

Lichte Wälder und biotische Vielfalt¹

Sarah Jotz, Werner Konold, Christian Suchomel & Mattias Rupp

Zusammenfassung

Die Studie „Bedeutung von lichten Wäldern für die Biodiversität“, gefördert vom Bundesamt für Naturschutz, hatte zum Ziel, die unterschiedlichen Kategorien von lichten Wäldern hinsichtlich ihrer Genese, ihrer Standorteigenschaften und ihrer Bedeutung für die biologische Vielfalt auf Grundlage einer umfassenden Literaturanalyse zu beschreiben. Darüber hinaus sollten Managementempfehlungen für die zukünftige Erhaltung und Förderung von halboffenen Wäldern ausformuliert werden.

Die Literaturanalyse hat gezeigt, dass lichte Waldformen je nach ihrer Genese, Standortvoraussetzungen und Vegetationsdynamik vielfältige Ökosysteme bilden, in denen den einzelnen Biodiversitätsebenen (siehe Abschnitt 2.1) einer unterschiedlich hohen Gewichtung zugeordnet werden kann:

„Permanent lichte Wälder“ sind Wälder der Extremstandorte (siehe Abschnitt 4.3): Bedingt durch klimatische, edaphische und/oder mechanische Standortextreme bilden azonale und extrazonale Wälder dauerhaft lichte Waldökosysteme. In der Regel handelt es sich um gesetzlich (§ 30 des BNatSchG) und europarechtlich (Natura 2000) geschützte Waldbiotope. Sie unterliegen einem allgemeinen Verschlechterungsverbot. Diese Waldbiotope sind wichtige Rückzuggebiete für zahlreiche gefährdete Tier- und Pflanzenarten.

Differenzierter zu betrachten sind „temporär lichte Wälder“, die Vegetationsstadien innerhalb natürlicher Sukzessionsprozesse darstellen (siehe Abschnitte 4.2 und Abschnitt 4.4.3). Lichte Zwischenstadien können von ihrem Artenbestand her aus Naturschutzsicht wertvoll sein. Doch auch im Sinne des BNatSchG ist der Schutz von natürlichen Prozessen (§1, Abs. 2 des BNatSchG) ein wichtiges Biodiversitätsmerkmal. Das heißt, unabhängig von ihrem aktuellen Artenbestand können temporär lichte Waldformen von naturschutzfachlich hoher Bedeutung sein, weil sie als wichtiges Zwischenstadium innerhalb einer Abfolge natürlicher Prozesse fungieren. Darunter zählen sowohl lichte Entwicklungsphasen von naturnahen Wäldern als auch anthropogene Wälder auf stillgelegten, ehemals land- und bergbau- und industrierwirtschaftlich genutzte Flächen sowie militärisch genutzten Wälder. Ob temporär lichte Wälder von ihrem aktuellen Artenbestand her oder in ihrer Bedeutung für den Prozessschutz von besonderer Bedeutung sind, ist abhängig von zahlreichen Ausgangsfaktoren. Diese sind von Fall zu Fall unterschiedlich

¹ Das Vorhaben wurde gefördert vom Bundesamt für Naturschutz (BfN), Bonn-Bad Godesberg, unter dem Förderkennzeichen F+E 3514 84 0100. Die Fachbetreuung im BfN hatte Dr. Heiko Schumacher, FG II 2.1 Biotopschutz, Biotopmanagement und Nationales Naturerbe.

und daher einzeln zu bewerten. So beherbergen z.B. lichte Kiefernwälder der Bergbaufolgelandschaften, die teilweise extrem langsamen Sukzessionsprozessen unterliegen, Wintergrünpflanzungen, während lichte Stadien von landwirtschaftlichen Brachen Zwischenstadien hoher dynamischer Sukzessionsprozesse in Richtung eines reifen Waldstadiums darstellen.

„Anthropogene lichte Wälder“ umfassen Waldformen, deren Lichtwaldcharakter von menschlichen Störungseingriffen abhängig ist. Dazu zählen Nieder-, Mittel-, Hutewälder und streugennutzte Wälder. Sie haben ihre naturschutzfachliche Bedeutung dem Nutzungsregime zu verdanken. Im Niederwald bildet sich im Idealfall ein Nebeneinander verschieden alter Schlagfluren (siehe Abschnitt 4.4.2.1 und 5.2.1.3), so dass die Hochwertigkeit des Biotops mit der Zeit „über die Fläche“ wandert und vom jeweils vorzufindenden, aktuellen Artenbestand bestimmt wird. Nach einer Aufgabe des Niederwaldbetriebs wachsen die Bestände i.d.R. schnell durch und die aus Naturschutzsicht wertvolle Raum-Zeit-Dynamik geht verloren. Ganz anders bei Hutewäldern. Das Futterverhalten der Nutztiere hat die Entstehung reich strukturierter bzw. habitatreicher Lebensräume zur Folge. Insbesondere erhalten gebliebene historische Hutewälder sind aufgrund der darin vorkommenden Methusalem-Bäume von herausragender Bedeutung für die genetische Diversität.

Wir haben gesehen, dass sich Naturschutz und Wertschöpfung bei der Frage nach der qualitativen Bewertung von lichten Wäldern weitgehend ausschließen, denn naturschutzfachlich hochwertige Lichtwald-Formationen wachsen in der Regel auf forstlichen Grenzertragsstandorte. Die „Qualität“ von lichten Wäldern kann also nur naturschutzbezogen sein. Letztendlich bietet jeder lichte Wald Lebensraum für bestimmte Artengemeinschaften, steht daher keinesfalls in einer qualitativen Rangfolge zu den anderen Kategorien von lichten Wäldern.

Die zukünftige Förderung von lichten Wäldern findet ihre Legitimität fast ausnahmslos in Naturschutzziele. Halboffene Wälder begünstigen Milieubedingungen für zahlreiche Tier- und Pflanzenarten, die der zunehmenden Vereinheitlichung und Erschließung der Landschaft zum Opfer gefallen sind. Doch im Sinne der regionalen Biodiversität ist nicht nur die Vielfalt der in lichten Wäldern vorkommenden Arten zu schützen, sondern die Vielfalt an unterschiedlichen Lichtwaldkategorien, sei es auch nur als Randerscheinungen auf ehemaligen Abbauflächen. In jeder Hinsicht stellen halboffene Wälder genauso wie geschlossene Wälder und offene Landschaften wichtige Bindeglieder im Biotopverbund dar.

Die Literaturstudie hat dennoch auch viele offene Fragen aufgeworfen. Gerade bei der praktischen Umsetzung von Landschaftspflegemaßnahmen zur gezielten Förderung von Lichtwaldstrukturen bzw. von lichten Wäldern wurde offensichtlich, dass es zurzeit kein etabliertes Know-How gibt. Mangels praktischer Erfahrungen fehlt aktuell die Datengrundlage, die für die Ausformulierung von nachhaltigen Managementempfehlungen erforderlich wäre. Oftmals lässt sich die Biodiversität von lichten Wäldern aus Lebensräumen mit vergleichbaren Milieubedingungen und Situation allenfalls herleiten. Zahlreiche

Fallstudien zur Umsetzung und Weiterentwicklung von geeigneten Pflegemaßnahmen von lichten Wäldern durch die Forstlichen Versuchsanstalten der Länder werden zurzeit durchgeführt und dürften in den kommenden Jahren erste Antworten liefern.

Stichwörter

Lichte Wälder, Biodiversität, Naturschutz, Waldlebensgemeinschaften, Landschaftspflege, Literaturstudie

Open woods and biodiversity

Summary

The aim of the study „the importance of open woods for biodiversity“, funded by Bundesamt für Naturschutz (Federal Agency for Nature Conservation), was to describe the different categories of open woods in reference to their genesis, site conditions and their importance for biodiversity on the basis of a wide literature review. Furthermore, management recommendations should be given for conservation and future support of open woods.

The review shows that open woods form various ecosystems depending on genesis, site conditions and vegetation dynamics whereas single levels of biodiversity (see chapter 2.1) can be weighted differentially.

“Permanent open woods“ are forests of the extreme site conditions (see chapter 4.3): Due to climatic, edaphic and/or mechanical site extremes, azonal and extrazonal forests form permanently light forest ecosystems. Usually it is a forest biotope protected by law (§ 30 of the BNatSchG) and Europe-wide (Natura 2000). They are subject to a general prohibition of deterioration. These forest biotopes are important retreat areas for any animal and plant species.

More differentiated are „temporary open woods“, which represent vegetation stages within natural succession processes (see sections 4.2 and section 4.4.3). Light intermediate stages can be valuable for nature conservation. But also in the sense of the BNatSchG the protection of natural processes (§1, para. 2 of the BNatSchG) is an important feature for biodiversity. This means that, regardless of their current species composition, temporary open woods can be extremely important for nature conservation, because they act as an intermediate stage within a sequence of natural processes. These include both the developmental open stages of natural forests and anthropogenic forests on abandonment sites, formerly farmland, mining areas, industrial land and for military used forests. Whether temporary open woods are of particular importance to their current species composition or their importance for process protection is depending on numerous factors. These are different from case to case and therefore to be evaluated individually. For example, wintergreen plant species occur in open pine forests on the follow-up of mining landscapes, which partly run through extremely slow successive processes, while open stages of agricultural fallow land represent intermediate stages of high dynamic succession processes towards mature forest stages.

„Anthropogenic open woods“ include forest types whose character of canopy openness is dependent on human disturbances. These includes coppice, coppice with standards, pastoral forests and forests for litter utilization. There the importance of nature conservation is a result of intensive human utilization. In the ideal case of coppice, a system of plots with varying ages next to each other (see section 4.4.2.1 and 5.2.1.3) is formed, so that the high quality of the biotope migrates „over the surface“ over time and is determined by the respective current species stock. After the abandonment of coppicing the stands grow quickly and convert into high forests where they lose their typical and for nature conservation issues valuable space-time dynamics. This is quite different in pasture forests. The grazing behavior of the animals results into the formation of richly structured habitats. In particular, preserved historical pasture forests are of outstanding importance for the genetic diversity due to the occurring “Methuselah trees”.

We have seen that nature conservation and added value are largely excluded from the question of the qualitative assessment of open woods, since conservational high-quality open wood formations usually grow at forestry marginal sites. The „quality“ of open woods can therefore only be related to nature conservation. In the end, every open forest habitat provides habitats for certain species communities. So it is certainly not in a qualitative ranking to the other categories of open woods.

The future promotion of open woods finds their legitimacy almost invariably in nature conservation targets. Semi-open forests favor conditions for numerous animal and plant species which have fallen victim to the increasing unification and development of the landscape. However, in the sense of a regional biodiversity, it is not only the diversity of the species occurring in open woods that should be protected, but also the diversity of different open forest categories. Even if they are only used as rudiments on former mining areas. In all respects, semi-open forests as well as high forests and open landscapes are important connections in a biotope network.

Nevertheless, the literature review has raised many open questions. Particularly in the practical implementation of landscape management measures for the specific promotion of open structures or open woods, it became obvious that there is currently no established know-how. In the absence of practical experience, the data base that would be required for the formulation of sustainable management recommendations is currently missing. Often the biodiversity of open woods can be derived from habitats with comparable conditions and situations at best. Numerous case studies for the implementation and further development of adequate activities for open woods by the Forestry Research Institutes of the states are currently being carried out and are expected to provide initial answers in the coming years.

Key Words

Open woods, biodiversity, nature conservation, forest communities, landscape management, review

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	19
1.1	Thematische Einführung	19
1.2	Stand der Literatur	20
1.3	Inhaltlicher Aufbau der Studie	23
2	Ebenen der Biodiversität	23
3	Literaturanalyse	24
3.1	Methodisches Vorgehen	24
3.2	Definitionen	25
3.2.1	Lichte Wälder	25
3.2.2	Lichtwaldarten	28
3.3	Stichwortauswahl	28
3.4	Methodische Synthese der Literaturrecherche	30
3.4.1	Umfang und Typus der ausgewerteten Literaturquellen	30
3.4.2	Räumliche Verteilung der ausgewerteten Studien	31
4	Ergebnisse	33
4.1	Inhaltliche Synthese	33
4.1.1	Genese und Standorteigenschaften von lichten Waldformationen	33
4.1.2	Vegetations- und Störungsdynamik von lichten Wäldern	37
4.1.3	Standörtliche Voraussetzungen für die Entstehung von lichten Waldformationen	37
4.1.4	Zuordnung der lichten Wälder zu den FFH-Lebensraumtypen	38
4.1.5	Hauptmerkmale des Artengefüges von lichten Waldformationen	40
4.2	Lichte Waldentwicklungsphasen	44
4.2.1	Sukzessionsbedingte Entstehung von Lichtungen in mitteleuropäischen Waldökosystemen	46
4.2.1.1	Lichte Phasen von Naturwaldökosystemen	46
4.2.1.2	Bedeutung der natürlichen Walddynamik für das Ökosystem	48
4.2.1.3	Verjüngungsdynamik in Lichtungen	49
4.2.2	Entwicklung von Waldbiozöosen nach Naturkatastrophen	51
4.2.3	Ökologische Folgen von Insektenkalamitäten	54
4.3	Natürlich lichte Wälder	56
4.3.1	Azonale Wälder	56
4.3.2	Extrazonale Wälder	60
4.3.2.1	Vegetationsgesellschaften an der Baumgrenze	60
4.3.2.2	Vegetationsgesellschaften der Trockenhänge	63
4.3.2.3	Vegetationsgesellschaften der Block- und Geröllhalden und der Felsköpfe	66
4.3.3	Halbnatürliche lichte Wälder: Anthropozoogene Waldgesellschaften	67
4.4	Anthropogene lichte Wälder	68
4.4.1	Einführung	68
4.4.2	Lichte Wälder der historisch alten Waldstandorte	69

4.4.2.1	Mittel- und Niederwälder	69
4.4.2.2	Hute- und Weidewälder	75
4.4.2.3	Streugenutzte Wälder	88
4.4.3	Lichte Wälder auf neuen Waldstandorten	89
4.4.3.1	Übergangswaldgesellschaften auf Industriebrachen	89
4.4.3.2	Lichte Waldentwicklungsphasen in Bergbau- und Tagebaufolgelandschaften	91
4.4.3.3	Lichte Phasen landwirtschaftlicher Brachen	97
5	Empfehlungen für die Praxis	98
5.1	„Best-Practice“-Beispiele	99
5.1.1	Beweidungsprojekte zur Erhaltung und Entwicklung lichter Wälder	100
5.1.2	Traditionelle Nieder- und Mittelwaldwirtschaft	104
5.1.3	Industriewald Ruhrgebiet	107
5.2	Schlussfolgerungen für die Praxis	109
5.2.1	Verfahren der Landschaftspflege	109
5.2.1.1	Voraussetzungen	109
5.2.1.2	Pflege natürlicher lichter Wälder	110
5.2.1.3	Pflegemaßnahmen	111
5.2.1.4	Nieder- und Mittelwaldbewirtschaftung	114
5.2.1.5	Extensive Beweidung	120
5.2.1.6	Ökonomische Aspekte der Waldweide	121
5.2.2	Flächenpotential und Flächenverfügbarkeit	122
6	Ausblick	125
6.1	Grundsätze für die Förderung und Entwicklung von lichten Wäldern	125
6.1.1	Prozessschutz in lichten Wäldern	125
6.1.1.1	Prozessschutz in natürlichen Waldökosystemen	125
6.1.1.2	Prozessschutz in Landwirtschaftsbrachen	126
6.1.1.3	Prozessschutz oder Rekultivierung?	127
6.1.2	Möglichkeiten und Grenzen des konservierenden Naturschutzes	129
6.2	Vereinbarkeit der Förderung von lichten Wäldern mit den Waldgesetzen	131
6.3	Begriffsdefinition „lichter Wald“	137
7	Angeführte Schriften	138

1 Einleitung

1.1 Thematische Einführung

Vorgegeben durch die Waldgesetze des Bundes und der Länder (mit Vorläufern aus dem 19. Jahrhundert) finden wir in Deutschland eine scharfe Abgrenzung zwischen forstwirtschaftlich und landwirtschaftlich genutzten Flächen. Weiche Übergänge zwischen Wald und Offenland beschränken sich auf wenige Landschaften, so z.B. auf alte Weidelandschaften im Alpenraum und im Südschwarzwald (Abb. 1), auf aktive und ehemalige Truppenübungsplätze sowie auf Bergbaufolgelandschaften.



Abb. 1: Verzahnung von Wald und Offenland im Hochschwarzwald (Foto: M. Rupp). **Fig. 1:** Interlocking of forest and open land in the Upper Black Forest (photo: M. Rupp).

Frühe lichte Wälder, etwa entstanden durch Beweidung oder Streunutzung, wurden umgebaut und gezielt verdichtet (BÜRGI & WOHLGEMUTH 2002). Die historischen Betriebsarten Mittelwald und Niederwald mit ihren lichten Phasen in einem Raum-Zeit-Mosaik sind bis auf kleine Reste verschwunden und diese konzentrieren sich räumlich auf wiederum kleine Gebiete. Viele der noch vorhandenen natürlichen lichten Wälder sind, ebenso wie Naturwaldreservate mit temporär lichten Waldphasen, flächenmäßig klein und meist auch isoliert. Es fehlen also die „intermediären Waldkategorien“, die Übergänge zwischen Wald und Offenland (DIPNER 2005, PUKALL, 2014). Andererseits hat man seit einigen Jahren erkannt, welche große Bedeutung die verschiedenen Formen lichter Wälder für alle

Ebenen der biologischen Vielfalt und auch für den Biotopverbund besitzen. So argumentiert ROCHEL (2009, S. 2), dass das Vorhandensein verschiedener Öffnungsgrade von Wäldern, das Ineinandergreifen von offenen mit geschlossenen Waldgesellschaften und das Vorkommen von unterschiedlich stark fragmentierten Waldgebieten in der Landschaft grundlegend für die Erhaltung der Ökosystemfunktionen auf Landschaftsebene sei. Diese Argumentation spiegelt sich allerdings nicht in einem entsprechend zusammengeführten, fundierten Wissensstand wider. Ebenso wenig werden bisher räumliche und zeitliche Aspekte hinreichend beachtet, weder in gewünschtem Maße im Naturschutz, geschweige denn in der forstlichen Praxis.

Mit der Studie wird das Ziel verfolgt, die vorhandenen Kenntnisse zur Bedeutung und zu den Potenzialen der lichten Wälder für die biologische Vielfalt auf allen Ebenen zusammenzutragen. Die gewonnenen Erkenntnisse bieten das Grundlagenwissen zur Herleitung von Managementempfehlungen für die Erhaltung und/oder Wiederetablierung der einzelnen beschriebenen Waldformationen. Eine ökonomische Betrachtung der beschriebenen Maßnahmen soll deren praktische Umsetzbarkeit prüfen. Darüber hinaus soll das Projekt Entscheidungshilfen für die Vorbereitung, Überprüfung und Weiterentwicklung von Rechtsvorschriften und Programmen für die Erhaltung lichter Wälder geben.

Die inhaltliche Struktur der Recherche richtet sich nach den natürlichen, sich selbst tragenden lichten Waldgesellschaften (Schwerpunkt azonale und extrazonale Wälder), den durch anthropogene Eingriffe entstandenen lichten Wäldern (Hoch-, Mittel-, Niederwald und aus der Nutzung genommener Wald) unter Berücksichtigung ihrer Nutzungsgeschichte (Waldweide, Streunutzung u.a.), nach lichten Waldgesellschaften, die sich auf Industriebrachen, Bergbau und Abbaufolgelandschaften herausbilden sowie nach dem ökologischen Stellenwert von lichten Waldentwicklungsphasen.

Etwas weiter spezifiziert stellen sich folgende Fragen:

1. Welche Ebenen der Biodiversität charakterisieren die verschiedenen Formen lichter Wälder?
2. Welche spezifischen, unterscheidbaren Standortbedingungen bieten lichte Wälder je nach Entstehungsgeschichte?
3. Welche Managementformen eignen sich für die Erhaltung, Weiterentwicklung und Wiederetablierung lichter Wälder?

1.2 Stand der Literatur

Literaturrecherchen geben einen umfassenden Überblick über die Bedeutung verschiedener Kategorien von lichten Wäldern für die biologische Diversität. Um an aufschlussreiche Literatur zu kommen, zielte die Recherche vorrangig auf möglichst aktuelle Schlüsselliteratur. Dabei handelte es sich um Sammelwerke, in denen Ergebnisse aus

verschiedenen Studien zusammenfasst sind. Je nach Erkenntnislage zu den einzelnen Themenbereichen wurde die Recherche weiter verfeinert.

Um die Dynamik von lichten Waldentwicklungsstadien zu verstehen, wurden Erkenntnisse aus der Prozessschutzforschung in Urwäldern, sekundären Naturwäldern und sich selbst überlassenen Waldflächen nach natürlichen Störungen wie Sturmwurf oder Kalamitäten innerhalb von genutzten Wäldern in die Arbeit einbezogen. Hier wurden Studien zur natürlichen Besiedlung von Sturmwurfflächen wie BÜCKING et al. (1998), BÜCKING & MULEY (2006), ALDINGER et al. (2012), BLACKBURN et al. (2014) und Untersuchungen zur Dynamik von naturbelassenen Wäldern bzw. Naturwäldern, darunter KORPEL (1995), TABAKU (1999), DUELLI et al. (2005), DRÖSSLER (2006) DRÖSSLER & MEYER (2006), mitberücksichtigt. Außerdem erwiesen sich Fachbücher und Studien der ökologischen Grundlagerecherche zur Dynamik von Naturwäldern als wichtige Informationsquelle zum Verständnis von Entwicklungsprozessen von lichten Waldstadien, darunter SCHERZINGER (1991, 1996, 1999) und VÖLKL (1991).

Informationen zu natürlich entstandenen lichten Wäldern sind in Beiträgen aus der pflanzensoziologischen Sammeliteratur zu ziehen. Darunter sind insbesondere OBERDORFER (1992), SAUTTER (2003), HÄRDTLE et al. (2004) und ELLENBERG & LEUSCHNER (2010) relevant. Auch in der amtlichen Dokumentation von SCHMIDT (1995) und BENSETTITI (2001) waren Angaben zur Vegetationszusammensetzung und den Charakteristika lichter Waldbiotop zu finden. Ergänzend erwiesen sich vegetationskundliche Einzeluntersuchungen als themenrelevant. Ältere Beiträge von GAUCKLER (1954) und EGGLE (1955) setzten sich mit der Vegetationszusammensetzung von Waldgesellschaften auf Serpentinittgestein auseinander. In den Arbeiten von PHILIPPI (1970), EICHBERGER & HEISELMAYER (1997), STRAUSSBERGER (1999), HEINKEN (2008) und EWALD & SCHESSL (2013) werden lichte Kiefern-Waldgesellschaften beschrieben. Anhand einzelner Beispiele von europäischen Urwaldrelikten und unter Prozessschutz stehenden Bannwäldern kann die ökologische Bedeutung lichter Waldentwicklungsstadien analysiert werden. Beispielhafte Untersuchungen zur Struktur und Vegetation von Urwaldgebieten der Slowakei (KORPEL 1995), der Westkarpaten (DRÖSSLER 2006) oder von Naturwaldreservaten Deutschlands und auch Albanien (TABAKU 1999) werden herangezogen.

Literaturquellen zur ökologischen Bedeutung anthropogen entstandener lichter Wälder sind vielfältig. Allgemeine Informationen zur naturschutzfachlichen Bedeutung von Nieder- und Mittelwäldern waren insbesondere aus den Werken von BÄRNTHOL (2003), CONRADY & FASEL (2007) sowie ALBRECHT & MÜLLER (2008) zu gewinnen. Spezifischer führten BUSSLER (1995), HOCHHARDT (1996), OSTERMANN (2002), TREIBER (2003), SCHMIDT (2010b), FARTMANN et al. (2013), HELFRICH & KONOLD (2010, 2013) sowie HELFRICH-HAU (2015) u.a. faunistische und vegetationskundliche Untersuchungen in mehr oder weniger traditionell bewirtschafteten Waldbeständen durch.

Während die historische Form der Waldbeweidung heute noch hauptsächlich in den alpinen Randgebieten praktiziert wird, gibt es eine Vielzahl an Untersuchungen zu den ökologischen Auswirkungen des extensiven Einsatzes von Großtieren als Landschaftspflegemaßnahme. Darunter sind z.B. ASSMANN & KRATOCHWIL (1995), SCHWABE (1997), KRATOCHWIL & ASSMANN (1996), BUNZEL-DRÜKE et al. (1999), BUNZEL-DRÜKE et al. (2003), SONNENBURG et al. (2003), BUNZEL-DRÜKE & SCHARF (2004), KIPFER (2006), SCHLEY & LEYTEM (2004), BUNZEL-DRÜKE et al. (2008), RINGLER (2009), SCHMIDT (2010a), BUTTLER et al. (2012) zu nennen.

Aus dem Werk von BAUMBACH et al. (2013) konnten wichtige Informationen zu lichten Waldformationen in Bergbaufolgelandschaften herangezogen werden. LORENZ et al. (2009) lieferten beispielhafte Ergebnisse zur Vegetationsbesiedlung in Folgelandschaften des Braunkohlentagebaus der Lausitz. Mit der entomologischen Besiedlung von Kippenflächen befassten sich WIEGLEB et al. (1999), BRUNK & WIEGLEB (2006), RICHTER & STICHMANN (2005) und LORENZ et al. (2009). Unter den vegetationskundlichen Untersuchungen in Industriefolgelandschaften des Ruhrgebiets sind u.a. DETTMAR (1992) und GAUSMANN (2012) zu nennen. Aus dem französischen Raum gibt es mehrere Untersuchungen zur Vegetation in Zechenabraumhalden des nordfranzösischen Bergbaus, darunter PETIT (1980), RASMONT & BARBIER (2000) und LEMOINE (2005).

In einem breiteren Zusammenhang, aber dennoch ausschlaggebend für die vorliegende Thematik, sind Untersuchungen zum ökologischen Verhalten von Flora, Fauna und Populationen gegenüber unterschiedlichen Störungsregimes. Aus diesen Studien lassen sich Grundlageninformationen zur Entwicklung der Vielfalt verschiedener Artengruppen in Abhängigkeit von der natürlichen oder anthropogenen Störungsintensität in einem gegebenen Lebensraum herleiten, ohne jedoch explizit auf lichte Waldstadien einzugehen. Beispiele hierfür geben GILLET & GALANDAT (1996), GILLET et al. (1999), DECONCHAT & BALENT (2001), DECOCQ et al. (2004), SPITZER et al. (2008), FONDERFLICK et al. (2010), PAILLET et al. (2010), VUIDOT et al. (2011, 2013) und BEGEHOLD et al. (2015).

Eine weitere Herangehensweise zum Erlangen weiterer Erkenntnisse war, spezifische Studien zu einzelnen Arten zu suchen, die weder reine „Wald-“ noch „Offenlandarten“ sind, sondern Arten, welche zum Überleben auf einen vielfältig strukturierten Lebensraum angewiesen sind oder zumindest während einem ihrer Entwicklungsstadien lichte Lebensraumbedingungen benötigen. Ohne sich auf eine feste Definition festzulegen, werden diese Arten in der allgemein verfügbaren Literatur als „Lichtwaldarten“ bezeichnet. Da diese Arten aus naturschutzfachlicher Sicht oft als „gefährdet“ oder „vom Aussterben bedroht“ gelten, werden ihnen überwiegend ökologische Studien gewidmet. Diese Studien können beispielhafte Ergebnisse zu den vielfältigen Lebensraumsprüchen dieser Arten liefern, was auf indirektem Weg Auskunft über Standorteigenschaften sowie die floristische und ggf. faunistische Zusammensetzung von lichten Waldformen gibt. Darüber hinaus geben die Autoren Managementempfehlungen zur Erhaltung der jeweils untersuchten Art. So setzen sich z.B. LIESER (1994) mit den Lebensraumsprüchen des

Haseluhns (*Bonasa bonasia*), HERMANN & STEINER (2000) und SCHIESS-BÜHLER (2004) mit jenen des Braunen Eichenzipfelfalters (*Satyrrium ilicis*) und SIERRO et al. (2001) und MAES et al. (2014) mit jenen des Ziegenmelkers (*Caprimulgus europaeus*) auseinander.

1.3 Inhaltlicher Aufbau der Studie

In einem ersten Teil werden theoretische Grundlagen zum Einfluss verschiedener Störungsregime, anthropogen oder natürlich bedingt, auf Struktur und Biozönosen von Wald-Ökosystemen vorgestellt. Es werden unter anderem die unterschiedlichen Entwicklungstendenzen der Populationen der verschiedenen Artengruppen in Abhängigkeit einer zunehmenden Strahlungsintensität untersucht.

Die terminologische Eingrenzung des offenen Begriffs „LICHTER WALD“ setzt den inhaltlichen Rahmen der Literaturrecherche. Durch eine induktive Herangehensweise werden die unterschiedlichen Formen von lichten Waldformationen beschrieben. Nach einer methodischen Synthese wird in den Ergebnissen aufgezeigt, dass sich diese in ihrer Genese, in ihrer Vegetationsdynamik und in ihrer Artenzusammensetzung voneinander unterscheiden. In einer Synthese der Ergebnisse bemühen sich die Autoren um eine Zusammenfassung der charakteristischen Standortfaktoren und Artenzusammensetzungen lichter Waldlebensräume.

In einem weiteren Schritt wird die theoretische Bedeutung von lichten Wäldern für die Biodiversität in einem praxisorientierten Rahmen überführt. Nach der Vorstellung ausgewählter Fallbeispiele, die sich in der Praxis bewährt haben, werden Managementempfehlungen für die Erhaltung und Förderung von lichten Waldformationen ausformuliert. Dabei wird sowohl auf ökonomische als auch auf landschaftsökologische Aspekte eingegangen. In einem abschließenden Teil des Berichts wird die Legitimität des Konzeptes „LICHTER WALD“ näher diskutiert.

2 Ebenen der Biodiversität

Um die Bedeutung von lichten Waldformationen für die biologische Diversität zu analysieren, ist eine Unterscheidung zwischen ihren einzelnen Betrachtungsebenen sinnvoll. Hierzu definiert Noss (1990) vier Ebenen der Biodiversität. Diese können auf verschiedenen methodischen Wegen anhand struktureller und funktionaler Indikatoren abgeleitet werden.

Die (1) regionale Ebene der Biodiversität gibt Auskunft über die Diversität einer Landschaft. Indikatoren und Parameter der sog. Gamma-Diversität sind u.a. Identität, Gliede-

rung, Reichtum und Verteilung der einzelnen Habitattypen oder allgemeine Muster der räumlichen Verteilung der einzelnen Arten.

Auf einer untergelagerten Ebene geben Indikatoren wie z.B. Abundanz, Frequenz, Vielfalt, Anteile endemischer, „exotischer Arten“ oder gefährdeter Arten oder auch Dominanzen Auskunft über die (2) Diversität innerhalb einer Lebensgemeinschaft bzw. eines Ökosystems.

Bei der Betrachtung der (3) Biodiversität auf der Ebene der Population kann die Überlebensfähigkeit bestimmter Arten abgeschätzt werden. Parameter wie Frequenz einer spezifischen Art, ihre absolute und relative Häufigkeit, ihre Ausprägung, Dichte und Biomasse lassen auf den Zustand einer Population zurückschließen.

Innerhalb einer Artengemeinschaft ist (4) die genetische Ebene der Biodiversität relevant. Eine hohe genetische Vielfalt sichert die Überlebensfähigkeit einer Art (Noss 1990).

Ein Großteil der Studien, die sich mit der Biodiversität bestimmter lichter Waldformationen befassen, erzielt Ergebnisse auf der Ebene der Population. Am häufigsten erfasst werden Anzahl und Frequenz der vorkommenden Arten in definierten Versuchsflächen. Da sich diese Ebene der Biodiversität durch punktuelle Feldaufnahmen direkt vermitteln lässt, spielt sie in der ökologischen Feldforschung die bedeutendste Rolle (vgl. DUELLI et al. 2005). Quantifizierbare Indikatoren gewährleisten die Vergleichbarkeit der Ergebnisse und die Messbarkeit der Biodiversität auf der Ebene politischer Entscheidungsgrundlagen (Noss 1990). Die Bedeutung von Waldökosystemen auf Aussagen zu ihrem Artenvorkommen zu reduzieren, gibt dennoch ein sehr unvollständiges Bild der Realität wieder, beantwortet dementsprechend nur teilweise die Frage nach deren naturschutzfachlicher Bedeutung. Daher wird in der vorliegenden Studie versucht, über die verfügbaren Daten zum Artenvorkommen auf ökologisch-funktionale Zusammenhänge zu beziehen.

3 Literaturanalyse

3.1 Methodisches Vorgehen

Die Studie basiert größtenteils auf einer qualitativen Metaanalyse von Primär- und Sekundärquellen. Aufgrund der Heterogenität der einzelnen Literaturquellen hinsichtlich ihrer jeweiligen Forschungsfrage, ihres methodischen Ansatzes und der starken lokalen Ortsgebundenheit ihrer Untersuchungsgebiete war eine quantitative Metaanalyse, wie sie z.B. von COOPER (2010) beschrieben wird, unmöglich. Insgesamt beziehen sich die Literaturfunde auf sehr diverse Flächen im mitteleuropäischen Raum. Der Fragestellung lagen stark naturraum- und ortsgebundene Antworten zugrunde. Überlappungen zwischen den einzelnen Literaturquellen, die einen raumbezogenen Vergleich zwischen quantitati-

ven Daten aus verschiedenen Einzeluntersuchungen ermöglicht hätten, gab es nicht. Dafür war die Forschungsfrage zu breit angelegt. Vielmehr erlaubt das Herausgreifen zahlreicher Einzeluntersuchungen aus verschiedenen Regionen Mitteleuropas eine deskriptive Synthese der gewonnenen Informationen. Diese Herangehensweise erweist sich insofern als sinnvoll, als die ohnehin sehr offen formulierte Forschungsfrage auf induktiver bzw. explorativer Weise angegangen werden kann. Fernerhin ermöglicht ein solches Vorgehen, das breite Spektrum lichter Wälder in ihren vielfältigen Vorkommen, die durch unterschiedliche Entstehungsbedingungen und Standorteigenschaften gekennzeichnet sind, möglichst lückenfrei wiederzugeben. Zwölf Personen (wissenschaftliche Einrichtungen: sieben, Forstbehörden: fünf) wurden zur Rate gezogen, um an unveröffentlichte Berichte und Abschlussarbeiten zu vergangenen und aktuell laufenden Projekten zu gelangen.

3.2 Definitionen

3.2.1 Lichte Wälder

Es gibt keine allgemeingültige, eindeutige Definition für lichte Wälder. Eine systematische Stichwortsuche nach dem Begriff „LICHTER WALD“ ist daher wenig aufschlussreich und ergibt nur wenige Fundstellen in der Literatur. Dort, wo die Erscheinungsform des lichten Waldes in der Literatur relevant ist, wird oftmals eine uneinheitliche Terminologie verwendet und der Sachverhalt mit unterschiedlichen Begrifflichkeiten umschrieben. In der deutschsprachigen Literatur findet das Schlagwort „LICHTER WALD“ oder „LICHE WALDGESELLSCHAFTEN“ hauptsächlich im Zusammenhang mit Waldweide Erwähnung. Weitere Erscheinungsformen lichter Wälder werden dann jedoch meist nicht erwähnt. In der französischen Literatur gibt es für den Begriff keine einheitliche Übersetzung. Sowohl mit „forêt ouverte“, „forêt claire“, „forêt clairsemée“, „forêt aérée“ als auch „peuplement lâche“ sind Wälder gemeint, die einen lockeren bis sehr lockeren Bestand aufweisen. Allerdings lassen sich die entsprechenden Suchergebnisse fast ausschließlich in Studien zu den submediterranen, mediterranen und subtropischen Wäldern Frankreichs und des französischen Maghreb-Gebietes zusammenfassen. Mit dem englischen Begriff „open woodland“ wird nur in den seltenen Fällen Bezug zu den offenen Waldbeständen des angelsächsischen Raums genommen. Auch hier handelt es sich meistens um Untersuchungen zu den typischen Waldformationen des Mittelmeerraums, darunter die französische Garigue, die Phrygana Griechenlands oder auch die Tomillares Spaniens, welche, abgesehen von den extrazonalen Vegetationsformationen Deutschlands, mit den Wäldern des gemäßigten Klimas Deutschlands wenig gemein haben.

In der Schweiz jedoch scheint der Begriff sowohl im deutschsprachigen als auch im französischsprachigen Raum weitgehend etabliert zu sein. In den Kantonen Zürich, Aargau und Graubünden werden Initiativen zur Erhaltung von lichten Waldzuständen umgesetzt. Diese Maßnahmen orientieren sich an konkreten Förderungsprogrammen der Kantone. Der Aktionsplan „Lichte Wälder“ des Kantons Zürich (BERTILLER et al. 2006) definiert das



Abb. 2: Der Gelbe Enzian (*Gentiana lutea*), eine gefährdete Art höher gelegener Weiden, die auch Lichtwaldcharakter besitzen können (Foto: M. Rupp). **Fig. 2:** The Great Yellow Gentian (*Gentiana lutea*), an endangered species of high elevation pastures which can have light forest character (photo: M. Rupp).



Abb. 3: Ungerichtiges Kronwicken-Widderchen (*Zygaena angelicae elegans*), eine stark zurückgegangene, gefährdete Art der trocken-warmen lichten Wälder (Foto: M. Rupp). **Fig. 3:** *Zygaena angelicae elegans*, a strongly reduced, endangered species of dry and warm light forests (photo: M. Rupp).

Objekt folgendermaßen: „Lichte Wälder sind Waldflächen, die aufgrund natürlicher Gegebenheiten und / oder durch Eingriffe lange licht bleiben und den Lebensraum für seltene und gefährdete, auf lichten Wald angewiesenen Pflanzen- und Tierarten (Zielarten) bilden.“ Weiter wird die naturschutzfachliche Zielsetzung hinter der Festlegung von sog. „Lichtwaldobjekten“ festgelegt: „Hauptzweck ist die Förderung seltener und gefährdeter Zielarten. Die Art und Zeitpunkte der Maßnahmen sind darauf auszurichten und können je nach Zielarten und Standort sehr unterschiedlich sein“. Charakterisierende Parameter des Lichtwaldobjektes, wie z.B. der Waldbedeckungsgrad, werden demnach so festgelegt, dass sie den Habitatansprüchen ausgewählter gefährdeter Zielarten genügen.

Für unser Projekt waren die aufgeführten Definitionen nicht zufriedenstellend, da sie nicht alle Kategorien von lichten Wäldern abdecken, die beleuchtet werden sollten. Es wurden daher sämtliche Beiträge mitberücksichtigt, die sich mit natürlichen oder anthropogen bedingten Waldformationen befassen und die entweder temporär oder dauerhaft als licht im Sinne der obigen Diskussion eingestuft werden konnten.

3.2.2 Lichtwaldarten

Laut HERMANN & STEINER (2000, S. 271) entsprechen „Lichtwaldarten jenen Waldarten, die auf größere Bestandeslücken (Lichtungen) oder auf ausgeprägte Waldinnensaum- und -mantelstrukturen angewiesen sind“. Eine ähnliche Definition ist in der regionalen Biodiversitätsstrategie des Landesbetriebs Saarforst (WILD & WIRTZ 2011) wiederzufinden, in der Lichtwaldarten als Arten, die „auf warme, lichte Standorte angewiesen sind“, verstanden werden. Die Definition des BUND (2014) schließt sich den oben erwähnten an, wobei Lichtwaldarten in ihrer Verbreitung auf lichte Waldstrukturen beschränkt sind. Der Arbeitskreis Waldbau und Naturschutz (2005, S. 36) fasst unter Lichtwaldarten alle Pflanzen- und Tierarten zusammen, die „eine hohe Lichteinstrahlung und/oder Wärmezufuhr für Keimung oder Brut, Larval- oder Jugendentwicklung, Blütenentfaltung oder Nahrungssuche benötigen“. Lichtwaldarten sind somit in mindestens einer ihrer Lebens- bzw. Wachstumsphase auf eine hohe Wärme- oder Lichteinstrahlung angewiesen. Die Abteilung für Waldnaturschutz der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt (FVA) Baden-Württemberg stellte eine Liste der Tierarten zusammen, die unter diese Kategorie fallen. Werden jedoch Arten betrachtet, die in natürlichen lichten Waldformationen wie etwa Auen-, Bruch- und Moorwälder vorkommen, so gelten die aufgeführten Definitionen als unzureichend. Unter „Lichtwaldarten“ sind lediglich Tierarten inbegriffen. Da jede Pflanzenart mindestens einmal in ihrem Entwicklungsverlauf eine lichte Phase, i.d.R. zu ihrer Keimung benötigt (siehe TREIBER 2003, ELLENBERG & LEUSCHNER 2010), gibt es auch keine „Lichtwald-Pflanzenart“ im eigentlichen Sinne. Bei Pflanzen würde eher von Wärme oder Licht liebenden Arten die Rede sein.

3.3 Stichwortauswahl

Wie im Abschnitt 3.2 bereits angedeutet, liefert eine gezielte Literaturrecherche nach den Begriffen „Lichter Wald“ und seinen Ableitungen nur sehr eingeschränkt Ergebnisse. Als sinnvoller erwies es sich, das Thema indirekt anzugehen. So wurde das lexikalische Feld der potentiellen Kategorien lichter Waldgesellschaften durchgegangen. Die sich ergebende Stichwortliste ist in Tab. 1 aufgeführt.

Zahlreiche Metainformationen zu den einzelnen Literaturfunden wurden laufend in Tabellenform eingetragen. Neben formalen Informationen zur Quelle (Autor, Erscheinungsjahr, Titel, Sprache, Wissenschaftlichkeit der Untersuchungsmethode, Schlagwörter der Autoren, Schlagwörter der Arbeitsgruppe), wurden ergebnisrelevante Informationen festgehalten, darunter: Entstehung, Standort, Ebene der Biodiversität (Arten, Populationen, Landschaft), Kernaussage, Untersuchungsgebiet, Referenz ins Ausland, Problematiken, beschriebene Forschungslücken und Aufgaben. Wies der ausgewertete Literaturbeitrag auf Managementempfehlungen hin, wie der beschriebene Lichtwaldzustand zu erhalten oder zu erreichen sei, so wurde dies ebenfalls festgehalten. In den wenigen Fällen handelte es sich um beispielhafte Managementverfahren, die einer wissenschaftlichen Begleituntersuchung unterzogen wurden. An solchen Fallbeispielen sollen sich die Manage-

Tab. 1: Stichwortliste für die Literaturrecherche, inklusive entsprechender Übersetzungen in Englisch und Französisch. **Tab. 1:** Keyword list for literature research, including translations in English and French.

Thema	Stichwort
<p>„Extremstandorte“ (azonal und extrazonal)</p> <p>Waldgesellschaften (Nennung spezifischer Waldgesellschaften, welche bekanntermaßen unter der Kategorie „LICHTER WALD“ fallen)</p>	<p><i>Waldgrenze – Auewälder – Moorwälder – Bruchwälder – Sumpfwälder – Hartholzauewälder – Weichholzauewälder</i></p> <p><i>Blaugras-Buchenwald – Waldlabkraut-Hainbuchenmischwald – Kronwicken-Eichenmischwald – Serpentin-/Pfeifengras-/ Orchideen-/ Geißklee-Kiefernwald</i></p>
Prozessschutzwälder	<p><i>Pionierphase/Verjüngungsphase – Altersphase – Zerfallsphase – Wind-/ Sturmwurf – Kalamitäten – Bannwald/ Naturwald/Naturentwicklungswald/ Urwald</i></p>
Nieder- und Mittelwaldwirtschaft	<p><i>(Eichen-/Traubeneichen-/Hasel-/Hainbuchen-/usw-)Niederwald – Mittelwald – Hackwald – Schälwald – Stockhieb – Streunutzung – Stockausschlagwald - Kahlschlag</i></p>
Beweidete lichte Wälder	<p><i>Halboffene Landschaften – historische Weidelandschaften – Hudewald/ Hutewald/ Hutelandschaft – ökologische Weideprojekte (beweidete Kiesgruben) – Einsatz Großherbivoren</i></p>
Lichte Wälder von Sonderstandorten	<p><i>(Industrie-)Brachen – Bergbau-/Industriefolgelandschaften – Bergbau – Spontane Vegetation – spontane Sukzession – Übernutzung – Streunutzung – Stockhieb – Stoffliche Belastung/Schadstoffbelastung</i></p>
<p>Zusätzlich: Neophytenproblematik</p> <p>„LICHTWALDARTEN“ (Nennung von spez., in der Literatur als „LICHTWALDARTEN“ bezeichneten Pflanzen- und Tierarten)</p>	<p><i>Neobiota – Landschaftszerschneidung</i></p>

mentempfehlungen, die sich aus der Recherche ergeben werden, stützen. Auf diese Weise konnten die folgenden Fragen systematisch beantwortet werden:

- Wie groß ist die Anzahl der Veröffentlichungen zum jeweiligen Themenschwerpunkt?
- Wie groß ist die Anzahl der Veröffentlichungen, denen eine wissenschaftliche Methode zugrunde liegt?
- Welche Standorteigenschaften führen zur Bildung von lichten Wäldern?
- Welche Ebene der Biodiversität steht im Vordergrund?
- Welche Artengruppe steht im Fokus der Untersuchungen?

In einem weiteren Schritt sollten offen gebliebene oder durch die Literaturrecherche sich ergebende Fragen durch Experten beantwortet werden, die über wissenschaftliche Erkenntnisse zu den einzelnen Themenbereichen verfügen.

3.4 Methodische Synthese der Literaturrecherche

3.4.1 Umfang und Typus der ausgewerteten Literaturquellen

Die Literaturrecherche beruht größtenteils auf wissenschaftlichen Artikeln. Durch die meistens sehr spezifischen Fragen, die im Rahmen von wissenschaftlichen Untersuchungen erarbeitet werden, können auch präzise und detaillierte Informationen zu den Standortbedingungen und dem Artenvorkommen auf kleiner Fläche geliefert werden. Beobachtungen, deren Datengrundlage auf Felduntersuchungen beruht, bieten zuverlässige Daten zum artenspezifischen Vorkommen (auf faunistischer und floristischer Ebene) in bestimmten Regionen. In der Regel garantiert ein wissenschaftlich rigores methodisches Vorgehen die Richtigkeit und dementsprechend die Zuverlässigkeit der gewonnenen Daten. Für den Erkenntnisgewinn stellten auch Fachbeiträge und -bücher eine unumgängliche Schlüsselliteratur dar. Zugunsten der Verallgemeinerbarkeit der wiedergegebenen Erkenntnisse werden spezifische Aussagen zum Arten- und Pflanzenvorkommen dafür nur beispielhaft und weniger ortsgebunden getroffen. Allgemein gefasste Fachbücher, die großräumig ausgelegt sind (bundesweite und europaweite Untersuchungen) dürften in der Realität in größerer Anzahl ausgewertet worden sein als in der Grafik (Abb. 4) dargestellt.

Die Mehrheit der ausgewerteten Literaturquellen sind entweder landschaftsökologisch (42 %) oder vegetationskundlich (40 %) ausgerichtet. Am wichtigsten erwiesen sich landschaftsökologische Studien, die kausale Zusammenhänge zwischen anthropogenen Eingriffen, Standortfaktoren und Artenvorkommen aufzeigen. Insbesondere zum Thema „lichte Wälder der Extremstandorte“ bilden vegetationssoziologische Untersuchungen die Hauptinformationsquelle, faunistische Daten aus natürlich entstandenen lichten Wäldern sind dafür eher selten. Faunistische Untersuchungen werden in vielen Fällen zur naturschutzfachlichen Bewertung von anthropogenen Waldformationen herangezogen. Kulturhistorische Untersuchungen (7 %) sind aus dem naheliegenden Grunde, dass sie selten

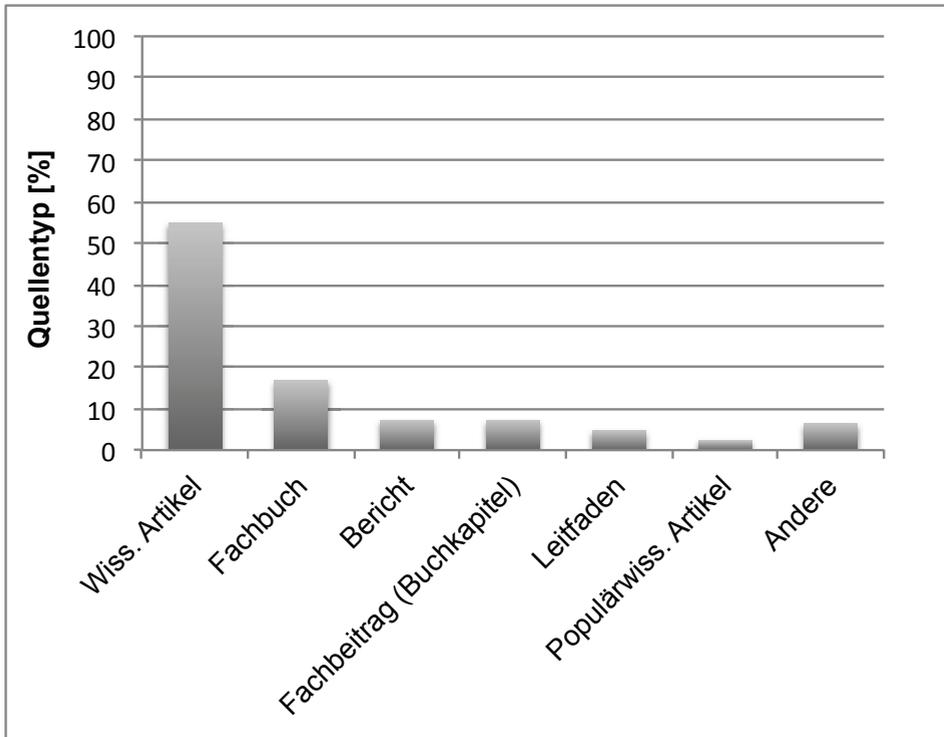


Abb. 4: Quellengattungen für die Literaturanalyse. Fig. 4: Source classification for the literature analysis.

Informationen über das Vorkommen spezifischer Pflanzen- und Tierarten liefern, im Rahmen der vorliegenden Arbeit weniger von Interesse. Die Datenverfügbarkeit stellt auch die Voraussetzung für die inhaltliche Ausrichtung der dargestellten Ergebnisse (ab Kapitel 4).

3.4.2 Räumliche Verteilung der ausgewerteten Studien

Abb. 5 gibt eine räumliche Übersicht über die Untersuchungsgebiete der ausgewerteten Literaturquellen. Obwohl äußerst zahlreich vorhanden, wurden Studien aus dem Mittelmeerraum nicht berücksichtigt. Dies gilt auch für Untersuchungen in subborealen bis borealen Klimagebieten. Studien aus dem Benelux, Nordfrankreich, der Schweiz, Österreich, Tschechien und Polen sowie teilweise auch aus dem Balkangebiet flossen aufgrund ihrer klimatischen Vergleichbarkeit in die Analyse mit rein.

Die ausgewerteten Literaturquellen über beweidete lichte Wälder finden ihren Schwerpunkt im süddeutschen und im Schweizer Raum. Dies mag nicht überraschend sein angesichts der Situation, dass traditionelle sylvopastorale Systeme eine wichtige, in manchen Gegenden alternativlose Nutzungsform der Bergregionen darstellen. Insbesondere

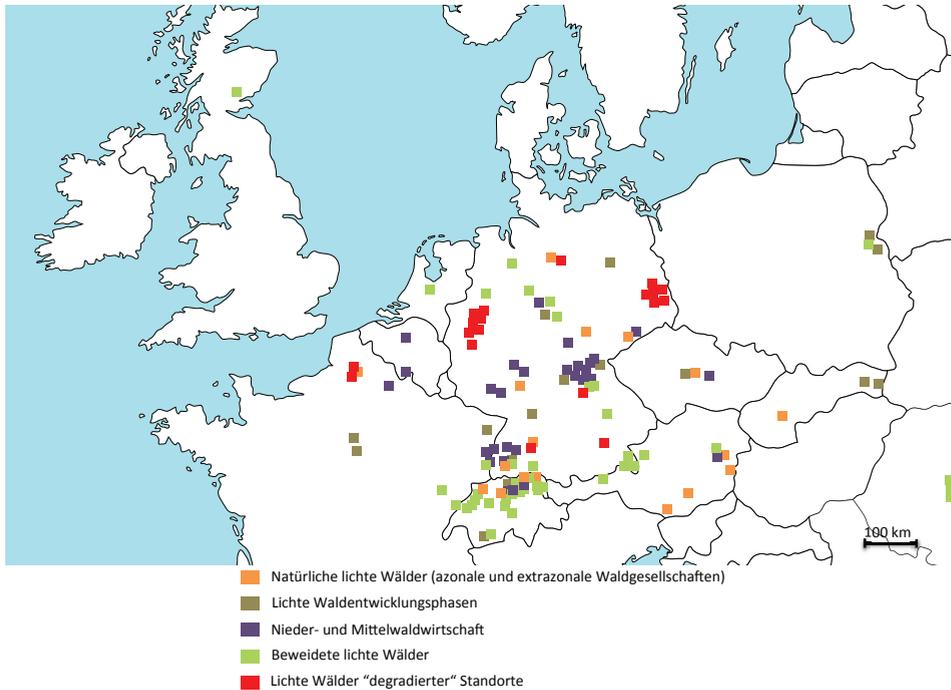


Abb. 5: Räumliche Verteilung der ausgewerteten Studien und Zuordnung nach einzelnen Lichtwaldtypen. **Fig. 5:** Spatial distribution of the evaluated studies and their assignment by individual light forest types.

für das schweizer und französische Jura ist dieses Thema gut erforscht. Einige Literaturquellen der gleichen Kategorie haben den norddeutschen Raum als Bezugsregion, wobei die Beweidung in diesen Naturräumen hauptsächlich landschaftspflegerische Zwecke erfüllen soll, was von den subsistenzbewirtschafteten Kleinbetrieben der traditionellen Schweiz weit entfernt ist. Die meisten Studien zu den Nieder- und Mittelwäldern stammen aus Franken, ein kleinerer Teil davon bezieht sich auf Untersuchungsgebiete in der Pfalz und im Elsass.

Die vorhandene Literatur zu lichten Waldgesellschaften auf sekundären Standorten, so z.B. in Bergbau- und Industriefolgelandschaften, bezieht sich hauptsächlich auf das Ruhrgebiet und die Lausitz. Weitere lichte Wälder sekundär entstandener Lebensräume wie stillgelegte Tagebauflächen, darunter Kies- und Sandabbauflächen sowie Flächen des (Kupfer-)Schieferbergbaus, stellen Vegetationsformationen neben anderen benachbarten Lebensräumen dar, die sich in unterschiedlichen Vegetationsstadien befinden. Obwohl derartige Flächen Deutschland weit verbreitet sind, scheinen die lichten Waldformationen dieser Standorte seltener durch ökologische Begleituntersuchungen belegt zu sein. Zahlreiche Literaturbeiträge, aus denen projektrelevante Erkenntnisse gezogen werden konnten, beziehen sich auf mehrere, in ganz Deutschland verbreiteten Gebiete.

Insbesondere die pflanzensoziologische Literatur, die Informationen über die floristische Zusammensetzung sich selbst tragender lichter Wälder lieferte, lässt sich geographisch nur schwer einordnen, da sie Pflanzengesellschaften ganzer Länder beschreibt.

Erkenntnisse zur ökologischen Bedeutung lichter Waldentwicklungsphasen waren zum einen aus Studien zu gewinnen, die in Bannwäldern und Großschutzgebieten durchgeführt wurden, zum anderen in einem größeren Umfang aus ökologischen Begleituntersuchungen von Windwurfflächen und Kalamitäten, die auch außerhalb von Nationalparks, aber ebenfalls aus größeren zusammenhängenden Naturräumen stammen.

4 Ergebnisse

4.1 Inhaltliche Synthese

4.1.1 Genese und Standorteigenschaften von lichten Waldformationen

Um keine Unklarheiten aufkommen zu lassen, war es notwendig, die im Zuge der Literaturrecherche identifizierten Kategorien von lichten Wäldern in ihrer Begrifflichkeit genauer einzugrenzen. Dies geschah nach Standortalter und Entstehungsform (siehe Tab. 2).

Lichte Waldentwicklungsphasen bilden temporär lichte Waldstadien. Diese entstehen entweder infolge von natürlichen Alterungsprozessen der bestandesbildenden Baumindividuen oder flächendeckend durch biotische und abiotische Störungsereignisse. Sofern in diesen kein menschlicher Eingriff erfolgt, leiten lichte Waldentwicklungsphasen im Rahmen einer natürlichen Sukzession zu den weniger lichten bis geschlossenen Waldentwicklungsstadien über. In die naturbelassenen Wälder sind Wälder der Primärstandorte bzw. Primärwälder und ursprünglich genutzte Wälder inbegriffen, die heutzutage sich selbst überlassen bleiben, sich also langfristig in die Richtung einer Klimaxgesellschaft entwickeln können.

Natürliche lichte Wälder entsprechen den Waldbiotopen der Grenzstandorte. Aufgrund von klimatischen oder pedologischen Standortextremen sind diese von einer lockeren, häufig einem verzögerten Wachstum unterliegenden Vegetation besiedelt. Wälder der Extrem- und Sonderstandorte sind vielfältig, in Mitteleuropa dennoch nur kleinflächig verbreitet. Lichte Wälder der Baumgrenze, Hang-, Schuttwälder, Wälder der Geröllhalden einerseits, aber auch Auen-, Bruch- und Moorwälder sind dieser Kategorie zuzuordnen. In der Regel unterlagen diese Wälder in der Vergangenheit einem hohen Nutzungsdruck durch Beweidung, Brennholznutzung, Entwässerung oder Feuer, was zu einer zusätzlichen Belastung der ohnehin empfindlichen Böden führte.

„Historisch alte Standorte“ sind als Standorte zu verstehen, die seit Jahrhunderten von Wald im Sinne von §2 des BWaldG bestockt sind und die laut THOMAS (2013a, S. 625)

„seit mindestens 200 Jahren mehr oder weniger kontinuierlich als Waldfläche genutzt werden“. Dementsprechend sind anthropogene lichte Wälder der alten Waldstandorte jegliche Waldformationen, die aus einer jahrhundertlangen anthropogenen Nutzung hervorgegangen sind. In diesem Sinne fallen traditionell bewirtschaftete Wälder wie Nieder-, Mittel-, Hutewälder und streugenuutzte Wälder unter diese Kategorie.

Die „neuen Standorte“ bilden rezente, d.h. im Lauf des letzten Jahrhunderts entstandene, heute durch Wald, jedoch in vielen Fällen von lichten Vorwaldgesellschaften bestockte Sekundärstandorte. Diese unterscheiden sich in ihren Eigenschaften grundlegend. Lichte Wälder der „neuen Standorte“ lassen sich hinsichtlich ihrer Genese in den drei folgenden Unterkategorien einteilen: Lichte Wälder der abgegrabenen Flächen (z.B. aufgelassene Gruben), neu entstandene, von einer waldähnlichen Sukzession bestockte Standorte auf gekippten, geschütteten und aufgetragenen Materialien (z.B. Kippenflächen des Braunkohlentagebaus, Abraumhalden des Steinkohlenbergbaus) und, nicht zuletzt, sukzessionsbedingte Vorwaldstadien auf brachgefallenen Nutzflächen (landwirtschaftliche oder industrielle Brachen).

Tab. 2: Kategorisierung der lichten Wälder nach Standorten und deren Genese. **Tab. 2:** Categorization of the light forests by sites and their genesis.

Kategorie	Entstehungsform	Lichtwaldtyp (Beispiele)	Beispielhafte Standortskarakteristika (Unterscheidungsmerkmale)
Lichte Waldentwicklungsphasen	a. Durch natürliche Alterungsprozesse	Lichte Waldentwicklungsphasen von Urwäldern, Naturwäldern und sekundären Naturwäldern	Unterschiedlich je nach Standort; oft brauner Waldboden.
	b. Durch abiotische und biotische Faktoren (Sturmwurf, Feuer, Kalamitäten).	Sturmwurfflächen	Große kleinklimatische Unterschiede durch geomorphologische Differenzierungen, lokale Bodenverdichtungen, i.d.R. starke Änderung des Waldinnenklimas.

Natürliche lichte Wälder	a. Extrazonale Reliktwälder	Kiefernwälder an der Baumgrenze, Wälder auf Block- und Schutthalden, Trocken-Buchengewälder	Von unterschiedlichen lokalklimatisch bedingten Standortextremen geprägte Böden; z. B. starke Sonneneinstrahlung, ausgeprägte Bodenerosion, mechanisch instabile Böden.
	b. Aazonale Reliktwälder	Auen-, Bruch- und Moorwälder	Nährstoffreiche, tiefgründige Böden Feuchte bis nasse oder durch Staunässe geprägte Standorte
Anthropogene Wälder auf alten Waldböden	a. Niederwald	Z. B. durchgewachsene Eichen-Niederwälder, Birken-Niederwälder	Heute meist auf flachgründigen, skelettreichen Böden in Hanglage
	b. Mittelwald	Eichen-Hasel-Mittelwald (Bsp.)	Gebietsabhängig
	c. Waldweide	Hutewälder	Gebietsabhängig
	d. Durch Streunutzung ausgehagert.	Flechtenkiefernwälder, Eichen-Trockenwälder (Bsp.)	Flachgründige, saure Böden

Neue Standorte	a. Entstehung nach Rohstoffgewinnung im Tagebau (Kies-, Sandgruben, Steinbrüche)	Lichte Wälder mit Pionierholzarten (Kiefer, Birke, Salweide u.a.)	Fehlender Oberboden Extrem flachgründige, skelettreiche Böden, tagsüber starke Erhitzung, extrem langsame Humusbildungsprozesse
	b. Kippenflächen aus Abraam des Tage- und Untertagebaus, Tailings aus Waschprozessen	Lichte Wälder mit Pionierholzarten (Kiefer, Birke, Weiden u.a.)	Extrem nährstoffarme, teils saure Bodensubstrate aus verschiedenen Materialien, teils Mischsubstrate mit Resten des Abbaumaterials, oft in Hanglage; teils in Sedimentationsbecken, dort einheitliche Körnung
	c. Umwandlung von Wald durch Änderung des Bodenwasserhaushalts im Bereich von bergbaubedingten Senkungen und in Absenkungstrichtern	Neue Waldformen, abhängig vom Ausgangszustand	Veränderung der Bodenparameter, Veräussung bis Trockenfallen.
	d. Industriebrachen	Arten- und pionierholzreiche Wälder unterschiedlicher Zusammensetzung, oft neophytenreich	Schwermetallbelastung, hoher Salzgehalt, starke Bodenverdichtung, in ihrer Zusammensetzung stark variierende technologische Ausgangssubstrate.
	e. Brachfallen landwirtschaftlich genutzter Flächen	Vegetation geprägt von vorhergehender landwirtschaftlicher Nutzung und von der Umgebung	Entwicklung abhängig von den Ausgangsbedingungen

4.1.2 Vegetations- und Störungsdynamik von lichten Wäldern

Ein zweites wichtiges Unterscheidungsmerkmal von lichten Waldformationen ist deren Sukzessionsdynamik. Dabei sind das Ausgangssubstrat, die Intensität und die Frequenz der Störungseingriffe entscheidende Parameter für die Entstehung der einzelnen Formen von lichten Wäldern. Während die Nieder- und Mittelwaldvegetation auf regelmäßige, intensive Störungseingriffe angewiesen sind, durchlaufen die Bestände temporäre, dafür aber immer wiederkehrende „lichte Phasen“. Im reinen beweideten lichten Wald bleibt der Bestand dauerhaft licht und der Waldbedeckungsgrad übersteigt nie einen bestimmten Wert.

Vorausgesetzt, dass die Vegetation der Bergbau- und Industriefolgelandschaften einer spontanen Sukzession überlassen wird, kann sich der Wald der sekundären Standorte unterschiedlich entwickeln. Bevor das Ausgangssubstrat besiedelt wird, ist dennoch fast immer mit einer Latenzzeit von einigen Jahren zu rechnen. Auf die Entwicklungsszenarien der einzelnen Kategorien von lichten Wäldern wird in den folgenden Abschnitten näher eingegangen. Tendenzen, wie sich unterschiedliche Störungsregimes auf die Biodiversität auswirken, wurden in Abschnitt 2 bereits geschildert. Je nach dem, welche Artengruppe (Fauna oder Flora) betrachtet wird, reagiert diese unterschiedlich auf Störungen und die damit verbundenen Änderungen der Milieubedingungen.

Ähnlich betrachten SCHMALFUSS & ALDINGER (2012) lichte Wälder entlang eines Gradienten abnehmenden Lichteinfalls einerseits, von kontinuierlich lichten Wäldern bis hin zu allmählich sporadisch lichten Standortverhältnissen und zunehmendem menschlichen Einfluss andererseits. Dabei werden lichte Grenzlinien wie Waldränder und Wege ebenfalls in diese Klassifizierung einbezogen. Auch von Seiten der Naturschutzverbände werden lichte Waldränder und ähnliche lichte Waldstrukturen als eigene Lichtwaldkategorie in Erwägung gezogen (BUND 2014). In der vorliegenden Arbeit wurden Waldränder bewusst nicht als eigene Lichtwald-Kategorie betrachtet, weil sie aus Sicht der Autoren lediglich Ökotone bilden, wie sie für viele strukturreiche lichte Waldformationen wie etwa Mittelwälder charakteristisch sind.

4.1.3 Standörtliche Voraussetzungen für die Entstehung von lichten Waldformationen

Ursachen für die natürliche Entstehung lichter Waldgesellschaften können klimatischer, edaphischer oder mechanischer Herkunft sein. SCHIESS & SCHIESS-BÜHLER (1997, S. 23) verbinden lichte Waldformationen mit ertragsschwachen Grenzstandorten: „Durch extrem nasse, trockene, saure oder von irgendeiner Energieform regelmäßig bewegte Böden wird die Waldentwicklung auch ohne menschliche Einflüsse behindert und verlangsam“. Befinden sich die vorkommenden Gehölzarten jenseits ihres ökologischen Optimums, so wird ihr Wachstum dermaßen verzögert, dass der sich daraus bildende Waldbestand nie die Höhe oder Dichte wie unter optimalen Standortbedingungen erreicht (SCHIESS & SCHIESS-BÜHLER 1997). Betrachtet man die Darstellung von ELLENBERG & LEUSCHNER (2010, S. 85), so gehören natürliche lichte Wälder zu den extrazonalen und

azonalen Waldgesellschaften, wobei nur wenige Baumgattungen dazu in der Lage sind, Grenzstandorte zu besiedeln. Um aus dem Kontinuum aus Bestandeslichtintensität, -dichte und Gehölzzusammensetzung diejenigen Waldgesellschaften herauszuziehen, die sich als besonders projektrelevant erwiesen, war eine entsprechende Analyse der vegetationskundlichen Fachliteratur notwendig. Aus dem breiten Spektrum der Vegetationsvorkommen unter den extrazonalen und azonalen Waldgesellschaften werden in diesem Kapitel ausschließlich diejenigen in Betracht gezogen, deren Beschreibung auf eine lichte Waldformation schließen ließ. Mechanisch entstandene, natürliche lichte Wälder entstehen aufgrund instabiler Böden. Hier werden die wachsende Gehölze regelmäßig beschädigt und schlagen immer wieder neu aus (HÄRDTLE et al. 2004).

Auffällig ist die besondere Bedeutung der Kieferngewächse. Da die Kiefer eine breite ökologische Amplitude besitzt, ist sie in der Lage, mit extremen, fast vegetationsfeindlichen Standortsbedingungen zurechtzukommen. Auf sehr trockenen, sauren bis alkalischen flachgründigen Böden wird sie konkurrenzüberlegen, daher ist sie in zahlreichen Varianten auf verschiedenen Höhenlagen und in unterschiedlicher Ausprägung auf verschiedenen Sonderstandorten – von den Graudünen-Kiefernwäldern bis zu den Kiefernwäldern der Waldgrenze – vertreten (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Auf den nassen, bodensauren Standorten ist die Birke sehr wettbewerbsfähig. Auch lichte Waldformationen auf neuen und geschütteten Substraten sind durch bodensaure, nährstoffarme, sehr nasse oder sehr trockene Verhältnisse gekennzeichnet. So liegt die Vermutung nahe, dass Kiefer und Birke in Verbindung mit lichten Wäldern einen besonderen Stellenwert einnehmen.

4.1.4 Zuordnung der lichten Wälder zu den FFH-Lebensraumtypen

In Tab. 3 sind die FFH-Lebensraumtypen aufgeführt, die den beschriebenen Lichtwaldkategorien zuzuordnen sind. Entsprechend der Schwerpunktsetzung der Literaturanalyse auf die mitteleuropäischen Breiten des gemäßigten Klimas wurden Lebensraumtypen des mediterranen und des fennoskandischen Raums bewusst weggelassen. Auffallend ist, dass lichte Wälder nicht ausschließlich „klassische“ Waldlebensräume umfassen, sondern auch naturschutzfachlich wertvolle Lebensräume, die man zunächst dem Offenland zuordnen würde. Typische Beispiele hierfür sind der lichtwaldartige Aufwuchs von Birken in aufgelassenen Werksteinbrüchen oder die Ansiedlung von Vorwaldgesellschaften auf schwermetallbelasteten Industriebrachen, durch Spontansukzession entstanden nach einer Nutzungsaufgabe. Mit zunehmendem Bedeckungsgrad verlieren diese Lebensräume ihren Offenlandcharakter und damit häufig ihren naturschutzfachlichen Wert. Auf die einzelnen Lichtwaldkategorien wird im Folgenden näher eingegangen (siehe Tab. 3, Spalte „Abschnitt“).

Tab. 3: Verknüpfung der einzelnen Lichtwaldkategorien mit den FFH-Lebensraumtypen (BfN 2006). Genannte Offenlandlebensräume sind grau markiert. LW: Lichte Wälder. **Tab. 3:** Linking of the individual light forest categories with the FFH-habitat types (BfN 2006). Open habitats are marked in gray. LW: Light woods.

Allgemeiner Lebensraumtyp	Natura 2000-Code	FFH-Lebensraum	Lichtwaldkategorie (Benennung nach der Literaturanalyse)	Ab-schnitt
91 Wälder des gemäßigten Europas	9150	Mitteleuropäischer Orchideen-Kalk-Buchenwald (Cephalanthero-Fagion)	Natürlicher LW (extrazonal)	4.3.2.2
	9160	Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald (Stellario-Carpinetum)	Semi-anthropogener LW (Ersatzgesellschaft 1. Grades, aus historischer Nutzung entstanden)	4.3.3
	9180	Schlucht- und Hangmischwälder (Tilio-Acerion)	Natürliche LW (extrazonal)	4.3.2.2
	91D0	Moorwälder	Natürliche LW (azonal)	4.3.1.1
	91E0	Auenwälder mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Fraxinus excelsior</i> (Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae)	Natürliche LW (azonal)	4.3.1.1
	91F0	Hartholzauenwälder mit <i>Quercus robur</i> , <i>Ulmus laevis</i> , <i>Ulmus minor</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> oder <i>Fraxinus angustifolia</i> (Ulmenion minoris)	Natürliche LW (azonal)	4.3.1.1
	91T0	Mitteleuropäische Flechten-Kiefern-wälder	Semi-anthropogene LW	4.3.3 und 4.3.1.2

94 Gemäßigte Berg- und Nadelwälder	9410	Bodensaure Nadelwälder (Vaccinio-Piceetea)	Natürliche LW (extrazonal) oder LW an der Baumgrenze	4.3.2.1
	9420	Alpiner Lärchen-Arvenwald	Natürlicher LW (extrazonal) oder LW an der Baumgrenze	4.3.2.1
4 Gemäßigte Heide- und Buschvegetation	4030	Trockene europäische Heiden	Semi-anthropogene LW	4.4.2.2
	4070	Buschvegetation mit <i>Pinus mugo</i> und <i>Rhododendron hirsutum</i> (Mugo-Rhododendretum hirsuti)	Natürliche LW (extrazonal) oder LW an der Baumgrenze	4.3.2.1
62 Naturnahes trockenes Grasland und Verbuschungsstadien	6210	Naturnahe Kalk-Trockenrasen und deren Verbuschungsstadien (Festuco-Brometalia)	LW	4.3.2.2
81 Geröll und Schutthalden	-	-	Natürliche LW (extrazonal)	4.3.2.2
82 Steinige Felsabhänge mit Felsspaltenvegetation	-	-	Natürliche LW (extrazonal)	4.3.2.2

4.1.5 Hauptmerkmale des Artengefüges von lichten Waldformationen

Lichte Wälder sind durch eine besondere raum-zeitliche Dynamik geprägt (GERSTER & JUTZ 2001). In lichten Wäldern fühlen sich sowohl Offenland- als auch Waldarten wohl. Ebenso bilden halboffene Wälder Lebensraum für Tierarten, die während ihres Entwicklungszyklus oder im Jahreszeitenverlauf offene und bewaldete Flächen benötigen.

Extreme standörtliche Bedingungen (Wasserhaushalt, Trophie) sorgen für eine verlangsamte Vegetationsdynamik. So geschieht die Zersetzung der Nekromasse grundsätzlich im lichten Wald langsamer als im luftfeuchteren geschlossenen Wald, was eine außeror-

dentliche Habitatvielfalt für Pilze, Flechten, Moose und Invertebraten begünstigen kann (GLASER & HAUKE 2004, S. 126). Extrem trockene, flachgründige, skelettreiche und durch Erosion geprägte Standorte bieten optimale Habitatverhältnisse für lichtliebende xerotherme Arten, feuchte bis nasse, wechselfeuchte und von Staunässe geprägte, häufig saure Böden Bedingungen für entsprechende stenöke Arten. Lichte Waldentwicklungsphasen in ansonsten frischen geschlossenen Laubwäldern bilden temporär günstige Habitatvoraussetzungen für das Vorkommen lichtliebender Arten.

In Tab. 4 werden charakteristische Pflanzen- und Tierarten der einzelnen Gruppen von lichten Wäldern aufgezählt, darunter einige, die als naturschutzfachlich relevant gelten. Die aufgeführten Artengruppen sind exemplarisch, die Tabelle wurde ohne Anspruch auf Vollständigkeit erstellt.

Tab. 4: Charakteristische Arten der lichten Wälder, nach ZIMMERMANN 1993, BÄRNTHOL 2004, SCHIESS-BÜHLER 2004, Arbeitskreis Waldbau und Naturschutz 2005, LEDER et al. 2005, RICHTER & STICHMANN 2005, ZUPPKE & ELZ 2008, ELLENBERG & LEUSCHNER 2010, BAUMBACH et al. 2013, RUPP 2013, SCHOOF 2013, FISCHER et al. 2015.

Tab. 4: Characteristic species of light forests.

Kategorie	Unterkategorie (Beispiele)	Charakteristische Arten und Artengruppen		Zielarten (Bsp.)
		Flora, Pilze, Flechten	Fauna	
Lichte Waldentwicklungsphasen	Kleinflächig durch Alters- und Zerfallsphase	Roter Fingerhut, Fuchs-Greiskraut, Wald-Weidenröschen, Fingerhut Pilze, Bryophyten, Flechten	Vögel: Spechte, Eulen Laufkäfer, saproxylobionte Käfer	Hirschkäfer
	Großflächig durch Sturmwurf, Feuer u./o. Kalamitäten	Ruderalvegetation, darunter, Weidenröschen, Wegerichgewächse, Fingerhut	Stechimmen, Grashüpfer, Beißschrecke Vögel: Bunt- und Schwarzspecht	Gebietsabhängig

Natürlich lichte Wälder (Beispiele)	Weichholzaunen	Schachtelhalme, Wildfluss-Spezialisten, darunter Arten der Knorpellattiche, Reitgräser, Tamarisken, Weiden, Flussröhrichte, Gänsefüße, Sumpfkressen	Xylobionte Insekten, Bockkäfer Lepidopteren: Pappelschwärmer, Weidenbohrer, Tagpfauenauge, Schaumzikaden: Weiden-schaumzikade Schnecken: Gefleckte Schnirkel-Schnecke Vögel: Garten-grasmücke, Nachtigall	Eisvogel
	Hartholzaunen	Labkräuter, Zieste	Spechte Bockkäfer: Großer Eichenbock Laufkäfer: Glanzflächläufer, Gekielter Breitkäfer, Wanderkäfer Mäuse: Rötelmaus, Gelbhalsmaus	Großer Eichenbock
	Bruch- und Moorwälder	Torfmoose, Säure- und Nässezeiger, darunter Wollgräser	Reptilien und Amphibien: Waldeidechse, Fadenmolch	Waldeidechse
	Eichen-Trockenwald, trockene Kalkbuchenwälder	Orchideen, Seggen, Kronwicken	Reptilien: Kreuzotter	Brauner Eichenzipfelfalter
	Kiefernsteppenwald, Kiefern-trockenwald	Pfeifengras, Schneeheide, Cladonia	Reptilien: Kreuzotter, Blindschleiche	Dolden-Winterlieb

Anthropogene Wälder der alten Standorte	Niederwald	Flechten und Moose	Vögel: Raufußhühner	Haselhuhn, Ziegenmelker, Eichen-Zipfelfalter
	Mittelwald	Arten der Saum- und der Wiesengesellschaften: Diptam, Armblütiges Fingerkraut, Knabenkraut	Tagfalter, Raufußhühner	Eichen-Zipfelfalter, Haselhuhn
	Streugennutzter Wald: Flechten-Kiefernwald	Pfeifengras, Rentierflechten	Reptilien: Kreuzotter, Blindschleiche	Echte Rentierflechte
	Beweideter Wald, z.B. Hutewald	Flechten und Moose	Tagfalter: Weißer Waldportier, Ginsterbläuling Vögel: Spechte, Lerchen, Rotschwänze Reptilien: Zauneidechse, Ringelnatter, Kreuzotter Käfer: „Urwaldreliktarten“, xylobionte Insekten.	Hauhechel, Silberdistel, Katzenpfötchen, Enziane, Karthäuser-Nelke

Neue sekundäre Waldstandorte	Vorwaldstadien der Industriebrachen	Hohe Gehölzvielfalt in Kraut- und Strauchschicht: Stiel-Eiche, Hainbuche, Vogelkirsche, Gew. Esche, Feldahorn, Rotbuche, Salweidengebüsch, Birkenhybride, Spätblühende Traubenkirsche, Robinie, Götterbaum, Essigbaum, Sommerflieder	Ameisenarten Vögel: Fitis, Weidenmeise, Kleinspecht, Haselhuhn	Pilze: Hohlfußröhrling, Grobsporiger Sandborstling
	Vorwaldstadien der Bergbau-Folgeland-schaften	Wintergrünwälder, Habichtskräuter	Feldheuschrecken: Rote Schnarrschrecke	
	Wälder des Schieferbergbaus	Charakterarten der Schwermetallrasen: Galmeiflora, Cladonia	Keine schwermetallrasentypische Fauna bekannt. Interessant für Heuschrecken.	Gefäßpflanzen: Galmeifrühlingsmiere, Braunrote Stendelwurz

4.2 Lichte Waldentwicklungsphasen

Lichte Phasen geschlossener natürlicher Wälder stellen sich nach Störungen zeitlich und räumlich begrenzt ein. In den Lückenphasen kommen auf Zeit Arten mit hohen Lichtansprüchen hinzu. Neuere Studien belegen, dass solche lichten Waldstrukturen nicht nur Ersatzbiotope für Offenlandarten darstellen, sondern dass zahlreiche Waldarten (insbe-

sondere Käfer) auf diese Strukturen angewiesen sind (MÜLLER 2015). Nach dem Mosaik-Zyklus-Konzept benötigen diese Arten ein Flächenmosaik, in dem permanent neue Zerfallsphasen entstehen (siehe REMMERT 1991, SCHERZINGER 1991, SCHERZINGER 1999). Als besonders aufschlussreich erweisen sich in diesem Zusammenhang die Untersuchungen zur natürlichen Sukzessionsdynamik in Urwäldern (dazu siehe z.B. KÖRPEL 1995, TABAKU 1999, DRÖSSLER 2006, DRÖSSLER & MEYER 2006) oder in Bannwäldern (ALDINGER et al. 2012). Auch die Betrachtung von lichten Waldzuständen, die durch eine natürliche, biotisch oder abiotisch verursachte Störungsdynamik (Kalamitäten, Sturmwurf) entstanden sind, lässt Rückschlüsse auf die Bedeutung lichter Waldstadien für die Biodiversität zu (OSTERMANN 2004, BÜCKING & MULEY 2006, WAGENHOFF et al. 2014). Eine genauere Betrachtung der waldökologischen Abläufe sich selbst überlassener Wälder soll dazu beitragen, die naturschutzfachlichen Vorteile, die durch Prozesse der zufallsbedingten und multivariablen Walddynamik entstehen (HÄRDITLE 2001), gegenüber der Bedeutung der biologischen Diversität in anthropogen entstandenen lichten Wäldern abzuwägen.

Tab. 5: Vergleich zwischen lichten Waldentwicklungsphasen und lichtem Wald hinsichtlich ihrer Standortbedingungen und ihres strukturellen Aufbaus. **Tab. 5:** Comparison between development phases of light forests and light forests with regard to their site conditions and their structure.

Parameter	Lichtwaldphase	Lichter Wald
Zeit	Relativ zeitnahes Zerfallen der Baumschicht auf begrenzter Fläche	Permanentes Zerfallen und Naturverjüngung über den Wald verteilt
Lichtreaktion	<ul style="list-style-type: none"> • Flächige Aktivierung der Diasporenbank • Stickstoffschub durch Streuabbau 	Punktueller Aktivierung der Diasporenbank
Pedogenese	<ul style="list-style-type: none"> • Unter Bedingungen des dichten Waldes 	<ul style="list-style-type: none"> • Unter Bedingungen des lichten Waldes
Sukzession	<ul style="list-style-type: none"> • Flächenhafte Ansiedlung von Lichtbaumarten • Schnelle Gehölzsukzession mit einem hohen Anteil aus Baumarten, die vorher nicht an der Schlussgesellschaft beteiligt waren. • Auskonkurrieren der Lichtbaumarten 	<ul style="list-style-type: none"> • Punktueller Ansiedlung von Lichtbaumarten. • Gehölzsukzession mit einem hohen Anteil aus Baumarten, die neben den Lichtbaumarten vorher an der Schlussgesellschaft beteiligt waren. • Lichtbaumarten können sich dort halten, wo Standortextreme bestehen.

Totholz	<ul style="list-style-type: none"> • Stehendes und liegendes Totholz in großen Mengen auf Zeit 	<ul style="list-style-type: none"> • Wenig Totholz, dafür kontinuierlich vorhanden.
Baumformen	<ul style="list-style-type: none"> • Schlank, aufrecht, Kronen in hohem Ansatz, eher schmal 	<ul style="list-style-type: none"> • Gedrungener, knorrig, selten gerader Stamm, Kronen tief ansetzend, elliptisch/kugelig.
Vektoren	<ul style="list-style-type: none"> • Anemochorie • Zoochorie, Tiere müssen jedoch erst ankommen. 	<ul style="list-style-type: none"> • Anemochorie • Zoochorie, Tiere sind meist schon da.

Unabhängig von deren Größe bestätigen MUSCOLO et al. (2014) die Bedeutung von Öffnungen im Kronendach für die Biodiversität. Im naturbelassenen Wald beobachteten die Autoren, dass die Artenzahl kurz nach der Lückenbildung ansteigt, um mit zunehmender Schließung des Kronendachs wieder zu sinken (MUSCOLO et al. 2014). Lichtinseln sind dennoch nicht unmittelbar mit einer hohen Biodiversität verknüpft. Etablieren sich konkurrenzstarke Arten, die dicht wachsen und andere Spezies verschatten, verändert sich zwar die Artenzusammensetzung im Vergleich zum dichten Wald, die Biodiversität wird aber nur um wenige Arten, in der Regel Allerweltsarten, bereichert. PONTAILLER et al. (1997) beobachteten in ihren Untersuchungsflächen bei Fontainebleau die Dominanz von Rasengesellschaften als direkte Folge der Entstehung von neuen Lichtungen. In größeren Lichtungen breitet sich das Adlerfarn (*Pteridium aquilinum*) aus. Auf basenreichen Böden kommt die Fieder-Zwenke (*Brachypodium pinnatum*) vor. Auf bodensauren Standorten breiten sich Brombeeren (*Rubus fruticosus* agg.) und das Land-Reitgras (*Calamagrostis epigejos*) aus.

In vielen Quadratkilometern großen, naturbelassenen Wäldern kommen Lichtungen unterschiedlichen Alters und Flächen vor. Wie das Kronendach wieder geschlossen wird, hängt ab von Mechanismen der Wiederbesiedlung (Vektoren, Diasporenverfügbarkeit, Pathogene, Extremereignisse), der Diasporenbank sowie der seitlichen Ausdehnung der Kronen der verbleibenden adulten Bäume, von der Vitalität der Naturverjüngung (veränderter Lichthaushalt), der Stickstoff- und Phosphorversorgung nach wärmebedingter Aktivitätssteigerung der Boden-Mikroorganismen (sogenannter Stickstoffschub durch Streuabbau) sowie von der Störungsresilienz des betroffenen Bestandes (PONTAILLER et al. 1997).

4.2.1 Sukzessionsbedingte Entstehung von Lichtungen in mitteleuropäischen Waldökosystemen

4.2.1.1 Lichte Phasen von Naturwaldökosystemen

Lichte Phasen entstehen im Zuge der Abfolge von Verjüngungs-, Initial-, Optimal-, Pleneter-, Klimax- und Zerfallsphase (SCHERZINGER 1996, TABAKU 1999). In der Terminal- bzw.



Abb. 6: Infolge einer Käferkalamität und von Sturmeinwirkungen in Zerfall befindlicher alter Fichtenwald im „Bannwald Napf“ am Feldberg im Schwarzwald (Foto: M. Rupp). **Fig. 6:** Due to storm events and a bark beetle calamity a spruce stand in decay in the „Bannwald Napf“ at Feldberg in the Black Forest (photo: M. Rupp).

Zerfallsphase sterben die Bäume aufgrund ihres hohen Alters und oftmals damit einhergehend infolge von Krankheiten, Kalamitäten (Abb. 6) oder Ereignissen wie Stürmen, Feuer, Eis- und Schneebruch ab. Ein asynchrones Nebeneinander der einzelnen Waldentwicklungsphasen verleiht dem Wald ein heterogenes und stellenweise lückiges Kronendach. Die lichten Waldbereiche bieten im Idealfall im Vergleich zum dichten Wald andere Habitats an, was eine sukzessionsbedingte Verschiebung des Artenspektrums zur Folge hat. Die Bedeutung der Lückenphasen für die Biodiversität lässt sich gut am Beispiel der Avifauna illustrieren. Während Haselhuhn (*Bonasa bonasia*) und Sperber (*Accipiter nisus*) insbesondere von der strauchreichen Initialphase profitieren, werden Bestände in der Zerfallsphase für Spechte von Bedeutung: Buntspecht (*Dendrocopos major*), Dreizehenspecht (*Picooides tridactylus*), Weißrückenspecht (*Dendrocopos leucotos*), Schwarzspecht (*Dryocopus martius*), Grauspecht (*Picus canus*) und Grünspecht (*Picus viridis*) profitieren vom zunehmenden Anteil an stehendem Totholz. Unter den Eulen finden Raufußkauz (*Aegolius funereus*), Sperlingskauz (*Glaucidium passerinum*) und Waldkauz (*Strix aluco*) in den Höhlen der Altbäume Habitatnischen. Nach dem Zusammenbruch und mit zunehmender Zersetzung des Totholzes bietet die lückige Struktur des Bestandes Nahrungsquelle und Lebensraum für zusätzliche Arten wie Mäusebussard (*Buteo buteo*), Wespenbussard (*Pernis apivorus*), Heidelerche (*Lullula arborea*) und Baumpieper (*Anthus trivialis*) u.a. (SCHERZINGER 1996). Voraussetzung für das Vorkom-

men der genannten Vogelarten ist das Vorhandensein von Wäldern, die ein genügend hohes Alter erreicht haben, um die Zerfallsphase antreten zu können. Die Seltenheit und Schutzwürdigkeit von Vogelarten, die an diese Phasen gebunden sind, ist hiermit nahelegend.

BEGEHOLD et al. (2015) untersuchten die Habitatpräferenzen von 37 verschiedenen Brutvogelarten im Verlauf der Waldsukzession. Die Autoren zeigten auf, dass die Artenzahl in den alten Entwicklungsstadien (Alters-, Zerfalls- und Zersetzungsphase) des Waldes am höchsten ist (19 Vogelarten von insgesamt 37), wobei das Vorkommen aller Brutvogelarten und damit einhergehend einer hohen Biodiversität im Wald auf ein Nebeneinander von unterschiedlichen Waldentwicklungsphasen bzw. Habitatstrukturen angewiesen sei.

DRÖSSLER & MEYER (2006) schätzen den Anteil der reinen Lückenphase in zwei ausgewählten Flächen in Buchen-Urwaldreservaten der Slowakei auf 1,5 % und 2,8 %. Die unterschiedliche Ausprägung der Lückenphase in den Urwaldgebieten Mitteleuropas erklären sie mit abweichenden Altern und Flächenanteilen der einzelnen Bestände, weisen dabei auf die Beobachtung von TABAKU (1999) von einer Lückenphase von 26,5 % in einem 250-jährigen Buchenwaldbestand hin. Auch bei einer jährlichen alterungsbedingten Lückenneubildung, die DRÖSSLER & MEYER (2006) in ihrem Untersuchungsgebiet auf 0,4 % schätzen, nimmt diese Rate mit zunehmendem Alter bzw. mit abnehmender Vitalität der Bäume zu. Lichte Bestandesverhältnisse herrschen allerdings nicht ausschließlich aufgrund der von TABAKU (1999) rechnerisch ermittelten Lückenphase vor, sondern entstehen auch in weiteren Entwicklungsphasen des Urwaldes. DRÖSSLER & MEYER (2006) errechnen einen Überschirmungsgrad von 27 % bis 47 % in der Initialphase und von 55 % bis 74 % in der Zerfallsphase. Zwar ermitteln die Autoren einen Überschirmungsgrad von 70 % bis 85,6 % in der Verjüngungsphase, doch ist diese vermutlich auf die Besiedlung der Fläche durch eine dichte Gebüschvegetation zurückzuführen, die im bewirtschafteten Wald der Saumphase entspräche. Die Ergebnisse heben die ökologische Bedeutung von Urwaldrelikten hervor, lassen gleichzeitig die naturschutzfachliche Funktion der jüngeren Bannwälder relativieren. Eine hohe biologische Vielfalt ist insbesondere im strukturreichen Naturwald, mit seinen fließenden Übergängen zwischen den einzelnen Entwicklungsstadien und Waldbedeckungsgraden, gegeben. Im Vergleich dazu müssen viele Jahre vergehen, bis ein kürzlich aus der Nutzung genommener Wirtschaftswald lichte Waldentwicklungsphasen aufweist.

4.2.1.2 Bedeutung der natürlichen Walddynamik für das Ökosystem

Das Artengefüge temporärer Lichtungen in Naturwäldern ist abhängig von der Kapazität der Arten, neu entstandene Habitats zu besiedeln. Voraussetzung ist eine gute Vernetzung dieser Habitats untereinander. VÖLKL (1991) untersuchte die Besiedlungsdynamik von Waldlichtungen in geschlossenen Hochwäldern im nordwestlichen Fichtelgebirge. Seine Untersuchungsflächen wiesen bodensaure Verhältnisse auf, befanden sich auf ei-

ner Höhe von 550 bis 650 m ü. NN und sind von einem montanen Klima geprägt. VÖLKL machte die Beobachtung, dass in vier bis sieben Jahre alten Lichtungen nur knapp 50 % des Artengefüges, verglichen mit älteren, benachbarten Lichtungen, vorhanden ist. Dieses Ergebnis zeugt von einer differenzierten Besiedlungsdynamik neuer Lichtungen, die sich durch die unterschiedlichen Ausbreitungsstrategien der einzelnen Arten erklären lässt. Während Bergeidechse (*Zootoca vivipara*), Hummeln (*Bombus*) und Heuschrecken (*Orthoptera*) über eine hohe Besiedlungskapazität verfügen, gelten die Kreuzotter (*Vipera berus*), Einsiedlerbienen und die kurzflügeligen Heuschrecken (*Metrioptera roeseli* und *M. brachyptera*) als ausbreitungsschwach. Wichtig ist der Hinweis von VÖLKL (1991) auf eine dritte Gruppe von Arten, die zwar über eine potentiell gute Ausbreitungsstrategie verfügen, allerdings auf das Vorhandensein bestimmter Habitatnischen, etwa moderndes Holz, angewiesen sind. Neben der Vernetzung und dem Vorhandensein von Metapopulationen ist daher nicht nur das Vorhandensein eines Netzes von verschiedenen Waldlichtungen notwendig, sondern auch deren Dauerhaftigkeit. Dieses Ergebnis hebt die besondere Bedeutung von Altholzphasen und Zersetzungsphasen im Wald für die Arterhaltung hervor. Lichtungen im Wald erhalten nur dann einen naturschutzfachlichen Wert, wenn sie auch über längere Zeiten hinweg zugunsten von standortstreuen Arten bestehen bleiben.

Aus den Studien von VÖLKL (1991) und PAILLET et al. (2010) lässt sich die Dynamik der Biodiversität in späten Waldentwicklungsphasen in Mitteleuropa herauslesen: Auf keinen Fall lässt sich ein Urteil über die Bedeutung von lichten Wäldern bzw. Waldentwicklungsphasen für die Biodiversität allein durch eine statische Betrachtung fällen. Vielmehr sind lichte Waldentwicklungsphasen als Teil eines Gesamtnetzes von dynamischen Prozessen zu verstehen, deren ökologische Bedeutung durch räumliche und zeitliche Komponenten bestimmt wird.

4.2.1.3 Verjüngungsdynamik in Lichtungen

Die natürliche Verjüngung der meisten Waldbaumarten ist auf die Entstehung von Lichtungen angewiesen (Abb. 7). In diesem Zusammenhang stellen MUSCOLO et al. (2014) fest, dass die Keimlingsdichte mit zunehmender Öffnung des Kronendachs zunimmt. Laut FALIŃSKI (1986) wirkt sich hauptsächlich eine langandauernde, extreme Beschattung ungünstig auf die Bestandesverjüngung aus. Allgemein betrachtet, lässt sich schlussfolgern, dass Waldbaumarten in ihrer Verjüngung unterschiedlich auf den erhöhten Lichteinfall reagieren.

Artenreiche Wälder sind ständigen Veränderungen in ihrer Baumartenzusammensetzung ausgesetzt. Eine gruppierte Verjüngung unter dem Kronendach der Mutterbäume führt langfristig zu einer räumlichen Verlagerung der einzelnen Baumarten. Im Białowieża-Nationalpark (Polen) beobachtete FALIŃSKI (1986) eine keimungshemmende Wirkung der Laubstreu durch erwachsene Individuen, so dass Samen seltener unter dem Kronendach der gleichen Baumart keimen. Die Stabilität der Schlussbaumarten von Waldökosystemen wird hauptsächlich durch vegetative Verjüngung gewährleistet.



Abb. 7: Verjüngung von Kiefer und Buche in einer Bestandeslücke nach Einschlag, Schwetzingen Hardt, nördliche Oberrheinebene (Foto: M. Rupp). **Fig. 7:** Natural regeneration of pine and beech in a gap after the harvest, Schwetzingen Hardt, northern Upper Rhine Plain (photo: M. Rupp).



Abb. 8: Amerikanische Kermesbeere (*Phytolacca americana*) in einem Kiefernwald (Foto: M. Rupp). **Fig. 8:** American pokeweed (*Phytolacca americana*) in a pine forest (photo: M. Rupp).

ARPIN et al. (1998) beobachteten, dass Lichtungen zwei verschiedene Folgeentwicklungen haben können: Entweder sie fördern die natürliche Regeneration des Bestandes oder sie stellen einen Umbruch in der natürlichen Ökosystemdynamik dar. Im zweiten Fall kann sich die Vegetation in Richtung einem neuartigen Ökosystem entwickeln, so z. B. durch die Ansiedlung von invasiven Pflanzenarten wie etwa der Kermesbeere (Abb. 8).

In alten Lichtungen beobachteten PONTAILLER et al. (1997) das Vorkommen von Lichtbaumarten, z.T. mit Pioniercharakter, darunter Waldkiefer (*Pinus sylvestris*), Birke (*Betula spec.*), Trauben-Eiche (*Quercus petraea*) und Hainbuche (*Carpinus betulus*), die mit zunehmendem Alter der Lichtungen nach und nach absterben. Lichtliebende Gräser, Farne und Brombeere können den Sukzessionsablauf verzögern, indem sie die Etablierung spätstadialer Arten hemmen und die Ressourcen für sich sichern. Dieser Effekt verleiht der Vegetationsphase einen scheinbar stabilen Zustand (PONTAILLER et al. 1997, BÜCKING et al. 1998).

4.2.2 Entwicklung von Waldbiozönosen nach Naturkatastrophen

Einfluss von Windwurf auf die Bestandesstruktur

Das natürliche Absterben einzelner Baumindividuen in der Seneszenz führt zur Bildung kleinflächiger Lichtungen. Flächendeckende abiotische und biotische Störungen hingegen führen zur Entstehung periodisch lichter bis extrem lichter Waldstrukturen mit Freiflächenbedingungen. Durch dramatische Störung des Waldklimas können Sturmereignisse das ganze Ökosystem verändern (SCHMALFUSS & ALDINGER 2012).

Die Entwicklung von Biozönosen nach Sturmwurf wird häufig mit jener der Biozönosen auf Kahlschlagflächen verglichen, da sie ähnliche populationsbiologische Prozesse aufweisen (WILMANNNS et al. 1998). Allerdings unterscheiden sich beide Flächen sowohl in ihrer Entstehungsursache und in ihrem strukturellen Aufbau weitgehend, sind somit unterschiedlichen Kategorien von lichten Wäldern zuzuordnen. Auf Kahlschlagflächen wird das Holzmaterial fast vollständig beseitigt. Windwurfflächen hingegen, die zufallsbestimmt sind, setzen sich – wenn nicht geräumt – aus liegendem und stehendem, totem und lebendem Holz zusammen und sind daher meist vielfältig strukturiert.

Stürme treten zufällig und in unregelmäßigen Zeitabständen als großflächige Störung auf. Die Bestandesstruktur ist abhängig von der Häufigkeit von Sturmereignissen. Treten Stürme in höherer Intensität und in längeren Zeitabständen auf, so werden sich in Seneszenz befindende Bestände großflächig von Windwurf betroffen und es bilden sich größere Verjüngungsflächen, demzufolge auch wieder größere gleichaltrige Bestände (PONTAILLER et al. 1997).

Je nach Standort, Bestandeszusammensetzung und Bestandesalter wirken sich Sturmwurfereignisse in unterschiedlicher Ausprägung auf das Ökosystem aus. Jüngere Bäume werden tendenziell eher entwurzelt, wohingegen Altbäume bzw. Bestände in der Alters-

phase Windbruchschäden erleiden. Eine hohe Windturbulenz schlägt sich in unterschiedlichen Ausrichtungen der umgeworfenen Stämme nieder (BLACKBURN et al. 2014). Baumwurzeln führen zu einem Wechsel von einer vertikalen zu einer hauptsächlich horizontalen Struktur. Das Abreißen der Vegetationsdecke, die teilweise Entblößung des Waldbodens, die Erhöhung der Strahlungsintensität, lokale Änderungen des Mikroklimas und die Änderung von biologischen Prozessen wirken sich in unterschiedlichem Maße auf die Strauch- und Krautschichtvegetation aus (FALIŃSKI 1986). Werden Bestände durch Blitzschlag getroffen, so kann Feuer eine regulierende Wirkung auf die Kiefern Sukzession haben. Waldbrände haben i.d.R. eine Erhöhung des Grundwasserstandes, teilweise auch die Entstehung von Vernässungen zur Folge (FALIŃSKI 1986).

Obwohl Stürme negative Auswirkungen auf die ohnehin störungsempfindlichen, aus einer unregelmäßigen Mosaikstruktur bestehenden Naturwald-Ökosysteme haben können, wie PONTAILLER et al. (1997) es in den Naturwaldreservaten La Tillaie und Le Gros Fouteau bei Fontainebleau beobachteten, können sie dennoch eine deutliche Habitatbereicherung bewirken. So beobachteten BÜCKING et al. (1998) die Bildung einer kleinräumig heterogenen Mischvegetation aus Wald- und Freilandarten in windgeworfenen Fichtenbeständen. Auf verhältnismäßig kleiner Fläche sind Pionier-, Vorwald- und Waldphasen vereint (BÜCKING et al. 1998). Ebenfalls von Bedeutung sind durch die umgeworfenen Wurzellager der Bäume entstandenen Hügel und Gruben, die für ein vielfältiges Mikroklima sorgen, so BLACKBURN et al. (2014).

Besiedlungsdynamik auf Windwurfflächen

WILMANNS et al. (1998) untersuchten die Vegetationsentwicklung auf verschiedenen Sturmwurfflächen in der Umgebung von Freiburg. Die Vegetationszusammensetzung der Flächen hängt von der Besiedlungsstrategie der einzelnen Arten ab, die sich je nach den Standortverhältnissen und dem Vegetationsvorkommen in der Fläche vor dem Sturmwurf in unterschiedlichen vegetationsdynamischen Prozessen widerspiegeln. Die Autoren beschreiben verschiedene Komponenten der Besiedlung. Sie setzen sich zusammen aus:

- bereits auf der Fläche wachsenden, sturmwurftoleranten Pflanzenarten, die dank ihrer Regeneration aus dem Stock, aus Knospen oder aus unterirdischen Organen dazu fähig sind, mit radikalen Standortveränderungen umzugehen
- Pflanzenarten, die aus einer mehrjährigen Samenbank keimen, darunter fast ausschließlich ruderale Arten der Schläge, Äcker und Ruderalstellen
- eingewanderten Pflanzen, deren Samen durch Tiere, Wind und auf kleineren Flächen durch Luftströmung verbreitet werden

Intensive Standortveränderungen führen aber hauptsächlich zu einer Verschiebung des Artengefüges durch größer werdende Populationen einzelner Arten und den damit korrespondierenden Rückgang anderer Arten. Diese von WILMANNS et al. (1998) be-

schriebenen Dominanzwechsel werden durch kleinstandörtliche Veränderungen, durch Interaktionen und Konkurrenz sowie durch den Einfluss von Heterotrophen gesteuert. Kurz nach der Freistellung nimmt die Pflanzenartenzahl stark zu. Während die meisten Waldarten bleiben, keimen verschiedene Therophyten aus der Samenbank. Die Ansiedlung weiterer Pflanzenarten ist auf die Ausbreitung durch Vögel angewiesen. Voraussetzung für die ornithochore Besiedlung der Flächen ist das Vorhandensein geeigneter Habitatstrukturen.

Sturmwurfflächen in Nadelholzbeständen (Abb. 9) sind von einer Oberbodenversauerung geprägt, was das Vorkommen von Azidophyten begünstigt. Die Pionierphase wird durch das Wachstum der Brombeere in den ersten Jahren somit deutlich verlängert. Auch einzelne Arten der Schlagfluren sind vertreten (BÜCKING et al. 1998). Auf den Buchenwald-Standorten auf Löss beobachteten WILMANNS et al. (1998), dass mit zunehmenden Jahren nach dem Sturmwurf die Gattungen *Juncus* und *Carex* in ihrer Dichte zunehmen, Eschen- und Robinien-Jungpflanzen in ihrem Bestand dafür deutlich zurückgehen.



Abb. 9: Sturmwurffläche auf der Badener Höhe (Nordschwarzwald), entstanden durch den Sturm Lothar Ende 1999 (Foto: W. Konold). **Fig. 9:** Storm area at Badener Höhe (Northern Black Forest), created by storm Lothar, end of the year 1999 (photo: W. Konold).

Auf zwei ausgewählten Windwurfflächen im Steigerwald beobachtete LAUSSMANN (1993) die Kolonisierung von Sturmwurfflächen durch Heuschrecken. Insbesondere stellte der Autor die hohe Besiedlungsleistung von *Chorthippus brunneus*, *Ch. biguttulus*, *Tetrix un-*

dulata und *Myrmeleotettix maculatus* fest, die bereits ein Jahr nach dem Sturmwurf in größeren Beständen in den Untersuchungsflächen vertreten sind. Auch BELLMANN (1998) beobachtet eine schnelle Besiedlung von Fichten-Sturmwurfflächen durch Heuschrecken, unter welchen insbesondere flugfähige Arten wie der Braune Grashüpfer (*Chorthippus brunneus*), der Nachtigall-Grashüpfer (*Ch. betulus*) und der Bunte Grashüpfer (*Omocestus viridilus*) vertreten sind. LAUSSMANN (1993) vermutet, dass die Kolonisierung der Flächen durch die Wanderung der Insekten entlang der Bodenoberfläche erfolgt. Neben dem Vorhandensein von Waldwegen, die im Besiedlungsprozess den Arten als Vernetzungskorridore dienen, erwiesen sich die Vagilität und die Größe der benachbarten Populationen als entscheidende Kriterien für die Besiedlung neu entstandener Windwurfflächen.

Was die Besiedlung von Sturmwurfflächen durch Tagfalter anbelangt, stellt BELLMANN (1998) die größte Artenvielfalt in der blütenreichen Initialphase fest. Neben Waldsaum- und Waldarten wie dem Großen Perlmutterfalter (*Argynnis aglaja*), dem Waldbrettspiel (*Pararge aegeria*) und dem Kleinen Eisvogel (*Limenitis camilla*) sind auch mehrere thermophile Offenlandbewohner wie der Zwerg-Bläuling (*Cupido minimus*), der Silbergrüne Bläuling (*Lysandra corion*) und der kleine Würfeldickkopf (*Pyrgus malvoides*) vertreten. Ebenfalls in der Anfangsphase der Bestandesentwicklung erfasste BELLMANN (1998) unter den Stechimmen das Vorkommen mehrerer seltener Arten, darunter viele Arten der Roten Liste, so z.B. Arten aus der Familie der Faltenwespen wie die Hornisse (*Vespa crabro*), die Mittlere Wespe (*Dolichovespula media*) oder aus der Familie der Wildbienen die Große Wollbiene (*Anthidium manicatum*), die Kleine Harzbiene (*Anthidium strigatum*), die Rote Mauerbiene (*Osmia rufa*) und die Gartenblatt-Schneiderbiene (*Megachile willughbiella*). Diese Artengruppe profitiert insbesondere von Spalten im Totholz, die auf Sturmwurfflächen reichlich vorhanden sind.

4.2.3 Ökologische Folgen von Insektenkalamitäten

Auch Kalamitäten haben die Bildung von großflächigen Lichtungen zur Folge (Abb. 10). Natürliche Störungen wie Stürme, Feuer, Trockenstress, Wasserspiegelabsenkungen und mechanische Schäden am Stamm schwächen die Vitalität von Baumindividuen, prädisponieren auf diesem Weg den Waldbestand für eine Massenvermehrung von Insektenarten. Das heißt, dass mechanischen Störungen gelegentlich eine biotisch bedingte Entstehung von offenen Flächen im Wald folgt.

SCHERZINGER (1996, S. 96) nennt mehrere Beispiele von Studien zu Kalamitäten in Deutschland, darunter die vom Frostspanner (*Erannis defoliaria*) 1988 im Spessart, vom Grünen Eichenwickler (*Tortrix viridana*) im gleichen Jahr, von der Buchen-Wollschildlaus (*Cryptococcus fagi*) im Solling oder von der Nonne (*Lymantria monacha*) 1987/88 im Nürnberger Reichswald und 1994 in Brandenburg und Polen. Die Kombination aus trockenwarmer Witterung, anwachsender Käferpopulation infolge von Sturmwürfen und aus der erhöhten Befallsdisposition der Bäume fördert den Borkenkäferbefall (SCHER-



Abb. 10: Völlige Veränderung des Licht- und Wärmehaushalts durch Borkenkäfer-Befall; „Bannwald Napf“ am Feldberg im Schwarzwald (Foto: W. Konold). **Fig. 10:** Complete shift of light and temperature balance by bark beetle infestation in the protected forest “Bannwald Napf” at Feldberg, Black Forest (photo: W. Konold).

ZINGER 1996). Die natürliche Alterung und das Absterben von Einzelbäumen wird durch Parasitenbefall beschleunigt. Im Vergleich zum Parasitenbefall auf Windwurfflächen beschränkt er sich in Beständen in der Altersphase auf wenige Individuen (PONTAILLER et al. 1997).

Einerseits betrachtet SCHERZINGER (1996) Kalamitäten als ein Prozess der natürlichen Walddynamik, wobei er von aktiven, kostenaufwändigen dafür meist vergeblichen Schädlingsbekämpfungsmaßnahmen abrät. Andererseits sind Kalamitäten laut SCHERZINGER (1996) als Folge einer misslungenen, nicht ökologisch tragfähigen Forstwirtschaft anzusehen.

4.3 Natürlich lichte Wälder

4.3.1 Azonale Wälder

Box 1: Azonale und extrazonale Vegetation

Als **azonal** werden Pflanzenkombinationen bezeichnet, die aufgrund ähnlicher extremer Bodenfaktoren in mehreren Zonen mit unterschiedlichem Allgemeinklima in gleicher Form auftreten. Pflanzengesellschaften der Auen-, Bruch- und Moorwälder wachsen unter azonalen Standortbedingungen. Sie sind geprägt durch nasse oder wechsellückene Böden, entstehen entlang von Gewässern, Dünen, Felsen und anderen Sonderstandorten.

Extrazonale Pflanzenkombinationen hingegen entstehen durch ein lokal abgewandeltes Klima. So stellen sich auf den Süd- bis Westhängen der Mittelgebirge der gemäßigten Zonen xerothermophile Pflanzenkombinationen ein, die für ein mediterranes Klima charakteristisch sind. Gleichermaßen entstehen lokalklimatisch auch kühlere Standorte, die Artenkombinationen des subborealen und borealen Klimas aufweisen (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Darunter fallen u.a. auch Pflanzengesellschaften der Waldgrenze.

Auen-, Bruch- und Moorwälder

Die Böden der Auenwälder bestehen aus einem Mosaik unterschiedlich alter Ablagerungen grober bis feiner Körnung. Der Oberboden ist meist schluffig, der Unterboden ist sandig-kiesig und grundwasserleitend. Laut ELLENBERG & LEUSCHNER (2010) gehören Auenwälder zu den Waldtypen mit den reichsten Baumartenkombinationen. So konnten im elsässischen Hartholz-Auenwald sieben bis acht verschiedene Gehölzarten in der Baumschicht, 80 Arten in der Krautschicht und fünf Lianenarten gezählt werden.

Die Silberweiden-Weichholzaue (*Salicetum albo-fragilis*) ist besonders geprägt durch die Flussschotterdynamik und einem ausgesprochenen Pioniercharakter. Die Vegetation ist von überflutungstoleranten Arten gekennzeichnet, deren Bestand in Abhängigkeit vom jeweils aktuellen Wasserstand sich entweder ausbreitet oder zurückgeht (ZUPPKE & ELZ 2008). Silber-Weide (*Salix alba*), Bruch-Weide (*Salix fragilis*) und Hybridformen der Schwarzpappel (*Populus nigra*) sind in ihr vertreten. In der Krautschicht kommen u.a. Schwarzfrüchtiger Zweizahn (*Bidens frondosa*), Wasserpfeffer (*Persicaria hydropiper*), Ampferknöterich (*Persicaria lapathifolia*), Wilde Sumpfkresse (*Rorippa sylvestris*), Gewöhnliche Sumpfkresse (*Rorippa palustris*) und Weißer Gänsefuß (*Chenopodium album*) vor. Die Weichholzaunen bilden sich besonders an den Flachufeln flächig aus (ZUPPKE & ELZ 2008). Im Gebirge ersetzen Grauerlengesellschaften (*Alnetum incanae*) die Silber-Weide. Die Grauerlen-Weichholzaue ist von einer besonders artenreichen Pilzflora begleitet. Die überleitende, sich aus Ulmen-Eichenmischwäldern zusammensetzende Hartholzaue ist schattiger, spielt in der vorliegenden Studie daher keine Rolle. SCHNITZLER-LENOBLE (2007) und SCHNITZLER & GÉNOT (2012) unterstreichen die ökologische Bedeutung von Totholz in

naturbelassenen Auenwäldern, das als entscheidendes Bindeglied im Nährstoffhaushalt des Ökosystems fungiert: Stämme im Fluss, die vom Hochwasser angeschwemmt werden oder direkt von den Uferändern ins Wasser fallen, bieten xylobionten Wirbellosen eine wichtige Nahrungsgrundlage. Totholz im Wasser bildet Refugien für Fische, welche wiederum Nahrungsquelle für Tierarten der umgebenden Flächen darstellen.

In den Flusstälern kommen in Ufernähe auf trockenen, sandig-kiesigen Wällen kümmerlich wachsende, lichte Nadelholzbestände vor. In den Bayerischen Voralpen stockt auf dem Kalk- und Dolomitschotter der jüngeren und älteren Flussterrassen beispielsweise der lichte Schneeheide-Kiefernwald (Erico-Pinetum, Calamagrostio variae-Pinetum), der von einer besonders artenreichen, aus konkurrenzschwachen Xerotherm- und Trockensaumarten zusammengesetzten Strauchschicht gekennzeichnet ist. Zu nennen sind z.B. das Geschnäbelte Leinblatt (*Thesium rostratum*) und der Violett-Schwingel (*Festuca amethystina*) (SAUTTER 2003). Unterbliebe jedoch auf Dauer die Beweidung dieser Bestände, so würden sie sich zu einer laubholzreichen Waldgesellschaft entwickeln, die ihren lichten Charakter verlöre. Dies wird aus naturschutzfachlicher Sicht als kritisch erachtet (SAUTTER 2003, HÄRDTLE et al. 2004).

Bruch- und Moorwälder sind im Vergleich zu den Weichholz-Auenwaldgesellschaften viel artenärmer. Sie sind durch organische, nasse Torfböden unterschiedlicher Mächtigkeit charakterisiert und unterscheiden sich in ihrem Humusgehalt und ihrem Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnis. In Moorwäldern (Abb. 11) enthält der Oberboden über 90 % Humus und der Stickstoffgehalt des Bodens ist meistens gering. In Bruchwäldern ist die Baumschicht ausgesprochen schlechtwüchsig und locker, so dass sie einen ausgeprägten Lichtwaldcharakter besitzen (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010).

In diese Kategorie fällt u.a. der Mitteleuropäische Schwarzerlenbruchwald (Carici-Alnetum glutinosae), in den Nordvogesen und im Hagenauer Forst auf Böden mit hoher Torfmächtigkeit der Birken-Kiefernbruchwald (Vaccinio uliginosi-Pinetum sylvestris). Bei stagnierendem Wasser kommt der Birkenbruchwald (Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis) vor in Begleitung eines azidophilen Unterwuchses. Die Böden der Bruchwälder sind durch eine dichte Moosbedeckung geprägt. In der Krautschicht sind verschiedene Ericaceen, so z.B. die Besenheide (*Calluna vulgaris*) und die Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*), und Gräser wie die Draht-Schmiele (*Descampsia flexuosa*) oder das Blaue Pfeifengras (*Molinia caerulea*) vertreten. Ansonsten kommen verschiedene *Sphagnum*-Arten vor (BENSETTITI 2001, ELLENBERG & LEUSCHNER 2010).

Diese Wälder gelten aufgrund ihrer Seltenheit und ihrer lichten Gehölzschicht, die der Fauna wichtige Habitatnischen bietet, aus Naturschutzsicht als sehr wertvoll. Frühere Aufforstungsversuche der Bruch- und Moorwälder des Elsass durch aufwendige Entwässerungsmaßnahmen schlugen fehl. Als Natura 2000-Gebiete sind diese empfindlichen Habitate heute geschützt und bleiben von jeglicher Nutzungsform verschont (BENSETTITI 2001).



Abb. 11: Lichter Kiefernwald im Wurzachener Ried (Foto: M. Rupp). **Fig. 11:** Open pine forest in the Wurzachener Ried fen (photo: M. Rupp).

Weitere edaphisch bedingte Sonderstandorte

Unter den azonalen Vegetationsformationen gibt es weitere nennenswerte Waldgesellschaften der Sonderstandorte. Zu nennen sind u.a. besonders nährstoffarme und extrem flachgründige Kiefernwälder auf Dolomit- und Serpentinsteingestein. Der Aurikel-Bunt-Reitgras-Kiefernwald (*Calamagrostis-Pinetum primuletosum*), in welchem neben der Waldkiefer auch die Moorspirke bestandesbildend ist, besiedelt die extrem flachgründigen Felsstandorte des Dolomit oder Wettersteinkalks (SAUTTER 2003). EICHBERGER & HEISELMEYER (1997) beschreiben die Kiefernwaldgesellschaften auf Dolomitgestein als Reste von einst großflächigen Kiefernwäldern aus dem Postglazial. Bei einer Baumschichtbedeckung von 30 % bis 60 % herrscht eine hohe Lichtintensität in der Krautschicht, was das Vorkommen verschiedener Lichtzeiger bzw. die Bildung einer thermophilen Vegetation begünstigt. Aufgrund des anstehenden Gesteins, des instabilen Substrats und ihrer sehr steilen Lage bilden *Erica*-Kiefernbestände als Dauergesellschaften keine Klimaxgesellschaft.

Ebenfalls azonal sind Waldgesellschaften der Serpentinböden. Aufgrund der Besonderheit von Serpentin, sich rasch zu erwärmen, unterliegt das Substrat extremen Temperaturschwankungen im Jahresverlauf. Durch die Entstehung mikroklimatischer Unterschiede sind Serpentinstandorte durch kontinentale, trockene Bedingungen gekennzeichnet. Dies schafft optimale Voraussetzungen für das Wachstum von xerophilen Pflanzenarten.

Studien zur Vegetation auf Serpentinböden sind nur punktuell vorhanden, so die von GAUCKLER (1954) auf den Serpentinböden der Oberpfalz und Oberfrankens. Er unterstreicht die Besonderheit der flachgründigen und skelettreichen Serpentinverwitterungsböden, die auf engem Raum sehr unterschiedliche Standortverhältnisse aufweisen.

Lichte Waldgesellschaften der Serpentinböden sind der Waldkiefer-Schneeheidewald, Kiefern-Vergissmeinnichtwald (EGGLER 1955) oder der Rispengras reiche Alpenrosen-Kiefernwald (MAURER 1966). Die naturschutzfachliche Besonderheit der lockeren Waldgesellschaften der Serpentinböden ist insbesondere in ihrer Standortvielfalt zu sehen, die Lebensraum für zahlreiche verschiedene Artenzusammensetzungen bietet.

Auf sehr nährstoffarmen Sandböden kommt der Weißmoos-Kiefernwald (Leucobryopinetum) vor, auf extrem humusarmen Podsol-Rankern der Flechten-Kiefernwald (Cladonio-Pinetum, Abb. 12) (SCHMIDT 1995) mit azidophytischen Zwergsträuchern, Moosen und Flechten (HÄRDTLE et al. 2004, FISCHER et al. 2015). Das Vorkommen von trockenen und lichten Flechten-Kiefernwäldern kontinentaler Prägung kann auf eine ehemalige Streunutzung zurückzuführen und daher anthropogenen Ursprungs sein, wie z.B. in den sarmatischen Kiefernwäldern Sachsens. In dieser Waldgesellschaft ist die Kiefer die einzige bestandesbildende Baumart. Unter der spärlichen Bodenvegetation kommen verschiedene Wintergrünengewächse (Moosauge, *Moneses uniflora*, Grünblütiges Wintergrün, *Pyrola*



Abb. 12: Unter Naturschutz stehender Flechten-Kiefernwald bei Leinburg im Nürnberger Land (Foto: M. Rupp).
Fig. 12: Protected lichen-pine forest close to Leinburg, in the area of Nürnberg (photo: M. Rupp).

chlorantha u.a.) und Arten sarmatisch bis boreal-subkontinentaler Prägung vor, so z.B. der Sand-Tragant (*Astragalus arenarius*) und das Büschelige Gipskraut (*Gypsophila fastigiata*) (LFULG 2009). Im Naturwaldreservat „Kaarßer Sandberge“ (Niedersachsen) fanden FISCHER et al. (2015) drei verschiedene Kiefernwaldbiotope der armen, stark bodensauren Standorte: Der karge Flechten-Kiefernwald geringer Wuchsleistung, der Weißmoos-Kiefernwald (siehe oben) und der Drahtschmielen-Kiefernwald, der mit seiner artenreichen Gehölzverjüngung die etwas nährstoffreicheren Standorte einnimmt (FISCHER et al. 2015).

TROST (2001) beschreibt natürliche Vorkommen von Eichen-Trockenwäldern im Oberen Saaletal (Thüringen), wobei deren Flächenanteil durch Waldweide und Niederwaldbewirtschaftung erweitert wurde (siehe Abschnitt 4.3.3). Sie sind dem Schafschwingel-Traubeneichenwald (Festuco-Quercetum) zuzuordnen, der auf einem Mosaik verschiedener, meistens extrem flachgründiger und skelettreicher Standorte wie Klippen, Schotter- und Schutthalden wächst. Die Bestände haben aufgrund der Instabilität des Bodens und der Südexposition einen ausgeprägten Lichtwaldcharakter. Die vorkommenden Eichen (*Quercus petraea* und *Q. robur*) sind meistens kleinwüchsig, teilweise buschartig und bilden charakteristische Vegetationseinheiten im Übergang zwischen Wäldern und Xerothermrassen. Auf diesen Standorten fand TROST (2001) einen verhältnismäßig hohen Anteil an xerothermophilen, stark gefährdeter Käferarten, wie u.a. *Cymindis axillaris*, *Harpalus honestus* und *Brachinus explorens*.

4.3.2 Extrazonale Wälder

4.3.2.1 Vegetationsgesellschaften an der Baumgrenze

STÜTZER (2002) definiert die Waldgrenze als die Höhengrenze, auf welcher ein geschlossener Wald vorkommt. Als Baumgrenze hingegen ist die gedachte Höhenlinie der höchstgelegenen Einzelbäume über 2 m Höhe zu verstehen. Etwas anders wird dieser Begriff von HOLTMEIER (2000) definiert, laut welchem die Waldgrenze jener Bereich zwischen dem geschlossenen Wald und dem höchstgelegenen waldbildenden Baumartenindividuum, unabhängig von dessen Struktur und räumlicher Ausdehnung, darstellt. KÖRNER (2008, S. 139) bezeichnet den graduellen Übergang der Waldauflockerung in Richtung Baumgrenze als „treeline parkland“, d.h. „Baumgrenzen-Parklandschaft“, damit als eigene Vegetationsform (Abb. 13).

Unter „lichter Wald“ in unserem Sinne fällt somit der gesamte Bereich zwischen Baum- und Waldgrenze oder eben das von KÖRNER (2008) definierte „treeline parkland“. Gerade diese Grenzlebensräume sind seit dem Holozän einer intensiven menschlichen Nutzung durch Feuer, Beweidung und Holzeinschlag unterworfen (PECHER et al. 2011). Die anthropogene Auflichtung der Waldgrenzgebiete hatte zur Folge, dass der Verlauf der ursprünglichen Waldgrenze heute nur noch schwer zu rekonstruieren ist. KÖRNER (2008) differenziert zwischen zwei verschiedenen Ursachenkomplexen für die Ausbildung der Waldgrenze:



Abb. 13: Wald- und Baumgrenze am Hohen Ifen in den Allgäuer Alpen (Foto: M. Rupp). **Fig. 13:** Forest boundary and tree line at Hoher Ifen in the Allgäu Alps (photo: M. Rupp).

- Physiologische Ursachen, die auf klimatische Extreme zurückzuführen sind
- Mechanische Ursachen, sowohl anthropogen durch Feuer, Lawine, Holzeinschlag oder Beweidung als auch rein edaphisch durch Flachgründigkeit des Gesteins oder auch Erosion

Die Vegetation der Waldgrenze wird zweifellos extremen Standortbedingungen ausgesetzt. Dem geringen Wärmeangebot und den regelmäßigen mechanischen Schädigungen durch Eisgebläse, Windabrasion, Apikalsprossenverletzungen, Schneebruch, Frosttrocknis können nur wenige Baumarten überleben. Auch durch thermische Gewebeschädigungen wird das Wachstum der Bäume verzögert. Photosynthetisch betrachtet, befinden sich die vorkommenden Gehölze stets unter ihrem Optimum (SMITH et al. 2008).

Oberhalb der Waldgrenze passen sich die Bäume an die klimatischen Bedingungen durch morphologische Veränderungen wie Spitzkegelwuchs an. Mit zunehmender Höhe des Wuchsortes stoßen die Bäume an ihre standörtlichen Grenze, kommen nur noch in kleinwüchsiger, krummholzwüchsiger Form vor. An den windexponierten Stellen wachsen die Bäume fahnenförmig. Es bilden sich bahnförmige Bauminseln in Abwechslung mit offenen Firnschneebereichen (SMITH et al. 2008). Die Ausbreitung vieler Gehölze an der Baumgrenze ist ausschließlich auf Wind angewiesen. Pflanzenarten, die sich vegetativ vermehren können, sind daher in Vorteil gegenüber Pflanzen, die sich ausschließlich



Abb. 14: Waldgrenze auf dem Belchen (Südschwarzwald). Die Waldgrenzökotone sind dort durch jahrhundertelange Beweidung geprägt (Foto: W. Konold). **Fig. 14:** Forest boundary at Belchen mountain (Southern Black Forest). The forest ecotones are shaped by hundreds of years of pasture (photo: W. Konold).

generativ vermehren. Die Vegetation der Waldgrenze ist insbesondere durch eine extrem langsame Verjüngungsdynamik charakterisiert (HOLTMEIER 2003).

Die Fichte (*Picea abies*), die Lärche (*Larix decidua*) und die Zirbe (*Pinus cembra*) sind dominante Baumarten der subalpinen Waldstufe (STÜTZER 2002), nehmen je nach der geographischen Lage unterschiedlich hohe Anteile an der Gehölzzusammensetzung ein.

Zahlreiche unterschiedliche Habitatstrukturen in den Gebieten der alpinen Höhenlage, deren starke Isolierung und die extremen, selektionsfördernden Standortbedingungen begünstigen die Entwicklung von endemischen Pflanzensippen. Dies verleiht den Lebensräumen der Baumgrenze eine ausgesprochen hohe Bedeutung für die Biodiversität Mitteleuropas (GREENWOOD & JUMP 2014). Zugleich sind alpine Lebensräume sehr anfällig gegenüber klimatischen Änderungen. Bezugnehmend auf zahlreiche Studien, die in unterschiedlichen Waldgrenzgebieten der Welt durchgeführt wurden, stellen GREENWOOD & JUMP (2014) eine zunehmende Fragmentierung der Waldgrenzökotone durch die Verlagerung der subalpinen Stufe in die höheren Lagen infolge des globalen Temperaturanstiegs. Unter dem Vorbehalt, dass Prognosen zur Vegetationsentwicklung in diesen Höhenlagen schwer seien, sehen die beiden Autoren negative Entwicklungstendenzen für die biologische Vielfalt: Rückgang des verfügbaren Flächenpotentials, Änderung der Standortbe-

dingungen und Verschiebung ganzer Artengemeinschaften zugunsten von Arten der wärmeren Lagen. Weltweite Untersuchungen zur Baumgrenzenverlagerung infolge von Klimawandel zeugen von der extremen Gefährdung von an kryogenen Böden angepassten, nivalen und alpinen Pflanzenarten (u.a. BATLLORI et al. 2009, GRABHERR 2009, SCHERRER & KÖRNER 2011, GIGAURI et al. 2013, HOYLE et al. 2013, ANADON-ROSSELL 2014).

4.3.2.2 Vegetationsgesellschaften der Trockenhänge

Bei den extrazonalen Vegetationsformationen haben solche Waldbestände Lichtwald-Charakter, deren Standortbedingungen in jeder Hinsicht besonders extrem sind (Abb. 15). So kommen Trockenhang-Kalkbuchenwälder (Cephalanthero-Fagenion) auf flachgründigen Böden in steiler Hanglage vor. Sie verfügen über ein geringes Nährstoffangebot und eine sehr eingeschränkte Wasserversorgung. Da die Buche auf diesen Standorten an ihre ökologischen Grenzen stößt, kommt sie schwachwüchsig vor. In den trockensten Lagen dominiert die Traubeneiche, die Buche wird seltener oder fehlt. Trockenhang-Kalkbuchenwälder sind von einer herausragenden Bodenflora und zahlreichen Straucharten begleitet (BENSETTITI 2001). Es kommen kalk- und wärmeliebende Arten vor, darunter stark gefährdete Orchideenarten (HÄRDTLE et al. 2004). In den Kalk-Buchenwäldern auf den skleromorphen Böden der Kalkplatten in Lothringen, in der Champagne, im Burgund und im Jura sind mehrere seltene Arten vertreten wie der Ross-Kümmel (*Laser trilobum*), die Esels-Wolfsmilch (*Euphorbia esula*) oder die Schleifenblume (*Iberis durandii*) (BENSETTITI 2001).

An den steilen, voll besonnten Hangkanten der Schwäbischen Alb und der Muschelkalkgebiete Thüringens und Unterfrankens kommt der sog. „Steppenheide-Buchenwald“ vor. Der Seggen-Buchen-Wald (Carici-Fagetum primuletosum veris) ist u.a. Lebensraum für den als gefährdet geltenden Blauen Steinsamen (*Lithospermum purpuro-caeruleum*) (HÄRDTLE et al. 2004). An den mäßig trockenen Kalkhängen kommen frische Kalkbuchenwälder vor (Carici-Fagetum typicum), die in ihrer Krautschicht verschiedene Lichtzeiger aufweisen, darunter auch Waldvögelein-Arten.

Trockenhang-Kalkbuchenwälder bieten aufgrund ihres hohen Struktureichtums Lebensraum für zahlreiche, teilweise hoch gefährdete Tier- und Pflanzenarten. Ihre ausgeprägte Trockenheit hat eine extrem langsame Dynamik und damit einhergehend einen sehr langsamen Verjüngungsprozess zur Folge. Das empfindliche Ökosystem lässt keine Bewirtschaftung zu. Auch hier ist die Abgrenzung zu den anthropogenen lichten Waldformationen unklar. Vorkommen der Orchideen-Buchenwälder sind teilweise das Resultat einer früheren Niederwaldnutzung der Waldgersten-Buchenwälder. Doch ob anthropogen oder natürlich entstanden, würden großflächige Hiebe aus naturschutzfachlicher Sicht zu einer Verschlechterung dieser Lebensräume führen (BENSETTITI 2001). Bei einer Nieder- oder Mittelwaldnutzung der Orchideen-Buchenwälder können sich aber auch schlechtwüchsige, dafür ausgesprochen artenreiche, thermophile Eichen-Trockenwälder (*Quercion pubescenti-petraeae*) herausbilden (SCHMIDT 1995).



Abb. 15: Lichter Eichenwald auf flachgründigem Südhang (Foto: W. Konold).

Fig. 15: Open oak forest on shallow soils on a southern slope (photo: W. Konold).

Eine weitere nennenswerte extrazonale Waldgesellschaft, die ebenfalls einer lichten Waldformation gleicht, ist der lindenreiche Edellaubwald der trockenwarmen Schutthänge der sonnenexponierten Lagen der Kalkgebirge. Auch BENSETTITI (2001) beschreiben die Edellaubbaum-Mischwälder der Hanglagen, die auf instabilen Schutt- und Geröllhalden wachsen.

Edellaubbaum-Mischwälder kommen in der kollinen Stufe u.a. in den Muschelkalkgebieten Mitteldeutschlands, auf der Schwäbischen Alb, in Lothringen, im Elsass, im Burgund, in den Champagne-Ardennes, in der Franche-Comté und den Rhône-Alpes vor. Im montanen Bereich tritt diese Waldgesellschaft im Jura und in den französischen Voralpen auf (HÄRDTLE et al. 2004, BENSETTITI 2001). In der Strauchschicht sind wärmeliebende Arten vertreten (HÄRDTLE et al. 2004). Durch Hangrutsche und Lawinen kommt es zur Entstehung von Stockausschlägen. Diese Dynamik stellt optimale Voraussetzungen für die Entstehung einer hochwüchsigen Flora, darunter das Ausdauernde Silberblatt (*Lunaria rediviva*), das Ährige Christophskraut (*Actaea spicata*) und der Gelappte Schildfarn (*Polytichum aculeatum*). Auch hier liegt die Besonderheit in der ausgeprägten Standortvielfalt. Die Bestände unterliegen kleinflächigen, regelmäßigen Störungen, was zur Entstehung eines spezifischen Mosaiks verschiedener Habitattypen führt.

Tab. 6: Natürliche, aus Naturschutzsicht bedeutsame, jedoch nur kleinflächig vorkommende lichte Waldformen an Trockenhängen im Südwesten von Baden-Württemberg (nach WITSCHHEL, 1980: 154-169). **Tab. 6:** Natural light forests on dry slopes in the south-west of Baden-Württemberg which are important for nature conservation, occurring only in small areas.

Assoziation	Standort	Gehölzzusammensetzung	Wichtige Arten der Krautschicht
Eichen-Elsbeerenwald (Lithospermo-Quercetum pubescentis-petraeae)	Submediterran : extrem heiße und trockene, flachgründige Hänge auf Weißjura	Baumschicht: <i>Quercus pubescens</i> , <i>Sorbus torminalis</i> , <i>Sorbus aria</i> Strauchschicht: <i>Coronilla emerus</i> , <i>Crataegus monogyna</i> , <i>Ligustrum vulgare</i> , <i>Viburnum opulus</i> , <i>Lonicera xylosteum</i> , <i>Cornus sanguinea</i> , <i>Berberis vulgaris</i>	<i>Dictamnus albus</i> , <i>Peucedanum cervaria</i> , <i>Coronilla coronata</i> , <i>Asperula tinctoria</i>
Steppenheide-Kiefernwald (Cytiso-Pinetum)	Kontinental geprägt: südexponierte, trockene Hänge, extrem flachgründig	Baumschicht: <i>Pinus sylvestris</i> , <i>Sorbus aria</i> , <i>Fagus sylvatica</i> Strauchschicht: <i>Viburnum opulus</i> , <i>Ligustrum vulgare</i> , <i>Berberis vulgaris</i> , <i>Lonicera xylosteum</i> , <i>Amelanchier ovalis</i> , <i>Cytisus nigricans</i>	<i>Daphne cneorum</i> , <i>Polygala chamaebuxus</i> , <i>Gymnadenia odoratissima</i> , <i>Carex humilis</i> , <i>Anthericum ramosum</i> , <i>Sesleria varia</i>

Südjurassischer Relikt-Kiefernwald (<i>Calamagrostio variae-Pinetum</i>)	An südwestexponierten, steilen, bewegten und wechsellückigen Mergelrutschhängen	Baumschicht: hauptsächlich <i>Pinus sylvestris</i>	<i>Calamagrostis varia</i> , <i>Coronilla coronata</i> , <i>Sesleria varia</i> , <i>Carex humilis</i> , <i>Aster bellidiastrum</i> , <i>Gentiana lutea</i> , <i>Gentiana germanica</i> , <i>Hippocrepis comosa</i>
--	---	--	--

Bezogen auf Südbaden differenziert WITSCHEL (1980) zwischen drei verschiedenen Reliktwaldgesellschaften der Trockenhänge, die von einer Xerothermvegetation geprägt sind (Tab. 6). Diese Waldformationen kommen nur punktuell und kleinflächig vor und sind selten. Wegen des krüppeligen, niedrigen Wuchses der Gehölze im weiten Stand sind sie besonders licht. Sie beherbergen meist eine reich ausgebildete, aus wärmeliebenden Arten zusammengesetzte Strauchschicht. WITSCHEL (1980, S. 154) bezeichnet diese Waldformationen daher als wichtige „Erhaltungsstätten konkurrenzschwacher und lichtliebender Arten“.

4.3.2.3 Vegetation der Block- und Geröllhalden und der Felsköpfe

Block-, Schutthalden und Felsköpfe werden dort, wo sich Feinerde ansammeln konnte, von lichten Trockenwäldern unterschiedlicher Zusammensetzung besiedelt (LÜTH 1993, Abb. 16). Teilweise sind dies Reliktwälder, die in einer fortgeschrittenen Phase der Wiederbewaldung nach der letzten Eiszeit in größeren Beständen vorgekommen sind.



Abb. 16: Lichter Wald in einem Komplex von Felsköpfen, Block- und Hangschutt im Zastlertal im Südschwarzwald (Foto: W. Konold).
Fig. 16: Open forest in a complex of rocks and block rubble in the Zastler valley in the Southern Black Forest (photo: W. Konold).

LÜTH (1993) identifiziert für die Felsköpfe verschiedene Waldgesellschaften, darunter den submediterranen Eichen-Steppenheidewald und den dealpinen Kiefern-Steppenheidewald. In unterschiedlichem Ausmaß kommen kleinwüchsige Stiel- und Traubeneichen, Waldkiefer, Buche und Sommerlinde vor. Die sehr lückigen Bestände bieten Raum für zahlreiche lichtliebende Staudenarten, darunter die Strauchwicke (*Coronilla emerus*), Scheiden-Kronwicke (*Coronilla vaginalis*), Färber-Meister (*Asperula tinctoria*), Zwergbuchs (*Polygala chamaebuxus*), Schwarzwerdender Geißklee (*Cytisus nigricans*) und Niedrige Segge (*Carex humilis*).

4.3.3 Halbnatürliche lichte Wälder: Anthropozoogene Waldgesellschaften

Aus den obigen Ausführungen wird die terminologische Abgrenzung zwischen natürlichen lichten Waldgesellschaften und anthropogen entstandenen lichten Wäldern deutlich. Oft ist die aktuelle Vegetation auf eine jahrhundertlange Nutzung zurückzuführen, so dass als natürlich erscheinende lichte Wälder in vielen Fällen sekundäre Waldgesellschaften sind, die sich aus der ursprünglichen Vegetation mit zunehmender Bodendegradation herausgebildet haben. Dies betrifft in den meisten Fällen Wälder der Grenzertragsstandorte, die unter anthropogenem Einfluss den Flächenanteil der vorhandenen natürlichen Lichtwaldvorkommen ergänzen (TROST 2001). Die Bedeutung von anthropozoogenen Waldgesellschaften für die Biodiversität ist den periodischen, gezielten Eingriffen durch den Menschen zu verdanken.

Viele ehemalige Buchenwälder wurden durch eine jahrhundertlange Niederwaldnutzung und Beweidung zu Flaumeichenwäldern und Steppenheidewäldern „degradiert“ (WITSCHEL 1980). Ein weiteres Beispiel ist der Flechten-Kiefernwald (Cladonio-Pinetum), der laut STRAUSSBERGER (1999) entweder ohne menschlichen Einfluss aus einer primär progressiven Sukzession oder sekundär durch Nutzung entsteht (Abb. 17). STRAUSSBERGER



Abb. 17: Flechten-Kiefernwald (Cladonio-Pinetum) in der Oberlausitz, wahrscheinlich entstanden durch intensive Streunutzung (Foto: W. Konold).

Fig. 17: Lichen-pine forest (Cladonio-Pinetum) in the Upper Lusatia, probably a result of intensive litter use (photo: W. Konold).

(1999) unterstreicht deren kulturhistorische und naturschutzfachliche Bedeutung. In dem lichten Bestand seien zwar kein Wärmezeiger vorzufinden, dennoch böten die stärkere Einstrahlung und die sich stark aufheizenden Sandböden günstige Voraussetzungen für zahlreiche spezialisierte Tierarten. Hinsichtlich der Avifauna ist der Flechten-Kiefernwald insbesondere für z.B. die Heckenbraunelle (*Prunella modularis*), die Haubenmeise (*Lophophanes cristatus*) und andere gefährdete Vogelarten der Roten Liste wie z.B. die Misteldrossel (*Turdus viscivorus*), den Brachpieper (*Anthus campestris*), den Ziegenmelker (*Caprimulgus europaeus*), den Wiedehopf (*Upupa epops*) oder auch die Nachtigall (*Luscinia megarhynchos*) interessant. Dazu bilden Flechten-Kiefernwälder Lebensräume für gefährdete xylobionte Käfer und Pilze nährstoffarmer Standorte. Im Allgemeinen seien diese Wälder als wertvolles Sekundärhabitat für Offenlandarten zu betrachten.

4.4 Anthropogene lichte Wälder

4.4.1 Einführung

Anthropogene lichte Wälder umfassen ein breites Spektrum an Waldformationen, deren Lichtwaldcharakter auf ein mehr oder weniger intensives menschliches Störungsregime zurückzuführen ist. Aus der Literaturanalyse bilden sich folgende Kategorien von lichten Wäldern heraus:

- Lichte Wälder auf historisch alten Waldstandorten: Die hier vorkommenden historischen Nutzungsformen des Waldes sind mit einer besonders hohen Eingriffsintensität verbunden. Mittel- und Niederwaldwirtschaft, Streunutzung und Beweidung führen zu Bildung von Pflanzengesellschaften, die von der natürlich verbreiteten Vegetation abweichen.
- Wälder auf neuen Sekundärstandorten der Industrie- und Bergbaufolgelandschaften und der Abbauflächen: In vielen Fällen bilden sich diese Wälder aus einer spontanen Vegetationssukzession auf aufgelassenen Flächen heraus. Obwohl sie hier nur einer Kategorie zugeordnet werden, sind sie dennoch in ihrem Ausgangssubstrat, ihrer Genese und ihrer Dauerhaftigkeit sehr unterschiedlich: So sind manche dieser Waldformationen lediglich temporäre lichte Waldzustände, während andere aufgrund der gegebenen Standortbedingungen auch langfristig ihren Lichtwaldcharakter beibehalten.
- Wälder auf Brachen ehemaliger Acker- und Weinbergflächen: Von besonderer naturschutzfachlicher Bedeutung sind die Weinbergbrachen in teilweise terrassierter Hanglage, in manchen Lagen in Kombination mit Trockenmauern und Steinriegeln. Die Standorte zeichnen sich durch einen deutlichen Trophie- und Wasserhaushaltsgradienten vom Oberhang zum Unterhang aus. Daher können die oberen Hanglagen recht lange den Charakter eines lichten Waldes besitzen.

4.4.2 Lichte Wälder der historisch alten Waldstandorte

In früheren Zeiten wurden die Wälder oft vielfältig genutzt, verbunden mit einem Energieexport. So unterlag der Wald zugleich einer Weide, Mast- und Streunutzung und wurde hauptsächlich zur Brenn- und Kohlholzversorgung in Form von Mittel- oder Niederwald bewirtschaftet. Die vielfältige Nutzung in diesen „Austragswäldern“ führte zu einer Verstärkung der Standortextreme, zur Entstehung vielfältig strukturierter Lebensräume und einem Reichtum an lichtbedürftigen Strauch- und Baumarten sowie an spezialisierten Tierarten und Pflanzenarten der Krautschicht (SCHIESS & SCHIESS-BÜHLER 1997). Diese Aspekte unterstreichen die Tatsache, dass die biologische Diversität von lichten Wäldern oder Waldzuständen umso größer werden kann, je vielfältiger die Nutzungseingriffe sind.

4.4.2.1 Mittel- und Niederwälder

Die Zuordnung der Mittel- und Niederwälder zu lichten Wäldern ist folgendermaßen zu begründen:

- Häufig stocken Niederwälder auf Standorten, die durch extreme Bedingungen gekennzeichnet sind (BECKER et al. 2013, SUCHOMEL et al. 2013, HELFRICH-HAU 2015). Dies führt zu einem kümmerlichen Wachstum der Stockausschläge. I.d.R. kommen diese Waldgesellschaften an steilen Hängen vor, wie z.B. im Landkreis Cochem, wo 74 % der Stockausschlagwaldfläche auf Lagen > 20° Hangneigung entfallen (SUCHOMEL 2013) und sind eher auf den trockeneren Standorten als die Nicht-Stockausschlagwälder zu finden (SCHEER et al. 2013). In der Vergangenheit waren traditionell genutzte Mittel- und Niederwälder durch einen extremen Nährstoffentzug durch Holz- und Streuentnahme geprägt (ROSSMANN 1996, BÄRNTHOL 2003, LANUV 2007, HAUPT 2012). Diese Wälder hatten je nach Verwendungszweck ganz unterschiedliche Umtriebszeiten: Weidenheger/Flechtmaterial 1–5 Jahre, Schälwald zur Gerbrindegewinnung 15–20 Jahre, Brennholz 10–30 Jahre, Stangenholz zur Holzkohlegewinnung bis zu 60 Jahre (MANZ 1993, BURSCHEL & HUSS 1997). Begleitet von einer intensiven Streunutzung führte die Niederwaldnutzung langfristig zu einer Aushagerung der Böden. Heute bieten die nährstoffarmen, meist flachgründigen Böden Lebensraum für Baumarten, die eine breite ökologische Amplitude besitzen (Hainbuche, Birke).
- Durch die räumliche Einteilung der Schlagflächen entsteht kleinräumig ein Mosaik verschiedener Sukzessionsphasen. Die kleinflächige Kombination von Beständen verschiedenen Alters führt großräumig zur Entstehung heterogener, sowohl durch Licht- als auch durch Schattenphasen geprägte Waldbestände (Abb. 18).
- Aufgrund der niedrigen Höhe, die Baumindividuen in einigen regelmäßig genutzten Niederwaldbeständen erreichen, sei es durch die abnehmende Vitalität der Wurzelstöcke bzw. der Stockausschläge, sei es durch das junge Alter der Stockausschläge bei Erreichen der Umtriebszeit, bleibt der Lichteinfall über lange Zeiträume hoch.
- Kurz nach dem Auf-den-Stock-setzen im Unterstand gleicht der Mittelwald einem sehr lockeren, parkartigen Waldbestand (Abb. 19).



Abb. 18: Hohe Strukturvielfalt im Eichen-Birken-Niederwald der Gehöferschaft Wadern-Wadrill im Saarland (Foto: C. Suchomel). **Fig. 18:** High structural diversity in an oak birch coppice forest of the cooperative of Wadern-Wadrill, Saarland (photo: C. Suchomel).



Abb. 19: Mittelwald kurz nach dem Stockhieb im Unterstand (Neu-Breisach, Elsass) (Foto: W. Konold). **Fig. 19:** Coppice with standards shortly after the harvest of the lower storey (Neuf-Brisach, Alsace) (photo: W. Konold).

Nieder- und Mittelwälder fortan generell als „licht“ zu bezeichnen wäre jedoch falsch. So haben z.B. Edelkastanien-Niederwälder bereits drei Jahre nach dem Kahlhieb ihre Schattenphase erreicht. Die Krautschichtvegetation der bodensauren Edelkastanien-Niederwälder z.B. weist eine ausgeprägte Artenarmut auf (OSTERMANN 2002, JOTZ & KONOLD 2009). Die Zuordnung von Nieder- und Mittelwäldern zu einer Form des lichten Waldes erscheint uns demnach unter bestimmten Umständen als richtig: Die Baumartenzusammensetzung, der Kronenschlussgrad, das Waldnutzungsregime und die Standorteigenschaften bestimmen, ob die Bestände tatsächlich die Charaktereigenschaften eines lichten Waldes besitzen oder nicht.

Niederwälder, die bei verhältnismäßig langen Umtriebszeiten zur Brennholzproduktion bewirtschaftet werden, wie z.B. Niederwälder der Auen, Hangwälder und thermophile Eichenwälder, betrachtet CARBIENER (1991) als naturschutzfachlich interessant, da in ihnen zum einen die Keimung zahlreicher Arten aus der Samenbank ermöglicht wird, zum anderen seien in Niederwäldern kleinflächig viele Waldentwicklungsstadien der naturbelassenen Wälder vorzufinden. Bezogen auf die Niederwälder Frankreichs fügt der Autor allerdings hinzu, dass diese vielfach auf potentiell ertragsstarken Standorten stocken. Dies habe dazu geführt, dass die meisten Niederwaldbestände jenseits einer ökologischen Tragfähigkeit plantagenartig, dafür ähnlich einer Intensivlandwirtschaft betrieben werden. Die Bemerkung Carbieners lässt die ökologische Bedeutung von traditionellen Waldnutzungsformen relativieren. Umso wichtiger im Sinne der vorliegenden Studie ist es, den Fokus auf lichte Niederwaldvorkommen der ertragsschwächeren Standorte zu legen.

CARBIENER (1991) unterstreicht die hohe strukturelle Künstlichkeit des Mittelwaldbetriebs, in welchem das natürliche Vegetationsvorkommen in der Strauchschicht zugunsten der ausschlagsfreudigsten, daher deutlich konkurrenzüberlegenen Straucharten wie Hasel und Hainbuche dramatisch unterdrückt wird. Die Förderung der jungen Waldstadien behindere eine Reihe von Entwicklungsprozessen, die Biozönosen im Tierarten- und Pilzbestand in naturbelassenen Wäldern durch die natürliche Entstehung von Lichtungen sonst durchlaufen würden. Im Gegensatz zu anderen Autoren erreicht nach CARBIENER (1991) der Artenreichtum von Mittelwäldern bei weitem nicht jenen der Hochwälder.

Floristische Bedeutung von Nieder- und Mittelwäldern

Laut BÄRNTHOL (2003, S. 51) besitzen Mittel- und Niederwälder keine eigenständige Flora. Vielmehr setzen sie sich aufgrund der gestuften Waldstruktur und der regelmäßigen Störungen durch die Hiebe aus Pflanzen der Wälder, der Säume und der Halbtrockenrasen zusammen, sind daher sehr artenreich. In der Lichtphase der ärmeren und reicheren Niederwaldstandorte der Eierberge (Franken) sind z.B. viele euryöke Vorwaldarten vertreten (REIF & HACKER 1991).

Als besonders artenreich gelten Bestände auf kalkhaltigen und tonigen Gesteinen. BÄRNTHOL (2003) beschreibt die Mittelwälder des südlichen Steigerwaldes und des Trauf-

bereichs der Frankenhöhe. Die Artenvielfalt dieser Wälder sei auf das Zusammenspiel vom warmen, kontinentalen Klima mit den besonderen geologischen Verhältnissen des Gipskeupers zurückzuführen. Die wärmebegünstigte Lage fördere das Vorkommen zahlreicher Lichtarten, so z.B. des Diptam (*Dictamnus albus*) und des Armblütigen Fingerkrauts (*Potentilla thuringiaca*). Die zur Vernässung neigenden Gipskeuperböden sowie die regelmäßigen Hiebe führen zu einer besonderen Standortvielfalt auf engem Raum.

Insbesondere in den ersten Jahren nach dem Hieb blühen zahlreiche Pionierarten der Krautschicht, die in den dunklen Waldstadien in der Samenbank geruht haben (BÄRNTHOL 2003). Ähnlich kommt TREIBER (2002) in seinen Untersuchungen zur Vegetationsdynamik der Mittelwälder des Hardts (Elsass, Frankreich) zu dem Schluss, dass eine längere Nutzungsaufgabe des Mittelwaldbetriebs zu einer Artenverarmung führt. Tatsächlich stellt er das Vorkommen lichtbedürftiger, xerothermer Arten in der Diasporenbank von Waldbeständen fest, die vor wenigen Jahren einem Hieb unterlagen. Mit zunehmendem Alter nach dem Hieb verschwinden die einzelnen Arten der Diasporenbank nach und nach (TREIBER 2002).

Auf einer höheren Biodiversitäts- bzw. räumlichen Ebene ist die ausgesprochene Habitatvielfalt bemerkenswert. Das räumliche Nebeneinander und die zeitliche Abfolge von Schlagphase, Saumphase, Gebüschphase und Waldphase (nach TREIBER 2003) haben das Vorhandensein auf kleinem Raum von mehreren Baumschichten, einer Strauchschicht, einer lichtbedingt gut entwickelten Krautschicht, sowie von offenen Bodenstellen nach dem Hieb zur Folge (BÄRNTHOL 2003, Abb. 20). Im Mittelwald ist die Grenze zwischen Wald und Offenland kontinuierlich (GUBSCH & LÜSCHER 2014). Das räumliche Mosaik unterschiedlicher Sukzessionsstadien auf benachbarten Kleinflächen sei für die Sicherung einer „ökologischen Kontinuität“ von besonderer Bedeutung, so TREIBER (2003, S. 55). Mittelwälder bieten Rückzugsorte für eine Vielzahl von gefährdeten Tierarten, die hier Ersatzlebensräume finden (BÄRNTHOL 2003). Kurz nach dem Holzeinschlag bietet der junge Mittelwald vielfältige, wärmebegünstigte Holzstrukturen und ein höheres Blütenangebot (SIMON 2004). Sind die einzelnen Waldschlagphasen räumlich voneinander abgekoppelt, so ist die zeitlich-ökologische Kontinuität unterbrochen (TREIBER 2003, FICHEFET et al. 2011).

Der Mittelwald setzt so gute Voraussetzungen für das Vorkommen selten gewordener, lichtliebender Gehölzarten, die heute sonst ausschließlich an den Weg- und Waldrändern ihren Platz finden, so zum Beispiel der Speierling, die Elsbeere, die Wildbirne und der Wildapfel. PYTTEL et al. (2013a) zeigen, dass die Elsbeere auch im Schatten der Niederwälder mitwachsen kann, im Gegensatz zum Speierling, der an die Niederwaldschläge gebunden scheint (PYTTEL et al. 2013b). BÄRNTHOL (2003) nennt typische Arten, die in der Krautschicht von Eichen-Mittelwäldern vertreten sind. Dazu zählen Arten, die ihr Schwerpunkt vorkommen in Saumgesellschaften haben, wie der Diptam (*Dictamnus albus*), der Purpurblaue Steinsame (*Lithospermum purpuro-caeruleum*), das Purpur-Knabenkraut (*Orchis purpurea*) und das Stattliche Knabenkraut (*Orchis mascula*) und solche, die häu-



Abb. 20: Zwei Jahre nach dem Einschlag des Unterholzes hat sich im Mittelwald ein struktureicher Bestand gebildet (Foto: M. Rupp). **Fig. 20:** Two years after the harvest in the lower storey, a structure-rich stand has formed in the coppice with standards (photo: M. Rupp).

fig in Wiesengesellschaften vorkommen: Rohr-Pfeifengras (*Molinia arundinacea*), Teufelsabbiss (*Succisa pratensis*), Weichhaariger Pippau (*Crepis mollis*), Echter Haarstrang (*Peucedanum officinale*), Sibirische Schwertlilie (*Iris sibirica*). Das Immenblatt (*Melittis melissophyllum*, Abb. 21) und die Prachtnelke (*Dianthus superbus*) kommen schwerpunktmäßig in Waldgesellschaften vor.

REIF & HACKER (1991) beobachteten, dass kleinstandörtliche Unterschiede in Verbindung mit langanhaltendem Nährstoffentzug die Entwicklung der Niederwaldbestände der Eierberge (Franken) zu zahlreichen Pflanzengesellschaften innerhalb eines Untersuchungsgebietes zur Folge hatten. So kam der Adlerfarn-Traubeneichenwald auf bodensauren, feinsandigen Böden vor, der Hängebirken-Traubeneichen-Wald wurde auf sauren und sandigen Braunerden beobachtet. Bei zunehmendem Tongehalt war ein Übergang zu bodensauren Hainbuchenwäldern festzustellen, auf den basenreichen Tonsteinen war der Feldahorn-Hainbuchen-Wald vertreten (REIF & HACKER 1991). In manchen Gebieten ist somit eine hohe biologische Diversität auf Ebene der Pflanzengemeinschaften festzustellen.



Abb. 21: Das Immenblatt (*Melittis melissophyllum*), an Säumen und in lichten Wäldern vorkommend (Foto: P. Banzhaf).

Fig. 21: The bastard balm (*Melittis melissophyllum*), occurring on margins and in light woods (photo: P. Banzhaf).

Faunistische Bedeutung von Nieder- und Mittelwäldern

Der ökologische Einfluss intensiver anthropogener Eingriffe auf die Fauna wurde vielfach untersucht. In einem Literaturvergleich untersuchten SUCHOMEL et al. (2013) den Einfluss der Niederwaldbewirtschaftung auf die Fauna. Sie kommen zu dem Schluss, dass zahlreiche Artengruppen wie Spinnen, Hundertfüßer, Lauf- und Bockkäfer, Hautflügler und Schmetterlinge besonders von den lichten Stadien profitieren. In den älteren Stadien kommen Asseln und Tausendfüßer vermehrt vor. Zahlreiche Vogelarten profitieren von dem breiten Spektrum der verschiedenen Altersstadien der Vegetation. Durchweg in allen Altersstufen von Niederwäldern des mittleren Schwarzwaldes stellte HOCHHARDT (1996) das Vorkommen der weit verbreiteten Arten wie Kohlmeise (*Parus major*), Rotkehl-

chen (*Erithacus rubecula*), Buchfink (*Fringilla coelebs*), Mönchsgrasmücke (*Sylvia atricapilla*), Zilpzalp (*Phylloscopus collybita*) fest. In jüngeren Niederwaldstadien waren auch Gartengrasmücke (*Sylvia borin*) und Fitis (*Phylloscopus trochilus*) vertreten. Eichen-Niederwälder, die teilweise auch vegetationsfreie Bodenflächen bieten, stellen für den Ziegenmelker (*Caprimulgus europaeus*) einen optimalen Biotop dar (BECKER 2002).

TREIBER (2002) bezeichnet den Mittelwald der Hardt (Südeßs, Frankreich) als Zentrum der Artenvielfalt bei den Lepidopteren. In seinen Untersuchungen beobachtete er 96 verschiedene bekannte Tagfalterarten und stellte 78 weitere Arten fest. Tatsächlich sei das Vorhandensein von Übergangsbereichen wie Ökotonen für Tagfalter besonders interessant, und zwar für stenöke wie euryöke Arten (dazu siehe auch DIPNER 2005). So ist der Eichenzipfelfalter (*Satyrium ilicis*) Charakterart der Gebüschphasen mit Eichen-Stockausschlägen (HERMANN & STEINER 2000, TREIBER 2002). Auch der Magerrasen-Perlmutterfalter (*Boloria dia*) ist an junge Nutzungsphasen des Eichen-Niederwaldes gebunden. Er gilt als Charakterart der Schlagphase des Weißfingerkraut-Eichenwaldes und des Labkraut-Eichen-Hainbuchenwaldes (TREIBER 2002). MÜLLER-KROEHLING (2007) stellte fest, dass der Mittelwaldbetrieb das Vorkommen lichtbedürftiger Arten bzw. Offenlandarten fördere. Zu einem vergleichbaren Ergebnis kam BUSSLER (1995): Die Mittel- und Niederwälder des Kehrenberggebietes in Mittelfranken beherbergen eine hohe Vielfalt an gefährdeten xylobionten Käferarten. 10 % vom gesamten Spektrum an xylobionten Käferarten sind xero-thermophile Reliktarten.

Trotz intensiver anthropogener Eingriffe stellen Mittel- und Niederwälder wichtige Ersatzlebensräume für primär gefährdete Arten dar. Insbesondere Arten der Offenland- und Saumbiotope finden in diesen Wäldern lebensnotwendige Habitatnischen. Die naturschutzfachlichen Potentiale historischer Waldnutzungsformen sind allerdings differenziert zu betrachten. So haben das völlige Fehlen einer Altholzphase im Niederwald und die regelmäßigen, radikalen Störungseingriffe im Nieder- und Mittelwald negative Auswirkungen z.B. auf die Moos-, Flechten- und Pilzvorkommen. Eine Aufrechterhaltung des Nieder- und Mittelwaldbetriebs findet ihre Rechtfertigung in Artenschutzzielen (GÜTLER 2003).

4.4.2.2 Hute- und Weidewälder

Mitteleuropäische lichte Weidewälder haben für einige Artgruppen eine besondere Eignung als Lebensraum. Darunter fallen Lichtbaumarten, Pilze, viele Moose und Flechten, alt- und totholzbewohnende Arthropoden, u.a. etliche Schmetterlingsarten, Fledermäuse und mehrere Vertreter der Vögel (MICHELS & SPENCER 2003, SONNENBURG et al. 2003, HOFMANN 2006, BUNZEL-DRÜKE et al. 2008, SUCHANT & BRAUNISCH 2011), insbesondere auch die Raufußhühner (BERGMAIER et al. 2010, S. 3004). Lichte Weidewälder vereinen im selben Biotop Vorkommen von Spezies verschiedener Gesellschaften der Wald- und Offenlandbiotop mit expliziten Lichtwaldbewohnern (SCHERZINGER 1996, BERGMEIER et al. 2010, S. 3010f).

Die Struktur der Weideflächen mit zahlreichen Ökotonen, grenzlinienreichen Übergängen und deren Ausprägungen (z.B. mesoskalige Strukturen) stellen eine Besonderheit lichter Weidewälder dar. Gut entwickelte Ökotope mit räumlich und zeitlich fließenden Verscheidungen zwischen den Biotopen sind der Schlüsselfaktor für eine hohe Dichte an Arten und Nischen (MICHELS & SPENCER 2003, BUNZEL-DRÜKE et al. 2008). Auch die Weideleistungen der Nutztiere hinterlassenen charakteristischen Spuren an Gehölzen und am Boden (GLASER & HAUKE 2004). Einbezogen werden auch Strukturen, die im Zuge der Beweidung eines Waldes entstanden sind oder angelegt wurden und auf die Biodiversität Einfluss nehmen, etwa Lesesteinhaufen, Mauern und Hohlwege.

Raum-zeitliche Prozesse können zum einen an Weidetiere, zum anderen an das Flächenmanagement gekoppelt sein. Erstere stellen Artentransfer, Nischen und Habitatrequisiten bereit und nehmen dadurch Einfluss auf die Biodiversität in lichten Wäldern. Die Mobilität der Weidetiere fördert den Artentransfer zwischen verschiedenen Biotopen und trägt zur Standortsdynamik in Raum und Zeit bei, sie verändern die Konkurrenzbedingungen und reduzieren die Anzahl dominanter Pflanzenspezies in der Kraut- und Baumschicht, was Voraussetzungen für eine Verschiebung des Artenspektrums hin zu selteneren Organismen und für eine hohe Biodiversität sind. In Weidewäldern, die aufgrund unterschiedlicher Flächenmanagements verschiedene Entwicklungs- bzw. Altersphasen durchlaufen können, verändern sich die Standortbedingungen in den aufeinanderfolgenden Phasen und somit die floristischen und faunistischen Ausstattungen. Die Arteninventare können bis zum völligen „Turnover“ verändert werden. Oftmals haben Weidewälder diese Phasen auf der Fläche kleinräumig zeitgleich verteilt und tragen dann die Biodiversität aller Phasen (MICHELS & SPENCER 2003, S. 57f).

Entstehung und Struktur von beweideten lichten Wäldern

Lichte Wälder und Weidewälder sind zwei verschiedene Begriffe mit Wechselwirkungen. Zum einen kann „Waldweide“ mit den traditionellen, parkartigen Hutelandschaften in Verbindung gebracht werden, deren Aufrechterhaltung auf das Fortbestehen der Nutztierbeweidung angewiesen ist. Beispiele für erhaltene Hutewälder gibt es viele, an dieser Stelle werden nur einzelne benannt, darunter die Hutewälder der Siebenbürger Sachsen (ÖLLERER 2013, HARTEL et al. 2013, UHDE 2014), der Hutewald im Naturpark Solling-Vogler mit Exmoorponys und Heckrindern (SONNENBURG et al. 2003), die Weidfelder in den Hochlagen des Südschwarzwalds (Abb. 23), der Hutewald im Weidental in Ödenwaldstetten auf der Schwäbischen Alb mit dem Einsatz von Hinterwälderrindern (Abb. 22) oder auch der Hutewald auf der Nordalb bei Deggingen (WAHR 2012, Abb. 24). Die traditionellen „Wytweiden“ im Schweizerischen und Französischen Jura umfassen nicht nur lichte Weidewälder, sondern einen ganzen Gradienten an unterschiedlich stark gehölzbesetzten Waldweiden, von den fast baumfreien Almweiden bis hin zu den beinahe geschlossenen Waldbereichen (BARBEZAT et al. 2008).



Abb. 22: Die Rinder, hier ein Hinterwälderrind, finden in lichten Laubwäldern ein reichhaltiges Futterangebot und Rückzugsmöglichkeiten, beispielsweise auch für das Abkalben (Foto: M. Rupp). **Fig. 22:** In light deciduous forests cattle find rich fodder and retreat, for example for calving (photo: M. Rupp).



Abb. 23: Weidfeld im Hochschwarzwald (Foto: M. Rupp). **Fig. 23:** Pasture in the Upper Black Forest (photo: M. Rupp).



Abb. 24: Ein von Schafen beweideter Hutewald auf der mittleren Kuppenalb bei Deggingen (Foto: M. Rupp).
Fig. 24: A sheep-fed pastoral forest on the middle Swabian Alb near Deggingen (photo: M. Rupp).

Zum anderen stellt die Nutztierbeweidung eine zunehmend eingesetzte Managementoption zur Offenhaltung der Landschaft oder zur naturschutzfachlichen Aufwertung von brachgefallenen und verbuschenden Flächen dar (Abb. 25 und 26). Während die Beweidung historisch betrachtet ein überlebensnotwendiges Tierhaltungssystem darstellte, wird sie heute gezielt zu Habitat- und Artenschutz Zwecken eingesetzt. Hutewälder setzen sich aus einem grasbesetzten Unterwuchs und einem von jahrhundertalten Baumveteranen besetzten Gehölzbestand zusammen (SONNENBURG et al. 2003, HUSS 2005, BERGMEIER et al. 2010, ÖLLERER 2013, HARTEL et al. 2013), wohingegen die Beweidung von Feuchtgebieten oder anderen Grenzertragsstandorten zu vielfältig strukturierten, komplex aufgebauten Wald-Offenland Lebensräumen führt (LUICK 2002, BUNZEL-DRÜKE et al. 2008).

Zwischen diesen zwei in ihrem jeweiligen strukturellen Aufbau entgegengesetzten Lebensräumen gibt es zahlreiche und vielfältige Übergangsformen. Eine Übersicht über die unterschiedlichen Beweidungssysteme Mitteleuropas und deren Gehölzzusammensetzung geben BERGMEIER et al. (2010). Basierend auf der Datenbank LUCAS der europäischen Union, differenzieren PLIENINGER et al. (2015) zwischen Beweidung in offenen Wäldern, was den traditionellen sylvopastoralen Systemen gleichgesetzt werden kann (pastures in open woodlands), Beweidung auf offenem Weideland mit vereinzelt vorkom-



Abb. 25: Der Einsatz von Koniks führt auf dem ehemaligen Schießplatz Dauban im Biosphärenreservat Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft zu strukturreichen lichten Waldformen (Foto: W. Konold). **Fig. 25:** The use of Koniks on the former shooting range Dauban in the biosphere reserve "Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft" leads to richly structured light woods (photo: W. Konold).



Abb. 26: Eine gemischte Ziegenherde hält Allmendflächen im Südschwarzwald offen (Foto: W. Konold). **Fig. 26:** In the Southern Black Forest, a mixed herd of goats keeps common pastures open (photo: W. Konold).

menden Bäumen (pastures with sparse trees) und die Beweidung im Rahmen von agroforstwirtschaftlichen Systemen, so z.B. Streuobstwiesen (pastures with cultivated trees). In dieser Kategorisierung sind landschaftspflegerische Beweidungssysteme als moderne Weiterentwicklung der traditionellen Waldweide, nicht enthalten. Für die vorliegende Studie dürfte jedoch beides relevant sein.

In Gebirgswäldern wurde die Beweidung oft in Verbindung mit der Niederwaldnutzung praktiziert, was die Bildung von sehr lückigen, strukturreichen Beständen zur Folge hatte. Allerdings konnten Schutzwälder, die einem hohen Beweidungsdruck unterlagen, ihre Funktion aufgrund von Bodendegradation und fehlender Gehölzverjüngung oft nicht mehr erfüllen (ZINGG & KULL 2006).

Folgen der Nutzungsaufgabe

In vielen traditionellen Hutewäldern stellt sich die Problematik der Verjüngung der Baumschicht, die sich vielfach aus mehrere Hundert Jahre alten Baumveteranen zusammensetzt (BERGMEIER et al. 2010, ÖLLERER 2013). FALIŃSKI (1986) beschreibt das Vorkommen von lichten, auf ehemalige Beweidung zurückzuführenden Eichenwald-Gesellschaften im Białowieża-Nationalpark (Polen). Infolge der Aufgabe der Weidenutzung konnte sich die Hainbuche massiv verjüngen, während Eichenkeimlinge zum Zeitpunkt der Vegetationsaufnahmen fast komplett abwesend waren. Dort wird die Eichenverjüngung auch von invasiven Pflanzenarten wie der Vielblättrigen Lupine (*Lupinus polyphyllus*) und dem Weichen Lungenkraut (*Pulmonaria mollis*) verdrängt (FALIŃSKI 1986). Zur erfolgreichen Ansamung und Etablierung benötigen Eichenkeimlinge viel Licht, was nur durch Beweidung zu gewährleisten ist. Da sich jedoch ein zu hoher Verbissdruck wachstumshemmend auf die Eichenkeimlinge auswirkt, ist das Eintreten einer Weideruhe unerlässlich für das Höhenwachstum der Jungbäume. Optimal für eine erfolgreiche Eichenverjüngung sind daher zeitliche und räumliche Schwankungen des Verbissdrucks, so REIF & GÄRTNER (2007, S. 80). Laut SMIT et al. (2010) ist eine Verteilung des Verbissdrucks durch Herbivoren in Raum und Zeit grundlegende Voraussetzung für die Förderung einer artenreichen Vegetation.

Im Allgemeinen verlieren viele anthropogene lichte Wälder, deren Lichtbaumarten in der Vergangenheit durch ihre fortlaufende Freistellung durch Tiere oder Menschen stark gefördert wurden, mit zunehmenden Jahren nach der Nutzungsaufgabe ihre naturschutzfachliche Sonderstellung. In mehreren Fällen wird beobachtet, dass sich sehr alte Eichen, die einst durch die Nutzung gefördert wurden, mengen- und flächenmäßig im starken Rückgang befinden (FALIŃSKI 1986, PONTAILLER et al. 1997). Auch die halboffenen Almweiden sind davon betroffen, so beispielsweise die Lärchenweiden (KURZ & MACHATSCHKEK 2009, Abb. 27). Die zunehmende Gehölzbedeckung durch den Anflug von Fichtensamen und anderer Gehölze habe zur Folge, dass sich Bestandesklima, Bodenreaktion, Bodenwasserhaushalt der Krautschicht rasch zugunsten einer Verheidung der Bodenvegetation entwickeln würden, was mit einem starken Rückgang der Artenvielfalt verbunden sei.



Abb. 27: Lärchen-dominierter, beweideter lichter Wald in den Alpen (Foto: W. Konold). **Fig. 27:** Larch-dominated, grazed light forest in the Alps (photo: W. Konold).

Dabei sind erhalten gebliebene Lärchenweiden von einer hohen Tier- und Pflanzenvielfalt gekennzeichnet (Land Salzburg 2015). Unter Weideeinfluss werden optimale Bedingungen für halbschattentolerante Pflanzenarten geschaffen. Unterbleibt die Beweidung, besteht für die Populationen keine Möglichkeit mehr, sich zu regenerieren. Diesen Effekt beobachten z.B. RÖDER et al. (2004) an Populationen der Schneerose (*Helleborus niger*) in aufgelassenen Waldweiden im Nationalpark Berchtesgaden, vergleichen dabei zwischen durchgewachsenen Waldweiden und Lichtweiden. Hauptsächlich in den durchgewachsenen Weiden beobachten die Autoren eine starke Überalterung der Teilpopulation. Dieses Phänomen erklären sie damit, dass durch das Ausbleiben der Beweidung den Jungpflanzen die Möglichkeit zu Keimen und sich zu etablieren fehle. Die Autoren kommen zu dem Schluss, dass die Art nur an lichten Waldstellen überleben wird, vermuten aber auch, dass die zunehmende Nadelstreu aus langfristiger Sicht einen zusätzlichen negativen Einfluss auf die kalkliebende Pflanzenart haben wird.

Einflüsse der Nutztiere auf die Vegetation

In Tab. 7 ist der Einfluss der Beweidung unterschiedlicher Nutztiere auf die Vegetationsentwicklung zusammengestellt. Das Fress- und Raumverhalten der Tiere hat einen ent-

scheidenden Einfluss auf die Habitatstruktur, das Artengefüge und die Standortverhältnisse (Abb. 22 bis 27). Einer Offenhaltung des Waldes durch den Einsatz von Nutztieren sollte daher eine genaue Überprüfung der Entwicklungsziele zugrunde gelegt werden. Rinder und Ziegen kommen angesichts ihres Fressverhaltens für die Förderung und Aufrechterhaltung von lichten Waldformationen dann am ehesten in Frage, wenn es gilt, wuchsstarke Gehölzsukzession zu drosseln. Schafe und Pferde können Flächen ebenfalls offen halten, solange die aufwachsenden Gehölze noch jung und wenig lignifiziert sind (SCHWABE 1997, MICHELS 2000, LUICK 2002, SCHMID 2003, BUNZEL-DRÜKE & SCHARF 2004, BEINLICH et al. 2005, HUSS 2005 und 2006, ZINGG & KULL 2006). Mutterkühe z.B. zeigen eine deutliche Vorliebe für *Solidago gigantea*, *Filipendula ulmaria*, *Lysimachia vulgaris* und *Phragmites australis*. Es werden lediglich einzelne Pflanzenarten völlig abgefressen, was im Endeffekt zu einem selektionsbedingten stärkeren Vorkommen an Hochstauden führt. Gehölze werden infolge des Verbisses einerseits umgeformt und in ihrem Bestand beeinflusst, doch meist nicht letal geschädigt (Abb. 28). Andererseits sind manche Nutzierrassen, z.B. das Hinterwälderrind, durchaus in der Lage, Gehölzaufwuchs völlig abzufressen (HOLZNER 2007, RUPP 2013). Ganz generell sehen LUICK (2002), SCHLEY & LEYTEM (2004) und ZAHN (2014) eine positive Wirkung der Beweidung durch Rinder auf der Ebene der Lebensräume.



Abb. 28: Infolge des Verbisses nehmen die Buchen bizarre Gestalt an; ein Beispiel aus dem Schwarzwald (Foto: W. Konold). **Fig. 28:** Due to browsing, the beeches imagine a bizarre shape; an example from the Black Forest (photo: W. Konold).

Tab. 7: Einflüsse auf Lebensräume von Nutztieren und deren Einsatzmöglichkeiten zur Gestaltung lichter Wälder, nach SCHWABE (1997), MICHELIS (2000), LUICK (2002), SCHMID et al. (2002), BUNZEL-DRÜKE & SCHARF (2004), BEINLICH et al. (2005), HUSS (2005, 2006), ZINGG & KÜLL (2006). **Tab. 7:** Influences of livestock on habitats and their possible applications for the management of light forests.

Tierart	Fressverhalten	Einfluss auf Pflanzenvorkommen	Einfluss auf Fauna	Einfluss auf Lebensraum	Einfluss auf Standort	Nutzungsregime/Einsatzmöglichkeiten
Schweine	Zwei Fressverhalten: 1. Flächiges Abweiden, wenn die Tiere hungriger haben. 2. Wühlaktivität, Fressen von Eicheln, Würmern, Schnecken, Insekten u. Kleinsäugern, wenn die Tiere fast satt sind.	Heterogenisierung ehemals homogener Pflanzenbestände und Bildung von Ruderalflächen. Einjährige Pflanzen, die auf die Bildung großer Samenmengen angewiesen sind, profitieren von der Wühlaktivität der Schweine, Zunahme weitverbreiteter Arten der Ackerbegleitflora, Förderung seltener und gefährdeter Arten auf Trockenstandorten (Aktivierung Diasporenbank durch Wühlaktivität).	Förderung von Artengruppen, die von den Bodenstörungen (Amphibien) und den Blüten der Ruderalflora profitieren (Schmetterlinge), die Nahrungsverfügbarkeit für Vögel wird deutlich erhöht (z.B. für Wiesenpieper, Braunkehlchen, Bekassine, Bergschnepe).	Baumschicht und Grasschicht: Gehölzverjüngung eingeschränkt; allmähliche Ausprägung eines überalternden lichten Waldes.	Rückgang der Wasserleitfähigkeit und der Luftkapazität des Bodens an den verdichteten Stellen. Bodenlockerung und Durchlüftung dort, wo gewühlt wird.	Hutewald (Bsp. Eichen- und Buchenbestände mit Grasunterwuchs)

Ziegen	Nutzt zu großen Anteilen Laub, Zweige und Rinde von Sträuchern und Bäumen.	Problematisch für Rosettenpflanzen, Strauchvegetation und Baumjungwuchs werden weitgehend verbissen bzw. abgefressen; eingeschränkt bei <i>Craegus</i> und <i>Juniperus communis</i> .	k.A.	Anlage von Pfaden und Scheuerstellen, können Wald auflichten und licht halten.	k.A.	Zur Entbuschung brachliegender Flächen, Zurückdrängung von „Problem-pflanzen“ (Robinie, Waldrebe, Brombeere), besonders geeignet in steilem Gelände.
Rinder	Flächiges Weiden, wo möglich; bei Robust-rindern Bevorzugung faserreicher Futterpflanzen, fressen zusätzlich Laub und Rinde.	Konkurrenzvorteile für Zwergsträucher durch selektive Unterbeweidung; Weideunkräuter wie Brennnessel, Ampfer-, Distel-Herden werden von den anspruchsvolleren Rinderrassen gemieden.	k.A.	Entstehung einer reichstrukturierten Vegetation; Vegetationsmosaik durch Befraß, Kotung, Pfaden und Lagerflächen.	In steileren Hanglagen Erosionsschäden möglich, Ausbildung von Viehtreppen. Nährstoffauftrag von den Lagerplätzen.	Vielfältig bei Robust-rindern (Ausnahme dauernd feuchte Flächen); Offenhaltung lichter Wälder und Waldränder, Mutterkuhhaltung

Pferde	Hohes Maß an Futterselektion, tiefer Verbiss	Schädigung von Gehölzen, teilweise flächiges Absterben des Weidens.	Hohe Artenvielfalt	Nebeneinander von Überbeweidung und Unterbeweidung, da Pferde Latrinen anlegen, Laufstrecken regelmäßig begehen und um Kot anderer Tiere mit deutlichem Abstand herumweiden.	Im Vergleich zu Schafen und Rindern verursachen Pferde bei flacher Weideführung die stärksten Trittschäden. Bodenverdichtung; kleinflächig starke Eutrophierung möglich.	Gemischte Weidenutzung mit Rindern günstig; Ausmagerung von Teilflächen, da an anderer Stelle Latrinen angelegt werden.
Schafe	Ausgeprägte Futterselektion in der Krautschicht	In den beweideten Bereichen werden einzelne Pflanzenarten komplett abgefressen. In nicht oder wenig beweideten Flächen Dominanz einzelner Arten, z. B. von <i>Holcus mollis</i> oder <i>Nardus stricta</i> .	k.A.	Bei entsprechender Weideführung Moosk aus scharf beweideten und nicht beweideten Flächen.	k.A.	Hutewald: zusätzlich Entbuschungen in gewissen Zeitabständen erforderlich; am besten kombinierter Weidengang mit Schafen und Ziegen.

Bei den Ziegen führt die besondere Vielseitigkeit der Futteraufnahme und das Selektionsvermögen mit einer eindeutigen Vorliebe für Laub zu einem hohen Druck insbesondere auf die z.T. stark gefährdeten Rosettenpflanzen und i. A. die Pflanzen des Unterwuchses, wie SCHWABE (1997) es in Dauerbeobachtungsflächen des Südschwarzwaldes beobachten konnte. Zu einer ähnlichen Schlussfolgerung kommen ZINGG & KULL (2006). Die Beweidung einer Demonstrationsfläche durch Ziegen im Freilichtmuseum Ballenberg (Berner Oberland, Schweiz) hatte gravierende Veränderungen der Strauchschicht zur Folge, die teilweise komplett abgefressen wurde. In der Krautschicht wurden starke Veränderungen des Artengefüges beobachtet. Zwar sei die Artenzahl relativ konstant geblieben, doch seien 10 Arten verschwunden und 13 hinzugekommen (ZINGG & KULL 2006, S. 43). Das Fressverhalten der Ziegen verhindert je nach der Art der Weideführung mehr oder weniger stark die Bestandesverjüngung, so dass sie in Plenter- und Dauerwäldern nicht eingesetzt werden können. Ziegen sollten nur dann eingesetzt werden, wenn ein klares Flächenentwicklungsziel ausgearbeitet wurde und das Weidemanagement eine angepasste Weideführung mit Ziegen erlaubt.

Vegetationsuntersuchungen auf extensiv beweideten, ehemals ackerbaulich genutzten Flächen haben gezeigt, dass sich trotz teilweise starker Verbiss Spuren „auch auf beweideten Flächen ein differenziertes Mosaik aus verschiedenen Gehölzarten herausbilden kann“, so FELINKS et al. (2008, S. 223). Voraussetzung für eine erfolgreiche Etablierung von Gehölzen ist die Art der Vornutzung der Fläche bzw. das Vorhandensein von Rohbodenstellen (siehe auch Abschnitt 4.4.3.3).

Spezifika von Weidewäldern

Von herausragender naturschutzfachlicher Bedeutung sind Waldweiden wegen des Vorkommens von Baumveteranen, teilweise sogar Methusalem-Bäumen, die in anderen Wäldern nur selten erhalten geblieben sind (Abb. 29 und 30). So sind Hutewälder Lebensräume für Arten, die auf Altholz angewiesen sind (BERGMEIER et al. 2010, HARTEL et al. 2013). Eine ähnliche Beobachtung machen ASSMANN & KRATOCHWIL (1995) und KRATOCHWIL & ASSMANN (1996) in den nordwestdeutschen Hutelandschaften. Die hohe Anzahl an unterschiedlichen Teillebensräumen in alten Hutewäldern, vom Altholz bis hin zu den Weidetierexkrementen und den von den Weidetieren gemiedenen Wacholdergebüsch, bedinge eine besonders hohe Artenvielfalt (KRATOCHWIL & ASSMANN 1996, Forestry Commission Scotland 2009).

Durch kleinflächigen Wechsel zwischen Licht und Schatten, zwischen Störungen unterschiedlicher Intensität und kleinstandörtlichen Unterschieden im Nährstoffhaushalt stellen Hutewälder arten- und habitatreiche Ökotope dar (BERGMEIER et al. 2010). Bedingt durch den Effekt der selektiven Unterbeweidung zeichnen sich Hutewälder zum einen durch Weideunkräuter aus, also stachelige, haarige, giftige, schlecht schmeckende Kräuter und Zwergsträucher, darunter etliche naturschutzrelevante Arten, zum anderen auch durch weideresistente Sträucher, wie z.B. Weißdorn (*Crataegus spec.*), Berberitze (*Ber-*



Abb. 29: „Methusalem-Buche“ auf einer Hutung auf der östlichen Schwäbischen Alb mit einem großen Angebot an Mikrohabitats (Foto: W. Konold). **Fig. 29:** „Methuselah beech“ on a pasture on the eastern Swabian Alb with a large supply of microhabitats (photo: W. Konold).



Abb. 30: „Methusalem-Eiche“ im Naturschutzgebiet „Wildenstein“, Kanton Baselland (Foto: W. Konold). **Fig. 30:** „Methuselah oak“ in the nature reserve „Wildenstein“, canton Baselland/CH (photo: W. Konold).

beris vulgaris), Rosen, Schlehe (*Prunus spinosa*) und Wacholder (*Juniperus*). Werden Hutungen aufgelassen, so entwickeln sie sich rasch zu dichten Wäldern (HARD 1975, S. 258).

4.4.2.3 Streugennutzte Wälder

Die Streunutzung stellte in vielen Gebieten Mitteleuropas bis ins 20. Jahrhundert eine übliche „Nebennutzung“ der Wälder dar (Abb. 31). In Kombination mit einer Beweidung oder einer Nieder- oder Mittelwaldnutzung wurde die Waldstreu gesammelt, in den Ställen eingestreut und in veredelter Form als Dünger auf Äckern, in Rebflächen und Gärten verwendet. Mit dem Streurechen wurden die Bodenschichten bis zum mineralischen Untergrund abgetragen. Dem Boden wurden Laub- und Nadelstreu, Humus, Pflanzenteile und auch ganze Pflanzen sowie ein Teil der Diasporenbank entzogen. Diese Art der Ausstragsnutzung führte vielfach zur Bildung von lichten Wäldern unterschiedlicher Zusammensetzung (Abb. 17), führte auch, wenn kombiniert mit Beweidung, hier und dort zur völligen Beseitigung des Waldes. Streunutzung konnte mit zunehmender Bodenverdichtung und einem Rückgang anspruchsvoller Bodenpflanzen und Baumarten verbunden sein (STRAUSSBERGER 1999).



Abb. 31: In manchen Gebieten wurde bis weit in die Mitte des 20. Jahrhunderts hinein Waldstreu gewonnen, verbunden mit einer starken Aushagerung der Böden; hier ein Beispiel aus Württemberg aus den 1930er-Jahren (Foto: O. Feucht, Landesmedienzentrum Baden-Württemberg). **Fig. 31:** In some areas, forest litter was used until the middle of the twentieth century, combined with a strong export of nutrients from the soils; here an example from Württemberg from the 1930s (photo: O. Feucht, Landesmedienzentrum Baden-Württemberg).

Die Erhaltung bestimmter Arten ist in manchen Gebieten der ehemaligen Streunutzung, also einer ausbeuterischen, nicht nachhaltigen Nutzung zu verdanken. Ein Beispiel hierfür ist das Überleben des Eichenzipfelfalters (*Satyrium ilicis*) in ehemals streugenutzten Mittelwaldbeständen des Elsass, des Steigerwaldes und der Münchner Schotterebene (HERMANN & STEINER 2000). Das Vorkommen der bereits beschriebenen Flechten-Kiefernwaldgesellschaften Mitteleuropas (Abschnitt 4.3.3) ist weitgehend auf eine Aufrechterhaltung der Streunutzung angewiesen. Aufgrund ihrer geringen Konkurrenzkraft führe eine Aufgabe der Streunutzung zu einer Standorteutrophierung und, damit eng verbunden, zu einer sekundär progressiven Sukzession durch die rasche Ansiedlung von Moos- und Phanerogamengesellschaften (STRAUSSBERGER 1999). Der Autor unterstreicht die Notwendigkeit einer lokalen Aufrechterhaltung der Streunutzung insbesondere für epigäische Flechtengesellschaften.

4.4.3 Lichte Wälder auf neuen Waldstandorten

Lichte Wälder der neuen Waldstandorte umfassen eine breite Palette von anthropogenen, offenen und halboffenen Waldformen, welche direkt oder indirekt aus einer bergbaulichen, industriellen oder landwirtschaftlichen Nutzung hervorgegangen sind (mehr dazu siehe 4.1.1). Viele Untersuchungen zur spontanen Vegetationsentwicklung auf Flächen der Industrie- und Bergbaufolgelandschaften kommen zu dem Schluss, dass die Sukzessionen sich in Richtung reifer Waldstadien bewegen (vgl. PETIT 1980, DETTMAR 1992, REBELE & DETTMAR 1996, REBELE & LEHMANN 2002, HÜTTL 2004, LORENZ et al. 2009, GAUSMANN 2012), wobei eine extreme Vorbelastung der Böden zur Entstehung von neuartigen Pflanzenlebensgemeinschaften führen kann. Die Vegetationsentwicklung auf Landwirtschaftsbrachen ist stark geprägt von der Vornutzung, so dass sich langfristig eine Vegetation einstellt, die mehr oder weniger von der Vegetation der angrenzenden Waldbestände abweicht (CURT et al. 2004a, CURT et al. 2004b, STEGMANN & ZUCCHI 2009, SCHNITZLER & GÉNOT 2012). In diesem Sinne bilden lichte Waldformationen innerhalb dieser Kategorie temporäre Waldzustände, deren Dauerhaftigkeit vom Bodensubstrat determiniert wird.

4.4.3.1 Übergangswaldgesellschaften auf Industriebrachen

Die Nähe von Samenquellen und der pH-Wert des Ausgangssubstrats sind entscheidende Faktoren für die Vegetationsentwicklung auf Industriebrachen. Industrieflächen sind allerdings sehr häufig mit erheblichen Umweltproblemen belastet, darunter Bodenkontamination durch Schwermetalle, hoher Salzgehalt und starke Verdichtung. Die Besiedlung von Abraumphalden ist zusätzlich abhängig von der Zusammensetzung des aufgeschütteten Abraummaterials (REBELE & DETTMAR 1996). Bedingt durch extreme Standortverhältnisse in den frühen Sukzessionsstadien, entwickelt sich eine besonders artenreiche Bodenvegetation. Durch Windverbreitung siedeln sich zahlreiche Neophyten an.

Die Hochstaudenfluren entwickeln sich zu Vorwaldgesellschaften. Die parkartigen Birkenwälder können auch Salweide, Bergahorn, Schwarzpappel-Hybriden und Pfeifen-

strauch beherbergen (REBELE & DETTMAR 1996). Auf Industrieflächen des Ruhrgebiets bilden sich Waldweidenröschen-Salweiden-Gesellschaften (Epilobio-Salicetum), in welchen auch die Sandbirke vorkommt. In den späteren Sukzessionsstadien kommen Weißdorn, Stieleiche, Esche, Hundsrose, Brombeere und Efeu hinzu, sowie vermehrt die Birke. Auf den nährstoffarmen Standorten bilden sich oft lediglich lichte Vorwaldgesellschaften ohne ausgeprägte Krautschicht, die in vielen Fällen auch das Endstadium der Vegetationsentwicklung darstellen. In der Gehölzschicht ist fast ausschließlich die Sandbirke (*Betula pendula*) vertreten (REBELE & DETTMAR 1996, Abb. 32).



Abb. 32: Von Birken und Sommerflieder dominierter lichter Wald im Landschaftspark Duisburg-Nord (Foto: W. Konold). **Fig. 32:** By birch and butterfly bush dominated light forest in the landscape park Duisburg-Nord (photo: W. Konold).

REIDL (2004) hält das Nebeneinander unterschiedlicher Vegetationstypen auf kleinem Raum und den hohen Artenreichtum für typisch für Industriebrachen. Bemerkenswert sei der hohe Anteil an nicht standortheimischen Arten. Auch bei der Bildung von ruderalen Gebüsch- und Vorwaldstadien seien Neophyten in Form von Robinien-, Fliederspeer-, Bocksdorn-Gesellschaften und in Gesellschaften des Wilden Weins in hoher Anzahl vertreten. Bei einer isolierten Lage von Industriebrachen werde eine Wiedereinwanderung von Tier- und Pflanzenarten aus den benachbarten Waldgebieten erschwert. Folge ist die eigenständige Entstehung von neuartigen Vegetationsformationen.

4.4.3.2 Lichte Waldentwicklungsphasen in Bergbau- und Tagebaufolgelandschaften

Kippenflächen des Braunkohlenabbaus

Das Abraummaterial des Braunkohlentagebaus stellt in der Lausitz für die Vegetationsentwicklung ein nährstoffarmes, basenreiches Sandmaterial zur Verfügung. Ist Pyrit (FeS_2) enthalten, so kann dies zu extrem sauren, beinahe vegetationsfeindlichen Substratverhältnissen führen. Im Rahmen von Rekultivierungsmaßnahmen werden diese Böden mit Kalk oder alkalischen Aschen aus der Braunkohleverbrennung melioriert. Geschieht das nicht, so bleibt der Standort für lange Zeit vegetationsfrei, bietet also langfristig das Potenzial für die Entstehung lichter Wälder (HÜTTL 2004). Andererseits unterstreichen ALTMOOS & DURKA (1998) die enormen Standortunterschiede und die Standortvariabilität der Flächen. In Abhängigkeit vom Relief und kleinflächigen Substratunterschieden, von sehr nassen bis sehr trockenen, von weitgehend ungestörten bis langfristig instabilen Böden, besitzen diese Flächen eine hohe zeitliche und räumliche Heterogenität. Dies sind ideale Voraussetzungen für die Entstehung einer hohen Habitatvielfalt, wie FELINKS (1999) in ihren Untersuchungen zur Dynamik der Vegetationsentwicklung in Bergbaufolgelandschaften der Lausitz beobachtete (Abb. 33).

Die Entfernung der Fläche von einer verfügbaren Diasporenquelle sowie Keimungs- und Etablierungsmöglichkeiten sind ausschlaggebend für die Ausbildung einer initialen Vegetation (FELINKS 1999). Der habichtskrautreiche Birken-Zitterpappel-Vorwald (*Hieracio piloselloidis-Betuletum pendulae*) entsteht aus dem Samenangebot der angrenzenden Flächen. Als Übergangswald (nach 12 bis 15 Jahren) kommt der heidekraut-, pfeifengras- und landreitgrasreiche Birken-Kiefernwald, mancherorts auch der Stieleichen-Birkenwald vor. In den Kiefernbeständen sind verschiedene Arten der Habichtskräuter (*Hieracium laevigatum*, *H. sabaudum*, *H. lachenalii*), Seggen (*Carex pilulifera*, *C. ericetorum*) und Wintergrünewächse (*Orthilia secunda*, *Moneses uniflora*, *Pyrola chlorantha*, *Pyrola rotundifolia*; Abb. 34) vertreten. Nach mehreren Jahrzehnten kommen auf besonders warmen und trockenen Standorten auch verschiedene Orchideenarten vor (BLUMRICH & WIEGLEB 2000). An den feucht-sandigen und besonders nährstoffarmen Standorten entwickeln sich Hängebirken-Stieleichenwälder (*Betulo-Quercetum roboris molinietosum*) als Schlussgesellschaft (PIETSCH & PREUSSNER 2000).

Der Sukzessionsablauf auf den Flächen des Braunkohlentagebaus ist vergleichbar mit Sukzessionsprozessen in Wäldern der nicht abgebauten Gebiete. Dementsprechend lassen sich Kiefernbestände auf melioriertem Boden kaum von Kiefernbeständen der nicht abgebauten Gebiete unterscheiden (HÜTTL 2004). Mit zunehmendem Alter verlieren die von PIETSCH & PREUSSNER (2013) beschriebenen Kiefernbestände somit ihren Lichtwaldcharakter. Allerdings ist auch diese Erkenntnis sehr differenziert zu betrachten. KIRMER et al. (2013) zufolge sind Standorte mit höheren Kohlegehalten durch eine ausgeprägte Nährstoffarmut und sehr niedrige pH-Werte gekennzeichnet. Auf diesen Extremstandorten ist die Vegetationsdynamik stark verlangsamt und es bilden sich langfristig lückige Pionierwälder. Nach einer Entwicklungsdauer von 100 Jahren können sie im Extremfall



Abb. 33: Lichter Wald auf älteren rohen Kippenflächen im Lausitzer Braunkohlenrevier (Foto: W. Konold).
Fig. 33: Light forest on older raw dump surfaces in the brown coal mining area Lusatia (photo: W. Konold).

eine Baumschichtdeckung von lediglich 30 % erreichen. Ökologisch betrachtet, sind diese dauerhaften Pionierwälder durch ihre Konkurrenzarmut und ihre kleinräumige Nischenverfügbarkeit von herausragender Bedeutung. In ihnen kommen verschiedene Arten der Natternzungen- und der Wintergrünpflanzen vor (Abb. 34). Nach dem Kronenschluss verliert der Wald aus botanischer Sicht an Bedeutung, dafür wird seine Funktion für anspruchsvollere Nahrungsketten und als Lebensraum für zahlreiche Singvogelarten wichtiger (BLUMRICH & WIEGLEB 2000).



Abb. 34: Die Wintergrügewächse (Pyrolaceae) besitzen einen Verbreitungsschwerpunkt in ehemaligen Abbauflächen und in Bergbaufolgelandschaften, hier das Rundblättrige Wintergrün (*Pyrola rotundifolia*) (Foto: W. Konold). **Fig. 34:** The wintergreens (Pyrolaceae) have a main area of distribution in former excavation areas and in post mining landscapes, here the canker lettuce (*Pyrola rotundifolia*) (photo: W. Konold).

Halden des Steinkohlenbergbaus

Die Gestalt von Abraumhalden veränderte sich in den letzten Jahren erheblich, von sehr steilen, geometrisch geformten Spitzkegelhalden über durch Bermen gegliederte Tafelberge hin zu großflächigen Landschaftsbauwerken, die sich mehr oder weniger durch Renaturierung oder durch eine natürliche Vegetationsentwicklung im Landschaftsbild integrieren lassen. Dem entsprechend veränderte und vervielfältigte sich das Angebot an Standorten. Abraumhalden, die aus dem Nachfall des Steinkohlenbergbaus entstehen, setzen sich aus Sandstein, Sandschieferthon und Schieferthon zusammen. Durch unterschiedlich hohe Chlorid- und Sulfatgehalte bieten sie salzarme bis salzreiche Milieubedingungen (PETIT 1980, GRIGO et al. 2009).

SCHMITT & KRUMM (2013) weisen auf die naturschutzfachliche Bedeutung von Birken-Vorwaldgesellschaften (*Quercetum robri-petraeae*) auf Abraumhalden des Steinkohlenbergbaus im Saarland hin. Durch die hohe Potenz der Sandbirke, Mykorrhizen zu bilden, sind Birken-Bestände von einer besonders artenreichen Großpilzflora begleitet. So beobachteten SCHMITT & KRUMM (2013) 47 verschiedene Arten, darunter acht gefährdete Arten der Roten Liste: der Hohlfußröhrling (*Boletinus cavipes*), der Kleinsporige Sandborstling (*Geopora arenicola*), der Großporige Sandborstling (*Geopora arenosa*), der Er-

lengrübbling (*Gyrodon lividus*), der Gemeine Birkenpilz (*Leccinum scabrum* var. *melanenum*), der Geriefte Erlenschnitzling (*Naucoria striatula*), der Gemeine Erbsenstreuling (*Pisolithus arhizus*) und eine Variante des Grünvioletten Täublings (*Russula olivaceoviolascens*).

Folgeflächen des Schieferbergbaus

Sehr langsame Humusbildungsprozesse, eine geringe Wasserspeicherkapazität und eine extrem schlechte Nährstoffversorgung, die ausschließlich über Mykorrhizapilze ermöglicht wird, sind entscheidende Einflussfaktoren bei der Vegetationsbesiedlung von Halden des Schieferbergbaus, so z.B. im Rheinischen Schiefergebirge, im Thüringer Wald, im Harz oder im Sauerland (BAUM 2013, GEITHNER 2013). Größe, Dicke und chemische Zusammensetzung der Schieferplatten und der Anteil an feinerem Abbaumaterial können in ihrer Ausprägung variieren und beeinflussen die Sukzession zusätzlich. Die extremen Bedingungen führen zu einer sehr langsamen Vegetationsentwicklung, welche die langfristige Ausbildung lichter Waldformationen zur Folge hat. Auf Folgelandschaften des Schieferbergbaus in Thüringen beobachtete GEITHNER (2013) die Ausbildung lichter Kiefernbestände mit vereinzelt Hängebirken- und Fichtenvorkommen. Eine Strauchschicht fehlt, dafür kommen große Moos- und Flechtenpolster vor. Geithner ordnet diese Vegetation dem Flechten-Kiefernwald (*Cladonio-Pinetum*) zu.

In den Folgelandschaften des Kupferschieferbergbaus stellt sich zusätzlich die Problematik der Schwermetalle, die auf verschiedenen Wegen, d.h. äolisch, gravitativ durch Rutschungen oder in gelöstem Zustand in die Umwelt gelangen. BAUMBACH (2013) untersuchte die Vegetation auf der Halde des Veltheimschachtes bei Wesfeholz (Harz): Die schwermetallbelasteten Substrate sind trocken, nährstoffarm und besitzen einen äußerst niedrigen Gehalt an organischer Substanz. Auf dem rohen Bodensubstrat siedelt sich frühestens hundert Jahre nach der Nutzungsaufgabe ein strauchwüchsiger, max. 10 m hoher Birken-Pionierwald an. Bei fortgeschrittener Sukzession ist die Humusschicht nicht stärker als 5 bis 10 cm. In der lückigen, aber äußerst artenreichen Krautschicht kommen Charakterarten der Schwermetallrasen vor, darunter die Frühlingsmiere (*Minuartia verna*) oder die Braunrote Stendelwurz (*Epipactis atrorubens*), sowie zahlreiche verschiedene Strauchflechtenarten. Die Vegetation ist allerdings nur fragmentarisch und kleinflächig ausgebildet.

Steinbrüche

Durch das Vorhandensein eines Mosaiks aus unterschiedlichen Teillebensräumen sind Steinbrüche durch eine besonders hohe, kleinflächige Standortvielfalt gekennzeichnet (TRÄNKLE 1997). Diese sind jeweils noch nach ihrem Ausgangsgestein differenziert. In ihrem Aufbau können dennoch immer wiederkehrende Strukturmuster beschrieben werden. An der Bruchwand, den Hangschuttfächern, auf der Sohle, diese oft sehr flachgründig, und auf den Schutthalde herrschen unterschiedliche kleinstandörtliche Unter-

de, d.h. sowohl windexponierte als auch geschützte, sowohl steile als auch ebene, besonnte und beschattete, trockene und feuchte Flächen unterschiedlicher Bodenreaktion. Die aus dieser Vielfalt entstehenden Habitate bilden bedeutende Lebensräume für spezialisierte, gefährdete Tier- und Pflanzenarten der Extremstandorte (Abb. 35 und 36).

Ein Beispiel: Ein seit einigen Jahrzehnten stillgelegter Zementmergelsteinbruch bei Allmendingen (Alb-Donau-Kreis) wies zum Zeitpunkt der Vegetationsaufnahmen durch Einzelbäume lückig besiedelte Verwitterungshalden auf. Auf den Bermen kamen Trockenrasen vor. In der Sohle wurde eine Gebüschvegetation unterschiedlicher Entwicklungsstadien im Wechsel mit Trockenrasen beobachtet. In manchen Bereichen des Steinbruchs wuchs eine laubwaldartige Vegetation. Pioniergehölze wie Sal-Weide (*Salix caprea*), Waldkiefer (*Pinus sylvestris*) oder die Gewöhnliche Traubenkirsche (*Prunus padus*) konnten sich dank dem Vorhandensein großer Gesteinsblöcke an dem Standort und der geringen Hangneigung etablieren. An den feuchten Stellen trat der Faulbaum (*Frangula alnus*) auf. In der Strauchschicht wurden zahlreiche Gehölzkeimlinge beobachtet. Durch Ausläufer und/oder Rhizome können sich Pflanzen der Krautschicht trotz der häu-



Abb. 35: Steinbruch im Weißen Jura in Schnaitheim (Landkreis Heidenheim) im Winter. Der Boden ist spärlich bewachsen und durch extreme Flachgründigkeit gekennzeichnet (Foto: P. Banzhaf). **Fig. 35:** Limestone quarry near Schnaitheim (district Heidenheim) in winter. The extremely shallow soil wears a sparse vegetation (photo: P. Banzhaf).

fig herrschenden Bodeninstabilität erfolgreich ansiedeln, darunter die Nesselblättrige Glockenblume (*Campanula trachelium*), die Braunrote Stendelwurz (*Epipactis atrorubens*) und die Breitblättrige Wolfsmilch (*Euphorbia platyphyllos*) und weitere typische Pionierarten der Verwitterungs- und Abraumhalden, die ihren ursprünglichen Wuchsort in Steinschutthalden und ähnlichen Standorte der hochmontanen Stufe finden (TRÄNKLE 1997, S. 69). Auf den flachgründigen Felsstandorten, die durch einen höheren Schuttanteil gekennzeichnet sind, können sich Gehölze wie die Waldkiefer (*Pinus sylvestris*), der Blutrote Hartriegel (*Cornus sanguinea*) und der Faulbaum (*Frangula alnus*) ansiedeln, wobei es hauptsächlich die sich auch unabhängig von dem Gehölzvorkommen etablierenden Halbtrockenrasen (*Mesobromion erecti*) sind, die hinsichtlich ihrer hohen Artenvielfalt aus ökologischer Sicht besonders bemerkenswert sind (TRÄNKLE 1997, S. 71).

Lichte Wälder in Steinbrüchen setzen sich aus Pionierbaumarten zusammen, die eine oft sehr lückige Gehölzschicht ausbilden (Abb. 35 und Abb. 36). Absterbende Pionierbaumarten gelten als „Mangelware“ in den Landschaften Mitteleuropas, wobei eine große Zahl von Organismen auf alte Pioniergehölze (Weichholzarten) angewiesen ist. Zudem gibt es in Steinbrüchen regelmäßig geomorphologische Aktivitäten (Abbrechen von Flanken, Materialumlagerungen durch Wasser und Wind, Steinschlag), die lokal die Suk-



Abb. 36: Stillgelegter Muschelkalksteinbruch bei Erkenbrechtshausen (Landkreis Schwäbisch Hall) (Foto: W. Konold). **Fig. 36:** Abandoned shell limestone quarry near Erkenbrechtshausen (district Schwäbisch Hall) (photo: W. Konold).

zession wiederholt auf ein Initialstadien zurückwerfen und damit einhergehend das Vorkommen von Ruderalstrategen fördern (TRÄNKLE 2000). Bei der Beurteilung der Schutzwürdigkeit des Artenvorkommens in Steinbrüchen unterstreicht der Autor die Relevanz der Zeit als wichtigsten Einflussfaktor der Besiedlung von Steinbrüchen. Dieser Hinweis ist im Bezug auf die langfristige Entwicklung stillgelegter Steinbrüche entscheidend, womit eine hohe Artenvielfalt eine gewisse Unberührtheit des Steinbruchs voraussetzt.

4.4.3.3 Lichte Phasen auf landwirtschaftlichen Brachflächen

Eine weitere Lichtwaldkategorie, die sich von den oben beschriebenen abgrenzt, sind lichte Waldformen auf ehemals landwirtschaftlich genutzten Flächen. Diese sind allerdings differenziert zu betrachten. Während sich Landwirtschaftsbrachen auf nährstoffreichen Böden rasch in Richtung eines reifen Waldstadiums entwickeln (HARMER et al. 2001, CURT et al. 2004a, SCHNITZLER & GÉNOT 2012), können z.B. aufgelassene Weinberge auf Grund ihrer Exposition und Hangneigung dauerhaft lichte Waldformen bilden, die durch das Vorkommen eines Mosaiks unterschiedlicher Sukzessionsstadien auf kleinem Raum charakterisiert sind (KONOLD 1980, Abb. 37). HARD (1975) beobachtete zwei entscheidende Einflussfaktoren für die Etablierung einer Pioniervegetation: (1) die Entfernung zu den



Abb. 37: Vogelkirschen-reicher lichter Wald auf ehemaligen Rebflächen am Main im Buntsandsteingebiet bei Kreuzwertheim (Foto: W. Konold). **Fig. 37:** Light forest, rich of cherry trees, on former vineyards at river Main in the red sandstone area near Kreuzwertheim (photo: W. Konold).

Samenbäumen bzw. von einem Waldrand, (2) die Art der Endbewirtschaftung. Werden Flächen direkt nach einer Hackfrucht oder einem Umbruch brach liegen gelassen, so erfolgt der Anflug viel effektiver als nach einer Halmfrucht, nach Klee oder Wiesennutzung.

HARD (1975) unterscheidet zwischen Verwaldung und Verbuschung. Aufgrund der scharfen Konkurrenz, die zwischen Gehölzpionieren und Ruderalvegetation (Hochstauden, Gräser) herrsche, pendele sich das Gleichgewicht jeweils in die eine oder andere Richtung ein. Beweidungsbedingte Bodenverwundungen und eine intensive Durchdringung mit Gräsern und Baumwuchs zum Zeitpunkt der Nutzungsaufgabe beschleunige auf Weideflächen die Verwaldung. Lichte Vorwälder aus Birke, Sal-Weide und Kiefer sei die häufigste Erscheinungsform der Verwaldung auf landwirtschaftlichen Brachen der mittleren und weitverbreiteten Standorte Mitteleuropas, so HARD (1975, S. 246).

Die Vegetationssukzession auf Brachflächen erfolgt einem typischen Entwicklungsmuster: Schnelle Frühentwicklung und rascher Aufbau von geschlossenen Beständen. Hinsichtlich der Entwicklung ihres Artenbestandes beschreibt HARD (1975, S. 258) „ruderaler und artenreiche Anfangsstadien mit relativ raschem Artenwechsel, mit raschen Verschiebungen im Mengenanteil der einzelnen Arten und mit raschem Wechsel der dominanten Artengruppen“. Zu einem vergleichbaren Ergebnis kommen HARMER et al. (2001) bei ihren Untersuchungen zu Sukzessionsprozessen auf hundertjährigen Brachflächen in Südeuropa. Sie beobachten eine relativ langsame Besiedlungsdynamik durch Pioniergehölze (Eichen, Berg-Ahorn, Spitz-Ahorn, Gew. Esche), einen hohen Artenreichtum bis zur vollständigen Schließung des Kronendachs und eine sehr hohe Verjüngungsdynamik, charakterisiert durch häufige, mit den sich stets ändernden Lichtverhältnissen verbundene Wechsel des spezifischen Artenspektrums.

In aufgelassenen Weinbergen im Muschelkalkgebiet des mittleren Neckarraums fand KONOLD (1980) eine Vielfalt von Pflanzengemeinschaften. Prägend waren verbuschende halbruderaler Halbtrockenrasen; bei den Baumarten auf den älteren Brachen hatten Feld-Ahorn (*Acer campestre*), Stieleiche (*Quercus robur*) und Elsbeere (*Sorbus torminalis*) sowie sehr alte Hochstammobstbäume eine weitere Verbreitung. Bei den Straucharten fiel das gehäufte Vorkommen der Stachelbeere (*Ribes uva-crispa*) auf. Seltene Arten in der Krautschicht waren z.B. Rispen-Lieschgras (*Phleum paniculatum*), Acker-Gelbstern (*Gagea villosa*), Schöner Pippau (*Crepis pulchra*), Weinbergstraubenzinthe (*Muscari racemosum*) und Einjähriger Ziest (*Stachys annua*), allesamt Arten, die noch nach Jahrzehnten der Nutzungsaufgabe auf den ehemaligen Weinbau hinwiesen.

5 Empfehlungen für die Praxis

Angesichts der gewonnenen Erkenntnisse aus der Literaturrecherche liegt die Vermutung nahe, dass die Erhaltung, Förderung oder Wiederherstellung lichter Wälder fast aus-

nahmslos mit Naturschutzziele und nicht mit wirtschaftlichen Zielen vereinbar ist. Selbst waldbauliche Betriebsformen, die eine Entstehung lichter Waldzustände zur Folge haben, müssten zugunsten festgelegter Naturschutzziele entsprechend optimiert werden. In Verbindung mit alternativen Mittel-, Niederwald- und Beweidungskonzepten werden einzelne Fallbeispiele genannt werden, die sich in der Praxis bewährt haben. An dieser Stelle ist allerdings zu unterstreichen, dass sich die folgenden Beispiele in der Regel nicht pauschal verallgemeinern lassen.

5.1 „Best-Practice“-Beispiele

In den letzten 15 Jahren wurden zahlreiche Lichtwald-Projekte auf lokaler Ebene durch Gemeinden, Vereine und Privatleute initiiert. Schon eine einfache Internetrecherche lässt auf ein vielfältiges Angebot an lokalen Initiativen schließen. Hauptziel dieser Projekte ist die Umsetzung von Artenschutz, darunter oftmals die Erhaltung alter Nutzierrassen. In einem größeren Rahmen können die durchgeführten Maßnahmen dem Biotopverbund dienlich sein. In Frankreich werden, mit einem Schwerpunkt auf die Mittelmeerregionen, Schafe zur Erhaltung von offenen Waldbeständen in verschiedenen Naturparks eingesetzt. Nennenswerte Beispiele hierzu sind die Waldweide mit lokalen Schaf- und Ziegenrassen im Matruques-Massiv (Frankreich, Region Aquitaine)², die Schafbeweidung im Naturpark Causses du Quercy (Frankreich, Région Midi-Pyrénées)³ oder die Schafbeweidung im französischen Zentralmassiv⁴. In Deutschland können z.B. die Waldweide mit Rindern in den Naturschutzgebieten Entlesboden und Obere Weide bei Waldenburg,⁵ beide in Baden-Württemberg, benannt werden.

Eine auswertbare Datengrundlage zu diesen Projekten gibt es oftmals nicht, da meist keine wissenschaftlichen, auf längere Untersuchungszeiträume ausgelegten Begleituntersuchungen stattfinden (STEGMANN & ZUCCHI 2009, S. 55). Managementempfehlungen sind dafür äußerst zahlreich. In den ausgewerteten Literaturquellen sind sie oft Gegenstand der Schlussfolgerungen der Autoren und werden im Rahmen ihrer abschließenden Diskussion aufgeführt. Es werden häufig „wegweisende“ Ideen, Absichten und Ziele in den Raum gestellt, deren praktische Umsetzung fast ausnahmslos nicht weiterverfolgt wird. Dennoch und selbst dann werden Managementempfehlungen nicht auf das betrachtete Lichtwald-Projekt hin gegeben, sondern auf die vorkommenden schutzwürdigen und seltenen Tier- und Pflanzenarten. Dies hat zur Folge, dass Pflegeempfehlungen für das Management von lichten Wäldern oft von rein artenschutzfachlichen Zielen bestimmt werden, notwendige Überlegungen zur ökonomisch-technischen Nachhaltigkeit der Pro-

² <http://www.racesaquitaine.fr/Landes-des-matrucs>, abgerufen am 05.10.2015.

³ http://www.lot.chambagri.fr/fileadmin/documents_ca46/internet/Presse/DP/Articles/DP-Article_1306.pdf, abgerufen am 05.10.2015.

⁴ Dazu siehe die technischen Leitfäden von GUÉRIN & PICARD (2004) unter: <http://om.ciheam.org/om/pdf/a61/04600095.pdf>, abgerufen am 05.10.2015.

⁵ <http://www.waldenburg-hohenlohe.de/index.php?id=303>, abgerufen am 05.10.2015.

jekte dagegen eher in den Hintergrund rücken. Zu dieser Frage lieferte das im Jahr 2015 abgeschlossene Projekt „Rieselfeldlandschaft Hobrechtsfelde“ im Naturpark Barnim⁶ erste Erkenntnisse (STEINHARDT & STACHE 2015).

Werden die in den ausgewerteten wissenschaftlichen Artikeln, Leitfäden, technischen Berichten und Handbüchern empfohlenen Maßnahmen in die Praxis überführt, so ist mit dem Risiko zu rechnen, dass diese mehr Nachteile als Vorteile nach sich ziehen, zumal wenn sie keinem Monitoringprogramm unterliegen, mit dessen Erkenntnissen man nachsteuern könnte. ZAHN & BURKART-AICHER (2013) bemängeln das Fehlen ökologischer Begleituntersuchungen in der Umsetzung von landschaftspflegerischen Beweidungsprojekten. Das Fehlen belastbarer floristischer und faunistischer Daten behindere eine naturschutzfachliche Erfolgseinschätzung. Lichtwald-Projekten stehen meist wenige finanzielle Mittel zur Verfügung (BfN 2014). Die Projektzeiträume werden weder langfristig ausgelegt, noch besteht der Wunsch der Geldgeber, das oft knappe Budget mit einem kostenaufwändigen Monitoringprogramm zu belasten.

Das Fehlen belastbarer Daten schränkt auch die Möglichkeiten des vorliegenden Projektberichts ein. „Best-Practice“-Beispiele von Projekten mit regelrechter Vorbildfunktion werden aus dem Grunde nicht genannt, weil es sie schlichtweg nicht gibt. Richtiger wird in diesem Abschnitt von „Fallbeispielen“ von Managementoptionen von lichten Wäldern die Rede sein, wo man bemüht ist, anhand des gegebenen Rahmens und der gegebenen Standortvoraussetzungen durch die gewählte Managementoption den bestmöglichen Weg zu suchen. Es werden daher Projekte ausgesucht, die bereits seit mehreren Jahren laufen und sich in der Praxis bewährt haben.

5.1.1 Beweidungsprojekte zur Erhaltung und Entwicklung lichter Wälder

Beweidungsprojekte zur Erhaltung historischer Landnutzungsformen in lichten Wäldern Neben ihrer ökologischen Bedeutung spielen aus der Landnutzung hervorgegangene lichte Wälder als kulturelle Zeugnisse in der Landschaft eine besondere Rolle. Waldweiden waren europaweit verbreitet und durch sie und ihre begleitenden Wirtschaftsweisen geprägte Landschaften stellen sie heute einen Teil des europäischen Kulturerbes dar (ANL 2000, SCHÖLLER et al. 2005, GERKEN et al. 2008, BERGMEIER et al. 2010). Unter kulturhistorischen Aspekten betrachtet, stellen Hutewälder die letzten Belege einer heute in Deutschland weitgehend ausgestorbenen Landnutzungsform dar und besitzen somit auch eine besondere Bedeutung für die Lehre und Forschung. Zudem dienen sie als „Vorbild für die Etablierung alternativer und extensiver Landnutzungsformen unter den heutigen ökonomischen Bedingungen“ (GLASER & HAUKE 2004, S. 127).

Die Region „New Forest“ gilt in Südengland aufgrund ihrer ca. eintausendjährigen ununterbrochenen Weidetradition als „Mutter der Großpflanzenfresser-Projekte“ (MICHELS &

⁶ <https://www.bfn.de/17398.html>, abgerufen am 05.10.2015.

SPENCER 2003). Seit 1079 bestehen dort die Allmendrechte für die Bürger, die „Rights of Commons“. Diese Rechte gestatten, Haustiere wie das regional bedeutende New Forest Pony, Pferde, Rinder, Esel und Schweine in den Wald zu treiben und Torf sowie Feuerholz zu nutzen. Zusätzlich weiden noch Schalenwildarten im Wald. Nach Phasen der intensivierten Bauholzentnahme durch die Krone und zähem Ringen um Nutzungsrechte stehen heute Naturschutz und Erholung im Vordergrund (COOPER 2007). Das Naturschutzgebiet New Forest umfasst knapp 29 000 ha, davon nehmen beweidete Wälder aktuell nahezu 4 000 ha ein. Die Anzahl der Nutztiere liegt bei über 7 000 Stück. Holzproduktionsinseln, sogenannte „enclosures“, sind ausgezäunt. Die Bournemouth University führt Forschungsprojekte zu verschiedenen Spezies, Habitaten, Biodiversität und sozio-ökonomischen Situationen durch.⁷

Die Erkenntnisse aus der Untersuchung eines seit über 1 000 Jahren beweideten Waldes sind auf Mitteleuropa hinsichtlich der eminent hohen Arten- und Strukturvielfalt übertragbar. Beispielweise leben in den strukturreichen Weidewäldern des New Forest knapp 400 Totholz-Arthropodenarten (MICHELS & SPENCER 2003).

Der Begriff „Hutanger“ bezeichnet historisch gewachsene Weideflächen, die früher in Form der Allmende genutzt wurden und in der Regel behirtete Rinderweiden waren. In rezenten Hutangern weiden Rinder zwischen Obstbäumen und Eichen nach überlieferten und modernisierten Weideregeln. Mancherorts wurden die Weideflächen mit Schafen befahren und dann Schafheiden genannt (RUPP 2013). Eine besondere Form der Hutanger stellen die Obstanger der Hersbrucker Alb dar, die eine Doppelnutzung als Viehweide und Streuobstanlage waren und sind. „Die Doppelnutzung der Böden geschah in der Vergangenheit in der Hoffnung, auf beengten und durch die Erbteilung für den Einzelnen schrumpfenden Anbauflächen noch ausreichende Erträge zu erwirtschaften“ (SCHÖLLER 2005, S. 6). Vertiefende Literatur, die auch Ergebnisse ökologischer Forschung darstellt, gibt z.B. das Naturschutzzentrum Wengleinpark (2012)⁸. Mit der extensiven Rinderweide erhält das vielfältige, auf die Beweidung spezialisierte Artenspektrum wieder neue Lebensräume und tragen so zur Biotopvernetzung bei. Die Obstanger der Hersbrucker Alb stellen ein erfolgreiches Beispiel dar, wie durch Zusammenarbeit von Naturschutz und Landwirtschaft die Offenhaltung der Landschaft gesichert werden kann.

Beweidungsprojekte zur Neubegründung lichter Wälder

Mit einem Schwerpunkt im norddeutschen Tiefland wurden im Laufe des letzten Jahrzehnts Nutztiere mit dem Ziel eingesetzt, parkartige Landschaften entstehen zu lassen. Hintergründe hierfür beruhen auf der Annahme, dass die oft kostenintensiven Arten- und Biotopschutzmaßnahmen und extensive Landnutzung in Deutschland auf Dauer alles

⁷ Bournemouth University (Hrsg.) (kein Datum): Bournemouth University. Abgerufen am 20.10.2015 von <https://research.bournemouth.ac.uk/centre/centre-for-ecology-environment-and-sustainability/>.

⁸ <http://www.hutanger.de/infos.htm> (zuletzt geprüft am 17.11.2015). Einen kurzen Ergebniseinblick gibt auch <http://www.hutanger.de/bayernnetznatur/ergebnisse.htm> (zuletzt geprüft am 17.11.2015).

andere als ökonomisch tragfähig seien (PGNU 2004). Der Einsatz von Großherbivoren als kostengünstige Alternative des Offenlandmanagements unter Einbeziehung lichter Waldstrukturen (KÖNIG et al. 2003) wird über Pilotprojekte und Initiativen überprüft.

Auf einer zusammenhängenden Fläche von insgesamt 500 ha wurde das Pilotprojekt „Naturentwicklung mit großen Pflanzenfressern in Niedersachsen“⁹ im Auftrag des Naturschutzbund Deutschland (NABU), Landesverband Niedersachsen, initiiert. Ziele des Projektes waren die „großflächige Erhaltung, Wiederherstellung bzw. Förderung reich strukturierter Lebensraumtypen im Übergangsbereich von der ‚Südheide‘ bis hin zu den Niedermoorstandorten der ‚Unteren Aller-Talsandebene‘ in einem abwechslungsreichen Zeit- und Raumgefüge von Wald und Offenland mit allen Übergangsbereichen“ (PGNU 2004, S. 20). Diese Idee lehnte sich an das landschaftshistorische bzw. -ökologische Leitbild für die Landkreise Celle und Soltau-Fallingb. einer halboffenen, durch großflächige Beweidung geprägten Landschaft an. Durch den Einsatz von Schafen, Rindern und Pferden waren bis in die Mitte des 19. Jahrhunderts großflächige, zusammenhängende Heiden und Sandtrockenrasen entstanden. In den grundwassernahen Bereichen hatte es Bruch- und Sumpfwälder gegeben. Mit einer Neubeweidung des Gebietes war eine Wiederherstellung des historischen Landschaftsbildes angestrebt. Im Rahmen einer Machbarkeitsstudie sollten die Naturentwicklung unter dem Einsatz verschiedener großer Pflanzenfresser (Wisent, Heckrind und Wildpferd) untersucht und die potentiellen Konfliktfelder dargelegt werden. Im Zuge der Untersuchungen konnte die bedeutende Rolle der „landschaftsgestaltenden extensiven Beweidung von Rindern und Pferden“ als Ergänzung zu den klassischen Pflegemaßnahmen, die in eingeschränkt nutzbaren land- und forstwirtschaftlichen Flächen eingesetzt werden, festgestellt werden (PGNU 2004, S. 58).

Die Kostenschätzung des PGNU (2004) für die Umsetzung der Naturentwicklungskonzeptes auf einer Gesamtfläche von 843 ha ist in Tabelle 8 aufgeführt. Extensive Beweidungsprojekte sind allerdings mit einem gewissen Investitionsaufwand verbunden (Anschaffung der Weidetiere und Logistik). Jährlich kommen Betriebskosten hinzu, darunter die Finanzierung des flächen- und tierbetreuenden Personals, veterinärmedizinische Untersuchungen und Reparaturkosten. Bei einer Projektlaufzeit von fünf Jahren werden Projektgesamtkosten in Höhe von 560 000 € berechnet. In Anbetracht der Tatsache, dass die Machbarkeitsstudie bereits über zehn Jahre zurückliegt, dürften die Investitionskosten heute etwas höher liegen.

In einem vergleichbaren Umfang wurde das LIFE-Projekt „Naturnahe Neugestaltung der Lippeaue“ eingeführt. Hauptziel des Projektes war, eine Renaturierung des begradigten Flusses Lippe, d.h. eine Rückentwicklung in Richtung einer wilden Flusslandschaft mit

⁹ PGNU 2004 oder siehe URL: <http://edok.ahb.niedersachsen.de/07/396004628/studie.pdf>, zuletzt geprüft am 13.10.2015.

Tab. 8: Kostenschätzung eines Naturentwicklungsprojektes mit dem Einsatz von Weidetieren (nach PGNU 2004, S. 57). **Tab. 8:** Cost estimate of a natural development project using pasturing.

Investitionskosten	Grunderwerb von 3,34 ha Grünlandfläche (10.000 € je ha)	33.400 €
	Ankauf, Transport der Tiere (20 Auerochsen, 5 Wisente und 10 Pferde)	45.500 €
	Sonstige Logistik (Tränke, Zäune, Fanganlage, Weidetore, Cattlegrids, Bau von jew. 25 m langen Holzbrücken, Bau von Unterstellmöglichkeiten, etc.)	193.800 €
	Gesamt	272.700 €
Betriebskosten (auf fünf Jahre berechnet)	Projektleitung, Tierbetreuung durch Landwirt	185.000 €
	Haftpflichtversicherung, veterinärmedizinische Vorsorge, Investitionsrücklagen für Zaunreparatur, etc.	60.000 €
	Fahrtkosten, Bürokosten, Miete von Büroräumen, etc.	42.500 €
	Gesamt	287.500 €

ihren vielfältigen uferbegleitenden Vegetationsstrukturen zu fördern.¹⁰ Das Projekt wurde durch umfassende Untersuchungen wissenschaftlich begleitet (z.B. BUNZEL-DRÜKE et al. 2003, BUNZEL-DRÜKE & SCHARF 2004, BUNZEL-DRÜKE et al. 2008). Unter Weideeinfluss sollte eine räumlich ausgeprägte Vielfalt an unterschiedlichen Vegetationsstrukturen entstehen. „Insbesondere der Verbiss und die mechanische Beeinflussung der aufkommenden Gehölze lassen eine sehr abwechslungsreiche und dadurch für viele Arten attraktive Landschaft entstehen“ (BUNZEL-DRÜKE et al. 2003, S. 38). Im Jahr 2010 verzeichnet die Bezirksregierung Arnsberg¹¹, dass unter dem Einfluss der Beweidung in den letzten Jahren eine saumreiche, mosaikartige Landschaft mit halboffenen und vielfältig strukturierten Gehölzbeständen entstanden sei. Durch Großherbivorie werde eine ganze Reihe von verschiedenen Arten gefördert, „die auf eine enge Verzahnung von mehreren Habitatstrukturen oder auf die (ganzjährige) Anwesenheit von großen Pflanzenfressern angewiesen sind“, was in der intensiv genutzten Land- und Forstwirtschaft nicht möglich sei (KÖNIG et al. 2003, S. 23).

¹⁰ Mehr dazu siehe auch http://www.bezreg-arnsberg.nrw.de/themen/n/naturnahe_fluesse/lippeaue_2010.pdf, zuletzt geprüft am 13.10.2015.

¹¹ Siehe Anm. 10.

Beweidung kann vielfältig eingesetzt werden. Unter Stromtrassen (Abb. 38), in Streuobstwiesen und Versuchspflanzungen z.B. kann die Beweidung der Reduktion des Gehölzjungwuchses eine Alternative zur motormanuellen Pflege dieser Flächen darstellen. Am Kaiserstuhl und bei Oberndorf a. N. werden die Weidetiere teilweise auch vermarktet. Für den Tierhalter ist die Beweidung mit weiteren Vorteilen verknüpft, wie z.B. die Aufnahme zusätzlicher Weideflächenangebote in die Pflegebeweidung und/oder eine Entlohnung in Form von Naturalien, indem dem Tierhalter das Ernterecht übertragen wird (RUPP 2013, S. 106). In aufgelassenen Steinbrüchen können ebenfalls Weidetiere zum Einsatz kommen. Ein gutes Beispiel hierfür ist die „Urzeitweide im Steinbruch Gerhausen“ bei Blaubeuern¹², in welcher 27 Heckrinder und 13 Konik-Pferde die Verbuschung des Steinbruchs zurückdrängen sollen und damit die Bildung einer parkartigen Landschaft fördern.



Abb. 38: Gestaltung der Vegetation unter einer Stromtrasse als beweideter lichter Wald, um Begehrbarkeit und Wartungsarbeiten zu erleichtern (Foto: M. Rupp).
Fig. 38: Management of the vegetation under a power line as a grazed light forest to facilitate accessibility and maintenance (photo: M. Rupp).

5.1.2 Traditionelle Nieder- und Mittelwaldwirtschaft

Die wohl bekannteste Ausprägung der Niederwaldwirtschaft sind die Hauberge im Siegerland. Die letzten Haubergfeuer wurden im Laufe der 1950er Jahre aufgegeben. Von der alten Haubergswirtschaft sind heute noch 2 576 ha eichen- und birkenreicher Niederwald (bis Alter 35 Jahre) vorhanden. Auf den basenarmen, unterdevonischen Verwitterungsböden kommen neben der Eiche und Birke auch der Faulbaum und der Besenginster vor (BECKER & FASEL 2007). Die sogenannte Haubergswirtschaft stellt eine Sonderform des „klassischen“ Niederwaldbetriebs dar. Anders als eine reine Brennholznutzung waren etliche Zwischennutzungen, wie Buchweizen- und Getreideansaat, Gewinnung von Reisig, Ginster- und Laubstreu, Eichenlohe und Holzkohle integriert. Der Wald diente

¹² Siehe <http://www.heidelbergcement.de/de/schelklingen/urzeitweide>, abgerufen am 24.11.2015.

somit sowohl forstwirtschaftlichen als auch landwirtschaftlichen und industriellen Zwecken gleichzeitig (NRW-Stiftung 2010).

Über die Nordrhein-Westfalen-Stiftung wurde im Jahr 1991 24 ha der historische Hauberg Fellinghausen im Siegerlandes modellhaft wieder in Betrieb genommen. Außer dem ehemaligen Vieheintrieb und der Streunutzung wurden die traditionellen Nutzungsformen wieder aufgenommen, aber auch Naturschutzziele verfolgt: Einige der vorkommenden Pflanzen- und Tierarten des Siegerlandes sind auf die Haubergwirtschaft angewiesen, darunter das Haselhuhn und der Eichenzipfelfalter (NRW-Stiftung 2010). Der Niederwald wird noch heute nach der alten Haubergsverordnung durch die Waldgenossenschaft Fellinghausen (Körperschaft des öffentlichen Rechts) erwirtschaftet. Jedes Mitglied der Waldgenossenschaft besitzt einen oder mehreren ideelle Anteile. Zusätzlich wird das Projekt durch einen Arbeitskreis von elf Mitgliedern begleitet. Der Waldphase in 20-jährlichem Umtrieb folgt ein ein- bis zweijähriger Getreideanbau mit anschließender Beweidung oder dem Einsatz von Feuer. Durch die Unterteilung der Fläche in ein bis 1,5 ha große Schlagflächen, von den Einheimischen auch „Jähnen“ genannt, sind alle Altersstadien des Niederwaldes auf der Projektfläche vertreten. Abb. 39 und Abb. 40 zeigen zwei verschiedene Waldbilder des Gebiets.



Abb. 39: Mittelwaldähnlich bewirtschafteter Wald im historischen Hauberg Fellinghausen (Siegerland), ein Jahr nach dem Stockhieb im Unterstand. Das Feinreisig wird auf der Fläche belassen. Die Überhälter dienen in erster Linie der Eichenverjüngung (Foto: M. Oelke). **Fig. 39:** A forest, managed similar to coppice with standards, in the historic "Hauberg Fellinghausen" (Siegerland), one year after the harvest in the lower storey. The brushwood is left in the stand. The standard trees primarily serve the oak regeneration (photo: M. Oelke).



Abb. 40: Lichte Verhältnisse in einem durchgewachsenen Niederwald mit Birke, Stieleiche, Traubeneiche ohne regelmäßige Durchforstung. Bestand nahe der Ruwer, Landkreis Trier-Saarburg (Foto: M. Oelke). **Fig. 40:** Light conditions in an abandoned coppice with birch, common oak, sessile oak, without regular thinning. Stand near the Ruwer, district Trier-Saarburg (photo: M. Oelke).

Laut dem Landeswaldgesetz NRW können vertragliche Naturschutzvereinbarungen mit den Waldgenossenschaften getroffen werden. So werden seit dem Jahr 1987 mit neun Waldgenossenschaften auf 270 ha Niederwaldfläche Maßnahmen zur Schaffung von Habitatstrukturen für das Haselhuhn gefördert (LANUV 2007). Dabei auftretenden Problemen (wie z.B. Wilddruck, Abb. 41) muss allerdings aktiv entgegengesteuert werden.

Zusätzlich zu dem oben erwähnten Projekt sind weitere Versuche, den traditionellen Mittelwaldbetrieb wieder aufzunehmen, nennenswert. So wurde z.B. das Projekt „Mittelwald an der Mittelelbe“ im Biosphärenreservat Flusslandschaft Elbe in Sachsen-Anhalt auf einer Gesamtfläche von 30 ha im Zeitraum von 2008 bis 2010 mit finanzieller Unterstützung der Deutschen Bundesstiftung Umwelt und der Totto-Lotto GmbH Sachsen-Anhalt ins Leben gerufen. Dabei sollten geeignete Flächen in einen Mittelwald umgewandelt und Versuchsfelder für langfristige ökologische Begleituntersuchungen ausgesucht werden. Die Hauptziele sind naturschutzfachlich und kulturhistorisch begründet (REICHHOFF & REICHHOFF 2010). Mit dem Ziel, typische Lebensgemeinschaften des Mittelwaldes zu erhalten, wurde auch das Mittelwaldprojekt im Opfinger Mooswald (COCH & MÜLLER-BAU-

ERNFEIND 2002, COCH & VÖGELI 2006) ins Leben gerufen. Durch das Erreichen einer kleinstandörtlichen Strukturvielfalt sollten u.a. Lebensräume für verschiedene Spechtarten geschaffen werden.



Abb. 41: Hohe Schalenwild-dichten können die Regeneration von Hiebflächen im Niederwald erheblich verzögern und zu einer Entmischung der Baumarten führen. Verbissener Buchen-Stockausschlag in einem Niederwald bei Waldbröl, Oberbergischer Kreis (Foto: M. Oelke).

Fig. 41: High numbers of hoofed game can significantly slow down the regeneration in coppiced forests and lead to a segregation of tree species. Browsed beech resprout in a coppice near Waldbröl, district Oberbergischer Kreis (photo: M. Oelke).

5.1.3 Industriewald Ruhrgebiet

Dieses Beispiel spielt aufgrund seines Flächenumfangs im Ruhrgebiet eine „Vorreiterrolle im Bereich der urban-industriellen Natur“ (KEIL et al. 2013). Der Industriewald Ruhrgebiet geht auf die Internationale Bauausstellung Emscher Park zurück. Entwicklungsziele dieses Gebiets war zum einen die Etablierung spontaner, der natürlichen Entwicklung überlassener Industriewälder (Abb. 42). Diese sollen vorrangig der Prozessschutzforschung dienen. Zum anderen sollte der Industriewald als neues Naherholungsgebiet für die Stadtbewohner erschlossen werden sowie als kultureller Raum für Kunstprojekte dienen (KEIL & OTTO 2007, WEISS 2007). Außerdem unterstreichen KEIL et al. (2013) die besondere Bedeutung des Industriewaldes für den regionalen Biotopverbund.

In den Vertragsflächen des Industriewaldprogramms der Landesforstverwaltung NRW (204,5 ha) sind die Industriewälder 10 bis 50 Jahre alt. Circa 70 % der jüngeren und ca. 30 % der älteren Waldentwicklungsstadien haben Lichtwaldcharakter (van Gember, schriftl. Mitt. vom 12.11.2015). Die Böden sind unterschiedlich zusammengesetzt. Größtenteils bestehen diese aus technogenen Substraten, darunter auch die sog. „Waschberge“ aus Kohle und Stein. Durch das Sturmweereignis „Kyrill“ im Sommer 2007 seien größere Waldlücken entstanden, was den Übergang der Pionierwaldvegetation (1. Baumgeneration) zum nächsten Stadium (2. Baumgeneration) beschleunige. Birke, Salweide und teilweise auch die spätblühende Traubenkirsche, Grau- und Roterle sowie weitere Pionierbaumarten werden nach und nach von Bergahorn, Eiche und Robinie abgelöst.



Abb. 42: Ein zum „Projekt Industriebwald Ruhrgebiet“ gehöriger Pionierholz-reicher, lichter Wald bei der Zeche Zollverein in Essen (Foto: W. Konold).
Fig. 42: A pioneer tree species-rich, light forest belonging to the „Project Industriebwald Ruhrgebiet“ at the coal mine of Zeche Zollverein in Essen (photo: W. Konold).

Die langfristige Entwicklung der Vegetationszusammensetzung von Industriebrachen hänge sehr stark vom Ausgangssubstrat ab. Einschätzungen von Gembers zufolge dürften sich auf den annähernd natürlichen Böden Eichen-Buchenwälder etablieren, während die dauerhaft gestörten Böden auch auf lange Sicht von trockenen bis feuchten Eichen-Birken-Wälder bestockt sein werden. Die tatsächliche Entwicklung bleibt heute noch abzuwarten. Dazu kommt, dass natürliche Sukzessionsprozesse im Industriebwald durch die aktive Gestaltung für die Freizeitnutzung verzögert werden (van Gember, schriftl. Mitt. vom 12.11.2015).

KEIL et al. (2013) sehen die größten Potentiale für den Naturschutz hauptsächlich in den frühen Sukzessionsstadien von Industriebrachen. Bereits im Gebüschstadium verlören Industriebrachen jedoch naturschutzfachlich an Bedeutung. Etwas anders sieht es van Gember, der Untersuchungen im Rahmen der heute 15 Jahre alten Sukzessionsforschung im Industriewald Ruhrgebiet begleitet. Tatsächlich seien die halboffenen Brachephasen bis hin zu den Verbuschungsphasen die artenreichsten, doch den älteren Waldphasen dürfe eine ähnliche naturschutzfachliche Bedeutung zugeordnet werden (van Gember, schriftl. Mitt. vom 12.11.2015).

Im Hinblick auf die Entwicklung von lichten Wäldern auf Industriebrachen ist vor allem die hohe Vielfalt an Biotopstrukturen durch das Nebeneinander verschiedener Sukzessionsstadien auf kleiner Fläche zu verzeichnen. Auf einem größeren Maßstab fördert der Sukzessionsschutz nicht nur das Vorkommen seltener Offenlandarten, sondern auch eine hohe Diversität an Lebensräumen. In diesem Fall stellen lichte Wälder Begleiterscheinungen dar, die dennoch ein wichtiges Bindeglied im Ökosystem Industriewald als Biotopverbundkonzept fungieren.

5.2 Schlussfolgerungen für die Praxis

5.2.1 Verfahren der Landschaftspflege

Neben der Relevanz der einzelnen Lichtwaldkategorien für die biologische Diversität sind ökonomische Gesichtspunkte ebenfalls in die Diskussion einzubeziehen. Zur ökonomischen Einschätzung von landschaftspflegerischen Erhaltungsmaßnahmen können kostenrelevante Informationen z.B. aus den Beiträgen von PROCHNOW & SCHLAUDERER (2002), SCHLAUDERER & PROCHNOW (2003) und des BLU (2010) bezogen werden. Viele natürliche Vorkommen lichter Waldformationen gelten als seltene naturnahe Waldgesellschaften und sind als Natura 2000-Waldbiotope europaweit gesetzlich geschützt (SCHMALFUSS & ALDINGER 2012). Obwohl diese Wälder teilweise früheren Nutzungsver suchen unterlegen sind, so z.B. durch Entwässerungsmaßnahmen (BENSETTITI 2001), sind sie heute von einer forstwirtschaftlichen Nutzung ausgeschlossen. Für diese Lebensräume besteht ein allgemeingültiges Verschlechterungsverbot. Sollten diese in ihrem Bestand gefährdet sein, so gilt es sie aktiv zu pflegen (SCHMALFUSS & ALDINGER 2012).

5.2.1.1 Voraussetzungen

Die Erhaltung von lichten Wäldern, die vorrangig Naturschutzzwecke erfüllen, ist aufgrund folgender Bedingungen mit einem hohen Landschaftspflegeaufwand verbunden: Räumlich und zeitlich schwankende Aufwuchsmassen, unterschiedliche Parzellenformen und -größen, starke Hangneigungen, Bodenunebenheiten und Hindernisse und eine oft schwere Zugänglichkeit der Flächen stellen schwierige Einsatzbedingungen dar. Um die naturschutzfachlichen Anforderungen einzuhalten, sind möglichst bodenschonende, meist motormanuelle Verfahren zu bevorzugen. Idealerweise wird die Pflege von lichten

Wäldern durch land- oder forstwirtschaftliche Betriebe übernommen, die ohnehin über die benötigten Geräte verfügen und dazu in der Lage sind, die anfallende Biomasse selber zu verwerten (PROCHNOW 2001).

5.2.1.2 Pflege natürlicher lichter Wälder

Tab. 9: Managementempfehlungen für die Pflege und Erhaltung von natürlichen lichten Wäldern. **Tab. 9:** Management recommendations for the care and conservation of natural light forests.

Aufgabe	Kostenfaktoren
Verkehrssicherungspflicht entlang von Wegen und Straßen	Kontrollgänge, Auszeichnen, Fällen, Entasten, Sammeln, Abtransport, Verwertung.
Bei Eutrophierung Aushagerung herbeiführen	<ul style="list-style-type: none"> • Biomasse regelmäßig entfernen • Z.T. Oberboden entfernen, dazu nach Baumfällungen Stubben ziehen • Regulative Eingriffe in den Bodenwasserhaushalt, die Besucherlenkung, die Sukzession
Neophyten und unerwünschte einheimische Arten entfernen	Optionen: (einzeln oder in Kombination) <ul style="list-style-type: none"> • Mechanisches Entfernen • Regelmäßiges Schädigen • Beweiden • Konkurrenzdruck erhöhen
Störungsregime bzw. Standortextreme aufrechterhalten oder belassen	Die Faktoren, die das lichte Waldbild bedingen, präsent halten. Dabei können Kosten anfallen bei der Erstellung von Managementplänen, bei Monitoring und Kontrollen, Erhaltung, Neubau oder Abbau baulicher Einrichtungen und Öffentlichkeitsarbeit. Beispiele: <ul style="list-style-type: none"> • Überstauung, lang anhaltende Vernässung • Feuer • Fraß und Tritt • Nach klimatischen und biogenen Störereignissen ist abzuwägen, wie der Mensch die folgende Sukzession steuert oder nicht. • Weggefallene Störgrößen imitieren, z.B. Panzerkette über Fläche schleifen. • Mechanische Belastungen (Steinschlag, Lawinen, Erdbeben, ...)

Aus Tab. 9 lässt sich andeutungsweise ableiten, dass die Kosten je nach Gelände, der Menge an zu beseitigender Biomasse, Eutrophierungsgrad, Gefahrensituation und Flächenentwicklungsziel sehr stark variieren können. Spezifische Kosten lassen sich daher nur individuell ermitteln.

5.2.1.3 Pflegemaßnahmen

Die Pflege von Lichtwaldobjekten unterscheidet sich von der Pflege offener Flächen (Grünland) durch das Vorhandensein einer Baum- und einer Strauchschicht. Aufgrund des Gehölzvorkommens in lichten Wäldern ist die Befahrbarkeit durch motorisierte Fahrzeuge eingeschränkt. Die Mahd, die Aufnahme und der Transport des Schnittgutmaterials ab der Einsatzfläche bedürfen einer gewissen Erschließung. Das landschaftspflegerische Vorgehen variiert allerdings sehr stark mit dem Typus des entsprechenden Lichtwaldobjektes und dem verfolgten Naturschutzziel.

Mahd

Sollte man sich gezielt für die Konservierung des Zustandes eines lichten Waldes entscheiden, sind Pflegemaßnahmen in Form von Mahd denkbar. Um bodenbrütende Vögel zu schützen und je nach dem Artenvorkommen, sollte die erste Mahd nicht vor Mitte Juni bis Ende August erfolgen. Balkenmäher sind faunaschonender als Rotationsmähwerke. Die Flächen sollten immer so gemäht werden, dass die Tiere eine Möglichkeit haben, vor dem Maschineneinsatz in die benachbarten Flächen auszuweichen. Außerdem sollten die Schnitthöhen nicht unter 10 cm betragen, um Kleintieren Fluchtmöglichkeiten zu bieten (PROCHNOW 2001).

Mulchen

Eine günstige Alternative zur Entfernung des Mähguts kann das Mulchen sein, d.h. das Zerkleinern und Liegenlassen des Aufwuchses auf der Fläche. Je nach den vorherrschenden klimatischen und edaphischen Verhältnissen wirkt sich das Mulchen unterschiedlich auf den Nährstoffhaushalt des Bodens aus. In den kontinental getönten Gebieten Süd- und Ostdeutschlands kann das Mulchen mittelfristig zur Aushagerung der Böden führen. Wird auf der Fläche zweimal im Jahr gemulcht (Mitte bis Ende Juni und Ende August), verschiebt sich das Artenspektrum zu einer Dominanz von Nährstoffarmut zeigenden Arten hin, während die Artenzahl deutlich ansteigt. Das zu Beginn des Brachfallens von Grünland bestehende Gräser-Kräuter-Verhältnis verschiebt sich je nach Standort deutlich zugunsten der Kräuter oder zugunsten der Gräser (LEL 2015). Ein Mulchen in großen Zeitabständen (weniger als einmal im Jahr) verlangsamt die Vegetationsukzession. Weniger sinnvoll ist diese Pflegemaßnahme in halboffenen Wäldern, da es bei der Zurückdrängung von Gehölzen wenig Wirkung zeigt. Vielmehr kann das Mulchen dazu beitragen, stark eutrophe Böden ehemals landwirtschaftlich genutzter Agrarflächen zu extensivieren bzw. ökologisch aufzuwerten. Auf Truppenübungsplätzen erfolgt das

Mulchen auf kleinen Flächen, um Zwergstrauchheiden offenzuhalten und Landreitgrasfluren zurückzudrängen (PROCHNOW & SCHLAUDERER 2002).

Die Verfahrenskosten des Mulchens variieren je nach Aufwuchsmenge, Hindernissen und Geländeneigung zwischen 25 bis 320 € je ha (PROCHNOW & SCHLAUDERER 2002, LEL 2015). Zum Einsatz kommen Sichel- und Schlegelmulchgeräte. Schlegelmulchgeräte sind für stark verholzten Aufwuchs besser geeignet. Sichelmulchgeräte dagegen eignen sich eher für leichteren Kraut- und Grasbewuchs, sie reagieren unempfindlich auf steinigem Gelände (LEL 2015).

Entbuschen

Soll der natürlichen Sukzession mit größerem Aufwand entgegengewirkt werden, um einen bestimmten Lichtwaldstadium gezielt aufrechtzuerhalten, so lassen sich aufwendigere Entbuschungsmaßnahmen nicht mehr vermeiden. Hierzu empfehlen PROCHNOW & SCHLAUDERER (2002, S. 7) die Beseitigung der unerwünschten Gehölzvegetation auf die Wintermonate zu beschränken. „Mit zunehmenden Gehölzdichten und -stärken“ könnten, so die Autoren, „die Verfahrenskosten ansteigen und 10.000 €/ha erreichen“.

Abplaggen

Einen anderen Weg, Nährstoffanreicherung und Überalterung zu verhindern, ist das Abplaggen. Als spezielle Maßnahme der Kulturlandschaftspflege kommt sie z.B. für *Calluna*-Heiden in Frage. Das Abplaggen besteht darin, die obere Rohhumusaufgabe und die obere durchwurzelte Bodenschicht bis in 10 cm Tiefe abzutragen. Das Abplaggen erfolgt auf drei Wege erfolgen: Abschieben, Abbaggern oder Aufnehmen mit Hilfe von Spezialmaschinen. Meist wird die entfernte Bodenschicht kompostiert. Nach PROCHNOW & SCHLAUDERER (2002, S. 7) zufolge, liegen die Verfahrenskosten bei etwa 1.700 bis bis 5.000 €/ha. Mit dem Ziel der Erhaltung von Flechten-Kiefernwäldern wird das Abplaggen mit dem Streurechen kombiniert eingesetzt (siehe folgender Abschnitt).

Streurechen

Hinsichtlich der naturschutzfachlichen Bedeutung von lichten Kiefernwaldgesellschaften, die aus einer jahrhundertlangen Streuentnahme entstanden sind, stellt sich ebenso die Frage der praktischen Machbarkeit einer Wiedereinführung der Streunutzung. In diesem Zusammenhang legt STRAUSSBERGER (1999) wichtige Pro- und Contra-Argumente vor: Neben den hohen Kosten eines Streurechenansatzes (für die Entnahme der Bodenstreu per Hand mit Rechen zuzüglich Abtransport, Kompostierung und/oder Lagerung) sei diese Maßnahme im Rahmen einer naturnahen Waldwirtschaft nicht umsetzbar. Da die Notwendigkeit der Streunutzung heutzutage nicht mehr bestehe, sei diese Nutzungsform ausschließlich landschaftspflegerisch zu begründen. Dennoch seien Flechten-Kiefernwaldgesellschaften und damit verknüpft die Erhaltung zahlreicher Tierarten auf eine

Streunutzung angewiesen. Eine vergleichbare Argumentation führen SAUTTER (2003) und HÄRDTLE et al. (2004) für die Erhaltung von Kiefern-Trockenwälder.

Im Rahmen des Projektes „Streunutzung zur Erhaltung bzw. Wiederherstellung von Flechten-Kiefernwäldern im Biosphärenreservat Niedersächsische Elbtalaue“ konnte festgestellt werden, dass die Ausbringung von Flechten-Thalli zusätzlich zum Abplaggen in den Dauerbeobachtungsflächen die erfolgreichere Maßnahme zur Regenerierung und Wiederherstellung von Flechten-Kiefernwäldern darstellt. Zum gleichen Ergebnis ist man auch im Rahmen von Versuchen in Flechten-Kiefernwäldern des Nürnberger Reichswaldes gekommen. In den mit Flechten-Thalli „geimpften“ Flächen ist die Wiederbesiedlung des Rohbodens zwei bis drei Jahre schneller erfolgt als auf naturbelassenen Rohböden (Forstamtsleiter Blank, mündl. Mitt. vom 20.08.2015). Sollen Flechten-Kiefernwälder also gezielt gefördert werden, so ist dies mit einem beträchtlichen Aufwand verbunden. Es wurde beobachtet, dass die durch Streuentnahme geförderten Flechtenarten sehr schnell durch konkurrenzstärkere Moospolster verdrängt werden. FISCHER et al. (2013) bestätigen die von STRAUSSBERGER (1999) benannte Gefährdung der Flechten-Kiefernwälder durch Nährstoffeinträge aus der Luft, wobei sich insbesondere die Rindermastanlagen in unmittelbarer Umgebung des „Carrenziener Forst“, in dem viele Flechtenarten der Roten Liste Niedersachsens vertreten sind, als problematisch erweist. Es stellt sich also die Frage nach der Dauerhaftigkeit von pflegenden Eingriffen.

STRAUSSBERGER (1999) hält das Streurechen in kleinflächigem Umfang und ausschließlich in Naturschutzgebieten für denkbar. Im Rahmen des oben genannten Projektes erwiesen sich sowohl dichte Stangenholzbestände als auch ältere Kiefernbestände als geeignet für die Umsetzung der Erhaltungsmaßnahmen. Hinsichtlich des Artengefüges der Flechten-Kiefernwälder begründet das Bundesland Niedersachsen die Erhaltung der Vorkommen im „Carrenziener Forst“ in der europaweiten Verantwortung, dieses Lebensraumtypus zu erhalten (FISCHER et al. 2013). Versuche im Nürnberger Reichswald haben die ökonomische Vorteilhaftigkeit des Einsatzes eines Mini-Baggers als Alternative zum manuellen Streurechen bewiesen, so Forstamtsleiter Blank (mündl. Mitt. vom 20.08.2015).

Kontrolliertes Brennen

In Mitteleuropa trat das kontrollierte Brennen in den 1970er Jahren als eine mögliche Maßnahme gegen die zunehmende Verbrachung landwirtschaftlicher Flächen verstärkt in die Diskussion. Unter dem „kontrollierten Brennen“ ist die möglichst schonende Begrenzung der jährlichen oberirdischen Biomasseproduktion und des Gehölzaufwuchses durch den Einsatz von Feuer niedriger Temperaturen („kaltes Feuer“) zu verstehen (SCHREIBER 1997). Langfristig hat sich das kontrollierte Abbrennen von schmalen, streifenförmigen oder handtuchartigen Parzellen bewährt, um eine Gehölzentwicklung auf Grünlandstandorten zu verhindern. In Verbindung mit der Pflege und Erhaltung von halboffenen Wäldern könnte der Einsatz von Feuer eine alternative Maßnahme zur Zurückdrängung von „Problemplanzen“ darstellen. Wird das kalte Feuer mosaikartig über die

Brachfläche eingesetzt, so lässt sich vermuten, dass die sonst rasche Vegetationssukzession hin zu einem geschlossenen Wald in Richtung einer halboffenen, vielfältig strukturierten Landschaft gelenkt werden könnte, so SCHREIBER (1997). Der Einsatz des kalten Feuers auf kleiner Fläche erlaubt eine rasche Kolonisierung der gebrannten Fläche durch Tiere aus dem benachbarten Umland. Die Auswirkungen auf die Vegetation sind dabei flächenabhängig. Man könne sowohl mit Artenverlusten als auch mit Artenzunahmen zu rechnen (SCHREIBER 1997).

Befragungen im Kaiserstuhlgebiet, in der Lüneburger Heide, in der Diepholzer Moorniederung, im Thüringer Schiefergebirge und in Sachsen-Anhalt haben aufgezeigt, dass das kontrollierte Brennen als Landschaftspflegemaßnahme einen ambivalenten Stellenwert unter der Bevölkerung und den betroffenen Akteuren aus der Forst- und Landwirtschaft einnimmt. In Verbindung mit der Offenhaltung von Truppenübungsplätzen z.B. falle die Akzeptanz von verbrannten Flächen in der Landschaft deutlich geringer aus gegenüber dem Einsatz von Nutztieren. Akzeptanzprobleme verhindern die praktische Weiterentwicklung des kontrollierten Brennens als Technik der Landschaftspflege (ANDERS et al. 2003). Angesichts der geringen Akzeptanz von Feuer in der Öffentlichkeit dürfte das kontrollierte Brennen höchstens kleinflächig oder aber weit außerhalb von Siedlungen neben weiteren, „herkömmlichen“ Pflegemaßnahmen innerhalb eines gesamtheitlichen Landschaftspflegekonzepts zum Einsatz kommen. Zusätzlich wäre eine Aufklärung der betroffenen Akteure über Sinn und Zweck des kontrollierten Brennens unerlässlich.

Die Kosten für das kontrollierte Brennen, die hauptsächlich auf den Lohnkosten für die Arbeitskräfte und auf festen Kosten (Abschreibungen, Zinsanspruch für Gasbrenner, Traggestell, Leihgasflasche und Feuerpatsche) beruhen, lassen sich vergleichsweise leicht ermitteln. Variable Kosten fallen nur für das Brenngas an. Danach variieren die Kosten je nach Flächengröße, Breite des Schutzstreifens und Flächenleistung des Feuers [ha/h] für die Gesamtfläche. Ökonomisch betrachtet sei das kontrollierte Brennen mit verhältnismäßig geringen Verfahrenskosten verbunden: Bei einem 6 m breiten Schutzstreifen auf einer Fläche von 0,5 ha und einer Flächenleistung von 0,3 ha/h würden die Verfahrenskosten für den Einsatz bei 142 € liegen, bei einem 3 m breiten Schutzstreifen und einer Gesamtfläche von 10 ha liegen diese nur noch bei 40,2 € (ANDERS et al. 2003). Über einem Jahrzehnt nach den Berechnungen von ANDERS et al. (2003) dürften sich die zu erwartenden Verfahrenskosten nur geringfügig erhöht haben.

5.2.1.4 Nieder- und Mittelwaldbewirtschaftung

Damit der Niederwald seinen naturschutzfachlichen Zweck erfüllt, ist die Sicherung einer planmäßigen Bewirtschaftung unabdingbar. Besonders wichtig dabei ist die Beibehaltung der wertvollen lichten Waldphasen einerseits (GÜTHLER 2003) und von Ökotonen andererseits (TREIBER 2002, TREIBER 2003). Bei der Wahl der Betriebsart sind folgende ökologische Voraussetzungen zu beachten (weitere Aspekte in Abschnitt 2.2):

In Bezug auf die Fauna:

- Die Verfügbarkeit von Freiflächen mit vergleichbarem Klima, die sich in unmittelbarer Nachbarschaft voneinander befinden, sichert den Austausch zwischen den Arten.
- Der sog. Grenzlinieneffekt wird durch das Vorhandensein von Schlagfluren von unterschiedlichem Alter gewährleistet.
- Zahlreiche Arten profitieren von Kleinstrukturen, die für den Niederwald charakteristisch sind (ROSSMANN 1996, SUCHOMEL et al. 2013).

In Bezug auf die Flora:

- Lichtbaumarten benötigen genügend große Freiflächen, um sich zu verzüngen.
- Die Wurzelstöcke werden im Winterhalbjahr am besten mit Nährstoffen versorgt. Im Frühjahr können diese Nährstoffe in den Stockausschlägen mobilisiert werden.
- Die meisten vorkommenden Arten profitieren von der hohen Habitatvielfalt von Nieder- und Mittelwald auf kleiner Fläche.

In Anbetracht dessen lässt sich die Betriebsart folgendermaßen gestalten:

- Der Einschlag sollte bevorzugt im Winter nach dem Laubabwurf erfolgen. So werden Gehölze und Boden geschont.
- Benachbarte Flächen sollten einen Altersunterschied von drei bis fünf Jahren nicht überschreiten.
- Die einzelnen Schläge sollten nicht weiter als 300 Meter voneinander entfernt liegen.
- Sonderhabitats wie Altholzinseln, bemerkenswerte Baumexemplare, Lesesteinhaufen etc. sollten erhalten bleiben.
- Die einzelnen Schlägeflächen sollten eine Größe von 0,5 ha nicht unterschreiten.
- Die Umtriebszeit beträgt nach historischem Vorbild 20 bis max. 40 Jahre, wobei die einzelnen Schlagflächen nacheinander auf den Stock gesetzt werden. Aus waldbaulicher Sicht lässt sich das Umtriebsalter am Zuwachsalter orientieren. Bei ausreichend vorkommenden lichten Stadien auf der Gesamtfläche kann die Umtriebszeit auch höher liegen, um die Wirtschaftlichkeit zu erhöhen. Ein ausreichender Stockausschlag ist – zumindest für Eiche und Hainbuche – auch in höherem Alter noch gewährleistet (PYTTEL et al. 2012).
- Nadelhölzer, die sich durch Anflug aus benachbarten Waldbeständen verzüngen haben, müssen nicht unmittelbar entfernt werden, da sie ebenfalls zur Lebensraumvielfalt beitragen (FICHEFET 2011, SUCHOMEL et al. 2013, HELFRICH-HAU 2015).

Wie die räumliche Einteilung der einzelnen Schlagflächen im Gelände bei einer Überführung in einem Niederwald idealerweise aussehen kann, lässt sich anhand des Niederwaldmodells von HELFRICH-HAU (2015) feststellen. Durch das räumliche Nebeneinander von Schlagflächen unterschiedlichen Alters entsteht die angestrebte Raum-Zeit-Dynamik. Sollen bestimmte Zielarten wie etwa das Haselhuhn gefördert werden, so kann die

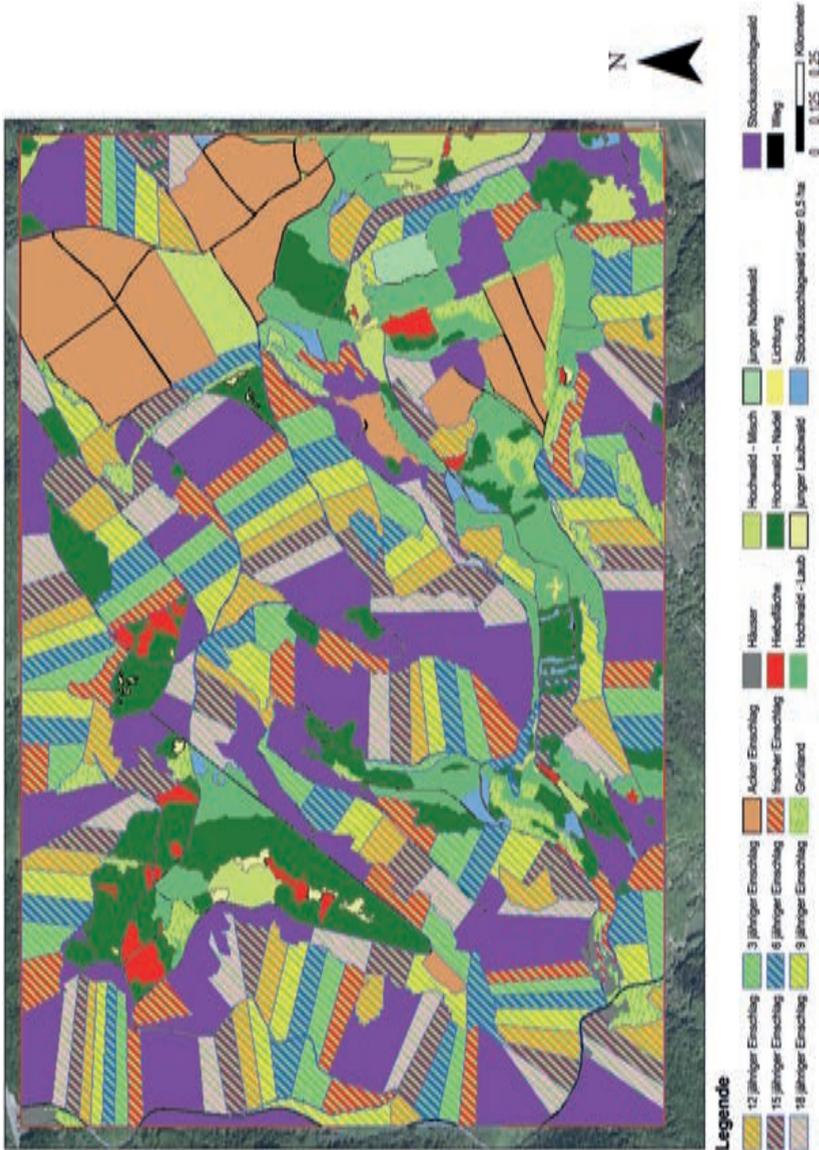


Abb. 43: Modell der Hiebführung bei der Wiedereinführung der Niederwaldwirtschaft im Moselgebiet von Rheinland-Pfalz mit einem hohen Anteil an Wäldern, die aus Stockausschlag hervorgegangen sind. Zielart ist in diesem Fall das Haselhuhn, das sechs- bis achtzehnjährige Schlagflächen in einer bestimmten räumlichen Verteilung bevorzugt. Ab der siebten Erntephase sind alle nötigen Altersstadien des Niederwaldes vertreten (aus HELFRICH-HAU 2015). **Fig. 43:** Model of the mosaic harvesting system for the reintroduction of coppice management in the Moselle region of Rhineland-Palatinate with a high proportion of forests that have resulted from resprouting. The target species in this case is the hazel grouse, which favors six to eighteen-year-old phases in a particular spatial distribution. From the seventh harvest phase, all the necessary age stages of the coppice are represented (from HELFRICH-HAU 2015).

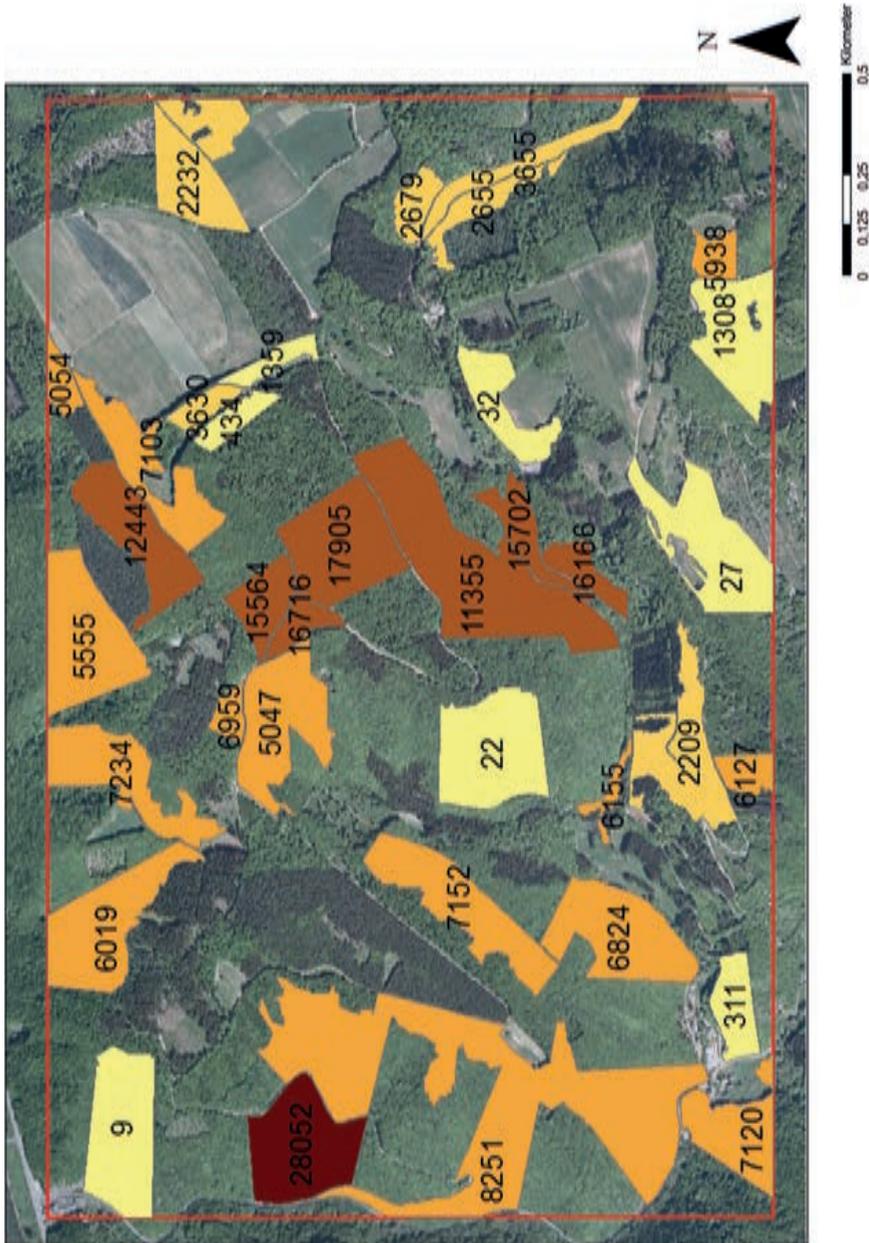


Abb. 44: Für das Haselhuhn geeignete Biotope, dargestellt mit dem Proximity-Index; zusammengefügt sind 6- bis 18-jährige Schläge, je höher die Zahl und je dunkler die Fläche, umso günstiger für das Haselhuhn (aus HELFRICH-HAU 2015). **Fig. 44:** Habitats suitable for hazel grouse, presented with the proximity index; 6 to 18-year old areas are matched. The higher the number and the darker the area, the more favorable for the hazel grouse (from HELFRICH-HAU 2015).

Einteilung der Schlagflächen deren Lebensraumansprüchen entsprechend angepasst werden (HELFRICH-HAU 2015, Abb. 43 und 44).

Im Mittelwald wird ähnlich vorgegangen, wobei das Oberholz einen Überschirmungsgrad von 40 % nicht übersteigen sollte (FICHEFET 2011, SUCHOMEL et al. 2013, HELFRICH-HAU 2015). Dies entspricht in der Praxis einer Stammzahl von etwa 20–40 je ha (COCH & MÜLLER-BAUERNFEIND 2002). Außerdem steigern die Förderung einer blütenreichen Laub- und Krautschicht und das Belassen eines ausreichenden Alt- und Totholzanteils im Oberholz die ökologische Funktion dieser Waldformationen zusätzlich (GÜTHLER 2003). Im Niederwald spielt Totholz durch das Absterben von Altbäumen keine Rolle, weil fast die gesamte Holzbiomasse beim Stockhieb entfernt wird. Totholzbildend sind abgestorbene Wurzelstöcke oder einzelne Teile von Wurzelstöcken, die an anderer Stelle noch austreiben werden (JOTZ & KONOLD 2009, Abb. 45).

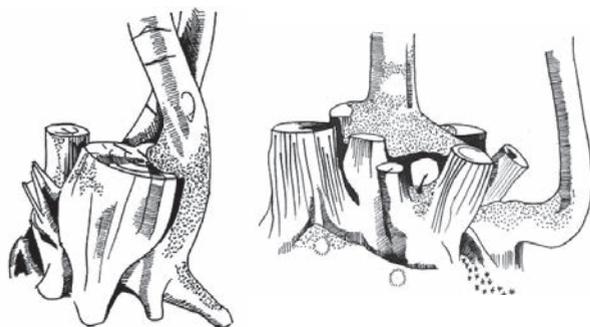


Abb. 45: Mikrostrukturen an alten, teils abgestorbenen Wurzelstöcken in einem Edelkastanien-Niederwald bei Oberkirch (aus JOTZ & KONOLD 2009). **Fig. 45:** Microhabitats at old and partly dead stools in a chestnut coppice near Oberkirch (from JOTZ & KONOLD 2009).

Letztendlich hängt die gewählte Pflegeform des Niederwaldes im Wesentlichen vom beabsichtigten Ziel ab. Soll der Niederwald langfristig gute Holzerträge sichern, so schützt das Belassen von Biomasse auf der Fläche vor einer Bodenaushagerung. Liegen dem Niederwaldbetrieb Naturschutzziele zugrunde, die den kulturhistorisch entstandenen Niederwald mit seinen im Zuge langjähriger Nährstoffentzüge oligotrophen Böden schützen sollen, so ist nach dem Kleinkahlschlag die gesamte Biomasse samt Reisig von der Fläche zu beseitigen (SUCHOMEL et al. 2013). Letzteres trifft für den lichten Wald eher zu.

Auf Grundlage von verschiedenen Modellvoraussetzungen (Holzerlös, Ernteverfahren, Abtransport, Erschließung) simulierte SUCHOMEL (2011) den zu erwartenden Holzerlös aus dem Niederwaldbetrieb in Abhängigkeit vom erreichten Brusthöhendurchmesser der Stockausschläge und den mit der Holzernte verbundenen Arbeitsaufwand. Danach ist der Kostenaufwand bzw. der zu erzielende Holzerlös sehr stark von der Zugänglichkeit und der Befahrbarkeit der Bestände abhängig. In einem Niederwald am Steilhang ist der Einsatz von Vollerntemaschinen nicht möglich. In dem Fall kommt eine motormanuelle Holzernte in Frage. Der Ernteaufwand in der Modellrechnung wird im Steilhang bei Seil-



Abb. 46: Holzernte im Niederwald mit Seilkran (Foto: C. Suchomel). **Fig. 46:** Harvesting in coppice with a cable crane (photo: C. Suchomel).

kranbringung allerdings erst ab einem Brusthöhendurchmesser von 23 cm gewinnbringend, wobei lukrative Erlöse unter ertragschwachen Standortbedingungen selbst bei Stockausschlägen höherer Stärkeklasse kaum zu erwarten sind.

Daraus lässt sich schlussfolgern, dass die Erhaltung von naturschutzfachlich wertvollen Niederwaldhabitaten aus ökonomischer Sicht alles andere als lukrativ ist. Durch die Auswahl möglichst standortangepasster Erntemethoden kann der finanzielle Aufwand für die Aufrechterhaltung des Niederwaldes lediglich auf einen Mindestmaß gehalten werden. Da lichte Niederwaldbestände auf den waldbaulich schlechteren Standorten stocken, häufig am Steilhang vorkommen und daher schwer zugänglich sind, findet deren Erhaltung ihre Begründung hauptsächlich in naturschutzfachlichen und kulturhistorischen Zwecken (CONRADY & FASEL 2007). In geschützten Waldbiotopen sind ausschließlich boden- und stammschonende Verfahren denkbar, so dass der kostenaufwändigere Einsatz von motormanuellen Holzernteverfahren oder gar ein Seilkraneinsatz vorausgesetzt wird (Abb. 46).

5.2.1.5 Extensive Beweidung

Vorweggenommen werden soll, dass uns quantitative ökonomische Aussagen zur Offenhaltung von lichten Wäldern nicht möglich sind. Gründe dafür wurden oben bereits erwähnt. Die Standortgebundenheit von ökologischen Beweidungsprojekten ist zu hoch, um belastbare Aussagen treffen zu können. Die möglichen Kombinationen der zu berücksichtigenden Einflussfaktoren, darunter die flächenspezifischen Fragestellungen und Ziele, die allgemeine Ausstattung der Flächen, ihr vegetationsstruktureller Aufbau, die Besitzverhältnisse, die Ziele sowie der allgemeine finanzielle Rahmen für die Umsetzung eines Projektes, sind, unter anderen Aspekten, äußerst zahlreich.

Ein ökonomisch tragbares Beispiel für die Erhaltung von Waldweidesystemen ist die Haltung von Schafen, Rindern und Schweinen zur Fleischproduktion (ZAHN 2014). Die Flächen sind in ihrem strukturellen Aufbau vielfältig, verfügen sowohl über Standweiden als auch über lockere Baumbestände (LUICK 2002). Doch nicht alles, was „extensiv“ ist, gilt als ökologisch tragfähig. Laut LUICK (2002) ist unter extensiven Beweidungssystemen eine großflächige Nutzung auf Grenzertragsstandorten zu verstehen. SCHMID (2003) nennt folgende Kriterien für eine biodiversitätsfördernde extensive Landnutzung: Durch den geringen Arbeits- und Pflegeaufwand ist sie kapitalextensiv, die Fläche wird ausschließlich durch den Kot der Weidetiere gedüngt und die Besatzstärke unterschreitet i.d.R. 1 Großvieheinheit/ha. Meistens handelt es sich um Stand- oder Umtriebsweiden auf Flächen von über 10 ha, wobei die konkrete Besatzdichte und die Weideanteile räumlich und zeitlich variieren können. Natürliche Weidestrukturen werden zugelassen. Natürlich entstandene lichte Wälder sind aufgrund ihrer geringen Nährstoffverfügbarkeit und ihres meistens ungünstigen Wasserhaushalts prädisponiert für eine extensive Nutztierhaltung, so LUICK (2002).

Laut ZAHN (2014) haben sich extrem trockene bis sehr nasse Standorte unterschiedlicher Expositionen, Nährstoffversorgung und Bodenzusammensetzung für eine extensive Beweidung im Rahmen von verschiedenen Projekten bewährt, sofern Weideform und Intensität der Beweidung als ausschlaggebende Faktoren für die ökologische Verträglichkeit des Tiereinsatzes in einem guten Gleichgewicht stehen. Wenn überhaupt: Die naturschutzfachlich sinnvolle Waldweide, die sich im Rahmen des Vertragsnaturschutzes allerdings nicht fördern lässt, kommt hauptsächlich auf waldbaulich suboptimalen Standorten in Frage (SCHIESS & SCHIESS-BÜHLER 1997, ZAHN & BURKART-AICHER 2013).

5.2.1.6 Ökonomische Aspekte der Waldweide

Ist ein beweideter lichter Wald Teil eines vernetzten Weidesystems aus verschiedenartigen Flächen, die je nach Witterung, Zustand der Herde und Flächenentwicklungszielen von Jahr zu Jahr unterschiedlich befahren werden, kann für den lichten Wald keine individuelle Kostenrechnung erstellt werden. Es können lediglich qualitative Kostenfaktoren ermittelt werden (Tab. 10). Die mit dem Waldweidebetrieb verknüpften Kosten sind Teil der Gesamtinvestitionen, die im Rahmen der Beweidung in allen Weideverbund-Anteilen anfallen.

Tab. 10: Kostenfaktoren bei der Waldbeweidung (RUPP 2013). **Tab. 10:** Cost factors for forest pasture.

Aufgabe	Kostenfaktoren
Zäunung	<ul style="list-style-type: none"> • Material • Installation • Pflege, regelmäßiges Mähen um die Litzen • Kontrolle • Versicherung • Fällungen und Abtransport
Infrastruktur	<ul style="list-style-type: none"> • Anlagen von Zu- und Abfahrten: Fällungen, Wegebau • Tränken • Fanganlagen • Koppelungssystem ausarbeiten und installieren
Material, Tiere	<ul style="list-style-type: none"> • Aufbau einer passenden Herde aus robusten Nutztierarten und -rassen • Kompensation von Vandalismus und Tierdiebstahl • Bauliche Einrichtungen • Lecksteine • Maschinen

Weidepflege und Herdenkontrolle	<ul style="list-style-type: none"> • Vor- und Nachpflege: Entkusselung/Enthursten, Giftpflanzen entfernen, Aus- und Einzäunen, Gehölze zurückschneiden, Ansäen • Maschineneinsatz • Tägliche/zweitägliche Herdenkontrolle • Reaktion auf Unfälle und spontane Ereignisse • Beseitigung von Gefahren und Müll
Versicherungen, Beiträge, Pacht	<ul style="list-style-type: none"> • Berufsgenossenschaft • Alters- und Tierseuchenkasse • Pachtkosten, auch auf Grenzertragsstandorten • Versicherungen

Ergänzen lichte Weidewälder eine Weideführung im Offenland, was oft der Fall ist, so ist die Profitabilität der Betriebe in erster Linie der Offenlandweide zu verdanken. Anders sieht es bei Betrieben aus, die explizit große Lichtwälder beweiden und keine anderen Flächen im Weideverbund haben (Schweden, England und Osteuropa).

5.2.2 Flächenpotential und Flächenverfügbarkeit

Eine bundesweite Ermittlung der Flächengröße, die lichte Waldformen einnehmen, ist mit folgenden Einschränkungen verbunden:

- Eine allgemeingültige, gesetzlich verbindliche Definition für den Begriff „lichter Wald“ gibt es nicht.
- Abgesehen von den dauerhaft lichten Waldformen der extremen Standorte unterliegen die beschriebenen Lichtwaldobjekte i.d.R. einer hohen Dynamik, so dass sich deren Fläche stets ändert.

Mangels einer direkt abrufbaren Datenbank zur Ermittlung der Gesamtfläche, die von lichten Wäldern bestockt sind, werden sich die folgenden Ausführungen auf eine Abschätzung des Flächenpotentials, die von den verschiedenen Lichtwaldkategorien in einzelnen Bundesländern repräsentiert sind, beschränken.

Dauerhafte lichte Wälder

Das Flächenpotential natürlich lichter Waldformen kann am Beispiel von Baden-Württemberg beispielhaft beleuchtet werden. Informationen zu den Flächenanteilen lichter Waldbiotop können u.a. aus den landesweiten Waldbiotopkartierungen bezogen werden (SCHMALFUSS & ALDINGER 2012, Tab. 11). Insgesamt machen diese Flächen einen Anteil von ca. 0,35 % der Landeswaldfläche aus. Allerdings entspricht nicht jede der aufgeführ-

ten Waldformation einem lichten Wald. Der Anteil an natürlichen lichten Wäldern unter den Waldsonderstandorten liegt mit 0,17 % (2 300 ha) der Landeswaldfläche bei der Hälfte des Anteils an Waldformationen der Sonderstandorte. Werden Mittel-, Niederwald- und Hutewaldfläche (870 ha) dazugerechnet (BUND 2014), so liegt der Anteil lichter Waldstrukturen bei ca. 0,23 % der Landeswaldfläche. In den anderen Bundesländern dürfte der Anteil lichter Wälder auf Extremstandorten vergleichbar gering sein.

Tab. 11: Flächen der natürlich lichten Wälder in Baden-Württemberg (nach SCHMALFUSS & ALDINGER 2012).
Tab. 11: Area of natural light forests in Baden-Württemberg.

Waldformationen	Fläche in ha	Prozentualer Anteil am Gesamtwald (1.380.733 ha) in Baden-Württemberg
Wälder hochmontaner Lagen	2.300	0,17
Eichenwälder auf trockenen und nassen Extremstandorten	1.600	0,12
Wälder auf Blockhalden	660	0,05
Bruchwälder	180	0,01
Kiefernwälder	5	> 0

Nicht natürliche lichte Wälder

- **Nieder- und Mittelwälder:** Deutschland hatte nach der 2. Bundeswaldinventur ca. 75 000 ha Nieder- und Mittelwald (BMELV 2005), wobei Niederwald hier als Stockausschlagwald mit einem maximalen Alter von 40 Jahren definiert ist. Die Fläche von Nieder- und Mittelwäldern, die älter als 40 Jahre sind und damit als überaltert gelten, liegen um einige Zehntausend Hektar höher (HELFRICH-HAU 2015).
- **Beweidete Wälder:** Für die Gesamtfläche, die beweidete lichte Wälder bundesweit einnehmen, liegen derzeit keine Daten vor. Für Baden-Württemberg ist von max. 500 ha auszugehen.
- **Industriebrachen:** Die Flächengröße der Industriebrachen der Montanindustrie der Ruhr wird von WEISS et al. (2005) auf ca. 10 000 ha geschätzt. Der Waldanteil in den Industriebrachflächen beträgt allerdings max. 1 000 ha, wobei davon zurzeit 204,5 ha (auf 13 Flächen) in das Industriebwaldprogramm der Landesforstverwaltung (Landesbetrieb Wald und Holz NRW) aufgenommen worden sind, so van Gember (schriftl. Mitt. vom 12.11.2015). Eine automatische Aufnahme aller brachgefallenen Industriebrachflächen in das Industriebwaldprogramm wäre mit einem hohen Personalaufwand verbunden. In der Regel gehören die Flächen den Alteigentümern. Gehen die Flächen

in städtisches Eigentum über, so sind viele davon für den Ausbau von Wohn- und Gewerbegebieten und Infrastruktur prädestiniert (van Gember, ebd.).

- Ehemalige Truppenübungsplätze: Militärflächen, die Potenziale für großflächige Wildnisgebiete besitzen, betragen bundesweit 139 032 ha (SCHUMACHER & JOHST 2015). Aufgrund gravierender Eingriffe auf den Boden durch die Befahrung mit schweren Fahrzeugen, Schießbetrieb, Brände und den Altlastenrückstand wachsen auf diesen Flächen lichtwaldähnliche Vegetationsstrukturen (WALLSCHLÄGER & WIEGLEB 2000, SCHUMACHER & JOHST 2015, Abb. 47). Ihr Anteil an der Gesamtfläche lässt sich jedoch nicht ermitteln.



Abb. 47: Der frühere Truppenübungsplatz Oranienbaumer Heide im Biosphärenreservat Flusslandschaft Elbe Sachsen-Anhalt, gleichzeitig Teil des Nationalen Naturerbes, wird in Teilen und ergänzend zu maschinellen Eingriffen mit Heckrindern beweidet (Foto: W. Konold). **Fig. 47:** The former military training area “Oranienbaumer Heide” in the biosphere reserve “Flusslandschaft Elbe Sachsen-Anhalt” belongs to the National Natural Heritage and is partly pastured by Heckrind beef, in addition to mechanical interventions (photo: W. Konold).

6 Ausblick

6.1 Grundsätze für die Förderung und Entwicklung von lichten Wäldern

6.1.1 Prozessschutz in lichten Wäldern

Dem Prozessschutz liegen Naturschutzziele zugrunde, die mit einem konservierenden Naturschutz nicht erreicht werden können. So fördert der Schutz der natürlichen Walddynamik die Entstehung einer zufallsbedingten Diversität (HÄRDTLE 2001). Welche Potentiale räumt Prozessschutz für die Förderung von lichten Wäldern ein?

6.1.1.1 Prozessschutz in natürlichen Waldökosystemen

Außer Frage steht, dass natürlich lichte Waldbiotope, die also ohne menschlichen Einfluss langfristig licht bleiben, weiterhin von einer menschlichen Nutzung ausgeschlossen bleiben sollten. Da diese Wälder aufgrund ihrer Standortextreme ohnehin unwirtschaftlich sind, stellt Prozessschutz bzw. die Förderung der natürlichen Walddynamik durch ein Belassen der Fläche die einzige „Managementoption“ dar. Wird Prozessschutz als das „Geschehen-lassen“ verstanden, dann ist Prozessschutz in lichten Wäldern nur dort möglich, wo aufgrund der Standortextreme oder permanenter Einflüsse durch Tiere (z.B. Biber) Wald licht ist und langfristig bleibt.

Eine bis heute offen gebliebene Diskussion, die sich bei der Ausweisung von Schutzgebieten stellt, ist jene der zur Erreichung von Artenschutzzielen erforderlichen Mindestgröße von Prozessschutzflächen (BfN 2011, PARVIAINEN & LIER 2012, SCHOOF 2013, MÜLLER 2015). Urwaldrelikte und Naturreservate, in welchen Prozesse der natürlichen Sukzessionsdynamik ohne jeglichen menschlichen Störungseingriff ablaufen, sind innerhalb der Bundesrepublik Deutschland nur kleinflächig vorhanden. Damit Prozessschutz auch wirksam ist, setzt es nicht nur für Populationen jeweilige Mindestflächen voraus, sondern auch lange Zeiträume, innerhalb derer der Wald alle Sukzessionsphasen ungestört von direkten anthropogenen Einflüssen durchlaufen kann (vgl. HÄRDTLE et al. 2001, TRÄNKLE 2000). Namhafte Absterbeprozesse der Gehölzbiomasse ereignen sich in einem Wirtschaftswald erst meist 50 bis 200 Jahre nach der Nutzungsaufgabe. Der seit über 40 Jahren bestehende Nationalpark Bayerischer Wald zeigt erste positive Wirkungen des Prozessschutzes (MÜLLER 2015). Das Auftreten großflächiger abiotischer (Wind) oder biotischer Störungen (Buchdrucker) haben zu einem deutlichen Anstieg des Totholzanteils geführt. Das Auftreten natürlicher Störungen hat die Vielfalt der Lebensräume im Nationalpark, von dicht geschlossenen Beständen bis hin zu großen Lichtungen und Verjüngungsflächen, erhöht. Im speziellen konnte z.B. eine deutliche Zunahme lichtliebender Käferarten beobachtet werden, darunter einige Reliktvorkommen hoch gefährdeter Pilze und Käfer. Der bisher als Schädling betrachtete Buchdrucker (*Ips typographus*) werde nun als Schlüsselart der biologischen Vielfalt betrachtet, so MÜLLER & LEIBL (2013, S. 16). Besonders bemerkenswert im Hinblick auf die Bedeutung von lichten Wäldern für die Biodiversität sei, dass Prozessschutz langfristig sowohl das Vorkommen von Pflanzen

und Tierarten der dichten Wälder als auch ein breites Artenspektrum der offenen und halboffenen Waldlebensräume begünstige (MÜLLER & LEIBL 2013).

6.1.1.2 Prozessschutz in Landwirtschaftsbrachen

Im Abschnitt 4.1.1 haben wir gesehen, dass lichte Waldformationen nicht nur natürlich vorkommen oder gezielt durch anthropogene Nutzung entstehen, sondern dass diese ebenso als Zwischenstadien im Rahmen von Sukzessionsprozessen auf ehemaligen Nutzflächen vorkommen können. Das Brachfallen von landwirtschaftlich genutzten Flächen in Mitteleuropa ist meist (arbeits)wirtschaftlich oder edaphisch (geringe Produktivität, „Grenzertragsböden“) bedingt. Bleiben diese Flächen sich selbst überlassen, etablieren sich langfristig Lebensräume mit einer spezifischen Eigendynamik (SCHNITZLER & GÉNOT 2012).

Das Brachfallen landwirtschaftlicher Nutzflächen bringt durchaus positive Aspekte mit sich: Die Rückkehr von großen Prädatoren wie Wolf, Luchs und Bär in Frankreich ist insbesondere auf die Entsiedlung und die damit verbundene Aufgabe landwirtschaftlicher Nutzfläche zurückzuführen. Auch zahlreiche Vogelarten wie das Auerhuhn (*Tetrao urogallus*) und der Schwarzspecht (*Dryocopus martius*) finden in den Brachflächen geeignete Lebensräume. In der Ardèche ist die Zunahme des ursprünglich verbreiteten Grünschieferwäldes u.a. mit der Rückkehr zahlreicher Greifvogelarten, so dem Habichtsadler (*Hieraetus fasciatus*), dem Schmutzgeier (*Neophron percnopterus*), dem Wanderfalken (*Falco peregrinus*) und dem Uhu (*Bubo bubo*) verbunden (SCHNITZLER & GÉNOT 2012). Dies scheint allerdings unabhängig davon zu sein, ob sich die Brachflächen in einem frühen, d.h. lichten Vegetationsstadium, befinden oder ob sie schon einem reifen Wald gleichen. Kritik an der Umsetzung von Prozessschutzzielen auf landwirtschaftlichen Brachen übt SCHOOF (2013), demzufolge Brachflächen vorrangig Habitatpotential für Offenlandarten bieten sollten.

Die Situation, die sich mit der Umsetzung von Prozessschutzzielen in offenen bis halboffenen Landschaften einstellt, ist vergleichbar mit einer Idee, wie sie im Rahmen des Projektes „Dynamik-Inseln in der Kulturlandschaft“ im Raum Osnabrück (ZUCCHI et al. 2009) umgesetzt wurde, das erstmals nicht nur Naturwaldzellen einbezog, sondern auch aufgelassene Flächen der genutzten Landschaft. Zu Recht bezeichnen die Autoren solche Dynamik-Inseln als „Sekundärwildnis-Inseln“, die sich inmitten der Kulturlandschaft frei entwickeln. Im Vergleich zu Prozessschutzwäldern größeren Ausmaßes sind Dynamik-Inseln weitgehend den Einflüssen der umgebenden Agrarflächen ausgesetzt (STEGMANN & ZUCCHI 2009). Das Projekt ist sicherlich interessant, doch führt es zur prinzipiellen Frage nach der Sinnhaftigkeit von Prozessschutz auf kleiner, oft noch isolierter Fläche. Ob sich lichte Waldstrukturen entwickeln können, hängt neben den Randeffekten von den Standorten ab. Potenziale böten flachgründige, trockene, magere Böden und Standorte in Kuppenlage.

Noch ausgeprägter als im Fall sich selbst überlassener Flächen in Schutzgebieten bleibt die Problematik der gesellschaftlichen Akzeptanz der Umsetzung von Prozessschutzziele auf Flächen, die in der Kulturlandschaft integriert sind. Insbesondere HÖCHTL et al. (2005), ZUCCHI et al. (2009), SCHNITZLER & GÉNOT (2012) setzen sich mit der kontroversen Thematik der Verwilderung der Kulturlandschaft auseinander. Oft ist die Entstehung von Dynamik-Inseln in der intensiv genutzten Agrarlandschaft nur in Verbindung mit umweltpädagogischen Aufklärungsprogrammen und der Einbeziehung der betroffenen Akteure (Ortsansässige, Landwirte, Eigentümer) vom Planungsbeginn an gesellschaftlich tragbar (ZUCCHI et al. 2009).

6.1.1.3 Prozessschutz oder Rekultivierung?

Obwohl die Flächeninanspruchnahme des Braunkohlentagebaus aus ökologischer Sicht einen irreversiblen Eingriff in den Naturhaushalt darstellt, bieten die Lausitzer Bergbaufolgelandschaften (Abb. 48) ein besonderes Flächenpotential für den Prozessschutz, so JEDICKE (1995), ALTMOOS & DURKA (1998) und BLUMRICH & WIEGLEB (2000). Die Autoren ziehen dem wissenschaftlichen Zweck dieser Flächen als ökologische Referenzflächen jegliche ökonomisch orientierte Nutzungsziele vor, mit dem Argument, dass diese Stand-



Abb. 48: In den Bergbaufolgelandschaften der Lausitz gibt es große Flächenpotenziale für die Entstehung von naturschutzfachlich wertvollen lichten Wäldern, hier bei Lichterfeld (Elbe-Elster-Land) (Foto: W. Konold). **Fig. 48:** In the post mining landscapes of Lusatia, there are great potentials for the development of valuable light forests for nature conservation, here at Lichterfeld (Elbe-Elsterland) (photo: W. Konold).

orte optimale Voraussetzungen zur Beobachtung der natürlichen Vegetationsdynamik mit sich bringen.

GILCHER (2013) unterstreicht die naturschutzfachlich wertvolle Habitat- bzw. Artenausstattung ehemaliger, sich selbst überlassener Steinbrüche und fordert den Verzicht auf forstliche Rekultivierungsmaßnahmen. Durch die Erhaltung von Rohbodenflächen werden Habitate für Pionierarten geschaffen. Der Besiedlungserfolg der Steinbrüche sei dabei auf das Vorhandensein benachbarter, groß- und kleinflächiger Biotopstrukturen angewiesen, so GILCHER (2013). Aufgrund der hohen Prognoseunsicherheit und einer fehlenden öffentlichen Akzeptanz gegenüber langsamen Sukzessionsprozessen sei die natürliche Besiedlung der Werksteinbrüche als naturschutzfachliche „Pfleßmaßnahme“ noch keine etablierte Nutzungsoption.

Viele Umweltprobleme der Bergbaufolgelandschaften, darunter die Versauerung, Versalzung, Veränderungen des Temperaturhaushalts der Böden und deren geringere Tiefendurchwurzelung erachten BLUMRICH & WIEGLEB (2000) aus naturschutzfachlicher Sicht als unproblematisch. Im Bezug auf stillgelegte Flächen des Steinkohlebergbaus vertritt REIDL (2004) die Meinung, dass die vielfältigen Milieubedingungen Lebensraum für zahlreiche gefährdete Arten bieten. Er weist aber auch darauf hin, schwermetallbelastete Böden im Zusammenhang mit dem Arten- und Biotopschutz nicht zu verharmlosen. Es bestehe immer die Gefahr, dass Naturschutz als „alternativloses“ Entwicklungsziel schwer belasteter Böden fungiert. Insbesondere in Siedlungsnähe sollten Prozessschutzziele, wo die Miteinbeziehung des Stadtbewohners grundlegende Voraussetzung für nachhaltige Flächenentwicklung ist, genau bedacht werden (REIDL 2004). Werden entsprechende Flächen rekultiviert, so bringen Sanierungsmaßnahmen durchaus positive Effekte auf die Biodiversität mit sich. In einer Studie zur Biodiversität im rheinischen Braunkohlenrevier kartierten MÖHLENBRUCH & DWORSCHAK (1998) im Bereich der rekultivierten Fläche in einem noch frühen Waldentwicklungsstadium 108 Brutvogelarten; das sind 68 % des Vogelartenbestandes Nordrhein-Westfalens. Eine erfolgreiche Besiedlung durch weitere, ausbreitungsfähigen Tiergruppen wie Laufkäfer, Regenwürmer, Spinnentiere, Amphibien, Wanzen, konnte ebenfalls festgestellt werden. Unklar ist allerdings, welcher Artenbestand sich ohne Rekultivierungsmaßnahmen entwickelt hätte. Ob Bergbaufolgelandschaften rekultiviert oder sich selbst überlassen werden sollen, hängt letztendlich von den Standortvoraussetzungen und von den festgelegten Nutzungs- bzw. Entwicklungszielen für diese Flächen ab. In beiden Fällen erscheint uns eine gezielte Aufrechterhaltung der lichten Vorwaldstadien in Bergbaufolgelandschaften als wenig realistisch angesichts des kaum durchschaubaren Angebots an unterschiedlichen Entwicklungszielen für diese Flächen.

Angesichts der Tatsache, dass die spontan entstandenen Lichtwaldstrukturen der stillgelegten Abbaufächen i.d.R. kleinflächig vorkommen, stellt sich die Frage, ob beim Umgang mit ehemals genutzten Flächen zwangsläufig dem ökologischen Dilemma Prozessschutz vs. konservierender Naturschutz begegnet werden soll und kann. SCHNITZLER &

GÉNOT (2012) werfen gar die Frage auf, ob in einzelnen Fällen eine Loslösung von der anthropozentrischen Sichtweise, also die unkontrollierte Weiterentwicklung von brachgefallenen Flächen auf unbestimmte Zeit geduldet werden kann. So wäre z.B. der Verzicht auf eine Renaturierung stillgelegter Werkstein-Abbauflächen, deren Lichtwaldvorkommen verhältnismäßig auch nur kleinflächig sind, ohne Rechtfertigung denkbar.

Die zeitlich eng getakteten Raumplanungsverfahren, in deren Einzugsgebieten temporäre Erscheinungsformen von lichten Wäldern oft inbegriffen sind, wären an die Voraussetzungen des Prozessschutzes (große zusammenhängende Schutzflächen, sehr lange Entwicklungszeiträume, dazu siehe Abschnitt 6.1.1.1) vorerst anzupassen.

6.1.2 Möglichkeiten und Grenzen des konservierenden Naturschutzes

In den Ergebniskapiteln wurde die Vergänglichkeit mancher Kategorien von lichten Wäldern und die damit verbundenen besiedlungsdynamischen Prozesse von Waldbiozöosen zum Ausdruck gebracht. Dies wirft die Frage auf, ob die gezielte Aufrechterhaltung von lichten Waldstadien zugunsten einer naturschutzfachlich wertvollen Artenausstattung legitim sei.

Mit der Verfolgung von Artenschutzzielen wird eine gewisse Stabilität des Lebensraums vorausgesetzt, in dem das schutzwürdige Objekt vorkommt, so DANIELS & APPEL (2008). Das heißt, dass die gegebenen Lebensraumbedingungen in der Form, wie sie vorzufinden sind, auch in der Zukunft gegeben sein müssen. Für die praktische Umsetzung von Managementmaßnahmen bringt diese Bedingung mit sich, dass die durch die Lebensraumdynamik hervorgegangenen Veränderungen der Milieubedingungen, die für das Überleben geschützter Objekte erforderlich sind, sich in einem realistischen finanziellen Rahmen bewegen. Erweist sich der Pflegeaufwand als zu groß, so ist es naheliegend, Prozessschutzziele gegenüber Artenschutzzielen zu bevorzugen.

Flächen der sekundär entstandenen Standorte, auf welchen eine spontane Vegetations-sukzession stattfindet, sind häufig der Problematik ausgesetzt, dass sie die angeforderten Lebensraumbedingungen für das Vorkommen schutzwürdiger Arten nur begrenzte Zeit erfüllen. Für eine „Natur auf Zeit“, so DANIELS & APPEL (2008), seien die Voraussetzungen für eine Unterschutzstellung allein aufgrund der besonders großen Veränderlichkeit des Gebietes nicht gegeben. Flächen des Braunkohlentagebaus z.B. sind durch einen grundlegenden Wandel gekennzeichnet. Durch die Flutung von Braunkohlengruben können die Milieubedingungen sogar einem drastischen Wandel bis hin zur kompletten Umwandlung des Gebiets unterzogen werden. Dieses Beispiel wirft die Frage der Zweckmäßigkeit der Ausweisung von Schutzgebieten in stillgelegten Abbauflächen auf, deren zukünftigen Entwicklung und damit einhergehend deren Folgenutzung zum betrachteten Zeitpunkt noch unsicher ist (DANIELS & APPEL 2008).

REIDL (2004) hält dies auch für Industriebrachen für kritisch, da die Erhaltung eines gewünschten Status quo nur mit einem hohen landschaftspflegerischen Aufwand zu erreichen sei. Statt gezielter, oft kostenintensiver Pflegeeingriffe zum Festhalten bestimmter Vegetationsstadien ziehen mehrere Autoren in Erwägung, natürliche Besiedlungsprozesse als integralen Bestandteil des Flächenmanagements zuzulassen (ABRESCH & BAUER 1999, DURKA et al. 1999, REIDL 2004). Das heißt, dem gezielten Konservieren gefährdeter Tier- und Pflanzenarten sei deren Rückgang oder vollständiges Verschwinden im Rahmen einer natürlichen Gesamtdynamik des Waldes vorzuziehen. Ähnlich sehen es BLUMRICH & WIEGLEB (2000) für die Bergbaufolgelandschaften: Eine „Rangfolge“ des Werts der einzelnen vorkommenden Biotoptypen betrachten sie als unsinnig, plädieren vielmehr für die Aufrechterhaltung der natürlichen Mosaikstruktur, die insbesondere für Folgelandschaften des Braunkohlentagebaus charakteristisch ist. Im Biosphärenreservat Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft wird mit dieser Dynamik bewusst umgegangen: Die 2.014 ha stark beeinträchtigten Flächen des ehemaligen Braunkohlenabbaus werden einer eigenen „Regenerierungszone“ zugerechnet. Teilweise grenzen diese Flächen unmittelbar an der Kernzone des Biosphärenreservats (Biosphärenreservat Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft 2011).

Anders sieht es bei lichten Waldformationen aus, die aus einer historischen Betriebsart hervorgegangen sind, deren Erhaltung somit auf eine planmäßige Bewirtschaftung regelrecht angewiesen ist. Für diese Lichtwaldkategorie stehen vordergründig ökonomische Fragen zur Diskussion, da der Rückgang dieser Waldflächen auf ihre Unwirtschaftlichkeit zurückzuführen ist. In den seltenen Fällen lässt sich der Einsatz von Waldbetriebsarten wie Mittel- und Niederwald als Biotoppflegemaßnahme mit einem ökonomischen Ziel vereinbaren. Heutzutage ist die Wiederaufnahme von Nieder- oder Mittelwaldbetrieb zu einem nicht kleinen Teil mit naturschutzfachlichen und kulturhistorischen Zwecken zu rechtfertigen (CONRADY & FASEL 2007). Mangels finanzieller Ertragsfähigkeit erweist sich eine Aufnahme der historischen Waldnutzungsformen in Vertragsnaturschutzprogrammen oder anderen Förderprogrammen als unumgänglich, so GÜTHLER (2003). Es ist darüber hinaus wichtig, den Naturschutzwert von Nieder- und Mittelwäldern und deren kulturhistorischen Wert auf derselben Stufe zu sehen, um argumentative Synergien zu erzeugen. Als vielversprechend erscheinen uns daher nur jene Pflegemaßnahmen, die in einem übergeordneten, zukunftsweisenden Plan integriert werden können. Die Wiederentdeckung des Niederwaldes in Form eines ertragreichen Energiewaldes stellt zwar ein ökonomischen Ausweg dar, würde in seiner Umsetzung dennoch wenig mit dem hier beschriebenen lichten Niederwald gemeinsam haben (BECKER et al. 2013).

Als sinnvoll erachten FICHEFET et al. (2011) den Einsatz traditioneller Waldbewirtschaftungsformen auf Grenzertragsstandorten, die sich für einen Z-Baum-orientierten Hochwaldbetrieb ohnehin nicht eignen, solange es sich nicht um geschützte Lebensräume von gemeinschaftlichem Interesse handelt. SUCHOMEL et al. (2013) halten einen Niederwaldbetrieb dort für bedeutsam, wo er eine Bodenschutzfunktion übernimmt. Der Stockauschlagbetrieb garantiert die Funktion dauerhaft.

Die Entscheidung, ob Prozessschutzziele oder Maßnahmen des konservierenden Naturschutzes verfolgt werden sollen, muss immer objektbezogen abgewogen werden. Die Entscheidungsträger sollten sich auch darüber im Klaren sein, welche Ebene der Biodiversität geschützt werden soll. Die vorliegende Studie hat unter anderem gezeigt, dass lichte Wälder, die nicht unmittelbar gefährdete Arten beherbergen, durchaus aufgrund ihres vielfältigen Standortmosaiks als naturschutzfachlich wertvoll anzusehen sind. Und es gibt, umgekehrt betrachtet, monostrukturierte lichte Wälder, die Lebensraum für gefährdete Arten sind.

6.2 Vereinbarkeit der Förderung von lichten Wäldern mit den Waldgesetzen

Während einzelne Gruppen von lichten Wäldern lediglich kurzfristige Übergangsstadien innerhalb eines Waldentwicklungskomplexes (lichte Waldentwicklungsphasen) darstellen, bleiben andere langfristig verhältnismäßig stabile Pionierwaldgesellschaften (Vorwaldstadien der neuen Standorte) oder sie haben ihren lichten Charakter einer Nutzung zu verdanken (Niederwälder, beweidete lichte Wälder).

Der problembehaftete Umgang mit dem Begriff „lichter Wald“ ist bereits durch seine (nicht vorhandene) Definition gegeben. Welcher gesetzlichen Grundlage unterliegen denn jene Kategorien von lichten Wäldern, die sich teilweise nicht dem BWaldG zuordnen lassen, weil sie nicht als Wald im Sinne des BWaldG anerkannt sind? Diese Frage stellt sich insbesondere bei lichten Waldformationen in ehemaligen Abbaugebieten wie aufgelassenen Steinbrüchen oder bei Industriebrachen. Nach dem Waldbegriff des § 2 des BWaldG sind beispielsweise manche lichte Waldformationen kein Wald im Sinne des Gesetzes. Dies hat zur Konsequenz, dass der Pflege und Nutzung zur Erhaltung von naturschutzfachlich relevanten Kategorien von lichten Wäldern unterschiedliche Gesetzesgrundlagen zugrunde liegen, was die Autoren umso mehr vom Wagnis einer rechtlich allgemeingültigen Definition des Begriffs „lichter Wald“ abhält. In vielen Fällen haben wir bei der Bezeichnung von lichtwaldartigen Vegetationsstrukturen mit Randerscheinungen innerhalb von Ökosystemkomplexen zu tun, die einem eigenständigen Entwicklungsziel unterliegen (siehe Abschnitt 5.1.).

Lichte Wälder lassen sich hinsichtlich ihrer vielfältigen Erscheinungsformen nicht per se als Schutzgut anerkennen. Oftmals sind diese Ziele in Zielartenkonzepten integriert. Erforderlich für die Rechtswirksamkeit von lichten Wäldern wäre also zunächst die Ausformulierung einer allgemeingültigen Definition des Begriffs „lichte Wälder“, die Entstehung, Flächengröße, und Vegetationszusammensetzung einbezieht.

Dementsprechend wird den Eigentümern dieser Flächen (öffentliche Körperschaften oder Privateigentümer) dadurch, dass Verbote im Sinne des BWaldG und der LWaldG bei „Waldformationen“ nicht wirksam sind, ein breiter Handlungsspielraum gegeben, solange ihre Flächen nicht unter Naturschutz stehen. Verbote, die für die Pflege und Aufrechter-

haltung bestimmter Kategorien von lichten Waldformationen infrage kommen, wären in diesen Flächen somit nicht möglich. Gemeint sind hier Einschränkungen, die im Zuge der historisch extraktiven, also mit Nährstoffentzügen verbundenen Nutzungen in Kraft getreten sind, wie das Kahlschlagverbot ab einer gegebenen Flächengröße, das Weideverbot oder auch das Verbot der Streuentnahme aus dem Wald.

Tab. 12: Planungsgrundlage und gesetzliche Zuständigkeit der einzelnen Lichtwaldtypen (nach THOMAS 2013b, Umweltbundesamt 2013). **Tab. 12:** Basis for planning and jurisdiction of the individual light forest types).

Lichtwald-objekt	Beispiel	Planungsziel	Gesetzlicher Rahmen	Flächen-nutzungstyp
Lichte Waldentwicklungsphase	„Urwald“, „Naturwald“, halbnatürlicher Wald	Prozessschutz, Biotoppflege, Artenschutz, Vertragsnaturschutz	Natura 2000, BWaldG, LWaldG, BBodSchG, BNatSchG	Wald
Natürliche lichte Wälder	Auen-, Bruch- und Moorwälder, Hangschuttwälder, Block- und Geröllhalden, Trockenhangwälder	Biotoppflege, Artenschutz, Vertragsnaturschutz	Natura 2000, BWaldG, LWaldG, BBodSchG, BNatSchG	Wald
Anthropogener lichter Wald – aufgelichtet	Niederwald, Mittelwald, beweideter lichter Wald, streugennutzter Wald	Artenschutz, Landschaftspflege, Denkmalschutz, Vertragsnaturschutz	Natura 2000, BWaldG, LWaldG, BBodSchG, BNatSchG, LwG	Wald, landwirtschaftliche Nutzfläche
Anthropogener lichter Wald – angepflanzt	Beweideter lichter Wald (Hutewald)	Artenschutz, Landschaftspflege, Denkmalschutz, Vertragsnaturschutz	Natura 2000, BWaldG, LWaldG, BBodSchG, BNatSchG, LwG	Wald, landwirtschaftliche Nutzfläche

Anthropogener lichter Wald – durch natürliche Sukzession entstanden (z. B. ehemalige Abbauflächen)	Industriebrache, Bergbaufolgelandschaft, Landwirtschaftsbrache	Artenschutz, Landschaftspflege, Denkmalschutz	Natura 2000, BNatSchG, BauG, BbergG, BBodSchG, LWG	Wald, landwirtschaftliche Nutzfläche, sonstige Fläche („Abbaufläche“, „Unland“)
--	--	---	--	---

Mehrere Autoren erachten das Kahlschlagverbot für viele wärmeliebende Tier- und Pflanzenarten als kontraproduktiv, fordern darüber hinaus eine entsprechende Revidierung des Bundeswaldgesetzes (HERMANN & STEINER 2000, BÄRNTHOL 2003). Der BUND-Landesverband Baden-Württemberg fordert vehement eine Änderung des LWaldG: „Im Landeswaldgesetz muss der Schutz und die Förderung lichter Waldstrukturen explizit als Ziel des Waldnaturschutzes formuliert werden“ (BUND 2014, S. 16). Die Forderungen des BUND finden ihre Rechtfertigung in der praxisbezogenen Umsetzung von Natura 2000-Managementplänen und dem landesweiten Biotopverbund.

Wünschenswert wäre eine an gut diskutierten Zielwerten orientierte Gesetzeslage, welche die große Breite an ökologischen Ansprüchen der in Mitteleuropa lebenden Organismen berücksichtigt. Kommen mancherorts Schutzobjekte durch Kahlschlag und Waldweide in Gefahr, so sind diese durch entsprechende Gegenmaßnahmen zu schützen. Anderenorts sind genau diese Nutzungsformen den Arten zuträglich. Schlussfolgernd lässt sich sagen, dass die Entscheidungsfindung vor allem in einer raum- und zielangepassten Abwägung beruht.

Das BWaldG ist mit zahlreichen weiteren gesetzlichen Grundlagen eng verzahnt. Neben dem BNatSchG nimmt das BBodSchG Einfluss auf die Art und Weise der Waldbewirtschaftung. Die zwangsläufig bodenschonenderen Maßnahmen zur Erhaltung von lichten Wäldern stimmen gut mit den Vorgaben des BBodSchG überein, während sie in anderer Hinsicht dagegen potenziell in Konflikt treten können. Aufgrund der Bodenschäden, bzw. der irreversiblen Eingriffe in den Waldbodenhaushalt, die durch den Einsatz von schweren Vollerntemaschinen auf empfindlichen Waldböden verursacht werden können, sind derartige forstliche Eingriffe laut BBodSchG untersagt (THOMAS (2013b). Schonender sei der motormanuelle Kleinkahlschlag im Nieder- und Mittelwaldbetrieb mit anschließendem Seilkraneinsatz oder der Einsatz von Megaherbivoren in Hutewäldern.

Die Bedeutung lichter Phasen für den Biodiversitätsschutz genießt dennoch eine zunehmende Anerkennung. Auf der Ebene der einzelnen Bundesländer ist bereits eine Abkehr von den starren Vorschriften des BWaldG zu beobachten, die in entsprechenden Anpassungen in verbindlichen bzw. rechtswirksamen Gesetzesgrundlagen (LWaldG) und unverbindlichen Richtlinien (z.B. die Waldnaturschutzstrategie der Landesforsten Rheinland-Pfalz) festzustellen ist.

Die Zuordnung von lichten Wäldern einem planungsrechtlichen Rahmen erweist sich ebenfalls als schwierig, zum einen, weil die Waldbegriffsdefinition nach § 2 des BWaldG einer umfassenden Revidierung durch die klare Mitberücksichtigung aller Kategorien von lichten Wäldern bedürfe, zum anderen weil sich die Erhaltung von lichten Wäldern oder von lichten Waldzuständen grundsätzlich nicht mit § 11 des BWaldG vereinbaren lässt, laut dem ‚verlichtete Waldbestände‘ in angemessener Frist entweder 1. wieder aufzuforschten oder 2. zu ergänzen [sind], soweit die natürliche Bestockung unvollständig bleibt [...]“. Der lichte Wald lässt sich also weder in seiner Terminologie dem BWaldG zuordnen, sondern höchstens einzelne Kategorien davon, noch sieht das BWaldG die Bewirtschaftung des Waldes zugunsten einer Entwicklung von lichten Waldformationen vor, vorausgesetzt die betrachteten Bestände sind keine natürlichen lichten Wälder der Grenzertragsstandorte bzw. keine gesetzlich geschützte Waldbiotope im Sinne des BNatSchG und des Europäischen Naturschutzrechtes (Natura 2000). Statt einem festen rechtlichen Rahmen zu unterliegen, scheint der lichte Wald zwischen verschiedenen Gesetzesgrundlagen zu schweben aufgrund der eingeschränkten Möglichkeiten, die der Pflege von lichten Wäldern im Sinne einer planmäßigen Forstwirtschaft gegeben sind.

Das allgemeiner gefasste Bundeswaldgesetz besitzt einige Schnittmengen mit dem Bundesnaturschutzgesetz (THOMAS 2013a). Da dieses den Fokus auf spezifische Ökosysteme legt, daher zielgerichteter formuliert ist, hat es Vorrang gegenüber dem „allgemein gefassten“, also diesem Fall dem Bundeswaldgesetz.

Forstwirtschaftliche Nutzung, die gegen naturschutzrechtliches Verbot oder Gebot verstößt, bedarf einer naturschutzrechtlichen Genehmigung. Eine ordnungsgemäße Forstwirtschaft, u.a. eine Forstwirtschaft, die zur Erhaltung bedrohter Tier- und Pflanzenarten beiträgt, ist somit auch in Naturschutzgebieten zulässig (THOMAS 2013a). In dieser Hinsicht findet u.a. der Niederwaldbetrieb seine Rechtfertigung. Die Waldweide hingegen befindet sich eindeutig in einer gesetzlichen Grauzone zwischen Forst- und Landwirtschaft, so LUICK & SCHULER (2007). In den Waldgesetzen der Länder wird die Beweidung einer Waldfläche durch Nutztiere außerhalb eines Geheges entweder streng untersagt (Bayern) oder der Eigentümer bedarf einer Umwandlungsgenehmigung durch die zuständige Forstbehörde (Thüringen). Auf alle Fälle stellt sich die Frage nach der Flächenzugehörigkeit der Waldweide. Sind Tritt- und Verbißschäden bzw. Einflüsse auf die Vegetation so groß, dass das Waldinnenklima und der Waldboden nachhaltig beeinträchtigt werden, so gilt die Fläche nicht mehr als Wald, sondern als landwirtschaftliche Nutzfläche. Entweder die Forstbehörde erkennt die beweidete Waldfläche als zulässige Nebenutzung an oder diese wird aus dem Waldflächenverzeichnis herausgenommen (LUICK & SCHULER 2007, S. 159). Fest steht, dass gesetzliche Einschränkungen die Förderbarkeit von lichten Wäldern begrenzen.

Ähnlich kann die fehlende Rechtssicherheit von Sukzessionsflächen der Industrie- und Bergbaufolgelandschaften entsprechende Managementbemühungen zum Scheitern bringen. Hat man die Offenhaltung der Landschaft zur Erhaltung der Sandtrockenrasen

zum Ziel, so sei diese durch eine leitarten- und landschaftsbildgerechte Biotoppflege zu gewährleisten. Wird die Fläche hingegen im Rahmen des Prozessschutzes der natürlichen Sukzession überlassen, so ist mit einer zunehmenden Bewaldung zu rechnen, die letztendlich eine Änderung der Flächenzuständigkeit mit sich ziehen würde. Vor diesem Hintergrund warnen BLUMRICH & WIEGLEB (2000) und REIDL (2000) vor naturschutzinternen Zielkonflikten.

Das Problem stellt sich insbesondere bei lichten Waldformen, deren Flächenzugehörigkeit aufgrund einer kürzlich erfolgten oder einer anstehenden Nutzungsumwandlung nicht klar definiert ist. BLUMRICH & WIEGLEB (2000) bemängeln die schwere Planbarkeit der Folgenutzung von Bergbaufolgelandschaften. Die Zielsetzungen für die künftigen Flächennutzungen werden üblicherweise in den Sanierungsplänen der Länder ausformuliert. Dabei werden die Folgeflächen in die vier Kategorien unterteilt: (1) forstwirtschaftliche Flächen (55–75 %), (2) landwirtschaftliche Flächen, (3) Flächen für „sonstige Nutzungen“ (6–30 %) sowie (4) „offene Wasserflächen“, darunter überwiegend große Restseen, ca. 25 %. Zu den „sonstigen Flächen“ gehören auch naturnahe Flächen und Naturschutzvorrangflächen. Die naturschutzfachlich hochwertigen Flächen werden im Rahmen des Landschaftsrahmenplans flächendeckend zugewiesen. Unklarheiten darüber, welcher Kategorie die einzelnen Flächen zuzuweisen sind und wer für ihr Management zuständig ist, behindert die Umsetzung von Entwicklungszielen in Bergbaufolgelandschaften, so BLUMRICH & WIEGLEB (2000). Damit einhergehend stellt sich die Frage nach der planungsrechtlichen Zuordenbarkeit von lichten Waldformen, die Lebensraum für schutzwürdige Pflanzen- und Tierarten darstellen und zu dieser Kategorie gehören. Das Werden lichter Vorwaldstadien in Industriebrachen als Bestandteil einer breiten Palette von verschiedenen Sukzessionsstadien ist den Entwicklungsplänen der Industriebrachen zugeordnet, so dass sich lichte Waldstadien nur bedingt als zu schützendes Teilsystem betrachten lassen. Meistens bilden lichte Vorwälder ein Waldentwicklungsstadium unter einem Mosaik verschiedener Sukzessionsstadien, die sich schwer voneinander abgrenzen lassen. Gleiches gilt für Folgeflächen des Steinkohlenbergbaus, in dem lichte Waldstadien der künstlich entstandenen Bachauen integrierender Bestandteil der Folgenutzungspläne darstellen. So wird nach der Stilllegung des Steinkohlenbergbaus im Ruhrgebiet ein gesamtheitlicher Umbau der Emscher durch Renaturierungsmaßnahmen an technisch ausgebauten Fließgewässerabschnitte vorgenommen (GRIGO et al. 2009). Wir sehen also, dass Lichtwaldobjekte auf sekundär entstandenen Waldstandorten i.d.R. einer planungsrechtlich höher angesiedelten Folgenutzung unterliegen. Entweder steht das Nutzungsvorhaben in Synergie mit der Erhaltung und Förderung der identifizierten Lichtwaldvorkommen oder dieses wird zugunsten der Umsetzung einer konkurrierenden Flächennutzung nach und nach verschwinden. Die Weiterentwicklung dieser lichten Wälder lässt sich in dem Fall keinesfalls objektspezifisch bestimmen.

Unklarheiten bei der Flächenzugehörigkeit von lichten Waldformen ziehen offene Fragen nach sich, die auch die praktische Umsetzbarkeit von Pflegeeingriffen zur (Wieder)Herstellung und Aufrechterhaltung von lichten Waldzuständen konterkarieren. Bleiben Flä-

chenzugehörigkeiten bzw. Eigentümerverhältnisse ungeklärt (welche verantwortliche Behörde ist in das Planungsverfahren involviert?), lassen sich die oben empfohlenen Pflegemaßnahmen (Abschnitt 5.2) auch nicht umsetzen. Eine Lösung des Problems ist nur auf individuell objektbezogener Ebene lösbar. Insbesondere bei beweideten lichten Wäldern stellt sich z.B. die Frage, wer die anfallenden Betriebskosten für die Beweidung der Fläche übernimmt. Als Waldfläche, die einem landwirtschaftlichen Betrieb zugehörig ist, lassen sich finanzielle Fragen nur durch lokale Übereinstimmungen zwischen forst- und landwirtschaftlicher Behörde finden (SCHLEICHER et al. 2007).

Etliche dem Bund gehörige Flächen, insbesondere solche, die früher einer militärischen Nutzung unterlagen, werden von der Bundesanstalt für Immobilienaufgaben (BImA) verkauft oder an andere Träger übergeben. Stillgelegte Flächen des Braunkohlentagebaus in der Lausitz werden über die Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau- und Verwaltungsgesellschaft mbH (LMBV) saniert und verkauft. Als für den Naturschutz vielversprechende Alternative zur Privatisierung sehen REITER & DOERPINGHAUS (2015) den Eigentumsübergang von Flächen des Bundes an nicht profitorientierte Naturschutzinstitutionen und -stiftungen (Ziel des Bundes: 155.000 ha). Auf diesem Weg können Naturschutzgroßprojekte, wie die Umsetzung von Prozessschutzzielen oder großflächiger Landschaftspflegemaßnahmen zur Offenhaltung der Landschaft erfolgreich umgesetzt werden (WALLSCHLÄGER & WIEGLEB 2000). Werden die einzelnen Kategorien des Nationalen Naturerbes in Betracht gezogen (darunter ehemalige militärische Übungsflächen, Bergbaufolgelandschaften, Naturschutzgebiete, Natura 2000-Gebiete und weitere Flächen mit besonderer Bedeutung für den Artenschutz), so ist hier auch ein Rahmen für die Förderung und Weiterentwicklung von lichten Waldformen zu erkennen, insofern diese Flächen einem entsprechenden Management unterzogen werden (REITER & DOERPINGHAUS 2015). Vorgesehen ist dabei nicht nur die Förderung einer bundesweiten „Wildnisentwicklung“, sondern auch die Aufrechterhaltung von traditionellen Waldnutzungsformen, sofern sich deren Umsetzung naturschutzfachlich begründen lässt.

Die Erhaltung und Förderung spontan entstandener lichter Wälder in stillgelegten Abbauflächen auf Industriebrachen und in Militärfächen ist abhängig von der angestrebten Folgenutzung für diese Flächen. Selten steht die Entwicklung lichter Waldstadien als einziges Entwicklungsziel im Raum. Dafür divergieren die Interessen der betroffenen Akteure zu stark voneinander. Im Idealfall und unter der Voraussetzung, dass die Gesamtflächen eine ausreichende Größe besitzen, sollte ein segregatives Nebeneinander von Offenlandflächen, halboffenen Flächen bzw. lichten Wäldern und Prozessschutzflächen angestrebt werden. GILCHER (2013) und ZAHN & BURKART-AICHER (2013) warnen vor konkurrierenden Flächennutzungszielen. Laut SCHUMACHER & JOHST (2015, S. 463) lassen sich Interessenskonflikte zur Folgenutzung von ehemaligen Truppenübungsplätzen nur in einer „Segregation der Ziele“ lösen.

6.3 Begriffsdefinition „lichter Wald“

Box 2: Definition für „lichter Wald“

Lichte Wälder umfassen jede von Gehölzen bestockte Grundfläche, die durch einen dauerhaft oder temporär geringen Mindestbedeckungsgrad (Kronenschlussgrad von mind. 20 % bis max. 70 %) auf natürlichen Böden oder verschiedenen anderen Substraten charakterisiert ist. Für den geringen Mindestbedeckungsgrad sind folgende Ursachen zu nennen:

- Sukzessionsbedingte Alterungs-/Zerfalls- und Verjüngungsprozesse
- Natürliche Störungen (Wind, Feuer oder Schnee) und/oder biotische Störungen (Kalamitäten) und/oder bodenmechanische Störungen (Erosion, Lawinen, Hangrutschungen)
- Oligotrophe, flachgründige, trockene, wechsellrockene bzw. wechselfeuchte oder nasse und/oder ganzjährig erhitze oder kalte bzw. gefrorene, teilweise aber auch kontaminierte, darunter schwermetallbelastete Böden und Substrate

In Abschnitt 3.2.1 haben wir gesehen, dass es eine übergreifende Definition für den Begriff „lichter Wald“ nicht gibt. Aus den vorgestellten Erkenntnissen und Schlussfolgerungen lässt sich nun ein Definitionsvorschlag ableiten (Box 2).

Oft stehen die oben genannten Ursachen in Wechselwirkung zueinander. So können z.B. Nährstoffarmut und Flachgründigkeit sowohl Folge von Bodeninstabilität als auch einer menschlich bedingten Bodendegradation sein. Sukzessionsbedingte alterungs- und verjüngungsdynamische Prozesse können durch Bodenkontamination extrem verzögert werden. Insektenkalamitäten treten beispielsweise oft als Folgestörung auf Sturmwurfflächen auf. Da es in vielen Fällen keine klare Abgrenzung zwischen temporären und dauerhaft lichten Waldformen gibt, sind beide Aspekte im Definitionsentwurf inbegriffen. „Lichter Wald“ ist somit weniger als ein Flächentypus (so z.B. Wald, Wasserfläche, Landwirtschaftliche Fläche), sondern vielmehr als ein Vegetationsentwicklungszustand zu verstehen.

7 Angeführte Schriften

- Abegg, B., Wegmann, S., Fehr, M., Stutz, H.-P., Hofmann, A. & Keel, A. (2005): Aktionsplan Lichte Wälder, Amt für Landschaft und Natur, Abt. Wald, Fachstelle Naturschutz, Baudirektion des Kantons Zürich, 43 S. http://www.aln.zh.ch/internet/audirektion/aln/de/naturschutz/biotopfoerderung/liwa/_jcr_content/contentPar/downloadlist/downloaditems/100_1290522893273.spooler.download.1460041902204.pdf/AP_Lichter_Wald.pdf
- Abresch, J.-P. & Bauer, S. (1999): Naturschutz und Braunkohlenrekultivierung aus regionalwirtschaftlicher Perspektive. Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege, 70: 69-80.
- Albrecht, L. & Müller, J. (2008): Ökologische Leistungen aktiver Mittelwälder. LWF Aktuell, 62: 36-38.
- Aldinger, A., Kohnle, U., Rieck, D., Bense, U., Borchers, J., Konold, W., Krug, A., Höltermann, A., Michiels, H.-G., Parviainen, J., Lier, M., Scheffold, H., Schmoll, F., Zielewska, K. (2012): 100 Jahre Bannwald in Baden-Württemberg. In FVA Baden-Württemberg (Hrsg.), Waldschutzgebiete in Baden-Württemberg, Bd. 15.
- Altmoos, M. & Durka, W. (1998): Prozessschutz in Bergbaufolgelandschaften. Eine Naturschutzstrategie am Beispiel des Südraumes Leipzig. Naturschutz und Landschaftsplanung, 30: 291-297.
- Anadon-Rosell, A., Rixen, C., Cherubini, P., Wipf, S., Hagedorn, F. & Dawes, M. A. (2014): Growth and phenology of three dwarf shrub species in a six-year soil warming experiment at the Alpine treeline. PLoS ONE, 9: 1-9.
- Anders, K., Prochnow, A., Fürstenau, S., Segert, A. & Zierke, I. (2003): Offenlandmanagement durch kontrolliertes Brennen. Naturschutz und Landschaftsplanung, 35(8): 242-246.
- ANL (Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege) (2000): Bukolien, Weidelandschaft als Natur- und Kulturerbe: Bewahrung und Entwicklung. Laufener Seminarbeiträge, 4/00.
- Arbeitskreis Waldbau und Naturschutz (2005): Lichtliebende Arten und naturnaher Waldbau. LÖBF-Mitteilungen, 3/05: 36-38.
- Arpin, P., Ponge, J.-F., Faille, A. & Blandin, P. (1998): Diversity and dynamics of eco-units in the biological reserves of the Fontainebleau forest (France): Contribution of soil biology to a functional approach. European Journal of Soil Biology, 34: 167-177.
- Assmann, T. & Kratochwil, A. (1995): Biozönotische Untersuchungen in Hudelandschaften Nordwestdeutschlands – Grundlagen und erste Ergebnisse. Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen, 20/21: 275-337.
- Barbezat, V., Bayeur, C. & Berberat, J. (2008): Gestion intégrée des paysages sylvo-pastoraux de l'Arc Jurassien. Conférence Transjurassienne.
- Bärnthol, R. (2003): Nieder- und Mittelwald in Franken. Schriften und Kataloge des Fränkischen Freilandmuseums, 40: 152 S.
- Batllori, E., Blanco-Moreno, J., Ninot, J., Gutierrez, E. & Carrillo, E. (2009): Vegetation patterns at the Alpine treeline ecotone: the influence of tree cover on abrupt change

- in species composition of alpine communities. *Journal of Vegetation Science*, 20(5): 814-825.
- Baum, M. (2013): Schieferbergbau - Allgemeiner und geologischer Teil. In: Baumbach, H., Sänger, G. & Heinze, M. (Hrsg.), *Bergbaufolgelandschaften Deutschlands: Geobotanische Aspekte und Rekultivierung*. Weissdorn, Jena: 468-506.
- Baumbach, H. (2013): Kupferschieferbergbau. In: Baumbach, H., Sänger, G. & Heinze, M. (Hrsg.), *Bergbaufolgelandschaften Deutschlands: Geobotanische Aspekte und Rekultivierung*. Weissdorn, Jena: 311-372.
- Baumbach, H., Sänger, H., & Heinze, M. (Hrsg.) (2013): *Bergbaufolgelandschaften Deutschlands: Geobotanische Aspekte und Rekultivierung*. Weissdorn, 668 S., Jena.
- Becker, A. (2002): *Haubergs-Lexikon. Die Wielandschmiede*, 368 S., Kreuztal.
- Becker, A. & Fasel, P. (2007): Nutzungsgeschichte der Siegerländer Niederwälder und Beschreibung des Untersuchungsgebietes „Historischer Hauberg Fellinghausen“. In: LANUV (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen) (Hrsg.), *Niederwälder in Nordrhein-Westfalen, LANUV-Fachbericht 1*: 33-54.
- Becker, G., Bauhus, J., & Konold, W. (Hrsg.) (2013): *Schutz durch Nutzung: ein Raum-Zeit-Konzept für die multifunktionale Entwicklung der Stockausschlagwälder in Rheinland-Pfalz*. Culterra, Schriftenreihe der Professur für Landespflege der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, 62: 216 S.
- Begehold, H., Rzanny, M. & Flade, M. (2015): Forest development phases as an integrating tool to describe habitat preferences of breeding birds in lowland beech forests. *Journal of Ornithology*, 156: 19-29.
- Beinlich, B., Gockel, H. A., & Grawe, F. (2014): Mittelwaldahnliche Waldrandgestaltung - Ökonomie und Ökologie im Einklang. *ANLiegen Natur*, 36 (1): 61–65.
- Bellmann, H. (1998): 5 Die Sukzession von Tiergesellschaften auf Fichten-Sturmwurfflächen. 5.5 „Arthropoden der Kraut- und Strauchschicht“. In: A. Fischer (Hrsg.), *Die Entwicklung von Waldbiozönosen nach Sturmwurf*. Ecomed, Landsberg/Lech: 280-281).
- Bensettiti, F., Rameau, J.-C., Chevallier, H., Bartoli, M. & Gourc, J. (2001): *Cahiers d'habitats Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire. Tome 1 - Habitats forestiers*. MATE/MAP/MNHN. La Documentation française.
- Bergmeier, E., Petermann, J. & Schroeder, E. (2010): Geobotanical survey of wood-pasture habitats in Europe: diversity, threats and conservation. *Biodiversity and Conservation*, 19(11): 2995-3014.
- Bertiller, R., Keel, A. & Stutz, H.-P. (2006): Bewertung lichter Wälder im Kanton Zürich und Nutzen für das Projektmanagement. *Schweiz. Z. Forstwes.*, 157(8): 303-309.
- BfN (Bundesamt für Naturschutz) (2006): Liste der in Deutschland vorkommenden Lebensraumtypen der FFH-Richtlinie. https://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/natura2000/Nat_Bericht_2013/lebensraumtypenliste_20140116.pdf abgerufen
- BfN (Bundesamt für Naturschutz) (2011): *Länderübergreifender Biotopverbund Deutschland. Grundlagen und Fachkonzept*. Naturschutz und biologische Vielfalt, 96.

- BfN (Bundesamt für Naturschutz) (Hrsg.) (2014): Biotopmanagement: Alternative Strategien des Naturschutzes für die Landschaftsentwicklung. Abgerufen am 23.11.2015 von http://www.bfn.de/0311_biotop_mgmt.html
- Biosphärenreservat Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft (2011): Die Zonierung. Abgerufen am 05.11.2015 von <http://www.biosphärenreservat-oberlausitz.de/de/zonierung>
- Blackburn, G. A., Zulkiflee, A. & Boyd, D. S. (2014): Forest disturbance and regeneration: a mosaic of discrete gap dynamics and open matrix regimes? *Journal of Vegetation Science*, 25: 1341-1354.
- BLU (Bayerisches Landesamt für Umwelt) (2010): Kostendatei für Maßnahmen des Naturschutzes und Landschaftspflege. Abgerufen am 19.11.2015 von http://www.lfu.bayern.de/natur/landschaftspflege_kostendatei/doc/kostendatei_voll.pdf
- Blumrich, H. & Wiegleb, G. (2000): Braunkohlentagebaue – Naturschutzfachliche Vorstellungen für die Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft. In: W. Konold, R. Böcker & U. Hampicke (Hrsg.), *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege*, 3. Erg. Lfg., Kap. XIII-7.28, Ecomed, Landsberg/Lech.
- BMELV (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft) (2005): Die zweite Bundeswaldinventur. 231 S.
- Brunk, I. & Wiegleb, G. (2006): Laufkäfer gestörter Landschaften der Niederlausitz-Bergbaufolgelandschaften. *Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent.*, 15: 379-382.
- Bücking, W. & Muley, A. (2006): Sturmwurfbannwälder nach „Lothar“: Forstliche Grundaufnahmen und Luftbildanalysen, hrsg. von der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Abt. Waldökologie, 214 S., Freiburg i. Br.
- Bücking, W., Schüler, M., Beck, M. & Stolz, T. (1998): Vegetation. „Flächige Dokumentation der Struktur, Bodenvegetation und Verjüngung der Sturmwurfflächen“. In: A. Fischer (Hrsg.), *Die Entwicklung von Waldbiozönosen nach Sturmwurf*. Ecomed, Landsberg/Lech: 75-93.
- BUND. (2014): Position des BUND Landesverbandes Baden-Württemberg e.V. zur Erhaltung und Förderung lichter Waldstrukturen zum Schutz von „Lichtwaldarten“ in Baden-Württemberg. Stuttgart.
- Bunzel-Drüke, M. & Scharf, M. (2004): Naturentwicklung mit Rindern und Pferden in der Lippeaue. In: Lippe: *Entwicklung, Visionen*, 9: 81-87.
- Bunzel-Drüke, M., Böhm, C., Finck, P., Kämmer, G., Luick, R., Reisinger, E., Riecken, U., Riedl, J., Scharf, M. & Zimball, O. (2008): „Wilde Weiden“ – Praxisleitfaden für Ganzjahresbeweidung in Naturschutz und Landschaftsentwicklung, hrsg. von der Arbeitsgem. Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V. 215 S.
- Bunzel-Drüke, M., Drüke, J., Hauswirth, L. & Vierhaus, H. (1999): Großtiere und Landschaft – Von der Praxis zur Theorie. *Natur- und Kulturlandschaft*, 3, 210-229.
- Bunzel-Drüke, M., Geyer, H. J. & Hauswirth, L. (2003): Neue Wildnis in der Lippeaue. *LÖBF-Mitteilungen* 4/03: 33-39.
- Bürgi, M. & Wohlgenuth, T. (2002): Natur aus Bauernhand – Auch im Wald? *Infoblatt der WSL, Forschungsbereich Landschaft*, 55: 1-3.
- Burschel, P. & Huss, J. (1997): *Grundriss des Waldbaus: ein Leitfaden für Studium und Praxis*. 2. Aufl., Parey, 487 S., Berlin.

- Bussler, H. (1995): Die xylobionte Käferfauna der Mittel- und Niederwälder des Kehlenberggebietes bei Bad Windsheim (Mittelfranken/Bayern). Bericht der Naturforschenden Gesellschaft Augsburg, 55: 26-45.
- Buttler, A., Gavazov, A., Peringer, A., Siehoff, S., Mariotte, P., Wettstein, J.-B., Chételat, J., Huber, R., Gillet, F. & Spiegelberger, T. (2012): Erhaltung der Wytweiden im Jura: klimatische und agrarpolitische Herausforderungen. Agrarforschung Schweiz, 3: 346-353.
- Carbiener, R. (1991): Les écosystèmes forestiers. Aspects fonctionnels liés à l'évolution biogéographique et aux influences anthropiques. In: J.-J. Dubois (Hrsg.), Phytodynamique et biogéographie historique des forêts. Cramer, Berlin: 74-99.
- Coch, T. & Müller-Bauerfeind, M. (2002): Wiederaufnahme des Mittelwaldbetriebes im Opfinger Mooswald – Ein Pilotprojekt zum Traditionsbezug multifunktional verstandener Forstwirtschaft. Forstamt Freiburg, Bericht.
- Coch, T. & Vögeli, M. (2006): Kronenbewohnende Bockkäfer als Entscheidungshilfen zur Revitalisierung ehemaliger Mittelwälder. Schweiz. Z. Forstwes., 157(8): 318-324.
- Conrady, D. & Fasel, P. (2007): Hat die Erhaltung großflächiger Niederwälder eine Zukunft? Ein Beitrag aus naturschutzfachlicher Sicht. In: LANUV (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen) (Hrsg.), Niederwälder in Nordrhein-Westfalen. LANUV-Fachbericht 1: S. 379-398.
- Cooper, G. (2007): The New Forest. Abgerufen am 20.10.2015 von <http://www.newforest.hampshire.org.uk/introduction.html>
- Cooper, H. (2010): Research Synthesis and Meta-Analysis: A Step-by-Step Approach. (4. Aufl.). Duke University, 269 S., Sage.
- Curt, T., Prévosto, B. & Bergonzini, J.-C. (2004a): Conséquences écologiques de la colonisation forestière (fiche 5). In: Cemagref (Hrsg.), Boisements naturels des terres agricoles en déprise. Écosystèmes forestiers, 2: 67-73.
- Curt, T., Prévosto, B. & Bergonzini, J.-C. (2004b): Quelle gestion sylvopastorale pour les boisements spontanés (fiche 9). In: Cemagref (Hrsg.), Boisements naturels des terres agricoles en déprise. Écosystèmes forestiers, 2: 99-106.
- Daniels, G. v. & Appel, M. (2008): Gebiets- und Artenschutz bei der Wiedernutzbarmachung von Bergbaufolgelandschaften – Naturschutzrecht als Hindernis für Maßnahmen der Naturschaffung? Natur und Recht, 30: 685-694.
- Decocq, G., Aubert, M., Dupont, F., Alard, D., Saguez, R., Wattez-Franger, A., Foucault, B. de, Delelis-Dusollier, A. & Bardat, J. (2004): Plant diversity in a managed temperate deciduous forest: understory response to two silvicultural systems. Journal of Applied Ecology, 41(6): 1065-1079.
- Deconchat, M. & Balent, G. (2001): Effets des perturbations du sol et de la mise en lumière occasionnées par l'exploitation forestière sur la flore à une échelle fine. Ann. For. Sci., 58(3): 315-328.
- Dettmar, J. (1992): Industrietypische Flora im Ruhrgebiet. Ver. Ges. Ökologie, 21: 49-52.
- Dipner, M. (2005): Lichte Wälder ergänzen artenreiche Trockenwiesen. Umwelt, 3/05: S. 52-54.

- Drößler, L. (2006): Struktur und Dynamik von zwei Buchenurwäldern in der Slowakei. Dissertation Universität Göttingen, Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie.
- Drößler, L. & Meyer, P. (2006): Waldentwicklungsphasen in zwei Buchen-Urwaldreservaten in der Slowakei. *Forstarchiv*, 77: 155-161.
- Duelli, P., Chumak, V., Obrist, M. K. & Wirz, P. (2005): The biodiversity values of European virgin forests. *For. Snow Landsc. Res.*, 79: 91-99.
- Durka, W., Altmoss, M. & Henle, K. (1999): Naturschutz und Landschaftspflege in Bergbaufolgelandschaften. Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege, 70: 81-91.
- Eggler, J. (1955): Ein Beitrag zur Serpentinvegetation in der Gulsen bei Kraubath in Obersteiermark. *Naturwissenschaftlicher Verein Steiermark*, 85: 27-72.
- Eichberger, C. & Heiselmayer, P. (1997): Die Erika-Kiefernbestände (Erico-Pinetum sylvestris Br.-Bl. in Br.-Bl. et al. 39) bei Mandling (Salzburg und Steiermark, Österreich). *Linzer biologische Beiträge*, 29(1): 507-543.
- Ellenberg, H., & Leuschner, C. (2010): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. (6. Aufl.). Ulmer, 1333 S., Stuttgart.
- Ewald, J. & Schessl, A. (2013): Kiefer am Scheideweg: Heidewälder in der nördlichen Münchener Ebene. *Tuexenia*, 33: 9-24.
- Faliński, J.B. (1986): *Vegetation Dynamics in Temperate Lowland Primeval Forests*. Ecological Studies in Białowieza Forest. Geobotany, 8. Springer Netherlands.
- Fartmann, T., Müller, C. & Poniatowski, D. (2013): Effects of coppicing on butterfly communities of woodlands. *Biological Conservation*, 159: 396-404.
- Felinks, B. (1999): Dynamik der Vegetationsentwicklung in den terrestrischen Offenlandbereichen der Bergbaufolgelandschaft. In: G. Wiegand, U. Bröring, J. Mrzljak & F. Schulz (Hrsg.), *Naturschutz in Bergbaufolgelandschaften*, Berlin, Heidelberg, Springer: 160-176.
- Felinks, B., Deter, A., & Wenk, A. (2008): Gehölzaufwuchs auf einer Ganzjahresstandweide im Wulfener Bruch. *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 40: 217-224.
- Fichet, V., Branquart, E., Claessens, H., Delescaille, M.-L., Dufrière, M., Graitson, E., Paquet, J.-Y. & Wibail, L. (2011): *Milieux ouverts forestiers, lisières et biodiversité. De la théorie à la pratique. (Faune - Flore - Habitats 7)*. (Département de l'Étude du Milieu Naturel et Agricole., Hrsg.) Gembloux: Service Public de Wallonie. Direction générale de l'Agriculture, des Ressources naturelles et de l'Environnement.
- Fischer, A., Michler, B., Fischer, H. S., Brunner, G., Hösch, S., Schultes, A. & Titze, P. (2015): Flechtenreiche Kiefernwälder in Bayern: Entwicklung und Zukunft. *Tuexenia*, 35: 9-29.
- Fischer, P., Bültmann, H. & Waesch, G. (2013): Vegetationsökologische Begleituntersuchungen zum Projekt „Streunutzung zur Erhaltung bzw. Wiederherstellung von Flechten-Kiefernwäldern im Biosphärenreservat Niedersächsische Elbtalalae“, hrsg. von der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt Hann.-Münden.

- Fonderflick, J., Caplat, P., Lovaty, F., Thévenot, M. & Prodon, R. (2010): Avifauna trends following changes in a Mediterranean upland pastoral system. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 137(3-4): 337-347.
- Forestry Commission Scotland. (ed.) (2009): Management of ancient wood pasture. Guidance. Edinburgh.
- Gauckler, K. (1954): Serpentinvegetation in Nordbayern. *Ber. Bay. Bot. Ges.*, 30: 19-26.
- Gausmann, P. (2012): Ökologie, Floristik, Phytosoziologie und Altersstruktur von Industrierwäldern des Ruhrgebietes. Dissertation, Ruhr-Universität Bochum.
- Geithner, A. (2013): Schieferbergbau in Thüringen. In: Baumbach, H., Sänger, G. & Heinze, M. (Hrsg.), *Bergbaufolgelandschaften Deutschlands: Geobotanische Aspekte und Rekultivierung*. Weissdorn, Jena: 478-506.
- Gerken, B., Krannich, R., Krawczynski, R., Sonnenburg, H. & Wagner, H.-G. (2008): Hutelandschaftspflege und Artenschutz mit großen Weidetieren im Naturpark Solling-Vogler. *Naturschutz und Biologische Vielfalt*, 57: 268 S.
- Gerster, A. & Jutz, X. (2001): *Lichter Wald: Ergebnisse aus Erfolgskontrollen*. Fachstelle Naturschutz Kanton Zürich.
- Gigauri, K., Akhalkatsi, M., Nakhutsrishvili, G. & Abdaladze, O. (2013): Monitoring of vascular plant diversity in a changing climate in the alpine zone of the Central Greater Caucasus. *Turkish Journal of Botany*, 37(6): 1104-1114.
- Gilcher, S. (2013): Mehr Natur wagen! – Chancen und Grenzen bei der Renaturierung von Werksteinbrüchen. In: Bund für Heimat und Umwelt (Hrsg.), *Werksteinabbau und Kulturlandschaft*: 58-65.
- Gillet, F. & Gallandat, J.-D. (1996): Wooded pastures of the Jura mountains. In: M. Étienne (Hrsg.), *Western European Silvopastoral Systems*: 37-53, Paris.
- Gillet, F., Murisier, B., Buttler, A., Gallandat, J.-D. & Gobat, J.-M. (1999): Influence of tree cover on the diversity of herbaceous communities in subalpine wooded pastures. *Applied Vegetation Science*, 2(1): 47-54.
- Glaser, F. & Hauke, U. (2004): Historisch alte Waldstandorte und Hudewälder in Deutschland. *Angewandte Landschaftsökologie*, 61: 194 S., Bonn-Bad Godesberg.
- Grabherr, G. (2009): Biodiversity in the high ranges of the Alps: Ethnobotanical and climate change perspectives. *Global Environmental Change*, 19(2): 167-172.
- Greenwood, S. & Jump, A. S. (2014): Consequences of treeline shifts for the diversity and function of high altitude ecosystems. *Arctic, Antarctic and Alpine Research*, 46(4): 829-840.
- Grigo, W., Dronia, W., Pabsch, T., Söhle, P. & Breuer, S. (2009): Steinkohlenbergbau. In: W. Konold, R. Böcker, & U. Hampicke (Hrsg.), *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege*, 22. Erg.Lfg., Kap. VII-11. Ecomed, Landsberg/Lech.
- Gubsch, M. & Lüscher, R. (2014): Mittelwald „Obere Belpau“. Wiederbelebung einer traditionellen Bewirtschaftungsform. *Wald und Holz*, 3/14: 24-27.
- Güthler, W., Market, R., Häusler, A. und Dolek, M. (2005): Vertragsnaturschutz im Wald. Bundesweite Bestandsaufnahme und Auswertung. *BfN-Skripten*, 146. 179 S.
- Hard, G. (1975): Vegetationsdynamik und Verwaldungsprozesse auf den Brachflächen Mitteleuropas. *Die Erde*, 106: 243-276.

- Härdtle, W., G. von Oheimb & Westphal, C. (2001): Vergleichende Untersuchungen zur Struktur und Vegetation von Natur- und Wirtschaftswäldern des Tieflandes auf der Grundlage räumlich expliziter Vegetationsmodelle. Ber. Reinhold Tüxen-Gesellschaft 13: 183-196.
- Härdtle, W., Ewald, J. & Hölzel, N. (2004): Wälder des Tieflandes und der Mittelgebirge. Ulmer, 252 S., Stuttgart.
- Harmer, R., Peterken, G., Kerr, G. & Poulton, P. (2001): Vegetation changes during 100 years of development of two secondary woodlands on abandoned arable land. *Biological Conservation*, 101: 291-304.
- Hartel, T., Dorresteijn, I., Klein, C., Máthé, O., Moga, C. I., Öllerer, K., Roellig, M., Wehrden, H. v. & Fischer, J. (2013): Wood-pastures in a traditional rural region of Eastern Europe: Characteristics, management and status. *Biological Conservation*, 166: 267-275.
- Haupt, R. (2012): Mittelwald – Nachhaltigkeit und Artenvielfalt. *Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen*, 49(3): 91-99.
- Heinken, T. (2008): Die natürlichen Kiefernstandorte Deutschlands und ihre Gefährdung. *Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt*, 2/08: 19-41.
- Helfrich, T., & Konold, W. (2013): Biodiversitätsuntersuchungen in ehemaligen Niederwäldern. In: G. Becker, J. Bauhus & W. Konold (Hrsg.), *Schutz durch Nutzung: ein Raum-Zeit-Konzept für die multifunktionale Entwicklung der Stockausschlagwälder in Rheinland-Pfalz*. Culterra, Schriftenreihe der Professur für Landespflege der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, 62: 61-67).
- Helfrich, T. & Konold, W., 2010: Formen ehemaliger Niederwälder und ihre Strukturen in Rheinland-Pfalz. *Archiv f. Forstwesen u. Landsch.ökol.*, 44(4): 157-168.
- Helfrich-Hau, T. (2015): Multifunktionalität von Niederwäldern in Rheinland-Pfalz: Aspekte des Naturschutzes und des Tourismus. Culterra, Schriftenreihe der Professur für Landespflege der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, 65: 276 S.
- Herhaus, F. (2012): Bedeutung von Steinbrüchen für den Biotop- und Artenschutz. In: *Bund Heimat und Umwelt in Deutschland* (Hrsg.), *Werksteinabbau und Kulturlandschaft*: 51-57.
- Hermann, G. (2012): Lichte, offene Wälder, hrsg. von ForstBW. Abgerufen am 31.07.2015 von <http://www.waldnaturschutz-forstbw.de/page697.html>
- Hermann, G. & Steiner, R. (2000): Der Braune Eichen-Zipfelfalter in Baden-Württemberg. Ein Beispiel für die extreme Bedrohung von Lichtwaldarten. *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 32(9): 271-277.
- Hochhardt, W. (1996): Vegetationskundliche und faunistische Untersuchungen in den Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes unter Berücksichtigung ihrer Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz. *Schriftenreihe des Instituts für Landespflege der Universität Freiburg*, 21: 252 S.
- Höchtel, F., Lehringer, S. & Konold, W. (2005): Kulturlandschaft oder Wildnis in den Alpen? Hrsg. von der Bristol-Stiftung Zürich, Haupt, 629 S.
- Hofmann, A. (2006): Lichte Wälder für Schmetterlinge. *Zürcher Wald*, 5: 15-16.

- Holtmeier, F.-K. (2003): Mountain timberlines: ecology, patchiness and dynamics. Kluwer Academic Publishers, 369 S., Dordrecht
- Holzner, W. (2007): Almen: Almwirtschaft und Biodiversität. Böhlau, 300 S., Wien.
- Hoyle, G. L., Venn, S. E., Steadman, K. J., Good, R. B., McAuliffe, E. J., Williams, E. R. & Nicotra, A. B. (2013): Soil warming increases plant species richness but decreases germination from the alpine soil seed bank. *Global Change Biology*, 19(5): 1549-1561.
- Huss, H.-H. (2005): Fallbeispiel: Pilotprojekt Hutwaldbeweidung mit Schweinen. *NNA-Berichte*, 18 (2): 39-47.
- Huss, H.-H. (2006): Die besten Schinken wachsen unter Eichen. *LWF aktuell*, 55: 20-21.
- Hüttl, R. F. (2004): Ecological development potential of post-mining landscapes. *Peckiana*, 3: 77-86.
- Jedicke, E. (1995): Ressourcenschutz und Prozessschutz-Diskussion notwendiger Ansätze zu einem ganzheitlichen Naturschutz. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 27(4): 125-133.
- Jotz, S. & Konold, W. (2009): Die Struktur von Kastanienniederwäldern in der Ortenau. Bericht der Naturforschenden Gesellschaft zu Freiburg i. Br., 99: 213-254.
- Keil, A. & Otto, K.-H. (2007): Industriebwald Ruhrgebiet. Abgerufen am 20.10.2015 von www.lwl.org/LWL/Kultur/Westfalen_Regional/Naturraum/Industriebwald/#anker-5
- Keil, A., Brosch, B. & Buch, C. (2013): Naturschutzfachlich wertvolle Offenlandbiotope auf Industrieflächen. *Natur und Landschaft*, 88(5): 213-219.
- Kipfer, T. (2006): Waldweide – eine alte Nutzung neu entdeckt. Pflanzenökologische Untersuchungen für Beweidungsprojekte im Kanton Aargau. Master's thesis, Universität Zürich.
- Kirmer, A., Lorenz, A., Baasch, A. & Tischew, S. (2013): Braunkohlenbergbau in Mitteldeutschland. In: H. Baumbach, H. Sängler & M. Heinze (Hrsg.), *Bergbaufolgelandschaften Deutschlands: Geobotanische Aspekte und Rekultivierung*. Weissdorn, Jena: 75-108.
- König, H., Hübner, T., Michels, C. & Pardey, A. (2003): Neue Säule des Naturschutzes. Naturentwicklungsgebiete mit Beweidung. *LÖBF-Mitteilungen*, 4/03: 21-28.
- Konold, W. (1980): Zum Schutz anthropogener Ökosysteme am Beispiel aufgelassener Weinberge. *Verh. Ges. Ökologie*, 8: 175-184.
- Körner, C. (2012): *Alpine Treelines: Functional Ecology of the Global High Elevation Tree Limits*. Springer, 220 S., Basel.
- Korpel, S. (1995): *Die Urwälder der Westkarpaten*. Gustav Fischer, 310 S., Stuttgart, Jena, New York.
- Kratochwil, A. & Assmann, T. (1996): Biozöologische Untersuchungen in Hudelandschaften des nordwestdeutschen Tieflandes. *Verh. Ges. Ökologie*, 26: 229-238.
- Kurz, P. & Machatschek, M. (2009). Lärchenbestände dienen der Melioration von Almweiden. *Der Alm- und Bergbauer*, 5/09: 5-8.
- Land Salzburg (Hrsg.). (2015): Lärchweiden. Abgerufen am 31.07.2015 von <http://www.salzburg.gv.at/laerchweide>

- LANUV (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen) (Hrsg.). (2007): Niederwälder in Nordrhein-Westfalen. Beiträge zur Ökologie, Geschichte und Erhaltung. LANUV-Fachbericht, 1: 510 S.
- Laussmann, H. (1993): Die Besiedlung neu entstandener Windwurfflächen durch Heuschrecken. *Articulata*, 8): 53-59.
- Leder, B., Lehmann, A. & Leonhardt, A. (2005): Vegetationsentwicklung und Avifauna auf Windwurfflächen. *LÖBF-Mitteilungen*, 3/05: 39-42.
- LEL Schwäbisch Gmünd (Landesanstalt für Entwicklung der Landwirtschaft und der ländlichen Räume) (Hrsg.). (2015): Mulchen in der Landschaftspflege. Abgerufen am 14.10.2015 von www.lel-bw.de/pb/Lde/Startseite/Unsere+Themen/Maschinelle+Pflege+_Mulchen_?QUERYSTRING=mulchen
- Lemoine, G. (2005): Prise en compte de l'entomofaune et de la malacofaune dans la requalification des friches industrielles dans la région Nord/Pas-de-Calais(France) (friches minières et carrières principalement). *Notes fauniques de Gembloux*, 57: 67-71.
- LFULG (Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie) (Hrsg.). (2009): Kartier- und Bewertungsschlüssel für Wald-Lebensraumtypen des Anhangs I der Richtlinie 92/43/EWG (FFH-Richtlinie). 77 S.
- Lieser, M. (1994): Untersuchungen der Lebensraumsprüche des Haselhuhns (*Bonasa bonasia* L. 1758) im Schwarzwald im Hinblick auf Maßnahmen zur Arterhaltung. *Ökologie der Vögel*, 16, Sonderheft: 117 S.
- Lorenz, A., Tischew, S. & Mahn, E. (2009): Analyse der Sukzessionsdynamik spontan entwickelter Wälder auf Kippenflächen der ehemaligen ostdeutschen Braunkohlentagebaue als Grundlage für Renaturierungskonzepte. *Forstarchiv*, 12(5): 151-162.
- Luick, R. (2002): Möglichkeiten und Grenzen extensiver Weidesysteme mit besonderer Berücksichtigung von Feuchtgebieten. *Laufener Seminarbeiträge*, 1/02: 5-21.
- Luick, R. & Schuler, H.-K. (2007): Waldweide und forstrechtliche Aspekte. *Ber. Inst. Landschafts- und Pflanzenökologie Univ. Hohenheim*, 17: 149-164.
- Lüth, M. (1993): Felsen und Blockhalden, hrsg von der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. Abgerufen am 31.07.2015 von <http://www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/50124/felsen.pdf?command=downloadContent&filename=felsen.pdf&FIS=200>
- Maes, D., Jacobs, I., Segers, N., Vanreusel, W., Van Daele, T., Laurijssens, G. & Van Dyck, H. (2014): A resource-based conservation approach for an endangered ecotone species: the Ilex Hairstreak (*Satyrrium ilicis*) in Flanders (north Belgium). *Journal of Insect Conservation*, 18(5): 939-950.
- Manz, E. (1993): Vegetation und standörtliche Differenzierung der Niederwälder im Nahe- und Moselraum. *Pollichia-Buch*, 28: 413 S.
- Mayer, A., Stöckli, V., Gotsch, N., Konold, W. & Kreuzer, M. (2004): Waldweide im Alpenraum. Neubewertung einer traditionellen Mehrfachnutzung. *Schweiz. Z. Forstwes.*, 155: 38-44.
- Michels, C. (2000): Beweidung mit verschiedenen Haustierrassen. In: W. Konold, R. Böcker & U. Hampicke (Hrsg.), *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege*, 1. Erg. Lfg., Kap. XIII-6.1. Ecomed, Landsberg/Lech.

- Michels, C. & Spencer, J. (2003): Waldweide im New Forest. 1000 Jahre Großpflanzens-fresser im Wald. LÖBF-Mitteilungen, 4/03: 53-58.
- Möhlenbruch, N. & Dworschak, U. (1998): Die Entwicklung der Avifauna als Ausdruck der Biodiversität im rheinischen Braunkohlenrevier. Braunkohle, 5: 505-511.
- Müller, J. (2015): Prozessschutz und Biodiversität. Überraschungen und Lehren aus dem Bayerischen Wald. Natur und Landschaft, 90: 421-425.
- Müller, J. & Leibl, F. (2013): Lehren aus natürlichen Störungsereignissen. AFZ-Der Wald, 15/13: 15-17.
- Müller-Kroehling, S. (2007): Laufkäfer unterschiedlich bewirtschafteter fränkischer Eichenwälder, unter besonderer Berücksichtigung der Bedeutung von Mittelwäldern für die Biodiversität. Angewandte Carabidologie, 8: 51-68.
- Musco, A., Bagnato, S., Sidari, M. & Mercurio, R. (2014): A review of the role of forest canopy gaps. Journal of Forestry Research, 25: 725-736.
- Naturschutzzentrum Wengleinpark e.V. (Hrsg.). (2012): Hutangerprojekt. Abgerufen am 20.10.2015 von <http://www.hutanger.de>.
- Noss, R.F. (1990): Indicators for monitoring biodiversity. Conservation Biology 4(4): 355-364.
- NRW-Stiftung. (2010): Historische Haubergwirtschaft im Siegerland. Abgerufen am 20.10.2015 von <https://www.nrw-stiftung.de/projekte/projekt.php?pid=585>.
- Oberdorfer, E. (1992): Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil IV: Wälder und Gebü-sche, 2. Aufl. Gustav Fischer, Jena: 282 S.
- Öllerer, K. (2013): The vegetation of the Breite wood-pasture (Sighișoara, Romania) – his-tory, current status and prospects. Brukenthal Acta Musei, 8(3): 547-566.
- Ostermann, R. (2002): Die Niederwälder am Fuß der Ostvogesen (Elsass/Frankreich): Eine kulturgeografische und vegetationskundliche Analyse. Freiburger Forstliche For-schung, 21: 180 S.
- Paillet, Y., Berges, L., Hältén, J., Odor, P., Avon, C., Bernhardt-Römermann, M., et al. (2010): Biodiversity Differences between Managed and Unmanaged Forests: Meta-Analysis of Species Richness in Europe. Conservation Biology, 24(1): 101-112.
- Parviainen, J. & Lier, M. (2012): Warum brauchen wir heute Prozessschutzgebiete im Wald? – Warum stellen europäische Länder heute Wälder unter Schutz? Schriftenrei-he Waldschutzgebiete Baden-Württemberg, 15: 75-85.
- Pecher, C., Tasser, E. & Tappeiner, U. (2011): Definition of the potential treeline in the European Alps and its benefit for sustainability monitoring. Ecological Indicators, 11(2): 438-447.
- Petit, D. (1980): La végétation des terrils du Nord de la France. Écologie, phytosociologie, dynamisme. Thèse de doctorat, Université des sciences et techniques de Lille.
- PGNU (Planungsgruppe Natur Umwelt). (2004): Machbarkeitsstudie mit großen Pflanzen-fressern in Niedersachsen. Abgerufen am 20.10.2015 von edok.ahb.niedersachsen.de/07/396004628/studie.pdf.
- Philippi, G. (1970): Die Kiefernwälder der Schwetzingen Hardt (nordbadische Rheinebe-ne). Veröff. Landesstelle Naturschutz und Landschaftspf. Bad.-Württ., 38: 46-92.

- Pietsch, W. & Preussner, K. (2013): A1 Das Lausitzer Braunkohlenrevier. In: H. Baumbach, H. Sängler, & M. Heinze (Hrsg.), *Bergbaufolgelandschaften Deutschlands: Geobotanische Aspekte und Rekultivierung*. Weissdorn. Jena: 22-74).
- Pliening, T., Hartel, T., Martín-López, Beaufoy, G., Bergmeier, E., Kirby, K., et al. (2015): Wood-pastures of Europe: Geographic coverage, social-ecological values, conservation management, and policy implications. *Biological Conservation*, 190: 70-79.
- Pontailleur, J.-Y., Faille, A. & Lemée, G. (1997): Storms drive successional dynamics in natural forests: a case study in Fontainebleau forest (France). *Forest Ecology and Management*, 98: 1-15.
- Prochnow, A. (2001): Technik und Verfahren für die Landschaftspflege. In: W. Konold, R. Böcker & U. Hampicke (Hrsg.), *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege*, 6. Erg. Lfg., Kap. XIII-6.5. Ecomed, Landsberg/Lech.
- Prochnow, A. & Schlauderer, R. (2002): Weidende Hirsche statt rollender Panzer. *ForschungsReport des Instituts für Agrartechnik Bornim*, 2/02: 4-7.
- Pukall, K. (2014): Mögliche Entwicklungslinien für das Bundeswaldgesetz. *Natur und Recht*, 36: 171-176.
- Pyttel, P., Fischer, U., Suchomel, C., Gärtner, S. & Bauhus, J. (2012): The effect of harvesting on stump mortality and re-sprouting in aged oak coppice forests. *Forest Ecology and Management*, 289, 18–27.
- Pyttel, P., Kunz, J. & Bauhus, J. (2013a): Growth, regeneration and shade tolerance of the Wild Service Tree (*Sorbus torminalis* (L.) Crantz) in aged oak coppice forests. *Trees*, 27(6): 1609-1619.
- Pyttel, P., Weber, T. & Bauhus, J. (2013b): Wachstum, Regeneration und Schattentoleranz von Elsbeere (*Sorbus torminalis*) in überalterten Niederwäldern. In: G. Becker, J. Bauhus, & W. Konold (Hrsg.), *Schutz durch Nutzung: ein Raum-Zeit-Konzept für die multifunktionale Entwicklung der Stockausschlagwälder in Rheinland-Pfalz*. *Culterra, Schriftenreihe der Professur für Landespflege der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg*, 62: 106-112.
- Rasmont, P. & Barbier, Y. (2000): La faune des terrains industriels charbonniers. *Bulletin de la Société Royale des Sciences de Liège*, 69(5): 289-307
- Rebele, F. & Dettmar, J. (1996): *Industriebrachen: Ökologie und Management*. Ulmer, 188. S, Stuttgart.
- Rebele, F., & Lehmann, C. (2002): Restoration of a landfill site in Berlin, Germany, by spontaneous and directed succession. *Restoration Ecology*, 10(2): 340-347.
- Reichhoff, L., & Reichhoff, K. (Hrsg.). (2010): *Mittelwald an der Mittelelbe. Wiederbelebung einer kulturhistorischen Nutzungsform*. Veröffentlichungen der LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH, Heft 5: 48. Dessau-Roßlau.
- Reidl, K. (2000): Industrielandschaft. In: W. Konold, R. Böcker & U. Hampicke (Hrsg.), *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege*, 2. Erg. Lfg., Kap. VI-2.2. Ecomed, Landsberg/Lech.
- Reidl, K. (2004): Industrieflächen. In: W. Konold, R. Böcker, & U. Hampicke (Hrsg.), *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege*, 14. Erg.Lfg., Kap. XIII-7.29. Ecomed, Landsberg/Lech.

- Reif, A. & Gärtner, S. (2007): Die natürliche Verjüngung der laubabwerfenden Eichenarten Stieleiche (*Quercus robur* L.) und Traubeneiche (*Quercus petraea* Liebl.) – eine Literaturstudie mit besonderer Berücksichtigung der Waldweide. *Waldökologie online*, 5: 79-116.
- Reif, A. & Hacker, H. (1991): Flora und Fauna der Nieder- und Mittelwälder der Eierberge, Oberfranken. Schlußbericht des Waldbau-Instituts der Universität Freiburg, Bereich Standorts- und Vegetationskunde, an die Bayerische Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt München, Freiburg.
- Reiter, K. & Doeringhaus, A. (2015): Das Nationale Naturerbe. *Natur und Landschaft*, 90(3): 98-104.
- Remmert, H. (1991): Das Mosaik-Zyklus-Konzept und seine Bedeutung für den Naturschutz: Eine Übersicht. *Laufener Seminarbeiträge*, 5/91: 5-15.
- Richter, F.-D. & Stichmann, W. (2005): Lichtliebende Arten und naturnaher Waldbau. *Biodiversität im Wald. LÖBF-Mitteilungen*, 30(3): 36-38.
- Ringler, A. (2009): Almen und Alpen: Höhenkulturlandschaft der Alpen. *Ökologie, Nutzung, Perspektiven*, hrsg. vom Verein zum Schutz der Bergwelt, München: 134 S.
- Rochel, X. (2009): Doit-on réhabiliter les milieux ouverts dans les massifs forestiers vosgiens? Un enjeu écologique et paysager revu par la biogéographie historique. *Revue Géographique de l'Est*, 49(2-3).
- Röder, D., Kayser, J., Mailhammer, J. & Kiehl, K. (2004): Auswirkungen der Trennung von Wald und Weide auf *Helleborus niger* L. subsp. *niger* auf ausgewählten Flächen des Nationalparks Berchtesgaden. *Ber. Bay. Bot. Ges.*, 73/74: 85-95.
- Rossmann, D. (1996): Landschaftspflegekonzept Bayern, Bd. 2.13: Lebensraumtyp Nieder- und Mittelwälder, hrsg. vom Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen und der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege.
- Rupp, M. (2013): Beweidete lichte Wälder in Baden-Württemberg: Genese, Vegetation, Struktur, Management. *Freidok: Dissertation_Rupp_Lichte_Weidewaelder_2013.pdf*, Universität Freiburg.
- Sautter, R. (2003): Waldgesellschaften in Bayern: vegetationskundliche und forstgeschichtliche Darstellung der natürlichen und naturnahen Waldgesellschaften. *Wiley-VCH*, 224 S., Weinheim.
- Scheer, D., Thomas, K. & Trapp, M. (2013): Identifikation von Stockausschlagwaldbeständen in Rheinland-Pfalz. In: G. Becker, J. Bauhus, & W. Konold (Hrsg.), *Schutz durch Nutzung: ein Raum-Zeit-Konzept für die multifunktionale Entwicklung der Stockausschlagwälder in Rheinland-Pfalz*. *Culterra, Schriftenreihe der Professur für Landschaftspflege der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg*, 62: 77-84.
- Scherrer, D. & Körner, C. (2011): Topographically controlled thermal-habitat differentiation buffers alpine plant diversity against climate warming. *Journal of Biogeography*, 38(2): 406-416.
- Scherzinger, W. (1991): Das Mosaik-Zyklus-Konzept aus der Sicht des zoologischen Artenschutzes. *Laufener Seminarbeiträge*, 5/91: 30-42.
- Scherzinger, W. (1996): *Naturschutz im Wald*. Ulmer, 447 S., Stuttgart.

- Scherzinger, W. (1999): Mosaik-Zyklus-Konzept. In: W. Konold, R. Böcker, & U. Hampicke (Hrsg.), Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege, Kap. II-5.1. Ecomed, Landsberg/Lech.
- Schiess, H. & Schiess-Bühler, C. (1997): Dominanzminderung als ökologisches Prinzip: eine Neubewertung der ursprünglichen Waldnutzungen für den Arten- und Biotopschutz am Beispiel der Tagfalterfauna eines Auenwaldes in der Nordschweiz. Mitteilungen der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, 72(1): 127 S.
- Schiess-Bühler, H. (2004): Aktionsplan brauner Eichenzipfelfalter (*Satyrus ilicis*). Abgerufen am 31.07.2015 von http://www.aln.zh.ch/internet/baudirektion/aln/de/naturschutz/artenfoerderung/ap_fa/eichenzipfel/_jcr_content/contentPar/downloadlist/downloaditems/225_1282205415167.spooler.download.1387468510020.pdf/Satyrus_ilicis_AP.pdf
- Schlauderer, R. & Prochnow, A. (2003): Ökonomische Aspekte des Offenlandmanagements. In: W. Konold & B. Burkart (Hrsg.), Offenland & Naturschutz. Culterra, Schriftenreihe des Instituts für Landespflege der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, 31: 235-254).
- Schleicher, A., Königer, J. & Mosandl, R. (2007): Waldweide differenziert beurteilen. LWF Aktuell, 58: 32-34.
- Schley, L. & Leytem, M. (2004): Extensive Beweidung mit Rindern im Naturschutz: Eine kurze Literaturlauswertung hinsichtlich der Einflüsse auf die Biodiversität. Bull. Soc. Nat. Luxemb., 105: 65-85.
- Schmalzfuss, N. & Aldinger, E. (2012): Lichte Wälder – Warum sind sie uns wichtig? Waldwissen.net, Produzent, abgerufen am 31.07.2015 von http://www.waldwissen.net/wald/naturschutz/arten/fva_lichte_waelder/index_DE
- Schmid, W. (2003): Themenbericht extensive Weiden. Abgerufen am 01.10.2015 von www.poel.ch/pdf/Weidebericht_relais.pdf
- Schmid, W., Stäubli, A. & Wiedemeier P. (2002): Begleitbericht zur Waldweideliteratur-Datenbank im Auftrag der Abteilung Wald des Kantons Aargau: 34.
- Schmidt, M. (2010a): Vom Hutewald zum „Urwald“ – Veränderungen von Flora und Vegetation im Naturschutzgebiet „Urwald Sababurg“ (Reinhardswald) über 100 Jahre. Forstarchiv, 81: 53-60.
- Schmidt, P. A. (1995): Übersicht der natürlichen Waldgesellschaften Deutschlands. Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Forsten, 4).
- Schmidt, P. A. (2010b): Die Bedeutung von Mittelwäldern aus naturschutzfachlicher Sicht. Veröffentlichungen der LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH, 5.
- Schmitt, J. & Krumm, R. (2013): Das Saarrevier. In: H. Baumbach, H. Sängler, & M. Heinze (Hrsg.), Bergbaufolgelandschaften Deutschlands: Geobotanische Aspekte und Reaktivierung. Weissdorn, Jena: 181-266.
- Schnitzler, A. & Génot, J. (2012): La France des friches. Quae, 192 S., Paris.
- Schnitzler-Lenoble, A. (2007): Forêts alluviales d'Europe: écologie, biogéographie, valeur intrinsèque. Tec & Doc Lavoisier, 387 S., Cachan.

- Schöller, R.G., Scholz, M. & Wölfel, R. (2005): Hutanger. Natur- und Kulturerbe mit Zukunft. Naturschutzzentrum Wengleinpark e. V., 228 S.
- Schöller, R. (2005): Obstanger in der Hersbrucker Alb. In: R. Schöller, R. Wölfel, G. Schütz & B. Hörmann (Bearb.), Obstanger in der Hersbrucker Alb, Schriften des Deutschen Hirtenmuseums Hersbruck, 13: 5-32.
- Schoof, N. F. (2013): „Ziele und Kriterien der Vision „Wildnisgebiete“ aus der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt“, Masterarbeit, Fakultät für Umwelt und natürliche Ressourcen, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg. 165 S.
- Schreiber, K.-F. (1997): 20 Jahre Erfahrung mit dem kontrollierten Brennen auf den Brachflächen in Baden-Württemberg. NNA-Berichte, 10: 59-71.
- Schumacher, H. & Johst, A. (2015): Natura 2000 und Wildnis auf ehemaligen Militärflächen. Natur und Landschaft, 90(9/10): 459-464.
- Schwabe, A. (1997): Zum Einfluß von Ziegenbeweidung auf gefährdete Bergheide-Vegetationskomplexe: Konsequenzen für Naturschutz und Landschaftspflege. Natur und Landschaft, 72(4): 183-192.
- Siegerländer Hauberg. (2011): 20 Jahre historischer Hauberg Fellinghausen. Abgerufen am 10.11.2015 von <http://siegerlaender-hauberg.info/images/download/chronik%2020%20jahre.pdf>.
- Sierro, A., Arlettaz, R., Naef-Daenzer, B., Strebel, S. & Zbinden, N. (2001): Habitat use and foraging ecology of the nightjar (*Caprimulgus europaeus*) in the Swiss Alps: towards a conservation scheme. *Biological Conservation*, 98(3): 325-331.
- Simon, U. (2004): Mittelwälder und Naturwaldreservate – Vom Boden bis in die Baumkrone. LWF-Wissen, 46, 43-49.
- Smit, C., Bakker, E. S., Apol, M. E. & Olf, H. (2010): Effects of cattle and rabbit grazing on clonal expansion of spiny shrubs in wood-pastures. *Basic and Applied Ecology*, 11(8): 685-692.
- Smith, W., Johnson, D. & Reinhardt, K. (2008): Alpine Forests. In: *Encyclopedia of Ecology*. Elsevier Press, Amsterdam.
- Sonnenburg, H., Gerken, B., Wagner, H.-G. & Ebersbach, H. (2003): Das Hutewald-Projekt im Naturpark Solling-Vogler. *LÖBF-Mitteilungen*, 28 (4): 40-47.
- Spitzer, L., Konvicka, M., Benes, J., Tropek, R., Tuf, I. H. & Tufova, J. (2008): Does closure of traditionally managed open woodlands threaten epigeic invertebrates? Effects of coppicing and high deer densities. *Biological Conservation*, 141(3): 827-837.
- Stegmann, P. & Zucchi, H. (2009): Dynamik-Inseln in der Kulturlandschaft: Ein Projekt im Raum Osnabrück, hrsg. von der Bristol-Stiftung. Haupt, 109 S., Bern.
- Steinhardt, U. & Stache, A. (Hrsg.) (2015): Rieselfeldlandschaft Hobrechtsfelde. Entwicklung einer beweideten, halboffenen Waldlandschaft zur Erschließung von Synergien zwischen Naturschutz, Forstwirtschaft und stadtnaher Erholung. *Naturschutz und Biologische Vielfalt*, 142: 358 S., Bonn-Bad Godesberg.
- Straussberger, R. (1999): Untersuchungen zur Entwicklung bayerischer Kiefern-Naturwaldreservate auf nährstoffarmen Standorten. In: *Naturwaldreservate in Bayern*, Bd. 4. IHW-Verlag, 180 S., Eching.

- Stützer, A. (2002): Zwischen subalpinem Wald und alpiner Tundra. Eine Studie zu Struktur und Dynamik der Fichten-Waldgrenze auf der Saualpe (Kärnten). *Wulfenia* 9: 89-104.
- Suchant, R. & Braunisch, V. (2011): Aktionsplan Auerhuhn Schwarzwald. *Waldwissen.net*. Abgerufen am 30.07.2015 von http://www.waldwissen.net/wald/wild/management/fva_aktionsplan_auerhuhn/index_DE
- Suchant, R., Opeker, K. & Nain, W. (2010): Der Kirschen-Mittelwald. Ökonomische und ökologische Alternative für den Niederwald. Abgerufen am 31.07.2015 von http://www.waldwissen.net/waldwirtschaft/waldbau/betriebsarten/fva_kirschen_mittelwald/index_DE
- Suhomel, C. (2011): Schutz durch Nutzung: Entwicklung von Nutzungskonzepten für Stockausschlagwälder in Rheinland-Pfalz. Dissertation Universität Freiburg, Institut für Forstbenutzung und Forstliche Arbeitswissenschaft.
- Suhomel, C., Konold, W. & Helfrich-Hau, T. (2013): Niederwald. In: W. Konold, R. Böcker & U. Hampicke (Hrsg.), *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege*, 27. Erg. Lfg. Kap. XIII-1.1, Wiley-VCH, Weinheim.
- Tabaku, V. (1999): Struktur von Buchen-Urwäldern in Albanien im Vergleich mit deutschen Buchen-Natruwaldreservaten und -Wirtschaftswäldern. Dissertation Universität Göttingen.
- Thomas, K. (2013a): Das Bundeswaldgesetz in der Wechselbeziehung zu anderen Normen. *Natur und Recht*, 35: 855-861.
- Thomas, K. (2013b): Verschiedene Waldbegriffe und tatsächlich verschiedene Wälder. *Natur und Recht*, 35: 622-627.
- Tränkle, U. (1997): Vergleichende Untersuchungen zur Sukzession von Steinbrüchen in Südwestdeutschland und neue Ansätze für eine standorts- und naturschutzgerechte Renaturierung. In: P. Poschlod, U. Tränkle, J. Böhmer & H. Rahmann (Hrsg.), *Steinbrüche und Naturschutz*. Ecomed, Landsberg/Lech: 1-323
- Tränkle, U. (2000): Steinbrüche. In: W. Konold, R. Böcker & U. Hampicke (Hrsg.), *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege*, 3. Erg. Lfg., Kap. XIII-7.25. Ecomed, Landsberg/Lech.
- Treiber, R. (2002): Mittelwaldnutzung – Grundlage der Vegetationsdynamik und Artenvielfalt in Wäldern der südeuropäischen Hardt. *Entwicklungsphasen und ihre Bedeutung für die Xerothermvegetation*. *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 34(11): 334-345.
- Treiber, R. (2003): Genutzte Mittelwälder – Zentren der Artenvielfalt für Tagfalter und Widderchen im Süd-Elsass. *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 35(1): 50-63.
- Trost, M. (2001): Zur Laufkäferfauna von Trockenwaldstandorten des Oberen Saaletals bei Saalfeld (Thüringen). *Angewandte Carabidologie, Supplement II*: 61-68.
- Uhde, B. (2014): Hutewald der Siebenbürger Sachsen. *LWF Aktuell*, 103: 46-47.
- Völkl, W. (1991): Besiedlungsprozesse in kurzlebigen Habitaten: Die Biozönose von Waldlichtungen. *Natur und Landschaft*, 66(2): 98-102.
- Vuidot, A., Paillet, Y., Archaux, F. & Gosselin, F. (2011): Influence of tree characteristics and forest management on tree microhabitats. *Biological Conservation*, 144: 441-450.

- Wagenhoff, E., Tschorsnig, H.-P. & Zapf, D. (2014): Fallstudie zur Massenvermehrung des Eichenprozessionsspinners in Südwestdeutschland. *AFZ-Der Wald*, 69(10): 27-31.
- Wahr, J. (2012): Der Wald als Schafweide. (NWZ, Herausgeber) Abgerufen am 31.07.2015 von www.swp.de/landkreis_gp/Der-Wald-als-Schafweide;art5775,1494026
- Wallschläger, D. & Wiegleb, G. (2000): Offenland-Management auf ehemaligen und in Nutzung befindlichen Truppenübungsplätzen im pleistozänen Flachland Nordostdeutschlands: Naturschutzfachliche Grundlagen und praktische Anwendungen. *Brandenburg. Brandenburgische Umweltberichte*, 8, 121-131.
- Weiss, J. (2007): Industriewald Ruhrgebiet – Ökologische Begleituntersuchung. In: Geographisches Institut der Ruhr-Universität Bochum (Hrsg.), *Industriewald als Baustein postindustrieller Stadtlandschaften. Materialien zur Raumordnung*, 70: 13-20.
- Weiss, J., Burghardt, W., Gausmann, P., Haag, R., Haeupler, H., Hamann, M., Leder, B., Schulte, A. Stempelmann, I. (2005): Nature Returns to Abandoned Industrial Land: Monitoring Succession in Urban-Industrial Woodlands in the German Ruhr. In: I. Kowarik (Ed.), *Wild Urban Woodlands*. Springer, Berlin, Heidelberg: 143-162.
- Wiegleb, G., Bröring, U., Mrzljak, J., Schulz, F. (Hrsg.) (2000): „Naturschutz in Bergbaufolgelandschaften. Landschaftsanalyse und Leitbildentwicklung (Umweltwissenschaften)“. *Schriftenreihe der Fakultät für Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik der BTU Cottbus*: 381 S.
- Wild, V. & Wirtz, R. (2011): Die Biodiversitätsstrategie im saarländischen Staatswald. (forstpraxis.de, Herausgeber) Abgerufen am 31.07.2015 von <http://www.forstpraxis.de/biodiversitaetsstrategie-saarlaendischen-staatswald>
- Wilmanns, O., Bauer, E.-M., Goetze, D., Hermann-Nittritz, B., Kollmann, J., Staub, F. & Wotke, S. A. (1998): Populationsbiologische Studien auf Sturmwurf- und Kahlschlagflächen. In: A. Fischer (Hrsg.), *Die Entwicklung von Waldbiozönosen nach Sturmwurf*. Ecomed, Landsberg/Lech: 130-145).
- Witschel, M. (1980): Xerothermvegetation und dealpine Vegetationskomplexe in Südbaden. *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.*, 17: 212 S.
- Zahn, A. (2014): Einführung in die naturschutzorientierte Beweidung. (B. Burkart-Aicher, Herausgeber) Abgerufen am 20.10.2015 von www.anl.bayern.de/forschung/beweidung/
- Zahn, A. & Burkart-Aicher, B. (2013): Beweidung für Naturschutz und Landschaftspflege – ein Überblick zum Status Quo in Bayern. *ANLiegen Natur*, 35: 30-39.
- Zimmermann, P. (1993): Verbreitung der Heuschrecken in den Miesen des Landkreises Calw. *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.*, 73: 235-278.
- Zingg, A. & Kull, P. (2006): Einflüsse der Ziegenweide auf den Wald. *Wald und Holz*, 11/06: 41-43.
- Zucchi, H., Stegmann, P., Tiemeyer, V. & Drews, F. (2009): Erarbeitung von Kriterien für eine Flächenauswahl. In: P. Stegmann & H. Zucchi (Hrsg.), *Dynamik-Inseln in der Kulturlandschaft. Ein Projekt im Raum Osnabrück*, hrsg.von der Bristol-Stiftung Zürich. Haupt, Bern: 19-27.
- Zupke, U. & Elz, I. (2008): *Die Aue der Biber, Störche und Urzeitkrebse*. Books on Demand GmbH, Norderstedt: 200 S.