa 35 % der Bestände nicht begehbar und damit nicht einschätzbar. Man kann davon ausgehen, dass zumindest Teile davon ebenfalls beeinträchtigt sind und der Gesamtanteil gestörter Flächen damit noch höher liegt.

Langfristige negative Auswirkungen des Borkenkäferbefalls sind für den LRT nicht zu befürchten, da die Verjüngungsdynamik der Fichte auf den nassen Standorten in allen Lagen ausgesprochen hoch ist und zudem Pionierbaumarten verstärkt ankommen. Vorübergehend werden sich Schichtigkeit und das Verhältnis der Entwicklungsstadien zueinander ungünstiger entwickeln.

Tab. 34: Bewertung der Beeinträchtigungen im LRT 91D0

Bewertungseinheit	Beeinträchtigungen	
Birken-Moorwald (91D1) (EG)	**C**	
Waldkiefern-Moorwald (91D2) (AG)	**A$^+$**	
Bergkiefern-Moorwald (91D3) (EG / AG)	90 % **A$^+$** 10 % **C**	∅ **A**
Fichtenmoorwald **AG** (91D4)	15 % **A** 25 % **B** 25 % **C** 35 % **n.b.**	(∅ **B$^-$**)
Fichtenmoorwald **EG** (91D4)	35 % **A** 40 % **B** 25 % **C** 0,3 % **n.b.**	(∅ **B**)

Erhaltungszustand der Moorwälder

Nachdem das Wasserregime für den Zustand des LRT die absolut entscheidende Voraussetzung darstellt, wird das Kriterium „Beeinträchtigungen" bei der Gesamtwertberechnung vierfach gewichtet.

Tab.35: Gesamtbewertung des LRT 91D0

	Birken-Moorwald (91D1)	Waldkiefern-Moorwald (91D2)	Bergkiefern-Moorwald (91D3)	Fichtenmoorwald (91D4) **Altgebiet**	Fichtenmoorwald (91D4) **Erweiterungsgebiet**
Strukturen	A	A	A$^+$	A$^-$	A
Arteninventar	B$^-$	A	A	60 % B 25 % B$^-$ 15 % B$^+$	40 % B 35 % B$^+$ 25 % B$^-$
Beeinträchtigungen	C	A$^+$	90 % A 10 % C	15 % A 25 % B 25 % C 35 % n.b.	35 % A 40 % B 25 % C 0,3% n.b.
Gesamtwert LRT 91D0	B	A	**90 % A$^+$ 10 % C**	**15 % A 60 % B 25 % C**	**35 % A 40 % B 25 % C**

Betrachtet man nur die bewertbaren 510 ha im Fichtenmoorwald des AG, kommt der ungünstigere Zustand im AG noch deutlicher zum Ausdruck (40 % C!, 40 % B, 20 % A).

Erhaltungsmaßnahmen

♦ Die Hauptgefährdungsursache in Moorwäldern ist die Entwässerung. Viele Flächen drohen ihren Moorcharakter zu verlieren. Selbst eine Entwicklung hin zum nicht prioritären LRT 9410 wäre als Verschlechterung zu werten. Davon sind größere Bereiche in unterschiedlichem Ausmaß betroffen. Nicht in allen Fällen sind Renaturierungsmaßnahmen erforderlich (natürliche Regeneration) bzw. möglich (Erreichbarkeit, Zugänglichkeit). Ungeach-

tet dessen wurde der Degradationsgrad (Zustand Wasserhaushalt) angesprochen, unterteilt in Dringlichkeitsstufen. Welche Flächen konkret und in welcher Reihenfolge renaturiert werden sollen bzw. können, muss jeweils vor Ort entschieden werden. In der Regel sollten Moore auf Hochmoortorf vorrangig zur Renaturierung vorgesehen werden. Die getroffene Dringlichkeitsabstufung (s. Maßnahmenkarte) dient hierzu als Hilfestellung. Art und Weise der Eingriffe, wie Anzahl und Lage der Grabenverschlüsse, müssen für jeden Standort auf die jeweiligen Verhältnisse abgestimmt werden. Entscheidend ist hierbei, jeweils den gesamten zusammenhängenden Nasswaldkomplex mit einzubeziehen, also auch die angrenzenden Hainsimsen-Fichten-Tannenwälder auf den mineralischen Standorten. Da es im Einzelfall sehr schwierig sein kann, die Notwendigkeit von Maßnahmen zu beurteilen sowie die Erfolgsaussichten vorherzusehen, sollten bei Bedarf auch Experten herangezogen werden.

Die wichtigste Renaturierungsmaßnahme ist der fachmännisch durchgeführte, nachhaltig wirksame Grabenverschluss mit Hilfe von geeigneten Spundwänden, ggf. mit anschließender Verfüllung der Gräben mit geeignetem Material. Zudem sollten ältere, nicht mehr funktionierende Grabenverschlüsse wieder instand gesetzt werden. Eine Reihe konkreter Maßnahmen zu Einzelflächen (Nr. 5, 11, 14, 29, 30) kann auch dem Fachbeitrag zum Managementplan entnommen werden (SIUDA, 2005). Da viele der zu befürchtenden Veränderungen irreversibel sein werden, sollte in jedem Fall auch die Naturzone innerhalb eines absehbaren Zeitrahmens miteinbezogen werden.

♦ Unbedingt sollte bei Rückewegen darauf geachtet werden, dass hangseitig austretendes Moorwasser nicht an den Wegen entlang abläuft, sondern auf der unmittelbar gegenüberliegenden Wegseite seinen ursprünglichen Verlauf fortsetzten kann.

♦ Ein weiterer Rückbau nicht mehr benötigter Forstwege käme den Moorwäldern mit am meisten zugute. Entsprechende Möglichkeiten wurden bereits eingehend geprüft werden.

♦ In Ausnahmefällen (Birken-Moorwald, Bergkiefern-Moorwald) bietet es sich an, als begleitende Maßnahme das Übermaß an einwandernder Fichte, ggf. auch. Faulbaumgebüsch nachhaltig zu entnehmen.

♦ Im Randbereich sowie derzeit auch außerhalb der Naturzonen im EG ist eine wirksame Bekämpfung des Buchdruckers unumgänglich. Dennoch sollte auf den sensiblen Böden Rückung sowie jegliche Befahrung soweit irgend möglich vermieden werden. Bei unumgänglichen Maßnahmen sollen stattdessen - wie bereits bisher praktiziert - schonende Verfahren angewendet werden (Pferderückung, Seilbringung, Hubschrauberbringung soweit praktikabel).

♦ Optimal für die künftige Struktur wäre, vom Borkenkäfer befallene Bäume nur zu fällen und entrindet auf den Flächen zu belassen. Das anfallende Totholz könnte dazu verwendet werden, vorhandene Gräben zu schließen.

♦ Bei Erschließungsmaßnahmen im Randbereich des NPs sind Moorstandorte zu umgehen.

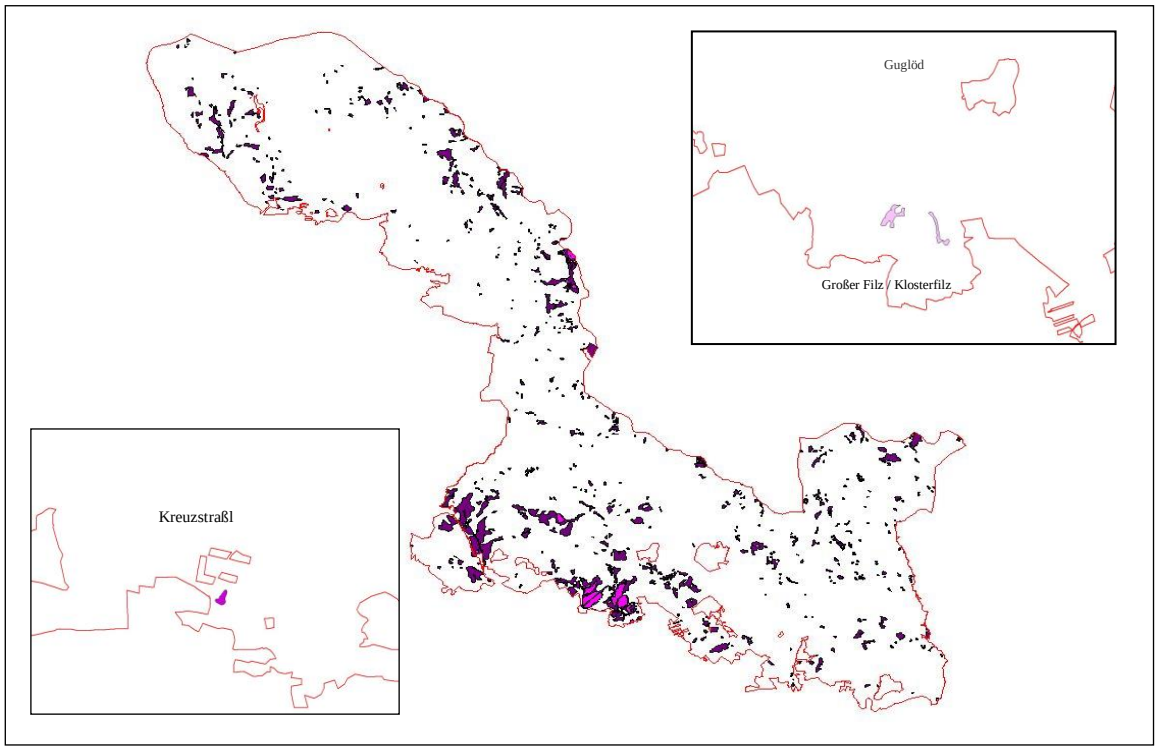


Abb. 60: Verbreitung des LRT 91D0 „Moorwälder“ (dunkelviolett: Subtyp „Fichtenmoorwald“, helllila: Subtyp „Bergkiefern-Moorwald“; rechts oben: Subtyp „Waldkiefern-Moorwald“; links unten: Subtyp „Birken-Moorwald“)

4.2.6 *91E0 Auenwälder mit *Alnus glutinosa* und *Fraxinus excelsior* (*Alno padion,Alnion incanae, Salicion albae*)

Allgemeine Verbreitung

Abb. 61: Grauerlen-Auenwald am Kolbersbach

Fließgewässerbegleitende, azonale Auenwälder kommen in Form unterschiedlicher Typen in fast ganz Europa, und in Deutschland wie in Bayern in nahezu allen Naturräumen vor. Schwerpunkte sind die niederbayerischen Flusstäler und die Alpenvorlandsflüsse mit ihren jeweiligen Einzugsgebieten. Während Winkelseggen-Erlen-Eschenwälder - gute bis sehr gute Basen- und Nährstoffversorgung vorausgesetzt - überall in Bayern auftreten können, sind Grauerlenwälder außerhalb des BWs auf den Alpen- und Voralpenraum beschränkt. Ähnlich ist die Situation für die submontan bis montan verbreiteten Fichten-Schwarzerlen-Sumpfwälder (Ostbayern und südlich der Donau ohne Alpen). Der Sternmieren-Schwarzerlen-Bachauenwald kommt in allen Silikatgebieten Bayerns vor.

Bedeutung des Gebiets für den Lebensraumtyp

Die Bedeutung des Gebiets für den **prioritären** LRT ist differenziert zu sehen: Die Restbestände des Grauerlenwaldes, der ansonsten nur in Südbayern auf Kalkschotter anzutreffen ist, stellen einen der wenigen Vorkommensschwerpunkte des Ostbayerischen Grundgebirges dar (außerdem: Ilzgebiet, Unterer Bayerischer Wald). Der Fichten-Schwarzerlen-Sumpfwald, der ebenfalls nur punktuell auftritt, hat seine Hauptvorkommen im BW Wald andernorts (z. B. bei Schöllnach-Außernzell oder bei Rinchnach). Dies gilt auch für den Winkelseggen-Erlen-Eschenwald, dessen Schwerpunkte nicht im BW liegen. Der Sternmieren-Schwarzerlen-Bachauenwald, der im Gebiet gerade die obere Grenze seiner Höhenverbreitung erreicht, spielt eine untergeordnete Rolle.

Vorkommen und Verbreitung im Gebiet

Der LRT tritt in vier Subtypen, die sich grundlegend voneinander unterscheiden, auf insgesamt 16 ha auf:

Tab. 36: Flächenanteile der Subtypen des LRT 91E0

	Altgebiet	Erweiterungsgebiet	Gesamt
Winkelseggen-Erlen-Eschenwald	1,0 ha	1,3 ha	2,3 ha
Fichten-Schwarzerlen-Sumpfwald	1,2 ha	2,1 ha	3,3 ha
Grauerlen-Auenwald	0,3 ha	2,7 ha	3,0 ha
Weitere Schwarzerlen-Gesellschaften	6,9 ha	0,5 ha	7,4 ha
91E0 (gesamt)	9,4 ha	6,6 ha	16,0 ha

Die edaphischen Voraussetzungen für den Winkelseggen-Erlen-Eschenwald (*Carici remotae-Fraxinetum*) sind im Inneren BW nur an wenigen Stellen gegeben. Die Vorkommen v. a. im Falkensteingebiet (4 Teilflächen, 1 Fläche im AG) an lebhaft durchsickerten, quelligen Hangbereichen sind eine der wenigen Ausnahmen. Alte Ortsbezeichnungen wie „Eschling“, „Eschenau“ oder „Eschenhäng“ lassen vermuten, dass in diesen von zahlreichen Quellbächen durchzogenen, intensiv durchsickerten Hangzonen im AG weitere Vorkommen existiert haben. Die rezente Bodenflora deutet ebenfalls darauf hin.

Den Fichten-Schwarzerlen-Sumpfwald oder Hexenkraut-Fichten-Schwarzerlenwald (*Circaeo alpinae-Alnetum glutinosae*) findet man heute nur noch an wenigen Stellen (7 von 11 Teilflächen im EG). Es handelt sich um nasse, mineralische bis anmoorige Weichböden mittlerer Basenversorgung, wo sie i. d. R. den Quellbereich kleiner Bäche markieren und damit als LRT 91E0 erfasst werden können. An vielen weiteren solcher im NP häufig vorkommenden „Quelltöpfen“ gibt es Anhaltspunkte, die auf ehemalige Vorkommen dieser Waldgesellschaft schließen lassen. Auch Hinweise aus der Literatur untermauern dies (z. B. PRIEHÄUSER, 1971). Heute werden die Standorte meist allein von der Fichte eingenommen. Bei guter Ausbildung konnten diese ersatzweise dem Fichtenmoorwald (91D4) bzw. dem Hainsimsen-Fichten-Tannenwald (9410) zugeordnet werden.

Abb. 62: Winkelseggen-Erlen-Eschenwald im Falkensteingebiet

Unter ganz spezifischen Bedingungen kommt es zur Ausbildung des Grauerlen-Auenwaldes (*Alnetum incanae*), von dem heute nur noch wenige Restbestände vorhanden sind. Die Talverebnungen von Kolbersbach, Großer Deffernik und Reschwasser gehören zu den Lagen, die durch Spätfröste und starke Winterfröste besonders gekennzeichnet sind (Kaltluftsee!). Nach ELLENBERG (1996) werden solche Areale statt von Schwarzerle bevorzugt von der Weißerle besiedelt. Ausschlaggebend dürfte letztlich aber das Schottersubstrat sein, mit dem die Weißerle im Gegensatz zur Fichte und zur Schwarzerle sehr viel besser zurecht kommt (Grundwasserschwankungen, Verankerung). Neben den 5 Teilflächen im EG wurde eine Fläche im AG am Reschbach erfasst. Daneben existiert eine Vielzahl von nicht aufgenommenen Klein- und Kleinstflächen entlang der o. g. Bäche. Es kann davon ausgegangen werden, dass ursprünglich auf allen Schotterstandorten entlang der Fließgewässer Grauerlenwald gestanden hat. Dafür spricht die spontane und wuchtige Wiederbesiedlung der entstockten Flächen im Kolbersbachtal durch diese Baumart.
Des Weiteren findet man im NP insgesamt 11 Schwarzerlenbestände, die i. d. R. keiner Assoziation zugeordnet werden können. Es handelt sich hierbei um von Menschen beeinflusste Flächen, die infolge ehemaliger Entwässerungen als Degenerationsstadien anderer Schwarzerlen-Gesellschaften aufzufassen sind. Ob im Einzelfall auch Aufforstungen ehemaliger Nasswiesen zur Entstehung geführt haben, kann nicht mehr rekonstruiert werden. Als soziologische Einheit ist die ranglose *Carex brizoides-Alnus glutinosa*-Gesellschaft anzusehen, der Seegras-Schwarzerlenwald (AUGUSTIN, 1991, PETERMANN und SEIBERT, 1979). Die Erlensäume an der Kleinen Ohe bei Schönau-Mühle können dem Waldsternmieren-Schwarzerlen-Bachauenwald (*Stellario nemori-Alnetum glutinosae*) angeschlossen werden.

Abb. 63: Fichten-Schwarzerlen-Sumpfwald (Hans-Watzlik-Hain)

Bewertung der lebensraumtypischen Strukturen

Baumarten

Die Subtypen unterscheiden sich ganz erheblich in ihrer Baumartenzusammensetzung (LWF, 2002):

Tab.37: Natürliche Baumartenzusammensetzung im LRT 91E0

	Hauptbaumarten:	Nebenbaumarten:	Pionierbaumarten:
Winkelseggen-Erlen-Eschenwald	Esche, Schwarzerle	Bergahorn	-
Fichten-Schwarzerlen-Sumpfwald	Schwarzerle	Fichte, Tanne	Aspe, Kiefer, Moorbirke, Vogelbeere
Grauerlen-Auenwald	Weißerle	Bergahorn, Bergulme, Esche, Fichte, Spitzahorn, Traubenkirsche	Kiefer, Pappel, Weide
Waldsternmieren-Schwarzerlen-Bachauenwald	Schwarzerle	Bergahorn, Esche Bruchweide, Bergulme	-

Demgegenüber wurden folgende Baumartenanrteile für die einzelnen Gesellschaften ermittelt:

Tab. 38: Aktuelle Baumartenzusammensetzung im LRT 91E0

1. Winkelseggen-Erlen-Eschenwald	**39 % Schwarzerle** **27 % Esche** **6 % Bergahorn** **8 % Fichte** **7 % Birke** **6 % Buche** **3 % Vogelbeere** **3 % Salweide** **1 % Rest (Tanne, Sommerlinde, Weißerle)**
2. Fichten-Schwarzerlen-Sumpfwald	**33 % Schwarzerle** **54 % Fichte** **3 % Tanne** **6 % Moorbirke** **1 % Vogelbeere** **3 % Weißerle** **<1% Buche, Bergahorn**
3. Grauerlen-Auenwald	**55 % Weißerle** **1 % Bergahorn** **12 % Fichte** **4 % Traubenkirsche** **16 % Weide** **5 % Aspe** **7 % Birke**
4. Sonstige Schwarzerlen-Gesellschaften	**66 % Schwarzerle** **2 % Bergahorn** **18 % Fichte** **4 % Moorbirke** **3 % Aspe** **1 % Esche** **2 % Bruch- und Salweide** **2 % Buche** **2 % Weißerle** **<1 % Bergulme**

Die Bestockung im Erlen-Eschentyp ist äußerst unterschiedlich. So fehlt in einigen Teilflächen jeweils eine der beiden Hauptbaumarten, was angesichts der Kleinheit und Isoliertheit der Einzelflächen durchaus natürlich sein kann. Dass die Gruppe der nicht gesellschaftskonformen Baumarten mehr als 20 % erreicht, kann nicht als wertmindernd angesehen werden, da es sich hierbei v. a. um Weichlaubholzarten handelt, die noch aus ehemaligen Sukzessionsstadien herrühren. Zum Teil sind Übergänge zu anderen Gesellschaften des LRT 91E0, gelegentlich auch zum Waldmeister-Buchenwald erkennbar.
Im Fichten-Schwarzerlen-Sumpfwald ist die Nebenbaumart Fichte etwas überrepräsentiert, im Grauerlen-Auenwald entsprechen die Verhältnisse weitgehend den Vorgaben.
Der Baumartengarnitur des vierten Typs wurde zum einen der Sternmieren-Schwarzerlenwald zugrunde gelegt (soweit zutreffend). Ansonsten wurde für die Bewertung unterstellt, dass es sich um Degenerationsstadien des Fichten-Schwarzerlen-Sumpfwaldes handelt. Für beide

Fälle kann von einer zufrieden stellenden Zusammensetzung ausgegangen werden.

Entwicklungsstadien

Wegen der geringen Flächengrößen wurden die Entwicklungsstadien über alle Subtypen hinweg betrachtet. Es entfallen 10 % auf das Jugend-, ein Viertel auf das Wachstums-, knapp die Hälfte auf das Reifungs-, weniger als 1 % auf das Verjüngungs-, 3 % auf das Grenz- und rund 15 % auf das Plenterstadium. Es zeigt sich also bei einem starken Übergewicht des Reifungsstadiums ein deutliche Ungleichverteilung. Außerdem erreichen nur 4 Stadien mehr als 5 % Anteil.

Schichtigkeit

Auch bezüglich der vertikalen Bestandesstruktur liefert nur eine Gesamtbetrachtung des LRT sinnvolle Ergebnisse. Insgesamt sind 48 % der Fläche als zwei- oder mehrschichtig und 52 % als einschichtig angesprochen worden.

Totholz

Der durchschnittliche Totholzvorrat des LRT liegt bei 5,5 fm/ha. Die Ausstattung der einzelnen Teilflächen bzgl. Volumen, Dimension und Laubholzanteil schwankt indes erheblich.

Biotopbäume

Im Schnitt finden sich 3,3 Biotopbäume he Hektar LRT, je nach Teilfläche zwischen 0 und 8 Stück. Es handelt sich ausschließlich um Bäume mit Schadstellen, meistens Schwarzerlen.

Tab. 39: Bewertung der Habitatstrukturen im LRT 91E0

Bewertungseinheit	BA	ES	SCH	TH	BB	Struktur gesamt
Winkelseggen-Erlen-Eschenwald	B^-	B^+	B^+	B	B^-	**B**
Fichten-Schwarzerlen-Sumpfwald	B	B^+	B^+	B	B^-	**B**
Grauerlen-Auenwald	A	B^+	B^+	B	B^-	**B^+**
Sonstige Schwarzerlen-Gesellschaften	B	B^+	B^+	B	B^-	**B**

Bewertung der charakteristischen Arten

Baumarteninventar

Im Erlen-Eschen-Bachwald kommen alle geforderten Baumarten vor, wenn auch in sehr unterschiedlicher Verteilung. Die Beteiligung der Fichte kann in Anbetracht der Höhenlage und der Nähe zu angrenzenden Bergmischwaldbeständen hier toleriert werden.

Auch im Fichten-Schwarzerlen-Sumpfwald scheint sie als Nebenbaumart etwas überrepräsentiert, aber natürliche Übergänge zu Fichtenwaldgesellschaften (Moorwald, Fichten-Tannenwald) rechtfertigen dies. Aspe (zu sauer) und Kiefer (Höhenlage) sind im Gebiet nicht zu erwarten.

Im Grauerlen-Auenwald sind bis auf Esche, Bergulme und Spitzahorn, die wegen der ausgeprägten Frostlagen nicht vertreten sein können, alle Arten in ausreichender Beteiligung vorhanden. Die Kiefer spielt in den betreffenden Lagen noch keine Rolle. In einigen Teilen ist die Fichte überrepräsentiert.

Im Sternmieren-Schwarzerlen-Auenwald sind ebenso alle der zu erwartenden Baumarten da, allerdings in sehr unterschiedlicher Zusammensetzung.

Für den Seegras-Schwarzerlenwald sind Soll-Werte kaum bestimmbar.

Baumarteninventar der Verjüngung

Tab. 40: Baumartenzusammensetzung der Verjüngung im LRT 91E0

1. Winkelseggen-Erlen-Eschenwald (Verjüngung auf 10 % der Fläche)	**20 % Esche** **7 % Schwarzerle** **17 % Bergahorn** **23 % Fichte** **3 % Birke** **17 % Buche** **10 % Vogelbeere** **3 % Weißerle** **<1 % Bergulme**
2. Fichten-Schwarzerlen-Sumpfwald (Verjüngung auf 20 % der Fläche)	**10 % Schwarzerle** **66 % Fichte** **4 % Tanne** **4 % Moorbirke** **14 % Vogelbeere** **1 % Weißerle** **1% Buche**
3. Grauerlen-Auenwald (Verjüngung auf 10 % der Fläche)	**41 % Weißerle** **<1 % Bergahorn** **28 % Fichte** **18 % Traubenkirsche** **<1 % Weide** **5 % Aspe** **5 % Birke** **3 % Vogelbeere**
4. Sonstige Schwarzerlen-Gesellschaften (Verjüngung auf 15 % der Fläche)	**19 % Schwarzerle** **3 % Esche** **15 % Bergahorn** **21 % Fichte** **1 % Traubenkirsche** **1 % Moorbirke** **21 % Aspe** **2 % Salweide** **3 % Buche** **3 % Weißerle** **2 % Tanne** **9 % Vogelbeere** **<1 % Bergulme**

Überwiegend junge Stadien prägen den Erlen-Eschen-Typ. Deshalb ist auf lediglich 10 % der Fläche bisher Vorausverjüngung vorhanden. Die Aussagefähigkeit des Ergebnisses mit 56 % nicht zur Gesellschaft zählender Baumarten ist daher stark eingeschränkt, eine künftige Entwicklung derzeit kaum abschätzbar.

Noch charakteristisch sind die Verhältnisse im Sumpfwaldtyp, bei einem deutlichen Übergewicht der Fichte und wenig Schwarzerle. Letztere kann sich nur bei hohem Lichtgenuss, z. B. nach Windwürfen der beteiligten Fichten oder nach altersbedingtem Zusammenbruch, ausreichend verjüngen. Die noch jungen Stadien lassen dies bislang nicht zu.

Im Grauerlenwald kommen bis auf den Bergahorn alle Baumarten mit mehr als 3 % vor. Bergulme, Spitzahorn, Esche und Kiefer sind wiederum nicht zu erwarten. Teilweise ist der Fichtenanteil infolge des Verjüngungsdruckes aus angrenzenden Beständen zu hoch (Deffernik, Abteilung Gfällhütte).

Wenig Vorausverjüngungsflächen (junge Stadien) und innerhalb dieser geringe Schwarzerlenanteile prägen die weiteren Erlenwaldgesellschaften. Die schwierige Vorhersehbarkeit der künftigen Entwicklung erschweren auch hier die Bewertung.

Floristisches Arteninventar

Eine überwiegend gesellschaftskonforme Krautschicht kann dem Erlen-Eschenwald attestiert werden (insg. 14 von 15 der zu erwartenden Arten), bei deutlichen Unterschieden in den Einzelflächen.

Alle Teile des Sumpfwaldtyps weisen eine gute Artenausstattung auf, insgesamt treten alle geforderten Spezies auf.

Abgesehen von Bereichen, die das Indische Springkraut (*Impatiens glandulifera*) erobert hat, ist die Bodenflora in den Grauerlenwäldern am Kolbersbach sehr artenreich und weitgehend natürlich. Den kleineren Teilflächen fehlen dagegen mehrere repräsentative floristische Komponenten. Insgesamt kommen hier wiederum 14 von 15 der zu erwartenden Arten vor.

Die bachbegleitenden Sternmieren-Schwarzerlen-Wälder sind in der Hinsicht in gutem Zustand, während dies auf den entwässerten Flächen nicht der Fall ist. Das flächig auftretende Seegras (*Carex brizoides*) zeigt dort die Degeneration an.

Faunistisches Arteninventar (Leitarten)

Aufgrund der geringen Flächenausdehnung der Teilflächen und deren isolierter Lage wurde auf eine Bewertung der Leitarten der Fauna verzichtet.

Tab. 41: Bewertung des charakteristischen Arteninventars im LRT 91E0

Bewertungseinheit	BA	VJ	Flora	Fauna	Arten gesamt	
Winkelseggen-Erlen-Eschenwald	B	C	B	-	**B⁻**	
Fichten-Schwarzerlen-Sumpfwald	A	A⁻	B⁺	-	**A⁻**	
Grauerlen-Auenwald	A⁻	B⁺	B⁺	-	**B**	
Sonstige Schwarzerlen-Gesellschaften	B⁺	B⁻	56 % B 44 % C	-	56 % **B** 44 % **B⁻**	∅ **B⁻**

Gefährdungen und Beeinträchtigungen

Ebenso wie Moore und Moorwälder sind die prioritären Auenwälder auf einen intakten Wasserhaushalt angewiesen. Frühere Drainagen haben auch vor diesen Waldtypen nicht Halt gemacht. Die Folge sind oftmals Degenerationsstadien mit nur noch wenigen klassischen Begleitarten, die sich vornehmlich entlang der Gräben konzentrieren, während das Seegras auf der Restfläche faziesbildend auftritt.

Abb.64: Im Wasserhaushalt gestörter„Seegras-Schwarzerlenwald“ am Ranfelsberg (Abteilung Luchsau)

Obwohl in einigen Fichten-Schwarzerlen-Sumpfwäldern Spuren früherer Entwässerungen noch erkennbar sind, sind die Auswirkungen heute kaum noch spürbar. Offenbar liegt dies an der massiven und v. a. flächigen Quellschüttung. Die Grauerlenwälder sind wegen des Untergrundes, auf dem sie stocken, von ehemaligen Drainagemaßnahmen überhaupt nicht betroffen, die auf den Hanggleyen vorkommenden Winkelseggen-Erlen-Eschenwälder nur ausnahmsweise. Dafür spielt hier der Verbiss v. a. an der aufkommenden Eschenverjüngung eine erhebliche Rolle (Falkensteingebiet).

In drei Teilflächen drohen die Bestockungsverhältnisse sich durch die intensive Fichtenverjüngung langfristig zu verschlechtern (Abteilungen Drähberg und Gfällhütte, Jägerhäng/Reschbach) .

Viele ursprünglich dem Grauerlen-Auenwald vorbehaltene Standorte waren bis vor wenigen Jahren mit Fichtenbeständen bestockt, so dass die Gesellschaft nur noch reliktär und fragmentarisch vorkam. Durch die Ausstockung im Kolbersbachtal hat eine intensive Sukzession v. a. der Weißerle eingesetzt, die zu einer Ausweitung des LRTs führen und wieder Verbindungen zumindest zwischen einigen der Restbestände schaffen wird. Nach wie vor liegen aber auch Teilflächen völlig isoliert voneinander, teils zurückzuführen auf natürliche Ursachen (räumlich begrenzte Schotterstandorte), teils auf nach wie vor bestehende Barrieren in Form anthropogen entstandener Waldbestände oder aber Siedlungen und landwirtschaftlicher Flächen.

Entlang des Kolbersbaches hat sich der Neophyt *Impatiens glandulifera* (Indisches Springkraut) massiv ausgebreitet. Obwohl die invasive Art erst relativ spät im Sommer in Erscheinung tritt und somit viele heimische Pflanzen Gelegenheit zur Fruktifikation und zum Samenabwurf haben dürften, stellt sie doch eine deutliche Beeinträchtigung und Verfälschung der speziellen Flora dieses Lebensraumes dar. Neben der Änderung der Dominanzverhältnisse ist auch der Ausfall zumindest eines Teils der charakteristischen Begleitflora z. B. durch Ausdunklung von Keimlingen oder durch Wurzelkonkurrenz nicht völlig auszuschließen.

In geringerem Umfang davon betroffen ist der Sternmieren-Schwarzerlen-Auenwald an der Kleinen Ohe.

Ehemalige Begradigungen des Reschbaches könnten den dortigen Bestand des Grauerlenwaldes infolge der Standortveränderungen (Grundwasserabsenkung, randliche Aufschüttungen) langfristig gefährden und erschweren daneben eine mögliche Wiederbesiedlung erheblich.

Tab.42: Bewertung der Beeinträchtigungen im LRT 91E0

Bewertungseinheit	Beeinträchtigungen	
Winkelseggen-Erlen-Eschenwald	70 % **C** 30 % **A/B**	∅ **C⁺**
Fichten-Schwarzerlen-Sumpfwald	90 % **A/B** 10 % **C**	∅ **B⁺**
Grauerlen-Auenwald	**C**	
Sonstige Schwarzerlen-Gesellschaften	55 % **B** 35 % **C** 10 % **A**	∅ **B⁻**

Erhaltungszustand der Auenwälder

Für die Subtypen des LRT 91E0 ergibt sich folgender Erhaltungszustand:

Tab.43: Gesamtbewertung des LRT 91E0

	Winkelseggen-Erlen-Eschenwald	Fichten-Schwarzerlen-Sumpfwald	Grauerlen-Auenwald	Sonstige Schwarzerlen-Gesellschaften
Strukturen	B	B	B^+	B
Arteninventar	B^-	A^-	B^+	B^-
Beeinträchtigungen	C^+	B^+	C	B^-
Gesamtwert LRT 91E0	**B^-**	**B^+**	**B**	**B^-**

Erhaltungsmaßnahmen

♦ Die meisten Teilflächen des LRTs 91E0 zeigen einen recht guten Zustand. Erhaltungsmaßnahmen sind dort nicht erforderlich. Die bestehenden Vorkommen sollten aber in jedem Fall gesichert werden.

♦ Wegebau in den Flächen sowie jegliche Befahrung müssen unterbleiben.

Für die in der Maßnahmenkarte (Anlage 4) entsprechend gekennzeichneten und nach Dringlichkeit abgestuften Bereiche werden folgende Empfehlungen ausgesprochen:

♦ Wie auch bei vielen Moorflächen kann nur die Sicherung des Wasserregimes durch Verschluss ehemaliger Drainagegräben den Erhalt der Gesellschaften gewährleisten. Besonders betroffen sind hiervon die degradierten Seegras-Schwarzerlenwälder, bei denen der Grundwasseranstieg zu einer Entspannung führen würde und selbst eine Rückentwicklung zur originären Waldgesellschaft denkbar wäre.

♦ Besonders kleinflächige Erlenwaldfragmente können durch eindringende gesellschaftsfremde Baumarten langfristig ihre LRT-Eigenschaft verlieren. Das Übermaß besonders der Fichte sollte daher nachhaltig und möglichst auch im angrenzenden Bereich, zurückgenommen werden.

♦ Im Winkelseggen-Erlen-Eschenwald ist die Hauptbaumart Esche stark vom Wildverbiss betroffen. Damit sich die Baumart ungefährdet verjüngen kann, muss die Belastung ausreichend reduziert werden.

♦ Auf den Erhalt sämtlicher Restvorkommen von Weißerlenbeständen und -säumen sollte geachtet werden. Entlang von Kolbersbach, Deffernik und z. T. Reschwasser sind mutmaßlich weitere geeignete Schotterstandorte vorhanden. Soweit erneute Ausstockungen geplant und vorgenommen werden, sollte die Standorteignung für die Weißerle vorher genau überprüft werden. Optimal wäre eine gleichzeitige Wiederherstellung der Gewässerdynamik, soweit sie durch Verbauung noch beeinträchtigt ist.

♦ Für eine vollständige und nachhaltige Beseitigung des Indischen Springkrauts im Grauerlenwald ist die Besiedlung wohl schon zu weit fortgeschritten. Hauptziel muss es sein, ein weiteres Vordringen bachaufwärts mit geeigneten Verfahren langfristig und nachhaltig zu unterbinden.

Abb. 65:
Verbreitung des LRT 91E0 „Auenwälder mit Erle und Esche“

4.2.7 9410 Montane bis alpine bodensaure Fichtenwälder *Vaccinio-Piceetea*

Abb. 66: Fichten-Hochlagenwald (Erweiterungsgebiet)

Abb. 67: Hainsimsen-Fichten-Tannenwald (Schleicherau)

Allgemeine Verbreitung

Montane bis subalpine bodensaure Nadelwälder sind im Gebiet der Europäischen Union nur in den Alpen und den höheren Mittelgebirgen anzutreffen. In Deutschland bzw. Bayern sind natürliche Vorkommen beschränkt auf den Harz, das Erzgebirge, den Schwarzwald, den Thüringer Wald, die ostbayerischen Mittelgebirge und die Alpen.

Bedeutung des Gebiets für den Lebensraumtyp

Der NP beherbergt zusammen mit dem Arbergebiet und den höheren Lagen des Unteren BW die Hauptvorkommen des LRTen in Bayern. Zusammen mit den Flächen auf tschechischer Seite handelt es sich um die größten zusammenhängenden Hochlagen-Fichtenwälder in Mitteleuropa. Besonders von Bedeutung sind die autochthonen Restbestände, die ansonsten im gesamten Bereich der europäischen herzynischen Gebirgskämme bis auf wenige Relikte verschwunden sind.
Auch für die Fichten-Tannenwälder der Tallagen stellt das Gebiet einen wesentlichen Vorkommensschwerpunkt in Bayern dar.

Vorkommen und Verbreitung im Gebiet

Tab. 44: Flächenanteile der Subtypen des LRT 9410

	Altgebiet	Erweiterungsgebiet	Gesamt
Fichten-Hochlagenwald	2403,9 ha	1734,4 ha	4138,3 ha
Hainsimsen-Fichten-Tannenwald	1194,2 ha	510,1 ha	1704,3 ha
9410 (gesamt)	3598,1 ha	2244,5 ha	5.842,6 ha

In den **Hochlagen** oberhalb etwa 1150 – 1200 m lösen natürliche, höhenzonale Fichtenwälder den Reitgras-Fichten-Buchenwald ab. Der Wollreitgras-Fichtenwald (*Calamagrostio villosae-Piceetum barbilophozietosum*) kann als einzige Waldgesellschaft diese schneereichen, rauen Lage besiedeln. An nord- und ostexponierten Hängen sowie in absonnigen und kühlen Verebnungen und Kessellagen der so genannten Berglage kann er bis auf unter 1000 m herabreichen. Auch in einigen Kaltluftbahnen vernässter Bachtälchenstandorte ragt er - kleinklimatisch bedingt – in die Obere Hanglage herab, wo er dann ab etwa 1100 bis 1000 m fließend in den Hainsimsen-Fichten-Tannenwald übergeht. In der Regel prägt das Wollige oder Berg-Reitgras (*Calamagrostis villosa*) mit seinem dichten Wurzelfilz die Krautschicht. Daneben gibt es Ausbildungen mit dominierender Heidelbeere oder flächigem Farnbewuchs (*Athyrium distentifolium*).
Außerhalb der Hochlagen ist der LRT als azonale Gesellschaft vertreten. Unter sehr sauren Bedingungen stellt sich auf ausgeprägten Blockböden der Hanglagen ein Vogelbeeren-Fichten-Blockwald (*Calamagrostio villosae-Piceetum sorbetosum*) ein, der wegen seiner strukturellen und floristischen Ähnlichkeit zusammen mit dem Hochlagenwald behandelt wurde. 181 ha entfallen auf diese Untereinheit, davon rund 45 ha im EG.

Abb. 68: Block-Fichtenwald im Höllbachgspreng

In den kalten, spätfrostgefährdeten Verebnungen zwischen 700 und 900 m (**Tallagen**) ist es der Hainsimsen-Fichten-Tannenwald (*Luzulo luzuloidis-Abietetum*), der hier auf großen Flächen landschaftsprägend in Erscheinung tritt. Er folgt in den breiten Bachtälern den m i n e r a l i s c h e n Nassstandorten bis weit in die Hanglagen hinauf. Zusammen mit den Fichten-Moorwäldern, die an o r g a n i s c h e Böden gebunden sind, bildet er die frü-

her als „Aufichtenwald“ oder „Fichten-Auwald“ (PETERMANN & SEIBERT, 1979) bezeichnete Vegetationseinheit. Er zeigt verschiedene Varianten, die - abhängig von der Nährstoffsituation - zum Labkraut-Tannenwald (*Galio-Abietetum*), zum Preiselbeer-Fichten-Tannenwald (*Vaccinio-Abietetum*) oder bei geringerer Vernässung zu Buchenwaldgesellschaften vermitteln.

Die beiden räumlich klar voneinander getrennt liegenden Subtypen weisen grundlegend verschiedene Merkmale hinsichtlich Strukturen, Arteninventar und Gefährdungspotenzial auf. Neben der gesonderten Bewertung sollen sie auch aus Gründen der Übersichtlichkeit getrennt dargestellt werden.

A. Wollreitgras-Fichtenwald (Hochlagen-Fichtenwald und Fichten-Blockwald)

Bewertung der lebensraumtypischen Strukturen

Baumarten

Folgende Vorgaben gibt die „Natürliche Baumartenzusammensetzung Bayerns nach Wuchsgebieten und Höhenstufen“ (LWF, 2002) für die Baumartenzusammensetzung im Wollreitgras-Fichtenwald an:

Tab.45: Natürliche Baumartenzusammensetzung im Subtyp Reitgras-Fichtenwald

	Haupt-baumarten:	Neben-baumarten:	Pionier-baumarten
Wollreitgras-Fichtenwald	Fichte	Vogelbeere, Tanne	Moorbirke

In den Hochlagen können außerdem Buche und Bergahorn als Nebenbaumarten gelten, da auch sie von Natur aus je nach Höhenlage noch mehr oder weniger regelmäßig vorkommen.

Für den Subtyp liefert die Inventur folgende Ergebnisse[4]:

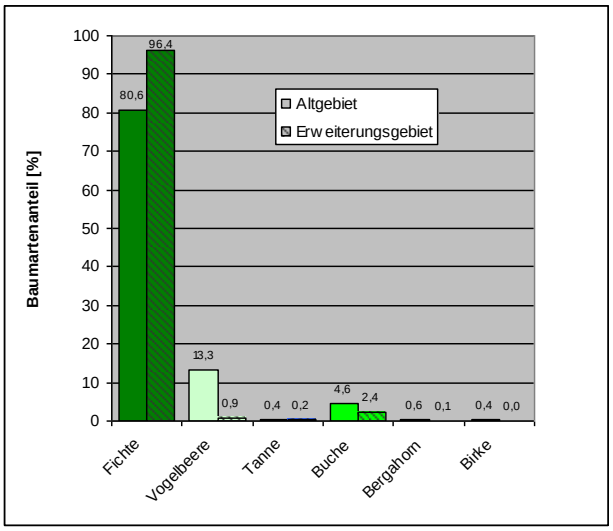


Abb. 69: Baumartenzsammensetzung im Wollreitgras-Fichtenwald

[4] Der häufig als „Verjüngung“ bezeichnete Baumbestand der Jugendstadien in den Hochlagen des Altparks entspricht der Oberschicht der Bestände und geht als solche in die Bewertung des LRT ein.

Aus struktureller Sicht entspricht die Verteilung der Haupt-, Neben- und Pionierbaumarten bei den vorherrschenden standörtlichen und klimatischen Bedingungen der Hochlagen in beiden Teilgebieten den Erwartungen. Die Dichte der Jungfichten und ihre Verteilung auf der Fläche rechtfertigt auch im AG die Ausscheidung des LRTs 9410.

Entwicklungsstadien[5]

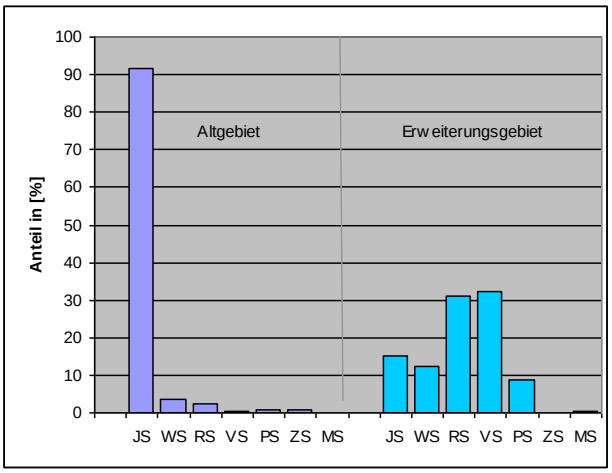


Abb. 70: Verteilung der Entwicklungsstadien im Wollreitgras-Fichtenwald

Während im EG die Entwicklungsstadien der Hochlagenwälder einigermaßen gleichmäßig verteilt sind, macht im AG das Jugendstadium nach dem flächigen Absterben der alten Wälder mehr als 90 % aus, so dass hier ältere Stadien fast vollständig fehlen.

Schichtigkeit

Wegen der überwiegend jungen Stadien dominieren in den Hochlagen des AG einschichtige Bestände (ca. 85 %). Nachdem Fichten-Hochlagenwälder aufgrund ihrer Langlebigkeit phasenweise zum Gleichschluss neigen können, überrascht auch die Situation im EG mit 75 % einschichtiger Bestände nicht. Nach GRABHERR (1998) sind zwei- bis dreischichtige Hochlagenbestände als sehr naturnah, einschichtige Bestände als noch naturnah einzustufen. Eine eindeutige Beurteilung der Struktur von Hochlagenbeständen ist daher nur bedingt möglich.

Totholz

Das Absterben der älteren Hochlagenwälder im AG hat zu einer beispiellosen Ansammlung an toter Holzbiomasse von durchschnittlich etwa 400 fm/ha (360 fm stehend) geführt. Eine Kontinuität des Totholzanfalls war damit für die in den Hochlagen bedeutende Rannenverjüngung allerdings nicht gegeben, da der Absterbeprozess sehr rasch vonstatten gegangen ist. Es handelt sich um bislang weitestgehend wenig zersetztes Substrat, das wegen mangelnder Beschattung stark austrocknet. Ein geeigneter Moderholzvorrat baut sich nach MAI (1998) erst etwa 30 – 50 Jahren nach dem Absterben des Baumes auf. Die Stämme stehen somit auch künftig nur sehr eingeschränkt für eine Rannenverjüngung im engeren Sinne zur Verfü-

[5] JS = Jugendstadium, WS = Wachstumsstadium, RS = Reifungsstadium, VS = Verjüngungsstadium, PS = Plenterstadium, AS = Altersstadium, GS = Grenzstadium, ZS = Zerfallsstadium, MS = Mortalstadium

gung, zumal nach dieser Zeitspanne der Sameneintrag vielerorts weiter nachlassen wird.
Durchschnittlich 33 fm/ha v. a. stärkerer Dimension wurden in den Hochlagen des EG gemessen. Allerdings handelt es sich z. T. um geklumpte Vorkommen (z. B. ehemaliges Naturwaldreservat Zwieselter Filz). Ein Drittel davon ist liegendes Totholz, das überwiegend noch geringe Zersetzungsgrade aufweist.

Abb. 71: Vom Buchdrucker größtenteils abgetöteter Altbestand (Rachelgebiet)

Biotopbäume
Die Fichte neigt vergleichsweise wenig zur Biotopbaumbildung. Die ermittelten Werte in allen Bereichen des LRT spiegeln diese Eigenschaft wider. 2,2 St./ha sind es in den Hochlagen des EG, meist Fichten und Buchen mit Faulstellen. Auf den abgestorbenen Flächen im AG finden sich gerade mal 0,5 St./ha, vorwiegend Buche und Vogelbeere mit Stamm- und Kronenschäden sowie letztere mit massivem Flechtenbewuchs (Epiphyten). Hinzu kommen zahlreiche abgestorbene Fichten mit Spechthöhlen, die die gleichen Funktionen erfüllen wie lebende Biotopbäume. In diesem Teil des LRT wird die Dichte der Biotopbäume weiter absinken.

Tab.46: Bewertung der Habitatstrukturen im Wollreitgras-Fichtenwald

Bewertungseinheit	BA	ES	SCH	TH	BB	Struktur gesamt
Wollreitgras-Fichtenwald **AG**	A^+	C^-	C^-	A^-	C	**B**
Wollreitgras-Fichtenwald **EG**	A^+	A	B^-	A	B	**A^-**

Bewertung der charakteristischen Arten

Baumarteninventar
Die als Neben- bzw. Pionierbaumarten des Wollreitgras-Fichtenwaldes geltenden Tannen bzw. Moorbirken sind in den Hochlagen von Natur aus selten. Dagegen ist zu erwarten, dass die Vogelbeere mehr als den für die Bewertung relevanten Schwellenwert von 1 % erreicht. Im EG ist dies (knapp) nicht der Fall. Die Buche tritt in beiden Gebietsteilen - mit der Höhenlage abnehmend - in ausreichender Zahl auf, der Bergahorn sehr sporadisch.

Vorwaldstadien auf ehemaligen Windwurf- und Käferflächen sorgen im AG dafür, dass auch Moorbirke und Vogelbeere angemessene Anteile erreichen.

Baumarteninventar der Verjüngung
Ein Bild von der Entwicklung der Vorausverjüngung gibt folgende Graphik:

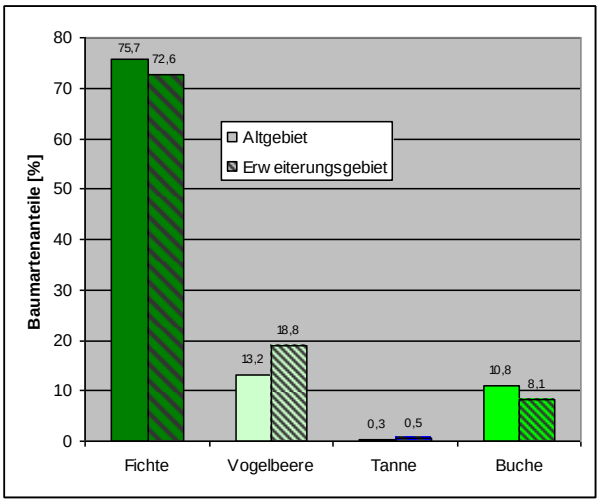


Abb. 72: Baumartenanteile der Verjüngung im Wollreitgras-Fichtenwald

Die meist als „Verjüngung" bezeichnete Bestockung der Hochlagen im AG ist bereits bei der Oberschicht mit einbezogen (Jugendstadien). Demnach spielt die eigentliche Verjüngungsschicht unter Schirm hier flächenmäßig praktisch keine Rolle.
Im EG war an 63 % aller Inventurpunkte Vorausverjüngung feststellbar. Tanne und daneben die Moorbirke, die nur ganz vereinzelt vorkommt, sind wiederum nicht in nennenswertem Ausmaß zu erwarten. Der Bergahorn ist selten anzutreffen. Ansonsten ist die Zusammensetzung ansprechend.
Die hohen Werte bei der Buche können nicht als Zeichen einer Verschiebung der Buchenwaldgrenze gedeutet werden. Vielmehr sind die Ursachen dafür in der zunehmenden Häufigkeit dieser Baumart im Übergangsbereich zum Bergmischwald zu suchen.

Floristisches Arteninventar
Die Bodenvegetation kann in den Hochlagen des EG auf ganzer Fläche als typisch azidophil und artenarm gelten. Auch im AG kommen alle geforderten Arten vor, nur sind hier die Dominanzverhältnisse teilweise verschoben: Durch den hohen Lichteinfall erreichen bereichsweise das Wollige Reitgras (*Calamagrostis villosa*), die Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) oder der Berg-Frauenfarn (*Athyrium distentifolium*) höhere Deckungsgrade, was v. a. zu Lasten der Waldmoose gehen kann. Ein positiver Effekt besteht in dem temporären Auftreten von Schlagflurarten wie Himbeere (*Rubus idaeus*) und Weidenröschen (*Epilobium angustifolium*). Waldarten bleiben aber insgesamt die dominierende Gruppe. Dies bestätigen auch Untersuchungen von JEHL (1995, 2001) und BÄSSLER (2006).

Faunistisches Arteninventar (Leitarten)
Insgesamt mit „B-" bewertet wurden die ausgewählten Leitarten der Hochlagenwälder, der Dreizehenspecht (B)

und das Auerhuhn (C). Die Herleitung ist in Kap. 4.2.22 dargestellt.

Tab.47: Bewertung des charakteristischen Arteninventars im Wollreitgras-Fichtenwald

Bewertungseinheit	BA	VJ	Flora	Fauna	Arten gesamt
Wollreitgras-Fichtenwald **AG**	A^+	A	A^-	B^-	**A^-**
Wollreitgras-Fichtenwald **EG**	B^+	A	A^+	B^-	**A^-**

Gefährdungen und Beeinträchtigungen

Die Borkenkäfergradation der vergangenen Jahre hat das Erscheinungsbild der Hochlagen zwischen Rachel und Siebensteinkopf entscheidend verändert. Der Buchdrucker hat einen Großteil der Fichtenaltbestände abgetötet. Dies hat zu einer maximalen Totholzanreicherung und weitläufigen Flächen oft ohne lebende Altbäume geführt. Die seitherige Entwicklung, die ohne Zweifel eine Erfassung dieser Flächen als LRT rechtfertigt, zeigen die seit 1996 im zweijährigen Turnus durchgeführten Hochlageninventuren. Demnach findet sich auf lediglich 1 % (1998: 6 %) aller 572 Inventurkreise mit einer Fläche von 500 m² noch keine Verjüngung. Demgegenüber wurden inzwischen pro Hektar durchschnittlich 4500 Pflanzen über 20 cm Höhe registriert, was einen Anstieg von 70 % im Vergleich zu 2002 und 400 % im Vergleich zum Referenzjahr 1991 entspricht. 80 % der Kreise weisen mindestens 500, 62 % über 1000 Stück je Hektar auf. Mehr als 500 Bäumchen pro Hektar sind über 1 m hoch. Bis die vorhandenen Jungpflanzen jedoch als sicher etabliert gelten können (ab 2-3 m Höhe), sind sie noch zahlreichen Gefahren wie Pilzbefall und Trockenheit ausgesetzt. Wichtig ist daher die Tatsache, dass auch die Anzahl älterer Verjüngungspflanzen über 1 - 2 m Höhe nicht zurückgefallen, sondern im Gegenteil leicht angestiegen ist. Bereiche mit wenig Vorausverjüngung sind am Rachel und teilweise entlang des unmittelbaren Grenzkammes bis zum Moorkopf festzustellen. Aber selbst hier finden sich mittlerweile vermehrt junge Fichten oder Vogelbeeren, nennenswerte Flächen gänzlich ohne Verjüngung treten kaum noch auf. Im Kontaktbereich zum Bergmischwald kann sie ohnehin in den meisten Fällen als regelmäßig und vergleichsweise dicht bezeichnet werden.

Abb.. 73: Bereich nahezu ohne Jungfichten (Moorkopf)

Abb. 74: Natürliche Verjüngung in den Hochlagen (Reschhänge)

Im EG beschränken sich nennenswerte abgestorbene Partien weitgehend auf den Bereich des ehemaligen Naturwaldreservates am Zwieselter Filz und auf andere Naturzonen. Außerhalb dieser wird der Buchdrucker konsequent bekämpft. Im Zuge dessen kommt es gelegentlich zu auffälligen Befahrungsschäden.

Seit Anfang der 80iger Jahre tritt in den höheren Lagen des BWs eine Erkrankung der Fichte auf, die als „montane Vergilbung“ oder als „Hochlagenerkrankung“ bezeichnet wird. Sie äußert sich in der charakteristischen Goldspitzigkeit und Vergilbung älterer Fichtennadeln. Diese konnte in verschiedenen Untersuchungen eindeutig auf Magnesiummangel zurückgeführt werden, der durch das Zusammentreffen von zwei Faktoren zustande kommt: Saure Granit- bzw. Gneisverwitterungsböden mit geringen Konzentrationen der Nährelemente Magnesium und Calcium sowie Säuredepositionen aus der Atmosphäre. Insgesamt ist der Magnesiummangel rückläufig, der Komplex der Neuartigen Waldschäden derzeit nicht als bestandsgefährdend einzustufen (BEUDERT & BREIT, 2004). Es ist jedoch nicht auszuschließen, dass sich der Gesundheitszustand der Hochlagenfichten künftig wieder verschlechtern könnte.

In vielen Bereichen sind offensichtlich neben den autochthonen Hochlagenfichten auch standortfremde Herkünfte vertreten. Diese Bäume sind augenscheinlich deutlich anfälliger gegen Schneebruch und Immissionen. Ob sich langfristig die heimische, vitalere Rasse, die unterschiedlich häufig, aber doch regelmäßig verteilt auftritt, durchsetzen wird, bleibt abzuwarten. Aufgrund der natürlichen Auslesemechanismen ist dies auf längere Sicht aber anzunehmen. Im Bereich des ehemaligen Forstamtes Zwiesel trägt hierzu bei, dass im Zeitraum zwischen 1986 und 1996 im Rahmen des Hochlagensanierungsprogramms insgesamt eine halbe Million autochthoner Jungfichten in vorgeschädigten oder aufgerissenen Beständen eingebracht wurde.

Die möglichen Folgen der prognostizierten Klimaerwärmung sind derzeit kaum absehbar. Eine Änderung der Wuchsbedingungen und damit eine Verschiebung der Baumartenzusammensetzung kann auf lange Sicht nicht völlig ausgeschlossen werden.

Abb. 75: Nicht autochthoner Fichtenbestand (Abteilung Enzianfilz)

In einigen Bereichen ist eine erhöhte Verbissbelastung durch Schalenwild feststellbar. Davon betroffen ist in erster Linie die Vogelbeere, für die bei der Inventur für die gesamten Hochlagen ein Leittriebverbiss von 33 % ermittelt wurde.

Die Hochlagenwälder werden lokal (v. a. Berggipfel) intensiv von Erholungssuchenden frequentiert. Durch den Rückbau ehemaliger Forstwirtschaftswege (AG), eine gezielte Besucherlenkung mit Wegegeboten und nicht zuletzt wegen der teilweisen Unzugänglichkeit können inzwischen große Bereiche als störungsarm gelten.

Nachteilig für die künftige Verjüngung der Hochlagen im EG wirkt sich der - aufgrund ehemaliger Nutzungen - bislang zu geringe und unregelmäßig verteilte, liegende Totholzvorrat stärkerer Zersetzungsgrade aus. Es wäre dies eine wesentliche Voraussetzung für eine nachhaltige und strukturfördernde Rannenverjüngung (REIF & PRZYBILLA, 1998).

Tab. 48: Bewertung der Beeinträchtigungen im Reitgras-Fichtenwald

Bewertungseinheit	Beeinträchtigungen
Fichten-Hochlagenwald **AG**	**B**
Fichten-Hochlagenwald **EG**	**B**

Erhaltungszustand des Subtyps „Reitgras-Fichtenwald“

Tab.49: Gesamtbewertung des Wollreitgras-Fichtenwaldes

	Wollreitgras-Fichtenwald	
	Altgebiet	Erweiterungsgebiet
Strukturen	B	A^-
Arteninventar	A^-	A^-
Beeinträchtigungen	B^-	B^-
Gesamtwert des Subtyps	B	B^+

Der Erhaltungszustand der Reitgras-Fichtenwälder kann im Hinblick auf die für FFH-Gebiete gültigen Bewertungskriterien in beiden Gebietsteilen als gut bezeichnet werden.

Erhaltungsmaßnahmen

♦ Die Wollreitgras-Fichtenwälder des AG liegen nahezu vollständig innerhalb der Naturzone. Hier sind nach derzeitigem Sachstand in dem neu entstehendem Wald keinerlei Erhaltungsmaßnahmen erforderlich. Ähnliches gilt für die Fichten-Blockwälder der Hanglagen.
Sollte in den Hochlagen allerdings aus heute nicht vorhersehbaren Gründen die natürliche Walderneuerung flächig und längerfristig ausbleiben bzw. zurückfallen und damit die bereits vorhandene Verjüngung nicht für den Erhalt des LRT ausreichen, müssen Stützungsmaßnahmen vorgesehen werden. Derzeit ist dies nicht der Fall. Die Entwicklung ist regelmäßig zu beobachten.

♦ Im Durchschnitt liegt im EG die Verjüngungsdichte bislang deutlich niedriger als im AG. Eine Ursache sind Licht- und Wärmemangel in vielen noch geschlossenen Beständen. Zudem sind stark zersetzte, tote Fichtenstämme noch die Ausnahme. Durch die konsequente Käferbekämpfung entstehen ständig neue Auflichtungen. Nur in wenigen Teilen verbleibt Totholz im Bestand. Die Bedeutung der Rannenverjüngung im engeren Sinne als natürliche Art der Hochlagenverjüngung wird unterschiedlich beurteilt. Ganz eindeutig lässt sich hingegen ein Zusammenhang zwischen Verjüngungsaufkommen und mit Totholz in Zusammenhang stehenden Kleinstrukturen erkennen. Die künftige Entwicklung der Hochlagen im Falkenstein-Rachelgebiet ist kaum vorhersehbar. Es wird daher empfohlen, sobald wie möglich (lange Zersetzungsdauer!) in möglichst regelmäßiger Verteilung eine ausreichende Zahl von Käferfichten - soweit die Borkenkäfersituation dies erfordert, entrindet - in den Beständen zu belassen. Hinweise zur praktischen Umsetzung hierzu gibt auch BAUER (2002) in ihrer Dissertation zur Verjüngungsentwicklung in den Hochlagen.

♦ Auf nennenswerten Flächen des EG stocken mittelalte Fichtenbestände fremder Herkünfte (z. B. Distelruck, Hahnenbogen). Vermutlich werden mehrere Baumgenerationen nötig sein, bis die heimische Fichtenrasse wieder zur Dominanz gelangt. Insbesondere für diese überwiegend unverjüngten Bereiche sollte geprüft werden, ob die Einbringung von autochthonen Hochlagenfichten sinnvoll ist.

Abb. 76: Rannenverjüngung im Bergreitgrasfilz

B. Hainsimsen-Fichten-Tannenwald („Fichten-Auwald“ der Tal- und Hanglagen)

Bewertung der lebensraumtypischen Strukturen

Baumarten

Die „Natürliche Baumartenzusammensetzung Bayerns nach Wuchsgebieten und Höhenstufen“ (LWF, 2002) enthält folgende Angaben für den Hainsimsen-Fichten-Tannenwald:

Tab. 50: Natürliche Baumartenzusammensetzung im Subtyp Hainsimsen-Fichten-Tannenwald

	Haupt-baumarten:	Neben-baumarten:	Pionier-baumarten
Hainsimsen-Fichten-Tannenwald	Fichte, Tanne	Buche, (Bergahorn)	Moorbirke, Vogelbeere, (Kiefer)

Für den Subtyp liefert die Inventur folgende Ergebnisse:

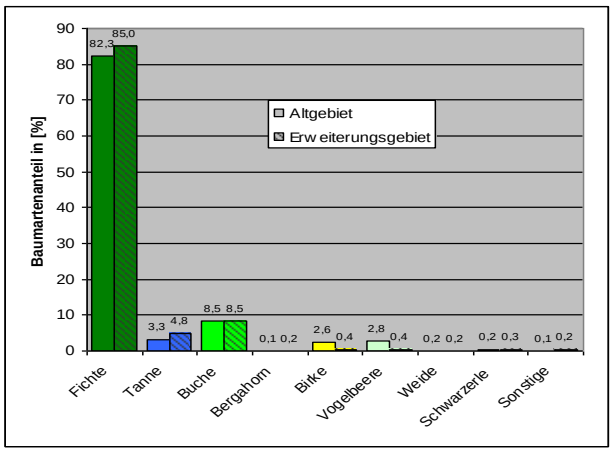


Abb. 77: Baumartenzusammensetzung im Hainsimsen-Fichten-Tannenwald)

Es fällt auf, dass eine der beiden Hauptbaumarten, die Tanne, im Durchschnitt weniger als 5 % Anteil in der nach ihr benannten Waldgesellschaft erreicht. Betrachtet man ihre Verteilung, so wird ihre Situation noch deutlicher: An lediglich 23 % der Inventurpunkte wurde sie im EG im Oberstand registriert, an 65 % weder im Oberstand noch in der Verjüngung. Im AG sind es gar nur 14 % im Oberstand bzw. an 73 % überhaupt nicht. Selbst wenn man berücksichtigt, dass auch über den Gleyböden wechselnde Torfauflagen zu natürlicherweise fichtenreichen Partien führen können und dass auf den nassen Böden infolge von Windwurfereignissen die Tendenz zu einer flächigen und damit tannenfeindlichen Verjüngungssituation besteht, ist ihre Beteiligung zu gering. Aus den Waldbeschreibungen von 1850 geht hervor, dass sie auf Nassböden mindestens 10 % erreichte und in plenterartigen (!) Beständen mit 37 % sogar die häufigste Baumart war. Mit ihr fehlt ein prägendes Strukturelement in vielen Beständen, in denen dann weitgehend die Fichte das Waldbild bestimmt.

Entwicklungsstadien[6]

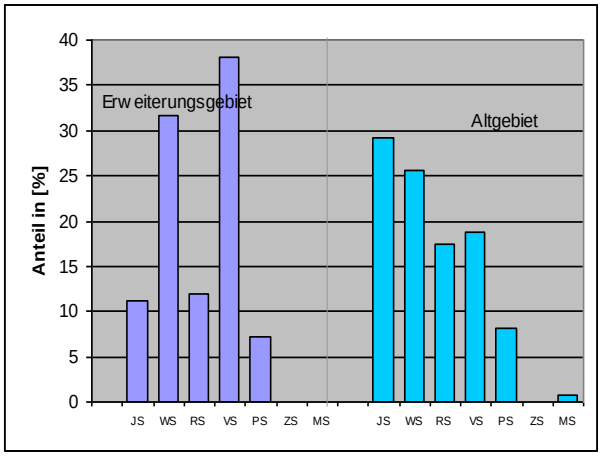


Abb. 78: Verteilung der Entwicklungsstadien im Hainsimsen-Fichten-Tannenwald

Im EG erreichen das Wachstumsstadium und das strukturreiche Verjüngungsstadium in einer sonst unauffälligen Verteilung relativ hohe Werte.
Bedingt durch Windwürfe und anschließenden Borkenkäferbefall dominieren im AG auch in den Tallagenteilen des LRT 9410 die jüngeren Waldentwicklungsstadien. Dass aber gerade hier derartige Ereignisse vielfach zu einer hohen Diversität führen, zeigen Waldbilder wie am Seelensteig oder am Aufichtensteig in eindrucksvoller Weise. Im Laufe der Sukzession präsentieren sich dort ansprechende Waldbilder, mit räumlich und zeitlich gestaffeltem Verjüngungsfortschritt, zahllosen jungen Bäumchen auf Rannen und Wurzeltellern, dazwischen teils Vorwaldstadien mit Birke und Vogelbeere, Aspe und Salweide.

Abb. 79: Differenzierte Waldstrukturen mit Birkenvorwaldstadien in den Tallagen des AG

Schichtigkeit

Von den Fichten-Tannenwäldern der Tallagen sind im AG immerhin 45 % ein- bis mehrschichtig. Im EG wird mit 65 % ein bemerkenswert hoher Wert erreicht.

[6] JS = Jugendstadium, WS = Wachstumsstadium, RS = Reifungsstadium, VS = Verjüngungsstadium, PS = Plenterstadium, AS = Altersstadium, GS = Grenzstadium, ZS = Zerfallsstadium, MS = Mortalstadium

Totholz
Der Totholzvorrat liegt bei durchschnittlich 13 fm/ha im EG bzw. etwa 150 fm/ha im AG - vorwiegend geworfene oder vom Buchdrucker abgetötete Fichten. Die luft- und bodenfeuchten Bedingungen sorgen hier für eine rasche Zersetzung, so dass besonders im AG häufig Rannenverjüngung zu beobachten ist.

Biotopbäume
Im Vergleich zu den Hochlagen werden im Fichten-Tannenwald etwas höhere Werte festgestellt (3,6 im EG bzw. 2,3 Biotopbäume/ha im AG). I. d. R. handelt es sich um Fichten mit Faul-, alten Rücke- und Schälschäden, im AG vermehrt auch um Buche mit größeren Faulstellen.

Tab. 51: Bewertung der Habitatstrukturen im Hainsimsen-Fichten-Tannenwald

Bewertungseinheit	BA	ES	SCH	TH	BB	Struktur gesamt
Hainsimsen-Fichten-Tannenwald **AG**	C^+	A^-	B	A^+	B	**B**
Hainsimsen-Fichten-Tannenwald **EG**	C^+	A^+	A^+	A	A^-	**B**

Bewertung der charakteristischen Arten

Baumarteninventar
Die Gleyböden der Tallagen sind für den Bergahorn offensichtlich zu sauer und nährstoffarm und wohl auch zu sehr spätfrostgefährdet, um ihn als Nebenbaumart erwarten zu können. Auch die Kiefer spielt in den entsprechenden Höhenlagen noch kaum eine Rolle. Die Tanne ist bei ungleicher Verteilung mit geringen Prozentwerten vorhanden, ebenso die Buche. Auch sie hat in der Gesellschaft ursprünglich eine größere Rolle gespielt, worauf u. a. zahlreiche Uraltbäume hindeuten, die jetzt allmählich ausfallen.
Vorwaldstadien auf ehemaligen Windwurf- und Käferflächen sorgen im AG dafür, dass auch Moorbirke und Vogelbeere angemessene Anteile erreichen.

Baumarteninventar der Verjüngung
Tendenzen für die künftige Entwicklung der Fichten-Tannenwälder in den Tallagen lässt die dortige Vorausverjüngung erkennen:

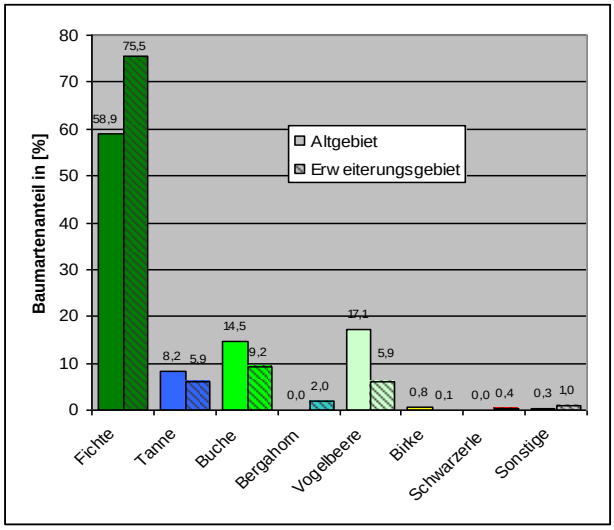


Abb. 80: Baumartenanteile der Verjüngung im Hainsimsen-Fichten-Tannenwald

Grundsätzlich erfreulich ist die im Vergleich zur Oberschicht feststellbare Zunahme der Tanne, die im AG deutlicher ausfällt als im EG. In Sturmwurfflächen dürfte hierbei der „Zauneffekt“ durch das liegende Totholz eine Rolle spielen (JEHL, 2001).
Ähnliche Tendenzen gelten für die Buche, die ebenfalls Bestandteil dieser Gesellschaft ist. Es darf jedoch nicht übersehen werden, dass der Anstieg der Buche teilweise auf die Austrocknung ehemals entwässerter Standorte zurückzuführen ist. Der Bergahorn ist wiederum kaum, die Moorbirke zumindest nicht unter Schirm mit mehr als 3 % zu erwarten. Bei genauerer Betrachtung erweist sich die günstig erscheinende Verjüngungssituation doch sehr unterschiedlich: Tannenverjüngung tritt nach wie vor fast nur dort auf, wo auch Alttannen registriert wurden, nämlich an 17 % (AG) bzw. 23 % (EG) der Inventurpunkte. Das heißt, dass derzeit an 75 % (AG) bzw. 65 % (EG) der Punkte überhaupt keine Tanne festgestellt wurde.

Floristisches Arteninventar
Wie Untersuchungen von JEHL (1995, 2001) zeigen, sind auch im Fichten-Tannenwald nach Sturmwürfen und flächigem Borkenkäferbefall Deckungsgrade und Stetigkeiten kennzeichnender Arten der Bodenflora nur geringen Schwankungen unterworfen. Stattdessen kommt hier ein anderer Gesichtspunkt zum tragen: Obwohl im gesamten Gebiet alle geforderten charakteristischen Arten vorkommen, schwankt die Qualität und Quantität doch beträchtlich. Ursächlich sind ehemalige Drainagemaßnahmen, die zum Ausfall insbesondere von Vernässungszeigern geführt haben. Wie schon bei den Moorwäldern wurde die Bodenvegetation in Kombination mit dem Gefährdungspotenzial bewertet, wenn frühere Drainage-Maßnahmen hierfür verantwortlich waren.

Nicht begehbare Flächen im AG sind von der Bewertung ausgenommen und werden im Folgenden als „n.b.“ bezeichnet.

Faunistisches Arteninventar (Leitarten)
Die Leitarten der Fichten-Tannenwälder, Auerhuhn, Dreizehenspecht und Schwarzstorch wurden mit „C“ bewertet (Herleitung s. Kap. 4.2.22).

Tab. 52: Bewertung des charakteristischen Arteninventars im Hainsimsen-Fichten-Tannenwald

Bewertungseinheit	BA	VJ	Flora	Fauna	Arten gesamt	
Hainsimsen-Fichten-Tannenwald **AG**	A	C^+	20 % A 35 % B 25 % C 20 % n.b.	C	55 % **B** 45 % **B^+**	∅ **B^-**
Hainsimsen-Fichten-Tannenwald **EG**	B^+	C^+	40 % A 45 % B 15 % C	C	85 % **B** 15 % **C^+**	∅ **B^-**

Gefährdungen und Beeinträchtigungen

Ähnlich wie die Moorwälder verdanken die Hainsimsen-Fichten-Tannenwälder der Tallagen ihre Entstehung in erster Linie dem Wasserüberschuss ihrer Standorte und sind folglich auf einen permanent hohen Vernässungsgrad angewiesen. Die schon früh begonnenen systematischen Entwässerungen (ELLING ET AL., 1976., GEIER, 1984, STRUNZ, 1981) haben in vielen Flächen zu einem

Wandel der typischen Strukturmerkmale geführt, vom Rückgang der typischen Begleitflora (Nässezeiger) bis hin zur Entwicklung zu sekundären Fichten-Buchen-Gesellschaften. Dieser „Ersatz“ von Flächen des LRT 9410 durch Bestände, die dann dem LRT 9110 zuzurechnen wären, muss als Verschlechterung im Sinne der FFH-RL angesehen werden, da mit der Nasswaldgesellschaft auch die zugehörigen Lebensgemeinschaften auf nennenswerten Flächen verloren gingen. Im AG ist diese Form der Beeinträchtigung weiter verbreitet und oft gravierender als im EG. Zudem gibt es im AG große Bereiche, die derzeit nicht einsehbar sind („n.b.“).
Andererseits kann auch eine natürliche Regeneration einsetzen, wenn die Drainage weniger intensiv zur Wirkung kam, die alten Gräben wieder zuwachsen oder etwa durch Wurzelteller verschlossen werden. In einigen Fällen wurden von der NPV auch Grabensperren errichtet, die aber nicht mehr überall wirksam sind.
Waldwege stören grundsätzlich den Wasserzug innerhalb der Gleyböden. Die Auswirkungen sind aber meist gering und auf wenige Dutzend Meter beiderseits der Trassen begrenzt.
In Einzelfällen wurde beobachtet, dass es an Rückewegen zu unbeabsichtigter Ausleitung von Bach- oder Bodenwasser gekommen ist.

Man kann davon ausgehen, dass die Anteile der Tanne auf den mineralischen Nassstandorten ursprünglich deutlich höher gewesen sind (z. B. Forstwirtschaftliche Mitteilungen, 1849, GEIER, 1984). Infolge ehemaliger Kahlschlagbewirtschaftung zur Zeit der Glashütten (ELLING ET AL., 1976) mit den bekannten Auswirkungen der Freiflächensituation ist die Tanne vielerorts dauerhaft ausgefallen. Damit verbunden war oftmals eine Verarmung der Bestandsstrukturen. Die fichtenreichen Folgebestände auf den windwurf- und schneebruchgefährdeten Standorten bieten zudem dem Buchdrucker eine fortwährende Angriffsfläche.

Eine Voraussetzung für eine Regeneration der Tanne sind angepasste Wilddichten: Der Leittriebverbiss ist in den vergangenen Jahren zwar zurückgegangen und liegt gegenwärtig in den Tallagen genau (wie auch Buche) bei 13 % (Waldinventur 2002/2003). Problematisch bleibt die Situation dort, wo die Baumart ohnehin selten vertreten ist und daher vom Wild „herausselektiert“ wird.

Die erforderliche Bekämpfung des Buchdruckers im Randbereich und im EG wird weitgehend mittels schonender Verfahren durchgeführt. Dennoch sind in einigen Fällen Schäden durch Befahrung und Rückung aufgetreten.

Borkenkäferbefall führt nicht zu einer Verschlechterung der Baumartenzusammensetzung, da sich Fichte, aber auch Birke und Vogelbeere nach massiver Auflichtung hier zahlreich verjüngen. Höhere Tannenanteile könnten diese Problematik aber gerade in den Randbereichen des NPs abmildern.

Einzelflächen im Falkensteingebiet sind von der Wasserentnahme zum Zwecke der Trinkwasserversorgung für die Gemeinde Lindberg betroffen. Die Auswirkungen sind räumlich eng begrenzt und für den LRT unbedeutend.

Zusammenfassend sind im AG auf rund einem Drittel der Hainsimsen-Fichten-Tannenwälder nennenswerte Beeinträchtigungen feststellbar, im EG auf 25 %.

Tab. 53: Bewertung der Beeinträchtigungen im Hainsimsen-Fichten-Tannenwald

Bewertungseinheit	Beeinträchtigungen	
Hainsimsen-Fichten-Tannenwald **AG**	15 % **A** 30 % **B** 35 % **C** 20 % **n.b.**	(∅ **B**$^-$)
Hainsimsen-Fichten-Tannenwald **EG**	35 % **A** 40 % **B** 25 % **C**	(∅ **B**)

Erhaltungszustand des Subtyps „Hainsimsen-Fichten-Tannenwald“

Nachdem das Wasserregime für den Zustand des Subtyps Hainsimsen-Fichten-Tannenwald (Tallagen) von entscheidender Bedeutung für den Erhaltungszustand ist, wird das Kriterium „Beeinträchtigungen“ bei der Gesamtwertberechnung vierfach gewichtet.

Tab. 54: Gesamtbewertung des Hainsimsen-Fichten-Tannenwaldes

	Hainsimsen-Fichten-Tannenwald	
	Altgebiet	Erweiterungsgebiet
Strukturen	A$^-$	A
Arteninventar	55 % B 45 % B$^+$ (∅ B$^-$)	85 % B 15 % C$^+$ (∅ B$^-$)
Beeinträchtigungen	15 % A 30 % B 35 % C 20 % n.b. (∅ B$^-$)	35 % A 40 % B 25 % C (∅ B)
Gesamtwert des Subtyps	**15 % A$^-$** **30 % B** **35 % C** **20 % n.b.** (∅ **B**$^-$)	**35 % A$^-$** **40 % B** **25 % C** (∅ **B**$^+$)

Erhaltungsmaßnahmen

♦ Der Grad der Schädigung der „Au-Fichtenwälder“ durch Drainage ist in der Maßnahmenkarte (Anlage 4) dargestellt. Sie gibt Hinweise darauf, wo Renaturierungsmaßnahmen aus *fachlicher* Sicht sinnvoll erscheinen. Dass dem eine Einzelflächenprüfung vorausgehen muss, wurde bereits bei den Moorwäldern (LRT 91D0) dargelegt. Soweit keine natürliche Regeneration zu erwarten ist, sollten auch Flächen, die in der Naturzone liegen, innerhalb eines absehbaren Zeitrahmens einbezogen werden.

♦ Wie auch im Falle der Moore sollte bei Rückewegen unbedingt darauf geachtet werden, dass hangseitig austretendes Wasser nicht an den Wegen entlang abläuft, sondern auf der unmittelbar gegenüberliegenden Wegseite seinen ursprünglichen Verlauf fortsetzten kann.

♦ Eine verstärkte Besiedlung der Tallagen durch die Hauptbaumart Tanne, wie sie sich in einigen Teilen der Naturzone andeutet, kann nur unter der Voraussetzung einer tragbaren Verbissbelastung stattfinden. Dies käme auch der Buche, die ebenso einen festen Platz in dieser Waldgesellschaft hätte, zugute. Unter den vorherrschenden kühl-feuchten Bedingungen spielt sie u. a. als potenzieller Trägerbaum für die FFH-Anhang II-Art *Dicranum viride* (Grünes Besenmoos) eine wichtige Rolle, wie Funde dieser Art an solchen typischerweise stark bemoosten Stämmen zeigen.

♦ Gerade im Bereich der Randzonen des AG fehlt die Tanne im Hainsimsen-Fichten-Tannenwald oft über weite Strecken. Viele Bestände sind gleichaltrig und strukturarm und daher anfällig gegenüber Windwurf, Schneebruch und Buchdruckerbefall, in deren Folge immer wieder Fichtenbestände entstehen werden. Eine Anreicherung dieser Flächen mit der ursprünglichen Hauptbaumart Tanne würde nicht nur zu einer wesentlichen Annäherung an die natürliche Waldgesellschaft führen. Damit verbunden wäre auch ein spürbar herabgesetztes Risiko von Schadereignissen, insbesondere im Hinblick auf die Borkenkäferproblematik in diesem sensiblen Bereich. Erfolgen könnte dies z. B. im Rahmen einer gezielten Förderung vorhandener Altbäume. Aber auch eine aktive Einbringung wäre denkbar.

Abb. 81: Strukturarmer, gleichaltriger und wohl aus nicht autochthonem Material hervorgegangener „Au-Fichtenwald“ weitgehend ohne Tannenbeteiligung

♦ Hainsimsen-Fichten-Tannenwälder stocken auf Standorten unterschiedlichen Vernässungsgrades und mit bis zu 20 cm starken Torfauflagen. Sie sind also auf jeden Fall als befahrungsempfindlich einzustufen. Im Rahmen der Borkenkäferbekämpfung im Randbereich des NPs ist daher auch künftig größtmögliche Schonung bei der Wahl von Holzernte- und Bringungsmethoden geboten.

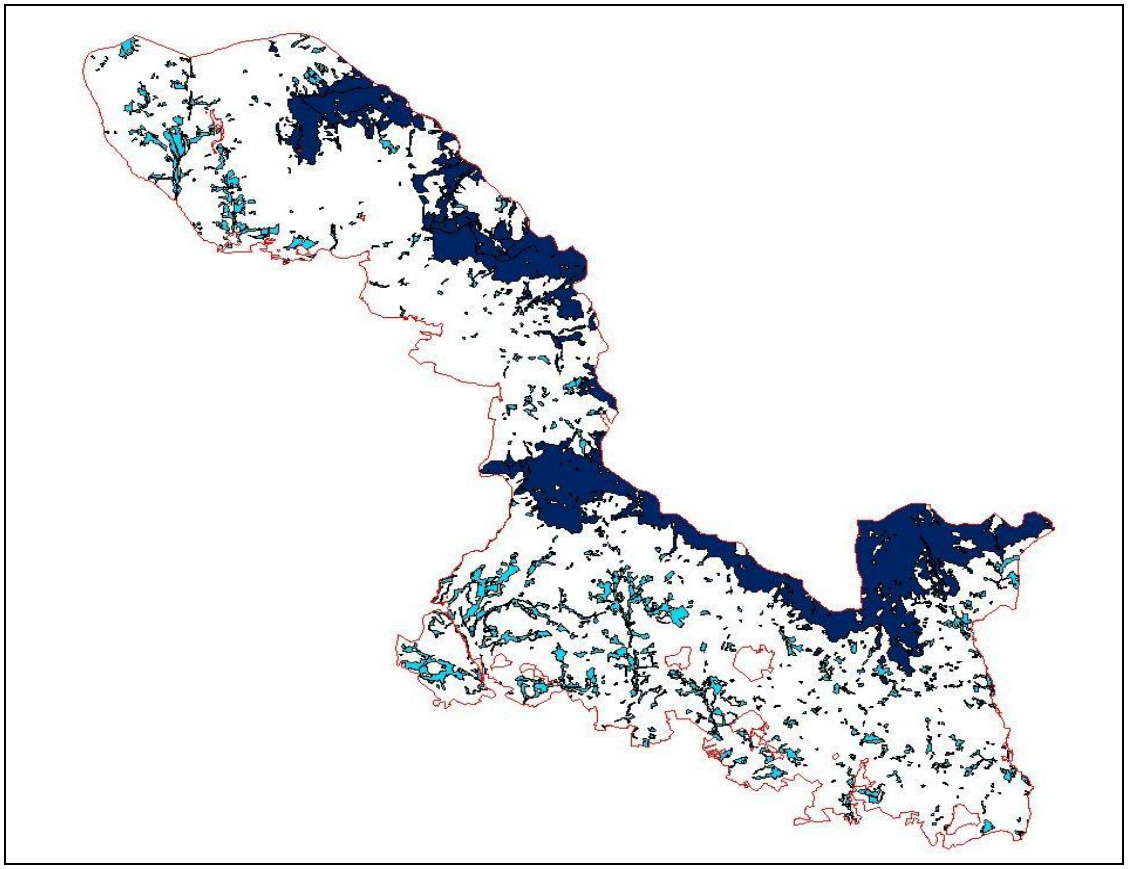


Abb. 82: Verbreitung des LRT 9410 „Bodensaure Nadelwälder“ (dunkelblau: Subtyp „Wollreitgras-Fichtenwald“ der Hochlagen, einschließlich Block-Fichtenwald; hellblau: Subtyp „Hainsimsen-Fichten-Tannenwald“ der Tal- und Hanglagen)

4.2.8 *4070 Buschvegetation mit Pinus mugo *Mugo-Rhododendretum hirsuti*

Abb. 83: Latschenfelder am Lusengipfel

Allgemeine Verbreitung

Latschengebüsche auf neutral basenhaltigen bis kalkhaltigen Böden kommen in der Europäischen Union nur im Alpenraum vor, auf silikatischen Gestein außerdem in einigen höheren Mittelgebirgen (z. B. Böhmerwald, Riesengebirge). Als Vegetationsform extremer Standorte sind sie auf Blockböden meist in der Nähe der Waldgrenze zu finden.

Bedeutung des Gebiets für den Lebensraumtyp

Der NP beherbergt zusammen mit dem Gr. Arber und dem Dreisessel die einzigen Latschenfelder im BW.

Vorkommen und Verbreitung im Gebiet

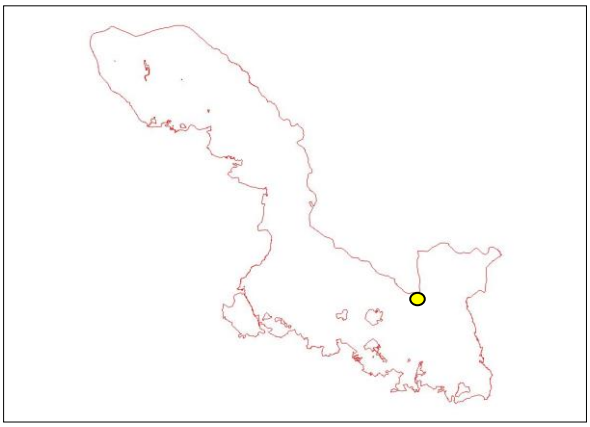


Abb. 84: Vorkommen des LRT 4070

Im NP kommt der **prioritäre** LRT nur auf der „Blockkappe“ des Lusen zur Ausbildung. Ansätze geringer Ausdehnung finden sich ansonsten nur im Bereich des Kl. Rachelgipfels. Die auf 1,7 ha erfasste Gehölzvegetation steht in engem Kontakt mit den dortigen Blockhalden (LRT 8110) und bildet an der Nord- und Nordostflanke des Lusengipfels den Übergang zum Hochlagenwald. Bestände mit weniger als 50 % Latschenanteil, wie sie im südlichen und östlichen Randbereich des Berggipfels vorkommen, wurden dem Hochlagenwald (LRT 9410) zugeordnet.

Bewertung der lebensraumtypischen Strukturen

Eine enge Verzahnung mit offenen Blockpartien, mit Heidevegetation und ein allmählicher Übergang zum Fichtenhochlagenwald prägen die Latschenflächen (*Vaccinium myrtillus-Pinus mugo*-Gesellschaft) am Lusen.

Bewertung der charakteristischen Arten

Floristisches Arteninventar

Im Hinblick auf die extremen Standortbedingungen der exponierten „Blockhaube“ des Lusengipfels weist der LRT eine entsprechende, sehr naturnahe Artenzusammensetzung auf. Neben der Latsche tritt etwas Fichte und Vogelbeere auf. Soweit der Lichteinfall ausreicht, kommen azidophile, gegenüber extremen Bedingungen unempfindliche Arten vor, wie Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*), Preiselbeere (*Vaccinium vitis-idaea*), Bergreitgras (*Calamagrostis villosa*), Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*), und verschiedene Moos- und Flechtenarten wie *Dicranum scoparium*, *Cetraria tenuifolia*, *Sphagnum cymbifolium*, *Cladonia* spec. u. v. m.

Faunistisches Arteninventar (Leitarten)

Gesonderte Daten für die Latschenfelder des Lusens liegen nicht vor. Für die unmittelbar damit zusammenhängenden Blockhalden erwähnt MÜLLER-KROEHLING (in Vorb.) allerdings eine Reihe sehr bemerkenswerter charakteristischer Laufkäferarten (vgl. LRT 8110).

Gefährdungen und Beeinträchtigungen

Das Latschengestrüpp am Lusen ist dicht und nur schwer zugänglich, sodass Beeinträchtigungen nicht vorkommen. Lediglich entlang des Wanderweges, der den LRT auf wenigen Metern durchschneidet, treten geringfügig Trittschäden und gelegentlich Unrat unter den Blöcken auf.

Erhaltungszustand der Latschenfelder

Tab.55: Gesamtbewertung des LRT 4070

Strukturen	A
Arteninventar	A
Beeinträchtigungen	A-
Gesamtwert LRT 4070	**A**

Erhaltungsmaßnahmen

♦ Nennenswerte Beeinträchtigungen der Latschenfelder wurden nicht festgestellt und sind bei der derzeitigen Wegführung auch künftig nicht zu erwarten. Erhaltungsmaßnahmen sind nicht erforderlich.

4.2.9 3160 Dystrophe Seen

Abb. 85: Schwingrasen am Rachelsee

Allgemeine Verbreitung

Der in Deutschland lückenhaft verbreitete Lebensraum hat seine Hauptvorkommen im Alpenvorland und in Mecklenburg-Vorpommern. In Bayern liegen Nebenvorkommen mit guter Ausprägung ferner in den Naturräumen Oberpfälzisch-Bayerischer Wald, Mainfränkische Platten sowie im alpinen Raum.

Bedeutung des Gebiets für den Lebensraumtyp

Der Innere BW stellt einen wichtigen Vorkommensschwerpunkt innerhalb der naturräumlichen Haupteinheit dar, so dass für die Erhaltung dieser Gewässer in ihrem jetzigen Zustand eine hohe Verantwortlichkeit besteht.

Vorkommen und Verbreitung im Gebiet

Im NP BW gibt es mit dem Rachelsee einen großflächigen Vertreter dieses LRTs im nordwestlichen Teil des AGs. Daneben existieren im EG ca. 5,5 km nördlich des Rachelsees in der sog. „Hinteren Sulz“ zwei kleine Moorseen, der Latschensee und der „Silbersee“ (vgl. G. MOHR, 2002) sowie eine Reihe weiterer kleiner und kleinster „Mooraugen“ hier und im Zwieselter Filz.

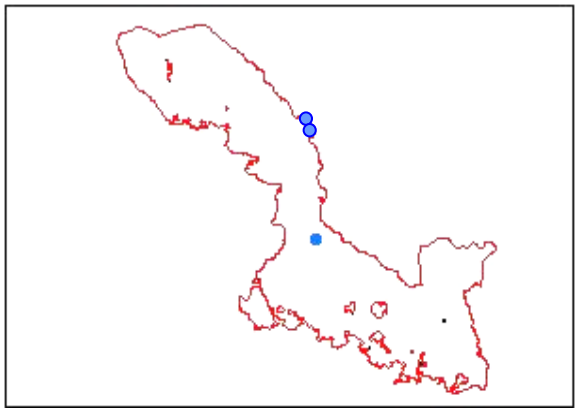


Abb. 86: Vorkommen des LRT 3160

Bewertung der lebensraumtypischen Strukturen

Der Rachelsee weist – abgesehen von einem kurzen Abschnitt mit starker Trittbelastung am Südostufer – mit einem insgesamt vorherrschenden Großseggengürtel, einer v. a. am Nordufer ausgeprägten Verlandungszone mit Schwingrasen und einer vegetationsarmen Uferzone mit anstehendem Fels (vgl. Abb.) am Westufer abwechslungsreiche Strukturen mit sehr gutem Erhaltungszustand „A“ auf.
Die Moorkolke zeigen ausnahmslos ein sehr natürliches Erscheinungsbild.

Abb. 87: Rachelsee mit Habitatstruktur Ufer mit natürlich anstehendem Fels

Bewertung der charakteristischen Arten

Wenn auch der Rachelsee nicht als „typischer“, in ein intaktes Hochmoor eingebetteter dystropher See zu bezeichnen ist, so ist eine Einstufung in diesen LRT nicht nur aufgrund seines pH-Werts (Schwankungen in den letzten Jahren zwischen 4,0 und 5,0), sondern auch durch das Vorhandensein entsprechender Indikatorarten, sowohl im Großseggengürtel, als auch in

Abb. 88: Schlangenwurz (Calla palustris)

dem v. a. am Nordufer ausgebildeten Schwingrasen, gerechtfertigt. Neben verschiedenen Sphagnen-Arten

und der dominierenden Schnabelsegge (*Carex rostrata*) sind hier v. a. *Eriophorum vaginatum, Juncus bulbosus* (flutende Form), und *Viola palustris* zu nennen. Am Westufer tritt mit *Calla palustris* eine weitere bezeichnende Art im Großseggensaum hinzu.
Im Vergleich zu den beiden kleineren dystrophen Stillgewässern im Latschenfilz ist die Vegetation des Rachelsees jedoch als (teils natürlicherweise) artenarm mit Erhaltungszustand „C“ einzustufen.
In bzw. am Rande der Mooraugen der Latschenfilze tritt als Charakterart v. a. die Schlammsegge (*Carex limosa*) hinzu, begleitet von Andromedaheide (*Andromeda polifolia*), Sonnentau (*Drosera rotundifolia*), Moosbeere (*Oxycoccus palustris*) und verschiedenen, teils flutenden Torfmoosen (z. B. *Sphagnum cuspidatum, Sph. fallax, Sph. majus* u. v. m.). Auch ihre Artenausstattung ist sehr natürlich.

Abb. 89: „Mooraug‟e im Zwieselter Filz

Gefährdungen und Beeinträchtigungen

Die Beeinträchtigung des stark von Wanderern frequentierten Rachelsees durch Trittbelastung beschränkt sich dank wirksamer Absperrungsmaßnahmen auf einen Uferstreifen von maximal 30 m Länge.
Die Wasserfläche selbst ist wie die übrige Uferzone völlig störungsfrei, nicht zuletzt aufgrund des weitgehend unwegsamen Geländes im Umfeld durch Umbrechen vom Borkenkäfer abgetöteter Fichten bedingt.
Die Moorseen und -kolke zeigen bis auf eine Ausnahme keinerlei Beeinträchtigungen. Am „Silbersee“ ist ein alter Graben erkennbar, der inzwischen unwirksam ist.

Erhaltungszustand des LRT 3160

Tab.56: Gesamtbewertung des LRT 3160

Strukturen		A
Arteninventar	Rachelsee:	C
	Moorkolke:	A
Beeinträchtigungen		A
Gesamtwert LRT 3160	Rachelsee:	**B**
	Moorkolke**:**	**A**

Notwendige Erhaltungsmaßnahmen

♦ Die Erhaltung der Gewässer im NP in gutem Erhaltungszustand sollte durch effektive Kontrollen durch die NP-Wacht und wirksame Lenkungsmaßnahmen gewährleistet werden.
Die natürliche Vegetationsdynamik im Umfeld des Rachelsees wird langfristig zu einer weiteren Bereicherung mit natürlichen Strukturen beitragen.

4.2.10 3260 Fließgewässer der planaren bis montanen Stufe mit Vegetation des *Ranunculion fluitantis*

Abb. 90: Naturnaher Bachlauf des Hirschbaches

Allgemeine Verbreitung

Fließgewässer mit Vegetation des *Ranunculion fluitantis*-Verbandes, des *Callitricho-Batrachion* oder mit flutenden Wassermoosen sind deutschlandweit ohne erkennbare Schwerpunkte verbreitet.

Vorkommen und Verbreitung im Gebiet

Entsprechend den naturräumlichen und klimatischen Bedingungen im Inneren BW wird der NP von einem sehr dichten Netz aus Fließgewässern durchzogen, die in räumlichem und funktionalem Zusammenhang mit dem NP-Umfeld zu sehen sind.
Von den zahlreichen Fließgewässern wurden auf Vorschlag der NPV die nachfolgend aufgeführten Hauptfließgewässer-Komplexe untersucht.
Darüber hinaus gibt es noch eine Vielzahl von kleinen Quellbächen, die die geforderte Mindestbreite von einem Meter nicht erreichen, aber auch noch zahlreiche breitere Fließgewässerstrecken, die die Aufnahmekriterien zwar erfüllen würden, aber in dem zeitlichen Rahmen nicht vollständig untersucht und bewertet werden konnten.

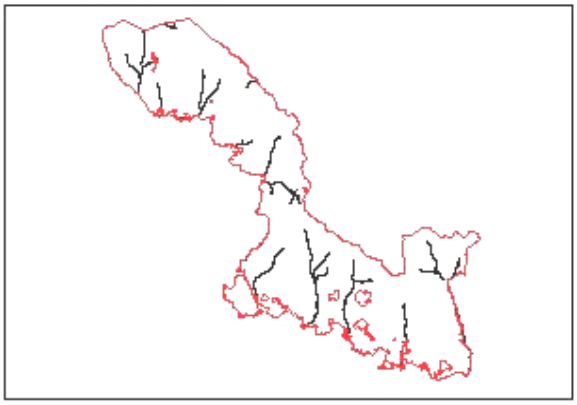


Abb. 91: Vorkommen der erfassten Fließgewässer

Als Fließgewässer-Lebensräume erfasst und bewertet wurden:

- Reschwasser mit Großem u. Kleinem Schwarzbach
- Sagwasser
- Kleine Ohe mit Schreyerbach
- Gr. Ohe mit Seebach, Vorderem und Hinterem Schachtenbach
- Schwarzach
- Flanitz
- Kl. Regen mit Seitenbächen
- Hirschbach
- Pommerbach
- Marchbach mit Hinterem Scheuereckbach
- Kolbersbach mit Kl. Deffernik, Höllbach und Schleicherbach
- Gr. Deffernik mit Steinbach und Schmalzbach

Bewertung der lebensraumtypischen Strukturen

Die lebensraumtypischen Strukturen wurden in Anlehnung an das vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft entwickelte Verfahren der Gewässerstrukturkartierung (Stand: 04.2002) bewertet, wobei aus Zeitgründen weitgehend homogene Abschnitte zusammengefasst wurden.

Abb. 92: Renaturierter Abschnitt des Kolbersbaches mit natürlicher Laufkrümmung, Dynamik und Anlandungen

Die erfassten Parameter beinhalten im Wesentlichen Lauftyp und Laufkrümmung, das Verlagerungspotenzial, das durch Sohlverbau, Längs- und Querverbau, Strömungsbild, Querprofil, Profiltiefe sowie Durchlässe und Verrohrungen bestimmt wird, Entwicklungsanzeichen (Tiefenvariabilität, Breitenvariabilität, Ufererosion und Anlandungen), die Strukturausstattung (Böschungsbewuchs, Sonderstrukturen, Strömungsvielfalt und Sohlsubstratvielfalt) sowie die Auedynamik (Ausuferungsvermögen, Uferstreifenfunktion und Nutzungstyp der Aue).
Da die Mehrzahl der größeren Fließgewässer im Gebiet einen durch die historische Nutzungsform der Holztrift bedingten intensiven Verbau aufweist bzw.

aufwies, andererseits jedoch sowohl anthropogen bedingte Renaturierungsmaßnahmen als auch die natürliche Entwicklungsdynamik in den letzten Jahrzehnten zu deutlichen, positiven Veränderungen geführt haben, ist die Strukturausstattung der Fließgewässer sehr heterogen.
Tendenziell sind die Gewässer-Oberläufe in der Höhenstufe mit starkem Gefälle und hoher Fließgeschwindigkeit weniger stark anthropogen verändert als die Mittel- und Unterläufe, wobei jedoch die so genannten Schwellen oder Klausen, also kleine Stauhaltungen, und insbesondere deren Ausleitungen häufig unpassierbare Barrieren darstellen.
Mittel- und Unterläufe, die stärker verbaut wurden, sind häufig defizitär ausgestattet, v. a. in puncto Tiefen- und Breitenvariabilität, Ufererosion, Anlandungen, Strömungs- und Substratvielfalt. Die natürliche Entwicklungsdynamik führte jedoch dazu, dass nicht wenige Gewässerabschnitte von einem steten Wechsel von intensivem Verbau und Strecken mit positiver Entwicklung (Erosion der Längsverbauung aus Holz mit angrenzendem Ufer, Anlandungen aus Kies, Veränderung der Strömungsgeschwindigkeit und Entstehung von Kolken, Unterständen usw.) in kurzen Intervallen gekennzeichnet sind, die in der Bewertung mit einem Mittelwert belegt wurden (z. B. Große Ohe südlich der NP-Straße im Wald, Seebach oberhalb Mündung in Gr. Ohe).
Andererseits gibt es Gewässer, die überwiegend unbeeinflusst geblieben sind, bzw. aktuell von einer sehr hohen Dynamik gekennzeichnet sind, mit Erosion, Anlandungen, Verlagerung von Fließstrecken und kleinen Verzweigungen sowie hoher Sohlsubstrat- und Strömungsvielfalt, jedoch aufgrund massiver Querverbauungen punktuell stark beeinträchtigt sind (z. B. Hirschbach mit Pegelmessstelle und alter Hirschbachschwelle, Kleiner Regen).
Bestes Beispiel für ein Fließgewässer mit sehr unterschiedlichen Streckenabschnitten ist das Reschwasser am Ostrand des NPs.
Insgesamt ist die große Mehrzahl der ausdifferenzierten Abschnitte durch eine sehr gute Ausstattung mit Sonderstrukturen gekennzeichnet. Die detaillierte Bewertung der Gewässerstrukturen ist den Anlagen 5 und 6 zu entnehmen.

Bewertung der charakteristischen Arten

Abgesehen von wenigen Vorkommen der Gattung *Callitriche* im südlichen Randbereich (Gr. Ohe, Kolbersbach, Schmalzbach) kommen in den Fließgewässern des NPs den natürlichen Standortbedingungen entsprechend (insbesondere Beschattung und starkes Gefälle bzw. Strömungsgeschwindigkeit) praktisch keine Blütenpflanzen submers vor.
Nach SSYMANK et al. (1998) sind Fließgewässer des LRTs 3260 jedoch auch definiert durch das Vorkommen flutender Wassermoose.
Als dominante und charakteristische Art wird hier u.a. *Fontinalis antipyretica* genannt; als weitere typische Art *Scapania undulata*. Vor allem letztere Art ist praktisch in jedem Fließgewässer im NP verbreitet, während *F. antipyretica* deutlich seltener ist. *Scapania undulata* wurde deshalb miterfasst und in die Bewertung einbezogen.

Das v. a. auf größeren Steinen, Blöcken und Felsen haftende Wassermoos ist in der Höhenstufe verbreitet und stellenweise sehr häufig und nimmt in Gewässerabschnitten mit geringerer Fließgeschwindigkeit und

Abb. 93: Große Deffernik mit Callitriche spec.

hohem Anteil an kleineren Korngrößen im Sohlsubstrat stark ab. *F. antipyretica* tritt teilweise als Begleiter auf Blöcken auf, ist z. T. jedoch auch auf alten Holzbalken der früheren Längs- und v. a. Querverbauungen zu finden.

Da ein Großteil der Fließgewässer Lebensraum für charakteristische Tierarten wie Wasseramsel oder Gebirgsstelze sowie Teil-Lebensraum des Fischotters als gemäß Anhang II, FFH-RL besonders zu schützenden Art ist (vgl. Kap. 3.3), wurde deshalb zumindest für die Gewässer, die gleichzeitig Lebensraum der nach Anhang II, FFH-RL, besonders zu schützenden Mühlkoppe sind (vgl. Kap. 3.3), eine Bewertung in Stufe „B = guter Erhaltungszustand“ vorgenommen.

Gefährdungen und Beeinträchtigungen

Ein Großteil der Beeinträchtigungen wurde bereits bei der Bewertung der Strukturen angesprochen:
Gravierende Beeinträchtigungen durch Längsverbau (v. a. alte Triftverbauung mit Holz, z. T. auch neuere Verbauung entlang von Forstwegen) mit negativen Auswirkungen auf Gewässerdynamik, -entwicklung und Strukturausstattung kennzeichnen besonders folgende Abschnitte:
Reschbach von Finsterau bis Mauth, Sagwasser unterhalb der NP-Straße, Kl. Ohe oberhalb der NP-Straße, Gr. Ohe in Teilbereichen, Schwarzach (Mittel- und Unterlauf), Kolbersbach bei Lindbergmühle.
Querverbauungen mit starker Barrierewirkung bestehen noch am Gr. und Kl. Schwarzbach, an Reschbach, Sagwasser, Vorderem und Hinterem Schachtenbach, an Gr. Ohe, Kl. Regen, Hirschbach, dem westlichen Randbereich des Pommerbachs und dem Gr. Steinbach oberhalb von Zwieslerwaldhaus.
Querbarrieren an Ausleitungen von Schwellen existieren noch an der Kl. Deffernik mit Deffernikschwelle, Höllbach, Schleicherbach und Schmalzbach.

Starke Beeinträchtigungen durch Ausleitungen bestehen an Reschwasser (mehrfach!), Sagwasser, Kl. Ohe, Höllbach und Gr. Deffernik.
Fichtenaufforstungen beeinträchtigen v. a. Kolbersbach (oberhalb Lindbergmühle), Reschbach (verschiedene Teilabschnitte, Sagwasser (wie vor) und Gr. Ohe (unterhalb NP-Straße).

Abb. 94: Abschnitt des Kolbersbaches mit intensiver Längsverbauung

Die Gewässergüte der NP-Bäche ist fast ausschließlich als unbelastet bis sehr gering belastet (Gewässergüte I, Stand: 2004), einzustufen, abgesehen von kurzen Strecken im südlichen Randbereich des NPs, die Gewässergüteklasse I bis II (Kl. Ohe, Gr. Ohe, Kolbersbach), bzw. II (Reschbach, Kolbersbach) haben. Eine Ausnahme bildete bis vor kurzem noch der Schmalzbach, der noch 2001 streckenweise als kritisch belastet bis stark verschmutzt eingestuft wurde. Durch den Bau einer Pflanzenkläranlage am Schwellhäusl konnte jedoch auch hier die Gewässergüte im Jahr 2004 auf I bis II, also gering belastet, verbessert werden.
Durch Versauerung kann es v. a. in den Oberläufen zahlreicher Fließgewässer zu Beeinträchtigungen kommen (v. a. Gr. und Kl. Schwarzbach mit Reschwasser im nördlichen Abschnitt, den Schreyerbach und die Kl. Ohe bis zur NP-Straße, den Oberläufen von Seebach, Hinterem Schachtenbach und Flanitz sowie den Oberläufen von Kl. Regen mit Seitenbächen und Kl. Deffernik). Seit den 1990er Jahren hat sich die Situation allerdings kontinuierlich entschärft. Auch nach dem Absterben der alten Hochlagenwälder wurden die Tiefststände der damals gemessenen pH-Werte nicht mehr erreicht.

Eine detaillierte, Einzelflächen bezogene Bewertung der Beeinträchtigungen ist dem Anlagen 5 und 6 zu entnehmen.

Erhaltungszustand des LRT 3260

Tab.57: Gesamtbewertung des LRT 3260

Strukturen	A bis C
Arteninventar	B bis C
Beeinträchtigungen	A bis C
Gesamtwert LRT 3260	**B bis C**

(detaillierte, Einzelflächen bezogene Bewertung s. Anlagen 5 und 6)

Bedeutung des Gebiets für den Lebensraumtyp

Die Fließgewässer sind v. a. als (Teil-)Lebensraum von migrationsfähigen Tierarten in räumlichem und funktionalem Zusammenhang mit dem NP-Umfeld zu sehen und zu bewerten. Als vergleichsweise beruhigte Zonen mit natürlicher Entwicklungsdynamik sind auch die (ehemals stärker) verbauten Fließgewässer innerhalb des NPs von überregionaler Bedeutung mit erheblichem Entwicklungspotenzial, u. a. als Lebensraum für die nach Anhang II, FFH-RL besonders zu schützenden Tierarten Fischotter und Mühlkoppe.

Notwendige Erhaltungsmaßnahmen

Insbesondere die umfangreichen Renaturierungsmaßnahmen an Kolbersbach und Gr. Deffernik haben gezeigt, dass ehemals intensiv verbaute Fließgewässer innerhalb kurzer Zeit in einen guten Erhaltungszustand zurückversetzt werden können. Die nachfolgenden Abschnitte als Schwerpunkte mit schlechtem Erhaltungszustand, bzw. starken Beeinträchtigungen durch anthropogene Einflüsse sollten durch entsprechende Renaturierungsmaßnahmen zumindest mittel- bis langfristig verbessert werden:

♦ Beseitigung von Längsverbauten:
Reschwasser mit Schwarzbächen, Sagwasser in Abschnitten, Unterlauf v. Seebach, Vorderer Schachtenbach, Gr. Ohe, Schwarzach, Mittellauf der Kl. Deffernik, Schleicherbach und Schmalzbach

♦ Beseitigung von Querverbauungen:
Gr. und Kl. Schwarzbach, Reschbach, Sagwasser, Kl. Ohe, Vorderer und Hinterer Schachtenbach, Gr. Ohe, Kl. Regen, Hirschbach und Gr. Steinbach oberhalb von Zwieslerwaldhaus.

♦ Anlage von Bypässen an Ausleitungen von Schwellen:
Schleicherbach und Schmalzbach

♦ Entschärfung bzw. Rückbau von Ausleitungen:
Reschwasser, Sagwasser, Kl. Ohe, Höllbach und Gr. Deffernik.

♦ Ausstockung ufernaher Fichtenaufforstungen:
Große Ohe (unterhalb NP-Straße), Kolbersbach (oberhalb Lindbergmühle), Reschbach (verschiedene Teilabschnitte, Sagwasser (wie vor) und Schwarzach (Unterlauf).

4.2.11 4030 Europäische trockene Heiden

Abb. 95: Beeinträchtigung der Zwergstrauchvegetation durch Massentourismus am Rachelgipfel

Allgemeine Verbreitung

In Deutschland hat der LRT 4030 seine Verbreitungsschwerpunkte außerhalb von Bayern, insbesondere im kontinental getönten nordostdeutschen Tiefland, in der Münsterländischen Tieflandsbucht mit atlantischem Einfluss sowie im Schwarzwald. Die Vorkommen in der naturräumlichen Haupteinheit Oberpfälzisch-Bayerischer Wald werden als Nebenvorkommen mit guter Ausprägung gewertet.

Vorkommen und Verbreitung im Gebiet

Entgegen der Kartierung von PETERMANN & SEIBERT (1979) aus dem AG, nach der Zwergstrauchheiden zwar nur kleinflächig, aber in zahlreichen Einzelflächen dargestellt sind, ist dieser LRT natürlicherweise nur sehr spärlich vorhanden.
Bei der überwiegenden Anzahl von damals als Zwergstrauchheide erfassten Flächen handelt es sich entweder um (mittlerweile?) von Bäumen bestockte Flächen, die nicht als Offenland ausdifferenziert wurden, oder um kryptogamenreiche Blockschuttstandorte, die als LRT 8110 bewertet wurden (vgl. Kap. 4.2.20).

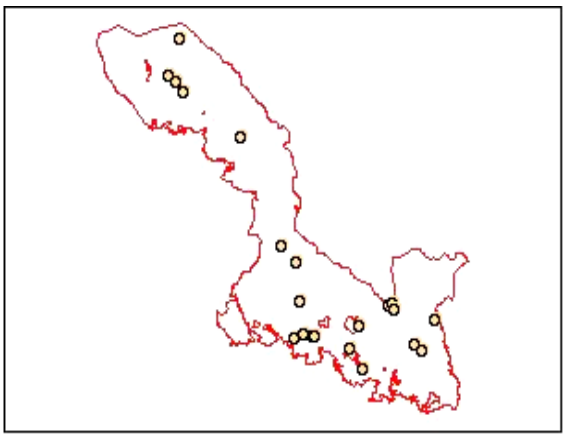


Abb. 96: Vorkommen des LRT 4030

Am Lusen wurden drei zwergstrauchreiche Teilflächen des Blockschuttmeers als Komplex-Lebensräume erfasst und bewertet. An mehreren Felsen wurde der Lebensraum Zwergstrauchheide in Verbindung mit Silikatfelsen mit Felsspaltenvegetation (LRT 8220) erfasst (Großalmeyerschloss und Kleinalmeyerschloss im AG, Kleiner und Großer Falkenstein sowie Schwarzbachriegel im EG), bzw. am Großen Rachel in Ermangelung von Felsspaltenvegetation ausschließlich als LRT 4030. Darüber hinaus gibt es den Lebensraum auch noch an i. d. R. kleinflächigen Sekundärstandorten, wie Forstwege- und Straßenböschungen oder Entnahmestellen.

Bewertung der lebensraumtypischen Strukturen

Bei den natürlichen Vorkommen handelt es sich i. d. R. um Ausbildungen in enger Verzahnung mit kryptogamenreichen Fels- bzw. Blockstandorten mit sehr gutem Erhaltungszustand. Die anthropogen bedingten Heidebestände sind überwiegend oder zumindest in Teilbereichen mit junger Gehölzsukzession durchsetzt, von älteren Heidelbeersträuchern dominiert und häufig in einem schlechten Erhaltungszustand.

Bewertung der charakteristischen Arten

Bezüglich des Artinventars schneiden die natürlichen Vorkommen in der Summe deutlich schlechter ab als Zwergstrauchheiden auf Sekundärstandorten: Bei den natürlichen Vorkommen handelt es sich um den Subtyp der Bergheide (vgl. SSYMANK et al., 1998) mit Dominanz von Heidelbeere, *Vaccinium myrtillus*, häufig in Begleitung von Preiselbeere, *Vaccinium vitis-idaea*, seltener auch von Rauschbeere, *Vaccinium uliginosum*. Eingestreut sind nur wenige typische Begleiter, wie *Rotes Straußgras*, *Drahtschmiele* oder *Wiesen-Wachtelweizen*, so dass diesen Beständen ein durchwegs schlechter Erhaltungszustand in ihrer Artenzusammensetzung attestiert werden muss. Extrem artenarme Heidelbeer-Dominanzbestände, die z. B. die Randzonen der Borstgrasrasen auf den Schachten kennzeichnen, wurden nicht als LRT 4030 erfasst und bewertet.

Die Sekundärstandorte enthalten ähnliche Artenkombinationen, darüber hinaus jedoch eine Reihe von extrem seltenen und gefährdeten Flachbärlapp-Arten der Gattung *Diphasiastrum*, i. d. R. vergesellschaftet mit *Keulen-Bärlapp*, sodass sie meist deutlich besser zu bewerten sind.

Gefährdungen und Beeinträchtigungen

Die natürlichen Vorkommen dieses LRTs sind zwar nicht gefährdet, teils jedoch durch Trittbelastung infolge von starker Frequentierung durch Wanderer beeinträchtigt.

Abb. 97: ***Flachbärlapp (Diphasiastrum sp.)***

Anders verhält es sich mit den Vorkommen auf Sekundärstandorten: Abbildung 76 verdeutlicht am Beispiel einer ehemaligen Entnahmestelle im Bereich „Grüben“, dass diese Vorkommen häufig stark gefährdet sind durch eine allmähliche Verdichtung des Zwergstrauchbestandes und insbesondere durch die nachfolgende Wiederbesiedelung mit Baumsämlingen, insbesondere der Fichte im Zuge der natürlichen Vegetationsentwicklung. Gerade die wertbestimmenden Flachbärlapp-Arten sind als konkurrenzschwache

Abb. 98: Starke Gefährdung einer Zwergstrauchheide durch Fichtenaufwuchs im Bereich „Grüben“

Besiedler von Pionierstandorten durch Gehölzanflug in ihrem Bestand teils kurzfristig, teils mittel- bis langfristig stark gefährdet.

Eine detaillierte, Einzelflächen bezogene Bewertung der Beeinträchtigungen ist den Anlagen 5 und 6 zu entnehmen.

Erhaltungszustand des LRT 4030

Tab.58: Gesamtbewertung des LRT 4030

Strukturen	A bis C
Arteninventar	A bis C
Beeinträchtigungen	A bis C
Gesamtwert LRT 4030	**B bis C**

(detaillierte, Einzelflächen bezogene Bewertung s. Anlagen 5 und 6)

Bedeutung des Gebiets für den Lebensraumtyp

Im NP gibt es neben den kleinflächigen natürlichen Vorkommen im Umfeld der Silikatfels- und Blockschuttstandorte in relativ artenarmer Ausprägung ebenfalls kleinflächige Vorkommen auf Sekundärstandorten mit sehr hoher Artenschutzrelevanz, so dass dem Gebiet trotz des sehr geringen Flächenanteils an trockenen Heiden eine besondere Verantwortung zur Erhaltung dieses LRTs, bzw. darin vorkommender, sehr seltener Pflanzenarten zukommt.

Notwendige Erhaltungsmaßnahmen

♦ Die natürlichen Vorkommen sind zwar teils durch Trittbelastung beeinträchtigt. Diese beschränkt sich in der Regel jedoch auf überschaubare Teilflächen, so dass unbelastete Teilbestände in ausreichendem Maß erhalten bleiben. Lediglich am Gr. Rachel sind zusätzliche Besucher lenkende Maßnahmen in Betracht zu ziehen, da sich hier die starke Trittbelastung über weite Teile des Gipfels erstreckt.

♦ Bei den Zwergstrauchheiden auf Sekundärstandorten sind Pflegeeingriffe zur Erhaltung der Artenvielfalt und insbesondere der hoch bedrohten Flachbärlapp-Arten unabdingbar.

♦ Auf der Fläche im Bereich Grüben ist der Fichtenanflug möglichst vollständig zu entfernen, allerdings unter größtmöglicher Schonung dort vorkommender, seltener Weidenarten.

♦ Bei allen anderen Standorten sind zumindest im näheren Umgriff der Flachbärlapp-Vorkommen sämtliche Gehölzsämlinge zu entfernen. Die mechanische Gehölzpflege sollte teilweise von einer zumindest sporadischen Mahd in unregelmäßigen Abständen flankiert werden, um einer Überalterung der *Vaccinium*-Bestände vorzubeugen.

Detaillierte Angaben zur Pflege einzelner Flächen wurden bereits von HORN (2002) formuliert.

4.2.12 *6230 Artenreiche Borstgrasrasen montan

Abb. 99: Montane Ausbildung eines Borstgrasrasens mit Blühaspekt von Galium harzynicum

Allgemeine Verbreitung

In Deutschland liegen die Vorkommensschwerpunkte des LRT, der insgesamt sehr starke Bestandsverluste im letzten Jahrhundert erlitten hat, im Schwarzwald, im Osthessischen Bergland mit Rhön und Vogelsberg sowie im Harz.
In Bayern gibt es nach SSYMANK et al. (1998) Hauptvorkommen in schlechter Ausprägung im Alpenvorland sowie Nebenvorkommen in guter Ausprägung in den Naturräumen Oberpfälzisch-Bayerischer Wald, dem nordwestlich angrenzenden Fichtelgebirge, der nördlichen Frankenalb, in Spessart und Südrhön und dem Fränkischen Keuper-Liasland.

Vorkommen und Verbreitung im Gebiet

Innerhalb des NPs gibt es zwei Schwerpunktbereiche mit Vorkommen von Borstgrasrasen:

In den tieferen Lagen im südlichen Randbereich und im Reschbachtal am Ostrand des NPs existieren mehrere, meist artenreiche Bestände außerhalb geschlossener Waldflächen, die aufgrund ihrer Artengarnitur dem Verband *Violion caninae* zuzuordnen sind. Sie sind häufig nur fleckenhaft oder saumartig, bzw. in gleitenden Übergängen zu benachbarten Wirtschaftswiesen, in Ausnahmefällen auch in größerflächiger Ausbildung vorhanden. Eine z. T. weit gespannte Amplitude in der Wasserversorgung findet Ausdruck in gleitenden Übergängen von (mäßig) trockenen bis hin zu feuchten Ausbildungen.

Einen weiteren Schwerpunkt bilden die zwischen 1.030 m und 1.330 m ü NN liegenden Schachten - kleine Rodungsinseln innerhalb der geschlossenen Waldfläche im EG, auf denen in historischer Zeit im Wald weidende Rinder zur Übernachtung gesammelt wurden. Hier sind - vergleichsweise artenärmere - Hochlagen-Borstgrasrasen auf flach- bis mittelgründigen, z. T. auch podsolierten, skelettreichen und sauren bis stark sauren, stickstoffarmen Braunerden bzw. rankerartigen Böden mit dünner Rohhumusauflage, die aufgrund der hohen Niederschlagsmengen gut mit Wasser versorgt sind, ausgebildet.
Kleinflächig existieren ferner Bestände im Randbereich von Forstwegen oder ehemaligen Holzlagerplätzen.

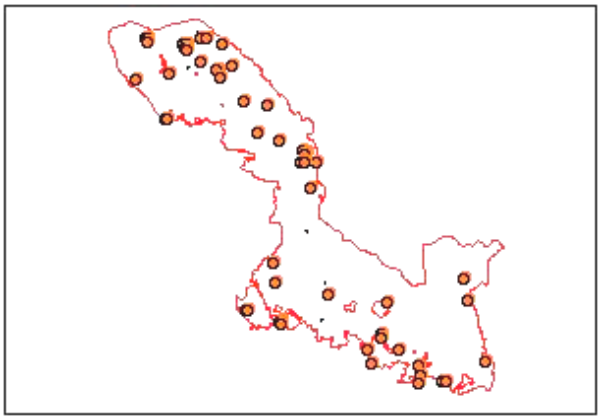


Abb. 100: Vorkommen des LRT 6230

Bewertung der lebensraumtypischen Strukturen

Die erfassten Einzelflächen weisen eine sehr erhebliche Spannweite bezüglich der vorherrschenden Bestandsstrukturen auf: In offenen, blütenreicheren Ausbildungen bestimmen flachwachsende Rhizompflanzen, insbesondere *Galium harcynicum*, *Rumex acetosella* und *Veronica officinalis* häufig den Aspekt, v. a. in tieferen Lagen begleitet von weiteren, zahlreich eingestreuten Blütenpflanzen, wie *Polygala vulgaris*, *Dianthus deltoides*, *Thymus pulegioides* u.a. Entsprechende Flächen weisen diesbezüglich einen hervorragenden Erhaltungszustand auf.

Abb. 101: Lebensraumtypische Struktur Ameisenhaufen mit Thymian am Kolbersbach

Untersuchungen von UTSCHIK et al. (1992) von Blüten besuchenden Insekten in den Schachten des Ge-

biets sowie alte Angaben zu Vorkommen seltener Tagfalterarten aus der Biotopkarierung belegen, wie bedeutsam das Kriterium für den gesamten Lebensraum ist.
Häufig wechseln allerdings blütenreiche Ausbildungen mit vergrasten und stark verfilzten Ausbildungen ab, teils kleinflächig miteinander durchdrungen, so dass quasi als Mittelwert ein guter Erhaltungszustand attestiert wurde. In Waldrandzonen gehen die Borstgrasrasen häufig in heidelbeerreiche Bestände über oder werden von jungem Fichtenanflug durchsetzt.
In seit längerem ungenutzten Flächen drohen artenarme, verfilzte, von Heidelbeere dominierte Bestände die Vorherrschaft zu übernehmen.

Blöcke, Steinriegel, Lesesteinansammlungen, Feuchtstellen und Quellen, Ameisenhaufen, auf den Schachten auch alte Schachtenbäume mit Flechtenbewuchs und Totholzanteil werten die Flächen teils strukturell auf. Eine detaillierte, Einzelflächen bezogene Bewertung der Habitatstrukturen ist den Anlagen 5 und 6 zu entnehmen.

Bewertung der charakteristischen Arten

In den Tieflagen bilden in artenreicheren Ausbildungen Arten der übergreifenden Klasse der *NARDO-CALLUNETEA* bzw. Ordnung *NARDETALIA* wie *Danthonia decumbens, Carex pallescens, C. pilulifera, Luzula campestris* et *multiflora, Potentilla erecta, Arnica montana, Galium harcynicum, Hieracium pilosella* neben den Verbandskennarten *Galium pumilum, Polygala vulgaris, Hypericum maculatum* und *Viola canina* den Bestandsaufbau zusammen mit den vorherrschenden Gräsern *Nardus stricta* und *Agrostis capillaris*.

Abb. 102: Ungarischer Enzian (Gentiana pannonica)

In Ausbildungen mit guter bis sehr guter Artenausstattung sind Arten, wie *Pedicularis sylvatica, Scorzonera humilis, Gymnadenia conopsea, Listera ovata* und *Platanthera bifolia*, seltenere Arten der Gattung *Hieracium* oder gar Flachbärlappe der Gattung *Diphasiastrum* zu finden.
In den insgesamt durchschnittlich deutlich artenärmeren Hochlagen-Borstgrasrasen bestimmen neben *Nardus stricta, Agrostis capillaris* und *Deschampsia flexuosa* in offenen, blütenreicheren Ausbildungen v.a. *Galium harcynicum, Rumex acetosella* und *Veronica officinalis* häufig den Aspekt. *Arnica montana* (nur noch selten!) und *Gentiana pannonica* setzen z.T. auffallende Blütenakzente, vorwiegend in Randzonen. Den subalpinen Einschlag belegen Arten, wie z. B. *Homogyne alpina* oder *Gnaphalium norvegicum*. Flächen mit Vorkommen von *G. pannonica* und Flächen mit gleichzeitigem Vorkommen der beiden anderen genannten Arten wurden grundsätzlich mit guter Artenausstattung bewertet. Eine Aufwertung wurde bei Flächen mit schlechtem Erhaltungszustand bezüglich des floristischen Artinventars außerdem dann vorgenommen, wenn aktuelle Nachweise von Kreuzotter und Waldeidechse vorliegen (vgl. VÖLKL, 2003). Eine detaillierte, Einzelflächen bezogene Bewertung der Artenausstattung ist den Anlagen 5 und 6 zu entnehmen.

Gefährdungen und Beeinträchtigungen

Hauptgefährdungsfaktoren sind einerseits eine fehlende Nutzung bzw. Pflege, und infolgedessen, Gefährdung v. a. konkurrenzschwacher Blütenpflanzen durch Ausbreitung von Brachegräsern, wie *Holcus mollis* oder *Carex brizoides* sowie einsetzende Gehölzsukzession.

Abb. 103: Starke Gefährdung der Hochlagen-Borstgrasrasen durch Ausbreitung von Heidelbeere

In den Borstgrasrasen der tieferen Lagen kann andererseits aber auch eine zu intensive Nutzung, bzw. Pflege, wie z. B. zu frühe Mahd oder Gefährdung hochbedrohter Arten durch zu tief eingestelltes Mähwerk eine Beeinträchtigungsursache darstellen.
Die charakteristische Bestandsstruktur der Hochlagen-Borstgrasrasen der Schachten ist z. T. akut durch die o. g. Ausbreitung von Brachezeigern, v. a. in Randzonen i. d. R. in Verbindung mit Heidelbeere und aufkommenden Gehölzen, gefährdet.
Ein weiteres Problem v. a. bei sehr kleinen Waldlichtungen stellt die Wildäsung dar: Auf mehreren kleinen Offenlandsflächen, die früher artenschutzrelevante Borstgrasrasen, z. B. mit Vorkommen von *Gentiana pannonica*, beherbergten (vgl. GAISBAUER, 1982, STRUNZ, mdl.), wurden im Jahr 2005 Bestände vorgefunden, die sich zum einen aus stark verbrachten Teilflächen (v. a. Seegras), zum anderen aus intensiv beästen, kurzrasigen Vegetationsbeständen, die dem Verband *Cynosurion* zuzurechnen sind, vorgefunden: Zwar waren vereinzelt Arten der Borstgrasrasen am Bestandsaufbau beteiligt, doch herrschten flachwachsende Arten der Intensivweiden, wie z. B. *Trifolium*

repens, Ranunculus repens, Prunella vulgaris u.ä. vor. Im Rahmen dieser Bestandserhebungen ist allerdings schwer abzuschätzen, inwieweit derartige Bestandsveränderungen ausschließlich das Resultat einer intensiveren Wildäsung sind, oder aber entsprechende Flächen in der Vergangenheit zusätzlich „bodenverbessernden Maßnahmen", wie z. B. Düngung, Ausbringen von Torf o. ä., unterzogen wurden, so geschehen beispielsweise am „Kirchlinger Stand" (STRUNZ, mdl.). Eine detaillierte Bewertung der Beeinträchtigungen ist den Anlagen 5 und 6 zu entnehmen.

Erhaltungszustand des LRT 6230

Tab.59: Gesamtbewertung des LRT 6230

Strukturen	A bis C
Arteninventar	A bis C
Beeinträchtigungen	B bis C
Gesamtwert LRT 6230	**A bis C**

(eine detaillierte, Einzelflächen bezogene Bewertung ist den Anlagen 5 und 6 zu entnehmen)

Bedeutung des Gebiets für den Lebensraumtyp

Die artenreicheren Ausbildungen im Randbereich des NPs sind zwar meist nur noch kleinflächig vorhanden, beherbergen jedoch teilweise im Naturraum seltene, z. T. hoch bedrohte Arten, wie *Pinguicula vulgaris, Gymnadenia conopsea, Platanthera bifolia* oder *Diphasiastrum sp.* sowie charakteristische Kennarten, wie z. B. *Arnica montana* und *Scorzonera humilis* in individuenreichen Populationen, so dass der Erhaltung dieser Flächen eine besondere Verantwortung zukommt.
Die Hochlagen-Borstgrasrasen der Schachten sind zum einen aus kulturhistorischer Sicht von überregionaler Bedeutung. Zum anderen sind v. a. artenreichere Ausbildungen mit Vorkommen von *Gentiana pannonica, Gnaphalium norvegicum* oder *Homogyne alpina*, die vegetationskundlich dem ***LYCOPODIO ALPINI-NARDETUM*** PREISING 53, bzw. dem ***GENTIANO PANNONICI – NARDETUM*** DUNZ. 79 zuzurechnen sind, als seltene, hochmontane und regionaltypische Pflanzengesellschaft besonders erhaltenswert.

Notwendige Erhaltungsmaßnahmen

Der LRT befindet sich hinsichtlich seiner lebensraumtypischen Strukturen und Artausstattung vielfach in einem so schlechten Erhaltungszustand, dass dringend Maßnahmen zur Erhaltung, bzw. Regenerierung geboten erscheinen.
Insbesondere ein Großteil der Schachten, aber auch weitere, brachliegende Borstgrasrasenreste sind akut gefährdet durch fortschreitende Sukzessionsvorgänge und Ausbreitung von „Problemarten" wie *Carex brizoides, Holcus mollis, Vaccinium myrtillus* oder gar Gehölzanflug. Die in den letzten Jahren geübte Praxis der mechanischen Gehölzbeseitigung zur Verhinderung einer Wiederbewaldung in Verbindung mit ehrenamtlichen Helfern aus Vereinen dient zwar der Offenhaltung der kulturhistorisch bedeutsamen Schachten, kann jedoch den LRT 6230 auf Dauer nicht erhalten!

♦ Die Maßnahme erster Wahl zur Verhinderung weiterer Substanzverluste ist die Wiederaufnahme einer extensiven Beweidung (vgl. STEIDL & RINGLER, 1996, sowie Kap. 5.6). Eine Beweidung mit Rindern, wie sie in historischer Zeit auf den Schachten – allerdings auch nur zur Nächtigung – vollzogen wurde, erscheint angesichts der kleinen Flächengrößen und großen Distanzen untereinander derzeit nicht praktikabel.
Eine Beweidung mit Schafen auf Borstgrasrasen wird in dem angrenzenden NP Šumava in Teilbereichen bereits praktiziert (BUFKOVÁ u. ZELENKOVÁ, mdl.). Nach Auskunft von L. BUFKA (mdl. Mitt.) gibt es auch keine Zielkonflikte mit dem Schutz des Auerhuhns auf tschechischer Seite, noch sind solche bei der Beweidung der Schachten auf bayerischer Seite zu erwarten, da der Heidelbeergürtel in der Übergangszone zum Wald zwar ein Teillebensraum für das Auerhuhn sein kann, den wichtigeren Teillebensraum jedoch (jüngere) Pioniergehölzstadien mit *Sorbus aucuparia* und *Betula pendula* darstellen. Dennoch sollten Saumzonen mit *Vaccinium*-Gürtel nur sporadisch und zurückhaltend beweidet oder ganz von Beweidung ausgespart werden, um unnötige Zielkonflikte ausschließen zu können.
Bei der Beweidung von brachliegenden Flächen mit geringem Futterwert haben sich genügsame Schafrassen, wie z. B. Bentheimer Landschaf, Heidschnucke oder Moorschnucke besser bewährt als Merinos (vgl. FAUST, 1994). Eine Beweidung mit flexibler Elektrozäunung sollte nicht länger als zwei Wochen im Jahr durchgeführt werden; günstigster Zeitpunkt ist Juli bis Herbst.
Um praktische Erfahrungen zu sammeln, sollte die Beweidung bei den leichter erreichbaren Offenflächen in tieferen Lagen begonnen werden und naturschutzfachlich-wissenschaftlich begleitet werden. In einem Zeitraum von ca. 5-6 Jahren sollten weitere Schritte zur Ausdehnung der Beweidung auch auf Schachten der Hochlagen diskutiert und festgelegt werden.

♦ Eine Mahd zur Erhaltung der Borstgrasrasen ist nur als Notlösung vor allem für Kleinstflächen in Betracht zu ziehen, da die Erhaltung der charakteristischen Artenkombination am besten durch extensive Beweidung sichergestellt ist.

♦ Bei Flächen in der südlichen Randzone des NPs, die der Erholungsnutzug dienen und regelmäßig gemäht werden, ist darauf zu achten, dass der Mähzeitpunkt auf den Entwicklungszyklus artenschutzrelevanter Sippen abgestimmt wird, das Mähwerk nicht zu tief eingestellt wird und möglichst Randzonen (z. B. zwergstrauchreiche Waldränder mit Vorkommen seltener Flachbärlappe) von einer regelmäßigen Mahd ausgespart bleiben, aber einer mechanischen Gehölzpflege unterzogen werden. Dies betrifft v. a. das Waldspielgelände bei Spiegelau, den Zeltplatz nordwestlich der Schönauer Mühle und die Spielwiese im Reschbachtal westlich Mauth.

4.2.13 6410 Pfeifengraswiesen auf kalkreichem Boden und Lehmboden (Eu-*Molinion*)

Abb. 104: Pfeifengraswiese bei Weidhütte

Allgemeine Verbreitung

Deutschlandweite Vorkommensschwerpunkte des als extrem stark gefährdet anzusprechenden Lebensraums liegen im Alpenvorland und in der Mecklenburgischen Seenplatte. Vorkommen in der Naturräumlichen Haupteinheit Oberpfälzisch-Bayerischer Wald werden von SSYMANK et al. (1998) als Nebenvorkommen mit guter Ausprägung gewertet.

Vorkommen und Verbreitung im Gebiet

Der im Standarddatenbogen nicht angeführte LRT „6410 Pfeifengraswiesen auf kalkreichem Boden und Lehmboden (Eu-Molinion)“ ist nur kleinflächig und v. a. im südlichen Randbereich des AG ausgebildet.

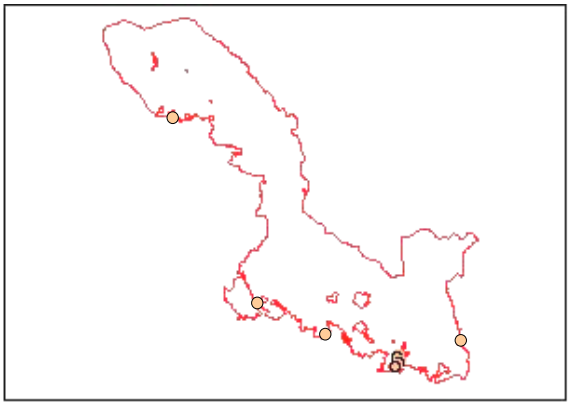


Abb. 105: Vorkommen von Pfeifengraswiesen

Während die meisten der artenarmen Pfeifengras-Dominanz-Bestände in der Randzone des Großen Filzes als Degenerationsstadien von Hochmooren nach SSYMANK et al. (1998) ausdrücklich ausgenommen sind, sind die artenreicheren Bestände bei Weidhütte in kleinräumigem Mosaik mit Braunseggensümpfen als Subtyp bodensaurer Standorte auf anmoorigen bis torfigen Böden (vgl. SSYMANK et al., ebd.) diesem LRT zuzurechnen.

Bewertung der lebensraumtypischen Strukturen

Im Sagwassertal südlich Weidhütte wurden auf vier Teilflächen Pfeifengraswiesen mit unterschiedlichen Erhaltungszuständen erfasst. Davon befinden sich zwei Teilflächen in einem durchschnittlich (noch) guten Erhaltungszustand. Hier wechseln sich offene, blütenreiche Stellen mit charakteristischen Arten und niedrigwüchsigen Begleitern der Borstgrasrasen, wie z. B. *Nardus stricta*, *Pedicularis sylvatica* oder *Calluna vulgaris* kleinflächig ab mit stärker verbrachten und artenärmeren Aspekten. Aufkommende Strauch-weiden sind hier noch nicht als starke Beeinträchtigung vorhanden. Anders verhält es sich in den beiden bereits stärker verbrachten Teilflächen mit reduziertem Blütenreichtum, fortgeschrittener Verfilzung und Beeinträchtigung durch Weidengebüsche mit schlechtem Erhaltungszustand. Angrenzende Flächen mit starker Dominanz von Hochstauden und dichterem Weidengebüsch wurden nicht in diesen Lebensraum einbezogen.

Abb. 106: Teufelsabbiss (Succisa pratensis)

Bewertung der charakteristischen Arten

Zusammen mit dem Aspekt bildenden Pfeifengras, *Molinia caerulea*, ist allen vier Flächen ein Grundstock an vorhandenen Kennarten und charakteristischen Begleitern, wie z. B. *Juncus conglomeratus*,

Lotus uliginosus, Sanguisorba officinalis oder *Succisa pratensis* (Abb. 85) gemeinsam.
Niedrigwüchsige, teilweise konkurrenzschwächere Arten, wie *Calluna vulgaris* oder *Potentilla erecta* kommen zwar – wie auch einige Arten der Braunseggensümpfe (*Carex echinata, Carex nigra, Viola palustris*) - ebenfalls in allen vier Flächen vor, in den beiden stärker verbrachten Teilbeständen jedoch sporadischer. Sie sind insgesamt etwas artenärmer, so dass man auch diesbezüglich von einem schlechten Erhaltungszustand sprechen muss. In den beiden Teilflächen mit gutem Erhaltungszustand sind seltenere, teils gefährdete Arten, wie z. B. *Dactylorhiza maculata agg., Eriophorum angustifolium* et *vaginatum, Menyanthes trifoliata, Pedicularis sylvatica, Scorzonera humilis* oder *Vaccinium oxycoccus* eingestreut, so dass der Erhaltungszustand als gut bis sehr gut bezeichnet werden kann.

Abb. 107: Gefährdung durch Nutzungsauflassung

Gefährdungen und Beeinträchtigungen

Nach QUINGER et al. (1995) sind die bei Brache ablaufenden Sukzessionsprozesse der Gefährdungsfaktor, der in Bayern gegenwärtig wohl die größten Verluste an Streuwiesen-Lebensräumen verursacht.
In allen vier Teilflächen im Sagwassertal sind bereits negative Auswirkungen einer fehlenden Nutzung, bzw. Pflege in Form von Verbrachung, Verfilzung und vermindertem Blütenreichtum erkennbar. Während man bei zwei Teilflächen noch von einem guten Erhaltungszustand sprechen kann, da hier kleinräumig sehr gute mit schlechten Zuständen wechseln, sind bei den beiden anderen Teilflächen die Beeinträchtigungen – in Verbindung mit Vordringen von Weidengebüsch – bereits als so gravierend einzustufen, dass die nachfolgend genannten Maßnahmen unabdingbar erscheinen zur Erhaltung dieses LRTs.
Von dem das Tal querenden Wanderweg, der mit Rücksichtnahme auf die sensible Vegetation auf einem Knüppelpfad geführt wird, ausgehende Beeinträchtigungen auf den LRT sind nicht feststellbar.
Eine detaillierte, Einzelflächen bezogene Bewertung der Beeinträchtigungen ist den Anlagen 5 und 6 zu entnehmen.

Erhaltungszustand der Pfeifengraswiesen

Tab.60: Gesamtbewertung des LRT 6410

Strukturen	B bis C
Arteninventar	A bis C
Beeinträchtigungen	B bis C
Gesamtwert LRT 6410	**B bis C**

(eine detaillierte, Einzelflächen bezogene Bewertung ist den Anlagen 5 und 6 zu entnehmen)

Bedeutung des Gebiets für den Lebensraumtyp

Auch wenn dieser LRT innerhalb des NPs flächenmäßig von untergeordneter Bedeutung ist, so kommt der Erhaltung dieser Einzelvorkommen angesichts der Tatsache, dass der LRT Pfeifengraswiese von RIECKEN et al. (1994) als vom Aussterben bedroht eingestuft wird, eine große Verantwortung zu.

Notwendige Erhaltungsmaßnahmen

Der LRT befindet sich hinsichtlich seiner lebensraumtypischen Strukturen nur noch ansatzweise in einem guten Erhaltungszustand. Selbst Teilflächen, denen in der Summe ein noch guter Erhaltungszustand diesbezüglich attestiert werden konnte, wurden bereits von negativen Begleiterscheinungen einer fortschreitenden Verbrachung erfasst.

♦ Eine regelmäßige Mahd im Spätherbst bis Winter im jährlichen Turnus oder zumindest alle zwei bis drei Jahre ist zur Erhaltung der hochwertigen Pfeifengras-Streuwiesen dringend geboten. Dabei ist das räumliche Nebeneinander von regelmäßig jährlich gemähten und in zwei- bis dreijährigen Abständen gemähten Flächen der Idealfall. In den beiden stärker verbrachten Teilflächen ist nach QUINGER et al. (1995) als „Erstmaßnahme“ eine Mahd im August mit kräftigem Mähgerät bei einer Schnitthöheneinstellung von 10 cm vorteilhaft.

♦ In jedem Fall ist ein sorgfältiges Entfernen des Mähguts einschließlich älterer Streufilz erforderlich – ein Mulch-Schnitt ohne Entfernung des Schnittguts führt zu unerwünschten Verschiebungen in der Artenzusammensetzung.
♦ Ältere Strauchweiden und Weidengebüsche als Habitatstruktur für das Braunkehlchen sollten als Bereicherung des Landschaftsbilds belassen werden. Jüngerer Gehölzaufwuchs sollte hingegen nicht bei der Mahd ausgespart bleiben, sondern entfernt werden.

4.2.14 6430 Feuchte Hochstaudensäume der planaren bis alpinen Höhenstufe inkl. Waldsäume

Abb. 108: Artenreiche Hochstaudenfluren

Allgemeine Verbreitung

Die in Mitteleuropa weit verbreiteten Saumgesellschaften haben auch deutschlandweit keine deutlich erkennbaren Vorkommensschwerpunkte. Als lineare natürliche oder anthropogen bedingte Strukturen entlang von Fließgewässern und Waldrändern sind sie zwar verbreitet und häufig, jedoch flächenmäßig von untergeordneter Bedeutung.

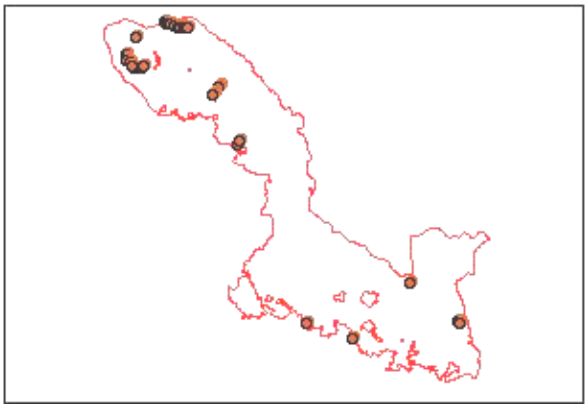


Abb. 109: Vorkommen des LRT 6430 im NP

Vorkommen und Verbreitung im Gebiet

Der LRT ist im gesamten NP oft kleinflächig entlang der Fließgewässer verbreitet. Die Bestände sind häufig auf älteren Anlandungen oder in Lücken der Gewässer begleitenden Gehölze zu finden, meist deutlich unter 50 m lang und fallen somit unter die Erfassungsschwelle für diesen LRT. Die hier abgebildete Verbreitungskarte, die lediglich das Vorkommen längerer, im Rahmen des Managementplans erfasster und bewerteter Hochstaudenfluren beinhaltet, spiegelt deshalb bei weitem nicht den vollen Umfang der tatsächlichen Verbreitung dieses LRTs wider.
Schwerpunkte der erfassten Bestände liegen an der Gr. Deffernik im Bereich des Oberlaufs (vor Eintritt in die Tschechische Republik). Ansonsten wurden längere Abschnitte von Hochstaudenfluren ohne räumliche Konzentration erfasst. Weitgehend ungestörte, natürliche Hochstaudenfluren sind darüber hinaus in kleinen Lücken des geschlossenen Waldbestandes schwerpunktmäßig am Hirschbach – hier v. a. auf älteren Anlandungen aus Kies mit vorherrschender Pestwurz, *Petasites albus*, und entlang des renaturierten Abschnitts der Gr. Deffernik im Bereich von durch Entfernung von Fichten entstandenen Lücken mit Dominanz von *Doronicum austriacum* zu finden. Auch an Klausen und Schwellen sind z.T. nur wenige Quadratmeter kleine, aber blütenreiche Hochstaudenfluren vorzufinden, wie z. B. an der Martinsklause zwischen zusammengebrochenen Waldbeständen.

Bewertung der lebensraumtypischen Strukturen

Nach der neuen, zum Zeitpunkt der Erstellung des Plans noch (als unabgestimmter Entwurf) unveröffentlichten Kartieranleitung des Bayerischen Landesamts für Umwelt wird als günstiger Erhaltungszustand für die lebensraumtypische Struktur feuchter Hochstaudenfluren gewertet, wenn die matrixbildenden Hochstauden locker genug stehen, dass sich zwischen ihnen etliche niedrigwüchsige krautige und grasige Pflanzen halten können, während geschlossene, sehr dichte Bestände hochwüchsiger Hochstauden als ungünstiger Erhaltungszustand definiert werden. Die Bestände im NP sind diesbezüglich nicht durchweg homogen anzusprechen, enthalten jedoch i. d. R. teilweise, häufig auch durchgehend niedrigwüchsige Arten, wie z. B. *Circaea alpina*, *Lysimachia nemorum* oder *Deschampsia cespitosa* und sind so in einem guten bis sehr guten Erhaltungszustand.
Eine detaillierte, Einzelflächen bezogene Bewertung der Habitatstrukturen ist den Anlagen 5 und 6 zu entnehmen.

Bewertung der charakteristischen Arten

Die vorgefundenen Bestände erreichen Artenzahlen (bzw. Anzahl an Arten aus der vorgegebenen Auswahlliste, vgl. Anlagen) zwischen 5 und 16 Arten, wobei auch artenarme Bestände, z. B. mit Mädesüß im südlichen Randbereich des NPs bei Altschönau, weitgehend unbeeinträchtigt sind.
Artenreichere Bestände enthalten so auffällige und attraktive Blütenstauden, wie z. B. *Aconitum napellus*, *Cicerbita alpina*, *Cirsium helenioides*, *Doronicum austriacum* oder *Thalictrum aquilegifolium* und sollten eher einen mindestens guten Erhaltungszustand attestiert bekommen.

Gefährdungen und Beeinträchtigungen

Die erfassten Bestände sind fast durchweg unbeeinträchtigt oder nur gering beeinträchtigt durch das Auftreten von Nitrifizierungszeigern, wie z.B. Brennnessel oder Rohrglanzgras oder auch das Einwandern von Neophyten, insbesondere *Impatiens glandulifera*. Lediglich zwei der erfassten Bestände sind stärker beeinträchtigt, zum einen durch einen höheren Anteil an Brennnessel in Verbindung mit Fahrspuren, zum anderen durch höhere Anteile an Brennnessel und *Impatiens glandulifera*, so dass ein schlechter Erhaltungszustand vorherrscht.
Eine detaillierte, Einzelflächen bezogene Bewertung der Beeinträchtigungen ist den Anlagen 5 und 6 zu entnehmen.

Erhaltungszustand des LRT 6430

Tab.61: Gesamtbewertung des LRT 6430

Strukturen	A bis C
Arteninventar	C
Beeinträchtigungen	B bis C
Gesamtwert LRT 6430	**B bis C**

(eine detaillierte, Einzelflächen bezogene Bewertung ist den Anlagen 5 und 6 zu entnehmen)

Bedeutung des Gebiets für den Lebensraumtyp

Der NP BW hat insofern eine große Bedeutung für die Erhaltung des LRT, als die natürliche dynamische Entwicklung, die seit Jahrzehnten das Gebiet prägt, eine kontinuierliche Entstehung neuer „Pionierstandorte“ entlang der Gewässer als Lebensraum für die Besiedelung mit Arten feuchter Hochstaudenfluren gewährleistet. Vor allem für die Erhaltung hochmontaner bis subalpiner Ausprägungen mit *Cicerbita alpina, Doronicum austriacum* oder *Salix appendiculata*, die außerhalb der Alpen praktisch den einzigen Vorkommens-Schwerpunkt innerhalb Bayerns im BW besitzen, besteht eine hohe Verantwortlichkeit, insbesondere bei für Bayern einzigartigen Ausbildungen mit den ostpräalpinen Arten *Senecio subalpinus* und *Tephroseris crispa*.

Notwendige Erhaltungsmaßnahmen

Der LRT befindet sich fast durchweg in gutem Erhaltungszustand.

♦ Wenn auch zu erwarten ist, dass ein Teil der erfassten Flächen langfristig einer Wiederbewaldung weichen wird, so erscheint es schon allein deshalb nicht erforderlich, diesen natürlichen Sukzessionsprozess zugunsten der feuchten Hochstaudenfluren mit hohem Pflegeaufwand aufzuhalten, weil durch die natürliche

Abb. 110: Feuchte Hochstaudenflur mit Weißer Pestwurz und Blauem Eisenhut

Gewässerdynamik die Entstehung geeigneter Standorte zur Neubesiedelung jederzeit und in ausreichendem Umfang gewährleistet ist. „Künstliche“ Pflegeeingriffe sind daher in aller Regel nicht erforderlich.

♦ Lediglich Flächen mit Auftreten des expansionsfreudigen Neophyten *Impatiens glandulifera* sollten beobachtet werden und bedarfsweise bei einer weiteren Ausbreitung dieser Art durch vollständiges Entfernen aller Pflanzen vor der Samenreife gepflegt werden. Dies betrifft v. a. im Zuge von Gewässerrenaturierungen neu entstehende Flächen, da besonders hier ein expansives Vordringen der Art zu befürchten ist.

4.2.15 6520 Berg-Mähwiesen

Abb. 111: Schwarze Teufelskralle (Phyteuma nigrum)

Allgemeine Verbreitung

Hauptvorkommen dieses LRTs liegen deutschlandweit im Alpenraum mit Alpen-Vorland, im Schwarzwald und im Thüringisch-Fränkischen Grenzgebirge. Vorkommen in der Naturräumlichen Haupteinheit Oberpfälzisch-Bayerischer Wald werden von SSYMANK et al. (1998) ebenso wie diejenigen in der Bayerischen Rhön und der Fränkischen Alb als Nebenvorkommen mit guter Ausprägung gewertet.

Vorkommen und Verbreitung im Gebiet

Der LRT „6520 Berg-Mähwiese“ ist mit zahlreichen Einzelflächen, die überwiegend in der südlichen Randzone in der Umgebung von Siedlungen liegen, vertreten. Die montane Ausbildungsform der Gesellschaft besiedelt vorwiegend mäßig frische bis frische, teils wasserzügige Böden und bildet teilweise – v.a. saumartig entlang von Waldrändern - Übergänge zu den zuvor beschriebenen Borstgrasrasen.
Auch im Bereich der Schachten sind einzelne Teilflächen diesem Lebensraum zuzuordnen.

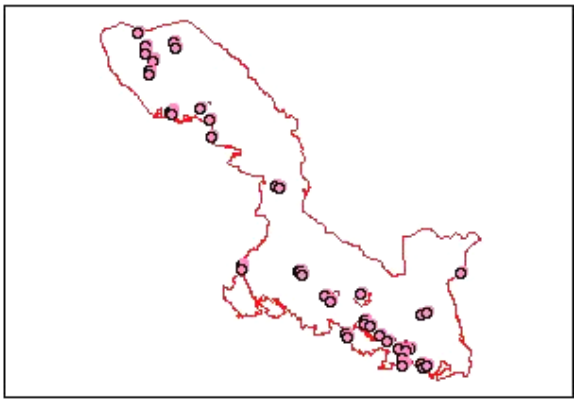


Abb. 112: Vorkommen des LRT 6520

Bewertung der lebensraumtypischen Strukturen

Artenreiche Berg-Mähwiesen in sehr guter Ausbildung sind geprägt von einer blütenreichen Krautschicht, in der auch niedrigwüchsige, konkurrenzschwächere Blütenpflanzen gedeihen und Mittelgräser vorherrschen. Obergräser, wie z. B. Knäuelgras, und Stickstoffzeiger, wie z. B. Bärenklau oder Wiesenkerbel, fehlen im Idealfall vollständig.

Die bewerteten Ausbildungen im BW umfassen diesbezüglich eine sehr weite Amplitude von sehr arten- und blütenreichen Beständen, teils in Übergang zu Borstgrasrasen, bis hin zu Wiesen mit schlechtem Erhaltungszustand, bedingt durch fehlende Nutzung und Ausbreitung von Brachegräsern mit zunehmender Verfilzung oder aber bedingt durch zu intensive Nutzung mit zu früher Mahd, Düngung und Zunahme der o. g. Anzeiger von intensiv genutzten Fettwiesen.
Die Abgrenzung von Berg-Mähwiesen in schlechtem Erhaltungszustand gegenüber intensiven Fettwiesen als sonstige Lebensräume, die die Anforderungen für diesen LRT nicht mehr erfüllen, setzt eine Mindestdeckung an Blütenpflanzen voraus, die die Nutzungsintensivierung, bzw. Verbrachung (noch) überdauern konnten. Dazu zählen hier v. a. montane *Alchemillen* oder auch *Hypericum maculatum*. Eine detaillierte, Einzelflächen bezogene Bewertung der Habitatstrukturen ist dem Anlagen 5 und 6 zu entnehmen.

Abb. 113: Viola tricolor ssp. saxatilis

Bewertung der charakteristischen Arten

In den artenreicheren Ausbildungen treten die beiden Charakterarten *Crepis mollis* und *Phyteuma nigrum* mit relativ hoher Stetigkeit auf, begleitet von zahlreichen typischen Fettwiesenarten, wie z. B. *Campanula patula*, *Galium album* oder *Knautia arvensis* sowie konkurrenzschwächeren Blütenpflanzen, darunter weiter verbreitete, wie z. B. *Campanula rotundifolia*, *Hieracium pilosella*, *Leontodon hispidus*, *Lotus corniculatus* oder *Pimpinella saxifraga*, in Flächen mit sehr gutem Erhaltungszustand bzw. in Randbereichen auch seltenere

Arten, wie z. B. *Thlaspi caerulescens* oder *Viola tricolor ssp. saxatilis* (vgl. Abb.).
In feuchteren Ausbildungen sind weiter seltenere Arten wie *Cirsium helenioides, Dactylorhiza maculata agg., Scorzonera humilis* oder *Willemitia stipitata* eingestreut.
In Flächen mit gutem bis hervorragendem Zustand dominieren in der Grasschicht *Agrostis capillaris, Anthoxanthum odoratum* und *Festuca rubra agg.*, häufig begleitet von *Briza media*. Goldhafer (*Trisetum flavescens*) ist nur sporadisch zu finden. In Flächen mit schlechtem Erhaltungszustand treten v.a. *Dactylis glomerata* bei den Gräsern und *Anthriscus sylvestris, Heracleum sphondylium, Taraxacum officinale* oder *Trifolium repens* in der Krautschicht hinzu. Eine detaillierte, Einzelflächen bezogene Bewertung der Artenausstattung ist dem Anlagen 5 und 6 zu entnehmen.

Gefährdungen und Beeinträchtigungen

Wie bei den Borstgrasrasen gibt es auch hier zwei entgegengesetzte Gefährdungsursachen, nämlich zu intensive Nutzung einerseits und Nutzungsaufgabe andererseits. In Ausnahmefällen kann auch eine Nutzungsänderung in Form einer Umstellung auf Beweidung eine Gefährdungsursache darstellen, da hierdurch charakteristische Arten allmählich zugunsten von Weidezeigern verdrängt werden.
Eine Nutzungsaufgabe oder zu extensive Nutzung führt langfristig zu einer Artenverarmung und Verschiebung des Artenspektrums zugunsten von ausbreitungsfreudigen Brachezeigern und Obergräsern. Das Aufkommen von jungem Gehölzanflug in Waldrandzonen gefährdet hier v. a. die besonders mageren Ausbildungen und Übergänge zu Borstgrasrasen.
Durch zu intensive Nutzung (i. d. R. Düngung in Verbindung mit zu früher Mahd) verarmen die Flächen ebenso; das Artenspektrum verschiebt sich zugunsten konkurrenzstarker, hochwüchsiger Arten nährstoffreicherer Standorte (s. o.). Eine detaillierte, Einzelflächen bezogene Bewertung der Beeinträchtigungen ist den Anlagen 5 und 6 zu entnehmen.

Erhaltungszustand des LRT 6520

Tab.62: Gesamtbewertung des LRT 6520

Strukturen	A bis C
Arteninventar	A bis C
Beeinträchtigungen	A bis C
Gesamtwert LRT 6520	**A bis C**

(eine detaillierte, Einzelflächen bezogene Bewertung ist den Anlagen 5 und 6 zu entnehmen)

Bedeutung des Gebiets für den Lebensraumtyp

Gemeinsam mit dem NP-Vorfeld haben v.a. die Randlagen des NP im Umfeld der benachbarten, bzw. als Enklaven innerhalb des NPs liegenden Orte eine große Bedeutung für die Erhaltung von artenreichen Ausbildungen dieses Lebensraums. Angesichts der Tatsache, dass dieser LRT im Standard-Datenbogen überhaupt nicht aufgeführt wurde, ist es wichtig zu betonen, dass er auch flächenmäßig im Verhältnis zu den sonstigen Offenlands-Lebensräumen eine nicht unerhebliche Rolle spielt.

Abb. 114: Beeinträchtigung durch Nutungsauflassung und jungen Fichtenanflug

Notwendige Erhaltungsmaßnahmen

Von insgesamt 57 Einzelflächen mit Vorkommen dieses LRT gibt es nur zwei Flächen, die als völlig unbeeinträchtigt eingestuft werden konnten.
Häufig ist die Einstufung der Beeinträchtigung in den Erhaltungszustand „B“ (guter Erhaltungszustand) eine Mischbewertung aus „A“ und „C“, also beispielsweise hervorragenden, störungsfreien Zuständen im Zentrum der Fläche und Beeinträchtigungen, z. B. in Form von Vordringen von jungem Fichtenaufwuchs, im Randbereich.
♦ Die Beseitigung von jungem Gehölzaufwuchs, insbesondere von Fichtensämlingen, aus dem im allgemeinen besonders artenreichen, weil von Nährstoffen „ausgehagerten“ Waldrand ist eine Maßnahme, die auf einem Großteil der Flächen - flankierend zur traditionellen Bewirtschaftung in Form einer zweischürigen Mahd (optimaler Zeitpunkt: Ende Juni/ Anfang Juli und September) mit Abtransport des Mähguts durchgeführt werden sollte. Alternativ können Flächen, die nicht mehr in landwirtschaftlicher Nutzung stehen und von Verbrachung bedroht sind, auch einer einmaligen – aber jährlichen – Mahd mit Abtransport des Mähguts einschließlich angereicherter Verfilzung unterzogen werden. Ein Mulchschnitt ist auf Dauer ungeeignet zur Erhaltung der charakteristischen Artenkombination der Berg-Mähwiesen.
♦ Auf bereits intensiver genutzten Flächen, die sich im Bereich der „unteren Erfassungsschwelle“ befinden und durch weiter andauernde intensive Bewirtschaftung akut gefährdet sind, ist eine möglichst kurzfristige Extensivierung durch Verzicht auf weitere Düngung und Verzögerung des Mäh-Zeitpunkts auf frühestens Ende Juni dringend geboten. In Beweidung übergeführte Flächen sollten zumindest in eine Mischnutzung aus Mahd mit Nachbeweidung (oder umgekehrt) zurückgeführt werden.

4.2.16 *7110 Lebende Hochmoore

Abb. 115: Hochmoorweite im Zwieselter Filz

Allgemeine Verbreitung

Mit Ausnahme der südlichsten Gebiete können Hochmoore überall in Europa auftreten. In Deutschland sind sie auf den Norden und die Gebirge beschränkt. In Bayern liegt der Repräsentanz-Schwerpunkt im südlichen Alpenvorland. Weitere Vorkommen sind vor allem in den Naturräumen Oberpfälzisch-Bayerischer Wald, Nördliche Kalkalpen und in der Rhön zu finden.

Bedeutung des Gebiets für den Lebensraumtyp

Wenige Gebiete in Bayern weisen die erforderlichen Voraussetzungen für die Entstehung von Hochmooren auf. Nur ausreichend hohe Niederschläge ermöglichen ein aktives und anhaltendes Moorwachstum. Der NP besitzt zusammen mit dem Arbergebiet und einigen Mooren bei Haidmühle, Finsterau, Philippsreuth und im Landkreis Regen die flächenmäßig bedeutendsten Hochmoorstandorte in Ostbayern. Meist stocken darauf Moorwälder aus Latsche/Spirke, tlw. auch Fichte. Nur vergleichsweise geringe Anteile entfallen demzufolge auf die reinen, definitionsgemäß weniger als 50 % bestockten Hochmoore.

Vorkommen und Verbreitung im Gebiet

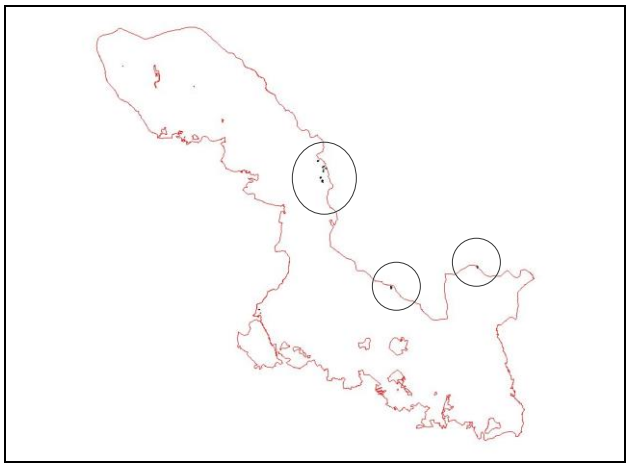


Abb. 116: Verbreitung des LRT 7110

Die Hochmoore im NP bilden den Kern der Moorkomplexe des Zwieselter Filzes, des Latschenseefilzes, des Großen Filzes (Spitzberg) und des Markfilzes. Zwei kleinere Flächen finden sich im Klingenbrunner Wald bzw. im Kainzenfilz.
Lediglich 5,5 ha konnten als LRT 7110 kartiert werden. Dies hängt u. a. damit zusammen, dass die so genannten Pseudohochmoore, die von ihrer Artenausstattung den echten Hochmooren bereits sehr nahestehen, als Übergangsmoore (LRT 7140) zu erfassen sind, da sie nicht überwiegend ombrotroph sind und weder die charakteristische, uhrglasartige Wölbung mit dem mooreigenen Wasserspiegel aufweisen, noch ausschließlich von Regenwasser gespeist werden.
Die auftretenden Schlenken wurden nicht als eigener LRT 7150 kartiert, sondern wegen ihrer engen Verzahnung und ihrer geringen Größe als Strukturelement der Hochmoore aufgefasst.

Bewertung der lebensraumtypischen Strukturen

Die meisten Teilflächen sind naturnah oder natürlich erhalten, einschließlich ihrer typischen Biotoptypen wie Bulten, Schlenken, Kolke, Randlagg. Am Latschensee und im Zwieselter Filz sind zusätzlich Mooraugen (LRT 3160) vorhanden. Die Flächen sind locker mit einzelnen Fichten oder Latschen bewachsen, die stellenweise zu Gehölzinseln zusammengerottet sind. Nur in einem Fall nimmt der Bewuchs mit Fichte überhand.
Eine Vergesellschaftung mit anderen Moortypen, z. B. mit Übergangsmooren oder Moorwald ist bezeichnend.
Überwiegend befinden sich die Habitatstrukturen in einem guten Zustand.

Bewertung der charakteristischen Arten

Floristisches Arteninventar

Alle Flächen zeigen eine ausgeprägte Hochmoorvegetation mit Andromedaheide (*Andromeda polifolia*), Sonnentau (*Drosera rotundifolia*), Wollgras (*Eriophorum vaginatum*), Moosbeere (*Oxycoccus palustris*), Rauschbeere (*Vaccinium uliginosum*), verschiedenen Torfmoosen (z. B. *Sphagnum magellanicum*) und weiteren *Vaccinium*-Arten (*V. myrtillus, V. vitis-idaea*). Bei gestörtem Wasserhaushalt gelangen bestimmte Arten wie Preiselbeere (*Vaccinium vitis-idaea*), Heidekraut (*Calluna vulgaris*), Rotstengelmoos (*Pleurozium schreberi*) und Pfeifengras (*Molinia caerulea*) zu höherer Deckungsgraden.
Insgesamt ist die Artenzusammensetzung meist ansprechend. Im Falle der Hinteren Sulz (Latschensee) sind trockene Partien offensichtlich natürlichen Ursprungs.

Faunistisches Arteninventar (Leitarten)

Für ausgewählte (Hoch)moorkomplexe, für die im Kapitel 4.2.22 „Leitarten“ eine Zusammenstellung dargestellt ist, haben WEIß & MÜLLER-KROEHLING (in Vorb.) Leitarten erhoben. Für die konkret als LRT 7110 ausgewiesenen Flächen können die Ergebnisse weitgehend übertragen werden: Die Charakterart offener Hochmoore kommt in Form des Laufkäfers *Agonum ericeti* nicht vor. Er

scheint im BW nur in den Teilen aufzutreten, die zur Moldau entwässern, fehlt aber auch im Zwieselter- und Latschenseefilz, für die das zutrifft. Möglicherweise ist die Kleinflächigkeit natürlicherweise offener Hochmoorbereiche, oder auch das Fehlen ausgeprägter Bult-Strukturen hierfür verantwortlich (MÜLLER-KROEHLING, in Vorb.). Auch weitere tyrphophile Arten offener Hoch- und Übergangsmoore wie *Bembidion humerale* fehlen im NP. Insgesamt kann die Artausstattung der Laufkäfer dennoch als gut bezeichnet werden.
Auf die besondere Bedeutung der offenen Moorstrukturen für das Auerhuhn weist SCHERZINGER (2003) hin.

Gefährdungen und Beeinträchtigungen

Zwei Bereiche am Latschenseefilz weisen einen recht trockenen Zustand auf. Ob dies auf ehemalige, heute nicht mehr erkennbare Entwässerungsmaßnahmen zurückgeht oder natürliche Ursachen hat, ist nicht abschließend zu klären.
Stark entwässerte Teilflächen wurden unter dem folgenden Kapitel (LRT 7120) behandelt.

Auf dem ehemals offenen Kern des Moorkomplexes im Klingenbrunner Wald droht sich die Fichte zu etablieren.

Die Wanderwege am Zwieselter Filz und am Latschensee tangieren bzw. durchqueren die Hochmoorbereiche in Form von Bohlenstegen. Die Flächen werden dadurch geschont, Beeinträchtigungen etwa durch Trittschäden wurden nicht festgestellt.

Erhaltungszustand der Hochmoore

Ausschlaggebend für die Beurteilung der Hochmoore ist der Wasserhaushalt. Er schlägt sich entsprechend auf die Beurteilung des Gesamtwertes nieder.

Tab.63: Gesamtbewertung des LRT 7110

Strukturen	A - B	
Arteninventar	A - B	
Beeinträchtigungen	50 % A 30 % B 20 % C	
Gesamtwert LRT 7110	**50 % A** **30 % B** **20 % C**	**∅ B⁺**

Erhaltungsmaßnahmen

♦ Die meisten Einzelflächen befinden sich in einem guten bis sehr guten Zustand. Erhaltungsmaßnahmen sind nicht erforderlich.
♦ Aus dem Moorkern im Klingenbrunner Wald müssen die Fichten entfernt werden, da die Fläche sonst zuwächst und aufgrund der Evaporation durch die Bäume eine weitere Austrocknung die Folge wäre.
♦ Störungen jeglicher Art sollten auch weiterhin so gering wie möglich geringgehalten werden.
♦ Es sollten keine neuen touristischen Erschließungsmaßnahmen erfolgen.

Weitere Hinweise können dem Fachbeitrag von SIUDA (2005) entnommen werden.

4.2.17 7120 Noch renaturierungsfähige degradierte Hochmoore

Abb. 117: Verschluss des Grenzgrabens am Markfilz

Allgemeine Verbreitung

Fast überall wo Hochmoore vorkommen, ist in der Vergangenheit versucht worden, diese trocken zu legen, oder aber es wurde Torf abgebaut. Soweit nicht eine vollständige Zerstörung die Folge war, sind die Flächen doch mehr oder weniger stark verändert worden. Eingeschlossen in diesen LRT sind nur Degenerationsstadien, in denen hochmoortypische Pflanzen noch wesentliche Teile der Vegetation ausmachen. Zudem muss die Wiederherstellbarkeit innerhalb eines Zeitraums von 30 Jahren gewährleistet sein.

Bedeutung des Gebiets für den Lebensraumtyp

Im NP BW sind die vorkommenden Hochmoore im engeren Sinne i. d. R. noch intakt. Teilabgetorfte und stärker vorentwässerte Bereiche spielen eine untergeordnete Rolle.

Vorkommen und Verbreitung im Gebiet

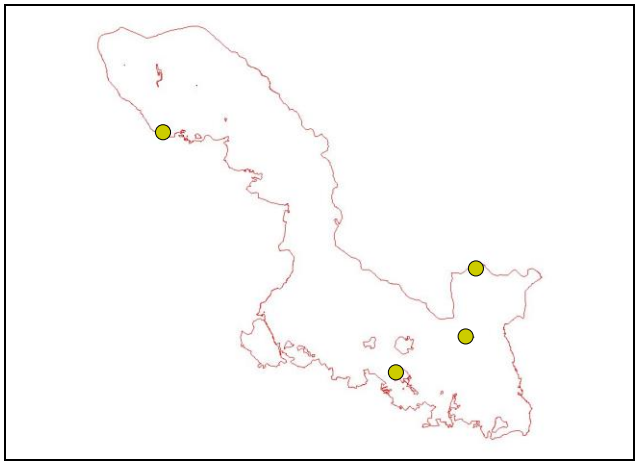


Abb. 118: Vorkommen des LRT 7120

Vier Einzelflächen verteilen sich auf insgesamt 1,4 ha. Eine davon befindet sich am Südrand des Birkenmoorwaldes bei Kreuzstraßl, im AG sind es das Markfilz unmittelbar an der tschechischen Grenze, das Tieffilz südöstlich des Lusens und die sog. Kleine Au westlich von Altschönau.

Bewertung der lebensraumtypischen Strukturen

Es sind dieselben Habitatstrukturen vorzufinden, die auch die Hochmoore kennzeichnen.

Bewertung der charakteristischen Arten

Floristisches Arteninventar

Die Vegetation ist vergleichbar mit der der Hochmoore. Hinzu kommen Störungszeiger, die je nach Grad der Beeinträchtigung mehr oder weniger hohe Deckungsgrade erreichen: Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*), Preiselbeere (*Vaccinium vitis-idaea*), Heidekraut (*Calluna vulgaris*), Pfeifengras (*Molinia caerulea*), Faulbaum (*Frangula alnus*). Auch die Sandbirke zählt hierzu.

Faunistisches Arteninventar (Leitarten)

Leitarten für die degradierten Hochmoore wurden nicht erhoben.

Gefährdungen und Beeinträchtigungen

Systematische Entwässerungen haben die Moordegeneration herbeigeführt. Am grenzüberschreitenden Markfilz wurden in einem gemeinsamen Projekt mit dem NP Šumava diese Gräben bereits verschlossen, um den Grundwasserspiegel wieder anzuheben.
Teilabtorfung ist die Ursache für die Beeinträchtigung des Moores bei Kreuzstraßl.

Erhaltungszustand der degradierten Hochmoore

Ausschlaggebend für Beurteilung von Mooren ist der Wasserhaushalt. Er schlägt sich entsprechend auf die Beurteilung des Gesamtwertes nieder.

Tab.64: Gesamtbewertung des LRT 7120

Strukturen	B - C
Arteninventar	B - C
Beeinträchtigungen	C
Gesamtwert LRT 7120	**C**

Erhaltungsmaßnahmen

♦ Eine Erneuerung der Stauwehre im Tieffilz wäre wünschenswert. Allerdings ist die Fläche derzeit äußerst schwer zugänglich.
♦ In der sog. Kleinen Au bei Altschönau hat die NP-Verwaltung 2005 die Gehölze im Moorzentrum entnommen. Einige Grabenabschnitte im Randbereich wurden vor Jahren mit Astwerk verfüllt. Sie sind vermutlich noch teilweise wirksam. Der zentrale Moorbereich ist mittlerweile stark vorentwässert, der Torf im Oberboden mineralisiert. Die Durchführung von weiteren Anstaumaßnahmen ist somit nur bedingt aussichtsreich.
Die Renaturierung des Markfilzes wurde bereits abgeschlossen.
♦ Nachhaltige Entbuschungen und Entnahme von Fichten empfiehlt sich auf der Fläche bei Kreuzstraßl. Zudem sollte geprüft werden, ob hier ein Grabenverschluss eine Verbesserung der Wasserhaushaltssituation bringen kann.

4.2.18 7140 Übergangs- und Schwingrasenmoore

Abb. 119: Übergangsmoor am Stangenfilz

Allgemeine Verbreitung

Übergangs- und Schwingrasenmoore kommen in nahezu allen europäischen Ländern vor. Ähnlich ist die Situation innerhalb Deutschlands und Bayerns, mit Schwerpunkten im Alpenvorland sowie der Oberpfalz und Oberfranken. Man findet sie auf Zwischen- und Quellmoorsubstraten mit oberflächennahem oder anstehendem dystrophem, oligo- bis mesotrophem Wasser (nicht mehr rein ombrotroph).

Bedeutung des Gebiets für den Lebensraumtyp

Die meisten Übergangsmoore im BW konzentrieren sich auf den östlichen Teil des Naturraums. Innerhalb dessen beherbergt der NP wiederum einen erheblichen Teil der Vorkommen und mit den Flächen des Klosterfilzes und des Großen Filzes große zusammenhängenden Flächen.

Vorkommen und Verbreitung im Gebiet

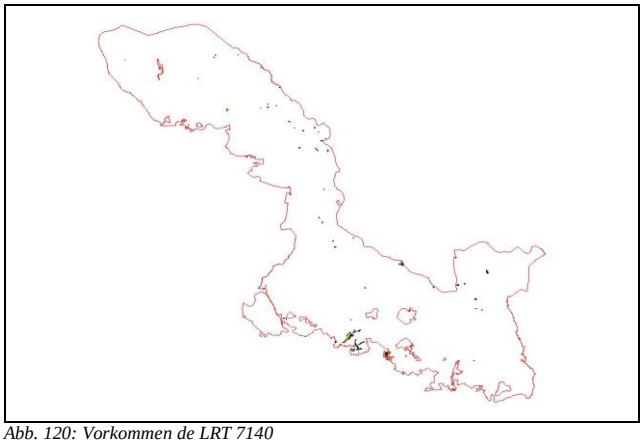


Abb. 120: Vorkommen de LRT 7140

Übergangsmoore kommen schrotschussartig verteilt überall im NP vor. Während sie in der Hangzone eher die Ausnahme sind, häufen sie sich in den Hochlagen, wo sie auf Quell- und Zwischenmoorstandorten regelmäßig als Element der Fichtenmoorwälder anzutreffen sind. Daneben liegt ein Schwerpunkt in den Talauen zwischen Riedlhütte und Altschönau, allen voran das Große Filz und das Klosterfilz mit ihren großflächigen Vorkommen. Oft nach wiedereinsetzender Moorbildung aus ehemaligen Streuwiesenbrachen bzw. Pfeifengraswiesenbrachen hervorgegangen, sind sie hier Teil eines außergewöhnlich abwechslungsreichen Komplexes unterschiedlichster Moor- und Feuchtbiotoptypen. Besonders hervorzuheben sind daneben Teile des Stangenfilzes und des Spitzbergfilzes, die so genannte „Gruft“ oder die alte Karfläche südwestlich des Rachelsees.

Die Übergangsmoore treten in verschiedensten Ausbildungen auf. Erfasst werden konnten u. a. die soziologischen Einheiten Schnabelseggenried (*Caricetum rostratae*), verschiedene zwergstrauchreiche Torfmoos- und Hochmoor-Torfmoos-Gesellschaften (*Oxycocco-Sphagnetea, Sphagnetalia magellanici*), Scheidenwollgras- und Schmalblattwollgras-Gesellschaften (*Eriophorum vaginatum*-Gesellschaft, *Sphagnum fallax-Eriophorum angustifolium*-Gesellschaft), Zwischenmoorgesellschaften mit Blumenbinse (*Scheuchzerietalia palustris*), dazu verschiedene Schlenkengesellschaften. Wegen der geringen Flächengrößen wurden Letztere nicht als eigener LRT 7150, wie im Standarddatenbogen mit 1 ha veranschlagt, erfasst, sondern bei den Übergangsmooren einbezogen.

Punktuell ist dieser Lebensraum auch in der Verlandungszone der so genannten Schwellen oder Klausen, also kleinen, in historischer Zeit zur Holztrift angelegten Stauteichen zu finden. Großseggensäume mit Schnabelsegge (*Carex rostrata*) überwiegen in diesen Verlandungsgürteln. In manchen Fällen handelt es sich aber auch um sphagnenreiche Ausbildungen, teils begleitet von charakteristischen Arten, wie Hundsstraußgras (*Agrostis canina*), Schmalblättrigem Wollgras (*Eriophorum angustifolium*) oder Sumpfveilchen (*Viola palustris*), so dass eine Zuordnung zu diesem LRT gerechtfertigt erscheint. Es handelt sich in allen Fällen zwar um ungestörte und strukturell gute, aber artenarme Ausbildungen, die aufgrund ihrer geringen Flächengröße nicht gesondert erfasst und bewertet wurden.

Abb.121: Schlenken im Latschenseefilz

Auf zahllose Einzelflächen verteilt konnten insgesamt 44,1 ha kartiert werden.

Bewertung der lebensraumtypischen Strukturen

Charakteristisch sind je nach Subtyp Bult-Schlenken-Komplexe, Schwingdecken, vereinzelte schwachwüchsige Gehölzgruppen, strukturreiches Gelände- und Mikrorelief sowie häufig Wald-Offenland-Übergänge. Eine ganz eigene Form zeigen viele der flachgründigen Hangquellmoore der Hochlagen.
Die Habitatstrukturen betreffend befinden sich die allermeisten Teilflächen in einem recht natürlichen Zustand.

Bewertung der charakteristischen Arten

Floristisches Arteninventar
Je nach Gesellschaft variiert die Zusammensetzung der Bodenvegetation erheblich. Als Beispiele für kennzeichnende Arten seien genannt: Wollgras (*Eriophorum vaginatum* et *angustifolium*), Schnabel- und Schlammsegge (C*arex rostrata, C. limosa*), Blumenbinse (*Scheuchzeria palustris*), Rasenbinse (*Trichophorum cespitosum*), Sonnentau (*Drosera rotundifolia*), Andromedaheide (*Andromeda polifolia*), verschiedene Torfmoose (z. B. *Sphagnum cuspidatum, Sph. fallax, Sph. subsecundum, Sph. angustifolium*) und *Vaccinium*-Arten (*V. myrtillus, V. vitis-idaea, V. uliginosum, Oxycoccus palustris*). Bei gestörtem Wasserhaushalt gelangt das Pfeifengras (*Molinia caerulea*) zu höherer Stetigkeit.
Die Artenzusammensetzung ist in aller Regel als gut und gebietstypisch zu bezeichnen.

Faunistisches Arteninventar (Leitarten)
Leitarten wurden für die Einzelflächen des LRT nicht gesondert erhoben. Auf die besondere Bedeutung dieser Moorstrukturen für das Auerhuhn weist SCHERZINGER (2003) hin.
Eine Zusammenstellung für ausgewählte Moorkomplexe ist im Kapitel 2.2.22 „Leitarten“ dargestellt.

Gefährdungen und Beeinträchtigungen

Nennenswerte Beeinträchtigungen beschränken sich auf wenige Flächen (1 %). Hier sind es ehemalige Entwässerungsgräben, die aus den angrenzenden Moorwäldern bis in die offenen Bereiche gezogen worden sind. Manche davon sind heute nicht mehr wirksam.
Vereinzelt queren Rückewege oder Forstwirtschaftswege die Moore, wodurch der natürliche Wasserzug verändert wurde.

Gelegentlich führen Wanderwege und Steige durch die Flächen. Diese sind ausnahmslos durch Bohlenstege überbrückt, so dass die Moore weitgehend geschont werden. Auch Unratablagerungen oder Trittschäden abseits dieser Wege konnten kaum beobachtet werden.

Örtlich sind starke Trittschäden durch Wildtiere aufgetreten. Eine nachhaltige Schädigung geht hiervon aber nicht aus.
Die Artenausstattung einiger Flächen, die aus Streu- oder Pfeifengraswiesenbrachen hervorgegangen sind, können in Teilen noch wenig gesellschaftstypisch sein. Die bereits eingesetzte Entwicklung von Torfmoosdecken zeigt vielfach die Tendenz zur Wiedervermoorung an.

Erhaltungszustand der Übergangsmoore

Ausschlaggebend für Beurteilung der Übergangsmoore ist der Wasserhaushalt. Er schlägt sich entsprechend auf die Beurteilung des Gesamtwertes nieder.

Tab.65: Gesamtbewertung des LRT 7140

Strukturen	A - B	
Arteninventar	A - B	
Beeinträchtigungen	90 % A 7 % B 1 % C 2 % n.b.	
Gesamtwert LRT 7140	**90 % A** **7 % B** **1 % C** 2 % n.b.	**∅ A**

Erhaltungsmaßnahmen

♦ Die meisten Teilflächen des LRT befinden sich in einem guten bis sehr guten Zustand und erfordern deshalb keine Erhaltungsmaßnahmen.

♦ Soweit in angrenzenden Moortypen Renaturierungsmaßnahmen stattfinden, sollten die wenigen geschädigten Flächen mit einbezogen werden.
♦ Zu beachten ist ansonsten, dass Störungen aller Art weitestgehend ausgeschlossen sind. In diesem Zusammenhang sollten z. B. keine neuen Wanderwege angelegt werden. Während der Brut- und Aufzuchtzeiten des Auerhuhns sind forstbetriebliche Arbeiten etwa im Zuge der Borkenkäferbekämpfung im Umfeld dieser als Schlüsselbiotope für das Auerhuhn geltenden Flächen grundsätzlich zu vermeiden.
♦ Bei unumgänglichen Maßnahmen im EG bzw. in den Randzonen ist darauf zu achten, dass keine Schäden durch Fällung und Rückung entstehen. Außerdem müssen Nährstoffeinträge (Entrindung) unbedingt vermieden werden.

Weitere Hinweise können dem Fachbeitrag von SIUDA (2005) entnommen werden.

4.2.19 7230 Kalkreiche Niedermoore

Abb. 122: Nährstoffreiches Niedermoor mit Breitblättrigem Wollgras (Eriophorum latifolium)und Gelb-Segge (Carex flava)

Allgemeine Verbreitung

Der LRT „Kalkreiche Niedermoore“ kommt in fast allen europäischen Ländern vor. In Deutschland sowie in Bayern sind nur wenige Wuchsräume ausgenommen, in denen die geologischen Voraussetzungen weitgehend fehlen, so auch die silikatisch aufgebauten ostbayerischen Grundgebirge.

Bedeutung des Gebiets für den Lebensraumtyp

Die Schwerpunktvorkommen von kalk- bzw. basenreichen Niedermooren liegen andernorts in Bayern, hauptsächlich im südlichen Alpenvorland. Im BW treten sie nur gelegentlich auf (z. B. Wegscheider Hochfläche, FFH-Gebiet „Moore westlich Zwiesel“).

Vorkommen und Verbreitung im Gebiet

Die Gneise und Granite im Inneren BW verwittern i. d. R. zu basenarmen, sauren Böden. Gerade in den höheren Lagen haben sich zahlreiche stark saure Moore gebildet. Umso überraschender ist das Vorkommen von vier Teilflächen auf zusammen 0,45 ha, die eine außergewöhnliche Artenausstattung aufweisen.

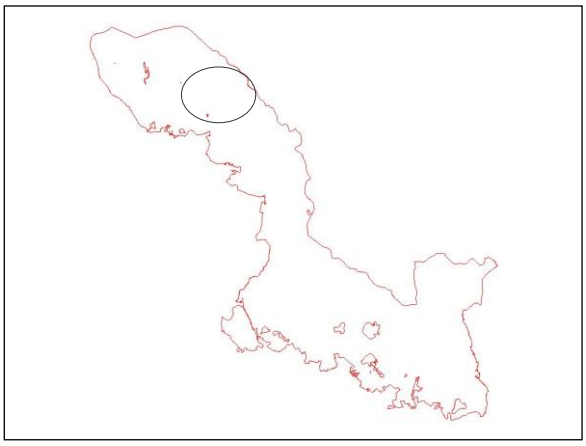


Abb. 123: Vorkommen des LRT 7230

Zwar fehlen ausgesprochene Kalkzeiger, in der Definition des LRT sind aber ausdrücklich auch kalkarme, aber gut basenversorgte Standorte eingeschlossen. Die hohen Deckungsgrade des Breitblättrigen Wollgrases (*Eriophorum latifolium*), das erst bei pH-Werten über 6,0 gedeihen kann, bestätigen die ungewöhnlich hohe Nährstoffausstattung.
Die Entstehung dieser Quellmoore geht wohl auf die Zufuhr nährstoffreichen Tiefenwassers zurück. In einigen Bereichen tritt die so genannte „Bunte Serie“ auf, eine geologische Formation, die u. a. Marmorlinsen oder kleine Einschlüsse aus Kalksilikatgestein enthalten kann. Als Kuriosität stellen die Vorkommen dieser Moorflächen somit eine Besonderheit im NP dar.

Bewertung der lebensraumtypischen Strukturen

Eingebettet in Fichtenmoorwald, zeigen die Flächen naturnahe Strukturen mit kleinen Gehölzgruppen, Schlenken, Quellbereichen und Rinnsalen. Auf vielen Bulten dominieren Arten saurer Moortypen, so dass auch das Mikrorelief zur Ausbildung einer eigenwilligen Vegetation beiträgt.

Bewertung der charakteristischen Arten

Floristisches Arteninventar

Die Teilflächen zeigen eine leicht unterschiedliche Ausstattung, mit zahlreichen charakteristischen Arten basenreicher Niedermoore. Die Kombination lässt auf den Herzblatt-Braunseggensumpf (*Parnassio-Caricetum fuscae*) als Vegetationseinheit schließen: Gelb-Segge (*Carex flava*), Hirse-Segge (*Carex panicea*), Breitblättriges Wollgras (*Eriophorum latifolium*), Sumpf-Herzblatt (*Parnassia palustris*), Fettkraut (*Pinguicula vulgaris*), Alpenwollgras (*Trichophorum alpinum*) oder Rasenbinse (*Trichophorum cespitosum*). Typische Moose wie *Bryum pseudotriquetum*, *Calliergonella cuspidata*, *Campylium stellatum* und *Drepanocladus revolvens* s. str. hat TEUBER (2005) neben der Anhang II-Art Firnisglänzendes Sichelmoos (*Drepanocladus vernicosus*) und einer Reihe seltener Rote-Liste-Arten wie *Scapania uliginosa* oder *Scapania paludosa* nachgewiesen. Demgegenüber sind Bulten oft mit klassischen Moorzeigern bewachsen, wie dem Scheidigen Wollgras (*Eriophorum vaginatum)*, dem Sonnentau (*Drosera rotundifolia*) oder der Preiselbeere (*Vaccinium vitis-idaea*). Im Torfmoosrasen findet man das Kleine Zweiblatt (*Listera cordata*). In einer weiteren Teilfläche mit etwas anderer Artenzusammensetzung fehlen diese Säurezeiger. Dafür kommt hier der Sumpfenzian (*Swertia perennis*) in einem stattlichen Bestand vor, daneben weitere Moose basenreicher Standorte (*Chiloscyphus pallescens*, *Calliergon giganteum*, *Sphagnum subsecundum* s. str., *Sphagnum warnstorfii*, *Sphagnum subnitens* und *Campylium protensum*).

Faunistisches Arteninventar (Leitarten)

Nach SCHERZINGER (2003) fungieren Moore im NP oft als Schlüsselbiotope für das Auerhuhn. Für die erfassten

Teilflächen konnten entsprechende Beobachtungen dies bestätigen.

Abb. 124: Sumpfenzian (Swertia perennis)

Gefährdungen und Beeinträchtigungen

Im unmittelbaren Umgriff wurden vom Buchdrucker befallene Bäume gefällt und entrindet. Die Moorteile sind davon bislang nicht beeinträchtigt.
Vorhandene Trittschäden durch Wild sind geringfügig. Bestimmte Arten, wie gerade das Firnisglänzende Sichelmoos (*Drepanocladus vernicosus*), können von der kleinflächigen Bodenfreilegung sogar profitieren.

Erhaltungszustand der Basenreichen Niedermoore

Tab.66: Gesamtbewertung des LRT 7230

Strukturen	A
Arteninventar	A
Beeinträchtigungen	A
Gesamtwert LRT 7230	**A**

Erhaltungsmaßnahmen

♦ Jegliche Störungen sind - nicht zuletzt auch im Hinblick auf die Auerhuhnvorkommen - zu vermeiden.
♦ Soweit die Fällung und Aufarbeitung von vom Borkenkäfer befallenen Bäumen im Nahbereich zu den Flächen unumgänglich ist, muss dringend darauf geachtet werden, dass die Bäume nicht in die Flächen hinein gefällt werden und die Rinde nicht darin bzw. im unmittelbaren Randbereich liegen bleibt, um die Bodenvegetation nicht zu gefährden.

4.2.20 8110 Silikatschutthalden der montanen bis nivalen Stufe

Abb. 125: Blockmeer am Lusengipfel

Allgemeine Verbreitung

Die Hauptvorkommen dieses LRTs liegen innerhalb Deutschlands und Bayerns in der hochalpinen Region. Nebenvorkommen in guter Ausprägung beschränken sich deutschlandweit auf den weiteren Alpenraum, den Schwarzwald und den Oberpfälzisch-Bayerischen Wald.

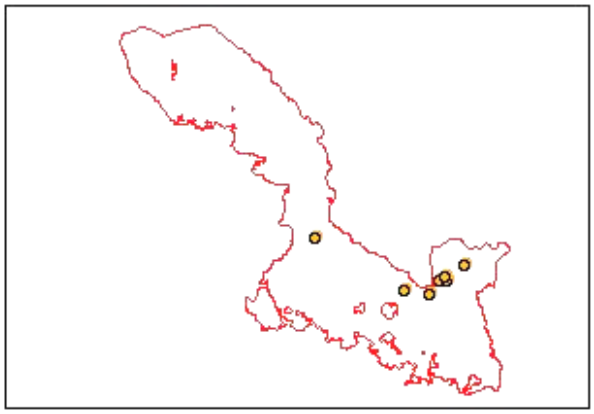


Abb. 126: Vorkommen des LRT 8110 im NP

Vorkommen und Verbreitung im Gebiet

Die Vorkommen von Silikat-Blockschutthalden in flächiger Ausbildung beschränken sich auf das AG mit dem Lusen als bekanntestes und flächenmäßig größtes Blockmeer und den benachbarten Blockhalden am Farrenberg und Steinfleck-Berg nordöstlich davon. Auch ehemals bewaldete, durch Borkenkäferbefall der Fichte mittlerweile freigestellte Blockschuttfelder am Teufelsloch liegen in enger räumlicher Nähe westlich vom Lusen. Während am Steinfleck-Berg und Teufelsloch Kristallgranit als Ausgangsgestein vorherrscht und am Lusen ein Gneis-Granit-Schollenmosaik ausgebildet ist, sind am Farren-Berg muscovit-biotitreiche Gneise vorherrschend. Ein weiteres, weiter entfernt liegendes Blockschuttmeer aus groben Gneisblöcken befindet sich unterhalb des Gipfels vom Gr. Rachel.

Bewertung der lebensraumtypischen Strukturen

Die Blockschuttfelder sind - bis auf kleine Teilflächen mit Trittbelastung im Bereich von Wanderwegen und am Gipfel des Lusen (s. u.) - als sehr naturnah zu bezeichnen. Sie unterscheiden sich voneinander nicht nur bezüglich des Ausgangsgesteins (s.o.), sondern auch teilweise erheblich durch unterschiedliche Blockgrößen: Am abwechslungsreichsten ist das große Blockmeer am Lusen mit relativ großen Blöcken, wobei Blockschuttfelder mit erheblich kleinerer Blockgröße, möglicherweise noch in Bewegung befindlich, eingestreut sind (vgl. Abb.).

Abb. 127: Unterschiedliche Blockgrößen am Lusen

Auch gibt es hier zwergstrauchreiche Ausbildungen, die inselförmig in dem ansonsten praktisch von Farn- und Blütenpflanzen weitgehend unbewachsenen Blockfeld eingebettet sind. Während die Blockschuttfelder am Steinfleck-Berg durchschnittlich aus deutlich kleineren Blöcken zusammengesetzt sind, gibt es unterhalb des Rachel-Gipfels auffällig große Felsblöcke.

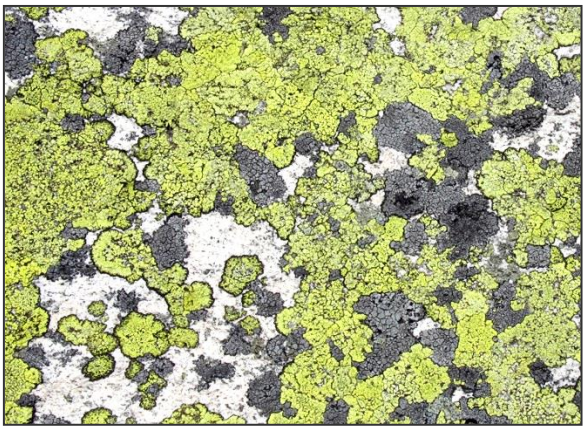


Abb. 128: Landkartenflechte Rhizocarpon geographicum

Bewertung der charakteristischen Arten

Da sich zur Bewertung des LRTs Silikatschutthalden im Gebiet vorkommende Farn- und Blütenpflanzen überhaupt nicht eignen, wurden von O. DÜRHAMMER ausgewählte Blockschuttfelder stich-probenartig auf das Vorkommen von Kryptogamen, insbesondere Flechten, überprüft. Eine ausführliche Dokumentation ist dem gesonderten Gutachten zu entnehmen.
Alle untersuchten Blockfelder werden von gebietstypischen Kryptogamen der beregneten Silikatflechtengemeinschaften (*Rhizocarpetea geographici* vgl. WIRTH 1972) besiedelt.
Neben der dominierenden, Namen gebenden Landkartenflechte (*Rhizocarpon geographicum* s. l.), die für die charakteristische gelbgrüne Färbung der Blö-

cke verantwortlich ist, gibt es mit der ähnlich aussehenden *Rhizocarpon lecanorinum* und weiteren Begleitern, darunter z. B. *Lecanora polytropa* oder *Umbilicaria polyphylla*, einen Grundstock hochstet auftretender Krusten- und Blattflechten.
Die erdgefüllten Felszwischenräume sind teilweise auffällig bewachsen mit *Cetraria*-, *Cladonia*- und *Stereocaulon*-Arten. Daneben findet sich eine Reihe von Moosen, die in dieser Höhenlage typisch sind für den BW, wie z. B. *Andreaea rupestris* oder *Polytrichum alpinum*.
Bei den nachgewiesenen Flechtenarten überwiegt der Anteil der hochmontan-alpin verbreiteten Sippen. *Brodoa intestiniformis*, die *Cetraria*-Arten, *Pseudephebe pubescens* und *Umbilicaria hyperborea* sind hier als Besonderheiten beispielhaft herauszustellen. Sie dienen als Zeigerorganismen für die kontinentalen (-subkontinentalen) Bedingungen auf den Blockfeldern.

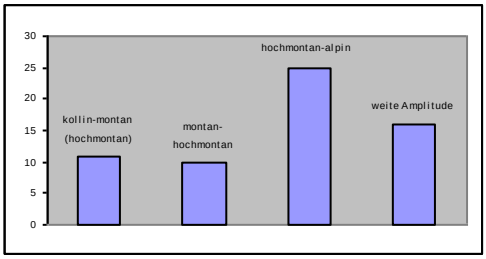


Abb. 129: Höhenverbreitung der nachgewiesenen Flechtenarten; gemittelt auf drei Bereiche (Angaben zu den Arten aus WIRTH 1995)

Wenn das Blockmeer unterhalb des Rachel-Gipfels aus Zeitgründen zwar nicht mehr von O. DÜRHAMMER untersucht werden konnte, so lässt sich auch hier nachträglich anhand von Fotomaterial ein guter Erhaltungszustand diagnostizieren (u. a. Vorkommen von *Rhizocarpon geographicum*, *Rhizocarpon lecanorinum*, *Leproloma membranaceum* und *Polytrichum alpinum*).

In den Blockhalden des NPs kommt die vollständige Ausstattung der Laufkäfer vor, die für kaltlufterzeugende Blockhalden typisch sind (MÜLLER-KROEHLING (2005b): *Nebria castanea sumavica*, *Leistus piceus*, *Trechus alpicola* und die weniger spezifischen Arten *Carabus sylvestris* und *Pterostichus pumilio*. Besonders das Vorkommen der Böhmerwald-Unterart von *Nebria castanea* ist ein deutlicher Hinweis auf den guten Zustand dieser Halden und ihre hohe Bedeutung.

Die Laufkäferfauna der Blockhalden unterstreicht ihre höchste Wertigkeit für den Erhalt ausbreitungsschwacher, reliktärer Arten. Die Artengemeinschaften weisen aufgrund der extremen Standortbedingungen eine große Selbstständigkeit und hohen Spezialisierungsgrad auf.

Gefährdungen und Beeinträchtigungen

Die Gesellschaften sind artenreich und fast ausnahmslos ohne Schäden durch Tritt oder Luftverschmutzung angetroffen worden.

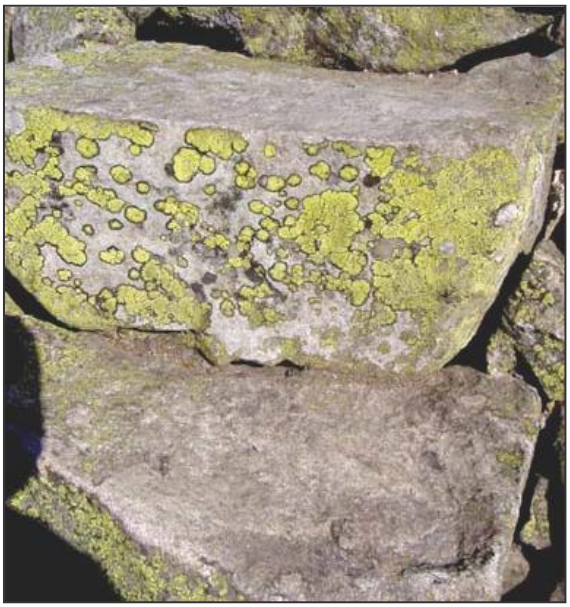


Abb. 130: Beeinträchtigung der Felsvegetation durch Trittbelastung

Einzige Ausnahmen sind die Bereiche entlang der Wanderwege und um den Gipfel am Lusen. Hier macht sich der Effekt der Trittschädigung sehr stark bemerkbar. Die brüchigen Arten (nabel- und strauchartige Flechten) werden schon bei einmaligem Betreten bei trockener Witterung zerstört, die krustenartigen Sippen überdauern diese Belastungen länger, können sich aber bei ständiger Störung auch nicht halten. Die Situation am Lusen ist heute – wie in vielen Gipfelbereichen der Mittelgebirge und der Alpen – als touristisch hoch frequentiert zu beurteilen. Allerdings beschränken sich die starken Belastungen durch Tritt auf einen überschaubaren Bereich von schätzungsweise unter 10 % des gesamten Blockmeeres.

Abb. 131: Massentourismus am Lusengipfel

Es ist zu befürchten, dass zumindest mittel- bis langfristig die globale Erderwärmung eine Gefahr für die Kryptogamen-Zönosen in den Hochlagen des BWs darstellt (DÜRHAMMER, mdl.). Erste Anzeichen dafür könnten das Ausbleiben der früher am Lusen vorkommenden *Thamnolia vermicularis* sowie das Auftreten für Tieflagen charakteristischer, für die Hochlagen des Gebiets bisher noch untypischer Arten, wie z. B. *Lasallia pustulata* am Kl. Falkenstein, sein.

Erhaltungszustand des LRT 8110

Tab.67: Gesamtbewertung des LRT 8110

Strukturen	A
Arteninventar	A
Beeinträchtigungen	A (kleinflächig C)
Gesamtwert LRT 8110	**A**

(detaillierte, Einzelflächen bezogene Angaben sind dem Gutachten von O. DÜRHAMMER zu entnehmen)

Bedeutung des Gebiets für den Lebensraumtyp

Die Blockschuttmeere im NP sind dank ihrer Artenzusammensetzung, mannigfaltigen Strukturen und – bis auf kleine Teilbereiche des Lusen – völligen Ungestörtheit von herausragender Bedeutung für die Erhaltung des LRTs im Naturraum Oberpfälzisch-Bayerischer Wald.

Notwendige Erhaltungsmaßnahmen

♦ Besucherlenkungsmaßnahmen (Holzbalken, Schilder mit „Wege nicht verlassen“) verschandeln die Naturlandschaft, sind aber z. T. nicht zu umgehen (s. Arbergipfel). Da die gestörten (z. T. zerstörten) Flächen am Lusen aber noch im vertretbaren Rahmen liegen, sollte u. E. die Situation hier nicht durch zusätzliche einengende Lenkungsmaßnahmen geregelt werden, sondern durch Aufklärung und Information über die NP-Wacht.

♦ Es wäre jedoch sinnvoll, an den Einstiegsstellen der Wanderwege in das Blockfeld Informationstafeln anzubringen, auf denen kurz die Schutzwürdigkeit und Gefährdung der „Pflanzen“ auf den Blöcken umrissen und darauf hingewiesen wird, dass das Verlassen der Wege nicht gestattet ist. Der Unterhalt der Wege ist zu gewährleisten.

♦ Eine entsprechende Tafel steht in der Nähe des Unterkunftshauses. Am Südrand ist also bereits genug getan. Die Wegführung im Nordosten (Weg von Finsterau) ist im Blockfeld z. T. irreführend. Hier sollte durch klare Markierungen dem Ausufern des Weges entgegengewirkt werden. Die Himmelsleiter ist klar zu begehen. Die Steintritte sind eindeutig (wie eine Treppe) gelegt. Die Störung beschränkt sich auf die Stufen und je einen Meter rechts und links des Steigs (Tritt beim Ausweichen entgegenkommender Wanderer).

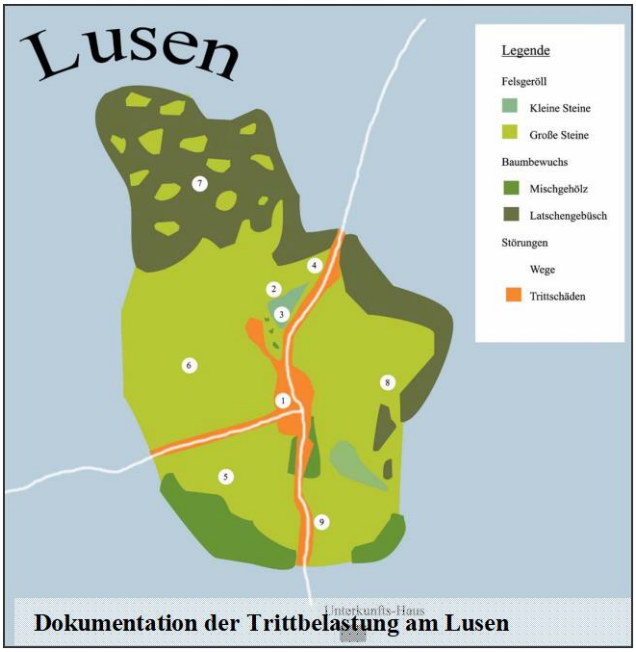


Abb. 132: Dokumentation der Trittbelastung am Lusen

4.2.21 8220 Silikatfelsen und ihre Felsspaltenvegetation

Abb. 133: Felsen am Großen Falkenstein

Allgemeine Verbreitung

In Deutschland gibt es nach SSYMANK et al. (1998) drei Schwerpunktvorkommen mit guter Ausprägung, nämlich in den Naturräumen Schwarzwald, Thüringisch-Fränkisches Mittelgebirge und Harz. Die Vorkommen im Naturraum Oberpfälzisch-Bayerischer Wald werden gemeinsam mit Vorkommen im Alpenraum, auf den Mainfränkischen Platten und in Spessart und Südrhön als Nebenvorkommen in guter Ausprägung bewertet.

Vorkommen und Verbreitung im Gebiet

Im NP BW gibt es eine Vielzahl von kleineren Silikatfelsen und –felsgruppen, die innerhalb geschlossener Waldflächen liegen und aus Zeitgründen nicht eingehend untersucht werden konnten.

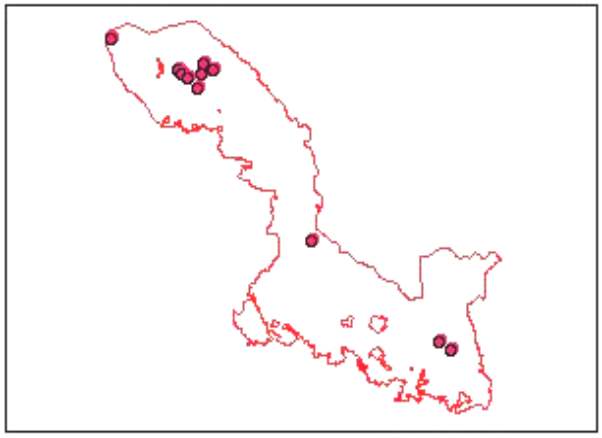


Abb. 134: Vorkommen der als LRT erfassten Felsen

Von den größeren, meist deutlich aus umgebenden Waldflächen herausragenden und im Gipfelbereich auch zumindest teilweise baumfreien Silikatfelsen wurden im alten Teil des NPs das so genannte Großalmeyerschloss und das Kleinalmeyerschloss in der Lusenregion sowie der Gr. Rachel untersucht, im Erweiterungsgebiet der Gr. und der Kl. Falkenstein sowie der Schwarzbachriegel. Auf der Grundlage der Erhebungen von W. DIEWALD (1996 – 2001, unveröff.) wurden nachträglich noch die so genannte „Richterwand“ und das Höllbachgspreng im Falkensteingebiet, die Rachel-Seewand oberhalb vom Rachelsee und der Hochfels östlich Bayerisch Eisenstein in die Bewertung einbezogen.
Die Verbreitungskarte stellt also u. U. nur einen unzureichenden Überblick über den Lebensraum im NP dar.

Bewertung der lebensraumtypischen Strukturen

Da am Gr. Rachel keine Felsspaltenvegetation vorgefunden wurde, scheidet er hier bei einer weiteren Betrachtung aus (vgl. LRT 4030).

Von den übrigen Felsen kennzeichnet insbesondere die vier hoch aufragenden Felsmassive im Falkensteingebiet und der große Felskomplex im Höllbachgspreng eine reiche Untergliederung des Oberflächenreliefs der Felsen mit Vorkommen unterschiedlicher Inklinationen und Expositionen.
Die Expositionen des Felsens umfassen einen Winkel von mehr als 90°; die Inklinationen unterscheiden sich um mehr als 20°; neben Spalten gibt es weitere Kleinstrukturen wie Bänder, Absätze, Köpfe, Balmen oder kleine Aushöhlungen sowie Vorkommen verschiedener Auflage- und Füllsubstrate. Es gibt vor Regen geschützte ebenso wie permanent überrieselte Felspartien. Ähnlich verhält es sich bei der Rachel-Seewand.
Die beiden Felsen im Lusengebiet und der Hochfels bei Bayerisch Eisenstein sind deutlich niedriger und insgesamt nicht ganz so stark gegliedert und strukturiert.

Abb. 135: Resedenblättriges Schaumkraut (Cardamine resedifolia)

Bewertung der charakteristischen Arten

Die Felsen im Lusengebiet sind auch von einer deutlich artenärmeren Felsspaltenvegetation geprägt. Es wurde jeweils nur eine charakteristische Art erfasst, nämlich *Polypodium vulgare* am Großalmeyerschloss und *Cystopteris fragilis* am Kleinalmeyerschloss.

Abb. 136: Rollfarn (Cryptogramma crispa)

Ganz anders stellen sich die Verhältnisse im Falkensteingebiet dar: Zu den bereits genannten Arten treten mit *Asplenium trichomanes*, *Asplenium septentrionale* und *Epilobium collinum* weitere bezeichnende Arten der Felsspaltengesellschaften sowie mit *Campanula rotundifolia* und *Poa nemoralis* zwei bezeichnende Begleiter. Der herausragende Erhaltungszustand wird durch das Vorkommen von *Cardamine resedifolia* und *Cryptogramma crispa* (jeweils abgebildet) untermauert: Während das Vorkommen von *Cardamine resedifolia* im BW das einzige außeralpine Vorkommen in ganz Deutschland darstellt, kommt der Rollfarn, *Cryptogramma crispa*, außerhalb des BWs nur noch im Südschwarzwald vor!
Die Silikatfelsen wurden zwar im Gegensatz zu den vorgenannten Silikat-Blockschutthalden nicht systematisch auf ihren Kryptogamenbewuchs hin untersucht, doch ist davon auszugehen, dass auch hier ein gebietstypisches Arteninventar erhalten ist.
So gibt es neben den beregneten Silikatflechtengemeinschaften (siehe LRT 8110) und charakteristischen Cladonien auch Arten, die an vor Regen geschützten Überhängen und Steilhängen gedeihen, wie z. B. *Chrysotrix chlorina* (weit verbreitet), oder Arten von mehr oder minder ständig überrieselten Felspartien, wie z. B. *Dermatocarpon luridum* am Großalmeyerschloss.

Gefährdungen und Beeinträchtigungen

Potenzielle Beeinträchtigungen auf größere Silikat-Felskomplexe und deren Felsspaltenvegetation gehen lediglich durch mögliche Kletteraktivitäten von Touristen (Kinder und Jugendliche, die das Wegegebot missachten) oder Sportkletterern (die das bestehende Kletterverbot missachten) aus.
So wurden im Zuge der Bestandsaufnahme sowohl am Gr. als auch am Kl. Falkenstein relativ neue Kletterhaken registriert (siehe Abbildung).

Abb. 137: (Potenzielle) Beeinträchtigung durch Klettern

Erhaltungszustand des LRT 8220

Tab.68: Gesamtbewertung des LRT 8220

Strukturen	A bis B
Arteninventar	A bis C
Beeinträchtigungen	A bis B
Gesamtwert LRT 8220	**A bis B**

(eine detaillierte, Einzelflächen bezogene Bewertung ist den Anlagen 5 und 6 zu entnehmen)

Bedeutung des Gebiets für den Lebensraumtyp

Der NP BW hat besonders für die herausragenden und überregional bis landesweit bedeutsamen Ausbildungen dieses LRTs im Falkensteingebiet eine besondere Verantwortung.

Notwendige Erhaltungsmaßnahmen

Nachdem sich die meisten Felsbildungen im Kerngebiet mit Wegegebot befinden, ist - mit Ausnahme einiger Aussichtspunkte - für deren Schutz bereits rechtlich ausreichend gesorgt. Die Betretungs-VO sieht wegen der besonderen Schutzbedürftigkeit der Felsen auch keine Erlaubnis für den Klettersport vor.

♦ Nur im begründeten Einzelfall können Ausnahmen im öffentlichen Interesse (§ 11 Abs. 1 Ziff. 1 NP-VO), etwa für Übungen der Bergwacht, gemacht werden. Durch entsprechende Auflagen und Beschränkung auf Zeiträume außerhalb der Fortpflanzungszeiten ist den Artenschutzbelangen entsprechend Rechnung zu tragen.
♦ Wichtig ist in diesem Zusammenhang auch eine regelmäßige Kontrolle der Einhaltung des Kletterverbots, v. a. am Gr. und Kl. Falkenstein zum Schutz der seltenen Felsspaltenvegetation. Evtl. vorhandene Kletterhaken sind zu entfernen.

4.2.22 Charakteristische Arten (Leitarten) der Waldlebensraumtypen

Auswahl

Um den Erhaltungszustand der LRTen des Anhangs I zu beschreiben, werden charakteristische Arten (Artikel 1 FFH-RL) erfasst und beschrieben. Leit-, Charakter- oder Indikatorarten sind Arten, die in einem oder wenigen Lebensräumen signifikant höhere Stetigkeiten und oft auch höhere Abundanzen als in allen anderen Lebensräumen erreichen (FLADE 1994). Sie weisen somit einen eindeutigen Vorkommensschwerpunkt bzw. klare Präferenz für bestimmte Lebensräume auf (BERNOTAT, SCHLUMPRECHT et al. 2002). Leitarten geben Auskunft über das Vorhandensein und die Qualität von Habitatelementen, über ausreichende Habitatgrößen, Biotoptradition usw.. Für die Bewertung der Wald-LRTen im NP wurden nachstehende Arten ausgewählt:

(Die ausgewählten Vogelarten sind gleichzeitig Arten des Anhanges I der Vogelschutzrichtlinie. Sie werden in den entsprechenden Kapiteln behandelt. Der dort ermittelte Erhaltungszustand wird anstelle einer eigenen Leitartenbewertung übernommen.)

Ergebnisse

Bergmischwald

Tab.69: Bewertung der Leitarten im Bergmischwald (LRT 9110 und 9130)

Leitarten	Bewertung		Begründung
	Altgebiet	Erweiterungsgebiet	
Schwarzspecht	A - B	A - B	Gute Habitatbedingungen, positive Habitatentwicklung; relativ geringe Bestandsdichte
Weißrückenspecht	C	C	Keine großflächigen Senilitätsstadien, fast kein Laub-Totholz; aktuell kein Brutvorkommen bekannt
Gesamtbewertung	**B**		

Hochlagen

Tab.70: Bewertung der Leitarten im Fichten-Hochlagenwald (LRT 9410)

Leitarten	Bewertung		Begründung
	Altgebiet	Erweiterungsgebiet	
Dreizehenspecht	B	B	AG: ungleiche Verteilung der Entwicklungsstadien; EG: Mangel an Totholz durch Borkenkäferbekämpfung; insgesamt mittlere Bestandsdichte
Auerhuhn	C	C	Störungen durch dichtes Wanderwegenetz und freilaufende Hunde; geringe Bestandsdichte
Gesamtbewertung	**B⁻**		

Nadelwaldtypen der Tallagen

Tab.71: Bewertung der Leitarten in den Nadelwaldtypen der Tallagen (LRT 9410 und 91D0)

Leitarten	Bewertung		Begründung
	Altgebiet	Erweiterungsgebiet	
Dreizehenspecht	C	C	Fläche günstiger Habitate gering; Borkenkäferbekämpfung im Randbereich; nur vereinzelte Vorkommen
Auerhuhn	C	C	Kaum geeignetes Habitat; starke Störung; kein Vorkommen mehr bekannt
Schwarzstorch	C	C	Klimatisches Grenzgebiet, Störungen; aktuell kein Brutvorkommen bekannt, nur Einzelbeobachtungen
Gesamtbewertung	**C**		

<u>Moore und Moorwälder aller Lagen</u> (LRT 7110, 7120, 7140, 91D0, tlw. 9410 im Komplexlebensraum)

Für die unterschiedlichen Moortypen im NP kann eine teilflächenbezogene Bewertung wegen der großen Anzahl der Einzelflächen nicht geleistet werden. Faunistische Untersuchungen, die für einige größere Moorkomplexe vorliegen, sollten an dieser Stelle dennoch dargestellt werden.
Für alle bedeutenden Moore, wie Klosterfilz, Großer Filz, Föhraufilz, Stangenfilz, Spitzbergfilz, Kohlenfilz und Bärenriegelfilz liegen Untersuchungen zur Spinnen- und Laufkäferfauna vor (WEIß & MÜLLER-KROEHLING, in Vorb.). Nach WEIß (2001) ist die reliktäre, stenöke Plattbauchspinne *Gnophos microps* für diese Moore eine geeignete Leitart. Als weitere typische und gleichzeitig hochgefährdete, auf wenige Standorte beschränkte Moorarten nennt er *Notioscopus sarcinatus*, *Pardosa sphagnicola* und *Clubiona kulczynskii*. Bei den Laufkäfern sind in diesem Zusammenhang u. a. *Patrobus assimilis*, *Pterostichus diligens* und *rhaeticus* oder *Epaphius rivularis* (MÜLLER-KROEHLING, 2002) zu erwähnen.
Als besonders repräsentativ und gut erhalten stellte sich hinsichtlich der Laufkäfer- und Spinnenfauna dabei das Klosterfilz heraus, während Großer Filz und Föhraufilz demgegenüber bereits dutlich beeinträchtigt sind.
Eine synoptische Darstellung der Spinnen- und Laufkäfer-Erhebungen befindet sich in Vorbereitung (WEIß & MÜLLER-KROEHLING, in Vorb.). Sofern für Renaturierungsmaßnahmen in einem konkreten Moor Informationen zum Artinventar benötigt werden, sollten daher diese Bearbeiter konsultiert werden.

In den tiefer gelegenen Komplexen sind die auf Moore spezialisierten Schmetterlingsarten Hochmoorgelbling (*Colias palaeno*), Hochmoorbläuling (*Vacciniina optilete*), Rauschbeerspanner (*Arichanna melanaria*) oder der Eulenfalter (*Acronycta menyanthidis*) anzutreffen (LOHBERGER, 2005, unveröff.). Typisch für viele der Moore ist auch die Kreuzotter.
In den höheren Lagen stellen die waldfreien Zwischen- und Hochmoore wichtige Biotope für das Auerhuhn dar (SCHERZINGER, 2003).

4.3 Arten nach Anhang II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL)

Folgende Arten wurden aufgrund ihrer repräsentativen Vorkommen bearbeitet:

Tab. 72: Zusammenstellung der Anhang II-Arten im NP BW

Code	Wald	
1361	Luchs	*Lynx lynx*
1308	Mopsfledermaus	*Barbastella barbastellus*
1323	Bechsteinfledermaus	*Myotis bechsteini*
1324	Großes Mausohr	*Myotis myotis*
1914*	Hochmoorlaufkäfer	*Carabus menetriesi pacholei*
1386	Grünes Koboldsmoos	*Buxbaumia viridis*
1381	Grünes Besenmoos	*Dicranum viride*
1393	Firnisglänzendes Sichelmoos	*Drepanocladus vernicosus*
Code	Offenland	
1355	Fischotter	*Lutra lutra*
1163	Groppe	*Cottus gobio*
1042	Große Moosjungfer	*Leucorrhinia pectoralis*

♦ Der Biber (*Castor fiber*) kommt seit einigen Jahren wieder entlang des Großen Regens am Rande des NPs vor. Innerhalb der Natura 2000-Gebietskulisse gibt es seither zwei Beobachtungen. Eine einzelne Sichtung westlich von Zwieslerwaldhaus stammt aus dem Jahr 2006, daneben hat sich mindestens ein Tier im Zeitraum 2004/2005 im Bereich des renaturierten Kolbersbaches aufgehalten. Danach und bis zum Zeitpunkt der Planfertigstellung konnte der Biber nicht mehr nachgewiesen werden. Ob sich die Art künftig dauerhaft etablieren kann, bleibt abzuwarten. Im Kolbersbachtal stellen die geschaffenen bzw. neu entstandenen Strukturen jedenfalls geeignete Voraussetzung hierfür dar. Allerdings ist bereits hier am tiefst gelegenen Punkt des NPs die Obergrenze der potenziellen Gehölznahrungspflanzen weitgehend erreicht, so dass der NP nur in randlich günstigen Lagen als Biberlebensraum in Frage kommt. Insgesamt kann derzeit von keinem signifikantem Vorkommen gesprochen werden Die Art daher hier nicht weiter behandelt. Weitere konkrete Maßnahmen zum Management scheinen zum jetzigen Zeitpunkt nicht erforderlich.

♦ Zum Ende der Kartierarbeiten gelangen mehrere Beobachtungen zum Dunklen Wiesenknopf-Ameisenbläuling (*Maculinea nausithous*) (LOHBERGER, 15.08.2005, 17.07.2006). Es handelte sich um insgesamt drei Tiere im westlichen Bereich der Kolbersbachwiesen bei Schleicher. Der Fundort liegt nur wenige Kilometer vom nächstgelegenen Vorkommen bei Zwiesel entfernt.
Recherchen ergaben, dass bereits 1993 am 27. Juli in einer Feuchtwiesenbrache bei Altschönau drei Exemplare beobachtet wurden (SCHERZINGER, 1998), in einem Bereich, der als Exklave allerdings von der Gebietskulisse ausgenommen ist.
Ob es sich bei diesen Einzelbeobachtungen um signifikante Vorkommen handelt bzw. ob bei Altschönau auch aktuelle Vorkommen innerhalb der Gebietskulisse vorhanden sind, konnte im Rahmen des vorliegenden Plans nicht mehr geklärt werden.

4.3.1 1361 Luchs *Lynx lynx*

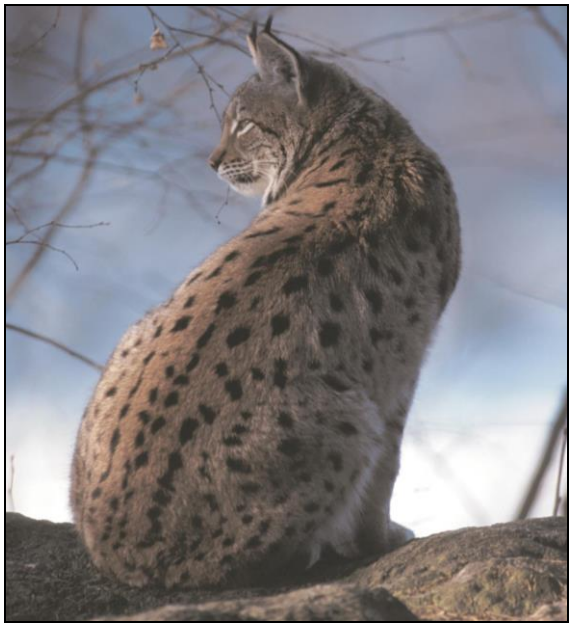


Abb. 138: Foto: Thomas Stephan

Allgemeine Verbreitung und Bestandsentwicklung

Die Gattung Lynx ist mit 4 Arten auf der Nordhalbkugel verbreitet, welche sich phänotypisch nach Größe, Gewicht und Fellfarbe unterscheiden.
Nordamerika teilt sich in das Verbreitungsgebiet des Kanadischen Luchses (*Lynx canadensis*) in Kanada und Alaska, und das des Rotluchses (*Lynx rufus*) in den USA und Mexiko. In Europa besitzt der Pardelluchs (*Lynx pardinus*) ein auf die Iberische Halbinsel beschränktes Vorkommen.
Die größte Luchsart, der Eurasische Luchs (*Lynx lynx*), hat sein heutiges Schwerpunktverbreitungsgebiet in Nordeuropa, Teilen Ost- und Südosteuropas, dem nördlichen Russland, dem ganzen Waldgürtel Nordasiens, sowie Teilen Zentral- und Vorderasiens.
Der Eurasische Luchs spaltet sich auf Grund seines großen und nicht zusammenhängenden Areals in verschiedene Unterarten auf. Für Europa bestimmend sind v.a. die Nominatform *Lynx lynx lynx*, die in Nordeuropa und Russland verbreitet ist, und die Karpatenform *Lynx lynx carpathicus*, der die in Mitteleuropa lebenden Tiere zugehören.

In Mitteleuropa war der Luchs in historischer Zeit weit verbreitet, wurde jedoch durch schonungslose Verfolgung im 19. Jahrhundert allerorts ausgerottet. Lediglich in den slowakischen und polnischen Karpaten, sowie den angrenzenden Staaten Ost- und Südosteuropas, konnten sich authochtone Populationen bis in die Gegenwart erhalten.

Heute ist der Luchs in Folge von Wiederansiedlungsprojekten, aber auch durch natürliche Rückwanderung, in einer ganzen Reihe von europäischen Staaten, zumindest kleinflächig, wieder vertreten, in denen er bereits ausgerottet war, so in Deutschland, der Schweiz, Österreich, Tschechien, Slowenien, Kroatien, Italien und Frankreich.

Die bevorzugten Beutetiere des Eurasischen Luchses sind in Mitteleuropa kleine und mittelgroße Paarhufer wie Rehe, Gämsen, Damhirsche und Mufflons. Auch schwächere Individuen wehrhafterer Arten wie Rothirsch und Wildschweine werden geschlagen. Dazu kommen kleinere Wildtiere (Hase, Fuchs, Mäuse, u. a.) und Haustiere (Nutztiere, Gehegewild und streunende Tiere).

Bestandessituation und Verbreitung im Gebiet

Um 1850 galt der Luchs im BW als ausgerottet, und wenige Jahrzehnte später auch im benachbarten Böhmerwald. Erst in den 50- er und 60- er Jahren des 20. Jahrhunderts gab es sowohl auf bayerischer wie auf tschechischer Seite wieder vereinzelte Luchshinweise.

Anfang der 1970er Jahre wurden im Bereich des NP BW 5 bis 10 Luchse freigesetzt. In den Folgejahren häuften sich zunächst Luchsnachweise - auch Reproduktionsnachweise - beiderseits der Grenze, die aber um 1980 deutlich zurückgingen.
Zu diesem Zeitpunkt setzte zwischen 1982 und 1987 die Verwaltung des Landschaftsschutzgebietes Šumava im Bereich des heutigen NPs 17 Karpatenluchse frei (11 männliche und 6 weibliche Tiere). Aus diesen Auswilderungsaktionen begründete sich in kurzer Zeit ein neuer Stamm einer Luchspopulation im bayerisch-tschechischen Grenzgebiet.

In den 1990er Jahren verzwei- bis verdreifachte sich nach Experteneinschätzung die Kopfzahl der Population. Die Böhmerwaldluchse dehnten rasch ihr Aktionsgebiet auf ganz Ostbayern, östlich von Donau und Naab, und große Teile Westböhmens aus. Im NO wurde das Fichtelgebirge erreicht, im SO das österreichische Mühlviertel.
Die Populationsgröße wurde für 1997 auf 70 – 100 Individuen geschätzt.

Allerdings handelt es sich bei einem großen Teil dieses Areals um Flächen mit unregelmäßigem Luchsvorkommen. Eigentliches Kernareal mit belegbaren Nachzuchterfolgen blieb und bleibt der Innere Teil des Bayerischen und Böhmerwaldes, sowie der Nordwestsaum des Mühlviertels.

Im NP BW und in den benachbarten staatlichen Forstämtern stieg die Zahl der Luchsnachweise ab 1986 von Jahr zu Jahr zunächst sprunghaft an. Die höchste Nachweisdichte für den NP weisen die Jahre 1995 mit 283 Meldungen und 1996 mit 322 Meldungen auf. Das Jahr 1997 brachte die Trendumkehr mit nur mehr 191 Nachweisen (trotz Erweiterung der Parkfläche). 1998 schließlich rutschte die Zahl der Meldungen auf nur noch 82 ab, erholte sich in den Folgejahren aber wieder leicht mit einer schwachen Aufwärtstendenz.

Parallel zum Rückgang der Beobachtungsdaten im NP BW zeichnet sich Ende der 1990-er Jahre für die ganze

Luchsregion Böhmerwald / Bayerischer Wald / Mühlviertel eine deutliche Ausdünnung der Monitoringdaten ab.

Experteneinschätzungen zufolge lebten 2001 75 Tiere in besagter Luchsregion, davon etwa 60 % der Population in Tschechien.
Telemetrieprojekte ermittelten bisher für diesen Raum Streifgebietsgrößen von 150 – 400 km² für Luchskater und 50 – 200 km² für Luchsinnen mit Jungen. Damit kann der NP BW mit einer Flächengröße von 240 km² einen Kernlebensraum für ca. 3 – 5 Luchse bieten, die jedoch alle über der NP-Grenzen hinaus agieren.

Monitoring und Forschungsprojekte

Die Frühphase der Luchswiederansiedlung dokumentierte sich über reine Zufallsbeobachtungen.
Um eine realistischere Einschätzung der Populationsentwicklung gewinnen zu können, wurde die Erfassung der Luchse systematisiert.
Ab Februar 1994 begann die NPV damit, winterliche Abfährtaktionen durchzuführen, bei denen jeweils im Monatsturnus genau festgelegte Routen gleichzeitig durch das Personal des NPs begangen werden.

Die Fülle der vorliegenden Luchsdaten im NP stammt ab diesem Zeitpunkt zu ca. 70 % aus diesen systematisch durchgeführten Abspüraktionen.
Es handelt sich zu einem überwiegenden Teil um winterliche Spuren, deren Auftreten und Ausprägung stark von Witterungs- und Schneeverhältnissen abhängig ist und darum nur bedingte Aussagen über Individuenzahlen zulässt.

Wertvolle Informationen über Größen von Luchsstreifgebieten sowie Raumnutzungsmuster liefern ein seit 2005 laufendes Telemetrieprojekt der NPV BW, sowie bereits früher begonnene Telemetrieprojekte der NPV Šumava und des Naturparks Bayerischer Wald.

Bewertung des Lebensraums

Die Tatsache, dass regelmäßig im NP BW Jungluchse in Begleitung von Muttertieren beobachtet werden können, zeigt, dass es sich hier um einen qualitativ hochwertigen Luchslebensraum handelt, der eine erfolgreiche Reproduktion der Art kontinuierlich gewährleistet.
Wesentliche Grundbausteine dieser Lebensraumqualität sind Größe, Unzerschnittenheit und die relative Naturnähe der Wälder des Gebietes, welche ein hohes Maß an Ungestörtheit für die Art sicherstellen.
Aus dem Spektrum an Luchsbeutetieren kommen Reh-, Rot- und Schwarzwild in ausreichend hohen Dichten vor. Lediglich lang anhaltende hohe Schneedecken können in höheren Lagen zu winterlichen Nahrungsengpässen führen, die die Luchse zeitweise nötigen, diese im Kerngebiet des Parks gelegenen Bereiche zu verlassen und ihren Beutetieren in tiefere Lagen am Rand des NPs oder in dessen unmittelbares Vorfeld zu folgen.

Beeinträchtigungen und Gefährdungen

Für den Einbruch der Luchspopulation in Ostbayern / Westböhmen Ende der 1990-er Jahre sind nach Expertenmeinung illegale Abschüsse hauptverantwortlich. Zuverlässige tschechische Quellen sprechen von mindestens 39 illegal abgeschossenen Luchsen im Zeitraum von 1996 bis 2001. Auch in Bayern wurde ein durch Schüsse getöteter Luchse gefunden.

Häufig wird von Seiten privater Jäger die NPV wegen ihres Schalenwildmanagements kritisiert, das die potentiellen Luchsbeutetiere reduziere und so die Luchse zwinge, den NP zu verlassen, um sich in privaten Jagden Beute zu suchen. Neuere Telemetrieergebnisse der NPV bei Luchsen und Rehen geben bisher keinen Hinweis auf solche Zusammenhänge.
Das nationalparkspezifische Management von Wildtieren beschränkt sich auf die zahlenmäßige Reduzierung von Rothirschen und teilweise Rehen – in Ausnahmefällen auch von Wildschweinen - in festgelegten randlichen Bereichen des NPs (ca. ein Viertel der Parkfläche) mit einer zeitlichen Beschränkung auf die Spanne vom 1. September bis 31. Januar, im Rahmen der jagdrechtlich festgelegten Schusszeiten.

Mit der zunehmenden touristischen Erschließung zentraler Bereiche des Luchskerngebietes – vor allem des 1991 gegründeten tschechischen NPs Šumava – stieg die Beunruhigung in diesen Gebieten erheblich an. Die Verwaltungen der beiden Nationalparke versuchen über ein Besucherleitsystem, mit Wegegeboten in den Kernzonen, die Freizeitaktivitäten von Wanderern, Mountain-Bikern und Skilangläufern auf ausgewiesenen Wegen zu kanalisieren und somit Ruhezonen zu gewährleisten. Zunehmend Probleme bereiten allerdings v. a. im Winter individualistische Anhänger von Trendsportarten wie Schneeschuhwandern oder Skitourengehen, die sich abseits der ausgewiesenen Wege in potentiellen Ruhezonen bewegen.
Ein weithin unterschätzter Störfaktor sind auch freilaufende Hunde. Häufig missachten Wanderer das Gebot, ihre Hunde unter Kontrolle zu halten. Neuere Telemetrieergebnisse zeigen jedoch, dass Luchse sich durchaus - in Verstecken, in denen sie sich sicher fühlen - im Bereich von Wanderwegen aufhalten.
Eine potentielle Gefährdung für die weiträumig agierende Tierart Luchs stellen auch viel befahrene Straßen dar, die gequert werden müssen. Hier ist v.a. der Abschnitt der Bundesstraße 11 zwischen Ludwigsthal und Bayerisch Eisenstein zu nennen, der die Nordwestgrenze des NPs bildet und der für regionale Verhältnisse eine relativ hohe Zahl an Wildunfällen aufweist.

Erhaltungszustand

Über die Bewertungen für die Population, dem Lebensraum und den Beeinträchtigungen ergibt sich folgender Erhaltungszustand:

Tab. 73: Erhaltungszustand des Luchses

Population	Größe / Dichte	Aktuell ist der NP Teil-Streifgebiet von mindestens 6 Luchsen (3 ad., 3 juv.)	A	B	**B**
	Entwicklung	Schwankend, jüngste Entwicklung scheint positiv zu sein	B		
	Verbund	Eingebunden in die Population des Ostbayrisch-tschechischen Grenzgebirges; diese ist aber relativ isoliert	B		
Habitat	Fläche / Kohärenz	Großflächig und zusammenhängend	A	A	
	Strukturelle Ausstattung + Entwicklung	In den Naturzonen großflächig beruhigte Bereiche und hohes Angebot von Verstecken	A		
	Beuteangebot	Verschiedene Wildarten in ausreichender Dichte	B		
Beeinträchtigung	Nutzung	z. T. intensive Jagd im Randbereich	B	B	
	Störung	Tourismus, Hunde	B		
	Sonstiges	-	-		

Bedeutung des Gebietes für die Art

Der NP BW bildet zusammen mit dem tschechischen NP Šumava das Kerngebiet des ostbayerisch-westböhmisch-oberösterreichischen Luchsvorkommens. Er kann auf Grund seiner Flächengröße von 240 km² etwa 3 – 7 Luchsen ein sicheres Jagd-, Rückzugs- und Fortpflanzungsareal bieten (den Hochwinter ausgenommen). Der Erhalt der gesamten bayerisch-tschechisch-oberösterreichischen Luchspopulation kann jedoch nur großflächig in enger Zusammenarbeit mit den Verwaltungen des NPs Šumava, des Naturparks Bayerischer Wald, den Bayerischen Staatsforsten sowie den staatlichen Naturschutzverwaltungen der betroffenen Länder gesichert werden.

Erhaltungsmaßnahmen

Wichtiger Faktor für den Erhalt der Luchspopulation ist die weitere Förderung der Akzeptanz in der lokalen Bevölkerung, v.a. in der Jägerschaft. Neben staatlichen Stellen – wie der NPV BW - kommt hier auch den Verbänden eine entscheidende Bedeutung zu. Bereits 1997 haben der Landesjagdverband Bayern, der Bund Naturschutz und der Landesbund für Vogelschutz, der Naturpark Bayerischer Wald u.a. die Einrichtung eines Fonds zur Abgeltung von vom Luchs verursachten Schäden an Haustieren und Gatterwild initiiert.

Des weiteren wurde in ganz Ostbayern ein Netz von fast 100 ehrenamtlich tätigen Luchsberatern eingerichtet, die im Falle gerissener Haus- und Nutztiere als neutrale Gutachter abklären sollen, ob der Luchs als Verursacher in Frage kommt und somit obiger Fonds gefordert ist.

Die dauerhafte Etablierung der Tierart Luchs in unserer Landschaft erfordert ein landeseinheitliches Management-, Schadenspräventions- und Schadensausgleichskonzept, sowie eine Vereinheitlichung der Datenerfassung und Datenhaltung.
Darüber hinaus ist eine länderübergreifende Zusammenarbeit unabdingbar, da nur sie eine realistische Einschätzung der Populationsentwicklung möglich macht. Diesem Ziel widmet sich die „Lynx Group Bohemian Forest“, in der sich die NPV BW, der Naturpark Bayerischer Wald, die NPV Šumava, die Landschaftsschutzgebietsverwaltung Šumava, das Institut für Wirbeltierbiologie der Tschechischen Akademie der Wissenschaften, Luchsschützer aus Oberösterreich u.a. zusammengeschlossen haben.

Der Schwerpunktbeitrag der NPV BW zur Erhaltung der Tierart Luchs liegt in der Fortführung eines intensiven Monitorings (Winterliche Abspüraktionen, Forschung im Bereich Raum- und Beutenutzung durch Weiterentwicklung moderner Telemetriemethoden), sowie bei der Verbesserung der Datenerfassung und Datenhaltung.
Ein seit März 2005 laufendes Telemetrieprojekt „Räuber-Beute-Beziehung zwischen Luchs und Reh“ der NPV beleuchtet den Einfluss des Luchses auf seine Beutetiere Reh und Rothirsch.
Diese Grundlagenarbeit ermöglicht eine fundierte Öffentlichkeitsarbeit, die letztlich zu einer Akzeptanzsteigerung gegenüber der Tierart Luchs in der Bevölkerung führen kann.

Anmerkungen

Auf eine Kartendarstellung wird wegen mangelnder Aussagekraft verzichtet.

4.3.2 1355 Fischotter, Otter *Lutra lutra*

Abb. 139: Fischotter

Allgemeine Verbreitung

Von ganz Europa über das kontinentale Asien bis nach Japan und den indischen Raum sowie von Nordafrika bis in nördliche Breiten vorkommend, hat der Fischotter eines der größten Verbreitungsgebiete unter den Säugetieren überhaupt (REICHHOLF 1983, zit. in MÜLLER-KROEHLING et al., 2005).

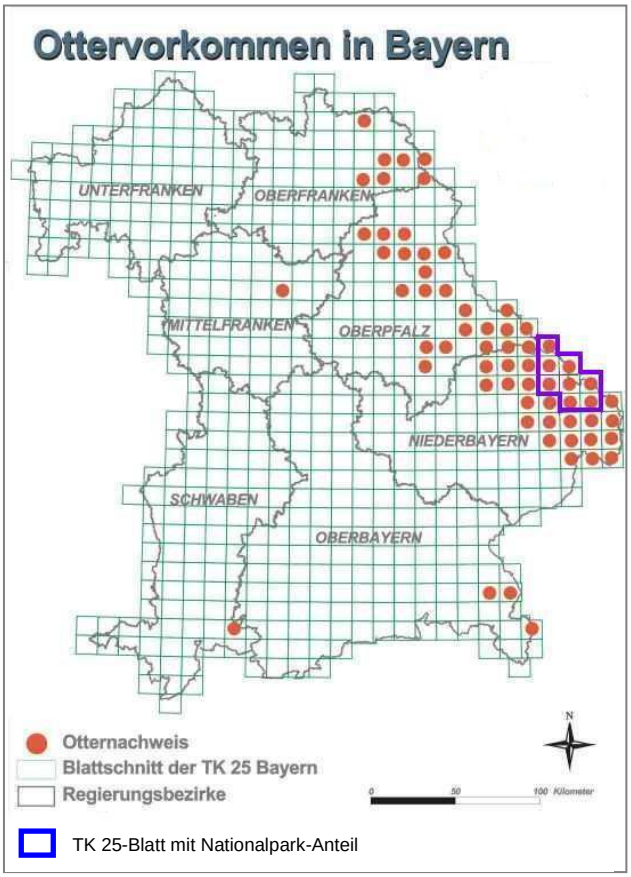


Abb. 140: Ottervorkommen in Bayern

Ursprünglich in praktisch ganz Bayern vorkommend (GIETL 1998, zit. in MÜLLER-KROEHLING et al., 2005), ist heute sein einziges zusammenhängendes bayerisches Vorkommen im BW. Dieses steht mit den Vorkommen in Tschechien und dem Mühlviertel in Verbindung.

Bestandessituation und Verbreitung im Gebiet

Zahlreiche bayerische Vorkommen erloschen, in erster Linie bedingt durch Bejagung durch den Menschen, in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts (RÖBEN, 1976, zit. in MÜLLER-KROEHLING et al., 2005) und durch die Zerstörung von Lebensräumen.
In Nordostbayern ist der Otter derzeit wieder in Ausbreitung begriffen (MAU, 2002) und kommt auch im angrenzenden Thüringen wieder vor (SCHMALZ, 2005, zit. in MÜLLER-KROEHLING et al., 2005). Auch weitab von bestehenden Vorkommen, so z. B. in Oberbayern (KUHN, 1995, zit. in MÜLLER-KROEHLING et al., 2005), kommt es gelegentlich zu Einzelbeobachtungen.
Der NP BW liegt im Zentrum des Verbreitungsareals der Population im Ostbayerischen Grenzgebirge (vgl. Abb. „Ottervorkommen in Bayern“).
„Seit Gründung des NPs im Jahre 1970 wird die Entwicklung des Fischotterbestandes in regelmäßigen Abständen im Rahmen gezielter Studien kontrolliert. Zufallsbeobachtungen von Mitarbeitern der NPV ergänzen die dabei erhobenen Daten.“ (ZIRKER & HEURICH, 2004). Die NPV hat das Monitoring im Freiland entsprechend unterstützt. Seit 1988 wird im BW das Artenhilfsprogramm Fischotter umgesetzt, seit 1995 begleitet von einer Arbeitsgruppe aus Vertretern des Bayerischen Landesamts für Umwelt, der Regierung von Niederbayern, des Naturparks und der Arbeitsgemeinschaft Fischotterschutz. Im Naturpark mit darin enthaltenem NP hat sich der Fischotter seither v. a. in den letzten 10 bis 15 Jahren ausgebreitet (MAU, mdl. Mitt.). Seit den 70er Jahren, als nur noch Einzeltiere vorkamen, ist der Bestand im Naturpark Bayerischer Wald auf ca. 30 Tiere angewachsen (HOFMANN & MAU, 1999).
Abgesehen von sehr kleinen Seitengewässern und den Abschnitten mit steilen Gefällestrecken in der Höhenstufe, die aufgrund des ungünstigen Nahrungsangebots für den Otter uninteressant sind, wurde der Fischotter in den letzten Zehn Jahren im Rahmen von Bestandsuntersuchungen praktisch an jedem größeren Fließgewässer im NP nachgewiesen.
„Die Gewässer wurden auf verschiedenen Abschnitten allerdings unterschiedlich stark frequentiert. Die Untersuchung im Rahmen des Monitorings im Sommer brachte folgende Ergebnisse: Drei Fließgewässer waren vom Fischotter besiedelt, drei wurden besucht, vier Gewässer waren bekannt und drei nicht besucht.
Beim Monitoring im Winter spiegelte sich die erhöhte Wandertätigkeit seit den Herbstmonaten wider. Im Vergleich zum Sommer fällt weiterhin eine deutlich gesteigerte Markiertätigkeit auf.
Ebenfalls drei Gewässer wurden als besiedelt eingestuft. Die Anzahl der als besucht gewerteten Flüsse erhöhte sich dagegen von drei auf sieben.
Die Kartierung ergab somit eine nahezu flächendeckende Verbreitung des Fischotters im NP.“ (ZIRKER & HEURICH, 2004). Bachoberläufe werden bis zu einer Meereshöhe von über 1000 m aufgesucht.

Bewertung des Lebensraums

Die Fließgewässer im NP sind in engem räumlichem und funktionalem Zusammenhang mit den Gewässersystemen im vorgelagerten Naturpark Bayerischer Wald sowie im Šumava zu sehen. In diesem Zusammenhang stellen sie einen wichtigen Teil-Lebensraum v.a. zur Nahrungssuche und als relativ störungsfreier Rückzugsraum für Mutterfamilien dar (MAU, mdl. Mitt.).
Die Bewertung der Fließgewässer als (Teil-)Habitat des Fischotters ist weitgehend identisch mit der Bewertung der Habitatstrukturen des LRT 3260 (vgl. Kap. 3.2); d.h. ein hoher Grad an Naturnähe bedingt einen guten Erhaltungszustand. Lediglich die Oberläufe im Bereich der Höhenstufe mit starkem Gefälle sind als (Teil-)Habitat für den Fischotter aufgrund der starken Versauerung und des mangelhaften Nahrungsangebotes weitgehend ungeeignet. Als bevorzugte (Teil-)Lebensräume des Otters haben sich den Beobachtungen der letzten Jahre zufolge v.a. Kolbersbach, Gr. Deffernik, Schleicherbach, Kl. Ohe, Schmalzbach und Hirschbach herauskristallisiert (MAU, mdl. Mitt.).

Insgesamt gesehen sind die Fließgewässersysteme des Inneren BWs aufgrund des rauen Klimas und der relativen Nahrungsarmut nicht als optimaler Lebensraum einzustufen, weshalb die Reviergrößen mit durchschnittlich 20 km Länge entlang von Hauptgewässern und bis zu 60 km Länge an Nebengewässern entsprechend groß ist.

Beeinträchtigungen und Gefährdungen

Zu einer der Hauptgefährdungsursachen für den Otterbestand hat sich in den letzten Jahren der Straßenverkehr entwickelt. Allein im Landkreis Freyung-Grafenau wurden im Zeitraum von 1994 bis 2001 - ohne Berücksichtigung der Dunkelziffer - 19 Fischotter als Verkehrsopfer registriert. Als starke Beeinträchtigung sind in diesem Zusammenhang „nicht ottergerechte“ Brücken, d.h. Brücken ohne geeignete Unterquerungen mit Trittsteinen und unter denen der Otter keine Markierungen absetzen kann, einzustufen.
Als weitere Beeinträchtigungen in Bezug auf die Gesamtsituation der Otterpopulation im NP sind stark verbaute Gewässerabschnitte, Abschnitte mit Niedrigwasser infolge von Ausleitungen sowie das geringe Nahrungsangebot zu werten.

Erhaltungszustand

Über die Bewertungen für die Population, den Lebensraum und die Beeinträchtigungen ergibt sich folgender Erhaltungszustand:

Tab. 74: Erhaltungszustand des Fischotters

Population	Größe / Dichte	Nahezu flächendeckende Besiedlung	A	A	**B**
	Entwicklung	Zunahme	A		
	Verbund	Im Zentrum der Population des Ostbayrischen Grenzgebirges; diese ist angeschlossen an die östlichen Vorkommen	A		
Habitat	Fläche / Kohärenz	Großflächig und zusammenhängend	A	B	
	Strukturelle Ausstattung	Reduziert durch frühere Gewässerverbauung	B		
	Beuteangebot	Gering	B		
Beeinträchtigung	Nutzung	keine	B	B	
	Störung	Tourismus, Hunde	B		
	Sonstiges	Gewässerversauerung (rückläufig)	B		

Bedeutung des Gebietes für die Art

Der NP BW bildet zusammen mit dem vorgelagerten Naturpark sowie dem östlich angrenzenden NP Šumava das Verbreitungszentrum des Fischotters im Bayrisch - Böhmischen Grenzgebirgszug.
Dabei stellt die NP-Fläche nur einen Teillebensraum (Nahrungssuche und Rückzugsgebiet) des Otters dar und ist in engem funktionalen Zusammenhang mit dem gesamten Naturpark zu sehen. Das Gesamtgebiet des Naturparks einschließlich NP beherbergt den größten Teil der ostbayerischen Population und hat somit eine sehr hohe Bedeutung.

Erhaltungsmaßnahmen

Als Maßnahmen zur Erhaltung und Stabilisierung der Otterpopulation im Gebiet sind zu nennen:

- Anlage und Besatz von Nahrungsteichen für die Wintermonate
- Renaturierung von Fließgewässern (vgl. Kap. 3.2 und 4.6)
- Bau von Umgehungsgerinnen an Querverbauten, Ausleitungen und – soweit möglich – Schwellen
- Umwandlung von nicht standortgerechten Fichtenaufforstungen entlang der Fließgewässer
- „Ottergerechte“ Umgestaltung von Brücken mit Unterquerungen und Trittsteinen
- Öffentlichkeitsarbeit zur weiteren Akzeptanz des Otters, insbesondere für Fischereivereine

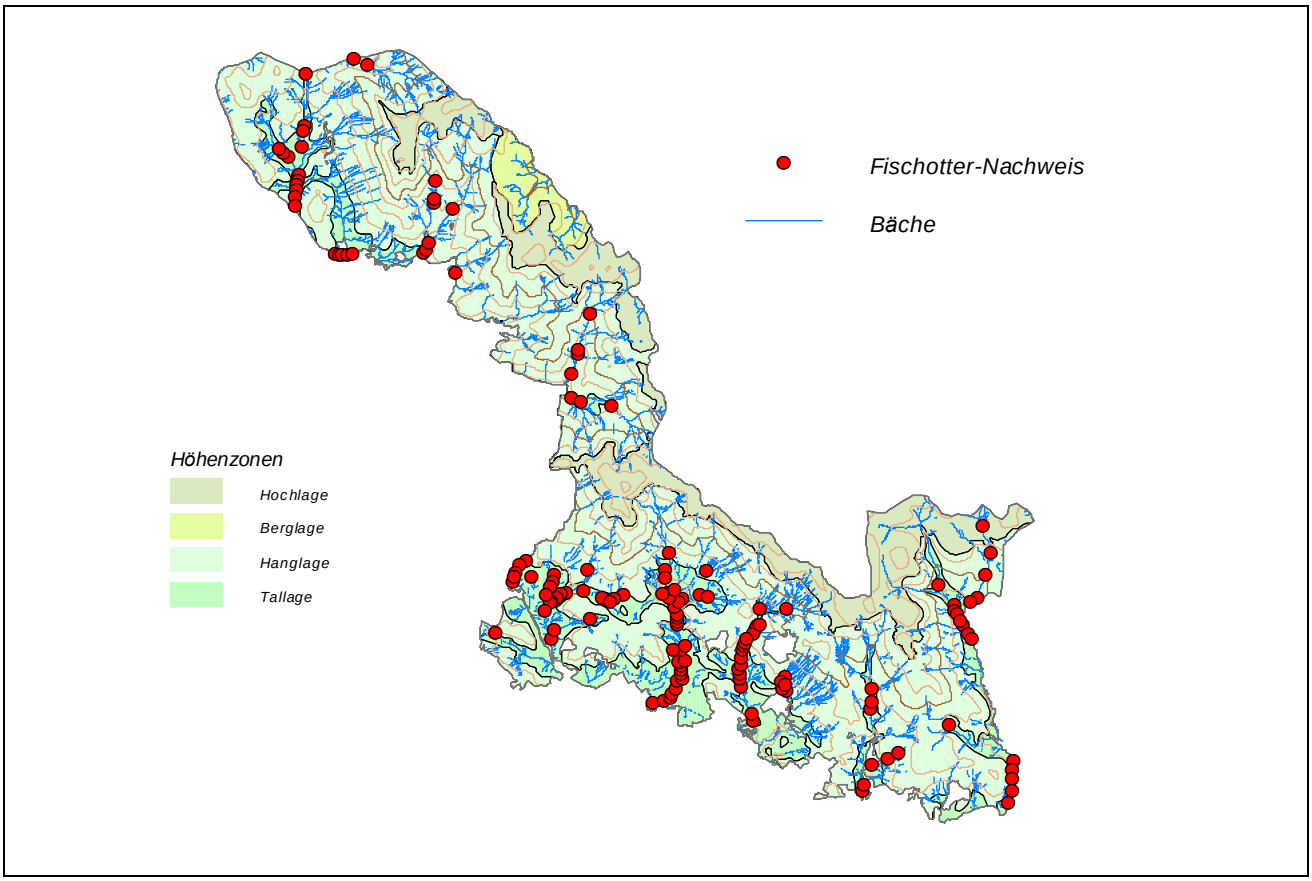


Abb. 141: Vorkommen des Fischotters im NP

4.3.3 1308 Mopsfledermaus *Barbastella barbastellus*

Abb. 142: Mopsfledermaus (Foto: Andreas Zahn)

Allgemeine Verbreitung und Bestandsentwicklung

Die Mopsfledermaus kommt in Europa von Spanien bis in den Kaukasus vor, nach Norden erreicht sie Südengland und Südschweden. In den Tieflandbereichen (Belgien, Holland, Norddeutschland, Dänemark) fehlt sie. Allgemein bevorzugt sie Vorgebirgs- und Gebirgsregionen. In Bayern hat sie die Schwerpunkte ihrer Sommerverbreitung neben dem Voralpenland, dem BW und dem Fichtelgebirge aber auch in trocken-warmen Regionen Unterfrankens.
Ursprünglich eine ausgeprägte Waldfledermaus, bezieht sie, mangels geeigneter Quartiere an Bäumen, häufig Spaltenquartiere an Gebäuden.
Wie viele andere Fledermausarten verzeichnete sie in den 60er Jahren durch die Pestizidbelastung starke Rückgänge. Nach wie vor gilt sie als seltene Art. Erfreulicher Weise werden in letzter Zeit immer häufiger neue Vorkommen entdeckt.

Verbreitung und Bestandessituation im Gebiet

Die Mopsfledermaus wurde erst im Rahmen der Natura 2000-Erhebungen im Gebiet nachgewiesen. 2003 gelang der Netzfang eines Männchens an der Steinbachklause. Im selben Jahr gelangen auch noch mehrere Rufaufnahmen (EDER 2004, MARCKMANN et al. 2003), hauptsächlich im Südostbereich des AGs, eine Aufnahme aber auch an der „Schwarzen Brücke“ nordwestlich Spiegelhütte. 2004 gelangen zwei Rufaufnahmen am Ostufer der Talsperre „Frauenau“.
Die Verteilung der Nachweise ist zu einem großen Teil dadurch bedingt, dass hier „nachgeschaut“ wurde. EDER (2004) hatte aber auch Aufnahme-Transekte in den Hoch- und Tallagen, konnte aber Mopsfledermaus-Aktivität nur in der Bergmischwaldzone bis knapp über 1000 m feststellen.
Nach der Gattung *Myotis* (mit mehreren Arten) ist die Mopsfledermaus die am häufigsten im Detektor zu vernehmende Fledermausart. Möglicherweise wurde sie aber auch überproportional erfasst, weil sie gern entlang linearer Strukturen, z. B. an Waldwegen, wo auch die Transektbegänge angelegt werden, jagt. Nach den bisherigen Erfahrungen dürften jagende Mopsfledermäuse auch in den anderen Regionen des NPs zu erwarten sein.
Winterquartiere sind mehrere außerhalb des NPs bekannt. Darunter auch das größte bekannte Mopsfledermaus-Winterquartier in Deutschland: der Stollen im ehemaligen Silberbergwerk bei Bodenmais. Hier konnten Ende der 50er Jahre knapp 4000 Mopsfledermäuse gezählt werden. Bis 1980 war hier ein Rückgang auf 279 Tiere zu verzeichnen. Seither steigt die Zahl langsam wieder. 2005 konnten 604 gezählt werden. Hier beringte Exemplare wurden bis zu einer Entfernung von 50 km wiedergefunden. Allerdings bisher alle nur in nördlicher, westlicher und südlicher Richtung. Inwieweit die große Zahl der in der Region überwinternden Mopsfledermäuse Bedeutung für den NP hat ist also noch ungeklärt. Theoretisch könnte diese sehr kälteharte Art auch in Felsspalten des NP-Gebietes überwintern. Zumindest könnten solche Felsspalten auch als Zwischenquartiere dienen.
Bisher stammen die meisten Sommerfunde von Gebäuden (Fensterläden, Holzverschalungen, Brettüberstände an Scheunen) als Ersatzquartiere. Die natürlichen Sommerquartiere der Mopsfledermaus sind allerdings Spaltenquartiere an Bäumen, meist hinter abstehender Rinde abgestorbener Eichen oder Kiefern. Doch auch abgestorbene Fichten bilden solche Rindentaschen aus. Durch diese Form der Quartierwahl ist diese Fledermaus stark an das Zerfallsstadium des Waldes (Totholz) angepasst. Solche Quartiere sind aber praktisch nicht kontrollierbar. Die Besiedlung solcher Quartiere in dem großen Waldgebiet des NPs dürfte aber sehr wahrscheinlich sein.
2003 wurden für das Monitoring dieser Art 200 Holz-Flachkästen ausgebracht. Leider noch ohne Erfolg. Neben einzelnen Kleinen Bartfledermäusen wurde nur einmal Kot in einem solchen Flachkasten gefunden, der möglicherweise von der Mopsfledermaus stammt. Erfahrungsgemäß kann die Adaption solcher Fledermauskästen aber sehr lange dauern.
Insgesamt lässt die bisherige Datenlage noch keine aussagekräftige Einschätzung zu. Die Mopsfledermaus ist im Gebiet wahrend des Sommerhalbjahrs regelmäßig und wahrscheinlich verbreitet jagend anzutreffen. Quartiere sind noch keine bekannt. Dass sich die Art im Gebiet auch fortpflanzt ist nicht auszuschließen.

Bewertung des Lebensraums

Bisher konnten bei der Mopsfledermaus keine erkennbaren Präferenzen für bestimmte Waldtypen festgestellt werden. Innerhalb der nächtlichen Aktionsräume werden aber immer wieder kleinere konkrete Jagdareale aufgesucht. Hinsichtlich ihrer Nahrungsansprüche ist sie ausgeprägt auf Kleinschmetterlinge spezialisiert.
Gerade Urwälder und Wälder mit sehr variablen Strukturen können im Jahresablauf ein gleichbleibend hohes Angebot dieser Beutetiergruppe garantieren.
Die Bergmischwälder in den Hanglagen des AGs besitzen durch die „Gestaltung“ des Borkenkäfers einen sehr hohen Grad von Strukturdiversität und dürften hervorragende Jagdhabitate für die Mopsfledermaus darstellen. An

den zahlreichen abgestorbenen Fichten sind auch immer wieder geeignete Rinden-Spaltenquartiere ausgebildet.

Abb.143: Rindentaschen bilden die natürlichen Spaltenquartiere für die Mopsfledermaus. Durch die zahlreichen abgestorbenen Bäume im NP hätte sie hier ein großes Angebot.

Im EG gestalten sich die Waldstrukturen weniger günstig. Hier dominieren noch relativ gleichförmige Altersklassenbestände und durch die Borkenkäferbekämpfung verbleiben nur wenig abgestorbene Fichten. Nichtsdestotrotz ist der Großteil des Gebietes als geeigneter Jagdlebensraum zu bezeichnen. Das Angebot von Rinden-Spaltenquartieren ist hier aber eher niedrig

Beeinträchtigungen und Gefährdungen

Das heutige NP-Konzept der „natürlichen Waldentwicklung“ wird der Mopsfledermaus in allen Bereichen zugute kommen, da die Entwicklung Richtung Urwald geht.
Eine gewisse Gefährdung ist durch Fällung von Quartierbäumen im Rahmen von Verkehrssicherungsmaßnahmen gegeben.

Erhaltungszustand

Über die Bewertungen für die Population, dem Lebensraum und den Beeinträchtigungen ergibt sich folgender Erhaltungszustand:

Tab. 75: Erhaltungszustand der Mopsfledermaus

Population	Größe/ Dichte	Bisher nur einzelne Rufnachweise	C	C	**B**
	Entwicklung	?	-		
	Verbund	?	-		
	Winterquartier	Nichts bekannt	-		
Habitat	Quartierangebot	Hoch, aber Rindenspaltenquartiere an toten Fichten sind nur kurzlebig	B	B	
	Jagdhabitat	Großflächige Wälder	B		
	Winterquartier	Im Gebiet keines bekannt	-		
Beeinträchtigungen	Nutzung	Auf ganzer Fläche naturnahe Waldentwicklung; sehr selten Quartierverlust durch Verkehrssicherung	A	A	
	Störung/Sonst.	-	-		

Die Bedingungen für die Mopsfledermaus sind als gut einzustufen, auch wenn bisher erst wenige Nachweise bekannt wurden.

Bedeutung des Gebietes für die Art

Da noch zu wenig über das Vorkommen der Mopsfledermaus im NP-Gebiet bekannt ist, kann die Bedeutung des Gebietes für diese Art noch nicht abschließend eingewertet werden.

Erhaltungsmaßnahmen

Die natürliche Waldentwicklung führt dazu, dass für die Mopsfledermaus ein Optimum an Jagd- und Quartierhabitaten entsteht. Weitere Maßnahmen sind darüber hinaus nicht notwendig.

Anmerkungen/Monitoring

Es wird angeregt, die Bestandessituation der Mopsfledermaus innerhalb des NPs genauer zu untersuchen, um konkretere Aussagen zum Erhaltungszustand dieser Art und zur Bedeutung des Gebietes für diese Art machen zu können. Neben den Rufaufnahmen sollten vor allem Netzfänge mit anschließender Telemetrie zum Einsatz kommen, um auch Informationen darüber zu bekommen, welche Quartiere die Mopsfledermaus hier nutzt.
Für ein effizienteres Monitoring wird empfohlen noch weitere Flachkästen, v. a. in den noch bestehenden Lücken auszubringen.

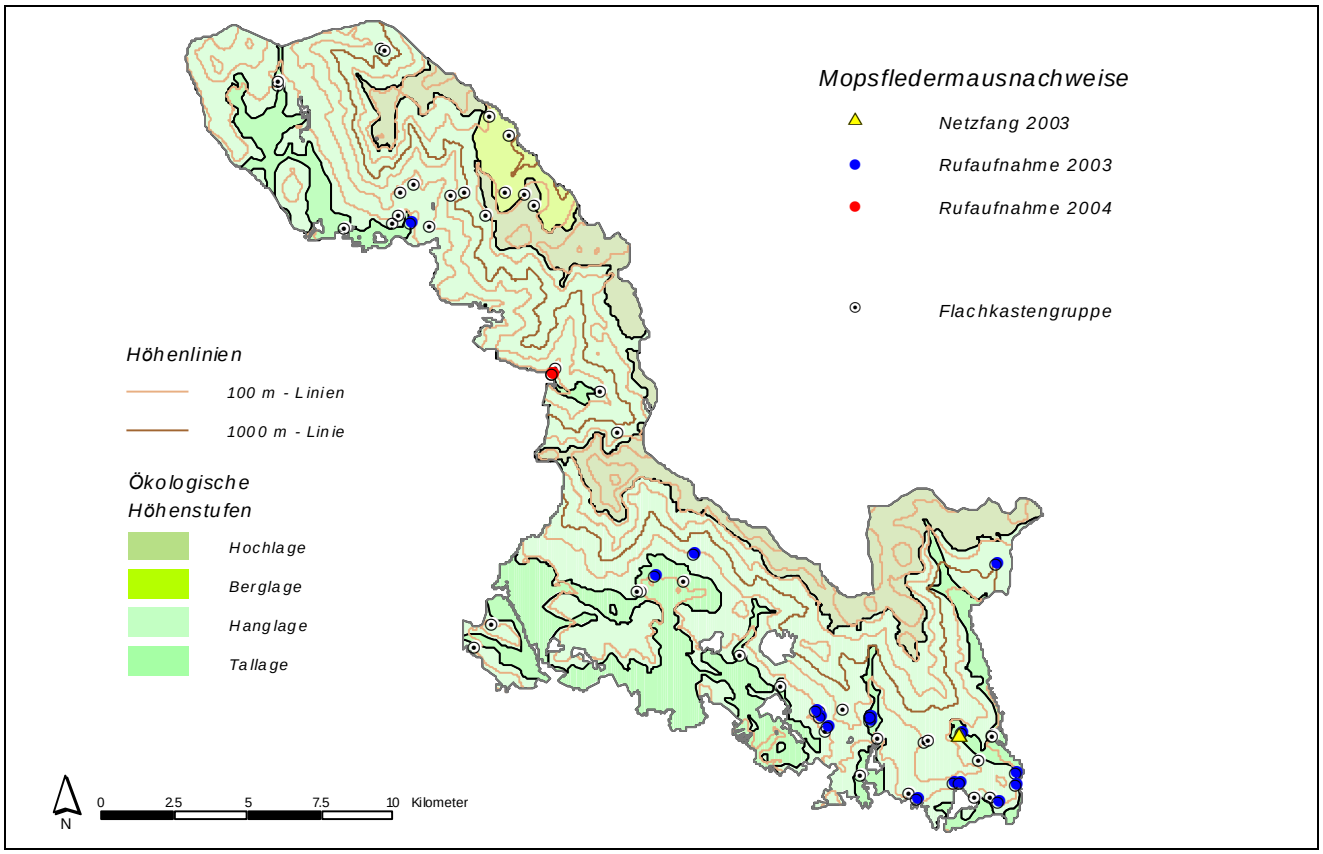


Abb. 144: Nachweise der Mopsfledermaus im NP

4.3.4 1323 Bechsteinfledermaus *Myotis bechsteini*

Abb. 145: Teil einer Kolonie von Bechsteinfledermäusen in einem Vogelnistkasten (Bayerischer Giebelkasten)

Allgemeine Verbreitung und Bestandsentwicklung

Das Areal der Bechsteinfledermaus beschränkt sich weitgehend auf das mittlere und südliche Europa. Innerhalb Deutschlands liegen die Schwerpunkte ihrer Verbreitung in wärmebegünstigten Laubwaldgebieten im Süden und in der Mitte. Aufgrund ihres hohen Anspruchs im Bezug auf das Quartierangebot (Baumhöhlen) und die Jagdhabitate (strukturreich, mehrschichtig) ist sie meist nur inselartig verbreitet. Wegen der verborgenen Lebensweise wurde sie bisher relativ selten gefunden. Diese als Urwaldfledermaus bezeichnete Art wurde und wird von intensiver Forstwirtschaft stark beeinträchtigt.

Verbreitung und Bestandessituation im Gebiet

Konkrete Hinweise auf ein Vorkommen der Bechsteinfledermaus bestehen erst seit 2003. Über Rufaufnahmen konnte die Art an ca. 9 Stellen im AG nachgewiesen werden. 2004 konnten lediglich an drei Stellen Rufe aufgenommen werden, die möglicherweise von der Bechsteinfledermaus stammen, einer davon östlich der Trinkwassertalsperre Frauenau.
Ende August 2005 gelangen dann erstmalig Netzfänge von 4 Tieren: 2 adulte Weibchen nördlich des Jugendwaldheims (eines davon hatte in diesem Jahr gesäugt) und 1 adultes Weibchen und 1 juveniles Männchen an der Steinbachklause. Bei der ziemlich ortstreuen Art mit kleinem Aktionsradius deuten das juvenile Männchen und das Weibchen, das laktiert hat, auf Fortpflanzungsvorkommen hin.
Sicher nachgewiesen ist die Bechsteinfledermaus bisher also nur im mittleren und v. a. im südöstlichen Bereich des AGs. Sollten das laktierende Weibchen und das juvenile Männchen tatsächlich Mitglieder von Wochenstubenverbänden sein, wären das mit ca. 850 m ü. NN die bisher höchst gelegenen Nachweise in Bayern .
Bemerkenswert ist, dass die Bechsteinfledermaus anscheinend regelmäßig auch in Lagen über 900 m jagt. Sämtliche Nachweispunkte liegen im Einzugsbereich buchenbetonter und strukturreicher Bestände, wo die Bechsteinfledermaus auch am ehesten zu erwarten war.
In 2003 für das Monitoring ausgebrachten Fledermauskästen wurde sie bisher noch nicht gefunden. Allerdings war in 2 Kastengruppen Kot, der mit hoher Wahrscheinlichkeit von dieser Art stammt.
Bisher sind innerhalb des Gebietes noch keine natürlichen Sommerquartiere bekannt, obwohl wahrscheinlich ausschließlich solche besiedelt werden.
Die nächsten bekannten Winterquartiere sind Stollen im Arber-Silberberg-Bereich. Es ist aber auch nicht auszuschließen, dass Bechsteinfledermäuse in tiefen Felsspalten innerhalb des NPs überwintern.

Die bisherige Datenlage ist zu gering, um eine entsprechende Bewertung der Population vorzunehmen. Doch allein diese ersten Nachweise sind als hochinteressant und sehr erfreulich zu bezeichnen.

Bewertung des Lebensraums

Sieht man von der Höhenlage des Gebietes ab, finden sich im NP einige Bereiche, die von den Strukturen her einen geeigneten Lebensraum für die Bechsteinfledermaus darstellen. Von ca. 4700 ha buchenreicher Bestände ab der Reifungsphase, die als Jagdhabitat dienen könnten, liegt aber gut ein Drittel über 1000 m Höhe und wird vermutlich kaum genutzt. Die restlichen 3000 ha liegen zu großen Teilen in den wärmebegünstigten südlich exponierten mittleren und unteren Hanglagen. Vor allem im AG herrscht durch die zahlreichen unterschiedlich alten Borkenkäferlöcher ein hohes Angebot unterschiedlichster Strukturen. Insgesamt nehmen aber solche mehrschichtigen Laub- und Mischwaldbestände weniger als ein Viertel der unteren und mittleren Hanglagen ein.
Explizite Bestände mit einem hohem Quartierangebot, wie sie die Bechsteinfledermaus braucht, sind dagegen deutlich seltener. Im EG finden sich solche nur in der Mittelsteighütte bei Zwieslerwaldhaus, im Distrikt Regenhäng bei Bayrisch Eisenstein und östlich der Talsperre Frauenau. Die ehemaligen Naturwaldreservate Höllbachgspreng und Ruckowitzhäng, die ebenfalls sehr höhlenreich wären, liegen zum Großteil schon über 1000 m.

Im AG ist das Angebot und die Verteilung buchenreicher Altholzbestände mit entsprechendem Höhlenreichtum

etwas günstiger. Es fällt auf, dass gerade im Südostbereich des Parks, wo der Verbreitungsschwerpunkt der Art zu sein scheint, sich auch die meisten solcher Quartierhabitate befinden.

Abb. 146: Strukturreiche vielschichtige Bestände mit Zerfallsstadien und kleinen Lücken bieten der Bechsteinfledermaus sowohl günstige Jagdhabitate als auch ein ausreichendes Angebot verschiedenster Baumhöhlenquartiere (Abt. „Eschenhäng" südöstlich Waldhäuser).

Da Baumfledermäuse den anderen Quartierkonkurrenten (höhlenbrütende Vögel, Bilche, Hornissen, etc.) meist unterlegen sind, sind für sie Bestände mit einer hohen Höhlendichte wichtig. In der Bergmischwaldregion findet man so einen ausgeprägten Höhlenreichtum meist nur in buchendominierten Alters- und Senilitätsstadien. Diese sind aber, mit Ausnahme der wenigen alten Reservate, auf der großen Fläche des Parks noch Mangelware. Mit knapp 1,5 Höhlenbäumen (einschließlich abgestorbener Bäume) pro Hektar in den Hang- und Tallagen ist das Höhlenangebot noch als sehr gering zu bezeichnen.

Beeinträchtigungen und Gefährdungen

Das heutige NP-Konzept der „natürlichen Waldentwicklung" wird der Bechsteinfledermaus in allen Bereichen zugute kommen, da die Entwicklung Richtung Urwald geht.
Möglicherweise besteht das Vorkommen hier aber nur mehr aus wenigen Tieren in kleinen Gruppen. Solche Kleinstvorkommen in suboptimalem Lebensraum können leicht aussterben. Darum kann das Überleben durch den Verlust einiger weniger Quartiere, z. B. bei Verkehrssicherungsmaßnahmen, gefährdet sein.

Erhaltungszustand

Über die Bewertungen für die Population, den Lebensraum und die Beeinträchtigungen ergibt sich folgender Erhaltungszustand:

Tab. 76: Erhaltungszustand der Bechsteinfledermaus

Population	Größe/ Dichte	? Im AG möglicherweise 2 Kolonien	C	C	**C**
	Entwicklung	?	-		
	Verbund	Sehr isoliert, nächste bekannte Kolonien bei Deggendorf	C		
	Winterquartier	Im Gebiet keines bekannt	-		
Habitat	Quartierhabitatfläche	Nur ca. 5 %	C	C	
	Quartierangebot	Weniger als 1,5 Höhlen pro Hektar	C		
	Jagdhabitat	< als 50 % der unteren und mittleren Hanglagen	C		
	Winterquartier	?	-		
Beeinträcht.	Nutzung	Quartierverlust durch Verkehrssicherung	B	B	
	Störung/Sonst.		A		

Diese Bewertung unter Anwendung der Kartieranleitung führt zu einem ziemlich schlechten Resultat, was aber nicht unbedingt mit der Wirklichkeit übereinstimmen muss. Über das Vorkommen der Bechsteinfledermaus in höheren Mittelgebirgsregionen mit Bergmischwäldern ist noch wenig bekannt.

Bedeutung des Gebietes für die Art

Die Bechsteinfledermaus wurde erst im Rahmen der Kartierungen für den Managementplan nachgewiesen. Über die Größe des Vorkommens kann noch keine konkrete Aussage gemacht werden. Bemerkenswert ist aber, dass es sich vermutlich um das einzige bisher bekannte Fortpflanzungsvorkommen in den hinteren Regionen des Oberpfälzer/Bayerischen Waldes handelt. Auch die Höhenlage wäre ein Rekord für eine Wochenstube in Mitteleuropa. Anscheinend können laubholz- und strukturreiche Bestände an wärmebegünstigte Südhängen auch in höheren Lagen geeignete Bechsteinhabitate darstellen. Das Vorkommen verdient dadurch eine besondere Beachtung.

Erhaltungsmaßnahmen

Bei Baumfällungen im Rahmen der Verkehrssicherung sollten potentielle Quartierbäume möglichst geschont werden. Unabwendbaren Fällungen von Quartierbäumen sollten ausschließlich im Winter gemacht werden. Aber auch hierbei muss auf Fledermäuse geachtet werden. Sind dadurch definitive Quartiere verloren gegangen, sollten unbedingt in unmittelbarer Nähe Ersatzquartiere (Fledermauskästen) aufgehängt werden.

Anmerkungen/Monitoring

Um ein besseres Wissen über die hier vorkommende Population zu erhalten, wird empfohlen, möglichst bald folgende Untersuchungen und Maßnahmen durchzuführen:

-Erhebung von Detektoraufnahmen in günstigen Habitaten, um die Verbreitung im Gebiet abzuklären
-Netzfang und Telemetrie zum Auffinden von Quartieren, v. a. von Wochenstubenquartieren
-Ausflugszählung an Wochenstubenquartieren (Koloniegröße)

- in geeigneten Habitaten sollten zur Verbesserung und Vereinfachung des Monitorings noch weitere Fledermaus-Rundkästen ausgebracht werden.

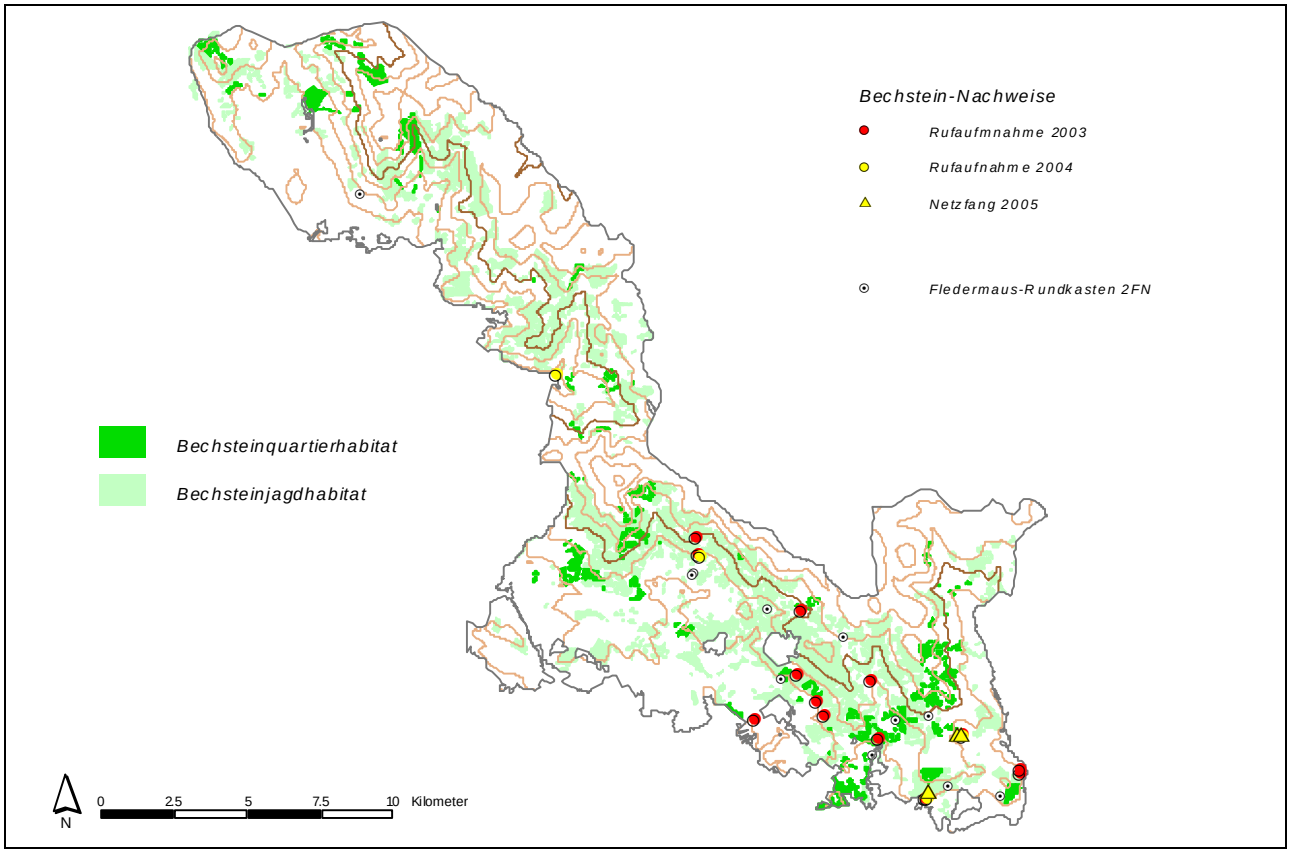


Abb. 147: Nachweise der Bechsteinfledermaus im NP

4.3.5 1324 Großes Mausohr *Myotis myotis*

Abb. 148: Männchen des Großen Mausohrs in einem Fledermauskasten

Allgemeine Verbreitung und Bestandsentwicklung

Die Verbreitung des Großen Mausohrs ist überwiegend auf das südliche und mittlere Europa beschränkt. In Mitteleuropa fand Mitte letzten Jahrhunderts ein starker Bestandsrückgang statt (hauptsächlich Pestizidbelastung). Seither Erholung, z. T. bis an die Kapazitätsgrenze der Jagdhabitate. In laubwaldreichen Regionen Bayerns wurden mit die höchsten Dichten dieser Art in Europa festgestellt.

Verbreitung und Bestandessituation im Gebiet

Das Gebiet des NPs dient dem Großen Mausohr vorrangig als Jagdhabitat. Quartiere sind bisher keine bekannt. Vermutlich haben aber einzelne Männchen in Baumhöhlen (eventuell auch Gebäuden) ihr Sommerquartier. Felsspalten könnten auch als Zwischen- oder Winterquartier dienen.
Fortpflanzungsgruppen (Wochenstubenkolonien) können in diesem Gebiet ausgeschlossen werden, da das Klima zu kalt ist. Außerdem kommen innerhalb der Gebietskulisse keine geeigneten Gebäude vor.
Über Sichtbeobachtungen (Streckenflug und Jagdflug), Rufaufnahmen und Netzfänge konnte jedoch gezeigt werden, dass das Große Mausohr regelmäßig anzutreffen ist, vermutlich sogar in relativ hohen Dichten. Begründet ist dies durch ein hohes Angebot geeigneter Jagdhabitate.

Die Fundpunkte in der Karte zeigen lediglich die Ergebnisse von Rufaufnahmen und Netzfängen aus den Jahren 2003-2005 und stellen keine flächenhaft systematische Erfassung dieser Art dar.
Die Rufaufnahmen stammen zum Großteil aus einer Diplomarbeit (EDER 2004) entlang von Waldwegen im AG und zeigen, dass jagende Mausohren vor allem in den Tal- und Hanglagen, vereinzelt aber auch in den Hochlagen anzutreffen sind.
Über Netzfangaktionen konnte festgestellt werden, dass im Spätsommer, zumindest kleinräumig, hohe Dichten jagender Mausohren vorkommen. So fingen sich z. B. im Urwaldreservat „Mittelsteighütte“ innerhalb zwei Stunden 6 Große Mausohren in einem 10 m-Netz. Insgesamt konnten vom 29.08. - 02.09.2005 in 4 Fangnächten 18 Große Mausohren gefangen werden, davon 11 Männchen und 7 Weibchen, bzw. 13 Adulte und 5 Juvenile. Da es sich bei den Netzfangstandorten nicht um Flugstrassen oder Zwangspässe handelte, sondern um einfach im geeigneten Jagdhabitat aufgestellte Netze, ist diese Zahl als sehr hoch einzustufen. Das Große Mausohr war damit auch die am häufigsten im Netz gefangene Art.
Während der Fangnacht in der „Mittelsteighütte“ konnten in den Lichtkegeln der Scheinwerfer auch regelmäßig jagende Große Mausohren beobachtet werden, die unterhalb des Kronendachs einer ca. 10 m hohen Buchen-Unterschicht umher flogen.
Über die im Netz gefangenen Juvenilen und Weibchen, die laktiert hatten, zeigt sich, dass der NP zumindest nach dem Flüggewerden der Jungtiere auch von Wochenstubentieren als Jagdgebiet genutzt wird.
In nachfolgender Tabelle sind die 6 am nächsten zum NP gelegenen Wochenstuben aufgeführt (im Naturraum BW kommen nur 10 vor):

Tab. 77: Mausohrwochenstuben im Einzugsbereich des NP

Ort	Lkr.	WoStu-Tiere	Entf.
Ringelai, Kirche	FRG	135	8 km
Röhrnbach, Kirche	FRG	135	16 km
Lalling, Kirche	DEG	25	18 km
Roggersing, Kirche	DEG	412	22 km
Viechtach, Kirche	REG	31	26 km
Schöllnstein, Kirche	DEG	50	30 km

Von Telemetriestudien aus anderen Regionen ist bekannt, dass die Jagdgebiete bis zu 15 km (z. T. bis zu 25 km) von der Kolonie entfernt sein können. Für die Wochenstube in Ringelai dürfte der NP also auch als sommerliches Jagdgebiet dienen.
Im Vorfeld des NPs liegen ein paar unterirdische Quartiere, die von den Mausohren als Winter-, aber auch als Schwarmquartiere genutzt werden. In den Stollen und Kellern

-Rotkot bei Zwiesel
-[redacted]stollen bei Böbrach
-[redacted]
-Tunnel [redacted] Aigenstadl bei Freyung
-Silberberg bei Bodenmais

können jährlich ca. 150 überwinternde Mausohren gezählt werden (MORGENROTH mdl. Mitt.). Bayernweit werden nur weniger als 5 % der Mausohr-Sommerbestände in den kontrollierten Winterquartieren gefunden. Von dem her ist diese Zahl als sehr hoch einzuwerten.
Möglicherweise werden durch das Beieinanderliegen der Winterquartiere (z. T. gleichzeitig Schwarmquartiere) mit großen Flächen geeigneter Jagdhabitate die Mausohren aus einem großen Einzugsgebiet angezogen. Mit hoher Wahrscheinlichkeit spielen sich hier dann auch Balz- und Paarungsaktivitäten ab, da 6 der 9 gefangenen Männchen in geschlechtsaktivem Zustand waren (gefüllte Nebenhoden).
In den buchenreichen Waldbeständen auf den südexponierten Hängen des NPs können sie sich dann im Spätsommer und Herbst noch ausreichende Fettreserven anfressen und bei Wintereinbruch in die unterirdischen Quartiere einfliegen.

Abb. 149: Vegetationsfreier Waldboden im Buchehallenwald bietet dem Großen Mausohr gute Jagdbedingungen

Aus diesen bisher wenigen Daten kann durchaus geschlossen werden, dass sich jagende Große Mausohren wahrscheinlich den Großteil geeigneter Jagdhabitate im NP nutzen. Die Zahl der Tiere wird auf mehrere hundert geschätzt.

Bewertung des Lebensraums

Der Anteil buchenreicher und buchenbetonter Bestände (auch Bergmischwälder) mit günstigen Habitatstrukturen für das Mausohr (größere Flächen ohne Bodenvegetation) liegt in den Hanglagen bei ca. 50 %. Aber auch große Teile der Tallagen (natürliche Au-Fichtenwälder, *Luzulo-Abietetum*) bieten geeignete Jagdhabitate. Fast alle Flächen mit führender Buche werden der natürlichen Waldentwicklung überlassen und bleiben dadurch dauerhaft als Jagdlebensraum für das Mausohr geeignet.

Das Angebot natürlicher Baumhöhlen, die den solitär lebenden Männchen als Sommerquartier und später als Balz und Paarungsquartier dienen könnten, ist mit weniger als 1,5 Höhlen pro Hektar als sehr gering einzustufen.

Beeinträchtigungen und Gefährdungen

Im Rahmen der Verkehrssicherung und der Borkenkäferbekämpfung können Baumhöhlenquartiere verloren gehen.

Erhaltungszustand

Über die Bewertungen für die Population, den Lebensraum und die Beeinträchtigungen ergibt sich folgender Erhaltungszustand:

Tab. 78: Erhaltungszustand des Großen Mausohrs

Population	Größe/ Dichte	? keine Quartiere bekannt, aber relativ hohe Dichte jagender Tiere	B	B	**B**
	Entwicklung	unbekannt	-		
	Winterquartier	Im Gebiet keines bekannt	-		
Habitat	Quartierhabitatfläche	Nur ca. 5 %	C	C	
	Quartierangebot	Weniger als 1,5 Höhlen pro Hektar	C		
	Jagdhabitat	Ca. 50 % mit geeigneten Strukturen	B		
	Winterquartier	Im Gebiet keines bekannt	-		
Beeinträcht.	Nutzung	Quartierverlust durch Verkehrssicherung	B	B	
	Störung/Sonst.		A		

Insgesamt ist der Wissensstand über Situation des Großen Mausohrs im NP noch sehr gering. Aufgrund der relativ häufigen und stetigen Rufaufnahmen und Netzfänge im Spätsommer scheint das Gebiet für diese Art eine hohe Attraktivität als Jagdhabitat zu besitzen, v. a. im Spätsommer und Herbst, um sich Fettreserven für die Überwinterung anzufressen.

Bedeutung des Gebietes für die Art

Für die Mausohrvorkommen des Naturraums stellen die buchenreichen Südhänge des NPs sehr bedeutsame Jagdhabitate dar. Gerade in Kombination mit den umliegenden Winterquartieren besitzen diese eine wichtige Funktion im Fortpflanzungs- und Überwinterungsgeschehen eines Großteils der niederbayerischen Mausohrpopulation.

Erhaltungsmaßnahmen

Es sind keine Erhaltungsmaßnahmen notwendig.
Zur besseren Einwertung des Gebietes für diese Art wird angeregt, über Netzfang und Telemetrie Männchenquartiere in Baumhöhlen ausfindig zu machen. Ferner könnte man über Detektorkontrollen (bzw. über so genannte Horchkisten) die Nutzung der Jagdhabitate durch das Große Mausohr sowohl hinsichtlich der Verteilung im Gebiet als auch im Jahresablauf überprüfen.

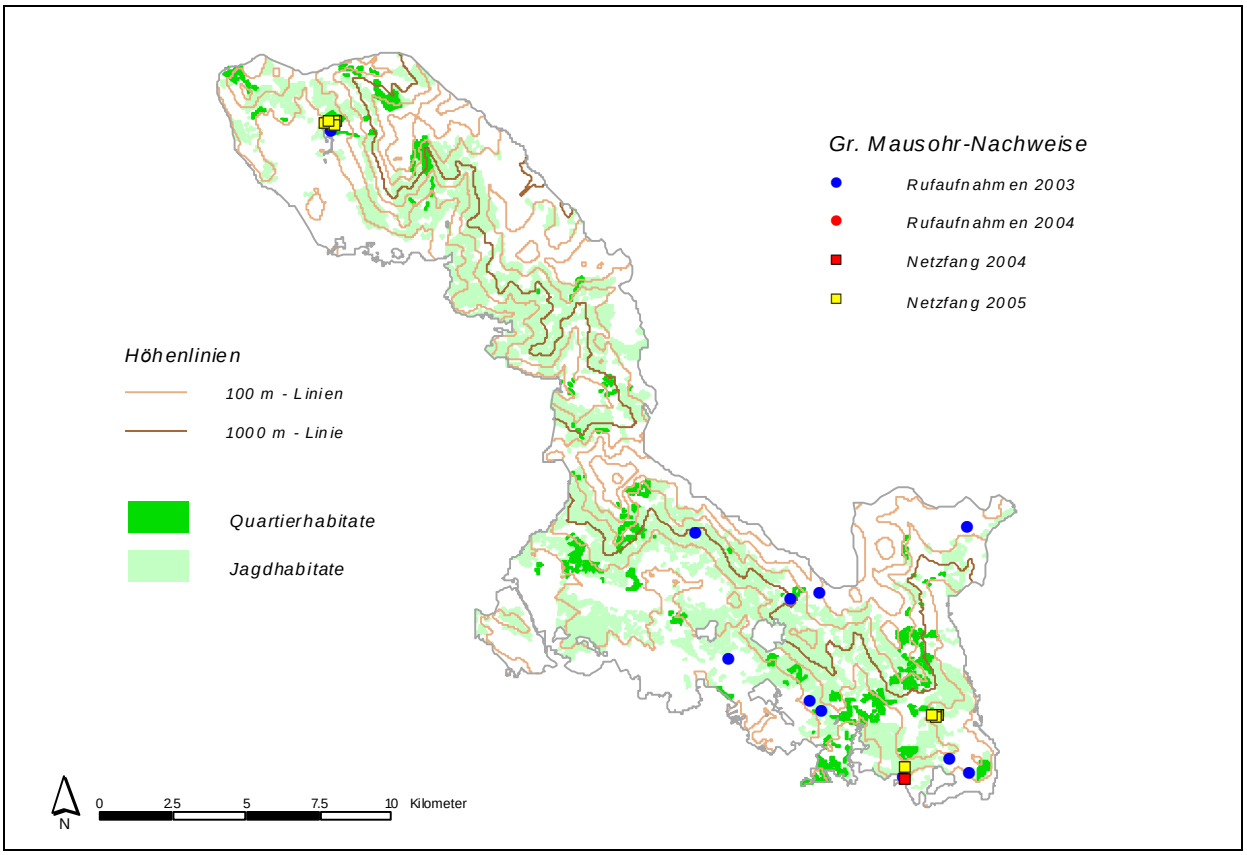


Abb. 150: Nachweise des Großen Mausohrs im NP

4.3.6 1163 Groppe, Koppe, Mühlkoppe *Cottus gobio*

Abb. 151: Groppe (Cottus gobio) ***(Foto: C. Ratschan)***

Allgemeine Verbreitung

Europa vom nördlichen Spanien bis Südschweden und Südfinnland, bis zum Ural. Ursprünglich auch in steinigen Abschnitten von Flüssen, ist die Koppe heute aufgrund der dort verbreiteten Gewässerverunreinigungen und Gewässerbodenverschlammungen auf die sauberen Oberläufe beschränkt (GERSTMEIER & ROMIG 1998, zit. in MÜLLER-KROEHLING et al., 2005), die oft im Wald liegen. In den Alpen bis über 2000 m, auch an steinigen Ufern klarer Seen (MÜLLER 1983, zit. in MÜLLER-KROEHLING et al., 2005).

Bestandessituation und Verbreitung im Gebiet

Zur Bestandsentwicklung können aufgrund mangelnder Ausgangsdaten aus früheren Jahren keine konkreten Aussagen getroffen werden. Es ist jedoch davon auszugehen, dass die für die Nutzung zur Holztrift verursachten Eingriffe in das Fließgewässersystem in Verbindung mit sonstigen Ausbaumaßnahmen, v. a. der Schaffung von Durchlässen mit unpassierbaren Quer-Bauwerken im Zuge des Straßen- und Wegebaus sowie Ausleitungen zur Energiegewinnung, zu einem deutlichen Bestandsrückgang und einer Isolierung von Teilpopulationen der Koppe geführt hat. Die Gewässerversauerung hat ebenso zu einer zusätzlichen Bestandsabnahme geführt (HOCH, mdl. Mitt.).
Auch der derzeitige Bestand lässt sich nicht annähernd exakt bestimmen, da die als Lebensraum (potenziell) geeigneten Fließgewässer im NP bisher nur stichprobenartig auf Koppen-Vorkommen überprüft wurden. Insbesondere im AG gibt es noch längere Gewässerstrecken, die noch gar nicht beprobt wurden. Zudem sind die Ergebnisse der Elektrobefischung für die Koppe als Bewohner des Lückensystems - v. a. in Gewässern mit geringer Leitfähigkeit - nicht immer zuverlässig und aussagekräftig.
So konnten z. B. im Zuge der Bewertung der Fließgewässer als LRT 3260 im Jahr 2005 Vorkommen von Koppen über Sichtbeobachtungen in Gewässerstrecken nachgewiesen werden, in denen durch eine Elektrobefischung im Jahr 2004 kein Nachweis gelungen war.
Der derzeitige Wissensstand über die Verbreitung der Koppe, resultierend aus Sichtbeobachtungen im Jahr 2005 sowie Nachweisen von HOCH (2004, 2005), KOLBINGER et al. (2004) und STOCKBAUER (2002), kann allenfalls Rückschlüsse auf Verbreitungs-Schwerpunkte zulassen, zeigt jedoch sicherlich nicht das vollständige Verbreitungsbild der Art im NP. Verbreitungsschwerpunkte sind demnach Gr. Ohe mit Vorderem und Hinterem Schachtenbach, Kolbersbach mit Höllbach und Schleicherbach sowie Gr. Deffernik.
Einzelnachweise gibt es zudem aus den Unterläufen von Reschwasser und Kl. Ohe.
Die angetroffene Größenverteilung der Koppen weist nach HOCH (2004) jedenfalls auf eine intakte Reproduktion im NP hin.

Bewertung des Lebensraums

Die Bewertung des Fließgewässer-Systems im NP als Habitat der Koppe lässt sich prinzipiell weitgehend aus der Bewertung des LRT 3260 ableiten (vgl. Kap. 3.2). Allerdings sind die Oberläufe der Bäche in der Höhenstufe, die von starkem Gefälle, hohen Fließgeschwindigkeiten und natürlichen Barrieren (Felsblöcke mit Abstürzen) geprägt sind, davon auszunehmen. Mittel- und Unterläufe der Gewässer mit geringem Verbauungsgrad einschließlich renaturierter Fließstrecken und Abschnitten, die sich durch natürliche Dynamik allmählich wieder rückentwickeln, sind bevorzugte Habitate. Wenn auch die Bedingungen v.a. aufgrund der Gewässerversauerung nicht als optimal einzustufen sind, so sind die Gewässer aufgrund ihrer guten Sauerstoffsättigung, der hohen Gewässergüte und niedrigen Sommertemperaturen doch überwiegend in gutem Erhaltungszustand, der durch die nachgenannten Beeinträchtigungen abschnittsweise gemindert ist.

Beeinträchtigungen und Gefährdungen

Die teilweise intensive Veränderung der Fließgewässer im Zuge des Ausbaus zur Holztrift und zur Wasser- und Energiegewinnung hat zu teilweise erheblichen Beeinträchtigungen geführt (vgl. LRT 3260, Kap. 3.2).
Als starke Beeinträchtigungen für die Koppen-Vorkommen sind v.a. unpassierbare Querbauwerke und Ausleitungen mit unterhalb liegenden Niedrigwasserstrecken einzustufen, die zu einer Zersplitterung in Teilareale, z.T. auch zum Erlöschen von Teilpopulationen geführt haben dürften. Bereits 10- 15 cm hohe, durchgehende Sohlschwellen stellen für Mühlkoppen ein unüberwindbares Aufstiegshindernis dar.
Ein weiteres Problem stellt die Gewässerversauerung dar, allerdings hat sich die Situation seit Anfang der 1990er Jahre etwas entschärft.
Nach SMYLY sowie STRASKRABA et al. (zit. ebd.) scheint die Koppe keinen ernsthaften Fressfeind zu haben. Auch der Fischotter dürfte für die Mühlkoppe kaum eine Gefährdung darstellen. Von STEINMANN & BLESS (in PETERSEN et al., 2004) wird er nicht als Fressfeind genannt.

Erhaltungszustand

Über die Bewertungen für die Population, den Lebensraum und die Beeinträchtigungen ergibt sich folgender Erhaltungszustand:

Tab. 79: Erhaltungszustand der Koppe

Population	Größe / Dichte	Intakte Populationen	B	B	**B**
	Entwicklung	Nach starkem Rückgang vermutlich wieder Zunahme	B		
	Verbund		A		
Habitat	Fläche / Kohärenz	Großflächig und zusammenhängend	A	A - C	
	Strukturelle Ausstattung	Reduziert durch frühere Gewässerverbauung	B		
	Beuteangebot	Gering	B		
Beeinträchtigung	Nutzung	Gewässerverbauungen	B	A - C	
	Sonstiges	Gewässerversauerung	B		

Die Bewertungen für das Habitat und die Beeinträchtigungen können für die einzelnen Bäche sehr unterschiedlich sein, darum wird hier A-C angegeben. Insgesamt dürfte der Erhaltungszustand der Koppe im NP gut sein.

Bedeutung des Gebietes für die Art

Der NP BW beherbergt nach derzeitigem Kenntnisstand stabile Bestände der Koppe mit intakter Reproduktion.

Unter dem Gesichtspunkt des engen räumlichen und funktionalen Zusammenhangs mit dem NP-Vorfeld hat der NP aufgrund der natürlichen, dynamischen Entwicklung seiner Gewässer eine große Bedeutung für die Erhaltung der Art.

Erhaltungsmaßnahmen

Als Maßnahmen zur Erhaltung und Stabilisierung der Koppenpopulation im Gebiet sind zu nennen:

- Renaturierung von Fließgewässerabschnitten mit überwiegend naturfernem Verlauf (vgl. Kap. 3.2 und 4.6)
- Fischgerechter Umbau von unpassierbaren Durchlässen und Verrohrungen
- Bau von Umgehungsgerinnen an Querverbauten, Ausleitungen und – soweit möglich – Ablässen von Schwellen und Klausen
- Zurücknahme und Ausstockung von Fichtenaufforstungen entlang der Fließgewässer und Regeneration ursprünglicher Erlen-Auwälder
- Einbringen von Totholz sowie Blöcken und Felsen aus gewässertypischen Substraten (Granite und Gneise) im Bereich von Gewässerabschnitten mit überwiegend feinkörnigem Sohlsubstrat zur Erhöhung der Sohlsubstrat- und Strömungsvielfalt.

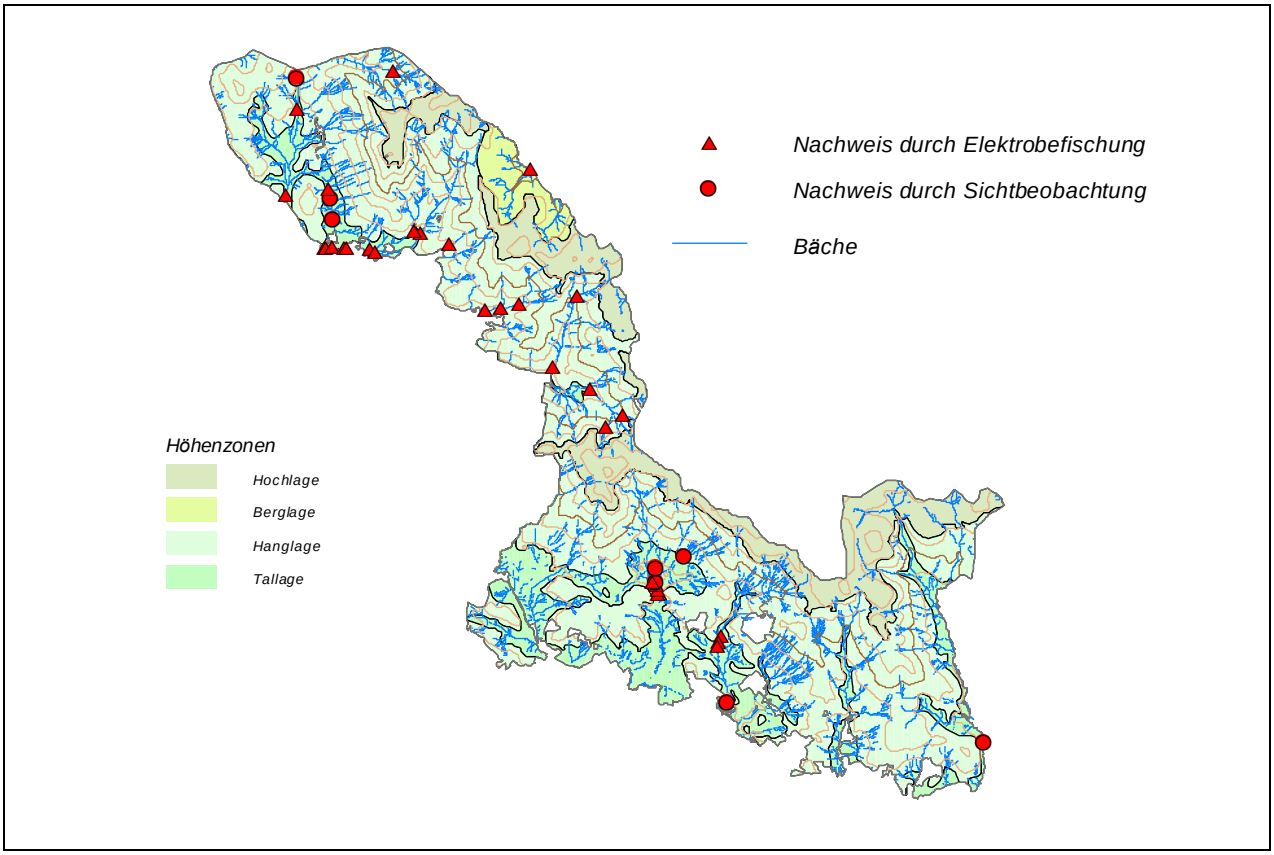


Abb. 152: Vorkommen der Groppe im NP

4.3.7 *1914 Hochmoorlaufkäfer *Carabus menetriesi pacholei*

Abb. 153: Hochmoorlaufkäfer (Foto: Müller-Kroehling)

Allgemeine Verbreitung

Der Hochmoorlaufkäfer kommt vor allem in Osteuropa bis nach Mitteleuropa vor. In der nach FFH-RL geschützten Unterart *pacholei* kommt er nur im ostbayerischen Grenzgebirge und dem Erzgebirge sowie kleinräumig im Alpenvorland vor.

Bestandessituation und Verbreitung im Gebiet

Der Hochmoorlaufkäfer wurde durch MÜLLER-KROEHLING (2002) erstmals für den NP BW nachgewiesen. Hierbei handelte es sich um Laufkäfer-Beifänge von Spinnen-Untersuchungen der Jahre 1992-1994 durch WEIß (unveröff.). Bei Untersuchungen aller größeren Moore des NPs konnte die Art in insgesamt drei Moorkomplexen nachgewiesen werden. Das Vorkommen im Klosterfilz-Großer Filz-Moorkomplex ist das größte Vorkommen des BWs und wahrscheinlich ganz Bayerns (MÜLLER-KROEHLING, 2002). Die zwei anderen Vorkommen im NP sind wesentlich kleiner. Eines davon liegt in einem relativ kleinen Hoch- bis Übergangsmoor der Tallage, das andere in einem Hochlagen-Moorkomplex.

Bewertung des Lebensraums

Vorzugslebensraum sind in den Tallagen intakte Spirkenfilze, in den Hochlagen sehr nasse, quellige Übergangsmoore. Beide Lebensräume sind im NP auf größerer Fläche vorhanden.

In den Mooren, in denen er nachgewiesen werden konnte, dürfte sein Vorkommen aktuell gesichert sein. Besonders gilt dies in den sehr großflächigen, intakten Hochmoorkomplexen Klosterfilz und Großer Filz.

Die Moorobjekte, in denen kein Nachweis der Art erbracht werden konnte, sind hingegen überwiegend zu stark degradiert (z. B. Föhraufilz, Kleine Au bei Altschönau, Filzau, Seefilz) oder zu kleinflächig ausgebildet (z. B. Stangenfilz am Lusen), um Lebensraum für den Hochmoorlaufkäfer darzustellen, der in der Regel Moore in einer Größe von mindestens 15-20 ha braucht (MÜLLER-KROEHLING, 2002). In manchen der Moore kommt er aber möglicherweise unterhalb der Nachweisschwelle noch vor. Grundsätzlich sollten daher in allen Mooren des NPs weitere Anstrengungen zur Moorrenaturierung betrieben werden, zumal auch die Moore, in denen er nachgewiesen werden konnte, nicht frei von Beeinträchtigungen (v.a. alte Gräben) sind.

Beeinträchtigungen und Gefährdungen

Hauptgefährdungsfaktor ist eine Veränderung der Hydrologie durch Entwässerungsgräben, die zu einer starken, fortschreitenden und allenfalls langfristig reversiblen Entwertung des Lebensraumes führt.

Ferner ist die Art auch durch Käfersammler in erheblichem Maße bedroht, die auch nicht davor zurückschrecken, große Stückzahlen der Art als Tausch- oder Handelsobjekte für „Insektenbörsen“ zu „erbeuten“. Auf dieses Problem weist auch der NP-Plan des NPs Šumava ausdrücklich hin.

Die genauen Fundorte der Art sollten daher Dritten nicht zugänglich gemacht werden. Sie liegen der NPV vor.

Erhaltungszustand

Über die Bewertungen für die Population, dem Lebensraum und den Beeinträchtigungen ergibt sich folgender Erhaltungszustand:

Tab. 80: Erhaltungszustand des Hochmoorlaufkäfers in den einzelnen Teilflächen

Teilgebiet	TF 1	TF 2	TF 3	TF 4	**Ges.**
Population	A	A	B	B	**B**
Lebensraum	A	B	B	C	**B**
Beeinträchtigungen	A	C	A	B	**B**
Gesamt	**A**	**B**	**B**	**B**	**B**

Bedeutung des Gebietes für die Art

Der NP BW beherbergt einen Bayern- und EU-weit äußerst bedeutsamen und insgesamt gesicherten Bestand des Hochmoorlaufkäfers. Zusammen mit dem NP Šumava dürfte es sich um das größte Vorkommen der Art in einem FFH-Gebiet überhaupt handeln.

Erhaltungsmaßnahmen

Als Maßnahmen zur Erhaltung und Stabilisierung der Population im Gebiet sind zu nennen:

- Konsequenter Einstau vorhandener, auch oberflächlich verwachsener Entwässerungsgräben, wobei jedoch ein Überstau von Flächen, die als Lebensraum des Hochmoorlaufkäfers geeignet sind, zu vermeiden ist.
- Sensibilisierung der NP-Wacht hinsichtlich der Problematik illegaler Sammelaktivitäten; Geheimhaltung der Fundorte.

Anmerkungen

Auf eine Verbreitungskarte wird aus Gründen des Artenschutzes (Gefahr von Käfersammlern) verzichtet.

4.3.8 1042 Große Moosjungfer *Leucorrhinia pectoralis*

Abb. 154: Große Moosjungfer(Foto: Lipsky)

Allgemeine Verbreitung und Bestandsentwicklung

Die Große Moosjungfer ist eine eurosibirisch verbreitete Art und kommt von Südwest-Frankreich bis nach Südwest-Sibirien vor. Nach Norden erreicht sie das südliche Norwegen, Schweden und Finnland, nach Süden erreicht sie im Balkan Bulgarien. In Mitteleuropa ist ihre Verbreitung nicht geschlossen. Die größten Vorkommen in Deutschland liegen in den norddeutschen Niederungen.
Schwerpunkte innerhalb Bayerns sind das voralpine Hügel- und Moorland, der Nordostrand des Mittelfränkischen Beckens, die Selb-Wunsiedeler-Hochfläche und das Osthessische Bergland.

Bestandessituation und Verbreitung im Gebiet

Leucorrhinia pectoralis konnte im FFH-Gebiet nur an einem Fundort in Probefläche (PF) 11 aktuell nachgewiesen werden. Das Gewässer entspricht gut dem bekannten „Habitatschema“ der Art, gekennzeichnet durch eher niedrige Höhenlage unter 700 m ü NN, mesotrophen (minerotrophen) Verhältnissen, deutlichen Anteilen von Verlandungszonation in Form von Seggenrieden (hier v.a. *Carex rostrata, Carex vesicaria*) und Schwimmblattgesellschaften (hier: *Potamogeton cf. natans*) sowie dystrophen Wasser- und Untergrundverhältnissen („dunkle Moorweiher“). Wie das Gros der heutigen Populationen von *L. pectoralis* werden meist kleine (oft durch Menschenhand entstandene) Sekundärgewässer wie Weiher, Teiche oder Torfstiche einer bestimmten Sukzessionsphase in meist nur geringen Bestandsgrößen besiedelt (nach WILDERMUTH 1993 in der Schweiz selten und nur „einzeln“ auftretend). Günstig könnte sich auszuwirken, dass es sich hier um einen Kleingewässerkomplex handelt, von dem aber höchstwahrscheinlich aktuell nur PF 11 als Larvalhabitat geeignet ist. Exuvien oder Imagines konnten an den zwei benachbarten Moortümpeln jedenfalls nicht beobachtet bzw. festgestellt werden (PF 9 und 10).

Bewertung des Lebensraums

In Bayern besiedelt die Große Moosjungfer mesotrophe, teilverlandete Teiche und Weiher, kleine Seen mit anmoorigem Grund, Tümpel, Torfstiche mittlerer Sukzessionsstadien, nährstoffreichere Zwischenmoortümpel und Lagg-Gewässer (Gewässer in mineralisch beeinflussten Randbereichen von Mooren). Neben einer guten Besonnung sind für die Imagines auch senkrechte Strukturen (Seggen, Moorbirken, Weiden) als Ruhe- und Schlafplätze wichtig. Waldnähe ist daher vermutlich von Vorteil. Eine Koexistenz mit Fischen ist kaum möglich (KUHN & BURBACH 1998, WILDERMUTH 1993).
Innerhalb des NPs wurde die Art nur an einem Gewässer gefunden. Im Folgenden wird nur dieses und sein Umgriff bewertet.
Imaginalhabitat (Qualität, Quantität):
Den Imagines stehen in der unmittelbaren Umgebung gut geeignete Reife-, Nahrungs-, Sonn- und Ruheplätze zur Verfügung. Der Verlandungsanteil aus Seggenried, Rohrkolbenröhricht und Laichkraut-Schwimmblattzone ist momentan optimal ausgeprägt. Die Habitatgröße wird dagegen als gering eingestuft.
Larvalhabitat:
Das Gewässer ist als mesotroph mit deutlicher Tendenz zu eutropheren Verhältnissen einzustufen. Unterschiedliche Wassertiefen mit dunklem Untergrund (mooriger Boden) und eine mittlere Vegetationsdeckung sind vorhanden. Das Gewässer ist mir hoher Wahrscheinlichkeit fischfrei. Exuvien konnten nicht festgestellt werden, was bei hoher Untersuchungsintensität darauf hindeutet, dass die Emergenz 2005 sehr gering ausgefallen ist.

Abb. 155: Habitat der Großen Moosjungfer auf PF 11

Beeinträchtigungen und Gefährdungen

Das Gewässer und das Flurstück mit den PF 9 bis 11 wird, soweit feststellbar, nicht genutzt.
Inwieweit sich in jüngerer Zeit die Habitatverhältnisse und die Population verändert haben, kann nicht beurteilt werden. Aktuell sind diesbezüglich keine direkten Gefährdungsfaktoren erkennbar. Das Gewässer ist fischfrei, wird einschließlich der unmittelbaren Umgebung nicht genutzt, der Verlandungsgrad dürfte sich bezüglich der Ansprüche von *L. pectoralis* im optimalen Bereich befinden (ca. 70-80% Verlandungs- und Schwimmblattvegetation).
Allerdings sind deutliche Eutrophierungserscheinungen im Bereich der PF 11 festzustellen. Der breite Röhrichtgürtel aus *Typha latifolia* v.a. am Süd- und Westufer sowie das Vorkommen der Wasserlinse deuten darauf hin. Es ist nicht bekannt, ob die südlich angrenzende Intensivwiese (Privatbesitz) gedüngt wird. Dies wäre für das Larvalhabitat von *L. pectoralis* ungünstig und könnte die Verlandungsgeschwindigkeit erheblich erhöhen. Wie bereits erläutert, führt WILDERMUTH (1993) aus, dass oligotrophe und eutrophe Gewässerverhältnisse bezüglich des Reproduktionserfolges am Schlechtesten zu beurteilen sind. Dies kann bei einer kleinen, verletzlichen und isolierten Population durch Zufallsereignisse (z. B. schlechter Fortpflanzungserfolg infolge ungünstiger Witterungsbedingungen) schnell zum Erlöschen des Bestandes führen. Ein Ausweichen auf benachbarte Flächen erscheint nach derzeitigem Kenntnisstand nicht sehr wahrscheinlich bis unmöglich zu sein.

Abb. 156: Blick auf PF 11 von Süden

Erhaltungszustand

Über die Bewertungen für die Population, dem Lebensraum und den Beeinträchtigungen ergibt sich folgender Erhaltungszustand:

Tab. 81: Erhaltungszustand der Großen Moosjungfer

Population	Größe / Dichte	Sehr klein, max. 8 gleichzeitig anwesende Indiv.	C	C	**C**
	Häufigkeit	Nur 1 bekanntes Vorkommen	C		
	Verbund	Stark isoliert	C		
Habitat	Imaginalhabitat	Sehr klein, aber gute Strukturen	B	C	
	Larvalhabitat	Eutrophierungstendenz, keine Exuvien gefunden	C		
Beeinträchtigung	Nutzung	Keine Nutzung, Nährstoffeintrag von angrenzender Wiese	B	B	

Aufgrund des sehr kleinen Vorkommens und der beschränkten Habitatflächen ist der Erhaltungszustand als „mittel bis schlecht“ einzustufen.

Bedeutung des Gebietes für die Art

Das aktuelle Vorkommen ist weit und breit das einzig Bekannte. Das nächste Vorkommen liegt über 100 km entfernt im Nordwesten im Oberpfälzer Wald bzw. in der Bodenwöhrer Bucht. Obwohl in der näheren und weiteren Umgebung sich sicherlich etliche geeignete Habitate befinden, ist kein weiteres Vorkommen bekannt. Der ursprüngliche Nachweisort von WITTMER (1986) nähe Spiegelau ist mittlerweile nicht mehr existent. Die drei Tümpel an der „Bergerwiese“ wurden als Amphibientümpel von der NPV angelegt. In den mit Moorgewässern oder Moorlebensräumen nicht gerade gering ausgestatteten Naturräumen Hinterer Bayerischer Wald, Vorderer Bayerischer Wald, Regensenke, Falkensteiner Vorwald, Lallinger Winkel, Passauer Abteiland mit Neuburger Wald sowie Wegscheider Hochfläche ist es das einzig bekannte Vorkommen. Damit kommt dem Vorkommen und der Erhaltung im FFH-Gebiet <u>überregionale bis landesweite Bedeutung</u> zu.

Erhaltungsmaßnahmen

Der Erhaltungszustand von *L. pectoralis* im FFH-Gebiet des NP BW wird als „**ungünstig**“ (C) eingestuft. Notwendige Erhaltungsmaßnahmen lassen sich wie folgt beschreiben (Reihenfolge nach Dringlichkeit):

♦ Eine Extensivierung des südlich angrenzenden Wiesenstreifens in einer Breite von mindesten 20 Metern ist durch das Anbieten geeigneter VNP-Verträge anzustreben (Düngeverzicht, 1-2malige Mahd).

♦ Möglichkeiten zur Schaffung weiterer geeigneter Larval- und Imaginalhabitate in der unmittelbaren Umgebung nach dem Vorbild von PF 11 bzw. dem gesamten Gewässerkomplex (Bereich Bergerwiese) sollten im Detail vor Ort geprüft werden. Wenn möglich sollten zusätzlich mehrere kleinere, 100 – 300 qm große, etwa 1 m tiefe Moorgewässer neu geschaffen werden. Mooriger (dunkler) Untergrund wäre vorteilhaft. Dies gilt auch für die unmittelbare Nähe von Wald oder Gehölzstrukturen. Leicht minerotrophe Einflüsse (Wasserhaushalt) wären günstig und können durch Bodenproben oder anhand der vorhandenen Vegetation (z. B. Calthion) abgeleitet wer-

den. Ggf. muss auch die Inanspruchnahme von 13d-Standorten geprüft werden. WILDERMUTH (2005) hat mit diesem Konzept eine erhebliche Ausdehnung der Population und des Lebensraumes von *L. pectoralis* z. B. im Teilgebiet Anbitzgi/Böndlerried erreichen können.

♦ Monitoring des Anteils bzw. der Ausdehnung des Rohrkolbenröhrichtes an PF 11 bzw. der Trophieverhältnisse; ggf. sollte der Röhrichtanteil zugunsten einer freien Wasseroberfläche und der Schwimmblattzone zurückgedrängt werden.

Empfehlungen für ein Monitoring

Das Monitoring beschränkt sich auf den momentan einzig bekannten Bestand. Auf der Basis der Ergebnisse dieser Untersuchung sollte aber parallel versucht werden weitere Vorkommen zu lokalisieren. MAUERSBERGER (2001) gibt Empfehlungen zur Erfassung von *Leucorrhinia*-Arten des Anhanges II der FFH-RL im Rahmen der Berichtspflichten. Das Monitoring sollte die PF 9, 10, 11 und eventuell neu angelegte Moorgewässer in der Umgebung umfassen. Empfohlen wird eine 3x Begehung zur Erfassung der Imagines und Exuvien (beides quantitativ) etwa Anfang, Mitte und Ende Juni. Zusätzlich sollte der Gewässerzustand mittels aussagekräftiger Parameter festgehalten werden (Messung von pH, Leitfähigkeit, Anteil der Röhricht- und Verlandungszone, umgebende Nutzung usw.).
Aufgrund der Bedeutung des Vorkommens sollte das Monitoring zunächst jährlich erfolgen. Ergänzend könnten durch mark&recapture-Methoden populationsbezogene Daten ermittelt werden, was allerdings zeit- und kostenaufwendiger wäre.

Anmerkungen

Der früheste Nachweis gelang in Form von 3 gleichzeitig anwesenden Männchen (davon 1 Exemplar frisch geschlüpft) und einem Weibchen am 19.06.2005 an PF 11. Am 07.06.2005 war die Art definitiv noch nicht anwesend. Zwei Männchen waren am 19.06. bereits „ausgefärbt“ d.h. das „gelbe Schlusslicht“ war bereits deutlich ausgeprägt, die roten Hinterleibsflecken bereits dunkel. Dies deutet darauf hin, dass der Schlupfbeginn des Jahres 2005 etwa ab Anfang Juni erfolgt sein müsste. Am 23.06. konnte mit dem Nachweis von 5 Männchen, einem Weibchen und einer Kopula (insgesamt gleichzeitig max. 8 Imagines anwesend) das Abundanzmaximum registriert werden. An diesem Termin wurde auch eine Eiablage beobachtet. Am 27.06.2005 konnten nur noch 2 (ausgefärbte) Männchen dokumentiert werden. Intensiv wurden auch nach Exuvien gesucht. Obwohl etliche Exuvien gesammelt werden konnten, gelang ein direkter Nachweis einer *pectoralis*-Exuvie nicht. Exuvien von *L. dubia* konnten hingegen an mehreren PF gesammelt werden. Die geringe Dichte/Größe der Population von *L. pectoralis* in Verbindung mit teilweise nicht begehbaren Teilen der Verlandungszone bzw. deren Schonung bei der Suche hat mit Sicherheit zu diesem Ergebnis beigetragen. Trotzdem ist die Bodenständigkeit von *L. pectoralis* in PF 11 als „sicher“ einzustufen.
Insgesamt konnten dort mehrere Stunden Individuen von *L. pectoralis* beobachtet werden. Die Männchen sitzen lange und gerne auf ± waagrechten Carex-Halmen oder sehr gerne auf abgestorbenen oder abgeknickten Stengeln von Typha. Die Sitzhöhe beträgt größtenteils ca. 10 – 20 (30 cm) über der Wasseroberfläche. Die Männchen sind nicht sehr territorial und lassen sich von anderen Großlibellenarten im Sitzen fast nicht stören. Während des Fluges halten sich die Männchen überwiegend nur wenige Zentimeter über der Schwimmblattzone auf (in diesem Falle *Potamogeton cf. natans*). Während des Fluges erfolgen öfters Attacken von anderen Großlibellen wie z. B. *Libellula quadrimaculata/depressa* oder *Cordulia aenea*. Diese Arten sind dabei oft dominant, eine wirkliche Flucht oder „Vertreibung“ der Männchen vom Gewässer konnte aber in keinem einzigen Fall beobachtet werden.

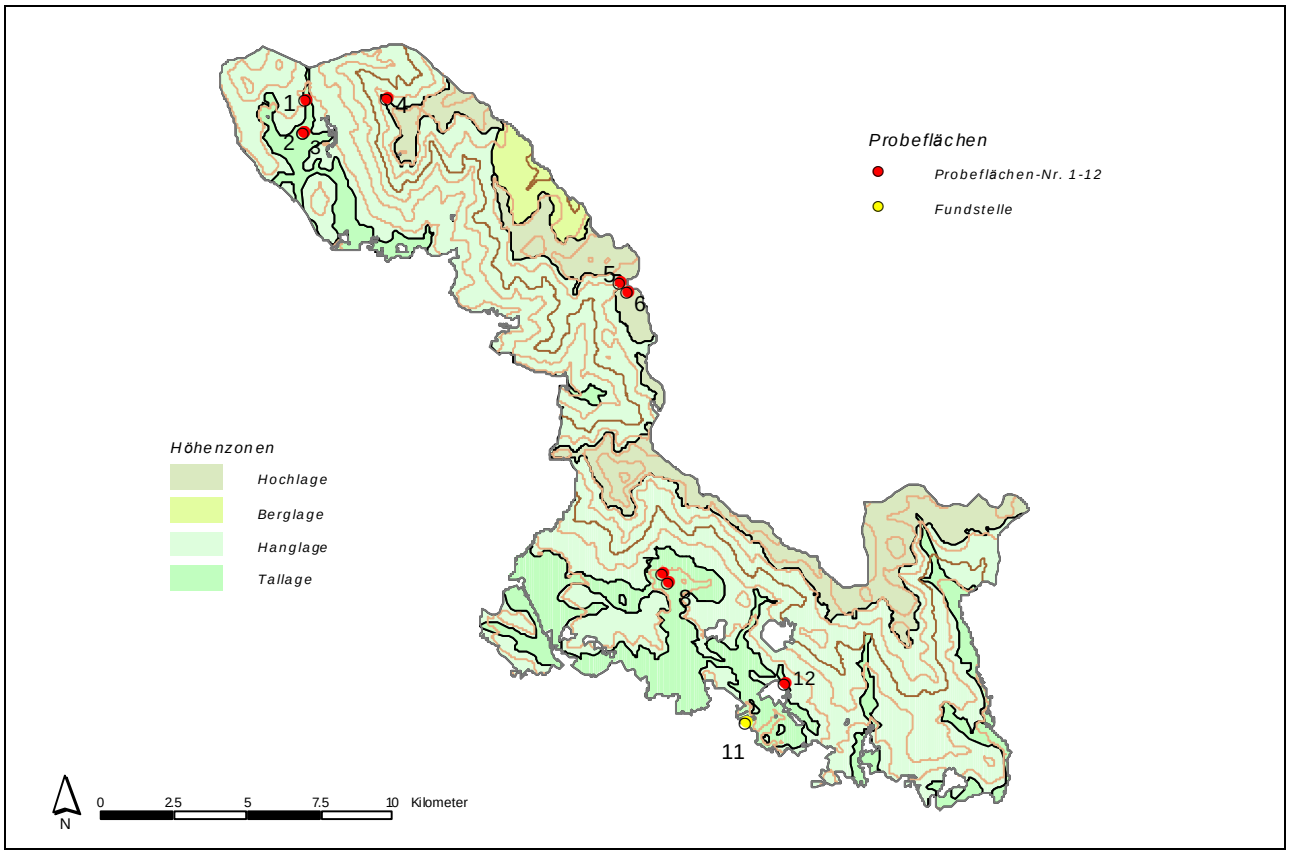


Abb. 157: Vorkommen und potentielle Habitate der Großen Moosjungfer

4.3.9 1386 Grünes Koboldsmoos *Buxbaumia viridis*

Abb. 158: Grünes Koboldsmoos (Foto: Dürhammer)

Allgemeine Verbreitung

Die circumboreal verbreitete Art tritt allgemein nur sehr sporadisch (WEDDELING et al., 2002) und mit wechselnden Sporophytenzahlen auf. Laut LFU (2001) ist sie "selten in den Mittelgebirgen, zerstreut in den hochmontanen naturnahen Wäldern des Westens und in den Alpen (boreale nördliche Halbkugel)", und im Flachland allgemein seltener (KREMER & MUHLE 1991, ROTHMALER 1991). Bis 1500 m steigt sie nach MÖNKEMEYER (1927) in den Alpen auf.
Schwerpunkte in Bayern liegen im Alpenvorland und in den Alpen, im Raum Regensburg/Kelheim und im BW. Ansonsten ist die Art nur ganz lokal zu finden.
Das Grüne Koboldsmoos besiedelt luftfeuchte, feuchtschattige montane Wälder (FREY et al. 1995) wie z. B. Bergmischwälder, hochmontane und subalpine Fichtenwälder und Block-Fichtenwälder, z. T. auch alte lichte Nadelholzforste. Hier lebt die säureliebende und lichtbedürftige Art auf morschem Nadelholz, vor allem an den Seiten alter liegender Stämme, ferner auf nicht zu basenarmem Humus, besonders in Bachrandnähe (MÖNKEMEYER 1927, KREMER & MUHLE 1991, MEINUNGER & NUSS 1996). Das vermutlich saprophytische Moos ist nur schwer nachzuweisen. So kann der äußerst unstet auftretende, zweihäusige, kurzlebige „Colonist“ normalerweise nur im Monat Mai bei ausreichend feuchter Witterung (auch des Vorjahres) beobachtet werden. Sie kann ansonsten jahrelang nur als Protonema ohne Sporogone überdauern (WIKLUND 1998) und ist dann nicht zu erfassen.
Bundesweit ist ein starker Rückgang der Art feststellbar (LfU 2001). Gefährdet ist es durch Luftschadstoffe und Mangel an besiedlungsfähigem Substrat (Armut an starkem Totholz). In der Roten Liste Bayerns ist es als extrem selten (S) eingestuft.

Bedeutung des Gebietes für die Art

Aus dem Bayerischen und dem Böhmerwald sind nur einige wenige Beobachtungen belegt. Neben vier lange zurückliegenden Berichten aus dem NP-Gebiet sind folgende Fundpunkte mit ziemlicher geographischer Unschärfe registriert worden: MÜNCKE (1867) - ohne nähere Ortsangabe; MOLENDO (1875) – „über dem großen Arbersee“; SCHILLER (1894) – „bei Regenhütte“; VELENOVSKÝ, J. (1897) – „bei Markt Eisenstein“ (zitiert in VONDRACEK, 1990); VONDRACEK, M. – 1959 „Vydra“ und– 1969 „Kvilda“ (VONDRACEK, 1990). Ein weiterer Fund gelang DÜRHAMMER 2004 (mdl. Mitteilung) in der Buchberger Leite zwischen Freyung und Ringelai.
Im NP wachsen die Vorräte an Fichtentotholz stetig an. Mit zunehmender Zersetzung des Substrates bieten sich damit einzigartige Bedingungen für die Art.

Vorkommen und Verbreitung im Gebiet

Ob die o. g. Nachweise bei Regenhütte und Eisenstein innerhalb der heutigen Gebietsgrenzen lagen, ist nicht mehr zu klären. Für die einschlägigen, in der Literatur genannten Standorte existieren keine exakten Ortsangaben. Gefunden wurde die Moosart früher „bei Scheuereck“ (SENDTNER, O., zitiert von MOLENDO 1875) und „am Falkenstein“ (PROGEL, 1886; zitiert von FAMILLER 1911)“. Diese Angaben konnten bislang nicht bestätigt werden. Einzig bei dem Vorkommen nahe der Fredenbrücke handelt es sich um einen neueren Fund (REIMANN, mdl. Mitteilung): „Am 27.07. 2002 im Tal der Kl. Ohe bei Waldhäuser auf 845 m; an liegendem Holz in einer Quellflur zwischen Schreyerbach und Kleiner Triftseige, ca. 5 Sporophyten zeigend“. Dagegen konnten im Rahmen der Nachforschungen im Frühjahr 2005 durch TEUBER keine neuen Funde gemacht werden. Ebenso konnte die Art an dem bekannten Standort 2004 und 2005 nicht bestätigt werden.

Bestandsentwicklung und aktuelle Situation der Population

Das Grüne Koboldsmoos konnte im Kartierzeitraum nicht entdeckt werden. Dies ist sicherlich in erster Linie auf die schwierige Nachweisbarkeit der auch andernorts seltenen Art zurückzuführen und lässt keinen Rückschluss auf die Größe oder den Zustand der Population zu.

Bewertung des Lebensraumes

Als potenzielle Habitate kommen grundsätzlich alle boden- und luftfeuchten Standorte mit älterem Fichtentotholz in Frage. Insbesondere die fichtenreichen Wälder der Tallagen, aber auch größere Komplexe des Bergmischwaldes und der Hainsimsen-Fichten-Tannenwälder in entsprechenden Lagen (Bachschluchten, Quellfluren,

Moorbereiche) können der Art gute Lebensbedingungen bieten. Intensiv untersucht wurden die Waldorte Ruckowitzhäng, Langschachtel, Höllbachgspreng, Haselau, Bachschlucht des Kl. Regens, Seelensteig/Schönort, Seehäng/Rachelsee, Fredenbrücke/Kl. Ohe und Tanzboden/Sagwasser. Stichproben wurden zudem im Bereich Schwellhäusl, Schleicherau, Rindlbach, Gr. und Kl. Deffernik durchgeführt. Daneben kommen auch die großflächigen Aufichtenwälder etwa der Flanitz- und Schwarzachebene, am Föhraubach oder südlich der NP-Basisstraße in Frage.

Die Lebensbedingungen für das Grüne Koboldsmoos sind in diesen Bereichen als teilweise hervorragend zu bezeichnen. Besonders in den Tallagen ist oftmals genügend Nadel-Totholz von ausreichender Stärke und Vermorschung vorhanden. In den dort vorherrschenden Fichten-Moorwäldern und Hainsimsen-Fichten-Tannenwäldern sind die erforderlichen luft- und bodenfeuchten Bedingungen zu finden. Auch Auflichtungen, die die Art bei gegebenen sonstigen Voraussetzungen bevorzugt (HUBER 1998), sind hier immer wieder gegeben (Windwürfe). Die Beobachtung aller in der Literatur zitierten Begleitmoose, z. B. *Blepharostoma trichophyllum*, *Nowellia curvifolia*, *Cephalozia connivens*, *Lophozia incisa*, *Scapania umbrosa*, *Riccardia latifrons*, *Tetraphis pellucida*, *Dicranodontium denudatum*, *Lophocolea heterophylla* u. a., belegen vielfach die gute Lebensraumeignung.

Bereits vorhandenes Fichten-Totholz wird sich mit zunehmendem Vermorschungsgrad verstärkt für eine Besiedlung eignen. Daneben ist abzusehen, dass es in vielen Bereichen zu einer weiteren Erhöhung von Fichtentotholz kommen wird, das ebenfalls längerfristig ein geeignetes Substrat bilden wird. Dies wird für die Art allerdings nur dort von Vorteil sein, wo noch ausreichend Altbäume oder Bestandesreste erhalten bleiben, um eine Besonnung und damit eine starke Austrocknung der liegenden Totholzstämme verhindern zu können.

Beeinträchtigungen und Gefährdungen

Beeinträchtigungen oder Gefährdungen sind zum jetzigen Zeitpunkt nicht gegeben. Mögliche Verschlechterungen der Habitatbedingungen einzelner Flächen etwa durch Freistellungen werden durch Verbesserungen andernorts wieder ausgeglichen.

Erhaltungszustand

Tab. 82: Erhaltungszustand des Grünen Koboldsmooses

Population	-
Lebensraum	A
Beeinträchtigungen	A
Gesamtbewertung	**-**

Solange nicht weitere Erkenntnisse zur Verbreitung und Häufigkeit der Moosart vorliegen, ist eine aussagekräftige Bewertung nicht möglich. Ein genaueres Bild können nur langfristig angelegte, immer wiederkehrende Nachsuchen bei möglichst günstigen Witterungsbedingungen in den potenziell geeigneten Bereichen liefern.

Erhaltungsmaßnahmen

Maßnahmen zum Erhalt von *Buxbaumia viridis* sind nicht erforderlich.

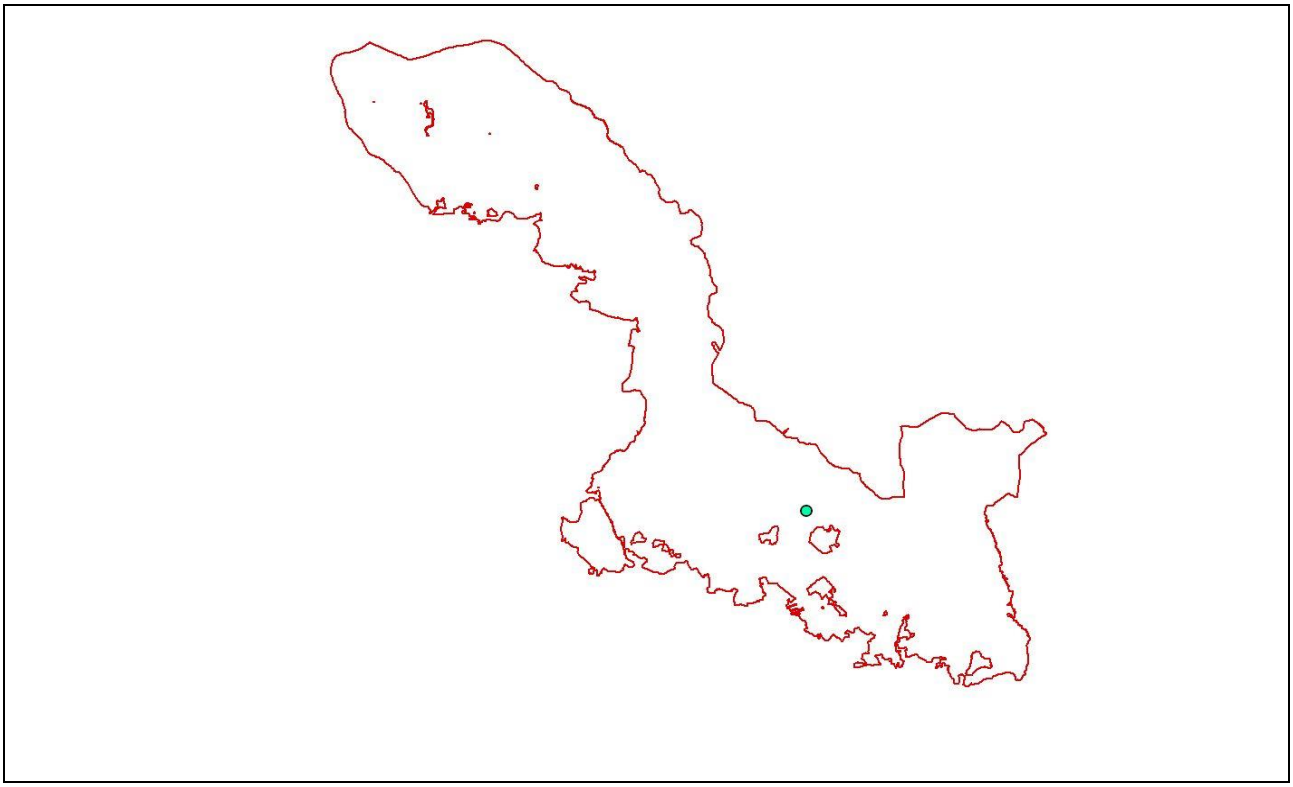


Abb. 159: Gesicherte Vorkommen des Grünen Koboldmooses (Buxbaumia viridis)

4.3.10 1381 Grünes Besenmoos *Dicranum viride*

Abb. 160: Grünes Besenmoos (Foto: Hirschfelder)

Allgemeine Verbreitung

Das Grüne Besenmoos ist in Europa bis zum Kaukasus verbreitet und auch aus Nordamerika bekannt (MÖNKEMEYER 1927). In Mitteleuropa ist es - gern auf kalkhaltigen Standorten und in atlantischer geprägten Gebieten - zerstreut von der Ebene bis ins Alpengebiet bis zur Waldgrenze zu finden (ROTHMALER 1991). Im nördlichen Europa ist es selten. Nach MEINUNGER (1999) ist die Art auch innerhalb Bayerns mit Ausnahme einiger nördlicher Landesteile noch relativ weit verbreitet. Schwerpunkte liegen im Spessart, im Steigerwald und im Alpenvorland.
Das epiphytische, relativ lichtbedürftige Laubmoos besiedelt als Tot- bzw. Starkholzbewohner in luftfeuchten Lagen bevorzugt die Stammbasis von Laubbäumen (LFU 2001), besonders Buche, Linde und Eiche, aber auch kalkfreies Gestein (MÖNKEMEYER 1927, ROTHMALER 1991).
Die Art pflanzt sich bei uns ausschließlich vegetativ fort, so dass sie auf den vermutlich nur über geringe Distanzen hinweg stattfindenden Transport der leicht abbrechenden Blattspitzen angewiesen ist (NEBEL/PHILIPPI, 2000).

Bedeutung des Gebietes für die Art

Als Besiedler basenreicher Borke ist die Rote-Liste-3-Art ein Vertreter einer ökologische Gruppe, die durch Luftverschmutzung, geschlossene Hochwaldwirtschaft und Zunahme des epiphytenfeindlichen Nadelholzes erheblich zurückgegangen ist (ARBEITSKREIS FORSTLICHE LANDESPFLEGE 1993).
Nachdem sich das Grüne Besenmoos im BW seiner östlichen Arealgrenze nähert, kann es hier - auch im Hinblick auf die eingeschränkte Fortpflanzungs- und Verbreitungsmechanismen - nur unter optimalen Bedingungen angetroffen werden. So kommt es im Gegensatz zu anderen Gebieten unter silikatischen Standortsverhältnissen fast ausschließlich an der Rinde von liegenden, starken und t o t e n Buchen vor. Voraussetzung hierfür sind möglichst großflächige buchenreiche Altbestände mit luftfeuchten Bedingungen, wie sie im NP noch anzutreffen sind.
Der einzige außerhalb des NPs bekannte Fundort liegt in der Nähe von Schöneck, Gemeinde Langdorf bei Regen, auf basenreichem Gneisgestein in Bachnähe. Selbst im Arbergebiet mit seinen eigentlich guten Voraussetzungen ist die Art bislang nicht festgestellt worden. Dem NP kommt daher besondere Bedeutung für diese Art in Ostbayern zu.

Vorkommen und Verbreitung im Gebiet

Insgesamt konnte *Dicranum viride* an fünf Standorten nachgewiesen werden (TEUBER, 2005). Es sind dies in der Bergmischwaldzone die beiden ehemaligen Naturschutzgebiete Hans-Watzlik-Hain (670 – 700 m) und Mittelsteighütte (730 – 790 m) bei Zwieslerwaldhaus, mit der sog. Gruft nahe des Lindberger Schachtens das höchstgelegene Vorkommen (1020 m) sowie zwei Funde im Bereich der Tallagen bei Altschönau (Spickerau, 720 m) und bei Weidhütte am Sagwasser (740 m).
In allen Fällen handelt es sich um 40 - 110 cm starke, abgestorbene und bereits umgestürzte Altbuchen. Lediglich ein Fundpunkt mit nur einem kleinen Polster von 1 cm Durchmesser konnte an einer lebenden Buche in 150 cm Stammhöhe entdeckt werden (Mittelsteighütte). Ein weiterer Fund gelang außerdem an einem inzwischen liegenden, toten Baumstumpf in 12 m Höhe. Dies lässt auf weitere, bisher nicht entdeckte Vorkommen an weiteren noch stehenden Bäumen schließen.
Überraschend war, dass *Dicranum viride* in einigen geradezu prädestinierten Bereichen wie im Höllbachgspreng, im nördlichen Teil der Gruft, im Rachelseeurwald oder im ehemaligen Naturwaldreservat Langschachtel nicht gefunden werden konnte.

Bestandsentwicklung und aktuelle Situation der Population

Die Mittelsteighütte und der Hans-Watzlik-Hain mit ihren urwaldartigen Bergmischwaldbeständen beherbergen die beiden nur rund 1 km voneinander entfernten Hauptvorkommen an 8 bzw. 10 Einzelstämmen. Ein äußerst isoliertes Vorkommen befindet sich in der Abteilung „Gruft“ nahe des Lindberger Schachtens, wo nur ein einziger umgestürzter starker Buchenstamm innerhalb eines Fichten-Blockwaldes besiedelt ist. Die beiden weiteren Funde liegen fast 15 bzw. 20 km von den Wuchsorten im EG entfernt. Sie weisen nur wenige und kleine, aber durchaus vitale Polster auf, wobei das Moos in der Spickerau lediglich an einem, am Sagwasser (Abt. Tanzboden) an zwei Bäumen wächst. In den großflächigen, permanent luftfeuchten Aufichtenwäldern sind immer wieder stark bemooste Altbuchen eingestreut, so dass weitere Vorkommen zu vermuten sind. Diesen Wuchsorten fällt insofern eine Sonderrolle zu, als es sich hier nicht um Bergmischwald handelt, sondern um den Hainsimsen-Fichten/Tannenwald der Tallagen.
Trotz manchmal geringer Polstergrößen sind die Populationen durchwegs sehr vital, v. a. in der Mittelsteighütte und im Hans-Watzlik-Hain.

Bewertung des Lebensraumes

Die Habitate des Grünen Besenmooses weisen z. T. hervorragende Grundbedingungen auf. Geeignete Strukturen sind entweder in unmittelbarer Nähe, zumindest aber in der Umgebung der Fundpunkte vorhanden.
Für eine Besiedlung und deren Dauer spielt im BW der Zustand der Rinde der toten Baumstämme offensichtlich eine entscheidende Rolle:
An der „jungen“ Rinde frisch abgestorbener Bäume beginnt die Besiedlung durch *Dicranum viride*. An der sich über Jahre hinziehenden Zersetzung unter Freigabe der basenreichen Inhaltsstoffe bauen sich die Populationen bis zur höchsten Vitalität und Konkurrenzfähigkeit auf, bis die Moosart schließlich mit dem Abfall der toten Rinde vom Trägerstamm verschwindet. TEUBER (2005) vermutet, dass die Besiedlung eines geeigneten Substrates bis zu 30 Jahre andauern könnte. Die Voraussetzung für den Fortbestand der Populationen wie auch für Neuansiedlungen in weiteren Bereichen sind also gut, zumal im NP die Totholzanteile auch der Buche ansteigen und eine nachhaltige, ungestörte Alterung der Bestände stattfindet. Daneben bieten ein Reihe weiterer Bestände hinsichtlich ihrer Baumarten- und Altersstruktur sowie ihrer Totholzausstattung bereits heute geeignete Voraussetzungen (z. B. Höllbachgspreng, Langschachtel).

Beeinträchtigungen und Gefährdungen

Bei den isolierten Einzelvorkommen wird die Verrottung des Trägerbaumes zum Verschwinden der Polster führen. Wie diese Funde an Einzelbäumen zeigen, scheint die Art allerdings mobil genug zu sein, benachbarte Bestände oder eben selbst Einzelbäume gezielt zu „finden“.

In einem Fall ist durch einen aus Verkehrssicherungsgründen gefällten Baum ein Teil der Moospolster an einem bereits liegendem Stamm zerstört worden.

Erhaltungszustand der Teilpopulationen

Tab. 83: Erhaltungszustand des Grünen Besenmooses

	Hans-Watzlik-Hain	Mittelsteighütte	Gruft	Tanzboden	Spickerau
Population	B	B	C	B	C
Lebensraum	A	A	B	B	B
Beeinträchtigungen	A	A	B	A	B
Gesamtbewertung der Teilpopulationen	**A**	**A**	**C**	**B**	**C**
Gesamtbewertung	**B**				

Der Erhaltungszustand des Grünen Besenmooses ist in den unterschiedlichen Teilflächen differenziert zu betrachten. Die Art findet im NP geeignete Habitate sowie günstige Voraussetzungen für eine weitere Ausbreitung vor. Sie tritt in den meisten Gebieten gewöhnlich nur in kleinen Populationen auf (NEBEL/PHILIPPI, 2000). In Anbetracht der Lage an der Arealgrenze und der silikatischen Bodenverhältnisse kann das Vorkommen im NP somit trotz der Isoliertheit und der teils geringmächtigen Teilpopulationen insgesamt als gesichert gelten und mit **„gut“ (B)** bewertet werden.

Erhaltungsmaßnahmen

♦ Maßnahmen zum Erhalt von *Dicranum viride* sind nicht erforderlich.
♦ Die bekannten Vorkommen sind vor unbeabsichtigter Beschädigung (z. B. bei Verkehrssicherungsmaßnahmen) zu schützen.

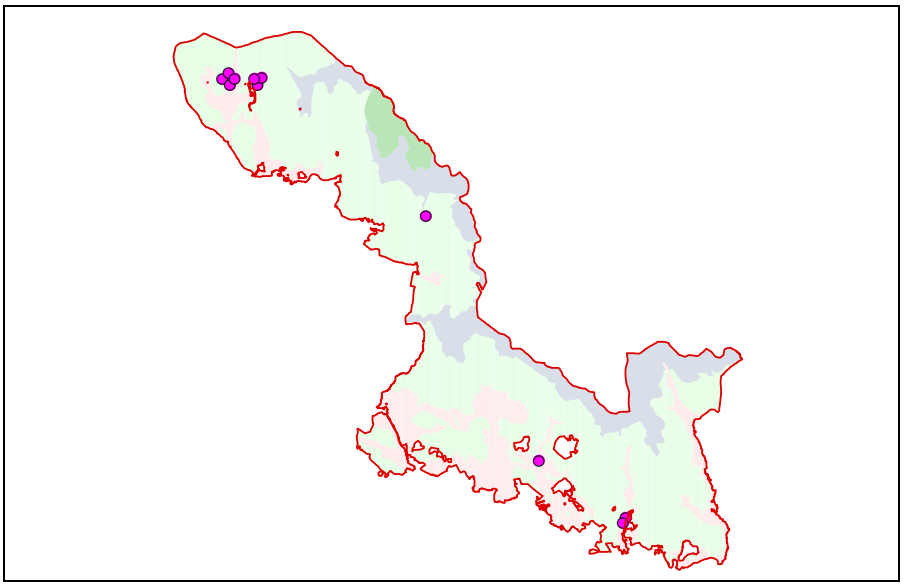


Abb. 161:
Fundpunkte des grünen Besenmooses (Dicranum viride) in der Bergmischwaldzone (grün) und in den Tallagen (rosa)

4.3.11 1393 Firnisglänzendes Sichelmoos *Drepanocladus vernicosus*

Abb. 162: Firnisglänzendes Sichelmoos (Drepanocladus vernicosus) (Foto: U. Teuber)

Allgemeine Verbreitung

Das Firnisglänzende Sichelmoos ist circumboreal von Sibirien bis Nordamerika verbreitet. Es steigt von der Ebene bis über 2000 m im Gebirge auf (MÖNKEMEYER 1927, ROTHMALER 1991).
Nach MEINUNGER (1999) kommt es besonders im westlichen Voralpenraum (Mittelschwaben, Allgäu) mit etwa ein Dutzend Fundpunkten vor, ansonsten existieren nur noch vier weitere aktuelle Punkte, nämlich in der Hohen Rhön und in Nordostbayern bei Bayreuth, ferner im Berchtesgadener Land (Bad Tölz) und bei Zwiesel im Bayerischen Wald.

Nach ROTHMALER (1991) bewohnt das schwer zu findende, großwüchsige, zweihäusige und nur selten fruchtende Laubmoos (LFU 2001) mäßig trockene Zwischenmoore sowie schwach saure, basenreiche, aber kalkarme ("subneutrale“) Moore (FREY et al. 1995, JAHNS 1995), nach MÖNKEMEYER (1927) in kalkfreien „Sümpfen“, die Schwimmformen in stehenden Gewässern. Es bevorzugt lichte Flächen, gerne über torfigem Untergrund.
Deutschlandweit ist bei der Rote Liste 2-Art seit den 1960er Jahren (LFU 2001) ein starker Rückgang zu verzeichnen, u. a. zurückzuführen auf Entwässerungen in Nieder- und Übergangsmooren.

Bedeutung des Gebietes für die Art

Drepanocladus vernicosus war aus dem BW bisher nur von einem aktuellen Fundort bekannt, nämlich dem NSG „Stockauwiesen“ bei Innenried/Zwiesel. Dort konnte TEUBER einige Einzelpflanzen dieses Mooses 2001 beobachten, 2005 an derselben Stelle einen Rasen von etwa zwei Handtellern Größe. Abgesehen davon stellt der Fund im NP damit das einzige rezente Vorkommen dar.

Vorkommen und Verbreitung im Gebiet

Die Art konnte einmal in einem basenreichen Niedermoor des EG (Distrikt Wilder Scheuereck) nachgewiesen werden. Es ist dies ein sog. minerotrophes Niedermoor, welches als wichtigster Habitattyp von *Drepanocladus vernicosus* in Deutschland angesehen wird. In zwei ähnlichen, unmittelbar benachbarten Mooren sowie in einem ebenfalls basenreichen Hangquellmoor in den Falkensteinhängen wurde die Art - vermutlich nur aufgrund der schwierigen Nachweisbarkeit - nicht gefunden, ist dort aber ebenso zu erwarten bzw. möglich.

Bestandsentwicklung und aktuelle Situation der Population

Bei dem Fund handelt es sich lediglich um eine Einzelpflanze. NEBEL & PHILIPPI (2001) führen an, dass es sich in der Regel um kleinere Bestände handelt, die aus wenigen Einzelpflanzen bestehen können oder bis zu einigen Quadratdezimetern groß sind. Insofern fügt sich auch der Fund der Einzelpflanze im Untersuchungsgebiet in das Erscheinungsbild dieser Art, wie sie DURING (1979) als „perennial stayer“ bezeichnet: persistente Art mit langer Lebensdauer, geringe Investition in sexuelle und vegetative Vermehrung … wie sie auch bei anderen Moorarten anzutreffen ist (zitiert in WEDDELING et al. 2002). Bei günstigen Bedingungen, z. B. Aufreißen der Moosnarbe durch einen Hirschhuf oder beim Aufwühlen der Pflanzennarbe durch Wildschweine kann sich für Einzelpflanzen von *Drepanocladus vernicosus* plötzlich eine günstige Wuchslücke ergeben und sich ein Rasen herausbilden. Der Zufallsfund der Einzelpflanze lässt vermuten, dass zumindest in der betreffenden Teilfläche mit einer hohen Wahrscheinlichkeit noch weitere Individuen dieser Art leben. Eine gezielte Nachsuche wäre mit wenig Aussicht auf Erfolg verbunden, es sei denn, es entwickelten sich in zukünftigen Jahren kleinere Rasen.

Bewertung des Lebensraumes

Als potenzielle Habitate kommen nahezu ausschließlich die vier basenreichen Moorflächen in Frage. Sie weisen allesamt günstige Bedingungen für das Gedeihen dieser seltenen Moosart auf. Dies wird belegt durch die typischen, bei NEBEL & PHILIPPI (2001) angeführten Begleitarten, die in den drei benachbarten Teilflächen identisch und in der vierten Teilfläche am Falkenstein zumindest ähnlich waren. Es sind dies v. a. *Campylium stellatum*, *Homalothecium nitens* und *Sphagnum contortum*. Die geringe Gesamtfläche des potenziellen Habitats von insgesamt nur rund 0,45 ha ist der begrenzende Faktor für das Vorkommen der Art im Gebiet.

Beeinträchtigungen und Gefährdungen

Beeinträchtigungen oder Gefährdungen sind zum jetzigen Zeitpunkt nicht erkennbar. Die Isoliertheit der Vorkommen liegt an der Seltenheit des Biotoptyps und ist somit eine gegebene, natürliche Größe.

Erhaltungszustand

Tab.84: Erhaltungszustand des Firnisglänzenden Sichelmooses

Population	-
Lebensraum	A
Beeinträchtigungen	A
Gesamtbewertung	**-**

Der Einzelfund erlaubt keine Gesamtbewertung der Art. Eine qualifizierte Einschätzung des Status der Population könnte nur über einen längeren Beobachtungszeitraum ermöglicht werden.

Erhaltungsmaßnahmen

Maßnahmen zum Erhalt von *Drepanocladus vernicosus* sind derzeit nicht erforderlich.

4.4 Arten der Vogelschutzrichtlinie (VS-RL)

Folgende Arten wurden aufgrund ihrer repräsentativen und charakteristischen Vorkommen bearbeitet:

Tab. 85: Zusammenstellung der Arten der Vogelschutzrichtlinie im NP BW

Code	Wald	
A030	Schwarzstorch	*Ciconia nigra*
A108	Auerhuhn	*Tetrao urogallus*
A104	Haselhuhn	*Bonasa bonasia*
A217	Sperlingskauz	*Glaucidium passerinum*
A223	Raufußkauz	*Aegolius funereus*
A220	Habichtskauz	*Strix uralensis*
A234	Grauspecht	*Picus canus*
A236	Schwarzspecht	*Dryocopus martius*
A239	Weißrückenspecht	*Dendrocopos leucotos*
A241	Dreizehenspecht	*Picoides tridactylus*
A320	Zwergschnäpper	*Ficedula parva*
Code	**Offenland**	
A103	Wanderfalke	*Falco peregrinus*
A409	Birkhuhn	*Tetrao tetrix*

Der Eisvogel (*Alcedo atthis*) tritt im Gebiet nur unregelmäßig im Randbereich auf. Für die schnell fließenden und relativ fischarmen Gebirgsbäche des NP BW ist diese Art nicht charakteristisch und wurde darum auch nicht bearbeitet.

4.4.1 A030 Schwarzstorch *Ciconia nigra*

Abb. 163: Schwarzstorch (Foto: Robert Groß)

Allgemeine Verbreitung und Bestandsentwicklung

Hauptverbreitungsgebiet des Schwarzstorches in Europa sind das östliche Mittel- und Osteuropa, v. a. Polen, die Slowakei, das Baltikum und das westliche Russland. Die Art dehnt ihr Areal seit den 1980-er Jahren nach Mittel- und Westeuropa aus. Insgesamt ist die Verbreitung als lückenhaft zu bezeichnen.
Die Überwinterungsgebiete liegen v. a. im Bereich der Sahelzone Afrikas.
In Bayern liegen die Schwerpunktvorkommen in den ost- und nordbayerischen Mittelgebirgen. Die Populationsentwicklung spiegelt - mit leicht expansiver Tendenz - den gesamteuropäischen Trend wider.

Bestandessituation und Verbreitung im Gebiet

Vereinzelte Schwarzstorchsichtungen wurden seit den Gründungstagen des NPs um 1970 in der Region registriert, jedoch waren sie als Belege für Schwarzstorchbesiedlung zu dürftig.
Mit dem Jahr 1986 stieg die Zahl der Schwarzstorch-Beobachtungen im NP und im unmittelbaren Vorfeld so stark an, dass eine Besiedlung durch diese Art als wahrscheinlich angesehen werden konnte. Endgültig bestätigt wurde dies mit der Entdeckung zweier Horste – einer im AG, der andere im heutigen EG – Anfang der 1990er Jahre.
Für den Horst im AG sind von 1993 bis 1997 erfolgreiche Bruten nachgewiesen, danach war er nicht mehr belegt.
Der Horst im EG war mindestens seit Mitte der 1990er Jahre bis einschließlich 2005 jährlich von einem Paar belegt. Dieses konnte jedes mal 2-3 Junge erfolgreich aufziehen. 2006 stellte sich allerdings nur noch ein Altvogel am Horst ein. Damit endet vorerst eine lange Serie von Bruterfolgen im NP.
Die anhaltenden Sichtbeobachtungen von Schwarzstörchen im NP und in seinem Vorfeld zeigen jedoch, dass die Art in der Region fest etabliert ist.
Derzeit ist trotz erneuter Beobachtungen auch von Jungvögeln kein weiterer Horststandort im NP bekannt.

Bewertung des Lebensraums

Schwarzstörche brüten überwiegend in großen zusammenhängenden Waldgebieten, wobei die Waldgesellschaft kein maßgebliches Auswahlkriterium zu sein scheint. Bedeutsam sind vielmehr das Vorhandensein bestimmter Habitatstrukturen und Störungsarmut des Lebensraumes. Wichtig sind Offenflächen im Wald und Kleingewässer, wie Gräben, Tümpel, Weiher und Bäche.
Der NP BW bietet bezüglich der erforderlichen Habitatstrukturen gute Voraussetzungen für einen Schwarzstorch-Lebensraum, insbesondere unter Miteinbeziehung des unmittelbaren NP-Vorfeldes. Die große Waldfläche ist in allen Höhenlagen durchsetzt mit offenen Flächen unterschiedlicher Größe und unterschiedlichen Biotopcharakters. Ebenso ist ein Netz an Klein- und Kleinstgewässern vorhanden, sowohl Fließ- als auch Stillgewässer natürlichen wie anthropogenen Ursprungs (ehemalige Triftklausen).
Bezüglich Beutespektrum und Beuteangebot stellt der NP allerdings einen Grenzraum des Schwarzstorch-Vorkommens dar. Klimatische Faktoren sowie Weichheit, Säuregrad und Strömungsgeschwindigkeit des Wassers beschränken Artenausstattung und Individuendichte bei Fischen, Amphibien, Reptilien, Kleinsäugern und Schnecken. Ein ausreichendes Nahrungsangebot bieten nur die Tallagen und unteren Hanglagen, da entlang des Höhengradienten die Beutetierdichte stark abnimmt.
Die Dynamik der ungesteuerten Waldentwicklung in der Naturzone des NP lässt vor allem in den naturnahen Fichten- und Tannenwaldgesellschaften der vernässten Talböden geeignete Strukturen entstehen. Durch Vernässung und Windwürfen entstehen Kombinationen von Kleingewässern und natürlichen Waldlücken, die den Biotopansprüchen des Schwarzstorches entsprechen.
Gegenüber der vorgelagerten Kulturlandschaft bieten die Horststandorte und Jagdhabitate im NP eine wesentlich größere Störungsfreiheit.

Beeinträchtigungen und Gefährdungen

Der Schwarzstorch gilt – im Gegensatz zur Geschwisterart Weißstorch – als sehr störungsempfindlich.
Potentielle Quellen für Störungen wären im NP touristische Aktivitäten und die Verpflichtung zur Bekämpfung des Borkenkäfers in der Randzone und in der Entwicklungszone.
Eine Beeinträchtigung durch Tourismus kann an den bekannten Horststandorten im NP ausgeschlossen werden.
Das Umfeld des nicht mehr belegten Horstes liegt in der Entwicklungszone des NPs. Es ist bisher von nennenswertem Borkenkäferbefall verschont geblieben, so dass keine Störungen durch Betriebsarbeiten aufgetreten sind.
Bei der Betrachtung möglicher Beeinträchtigungen und Gefährdungen muss das Vorfeld des NPs miteinbezogen werden, da die im NP brütenden Vögel auch außerhalb des Parkgebietes auf Nahrungssuche gehen. Hier wären potentielle Probleme mit der Teichwirtschaft denkbar, die

aber im konkreten Fall noch zu keinen Konflikten geführt haben. Ein grundlegendes Problem der Kulturlandschaft stellt auch hier der schleichende Verlust an Feuchtflächen durch Nutzungsumwandlung dar.

Abb. 164: Nahrungshabitat des Schwarzstorches am Kolbersbach

Erhaltungszustand

Über die Bewertungen für die Population, dem Lebensraum und den Beeinträchtigungen ergibt sich folgender Erhaltungszustand:

Tab. 86: Erhaltungszustand des Schwarzstorches

Population	Größe/ Dichte	0-2, aktuell (2006) 0 BP	C	C	**C**
	Entwicklung	Rückgang auf 0 BP	C		
	Verbund	Einzelne Paare im Vorfeld	B		
Habitat	Horststandorte	Hoher Waldanteil, geeignete Horstbäume	A	A	
	Nahrungshabitate	Gutes Flächenangebot, aber oft geringes Beuteangebot (Schneelage, Gewässerversauerung)	B		
	Verbund	Gute Verzahnung von Horst- und Nahrungshabitat	A		
Beeinträcht.	Nutzung	Borkenkäferbekämpfung	B	C	
	Störung	Wege und Strassen im Bereich der Nahrungsflächen; Spaziergänger mit Hunden	C		
	Sonstiges	Klimatische Ungungst	C		

Die Situation des Schwarzstorches im NP ist aktuell als ungünstig einzustufen. Die Habitatausstattung ist zwar relativ gut, doch bedingen ein geringes Beuteangebot und eine hohe Störfrequenz in vielen Nahrungshabitaten, dass der Schwarzstorch derzeit nicht im Gebiet horstet.

Bedeutung des Gebietes für die Art

Der NP ist auf Grund seines, von den klimatischen Gegebenheiten gesteuerten Beuteangebotes nur in den tieferen Lagen ein geeignetes Schwarzstorchareal. Hier weist er eine breit gefächerte Ausstattung an schwarzstorchrelevanten Habitatstrukturen auf, gepaart mit vergleichsweise geringen Beeinträchtigungen durch Holz- oder Gewässer-Nutzungen. Das Schutzgebiet stellt somit innerhalb des regionalen Schwarzstorchareals einen bedeutsamen Mosaikstein für die Art dar.

Erhaltungsmaßnahmen

♦ Absolute Priorität genießt der Schutz des Horstbereiches - vor allem während der Brutzeit - vor Störungen jeglicher Art.

♦ Sollten Borkenkäferbekämpfungsmaßnahmen im Radius von ca. 1 km um den Horstbereich notwendig werden, so müssen diese jahreszeitlich vor oder nach Anwesenheit der Störche vorgenommen werden, also vor Anfang April bzw. nach Ende des Monats August.

♦ Im Bereich von Nahrungshabitaten muss die Besucherlenkung entsprechend organisiert werden, dass zur Brutzeit keine stärkeren Störungen passieren.

Anmerkungen/Monitoring

Die NPV erfasst alle Sichtbeobachtungen in ihrem Bereich in ihrer Tierbeobachtungsdatenbank. Beobachtungen im Horstbereich werden nur von ornithologisch geschultem Personal vorgenommen und auf das unbedingt erforderliche Maß beschränkt. Ein regelmäßiger Informationsaustausch mit dem vorgelagerten Naturpark und den Unteren Naturschutzbehörden der Landkreise sowie dem NP Šumava wird als sinnvoll erachtet.
Im Falle erneuter Brutansiedlungen sollten spezielle Horstbetreuer eingesetzt werden, die auch die Nahrungshabitate der jeweiligen Horstpaare mit in ihre Beobachtungen einbeziehen.
Auf eine Karte mit den Horststandorten wird aus Artenschutzgründen verzichtet.

4.4.2 A103 Wanderfalke *Falco peregrinus*

Abb. 165: Wanderfalke (Foto: Christoph Moning)

Allgemeine Verbreitung und Bestandsentwicklung

Der Wanderfalke ist weltweit verbreitet. Er fehlt lediglich in Polargebieten, Wüsten und Tropenwäldern. Ansonsten besiedelt er ein breites Spektrum an unterschiedlichen Habitaten. Entsprechend reich ist die Spezies an Unterarten. Die bayerische Population gehört zur Unterart *Falco peregrinus peregrinus*, deren Areal sich über Europa nördlich des Mittelmeerraumes erstreckt.
Die bayerische Population des Wanderfalken umfasst ausschließlich Felsbrüter, die i. d. R. als Stand- und Strichvögel überwintern.
Ende der 1970er Jahre stand der Wanderfalke in Mitteleuropa an der Schwelle des Aussterbens. Die bayerische Population war auf einen letzten Rest von 25 – 30 Paaren im Alpenraum geschrumpft. Ursachen dafür waren v. a. die direkte Verfolgung und die Belastung mit Umweltgiften.

Zur gegenwärtigen Wiedererholung der Bestände in Bayern hat das von 1982 bis 2004 vom Landesbund für Vogelschutz im Auftrag des Bayerischen Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz durchgeführte „Artenhilfsprogramm Wanderfalke“ einen erheblichen Beitrag geleistet, ebenso wie Vereinbarungen mit Sportkletterverbänden u. a.. Durch konsequente Horstbewachung gelang es die bayerische Wanderfalkenpopulation wieder auf ca. 200 Brutpaare anzuheben. Dennoch ist der Wanderfalke in Bayern immer noch gefährdet.

Bestandessituation und Verbreitung im Gebiet

Das Wanderfalkenvorkommen des BWs galt Ende der 1960er Jahre als erloschen. Vereinzelte Beobachtungen in den 1980er Jahren häuften sich in der Folgedekade und ließen 1997 auf einen Brutversuch in der Rachelseewand schließen. 1998 konnten erstmals wieder erfolgreich brütende Wanderfalken am Kl. Falkenstein und in der Arberseewand beobachtet werden. In der Brutsaison 2000 waren bereits 3 Felskomplexe im NP von Wanderfalkenpaaren besetzt, von denen allerdings ein Paar nicht zur Brut schritt, während bei den beiden anderen Paaren Brutausfall zu verzeichnen war. In der Folgesaison waren sogar 4 Felsen besetzt, jedoch nur in einem Fall konnte ein Jungvogel erfolgreich aufgezogen werden. 2003 war das bisher erfolgreichste Jahr. Von 3 bebrüteten Horsten flogen an zweien einmal 2 und einmal 3 Jungvögel aus. 2004 mit 4 und 2005 mit 3 bebrüteten Horsten waren jeweils Jahre ohne Bruterfolg.

Tab. 87: Verlauf der Wanderfalkenbruten

Jahr	Besetzte Reviere	Erfolgr. Bruten	Ausgefl. Jungvögel
1997	1	?	?
1998	1	1	1
1999	1	-	-
2000	3	-	-
2001	4	1	1
2002	3	-	-
2003	4	2	5
2004	4	-	-
2005	4	-	-

Nach mehrjähriger Wanderfalkenbesiedlung scheint sich herauszukristallisieren, dass der NP Brutplatzangebot und – inklusive seinem Vorfeld – Beutepotential für mindestens vier Wanderfalkenpaare besitzt.
Neben dem Wanderfalkenvorkommen im NP sind derzeit (2006) in der Region Bayerischer Wald/Böhmerwald noch vier weitere Horststandorte auf bayerischer Seite, im Gebiet um Arber, Osser und Kaitersberg, und zwei – früher drei - Horststandorte auf tschechischer Seite bekannt (Quelle : LBV).
Deren Reproduktionsquote war – trotz vergleichbarer klimatischer Lebensbedingungen – bis dato höher als diejenige des NPs.
Die Wanderfalkenpopulation des BWs ist – einschließlich der Teilpopulation des NPs - gegenwärtig mit einem Nachzuchterfolg von 0,71 Jungen pro Revierpaar und Brutsaison nicht in der Lage, sich selbständig zu erhalten, sondern ist auf Zuzug aus den Optimalgebieten angewiesen.

Bewertung des Lebensraums

Der NP bietet als großes, zusammenhängendes und unzerschnittenes Waldgebiet, das sich fast zur Gänze in Staatsbesitz befindet, dem Wanderfalken vergleichsweise guten Schutz vor Störungen und Nachstellungen aller Art. Kurzzeitig – zur Brutzeit - bedeutsame Störungen durch Tourismus oder Betriebsarbeiten sind durch die NPV regulier- und steuerbar.
Von den 4 Brutplätzen sind zwei als sehr ungünstig zu betrachten. Die lange Schneelage und herabfließendes Schmelzwasser erlauben erst einen späten Brutbeginn. Zudem können diese sehr leicht von Bodenfeinden erreicht werden.
Auf Grund der klimatischen Ungunst ist der NP als Grenzzone für ein Wanderfalkenvorkommen („Verschleißzone“) anzusehen, doch bezeugen historische Belege, dass das Gebiet eine Wanderfalkentradition be-

sitzt, wenngleich über frühere Bruterfolge wenig bekannt ist.

Abb. 166: Blick vom Horstfelsen am K. Falkenstein zum Arber. Das Jagdgebiet des Wanderfalken ist fast ausschließlich von Wald bedeckt.

Beeinträchtigungen und Gefährdungen

Drei der vier Horststandorte liegen im Umfeld touristischer Besucherschwerpunkte, zwei davon im direkten Einwirkungsbereich eines Aussichtsfelsens und eines Wanderweges.
Während sich drei Standorte in der „Naturzone ohne Management“ des NPs befinden, ist der Standort am Aussichtsfelsen „Kl. Falkenstein“ am Rand der Entwicklungszone gelegen, in der gemäß NP-Verordnung vorerst Borkenkäferbekämpfung zu betreiben ist. An allen Standorten bestehen Betretungsbeschränkungen (Kerngebiet).
Als mögliche Hauptstörfaktoren kommen touristische Aktivitäten und Betriebsarbeiten zur Borkenkäferbekämpfung in Frage. Eine baldigst mögliche Eingliederung des Bereiches um den Kl. Falkenstein in die „Naturzone ohne Managementmaßnahmen“ würde zumindest den Störfaktor Borkenkäferbekämpfung ausschließen.
Gefährdungen durch Wilderei (für einen anderen Standort im BW belegt), Aushorstung und Auswüchse von „birdwatching“ sind bisher im NP nicht aufgetreten.
Eine Reihe von Felswänden im Falkensteingebiet wurden vor NP-Ausweisung von Sportkletterern genutzt und sind mit Kletterhaken erschlossen. Das Klettern ist heute gemäß NP-Verordnung verboten und spielt so gut wie keine Rolle mehr. Theoretisch könnten diese Haken jedoch noch benutzt werden, z. B. auch für illegale Aushorstung.
Unter den häufig zu Buche schlagenden natürlichen Verlustursachen bei Jungvögeln in der Brutphase sind Witterungsflüsse zu nennen, wie sie z. B. in Form nochmaliger später Wintereinbrüche fast jährlich auftreten. Ebenso spielen die häufig ungünstigen Strukturen der Brutfelsen und –nischen eine entscheidende Rolle beim Bruterfolg. An vielen Horststandorten läuft Wasser die Felswände herab. Außerdem sind sie meist über vorhandene Felsbänder leicht für Prädatoren, wie Marder, zugänglich.

Erhaltungszustand

Über die Bewertungen für die Population, dem Lebensraum und den Beeinträchtigungen ergibt sich folgender Erhaltungszustand:

Tab. 88: Erhaltungszustand des Wanderfalken

Population	Größe/ Dichte	4 BP, alle Reviere besetzt	A	B	**B**
	Entwicklung	Aktuell gleichbleibend	A		
	Bruterfolg	Sehr gering	C		
Habitat	Horststandorte	Insgesamt ungünstig	C	B	
	Jagdhabitat	Großflächig	A		
	Verbund	-	-		
Beeinträchtigung.	Nutzung	Unbedeutend	A	B	
	Störung	Tourismus, Verfolgung (außerhalb d. Gebietes)	B		
	Sonstiges	Klima, Prädatoren	C		

Die Einzelfaktoren für die Bewertung fallen sehr gegensätzlich aus. Da mehrere C-Bewertungen natürliche Ursachen haben, ist eine Gesamtbewertung mit B gerechtfertigt.

Bedeutung des Gebietes für die Art

Der BW ist gegenwärtig eine von fünf Wanderfalkenregionen in Bayern. Trotz der erfreulichen Aufwärtsentwicklung der Population in den letzten Jahrzehnten ist der Bestand der Art in Bayern immer noch bedroht.
Der NP stellt für den Wanderfalken auf Grund der extremen klimatischen Bedingungen und der z. T. suboptimalen Struktur der Brutfelsen bislang ein „sink- Habitat“ dar, das den Überschuss der bayerischen Optimalhabitate, vor allem der südlichen Frankenalb, aufnimmt.
Ungeachtet seiner niedrigen Reproduktionsrate ist das Wanderfalkenvorkommen des BWs trotzdem eine wichtige Säule für den Erhalt der gesamtbayerischen Population. Insbesondere stellt sie ein wichtiges Verbundelement zum tschechischen Wanderfalkenvorkommen dar.

Erhaltungsmaßnahmen

♦ Oberste Priorität hat die Vermeidung von Störungen während der Balz-, Brut- und Jungenaufzuchtzeit (Februar – Juli).

♦ An dem Horst im Bereich des Aussichtsfelsens Kl. Falkenstein wurden eine Absperreinrichtung und eine Informationstafel angebracht, um die Besucher vom direkten Herantreten an die Oberkante der Felswand mit der Horstnische abzuhalten. Dem Brutpaar wurde 2002 eine künstlich optimierte Horstnische, etwas abseits der Aussichtsstelle, angeboten, die zudem besser gegen widrige Witterungseinflüsse geschützt war. Die Vögel nutzten den verbesserten Standort auch umgehend. Die in diesem Felsbereich noch vorhandenen Kletterhaken sollten baldmöglichst entfernt werden, um jede künftige Nutzung, z. B. für illegale Aushorstung, auszuschließen.

♦ Ein anderer in einer Felswand sitzender Horst ist oberhalb eines attraktiven Wanderweges gelegen. Der Weg wird bei beobachteter Balz zunächst bis Ende April gesperrt, bei bestätigter Brut wird die Sperrung verlängert bis zum Ausflug der Jungvögel.

♦ Bei den beiden ungünstigen Horststandorten bestünde die Möglichkeit - ähnlich wie am Kl. Falkenstein - künstlich verbesserte Nischen herzustellen.

Anmerkungen/Monitoring

Auf eine kartenmäßige Darstellung der Horstplätze wird aus Artenschutzgründen verzichtet.
Das Monitoring für den Wanderfalken erfolgt über das „Artenhilfsprogramm Wanderfalke“ (Durchführung: Landesbund für Vogelschutz) und wird von einzelnen NP-Mitarbeitern unterstützt.

4.4.3 A104 Haselhuhn *Bonasa bonasia*

Abb. 167: Haselhuhn (Foto: Robert Groß)

Allgemeine Verbreitung und Bestandsentwicklung

Das Haselhuhn kommt von Mittel- und Nordeuropa aus ostwärts über die gesamte Paläarktis bis nach Ostrussland und Nordjapan vor. Der Schwerpunkt der Verbreitung liegt im borealen Nadelwaldgürtel. In Mittel- und Südosteuropa (Unterart *B. b. rupestris*) beschränken sich die Vorkommen überwiegend auf die Gebirgs- und Mittelgebirgsregionen (Alpen, Balkangebirge, Karpaten).
Durch intensive Waldnutzung verschwand das Haselhuhn schon in früheren Jahrzehnten (z. T. Jahrhunderten) aus den westlichsten Vorkommensgebieten (Spanien, Frankreich westl. der Rhone) und in Tieflandgebieten (z. B. Ostdeutschland, Voralpenland). Auch in jüngster Zeit weisen die oft isolierten Vorkommen im westlichen Mitteleuropa Rückgänge und Arealschwund auf.
In Deutschland kommt das Haselhuhn neben den Alpen (UA *B. b. styriaca*) und dem BW (UA *B. b. rupestris*) nur mehr im Schwarzwald und im Rheinischen Schiefergebirge vor.

Bestandessituation und Verbreitung im Gebiet

Im Böhmerwald (mit BW, Mühl- und Waldviertel) lebt die zweitgrößte Haselhuhnpopulation des westlichen Mitteleuropas. Sie ist vom alpinen Areal und von den anderen Vorkommen getrennt und wurde auf 2000-4000 Vögel geschätzt, davon auf bayerischer Seite nicht mehr als 1000 Individuen (KLAUS & BERGMANN, 2004).
Aus dem AG des NPs gibt es von SCHERZINGER (1976) genauere Bestandsuntersuchungen aus den Jahren 1971-1974. In Optimalhabitaten des Bergmischwaldes gibt er eine Dichte von bis zu 3 Paaren pro Quadratkilometer an. Für das gesamte AG schätzt er einen Mindestbestand von 145 Revieren.
In der Tierbeobachtungsdatenbank der NPV ist das Haselhuhn mit 2384 Beobachtungen zwischen 1970 und 2005 die am häufigsten registrierte Vogelart. Auch wenn die Aufzeichnungen unsystematisch gemacht wurden, weisen die Beobachtungszahlen der einzelnen Jahre auf deutliche Bestandsschwankungen hin und insgesamt auf einen starken Rückgang. So wies die Population in dem Zeitraum zwei Hochphasen auf. Jeweils in der ersten Hälfte der siebziger und der achtziger Jahre wurden im AG ca. 134 Beobachtungen pro Jahr getätigt. Dazwischen lag die Beobachtungsrate pro Jahr bei nur durchschnittlich 49. Anschließend gingen die Beobachtungszahlen Ende der achtziger Jahre zurück auf durchschnittlich 76 und bis 1996 auf nur mehr 35 Beobachtungen pro Jahr.
Obwohl dann der NP auf fast die doppelte Fläche erweitert wurde, sank die Beobachtungsrate weiter. Im Zeitraum zwischen 1997 und 2005 wurden im Schnitt nur mehr 40 Haselhuhnbeobachtungen gemacht, jeweils zur Hälfte im AG und im EG. Die durchschnittliche jährliche Beobachtungsrate sank also im AG in den vergangenen 20 Jahren von ca. 134 auf ca. 20 (Tiefststand 2001: 15 Beob.). Dies entspräche einem Rückgang von 85 %! Erst in den letzten Jahren ist wieder eine leichte Zunahme (2002: 37, 2003: 48, 2004: 61, 2005: 35) zu beobachten.
Im EG scheint das Haselhuhn noch etwas häufiger und gleichmäßiger verbreitet zu sein. Dies liegt daran, dass hier bis 1996 gewirtschaftet wurde und darum der Anteil deckungsreicher Jungbestände höher ist. Im AG dagegen wuchsen seit Ausweisung zum NP 1970 viele Bestände in geschlossene und dadurch unterwuchsarme Wachstums- und Reifungsstadien hinein, die vom Haselhuhn gemieden werden. Erst durch den vergangenen großen Borkenkäferbefall entstehen hier wieder vermehrt deckungsreiche Waldentwicklungsstadien, worauf wahrscheinlich die leichte Zunahme in jüngster Zeit zurückzuführen ist.

Abb.168: Haselhuhnlebensraum nordwestlich der Talsperre Frauenau

Das Haselhuhn kommt in allen Höhenlagen vor, aber mit einem deutlichen Schwerpunkt in der Bergmischwaldzone der Hanglagen. Gemieden werden große gleichförmige Alterklassenbestände (z. B. um Zwieslerwaldhaus). Auffallend ist, dass aus dem Randbereich des AGs kaum mehr Nachweise kommen (z. B. war früher ein Vorkom-

men in der Abteilung „Tanzboden“ östlich Neuschönau). Vermutlich wirkt sich hier die intensive Borkenkäferbekämpfung sowie der Besucherdruck (Loipen) störend aus. Aktuell wird der Bestand über die Ableitung der Beobachtungspunkte der letzten 5 Jahre auf ca. 55 Paare geschätzt (AG: 25, EG: 30). Er liegt also weit unter der Größe, die SCHERZINGER (1976) Anfang der siebziger Jahre festgestellt hat. V. a. für das AG ist aber in nächster Zeit mit einer deutlichen Zunahme zu rechnen.

Bewertung des Lebensraums

Wird forstlich gepflegter und dadurch relativ stabiler Altersklassenwald sich selbst überlassen, schließt er sich zu unterwuchsarmen Hallenbeständen. Mangels Ernte hiebsreifer Bäume entstehen auch keine Jugendstadien mehr. Überlässt man also gepflegten Wirtschaftswald der natürlichen Entwicklung, wie im Falle des NPs, bilden sich vorerst sehr strukturarme Waldbilder aus, die dem Haselhuhn kaum Lebensraum bieten. Es sei denn, einschneidende Ereignisse wie der massive Borkenkäferbefall im AG führen zu natürlichen Störungen: Die Folgen der Buchdruckervermehrung Mitte der 90er Jahre hat hier große Flächen mit den jüngsten Sukzessionsstadien der Waldentwicklung entstehen lassen, die sich sehr bald zu hervorragenden Haselhuhn-Lebensräumen entwickeln werden.
Im EG läuft zur Zeit der oben beschriebene Prozess der Strukturverarmung ab, so dass hier in nächster Zeit viele jetzige Haselhuhnhabitate verloren gehen werden. Im Rahmen der Borkenkäferbekämpfung (der Buchdrucker ist nach wie vor in Gradation) entstehen hier aber trotzdem immer wieder kleinere und größere Waldlücken mit nachfolgender Sukzession, so dass hier der Lebensraumverlust nicht so gravierend ausfallen wird.
Wählt man aus der Waldkarte des NPs Bestände aus, die als Lebensraum geeignet sind, so stehen dem Haselhuhn ca. 2680 ha Wachstumsstadien (11-40-jährig), überwiegend im EG, und ca. 1070 ha unterholzreichere Plenterstadien zur Verfügung. Allerdings liegen viele kleinere Flächen davon isoliert in strukturarmen Altersklassenbeständen, so dass sie vom wenig mobilen Haselhuhn nicht erreicht werden können. Das tatsächlich besiedelte Areal dürfte eher bei ungefähr der Hälfte liegen. Diese Fläche würde bei dem aktuell geschätzten Bestand auch der Dichte von 3 Paaren/100 ha entsprechen, die SCHERZINGER (1976) für großflächig günstige Strukturen im Bergmischwald angibt.
Hauptsächlich im AG werden in den nächsten Jahren noch ca. 3840 ha Jugendstadien (Alter 5-10), die sich auf den Borkenkäferflächen entwickeln, in haselhuhngeeignete Strukturen hineinwachsen. Daneben entstehen aber auch in ehemaligen Fichten-Buchen-Mischbeständen, in denen die Fichte durch den Borkenkäfer ausgefallen ist, für das Haselhuhn geeignete Strukturen, so dass das Habitatangebot insgesamt enorm zunehmen wird.
Auch im EG werden im Rahmen der Borkenkäferbekämpfung in den Entwicklungszonen neue Jugendstadien entstehen, so dass auch hier zumindest keine Verschlechterung der Flächenbilanz zu erwarten ist.
Neben dem Flächenzuwachs wird sich auch die Qualität der Haselhuhnhabitate sehr verbessern. Auf den vom Buchdrucker abgetöteten Flächen haben sich hohe Anteile von Vogelbeeren und Kätzchen tragenden Pioniergehölzen (Weiden, Birken, Espen) eingestellt, die eine wichtige Winternahrung darstellen. Zudem finden sich hier oft in enger Verzahnung Nadelbäume als Deckung, und kleine besonnte Freiflächen mit artenreicher Krautflora und Huderplätzen.
Nicht zuletzt dürfte sich die starke Vernetzung, wie sie durch den großflächigen Käferbefall entstanden ist, sehr positiv auf die Entwicklung und Ausbreitung des Haselhuhns auswirken.

Beeinträchtigungen und Gefährdungen

Die außerordentlich ortstreue und ausbreitungsschwache Art ist stark durch Habitatfragmentierung gefährdet. Auch in einem so großen zusammenhängenden Waldgebiet wie dem NP traten in der Vergangenheit Verinselungen durch die sich immer mehr schließenden Bestände der Wachstums- und Reifungsphase auf. Die Haselhuhnpopulation ist dadurch auf einen ziemlich niedrigen Bestand gesunken. Die jüngste natürliche Waldentwicklung mit großen Sturmereignissen und dem massiven Borkenkäferbefall hat nun aber zumindest im AG zu einer sehr guten Habitatvernetzung geführt.
Das z. T. dichte Wanderwegenetz führt zu Störungen (freilaufende Hunde) und leitet auch Raubsäuger (v. a. Fuchs und Marder) in das Gebiet.
In den Randzonen und den Entwicklungszonen des EG bewirkt die Borkenkäferbekämpfung, die auch während der Brut- und Aufzuchtzeit stattfindet, eine starke Beeinträchtigung.

Erhaltungszustand

Über die Bewertungen für die Population, den Lebensraum und die Beeinträchtigungen ergibt sich folgender Erhaltungszustand:

Tab. 90: Erhaltungszustand des Haselhuhns

Population	Größe / Dichte	Ca. 55 BP ≅ einer sehr geringe Dichte von ca. 0,23 Revieren/100 ha	C	C	**B**
	Entwicklung	Starker Rückgang, aktuell aber wieder leichte Zunahme	C		
	Verbund	Eingebunden in die Böhmerwaldpopulation, Einzelvorkommen aber oft isoliert	B		
Habitat	Fläche / Kohärenz	Nur ca. 15 % als Habitat geeignet, oft isoliert	C	B	
	Entwicklungstrend	Im AG starke Zunahme, im EG eher gleichbleibend	A		
	Strukturelle Ausstattung + Entwicklung	in jungen Sukzessionsstadien hervorragend; im AG z.T. großflächig und kohärent, im EG beschränkte Entwicklung	B		
Beeinträchtigung	Nutzung	Auf Teilflächen starke Störung, insgesamt aber geringer Einfluss	B	B	
	Störung	Tourismus	B		
	Sonstiges	Prädatoren	B		

Auch wenn die Haselhuhnpopulation im NP aktuell nur eine niedrige Bestandsdichte aufweist, so kann sein Er-

haltungszustand aufgrund der positiven Habitatentwicklung als gut bewertet werden.

Bedeutung des Gebietes für die Art

Der NP BW bildet das Zentrum der ostbayerischen Haselhuhnpopulation. Zudem befindet sich das Gebiet in Entwicklung zu einem großflächigen Naturwald mit einer für Haselhühner nahezu optimalen Strukturausstattung. Es besitzt darum eine herausragende Bedeutung für diese Art.
Die Böhmerwaldpopulation, zu der die ostbayerischen Vorkommen zählen, reicht auf tschechischer Seite im NPs Šumava hinunter bis ins österreichische Mühl- und Waldviertel und ist nach der Alpenpopulation die zweitgrößte des westlichen Mitteleuropa.

Erhaltungsmaßnahmen

Hauptfaktor für einen guten Erhaltungszustand ist das Habitatangebot. Und dieses befindet sich insgesamt in einer sehr guten Entwicklung.
Grundsätzlich sollte ein auf ein Mindestmaß reduziertes Wanderwegenetz angestrebt werden. Im Lebensraum der Bodenbrüter Auerhuhn und Haselhuhn sollte zumindest ein Leinenzwang für Hunde gelten, besser wäre ein generelles Hundeverbot.

Anmerkungen/Monitoring

Der aktuelle Haselhuhnbestand ist recht niedrig, während die Habitatfläche infolge des Borkenkäferbefalls in nächster Zeit stark ansteigen wird.
Die zu erwartende positive Bestandsentwicklung des Haselhuhns sollte darum in einem Netz ausgewählter Habitatflächen verfolgt werden.

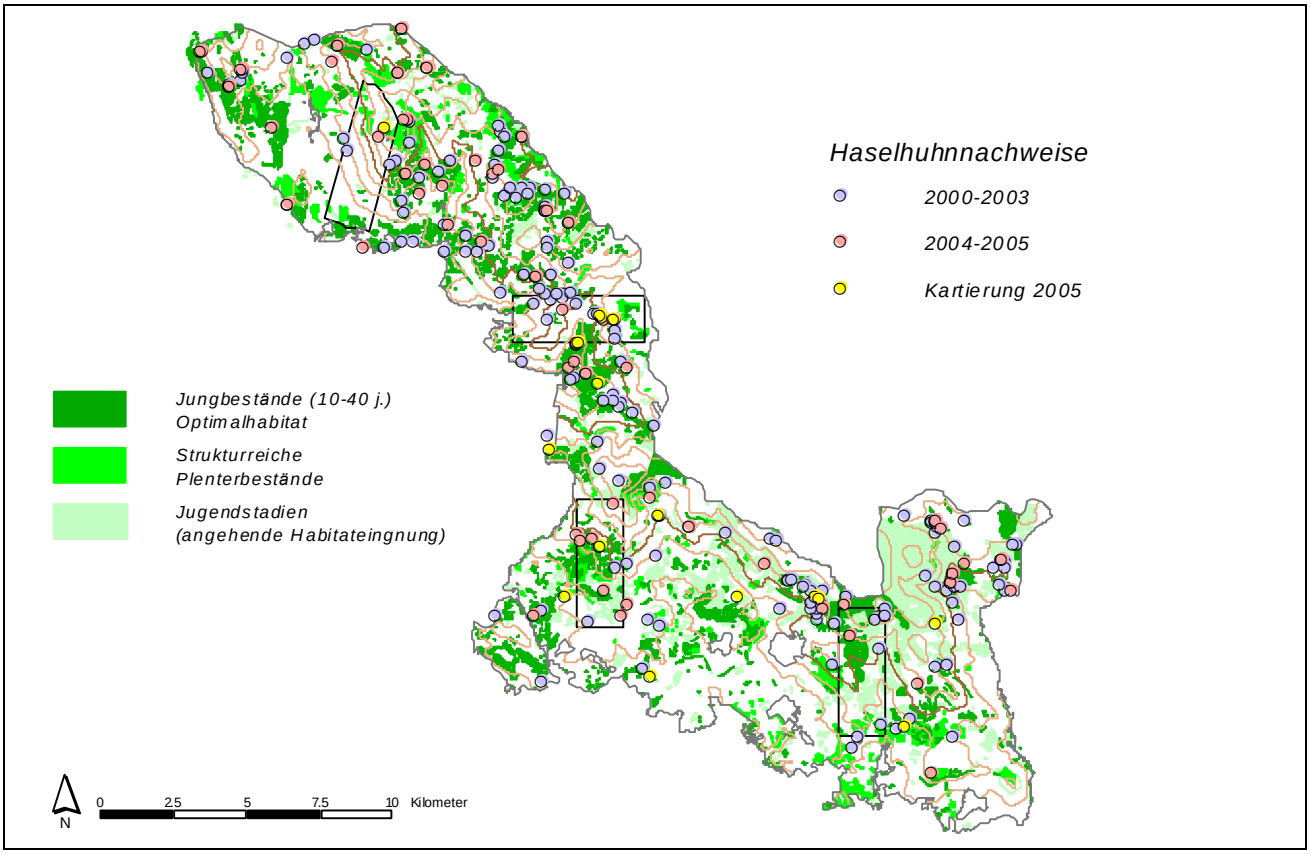


Abb. 169: Haselhuhnvorkommen im NP

4.4.4 A107 Birkhuhn *Tetrao tetrix*

Abb. 170: Balzender Birkhahn, (Foto: W. Lorenz)

Allgemeine Verbreitung

Das Birkhuhn ist ein Brutvogel der borealen und subarktischen Waldzone sowie der entsprechenden alpinen und glazialen Landschaften von Großbritannien bis Ostsibirien (BEZZEL, 1985, zit. in MÜLLER-KROEHLING et al., 2005). Ursprünglich war es auch in Deutschland verbreitet und lokal häufig, inzwischen ist es aus vielen Gebieten verschwunden (BAUER & BERTHOLD, 1996, zit. in MÜLLER-KROEHLING et al., 2005).
In Bayern beschränkt sich das gegenwärtige Vorkommen auf den Bereich der Baumgrenze und Krummholzstufe der Alpen, einigen stark gefährdeten Kleinstvorkommen in den ostbayerischen Grenzgebirgen (Bayerischer Wald, Oberpfälzer Wald) und einer kleinen, isolierten Population in der Hochrhön (KLAUS, 1997, zit. in MÜLLER-KROEHLING et al., 2005).

Vorkommen und Verbreitung im Gebiet

Das Birkhuhn verschwand bereits Mitte der 80er Jahre als regelmäßiger Brutvogel aus den Mooren des NP BW (RÄDLINGER & SINGER, 1995).
Auf tschechischer Seite, im NP Šumava, gibt es noch eine kleine Population von ca. 40 Tieren, die aber auch im Abnehmen begriffen ist. Besiedelt werden dort hauptsächlich Niederungsgebiete mit Sekundärhabitaten (BUFKA 2005, mdl.).

Aktuelle Nachweise aus dem NP BW liegen aus den letzten zwei bis drei Jahren lediglich in Form von unregelmäßigen Sichtbeobachtungen einzelner Tiere (ohne Hinweise auf Balz oder Brut) vor (STRUNZ, mdl. Mitt.). So wurde z. B. im Winter 2004/05 anhand von Spuren und Losung ein Birkhahn im Klosterfilz nachgewiesen.

Der Status des Birkhuhns wird daher als nicht signifikant eingestuft. Eine Wiederbesiedlung ist derzeit nicht zu erwarten.

4.4.5 A108 Auerhuhn *Tetrao urogallus*

Abb. 171: Auerhenne (Foto: Christoph Moning)

Allgemeine Verbreitung und Bestandsentwicklung

Das Auerhuhn (*Tetrao urogallus*) besiedelt von Nordeuropa aus über Osteuropa in einem breiten Gürtel die Borealwaldzone bis zum östlichen Zentralsibirien. Im restlichen Europa bestehen Verbreitungsinseln in den Gebirgen (z. B. Kantabrien, Pyrenäen, Alpen, Karpaten), in höheren Mittelgebirgen (z. B. Schwarzwald, BW, Erzgebirge) und selten im Tiefland (Ostpolen, Niederlausitz). In Schottland wurde es erfolgreich wiedereingebürgert.
Nach Bestandszunahmen und Arealausweitung Ende des 19. Jahrhunderts (forstliche Förderung der Nadelbaumarten, v. a. der Kiefer, mit nachfolgenden Kalamitäten) setzte Ende der 1940er Jahre in Mitteleuropa ein weiträumiger und drastischer Bestandsrückgang ein. In Bayern haben sich außerhalb der Alpen nur zwei kleine Populationen im BW und im Fichtelgebirge gehalten. Vereinzelte Beobachtungen (auch Bruten) gibt es Ende der 1990er Jahre im Nürnberger Reichswald, in der Oberpfalz und im unterfränkischen Salzforst (Wiederansiedelungsprojekt).

Bestandessituation und Verbreitung im Gebiet

Für den Auerhuhnbestand des AGs liegen aufgrund eines Auerhuhnschutzprojektes bis zum Jahr 2000 (SCHERZINGER 2003) relativ genaue Zahlen vor. Von ca. 250 Vögeln (1945) sank hier der Bestand auf ca. 60 (1974) und weiter auf ca. 16 (1984).
Im Rahmen des Schutzprojektes des NPs und weiterer Stützungsprojekte kamen von 1982-2000 im Bayerisch-Böhmischen Grenzgebirge 1376 Auerhühner zur Auswilderung, davon 534 im heutigen NP-Gebiet. Nach Beendigung des Projektes im NP wurden hier bis 2004 im südöstlichen Teil (Auswilderungsvoliere „Seefilz“) noch 45 Tiere frei gelassen. 2000/2001 wurde der Freilandbestand im AG auf 25 (min.) bis 31 (max.) Tiere geschätzt.
Die Bedeutung des Auswilderungsprojektes für den Erhalt der Auerhuhnpopulation im Bayerisch-Böhmischen Grenzgebirge wird unterschiedlich diskutiert. Entscheidend für das Überleben sind letztlich die Flächen geeigneter Habitate und die Reduzierung der Beeinträchtigungen.
Über die Auswertung der NP-Daten und zusätzlicher Kartierungen wird für das Gesamtgebiet im Zeitraum 2004/05 ein Mindestbestand von 23 bis 30 Auerhühnern geschätzt (AG: 13-15 Hühner, EG: 10-15 Hühner). Im AG scheint somit wieder ein weiterer Rückgang auf fast die Hälfte eingetreten zu sein. Möglicherweise werden aber die Hühner in dem deckungsreichen Gelände der ehemaligen Borkenkäferflächen, die inzwischen einen sehr guten Sommerlebensraum darstellen, nur schwer entdeckt. Im Gegenzug wurden im EG die meisten Auerhuhnbeobachtungen an Forststrassen gemacht.
Die Verbreitungskarte (Karte der Beobachtungspunkte!) zeigt, dass sich die Auerhühner fast vollkommen auf die Hochlagen zurückgezogen haben. Im EG liegen die Hauptvorkommen um den „Lackenberg“ und die Distrikte „Gfällei“ und „Filze“. Im AG stammen die meisten Beobachtungen von den Hochlagen um den Rachel und um den Lusen bis hinter zum Siebensteinkopf. Es gibt aber entlang des Grenzkammes auch dazwischen regelmäßig Auerhuhnhinweise.
Die verstreuten Nachweise aus den Hang- und Tallagen des AGs stammen mit großer Wahrscheinlichkeit noch von ausgewilderten Tieren und verlieren sich zusehends. Lediglich südlich des Rachels und des Rachelsees und im oberen Schwarzbachtal gibt es aktuelle Beobachtungen in geeigneten Habitaten der Hanglagen (heidelbeerreiche Totholzflächen).

SCHERZINGER (2003) gibt den Raumbedarf für Auerhühner unter den Verhältnissen des Böhmerwaldes mit 100 ha je Individuum an. Für den reinen Hochlagenwald mit zahlreichen Mooren und hohem Grenzlinienanteil, der hier auch den ursprünglich natürlichen Lebensraum des Auerhuhns darstellt, dürfte die mittlere Dichte deutlich höher liegen. In Auerhuhnhabitaten Skandinaviens und Russlands werden Frühjahrsbestände von ca. 6 Ind./100 ha angegeben (BAUER, BEZZEL, FIEDLER 2005).
Bei einem geschätzten Bestand von ungefähr 25-30 Tieren auf einer Habitatfläche von ca. 6000 ha (Hochlage: 3812ha, Berglage 665 ha, angrenzende obere Hanglagen: ca. 1500 ha) erreicht die aktuelle Bestandsdichte nur einen sehr niedrigen Wert von ca. 0,5 Ind./100 ha.

Abb. 172: Das Auerhuhn ruht gern auf exponierten Kuppen und Blöcken mit Rundumblick. Dort findet man dann häufig Losung

Da für sich selbst erhaltende Auerhuhnpopulationen deutlich größere Habitatflächen und höhere Bestandeszahlen erforderlich sind, kann der Erhaltungszustand abschließend nur im Zusammenhang mit den angrenzenden tschechischen Vorkommen beurteilt werden (siehe „Bedeutung des Gebietes für die Art"). Weil aber für das Überleben der gesamten Auerhuhnpopulation auch der bayerische Teil bedeutsam ist, muss die niedrige Siedlungsdichte hier sehr kritisch gesehen werden.

Bewertung des Lebensraums

Ursprüngliche Lebensräume des Auerhuhns im bayerisch-böhmischen Mittelgebirge waren neben den Fichten-Hochlagenwäldern auch die Moorwälder bzw. die mit Niedermooren durchsetzten Aufichtenwälder der Tallagen und größere natürliche Störflächen im Bergmischwald.
Durch Rodung (Siedlungen, Landwirtschaft) und Entwässerung ging ein großer Teil der Tallagenwälder als Auerhuhnlebensraum verloren. Im Gegenzug wurden in den Wäldern der Hang- und Tallagen durch die Art der forstlichen Bewirtschaftung (kleine Kahlhiebe, Saumhiebe, Waldweide, Streunutzung etc.) relativ lückige Strukturen mit hohem Grenzlinienanteil geschaffen. Diese Sekundärbiotope mit hoher Qualität führten schließlich zu den hohen Auerhuhndichten Anfang des vergangenen Jahrhunderts.
Bald nach dem zweiten Weltkrieg setzte eine sehr nachhaltige Forstwirtschaft ein, mit dem Aufbau geschlossener vorratsreicher Wälder. Die Biotopstrukturen für das Auerhuhn entwickelten sich nun sehr negativ. Nach Ausweisung des NPs änderte sich das wenig. Die reduzierte, bzw. aussetzende Nutzung ließ die Wälder sogar noch geschlossener werden.

Die große Veränderung kam mit dem Borkenkäferbefall Anfang der 90er Jahre. Für das AG und das EG ergaben sich nun zwei sehr unterschiedliche Entwicklungen:
Der - wohl auch in Folge früherer Pflege - relativ gleichförmige und alte Fichten-Hochlagenwald des AG (Naturzone ohne Eingriffe) wurde nahezu vollkommen vom Buchdrucker zum Absterben gebracht. Die Beseitigung des Totholzes trug neben Wärme- und Lichtmangel in den geschlossenen Beständen dazu bei, dass schon länger keine Fichtenverjüngung nachkam. Fast nur im Bereich der Moore verblieben kleinste Reste mit grünen Bauminseln.
Verschlechtert hat sich hier für das Auerhuhn das Angebot von entsprechenden Winterlebensräumen und Balzplätzen. Im Winter bietet nach wie vor fast die ganze Hochlage keine Deckung und Nahrung. Die Hühner müssen hier in die Hanglagen abwandern. Sobald aber ausreichend Deckung und Nahrung vorhanden ist, harren einzelne Hühner auch in den Hochlagen aus. Verloren gegangen sein dürften auch mehr oder weniger alle alten traditionellen Balzplätze.
Dafür stellen diese Flächen inzwischen teilweise einen guten Sommerlebensraum dar. Ein Mosaik aus Heidelbeerflächen, deckungsreichem Totholzverhau, Fichtenverjüngungsgruppen, Vogelbeer- und Weidenverjüngung, relativ artenreicher Krautschicht, Gras- und Offenbodenflächen bietet oftmals günstige Bedingungen für die Jungenentwicklung. Es kommen aber auch größerflächige ungünstige Bereiche mit Wolligem Reitgras vor.
Die jüngste Entwicklung des Hochlagenwaldes im AG hat für die Auerhühner sowohl positive als auch negative Veränderungen mitgebracht, wie sie aber im natürlichen Lebensraum immer wieder vorkommen. Das schnelle und fast komplette Absterben der Altfichten in den Hochlagen auf so großer zusammenhängender Fläche hat zumindest vorübergehend zu suboptimalen Lebensräumen geführt. Die derzeitige Entwicklung hin zu lückigen Waldstrukturen lässt aber erwarten, dass hier in den nächsten Jahrzehnten immer wieder in Teilen günstigere Auerhuhnhabitate entstehen werden.

Abb. 173: Im EG bilden die im Rahmen der Borkenkäferbekämpfung entstandenen kleinen Kahlflächen einen relativ günstigen Lebensraum für das Auerhuhn (Abteilung „Lackenberg")

Die Hochlagenwälder des EGs liegen in den Entwicklungszonen, in denen bisher jeglicher Borkenkäferbefall sofort eingeschlagen wird, um eine Massenvermehrung wie im AG zu verhindern. Hier prägen neben relativ einförmigen Fichten-Altersklassenwäldern auch schon zahlreiche kleine Kahlflächen mit entsprechendem Grenzlinien- und Strukturreichtum den Hochlagenwald.
Mangelware sind infolge der früheren Forstbewirtschaftung und der damit zusammenhängenden Gleichförmigkeit eingestreute Laubmischbaumarten als wichtige

Knospennahrung. Eine günstige Krautschicht mit hohem Heidelbeeranteil ist einigermaßen ausreichend vorhanden. Insgesamt wirkt ein großer Teil der Bestände noch forstlich gepflegt und ziemlich geschlossen. Aufgelockert werden diese durch ein dichtes Netz von Forststraßen, welche sich sowohl positiv (Licht, Nahrung) als auch negativ (Störungen, Feinddruck) auf das Auerhuhn auswirken. Auch die Hochlagenwälder im EG sind derzeit eher noch als suboptimal zu werten. Durch die zu erwartende Auflichtung in nächster und weiterer Zukunft wird sich hier die Habitatqualität zusehends verbessern.

In fichtendominierten Bereichen der Hanglagen und in den Aufichtenwäldern des AGs (nur vereinzelt im EG) sind mit der (nach wie vor anhaltenden) Borkenkäfergradation zahlreiche mittlere und kleinere Auerhuhnhabitate entstanden. Mangels Expansionsdruck im zentralen Verbreitungsschwerpunkt in den Hochlagen werden diese „Satelliten-Biotope“ bisher aber nicht besiedelt.

Sowohl im AG als auch im EG muss also die Habitatqualität derzeit als suboptimal bezeichnet werden. Eine sukzessive Verbesserung in den nächsten Jahrzehnten ist aber zu erwarten.

Auf tschechischer Seite schließt der deutlich größere Teil der Hochlagenwälder des Böhmerwaldzuges an. Durchsetzt von größeren Moorgebieten und oftmals ziemlich unzugänglich findet das Auerhuhn hier weitläufig noch bessere Lebensbedingungen.

Beeinträchtigungen und Gefährdungen

Die Population des Auerhuhns im bayerisch-böhmischen Grenzgebirge ist allein schon wegen seiner geringen Bestandsgröße (vermutlich deutlich unter dem MVP-Wert von ca. 500 Tieren (MVP= Minimal Viable Population, minimale überlebensfähige Population) (GRIMM, V. STORCH, I. 2000) sehr gefährdet. SCHERZINGER (2003) veranschlagt unter den Verhältnissen dieses Mittelgebirges als Diskussionsbasis für ein langfristiges Arterhaltungsprogramm sogar 1000 Tiere auf einer Waldfläche von 1000 qkm. Die momentane Situation ist davon weit entfernt.
Der geschrumpfte Auerhuhnbestand auf der fast nur mehr auf die Hochlagen beschränkten Besiedlungsfläche ist aber durch verschiedene weitere Störfaktoren beeinträchtigt: 1. Das Auerhuhngebiet wird partiell durch ein dichtes Netz an Wanderwegen zerschnitten. 2. Hauptstörfaktor sind die mitgeführten Hunde, von denen ein großer Teil nicht angeleint ist und frei herum läuft. 3. Durch die vielfach zurückgelassenen Abfälle, werden zahlreiche Beutegreifer (Marder, Füchse) in das ansonsten feindarme Gebiet gelockt. 4. Der Wildschweinbestand in der Region ist stark angestiegen (Maisanbau im NP-Vorfeld). Über Kirrungen werden diese bis weit in die Wälder gelockt. 5. Im Winter werden unerlaubte Touren mit Skiern oder Schneeschuhen quer durch das Gebiet gemacht. 6. In den Rand- und Entwicklungszonen, im EG auf einem Großteil der Fläche werden auch während der Brut- und Aufzuchtzeit forstliche Maßnahmen (Borkenkäferbekämpfung, auch präventiv und Verkehrssicherung an Wanderwegen) gemacht.

Erhaltungszustand

Über die Bewertungen für die Population, den Lebensraum und die Beeinträchtigungen ergibt sich folgender Erhaltungszustand:

Tab. 92: Erhaltungszustand des Auerhuhns

Population	Größe / Dichte	Ca. 26 Altvögel ≅ einer sehr geringe Dichte von ca. 0,43 Tieren/100 ha potentieller Habitatfläche	C	C	**C**
	Entwicklung	Im AG seit 2000 Rückgang um fast die Hälfte, im EG vermutlich ähnlich	C		
	Verbund	Eingebunden in die Böhmerwaldpopulation, aber kaum mehr Trittsteinbiotope zwischen den Hauptvorkommen	B		
Habitat	Fläche / Kohärenz	Nur mehr die Hochlagen besiedelt, Moore der Tallagen reduziert u isoliert	B	B	
	Entwicklungstrend	In etwa gleichbleibend	B		
	Strukturelle Ausstattung + Entwicklung	Verlust von Balz- u. Winterlebensräumen im AG, Zunahme günstiger Sommerlebensräume	B		
Beeinträchtigung	Nutzung	Im EG und der Randzone Borkenkäferbekämpfung, die aber z. T. auch neuen Lebensraum schafft	B	C	
	Störung	Dichtes Wanderwegenetz, Tourismus, Hunde	C		
	Sonstiges	Prädatoren, v.a. Wildschweine durch Maisanbau und Kirrungen	C		

Trotz relativ guter Habitatverhältnisse hat das Auerhuhn aufgrund starker Störungen aktuell nur eine geringe Bestandsdichte. Der Erhaltungszustand ist somit als „mittel bis schlecht“ einzustufen.

Bedeutung des Gebietes für die Art

Auf tschechischer Seite schließen relativ großflächige Auerhuhnhabitate an. BUFKA (mündl. Mitt. 2005) schätzt den Gesamtbestand des NP Šumava auf 120 bis 200 Hühner, wovon der Großteil im Kontaktbereich zu den Hochlagen des NP BW vorkommt. Diese gemeinsame Population der beiden Nationalparke BW und Šumava bildet die Kernpopulation des gesamten Grenzgebirges und hat darum allerhöchste Bedeutung für das Überleben des Auerhuhns in Bayern außerhalb der Alpen.

Erhaltungsmaßnahmen

Entsprechend den Beeinträchtigungen werden folgende Erhaltungsmaßnahmen vorgeschlagen:

♦ Reduzierung des Wege- und Loipennetzes in den Hochlagen (bzw. auch angrenzender Auerhuhngebiete) auf ein für diese hoch bedrohte Art verträgliches Maß.

♦ Absolutes Leinengebot für mitgeführte Hunde, bzw. Verbot des Mitführens von Hunden in den Hochlagen.

♦ Unterlassung von jeglichen Kirrungen.

♦ Striktes Verbot unerlaubter Touren abseits der Wege.

♦ Verstärkte Kontrolle der Wege- und Hundegebote durch die NP-Wacht.

♦ Insbesondere zur Balz- und Aufzuchtzeit entsprechend sensibles Vorgehen bei forstlichen Maßnahmen (v. a. Borkenkäferbekämpfung) im Auerhuhngebiet.

♦ Regelmäßiger Austausch mit dem NP Šumava bezüglich Monitoring und Schutzmaßnahmen für diese Art.

Anmerkungen/Monitoring

Es wird empfohlen, für die Auerhuhnvorkommen im Bayerisch-Böhmischen Grenzgebirgszug auf Grundlage des Monitorings ein Steuerungskonzept (Habitate, Beeinträchtigungen) zu entwickeln, das den Erhalt dieser Population gewährleistet.

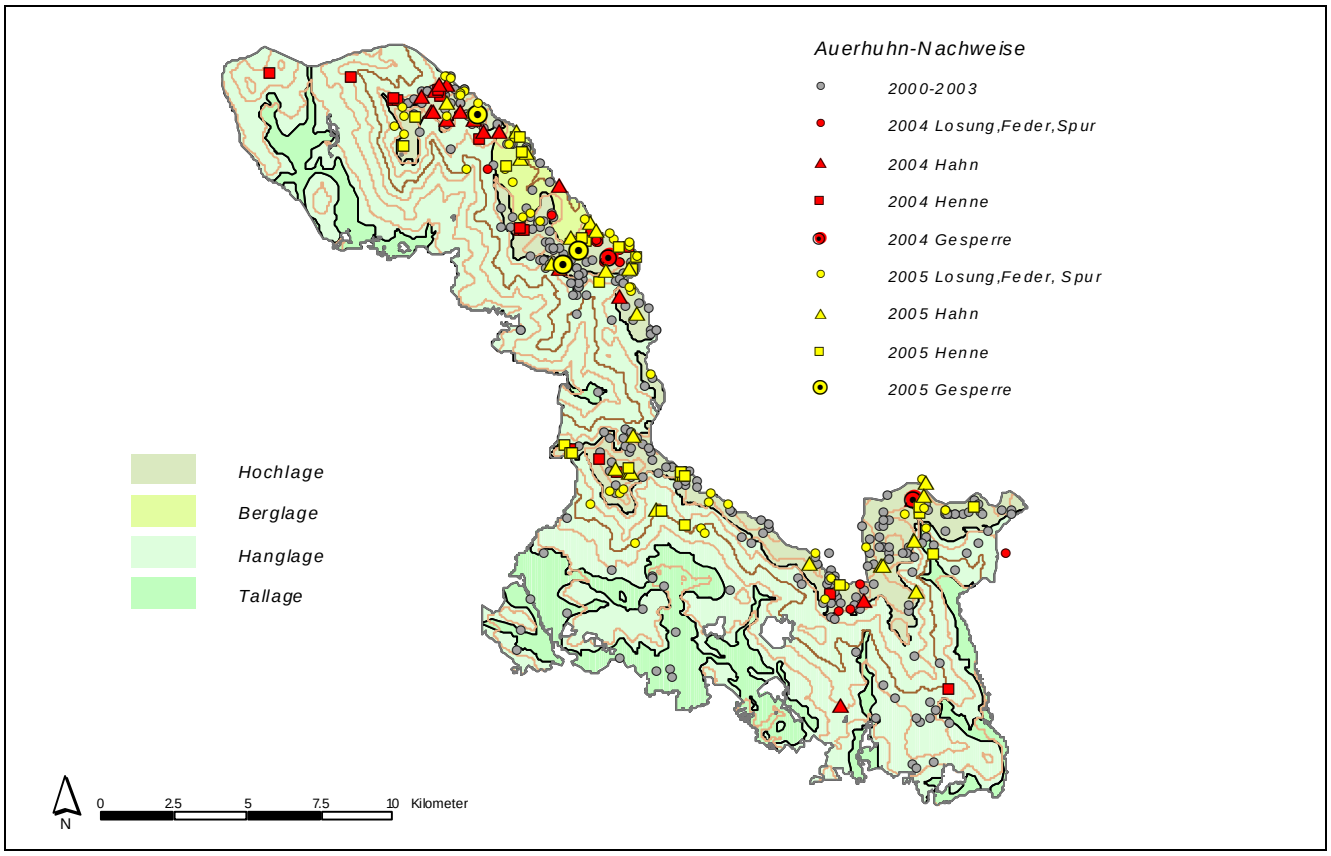


Abb. 174: Verbreitung des Auerhuhns im NP

4.4.6 A217 Sperlingskauz *Glaucidium passerinum*

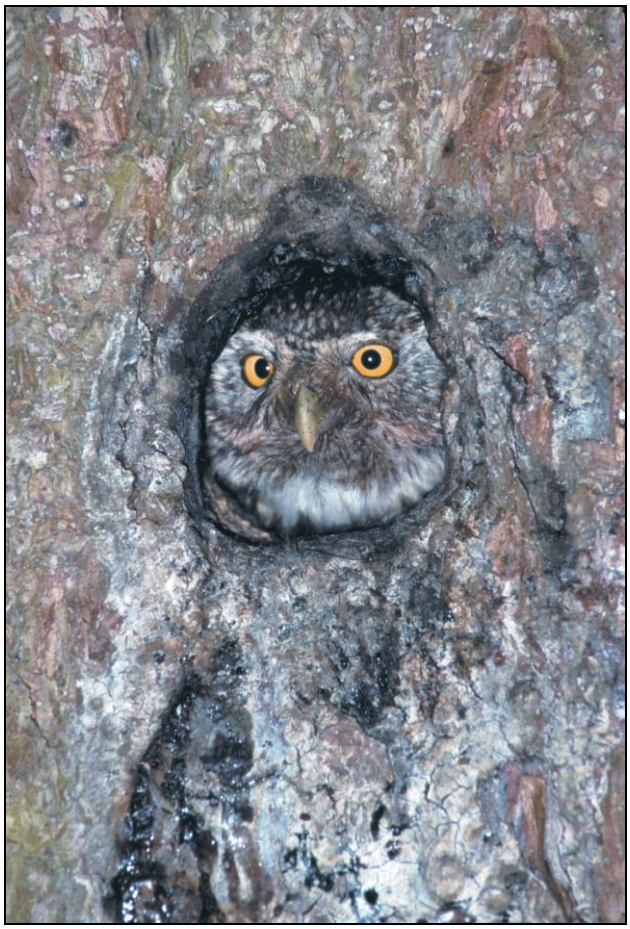


Abb. 175: Sperlingskauz schaut aus der Bruthöhle (Foto: Robert Groß)

Allgemeine Verbreitung und Bestandsentwicklung

Der Sperlingskauz besiedelt den borealen Nadelwaldgürtel Eurasiens von Skandinavien bis ins östliche Russland. Südlich davon gibt es disjunkte Vorkommen in Gebirgsnadelwäldern. In Europa brütet er in den Alpen, in den Karpaten und in mehreren Mittelgebirgen. In jüngerer Zeit wurde die norddeutsch-polnische Tiefebene wieder besiedelt und es fand eine Arealausweitung nach Nordwesten statt.
Nach einem starken Rückgang in vielen Gebieten in den 1950er bis 1970er Jahren (vermutlich DDT-Kontamination) hat er sich großteils wieder erholt und ist inzwischen auch in größere laubholzbetonte Gebiete vorgedrungen.

Bestandessituation und Verbreitung im Gebiet

Der Sperlingskauz ist eine im NP verbreitete Eulenart. Ähnlich wie beim Raufußkauz unterliegt aber die Anzahl der Brutreviere z. T. extremen jährlichen Schwankungen. So fand SCHERZINGER (in MEBS & SCHERZINGER, 2000) im AG nach 50 Revieren 1972/73 nur mehr ca. 4 Reviere 1974/75. 1979/80 konnten wieder ca. 40 Reviere festgestellt werden. Begründet sind diese Schwankungen hauptsächlich durch den Bruterfolg in Vorjahren, durch den Feinddruck, durch das Beuteangebot und dadurch gelegentlich ausgelöste großräumige Ortswechsel.
Bei der Probekartierung 2004 im Lusen-Transekt konnte kein Sperlingskauz vernommen werden, vermutlich wegen der starken Präsenz balzender Raufußkäuze, vereinzelt auch von Wald- und Habichtskauz.
2005 dagegen, konnten auf dieser Fläche mindestens 4 revieranzeigende Männchen registriert werden, zwei davon mit hoher Brutwahrscheinlichkeit (einmal mit Weibchen, einmal mehrere Angriffe gegen den Kartierer fliegend). Aus dem Rachel-Transekt stammen 2 Beobachtungen mit Reviergesang (knapp südlich davon noch ein weiteres) und aus dem Falkenstein-Transekt 1 Beobachtung. Im Transekt östlich von Buchenau war im Bereich des Wiesfleckschachtens lediglich starke Kleinvogelreaktion auf die Rufimitation festzustellen. STRUNZ (mdl. Mitt.) fand im Großen Filz am Spitzberg, das von den abgestorbenen Hochlagenflächen umgeben ist, eine Brut in einer abgestorbenen Fichte.
Die Beobachtungspunkte der Karte geben die tatsächliche Verbreitung nur unzureichend wieder, da der überwiegend dämmerungsaktive Sperlingskauz von der NP-Wacht kaum erfasst wird. Im EG wurden außer der Natura 2000-Kartierung bisher keine planmäßigen Erhebungen gemacht und darum ist er hier seit 1997 erst drei mal festgestellt worden. Vermutlich ist seine Dichte hier aber tatsächlich geringer, da die Habitatstrukturen weniger günstig sind als im AG.
Im Gegensatz zum Raufußkauz häufen sich die Beobachtungen sowohl in den Hochlagen als auch in den Tallagen. Dies liegt daran, dass der Sperlingskauz als schneller und wendiger Jäger in plenterartigen und lückigen Nadelholzbeständen mit üppiger Verjüngung und auch in stufigen Nadelholzjungbeständen erfolgreich Kleinvögel jagen kann. Außerdem findet er hier ein hohes Angebot an Bunt- und Dreizehenspechthöhlen, die sich überwiegend in kernfaulen oder relativ frisch abgestorbenen Fichten befinden. Weiterhin umgeht er dadurch die Wohngebiete der feindlichen, bzw. konkurrierenden Eulenarten, Waldkauz, Habichtskauz und Raufußkauz. Auch die Waldrandlagen und große Lichtungen wird er wegen diesen eher meiden.
Er vermag sogar noch, bzw. sehr bald wieder, in den abgestorbenen Flächen der Hochlagen zu brüten, soweit er hier ausreichend Deckung und eine Bruthöhle findet.

Insgesamt dürfte sich an der Populationsgröße und Siedlungsdichte des Sperlingskauzes im NP seit den Untersuchungen von SCHERZINGER nichts geändert haben. Ausgehend von den alten und aktuellen Daten wird der Bestand für das NP-Gebiet auf ca. 10 bis 70 Reviere geschätzt. Eine langjährig mittlere Populationsgröße liegt vermutlich bei etwa 40 Brutpaaren.

Bewertung des Lebensraums

Der Sperlingskauz ist eine Innenwald-Art, die mit ihrem kompakten Körperbau auch in dichteren Strukturen zurechtkommt. In rasantem und wendigem Flug vermag er

sogar durch kleinste Lücken die Beute (Mäuse am Boden, Vögel im Geäst) zu erreichen. Hier liegt sein Vorteil gegenüber den größeren Eulenarten, denen er, als potentielle Beute, in dichten Strukturen zudem auch besser entkommen kann.

Abb. 176: Bruthabitat des Sperlingskauzes in der Abteilung „Heilstein". Der junge Mischbestand mit relativ dichten Strukturen und eine kleine Lichtung bieten ihm ausreichend Deckung und Nahrung.

Nach WIESNER (in MEBS & SCHERZINGER, 2000) kennzeichnen den Lebensraum des Sperlingskauzes:

- ganzjährige Deckung
- ganzjährig erreichbare vielfältige Nahrung
- Baumhöhlen (Brut, Depot, Schutz)
- geringer Feind- und Konkurrenzdruck

Am besten finden sich diese Faktoren in älteren Nadel- und Mischwäldern mit lockerer Struktur oder kleinen bis mittelgroßen Lichtungen mit stufiger Verjüngung. Es reichen ihm aber oftmals Ökotone, wo z. B. ein Altholz mit einem Stangenholz und einer kleinen Moorfreifläche oder auch einem breiten Forstweg zusammentreffen. Bei geringem Feinddruck, wie in den Borkenkäferflächen der Hochlagen besiedelt er sogar kleine Waldinseln.
Im AG hat der Sperlingskauz durch die Borkenkäferkalamität in den Hochlagen zwar einen Großteil seines Lebensraumes verloren, doch sind dafür umso mehr geeignete Strukturen in den Hang- und Tallagen entstanden. Die hohen Dichten an Bunt- und Dreizehenspecht bieten ihm hier ein sehr hohes Höhlenangebot.
Das EG weist in der Zusammensetzung seiner Bestände deutlich weniger Sperlingskauzhabitate auf. Große gleichförmige Alterklassenwälder in Wachstums- und jungen Reifungsstadien prägen große Teile der Hang- und Tallagen (auch der Berglage). Nur wo kleinräumig verschiedene Wachstumsstadien aneinandergrenzen oder in Resten alten Bergmischwaldes bieten sich hier vereinzelt günstige Habitate. In der Hochlage, v. a. im Bereich von Vermoorungen und in lückigen Altbeständen, finden sich dagegen immer wieder typische Sperlingskauzbiotope. Da hier aber die vom Borkenkäfer befallenen Bäume entfernt werden, ist hier das Höhlenangebot meist sehr niedrig.

Beeinträchtigungen und Gefährdungen

Der Borkenkäferbekämpfung (im EG) und der Verkehrssicherung an Forststrassen und Wanderwegen fallen gelegentlich Höhlenbäume (auch potentielle) zum Opfer, die der Sperlingskauz als Brutplatz, Depot oder Schlafhöhle nutzt.
Durch eine Vielzahl im Gebiet vorkommender Beutegreifer (Waldkauz, Habichtskauz, Raufußkauz, Habicht, Sperber, Wanderfalke) unterliegt der Sperlingskauz hier einem relativ hohen Feinddruck.

Erhaltungszustand

Über die Bewertungen für die Population, dem Lebensraum und den Beeinträchtigungen ergibt sich folgender Erhaltungszustand:

Tab. 93: Erhaltungszustand des Sperlingskauzes

Population	Größe/ Dichte	40 (10-70) BP, entsprechen einer mittleren Dichte von 1,7 BP/1000 ha	B	B	**B**
	Entwicklung	Stark fluktuierend bei mittlerer Populationsgröße	B		
	Verbund	Eingebunden in die Großpopulation des Böhmerwaldes	A		
Habitat	Fläche	Großflächig & kohärent	A	B	
	Qualität	Größere TF ungeeignet	B		
	Trend	gleichbleibend	B		
Beeinträcht.	Nutzung	Verlust von Höhlenbäumen in Managementzonen	B	B	
	Störung	unbedeutend	A		
	Sonstiges	Prädatoren	B		

Die Situation des Sperlingskauzes im NP-Gebiet ist somit als gut zu bezeichnen.

Bedeutung des Gebietes für die Art

Die große Fläche zusammenhängender Bergwälder bildet für den Sperlingskauz ein wichtiges Refugium im natürlichen und ursprünglichen Lebensraum des Ostbayerischen Grenzgebirges. Das Gebiet besitzt darum eine hohe Bedeutung für diese Art.

Erhaltungsmaßnahmen

Bei der Fällung von Bäumen im Rahmen der Borkenkäferbekämpfung und der Wegesicherung sollte entsprechend sorgfältig vorgegangen werden, dass keine aktuell besetzten Bruthöhlen gefällt und auch insgesamt Höhlenbäume (auch potentielle) geschont werden.

Anmerkungen/Monitoring

Revierkartierung in ausgewählten Bereichen des NPs (Monitoringflächen) unter Einsatz von Klangattrappen.

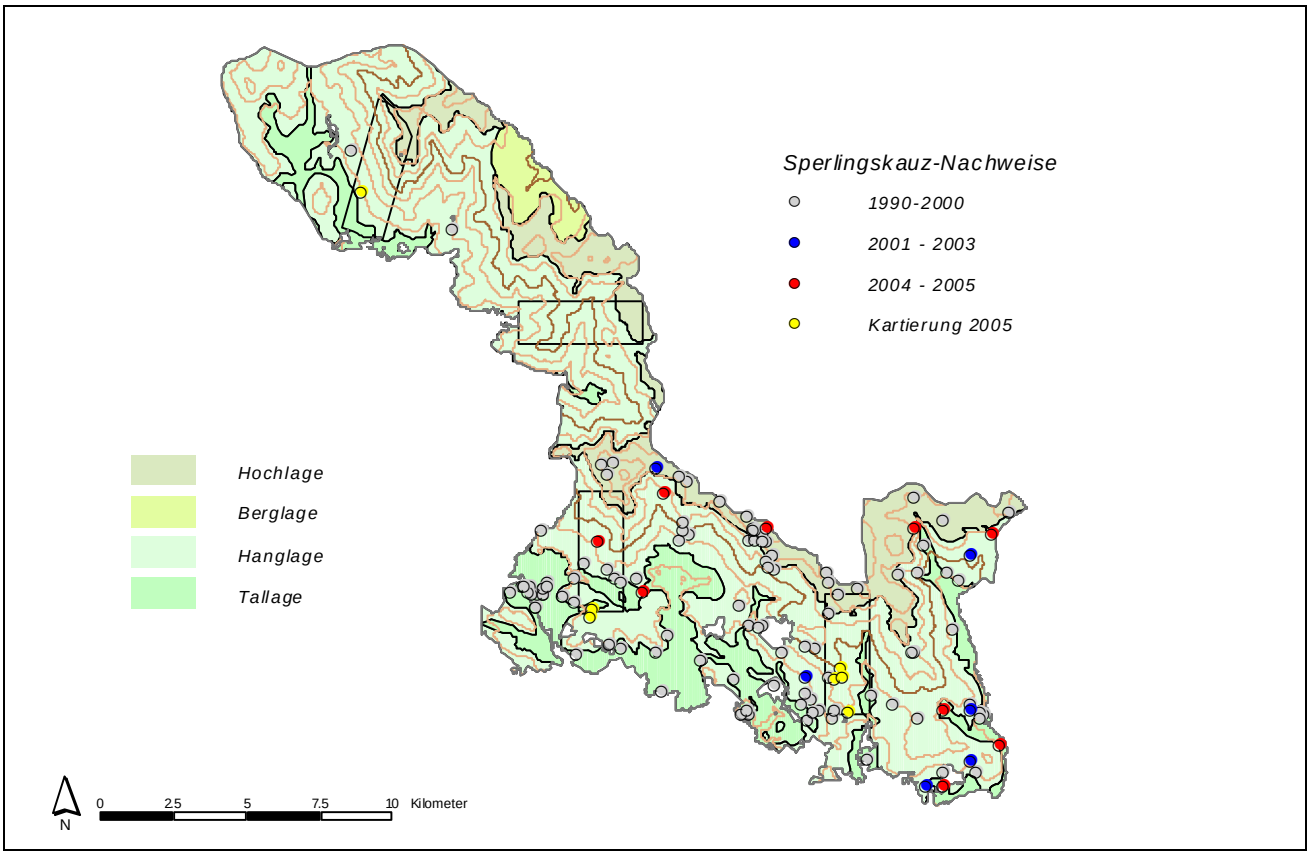


Abb. 177: Nachweise des Sperlingskauzes im NP

4.4.7 A220 Habichtskauz *Strix uralensis*

Abb. 178: Habichtskauz (Foto: Robert Groß)

Allgemeine Verbreitung und Bestandsentwicklung

Der Habichtskauz kommt im Taigagürtel von Nordost-Europa bis nach Japan vor. Reliktpopulationen existieren in Gebirgswäldern West-Chinas und Südost-Europas (hier die Unterart *S. u. macroura*).
Anfang des 20. Jahrhunderts verschwand er aus seinen westlichsten Vorkommensgebieten in Mitteleuropa, so auch im BW (Abschuss, Lebensraumverlust). In jüngerer Zeit verzeichnete er Zunahmen und Arealausweitungen sowohl in Russland und Skandinavien als auch in den östlichen Ländern Mitteleuropas (Slowakei, Polen, Ungarn). Durch Wiederansiedlungsprojekte (ab 1975) im Bayrisch-Böhmischen Grenzgebirge existiert hier wieder ein kleiner Bestand.

Verbreitung und Bestandessituation im Gebiet

Die Habichtskauzpopulation im NP entstammt einem 1970 begonnen Wiederansiedlungsprojekt mit *Strix uralensis liturata* (Zusammenfassung in SCHERZINGER in präp.). Zwischen 1975 und 2005 wurden hier im AG 212 Individuen ausgewildert (191 Juvenile und 23 Adulte, zum Großteil aus eigener Zucht).
Als begleitende Stützungsmaßnahmen wurden 60 große Nistkästen aufgehängt (nur AG) und in der Nähe der Auswilderungsvolieren jeweils eine Fütterungsplattform aufgestellt, die regelmäßig mit Ratten und Eintagsküken bestückt wurden.
Die erste erfolgreiche Freilandbrut gab es 1989. Höhepunkt war 1995 mit 6 Bruten. Insgesamt konnten bei den jährlichen Nistkastenkontrollen zwischen 1981 und 2000 47 Bruten festgestellt werden, davon 31 erfolgreich mit 59 ausgeflogenen Jungvögeln. Seither fehlen sichere Brutnachweise aus dem Gebiet. 2004 bestand an 4 Stellen Brutverdacht (Mäusegradation) und eine Brut wurde außerhalb des Parks bestätigt. 2005 fand aufgrund des Zusammenbruchs der Mäusepopulation in Verbindung mit einem langen schneereichen Winter mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit keine Brut statt. Die Kontrolle der Nistkästen fiel dementsprechend negativ aus. Es konnten aber mehrere Beobachtungen von (vitalen) Habichtskäuzen gemacht werden.
Ausgehend von den Auswilderungsvolieren hat sich der Habichtskauz auch in anderen Bereichen des NPs angesiedelt und auch außerhalb wurden mehrere Beobachtungen gemacht. Bei den Auswertungen der Daten fällt auf, dass die erfolgreichsten Brutplätze entweder in der Nähe der Auswilderungsvolieren mit den Fütterungsplattformen oder im Bereich der Rotwild-Wintergatter (erhöhtes Mäuseangebot) lagen. Einzelne Bruten abseits von Stützungsmaßnahmen zeigen aber, dass der Habichtskauz in der Lage ist, sich hier zu etablieren.
Auch auf tschechischer Seite werden seit 1995 Habichtskäuze ausgewildert. Laut BUFKA (mdl. 2006) haben sich dort inzwischen 12 Revierpaare eingestellt.
Ein 2001 im österreichischen Mühlviertel begonnenes Auswilderungsprojekt wurde nach baldigem Abschuss eines Vogels wieder eingestellt. Es gibt aber mehrere Hinweise auf Ansiedlung von Habichtskäuzen aus den bayerischen und tschechischen Auswilderungen.
Innerhalb des NP BW ist die Bestandessituation aktuell unklar. Es gibt mehrere Zufallsbeobachtungen (auch aus dem EG), aber keine konkreten und gesicherten Brutnachweise. Vermutlich liegt der Bestand aber unter dem der Hochphase Ende der 90er Jahre. Auch unter Einbezug der tschechischen und österreichischen Vorkommen ist diese kleine Population im Böhmerwald noch keineswegs abgesichert oder autark überlebensfähig

Bewertung des Lebensraums

Während den Habichtskäuzen der borealen Zone die lichten Nadelwälder mit angrenzenden Mooren (Jagdgebiete) als Lebensraum dienen, besiedelt die südöstliche Population möglichst alte, urwaldartige Buchenbestände bzw. Mischwälder der montanen Stufe. Günstig wirken sich natürliche oder künstliche Lichtungen mit ihrer höheren Kleinsäugerdichte aus.
Die bisherigen Beobachtungen auf bayerischer Seite zeigten eine Bevorzugung der klimatisch begünstigten Hanglagen, insbesondere wenn alte Bergmischwälder mit Waldwiesen oder Auflichtungen zusammentreffen (SCHÄFFER 1990, STÜRZER 1998a). Auf tschechischer Seite gibt es aber auch Ansiedlungen (in Nistkästen) in parkartig aufgelichteten Fichtenbeständen, die dort durch großflächige Borkenkäferbekämpfung entstanden sind (BUFKA, mdl. 2005).

Bergmischwälder mit einem Buchenanteil größer 30 % und älter als 100 Jahre bedecken im Gebiet ein Fläche von ca. 3700 ha. Solange diese Bestände aber geschlossen sind, eignen sie sich nur bedingt als Habichtskauzlebensraum. Noch ältere Bergmischwälder (> 150 / 200 Jahre), in denen auch schon mal natürliche Bruthöhlen vorkommen können, nehmen nur ein Fläche von ca. 730 / 225 ha ein. Das natürliche Brutplatzangebot ist also noch sehr gering und auf wenige Urwaldreste beschränkt.

Abb. 179: Alter Bergmischwald mit teilweise bewuchsfreiem Waldboden (Kleinsäugerjagd) und Fichtenstumpf als potentiellem Brutplatz

Dauerhafte Freiflächen liegen entweder im Randbereich des Parks in den kühlen Tallagen, oder, im EG, in Form der Schachten in den Hochlagen, also in den für den Habichtkauz klimatisch ungünstigen Lagen (hohe und lang anhaltende Schneebedeckung). Wildwiesen kommen fast nur mehr im Bereich der Rotwild-Wintergatter vor. In den Bergmischwäldern der Hanglagen ist der Habichtskauz vornehmlich auf temporäre Lichtungen angewiesen, wie sie aber gerade durch Borkenkäferbefall entstehen. Im AG sind so in jüngster Zeit zahlreiche aufgelichtete Strukturen entstanden.
Insgesamt sind die günstigen Kombinationen von altem Bergmischwald und offenen Flächen ziemlich selten ausgebildet. Zudem müsste dann auch noch ein geeigneter Brutplatz (große Baumhöhle, großer Horst, dicker höherer Baumstumpf mit ebener Bruchfläche) vorhanden sein. Weil diese Bedingungen z. Z. im NP nur an ganz wenigen Stellen zutreffen, ist der Habichtskauz vorerst noch auf künstliche Nisthilfen angewiesen. In weiterer Zukunft wird sich das natürliche Brutplatzangebot aber verbessern.
Der Innere BW ist durch extreme Schneelagen bis zu über 3 m gekennzeichnet. Die Erbeutung von Mäusen und Spitzmäusen ist dadurch sehr erschwert. Wie für viele andere Tierarten stellt für den Habichtkauz das Gebiet eine Verschleiß-Zone und dadurch in gewisser Weise einen von Natur aus suboptimalen Lebensraum dar.

Beeinträchtigungen und Gefährdungen

Der Habichtskauz zeigt zwar dem Menschen gegenüber relativ wenig Scheu, während der Brut- und Aufzuchtphase reagiert er aber meist sehr nervös und aggressiv. Bei Störungen können dabei Eier oder Jungvögel mit den Fängen zerdrückt werden.
Aufgrund der geringen Größe ist die Population stark vom erneuten Aussterben bedroht. Kurzfristig könnte dies durch eine Serie von schneereichen Wintern oder durch längeres Ausbleiben von Mäusegradationen passieren. Längerfristig ist dies auch durch Inzuchtdepression zu befürchten. Bleiben die Schutzbemühungen auf die Nationalparke (BW und Šumava) beschränkt, ist eine dauerhafte Etablierung einer autarken Population nicht zu erwarten.
Außerhalb des Parks ist in seltenen Fällen illegale Verfolgung nicht auszuschließen.

Erhaltungszustand

Über die Bewertungen für die Population, dem Lebensraum und den Beeinträchtigungen ergibt sich folgender Erhaltungszustand:

Tab. 94: Erhaltungszustand des Habichtskauzes

Population	Größe/ Dichte	Keine aktuellen Brutnachweise, schätzungsweise max. 4 BP	C	C	**C**
	Entwicklung	Instabile Kleinstpopulation, die auf Auswilderung angewiesen ist	C		
	Verbund	Böhmerwaldvorkommen ausgeprägt isoliert	C		
Habitat	Fläche/ Kohärenz	Optimalhabitate kleinflächig	C	C	
	Strukturelle Ausstattung	Unvollständig, Mangel an Großhöhlenbäumen	C		
	Entwicklungstrend	Aktuell gleichbleibend, in weiterer Zukunft Habitaterweiterung	B		
Beeinträcht.	Nutzung	Verlust von Höhlenbäumen in Managementzonen	B	B	
	Störung	unbedeutend	A		
	Sonstiges	Hohe Schneelagen	C		

Die sehr kleine Population und auch die ungenügende Habitatausstattung ergeben für den Habichtskauz einen „mittleren bis schlechten“ Erhaltungszustand.

Bedeutung des Gebietes für die Art

Der NP BW ist derzeit das einzige Gebiet in Deutschland und zudem das westlichste Gebiet, in dem der Habichtskauz vorkommt. Die weitere Etablierung der kleinen Population (auch über die Landesgrenzen hinaus) hat darum einen sehr hohen Stellenwert.

Erhaltungsmaßnahmen

Der bisherige Verlauf hat das Projekt als Erfolg versprechend ausgewiesen. Für einen weiterhin erfolgreichen Verlauf und eine dauerhafte Ansiedlung werden folgende Maßnahmen vorgeschlagen:

♦ Weiterführung der Bestandsaufstockung durch Auswilderung von Jungkäuzen verschiedener Zuchtlinien (eventuell auch durch Wildfänge aus Überschussgebieten); dabei ist auf die geeignete genetische Herkunft zu achten

♦ Ausbringung von Nistkästen in geeigneten Habitaten im ganzen NP-Gebiet, v. a. auch in den Randbereichen mit angrenzenden Wiesen (dies müsste auch in der näheren und weiteren Umgebung geschehen, um den dispergierenden Jungvögeln eine Brutansiedlung zu ermöglichen)

♦ Kontrollierte Zufütterung an den Auswilderungsvolieren, um den Jungvögeln eine Starthilfe zu geben

♦ Konsequente Kontrolle der Bruterfolge als Indikator für den Projekterfolg

♦ Wissenschaftliche Begleitung des Zucht- und Auswilderungsprogramms (Telemetrie, Genetische Untersuchungen, Beuteanalysen etc.)

♦ Ausdehnung des Projektgebiets

♦ Verstärkter Austausch und Zusammenarbeit mit Tschechien und Österreich, Naturpark und Bayerische Staatsforsten

♦ Aufklärung der Bevölkerung

Anmerkungen/Monitoring

- Erfassung sämtlicher Hinweise
- Intensive nächtliche Begänge zur Balz im Frühjahr in geeigneten Habitaten, eventuell auch Einsatz von Klangattrappen.

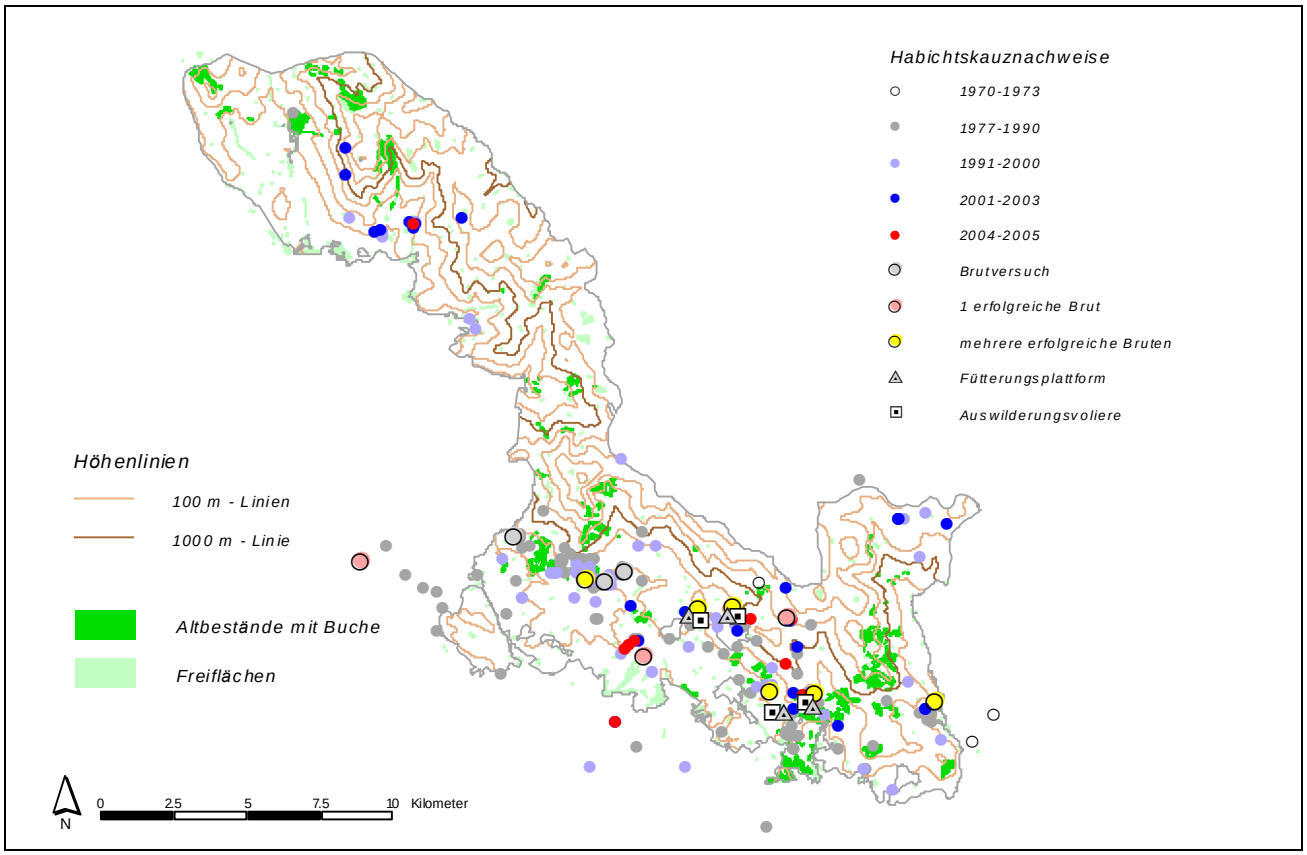


Abb. 180: Nachweise des Habichtskauzes

4.4.8 A223 Raufußkauz *Aegolius funereus*

Abb. 181: Raufußkauz (Foto: Christoph Moning)

Allgemeine Verbreitung und Bestandsentwicklung

Der Raufußkauz kommt zirkumpolar in der borealen und gebietsweise gemäßigten Zone Eurasiens und Nordamerikas vor. Weiter südlich existieren einige isolierte Gebirgspopulationen (z. B. Pyrenäen, Kaukasus, West-Himalaya).
In Mitteleuropa befindet sich die Art z. T. in Anpassung an neue Lebensräume (reine Buchenwälder, Feldgehölze) und weitet regional sein Areal aus.
In Deutschland reicht seine Verbreitung von den Alpen und den Mittelgebirgen inzwischen wieder bis in die norddeutschen Tieflandgebiete. Innerhalb Bayerns sind seine Vorkommen deutlich auf die großen (Nadel-) Wälder der Alpen, Nordostbayerns und der Rhön (und Nordspessart) konzentriert.

Bestandessituation und Verbreitung im Gebiet

SCHERZINGER (1985) beschreibt diese Art für den Inneren BW als regelmäßigen, wenn auch nur spärlichen Brutvogel. Für das AG des NPs hatte er einen Bestand von rund 25 Revieren erhoben, der aber nach schneereichen Wintern auf höchstens 4-6 singende Männchen abfallen kann.
Die Karte mit Nachweisen aus den vergangenen 15 Jahren gibt kein korrektes Bild für die tatsächliche Verbreitung wieder. Dies liegt daran, dass der Raufußkauz ein ausgeprägter Nachtvogel ist und nur mit entsprechenden systematischen Methoden erfasst werden kann. Erschwerend kommt hinzu, dass der Brutbestand je nach Beuteangebot extrem fluktuieren kann.
In der Tierbeobachtungsdatenbank des NPs ist der Raufußkauz die Vogelart mit den wenigsten Nachweisen. Dies hängt vorrangig damit zusammen, dass die NP-Wacht in der Nacht kaum unterwegs ist.
Die auffallend ungleiche Verteilung der Nachweise in der Karte ist folgendermaßen zu erklären: im EG fehlen frühere Beobachtungen, weil bisher nicht gezielt nach dieser Art gesucht wurde. Aus dem AG liegen einzelne Beobachtungen von interessiertem Personal vor.

2004 wurde Ende März im Rahmen der Managementplanerstellung eine Testkartierung im „Lusen“-Transekt gemacht. Im Frühjahr 2004 war eine ausgeprägte Mäuse-Gradation festzustellen, so dass ein starker Balz-Anreiz für den Raufußkauz gegeben war. Allein auf der ca. 700 ha großen Transektfläche konnten mindestens 6 verschiedene Männchen vernommen werden, außerhalb in der Umgebung noch weitere. Dies kann aber nicht auf die ganze Fläche des NP projeziert werden, da sich balzende Raufußkauzmännchen oft in Hörweite „klumpen“.
2005, das Jahr der eigentlichen Erhebung für den Managementplan, waren die Mäusepopulationen vollkommen zusammengebrochen und es bestand dadurch kein Brut-Anreiz. Im ganzen NP-Gebiet wurde kein einziger balzender Raufußkauz gehört, vermutlich fand hier in diesem Jahr auch keine Brut statt. Bei dem klassischen r-Strategen kann der Bestand je nach Bruterfolg des Vorjahres und dem Beuteangebot um das mehrfache schwanken.
Ein entsprechendes Höhlenangebot vorausgesetzt, können in Jahren mit Mäusegradationen auch Dichten von ca. 4 Bruten/10 qkm auftreten (MEBS & SCHERZINGER, 2000) .
Für die Fläche des NPs würden sich aus den bisherigen Erfahrungen theoretisch Extreme von 0 bis 100 Brutpaaren ergeben. Berücksichtigt man die Verhältnisse im NP mit oftmals extremen Schneelagen und einem relativ breiten Spektrum an Feinden (Waldkauz, Habichtskauz, Habicht, Baummarder, Steinmarder), dürfte hier wohl kaum einmal das Optimum erreicht werden.

Unter Berücksichtigung der hohen natürlichen Schwankungen wird der Bestand des Raufußkauzes im NP auf ca. 10 bis 50 Revierpaare geschätzt. In Ausnahmejahren können es auch mal mehr sein oder, wie wahrscheinlich 2005, ein totaler Ausfall der Brutaktivität eintreten. Der Grundbestand reviertreuer Männchen schwankt vermutlich weniger stark und dürfte bei 20 bis 40 liegen.
Aufgrund der günstigeren Habitatverhältnisse ist er im AG schätzungsweise etwas häufiger. Grundsätzlich vermag er auch alle Höhenlagen zu besiedeln, soweit er eine Bruthöhle und genügend Deckung findet. Der Schwerpunkt seines Vorkommens liegt sicherlich im alten Bergmischwald der Hanglagen.

Bewertung des Lebensraums

In Mitteleuropa gelten als natürliches Optimum Bergmischwälder mit einem hohen Angebot an Schwarzspechthöhlen (meist in Buche) und mit Nadelbäumen (v. a. Fichte) als Tagesversteck. Er kommt auch in reinen Kiefern- und Buchenwäldern vor und sogar reine Fichtenforste werden besiedelt, wenn er dort Höhlen (Nistkästen) findet. Freiflächen (Wildwiesen, Kahlschläge) wirken sich mit ihrer meist höheren Mäusedichte günstig aus.

Abb. 182: Schwarzspechtbuche im alten Bergmischwald. Üppige Verjüngung am Waldboden behindert aber den Raufußkauz bei der Mäusejagd.

Für den NP können also nur Flächen ausgeschlossen werden, in denen weit und breit keine Bruthöhle vorkommt oder wenn in größerem Umkreis um eine Höhle nur ungünstige Jagdflächen (große geschlossene Dickungs- und Stangenholzkomplexe) vorhanden sind. So findet der Raufußkauz auf ca. ¾ der NP-Fläche mehr oder weniger für die Jagd geeignete Flächen. Wegen ihrer meist höheren Mäusedichte sind die ca. 900 ha Freiflächen (Wildwiesen, Schachten, Wege) bedeutsam. Auch die durch Borkenkäferbefall (und Bekämpfung) entstandenen Totholz- und Kahlflächen stellen günstige Jagdgebiete dar, soweit sie an Deckung bietende Bestände angrenzen.

Grundvoraussetzung für Brutansiedlungen sind aber die ca. 4500 ha Altbestände, in denen entsprechend starke Buchen vorkommen, die für Schwarzspechthöhlen geeignet sind. Im AG konnten in den vergangenen 35 Jahren seit der Ausweisung zum NP schon viele Buchen in Schwarzspechthöhlen-fähige Dimensionen hineinwachsen. Zudem wurden hier auch keine Höhlenbäume mehr entnommen. Die Karte zeigt eine gute Verteilung im ganzen Gebiet.
Im EG ist die Fläche solcher Altbestände mit Buchenbeteiligung etwas geringer und es gibt auch große Flächen, die als Raufußkauzhabitat ungünstig einzustufen sind (z. B. großflächige Fichtenstangenhölzer südlich und westlich Zwieslerwaldhaus, nördlich der Trinkwassertalsperre und im Distrikt Wilder Scheuereck).
Insgesamt ist das Angebot an natürlichen Bruthöhlen (fast ausschließlich Schwarzspechthöhlen) noch weit unter natürlichen Verhältnissen. Zudem sind die Höhlen meist in so genannten Höhlenzentren konzentriert und wenig über die Fläche verteilt, so dass v. a. in Gradationsjahren des Raufußkauzes ein Höhlenmangel besteht.
Bei weiterer natürlicher Waldentwicklung wird sich aber das Potential höhlengeeigneter Bäume in nächster Zeit sehr positiv entwickeln.

Beeinträchtigungen und Gefährdungen

Der Brutbestand des Raufußkauzes ist zwar starken Bestandsschwankungen unterworfen und kann in manchen Jahren ganz aussetzen. Beeinträchtigungen durch forstlich Bewirtschaftung fallen im NP aber fast gänzlich weg und darum ist diese Art hier nicht gefährdet.
Als natürliche Beeinträchtigungen sind aufzuführen die schneereichen langen Wintern und verschiedene Feinde wie z. B. Baummarder, Steinmarder, Waldkauz und Habichtskauz.

Erhaltungszustand

Über die Bewertungen für die Population, dem Lebensraum und den Beeinträchtigungen ergibt sich folgender Erhaltungszustand:

Tab. 95: Erhaltungszustand des Raufußkauzes

Population	Größe/ Dichte	30 (10-50) BP, entsprechen einer mittleren Dichte von 1,3 BP/1000 ha	B	B	**B**
	Entwicklung	Stark fluktuierend bei mittlerer Populationsgröße	B		
	Verbund	Eingebunden in die Großpopulation des Böhmerwaldes	A		
Habitat	Fläche	Großflächig & kohärent	A	B	
	Qualität	Größere TF ungeeignet	B		
	Trend	gleichbleibend	B		
Beeinträcht.	Nutzung	Sehr gering	A	A	
	Störung	unbedeutend	A		
	Sonstiges	Prädatoren	B		

Die Verhältnisse im NP sind für den Raufußkauz als gut zu bezeichnen.

Bedeutung des Gebietes für die Art

Das Gebiet bildet aufgrund seiner Größe und seiner naturnahen buchenreichen Bergmischwälder einen Verbreitungsschwerpunkt dieser Art in Ostbayern und hat darum eine große Bedeutung.

Erhaltungsmaßnahmen

Für den Raufußkauz sind aktuell keine Maßnahmen notwendig.

Anmerkungen/Monitoring

- Kartierung balzender Männchen in ausgewählten Bereichen des NP (Monitoringflächen), eventuell unter Einsatz von Klangattrappen, dabei auch auf die Mäusedichte achten
- Erfassung möglichst aller Schwarzspechthöhlen durch GPS-Einmessung,
- Kratzprobe zur Brutzeit an einer ausgewählten Stichprobe der Höhlenbäume.

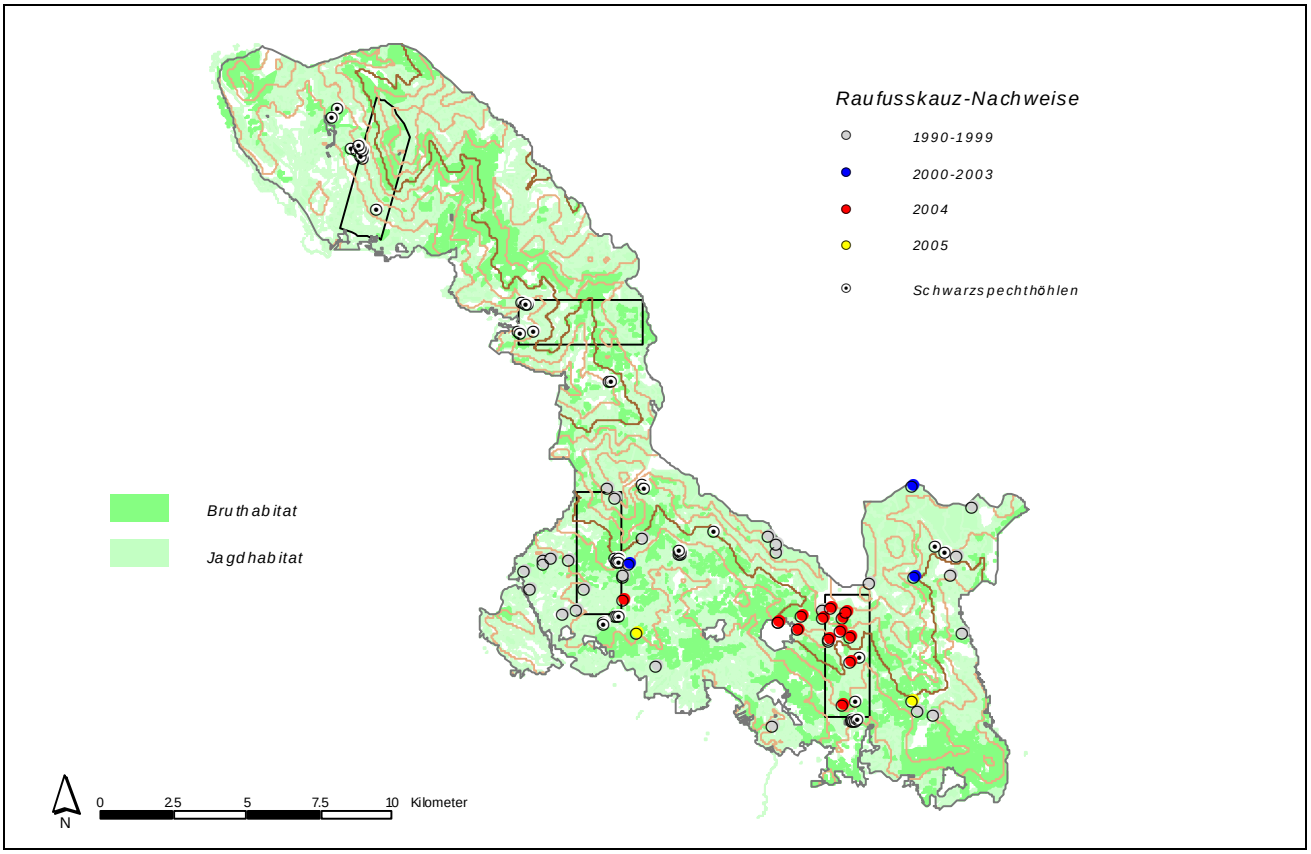


Abb. 183: Nachweise des Raufußkauzes im NP

4.4.9 A234 Grauspecht *Picus canus*

Abb. 184: Grauspechtmännchen (Foto: Robert Groß)

Allgemeine Verbreitung und Bestandsentwicklung

Der Grauspecht besiedelt in einem relativ schmalen Band die Laubmischwald- und Steppenwaldzone Eurasiens von Westfrankreich bis nach Japan und Südostasien. Eine Verbreitungszunge reicht vom Baltikum durch das mittlere Skandinavien. In Mitteleuropa bewohnt die Art im Unterschied zum Grünspecht mehr die Mittelgebirgsregionen. In Südosteuropa steigt er auch weiter die Gebirge hinauf. Europaweit ist er die zweitseltenste Spechtart, sein Bestand insgesamt aber stabil. Innerhalb Deutschlands mussten in jüngerer Zeit leichte Rückgänge durch sukzessive Verringerung der Lebensräume (Ausräumung der Kulturlandschaft, Intensivierung der Forstwirtschaft) verzeichnet werden. In Bayern hat er in den letzten 3 Jahrzehnten deutlich abgenommen und große Bereiche seines früheren Areals aufgegeben.

Bestandessituation und Verbreitung im Gebiet

Der Rückgang des Grauspechts betrifft anscheinend auch das Gebiet des NPs. Über seine genauen Kartierungen konnte SCHERZINGER (1982) in der Zeit von 1974-1977 allein für das AG 14-19 Reviere feststellen. Die Tierbeobachtungsdatenbank des NPs weist aber z. B. für die gesamten 90er Jahre lediglich 3 Brutzeitbeobachtungen auf. In den 80er Jahren konzentrierten sich die Beobachtungen am Lärchenberg, um die Neuhüttenwiese und um Waldhäuser. Aus dem EG liegen über die Tierdatenbank bisher überhaupt noch keine Nachweise vor.
Der „Brutvogelatlas“ (BEZZEL et al. 2005), dessen Angaben aus den Jahren 1996-99 stammen, weist für das EG nur einen besetzten TK-Quadranten auf. Im AG und auch südlich und südöstlich davon anschließend gab es Ende der 90er Jahre in fast allen TK-Quadranten Bruthinweise. Im Frühjahr 2004 (NICKEL 2005) konnte der Grauspecht hier noch mehrmals bestätigt werden.
Über die Kartierung im Frühjahr 2005 wurden nur an 2 Stellen revieranzeigende Männchen festgestellt: im ehemaligen Naturwaldreservat Mittelsteighütte (bei Zwieslerwaldhaus) und beim Wisentgehege des Tierfreigeländes am Hans-Eisenmann-Haus. Aufgrund der kurzen rufaktiven Phase des Grauspechts können weitere Vorkommen aber auch übersehen worden sein. Insgesamt ist aber im Vergleich zu den 70er Jahren von einem deutlichen Rückgang auszugehen.
Da sich für den Grauspecht die Lebensraumsituation innerhalb des Parks nicht verschlechtert hat (siehe Bewertung Lebensraum), müssen die Gründe anderswo liegen.
Der Grauspecht ist zwar deutlich winterhärter als der Grünspecht, doch dürften ihm als Erdspecht die z. T. extremen Schneeverhältnisse im Inneren BW gelegentlich zu schaffen machen. Diese natürlichen Winterverluste wurden früher in der Regel von den Vorlandbeständen wieder aufgefüllt. Inzwischen hat sich aber dort die Kulturlandschaft als Grauspechthabitat deutlich verschlechtert und besitzt nur mehr eine geringe Grauspechtdichte. Vermutlich können diese ursprünglichen „Spender-Lebensräume“ die natürlichen Verschleißzonen des klimatisch relativ harten NP-Gebietes nur mehr in vermindertem Maße auffüllen.
Waren ursprünglich die schneereichen Winter verantwortlich für eine relativ niedrige und schwankende Besiedlungsdichte, so spielt heute der allgemeine Bestandsrückgang durch Habitatverschlechterung in der Kulturlandschaft eine maßgebliche Rolle für das aktuell sehr kleine Vorkommen von schätzungsweise 2 - 4 Brutpaare (BP) im NP-Bereich.

Bewertung des Lebensraums

Der Grauspecht kann je nach Region sehr unterschiedliche Lebensräume besiedeln (Auwälder, kleine Ufergehölze, Parks, Gärten, bis hin zum Lärchenwald in den Alpen), gilt aber in weiten Teilen der deutsch-schweizerischen Mittelgebirge als mehr oder weniger ausgesprochener Buchenwaldvogel (GLUTZ 1980).
Für das große Waldgebiet des NPs hat SCHERZINGER (1982) zwei Habitattypen aufgezeigt, auf die sich die Grauspechtreviere konzentrieren. Zum einen sind dies Altholzkomplexe, die an offenes Kulturland (Siedlungen mit Gärten und Wiesen) anschließen. Diese befinden sich meist am Rande des NPs in den Tallagen oder in Rodungsinseln (Waldhäuser, Zwieslerwaldhaus). Zum anderen sind dies in der Bergmischwaldzone naturnahe bu-

chenreiche Altbestände der Zerfallsphase, die reich an sonnigen Lücken sind.
Für erstere ist dahingehend eine Veränderung festzustellen, dass sich in den vergangenen Jahren durch eine geänderte Grünlandbewirtschaftung und die Rodung von Streuobstbeständen (stattdessen jetzt sterile Siedlungsgärten) die Nahrungshabitate am Rande des NPs verschlechtert haben. Dagegen sind vor allem im AG durch Borkenkäferbefall in den Hang- und Tallagen zahlreiche Waldlücken entstanden, die durchaus günstige Habitatstrukturen für den Grauspecht darstellen. Das EG ist auf dem Großteil seiner Fläche mit überwiegend geschlossenen Altersklassenbeständen bestockt und besitzt nur wenige buchenreiche Zerfallsstadien. In den unteren Hanglagen sind dies die Abteilungen Mittelsteighütte bei Zwieslerwaldhaus und Hochfels bei Bayerisch Eisenstein. Die Abteilungen Höllbachgspreng und Ruckowitzhäng liegen z. T. über 1000 m und könnten nur nach schneearmen Wintern besiedelt werden. Insgesamt sind hier die Verhältnisse für den Grauspecht also eher noch sehr ungünstig.

Abb. 185: *Im Wisentgehege des Tierfreigeländes im AG konnte 2004 und 2005 ein revieranzeigendes Grauspechtmännchen beobachtet werden.*

Durch das Einstellen der Bewirtschaftung im NP haben sich die Wälder zunächst mehr geschlossen und verdichtet (möglicherweise ist hier das Beobachtungsminimum in der Tierbeobachtungsdatenbank in den 90er Jahren begründet). Infolge des Borkenkäferbefalls seit Mitte der 90er Jahre sind v. a. im AG sehr strukturreiche Wälder mit großen Lücken entstanden, die dem Grauspecht günstige Habitate bieten könnten. Insgesamt wird durch die natürliche Waldentwicklung der Anteil buchenreicher Altholzbestände und damit das Habitatangebot für den „Buchenwaldvogel“ Grauspecht sukzessive steigen.

Beeinträchtigungen und Gefährdungen

Innerhalb des NPs sind für den Grauspecht keine Beeinträchtigungen erkennbar oder zu erwarten.
Eine Gefährdung der Grauspechtvorkommen im NP ist durch eine weitere Ausdünnung im Vorland gegeben.

Erhaltungszustand

Über die Bewertungen für die Population, dem Lebensraum und den Beeinträchtigungen ergibt sich folgender Erhaltungszustand:

Tab. 96: Erhaltungszustand des Grauspechtes

Population	Größe / Dichte	Aktuell nur ca. 2-4 BP ≅ ca. 0,03 BP/100 ha (untere + mittlere Hanglagen)	C	C	**C**
	Entwicklung	Starker Rückgang	C		
Habitat	Strukturelle Ausstattung + Entwicklung	Nur unvollständig und in mittlerer Ausprägung vorhanden	C	C	
	Fläche / Kohärenz	Teilflächen überwiegend kleinflächig und inselartig < 100 ha, meist in größeren Höhenlagen	C		
	Entwicklungstrend	In etwa gleichbleibend	B		
Beeinträcht.	Nutzung	Keine oder nur geringe	A	B	
	Sonstiges	Extremwinter, geänderte Offenlandbewirtschaftung	B		

Entsprechend der allgemeinen Tendenz in Bayern ist der Grauspecht auch im NP deutlich zurückgegangen. Der aktuelle Erhaltungszustand ist aufgrund des sehr kleinen Restvorkommens und der mangelhaften Habitatausstattung (hauptsächlich der Offenlandstrukturen) als „mittel bis schlecht“ zu bewerten.

Bedeutung des Gebietes für die Art

Auch wenn aktuell nur wenige Paare im NP vorkommen, sind diese in ihrer Bedeutung für die Art in dieser Region nicht zu unterschätzen. Gerade Individuen, die aus klimatischen Grenzpopulationen stammen, bringen eine hohe genetische Fitness mit.
Bei weiterer natürlicher Waldentwicklung werden sich auch in den Randlagen immer mehr Zerfallsphasen ausbilden, die für den Grauspecht günstige Bruthabitate darstellen. Deren Bedeutung wird bei einer weiterhin schleichenden Verschlechterung im offenen Kulturland immer mehr steigen.

Erhaltungsmaßnahmen

Die Pflege von Offenlandflächen im NP sollte zeitlich so erfolgen, dass dadurch die Entwicklung von Wiesenameisen (*Lasius*-Arten) nicht beeinträchtigt wird. Ansonsten wird auf weite Sicht die natürliche Waldentwicklung zu günstigen Habitatstrukturen führen.

Anmerkungen/Monitoring

- Revierkartierung in ausgewählten geeigneten Bereichen der beiden Habitat-Typen (bei Bedarf mit Hilfe von Klangattrappen).

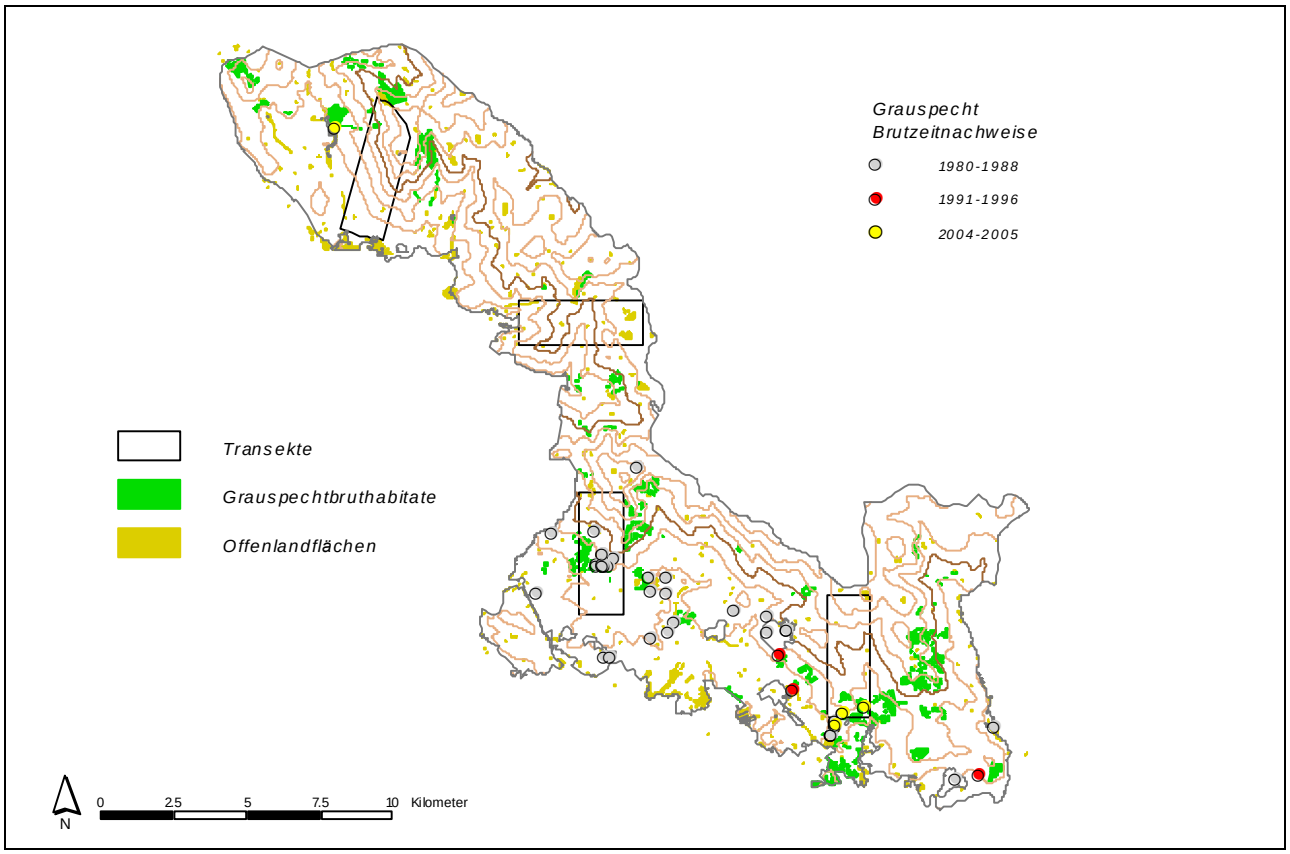


Abb. 186: Brutzeitnachweise des Grauspechtes

4.4.10 A236 Schwarzspecht *Dryocopus martius*

Abb. 187: *Schwarzspechtmännchen an der Bruthöhle (Foto: Robert Groß)*

Allgemeine Verbreitung und Bestandsentwicklung

Der Schwarzspecht unterteilt sich in seinem großen Verbreitungsgebiet nur in zwei Unterarten. Die Nominatform besiedelt dabei die gemäßigte und boreale Zone von West-Frankreich bis nach Japan (UA *khamensis* in Südwest-China). Die Nord-Süd-Verbreitung in Europa reicht dabei von den Gebirgen Griechenlands bis über den Polarkreis mit Inselvorkommen im Kantabrischen Gebirge (und Kordilleren), den Pyrenäen, dem südlichen Appennin und dem Kaukasus.
Nach der Änderung der Waldnutzung von Nieder- und Mittelwald in Hochwald konnte der Schwarzspecht in den vergangenen Jahrzehnten sein Areal wieder auf viele, lange Zeit verwaiste Gebiete ausdehnen.
Der europäische Gesamtbestand und auch der Bestand in Deutschland gilt als stabil. Regional sind aber auch Rückgänge durch Intensivierung der Forstwirtschaft zu beobachten.

Bestandessituation und Verbreitung im Gebiet

SCHERZINGER (1982) gibt Mitte der 70er Jahre für das AG einen gesicherten Minimalbestand von 23 Wohngebieten (Brutpaaren (BP) entsprechend), maximal 35 Wohngebieten an. Für das EG liegen keine Daten vor.
Abgesehen von den Einbußen nach schneereichen Wintern dürfte sich an dem Brutbestand des Schwarzspechtes nichts geändert haben. Während der Probekartierung 2004 konnten auf dem Transekt (ca. 700 ha) südlich des Lusens sogar vier aneinandergrenzende Reviere festgestellt werden. Die meisten der heutigen Schwarzspechtreviere liegen immer noch in den von Scherzinger festgestellten Wohngebieten.
Auffallend bei der Kartierung im Frühjahr 2005 war die deutlich niedrigere Schwarzspechtdichte im Vergleich zu 2004. Extrem schneereiche und lang dauernde Winter können also auch diesem eigentlich an boreale Verhältnisse angepasstem Specht zusetzen. Solche Bestandseinbußen werden aber i. d. R. bald wieder aufgefüllt.
Die Karte der Beobachtungspunkte zeigt, dass die von fast reinen Fichtenbeständen geprägten Hoch- und Tallagen nur wenig frequentiert werden. Die Wohngebiete des Schwarzspechts befinden sich fast ausschließlich in den Hanglagen. Er beschränkt sich hier aber nicht nur auf die in der Karte als Bruthabitat ausgewählten Bestände (älter als 110 Jahre und mindestens 10 % Buchenanteil). Soweit geeignete Höhlenbäume vorhanden sind (im Gebiet vorzugsweise hochstämmige starke Buchen), werden auch Areale mit deutlich jüngeren Beständen besiedelt. Solche Reviere mit einem hohen Anteil gleichförmiger Wachstumsstadien sind dann aber deutlich größer. In der Karte sind mit Sicherheit nicht alle Schwarzspechtvorkommen erfasst.
Die von SCHERZINGER (1982) errechneten Dichtewerte (durchschnittliche Reviergröße: 470 ha) haben grundsätzlich auch heute noch ihre Gültigkeit. Allerdings hat sich im AG die Fläche, die dem Schwarzspecht früher zur Nahrungssuche zur Verfügung stand, verringert, weil er die abgestorbenen Hochlagen aufgrund mangelnder Deckung weniger aufsucht. Im EG dürfte die Dichte etwas geringer sein, weil hier der Anteil höhlenfähiger Buchen niedriger ist und weil oft noch große geschlossene Bestände der Wachstums- und jungen Reifungsphase das Waldbild beherrschen.
Die Bestandeskapazität für den gesamten NP wird z. Z. auf ca. 35-50 Revierpaare geschätzt (entspricht einer relativ geringen durchschnittlichen Reviergröße von 560 ha/BP). Nach den vergangenen beiden Extremwintern liegt der reelle Bestand momentan vermutlich unter dem Minimalwert, wird sich aber entsprechend der Lebensraumkapazität wieder einpegeln. Bei fortschreitender natürlicher Waldentwicklung kann langfristig mit einer Zunahme gerechnet werden.

Bewertung des Lebensraums

Die Reviergröße des Schwarzspechtes ist korreliert mit der Biotopqualität. Im NP stellen buchen- und tannenreiche Urwaldreliktbestände (z. B. Mittelsteighütte, Rachelseewand) das Optimum dar, v. a. wenn sie auch kleinere Lücken aufweisen (Ameisen). Solche Bestandesbilder finden sich aber nur wenige. Gerade das erst 1997 hinzugekommene EG weist noch große Flächen dicht geschlossener Bestände jüngerer, einförmiger Altersklas-

sen auf. Hier ist zudem auch der Anteil älterer und starker höhlengeeigneter Buchen relativ gering und ungleichmäßig verteilt.

Abb. 188: Ein klassischer Schwarzspechthöhlenbaum in der Abteilung „Rindelberg“.

Im AG sind dem Schwarzspecht durch das Absterben des Hochlagenfichtenwaldes zwar Nahrungsbiotopflächen verloren gegangen (mangelnde Deckung, Verlust von Ameisenkolonien), doch in den Hanglagen hat der Borkenkäferbefall zu einer Erhöhung günstiger Strukturen (Totholz, Lücken) geführt. Höhlenfähige Buchen finden sich in relativ guter Verteilung über das ganze Gebiet.
Insgesamt stellt der NP ein großes Waldgebiet dar, das dem Schwarzspecht auf dem Großteil seiner Fläche geeignete bis günstige, z. T. auch schon sehr günstige Habitatstrukturen bietet. Bei weiterer natürlicher Waldentwicklung ist aber noch mit einer Verbesserung zu rechnen.

Beeinträchtigungen und Gefährdungen

In den Managementzonen des EG und im Randbereich beeinflusst die Borkenkäferbekämpfung die Entstehung von Totholz, erhält aber die Fichte als wichtigen Nahrungsbaum (Rotfäule) in höheren Anteilen.
Schneereiche Winter hindern den Schwarzspecht bei der Nahrungssuche am Boden und an liegendem Totholz. Nahrungsmangel, z. T. verbunden mit einem hohen Prädatorendruck, kann zu deutlichen Winterverlusten führen.

Erhaltungszustand

Über die Bewertungen für die Population, dem Lebensraum und den Beeinträchtigungen ergibt sich folgender Erhaltungszustand:

Tab. 97: Erhaltungszustand des Schwarzspechtes

Population	Größe / Dichte	Ca. 35 - 50 BP ≅ einer Dichte von ca. 0,2 BP/100 ha	B	B	**B**
	Entwicklung	Natürlich schwankend	B		
Habitat	Strukturelle Ausstattung	Habitatstrukturen nahezu vollständig vorhanden, auf größeren Teilflächen aber auch fehlend	B	A	
	Fläche/ Kohärenz	Teilflächen überwiegend großflächig und kohärent > 1500 ha	A		
	Entwicklungstrend	Sukzessive Habitaterweiterung	A		
Beeinträchtigung	Nutzung	Nur in geringem Umfang vorhanden (fast nur im EG)	A	A	
	Sonstiges	Extrem-Winter, Prädatoren	B		

Der Schwarzspecht besitzt im NP zwar nur eine relativ geringe Dichte, aufgrund der guten und sich positiv entwickelnden Habitatverhältnisse und der geringen Beeinträchtigungen befindet er sich in einem guten bis sehr guten Erhaltungszustand.

Bedeutung des Gebietes für die Art

Der Schwarzspecht ist eine Art, die relativ gut mit einer naturgemäßen Forstwirtschaft zurecht kommt. Darum besiedelt er alle Regionen mit einem entsprechenden Waldanteil und höhlengeeigneten Bäumen (v. a. Buche und Kiefer). Der NP besitzt für diese Art nur eine untergeordnete Bedeutung.

Erhaltungsmaßnahmen

Es sind keine besonderen Erhaltungsmaßnahmen notwendig.

Anmerkungen/Monitoringvorschläge

Höhlenbäume.
- Jährliche Kontrolle einer festen Stichprobe aus den Höhlenbäumen auf Revierbesetzung und Brut hin.

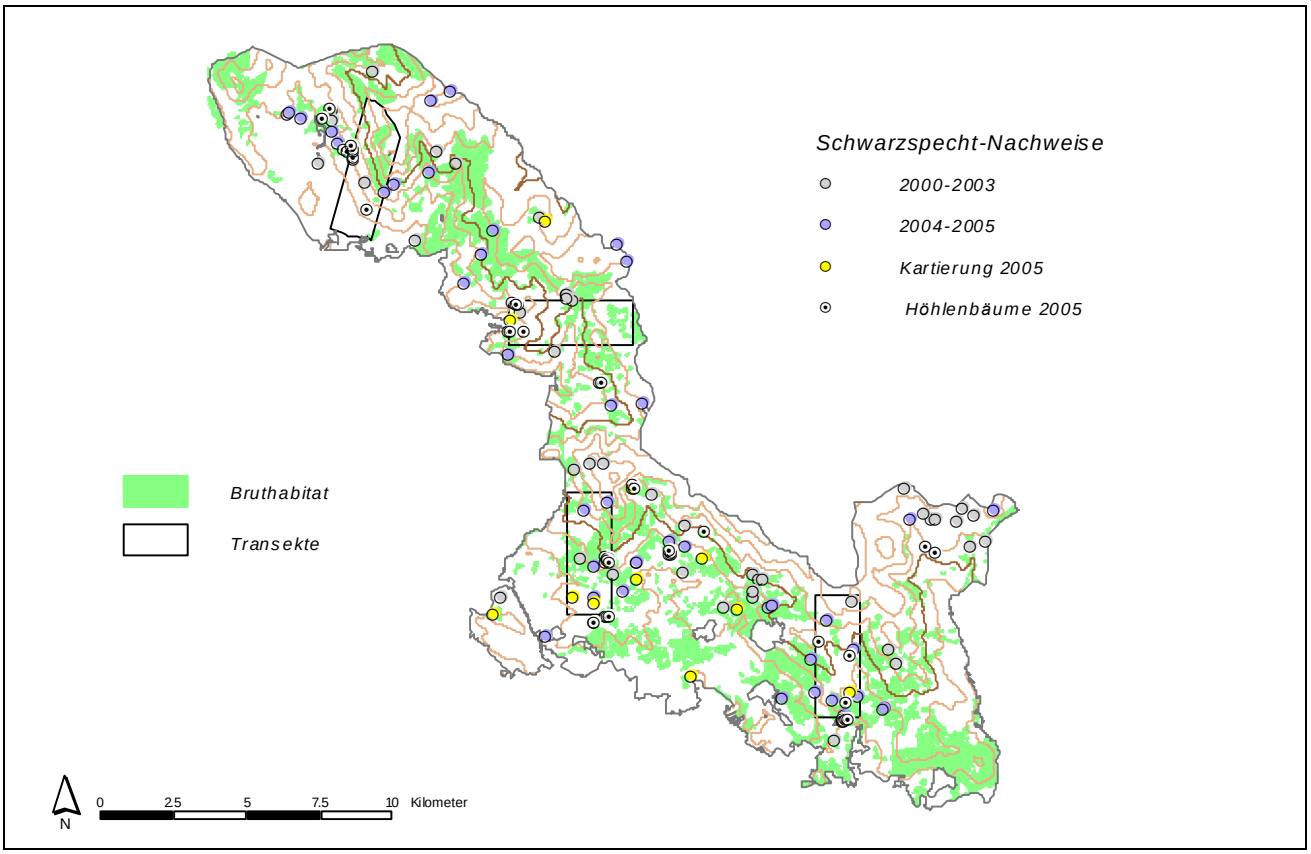


Abb. 189: Nachweise des Schwarzspechtes im NP

4.4.11 A239 Weißrückenspecht *Dendrocopos leucotos*

Abb. 190: Weißrückenspechtweibchen (Foto: Christoph Moning)

Allgemeine Verbreitung und Bestandsentwicklung

Im Bereich des Laub- und Mischwaldgürtels kommt der Weißrückenspecht in mehreren Unterarten vom östlichen Nord-, Mittel- und Südeuropa bis nach Ostasien vor. Verbreitungsinseln bestehen in den Alpen, dem Bayerisch-Böhmischen Grenzgebirge, dem Apennin, den Pyrenäen und auf Korsika.
Vor allem in Mitteleuropa erlitt dieser „Urwaldspecht" große Areal- und Bestandsverluste aufgrund forstlicher Nutzung. Durch Ausweisung von Schutzgebieten (Naturwaldreservate u. ä.) hat sich der Bestand in den letzten Jahren auf sehr niedrigem Niveau stabilisiert.
Außerhalb Bayerns gibt es in Deutschland seit kurzem ein Brutvorkommen im südöstlichen Baden-Württemberg und Einzelbeobachtungen in Brandenburg.
Die bayerischen Vorkommen werden der Nominatform Dendrocopos l. leucotos zugeordnet.

Verbreitung und Bestandessituation im Gebiet

Der Weißrückenspecht scheint im Gebiet kein regelmäßiges Vorkommen mehr zu haben. Bei der aktuellen Kartierung konnte keine einzige Beobachtung gemacht werden, auch nicht bei gezielter Nachsuche in früher besiedelten Habitaten.
Die Auswertung der NP-Daten ergab lediglich drei gesicherte Einzelbeobachtungen seit dem Jahr 2000. In der weiteren Umgebung konnte lediglich SCHRAML (2003) noch ein trommelndes Männchen im NSG Arberseewand und ein Weibchen im NSG Riesloch beobachten.
Nachfragen bei den Kartierern der BRUTVÖGEL IN BAYERN (BEZZEL & al. 2005) ergaben, dass auch diese in den letzten Jahren in ihren Gebieten keine Weißrückenspechte mehr feststellen konnten. Der Weißrückenspecht scheint im Ostbayerischen Grenzgebirge in den letzten Jahren fast vollkommen verschwunden zu sein.
Auch auf tschechischer Seite kommt diese Art nur mehr in wenigen Exemplaren im Südbereich des NP Šumava, also ohne Anschluss an das hiesige Gebiet, vor (BUFKA mdl.).
SCHERZINGER (1982) konnte in den 70 er Jahren allein im AG 8 Areale mit Weißrückenspechtvorkommen abgrenzen, wovon mindestens 5 gleichzeitig besetzt waren. Auch in den Urwaldgebieten Mittelsteighütte und Höllbachgspreng stellte er ihn fest.
Schon damals vermutete er, dass der Weißrückenspecht den schweren Biotopverlust nur an wenigen Punkten mit einigermaßen geeigneten Habitatstrukturen überdauern konnte (Anfang des 20. Jahrhunderts existierten im Inneren BW noch ca. 14 000 ha alter Plenterbestände (PLOCHMANN 1961). Bis in die 50 er Jahre waren diese bis auf wenige Reste abgebaut und überwiegend durch junge Fichtenforste ersetzt.). Diese verstreuten Einzelpaare lagen aber deutlich unter der Größe einer minimalen überlebensfähigen Population.
Möglicherweise stammten diese wenigen und isolierten Paare aber auch von einer vorhergehenden Evasion aus gut besetzten Gebieten des östlichen Europa. Aufgrund der schlechten Habitatbedingungen sind diese nun aber wieder am verschwinden. (Für diese Theorie spricht auch, dass schon sehr bald nach Einführung einer geregelten Bewirtschaftung (ca. 1840) fichtenreiche Altersklassenbestände dominierten und schon Mitte des vergangenen Jahrhunderts die Eignung als Weißrückenspecht-Lebensraum geringer war als heute.)
Die extrem schneereichen Winter der letzten Jahre haben eventuell zusätzlich zu diesem schnellen Verschwinden beigetragen.
Erklärungen zur Karte: mit Ausnahme der 3 Beobachtungen aus dem AG seit dem Jahr 2000 sind fast alle anderen Beobachtungen nicht abgesichert und wurden nur als Hinweise mit aufgeführt, um dort verstärkt nachzuschauen. Das gleiche gilt für die Hackspuren, da diese auch vom Schwarzspecht stammen könnten.

Bewertung des Lebensraums

Die Refugien des Weißrückenspechts im BW waren schon in den vergangenen Jahrzehnten auf die letzten Reste mit buchenreichen urwaldartigen Strukturen beschränkt. Nur dort finden sich entsprechend hohe Anteile der Zerfallsphase mit zahlreichen sterbenden und toten Stämmen unterschiedlicher Zersetzungsstadien.
Die meisten dieser Naturwaldrelikte sind aber in ihrer Fläche zu klein, so dass sie nur bei Angrenzung laubbaum- und totholzreicher Sekundärwälder vom Weißrückenspecht besiedelt werden können. Gerade diese Kombinationsmöglichkeit war für das bisherige Überleben der Spechtart im BW verantwortlich (SCHERZINGER 1982).
Auf großer Fläche ist aber das Angebot an stärkerem und unterschiedlich zersetzten Totholz von Buche (und anderen Laubbäumen) viel zu gering. Die Ergebnisse der letzten Waldinventur (HEURICH & NEUFANGER 2005) weisen für das AG lediglich einen Vorrat stehenden Laub-Totholzes von 0,45 %, das sind 0,27 fm/ha, aus. In Optimalhabitaten des Weißrückenspechtes im österreichischen Urwaldgebiet Rothwald liegt dieser um über das 80-fache höher (FRANK 2002).

Abb. 191: Hackspuren vom Weißrückenspecht an abgestorbener Buche auf der Suche nach dem Bohrkäfer Ptilinus pectinicornis

Die wenigen kleinen und zudem noch isolierten Naturwaldrelikte mit einer hohem Totholzausstattung (wie z. B. Mittelsteighütte, Rachelseewand) genügen bei weitem nicht für ein beständiges Vorkommen des Weißrückenspechtes.
Weiterhin bevorzugt der Weißrückenspecht wärmebegünstigte südexponierte steilere Hanglagen. Deren Habitateignung wird noch durch Blockböden und Felsbereiche gesteigert. Der hier meist lückige Baumbestand (oft sehr reich an Edellaubholz) ist stärker sonnendurchflutet und das wichtige liegende Totholz wird hier auch früher vom Schnee frei gegeben.
Auch wenn es im NP zahlreiche solcher Standorte gibt, so sind die meisten doch von zu jungen, laubbaum- und totholzarmen, geschlossenen Beständen eingenommen oder umgeben.
Mit der Ausweisung des Gebietes zum NP ist nun aber wieder eine Entwicklung zum Urwald vorgegeben. Jegliches Totholz wird belassen und in absehbarer Zeit werden buchenreiche Bestände der Terminalphase in Senilitäts- und Zerfallsstadien hineinwachsen. Wie die Karte aber zeigt, ist das Potential entsprechender Bestände (Alter >130, Bu-Anteil >40%) nicht sehr groß. Auch der Ausfall der Fichte durch den Borkenkäfer hat in Buchen-Fichten-Mischbeständen der Hanglagen schon jetzt stellenweise günstige lückige Strukturen geschaffen (z. B. Distrikt Plattenhausenhäng, von wo die Beobachtung 2005 stammt).

Beeinträchtigungen und Gefährdungen

Das geringe Lebensraumangebot und die Isolation werden für eine dauerhafte Besiedlung noch lange Zeit erschwerend wirken.

Erhaltungszustand

Über die Bewertungen für die Population, dem Lebensraum und den Beeinträchtigungen ergibt sich folgender Erhaltungszustand:

Tab. 98: Erhaltungszustand des Weißrückenspechtes

Population	Größe / Dichte	Keine aktuellen Brutnachweise	C	C	**C**
	Entwicklung	Starker Rückgang	C		
Habitat	Strukturelle Ausstattung	Nur unvollständig und meist in schlechter Ausprägung vorhanden	C	C	
	Fläche / Kohärenz	Sehr wenig / zu kleinflächig und inselartig (meist < 40 ha	C		
	Entwicklungstrend	Zunehmend, aber erst in weiterer Zukunft ausreichend	B		
Beeinträcht.	Nutzung	Keine	A	A	
	Sonstiges	Keine	A		

Mangels geeigneter Habitate besitzt der Weißrückenspecht im NP kein gesichertes Brutvorkommen mehr. Sein Erhaltungszustand ist damit als schlecht zu bezeichnen.

Bedeutung des Gebietes für die Art

Trotz der derzeitigen Situation des Weißrückenspechtes stellt der NP infolge der Einstellung der forstlichen Nutzung auf sehr großer Fläche ein Gebiet dar, das außerhalb des Alpenraums am ehesten wieder von dieser Art besiedelt werden kann.

Erhaltungsmaßnahmen

Es bedarf keiner zusätzlichen Erhaltungsmaßnahmen.
(Evt. Entnahme von Fichte im EG in den Hanglagen?)

Anmerkungen/Monitoring

Durch den Ausfall der Fichte in Buche-Fichten-Mischbeständen entstehen durchbrochene Strukturen, in denen auch teilweise Buchen absterben (Sonnenbrand). Hier und in den alten Reservaten mit hohem Laub-Totholzanteil sollte intensiv nach dieser Spechtart Ausschau gehalten werden.

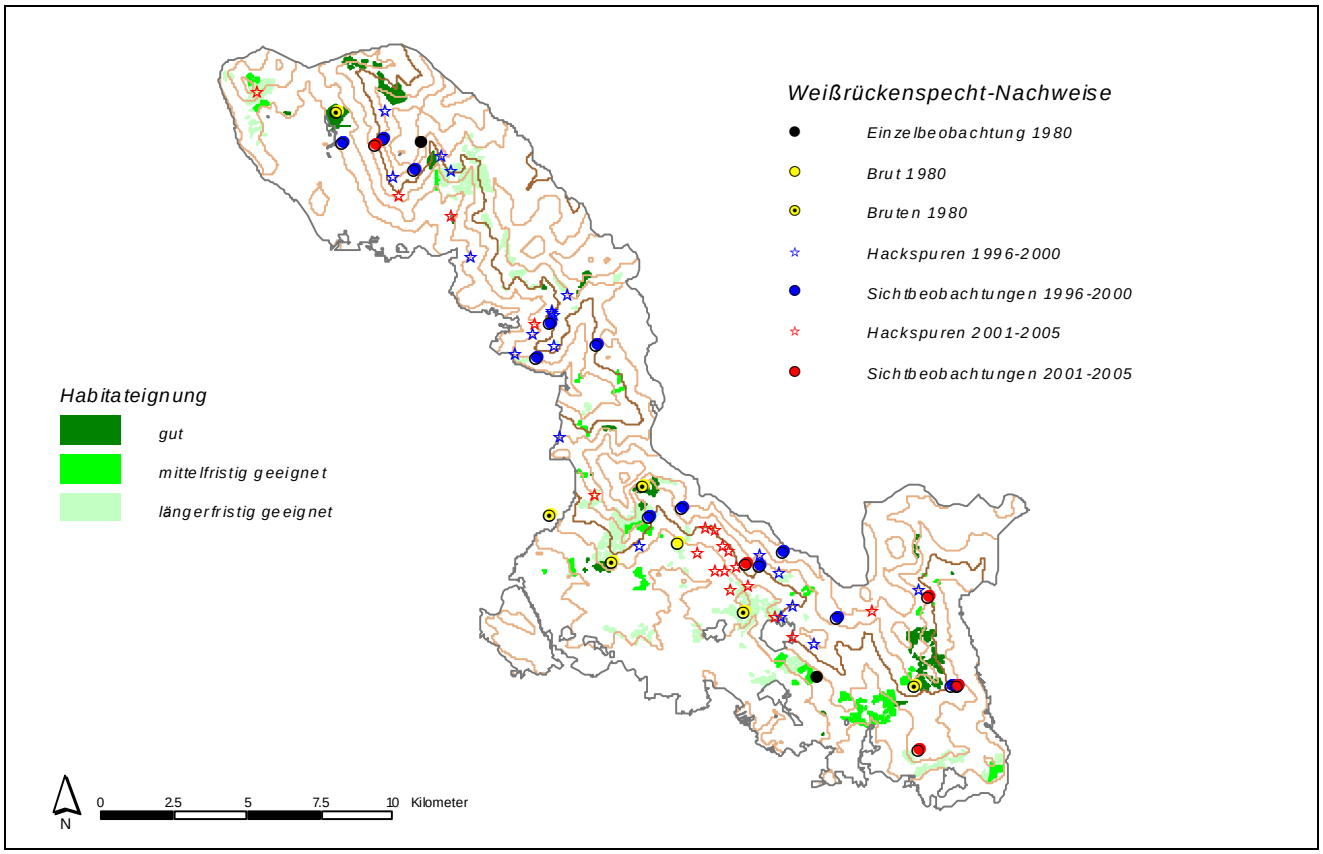


Abb. 192: Nachweise des Weißrückenspechtes im NP

4.4.12 A241 Dreizehenspecht *Picoides tridactylus*

Abb. 193: Dreizehenspechtmännchen bei der Fütterung (Foto: Peter Pechacek)

Allgemeine Verbreitung und Bestandsentwicklung

Das zirkumboreal-holarktische Gesamtareal dieser Art deckt sich weitgehend mit dem Verbreitungsgebiet der Gattung *Picea* (Fichte). In den Verbreitungsinseln der Gebirge Mitteleuropas und des Balkans kommt die Unterart *Picoides tridactylus alpinus* vor.
Außerhalb Bayerns besitzt der Dreizehenspecht in Deutschland nur noch ein kleines Vorkommen im Schwarzwald und seit 2002 wurde er auch im Erzgebirge beobachtet.
In Bayern besiedelt diese Art die Bergfichtenwälder der Alpen und des BWs. Seit kurzem besteht ein isoliertes Vorkommen im Fichtelgebirge.
Während die Nominatform in Nordeuropa durch intensive Holznutzung im Taigawald deutliche Bestandesverluste verzeichnet, scheinen die Bestände der UA *alpinus* stabil zu sein, teilweise sogar in Ausdehnung.

Bestandessituation und Verbreitung im Gebiet

Von SCHERZINGER (1982) existieren genaue Kartierungen aus dem Zeitraum 1974-1981. Für das AG gibt er einen Bestand von 50-71 Paaren an. Im Zuge des Borkenkäferbefalls in den Hochlagen Anfang der 90er Jahre wurde hier eine starke Zunahme beobachtet. Durch das großflächige Absterben der alten Hochlagenbestände erfolgte aber anschließend eine gravierende Veränderung des Hauptlebensraums mit entsprechendem Rückgang der Art.

Für das EG liegen aus früheren Zeiten keine Zahlenangaben vor.
Nach der aktuellen Kartierung und der Auswertung der NP-Daten vom Zeitraum 2000-2005 ergibt sich folgende Bestandes- und Verbreitungssituation:
Die Zahl der Brutpaare wird zur Zeit auf nur mehr 40-50 geschätzt, wovon ca. 75 % im AG vorkommen dürfte. Hier befinden sich die Dreizehenspechtreviere überwiegend im Randbereich der abgestorbenen Hochlagenwälder und in jüngeren Borkenkäferflächen der Hanglagen. Einzelne Paare brüten auch im Zentrum der Totholzflächen, sofern noch oder schon wieder etwas Deckung durch jüngere Fichten vorhanden ist.
Im EG konzentrieren sich die Beobachtungen auf die Fichtenhochlagenwälder zwischen Falkenstein und Lackenberg. Ansonsten gibt es hier nur vereinzelte Brutzeitbeobachtungen.
Durch erneutes Aufkommen von frischen Borkenkäferflächen im AG ist in nächster Zeit wieder mit einer kleinen Zunahme zu rechnen. Abgesehen von solchen Fluktuationen wird sich aber im Vergleich zu früher ein deutlich niedrigerer, aber ein dem natürlichen Lebensraumangebot angepasster Bestand einstellen.
Stärkere regionale Schwankungen in der Dichte und der Verteilung aufgrund natürlicher Kalamitäten sind für diese Art ganz natürlich. Die aktuell ermittelte Bestandsgröße entspricht einer Dichte von 0,35 BP/100 ha (bei einer potentiellen Habitatfläche mit natürlichem hohen Nadelholzanteil von ca. 12 800 ha)

Bewertung des Lebensraums

Mit der Förderung der Fichte durch die Forstwirtschaft in früherer Zeit hatte sich das Lebensraumangebot für den Dreizehenspecht ursprünglich vergrößert.
Der massive Buchdruckerbefall in den 90er Jahren führte allerdings im AG zu einem fast vollflächigen Absterben der Hochlagen.

Abb. 194: Aktueller Lebensraum des Dreizehenspechtes in den Hochlagen des AG

Dies war aber erst dadurch möglich, dass durch die forstliche Pflege und Nutzung in den Jahrzehnten vor der NP-Ausweisung ziemlich geschlossene Bestände entstanden waren, in denen mangels Licht und verjüngungsfördernder Totholzstrukturen kaum Jugend- und Wachstumsstadien vorhanden waren. Es verblieben nur wenige grüne Inseln, von denen aus einzelne Dreizehenspechtpärchen das hohe Nahrungsangebot der Totholzflächen nutzen.

Abb. 195: Fichtenhochlagenwald im EG an der Grenze zu Tschechien. Der Dreizehenspecht ist hier relativ selten, da aufgrund der Borkenkäferbekämpfung absterbende und abgestorbene Fichten unterschiedlichen Zersetzungsgrades als wichtigste Nahrungsgrundlage fehlen

Während die Altbestände des Fichtenhochlagenwaldes im AG fast vollkommen verschwunden sind, werden diese im EG durch Entnahme jeglicher Borkenkäfernester erhalten. Dadurch wird zwar ein großflächiger Verlust des wichtigsten Lebensraums dieser Art verhindert, aber auch das Nahrungsangebot so sehr gemindert, dass hier die Dichte deutlich geringer ist.
Unter Berücksichtigung der verschiedenen Faktoren, die den Lebensraum des Dreizehenspechts im NP BW gestaltet haben und auch momentan gestalten sind die Fläche und die Habitatqualität trotz eines beträchtlichen Rückgangs dieser Art als ausreichend gut zu betrachten.
In den Hang- und Tallagen herrscht derzeit eine hohe Dynamik durch aktuellen Borkenkäferbefall. In diesen Bereichen kann es zu einer kurzfristigen Bestandserhöhung kommen. Bei den momentan herrschenden klimatischen Verhältnissen ist aber langfristig ein Rückgang des Fichtenanteils und damit eine Verringerung der Lebensraumfläche für diese Art zu erwarten.

Beeinträchtigungen und Gefährdungen

Durch die Klimaerwärmung und den damit einhergehenden Borkenkäfervermehrungen ist auf Teilflächen eine starke und aktuell wirksame Beeinträchtigung des Lebensraums gegeben.

Erhaltungszustand

Über die Bewertungen für die Population, dem Lebensraum und den Beeinträchtigungen ergibt sich folgender Erhaltungszustand:

Tab. 100: Erhaltungszustand des Dreizehenspechtes

Population	Größe / Dichte	Ca. 45 BP ≅ einer Dichte von ca. 0,35 BP/100 ha	B	B	**B**
	Entwicklung	Natürlich schwankend	B		
Habitat	Strukturelle Ausstattung + Entwicklung	Im AG ungleiche Verteilung der Entwicklungsstadien, im EG Mangel an Totholz	B	B	
	Fläche / Kohärenz	Teilflächen überwiegend großflächig und kohärent > 1500 ha	A		
	Entwicklungstrend	Deutlicher Lebensraumverlust; aber bedingt durch natürliche Waldentwicklung	B		
Beeinträchtigung	Nutzung	Im EG relativ erheblich durch Borkenkäferbekämpfung, im AG nur gering	B	B	
	Sonstiges	Prädatoreneinfluss ist verstärkt durch Deckungsmangel in den Käferflächen	B		

Der Dreizehenspecht befindet sich im NP in einem guten Erhaltungszustand.

Bedeutung des Gebietes für die Art

Der NP BW bildet mit den östlich angrenzenden Hochlagen des NP Šumava das Verbreitungszentrum des Dreizehenspechtes im Bayerisch-Böhmischen Grenzgebirgszug.
Auf der NP-Fläche mit großteils natürlicher Dynamik einschließlich dem Belassen von Totholz wurden mit die höchsten Dichten für diese Art gefunden. Das Gebiet beherbergt einen großen Teil der ostbayerischen Population und hat somit eine sehr hohe Bedeutung.

Erhaltungsmaßnahmen

Das Management des NPs garantiert auf dem Großteil der Fläche eine vollkommen natürliche Waldentwicklung mit hohen Totholzanteilen und zahlreichen Biotopbäumen. Für den Erhalt einer vitalen Population des Dreizehenspechtes sind darum keine weiteren Erhaltungsmaßnahmen notwendig.
Vorschlag für zukünftiges Monitoring:
Um die Verbreitung des Dreizehenspechtes in diesem großen Gebiet besser zu erfassen, wird vorgeschlagen mehrere Begangsrouten festzulegen, auf denen eine Linienkartierung gemacht wird (siehe: SÜDBECK & AL. 2005).

Anmerkungen

Bei weiterem Fortschreiten der Klimaerwärmung wird sich die Lebensraumfläche des Dreizehenspechts durch einen natürlichen Rückgang der Fichte verkleinern. Lediglich auf den verfestigten Böden der Hochlagen, auf Moorböden und in den kühlen Tallagen werden sich noch geeignete Habitate mit entsprechendem Fichtenanteil erhalten. Für einen guten Erhaltungszustand dieser Art im Bayerisch-Böhmischen Grenzgebirge dürfte dies aber ausreichen.

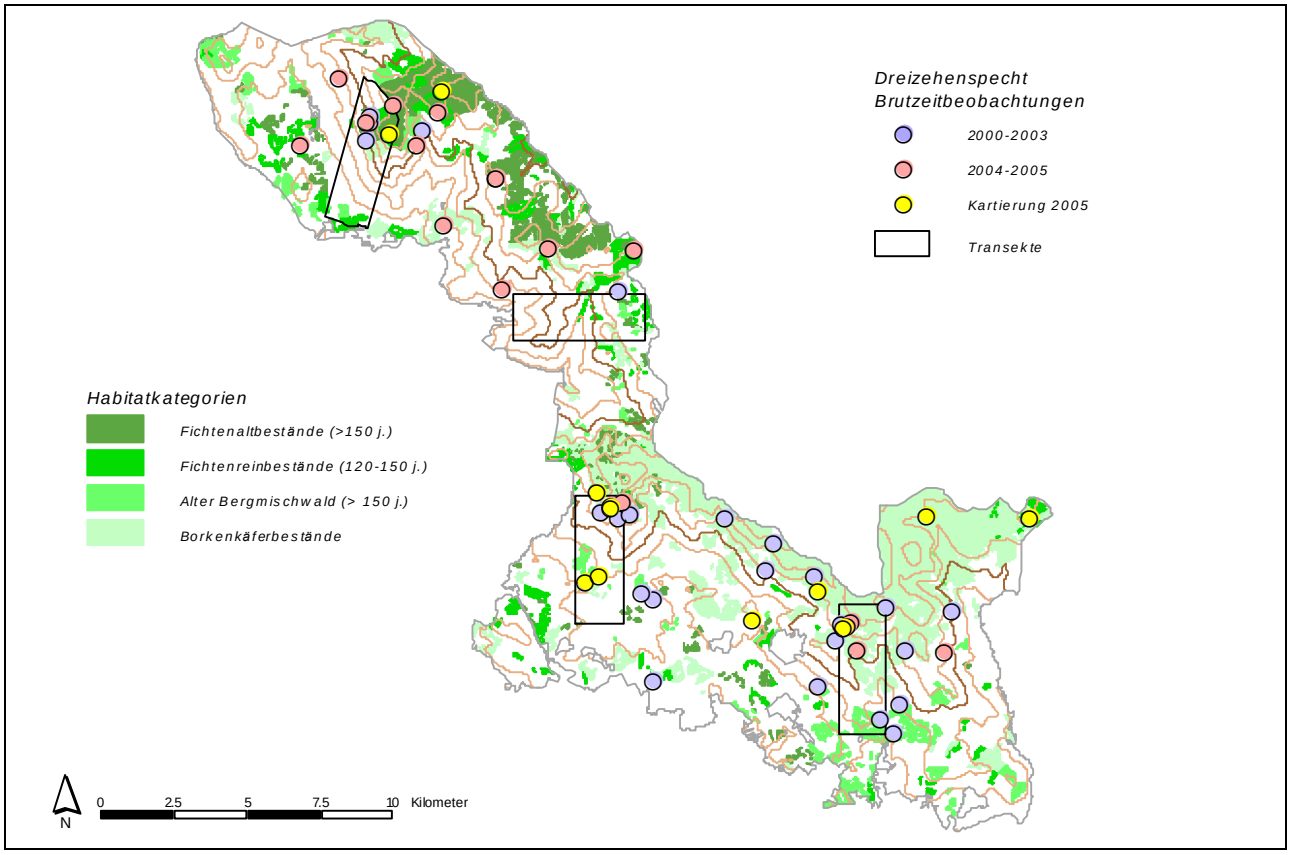


Abb. 196: Brutzeitbeobachtungen beim Dreizehenspecht

4.4.13 A320 Zwergschnäpper *Ficedula parva*

Abb. 197: Zwergschnäppermännchen (Foto: Christoph Moning)

Allgemeine Verbreitung und Bestandsentwicklung

Der Zwergschnäpper besiedelt in einem breiten Band die Wälder der gemäßigten und borealen Zone vom östlichen Mitteleuropa bis ungefähr zum Ural. Hier schließt das Areal des Taigaschnäppers (*Ficedula albicilla*) an, mit dem er eine Superspezies bildet. Dieser erreicht auf der Halbinsel Kamtschatka den äußersten Osten Russlands.
Die Nord-Süd-Ausdehnung in Europa reicht von Süd-Finnland bis in die Karpaten und das Balkangebirge. Etwas isoliert sind die Vorkommen im Kaukasus und den Alpen und kleinere Vorkommen in Südschweden und der Nord-Türkei. Über den westlichen Arealrand (von Ostbayern über Sachsen, Brandenburg nach Schleswig-Holstein) hinaus gibt es einzelne mehr oder weniger konstante Inselvorkommen.
Nach Rückgang und Arealverlust in früheren Jahrhunderten (Waldflächenreduzierung, Niederwaldwirtschaft) konnte der Zwergschnäpper im 20. Jahrhundert in Deutschland einige Gebiet wiederbesiedeln. Derzeit gilt der Bestand als stabil (stagnierend) und ohne Ausbreitungstendenz.

Bestandessituation und Verbreitung im Gebiet

Das Zwergschnäppervorkommen im NP-Gebiet ist schon seit Ende des 19. Jahrhunderts bekannt. 1971 schätzte SPERBER (1971) den Bestand für das AG auf 25 Brutpaare. Von 1978-80 konnte SCHERZINGER (1985) bei der Vogelkartierung in ausgewählten „Urwaldparzellen“ sechs singende Männchen und vier Brutpaare in der Mittelsteighütte und zwei singende Männchen im Höllbachgspreng feststellen (keine Beobachtungen in der Rachelseewand und in den Bärenriegeln). An dem unter Ornithologen (seit ca. 1920) populären Vorkommen an der Racheldiensthütte konnte STRUNZ (mdl.) im Juni 2006 fünf singende Männchen verhören.
Neben den drei bisher erwähnten Stellen gibt es regelmäßige Zwergschnäpperbeobachtungen vom Lärchenberg, südlich von Waldhäuser und südwestlich des Lusens. Bei der Kartierung 2005 konnte auch im Bereich Rindelberg/Sagwassersäge ein singendes Männchen vernommen werden.
Die Masse der Beobachtungen stammt aus den buchenreichen Hängen zwischen Rachel und Lusen und aus der Mittelsteighütte. Darüber hinaus gibt es aber noch weitere Feststellungen im Ostteil des AG und im Bereich des Tierfreigeländes bei Neuschönau.
Grundsätzlich wurde der Zwergschnäpper an den ihm zugesprochenen Habitaten (laubholzgeprägte Altbestände, bevorzugt in luftfeuchten Lagen) angetroffen, doch stammen einzelne Beobachtungen auch aus fichten- oder tannendominierten Beständen. Die höchsten Funde liegen bei ca. 1200 m ü. M..
Nach BEZZEL ET AL. (2005) scheinen die Vorkommen im BW schon langfristig rückläufig zu sein. Eine abschließende Aussage ist aber aufgrund fehlender Daten nicht möglich. Schon immer waren bei diesem Fernzieher die jährlichen Beobachtungszahlen stark schwankend. Von der Zahl singender Männchen kann auch nicht auf tatsächlich brütende Paare geschlossen werden, da gerade an der Arealgrenze einjährige Männchen oft unverpaart bleiben.
Der Bestand fluktuiert schätzungsweise zwischen 5 und 20 Paaren.

Bewertung des Lebensraums

In seinem großen Verbreitungsgebiet bewohnt der Zwergschnäpper unterschiedlichste Wälder, so z. B. in Nordrussland auch finstere Fichtentaiga (GLUTZ & BAUER 1994). In Mitteleuropa besitzt er eine starke Bindung an ältere Buchenbestände, geschlossene Laub- und Laubmischbestände mit geringem Nadelholzanteil, bevorzugt an feuchten und schattigen Stellen, im Bergland nicht selten in schattigen Einschnitten und Schluchten, auch bei starker Hangneigung (BAUER, BEZZEL, FIEDLER 2005). Wichtig sind einzelne, für kleine Lichtungen sorgende Lücken im Oberbestand, Freiraum zwischen Kraut/Strauchschicht und Kronenansatz, eine Dürrzweigzone zwischen Stammraum und Kronen-

schicht, einzelne Verjüngungsflächen und dazu einiges Totholz (GLUTZ & BAUER 1993).
Bei der ostbayerischen Population scheint die Bindung an die Buche nicht so ausgeprägt zu sein, da auch regelmäßig revieranzeigende Zwergschnäppermännchen in fichten- oder tannenreicheren Beständen gefunden werden, soweit die anderen Strukturverhältnisse gegeben sind (siehe auch SCHRAML 2003). In Optimalhabitaten (z. B. „Mittelsteighütte“) kommen oft mehrere Paare geklumpt vor.
Nimmt man bei der Habitatauswahl Bestände älter 100 Jahre mit einem Buchenanteil von mindestens 50 %, ergibt dies eine Fläche von ca. 2000 ha. Bei dem strengeren Kriterium von mindestens 80 % Buchenanteil ergibt dies nur mehr ein Fläche von 600 ha. Allerdings liegt davon nur ein geringer Teil in luftfeuchten Hang- und Schluchtlagen und besitzt die entsprechenden Strukturverhältnisse, die diese Art braucht. Insgesamt ist also das Angebot der als Habitat geeigneten Bestände doch relativ begrenzt.

Abb. 198: Zwergschnäpperhabitat am Rindelberg

Das AG ist mit buchenreichen Altbeständen etwa doppelt so gut ausgestattet wie das EG und weist durch den Ausfall einzeln und truppweise eingestreuter Fichte oftmals günstige Habitatstrukturen auf. Das EG dagegen besitzt mit seinen steilen Hängen und tiefen Einschnitten mehr schluchtartige Verhältnisse, die dem Zwergschnäpper zusagen.

Durch die natürliche Waldentwicklung wird in den nächsten Jahrzehnten das Angebot von Beständen mit günstigen Habitatstrukturen deutlich zunehmen.

Beeinträchtigungen und Gefährdungen

Innerhalb des Gebietes sind keine Beeinträchtigungen oder Gefährdungen zu erkennen.

Erhaltungszustand

Über die Bewertungen für die Population, dem Lebensraum und den Beeinträchtigungen ergibt sich folgender Erhaltungszustand:

Tab. 101: Erhaltungszustand des Zwergschnäppers

Population	Größe/ Dichte	5 – 20 BP	C	C	**B**
	Entwicklung	Fluktuierend	B		
	Verbund	Bayerwaldvorkommen isoliert	C		
Habitat	Fläche/ Kohärenz	Optimalhabitate kleinflächig	B	B	
	Strukturelle Ausstattung	Mittel bis gut	B		
	Entwicklungstrend	Aktuell gleichbleibend, in weiterer Zukunft Habitaterweiterung	B		
Beeinträchtigungen	Nutzung	unbedeutend	A	A	
	Störung	unbedeutend	A		
	Sonstiges	-	-		

Trotz fehlender Beeinträchtigungen und relativ guter Habitate ist die Population des Zwergschnäppers sehr klein. Die Gründe liegen möglicherweise auf den Zugstrecken oder dem Überwinterungsgebiet.

Bedeutung des Gebietes für die Art

Neben den Alpen besteht innerhalb Bayerns nur an der Südwestflanke des BWs ein substanzielles Vorkommen dieser Art. Der Großteil der hier brütenden Zwergschnäpper befindet sich auf dem Gebiet des NPs.
Die natürliche Waldentwicklung in den Buchen-, Buchenmisch- und Schluchtwäldern führt zu einer steigenden Ausstattung entsprechender Strukturen und Nistplätze wie sie in den bewirtschafteten Wäldern außerhalb kaum jemals erreicht wird.
Das Gebiet hat darum eine außerordentliche Bedeutung für diese Art.

Erhaltungsmaßnahmen

Keine.

Anmerkungen/Monitoring

Der Wissensstand über die Verbreitung und Häufigkeit des Zwergschnäppers im Gebiet ist relativ gering. Es sollten darum in ausgewählten Flächen über mehrere Jahre genaue Revierkartierungen erfolgen.

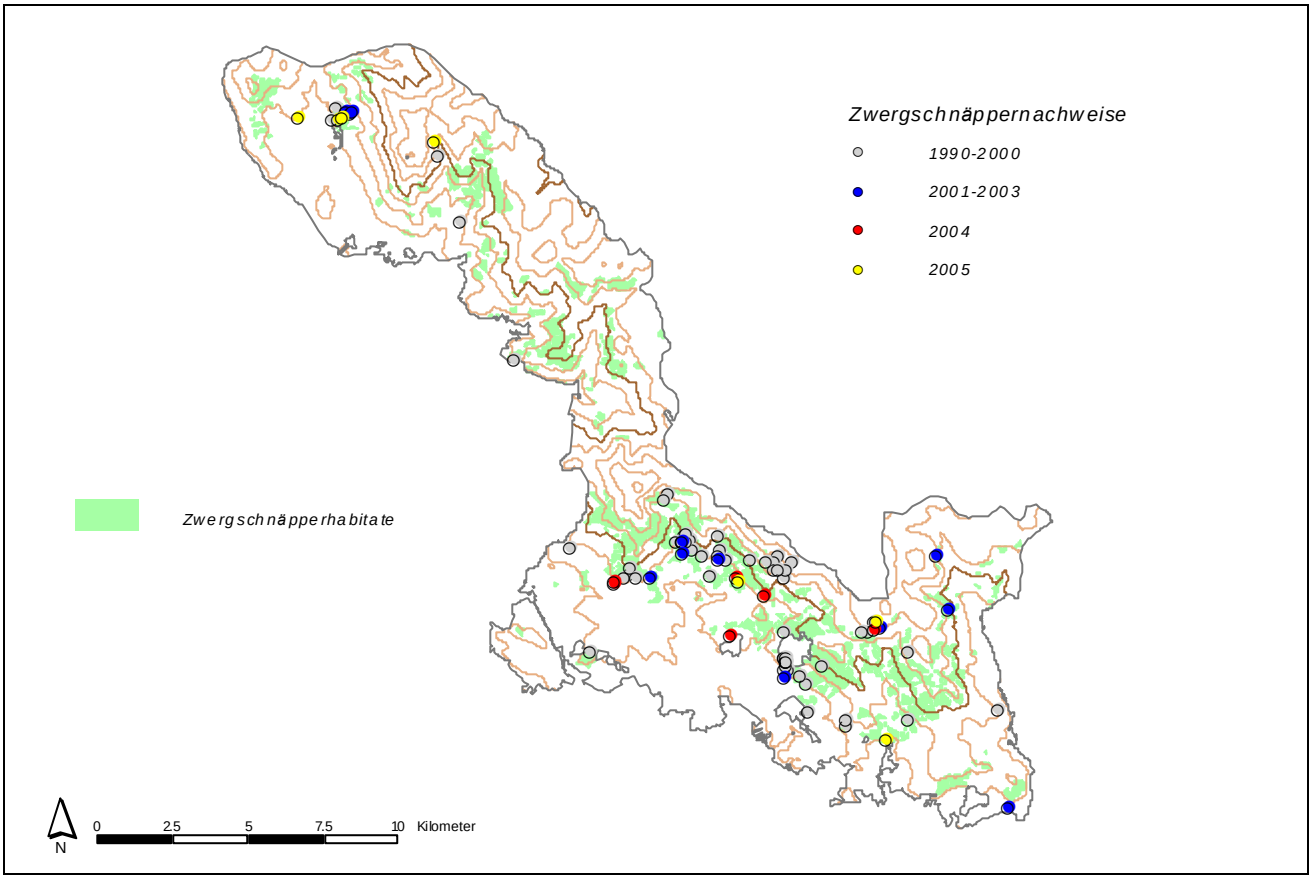


Abb. 199: Nachweise des Zwergschnäppers im NP

5. Zusammenfassende Betrachtung

5.1 Erhaltungszustand der Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-RL

5.1.1 Waldlebensraumtypen

Insgesamt sind 18.638 ha und damit 77 % der Gebietsfläche mit Wald-LRTen bedeckt. Flächenmäßig überwiegen bei weitem Hainsimsen-Buchenwälder (9110) und Fichtenhochlagenwälder (9410). Bedeutende Teile sind inzwischen aus der Nutzung genommen und einer natürlichen, von unmittelbarem menschlichen Einfluss ungestörten Entwicklung überlassen. Der Anteil des „Sonstigen Waldlebensraumes" an der Waldfläche beträgt 26 %. Ganz überwiegend betrifft dies potentielle Standorte des Hainsimsen- und Waldmeister-Buchenwaldes.

Baumartenzusammensetzung

Die häufigste Baumart der LRTen im NP ist die **Fichte**. Sie prägt die Hochlagenwälder ebenso wie die vernässten Partien der Tallagen. Außerdem ist sie in aller Regel die dominierende Baumart der Moorwälder aller Lagen. In der Bergmischwaldzone ist sie ebenso regelmäßig vertreten, bereichsweise allerdings als Folge früherer Bewirtschaftung überrepräsentiert. Nur im Waldmeister-Buchenwald tritt sie insgesamt etwas zurück. Mit Ausnahme von Bach- und Schluchtwäldern nimmt sie in allen LRTen mehr als ein Drittel Anteil ein. Im Sonstigen Waldlebensraum ist sie ohnehin die bestimmende Baumart.

Die warmen Hanglagen sind die Domäne der **Buche**. In den verschiedenen Buchenwaldtypen ist sie die bestimmende Baumart neben der Fichte. Tonangebend ist sie allerdings nur im subalpinen Ahorn-Buchenwald und im Waldmeister-Buchenwald. Die geringeren Anteile im Reitgras-Fichten-Buchenwald sind natürlich. Auf den Hartböden und mineralischen Nassstandorten der Tallage ist sie eher sporadisch vertreten. Hier wäre eine etwas höhere Beteiligung zu erwarten. Bei den gegebenen Standortverhältnissen ist - beschleunigt durch den Rückgang der Fichte infolge Borkenkäferbefalls - mit einer weiteren Zunahme innerhalb der Buchen-LRTen zu rechnen.

Die **Tanne**, die v. a. im Tallagen- und Bergmischwaldbereich regelmäßig zu erwarten wäre, erreicht hier im Mittel nirgendwo mehr als 5 %. Ihre rezenten Schwerpunktvorkommen liegen überwiegend in der unteren Hanglage, wo sie gelegentlich auch bestandsbildend auftreten kann. Insgesamt stellt sich ihre Situation im AG etwas günstiger dar als im EG.

Der **Bergahorn** hat seinen Verbreitungsschwerpunkt in den Schluchtwaldtypen. In nennenswerten Anteilen tritt er daneben als Begleiter im Waldmeister-Buchenwald auf, während er im Hainsimsen-Buchenwald eher selten ist.
Die meisten anderen Edellaubbäume (**Bergulme**, **Sommerlinde, Spitzahorn, Vogelkirsche**) sind in allen Gebietsteilen rückläufig, wie der Vergleich der aktuellen mit früheren Waldinventuren zeigt (HEURICH & NEUFANGER, 2005).

Esche, **Weiß-** und **Schwarzerle** kennzeichnen die Bach- und Sumpfwaldgesellschaften. Erstere ist auch typisch für die Schluchtwälder und kommt gelegentlich im Waldmeister-Buchenwald vor.

Die **Vogelbeere** als wichtigste Pionierbaumart hat im AG von der Borkenkäfergradation erheblich profitiert. Besonders in den Hochlagen und in der oberen Hanglagen, aber auch auf den Nassböden der Tallagen erreicht sie bis über 10 %. Sie ist zwar auch im EG regelmäßig vertreten, aber dort viel weniger häufig.

Auf einigen Hochmoorstandorten bilden **Waldkiefer**, **Spirke** oder **Latsche** die gleichnamigen Moorwaldtypen. Letztere findet sich daneben auf den subalpinen Blockhalden des Lusengipfels.

Verschiedene Weichlaubbaumarten, allen voran **Sand- und Moorbirke** und gelegentlich **Aspe**, finden sich bevorzugt auf Sukzessionsflächen v. a. der Tallagen.

Die **Eibe** kommt meist vereinzelt und in unregelmäßiger Verteilung bevorzugt in den mesophilen Buchenwäldern vor. Im Ostteil des AG fehlt sie völlig.

Gesellschaftsfremde Baumarten innerhalb der Wald-LRTen spielen praktisch keine Rolle. In Einzelfällen wurde vor der NP-Gründung Douglasie und Europäische Lärche eingebracht. Seitdem werden sie sukzessive entnommen.

Folgende Graphik erlaubt die Einschätzung der Natürlichkeit der Baumartenzusammensetzung in den jeweiligen Wald-LRTen des NPs:

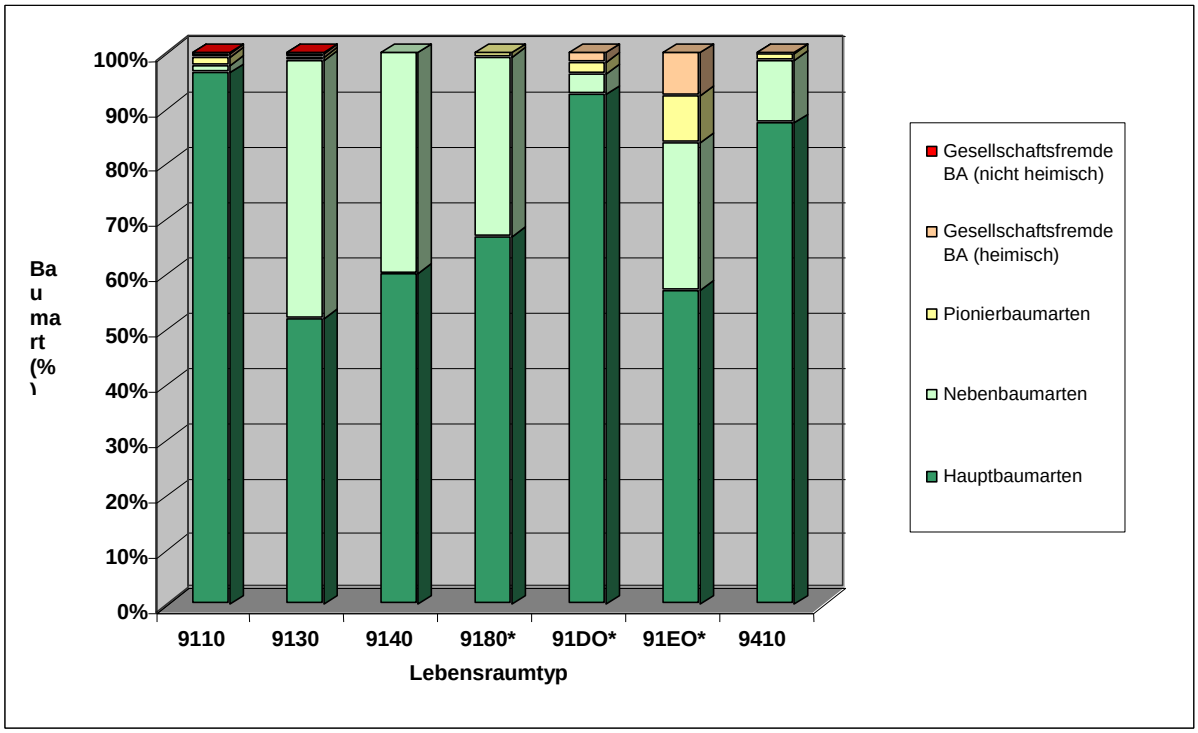
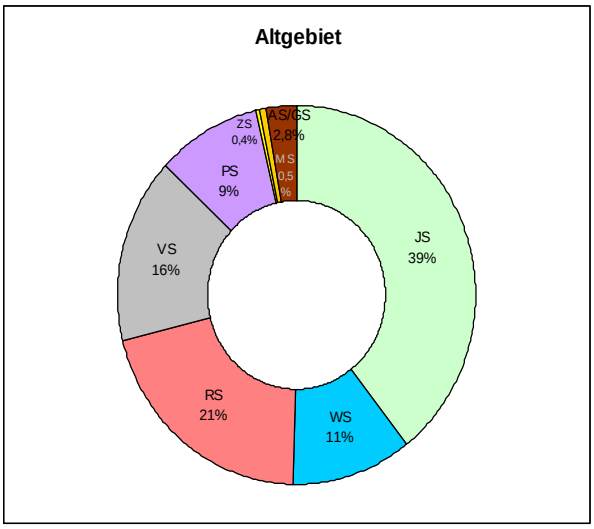


Abb. 200: Anteil gesellschaftstypischer und gesellschaftsfremder Baumarten im Überblick (Quelle: Inventur, Begang)

Es zeigt sich, dass in allen Wald-LRTen die Baumarten der natürlichen Waldgesellschaft bei weitem dominieren. Hinter den Anteilen gesellschaftsfremder Baumarten verbergen sich hauptsächlich verschiedenen Weichlaubbaumarten früher Sukzessions- und Pionierstadien. Sie tragen daher eher zur biologischen Vielfalt bei und stellen keinesfalls ein abwertendes Element dar. Soweit Fichte oder Buche etwa in Schlucht- oder Bachwaldtypen betroffen sind, können sie, nachdem sie in Anbetracht der unmittelbar angrenzenden Fichten- und Buchenwälder hier zu erwarten sind, in angemessenen Anteilen ebenfalls als natürlich angesehen werden. Nicht heimische, gesellschaftsfremde Baumarten spielen nahezu keine Rolle.

Entwicklungsstadien[1]



1) JS = Jugendstadium, WS = Wachstumsstadium, RS = Reifungsstadium, VS = Verjüngungsstadium, PS = Plenterstadium, AS = Altersstadium, GS = Grenzstadium, ZS = Zerfallsstadium, MS = Mortalstadium

Eine breitgefächerte Verteilung der Entwicklungsstadien ist eine wesentliche Voraussetzung zur Sicherung der Vielfalt an Arten und Lebensräumen. Die nebenstehenden Grafiken stellen die Verteilung der Entwicklungsstadien über alle Lebensraumtypen hinweg dar. Der auffälligste Unterschied betrifft das Jugendstadium: Besonders die weitläufigen, durch den Buchdrucker abgetöteten, aber in der Folge meist wieder verjüngten Flächen führen zu dem hohen Anteil im AG. Aber auch eine Reihe von Sturmwurfflächen tragen hierzu bei.

Bei Betrachtung des Gesamtgebiets zeigt sich, dass die mittelalten Stadien überwiegen. Aber auch ältere und strukturreiche Stadien nehmen rund ein Drittel der LRT-Fläche des NPs ein. Nachdem besonders in den ehemaligen Naturwaldreservaten und Naturschutzgebieten seit langem keine forstliche Nutzung stattfindet und hier bisweilen extreme Standortbedingungen herrschen, sind auch die aus waldökologischer Sicht besonders wertvol-

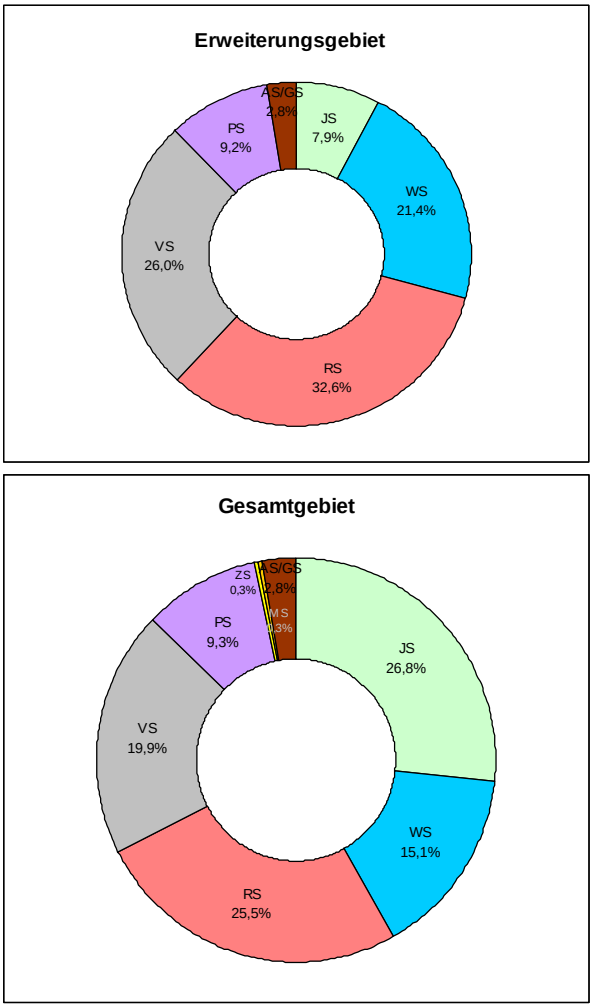


Abb. 201: Verteilung der Entwicklungsstadien im Alt-, Erweiterungs- und Gesamtgebiet

len Alters- und Grenzstadien mit urwaldähnlichen Strukturen einschließlich der Zerfallsphasen vertreten. Insgesamt sind Bestände mit im Durchschnitt mehr als 150 Jahren allerdings noch als selten zu bezeichnen, was auch das Fehlen bzw. die Seltenheit mancher Arten wie des Weißrückenspechts erklärt. Vor allem in den Buchenwald-LRTen werden diese Altersstadien aber künftig weiter an Bedeutung gewinnen.

Bezogen auf die einzelnen LRTen ist die Verteilung als durchaus günstig zu bezeichnen. Fast ausnahmslos sind mindestens fünf Entwicklungsstadien mit jeweils mehr als 5 % Anteil vorhanden.
Unterscheide zwischen EG und AG bestehen zwar aufgrund der unterschiedlichen Entwicklungsgeschichte. Sie sind aber mit Ausnahme des LRT 9410 ohne nennenswerte Auswirkung auf die Bewertung der lebensraumtypischen Strukturen.
Bei den Buchenwaldtypen des EG liegt der Schwerpunkt oft in den mittelalten und älteren Phasen des Reifungs- und des Verjüngungsstadiums, während die jungen Stadien scheinbar unterrepräsentiert sind. Stattdessen sind sie jedoch in den zahlreichen naturnah geschichteten Beständen als Bestandteil der vertikalen Struktur (Naturverjüngung und Unterstand) enthalten.

Bei den kleinflächig auftretenden LRTen ist die Verteilung der Stadien wenig aussagefähig.

Verjüngung

Insgesamt wurde an 55 % aller Inventurpunkte innerhalb der LRTen Vorausverjüngung festgestellt. Dabei liegt der Anteil fast ausnahmslos über 50 %, am höchsten im Hainsimsen-Fichten-Tannenwald, im Fichtenmoorwald und im Reitgras-Fichten-Buchenwald des EG. Geringe Werte weisen erwartungsgemäß die an Altbeständen armen Hochlagen und die daran angrenzenden Bereiche im AG auf. Die vorhandene Verjüngung ist hier nach dem Borkenkäferbefall nicht mehr überschirmt und als Jugendstadium erfasst.
Fast immer besteht die Verjüngung jeweils aus Baumarten der natürlichen Waldgesellschaft. In den noch jungen Phasen, die in den Bach- und Sumpfwaldtypen vorherrschen, ist die Zusammensetzung zum jetzigen Zeitpunkt noch wenig aussagefähig.
Insgesamt ist eine Tendenz zu einer ausgewogeneren Verteilung der gesellschaftstypischen Baumarten feststellbar. Im Hinblick auf den zu erwartenden, natürlicherweise hohen Tannenreichtum einiger Waldgesellschaften (LRT 9110, 9130, Tallagenteile des LRT 9410) sind die heutigen Anteile auch in der Verjüngung recht gering. Die niedrigen Anteile führen zwar in der Regel noch zu keiner ungünstigen Bewertung, aber zumindest bereichsweise ist ein Trend mit negativen Vorzeichen zu beobachten. Unbefriedigend ist die V e r t e i l u n g der Tannenverjüngung im Hainsimsen-Fichten-Tannenwald.
Auch die Edellaubholzanteile in den entsprechenden LRTen sind meist recht niedrig und im Vergleich zur Oberschicht z. T. sogar rückläufig. Nur der Bergahorn macht auf Teilen der Fläche hiervon eine Ausnahme.
In den Buchenwaldtypen zeichnet sich eine Verschiebung der Anteile von der Fichte, die in den Altbeständen oftmals noch etwas überrepräsentiert ist, hin zur Buche ab. Besonders auffällig ist ihre Verjüngungsfreudigkeit in den warmen, ihr optimal zusagenden Hanglagen.
Die Vogelbeere konnte als Pionierbaumart in den meisten LRTen des AG von den entstandenen Freiflächen und Rohbodensituationen profitieren.

Bei Tanne und Edellaubbaumarten spielt der Wildverbiss eine wichtige Rolle.

Schichtigkeit

Die natürliche Schichtung (v e r t i k a l e Struktur) ist abhängig von der Baumartenzusammensetzung der jewei-

ligen Waldgesellschaft, die aktuell vorherrschende Bestandesstruktur daneben von der bisherigen Bewirtschaftung und dem jeweiligen Entwicklungsstadium. Über alle LRTen hinweg sind knapp 40 % der Waldflächen zwei- bis mehrschichtig strukturiert. Jüngere und mittelalte Teile sind überwiegend geschlossen und relativ gleichförmig aufgebaut. Für Buchenbestände diesen Alters ist dies als typisch anzusehen. Ökologisch wertvoller sind aber strukturreiche, ältere Stadien. Nachdem Hochlagenbestände temporär zum Gleichschluss neigen können, sind auch einschichtige Partien dort nicht als unnatürlich anzusehen.
Hohe Natürlichkeit hinsichtlich der Schichtung weisen die an Sonderstandorte gebundenen LRTen (z. B. 9140, 9180, tlw. 91D0) auf. Einschichtigkeit ist etwa beim Latschenmoorwald ein kennzeichnendes Merkmal. Eine ausgeprägte Mehrschichtigkeit auf 65 % zeichnet die Hainsimsen-Fichten-Tannenwälder des EG aus.

Besonders in den Hang- und Tallagen des AG sind in vielen Bereichen in der Folge des teilweisen Ausfalls der Fichte auffallende Kleinstrukturen entstanden. Mit stehendem oder liegendem Totholz angereicherte Partien wechseln mit Laubholzteilen, Altholzblöcke mit Verjüngungsstadien. Auf nassen Böden sorgen daneben Wurzelteller, junge Fichtenrotten und verbliebene Baumgruppen sowie Vorwaldstadien mit Birke und Vogelbeere für ansprechende Waldbilder. Dieses Nebeneinander von Strukturelementen hat hier zu einer Bereicherung auch der h o r i z o n t a l e n Struktur geführt.

Totholz und Biotopbäume

Der Totholzvorrat über alle LRTen erreicht im NP durchschnittlich fast 140 fm/ha. Abgesehen von wenigen Teilbereichen liegen die Werte überall über den jeweiligen Referenzwerten für die Wertestufe „B“, in von der Fichte geprägten LRTen weit darüber. In den flächenmäßig bedeutenden LRTen des AG steigen die Werte ausnahmslos über 100 fm/ha, in den Hochlagen bis über 400 fm/ha (∅ AG rund 200 fm/ha). Auch im EG werden bereits vergleichsweise hohe Vorräte erreicht, wenngleich hier der Anfall oft noch auf einige Altholzblöcke konzentriert ist. Er bewegt sich zwischen 10 – 35 fm/ha und liegt im Durchschnitt bei 20,6 fm/ha.
In den jüngeren Teilen der Auenwaldflächen sowie in geringwüchsigen Moorwaltypen sind hohe Werte nicht zu erwarten.
Die natürliche Waldentwicklung läuft im NP erst seit wenigen Jahrzehnten bzw. Jahren im EG. Da alte Stadien weniger als 5 % einnehmen, ist insgesamt noch wenig des ökologisch besonders wertvollen Laubtotholzes vorhanden. Im Gesamtpark sind es nur 9 % (HEURICH & NEUFANGER, 2005), in den Buchenwaldgesellschaften um 1 % (AG) bzw. 10 - 20 % (EG), was 1 fm/ha bzw. 3 – 5 fm/ha entspricht. Spitzenwerte werden im Hochstaudenbuchenwald des EG mit fast 10 fm/ha erreicht. Ursächlich für die höheren Werte im EG sind die ehemaligen Naturwaldreservate bzw. Naturschutzgebiete.

Bei etwa 60 % handelt es sich um stehendes und bei 40 % um liegendes Totholz. Die Holzzersetzung ist im EG insgesamt weiter fortgeschritten als im AG. Die Hauptmasse des stehenden Totholzes liegt im AG beim Nadelholz und im BHD-Bereich über 47 cm. Im EG beträgt das Verhältnis von schwachem, mittlerem und starkem Totholz etwa 2 : 1 : 2.

Trotz des hohen Totholzanfalls im AG ist die Situation für eine Rannenverjüngung im engeren Sinne noch ungünstig, da eine Kontinuität des Anfalls nicht gegeben war und die erforderlichen Zersetzungsgrade bislang nicht in ausreichendem Maße vorliegen. Im EG ist zudem die Totholzmenge stark schwankend und die Verteilung geeigneter Totholzsubstrate ungleichmäßig.

Abb. 202: Höhlenfichte im Aufichtenwald (Foto: Kiener, NP BW)

Biotopbäume stellen ein wichtiges ökologisches Strukturmerkmal im Naturwald dar. Ein angemessener Anteil ist die Voraussetzung für das Vorkommen von spezifischen Lebensgemeinschaften und Arten. Betrachtet man die Gesamtfläche der jeweiligen LRTen, so werden in allen Fällen die erforderlichen Schwellenwerte erreicht, wenn sich auch die Situation in den einzelnen Subtypen sehr unterschiedlich darstellen kann. Insgesamt wurden für das EG höhere Werte ermittelt. Die größte Dichte tritt in den LRTen 9110 und 9130 auf. Etwa die Hälfte entfällt auf Buche, rund ein Drittel auf Fichte und um 5 % jeweils auf Bergahorn, Tanne und Vogelbeere. Der häufigste Typ sind Bäume mit größeren Faulstellen oder Pilzkonsolen, gefolgt von den Höhlenbäumen.

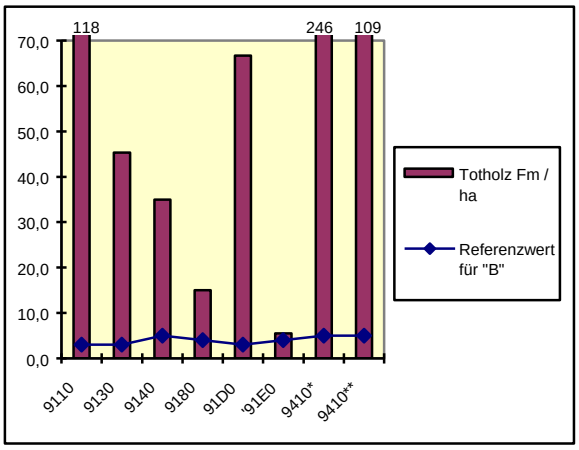


Abb. 203: Totholzausstattung der Lebensraumtypen mit Schwellenwerten für die Wertstufe „B“ (Quelle: Datenbank der Forsteinrichtung, eigene Erhebungen)

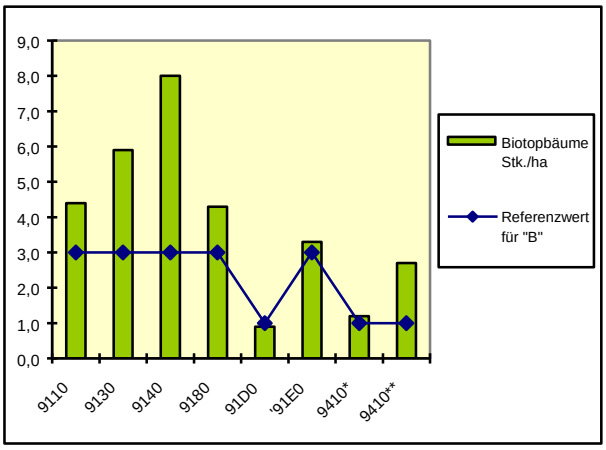


Abb. 204: Biotopbaumausstattung der Lebensraumtypen mit Schwellenwerten für die Wertstufe „B“(Quelle: Datenbank der Forsteinrichtung, eigene Erhebungen)

*) Hochlagen-Fichtenwald; **) Hainsimsen-Fichten-Tannenwald

Lebensraumtypisches Arteninventar

Sowohl bei den Baumarten als auch bei der Verjüngung kann die Ausstattung in den meisten LRTen als charakteristisch eingestuft werden. Defizite bestehen bereichsweise bei Edellaubholzarten und Tanne, wobei sich für die Tanne im Gegensatz zu den meisten Edellaubbaumarten zumindest im AG ein positiver Trend abzeichnet.

Die Begleitvegetation der einzelnen LRTen ist über weite Strecken als typisch einzuwerten. In kleinflächigen LRT-Teilen können Abweichungen meist als natürlich angesehen werden. Die saure Nadelstreu der Fichte sorgt im Waldmeister-Buchenwald lokal für eine eingeschränkte Artenausstattung. Massive Störungen der Bodenflora sind in stark vorentwässerten Fichtenmoorwäldern und im Hainsimsen-Fichten-Tannenwald der Tallagen vorhanden. Insgesamt betrifft dies jedoch weniger als 4 % der gesamten Waldlebensraumtypenfläche.

Bezüglich der Fauna wurden die Hoch- und Bergmischwaldlagen als gut, die Tallagen mit ihren Fichten- und Fichten-Tannengesellschaften dagegen als eher ungünstig eingestuft, da hier eine Reihe von lebensraumtypischen Leitarten aus verschiedenen Gründen heute nicht mehr oder nur selten vorkommt.

5.1.2 Lebensraumtypen des Offenlandes

Der Erhaltungszustand der Offenlandsflächen mit Lebensraumtypen nach Anhang I ist nicht nur von Lebensraumtyp zu Lebensraumtyp sehr unterschiedlich (vgl. Kap. 4.2), sondern auch Einzelflächen bezogen sehr heterogen. Dies trifft insbesondere auf Lebensraumtypen zu, die in ihrer Entstehungsgeschichte auf die traditionelle kleinbäuerliche Grünlandbewirtschaftung zurückzuführen sind. Die Lebensraumtypen *6230 „artenreiche Borstgrasrasen“ und 6520 „Berg-Mähwiesen“ sind im Einzelfall in Bezug auf charakteristisches Artinventar und lebensraumtypische Habitatstrukturen noch in einem hervorragenden Zustand erhalten und z. T. auch nur gering beeinträchtigt. Einzelne Flächen dieser beiden Lebensraumtypen befinden sich aber vielfach in einem kritischen Zustand an der „unteren Erfassungsschwelle“. Dies ist i. d. R. entweder auf eine zu intensive Nutzung (v. a. Berg-Mähwiesen durch Intensivierung der Bewirtschaftung) oder auf die Folgen einer Nutzungsaufgabe zurückzuführen. Auch auf anthropogene Veränderungen zurückzuführende Sekundärstandorte mit dem Lebensraumtyp 4030 „Europäische trockene Heiden“ sind häufig stark gefährdet durch natürliche Vegetationsentwicklung.
In gutem bis sehr gutem Erhaltungszustand befinden sich dagegen von Natur aus baumfreie Lebensräume, insbesondere die Fels- und Blockschuttstandorte im NP (Lebensraumtypen 8110 und 8220, z. T. in Verbindung mit 4030).
Der Erhaltungszustand des Lebensraumtyps 3260 „Fließgewässer“ ist wiederum Einzelflächen bezogen sehr heterogen und ändert sich auch abschnittsweise stark, je nach Grad der anthropogenen Veränderung.
In den Anlagen 5 - 7 werden die in Kap. 4.2 getroffenen Aussagen zu den Erhaltungszuständen einzelner Lebensraumtypen Einzelflächen bezogen präzisiert.

Die meisten Teilflächen der erfassten Moor-LRTen zeichnen sich durch naturnahe lebensraumtypische Strukturen aus, die ebenso wie die meist charakteristische Moorvegetation je nach Moortypus recht unterschiedlich sein kann. Auf 20 % der insgesamt 5,5 ha umfassenden Hochmoorfläche (LRT 7110) wurden Beeinträchtigungen festgestellt, die i. d. R. im Zusammenhang mit ehemaligen Entwässerungen stehen. Bei den Übergangsmooren (LRT 7140) trifft dies auf lediglich 1 % der Fläche zu.

5.2 Erhaltungszustand der Arten nach Anhang II der FFH-RL und Anhang I der VS-RL

Die isoliert voneinander gelegenen Teilpopulationen des **Grünen Besenmooses** sind je nach Ausbildung der Vorkommen und der Eigenschaften der jeweiligen Habitate unterschiedlich zu beurteilen (A-C). Die Voraussetzungen für eine weitere Ausbreitung der Art sind im NP sehr gut.

Für eine aussagekräftige Bewertung des **Grünen Koboldsmooses** liegen keine ausreichenden Daten vor. Es kann jedoch auch für diese Art angenommen werden, dass durch die Zunahme der erforderlichen Habitatstrukturen (morsches Fichtentotholz) kontinuierlich bessere Bedingungen entstehen.

Die Seltenheit des **Firnisglänzenden Sichelmooses** erlaubt ebenso keine abschließende Bewertung dieser Art.

Der **Hochmoorlaufkäfer** hat im NP sein bedeutendstes Vorkommen in ganz Bayern und kommt hier in vier Mooren vor. Sein Erhaltungszustand kann trotz vorhandener Entwässerungseinrichtungen in allen Mooren insgesamt als gut, in einer der Teilflächen sogar als sehr gut bezeichnet werden. Der Verschluss vorhandener Gräben ist wichtig.

Die **Große Moosjungfer** besitzt nur ein sehr kleines und zudem sehr isoliertes Vorkommen. Sie befindet sich somit in einem schlechten Erhaltungszustand und bedarf darum dringender Erhaltungsmaßnahmen.

Der NP BW beherbergt nach derzeitigem Kenntnisstand stabile Bestände der **Koppe** mit intakter Reproduktion, so dass der Erhaltungszustand trotz bestehender Beeinträchtigungen als gut zu bezeichnen ist. Als Maßnahmen zur Erhaltung und Stabilisierung der Koppenpopulation im Gebiet sind alle Gewässerrenaturierungsmaßnahmen geeignet.

Die **Mopsfledermaus** wird aufgrund guter Habitatverhältnisse in einen günstigen Erhaltungszustand eingewertet. Nachgewiesen werden konnte sie bisher mit mehreren Rufaufzeichnungen und einem Netzfang.

Für die **Bechsteinfledermaus** liegt der NP in einem klimatischen Grenzbereich. Umso erfreulicher war überhaupt ihr Nachweis, vermutlich sogar mit Wochenstubenkolonien. Die bisher wenigen Feststellungen und v. a. die geringen Dichte an Höhlenbäumen führen vorerst zu einem relativ schlechten Erhaltungszustand.

Die (Buchen-)Wälder des NP sind für das **Große Mausohr** wahrscheinlich außerordentlich wichtige Jagdhabitate, um sich Fettreserven für die Überwinterung in den umliegenden Stollen anzufressen. Möglicherweise findet hier auch die Balz und Paarung eines Großteils der Niederbayrischen Mausohren statt. Die Fläche geeigneter Jagdhabitate und die hohe Dichte jagender Mausohren führen zu einem insgesamt guten Erhaltungszustand.

Der Erhaltungszustand des **Fischotters** ist dank aufwändiger Monitoring– und Hilfsmaßnahmen ebenfalls als gut einzustufen. Die bayerischen Bestände profitiert außerdem vom Populationsdruck der tschechischen Vorkommen.

Für den **Luchs** ist der NP ein wichtiges Zentrum seiner Ostbayrischen Verbreitung. Regelmäßige Nachweise von mehreren Tieren bescheinigen ihm einen guten Erhaltungszustand für dieses Gebiet.

Von den 13 Arten der Vogelschutzrichtlinie befinden sich 7 (**Wanderfalke, Haselhuhn, Sperlingskauz, Raufußkauz, Schwarzspecht, Dreizehenspecht** und **Zwergschnäpper**) in einem guten Erhaltungszustand. Ihre Populationsdichte und –entwicklung und auch die Habitatverhältnisse sind meist als günstig zu bewerten und sie werden kaum von Beeinträchtigungen tangiert.

6 Arten wurden in einen mittleren bis schlechten Erhaltungszustand eingestuft:
Der **Schwarzstorch** war eine Zeit lang mit 2 Brutpaaren vertreten, hat aber inzwischen beide Horst aufgegeben. Die Beeinträchtigungen durch die klimatische Ungunst (langdauernder Winter) und eine hohe Besucherfrequenz in den Talauen können durch die ansonsten günstigen Habitatverhältnisse nur wenig aufgewogen werden. Da immer wieder Schwarzstörche im Gebiet gesichtet werden, ist eine erneute Brutansiedlung grundsätzlich wahrscheinlich.

Das **Birkhuhn** ist seit längerem als Brutvogel ausgestorben und sehr selten wurden in den letzten Jahren noch einzelne, vermutlich aus Tschechien stammende, Vögel beobachtet.

Vom **Weißrückenspecht** existieren seit mehreren Jahren keine Brutnachweise mehr. Sein schlechter Erhaltungszustand ist ganz auf das Fehlen entsprechender Habitate zurückzuführen.

Der **Grauspecht** ist aufgrund suboptimaler Habitate und starken Veränderungen in der Offenlandbewirtschaftung enorm zurückgegangen und befindet sich in einem ziemlich schlechten Erhaltungszustand.

Die kleine, aus Wiederansiedlung stammende Population des **Habichtskauzes** ist keinesfalls gesichert und bedarf weiterhin umfassender und professioneller Stützungsmaßnahmen.

Dem **Auerhuhn** sind alle Lebensräume der Tallagen (z. T auch Hanglagen) verlorengegangen und sein Vorkommen beschränkt sich nur mehr auf die Hochlagen. Hier bedingen die häufigen Störungen durch Wanderer (v. a. mit freilaufenden Hunden) und Schneeschuhgeher einen insgesamt relativ schlechten Erhaltungszustand.

5.3 Gesamtbewertung

Lebensraumtypen Wald

Die natürliche Waldentwicklung hat im AG vielfach schon heute zu einer Strukturbereicherung geführt, die im Zuge der herkömmlichen Bewertungsmethodik nicht vollständig zum Ausdruck kommt. Die Zustandsanalyse der Wald-LRTen wurde dennoch streng nach der geltenden Arbeitsanweisung (LWF, 2004) durchgeführt, um die Einheitlichkeit und Vergleichbarkeit der beiden Gebietsteile einerseits bzw. mit anderen Natura 2000-Gebieten andererseits zu gewährleisten. Nicht in die Bewertungen mit einbezogen wurden demnach weitere potenzielle, nationalparkspezifische Faktoren wie „natürliche Dynamik“, „patchiness“ (Mosaik und Heterogenität von Kleinstrukturen und Kleinstandorten) oder etwa „Großflächigkeit / Unzerschnittenheit“.
In aller Regel würde sich die Einbeziehung dieser zusätzlichen Bewertungsmerkmale positiv auf die Gesamtbewertung auswirken. Im Falle der Hochlagen des AG ist dies zumindest auf längere Sicht ebenso zu erwarten.

Infolge des ungestörten Ablaufs der dynamischen Prozesse in den Naturzonen kann sich der Erhaltungszustand im AG mit Ausnahme einiger Teilbereiche bzw. Einzelparameter insgesamt kontinuierlich weiter verbessern. Aber auch schon zum jetzigen Zeitpunkt weisen die Wald-LRTen im NP ausnahmslos einen **guten oder sehr guten Erhaltungszustand** auf. Obwohl die Entwicklung der vergangenen Jahrzehnte sehr unterschiedlich verlaufen ist, gilt dies für Alt- und EG gleichermaßen:

Tab. 102: Erhaltungszustand der LRTen im NP BW (Wald)

LRT	**4070** Buschvegetation mit Latschen	**9110** pp1 Hainsimsen-Buchenwald	**9110** pp2 Reitgras-Fichten-Buchenwald	**9130** pp1 Waldmeister-Buchenwald	**9130** pp2 Rundblattlabkraut-Tannenwald	**9140** Hochstauden-Ahorn-Buchenwald	***9180** pp1 Eschen-Bergahorn-Blockwald	***9180** pp2 Drahtschmielen-Bergahorn-Blockwald	***9180** pp3 Bergulmen-Bergahorn-Schluchtwald
Altgebiet									
Fläche	1,7 ha	5465,2 ha	716,4 ha	368,9 ha	-	0,6 ha	1,2 ha	3,9 ha	-
Erhaltungszustand AG	**A**	**B**	**B**	**B**	**-**	**A**	**B**	**B**	**-**
Erweiterungsgebiet									
Fläche	-	2839,1 ha	1024,2 ha	860,0 ha	3,1 ha	5,3 ha	1,2 ha	1,7 ha	1,6 ha
Erhatungszustand EG	**-**	**B**	**B**	**B**	**B**	**A**	**B**	**B**	**A**

Tab. 103: Erhaltungszustand der LRTen im NP BW (Wald): Fortsetzung

LRT	***91D1** Moorbirken-Moorwald	***91D2** Waldkiefern-Moorwald	***91D3** Latschen- u. Spirken-Moorwald	***91D4** Fichten-Moorwald	***91E0** pp1 Winkelseggen-Erlen-Eschenwald	***91E0** pp2 Fichten-Schwarzerlen-Sumpfwald	***91E0** pp3 Grauerlen-Auenwald	***91E0** pp4 Sonstige Schwarzerlen-Gesellschaften	**9410** pp1 Wollreitgras-Fichtenwald (Hochlagen)	**9410** pp2 Hainsimsen-Fichten-Tannenwald (Tal- und Hanglagen)
Altgebiet										
Fläche	-	5,9 ha	89,4 ha	802,5 ha	1,0 ha	1,2 ha	0,3 ha	6,9 ha	2403,9 ha	1194,3 ha
Erhaltungszustand AG	**-**	**A**	**A(-C)**	**A-C**	**B**	**B**	**B**	**B**	**B**	**A-C**
Erweiterungsgebiet										
Fläche	0,3 ha	-	16,0 ha	358,7 ha	1,3 ha	2,1 ha	2,7 ha	0,5 ha	1734,4 ha	510,1 ha
Erhaltungszustand EG	**B**	**-**	**A(-C)**	**A-C**	**B**	**B**	**B**	**B**	**B**	**A-C**

Mittelfristig ist der Verzicht auf aktive Eingriffe auf drei Viertel der gesamten Parkfläche vorgesehen. Infolgedessen kann von einer weiteren Verbesserung des Erhaltungszustandes der meisten in diesen Bereichen liegenden Waldlebensraumtypen ausgegangen werden. Voraussetzung ist jedoch eine ausreichende und nachhaltige gesicherte Verjüngung der gesellschaftstypischen Baumarten.

Lebensraumtypen Offenland

Die Bewertung der Offenland-LRTen fällt auf den einzelnen Teilflächen recht unterschiedlich aus:

Tab. 104: Erhaltungszustand der LRTen im NP BW (Offenland)

LRT	3160 Dystrophe Seen und Teiche	3260 Flüsse	4030 Trockene Heiden incl.. Komplexe	*6230 Borstgras-rasen incl. Komplexe	6410 Pfeifen-graswie-sen	6430 Hoch-stauden-fluren	6520 Berg-Mähwie-sen	*7110 Lebende Hoch-moore	7120 Degra-dierte Hoch-moore	7140 Über-gangs-moore	7230 Kalkrei-che Nieder-moore	8110 Montane Silikat-schutt-halden	8220 Silikat-felsen
Fläche	5,3 ha	59,9 ha	4,5 ha	39,9 ha	12,8 ha	3,8 ha	25,4 ha	5,5 ha	1,4 ha	44,1 ha	0,5 ha	6,5 ha	2,9 ha
Erhatungs-zustand	**A[1]/C[2]**	**B-C**	**B-C**	**A-C**	**B-C**	**B-C**	**A-C**	**A-C**	**C**	**A-C**	**A**	**A**	**A-B**

1) Moorkolke 2) Rachelsee

Anhang II-Arten

Tab. 105: Erhaltungszustand der Anhang II-Arten der FFH-RL im NP BW

Arten	1042 Große Moos-jungfer	1163 Groppe	1308 Mops-fleder-maus	1323 Bech-steinfle-dermau s	1324 Großes Maus-ohr	1335 Fischot-ter	1361 Luchs	1381 Gr. Besen-moos	1386 Gr. Ko-bolds-moos	1393 Finisgl. Sichel-moos	1914 Hochmoor-laufkäfer
Erhaltungs-zustand	**C**	**B**	**B**	**C**	**B**	**B**	**B**	**A-C**	**-**	**-**	**B**

Fast alle Anhang II-Arten befinden sich in einem guten Erhaltungszustand. Das Management der NP-Verwaltung (z. B. Moorrenaturierung, Rückbau von Uferverbauung und Sohlschwellen in Fließgewässern) und die natürliche Waldentwicklung werden zu einer weiteren positiven Entwicklung beitragen. Lediglich für das kleine und isolierte Vorkommen der Großen Moosjungfer stehen dringliche Erhaltungsmaßnahmen an.

Anhang I-Arten der Vogelschutzrichtlinie

Tab. 106: Erhaltungszustand der Anhang I-Arten der VS-RL im NP BW (Vogelarten)

Arten	A030 Schwarz -storch	A103 Wan-derfal-ke	A104 Hasel-huhn	A108 Au-erhuhn	A409 Birkhu hn	A217 Sper-lings-kauz	A220 Ha-bichts-kauz	A223 Raufuß -kauz	A234 Grau-specht	A236 Schwarz -specht	A239 Weiß-rücken-specht	A241 Dreize-hen-specht	A320 Zwerg-schnäp per
Erhal-tungs-zustand	**C**	**B**	**B**	**C**	**-**	**B**	**C**	**B**	**C**	**B**	**C**	**B**	**B**

Von den 12 bewerteten Anhang I-Arten der Vogelschutzrichtlinie besitzen zwei Arten (Schwarzstorch und Weißrückenspecht) kein aktuelles Brutvorkommen mehr. Das (ehemalige) Vorkommen des Birkhuhns wird zudem wegen der ungeeigneten Lebensraumstruktur in Gebiet als nicht signifikant eingestuft. Drei weitere Arten (Auerhuhn, Habichtskauz und Grauspecht) befinden sich aufgrund sehr kleiner Populationen in einem schlechten Erhaltungszustand. Die restlichen sieben Arten sind in einem guten Erhaltungszustand.

Dass keine Art einen sehr guten Erhaltungszustand hat, liegt meist an den niedrigen Populationsdichten. Solche sind in der Verschleißzone des klimatisch rauen Mittelgebirges oftmals natürlich, z. T. liegt dies aber auch an stärkeren Beeinträchtigungen und früheren (vor der Ausweisung zum NP) Habitatveränderungen.

5.4 Gefährdungsanalyse

5.4.1 Gefährdungen, Beeinträchtigungen, Störungen

Wald

Über 95 % der Lebensraumtypenfläche des NPs befindet sich in einem guten oder sehr guten Erhaltungszustand! Akute oder bestandsbedrohende Gefährdungen, Beeinträchtigungen oder Störungen der Lebensräume beschränken sich im Wesentlichen auf Flächen, die auf einen intakten Wasserhaushalt angewiesen sind. In Einzelfällen bzw. im Hinblick auf einzelne Bewertungskriterien ist auch bei einigen der übrigen LRTen eine künftige Verschlechterung nicht auszuschließen.

Besondere Bedeutung kommt hierbei den aus früheren Zeiten stammenden Drainagemaßnahmen in Moor- und Fichten-Tannenwäldern sowie in den Sumpfwaldgesellschaften des LRT 91E0 zu. Insgesamt 533 ha wurden als gestört, 165 ha als stark gestört und 61 ha als sehr stark gestört eingestuft. Durch diese systematische Entwässerungen drohen nennenswerte Flächen irreversibel zu

degenerieren und ihre LRT-Eigenschaft zu verlieren. In einigen Fällen ist dies bereits geschehen. Gelegentlich ist aber auch eine natürliche Regeneration festzustellen.

In mehreren Fällen hat der Anschnitt des Torfkörpers durch Forstwege oder Rückewege ebenso zu einer Austrocknung geführt, wobei die Wirkung sowohl räumlich als auch in ihrer Intensität begrenzt bleibt.

Vereinzelt wandert die Fichte in entwässerte Moore, Moorwaldflächen oder Bachwaldgesellschaften ein.

Abb. 205: Alte Drainagegräben

Der Verbiss bei Tanne und Edellaubholz spielt in fast allen LRTen, bei denen diese Baumarten zur natürlichen Bestockung gehören, eine Rolle. Die Belastung ist im NP unterschiedlich verteilt, Schwerpunkte liegen vor allem im EG. So gibt es deutliche Hinweise darauf, dass der bereichsweise Rückgang dieser Baumarten neben anderen Gründen auch mit dem Verbiss durch Schalenwild zusammenhängt.

Das so genannte Ulmensterben führt sukzessive zum Ausfall dieser für einige Gesellschaften prägenden oder zumindest zugehörigen Baumart.

In den Beständen der Bachwaldtypen erreicht das Drüsige Springkraut (*Impatiens glandulifera*) als Neophyt bereits erhebliche Deckungsgrade in der Bodenvegetation und verdrängt dort zum Teil die heimische Flora.

Nutzungsbedingte Umwandlungen haben in der Vergangenheit dazu geführt, dass einige der Teilflächen des LRT 91E0 heute fragmentiert und voneinander isoliert sind. Die jüngsten Maßnahmen der NPV (z. B. Kolbersbach) wirken dem inzwischen entgegen.

Örtlich sind auf empfindlichen Standorten im Rahmen der Borkenkäferbekämpfung Rückungs- und Befahrungsschäden entstanden. Angefallenes Totholz wurde oft weitgehend entnommen.

In den Hochlagen des EG sind nennenswerte Teile mit nicht autochthonen Fichtenbeständen bestockt. Im AG ist dies in den jungen Stadien derzeit kaum feststellbar.
Neuartige Waldschäden sind seit vielen Jahren rückläufig und derzeit nicht bestandsgefährdend.

Die Auswirkungen der Wasserentnahme für einige NP-Gemeinden sind räumlich begrenzt und stellen derzeit für die betroffenen bzw. angrenzenden LRTen kein akute Beeinträchtigung dar.

Gefährdungen durch Dritte gehen hauptsächlich von der Erholungsnutzung aus. Das NP-Gebiet mit seinen touristischen Einrichtungen und Ausflugszielen wird von Erholungssuchenden stark frequentiert. Schwerpunkte sind die verschiedenen Berggipfel, teilweise mit Gaststätten, daneben die Loipen, der Rachelsee, die meisten Hochmoore und die Schachtenflächen. Das Gebiet ist damit heute ein wesentlicher Besuchermagnet im gesamten Bayerischen Wald. Die Auswirkungen sind allerdings räumlich begrenzt. Ein umfangreiches Wanderwege-, Fahrradwege- und Loipennetz ist die Folge. Soweit Waldlebensraumtypen betroffen sind, läuft die touristische Erholungsnutzung allerdings ausreichend gelenkt. Sensible Lebensräume werden durch geeignete Wegegestaltung geschont (z. B. Bohlenstege). Der Zerschneidungseffekt bleibt selbst in den Mooren i. d. R. unerheblich, viele wertvolle Flächen sind ohnehin von der touristischen Erschließung ausgespart. Die Auswirkungen auf die Schutzziele des FFH-Gebietes sind derzeit tolerierbar. Unratablagerungen und Trittschäden beschränken sich auf wenige, besonders intensiv genutzte Bereiche und dort wieder beschränkt auf die unmittelbaren Wegränder- oder Rastplätze.

Abb. 206: Schonende Wanderwegeerschließung mit Bohlenstegen

Zahlreiche Fichtenwälder wurden bereits vor über 15 Jahren vom Buchdrucker abgetötet. Wie die Entwicklung hier zeigt, führt der Befall durch den Borkenkäfer auf diesen Flächen, die dem Prozessschutz unterliegen, langfristig nicht zum Verlust der LRT-Eigenschaft. In den Hochlagen müssen hierfür allerdings einige Voraussetzungen wie ausreichend Vorausverjüngung und geeignete Verjüngungssubstrate vorliegen.

Abb. 207: Starker Wildverbiss an Tanne (Foto: Englmaier, NP BW)

Eine Änderung des Klimas, wie sie für Mitteleuropa prognostiziert wird, hätte auch Einfluss auf die Wälder des NPs. Inwieweit der festgestellte Temperaturanstieg schon bisher zu einer Veränderung der Waldvegetation v. a. in Bezug auf die Baumart Fichte geführt hat, ist nur schwer abschätzbar. Im AG wird eine mögliche Entwicklung durch den Buchdruckerbefall überlagert. Im EG ist ein Ausfall oder ein Rückgang der Fichte - nur aufgrund höherer Temperaturen als unmittelbarer Ursache – kurzfristig nicht feststellbar. Für den verstärkten Borkenkäferbefall spielen höhere Temperaturen dagegen mit Sicherheit eine große Rolle.
Auch eine Verlagerung der Hochlagengrenze infolge einer Klimaerwärmung ist derzeit nicht zu beobachten. Dass sich die Grenze der Buchenverbreitung mancherorts scheinbar nach oben verschiebt, liegt daran, dass nach dem Ausfall der Altfichten im AG die verbliebenen, ehemals unter- und zwischenständigen Buchen zwischenzeitlich das Waldbild prägen. Meist ist aber schon jetzt eine üppige Fichtennaturverjüngung zu erkennen, die die Buche in absehbarer Zeit eingeholt haben wird. Ein weiter Aspekt ist, dass sich die Buche nach und nach, aber schon heute deutlich erkennbar, ehemalige, nutzungsbedingt fichtenreiche Areale am Rande zur Hochlage wieder zurückerobert. Insbesondere auf den Standorten 224 (Lehm) und 274 (m i t t e l g r ü n d i g e r Lehm über verfestigten Schutt) ist dies der Fall. Für eine weitere Ausbreitung in höhere Lagen ist derzeit offenbar eher der Standort (f l a c h g r ü n d i g er Lehm über verfestigtem Schutt (273) bzw. Blockböden (033/032/031)) denn die Temperatur der begrenzende Faktor.
Unabhängig davon, wie die weitere Entwicklung des Klimas verläuft, wird eine daraus resultierende Veränderung der meisten Lebensraumtypen nicht mit einer Verschlechterung gleichzusetzen sein, zumal im NP BW der Prozessschutz, und nicht der Erhalt bestimmter, meist ohnehin variabler Eigenschaften von Waldlebensraumtypen im Vordergrund steht.

Offenland

Ein Gefährdungspotenzial für die Biozönosen der Fließgewässer stellt die Gewässerversauerung dar, deren Grad sich allerdings gegenüber der Situation Anfang der 1990er Jahre abgeschwächt hat. Auch mittel- bis langfristig ist durch den Neuaufbau der Wald-Ökosysteme mit Beteiligung der Buche die Situation damit zu rechnen, dass sich die Gefährdung weiter entschärfen wird.

Nicht standortheimische Fichtenaufforstungen entlang der Fließgewässer stellen in eine Beeinträchtigung dar. Die in das Bachbett gelangende Nadelstreu kann zu einer Absenkung des pH-Wertes führen. Außerdem können Bach bewohnende Pflanzenfresser diese Streu nicht verwerten (vgl. BOHL, 1989, zit. in RINGLER et al., 1994). Zudem haben dichte Jungfichtenaufforstungen eine erhebliche Barrierewirkung für viele mobile Insektenarten entlang der Gewässer, wie z. B. Libellen.

Weitere, z. T. erhebliche Beeinträchtigungen und Gefährdungen gehen von intensiven Wasserbaumaßnahmen aus, insbesondere von Querverbauungen und unpassierbaren Durchlässen und Verrohrungen auf migrationsfähige Arten, u. a. - als Anhang II-Arten - die Mühlkoppe (Gefahr der Isolation und Extinktion von Teilpopulationen) und den Fischotter (Gefahr durch den Straßenverkehr). Daneben können auch intensive Längsverbauungen so gravierende Auswirkungen auf Sohlsubstrat und Fließgeschwindigkeit haben, dass dadurch eine Gefährdung der betroffenen Gewässerabschnitte als (potenzieller) Lebensraum der Mühkoppe gegeben ist.

Abb. 208: Querverbauung mit Barrierewirkung am Schleicherbach

Natürliche Vorkommen des Lebensraums 4030 „Europäische trockene Heiden“ sind i. d. R. nur geringfügiger oder allenfalls mäßig starker Trittbelastung durch Touristen ausgesetzt, so dass keine akute Beeinträchtigung besteht. Anders verhält es sich mit den aus Artenschutzgründen als sehr wertvoll einzustufenden, anthropogen bedingten Vorkommen auf Sekundärstandorten mit Vorkommen sehr seltener Flachbärlapparten: Viele dieser Wuchsorte auf Straßen- und Forstwegeböschungen, Holzlagerplätzen oder in ehemaligen Entnahmestellen sind akut durch natürliche Sukzession, insbesondere Fichtenanflug, gefährdet, da die Wert bestimmenden, konkurrenzschwachen, Pionierstandorte bevorzugenden Arten rasch verdrängt werden.

Am stark von Wanderern frequentierten Rachelsee beschränkt sich die Trittbelastung dank wirksamer Absperrungsmaßnahmen auf einen Uferstreifen von maximal 30 m Länge, so dass keine erhebliche Beeinträchtigung oder Gefährdung verursacht wird.

Hauptgefährdungsfaktor hinsichtlich der erfassten prioritären Borstgrasrasen (LRT 6230) ist bei sehr vielen Einzelflächen eine fehlende Nutzung bzw. Pflege: Auf längere Zeit brachliegenden Flächen nimmt die Gefahr der

Verdrängung konkurrenzschwacher Blütenpflanzen durch Ausbreitung von Brachegräsern, wie dem Weichen Honiggras (*Holcus mollis*) oder dem Seegras (*Carex brizoides*) sowie durch einsetzende Gehölzsukzession sehr stark zu.
Besonders die charakteristische Bestandsstruktur und Artenzusammensetzung der Hochlagen-Borstgrasrasen der Schachten, geprägt von flachwachsenden Blütenpflanzen, wie z. B. Harzer Labkraut (*Galium harcynicum*), Kleinem Sauerampfer (*Rumex acetosella*), Wald-Ehrenpreis (*Veronica officinalis*) u. ä., und begleitet von charakteristischen, teils seltenen Arten, wie z. B. Ungarischem Enzian (*Gentiana pannonica*), Norwegischem Ruhrkraut *(Gnaphalium norvegicum*) oder Alpenlattich (*Homogyne alpina*), ist z. T. akut durch die o. g. Ausbreitung von Brachezeigern gefährdet. Vor allem in Randzonen stellen auch Heidelbeere und aufkommenden Gehölze eine zusätzliche Gefährdung dieser Borstgrasrasen dar.
Ein weiteres Problem insbesondere bei sehr kleinen Waldlichtungen stellt die Wildäsung dar: Auf mehreren kleinen Offenlandsflächen, die früher artenschutzrelevante Borstgrasrasen, z. B. mit Vorkommen von Ungarischem Enzian (*Gentiana pannonica*) beherbergten (vgl. GAISBAUER 1982, STRUNZ, mdl.), wurden im Jahr 2005 Bestände vorgefunden, die sich zum einen aus stark verbrachten Teilflächen (v. a. Seegras), zum anderen aus intensiv beästen, kurzrasigen Vegetationsbeständen, die dem Verband *Cynosurion* zuzurechnen sind, vorgefunden. Zwar waren vereinzelt Arten der Borstgrasrasen am Bestandsaufbau beteiligt, doch herrschten flachwachsende Arten der Intensivweiden, wie z. B. Weißklee (*Trifolium repens*), Kriechender Hahnenfuß (*Ranunculus repens*), Braunelle (*Prunella vulgaris*) u. ä. vor. Im Rahmen dieser Bestandserhebungen ist allerdings schwer abzuschätzen, inwieweit derartige Bestandsveränderungen ausschließlich das Resultat einer intensiveren Wildäsung (möglicherweise gefördert durch den Zusammenbruch der Fichtenhochlagenwälder) sind, oder aber entsprechende Flächen in der Vergangenheit zusätzlich „bodenverbessernden Maßnahmen“, wie z. B. Düngung, Ausbringen von Torf o. ä., unterzogen wurden, so geschehen beispielsweise am „Kirchlinger Stand“ (STRUNZ, mdl.).
Auch in den Borstgrasrasen der tieferen Lagen stellen die genannten Brachezeiger, besonders Honiggras (*Holcus mollis*) und Seegras (*Carex brizoides*), in Verbindung mit aufkommender Gehölzsukzession ein erhebliches Gefährdungspotenzial dar. Andererseits kann hier Einzelflächen bezogen aber auch eine zu intensive Nutzung, bzw. Pflege, wie z. B. zu frühe Mahd oder für hochbedrohte Arten durch zu tief eingestelltes Mähwerk eine Gefährdungsursache darstellen.

In den erfassten Teilflächen der Pfeifengraswiesen (LRT 6410) im Sagwassertal sind bereits negative Auswirkungen einer fehlenden Nutzung, bzw. Pflege in Form von Verbrachung, Verfilzung und vermindertem Blütenreichtum erkennbar. Während zwei Teilflächen zwar noch nicht akut gefährdet, aber dennoch bereits beeinträchtigt sind, da hier kleinräumig sehr gute mit schlechten Zuständen wechseln, sind bei den beiden anderen Teilflächen die Beeinträchtigungen – in Verbindung mit Vordringen von Weidengebüsch – bereits als so gravierend einzustufen, dass die Erhaltung dieses Lebensraumtyps ohne kurzfristige Sofortmaßnahmen in Frage gestellt ist.
Von dem das Tal querenden Wanderweg, der mit Rücksichtnahme auf die sensible Vegetation auf einem Knüppelpfad geführt wird, sind keine Beeinträchtigungen auf den Lebensraumtyp feststellbar.

Abb. 209: Zurückdrängung des Borstgrasrasens durch die Ausbreitung der Heidelbeere am Sulzschachten

Bestände des Lebensraumtyps „Feuchte Hochstaudensäume“ (6430) sind zwar nicht aktuell, jedoch vermutlich langfristig gefährdet durch Verdrängung von Gehölzen infolge der natürlichen Vegetationsentwicklung oder durch die Ausbreitung konkurrenzkräftiger Neophyten.
Auch das Vordringen von Neophyten stellt aktuell zwar Einzelflächen bezogen eine Beeinträchtigung, aber noch keine akute Gefährdung der betroffenen Bestände dar, bedarf jedoch einer weiteren Beobachtung.

Die Bergmähwiesen (LRT 6520) sind, ähnlich wie die Borstgrasrasen Einzelflächen bezogen stark gefährdet durch fehlende Nutzung und den negativen Auswirkungen von Verbrachung und natürlicher Vegetationsentwicklung (Verdrängung konkurrenzschwacher Blütenpflanzen durch Ausbreitung von Brachegräsern; Gehölzsukzession). Eine weitere Hauptgefährdungsursache ist auf einem Teil der Flächen die Nutzungsintensivierung (zu frühe Mahd; Aufdüngung und zu häufige Mahdfrequenz). Auch die Umstellung auf Beweidung kann eine Gefährdung dieses Lebensraumtyps (auf Einzelflächen) darstellen.

Die Silikatschutthalden (LRT 8110) im NP sind - abgesehen vom touristisch erschlossenen Lusen – völlig naturnah und unbeeinträchtigt. Die größte Blockschutthalde im NP am Lusengipfel ist zwar entlang der Wanderrouten stark durch Trittbelastung beeinträchtigt, doch stellt diese Beeinträchtigung angesichts der Gesamtflächengröße dieses Blockschuttmeeres keine Gefährdung des Lebensraums dar.

Zusammen mit dem Blockschuttmeer am Lusen gehören die größeren Felsmassive (LRT 8220) im NP (teilweise)

zu den größten Anziehungspunkten für den Tourismus. Sie sind jedoch nur punktuell durch Trittbelastung beeinträchtigt, so dass kein Gefährdungspotenzial für die Felsspaltenvegetation besteht.

Anhang-Arten

Durch die frühere forstliche Bewirtschaftung wurde dem im Gebiet auf Buchen-Totholz und starke Altbuchen angewiesenen Grünen Besenmoos (*Dicranum viride*) die Lebensgrundlage weitgehend entzogen, so dass heute nur noch isolierte Einzelvorkommen bestehen. Ähnliches gilt für das Grüne Koboldsmoos (*Buxbaumia viridis*), das ausschließlich auf morschem Fichten-Totholz wachsen kann. Der Nutzungsverzicht auf großer Fläche wird aber mit Sicherheit zu einer Wiederausbreitung führen.

Die schleichende Verschlechterung in einigen drainierten Moor(wald)typen ist auch im Hinblick auf den prioritären Hochmoorlaufkäfer von Bedeutung. Hauptsächlich im Großen Filz besitzen die Entwässerungsgräben immer noch eine deutliche beeinträchtigende Wirkung auf die Habitatstrukturen dieser Art.

Ebenso durch Eingriffe aus früheren Zeiten unterliegt die Koppe zumindest in Teilbereichen deutlichen Beeinträchtigungen. Verschiedene Verbauungen der Fließgewässer (Sohlschwellen, Ausleitungen, Begradigung mit Randverbauung, etc.) bedingen nach wie vor ungünstige Habitatstrukturen und die Aufsplitterung in kleine, isolierte Teilpopulationen.

Entwässerungen und Veränderungen der Fließgewässerstrukturen bringen auch ungünstige Auswirkungen für den Schwarzstorch mit sich. Geänderte Nutzungsformen in den Talwiesenbereichen und starke Störungen durch verschiedene Freizeitaktivitäten bedingen insgesamt eine relativ starke Beeinträchtigung für diese Störungsempfindliche Art.

In noch stärkerem Maße gelten die vorherigen Beeinträchtigungen für das Birkhuhn.

Beim Auerhuhn konzentrieren sich die Beeinträchtigungen noch mehr auf unmittelbare Störungen. Freizeitaktivitäten im Sommer und Winter, zahlreiche mitgeführte Hunde (oft freilaufend), eine durch Abfälle und Kirrungen erhöhte Prädatorendichte und manchmal auch intensive Waldarbeiten im Rahmen der Borkenkäferbekämpfung machen diesem großen und scheuen Waldhuhn das Leben schwer.

5.4.2 Pläne und Projekte

Es sind Bestrebungen im Gange, den historischen Grenzübergang an den so genannten Blauen Säulen für die Allgemeinheit wieder zu öffnen. Hierbei ist zu prüfen, ob negative Auswirkungen auf betroffene Schutzgüter zu erwarten sind. Je nach Trassenführung sind mögliche Beeinträchtigungen für die hier vorkommenden LRTen 9410, 7140 und 91D0 sowie für das Auerhuhn auszuloten.

Für einige NP-Gemeinden erfolgt eine Wasserentnahme zum Zwecke der Trinkwassergewinnung. Diese Nutzungen bestanden bereits vor der Gebietsmeldung. Im Falle der Fassung einer neuen Quelle für das Wildniscamp in Ludwigsthal wurde die Verträglichkeit durch die Naturschutzverwaltung befürwortet.
Konkrete Folgen für die Schutzgüter sind räumlich eng begrenzt und stellen derzeit für die betroffenen bzw. angrenzenden LRTen keine akute Beeinträchtigung dar. Im Falle einer Ausweitung der Entnahme wären mögliche Auswirkungen zu prüfen.

Die Beschlussfassung zum Bau des Hauses zur Wildnis ist vor der Gebietsmeldung erfolgt. Die naturschutzfachliche Verträglichkeit wurde bestätigt. Schutzgüter waren beim Bau nur marginal betroffen, überwiegend handelte es sich um Sonstigen Lebensraum. Auch Auswirkungen infolge des Besucherstromes waren und sind wegen der Lage an der unmittelbaren Peripherie des NPs nicht zu erwarten.

Der Ausbau der Kreisstraße zwischen Buchenau und Spiegelhütte mit Anlage eines Radweges hat nur zu sehr geringfügigen Flächenverlusten von Hainsimsen- und Waldmeister-Buchenwald geführt. Wie auch im Falle des Hauses zur Wildnis lag hierfür eine positive Verträglichkeitsabschätzung nach dem Bayerischen Naturschutzgesetz vor.

Sämtliche Maßnahmen zur Sturmholzaufarbeitung nach dem Orkan Kyrill fallen nicht unter die Rechtsbegriffe „Pläne“ und „Projekte“, sondern sind als forstbetriebliche Maßnahmen anzusehen. Dennoch sind natürlich mögliche negative Auswirkungen auf die betroffenen Schutzgüter im Hinblick auf eine erhebliche Verschlechterung auszuloten und zu vermeiden (vgl. Art. 13c (1) BayNatSchG). Auf die Notwendigkeit einer möglichst schonenden Durchführung in den jeweiligen Lebensraumtypen wurde in den entsprechenden Kapiteln hingewiesen.

Weitere Pläne oder Projekte, die die Schutzgüter des Natura 2000-Gebietes beeinträchtigen könnten, sind nicht bekannt.

5.5 Zielkonflikte und Synergien

Zielkonflikte

NP-Plan (NATIONALPARKVERWALTUNG BAYERISCHER WALD, 1999a) und NP-Verordnung sehen als zentrales Leitbild das Wirken der natürlichen Umweltkräfte und die ungestörte Dynamik der Lebensgemeinschaften auf einem Großteil der Parkfläche vor. Im Rahmen der Natura 2000-Managementplanung wird dagegen der Zustand zum Kartier- bzw. Meldezeitpunkt bewertet, die Betrachtungsweise aus Sicht von Natura 2000 ist daher eine

statische, das bestehende Verschlechterungsverbot spielt eine entscheidende Rolle. Daraus resultiert eine Reihe von Zielkonflikten:

Wie die Ergebnisse der Managementplanung zeigen, hat die natürliche Waldentwicklung im AG (Hang- und Tallagen) i. d. R. keine negativen Auswirkungen auf die Wald-LRTen. Es sind ganz im Gegenteil oftmals ansprechende Strukturen entstanden.
In den Hochlagenwäldern des AGs hat das großflächige Absterben infolge des Befalls durch den Buchdrucker zunächst zu einer Verschlechterung mehrere Strukturparameter geführt. Die LRT-Eigenschaft ist dadurch aber zurzeit nicht infrage gestellt. Die momentanen Defizite der Kriterien Entwicklungsstadien, Schichtung und Biotopbäume sind temporärer Art. Bei der jetzt erkennbaren Verjüngungssituationen werden zwar zwischenzeitlich auch wieder Bereiche mit geschlossenen Beständen entstehen. Insgesamt kann aber davon ausgegangen werden, dass auf lange Sicht eine Verbesserung aller Kriterien einsetzen wird.

Abb. 210: Flächiger Borkenkäferbefall in den Hochlagen bei Finsterau

Darüber hinaus deuten mehrere historische Schilderungen darauf hin, dass vor der systematischen Nutzung der Hochlagenfichtenwälder nennenswerte Bereiche nicht in der gewohnten Art und Weise voll bestockt waren, sondern dass diese Lagen von Natur aus außergewöhnlich viel Totholz und eben keine geschlossene Bestandesstruktur aufwiesen. So lässt sich beispielsweise aus den Beschreibungen der primitiven Operate und ihrer Vorgänger ein anschauliches Bild der „Hochwaldungen vor den ersten Nutzungen“ konstruieren:

„Der bis 300 und mehrjährige fast reine Fichtenwald ist nur an wenigen Orten mit Bergahorn und Vogelbeere gemischt. Bäume jeden Alters sind darin vertreten. „Uralte, aber noch aufrecht stehende, konisch gewachsene Fichtenskelette mit ihren tief herabhängenden, gebleichten Ästen wechseln mit gerade im kräftigen Alter stehenden, im Absterben begriffenen Stämmen mit einer aus Moos-bedecktem Lagerholze sprossenden jungen Pflanzenbrut.“ Zum Teil enthält das Lagerholz noch viel nutzbares Material. Nur an wenigen Stellen kann man von einem geschlossenen Bestand sprechen.“

Der Geograph und Geologe HOCHSTETTER (zit. in ZIERL, 1972) schildert seine Eindrücke vom „Hochwald“ im Jahre 1855 folgendermaßen:

„Sturm, Wetter und die Jahrhunderte haben nur Bilder der Zerstörung und Verwirrung übriggelassen. Die Stämme stehen schütter, einzeln und einzeln, dazwischen Heidelbeere, Weidenröschen, ein Gewirr von Felsblöcken, modernden Zweigen, Ästen, Stämmen, Stöcken. Hier steht ein Riesenstamm noch grün, aber der Sturmwind hat ihm die Krone abgerissen, und von den Ästen hängt wie greises Haar das Bartmoos in klafterlangen Fäden, die der Wind hin und her wiegt, hier steht ein Stamm längst abgestorben, morsch und faul, ausgedörrt, dass er angezündet wie glimmernder Zunder fortglüht, eine graue gespenstische Gestalt, die ihre nackten Knochenarme in die Luft reckt. Hier eine Fichte mit den Wurzeln ausgerissen, in deren Netzwerk Erdklumpen und Felsstücke hängen, der mächtige Wurzelstock wie eine Mauerruine, und daneben eine breite Grube; sie vermodert und verfault und auf dem Leichnam keimt üppig junges Leben; und zwischen all dem Gewirr rundliche von weißen Flechten überzogene Granitblöcke, wie gebleichte Riesenschädel, Farrenkraut und Moos, Tod und Stein mit frischendem Grün, mit saftigem Leben überwuchernd. Ist man in einem solchen Wirrwarr einmal hineingeraten, so hat man Mühe und Not, wieder herauszukommen, die morschen Stämme fallen dumpf krachend unter dem Tritt zusammen, weiche Mooshügel überdecken trügerisch Haufwerk und Felsklüfte, in die man durchbricht. Aber gewiss wird jeder die großen Eindrücke gerne zurückrufen, die er empfand, wenn er in solcher Wildnis mühsam emporkletternd über Felstrümmer und Baumleichen durch festverwachsenes Gestrüpp langsam vordringend endlich hervortrat auf der letzten hohen Felsplatte, und von der Kuppe des Berges hinwegsah über die ungeheuren düstern schwarzen Waldmassen“.

Die für den LRT 9410 ungünstige Bewertung einiger Teilkriterien, auch zurückzuführen auf fehlende Gegensteuerung in Form einer Bekämpfung des Buchdruckers, relativiert sich also unter Einbeziehung des dynamischen Aspekts, der offensichtlich in den Hochlagen schon immer eine entscheidende, landschaftsprägende Rolle gespielt hat.

Auf stark blocküberlagerten Partien (mit potentieller natürlicher Vegetation Fichten-Blockwald) besteht bei Freilegung der Moospolster und Humuspakete auf den Granitblöcken die Gefahr der Austrocknen und Erosion, mit der Folge, dass eine Wiederbestockung erschwert oder unmöglich werden könnte. Bislang ist dies nicht eingetreten, wohl auch deshalb, weil sich gerade auf solchen Standorte meist sehr rasch Verjüngung mit Vogelbeere und Fichte eingestellt hat.

Bei vielen der selteneren gesellschaftstypischen Baumarten wie Bergulme, Spitzahorn, Esche, Sommerlinde, Eibe sowie bereichsweise Tanne und Bergahorn zeichnen sich - aus unterschiedlichen Gründen - bisweilen rückläufige Anteile ab. Als ein zweites Ziel neben dem Prozessschutz nennen Nationalparkverordnung und NP-Plan den Erhalt der charakteristischen Pflanzengesellschaften. Die heimischen Tier- und Pflanzenwelt soll sichergestellt sein. Dies soll zwar möglichst im Zuge des Prozessschutzes erfolgen, bei Bedarf sind aber auch Stützungs- oder Wiederansiedlungsmaßnahmen vorgesehen. Gerade ein vollständiges Spektrum der ursprünglichen Artenvielfalt stellt ein Ablaufen natürlicher Prozesse sicher. Punktuelle Eingriffe auch in der Naturzone sind damit auch mit dem Ziel einer natürlichen Waldentwicklung vereinbar. So ist die Erhaltung des genetischen Potenzials und der natürlichen Biodiversität (speziell Artensicherung) eine für die Managementkategorie Nationalpark von der IUCN ausdrücklich angeführte vordringliche Aufgabe.

Moore, aber auch die „Fichtenauwälder“ der Tallagen sind durch menschliche Eingriffe oftmals so stark beeinträchtigt, dass eine schleichende Verschlechterung zu einer Aberkennung der LRT-Eigenschaft bzw. zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes führen kann.

Im Einzelfall können damit auch innerhalb der Naturzone Renaturierungsmaßnahmen notwendig werden. Auch dies stünde aus o. g. Grund nicht im Widerspruch zum Leitbild des Prozessschutzes.

Vermeintliche Zielkonflikte zwischen dem im NP-Plan, Teilband „Leitbild, Ziele“ als vorrangiges Ziel verankerten Prozessschutz und der Erhaltung anthropogen bedingter Lebensräume gemäß Anhang I. Insbesondere die Erhaltung der artenreichen Borstgrasrasen (LRT *6230), extensiv genutzter Berg-Mähwiesen (LRT 6520) und Pfeifengraswiesen (LRT 6410), deren Entstehung auf die kleinbäuerliche Landwirtschaft zurückzuführen ist, können gelöst werden. Dies betrifft ebenso die Erhaltung des Lebensraums Zwergstrauchheiden (4030) auf Sekundärstandorten, die nur durch eine lebensraumtypische Nutzung, bzw. Pflege gewährleistet ist.
So heißt es im Teilband „Arten- und Biotopschutz“ des NP-Plans (NATIONALPARKVERWALTUNG BAYERISCHER WALD, 1999b): „Das Naturschutzkonzept des NPs setzt bewusst im NP den Schwerpunkt beim Prozessschutz, was aber nicht heißt, dass Aspekte des klassischen Arten- und Biotopschutzes keine Beachtung fänden. Die Erhaltung des genetischen Potentials und der natürlichen Biodiversität (speziell Artensicherung) sind für die Managementkategorie Nationalpark von der IUCN ausdrücklich benannte prioritäre Aufgaben und erfahren durch die Meldung des NPs als Natura 2000-Gebiet eine zusätzliche Gewichtung. … **Managementmaßnahmen** (Artenstützung, Pflegemaßnahmen, Regulierung,...) **im NP**, die über den Schutz bzw. die Wiederherstellung von Lebensräumen **(Renaturierung)** hinaus gehen (vgl. Kap. 5.2), können notwendig werden, sofern NP-Ziele gefährdet sind (z. B. Artenverlust) oder andere Rechtsvorschriften (z. B. FFH- und VS-Richtlinie) dies erfordern.“ So finden speziell die Vorkommen hoch bedrohter Flachbärlapparten in diesem Teilband durch die Formulierung „Gerade diese Arten sind mitunter nur durch aktive Management- bzw. Pflegemaßnahmen zu erhalten“ eine besondere Würdigung.

Im Bereich der Schachten sind Zielkonflikte zwischen der Erhaltung des Lebensraumtyps 6230 „artenreicher Borstgrasrasen“ mittels geeigneter Maßnahmen (vgl. Kap. 5.6) und der Förderung der (artenarmen) Heidelbeerflächen als Teil-Lebensraum von Auerhuhn nach aktuellen Erkenntnissen aus dem NP Šumava (L. BUFKA mdl.) nicht zu erwarten.

Grundsätzlich müssen die Borstgrasrasen als prioritäre Lebensraumtypen der FFH-Richtlinie in einem günstigen Erhaltungszustand bewahrt werden. Um praktische Erfahrungen zu sammeln, sollte eine Beweidung auf den leichter erreichbaren Offenflächen in tieferen Lagen begonnen werden und naturschutzfachlich-wissenschaftlich begleitet werden. In einem Zeitraum von ca. 6 Jahren sollten weitere Schritte zur Ausdehnung der Beweidung auch auf Schachten der Hochlagen diskutiert und festgelegt werden.

Nach Auskunft von L. BUFKA (mdl. Mitt.) gibt es bei der Beweidung mit Schafen auf Borstgrasrasen, die in dem angrenzenden NP Šumava bereits seit Jahren erfolgreich praktiziert wird (BUFKOVÁ u. ZELENKOVÁ, mdl.), keine Zielkonflikte mit dem Schutz des Auerhuhns auf tschechischer Seite. Nach Einschätzung von BUFKA sind solche bei der Beweidung der Schachten auf bayerischer Seite ebenso wenig zu erwarten, da der Heidelbeergürtel in der Übergangszone zum Wald zwar ein Teillebensraum für das Auerhuhn sein kann, den wichtigeren Teillebensraum jedoch (jüngere) Pioniergehölzstadien mit Vogelbeere (*Sorbus aucuparia*) und Birke (*Betula pendula*) darstellen. Dennoch sollten Saumzonen mit *Vaccinium*-Gürtel - auch mit Rücksichtnahme auf das Auerhuhn - nur sporadisch und zurückhaltend beweidet oder z. B. in einem Abstand von 5 Metern zum geschlossenen Wald ganz von der Beweidung ausgespart werden, um unnötige Zielkonflikte ausschließen zu können.

Bei den Arten stellen sich Zielkonflikte hinsichtlich der Habitatstrukturen nur bei den auf offene Bereiche angewiesenen Arten. Alle typischen Waldarten kommen mit der natürlichen Walddynamik hervorragend zurecht, bzw. werden sich dadurch in nächster Zeit eher positiv entwickeln (Spechte, Raufußkauz und Sperlingskauz, die drei Fledermausarten, Zwergschnäpper).
Hauptzielkonflikt für viele der Anhangarten im Bereich des NP ist der Tourismus.

Synergieeffekte

Die für die Randzone empfohlene Stützung bzw. Einbringung von Tanne auf den mineralischen Nassstandorten der Tallagen (LRT 9410 Hainsimsen-Fichten-Tannenwald) würde nicht nur zu einer größeren Naturnähe dieser Flächen und einer Verbesserung des Erhaltungszustandes führen. Höhere Tannenanteile könnten auf längere Sicht neben einer Erhöhung der Bestandesstabilität auch eine Entspannung der Borkenkäferproblematik für die angrenzenden Wälder mit sich bringen. Im Übrigen gilt dies auch für die hier befindlichen fichtenbetonten Waldteile auf Hartböden, wo ein tannenreicher Hainsimsen-Buchenwald als potenzielle natürliche Vegetation anzusehen ist. Da es sich um „sonstigen Lebensraum“ handelt, können im Rahmen dieses Managementplans hierzu keine Maßnahmen vorgesehen werden.

Ebenfalls Synergie-Effekte gibt es mit dem Ziel der Erhaltung und Förderung naturnaher Fließgewässer (LRT 3260): Sowohl durch die natürliche, dynamische Entwicklung von ehemals stärker verbauten hin zu frei fließenden Gewässern mit dynamischen Erosions- und Anlandungsprozessen als auch durch Renaturierungsmaßnahmen als Grundlage für diese Prozesse werden gleichzeitig die Habitatstrukturen für die Anhang II-Arten Koppe und Fischotter aufgewertet. Zudem entstehen dadurch neue Standorte für eine natürliche Vegetationsentwicklung, bei der u. a. für den Lebensraum 6430 „feuchte Hochstaudenfluren“ auf älteren Anlandungen geeignete Bedingungen entstehen.

5.6 Erhaltungsmaßnahmen

Waldlebensraumtypen

In den Naturzonen des NPs, und damit zum gegenwärtigen Zeitpunkt auf insgesamt 10.618 ha, kann eine vom Menschen unbeeinflusste Waldentwicklung ungestört ablaufen (Prozessschutz). Aus der FFH-Richtlinie geht klar hervor, dass das natürliche Verbreitungsgebiet („natural range“) von Arten und Lebensraumtypen hinsichtlich seiner Flächengröße dynamisch ist. Der von der Europäischen Kommission eingesetzte Habitatausschuss sieht Veränderungen z. B. durch Sukzession als natürlich und damit nicht als Verschlechterung des Erhaltungszustandes von Schutzgütern i. S. der FFH-Richtlinie an. Erhaltungsmaßnahmen sind für diese Bereiche daher grundsätzlich nicht vorgesehen. Allenfalls wurden hierfür Empfehlungen gegeben, die meist punktueller Natur sind.

Die meisten Waldlebensraumtypen weisen in großen Bereichen auch außerhalb der Naturzonen einen guten bis sehr guten Erhaltungszustand auf. **Konkrete Erhaltungsmaßnahmen zur Sicherung der Natura 2000-Schutzgüter sind somit auf insgesamt mehr als ¾ der Gesamtfläche des NPs nicht erforderlich!**

Vorrangiges Ziel im NP ist es, den Erhalt der heimischen Tier- und Pflanzengesellschaften vornehmlich im Rahmen einer ungestörten Dynamik und dem Zulassen natürlicher Umweltkräfte zu gewährleisten. Durch menschliche Eingriffe in früherer Zeit, aber auch durch entstandene Ungleichgewichte infolge heute fehlender Regulationsmechanismen bei Räuber-Beute-Beziehungen ist es zu Störungen von Lebensräumen und Arten gekommen. Da am ehesten ein möglichst vollständiges Spektrum der ursprünglichen Artenvielfalt ein Ablaufen natürlicher Prozesse sicherstellt, sind im Einzelfall bestimmte Maßnahmen sinnvoll, insbesondere dann, wenn eine natürliche Regeneration in absehbarer Zeit nicht zu erwarten ist.
Bei einer Reihe von Waldlebensraumtypen treten Mängel insbesondere im Hinblick auf Habitatstrukturen und Beeinträchtigungen auf. Soweit diese gravierend sind oder eine weitere, teils schleichende Verschlechterung befürchten lassen, wurden notwendige Erhaltungsmaßnahmen vorgesehen bzw. entsprechende Empfehlungen ausgesprochen.

Die bedeutendste und am häufigsten beobachtete Störung ist die Entwässerung der verschiedenen, auf einen intakten Wasserhaushalt angewiesenen Vegetationstypen. Moor- und Au-Fichtenwälder, Bach- und Sumpfwälder sowie offene Moore sind davon betroffen. Es wird nicht möglich sein – schon aufgrund der Unzugänglichkeit vieler Bereiche - alle beeinträchtigten Flächen zu renaturieren. Um einen Überblick darüber zu geben, wo die Schädigungen am schwerwiegendsten sind, wurde in der Maßnahmenkarte die Dringlichkeit von möglichen Maßnahmen aus fachlicher Sicht dargestellt. Überdies ermöglicht diese Abstufung die Bildung von Maßnahmenschwerpunkten. Allerdings ersetzt die Karte nicht die konkrete Prüfung vor Ort (Zugänglichkeit, technische Durchführbarkeit, natürliche Regenerationsmöglichkeit usw.).
I. d. R ist ein nachhaltig wirksamer Grabenverschluss vorzusehen. Bei gleicher Dringlichkeitsstufe sind LRTen auf Hochmoortorf vorrangig anzusehen. Im Einzelfall ist als flankierende Maßnahme eindringende Fichte zurückzunehmen.

Abb. 211: Moorrenaturierung im Seefilz (Foto: Englmaier, NP BW)

Bei unverzichtbaren Maßnahmen im Zuge der Borkenkäferbekämpfung ist auf sensiblen Weichböden mit größtmöglicher Behutsamkeit vorzugehen, um die empfindlichen Böden zu schonen. Bei unumgänglichen Walderschließungen sind Moorböden zu umgehen. Nährstoffeinträge (Rinde) sind besonders in den prioritären LRTen und im Falle der Fließgewässer unbedingt zu vermeiden.

Der Schalenwildverbiss an Edellaubbaumarten und Tanne trägt dazu bei, dass eine angemessene Verjüngung dieser Baumarten bereichsweise in Frage gestellt ist. Es sollten alle Anstrengungen unternommen werden, um die natürliche Baumartenvielfalt zu erhalten und die sich in einigen Gebietsteilen andeutende Tendenz hin zu einer naturnäheren Bestockung weiter zu unterstützen.

Einige der seltenen Baumarten, die charakteristisch für bestimmte natürliche Waldgesellschaften sind, sind aus unterschiedlichen Gründen in den LRTen rückläufig oder gefährdet. Dazu zählt etwa die Eibe, die Sommerlinde oder die Bergulme, die - ausgelöst durch das so genannte Ulmensterben – mehr und mehr aus dem NP zu verschwinden droht. Eine dadurch hervorgerufene Verschlechterung des jeweiligen Erhaltungszustandes ist möglich. Es sollte daneben nicht übersehen werden, dass nicht nur die Baumarten an sich, sondern immer auch die mit ihnen vergesellschafteten Lebensgemeinschaften bedroht sind. Allein aus der Gruppe der Schmetterlinge leben in Bayern - z. T spezialisiert - beispielsweise 54 Arten an Ulme, 42 Arten je an Linde und Esche. (HACKER & MÜLLER, 2006).
Der Erhalt dieser im Gebiet seltenen Baumarten, bei Bedarf auch eine aktive Stützung, ist durchaus auch mit den NP-Zielen vereinbar:
Nach §3 der NP-Verordnung ist nicht nur der Erhalt der charakteristischen Artenausstattung vorgesehen, sondern auch eine artgerechte Wiederansiedlung zwischenzeitlich

ganz oder weitgehend aus dem Gebiet zurückgedrängter Tier- und Pflanzenarten zu ermöglichen, wie dies beispielsweise auch beim Auerhuhn oder beim Habichtskauz seit langem praktiziert wird. In ähnlicher Weise betrifft dies die Tanne in den fichtenreichen Randzonen des NP, wo sie heute als eine der beiden Hauptbaumarten des Hainsimsen-Fichten-Tannenwaldes vielerorts selten ist oder völlig fehlt.
Es würde sich anbieten, die Stützung seltener Baumarten im Rahmen der vorgesehenen Pflanzungen im EG zu bewerkstelligen. Neben einer Begünstigung noch vorhandener Altbäume können auch Edellaubbaumarten und Tanne - abhängig von den jeweiligen Standortverhältnissen - beteiligt werden

Abb. 212: Einzelne alte Sommerlinde als Rest der ehemaligen Edellaubholzbestockung auf einem nährstoffreich verwitternden, blockreichen Sonderstandort, inmitten einer früheren Fichtenaufforstung

Beimischungen von Lärche und Douglasie sollten in absehbarer Zeit vollständig entnommen werden.

In einigen Bachwaldtypen hat sich das Indische Springkraut etabliert. Zumindest eine weitere Ausbreitung sollte soweit möglich vermieden werden.
Weitere Maßnahmen zum Verbund bisher isolierter Teilflächen des LRT 91E0 durch die NPV sind zu begrüßen.

Der NP beherbergt eines der letzten großen Vorkommen der autochthonen Kaltklimafichtenrasse. Für die Hochlagen des EG soll auf eine ausreichende Verjüngung hingearbeitet werden, um sicherzustellen, dass diese Gebietsteile im Falle von potenziellem Buchdruckerbefall nicht ihre LRT-Eigenschaft verlieren. Angemessene Mengen im Bestand verbleibenden Totholzes – angesichts der Borkenkäfersituation i. d. R. in entrindetem Zustand - tragen neben anderen Funktionen zur Bildung von Kleinstrukturen bei. Sie können so die natürliche Verjüngung begünstigen und bilden langfristig die Voraussetzungen für die erwünschte Rannenverjüngung.
Nur soweit die natürliche Walderneuerung in den Hochlagen flächig und längerfristig ausbleiben sollte bzw. die bereits vorhandene Verjüngung nicht für den Erhalt des LRT ausreicht, sind Stützungsmaßnahmen erforderlich. Derzeit ist dies nicht der Fall.
In größeren, unverjüngten Hochlagenbeständen des EG, die offensichtlich aus nicht standortfremden Material hervorgegangen sind, sollte die Einbringung von autochthonen Pflanzen geprüft werden.

Offenland

Aus der in Kap. 5.4 vorgenommenen Gefährdungsanalyse ergibt sich zwangsläufig die Notwendigkeit zur Durchführung geeigneter Pflegemaßnahmen auf den ehemals extensiv genutzten Lebensraumtypen 6230 „Artenreiche Borstgrasrasen“, 6410 „Pfeifengraswiesen“ und 6520 „Berg-Mähwiesen“ sowie auf Sekundärstandorten mit dem Lebensraumtyp 4030 „Europäische trockene Heiden“. Bodensaure Magerrasen und Extensivwiesen, Zwergstrauchheiden und primäre Silikatfelsfluren gehören nach STEIDL & RINGLER (1996) mit zu den hochwertigsten und am stärksten gefährdeten Ökosystemtypen und Lebensgemeinschaften Bayerns. In historischen Zeiträumen gewachsene Magerrasentypen mit traditionellem Nutzungsmuster (z. B. hochwertige Mähwiesen, Hutungslandschaften) und primäre Silikatheiden (z. B. Felsbandfluren, Gipfelheiden) sind im Prinzip nicht wiederherstellbar.
Alle Regionaltypen bodensaurer Magerrasen und Zwergstrauchheiden Bayerns sind deshalb nach STEIDL & RINGLER (ebd.) unabhängig von ihrer Flächengröße zu erhalten und zu fördern!

Eine Fortführung der traditionellen Bewirtschaftung bzw. Pflege ist bei intakten Magerrasen – unabhängig ihrer Flächengröße - grundsätzlich dem Brachfallen vorzuziehen. Dazu gehört nach STEIDL & RINGLER (ebd.) auch die Erhaltung von Bereichen mit erheblichem landschaftsästhetischem und/oder kulturgeschichtlichem Eigenwert, unabhängig von ihrer aktuellen Arten- und Biotopschutzfunktion (z. B. schon weitgehend vergraste Hochschachten und aufgedüngte Bergwiesen in waldreichen Mittelgebirgen).
Die Erhaltung der beiden Lebensraumtypen 6230 „artenreiche Borstgrasrasen“ und 6520 „Berg-Mähwiesen“ sollte deshalb künftig möglichst flächendeckend mittels geeigneter Pflegemaßnahmen gewährleistet sein.
Eine mechanische Gehölzpflege, wie sie derzeit auf den Schachten praktiziert wird, reicht auf Dauer nicht aus für die Erhaltung des prioritären Lebensraumtyps *6230 „artenreicher Borstgrasrasen“ in seiner hochmontanen Ausprägung!

Die Maßnahme erster Wahl zur Verhinderung weiterer Substanzverluste bei **artenreichen Borstgrasrasen** (LRT *6230) ist die Wiederaufnahme einer extensiven Beweidung (vgl. STEIDL & RINGLER, 1996, sowie Kap. 5.2). Eine Beweidung mit Rindern, wie sie in historischer Zeit auf den Schachten – allerdings auch nur zur Nächtigung – vollzogen wurde, erscheint angesichts der kleinen Flächengrößen und großen Distanzen untereinander jedoch nicht praktikabel. Um praktische Erfahrungen zu sammeln, sollte die Beweidung bei den leichter erreichbaren Offenflächen in tieferen Lagen begonnen werden und naturschutzfachlich-wissenschaftlich begleitet werden. In einem Zeitraum von ca. 6 Jahren sollten weitere Schritte zur Ausdehnung der Beweidung auch auf Schachten der Hochlagen diskutiert und festgelegt werden.

Berg-Mähwiesen (LRT 6520) werden traditionell zweimal im Jahr gemäht. Der erste Schnitt erfolgt je nach Witterung im Gebiet Ende Juni/Anfang Juli, der zweite Schnitt im September. Alternativ ist eine einmalige, aber regelmäßig jährlich wiederkehrende Mahd denkbar oder eine einmalige Mahd mit Nachbeweidung. Keinesfalls sollten Berg-Mähwiesen nur noch beweidet werden, da sonst die charakteristische Artenkombination auf Dauer gefährdet ist.
Pfeifengraswiesen (LRT 6410) werden traditionell einmal im Jahr im Spätherbst (bis Winter) gemäht. Dabei ist das räumliche Nebeneinander von regelmäßig jährlich gemähten und in zwei- bis dreijährigen Abständen gemähten Flächen der Idealfall.

Abb. 213: Verbrachter, blütenarmer Teil einer Pfeifengraswiese südlich von Weidhütte

Zwergstrauchheiden (LRT 4030) auf Sekundärstandorten und Borstgrasrasen, auf denen eine Beweidung aufgrund der geringen Flächengröße oder Freizeitnutzung unpraktikabel ist, werden einmal im Jahr im Sommer gemäht.

Im Folgenden werden die einzuhaltenden Rahmenbedingungen für die Durchführung entsprechender Maßnahmen kurz umrissen:

Schafbeweidung mit flexibler Koppelhaltung (Elektrozäunung) – LRT *6230:
Bei der Umtriebsweide wird die zu beweidende Fläche in mehrere, nacheinander zu beweidende Abschnitte von je ca. 1 ha unterteilt. Die Abgrenzung ist vor Aufnahme der Beweidung mit dem Schäfer abzusprechen. Jede dieser Portionsweiden wird jährlich nur einmal abgegrast. Die Umtriebsfolge wird entweder in jährlichem Turnus umgekehrt oder nach Bedarf (Artenschutzgesichtspunkte, praktische Gründe) gewechselt. Die Verweildauer pro Weideportion sollte nicht mehr als eine Woche betragen (sonst unerwünschte Artenselektion, Schädigung der Fauna, erhöhte Krankheitsanfälligkeit der Herde). Als Faustzahl für die Besatzstärke können maximal 30 bis 35 Mutterschafe (einschließlich Lämmer) pro Hektar angegeben werden (Zu- bzw. Abschläge unter Berücksichtigung von Wuchsleistung, Pflanzengesellschaft, Bodenart, Niederschlagsverhältnisse sowie Verweildauer und Jahreszeit).
Insgesamt sollten die subalpinen Borstgrasrasen der Schachten des BWs eher „sporadisch" beweidet werden. Der erste Auftrieb sollte nicht vor Mitte Juli erfolgen. Bei der empfohlenen niedrigen Besatzdichte kann u. U. auf das gezielte Auszäunen wertvoller Pflanzenbestände ganz verzichtet werden.

Die Herde kann auf Portionsweiden gehütet oder mit versetzbaren Elektrozäunen gehalten werden. Die Weide soll zwar gründlich abgefressen werden, ein längerer Aufenthalt ist jedoch zu vermeiden, um eine Düngewirkung auszuschließen.
Der Platz für den Nachtpferch ist so zu wählen, dass artenreiche Borstgrasrasen davon ausgespart werden (z. B. im Bereich von artenarmen Seegras- oder Honiggrasbrachestadien). Der Flächenbedarf im Pferch beträgt pro Schaf etwa 1,5 m². Der anfallende Mist sollte landwirtschaftlich verwertet werden, darf aber keinesfalls auf die Weide aufgebracht werden.
Für sehr kleine und/oder schmale Bestände bietet sich auch die „Pflockweide“ (geeignet auch für Ziegen) an.
Grundsätzlich eignen sich genügsame Schafrassen sehr viel besser als das weit verbreitete Merino. Dazu zählen z. B. Bentheimer Landschaf, Heidschnucke, Moorschnucke (vgl. FAUST, 1994) oder das „Bayerwald-Bergschaf“, das seine Eignung für die Beweidung montaner Borstgrasrasen bereits im nördlichen Arbergebiet unter Beweis gestellt hat (HERRE, zit. in STEIDL & RINGLER, 1996)

Mahd mit Mähgutabfuhr – LRT 6520, 6410, z. T. 4030 und *6230:
Reine Mähflächen, die maschinell gepflegt werden sollen, dürfen nicht zu klein bemessen sein, um eine einigermaßen rationelle Pflege zu gewährleisten. Verhältnismäßig ebene Flächen können mit dem Schlepper (mit Auslegemähwerk) gemäht und anschließend geschwendet[7] werden. Die Schwaden verbleiben auf der Fläche, bis sie ausreichend trocken sind und als Heu eingefahren werden können. Das Mähwerk darf dabei nicht zu tief eingestellt werden, damit beispielsweise seltene Flachbärlapparten in Borstgrasrasen oder Zwergstrauchheiden sowie Reptilienarten nicht in Mitleidenschaft gezogen werden.
Steile und bultige Teilbereiche erfordern u. U. eine Handmahd (Sense, Motorsense); Sonderstrukturen, wie z. B. Lesesteinhaufen oder Ameisenhaufen sind (als wichtige Habitatstrukturen für die Kreuzotter) unbedingt zu erhalten. Mehrmaliges Wenden fördert die Heutrocknung; außerdem werden durch das "Herumbeuteln" die Samen(kapseln) besser durchlüftet, verteilt, und so wird Pilzbefall vorgebeugt. Insbesondere niedrigwüchsige, schüttere Magerwiesen, aber auch Torfbinsenrasen und feuchte Silikatrasen bedürfen dringend einer Mähgutabfuhr. Solange das Mähgut noch verfütterbar ist, stellt es kein besonderes Problem dar. Das Mähgut bodensaurer

[7] auf Schwaden legen, nicht zu verwechseln mit "schwenden" im Sinne von Entbuschen (Alpen)

Wirtschaftswiesen (Goldhaferwiesen, Rotstraußgrasgesellschaften) kann im Regelfall ohne Probleme als rohfaserreiches Gesundheitsfutter verwendet werden.

Beim Maschineneinsatz muss in jedem Fall die (jahreszeitlich schwankende) Bodenfeuchte berücksichtigt werden. Nach Nassperioden kann der Einsatz handgeführter Sensen auch dort notwendig werden, wo in trockenen Jahren eine Traktormahd mit Auslegerbalken ohne weiteres möglich ist.

Im Bereich von Wuchsorten mit seltenen Mondrautenarten sollte jedenfalls eine Handmahd von fachkundigem Personal durchgeführt werden (vgl. HORN, 2002).

Bei der Mahd mit Mähgutabfuhr kann je nach Standort eine jährliche Mahd oder eine Mahd in mehrjährigem Abstand praktiziert werden:

Jährliche Sommer-/Herbstmahd – LRT *6230 pp (v. a. kleine Flächen), LRT 6520
In Magerrasen mit spätblühenden Arten sollte - zumindest alle zwei bis drei Jahre - die Mahd nicht vor September erfolgen, um das Aussamen aller Arten sicherzustellen. Ein Wechsel zwischen früher (Juni) und später (August) Mahd stellt eine weitere Möglichkeit dar, einerseits spätblühende Arten zu schonen, andererseits eine ausreichende Abmagerung eutrophierter Flächen sicherzustellen. Auf Flächen mit Arnika-Vorkommen ist eine einschürige Mahd frühestens nach der Arnika-Blüte, also im August anzusetzen. Borstgrasrasen mit Vorkommen seltener Mondrautenarten dürfen erst im Spätherbst gemäht werden (vgl. HORN, 2002).

Zur Erhaltung von Überwinterungsquartieren werden definierte Teilbereiche nur in zweijährigem Turnus gemäht. Bei regelmäßiger Mahd kann im Regelfall nach zwei Jahren auf zusätzliche Entbuschungsmaßnahmen verzichtet werden.

Bodensaure Wirtschaftswiesen (Goldhaferwiesen, Rotstraußgrasgesellschaften) werden traditionell zweimal im Jahr gemäht, wobei der erste Schnitt nicht vor Ende Juni erfolgen sollte. Bereits stärker aufgedüngte Wiesen, die sich im Bereich der „unteren Erfassungsschwelle“ befinden, sind dahingehend zu extensivieren - bei gleichzeitigem Verzicht auf mineralische Düngung und Flüssigmistdüngung.
Alternativ können Flächen, die diesem Lebensraum zuzuordnen sind, auch nur einmal im Jahr gemäht werden, wenn sie nicht mehr landwirtschaftlich genutzt werden.
Eine ausschließliche Pflege, bzw. Nutzung durch Beweidung ist zu unterlassen; zumindest einmalige Mahd mit Nachbeweidung oder Frühsommerweide mit Herbstmahd ist alternativ dazu möglich.

Mahd in mehrjährigem Abstand – LRT 6410
Vor allem auf aufwuchsschwachen, flachgründigen Standorten mit relativ geringer Bestockungstendenz kann eine Mahd in mehrjährigem Abstand ausreichen. Platz- und Zeitpunktwahl der Schnittflächen richtet sich nach den naturschutzwichtigen Arten und hängt von Inaugenscheinnahme (Befahrbarkeit!) ab. Traditioneller Zeitraum für die Streuwiesenmahd ist der Spätherbst. Je größer der Pflegespielraum (je weiter die Mäh-Abstände), desto unentbehrlicher wird eine alljährliche Kontrolle des Flächenzustandes.
Auf größeren Flächen kann das Verfahren der „rotierenden Brachstreifen“ angewandt werden, wobei die Mahd jedes Jahr so wandert ("rolliert"), dass stets eine diesjährig ungemähte an eine bereits vorjährig liegen gelassene Teilparzelle angrenzt. Drei Pflege- und zugleich Habitatzustände (2-Jahres-Brache mit etwas Streu, 1-Jahresbrache ohne Streu, gemähter Kurzrasen) finden sich auf diese Weise immer unmittelbar nebeneinander.

Es sei hier betont, dass für typische Borstgrasrasen als prioritärem Lebensraum die Mahd auf Dauer keine adäquate Ersatzpflege darstellen kann. Wenn sich auch das Borstgras selbst oft jahrelang in Mähwiesen halten kann (vgl. KLAPP 1951), so verschwinden doch mit ziemlicher Sicherheit seine oft noch viel mahd-empfindlicheren Begleiter.
Auch ist bei einer Mahd die Gefahr von Bestandsverlusten Wert bestimmender Zielarten, wie z. B. Kreuzotter oder andere Reptilienarten (ENGLMAIER, mdl., VÖLKL, 2003) gegeben!

M. STREIFENEDER kommt bereits 1990 in ihrer Diplomarbeit „Zur Pflege der Schachten im Bayerischen Wald“ ebenfalls zu dem Ergebnis, dass eine Beweidung „vom vegetationskundlichen Standort her wegen der Annäherung an die frühere Wirtschaftsform wünschenswert“ wäre, da die „Erhaltung bzw. Wiederherstellung der durch die Beweidung entstandene Vegetationstypen“ dadurch gewährleistet ist.
UTSCHICK et al. (1992) weisen in ihren Empfehlungen zur Schachtenpflege darauf hin, dass eine größere Blumenvielfalt nur durch Beseitigung des alten Grasfilzes, bzw. der Streuauflage zu erreichen ist, quasi als einmalige Erstmaßnahme (vor Beginn der regelmäßig wiederkehrenden Folgemaßnahmen Beweidung oder Mahd).

Folgende Punkte sind bei der Umsetzung der Pflegemaßnahmen im Einzelfall zu beachten:
- Waldrand, wo naturschutzfachlich nötig und gut begründbar, teilweise zurücksetzen und auflockern;
- bei zunehmender Zwergstrauchdominanz abnehmende Beweidungsintensität;
- Saumzonen sehr zurückhaltend beweiden oder streifenweise ganz aussparen (*Vaccinium*-Gürtel!);
- Quellfluren und Sickernischen von Beweidung aussparen, wenn möglich mit Kleingeräten alle paar Jahre ausmähen;
- Großteil der Blöcke und Steinwälle zumindest sonnseitig offenhalten (Reptilien, Hautflügler!);
- Zwergstrauchkrägen um Blöcke schonen (bei Mahd).

Erhaltungsmaßnahmen für sonstige Offenlands-Lebensräume:
Für die Erhaltung und den Schutz der von Natur aus offenen **Felsbildungen und Blockschuttstandorte** (LRT 8110 und 8220, z. T. in Verbindung mit 4030), die sich

im Kerngebiet mit Wegegebot befinden, ist - mit Ausnahme einiger Aussichtspunkte - bereits rechtlich ausreichend gesorgt. Die Betretungs-VO sieht wegen der besonderen Schutzbedürftigkeit der Felsen auch keine Erlaubnis für den Klettersport vor.
Wichtig ist in diesem Zusammenhang eine regelmäßige Kontrolle der Einhaltung des Kletterverbots, v. a. am Großen und Kleinen Falkenstein zum Schutz der seltenen Felsspaltenvegetation.
Am Großen Rachel sind Besucher lenkende Maßnahmen in Betracht zu ziehen, da sich hier die starke Trittbelastung über weite Teile des Gipfels erstreckt.
Am Lusen wäre es sinnvoll, an den Einstiegsstellen der Wanderwege in das Blockfeld Informationstafeln anzubringen, auf denen kurz die Schutzwürdigkeit der „Pflanzen“ auf den Blöcken umrissen und darauf hingewiesen wird, dass das Verlassen der Wege nicht gestattet ist. Die Wegführung im Nordosten (Weg von Finsterau) ist im Blockfeld z. T. irreführend. Hier sollte durch klare Markierungen dem Ausufern des Weges entgegengewirkt werden.
Am Rachelsee als größter **dystropher See** (LRT 3160) sind die bereits getroffenen Besucherlenkungsmaßnahmen ausreichend wirksam, um die Trittbelastung am Ufer zu minimieren, so dass keine zusätzlichen Maßnahmen erforderlich sind.
Für **feuchte Hochstaudenfluren** (LRT 6430) sind aktuell keine Erhaltungsmaßnahmen erforderlich. Zwar dürfte ein Teil der erfassten Bestände mittel- bis langfristig durch Gehölzsukzession gefährdet sein. Andererseits ist zu erwarten, dass im Zuge natürlicher Anlandungsprozesse und künftiger Renaturierungsmaßnahmen eine Neuentwicklung entsprechender Bestände in ausreichendem Umfang stattfinden wird, so dass keine künstlichen Eingriffe, wie z. B. sporadische Mahd, zur Erhaltung des Lebensraums erforderlich sind. Das Expansionsverhalten ausbreitungsfreudiger Neophyten, insbesondere des Indischen Springkrauts, *Impatiens glandulifera*, sollte allerdings sowohl auf erfassten, wie auch evt. neu entstehenden Flächen mit Beständen dieses Lebensraumtyps beobachtet werden. Nach Bedarf kann hier ein u. U. mittelfristig ein Pflegeeingriff (Ausreißen aller Individuen vor der Samenreife) erforderlich werden.

Für die **Fließgewässer** (LRT 3260) sind mittel- bis langfristig in folgenden Teilabschnitten die angegebenen Maßnahmen anzustreben:

Beseitigung von Längsverbauten:
Reschwasser mit Schwarzbächen, Sagwasser und Kl. Ohe in Abschnitten, Unterlauf v. Seebach, Vorderer Schachtenbach, Gr. Ohe, Schwarzach, Mittellauf der Kl. Deffernik, kurze Abschnitte des Kolbersbachs, Schleicherbach und Schmalzbach

Ist eine Beseitigung, z. B. entlang von Straßen und nicht rückbaubaren Forstwegen nicht realisierbar, ist zu prüfen, inwieweit zumindest eine einseitige Renaturierung (auf der der Straße abgewandten Seite) umsetzbar ist.
In Abschnitten, in denen nur Teilbereiche des Gewässers durch Uferverbauung beeinträchtigt sind, sollte zumindest die allmähliche Beseitigung der alten Uferverbauten aus Holz im Zuge natürlicher dynamischer Prozesse angestrebt werden.

Beseitigung von Querverbauungen:
Gr. und Kl. Schwarzbach, Reschbach, Sagwasser, Kl. Ohe, Vorderer und Hinterer Schachtenbach, Gr. Ohe, Kl. Regen, Hirschbach, und Gr. Steinbach oberhalb von Zwieslerwaldhaus.

Ist eine Beseitigung aus funktionalen oder ökonomischen Gründen nicht realisierbar, ist zu prüfen, inwieweit, durch Anlage von Bypässen eine Durchgängigkeit wiederhergestellt werden kann.

Anlage von Bypässen an Ausleitungen von Schwellen:
Kl. Ohe mit Martinsklause, Kl. Deffernik mit Deffernikschwelle, Höllbach, Schleicherbach und Schmalzbach

Entschärfung, bzw. Rückbau von Ausleitungen:
Reschwasser, Sagwasser, Kl. Ohe, Höllbach und Gr. Deffernik.

Abb. 214: Seitengewässer der Gr. Deffernik im Bereich eines renaturierten Abschnitts

Renaturierung nicht standortheimischer Fichten-Reinbestände:
Kolbersbach (oberhalb Lindbergmühle), Reschbach (verschiedene Teilabschnitte), Sagwasser (wie vor) und Große Ohe (unterhalb NP-Straße) und Schwarzach (Unterlauf).
Diese Maßnahme wird für (jüngere) Aufforstungen in ca. 20 bis 50 m breiten Streifen entlang der Fließgewässer vorgeschlagen, die keine natürlichen Fichtenbestände darstellen. Nach dem Vorbild der Renaturierungsmaßnahme am Kolbersbach sollten entsprechende Bestände eingeschlagen, und die Schlagflächen der natürlichen Vegetationsentwicklung überlassen werden.

Die für die Fließgewässer aufgeführten Maßnahmen sind gleichzeitig als Maßnahmen zur Verbesserung der Habitate für die Anhang II-Arten **Fischotter** und **Koppe** anzusehen. Zusätzlich sollten in Abstimmung mit dem Naturpark BW grundsätzlich alle Durchlässe an (stärker frequentierten) Straßen auf „Fischotterfreundlichkeit“ überprüft und ggf. durch geeignete Maßnahmen (z .B. „Tritt-

steine“) verbessert werden.

Der **Hochmoorlaufkäfer** profitiert von den Moor-Renaturierungen. Darum sollten solche gerade auch in seinen Vorkommensbereichen durchgeführt, bzw. diese wieder vernetzt werden. Dabei sind Einstaumaßnahmen aber so zu planen, dass ein Überstau von Habitaten des Hochmoorlaufkäfers unbedingt vermieden werden.

Einzig für die kleine und isolierte Population der **Großen Moosjungfer** ist zu deren Erhalt konkret die Schaffung von geeigneten Larval- und Imaginalhabitaten vorgesehen (siehe entsprechendes Artkapitel).

Der Erfolg des Wiedereinbürgerungsprojektes „**Habichtskauz**“ ist von weiteren Auswilderungen und begleitenden Stützungsmaßnahmen (Nistkästen, temporäre Zufütterung, wissenschaftliche Projektbegleitung) abhängig.

Für den Erhalt des **Auerhuhns** ist die Reduzierung der zahlreichen Beeinträchtigungen durch Tourismus und Freizeitsport notwendig. Auch hinsichtlich des Prädatorendrucks (v. a. Wildschwein, siehe VÖLKL (2003)) sollten Maßnahmen ergriffen werden. Ganz wichtig ist hier eine grenzüberschreitende Zusammenarbeit mit dem NP Šumava.

Für eine Wiederansiedlung des **Birkhuhns** wären Maßnahmen notwendig, die weit über den NP hinausgehen müssten. Inwieweit in den Offenlandbereichen des NP-Vorlandes wieder entsprechende Strukturen geschaffen werden können, ist sehr fraglich.

Der **Schwarzstorch** profitiert schon von den Feuchtgebietsrenaturierungen (Fließgewässer und Moore) und der allgemeinen Wiedervernässung. Eine Verminderung der Störungen in seinen Nahrungshabitaten könnte zu einer baldigen Wiederansiedlung führen.

Für alle **klassischen Waldarten** sind **keine Erhaltungsmaßnahmen** notwendig. Das Konzept des Prozessschutzes mit einer natürlichen Waldentwicklung wird v. a. auf weitere Sicht optimale Strukturen und einen günstigen Erhaltungszustand hervorbringen.

5.7 Gesamtbeurteilung der Funktion und der Funktionserfüllung des Gebietes im Naturraum

Mit insgesamt 40 Schutzgütern der FFH- und SPA-Richtlinie nimmt der NP BW eine herausragende Stellung unter den Natura 2000-Gebieten in Bayern ein:

Der Park repräsentiert mit seinen unterschiedlichen ökologischen Höhenstufen die gesamte Breite der verschiedenen montanen Bergwälder im Inneren BW. Die große Ausdehnung des Gebietes mit seinem abwechslungsreichen Relief ermöglicht eine breite Vielfalt von Strukturen und unterschiedlichen Ausprägungen der Wald-LRTen, mit großen, trotz des enormen Besucherstromes störungsarmen Bereichen und nur wenig negativen Randeffekten. Durch das Zulassen einer natürlichen Walddynamik hat in den Naturzonen vielerorts eine Entwicklung hin zu einer größeren Naturnähe eingesetzt, an deren Ende letztlich urwaldartige Bestände stehen werden. In den klimatisch und standörtlich benachteiligten Hochlagen laufen diese Prozesse sehr viel langsamer ab, so dass dies in den entsprechenden Bereichen im AG deutlich mehr Zeit in Anspruch nehmen wird.

Bezüglich einiger Wald-LRTen beherbergt der NP die größten oder doch zumindest wesentliche Flächenanteile in Ostbayern, so beispielsweise Fichten-Moorwälder, Hainsimsen-Fichten-Tannenwälder und den gesamten Bergmischwaldkomplex. Zudem finden sich mit einigen Bach- und Schluchtwaldgesellschaften seltene LRTen, die außerhalb des Alpen- und Voralpenraumes nirgendwo sonst in Bayern zu finden sind. Dem Vorkommen von Hochlagenfichtenwäldern, die in Mitteleuropa nur noch reliktartig anzutreffen sind, kommt im überregionalen Biotopverbund im BW eine überragende Rolle zu.
Darüber hinaus bildet der NP zusammen mit dem tschechischen NP Šumava ein riesiges Großschutzgebiet mit überragender Bedeutung für die charakteristische Flora und Fauna des Bayerischen bzw. Böhmerwaldes.
Da die meisten Wald-LRTen aus Sicht der bei Natura 2000 anzuwendenden Bewertungskriterien einen guten bis sehr guten Erhaltungszustand aufweisen, wird das Gebiet seiner Funktion hinsichtlich der Erhaltung der vorkommenden Wald-LRTen voll gerecht.
Die Fließgewässer im NP spielen eine bedeutende Rolle als (Teil-)Lebensraum der Anhang II-Arten Koppe und Fischotter sowie weiterer, Wert bestimmender Arten. Besonders für den Fischotter erfüllen sie in idealer Weise die Funktion als beruhigtes Rückzugsgebiet.

Von herausragender Bedeutung sind die Blockschutthalden und Silikatfelsen des NPs in ihrer Funktion als natürliche Lebensräume für Glazialrelikte und andere teils hoch bedrohte Tier- und Pflanzenarten.

Durch Fortführung bzw. Wiederaufnahme einer extensiven Bewirtschaftung, unter besonderer Berücksichtigung der Erhaltungsziele, können auch die Offenlands-Lebensraumtypen, deren Entstehung auf eine traditionelle, kleinbäuerliche Bewirtschaftung zurückzuführen ist, und die Ansprüche deren charakteristischer Arten in einer günstigen oder sogar hervorragenden Ausprägung gesichert werden und erfüllen so die ihnen zufallenden Funktionen.

Für Zahlreiche Anhang-Arten ist der NP ein enorm wichtiges Rückzugsgebiet. Bayern- und auch Deutschlandweit bedeutende Vorkommen haben hier der Luchs, der Fischotter, das Auerhuhn, das Haselhuhn, der Dreizehenspecht und der Hochmoorlaufkäfer. Aber auch die anderen Arten besitzen bedeutende Populationen in den sehr naturnahen und relativ ursprünglichen Lebensräumen, wie sie nur mehr in wenigen Regionen Bayerns vorkommen.

Aus Sicht der Habitatausstattung erfüllt das Gebiet für die meisten Arten seine Funktion sehr gut. Im Konflikt stehen bei den störungsempfindlichen Arten die zeitweise starken Beeinträchtigungen durch verschiedene menschliche Aktivitäten.

5.8 Umsetzungsinstrumente

Soweit künftig Waldinventuren stattfinden, sind die Zielvorgaben des MP in die Waldplanung einzubeziehen. Die Umsetzung des MP erfolgt durch die NPV und, soweit Wald betroffen ist, in Zusammenarbeit mit dem zuständigen Amt für Landwirtschaft und Forsten.

Die Umsetzung in den Privatwaldteilen erfolgt auf freiwilliger Basis. Sie kann über die verschiedenen bestehenden Fördermöglichkeiten (VNP Wald, WaldFöPRL, Ökokonto-Projekte) unterstützt werden.

Für Offenlandflächen sollen dabei die Rahmen- und Zielvorgaben durch konkrete, Einzelflächen bezogene Planungen realisiert werden.

Konkrete Maßnahmen, wie z. B. sie beim Habichtskauz oder Großen Moosjungfer erforderlich sind, können von den Einrichtungen (Betriebshöfe) und dem Fachpersonal des NP durchgeführt werden.

Spezielle Maßnahmen sollten bei Bedarf mit Beteiligung weiterer Behörden und Institutionen eingeleitet werden. Dazu zählen v. a. Maßnahmen für den Fischotter (Beteiligung der Naturparkverwaltung sowie der Naturschutzbehörden), die Mühlkoppe (Beteiligung der Fachberatung für Fischerei, Bezirk Niederbayern sowie der Naturschutzbehörden), Renaturierungsmaßnahmen im Bereich von Gewässern (Einbeziehung der Wasserwirtschaftsämter, der Fachberatung für Fischerei, Bezirk Niederbayern sowie der Naturschutzbehörden) und Pflegemaßnahmen auf Offenlandflächen (Abstimmung mit Naturschutzbehörden).

6. Vorschläge für eine Schutzkonzeption

Das NATURA 2000-Gebiet ist fast zu Hundert Prozent deckungsgleich mit dem NP BW. Die in der Verordnung über den NP BW vom 22.07.1997 (NP-VO) geregelten Ziele, Verbots- und Erlaubnistatbestände gewährleisten einen strengen Schutz der Lebensraumtypen und Arten. Der Schutzstatus des Gebietes stellt damit sicher, dass die Vorgaben der Erhaltungsziele und damit der Erhalt der Lebensraumtypen und Anhang-II-Arten gewährleistet sind.

Die Überwachung und Einhaltung der Schutzvorschriften durch Besucher ist durch die NP-Wacht gewährleistet.

7. Empfehlungen für Monitoring und Erfolgskontrolle

7.1 Monitoring

Der Erhaltungszustand der LRTen und Arten und die Wirksamkeit von Maßnahmen werden in erforderlichem Umfang überwacht (Monitoring).

Im NP-Plan, Teilband „Arten- und Biotopschutz“ (NPV, 1999b) wird bereits die Notwendigkeit eines Monitorings wie folgt verankert:

„Erfassung und Monitoring von Lebensräumen sowie von Tier- und Pflanzenarten als Grundlage des Schutzgebietsmanagements

Hintergrund:

- Die Kenntnis über das Vorkommen oder Fehlen von heimischen und nichtheimischen Tier- und Pflanzenarten sowie die Kenntnis bzw. Analyse ihrer Bestandsentwicklung sind die Grundvoraussetzung für die Beurteilung der Notwendigkeit, gezielte Maßnahmen zur Wiederansiedlung, Stützung, Regulierung oder Verdrängung zu ergreifen.
- In der Regel bedarf es über die im Rahmen des Artenmonitoring festgestellten Bestandsveränderungen auch der Ursachenforschung für diese Entwicklungen (vgl. auch Anlageband „Forschung“), bevor entsprechende Entscheidungen getroffen werden können.
- Neben der Inventarisierung und Grundlagenerhebung ist im Hinblick auf die Erfordernisse der FFH- und SPA-Gebietsausweisung zielgerichtet ein Arten- und Lebensraummonitoring auszubauen.“

7.1.1 Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-RL

Wald

Es bietet sich an, dass die anfallenden Monitoringaufgaben im Wald zur Überwachung des günstigen Erhaltungszustandes von der NPV - in Abstimmung mit dem zuständigen Amt für Landwirtschaft und Forsten Regen – übernommen werden.
Soweit auch künftig für die NP-Wälder Waldinventuren stattfinden, sollten wesentliche Änderungen wie Flächenverluste oder -zuwächse bei den LRTen in diesem Rahmen erfasst werden. Ebenso gilt dies für Inventuren bzgl. der Parameter, die für die Beurteilung von Wald-LRTen relevant sind. Sinnvollerweise sollten hierbei zusätzlich alle für die LRT-Bewertung erforderlichen Informationen (Biotopbäumen und Bestandesschichtung) mit erhoben werden, die bisher nicht Bestandteil der Waldinventuren waren. Wünschenswert wäre für Waldflächen ein Turnus von 10 Jahren, der allgemein als ausreichend angesehen wird. Diese Daten dienen neben der Evaluierung des Erhaltungszustandes beim Monitoring auch als Grundlage für eine spätere Fortschreibung.
Nicht über Inventuren zu erfassende Parameter sollen von der NPV in angemessenen Zeitintervallen überprüft werden. Im Wald betrifft dies die weitere Entwicklung der seltenen gesellschaftstypischen Mischbaumarten sowie von Neophyten, ggf. auch die Artenausstattung der Bodenflora.

Eine Verschlechterung der intakten Moorbereiche ist im NP weitgehend ausgeschlossen, so dass eine regelmäßige Überprüfung der äußerst zahlreichen Einzelflächen in den Naturzonen nicht notwendig ist. Außerhalb der Naturzonen werden extensive Überprüfungen, in Bereichen mit intensiver Borkenkäferbekämpfung auch kurze Turnusse von 3 - 5 Jahren erforderlich sein. Ebenso erfordern gestörte Flächen aller Moor(wald)typen und Nasswaldgesellschaften (Hainsimsen-Fichten-Tannenwald, Erlen/Eschen-Auenwälder) kürzere und regelmäßig wiederkehrende Kontrollen.

Um die Auswirkungen von Schalenwildverbiss zuverlässig einschätzen zu können, sollte die Verjüngungssituation sowie die Verbissbelastung der gefährdeten Baumarten weiterhin regelmäßig beobachtet werden. Es empfiehlt sich hierzu auch, in den verschiedenen LRTen mit verbissempfindlichen Baumarten kleine Weiserzäune zu errichten.

Die regelmäßig stattfindenden Hochlageninventuren können auch für FFH-Monitoringzwecke genutzt werden und wichtige Hinweise zur dortigen Verjüngungssituation liefern.

Für die Offenlands-Lebensräume gemäß Anhang I, FFH-RL, werden folgende Untersuchungen im Rahmen eines Lebensraummonitoring vorgeschlagen:

Offenland

LRT 3260 Fließgewässer

- Weiterführung des laufenden Monitorings für den Fischotter (s. u.)
- Untersuchung der bisher noch nicht befischten Hauptgewässer im NP auf Vorkommen der Koppe mittels Elektrobefischung sowie Folgebefischungen aller potenziell als Koppen-Lebensraum in Frage kommenden Gewässer in periodischen Abständen zur Überprüfung der Bestandsveränderungen
- Systematische Erfassung und regelmäßig wiederkehrende Überprüfung der Vorkommen von Gebirgsstelze und Wasseramsel
- Wiederholung der Erfassung der Habitatstrukturen entlang der untersuchten Gewässer in regelmäßigen Abständen; Einbeziehung weiterer, größerer Nebengewässer in diese Untersuchungen

LRT 4030 Zwergstrauchheiden

- Systematische, regelmäßig wiederkehrende Überprüfung der Vorkommen von Flachbärlapparten und weiterer artenschutzrelevanter Sippen (v. a. *Arnica*

montana, Drosera rotundifolia, Hieracium gothicum, Lycopodium clavatum, Lycopodiella inundata, Pedicularis sylvatica, Pyrola minor) und deren Bestandsentwicklung durch halbquantitative Ermittlung

LRT *6230 artenreiche Borstgrasrasen

- Überprüfung der Bestandsentwicklung der Indikatorarten unter den Blütenpflanzen analog zur Erstuntersuchung unter besonderer Berücksichtigung artenschutzrelevanter Arten und der Charakterarten der unterschiedlichen Ausprägungen (v. a. *Arnica montana, Botrychium multifidum, Carlina acaulis, Dactylorhiza sambucina, Diphasiastrum div. spec., Galium pumilum, Gentiana pannonica, Gnaphalium norvegicum, Gymnadenia conopsea, Hieracium div. spec., Homogyne alpina, Ligistucum mutellina, Luzula sudetica, Lycopodium clavatum, Pedicularis sylvatica, Pinguicula vulgaris, Platanthera bifolia, Polygala vulgaris, Pyrola minor, Silene viscaria, Scorzonera humilis, Thesium pyrenaicum, Thlaspi coerulescens, Viola canina)* durch halbquantitative Bestandsschätzung
- Einbeziehung weiterer, potenziell geeigneter Flächen auf Überprüfung von Kreuzotter-Vorkommen und Wiederholung in regelmäßigen Abständen
- Ergänzende systematische Bestandserfassung von ausgewählten, Blüten besuchenden Insektenarten (v. a. Tagfalter, Hummeln und Schwebfliegen) sowie Heuschreckenarten und regelmäßige Bestandskontrollen

LRT 6410 Pfeifengraswiesen

- Überprüfung der Bestandsentwicklung der Indikatorarten unter den Blütenpflanzen analog zur Erstuntersuchung unter besonderer Berücksichtigung artenschutzrelevanter Arten in regelmäßigen Abständen (v. a. *Cirsium helenioides, Dactylorhiza maculata agg., Eriophorum angustifolium, Eriophorum vaginatum, Menyanthes trifoliata, Pedicularis sylvatica, Potentilla palustris, Rhinanthus serotinus, Scorzonera humilis, Vaccinium oxycoccus)*

LRT 6430 Feuchte Hochstaudenfluren

- Überprüfung der Bestandsentwicklung der Indikatorarten unter den Blütenpflanzen in regelmäßigen Abständen
- Ergänzende Erfassung möglicherweise neu entstandener Hochstaudenfluren im Zuge der Wiederholung der Erfassung der Habitatstrukturen entlang der untersuchten Gewässer (s. o.)
- Beobachtung des Vordringens von Neophyten in betroffenen, ggf. auch in (z. B. im Zuge von Renaturierungsmaßnahmen) neu entstehenden Beständen

LRT 6520 Berg-Mähwiesen

- Überprüfung der Bestandsentwicklung der Indikatorarten unter den Blütenpflanzen analog zur Erstuntersuchung unter besonderer Berücksichtigung der Bestandsentwicklung artenschutzrelevanter Arten durch halbquantitative Bestandsschätzung in regelmäßigen Abständen (v. a. *Arnica montana, Carlina acaulis, Cirsium helenioides, Crepis mollis, Dactylorhiza maculata agg., Danthonia decumbens, Galium pumilum , Gentiana pannonica, Hieracium ambiguum, Hieracium lactucella, Phyteuma nigrum, Polygala vulgaris, Pyrola minor, Scorzonera humilis, Thlaspi caerulescens, Viola tricolor ssp saxatilis, Willemitia stipitata)*
- Ergänzende systematische Bestandserfassung von ausgewählten, Blüten besuchenden Insektenarten (v. a. Tagfalter, Hummeln und Schwebfliegen) sowie Heuschreckenarten und regelmäßige Bestandskontrollen
- Einbeziehung weiterer, potenziell geeigneter Flächen auf Überprüfung von Kreuzotter-Vorkommen und Wiederholung in regelmäßigen Abständen

LRT 7110, 7120, 7140, 7230: Waldfreie Moore

- Für intakte Teile innerhalb der Naturzone ist kein Monitoring erforderlich. Der Zustand der Flächen mit Schädigungen sollte regelmäßig überprüft werden, auch nach erfolgten Maßnahmen. Insbesondere ist hierbei auf Veränderungen des Wasserhaushaltes und der Vegetation zu achten. Besonders auf Hochmooren sollte daneben eine Erfolgskontrolle der Laufkäfer- und Spinnenfauna erfolgen, speziell auch hinsichtlich der Auswirkungen auf den Hochmoorlaufkäfer.

LRT 8110 Silikatschutthalden

- ergänzende Erfassung von Kryptogamen im Bereich von bisher noch nicht untersuchten Flächen (v. a. Halde unterhalb des Rachel-Gipfels), und Überprüfung auf Bestandsveränderungen in regelmäßigen Abständen
- ergänzende Untersuchung der Laufkäfer- und Spinnenfauna im Bereich von bisher noch nicht kartierten Blockschuttstandorten und Überprüfung der Vorkommen in regelmäßigen Abständen

LRT 8220 Silikatfelsen

- ergänzende Erfassung von Kryptogamen im Bereich der größeren Silikatfelsen mit Felsspaltenvegetation und Überprüfung auf Bestandsveränderungen in regelmäßigen Abständen
- Monitoring für die Zielarten Rollfarn (*Cryptogramma crispa*) und Resedenblättriges Schaumkraut (*Cardamine resedifolia*) durch Beobachtung der Populationsentwicklung

Ein Turnus von ca. 10 Jahren wird, in Übereinstimmung mit dem Handbuch des BfN (RÜCKRIEM & RÖSCHER 2000), als ausreichend für die vorgeschlagenen Überprüfungen angesehen.

7.1.2 Arten nach Anhang II der FFH-RL

Grundsätzlich gelten für das Monitoring die vom LfU und der LWF entwickelten Anleitungen. Nachfolgende Angaben geben zusätzliche Erläuterungen:

- Die Bestandsentwicklung der vorkommenden Moosarten der FFH-Richtlinie sollten von Zeit zu Zeit überprüft werden.
- Weiterführung des laufenden Monitorings für den **Fischotter** durch den Naturpark BW mit flankierenden Maßnahmen im Rahmen des Artenhilfsprogramms Fischotter. Überprüfung der Bestandsentwicklung durch regelmäßige Kontrollen der Gewässer auf Losungen, Nahrungsreste, Analsekrete, Pfotenabdrücke und Scharrhügel. Untersuchung der Losungen mit der ELISA-Methode (Enzyme Linked Immunsorbent Assay) zur Bestimmung von Geschlecht und Alter
- Untersuchung der bisher noch nicht befischten Hauptgewässer im NP auf Vorkommen der **Koppe** mittels Elektrobefischung sowie Folgebefischungen aller potenziell als Koppen-Lebensraum in Frage kommenden Gewässer in periodischen Abständen zur Überprüfung der Bestandsveränderungen (ca. alle 5 - 10 Jahre). Ergänzung des Datenmaterials durch Beibeobachtungen im Rahmen der Wiederholung der Erfassung der Habitatstrukturen entlang der untersuchten Gewässer.
- Jährliche Kontrolle des einzigen bekannten Vorkommens der **Großen Moosjungfer**. Parallel dazu soll in weiteren geeigneten Habitaten intensiv nach dieser Art gesucht werden.
- Der **Luchs** wird intensivst durch verschiedene Nachweismethoden überwacht. Derzeit läuft auch ein groß angelegtes Forschungsprojekt über die Räuber-Beute-Beziehung bei dieser Raubkatze.
- Über die drei **Fledermausarten** ist bisher erst wenig bekannt. Welche tatsächliche Verbreitung und Dichte sie im Gebiet haben sollte durch telemetrische Untersuchungen und auch Rufaufnahmen erforscht werden.

7.1.3 Arten der VS-RL

Auch hier gelten grundsätzlich die Anleitungen für Ersterfassung und Monitoring (Kartieranleitung = KA) von LWF und LfU, bzw. der Vogelschutzwarte.

- Bei einer erneuten Brutansiedlung des **Schwarzstorches** sollten geschulte Horstbetreuer, die in ihre Beobachtungen auch die Nahrungshabitate mit einbeziehen, eingesetzt werden.
- Der **Wanderfalke** wird durch das „Artenhilfsprogramm Wanderfalke“ (Durchführung LBV) regelmäßig betreut und dabei von NP-Mitarbeitern unterstützt.
- Für **Haselhuhn** sollten in ausgewählten Habitatflächen möglichst genaue Bestanderfassungen erfolgen (siehe KA).
- Das **Birkhuhn** gilt als ausgestorben. Eine Wiederansiedlung wäre nur über ein groß angelegtes regionales Programm möglich.
- Für das **Auerhuhn** wird derzeit gemeinsam mit dem NP Šumava ein dauerhaftes Untersuchungs- und Monitoringprogramm entwickelt.
- Sperlingskauz: siehe KA
- Das Wiedereinbürgerungsprogramm für den **Habichtskauz** wird verstärkt fortgesetzt und intensiv von Monitoringmaßnahmen begleitet.
- Raufußkauz: siehe KA
- Grauspecht: siehe KA
- Schwarzspecht: siehe KA
- Auf den Weißrückenspecht sollte in geeigneten Habitaten besonders geachtet werden. Es wird empfohlen entsprechend geschulte NP-Mitarbeiter dafür einzusetzen.
- Dreizehenspecht: siehe KA
- Zwergschnäpper: siehe KA

7.2 Erfolgskontrolle

Der Erfolg der durchgeführten Erhaltungsmaßnahmen soll im Rahmen des Monitorings überprüft werden.

Auch im Bereich von Offenland-Lebensräumen, in denen regelmäßige Pflegemaßnahmen durchgeführt werden, sind die oben aufgezeigten Methoden im Rahmen des Monitorings auch geeignet und ausreichend für die Kontrolle des Erfolgs vorgenommener Maßnahmen

8. Abkürzungsverzeichnis und Glossar

Abkürzungsverzeichnis

AG	Altgebiet
BA	Baumarten(anteile)
BB	Biotopbaum
BP	Brutpaare
BW	Bayerischer Wald
BayNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz
BNatSchG	Bayerisches Naturschutzgesetz
EG	Erweiterungsgebiet
EHMK	Erhaltungsmaßnahmenkarte
ES	Entwicklungsstadien(verteilung)
FE	Forsteinrichtung
FFH-RL	Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie
GemBek.	Gemeinsame Bekanntmachung „Schutz des Europäischen Netzes NATURA 2000“ vom 4.8.20002 (Nr. 62-8645.4-2000/21)
HK	Habitatkarte
HNB	Höhere Naturschutzbehörde
IUCN	**I**nternational **U**nion for **C**onservation of **N**ature and Natural Resources (Weltnatuschutzunion)
KA	Kartieranleitung
LRT(en)	Lebensraumtyp(en) (des Anhanges II FFH-RL)
LRTK	Lebensraumtypenkarte (im Maßstab 1:10.000)
MP	Managementplan
NP	Nationalpark
NP BW	Nationalpark Bayerischer Wald
NPV	Nationalparkverwaltung
NP-VO	Nationalparkverordnung
N2000	NATURA 2000
SDB	Standard-Datenbogen
SLR	Sonstiger Lebensraum
SPA	Special Protected Area; synonym für Vogelschutzgebiet
SCH	Schichtigkeit
TH	Totholz
TK25	Amtliche Topographische Karte 1:25.000
UNB	Untere Naturschutzbehörde
VJ	Verjüngung
VLRTK	Vorläufige Lebensraumtypenkarte
VS-Gebiet	Vogelschutzgebiet
VS-RL	Vogelschutz-Richtlinie

Glossar

Altersstadium	Natürlicher Vorratsabbau mit beginnendem Zerfall durch alter- und gesundheitsbedingte Ausfälle, geringe Lebenserwartung
Anhang II-Art	Tier- oder Pflanzenart nach Anhang II der FFH-Richtlinie
Anhang I-Art	Vogelart nach Anhang I der Vogelschutzrichtlinie
Biotopbaum	Lebender Baum mit besonderer ökologischer Bedeutung, entweder aufgrund seines Alters, oder vorhandener Strukturmerkmale (Baumhöhlen-, Horst, Faulstellen, usw.)
Erhaltungszustand	Zustand, in dem sich ein Lebensraumtyp oder eine Anhangs-Art befindet, eingeteilt in die Stufen A = hervorragend, B = gut und C = mittel bis schlecht.

	Entscheidende Bewertungsmerkmale sind die lebensraumtypischen Strukturen, das charakteristische Artinventar und Gefährdungen (Art. 1 FFH-RL)
FFH-Richtlinie	Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie vom 21. Mai 1992 (NR. 92/43/EWG); Sie dient der Errichtung eines europäischen Netzes Natura 2000
Grenzstadium	Bestockung auf klimatischen und/oder edaphischen Grenzstandorten für das Waldwachstum
Gesellschaftsfremde BA	Baumart, die nicht Bestandteil der natürlichen Waldgesellschaft ist, die aber in anderen mitteleuropäischen Waldgesellschaften vorkommt (z. B. Europäische Lärche, Esskastanie, tlw. Fichte, Weißtanne, Eibe)
Jugendstadium	Aufwachsen bis Dickungsschluss
Nicht heimische Baumart	Baumart, die natürlicherweise nicht in Mitteleuropa vorkommt (z. B. Douglasie, Roteiche)
Habitat	Lebensraum einer Tierart als Aufenthaltsort, als Ort des Nahrungssuche/-erwerbs oder als Ort der Fortpflanzung und Jungenaufzucht
Lebensraumtyp	Lebensraum nach Anhang I der FFH-Richtlinie
Monitoring	Überwachung des Erhaltungszustandes der Lebensraumtypen und Anhang II-Arten
NATURA 2000	FFH- und Vogelschutzrichtlinie
Plenterstadium	Mindestens dreischichtige Waldstruktur, inkl. Unterschicht und Vorausverjüngung
Population	Gesamtheit aller Individuen einer Tierart, die sich in einem bestimmten Bereich aufhalten.
Reifungsstadium	Abklingen des Vorratsaufbaus und der Zuwachsleistung, vitales Erscheinungsbild
Sonstiger Lebensraum	Fläche im FFH-Gebiet, die nicht einem Lebensraum nach Anhang I der FFH-Richtlinie angehört
SPA	Special Protected Area; Synonym für Vogelschutzgebiet
Standard-Datenbogen (SDB)	Offizieller Meldebogen, mit dem die NATURA 2000-Gebiete an die EU-Kommission gemeldet wurden; enthält u.a. Angaben über vorkommende Schutzobjekte und deren Erhaltungszustand
Totholz	Abgestorbener Baum oder Baumteil (ab 20 cm am stärkeren Ende)
Überschneidungsgebiet	Gebiet, dass ganz oder teilweise gleichzeitig FFH- und Vogelschutzgebiet ist
Verjüngungsstadium	Hochwachsen der Verjüngung im Schutz der Altbäume
Vogelschutzrichtlinie	EU-Richtlinie vom 2. April 1979 (Nr. 79/409/EWG), die den Schutz aller Vogelarten zum Ziel hat; 1992 in wesentlichen Teilen von der FFH-Richtlinie inkorporiert
Wachstumsstadium	Vorratsaufbau bis Kulmination des laufenden Zuwachses

9. Literatur und Quellen

Arbeitsanweisungen und Kartieranleitungen

GUTH, J., KUCERA T. (2005): Natura 2000 habitat mapping in the Czech Republic: methods and general results, Ekologia (Bratislava) 24, Supplement 1/2005, p. 39-51.

LFU & LWF (2004): Kartieranleitung für die Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie in Bayern (5. Entwurf, Stand 4/04). – Augsburg, 233 S.

LFU & LWF (2005): Kartieranleitung für die Arten nach Anhang II der FFH-Richtlinie in Bayern (1. Entwurf, Stand 2/05). – Augsburg, 80 S.

LWF (2006): Anweisung für die FFH-Inventur. – Freising, 42 S.

LWF (2004): Arbeitsanweisung zur Fertigung von Managementplänen für Waldflächen in NATURA 2000-Gebieten. – Freising, 58 S. mit Anlagen

LWF (2003): Artenhandbuch der für den Wald relevanten Tier- und Pflanzenarten des Anhanges II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und des Anhanges I der Vogelschutz-Richtlinie. – Freising, 168 S.

Natura 2000-Schutzgüter

1. Wald-Lebensraumtypen

AUGUSTIN, H. (1991): Die Waldgesellschaften des Oberpfälzer Waldes (Dissertation). Hoppea. Denkschriften der Regensburgischen Botanischen Gesellschaft, Bd. 51. Verlag der Gesellschaft, Regensburg. S 5 - 314.

BÄSSLER, K. (2006): Vegetationsaufnahmen auf Transekten im Nationalpark Bayerischer Wald. Unveröffentlichte Untersuchung.

BARTAK, M., FARKAC, J., JINDRA, Z.. & VRABEC, V. (1995): Xylobiontic Animals of the Bavarian Forest (Preliminary Study). – Unveröff. Gutachten der Univ. Prag im Auftr. Nationalpark Bayer. Wald. – o. Pag.

BAUBERGER, W. – 1977 – Geologische Karte von Bayern 1:25 000, Erläuterungen zum Blatt Nr. 7046 Spiegelau und zum Blatt Nr. 7047 Finsterau sowie zu den nördlichen Anteilen der Blätter Nr. 7146 Grafenau und Nr. 7147 Freyung. Nationalpark Bayerischer Wald. Bayerisches Geologisches Landesamt, 183 S., + Karten, München.

Bauer, M. L, (2002): Walddynamik nach Borkenkäferbefall in den Hochlagen des Bayerischen Waldes. Dissertation an der Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan der Technischen Universität München, Lehrstuhl für Waldbau und Forsteinrichtung.

BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (1999, Hrsg.): Waldfunktionsplan für den Regierungsbezirk Niederbayern, Teilabschnitt Donau-Wald. München, Stand 1999.

BayStMLU (Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen) (2000): Schutz des Europäischen Netzes „Natura 2000". Gemeinsame Bekanntmachung der StMI, StMWVT, StMELF, StMAS und StMLU vom 4. August 2000.

BERNOTAT, D., H. SCHLUMPRECHT ET ALIAS (2002): Standardisierungsentwürfe. S. 109-534. in: PLACHTER H. ET ALIAS (2002): Entwicklung und Festlegung von Methodenstandards im Naturschutz. Schr. R. f. Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 70.

BEUDERT, B. & W. BREIT (2004): Zwölf Jahre Integrated Monitoring Programm an der Messstelle Forellenbach im Nationalpark Bayerischer Wald. Bericht im Auftrag des Umweltbundesamtes. 305 S.

BRAUN-BLANQUET, J. (1928): Pflanzensoziologie, 1. Aufl.; Berlin.

CHYTRY, M., KUCERA ,T. & KOCI, M. [eds](2001): Katalog biotopu Ceske republicy. Interpretacni prirucka k evropskym programum Natura 2000 a Smaragd, AOPK CR, Pravha, 304 pp.

ELLING, W., E. BAUER, G. KLEMM, H. KOCH (1976/1987): Klima und Böden – Waldstandorte. Wiss. Schriftenr. Bayer. StMin. ELF/München 1.

ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 5. Auflage. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart. 1095 S.

EUROPÄISCHE KOMMISSION (2000): Natura 2000 - Gebietsmanagement. Die Vorgaben des Artikels 6 der Habitat-Richtlinie 92/43/EWG.

FARTMANN, T., GUNNEMANN, U., SALM, P. & SCHRÖDER, E. (2001): Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten. Empfehlungen zur Erfassung der Arten des Anhangs II und Charakterisierung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie. Angewandte Landschaftsökologie 42.

FLADE, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands – IHW-Verlag, Eching, 879 S.

FORSTWIRTSCHAFTLICHE MITTEILUNGEN (1849; Hrsg.: Kgl. Ministerial-Forsteinrichtungs-Bureau): Heft III. München. 35 S.

FORSTDIREKTION NIEDERBAYERN-OBERPFALZ (1982): Standortskartierung für das Forstamt Zwiesel.

GEIER, M. (1984: Die Vegetation eines Aufichtenwaldes mit künstlicher Wiedervernässung im Nationalpark Bayerischer Wald und ihre Beziehungen zu einigen Standortfaktoren. Unveröff. Diplomarbeit. 101 S. + Anl.

GRABHERR, G. ET AL. (1998): Hemerobie österreichischer Waldöko-Systeme. Veröffentlichung des Österreichischen MaB-Programms, Bd. 17. S 483.

HACKER, H. & MÜLLER, J. (2006): Die Schmetterlinge der bayerischen Naturwaldreservate. Arbeitsgemeinschaft Bayerischer Entomologen e. V. Bamberg. Beiträge zur Entromofaunistik – Supplementband 1. 272 S.

HEURICH, M. ET AL. (2001): Waldentwicklung im Bergwald nach Windwurf und Borkenkäferbefall. Wissenschaftliche Reihe des Nationalparks Bayerischer Wald, Heft 14. S 49 - 98.

HEURICH, M. & NEUFANGER, M. (2005): Die Wälder des Nationalparks Bayerischer Wald. Ergebnisse der Waldinventur 2002/2003 im geschichtlichen und waldökologischen Kontext. Wissenschaftliche Reihe des Nationalparks Bayerischer Wald, Heft 16. 176 S.

HEURICH, M. & RALL, H. (2003): Hochlageninventur und Luftbildauswertung 2002. Ergebnisse der Untersuchung zur Waldentwicklung im Rachel-Lusen-Gebiet des Nationalparks Bayerischer Wald. Heft 2/2003.

HIERLMEIER, R. (1999): Waldgesellschaften im Gebiet zwischen Falkenstein und Rachel im Nationalpark Bayerischer Wald. Denkschr. Regensbg. Bot Ges. Bd. 60. S. 277 - 370.

JEHL, H. (1995 -2001): Vegetationsaufnahmen auf Transekten in unterschiedlichen Höhenstufen. Unveröffentlichte Untersuchung.

KNOCH, K. (1952): Klimaatlas von Bayern. 190 S., Bad Kissingen.

KORPEL, S. (1993): Vorkommen, Charakteristik und Folge der Entwicklungsstadien bzw. – phasen in den europäischen Urwäldern. Symp. Urwälder/Forstl. Fak. Zvolen; S. 3 – 10.

KORPEL, S. (1995): Die Urwälder der Westkarpaten. G. Fischer. Stuttgart.

LEIBUNDGUT, H. (1982): Europäische Urwälder der Bergstufe. Verlag Paul Haupt. Bern und Stuttgart.

LEYTHÄUSER, C. (1914): Der obere, mittlere und untere Hochwald in der ehemaligen Herrschaft Pernstein. Jos. Thomann`sche Buch- und Kunstdruckerei. - Landshut.

LINHARD, C. (2002): Die Vegetation der Moore und Triften der Wegscheider Hochfläche (Bayerischer Wald) – Untersuchungen für den Naturschutz. Erschienen in Hoppea, Denkschr. Regensb. Bot. Ges. 63 (2002)S. 5-160.

LFU (1998, Hrsg.): Brutvogelatlas 2000 (Arbeitsatlas). – München, o. Pag.

LFU (2001, Hrsg.): Biotopkartierung aus dem bayerischen Fachinformationssystem Naturschutz (FIS-Natur): Biotopkartierung Bayern: Flachland, LKR Regen / Freyung Grafenau. – Augsburg, o. Pag.

LFU (2003, Hrsg.): Artenschutz- und Biotopkartierung Bayern. – Augsburg, o. Pag.

LWF (2002): Natürliche Baumartenzusammensetzung Bayerns nach Wuchsbezirken und Höhenstufen. Anlage zur Arbeitsanweisung zur Fertigung von Managementplänen für FFH-Gebiete. Freising, 211 S.

MAI, W. (1998): Naturverjüngung auf Moderholz – Ergebnis einer Literaturstudie. Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising. 59 S.

NATIONALPARK BAYERISCHER WALD (2001): Waldentwicklung im Bergwald. Wissenschaftliche Reihe, Heft 14. 182 S.

NATIONALPARKVERWALTUNG BAYERISCHER WALD (Hrsg.) (1999 - 2003): Nationalparkplan (unveröffentl. Berichte). Grafenau.

NEUHÄUSLOVA, Z. (2001): Mapa potencialni prirozene vegetace NP Sumava + textova cast. Silva Gabreta – Supplementum 1. Sprava Nardniko parku Sumava, Vimperk 2001. 189 S.

OBERDORFER, E. (Hrsg.) (1992): Wälder und Gebüsche. Süddeutsche Pflanzengesellschaften 4, 2. Aufl., 286 S. Textband und 580 S. Tabellenband, Stuttgart

OBERDORFER, E. (1994): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. 7. überarb. u. ergänzte Aufl., Ulmer, Stuttgart. 1050 S.

OTT, E., M. FREHNER, U. FREY UND P. LÜSCHER (1997): Gebirgsnadelwälder. Verlag Paul Haupt, Bern; 287 S.

PFLINGERSDORFFER, G (1977): Der Böhmerwald in Schilderungen der Stifterzeit. Adalbert Stifter-Institut des Landes Oberösterreich.

PETERMANN, R., SEIBERT, P (1979), Hrsg.: BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN): PRIEHÄUSER, G. (1952): Über die Entwicklung von Auen, Filzen und anderen Waldvernässungen im Bayerischen Wald. Mitteilungen der Staatsforstverwaltung Bayern Nr. 27. München.

PLOCHMANN, R. (1961): 150 Jahre Waldbau im Staatswaldgebiet zwischen Osser und Dreisessel – Forstwirtschaftl. Forsch. 13, Hamburg und Berlin.

PRIEHÄUSER, G. (1971): Über die Landschaftsökologie und die Pflanzenwelt im Bereich des Nationalparks im Bayerischen Wald. Denkschrift der Botanischen Gesellschaft Regensburg, Bd. XXII. 113 S.

Reif, A und M. Przybilla (1998): REGENERATION DER FICHTE IN DEN HOCHLAGEN DES NP BAYERISCHER WALD. AFZ/DER WALD 8: S. 400 – 403.

RÜCKRIEM, C. & SSYMANK, A. (1997): Erfassung und Bewertung des Erhaltungszustandes schutzwürdiger Lebensraumtypen und Arten in Natura-2000-Gebieten. - Natur und Landschaft 72(11): 467-473.

RÜCKRIEM, C. & ROSCHER, S. (2000): Empfehlungen zur Umsetzung der Berichtspflicht gemäß Artikel 17 der FFH-Richtlinie. - Angewandte Landschaftsökologie 22, 456 S.

SCHÖNFELDER, P. & BRESINSKY, A. (1990): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Bayerns. Ulmer Verlag, Stuttgart. 752 S.

SENDTNER, O. (1855): Aussichten vom bayerischen Walde. Artikel der Neuen Münchner Zeitung.

SENDTNER, O. (1860): Die Vegetationsverhältnisse des Bayerischen Waldes nach den Grundsätzen der Pflanzengeographie, 512 S., München.

SEIBERT, P. (1982): Die potentielle natürliche Vegetation im Nationalpark Bayerischer Wald. Lehreinheit der Vegetationskunde der Forstwissenschaftlichen Fakultät München. 73 S. + Anl.

SSYMANK, A., HAUKE, U., RÜCKRIEM, C. & SCHRÖDER, E. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000 - BfN-Handbuch für die Umsetzung der FFH-Richtlinie und der Vogelschutz-Richtlinie. Schr. reihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 53. Bonn – Bad Godesberg, 560 S.

STIERSDORFER, C. (1996): NATURNAHE WALDGESELLSCHAFTEN ZWISCHEN DEM SCHWARZEN REGEN UND DEM GROßER UND KLEINER ARBER-KAITERSBERGZUG IM BAYERISCHEN WALD. DIPL.ARB. UNI REGENSBURG, INSTITUT BOTANIK. 133 S.

STRUNZ, H. (1981): Die frühere forstliche Nutzung und der Naturschutz der Moore im Nationalpark Bayerischer Wald. TELMA, Band 11. Berichte der deutschen Gesellschaft für Moor- und Torfkunde. Hannover. S. 125 - 133.

WALENTOWSKI, H., SCHEUERER, M. (in Vorber.): Über einige typische und bemerkenswerte Waldgesellschaften der Bauernwälder in der Schöllnacher Bucht (Lallinger Winkel). – unveröff. Mskr., Freising: 43 S.

WALENTOWSKI, H. (1998): Die Weißtannenwaldgesellschaften Bayerns – Eine vegetationskundliche Studie mit europäischem Bezug, mit waldbaulichen Anmerkungen und naturschutzfachlicher Bewertung. Erschienen in Diss.Bot.291.473S.

Walentowski, H., Gulder, H-J., Kölling, C., Ewald, J., Türk, W. (2001): DIE REGIONALE NATÜRLICHE WALDZUSAMMENSETZUNG BAYERNS. BERICHTE AUS DER BAYERISCHEN LANDESANSTALT FÜR WALD UND FORSTWIRTSCHAFT, NUMMER 32. 99S.

Walentowski, H., Fischer, A., Kölling, C., Ewald, J., Türk, W. (2004): Handbuch der natürlichen Waldgesellschaften Bayerns. Hrsg. Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft. 444S.

WEIß, I. (2001a): Spinnen und Weberknechte in Hochmooren des Nationalparks Bayerischer Wald. - Unveröff. Gutachten im Auftr. Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald und Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, 24 S. + Anl.

WEIß, I. (2001b): Zur Spinnenfauna im Hochmoor Schönramer Filz. Zwischenbericht 2001. - Unveröff. Gutachten im Auftr. Bayer. Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, 16 S. + Anl.

WEIß, I. & MÜLLER-KROEHLING, S. (2004): Liste der laufkäfer- und spinnenkundlich untersuchten Moore im Nationalpark Bayerischer Wald (2001 - 2003). - Unveröff..

Zierl, H. (1972): DER HOCHWALD. FORSTWISSENSCHAFTLICHE FORSCHUNGEN. BEIHEFTE ZUM FORSTWISSENSCHAFTLICHEN CENTRALBLATT. HEFT 33; 80 S.

2. Offenland-Lebensraumtypen

BAUMGARTNER , A. (1970): Klima und Erholung im Bayerischen Wald. Jb. Natursch. Landschaftspfl. 17: 39-53

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (Hrsg.) (1994): Auswirkungen des Sauren Regens und des Waldsterbens auf das Grundwasser. – Materialien Nr. 40, München

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (Hrsg.) (1995): Internationales Symposium Grundwasserversauerung durch atmosphärische Deposition - Ursachen – Auswirkungen – Sanierungsstrategien. – Informationsber. H. 3/95, München

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (Hrsg.) (1998): Monitoringprogramm für versauerte Gewässer durch Luftschadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland im Rahmen der ECE; Bericht der Jahre 1995-1996.- Materialien Nr. 76, München, 65 S

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (Hrsg.) (2002 a): Kartier- und Bewertungsverfahren Gewässerstruktur – Erläuterungsbericht, Kartier- und Bewertungsanleitung. – unveröff. Gutachten, München

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (Hrsg.) (2002 b): Fließgewässerlandschaften in Bayern. – München

DIEWALD, W. & K. HORN (2001): Weitere Nachweise bemerkenswerter Farnpflanzen (Pteridophyta) im Nationalpark Bayerischer Wald und angrenzenden Gebieten. - in: HOPPEA, Denkschr. Regensb. Bot. Ges., Bd. 62 (2001), Regensburg

FAUST, J. (1994): Sicherung und Optimierung von Mager- und Trockenstandorten am Münchshofener Berg mit den Naabtalhängen bei Premberg, Stadt Teublitz, Lkr. Schwandorf. – unveröff. Gutachten i. Auftr. d. Entwicklungsgruppe 5 b der Reg. d. Oberpfalz

FINK, P., HÄRDTLE, W., REDECKER, B. & U. RIECKEN (2004): Weidelandschaften und Wildnisgebiete – Vom Experiment zur Praxis . – in: Schriftenr. Landschaftspfl. u. Natursch., H. 78, Hrsg.: BfN, Bonn-Bad Godesberg

GAISBAUER, H. (1982): Ökologische Beurteilung der Grünlandstandorte im Nationalpark Bayerischer Wald und Entwicklung eines Pflegekonzeptes. – unveröff. Diplomarb., München

GARBE, CHR., PRÖBSTL, U., MEYER, M. & B. RÄTH (2005): Natura 2000 und nachhaltiger Tourismus in sensiblen Gebieten - Empfehlungen zum Management des Tourismus in Natura 2000-Gebieten im Sinne einer nachhaltigen Tourismusentwicklung. - Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg, 100 S.

HACK, S. (1992): Die Wirkung der Nationalparkgemeinde und ihrer Kläranlagenabwässer auf den Waldhäuserbach.- unveröff. Diplomarbeit FH Weihenstephan, Fachbereich Forstwirtschaft, 82 S.

HAAG, I. (1997): Hydrochemische Dynamik und Versauerungsmechanismen im Quellgebiet der großen Ohe. – pub. Diplomarbeit / Wasserhaushalt und Stoffbilanzen im naturnahen Einzugsgebiet der Großen Ohe 6, Hrsg.: Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald, Grafenau

HAAG, I., MORITZ, K., BITTERSOHL, J. & H. MÜLLER (1999): Dynamik des Säure-Base-Zustandes im Markungsgraben, Nationalpark Bayerischer Wald. – Wasser & Boden, 51/3, 50 - 53 (1999), Blackwell Wissenschaftsverlag Berlin

HAUG, M. & H. JEHL (1995) Die Farn- und Blütenpflanzen (Gefäßpflanzen) des Bayerischen Waldes. – Hrsg.: Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald, Grafenau

HOFMANN, A. (1985): Magerrasen im Hinteren Bayerischen Wald. – in. HOPPEA, Denkschr. Regensb. Bot. Ges., Bd. 44 (1985), Regensburg

HORN, K., DIEWALD, W. & R. HOFMANN (1999): Neufunde bemerkenswerter Farnpflanzen (Pteridophyta) im Nationalpark Bayerischer Wald und angrenzenden Gebieten. - in: HOPPEA, Denkschr. Regensb. Bot. Ges., Bd. 60 (1999), Regensburg

HORN, K. (2002): Weiterführung des Artenhilfsprogramms für hochbedrohte Farnpflanzen (Pteridophyta) in Niederbayern. – unveröff. Gutachten i. Auftr. d. Reg. V. Ndb., Uttenreuth

MELZER, A., HELD, K. & R. HALLACHER (1985): Die Makrophytenvegetation des Rachelsees im Inneren Bayerischen Wald. - in „Forschung im Nationalpark“, Arbeitsbericht d. Bayer. Forstl. Versuchs- und Forschungsanstalt u. d. Nationalparkverwaltung, 1989, Grafenau

MORITZ, K., ZIMMERMANN, DR. L., BITTERSOHL, DR. J. & DR. M. KENNEL (2000): Auswirkungen von flächigem Borkenkäferbefall auf Wassermenge und Gewässerbeschaffenheit. – in: Zur Waldentwicklung im Nationalpark Bayerischer Wald 1999. – Ber. LWF 25 (2000), München

MOHR, G – (1997): Die Flora und Vegetation des NSG „Filze und Hochschachten“ im Bayerischen Wald. – unveröff. Diplomarb., Regensburg

MOHR, G (2002): Die Flora und Vegetation des ehemaligen Naturschutzgebietes „Filze und Hochschachten“ im Nationalpark Bayerischer Wald. – in: HOPPEA, Denkschr. Regensb. Bot. Ges., Bd. 63 (2002), Regensburg

OBERDORFER, E (1977): Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil I, 2. Aufl., G. Fischer Verlag, Stuttgart

OBERDORFER, E (1978): Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil II, 2. Aufl., G. Fischer Verlag, Stuttgart

OBERDORFER, E (1983): Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil III, 2. Aufl., G. Fischer Verlag, Stuttgart

OBERDORFER, E (2001): Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete. – 8. Aufl., E. Ulmer Verlag, Stuttgart

OßWALD, R. (1995): Die Verbreitung der Farn- und Blütenpflanzen im Westteil des Nationalparks Bayerischer Wald. – unveröff. Diplomarb., Regensburg

OTTMANN, E. (1985): Wasserbeschaffenheit und Stoffaustrag der Großen Ohe bei Taferlruck. - in „Forschung im Nationalpark“, Arbeitsbericht d. Bayer. Forstl. Versuchs- und Forschungsanstalt u. d. Nationalparkverwaltung, 1989, Grafenau

QUINGER, B., SCHWAB, U., RINGLER, A., BRÄU, M., STROHWASSER, R. & J. WEBER (1995): Lebensraumtyp Streuwiesen.- Landschaftspflegekonzept Bayern, Band II.9 - Hrsg.: BStmLU u. ANL, München

REGIERUNG VON NIEDERBAYERN (Hrsg.) (1995): Regierungsbezirk Niederbayern – Säurezustand der Fließgewässer im Bayerischen Wald. – farb. Karte, Landshut

REGIERUNG VON NIEDERBAYERN (Hrsg.) (2001): Regierungsbezirk Niederbayern – Gewässergütekarte. – farb. Karte, Landshut

REGIERUNG VON NIEDERBAYERN (Hrsg.) (2004): Regierungsbezirk Niederbayern – Gewässergütekarte. – Farb-Plott, Landshut

RIECKEN ET AL. (1994): Riecken, U., Ries, U. & A. Ssymank (1994): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. - Hrsg.: BfN, Schiftenr. f. Landschaftspfl. u. Naturschutz, H. 41; Kilda-Verlag

RINGLER, A., REHDING, G. & M. BRÄU (1994): Lebensraumtyp Bäche und Bachufer - Landschaftspflegekonzept Bayern, Band II.19 - Hrsg.: BStmLU u. ANL, München

ROTHMALER, W. (1986): Exkursionsflora für die Gebiete der DDR und der BRD, Bd. 4 Kritischer Band, 6. Aufl., Volk und Wissen, Volkseigener Verlag Berlin

SCHÖLL, F. (1987): Limnofauna des Nationalparks Bayerischer Wald unter besonderer Berücksichtigung der Gewässerversauerung.- Diss. am Institut f. landw. Zoologie und Bienenkunde, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, 176 S.

SEYFERT, I. (1975): Die Schachten des Bayerischen Waldes. – Verlag Morsak, Grafenau

STEIDL, I. & A. RINGLER (1996): Lebensraumtyp Bodensaure Magerrasen.- Landschaftspflegekonzept Bayern, Band II.3 - Hrsg.: BStmLU u. ANL, München

STREIFENEDER, M. (1990): Zur Pflege der Schachten im Bayerischen Wald – Diskussion und Erprobung verschiedener Pflegekonzepte im Forstamt Zwiesel. – unveröff. Dipomarb., München

UTSCHIK, H., AMMER, U. & H. KOLBECK (1992): Erhaltung des Blumen- und Insektenreichtums auf Bayerwaldschachten durch Pflegemaßnahmen. - Forstw. Cbl. 111 (19992), 337- 365, Verlag P. Parey, Hamburg u. Berlin

VÖLKL, W. (2003): Untersuchungen über die Reptilienfauna des Nationalparks Bayerischer Wald. – unveröff. Gutachten i. Auftr. d. Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald

WASSERWIRTSCHAFTSAMT PASSAU (Hrsg.) (2005): Gewässergüte im Nationalpark Bayerischer Wald – Gewässergütekarte. – Farb-Plot, Passau

ZUCCHI, H. & K. ZUCCHI (2005): Zum Einfluss verrohrter Bachabschnitte auf Drift und Aufwanderung der Limnofauna unter besonderer Berücksichtigung der Flohkrebse (Gammaridae). – in: Natur und Landschaft, 80. Jhg. (2005), H. 12, S. 519 – 527. Verlag W. Kohlhammer, Stuttgart.

3. Anhang II-Arten

APFELBACHER, F. (1988): Die Laufkäfer des Bayerischen Waldes. Teil 1. - Der Bayerische Wald 2: 16-22.

BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN (1999, Hrsg.): Arten- und Biotopschutz-programm Landkreis Freyung-Grafenau (Stand September 1992).

BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN (1999, Hrsg.): Arten- und Biotopschutz-programm Landkreis Regen (Stand September 1992).

BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT U. FORSTEN (Hrsg.) (2000): Ergebnisse der Artenkartierungen in den Fließgewässern Bayerns – Fische, Krebse, Muscheln. - München

BEZIRK NIEDERBAYERN (Hrsg.) (1999): Kompendium des Fischartenschutzes. Fischartenkartierung des Bezirkes Niederbayern, S. 16-17.

BJV (1997, HRSG.): Der Luchs in Mitteleuropa. – Schriftenr. LJV Bayern e.V., Band 5 (Luchssymposium Deggendorf v. 21. u. 22.11.1997), 92 S.

CERVENY, J., BUFKA, L. & POJAR, B. (1994): Der Luchs – die Rückkehr eines früheren Bewohners im Böhmerwald. – Myslivost 10/94: 2 – 4.

DURING, H.J. (1979): Life strategies of bryophytes: a preliminary review. Lindbergia (Copenhagen) 5: 2-18.

DÜRHAMMER, O. – 1997 – Die Moosflora der Gipfelregion des Großen Arbers, sowie eine Zusammenstellung aller Moosarten des Arbergipfels und der drei umliegenden Naturschutzgebiete. Die Naturschutzgebiete am Arber. Bayer. Landesamt für Umweltschutz, Heft 144, Schriftenreihe: Aus den Naturschutzgebieten Bayerns: 79-97.

EDER, D. (2004): Habitat- und Höhenabhängigkeit der Jagdaktivität sympatrisch vorkommender Fledermäuse im Nationalpark Bayerischer Wald. Diplomarbeit am Institut für Zoologie II der Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg. 106 S.

FAMILLER, I. – 1911 – Die Laubmoose Bayerns. Eine Zusammenstellung der bisher bekannt gewordenen Standortangaben. Denkschr. Kgl. Bayer. bot. Ges. Regensburg 11, N. F. 5: 1-233.

FASSATI, M. (1956): O geograficke Variabilite, Biologii a puvodu druhu *Carabus menetriesi* e Ceskoslovensku [Über die geographische Variabilität, Biologie und über den Ursprung von *Carabus menetriesi* in der Tschechoslowakei]. - Acta Faunistica Entomologica Musei Nationalis Pragae 1(9): 65-76.

FREY, W., FRAHM, J.-P., FISCHER, E. & LOBIN, W. (1995): Die Moos- und Farnpflanzen Europas. - Stuttgart, 426 S.

GERSTMEIER, R. & ROMIG, T. – 1998 – Die Süßwasserfische Europas. - Stuttgart, 367 S.

GLENZ, R. (1971): *Carabus menetriesi* Humm. im Bayerischen Wald.- Nachrichtenblatt Bayer. Entom. 20(1): 14-15.

GOGL, M. – Grundlagenuntersuchungen und Konzepte zur Gewässerpflege- und Entwicklungsplanung für die Große Defernik, Nationalpark Bayerischer Wald. – unveröff. Diplomarb., München

GRÜM, L. (1994): Minimum Populations of Carabid Beetles. - In: Remmert, H. (Hrsg.): Minimum Animal Populations. - Berlin, 156 S.

HABEL, H. (1996): Öffentlichkeitsarbeit ist der beste Luchs-Schutz. – Forstinfo 11/96: 2.

HOCH, J. (1987): Nationalparkgewässer und ihre Fischbestände.- in „Forschung im Nationalpark“, Arbeitsbericht d. Bayer. Forstl. Versuchs- und Forschungsanstalt u. d. Nationalparkverwaltung, 1989, Grafenau

HODL-ROHN, I. & BECKER, R. – 1978 – Fischotter. – Schriftenr. Nationalpark Bayer. Wald 3, 60 S.

HOFMANN, A. & H. MAU – 1999 – Daheim an Bach und Fluß – Der Fischotter im Bayerischen Wald. – Hrsg.: Naturpark Bayerischer Wald e.V., Grafenau

HUBER, A. -1998- Die Moose im Großraum Regensburg und ihre Einsatzmöglichkeiten als Bioindikatoren für Radiocäsium. Hoppea 59: 1 – 683

HURKA, K. (1996): Carabidae of the Czech and Slovak Republics.- Zlin, 565 S.

JAHNS, H.M. (1995): Farne, Moose, Flechten Mittel-, Nord- und Westeuropas. - München, 256 S.

KALB, R. (1992): Der Luchs: Lebensweise, Geschichte, Wiedereinbürgerung. Augsburg, 64 S.

KIENER, H. & STRUNZ, H. (1996): Die Rückkehr des Luchses nach Ostbayern. - Nationalpark 2/96: S. 6 – 12.

KOLBINGER, A., BOHL, E. & J. HEISE (2004): Kurzbericht zur Fischbestandsuntersuchung in den Gewässern Großen Ohe / bei Taferlruck, Hinterer Schachtenbach / oberhalb Taferlruck, Vorderer Schachtenbach / Taferlruck, Seebach / Taferlruck. – unveröff. Gutachten d. Bayer. Landesamts f. Wasserwirtschaft

KREMER, B.P. & Muhle, H. (1991): Flechten, Moose, Farne. - München, 287 S.

KUHN, J. – 1995 – Beobachtungen eines Fischotters in Oberbayern. – Säugetierkdl. Inf. 19(4): 22.

KUHN, K. & K. BURBACH (1998): Libellen in Bayern.- Ulmer Verlag - Stuttgart, 333 Seiten.

MANDL, K. (1968): Die Käferfauna Österreichs. VI. Die Carabiden Österreichs, Tribus Carabini, Genus *Carabus*, Nachtrag. - Kol. Rdsch. 46/47: 17-53.

MARCKMANN, U., RUNKEL, V. & LEITL, R. (2003): Fledermauserfassung im Nationalpark Bayerischer Wald vom 10. bis 13. 06. 2003. Unveröffentlichter Bericht. 17 S.

MAU, H. – 1992 – Das Artenhilfsprogramm „Fischotter“ des bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen und der Regierung von Niederbayern. In Reuther, C. (Hrsg.): Otterschutz in Deutschland. Habitat 7: 105-108.

MAU, H. – 1993 – Fischottervorkommen in Niederbayern. Schlußbericht. – Unveröff. Gutachten im Auftr. Bayer. LfU, 56 S. + Anl.

MAU, H. – 2001 – Der Fischotter. Naturschutz in Niederbayern, Artenschutzsymposium 2001. - Regierung von Niederbayern, 1, S. 7-12

MAU, H. – 2002 – Vortrag „Der Fischotter in Bayern“ vom 20.3.2002 in Freising.

MAUERSBERGER, R. (2001): Moosjungfern – in Fartmann, T., H. Gunnemann, P. Salm & E. Schröder: Berichtspflichten in NATURA-2000-Gebieten.- Angewandte Landschaftsökologie Heft 42: 337 – 355.

MEINUNGER, L. & Nuss, I. (1996): Rote Liste gefährdeter Moose Bayerns. - Schriftenreihe Bayer. LfU 134 (Beiträge zum Artenschutz 20): 51 S.

MEINUNGER, L. (1999): Vorläufige Verbreitungskarten der Moose der FFH-Richtlinie (unveröff.).

MESCHEDE, A. & RUDOLPH, B.-U. (2004):Fledermäuse in Bayern. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer. 415 S.

MOLENDO, L. (1875): Aufzählung der Laubmoose Bayerns. Vorläufige Übersicht mit besonderer Rücksicht auf Niederbayern. Ber. Naturhist. Ver. Passau 10: S. 1 – 278. Passau

MÖNKEMEYER, W. (1927): Die Laubmoose Europas. IV Band, Teil 2. - Leizpig, S. 336-629.

MORGENROTH, S. (1989): Das Artenspektrum der Fledermäuse im Bayerischen Wald, sowie Untersuchungen zur Verbreitung und Phänologie einzelner Arten unter besonderer Berücksichtigung der Nordfledermaus (Eptesicus nilssoni KEYSPERLING & BLASIUS 1839). Diplomarbeit am Institut für Zoologie II der Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg.

MÜLLER-KROEHLING, S. (2000): Böhmischer Hochmoor-Laufkäfer - ein bayerischer Endemit. - LWF-aktuell 25: 32.

MÜLLER-KROEHLING, S. (2002): Verbreitung, Habitatbindung und Lebensraumansprüche der prioritären FFH-Anhang II-Art *Carabus menetriesi pacholei* SOKOLAR *1911* (*bohemicus* TANZER 1934) (Böhmischer Hochmoorlaufkäfer) in Ostbayern, und Überlegungen zu ihrem Schutz. – Unveröff. Abschlußbericht der Bayer. LWF (Projekt ST 103), 60 S.

MÜLLER-KROEHLING, S. (2003): Der Hochmoorlaufkäfer – Prioritäre Art in guten Händen. – LWF aktuell 38: 36.

MÜLLER-KROEHLING, S. (2004): Tagungsbericht zum 1. Internationalen Expertentreffen zum Hochmoorlaufkäfer (Carabus menetriesi pacholei) vom 15./16.11.2002. – Insecta 9: 87-91.

MÜLLER-KROEHLING, S. (2005a): Verbreitung und Lebensraumansprüche der prioritären FFH-Anhang II-Art Hochmoorlaufkäfer (Carabus menetriesi pacholei) in Ostbayern, und Hinweise zu Ihrem Schutz. – Angewandte Carabidologie Suppl. 4: 65-85.

MÜLLER-KROEHLING, S. (2005b): Laufkäfergemeinschaften als Zielartensystem für die nach Artikel 13d BayNatschG geschützten Waldgesellschaften und die Wald- Lebensraumtypen des Anhanges I der FFH-Richtlinie in Bayerns Wäldern, unter Einbeziehung der natürlicherweise waldfreien Sonderstandorte im Wald. - Abschlußbericht Kuratoriumsprojekt V52, 248 S. + Anh.

MÜNCKE, R. (1867): Die Laubmoosflora des Böhmerwaldes – Jahresbericht der Schles. Gesellsch. f. vaterl. Cultur, S. 96 -98, Breslau

NEBEL, M., PHILIPPI, G. (2001): Die Moose Baden-Württembergs, Band 2: Spezieller Teil (Bryophytina II, Schistostegales bis Hypnobryales) – 529 S. – Stuttgart

NATIONALPARKVERWALTUNG SUMAVA (2001): Management plan of the Sumava National Park. S. 84.

PETERSEN, B., ELLWANGER, G., BLESS, R., BOYE, P., SCHRÖDER, E. & A. SSYMANK – 2004 – Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000 – Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 2: Wirbeltiere. – Schriftenr. f. Landschaftspfl. u. Natursch. H. 69 /Bd. 2, Bundesamt f. Naturschutz (Hrsg.), Bonn – Bad Godesberg

PLÄN, T. (1988): Überlegungen des Bundes Naturschutz in Bayern zur Wiedereinbürgerung des Europäischen Luchses. – Waldhygiene 17. S. 147 – 164.

PROGEL, A. (1886): Einige Beiträge zur Flora des oberen bayerischen und Böhmerwaldes. Deutsche Bot. Monatsschrift (Arnstadt) 4: 68 -70.

REUTHER, C. – 2002 – Fischotterschutz in Deutschland – Grundlagen für einen nationalen Artenschutzplan. – in: Habitat, Arbeitsber. Aktion Fischotterschutz e.V., H. 14, Hankensbüttel

ROTHMALER, W. (1991): Exkursionsflora, Bd. 1 (Niedere Pflanzen). - Berlin, 811 S.

SALM, P. (2000): Methodentests zur Erfassung von Arten der Anhänge II, IV und V der FFH-Richtlinie. - Schriftenr. f. Landschaftspfl. Naturschutz 68: 137 - 151.

SCHIEL, F-J. & R. BUCHWALD (1998): Aktuelle Verbreitung, ökologische Ansprüche und Artenschutzprogramm von Leucorrhinia pectoralis (Charpentier) (Anisoptera: Libellulidae) im baden-württembergischen Alpenvorland.- Libellula 17 (1/2): 25 – 44.

STOCKBAUER, W (2002): Untersuchungen der Makrozoobenthosbesiedelung eines renaturierten Abschnittes des Kolbersbaches im Nationalpark Bayerischer Wald. – Kurzfassung der unveröff. Diplomarbeit

TANZER, P. (1934): *Carabus menetriesi* Hummel und sein Vorkommen im Böhmerwalde. - Entomologisches Nachrichtenbl. 7(1): 36-37.

VELENOVSKY, J. (1897): Mechy ceske. – Rozpr. CS Akad. Ved, Cl. II., VI/6, Praha

VONDRACEK, M. (1990): Prodromus der Moose des Böhmerwaldes (Bryopsida) I. (Sphagnaceae – Bryaceae), Folia musei rerum naturalium Bohemiae occidentalis – Botanica 31 – Plzen

WEDDELING, K., LUDWIG, G., HACHTEL,M. (2002): Empfehlungen zum Monitoring der Moose der FFH-Anhang-II Arten in Deutschland im Rahmen der Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten. 2. (Internet-) Fassung, 50 S., Bonn

WILDERMUTH, H. (1993): Populationsbiologie von Leucorrhinia pectoralis (Charpentier) (Anisoptera: Libellulidae).- Libellula 12 (3/4): 269 – 275.

WILDERMUTH, H. (2001): Das Rotationsmodell zur Pflege kleiner Moorgewässer.- Naturschutz & Landschaftsplanung 33: 269 – 273.

WILDERMUTH, H. (2005): Kleingewässer-Management zur Förderung der aquatischen Biodiversität in Naturschutzgebieten der Agrar- und Urbanlandschaft – Wirkungskontrolle am Beispiel Libellen im Schweizer Mittelland.- Naturschutz & Landschaftsplanung 37: 193 – 201.

WILKUND, K. (1998) Population ecology of bryophytes with focus on the epixylic moss species Buxbaumia viridis, including a review of metapopulation dynamics in plantpopulations. Introductory Research Essay, Department of Conservation Biology (Uppsala) 4: 1 - 21

WIRTH, V. (1972): Die Silikatflechten-Gemeinschaften im außeralpinen Zentraleuropa. Diss. Bot. 17: 325 S.

WIRTH, V. (1995): Die Flechten Baden-Württembergs. Teil 1+2, 1006 S., Stuttgart.

WITTMER, M. (1986): Libellen im Nationalpark Bayerischer Wald mit besonderer Berücksichtigung der Vorkommen in Hoch- und Übergangsmooren. Vorläufige Kurzsusammenfassung der bisherigen Ergebnisse .- Typoscript 8 Seiten.

WÖLFL, M. (1999): Der Luchs in Bayern: Plädoyer für Pinselohr. Jäger 10/99. S. 54 – 55

WÖLFL, M. (2001): Der Luchs. Naturschutz in Niederbayern, Heft 1 (Hrsg. Regierung von Niederbayern). Artenschutzssymposium 10.10.2001). S. 2 – 6.

WÖLFL, M. (2004): Der Luchs in Ostbayern im Jahr 2003 - Verbreitung, Status, Forschung und Öffentlichkeitsarbeit. Bericht im Auftrag des Naturparks Bayerischer Wald e. V. und der Regierung der Oberpfalz. 36 S.

WOTSCHIKOWSKI, U. (1989): Wiedereinbürgerung des Luchses in Bayern. Mitteilungen aus der Wildforschung Nr. 101, 4 S.

ZIRKER, A. & M. HEURICH ,– 2004 – Der Fischotter ist zurück. Monitoring an den Gewässern im Nationalpark Bayerischer Wald. – LWF aktuell 44: 14-15

4. Anhang I-Arten der Vogelschutzrichtlinie

BAUER / BEZZEL /FIEDLER (2005): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas . AULA-Verlag Wiebelsheim.

BEZZEL, E., GEIERSBERGER, I., LOSSOW, G. V. und PFEIFER, R. (2005): Brutvögel in Bayern, Verbreitung 1996-1999. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer. 560 S.

FRANK, G. & HOCHEBNER, T. (2001): Erfassung der Spechte-insbesondere des Weißrückenspechtes Picoides leucotos-im Rahmen des Life-Projektes Wildnisgebiet Dürrenstein, Forschungsbericht, Herausgeber: Amt der Niederösterreichischen Landesregierung, Abteilung Naturschutz.

FRANK, G. (2002): „Brutzeitliche Einnischung des Weißrückenspechtes Dendrocopos leucotos im Vergleich zum Buntspecht Dendrocopos major in montanen Mischwäldern der nördlichen Kalkalpen“ in VOGELWELT 123, S. 225-239.

GRIMM, V. STORCH, I. (2000): Minimal viable population size of capercallie (Tetrao urogallus L.): results from a stochastic model. Wildlife Biology 6, S 259-265.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. & BAUER (5, 1973): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Wiesbaden, Akademische Verlagsgesellschaft, 700 S.
GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. & BAUER (9, 1980): Handbuch der Vögel Mitteleuropas

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. & BAUER, M. (1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 9. Aula-Verlag Wiesbaden. 1145 S.

KÄMPFER-LAUENSTEIN, A. (1995): „Mehr Wildnis für das Haselhuhn“ in Nationalpark 1/1995, S. 6-9.

KLAUS, S. & BERGMANN, H. H. (2004): „Haselhuhn und Auerhuhn in Deutschland“ in Vogelwelt 125, S. 283-295.

MEBS, T. & SCHERZINGER, W. (2000): Die Eulen Europas, Franckh-Kosmos-Verlag, Stuttgart.

MEYER, W. (2003): Mit welchem Erfolg nutzt der Raufußkauz Aegolius funereus (L.) Naturhöhlen und Nistkästen zur Brut? Die Vogelwelt 124, S. 325-331.

NICKEL, C. (2005): Auswirkungen von forsthygienisch bedingten Holzeinschlägen auf die Avifauna im Nationalpark Bayerischer Wald. Unveröff. Diplomarbeit Universität Duisburg-Essen. 130 S.
RÄDLINGER & SINGER (1995): Deutsche Nationalparke. 1. Bayerischer Wald kennenlernen und erleben. – Vehling-Verlag, Werl, 1995
SCHÄFFER, N. (1990): Beobachtungen an ausgewilderten Habichtskäuzen (*Strix uralensis*). Orn. Anz. 29: S. 139 – 154

SCHERZINGER, W. (1976): Nationalpark Bayerischer Wald, Heft 2, Rauhfuß-Hühner, Schriftenreihe des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 71 S.

SCHERZINGER, W. (1982): Die Spechte im Nationalpark Bayerischer Wald (Schriftenreihe Band 9).

SCHERZINGER W. (1985): Die Vogelwelt der Urwaldgebiete im Inneren Bayerischen Wald (Nationalpark-Schriftenreihe Heft 12).

SCHERZINGER,CH. -1998- Die Tagfalter des Bayerischen Waldes zwischen Großer Arber, Brotacklriegel und Dreisessel (Lepidoptera, Rhopalocera). Der Bayerische Wald. Zeitschrift für naturwissenschaftliche Bildung und Forschung im Bayerischen Wald. Verlag Morsak Grafenau S. 1-15.

SCHERZINGER, W (2003): Artenschutzprojekt Auerhuhn im Nationalpark Bayerischer Wald von 1985-2000 (Wissenschaftliche Reihe Heft 15).

SCHRAML, E. (2003): Naturschutzfachliche Kartierung ausgewählter Vogelarten im Landkreis Regen (unveröffentlichter. Bericht im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz).
SPERBER, G. (1971): Die Vögel im Nationalpark Bayerischer Wald. Monticola 2: 161-171.
STÜRZER, S. (1998a): Habitatwahl des Habichtskauzes (*Strix uralensis*) im Nationalpark Bayerischer Wald. Orn. Anz. 37: S. 193 – 201

SÜDBECK, P., ANDRETZKE, S., FISCHER, K., GEDEON, T., SCHIKORE, K., SCHRÖDER, K. & SUDFELD, C. (HRSG.) (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell.

Im Rahmen der Managementplanung durchgeführte Kartierungen und Gutachten

DÜRHAMMER, O. (2005): Erhaltungszustand der Flechten in den Blockmeeren im Bereich des Lusen – Nationalpark Bayerischer Wald. Bestand, Gefährdung und naturschutzfachliche Beurteilung der Flächen sowie eine Literaturauswertung für Flechten und Moose. Unveröffentl. Gutachten im Auftrag der Regierung von Niederbayern.

DÜRHAMMER, O. (2005): Bestimmung von Moos- und Flechtenarten im Zuge der Vegetationsaufnahmen auf Probeflächen. Unveröffentl. Kartierung im Auftrag der Forstdirektion Niederbayern-Oberpfalz.

HOCH, J. (2004): Selektive Erhebungen zur Groppe in ausgewählten Fließgewässern des Nationalparks Bayerischer Wald. Unveröffentl. Gutachten im Auftrag der Forstdirektion Niederbayern-Oberpfalz.

SIUDA, C. (2005): Moorkartierungen im Rahmen des FFH-Managementplanes im Nationalpark Bayerischer Wald. Unveröffentl. Kartierung im Auftrag der Forstdirektion Niederbayern-Oberpfalz.

TEUBER, U. (2005): Bestimmung von Moosarten im Zuge der Vegetationsaufnahmen auf Probeflächen. Unveröffentl. Kartierung im Auftrag der Forstdirektion Niederbayern-Oberpfalz.

TEUBER, U. (2005): Bericht über die Ergebnisse der Kartierung ausgewählter Moosarten. Unveröffentl. Kartierung im Auftrag der Forstdirektion Niederbayern-Oberpfalz.

Mündliche Auskünfte

BUFKA, L., Nationalparkverwaltung Sumava, Vimperk, Tschechien

BUFKOVÁ, I., Nationalparkverwaltung Sumava, Vimperk, Tschechien

BUTZ, Wasserwirtschaftsamt Passau

DIEWALD, W., Universität Regensburg

DÜRHAMMER, O., Universität Regensburg

ENGLMAIER, K.-H., Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald, Grafenau

GSCHNAIDNER, U., Wasserwirtschaftsamt Passau

HOCH, J., Fachberatung f. Fischerei, Bezirk Niederbayern, Landshut

JEHL, H., Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald, Grafenau

LANG, A., München

LAUDENSACK, A., Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg

LEITL, R., Amt für Landwirtschaft und Forsten, Landau / Waldhäuser

LOHBERGER, E., Amt für Landwirtschaft und Forsten, Landau / Waldhäuser

MAU, H., Naturparkverwaltung Bayerischer Wald, Zwiesel

MAETZE, A., Bayerisches Landesamt für Umwelt, München

MORGENROTH, S., Naturpark Bayerischer Wald

MORITZ, K., Bayerisches Landesamt für Umwelt, München

MÜLLER-KROEHLING, S., Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, München

SCHUHWERK, Wasserwirtschaftsamt Deggendorf

SIUDA, C., Planungsbüro; Neu-Esting

STRUNZ, H., Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald, Grafenau

WEINZIERL, A., SG. 850, Regierung v. Niederbayern, Landshut

ZAHLHEIMER, W. A., Höhere Naturschutzbehörde, Regierung v. Niederbayern, Landshut

ZELENKOVÁ, E., Nationalparkverwaltung Sumava, Vimperk, Tschechien

Anlagen (in digitaler Form**)**

Anlage 1: Methodik

Anlage 2: Ausführliche Bewertung des Erhaltungszustands

Anlage 3: Zuordnung der Lebensraumtypen zu Standortseinheiten

Anlage 4: Karten (digital auf beiliegender CD bzw. als Papierplot):

- Lebensraumtypenkarte 1 : 10.000
- Erhaltungsmaßnahmenkarte 1 : 10.000
- Karte der seltenen Baumarten

Anlage 5: Bewertungstabellen – LRT (Offenland)

Anlage 6: Einzelbewertung und –maßnahmenplanung (Offenland)

Anlage 7: Maßnahmentabellen (Offenland)

Anlage 8: Bewertungsmethodik – LRT (Offenland)

Anlage 9: Standarddatenbogen (SDB)

Anlage 10: Arbeitsanweisung zur Fertigung von Managementplänen für Waldflächen in NATURA 2000-Gebieten (Stand: September 2004)