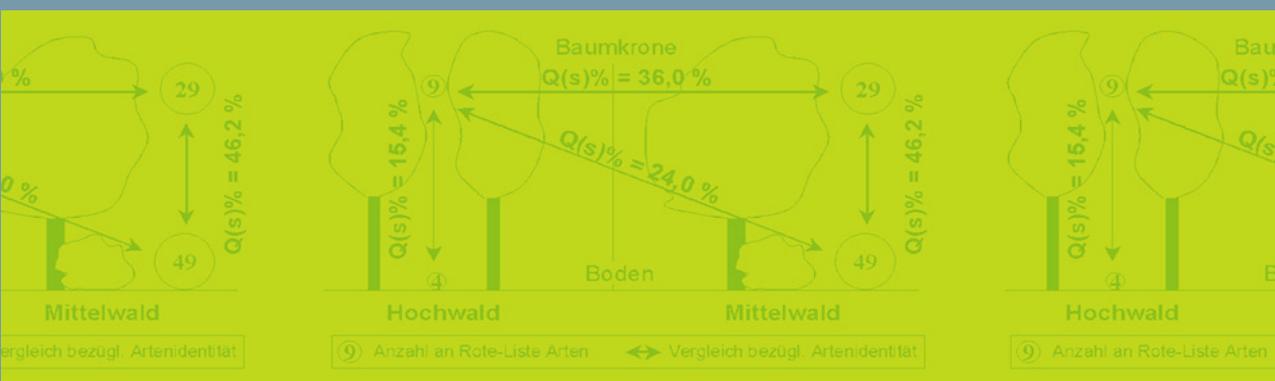




Ökologische Bedeutung und Schutz von Mittelwäldern in Bayern

Tagungsband zur Fachtagung „Nutzung der Mittelwälder“
am 31.5./1.6.2006 in Bad Windsheim



Arten- und Lebensraumschutz



Ökologische Bedeutung und Schutz von Mittelwäldern in Bayern

Tagungsband zur Fachtagung „Nutzung der Mittelwälder“
am 31.5./1.6.2006 in Bad Windsheim

Impressum

Ökologische Bedeutung und Schutz von Mittelwäldern in Bayern

Tagungsband zur gemeinsamen Fachtagung „Nutzung der Mittelwälder“ der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft und des Bayerischen Landesamtes für Umwelt am 31.5./1.6.2006 in Bad Windsheim

Herausgeber:

Bayerisches Landesamt für Umwelt
Bürgermeister-Ulrich-Straße 160
86179 Augsburg

Tel.: (08 21) 90 71-0

Fax: (08 21) 90 71-55 56

E-Mail: poststelle@lfu.bayern.de

Internet: www.lfu.bayern.de

Bearbeitung/Text/Konzept:

Büro Geyer und Dolek, Burgstr. 15, 95463 Bindlach

Korrespondenz an: Matthias.Dolek@Geyer-und-Dolek.de

Autoren:

Bolz, Ralf, Buchstr. 15, 91484 Sugenheim-Ullstadt

Bußler, Heinz, Am Greifenkeller 1b, 91555 Feuchtwangen

Dolek, Matthias, Büro Geyer und Dolek, Burgstr. 15, 95463 Bindlach

Finnberg, Sven, Stadt Bad Windsheim, Kämmerei – Stadtförster, Marktplatz 1, 91438 Bad Windsheim

Freese-Hager, Anja, Büro Geyer und Dolek, Burgstr. 15, 95463 Bindlach

Geyer, Adi, Büro Geyer und Dolek, Laurenziplatz 26, 96049 Bamberg

Gros, Patrick, Anton Schöpf Weg 6/1, A-5023 Salzburg

Kluxen, Gabriele, Regierung von Mittelfranken, Promenade 27, 91522 Ansbach

Liegl, Alois: Regierung von Schwaben, Fronhof 10, 86145 Augsburg

Möller, Klaus, Regierung von Schwaben, Fronhof 10, 86145 Augsburg

Schmidl, Jürgen, Am Kressenstein 48, 90427 Nürnberg

Redaktion

Carolin Plötz

PAN Planungsbüro für angewandten Naturschutz GmbH, Rosenkavalierplatz 10, 81925 München, info@pan-gmbh.com

Bildnachweis:

Bußler, Heinz, Am Greifenkeller 1b, 91555 Feuchtwangen, S. 11, 12

Freese-Hager, Anja, Büro Geyer und Dolek, Burgstr. 15, 95463 Bindlach, S. 21, 39, 57 oben, 74 Mitte

Geyer, Adi, Büro Geyer und Dolek, Laurenziplatz 26, 96049 Bamberg, S. 22, 40, 57 unten, 58, 65, 74 oben, 74 unten

Druck:

Beck Druck GmbH & Co. KG., Königstr. 66-68, 95028 Hof

Gedruckt auf Papier aus 100 % Altpapier.

Stand:

Oktober 2008

Diese Druckschrift wurde mit großer Sorgfalt zusammengestellt. Eine Gewähr für die Richtigkeit und Vollständigkeit kann dennoch nicht übernommen werden. Sofern in dieser Druckschrift auf Internetangebote Dritter hingewiesen wird, sind wir für deren Inhalte nicht verantwortlich.

Inhaltsverzeichnis

Vergleich der Biodiversität verschiedener Eichenwälder anhand xylobionter Käfer, Nachtfalter und Ameisen	7
Einleitung	7
Untersuchungsgebiete und Methodik	8
Untersuchungsgebiete	8
Erfassung und Bearbeitung der xylobionten Käferfauna	8
Erfassung der Nachtfalterfauna	10
Erfassung der Ameisenfauna	10
Datenanalyse	10
Ergebnisse	11
Xylobionte Käfer in den Baumkronen	11
Arten- und Individuenzahlen	11
Ökologische Gilden	11
Strukturparameter und Ähnlichkeit der Standorte	13
Xylobionte Käfer in Bodennähe	16
Arten- und Individuenzahlen	16
Ökologische Gilden	17
Strukturparameter und Ähnlichkeit der Standorte	17
Vergleich der Käfernachweise in den Straten Boden und Baumkrone	19
Nachtfalter im Bestandesinneren	20
Arten- und Individuenzahlen	20
Ökologische Gilden	21
Strukturparameter und Ähnlichkeit der Standorte	22
Ameisen im Kronenraum	25
Artenzahlen	25
Ökologische Gilden	25
Strukturparameter und Ähnlichkeit der Standorte	25
Diskussion	26
Die Artenvielfalt verschiedener Waldtypen	26
Betrachtungen für xylobionte Käfer	26
Betrachtungen für Nachtfalter	27
Betrachtungen für Ameisen	29
Vergleich der Mittelwälder mit Naturwaldreservaten (NWR) und Auwäldern bezüglich xylobionter Käfer	29

Mittelwälder wechselfeuchter Standorte als Ersatzstandorte für die Hartholzauwe?	31
Zusammenfassung	33
Literatur	34
Die Habitatbindung von Maivogel und Heckenwollafter: Ein Vergleich von zwei Lichtwaldarten	38
Einleitung	38
Kurze Vorstellung der untersuchten Arten	39
<i>Euphydryas maturna</i> L. 1758 – Maivogel (<i>Nymphalidae</i>)	39
<i>Eriogaster catax</i> L. 1758 – Hecken-Wollafter (<i>Lasiocampidae</i>)	41
Methodik	42
Untersuchungsgebiet	42
Reproduktion	42
Einfluss der Besonnung	42
Einfluss der Verzweigung	42
Ergebnisse	43
Exposition der Eigelege und Nester	43
Lage der Eigelege und Nester	44
Höhe der Eigelege und Nester	45
Besonnungsdauer	47
Struktur der Eiablage-Standorte	48
Diskussion	49
Habitatnutzung und Lebensraumansprüche von <i>E. maturna</i>	49
Habitatnutzung und Lebensraumansprüche von <i>E. catax</i>	50
Vergleich der Lebensraumansprüche beider Arten	52
Gefährdungsursachen und Schutzmöglichkeiten	52
Zusammenfassung	53
Literatur	54
Der Schutz der bayerischen Mittelwälder und das bayerische Vertragsnaturschutzprogramm Wald	57
Einführung	57
Arbeitsschritte des Schutzkonzeptes	57
Ökologische Ansprüche gefährdeter Arten in Mittelwäldern	57
Entwicklung einer Liste wichtiger Habitattypen	59

Erarbeitung einer Liste von Ziel-Arten	61
Entwicklung eines standardisierten Bewertungsschemas für Mittelwälder	61
Maßnahmenkonzept für 12 Mittelwälder	63
Das Modul „Mittelwald/Stockausschlagswald“ im neuen bayerischen Vertragsnaturschutzprogramm Wald	64
Fallbeispiel: Standort E1 im Steigerwald	65
Weitere Entwicklungen und Schlussfolgerungen	66
Zusammenfassung	66
Literatur	67
Die Umsetzung von Naturschutzmaßnahmen für den Maivogel (<i>Euphryas maturna</i>) in Bayern	69
Einleitung	69
Die Verbreitung des Maivogels in verschiedenen Lebensräumen	69
Mögliche Maßnahmentypen	71
Mittelwald	72
Hochwald	72
Habitatfläche	74
Umsetzungsbeispiele	74
Mittelwald	74
Hochwald	75
Bedarf für Weiterentwicklungen	77
Zusammenfassung	77
Literatur	78

Vergleich der Biodiversität verschiedener Eichenwälder anhand xylobionter Käfer, Nachtfalter und Ameisen

Dolek, M., Bußler, H. Schmidl, J., Geyer, A., Bolz, R. und Liegl, A.

Einleitung

Waldbiotope wurden lange Zeit in der fachlichen und öffentlichen Naturschutzdiskussion in Deutschland vernachlässigt, da das Hauptaugenmerk auf die natürliche Vielfalt in der Kulturlandschaft gelegt wurde. Seit einigen Jahren wandelt sich diese Grundhaltung jedoch und es werden z. B. Prioritäten in der naturschutzbezogenen Waldforschung in Deutschland als wichtige Ergänzung zur bestehenden Waldforschung mit anderen Zielrichtungen (z. B. Waldschadensforschung, Forschungsprogramme zu ökosystemaren Stoff- und Energieflüssen, forstliche Forschungsprogramme) genannt (FELDMANN et al. 1996). Auch in der Folge der großflächigen Ausweisung der FFH-Gebiete und der globalen Biodiversitätsdiskussion sind Waldlebensräume stärker in den Mittelpunkt des Naturschutzinteresses gerückt.

Der Begriff der „Biodiversität“ meint die natürliche Vielfalt von der Ebene der Gene bis zur Ebene der Lebensräume und Landschaften, häufig wird jedoch die Artenvielfalt als gut definierte und bearbeitbare Komponente herausgegriffen. Verschiedene Autoren kommen zu dem Schluss, dass Störungen, die heterogene Lebensräume erzeugen, von Bedeutung für die Biodiversität sind (z. B. KASSEN et al. 2000, PÄRTEL et al. 2000, POIANI et al. 2000). Ihre Auswirkungen sind v. a. dann der Artenvielfalt förderlich, wenn sie in einer Art und Weise, Intensität und Häufigkeit erfolgen, wie sie auch ohne den Einfluss des landschaftsprägenden Menschen seit Jahrtausenden schon vorgekommen sind (*intermediate disturbance hypothesis*, vgl. Darstellungen in, BEGON et al. 1996, CONNELL 1978, HOBBS & HUENNECKE 1992, MEFFE & CARROLL 1997). MEFFE & CARROLL (1997) betonen zudem, dass das zugrunde liegende „*nonequilibrium paradigm*“ mit der Betonung von Prozessen, Dynamik und Zusammenhängen dem früher vertretenem „*equilibrium paradigm*“ mit der Betonung einer Endpunkt-Stabilität in seiner Erklärungskraft für die beobachteten Phänomene überlegen ist.

Vor diesem theoretischen Hintergrund sind auch die vermehrt stattfindenden Untersuchungen zur Artenvielfalt von Wäldern in Bayern zu sehen (z. B. AMMER & SCHUBERT 1999, DETSCH 1999, SCHUBERT 1998, SCHULZ 1996), die Strukturen in der Verteilung der Artenvielfalt in heimischen Wäldern beschreiben und verstehen suchen.

Im vorliegenden Artikel sollen mögliche Unterschiede in der Artenvielfalt und der Artenzusammensetzung in verschiedenen Waldtypen (Mittelwald verschiedenen Alters, Überführungswald, Hochwald) untersucht und Ursachen herausgearbeitet werden. Wichtige Fragen sind zum Beispiel: In welchen Waldtypen können welche heimischen Arten überleben? Gibt es natürliche Störungen und Dynamiken entsprechend der *intermediate disturbance hypothesis*, die von Bedeutung sind? Welchen Einfluss hat die Waldnutzung auf die Artenvielfalt?

Die differenzierte Lebensweise mit starker Bindung an Holz sowie ihre hohe Artenzahl und empfindliche Reaktion auf Veränderungen im Lebensraum machen xylobionte Käfer zu einer Schlüsselgruppe für die naturschutzfachliche Bewertung von Waldlebensräumen. Auch Ameisen mit ihrem engen Bezug zu Holzstrukturen und einer hohen Biotopspezifität eignen sich hierfür. Ähnliches gilt für die artenreiche Gruppe der Nachtfalter, die viele monophage bzw. oft sehr biotopspezifische Arten mit unterschiedlichen Ansprüchen an Waldstrukturen, aufweist. Diese Tiergruppenauswahl und der damit verbundene methodische Ansatz ermöglichen zusätzlich eine Interpretation auf der Baum- und Lokalstrukturebene (Probekreise: xylobionte Käfer; Fogging: xylobionte Käfer und Ameisen) sowie auf der Bestandesebene (Lichtfang: Nachtfalter).

Untersuchungsgebiete und Methodik

Untersuchungsgebiete

Für die in den Jahren 2000 und 2001 durchgeführten Untersuchungen wurden vier Waldgebiete ausgewählt. Diese beinhalteten sowohl unterschiedlich alte und damit verschieden strukturierte Mittelwald-Hiebsflächen als auch Hochwälder, die z. T. aus Mittelwäldern entstanden sind, sowie Hutungsflächen (Details s. u.), wodurch für den methodischen Ansatz ein nutzungsbedingter Lichteitsgradient abgedeckt werden konnte. Ansonsten wurden über die räumliche Nähe der Standorte gewährleistet, dass die Standortfaktoren möglichst ähnlich sind. Die trotzdem (immer) vorhandene Variabilität der Strukturparameter wird durch ihre gezielte Erfassung und Analyse durch Ordinationen berücksichtigt.

Alle Gebiete liegen in einem Höhenbereich von 350-450 m ü. NN in der weiteren Umgebung von Uffenheim und Bad Windsheim in der Grenzregion zwischen den zwei Naturräumen „Vorderer Steigerwald“ und „Ochsenfurter- und Gollachgau“. Beide Regionen gehören zum mittelfränkischen Wärme- und Trockengebiet: Der Klimatyp ist mäßig trockenwarm mit Jahresmitteltemperaturen bei 8°-9° C und mittleren jährlichen Niederschlagssummen bei 550-650 mm (BAYKLIVER 1996).

Im Untersuchungsgebiet stehen der Untere und Mittlere Keuper an, die Waldgesellschaften werden von kollinen Eichenwäldern und Eichen-Buchenwäldern gebildet. Charakteristisch für diese Eichen-Mischwälder ist der geringe natürliche Rotbuchenanteil, dieser wird durch die Stockausschlagwirtschaft im Mittel- und Niederwaldbetrieb nochmals reduziert. Auf allen Untersuchungsflächen stellt die Eiche (*Quercus petraea*, *Quercus robur*) die Hauptbaumart in der Oberschicht dar.

Erfassung und Bearbeitung der xylobionten Käferfauna

Die Käferfauna wurde durch Baumkronenbenebelungen (Fogging, Methodik nach FLOREN & SCHMIDL 2003) von Eichen und Aufsammlungen in Probekreisen erfasst.

Die Baumkronenbenebelungen können nur bei gutem Wetter durchgeführt werden und fanden morgens zwischen fünf und sechs Uhr bei Windstille statt. Mit Hilfe eines speziellen Vernebelungsgerätes (Swingfog SN50, „Fogger“) wird dabei für 10 Minuten pro Baum ein Insektizid in den Baumkronen ausgebracht. Als Insektizid wurde ausschließlich natürliches Pyrethrum benutzt (in einem 2%igen Wirkstoffextrakt mit einem hochraffiniertem Weißöl (ESSOBAYOL 82) als Trägersubstanz), das hochgradig arthropodenspezifisch ist und - im Gegensatz zu Pyrethroiden - in wenigen Stunden durch Lichteinwirkung vollständig abgebaut wird. Der Einsatz natürlichen Pyrethrums gewährleistet eine Minimierung des Eingriffs, insbesondere auch der Beeinträchtigung von Nachbarbäumen durch Verdriftung. Transekt-Versuche haben ergeben, dass verdriftetes Pyrethrum bereits im Nachbarbaum zu meist zu gering konzentriert ist und dort maximal eine reversible Betäubung der Insekten bewirken kann (mdl. Mitt. FLOREN 2000). Etwa zwei Stunden nach der Benebelung wurden die herabfallenden Arthropoden eingesammelt. Unter jeder Baumkrone wurde dazu am Stamm 80 m² Folie ausgelegt, um den Großteil der Kronenprojektionsfläche abzudecken. Im Mittelwald konnten nur frische Hiebsflächen beprobt werden, da ansonsten das aufwachsende Unterholz das Auslegen der Folie verhindern würde.

Die aufgesammelten Tiere wurden in Alkohol (70%) konserviert und anschließend im Labor ausgewertet.

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden 9 Probeflächen ausgewählt, die sich auf Mittelwald (4 Flächen), Hochwald (3 Flächen) sowie Überführungswald und Hutung (je 1 Probefläche) aufteilen. Bei jeder Probefläche wurden jeweils 5 (an einem Standort wetterbedingt nur 4) Einzelbäume im Au-

gust 2000 und Mai 2001 benebelt. Für die weitere Analyse wurden verschiedene Strukturparameter der Fogging-Bäume erhoben (Brusthöhendurchmesser, Kronendurchmesser, Totholzanteile).

Die Erfassungen in den Probekreisen mit einem Radius von 17,84 m (entspricht einer Fläche von 1000 m²) erfolgten durch Standardmethoden wie Abklopfen von Holzstrukturen über einem Klopfschirm, Absuchen von Holzsubstrat und Blüten, Abklopfen der Vegetation und Aussieben von Mulm. Es wurden 76 Probekreise eingerichtet, die 2000 in drei Begehungen zum Sommer- und Herbstaspekt und 2001 in 2 Begehungen zum Frühjahrs- und Sommeraspekt je eine Stunde besammelt wurden. Bei den Probekreiserefassungen konnte nicht nur der Waldtyp (analog den Baumkronenbenebelungen: Mittelwald, Hochwald, Überführungswald, Hutung) sondern im Mittelwald auch das Hiebsalter berücksichtigt werden. Folgende Verteilung auf die Standorttypen ergibt sich: Mittelwald, Alter 0-3 Jahre N = 14; Mittelwald, Alter 4-7 Jahre N = 11; Mittelwald, Alter 8-15 Jahre N = 10; Mittelwald, Alter 16-25 Jahre N = 9; Mittelwald, Alter > 25 Jahre N = 6; Überführungswald N = 5; Hochwald N = 15; Hutung N = 6.

Als Strukturparameter wurden in den Probekreisen das Schlagalter, die Baumartenzusammensetzung, die Deckung von Ober- und Unterholz, das Vorkommen von Blütenpflanzen (Sträucher, Hochstauden, Kräuter), die Menge an Totholz (liegend und stehend) und der Eichen-Anteil im Oberholz ermittelt.

Als xylobionte Käfer werden (in Anlehnung an PALM 1951, 1959) diejenigen Arten definiert, die sich während des überwiegenden Teils ihrer individuellen Lebensspanne am oder im Holz jeglicher Zustandsformen und Zerfallsstadien einschließlich der holzbewohnenden Pilze aufhalten. Überwinterungsgäste (z.B. *Carabus*-Arten) oder fakultative Totholzbewohner werden deshalb nicht berücksichtigt, zumal dadurch auch eine Vergleichbarkeit und Standardisierung der Daten erheblich erschwert würde.

Angaben zur speziellen Einnischung einer Art erfolgen nach folgender Substratgilden-Einteilung (nach BUßLER 1995, verändert), die Einteilung ist substratbezogen und berücksichtigt vorrangig die „Rolle“ einer Art im Biotop Baum und dessen Biozönose:

- *Lebendholzbesiedler (hl-Arten)*: Bewohner lebender Holzpartien, die Besiedlung des Substrats erfolgt -abhängig von der Holzfeuchte- noch bis ca. ein Jahr nach Absterben des Gehölzes. Ernährungstyp: *vivixylophag*.
- *Totholzbesiedler (ht-Arten)*: Bewohner von seit längerer Zeit abgestorbenem Holz. Ernährungstyp: *saproxylophag*.
- *Holzpilzbesiedler (hp-Arten)*: Besiedler von verpilzten Holzteilen oder Pilzenfruchtkörpern, die auf Holz wachsen. Ernährungstyp: *mycetophag*.
- *Mulmbesiedler (m-Arten)*: Besiedler von bereits zu Mulm (Rotmulm, Braunmulm, Holzhumus) zersetztem Holzmaterial, meist im Inneren (Mulmhöhlen, Kernfäulen etc.) noch lebender Bäume. Ernährungstyp: *xylodetritophag*.
- *Baumsaftfresser (bs-Arten)*: Arten, die an verletzten Bäumen mit Saftfluss auftreten. Ernährungstyp: *succiphag*.
- *Arten mit Sonderökologie (s-Arten)*: „Sonderbiologien“, z.B. Kommensalen, Schmarotzer, Chitin-, Leichen- und Kotfresser, in Nestern und Brutgängen anderer holzbesiedelnder Insekten. Ernährungstyp: *necrophag*, *coprophag*, *zoophag*, *saprophag* etc.
- *Räuber (r-Arten)*: Arten, die räuberisch von anderen tierischen Holzbewohnern leben. Ernährungstyp: *zoophag*, *oophag*, *entomophag*.

Die Gildenzuordnung der xylobionten Käfer nach SCHMIDL & BUßLER (2004) war zum Zeitpunkt der Studie noch nicht erschienen.

Erfassung der Nachtfalterfauna

Die Erfassung der nachtaktiven Schmetterlingsfauna erfolgte durch Lichtfang mit „automatischen Lebedlichtfallen“ vom Typ „Weber“, die bei einsetzender Dämmerung (ausgelöst durch einen Dämmerungsschalter) zu leuchten beginnen. Die Tiere werden während der ganzen Nacht durch eine 15 Watt starke superaktinische Lichtröhre angelockt. Die Verwendung dieser relativ schwachen Leuchtröhren soll gewährleisten, dass nur Falter aus der unmittelbaren Umgebung angelockt werden und nicht über weite Entfernungen aus angrenzenden Lebensräumen. Die Fallen wurden in 2 Meter Höhe an Eichen-Hochstämmen befestigt. Von Mai bis August wurde zusätzlich Äther in die Fallen eingebracht, um die Tiere bei dem erwarteten stärkeren Anflug zu betäuben. In der Morgendämmerung wurden die Fallen geleert und die Arten sowie deren Individuenzahlen erfasst. Der Artenkomplex um *Mesapamea secalis* sowie *Acrionicta psi* wurde per Genitaluntersuchung bestimmt.

Der Lichtfang erfolgte an 5 Standorten mit jeweils 2 Fallen. Im Mittelwald wurden drei Altersstufen beprobt: junger Hieb (4 bis 5-jährig), mittelalter Hieb (16-jährig) und alter Hieb (28 bis 30-jährig), im Hochwald zwei Typen: ein aus einem Mittelwald überführter Hochwald und ein neu gegründeter Hochwald. Die Beprobung wurde in 11 Nächten zwischen März und Oktober durchgeführt. An den Fallenstandorten wurde die Deckung der Oberholz- und Unterholzschicht, die Deckung der Krautschicht, die Baumartenzahl im Oberholz und die Baum-/Strauchartenzahl im Unterholz aufgenommen. Da die Deckung der Krautschicht grundsätzlich von den Deckungsgraden der darüber liegenden Oberholz- und (wenn vorhanden) Unterholzschicht abhängig ist, wurden die Werte der Deckung der Baum- und Strauchschicht zusammengefasst (addiert), so dass Deckungswerte über 100% zustande kommen können.

Die hier verwendete Einteilung zur Untergliederung der Phagismus- und Substratgilden erfolgt in Anlehnung an HACKER (1995) und HACKER & KOLBECK (1996), wobei unter „monophag“ gattungsmonophage Arten verstanden werden.

Erfassung der Ameisenfauna

Die Erfassung der Ameisenfauna erfolgte als Beifang aus den Baumkronenbenebelungen, das Artenspektrum ist damit auf die Baumkronenfauna beschränkt. Für diesen Teillebensraum stellt der Datensatz eine gut interpretierbare systematische Erfassung dar, er zeigt jedoch nicht das Gesamtartenspektrum des Waldes. Ausgewertet wurden die 9 Benebelungsstandorte mit je 5 Bäumen.

Die Einteilung in ökologische Gruppen erfolgte nach den Angaben bei Münch (1997), RAUH (1993), SEIFERT (1996, I. D.), SONNENBURG (1996) UND SONNENBURG UND BEHR (1995).

Datenanalyse

Für die Datenanalyse kamen verschiedene statistische und explorative Standardmethoden zur Anwendung. Die Ähnlichkeit der Artengemeinschaften wurde bei den Nachtfaltern mit dem NESS-Index berechnet, bei der Clusteranalyse wurde das „Single-Linkage-Verfahren“ angewandt. Bei den xylobionten Käfern und den Ameisen kamen Ordinationsverfahren zum Einsatz (Korrespondenzanalyse, Canonische Korrespondenzanalyse, TER BRAAK (1986), im CANOCO Statistical Package Version 4.5, TER BRAAK & SMILAUER (2002).; die Analyse wurde ohne Datentransformation oder „down-weighting of rare species“ durchgeführt, ausführliche Informationen zu dieser Methodik in JONGMAN et al. (1995)).

Ergebnisse

Xylobionte Käfer in den Baumkronen

Arten- und Individuenzahlen

Durch die Baumkronen-Benebelungen konnten insgesamt 104 Arten xylobionter Käfer festgestellt werden, darunter 19 gefährdete (RLD 3), 10 stark gefährdete (RLD 2) und eine vom Aussterben bedrohte (RLD 1) Art(en) (RL Deutschland, GEISER 1998), was einem Rote-Liste-Anteil von 28,9% entspricht.

Die einzelnen Nutzungstypen unterscheiden sich sowohl bezüglich der Artenzahlen als auch der Individuenzahlen aller Arten bzw. aller gefährdeter Arten. Der Mittelwald ist stets signifikant vom Hochwald zu unterscheiden und beherbergt in allen Kategorien mehr Arten bzw. Individuen (vgl. Abb. 1). Die Bäume der Hutung und des Überführungswaldes nehmen eine intermediäre Stellung ein. Die Hochwaldbäume weisen zudem signifikant weniger Individuen der Rote-Liste-Arten auf als die Bäume aller anderen Standorte.

Ökologische Gilden

Unterschiede zwischen den verschiedenen Waldtypen sind auch in der Verteilung der Arten auf die ökologischen Gilden festzustellen (vgl. Tab. 1). Es lässt sich eine Art Rangfolge feststellen, wonach in den Überführungswäldern, gefolgt von den Hochwäldern der höchste Anteil an Totholzbesiedlern zu finden war, während dieser Anteil in den Mittelwäldern bis hin zu den Hutungsbäumen weiter abnahm. Genau umgekehrt verhielt es sich dagegen in Bezug auf die Lebendholzbesiedler, die am stärksten auf Hutungsbäumen gefolgt von den Mittelwäldern und am schwächsten im Überführungswald vertreten waren. Analog zu den Lebendholzbesiedlern verhielten sich auch die Anteile der xerothermen und thermophilen Arten, die sich oft aus der Gilde der Lebendholzbesiedler (Bockkäfer, Prachtkäfer etc.) rekrutieren und die dadurch auch zahlreiche gefährdete Arten stellen. Die vergleichsweise hohe Diskrepanz im Vorkommen von Arten mit hohen Ansprüchen an Wärme zwischen besonnten Hutungsbäumen und stark beschatteten Bäumen in Hoch- bzw. Überführungswäldern hebt gleichzeitig die Bedeutung der Lichtheit eines Bestandes hervor. Auch der Mittelwald kann aufgrund seiner strukturellen Gegebenheiten dieser Gilde reichlich Lebensräume bieten. Die Unterschiede zwischen den Waldnutzungstypen waren bei Holzpilzbesiedlern nicht stark ausgeprägt.

Die xylobionten Lebensgemeinschaften reagieren als ökologische Gilden offensichtlich relativ vorhersehbar auf die strukturellen Eigenschaften der verschiedenen Waldtypen und können daher zur Charakterisierung genutzt werden.

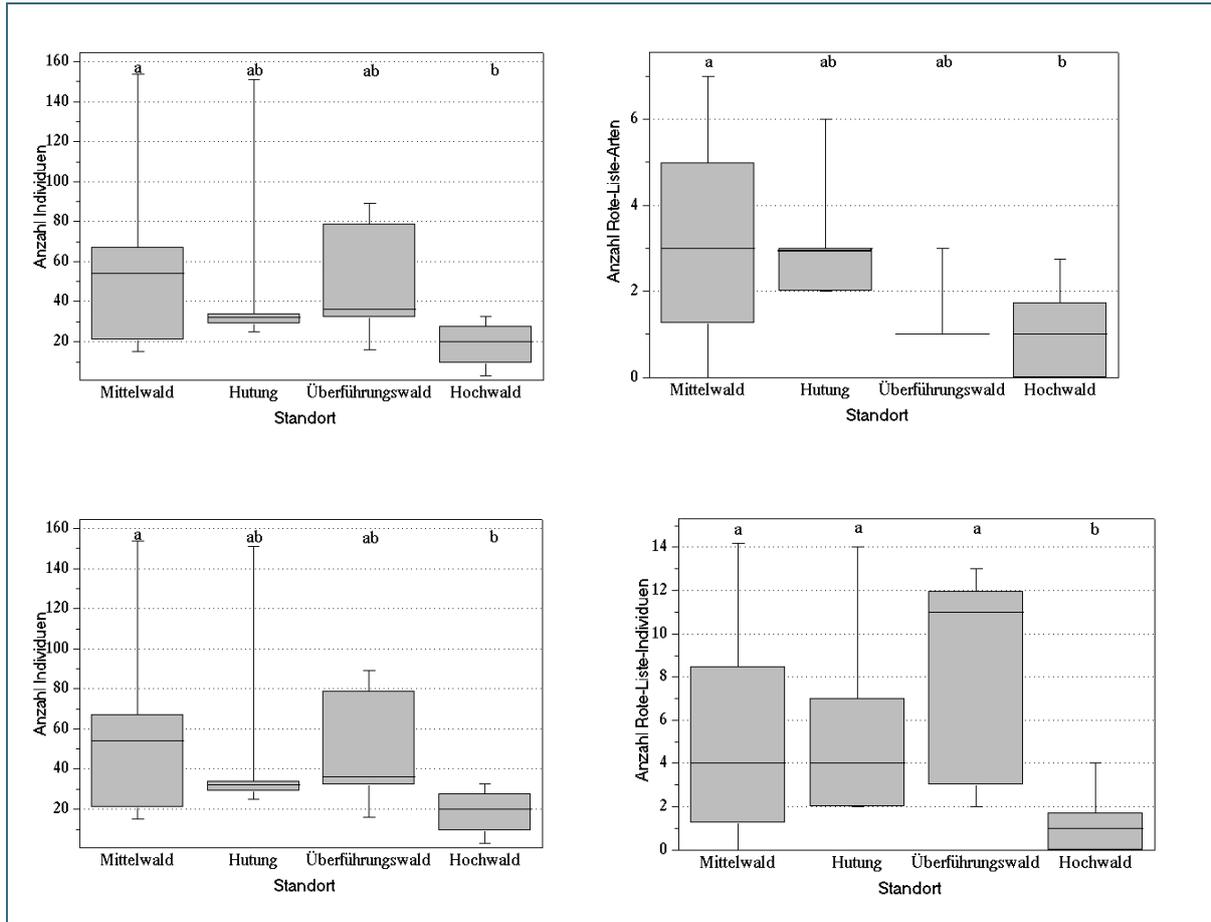


Abb. 1: Grafische Darstellung der statistischen Ergebnisse (H-Test mit Nachfolgetest zur Lokalisierung der Signifikanzen nach Tukey-Kramer) zur Unterscheidung der Fogging-Standorte bezüglich Gesamtartenzahl (links) bzw. der Rote-Liste-Arten der xylobionten Käfer (rechts). Angegeben sind Median (Querbalken), 25. bzw. 75. Perzentile (Boxen) und 5. bzw. 95. Perzentile (Whisker). Unterschiedliche Buchstaben weisen auf einen signifikanten Unterschied zwischen den betreffenden Standorten hin. Statistik Gesamtartenzahl: $H = 8,59$, F.G. = 3, $P = 0,035$; Rote Liste-Arten: $H = 13,58$, F.G. = 3, $P = 0,004$; Gesamt-Individuenzahl: $H = 12,65$, F.G. = 3, $P = 0,05$; Rote-Liste-Individuenzahl: $H = 15,04$, F.G. = 3, $P = 0,002$.

Bei der Interpretation der mulmbesiedelnden, oft wertgebenden Arten ist jedoch Vorsicht geboten, da sie methodisch bedingt unterrepräsentiert sind. Durch die "Oberflächenwirksamkeit" (vgl. FLOREN & SCHMIDL 1999) der Benebelungsmethode können die im Stamminneren liegenden Totholzstrukturen und Zönosen nicht erreicht werden. In der vorliegenden Untersuchung wurde nur eine einzige mulmbesiedelnde Art (*Brachygonus megerlei*, RLD2) ermittelt. Dieses Phänomen ist in ähnlicher Weise auch bei der Gilde der oft subcortical lebenden Räuber zu beobachten.



Der seltene Gefleckte Espenbock (*Saperda perforata*) entwickelt sich in abgestorbenem Zitterpappelholz.

Tab. 1: Übersicht über die in den Baumkronenebenen und Probekreiserfassungen festgestellten Spektren ökologischer Gilden xylobionter Käferarten (Angaben in %, **nb = nicht berechnet**).

Methode fog: Baumkronenerfassung; **PK:** Probekreiserfassung; **ges.:** Gesamtartenzahl; **RL:** Rote-Liste-Arten; **Gilden:** **hl:** Lebendholzbesiedler, **ht:** Totholzbesiedler, **hp:** Holzpilzbesiedler, **m:** Mulmbesiedler, **r:** Räuber, **s:** Arten mit Sonderökologie, **bs:** Baumsaftfresser, **xt/th:** Anteile xerothermophiler bzw. thermophiler Formen

Standort/Methode	hl	ht	hp	m	r	s	bs	xt/th
Hochwald/fog/ges.	21.8	45.5	23.6	-	7.3	-	1.8	5.5
Überführungswald/fog/ges.	14.0	48.8	30.2	-	7.0	-	-	2.3
Mittelwald/fog/ges.	23.6	38.7	27.3	0.9	5.7	1.9	1.9	9.4
Hutung/fog/ges.	25.6	38.2	29.8	-	6.4	-	-	12.8
Hochwald /PK/ges.	15.8	32.6	22.1	-	27.4	1.0	3.2	-
Überführungswald/PK/ges.	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb
Mittelwald/PK/ges.	26.8	36.6	17.12	0.5	15.1	1.0	2.9	7.8
Hutung/PK/ges.	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb
Hochwald /fog/RL	33.3	44.5	22.2	-	-	-	-	11.1
Mittelwald/fog/RL	31.1	34.5	20.7	3.4	6.9	3.4	-	24.1
Hochwald /PK/RL	50.0	-	25.0	-	-	25.0	-	-
Mittelwald/PK/RL	34.7	38.8	12.2	-	12.2	2.1	-	24.5

Strukturparameter und Ähnlichkeit der Standorte

Mit Hilfe einer Korrespondenzanalyse wurde die Ähnlichkeit der Käferzönosen zwischen den untersuchten Standorten analysiert und zu den erfassten Strukturparametern in Beziehung gesetzt (vgl. Abb. 2). Drei der vier untersuchten Mittelwaldstandorte (Nr. I, III und IV in der Grafik) sowie der Hutungsstandort (Nr. V) sind von den übrigen fünf Standorten deutlich abgesetzt und durch die höchsten Anteile an Rote-Liste-Arten und die höchste Artenzahl gekennzeichnet. Diese Standorte besitzen breitere Oberholz-Kronen mit hohem Totholzangebot, obwohl der Stammdurchmesser (vgl. BHD von Mittelwaldstandort I) dazu im Einzelfall nicht sehr groß sein muss (vgl. Tab. 2). Zudem weisen alle diese Standorte eine geringe Oberholzdeckung auf, sind also als lichte Wälder einzustufen.



Der Hirschkäfers (*Lucanus cervus*) kann sich nur fortpflanzen wenn er vorher zuckerhaltige Säfte aufgenommen hat. Hier ein Männchen mit Roten Zangen, weswegen die Art auch als Feuerschröter bezeichnet wird.

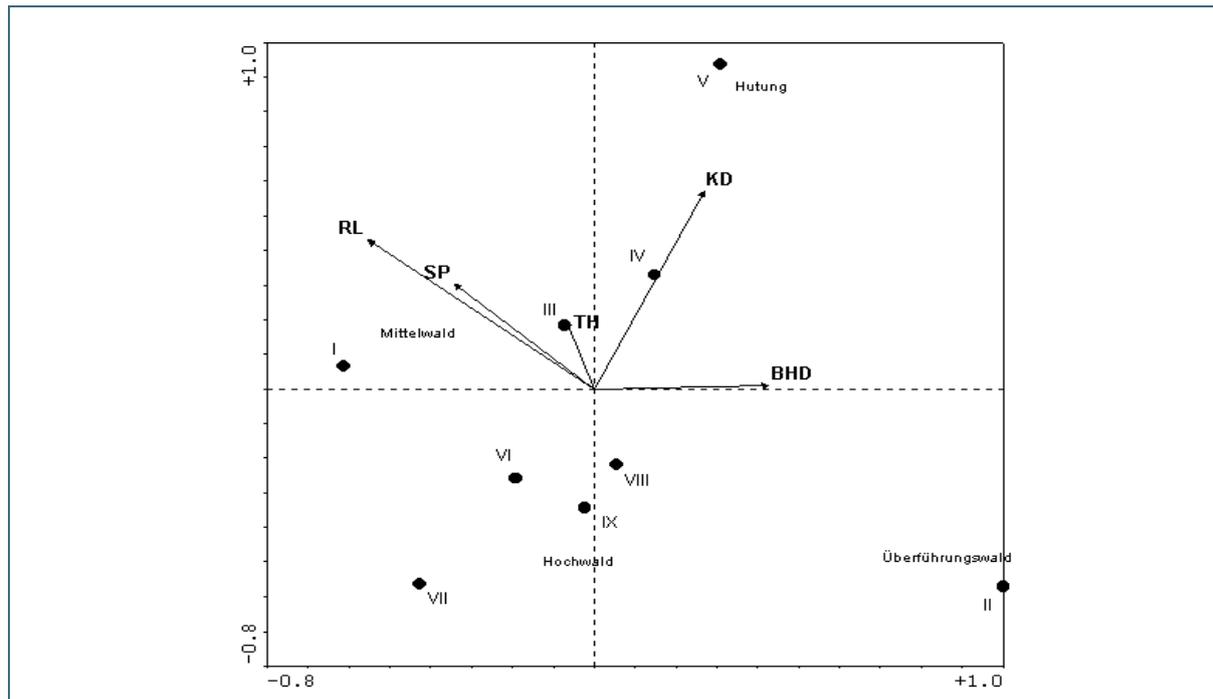


Abb. 2: Ordination der Artenspektren xylobionter Käfer der neun Fogging-Standorte (die 5 Einzelbäume eines Standorts zusammengefasst) und ihre Korrelation mit Struktur- und Biozönoseparametern.
Artenspektrum (qualitativ): I, III, IV, VI: Mittelwaldstandorte, II: Überführungswald, V: Hutung, VII, VIII, IX: Hochwald; Umweltpfeile für: **BHD**: durchschnittlicher Brusthöhendurchmesser der fünf Bäume eines Standorts **KD**: durchschnittlicher Kronendurchmesser der fünf Bäume eines Standorts; **TH**: summarisches Totholzangebot in den Kronen der fünf Bäume eines Standorts; **RL**: Gesamtzahl der in den fünf Bäumen eines Standorts ermittelten Rote-Liste-Arten (RLD 1998); **SP**: Gesamtzahl der in den fünf Bäumen eines Standorts ermittelten xylobionten Käferarten.

Ebenfalls untereinander ökologisch ähnlich sind die Lebensgemeinschaften der drei Hochwaldstandorte (VII, VIII, IX) mit vergleichsweise geringeren Anteilen von gefährdeten Arten. Diese Standorte zeichnen sich durch eine hohe Oberholzdeckung, aufgrund des geschlossenen Wuchses einen relativ geringen Kronendurchmesser und damit auch geringe Totholzanteile aus.

Interessanterweise gruppiert sich in die Nähe der Lebensgemeinschaften der geschlosseneren Waldtypen auch die Artengemeinschaft des Mittelwaldstandorts VI. In diesem Standort wurden erst im vorangegangenen Winter 1999/2000 die dicht schließenden Fichtenanteile entfernt, so dass die hier vorliegenden faunistischen Defizite auf die aktuelle Umbruchssituation zurückgeführt werden können.

Klar unterschieden werden kann die Lebensgemeinschaft des Überführungswaldes (II), wo durch aufschließendes Unterholz der Kronenraum sehr dicht und lichtabschirmend ist. Trotz erheblicher Stammstärken und höherem Alter der untersuchten Bäume waren die faunistischen Wertigkeiten hier am geringsten (vgl. auch Abb. 3). Das Vorhandensein von Totholz alleine (der Überführungswald besitzt den zweithöchsten Wert aller Standorte) reicht offenbar nicht aus, um gefährdete Xylobionten in dem Maße zu beherbergen wie es bei den lichtereren Standorten festgestellt werden konnte.

Tab. 2: Durchschnittliche Baumparameter der benebelten Bäume an den 9 Standorten. Mittelwerte der jeweils 5 Bäume für Kronentotholz, Brusthöhdurchmesser und Kronendurchmesser (MW: Mittelwald; ÜW: Überführungswald; HW: Hochwald).

Standort	Totholz (fm)	BHD (cm)	KD (m)
I. (MW)	2	62,2	12
II. (ÜW)	1,4	81,8	12,6
III. (MW)	0,7	52,8	13,8
IV. (MW)	0,9	48,6	10,8
V. (Hutung)	0,9	60,6	15
VI. (MW)	0,7	65,8	12,8
VII. (HW)	0,1	35,8	8
VIII. (HW)	0,2	44	10,2
IX. (HW)	0,03	18,8	4,1

Insgesamt wird deutlich, dass die Strukturparameter einen deutlichen Einfluss auf die faunistische Zusammensetzung und die naturschutzfachliche Bedeutung der einzelnen Waldtypen haben.

Bei einer Ordination auf Einzelart-Ebene zeigt sich ebenfalls, dass mit zunehmender Lichttheit des Waldtyps vom Überführungswald über den Hochwald hin zu Mittelwald und Hutung die Zahl der Rote-Liste-Arten zunimmt, und zwar deutlich stärker als die Zunahme bei den Nicht-Rote-Liste-Arten (Abb. 3). Die meisten der festgestellten Rote-Liste-Arten gehören zur ökologischen Valenz "thermophil/xerothermophil" und "heliophil", was als die besondere Bedeutung der lichten Waldtypen Mittelwald und Hutung anzusehen ist.

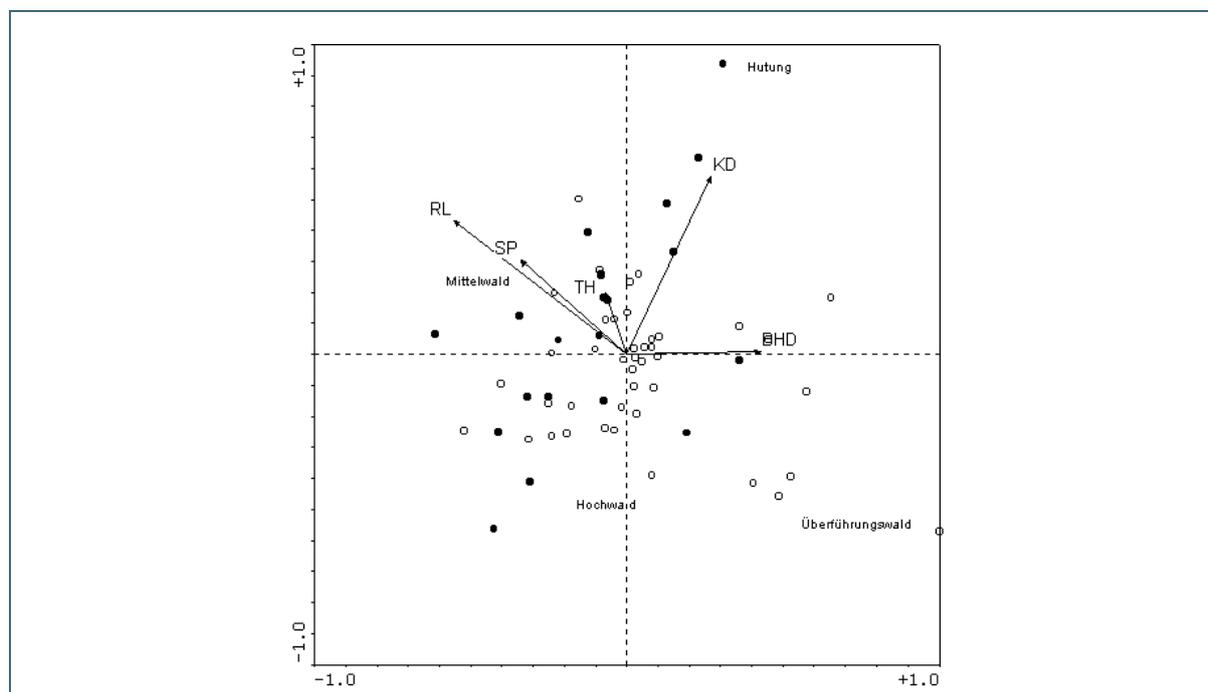


Abb. 3: Ordination der xylobionten Käferarten und ihre Korrelation mit Struktur- und Biozönoseparametern. gefüllter Kreis: Rote-Liste-Art (RLD1998); leerer Kreis: Nicht-Rote-Liste-Art; BHD: durchschnittlicher Brusthöhdurchmesser der fünf Bäume eines Standorts KD: durchschnittlicher Kronendurchmesser der fünf Bäume eines Standorts; TH: summarisches Totholzangebot in den Kronen der fünf Bäume eines Standorts; RL: Gesamtzahl der in den fünf Bäumen eines Standorts ermittelten Rote-Liste-Arten (RLD1998); SP: Gesamtzahl der in den fünf Bäumen eines Standorts ermittelten xylobionten Käferarten. Übereinanderliegende Positionen von Arten in der Ordination sind nur einmal dargestellt, wodurch sich die Zahl der Punkte reduziert.

Xylobionte Käfer in Bodennähe

Arten- und Individuenzahlen

Im Rahmen der Hand-Erfassungen in den 76 Probekreisen konnten insgesamt 219 Arten xylobionter Käfer nachgewiesen werden. Unter diesen befinden sich 50 in der Roten Liste Deutschland (1998) geführte Arten (RL0 = 1, RL1 = 0, RL2 = 16, RL3 = 33), was einem prozentualen Anteil von 22,8% RL-Arten entspricht.

Bei den Gesamtarten- und Individuenzahlen zeigen sich zwischen den Standorttypen keine Unterschiede, bei Betrachtung der Rote-Liste-Arten und Rote-Liste-Individuen können jedoch signifikante Unterschiede festgestellt werden (vgl. Tab. 3). Insbesondere der vier- bis siebenjährige (bezogen auf Hiebsalter) Mittelwaldstandort (MW 2) hebt sich von allen anderen Standorten deutlich ab (Abb. 4). Die „jünger“ geschlagenen Mittelwaldstandorte beherbergen im Mittel mehr Rote-Liste-Arten als die „älteren“ Standorte, die gefährdeten Arten bevorzugen offenbar deutlich einen offenen, lichten Waldtyp. Die Probekreise auf Hutungen verhalten sich intermediär, d.h. hier kamen mehr gefährdete Arten als in den „älteren“ Mittelwäldern oder im Überführungs- und Hochwald vor, jedoch weniger als in den „jungen“ Mittelwaldschlägen. Der Hochwald und der Überführungswald weisen zusammen mit dem Mittelwaldstandort 4 (Alter 16-25 Jahre) signifikant weniger Rote-Liste-Arten auf als die lichten Standorte. Die Ergebnisse für die Rote-Liste-Individuen zeigen ähnliche Tendenzen wie die der Rote-Liste-Arten.

Tab. 3: Ergebnisse der H-Tests bezüglich der xylobionten Käfer in Probekreisen im Mittelwald, Überführungswald, Hochwald und auf der Hutung. Berücksichtigt wurde auch das Alter der Mittelwälder. N(Mittelwald, Alter 0-3 Jahre) = 14; N(Mittelwald, Alter 4-7 Jahre) = 11; N(Mittelwald, Alter 8-15 Jahre) = 10; N(Mittelwald, Alter 16-25 Jahre) = 9; N(Mittelwald, Alter > 25 Jahre) = 6; N(Überführungswald) = 5; N(Hochwald) = 15; N(Hutung) = 6.

H-Test	H	F.G.	P
Anzahl Arten gruppiert nach Standorttyp	8,39	7	0,299
Anzahl Individuen gruppiert nach Standorttyp	11,87	7	0,105
Anzahl Rote-Liste-Arten gruppiert nach Standorttyp	34,08	7	< 0,001
Anzahl Rote-Liste-Individuen gruppiert nach Standorttyp	33,70	7	< 0,001

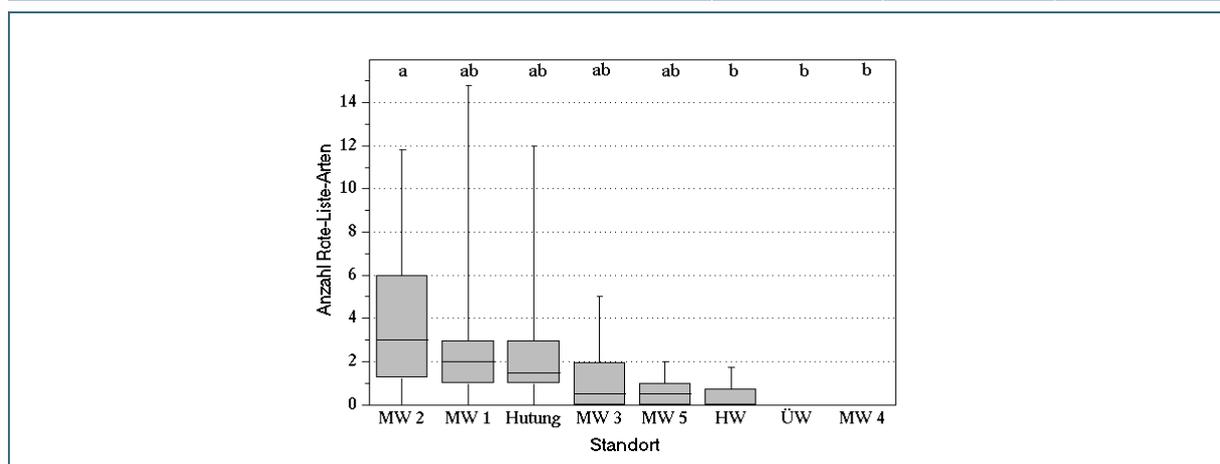


Abb. 4: Grafische Darstellung der statistischen Ergebnisse (H-Test mit Nachfolgetest zur Lokalisierung der Signifikanzen nach Tukey-Kramer) zur Unterscheidung der Probekreis-Standorte bezüglich der Anzahl an Rote-Liste-Arten (RLD1998) xylobionter Käfer.

HW: Hochwald (N = 15); **Hutung:** Hutung (N = 6); **ÜW:** Überführungswald (N = 5); **MW 1:** Mittelwald, Alter 0-3 Jahre (N = 14); **MW 2:** Mittelwald, Alter 4-7 Jahre (N = 11); **MW 3:** Mittelwald, Alter 8-15 Jahre (N = 10); **MW 4:** Mittelwald, Alter 11-25 Jahre (N = 9); **MW 5:** Mittelwald, Alter > 25 Jahre (N = 6). Angegeben sind Median (Querbalken), 25. bzw. 75. Perzentile (Boxen) und 5. bzw. 95. Perzentile (Whisker). Unterschiedliche Buchstaben weisen auf einen signifikanten Unterschied zwischen den betreffenden Standorten hin (Statistik siehe Text).

Ökologische Gilden

Die Verteilung der Arten auf die ökologischen Gilden zeigt, dass in den schattigen Hoch- und Überführungswald-Probekreisen vor allem Arten auftreten, die eine feuchte Zersetzung präferieren (Pilzbesiedler, Feuchtholzbesiedler) (vgl. Tab. 1). In den lichten Mittelwald-Probekreisen dominieren dagegen licht- und wärmeliebende Arten, die frisch abgestorbenes Holz oder eine trockene Zersetzung bevorzugen (Frischholzbesiedler). Ein besonders hoher Anteil der Familien der Bock- und Prachtkäfer und zahlreicher gefährdeter Formen ist dabei auffällig.

Somit werden, ähnlich wie beim Fogging, die Waldstruktur und hier besonders der Lichttheitsgrad und damit die Feuchte- und Strukturverhältnisse im Bodenbereich in der in einem Probekreis festgestellten Xylobiontenfauna klar abgebildet.

Strukturparameter und Ähnlichkeit der Standorte

Abb. 5 (links) zeigt die Ordinationsergebnisse der 76 Probekreise und ihr "ökologisches Verhalten" gegenüber den Strukturparametern. Die Probekreise mit ihren sie repräsentierenden Artenkombinationen ordnen sich sehr stark entlang eines Gradienten an. Länge (entspricht Erklärungskraft) und Richtung (entspricht Lage der höchsten Werte des Parameters) der ebenfalls dargestellten Umweltpfeile machen diesen gut als Lichttheits-Gradienten interpretierbar: Unten rechts liegen die Probekreise mit der höchsten Ober- und Unterholzdeckung (OHD, UHD) sowie dem höchsten Schlagalter. Diese Parameterkombination ist ökologisch wie forstlich in sich schlüssig, es handelt sich bei den hier positionierten Beständen um geschlossene, hiebreife Mittelwaldprobekreise und v. a. Überführungswald- und Hochwaldprobekreise. Auf der anderen Seite des Gradienten, im Diagramm oben links, finden sich dementsprechend die Probekreise mit der geringsten Ober- und Unterholzdeckung und dem geringsten Schlagalter, also die lichten, offenen Mittelwaldbestände mit erst kürzlich oder frisch erfolgtem Hieb. Dort finden sich wegen des höheren Lichtgenusses die höchsten Blütenangebote, die höchsten Strauchartenanteile und (infolge des Mittelwaldhiebes) die höchsten Totholzvorräte in Bodennähe. In diesen Probekreisen besitzt die Eiche die höchsten Anteile in der Baumartenzusammensetzung. In den Probekreisen mit den dichteren Bestockungen sind die Werte dieser vier Parameter am geringsten.

Betrachtet man die Verteilung der Probekreise detaillierter (vgl. vergrößerter Scatterplot, Abb. 5 rechts), wird die stark eindimensionale Verteilung der Probekreise entlang des ermittelten Lichttheitsgradienten noch deutlicher. Dieser Lichttheitsgradient bestimmt dominant und praktisch allein die Unterschiede in den Artenspektren der Probekreise und unterstreicht damit die bereits anhand der Artenzahlen und Anteile gefährdeter Arten gewonnenen Erkenntnisse über die fundamentalen Unterschiede zwischen den lichten Mittelwaldstandorten und den geschlossenen Waldtypen.

Wesentlich bei der Betrachtung der Einzelarten ist die Frage nach ihrem ökologischen Charakter und artenschutzfachlichen Bedeutung. Anhand der Darstellung der gefährdeten und ungefährdeten Arten (Abb. 6) entlang des Lichttheitsgradienten wird deutlich, dass die Mehrzahl der gefährdeten Arten v. a. in lichten Beständen (frische Mittelwaldhiebe) zu finden ist. Diesen kommt damit eine artenschutzfachlich hohe Bedeutung zu.

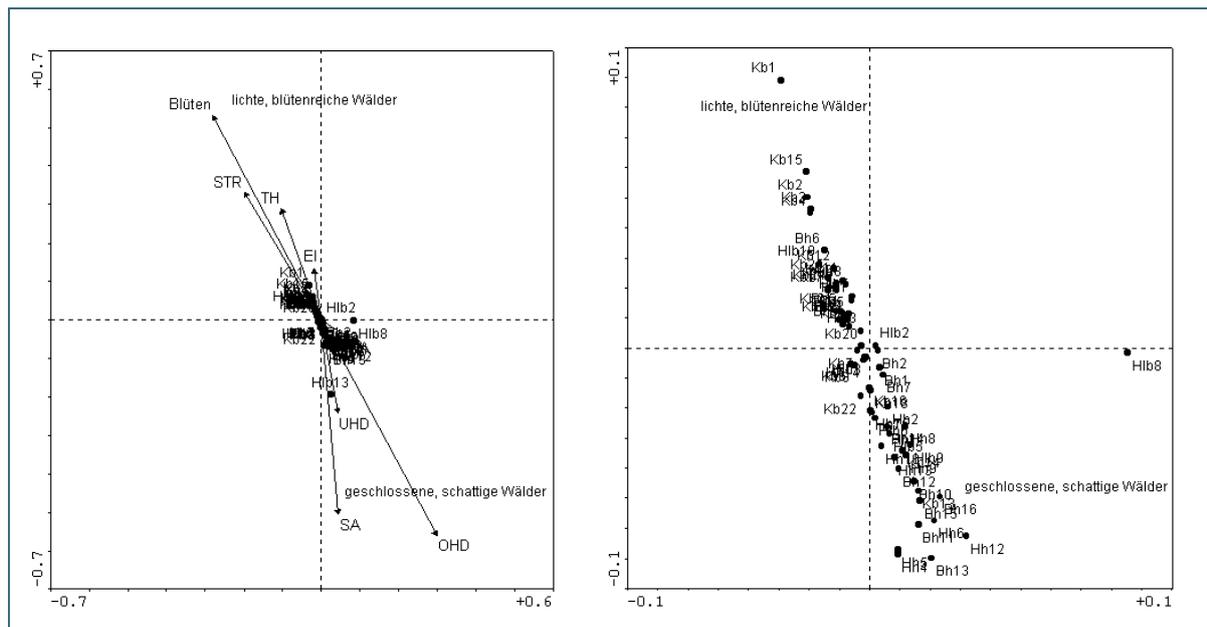


Abb. 5: Ordination der Artenspektren xylobionter Käfer der Probekreise und ihre Korrelation mit den erfassten Strukturparametern.
 Links: Übersicht mit eingezeichneten „Umweltpfeilen“; Rechts: Vergrößertes Detail-Scatterdiagramm (ohne Umweltpfeile dargestellt) der Artenspektren der Probekreise entlang des als wesentlich ermittelten Lichtsgradienten.
 "Umweltpfeile" (Pfeile zeigen in Richtung der höchsten Werte): Blüten: Blütenangebot; STR: Strauchartenzahl; TH: summarisches Totholzangebot eines Probekreises; EI: Eiche-Anteil im Oberholz; OHD: Oberholzdeckung; UHD: Unterholzdeckung; SA: Schlagalter. gefüllter Kreis: Rote-Liste-Art; leerer Kreis: Nicht-Rote-Liste-Art; Übereinanderliegende Positionen von Arten sind im Scatter-Diagramm nur einmal dargestellt, wodurch sich die Zahl der Punkte reduziert. Hlb2, Hlb8 etc.: Artenspektrum (qualitativ) der Probekreise

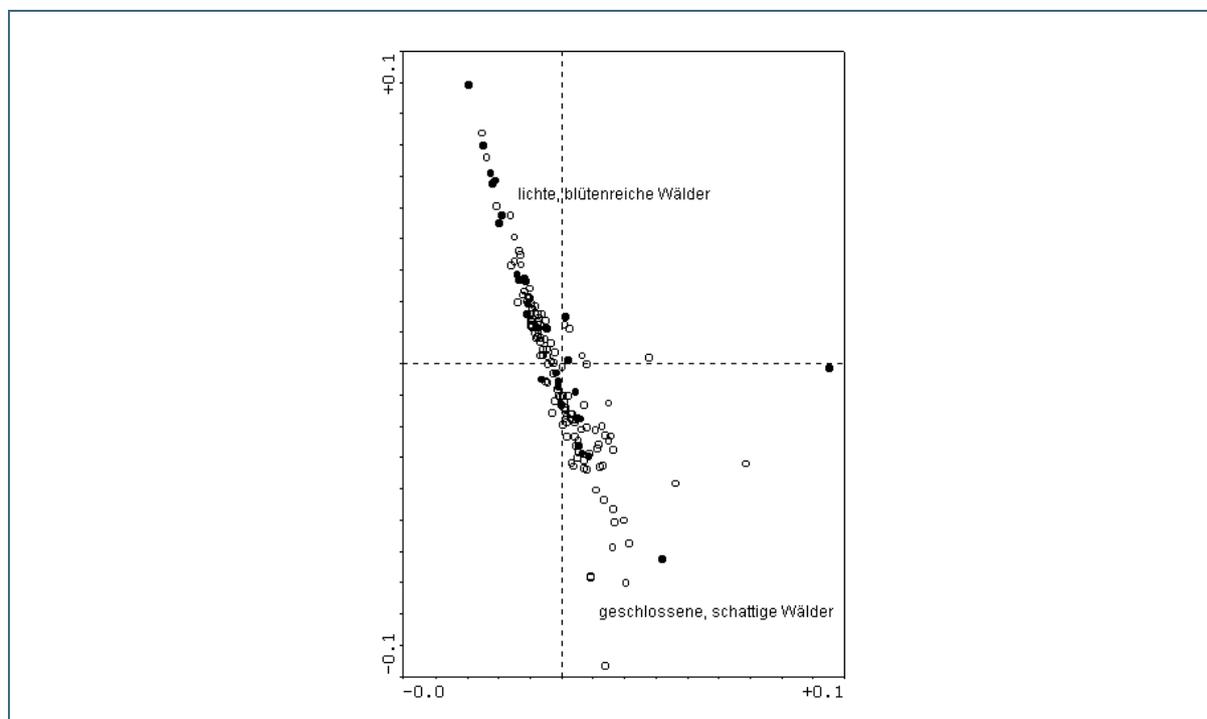


Abb. 6: Detail-Scatterdiagramm (ohne Umweltpfeile dargestellt) der in den Probekreiserfassungen ermittelten xylobionten Käferarten und ihre Positionierung entlang des Lichtsgradienten.
 gefüllter Kreis: Rote-Liste-Art (RLD1998); leerer Kreis: Nicht-Rote-Liste-Art; Übereinanderliegende Positionen von Arten sind im Scatter-Diagramm nur einmal dargestellt, wodurch sich die Zahl der Punkte reduziert.

Vergleich der Käfernachweise in den Straten Boden und Baumkrone

Die Untersuchungsergebnisse der beiden Methoden und Ansätze (Fogging, Probekreiserfassung) sind in der Konsequenz gleichgerichtet, jedoch konnten charakteristische qualitative, quantitative und methodische Unterschiede festgestellt werden.

Bei beiden Methoden wurden trotz unterschiedlicher Untersuchungstiefe z. T. gleich hohe Artenzahlen festgestellt, z. T. brachten die Probekreise höhere Artenzahlen. Trotzdem lag die Zahl der durch Be-
nebelung festgestellten Rote-Liste-Arten meist deutlich über den durch Probekreise festgestellten Werten. Besonders augenfällig wird dieser Unterschied bei einer prozentualen Berechnung (vgl. Abb. 7), wo in den Mittelwäldern im Kronenraum per Fogging im Vergleich zu den Probekreiserfassungen am Boden ein 2,5facher bzw. 1,4facher Anteil an RL-Arten festgestellt wurde, im Hochwald sogar ein 5,1facher Wert.

Auch unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Erfassungsmethodik lässt sich eine Tendenz dahingehend ableiten, dass bei zunehmendem Bestandsschluss der Mittelwälder (Bodenverdunklung, Rückgang an Blütenangebot etc.) die Anteile der Rote-Liste-Arten im Kronenraum zunehmen (vgl. Abb. 7). Offenbar vollziehen etliche Rote-Liste-Arten einen Stratenwechsel in die Krone, wenn im Bodenbereich die entsprechenden Licht-, Wärme- und Blütenangebote fehlen.

Betrachtet man die Artenidentität der Rote-Liste-Arten (siehe Abb. 8), so waren im Mittelwald über 46 % der gefährdeten Arten sowohl im Kronenraum als auch am Boden anzutreffen. Vergleicht man dagegen die Artenidentität der Mittelwald-Bodenschicht mit der Hochwald-Baumkronenschicht, beträgt dieser Wert nur noch 24 %. D. h. nicht alle am Boden vorkommenden Arten können ihren Bedarf an Wärme und Helligkeit bei zunehmender Dichte des Oberholzes decken, indem sie in die Baumschicht wechseln. Diese Arten sind an bestimmte Strukturen gebunden, die sie in der Baumkrone nicht finden. Allerdings finden sie dann aber auch nicht den geeigneten Lebensraum am Boden eines Hochwaldes, wo insgesamt nur sehr wenige Rote-Liste-Käferarten nachgewiesen wurden. Die Artenidentität der Baumkronen beider Waldtypen ist mit 36 % nicht so hoch, wie man erwarten könnte. Obwohl in der Baumkrone stets das höchste Lichtangebot vorhanden ist, fallen viele Arten im Hochwald aus, da andere Ansprüche nicht erfüllt werden können.

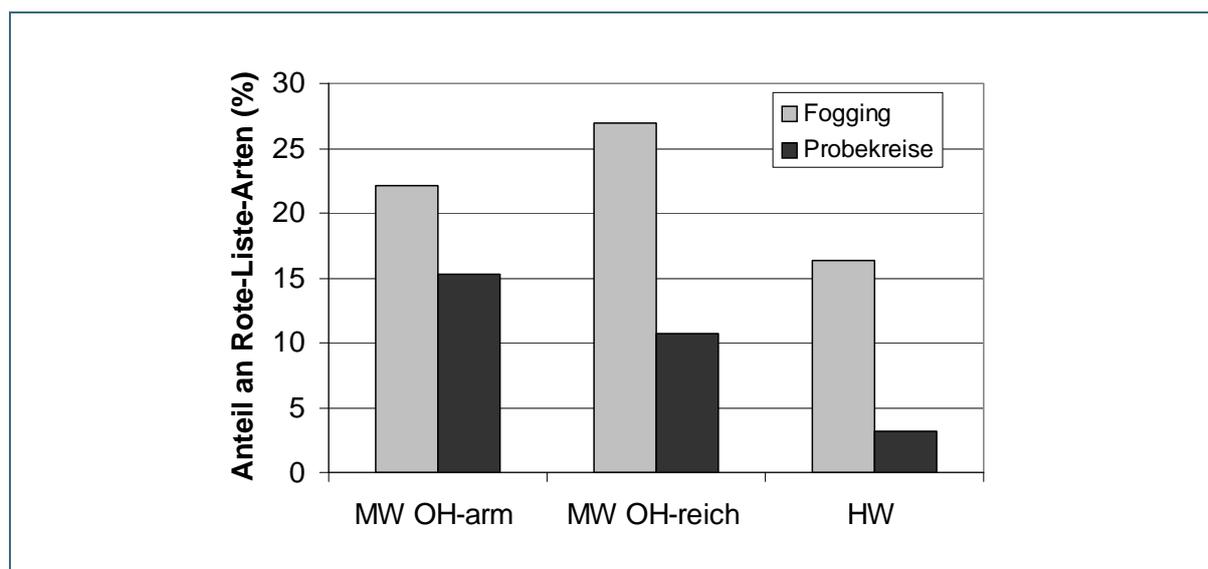


Abb. 7: Vergleich der ermittelten prozentualen Anteile an gefährdeten Käferarten (RLD1998) für die Baumkronenebenebelung und die Probekreiserfassung in den Untersuchungsstandorten.

MW OH-arm: junge, Oberholzarmer Mittelwaldshieb; MW OH-reich: ältere, Oberholzreiche Mittelwaldshiebe; HW: Hochwald.

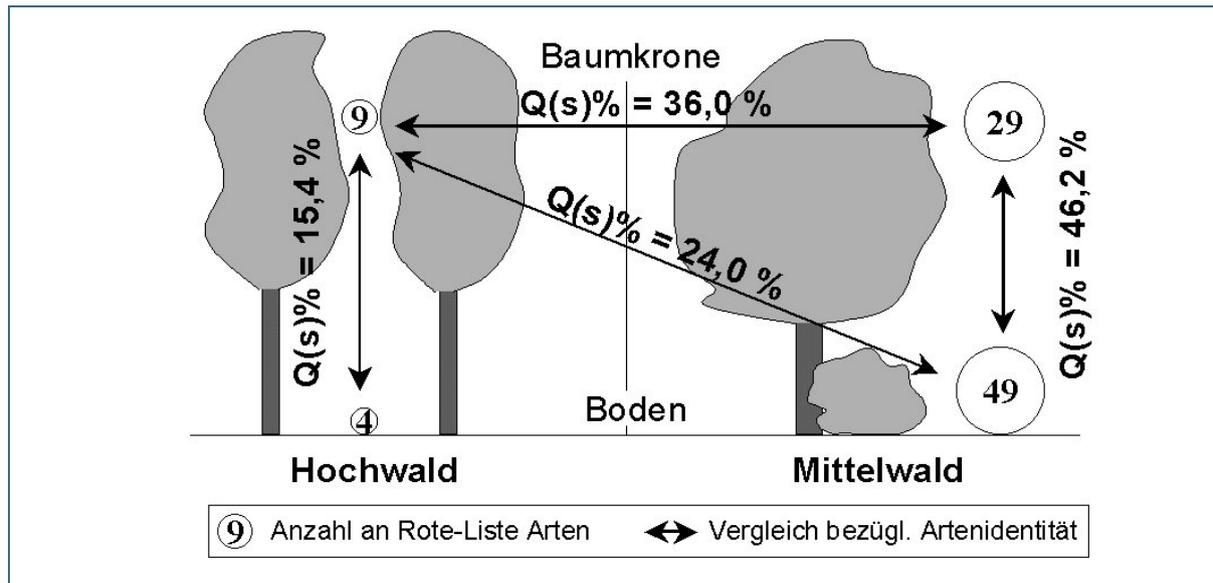


Abb. 8: Käfer-Artenidentität (Q(s)%) der Straten Baumkrone und Boden.

Tab. 1 kompiliert die Ergebnisse der in den Baumkronenbenebelungen und Probekreiserfassungen festgestellten Spektren xylobionter Käferartengilden. Die jeweiligen Anteile der Pilzbesiedler zeigen, dass im Mittelwald mehr gefährdete, Holzpilz besiedelnde Arten vorhanden sind, insbesondere im Kronenraum, wo wärmeliebende Pilzkäfer mittels Benebelung zu finden waren, die im Bodenstratum fehlten.

Anhand des Vergleichs kann auch ein Stratenwechsel bzw. Unterschied zwischen den Straten durch die Anteile der xerothermophilen/thermophilen Arten (und den sich aus dieser Gruppe meist rekrutierenden Rote-Liste-Arten) belegt werden: Die Anteile dieser ökologischen Gruppe sind im Mittelwald jeweils ca. doppelt so hoch wie im Hochwald. Zudem scheint ein Nachweis von (den wenigen dort noch vorhandenen) thermophilen Arten im Hochwald nur durch Fogging möglich zu sein: HW fog ges: HW PK ges = 5.5 % : 0 %, was ein deutlicher Hinweis auf den Stratenwechsel dieser Arten in den Kronenraum ist (Erklärung der Abkürzungen in Tab. 1). Dagegen sind die Verhältnisse zwischen Fogging und Probekreiserfassung bei den xerothermophilen/thermophilen Käferarten im Mittelwald relativ ausgeglichen: MW fog ges : MW PK ges = 9.4 % : 7.8 % und MW fog RL : MW PK RL = 24.1 % : 24.5 %. Im lichten Mittelwald, vor allem in den jüngeren Hieben, ist für die wärmebedürftigen Arten kein Stratenwechsel notwendig, die Lebensbedingungen sind bodennah bei Vorhandensein von Brutsubstrat gleichwertig.

Nachfalter im Bestandesinneren

Arten- und Individuenzahlen

Durch den Lichtfang wurden insgesamt 286 nachaktive Großschmetterlingsarten in 6.367 Individuen erfasst. Darunter befanden sich insgesamt 33 Arten der Roten Liste Bayerns (WOLF 1992) und 9 Arten der Roten Liste Deutschlands sowie 7 weitere Arten der deutschen Vorwarnliste (PRETSCHER 1998).

Bei den beprobten 5 Waldtypen vom frischen Mittelwaldhieb bis zu den Hochwäldern ist bei allen erfassten Parametern (Gesamtartenzahl, Gesamtindividuenzahl, Rote-Liste-Artenzahl, Individuen der Rote-Liste-Arten) ein Abfallen der Zahlen festzustellen (vgl. Abb. 9). Der junge und der mittelalte Mittelwaldhieb sind die arten- und individuenreichsten, während insbesondere die beiden Hochwaldtypen geringere Arten- und Individuenzahlen aufweisen.

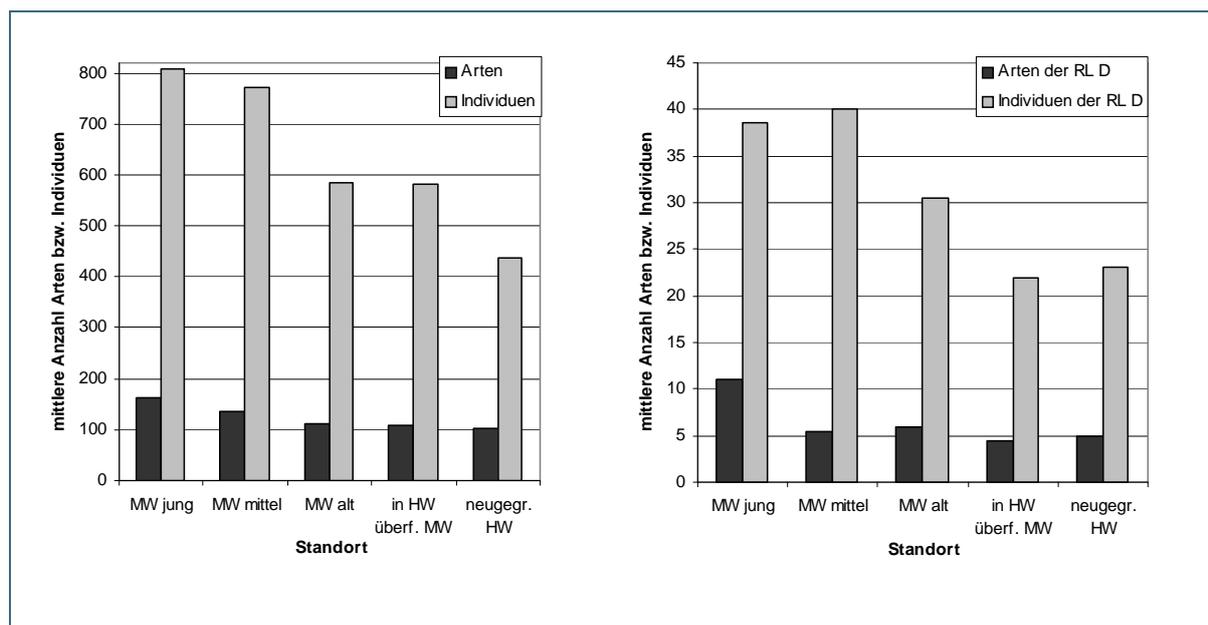


Abb. 9: Vergleich der Standorte bezüglich der Arten- und Individuenzahlen an Nachfaltern. Pro Standortkategorie wurden zwei Flächen beprobt.

Ökologische Gilden

Die Einteilung in Phagismus- und Substratgilden zeigt, dass es zwischen den untersuchten Standorten nur geringe Unterschiede in der relativen Verteilung der bedeutsamen Gilden der mono- bzw. oligophag an Laubhölzern bzw. Kräutern lebenden Arten gibt (vgl. Tab. 4). Die oben dargestellten unterschiedlichen Artenzahlen zwischen den Standorten kommen daher nicht durch eine stark überproportionale Erhöhung einer einzelnen Gilde sondern durch deren relativ gleichmäßige Änderung zustande.

Tab. 4: Prozentualer Anteil verschiedener Substrat- und Phagismus-Gilden der Nachfalter an den einzelnen Waldstandorten (HW = Hochwald, MW = Mittelwald)

Standort	gattungsmonophag an Laubhölzern	oligophag an Laubhölzern	mono-/oligophag an Kräutern	Sonstiges
junger Hieb	11,8	36,8	30,9	20,6
mittelalter Hieb	12,4	39,1	29,6	18,9
alter Hieb	10,9	47,8	23,2	18,1
in HW überführter MW	7,8	42,2	31,3	18,8
neugegr. HW	7,0	40,6	31,3	21,1

Bei detaillierterer Betrachtung der Artenzahlen der monophag an Laubhölzern fressenden Arten werden Unterschiede im Artenspektrum deutlich (vgl. Abb. 10). Sowohl bei den monophag an Eiche als auch bei den monophag an Weichhölzern (hier vor allem *Aspe* (*Populus tremula*) und Salweide (*Salix caprea*)) lebenden Arten wurden im frischen Mittelwaldhieb die höchsten Artenzahlen festgestellt. Gerade bei den monophagen Eichenarten ist diese Differenzierung besonders bemerkenswert, da die Eiche an allen Standorten die dominante Baumart ist. Die Unterschiede müssen daher auf strukturelle und mikroklimatische Einnischungen zurückgeführt werden.

Die vier Arten, die an Waldrebe gebunden sind, wurden ausschließlich in den Mittelwaldhieben nachgewiesen. Das Optimum dieser Artengilde liegt im mittelalten Schlag, da die Waldrebe sich erst dort vollständig entwickeln kann und Clematisschleier in besonnten und beschatteten Bereichen entstehen. An den beiden Untersuchungsflächen in den Hochwäldern fehlt die Waldrebe und somit diese Artengilde vollständig.

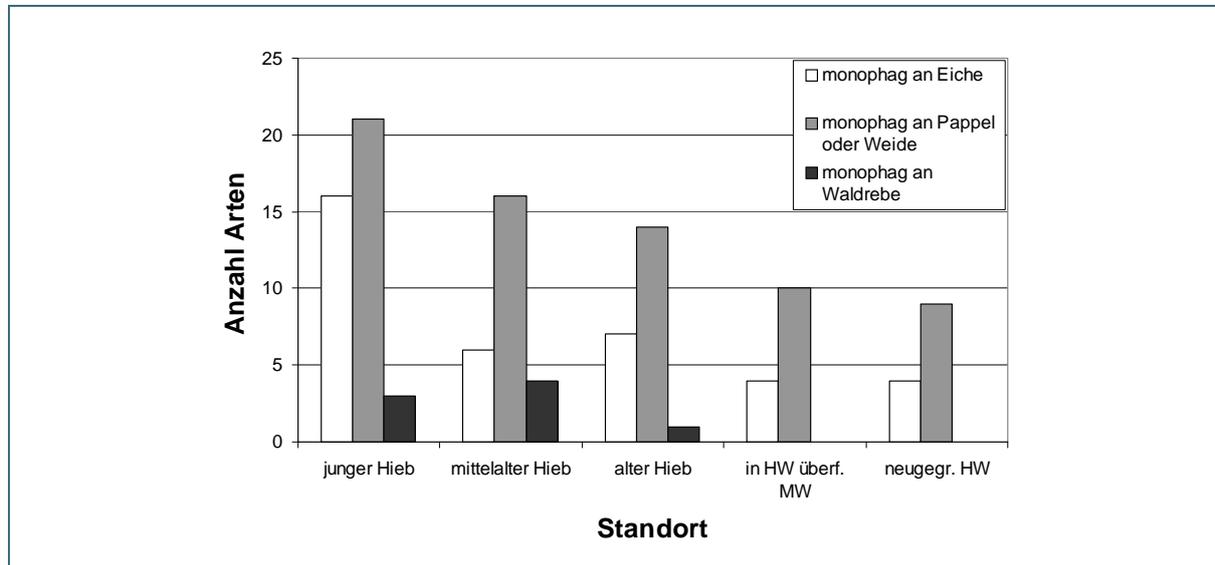


Abb. 10: Verteilung der an Eiche, Pappel oder Weide bzw. Waldreben gebundenen Arten auf den einzelnen Untersuchungsflächen.

Strukturparameter und Ähnlichkeit der Standorte

Es konnten klare Zusammenhänge zwischen verschiedenen, das Artenspektrum beschreibenden Parametern (Gesamtartenzahl, Gesamtindividuenzahl, α -Diversität) und wichtigen Strukturparametern (summierte Ober- und Unterholzdeckung, Deckung der Krautschicht) aufgedeckt werden (vgl. Abb. 11 und Abb. 12, Statistik in Tab. 5). Eine höhere Ober- und Unterholzdeckung bewirkt eine Abnahme der Arten- und Individuenzahlen sowie der α -Diversität, eine höhere Krautschichtdeckung jedoch eine Zunahme. Kein Zusammenhang ergibt sich zur Baumartenzahl im Oberholz und zur Baum- und Strauchartenzahl im Unterholz.

Somit liegen die Ursachen für die unterschiedlichen α -Diversitätswerte der Waldstandorte in ihrer unterschiedlichen Struktur begründet. Lichte Waldstrukturen, die die Sonne bis zur Bodenoberfläche durchlassen und somit eine großflächige Deckung der Krautschicht ermöglichen, beherbergen eine besonders hohe Diversität bei den Nachtfalter. Dabei spielt der Baum- und Strauchartenreichtum eine untergeordnete Rolle. Entscheidend sind die lichten Strukturen mit einer Kombination von strukturell gut ausgeprägter Kraut- und Baum-/Strauchsicht.



Die gefährdete Kupferglucke (*Gastropacha quercifolia*) imitiert mit ihrer Flügel- und -färbung welches Laub.

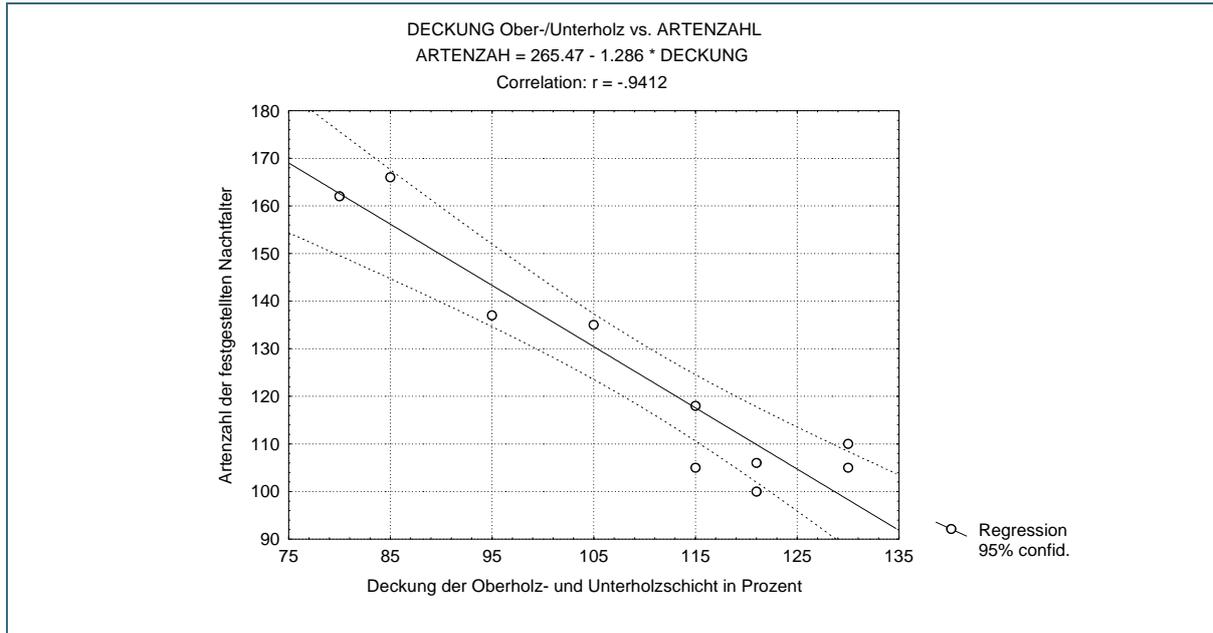


Abb. 11: Korrelation der Deckung der Oberholz- und Unterholzschicht mit der Artenzahl der Nachtfalter an 10 Leuchtstandorten.

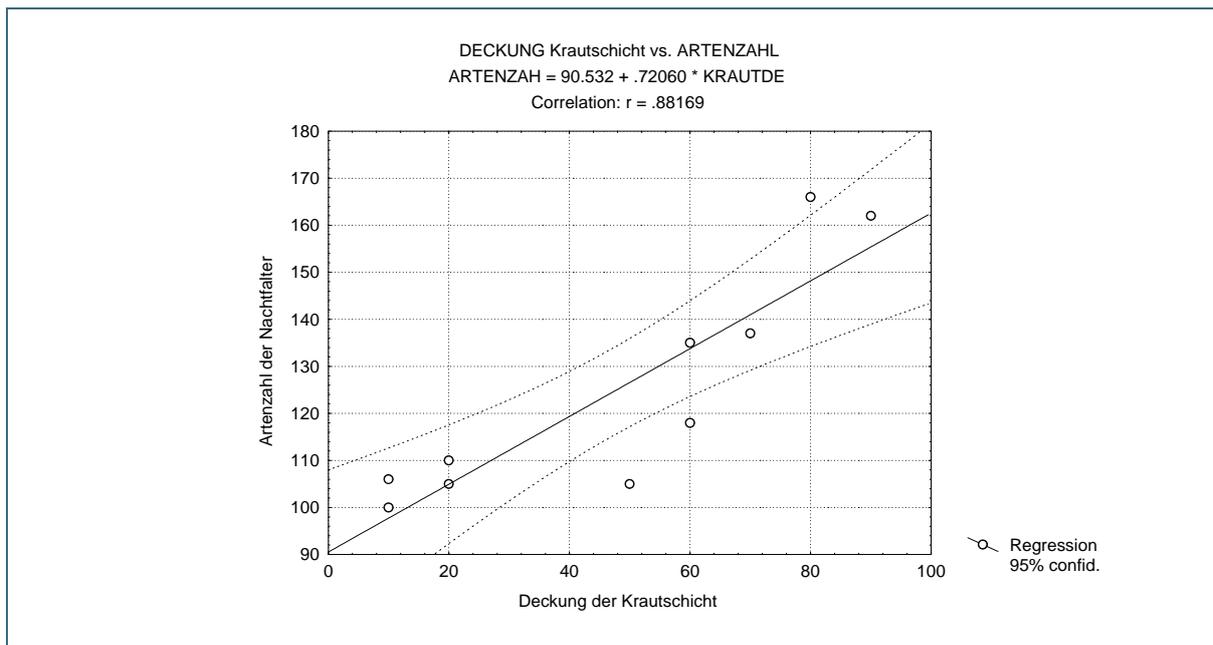


Abb. 12: Korrelation der Deckung der Krautschicht mit der Artenzahl der Nachtfalter an 10 Leuchtstandorten.



Der Braune Bär (*Aricia caja*) tarnt sich mit zusammengefalteten Flügeln gut, bei Gefahr erschreckt er den potenziellen Angreifer mit seinen roten Hinterflügeln.

Tab. 5: Regressionsanalysen zwischen verschiedenen, das Nachtfalter-Artenspektrum beschreibenden Parametern (Gesamtartenzahl, Gesamtindividuenzahl, alpha-Diversität) und wichtigen Strukturparametern.

Regression	r	r ²	dF	N	P
Artenzahl mit Deckung Oberholz- und Unterholzschrift	-0,94	0,89	1,8	10	<0,0001
Individuenzahl mit Deckung Oberholz- und Unterholzschrift	-0,82	0,68	1,8	10	<0,0001
Artenzahl mit Deckung Krautschicht	0,88	0,68	1,8	10	<0,0001
Individuenzahl mit Deckung Krautschicht	0,90	0,78	1,8	10	<0,0001
α-Diversität mit der Deckung der Baum- und Strauchschicht	-0,94	0,88	1,3	5	<0,0001

In der Clusteranalyse zeigen die jeweils zwei Probeflächen eines jeden Waldtyps eine hohe Ähnlichkeit (vgl. Abb. 13). Deutlich als Block heben sich alle drei Mittelwaldstandorte gegenüber den zwei Hochwäldern heraus. Insgesamt bedingt die in den Mittelwäldern vorzufindende reichhaltige Strukturvielfalt ein anderes Artenspektrum als in den Hochwäldern, so dass sich die Mittelwälder untereinander relativ ähnlich sind und sich von den Hochwaldstandorten deutlich abheben.

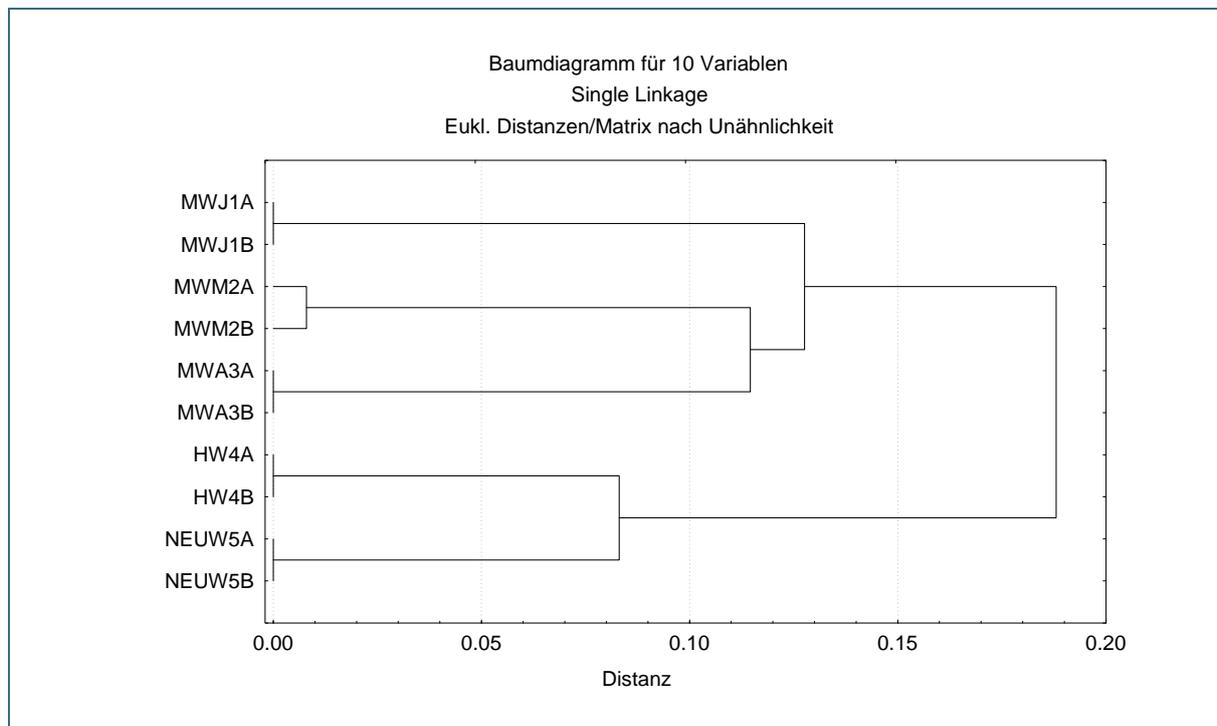


Abb. 13: Baumdiagramm aus der Clusteranalyse mit dem NESS-Index als Ähnlichkeitsmaß für alle 10 Probestellen an fünf Standorten.

Je größer die Distanz ist, desto unähnlicher sind sich zwei Probestellen. **MWJ1A**: frischer Mittelwaldhieb 1a; **MWJ1B**: frischer Mittelwaldhieb 1b; **MWM2A**: mittelalter Mittelwaldhieb 2a; **MWM2B**: mittelalter Mittelwaldhieb 2b; **MWA3A**: alter Mittelwaldhieb 3a; **MWA3B**: alter Mittelwaldhieb 3b; **HW4A**: Überführter Hochwald 4a; **HW4B**: Überführter Hochwald 4b; **NEUW5A**: neubegründeter Eichenwald 5a; **NEUW5B**: neubegründeter Eichenwald 5b.

Ameisen im Kronenraum

Artenzahlen

Insgesamt konnten in den Eichenkronen 17 Ameisenarten durch Fogging nachgewiesen werden, darunter sind 9 Arten der Roten Liste Bayerns (incl. 3 Arten der Vorwarnliste, STURM & DISTLER 2003) und 8 Arten der Roten Liste Deutschlands (incl. 4 Arten der Vorwarnliste, SEIFERT 1998). Die häufigsten Ameisenarten waren *Temnothorax affinis* (auf 29 von 45 Bäumen) und *Myrmica ruginodis* (auf 21 Bäumen). *Myrmica sabuleti*, *Camponotus fallax* und *Camponotus ligniperda* konnten dagegen jeweils nur auf einer einzigen Eiche gefunden werden.

Für Arten, die auf mindestens 10 Bäumen vorkamen, wurde Fishers Exakter Test zum Vergleich von Hochwald mit Mittelwald durchgeführt. Die Mehrheit dieser Arten kam im Mittelwald signifikant häufiger vor (*Dolichoderus quadripunctatus* ($P=0.004$), *Temnothorax affinis* ($P=0.002$), *Formica polyctena* ($P=0.005$) und besonders ausgeprägt bei *Temnothorax corticalis* ($P<0.001$)). Nur bei *Myrmica ruginodis* ($P=0.272$) und *M. rubra* ($P=0.324$) konnte kein Unterschied zwischen den Waldnutzungen festgestellt werden.

Sowohl bei der Gesamtartenzahl als auch bei der Artenzahl der Rote-Liste-Arten Deutschland und der Rote-Liste-Arten Bayern ergaben sich signifikante Unterschiede zwischen den Waldnutzungen (Kruskal-Wallis H-Tests ($df=3$): Artenzahl: $H=18.43$; $P<0.001$; Artenzahl Rote Liste Deutschland: $H=25.46$; $P<0.001$; Artenzahl Rote Liste Bayern: $H=26.12$; $P<0.001$). Auf den Mittelwald- und Hutungsstandorten ergaben sich jeweils die höchsten Artenzahlen, im Hochwald die niedrigsten (Unterschiede im Tukey-Kramer-Nachfolgetest signifikant). Der Überführungswald nahm eine Zwischenstellung ein.

Ökologische Gilden

Bei allen untersuchten ökologischen Artengruppen (Offenlandarten, Waldarten, thermophile Arten, arboricole Arten) ergaben sich signifikante Unterschiede der Artenzahlen zwischen den Waldnutzungen (Kruskal-Wallis H-Tests ($df=1$): Offenlandarten: $H=35.35$; $P<0.001$; Waldarten: $H=17.99$; $P<0.001$; thermophile Arten: $H=22.56$; $P<0.001$; arboricole Arten: $H=15.62$; $P=0.001$). Die Offenlandarten waren insbesondere auf den Hutungsbäumen stark vertreten, für diese Artengruppe gibt es keine Unterschiede zwischen Mittelwald und Hochwald. Der Mittelwald erreichte jedoch höhere Artenzahlen als der Hochwald bei den anderen ökologischen Gilden: Waldarten, thermophile Arten und arboricole Arten (alle genannten Unterschiede signifikant im Tukey-Kramer-Nachfolgetest). Der Überführungswald nahm jeweils eine Zwischenstellung zwischen Mittelwald und Hochwald ein.

Strukturparameter und Ähnlichkeit der Standorte

Auch für die Ameisen wurde eine Korrespondenzanalyse durchgeführt. Ähnlich wie bei den xylobionten Käfern ergab sich eine Gruppierung entlang eines Lichtheitsgradienten. Dieser läuft von den Hutungsbäumen mit vielen Offenlandarten über die Mittelwälder mit gefährdeten Waldarten zum dichten Hochwald mit nur wenigen Arten. Die zusätzlich aufgenommenen Strukturparameter Brusthöhen-durchmesser der Eichen, Kronentotholz und Kronendurchmesser zeigten bei statistischen Analysen keinen signifikanten Einfluss auf die Ameisenfauna. In der Korrespondenzanalyse bildeten sie jedoch einen sekundären Einflussfaktor mit geringerer Erklärungskraft. Dieses überraschende Ergebnis ist vor dem Hintergrund zu bewerten, dass die untersuchten Bäume auf Ähnlichkeit bei den Strukturparametern ausgewählt worden waren, um vor allem die nutzungsbedingten Unterschiede, die sich in der Lichtheit abbilden, herauszuarbeiten.

Alle Analysen zeigen, dass die Waldnutzung klar die Ameisenfauna beeinflusst. Die meisten und die meisten gefährdeten Arten, insbesondere auch arboricole Arten und typische Waldarten bevorzugen die lichten Mittelwälder.

Diskussion

Die Artenvielfalt verschiedener Waldtypen

Betrachtungen für xylobionte Käfer

Für eine Bewertung des Gesamtartenbestands xylobionter Käferarten (alle jahreszeitlichen Aspekte) liegen durch die Probekreis-Untersuchungen, das Baumkronenfogging und die Einbeziehung der bereits in der Datenbank BUßLER befindlichen Datenbestände für die Mittelwaldstandorte umfangreiche Artenlisten vor: Der Gesamtartenbestand der Mittelwälder im Untersuchungsgebiet umfasst 331 Arten, darunter 86 gefährdete Arten der Roten Liste Deutschlands, in Hutewäldern wurden bisher 244 Arten und 70 gefährdete Arten, in Überführungswäldern 299 Arten und 67 Rote-Liste-Arten festgestellt (BUßLER 2005). Nicht enthalten sind hierbei ausschließlich an Nadelholz gebundene Arten, da sie im Untersuchungsraum nicht heimisch sind. Als besondere Maßzahl für die naturschutzfachliche Bewertung eines Gebietes anhand xylobionter Artenspektren hat sich das sog. Rote-Liste-Artenprozent (BUßLER 1995) bewährt, das auch eine größere Unabhängigkeit gegenüber der Erfassungsintensität aufweist. Gebiete mit einem Anteil von über 20 % Rote-Liste-Arten innerhalb der Indikatorgruppe „xylobionte Käfer“ lassen sich in der gutachterlichen Praxis als gesamtbiönotisch besonders wertvoll einschätzen, Rote-Liste-Prozentwerte von über 25 % sind bisher nur aus wenigen, nach diesem Kriterium untersuchten Standorten bekannt, vornehmlich alte Hutewaldformationen, Mittelwälder in klimatischer Gunstsituation oder wärmebegünstigte Steillagen und Auen entlang von Donau und Rhein (BUßLER 1995, SCHMIDL 1999, NEUMANN & BENSE 2000).

Die Mittelwälder im Untersuchungsgebiet kommen auf ein Rote-Liste-Artenprozent von 26,0, die Hutewälder auf 28,7 Prozent, und sind beide somit als artenschutzfachlich sehr bedeutsam zu bewerten.

Die Daten für den Hochwaldstandort basieren alleine auf der Probekreiserfassung und der Baumkronenbenebelung. Dieser Standort ist mit einem Gesamtbestand von 127 Arten und einem RL-Arten-Anteil von 9,4 % weit von den in den Mittelwaldstandorten aufgefundenen Verhältnissen entfernt.

In den Überführungswäldern im Gebiet erreicht das Rote-Liste-Artenprozent 22,4 Prozent. Dies mag zunächst überraschen, beruht jedoch schlicht auf der Tatsache, dass bei den zugrunde liegenden Untersuchungen gezielt frisches Kronenmaterial nach der Holzernte in den Verjüngungslücken der Überführungswälder belassen wurde. Auch stocken die hier mit in die Diskussion einbezogenen, im Jahr 2002 untersuchten Überführungswälder (Datenbank BUßLER) in unmittelbarer Nähe zu aktiv genutzten Mittelwäldern, so dass ein Artenaustausch gewährleistet ist. Es zeigt jedoch, dass viele Frischholzbesiedler zum Arteninventar der Überführungswälder gehören, wenngleich in geringeren Abundanzen als im Mittelwald (BUßLER 2005). Als waldbauliche Konsequenz zur Schaffung lichter, totholzreicher Strukturen wird deshalb empfohlen Überführungswälder nicht im homogenen Schluss zu verjüngen, sondern mittels Lochhieben (Durchmesser 30-60 Meter). Durch die Entnahme aller vitalen Bäume werden hierbei Lücken nachgeahmt, wie sie beim Stürzen eines Urwaldriesen entstehen. Durch Belassen von mindestens drei Kronen in Lichtschächten pro Hektar soll kontinuierlich Totholz angereichert werden (MÜLLER et al. 2004).

Die Ergebnisse zeigen deutlich, dass die zyklische, auf Teilflächen stattfindende Verlichtung des Waldes mit dem daraus resultierenden Totholz- und Blütenangebot für die artenschutzfachlich relevanten gefährdeten xylobionten Käferarten einen Schlüsselfaktor darstellt und das Artenspektrum entlang der Zeitachse entsprechend der Unterholzsukzession einem Arten-Turnover unterliegt, der bei Artenschutzmaßnahmen in die Überlegungen mit einbezogen werden muss. Geschlossene, bereits verschattete, hiebsreife Mittelwaldbereiche sind zumindest im hier bei der Probekreiserfassung vor allem berücksichtigten Bodenstratum für viele gefährdete Xylobionte suboptimal oder als Lebensraum nicht

geeignet, die Rote-Liste-Anteile entsprechen denen der schattig-feuchten Hoch- und Überführungswaldstandorte. Bedingt durch die oftmals geringen Dimensionen und das Fehlen der Alters- und Zerfallsphase mit Reifestrukturen am Oberholz bestehen bei den Arten aus der hochgradig gefährdeten Gilde der Mulmhöhlenbesiedler im Mittel- und Niederwald deutliche Defizite, es wurde bisher nur eine Art nachgewiesen (1,1%). Dies gilt auch für die Arten mit Sonderbiologien, die sich vermehrt an alten anbrüchigen Bäumen finden.

Die höchsten Anteile der Strukturreifezeiger werden sowohl bei den Mulmhöhlenbesiedlern (m-Arten) wie auch bei den Arten mit Sonderökologien (s-Arten) in den Hutewäldern erreicht (jeweils 8,6 Prozent). Stellen diese beiden Strukturgilden zusammen im Mittel- und Niederwald nur 4,6 Prozent des Artenspektrums, so sind es im Hutewald 17,2 Prozent. Im Überführungswald beträgt der Anteil dieser Gilden 9,0 Prozent, er liegt somit deutlich über den Werten des Mittelwaldes. Voraussetzung hierfür ist, dass Oberholzeichen aus der Mittelwaldzeit in den Überführungswäldern erhalten werden und ausreifen können. Nach MÜLLER et al. (2004) können an lebenden Oberholzeichen bis zu einem Festmeter Kronentotholz pro Baum und in Mittelwaldflächen 10 bis 15 Festmeter pro Hektar Kronentotholzvorräte (BUßLER 2005) akkumuliert sein.

In den untersuchten Wirtschafts-Hochwäldern fallen die beiden Gilden Mulmbesiedler und Sonderbiologien praktisch vollständig aus, ein klarer Hinweis auf das Fehlen von Alters- und Zerfallsphasen-Strukturen. Die verschiedenen Waldnutzungen bedingen damit unterschiedliche Artenspektren. Sowohl Hutewälder als auch Mittel- und Niederwälder beherbergen gefährdete Artengruppen, die in den Hochwäldern als überwiegende Waldflächen weitgehend fehlen.

Betrachtungen für Nachfalter

Die Nachfalterfauna von Mittelwäldern in Bayern wurde bereits mehrfach untersucht (vgl. BOLZ 1996; HACKER 1995, 1997). Diese Arbeiten weisen auf Schutzwürdigkeit, Einzigartigkeit als Reliktstandorte und auf Folgen des Dimilin-Einsatzes in Mittelwäldern hin. Allen Untersuchungen ist gemeinsam, dass sie neben einer hohen Artenzahl eine große Anzahl von Rote Liste-Arten für Mittelwälder anführen. So wies BOLZ (1996) während eines Jahres durch Lichtfang in den Mittelwäldern der nicht weit vom Untersuchungsgebiet entfernten Frankenhöhe 404 nachtaktive Großschmetterlingsarten nach, 20 % der dort festgestellten Arten befinden sich auf der bayerischen und/oder bundesdeutschen Roten Liste. HACKER (1997) stellte innerhalb einer zweijährigen Untersuchung während des Dimilin-Einsatzes mit automatischen Lichtfallen 362 nachtaktive Großschmetterlinge im Kehrenberggebiet und 315 Arten im Stadtwald von Iphofen fest (beide Mittelwälder befinden sich ebenfalls im Vorderen Steigerwald). Auch hier wird die hohe Anzahl von Rote Liste-Arten und die subkontinental/submediterrane „Reliktf fauna“ besonders angeführt. In jahrelang intensiv untersuchten Mittelwäldern der nördlichen Frankenalb bei Staffelstein wurden von HACKER (1983) sogar 569 Arten nachgewiesen.

Die im Rahmen dieser Untersuchung innerhalb eines Jahres durch automatische Lichtfallen nachgewiesenen 286 Arten (darunter allein 270 Arten an den drei Mittelwaldstandorten) liegen zwar im unteren Bereich der oben genannten Artenzahlen, doch sind sie aufgrund folgender Faktoren eher unterrepräsentiert: Der Untersuchungszeitraum beschränkte sich auf eine Jahresphänologie und es wurde, um eine bessere Vergleichbarkeit der Daten zu erreichen, eine wenig flächenwirksame und wenig fängige Methode eingesetzt: automatische Lichtfallen mit geringer Leuchtkraft.

Direkte vergleichende Untersuchungen zwischen Mittel-/Niederwäldern und Hochwäldern gibt es aus Bayern nicht. Insofern nimmt diese Untersuchung zur Nachfalterfauna eine Pilotstellung ein. Die einzige vergleichbare Arbeit ist die von PAUSCHERT & FREUNDT (1992, 1997) welche das Nachfalterartenspektrum in Hoch- und Niederwaldtypen des Mittleren Schwarzwaldes (Baden-Württemberg) vergleichen. In vier verschiedenen Beständen wurde ebenfalls zeit-, anzahl- und methodengleich Lichtfänge

durchgeführt. Auch hier zeigte sich die Weidfeld-Sukzession, entsprechend der frühen Mittelwaldsukzession, als die Fläche mit der höchsten Diversität. Ein ehemaliger Haselschlag mit der Struktur alter Mittelwaldschläge zeigte immer noch eine hohe Vielfalt. Verglichen wurden diese Flächen mit einem durchgewachsenen ehemaligen Eichenschälwald und einem Tannen-Buchen-Hochwald.

PAUSCHERT & FREUNDT (1992) kommen zu dem Schluss, dass die strukturreichen, vielschichtigen und kleinräumig wechselnden Bestände der Stockausschlagswälder eine reiche und in ihrer Zusammensetzung typische Faltergemeinschaft begünstigen. Die Autoren arbeiteten mit einer Datenbasis von 194 Falterarten aus 3017 Individuen und 7 Leuchtdurchgängen. Sie weisen als Grund für den Artenreichtum einerseits auf die herausragende Stellung der Eiche, Birke und Hasel als Fraßpflanzen und andererseits auf den Strukturreichtum in den Niederwaldschlägen hin.

Auf den Rückgang der Artenvielfalt bei Umwandlung von Niederwald in Hochwald weist auch NIPPEL (1984) für die Tagfalter in der Südeifel hin.

In vier bayerischen Eichen-Naturwaldreservaten wurden im mittelwaldähnlichsten Bestand (NWR Diensruh) noch Charakteristika gefunden, die den hier untersuchten Mittelwäldern nahe kommen: im Vergleich hohe Anteile an Gräser- und Kräuter-Fressern (Phagismus- und Substratgilden F+G), an monophagen Eichen-Fressern und an Rote-Liste-Arten etc. (HACKER und KOLBECK 1996).

Wie sich in der vorliegenden Untersuchung zeigte ist die höchste Artenvielfalt in den frischen Mittelwaldhieben durch eine große Anzahl verschiedener „Anspruchstypen“ bedingt. Eine sehr wichtige Artengruppe für die Wertigkeit dieser Wälder sind die nur hier vorkommenden xerothermen Vertreter lichter Eichenwälder, wie z.B. *Dichonia convergens* und *Dycicla oo.* Die Existenz dieser Arten hängt entscheidend von der Waldbewirtschaftung ab. Diese Gruppe von „Eichentieren“ ist insbesondere auf Eichenbüsche zur Entwicklung angewiesen. Sie besiedeln nur Standorte mit entsprechender Struktur: Dies müssen windgeschützte, an xerothermen Standorten vorkommende, dicht über den Boden wachsende Eichenzweige sein. Gleichzeitig können aber auch an den besonnten Überhälter-Eichen Arten vorkommen, die ausschließlich besonnte Alteichen besiedeln.

Die hohe Diversität unter den Nachtfaltern ist stark mit der Struktur korreliert. Günstig für eine hohe Diversität sind einzelne Alteichen in sehr geringer Deckung (10%-30%) und einer gut ausgebildeten Unterholzschicht. Wichtigste Baum- und Strauchart sowohl im Oberholz wie auch im Unterholz ist die Eiche. Zweitwichtigstes Raupensubstrat bilden die Weichhölzer der Weiden und Pappeln. Bei ausreichender Stetigkeit der Eiche und der Weichhölzer spielt der Artenreichtum an weiteren Baum- und Straucharten für die Artenvielfalt nur eine untergeordnete Rolle. Gleichzeitig mit der Strukturvielfalt und Lichtheit nimmt die Deckung und Artenvielfalt der Krautschicht zu. Dies ist ein weiterer entscheidender Faktor für die hohe Diversität in den jungen MW-Hieben. Dies ermöglicht der großen Zahl der an Gräser und Kräuter gebunden Arten ein Vorkommen, und insbesondere der Gruppe von Arten mit Stratenwechsel zwischen Strauch- und Krautschicht.

Der frische MW-Hieb bis zum mittelalten MW-Hieb zeigt die ausgeprägteste Schichtung in die drei Straten der Kraut-, Unterholz- und Oberholzschicht. Sowohl im alten MW-Hieb und noch stärker im Hochwald verschwinden die Unterholzschicht und die Krautschicht zunehmend. Mit dem Verschwinden der Unterholz- und Krautschicht gehen einerseits die hieran gebunden Arten zurück und andererseits verschwinden die Arten, die eine Kombination aus verschiedenen Straten benötigen. Diese Artengruppen sind in Hochwäldern nur noch teilweise an Wald- und Forstwegrändern zu finden.

Nur die Bewirtschaftung als Mittelwald mit regelmäßigen Hieben kann auf der einen Seite diese hohe Artenvielfalt und auf der anderen Seite die Gruppen der xerothermophilen „Eichenarten“ sowie einigen Arten erhalten, die einen Stratenwechsel entweder im Larvenstadium oder als Adulte vornehmen. Da

aus Sicht der Nachfalter die besten Lebensräume und für einige Arten sogar die einzigen Lebensräume, die frischen bis mittelalten Hiebe sind, ist vor allem auf einen ausreichend großen und regelmäßigen Hiebturnus zu achten. Der derzeit zunehmende Turnus der Umtriebszeit auf z. T. über 30 Jahre ist somit nicht nur aus forstlicher Sicht, aufgrund der sich verschlechternden Austriebsfähigkeit der Stöcke, sondern auch aus naturschutzfachlicher Sicht ein Problem.

Betrachtungen für Ameisen

Es liegen nur wenige vergleichbare Untersuchungen der Ameisenfauna vor. RAUH (1993) erfassten 27 Arten durch die Kombination verschiedener Erfassungsmethoden in verschiedenen Straten. Die 17 in der vorliegenden Studie erfassten Arten erscheinen dagegen wenig, sie stammen jedoch nur aus Probenahmen aus dem Kronenraum. In einer anderen Arbeit wurden in Eichenwäldern insgesamt 12 Arten gefunden; 9 Arten durch Baumkronenbenebelungen und 8 Arten durch Bodenfallen (MÜLLER & SCHLUMPRECHT 2004, kommentiert durch BUSCHINGER 2004).

Es konnten drei streng arborikole und gefährdete Arten mit größerer naturschutzfachlicher Bedeutung erfasst werden: *Dolichoderus quadripunctatus*, *Temnothorax affinis* und *T. corticalis*. Alle drei Arten wurden bevorzugt in den Mittelwäldern gefunden, ihre Bindung an die dortigen Strukturen ist jedoch unterschiedlich stark ausgeprägt. So wurden *D. quadripunctatus* und *T. corticalis* auch in Naturwaldreservaten nachgewiesen, aber auch dort wird der starke Bezug zu besonnten Totholzstrukturen hervorgehoben (RAUH 1993). *T. corticalis* zeigt auch einen gewissen Bezug zu Eichen, der bei *D. quadripunctatus* weniger vorhanden ist (vgl. auch DOLEK et al. 2008b). *T. affinis* schließlich ist auch in der Lebensraumwahl weniger anspruchsvoll und wurde in der vorliegenden Arbeit auch in Hochwäldern nachgewiesen. Gerade für baumbewohnende (arborikole) Arten ist das Wissen um ihre Häufigkeit und Lebensraumnutzung und damit auch ihre Gefährdung oft noch ungenügend. Dies spiegelt sich auch im kürzlich erschienenen Vorabdruck der neuen Roten Liste für Deutschland wieder: Dort wurden insbesondere Baumkronenameisen aufgrund neuer Erkenntnisse in der Gefährdung abgestuft (SEIFERT 2007 gegenüber SEIFERT 1998), die hier vorliegenden Ergebnisse haben jedoch weiterhin Bestand.

Insgesamt bilden sich die strukturellen Unterschiede durch die unterschiedlichen Nutzungen in der Ameisenfauna ab. Wertgebende Arten bevorzugen die lichten Wälder des Mittelwaldes, der Lichtheitsgradient ist dominant. Weitere Strukturparameter wie Kronentotholz und Baumalter sind nur von nachgeordneter Bedeutung, da die Untersuchungsflächen auf vergleichbare Rahmenbedingungen hin ausgewählt worden waren. Aber auch in Bezug z.B. auf das Baumalter sind wichtige Einflüsse auf die Arthropodenfauna zu erwarten (vgl. ACHTZIGER et al. 1999), wobei unterschiedliche Nutzungen die Altersstruktur der Bäume beeinflussen.

Vergleich der Mittelwälder mit Naturwaldreservaten (NWR) und Auwäldern bezüglich xylobionter Käfer

Für einen grundsätzlichen Vergleich der Artenvielfalt verschiedener Waldtypen hinsichtlich xylobionter Käfer über die hier im Rahmen der Studie erfassten Daten hinaus, bietet sich eine Gegenüberstellung von Mittelwäldern mit Hochwäldern bzw. Überführungswäldern in den Naturwaldreservaten und Auwäldern an. In den Vergleich bezüglich der Käferfauna wurden die Ergebnisse der Untersuchungen in den Naturwaldreservaten Fasanerie, Seeben und Platte (kompiliert aus DETSCH 1999, RAUH 1993, SCHUBERT 1998 UND SCHULZ 1996) und die Ergebnisse der Untersuchungen in den Hart- und Weichholzauwäldern an Rhein, Main und Donau (HORION 1946-1974, BUßLER 1995, NEUMANN & BENSE 2000, REIBNITZ 1999, SCHMIDL 1999) einbezogen. Zu beachten ist bei den Vergleichen natürlich die unterschiedliche Erfassungsmethodik, wobei in allen drei Waldtypen-Untersuchungen aber eine große Erfassungstiefe zugrunde liegt, so dass in größeren Dimensionen eine Vergleichbarkeit gegeben sein dürfte.

Die Anteile der gefährdeten Arten an den Gesamtarten (Rote-Liste-Artenprozent) erreichen in den Mittelwäldern und in den Naturwaldreservaten die hohen Werte von 27,6 bzw. 24,2 Prozent, so dass bei den Waldtypen unter faunistischen und naturschutzfachlichen Kriterien eine hohe Wertigkeit zukommt (BUßLER 1995). Diese Einschätzung kann ungeachtet der unterschiedlichen angewandten Listenkriterien und Definitionen erfolgen, da Rote-Liste-Prozentanteile unabhängig von der Erfassungsmethode wertbeschreibend für Aspekte des Artenschutzes sind.

Die prozentuale Verteilung der ökologischen Gilden der gefährdeten Käferarten in den Hochwäldern der Naturwaldreservate und in den Mittelwäldern zeigt Tab. 6. Während die Anteile der räuberischen Arten und der Totholzbesiedler in den Waldtypen sehr ähnlich sind, differieren die Werte in den anderen Gilden erheblich.

Tab. 6: Prozentuale Verteilung der ökologischen Gilden der Rote-Liste-Arten in den Hochwäldern der Naturwaldreservate und in Mittelwäldern.

bs: Baumsaftfresser; **ht:** Totholzbesiedler; **hl:** Lebendholzbesiedler; **hp:** Holzpilzbesiedler; **m:** Mulmbesiedler; **r:** Räuber; **s:** Arten mit Sonderökologie; **xth,th:** xerothermophile und thermophile Arten (Anteil am Gesamtbestand)

Gebiet / Ökologische Gilde	r	hl	ht	hp	M	s	bs	xth, th
Mittelwald	14.1	27.3	31.3	18.2	5.1	4.0	0	25.3
Naturwaldreservate	13.2	2.9	29.4	33.8	7.4	11.8	1.5	2.9

Auffällig ist der sehr geringe Anteil an Lebendholzbesiedlern in den Naturwaldreservaten. Dies ist neben den unterschiedlichen Erfassungsmethoden vor allem durch das kühlere Bestandsinnenklima in Hoch- und Überführungswäldern der Naturwaldreservate zu erklären. Hölzer in besonnener, trockener Zersetzung finden sich außerhalb von Säumen und flächigen Störflächen im Bestandesinneren nicht, deshalb müssen die dieses Substrat besiedelnden Arten einen Stratenwechsel in die Kronen vollziehen. Dies ist jedoch nur für einen Teil der Arten möglich. Arten, deren Entwicklung in Wurzeln oder Holz mit Bodenkontakt bei hoher Bodenwärme erfolgen muss, können in dauerhaft geschlossenen Wäldern nicht überleben (bei forstlich genutzten Hochwäldern erfolgt zudem in der Regel eine Beseitigung von Störflächen durch Räumung und Aufforstung). Folgerichtig ist die Artenidentität der Kronenfauna von Hochwäldern und Mittelwäldern größer als die Artenidentität im Gesamtlebensraum dieser beiden Waldtypen: Bei einem Vergleich zwischen dem Hochwald und den Mittelwäldern mittels Probekreiseraufnahme und Fogging ergab sich eine Artenidentität bei den gefährdeten Arten von nur 11,5 % in den Probekreisen, aber von 38,9 % beim Fogging. Andererseits zeigt die nach wie vor große Differenz in der Artenidentität jedoch auch, dass selbst durch einen Stratenwechsel nur ein Teil der thermophilen (xerothermophilen) Arten im Hochwald überleben kann.

Der hohe Anteil an Holzpilzbesiedlern in den Naturwaldreservaten ist typisch für geschlossene Waldtypen. Im kühlen und feuchten Mikroklima geschlossener Bestände überwiegt die feuchte Holzzersetzung, die von einer artenreichen Holzpilzflora begleitet wird.

Der höhere Anteil von Mulmbesiedlern und von Arten mit Sonderökologie in den Naturwaldreservaten ist in den höheren Baumaltern begründet, die eine Mulmhöhlenbildung und die Ausbildung von Sonderstrukturen ermöglichen. Entsprechende Befunde sind aus Hutewaldresten (BUßLER 1994) oder Streuobstbeständen (SCHMIDL 2000) bekannt. Durch Erhöhung der Hiebsalter der Überhälter könnte jedoch auch im Mittelwald der Anteil dieser ökologischen Gilde weiter erhöht werden. Es ist jedoch auch zu berücksichtigen, dass bei Fogging-Erfassungen die mulmbesiedelnden Arten unterrepräsentiert bleiben, für die Naturwaldreservats-Untersuchungen jedoch die dafür vorteilhaftere Erfassung über Eklektoren verwendet wurde.

Während im Mittelwald der Anteil der wärmeliebenden Arten bei über 25 % liegt, erreicht ihr Anteil in den Naturwaldreservaten nur 2,9 %. Neben den erwähnten Faktoren wie kühlfeuchtes Innenklima und mangelndes Brutsubstrat in trocken-warmer Qualität spielt für das Fehlen wärmeliebender Käferarten in Hochwäldern auch ein vermindertes Blütenangebot eine Rolle. Es besteht hier eine Beziehung zur Strukturvielfalt und zum Licht-/Wärmeangebot eines Bestandes. Arten, die auf Blüten als Pollennahrung oder Rendezvousplätze angewiesen sind, treten in Hochwäldern nur in geringer Zahl und Abundanz auf.

In den Mittelwäldern des Untersuchungsgebietes konnten bisher 99 Käferarten der Roten Liste Deutschlands nachgewiesen werden (Stand 2001). Ein Datenabgleich ergibt, dass davon 90 Arten (90,9 %) auch in den Hart- und Weichholzauewäldern an Rhein, Main und Donau nachgewiesen sind. Anhand der recherchierten Daten zeigt sich auch, dass die Artenspektren gefährdeter xylobionter Käfer der Mittelwälder mit den Artenspektren der Hart- und Weichholzaue an Rhein, Main und Donau eine sehr hohe Übereinstimmung besitzen (wobei die Datenlage für das Mainingebiet defizitär ist und einer Aktualisierung bedarf), die auf eine weitgehende strukturelle Ähnlichkeit der Waldtypen Mittelwald und Auwald schließen lassen.

Es liegt - unter Vorbehalt der unterschiedlichen methodischen Ansätze und Datenmengen - die Interpretation nahe, dass es sich bei den Mittel- und Auwäldern auf der einen und den Hochwäldern auf der anderen Seite um sowohl strukturell als auch faunistisch unterschiedliche Waldtypen handelt, die einer gesonderten naturschutzfachlichen wie auch forstlichen Würdigung bedürfen. Ein wichtiges Bindeglied zwischen den Mittelwäldern im Untersuchungsgebiet und den Auwäldern ist das flächige Auftreten der Zitterpappel (*Populus tremula*), auch in alten Individuen, in den Stockausschlagwäldern. Die xylobionte Holzkäferfauna nutzt die Gattung *Populus* übergreifend, also nicht artspezifisch. In Hochwäldern fehlt die Zitterpappel aufgrund von Pflege- und Durchforstungsmaßnahmen oft vollständig, oder ist auf einzelne junge Exemplare an Wegrändern beschränkt.

Mittelwälder wechselfeuchter Standorte als Ersatzstandorte für die Hartholzaue?

Das eigentliche Zentrum der Diversität im Auenbereich für die Schmetterlinge (wie auch für die Pflanzen und viele weitere terrestrische Tiergruppen) liegt im Bereich der Hartholzaue (KÖPPEL 1997). Hier stocken der *Alno-Ulmion*-Verband oder die Eichen-Hainbuchen-Wälder des *Carpinion betuli*-Verbandes. Heute sind diese Standorte bis auf wenige Ausnahmen landwirtschaftlich genutzt, Wälder gibt es in diesem Bereich nur selten. Im naturnahen Zustand bilden die Hartholz-Auen einen Vegetationskomplex aus Gebüsch, Gehölzen, und Wäldern. Im Idealfall sind es lianenverhangene, „urwaldähnliche“ Gebilde, die zu den zoologisch und botanisch artenreichsten Waldgesellschaften Mitteleuropas zählen (POTT 1996).

Bezüglich der Waldgesellschaften fällt die enge Übereinstimmung der Hartholz-Aue mit den Mittelwäldern wechselfeuchter Standorte im Vorderen Steigerwald auf. Bei den untersuchten Mittelwäldern im Vorderen Steigerwald, handelt es sich um lindenreiche Eichen-Hainbuchenwälder bis Eichen-Birkenwäldern (KÜNNETH 1982). Auf tonigen Böden haben sich bis heute Niederwälder und oberholzarme Mittelwälder erhalten. Die potenzielle natürliche Vegetation ist auch ohne Mittelwaldnutzung in diesen Teilbereichen der Eichen-Hainbuchenwald. Diese sehr lichten Wälder stellen an feuchten und wechselfeuchten Standorten einen sehr wertvollen und artenreichen Lebensraum für Schmetterlinge und insgesamt für viele Tiere und Pflanzen dar.

Aufgrund der bisherigen Erfahrungen fällt eine hohe Übereinstimmung der Nachtfalter- und Käferfauna von Auenstandorten mit der von wechselfeuchten Mittelwäldern im Steigerwald auf.

Ein Beispiel für die Übereinstimmung bezüglich der Tagfalterarten ist der Maivogel (*Euphydryas maturna*) in Bayern (vgl. DOLEK et al. 2008a). Die frühere Hauptverbreitung konzentrierte sich auf den Donauverlauf von Ulm bis Passau. Heute ist der Maivogel aus den Hartholzauen der Donau und ihrer Zuflüsse vollständig verschwunden.

Der zweite Verbreitungsschwerpunkt sind die Eichen-Hainbuchenwälder in Mainfranken (Unterfranken und Mittelfranken). Dort, wo der Main große Auenbereiche beeinflusst, gibt es z. T. heute noch artenreiche aber kleinflächige Auwälder. Über diese Auenbereiche hinaus erstreckte sich hier das Areal des Maivogels in die Eichen-Hainbuchenwälder nördlich und südlich des Mittleren Mains. Im südlichen Teilbereich dieses Teilareals liegen die aktuellen Vorkommen des Untersuchungsgebietes.

Ein dritter ehemaliger Verbreitungsschwerpunkt liegt in den Hangwäldern, ebenfalls in Mittelwaldbetrieb, in der Nördlichen, Mittleren und Südlichen Frankenalb. Mit Aufgabe der Mittelwaldbewirtschaftung sind hier ebenfalls keine aktuellen Vorkommen des Maivogels mehr bekannt.

Die Zusammenschau vorhandener Daten ergibt, dass es zwischen Mittel- und Auwäldern eine generelle faunistische, resp. strukturelle Ähnlichkeit bezüglich der Käferfauna besteht, die sich besonders augenfällig in einer Übereinstimmung im Gesamtspektrum gefährdeter xylobionter Käferarten von 90,9 % (bei einem literaturdatengestützten Vergleich mit mehreren süddeutschen Auenstandorten, vgl. voriges Kapitel) bzw. einer Artenidentität von 75,7 % der Bockkäfer zwischen den untersuchten Mittelwäldern und dem Auwald bei Ingolstadt alleine niederschlägt. Dies wird als ein deutlicher Hinweis auf die Herkunft der heute in Mittelwäldern zu findenden gefährdeten xylobionten Käferformen gewertet. Eine Erhaltung und Förderung dieser nach Artenschutzkriterien äußerst wertvollen Indikator-Fauna ist somit nicht nur in den Mittelwaldgebieten angezeigt und zu bewerkstelligen, sondern es müssten in Zukunft hierfür auch die Auenstandorte verstärkt herangezogen werden.

Mittel- und Auwälder sind sich v. a. in ihrer Struktur ähnlich: Charakteristisch für Auwälder ist, dass sie i. d. R. einer hohen Dynamik unterliegen. In der Hartholz-Aue verläuft die Bestandsdynamik zwar wesentlich geringer als in der Weichholz-Aue, aber es treten durch Frühjahrs- und /oder Sommerhochwässer regelmäßig wiederkehrende einschneidende Prozesse auf, die ein wesentliches Merkmal darstellen. Hier dominieren langlebige Baumarten, wie v. a. die Eiche sowie Esche, Ulme, Ahorn und weitere Laubhölzer (SCHERZINGER 1996). Aber auch die bewirtschafteten Mittelwälder mit ähnlicher Baumartenzusammensetzung weisen eine hohe Dynamik durch den Einschlagsrhythmus auf. Zudem stimmt die hohe Luft- und Bodenfeuchte beider Standorttypen überein. Dadurch bedingt besiedeln viele Arten beide Lebensräume, denn die Strukturausprägungen sind ähnlich, nur die Ursache ist jeweils eine andere.

Somit sind die Mittelwälder wechselfeuchter Standorte nach ihrer Struktur und Klimasituation als Ersatzlebensräume für die Schmetterlings- und xylobionten Käferarten der Hart- und Weichholzaue, der „Arten lichter Wälder“, zu interpretieren.

Zusammenfassung

Anhand der Artengruppen Nachtfalter, xylobionte Käfer und Ameisen wurde untersucht, welche Unterschiede es in der Artenvielfalt verschiedener Waldtypen gibt und in wieweit unterschiedliche Nutzungen darauf einen Einfluss haben. In den Untersuchungsansatz wurden Hutungen, Mittelwälder, Überführungswälder und Hochwälder aufgenommen, die alle in enger räumlicher Nähe zueinander im südlichen Steigerwald liegen. Die Auswahl der Tiergruppen und die verschiedenen Erfassungsmethodiken der Baumkronenbenebelung (Käfer, Ameisen), der händischen Erfassung in Probekreisen (Käfer) und des Lichtfangs (Nachtfalter) erlaubten dabei eine Analyse auf Baum-, Lokalstruktur- und Bestandesebene.

Für alle Artengruppen zeigte sich übereinstimmend ein Zusammenhang der Artenzusammensetzung mit der Waldnutzung bzw. -struktur. Dabei wiesen Hutungen und Mittelwälder höhere Artenzahlen auf, wobei insbesondere auch mehr gefährdete Arten vorkamen als in den Überführungs- und Hochwäldern. In Hutung und Mittelwald konnten unter den xylobionten Käfern mehr Arten der ökologischen Gilde der Lebendholzbesiedler und mehr der meist wertgebenden (xero-)thermophilen Arten, dagegen aber weniger der Gilde der (Alt-)Totholzbesiedler nachgewiesen werden als in Überführungs- und Hochwald. Unter den Nachtfaltern besiedelten ebenfalls xerothermophile Arten an Eichen und Arten, die an Kräuter und Sträucher gebunden sind, bevorzugt Hutung und Mittelwald. Besonders auffallend war, dass sich viele bedeutsame strukturelle Parameter, die die Artenzusammensetzung beeinflussen, unter einem übergeordneten Faktor zusammenfassen lassen, der letztendlich die Lichtheit eines Bestandes beschreibt. D.h. eine geringe Oberholzdeckung und eine ausgeprägte Strauch- und Krautschicht begünstigen naturschutzfachlich bedeutsame Arten. Des Weiteren ist ein hohes Totholzangebot für die Käferfauna förderlich.

Der bedeutsamste Faktor, nämlich die Lichtheit eines Bestandes wird durch die Nutzung bestimmt und ist auf der Hutung am ausgeprägtesten, gefolgt von Mittelwäldern. Entlang des Lichtheitsgradienten und damit auch entlang der Zeitachse (z.B. frischer und alter Hieb eines Mittelwaldes) findet ein Arten-Turnover statt. Es konnte gezeigt werden, dass nicht alle am Boden vorkommenden xylobionten Käferarten ihren Licht- und Wärmebedarf bei zunehmender Oberholzdeckung decken können, indem sie einen Stratenwechsel in die Baumkrone vornehmen, weshalb diese Arten in Überführungs- und Hochwäldern ausfallen.

Bei einem (literaturgestützten) Vergleich von Mittelwald und Naturwaldreservat zeigte sich, dass beide Naturschutzstrategien gleichberechtigt sind: Dem Mittelwald fehlt es nutzungsbedingt an Alters- und Zerfallsstadien, deshalb fehlen hier viele der teils auch wertgebenden Mulmhöhlenbesiedler und Käfer mit Sonderbiologien. Diese Arten, sowie auch Holzpilzbesiedler finden dagegen einen geeigneten Lebensraum in den schattigeren und damit feuchteren und kühleren Naturwaldreservaten mit alten, anbrüchigen Baumindividuen.

Mittelwälder wechselfeuchter Standorte können zudem als Ersatzstandorte für die Hartholzaue dienen. Es gibt eine enge Übereinstimmung bezüglich der Waldgesellschaft und auch der Käfer- und Schmetterlingsfauna. Bedeutsam ist die strukturelle Ähnlichkeit beider Waldtypen. Die natürliche und hohe Dynamik durch Überschwemmungen in den Auwäldern wird in den Mittelwäldern durch die anthropogene Einschlagswirtschaft ersetzt.

Literatur

- ACHTZIGER, R., NIGMANN, U., RICHERT, E. & SCHOLZE, W. 1999. Ökologische Untersuchungen zur Erfolgskontrolle und naturschutzfachlichen Bewertung von Streuobstbeständen – Durchführungskonzept und erste Ergebnisse. Ber. d. Bayer. LfU 150: 227-243.
- AMMER, U. & SCHUBERT, H. 1999. Arten-, Prozeß- und Ressourcenschutz vor dem Hintergrund faunistischer Untersuchungen im Kronenraum des Waldes. Forstw. Cbl. 118: 70-87.
- BAYERISCHER KLIMAFORSCHUNGSVERBUND 1996. Klimaatlas von Bayern, 48 S.
- BEGON, M., HARPER, J.L., TOWNSEND, C.R. 1996. Ecology. Individuals, Populations and communities. 3. Aufl, Blackwell Science, 1068 S.
- BOLZ, R. 1996. Nachtfalter (*Makrolepidoptera*). - In: MEßLINGER, U. Zustandserfassung des geplanten NSG „Frankenhöheanstieg zwischen Weimersheim und Sontheim. unveröff. Gutachten i. A. der Regierung v. Mittelfranken.
- BUSCHINGER, A. 2004. Kommentar zu "Ameisen oben auf: Vergleich der Ameisenfauna zwischen Baumkronen und Waldboden von Eichenmischwäldern und Mittelwäldern" von J. Müller & H. Schlumprecht. Ameisenschutz aktuell 18: 42-45.
- BUßLER, H. 1994. Die xylobionte Käferfauna im Naturschutzgebiet „Scheerweihergebiet bei Schalkhausen“ (Stadt Ansbach, Mfr.). - Ber. d. ANL 18: 115-130; Laufen/Salzach.
- BUßLER, H. 1995. Die xylobionte Käferfauna der Mittel- und Niederwälder des Kehrenberggebietes bei Bad Windsheim. Ber. Naturforsch. Ges. Augsburg 55: 26-45.
- BUßLER, H. 2005. Die Holzkäferfauna der Laubwälder des Vorderen Steigerwaldes (Nordbayern) (*Coleoptera: Xylobionta*). Beitr. zur bayer. Entomofaunistik 7: 9-20.
- CONNELL, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. [Science](#) 199: 1302–1310.
- DETSCH, R. 1999. Der Beitrag von Wirtschaftswäldern zur Struktur- und Artenvielfalt: Ein Vergleich ausgewählter waldökologischer Parameter aus Naturwaldreservaten und Wirtschaftswäldern des Hienheimer Forstes (Kelheim, Niederbayern). Wissenschaft u. Technik Verlag, Berlin, 207 S.
- DOLEK, M., FREESE-HAGER, A., GEYER, A. & LIEGL, A. (2008a): Die Habitatbindung von Maivogel und Heckenwolläfter: Ein Vergleich von zwei Lichtwaldarten. Ökologische Bedeutung und Schutz von Mittelwäldern in Bayern, Bayerisches Landesamt für Umwelt: 37-55.
- DOLEK, M., FREESE-HAGER, A., BUßLER, H., FLOREN, A., LIEGL, A. & SCHMIDL, J. (2008b): Ants on oaks: effects of forest structure on species composition. *Journal of Insect Conservation*, online first.
- FELDMANN, R., GRIMM, V. & JELTSCH, F. 1996. Stellungnahme zur naturschutzbezogenen Waldforschung in Deutschland. Z. Ökologie u. Naturschutz 5: 55-60.
- FLOREN A. & SCHMIDL, J. 1999. Faunistisch-ökologische Ergebnisse eines Baumkronen-Benebelungsprojektes in einem Eichenhochwald des Steigerwaldes (*Coleoptera: Xylobionta, Phytobionta*). Beitr. bayer. Entomofaunistik 3: 1-16; Bamberg.
- FLOREN A. & SCHMIDL, J. (2003): Die Baumkronenbenebelung. Eine Methode zur Erfassung arborikoler Lebensgemeinschaften. - Naturschutz und Landschaftsplanung 35(3): 69-73.
- GEISER, R. 1998. Rote Liste der Käfer (*Coleoptera*). In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. Schr. Landschaftspflege u. Naturschutz 168-230.
- HACKER, H. 1995. Massenvermehrung des Schwammspinners (*Lymantria dispar* L.) in Mainfranken in den Jahren 1993 und 1994: Untersuchungen zur Wirkung von Raupenkahlfraß und DIMILIN-Behandlung auf das Artenspektrum der Begleitfauna von Eichenwäldern (*Lepidoptera*). Ber. Naturf. Ges. Bamberg 69:49-81.

- HACKER, H. 1997. Massenvermehrung des Schwammspinners (*Lymantria dispar* L.) in Mainfranken in den Jahren 1992 bis 1994. Untersuchung zur Wirkung der Dimilin-Behandlung auf das Artenspektrum der Begleitfauna von Eichenwäldern. Beitrag II (*Insecta: Lepidoptera*). Beitr. zur bayerr. Entomofaunistik 2: 1-22.
- HACKER, H. & KOLBECK, H. 1996. Die Schmetterlingsfauna der Naturwaldreservate Dianenruhe, Wolfsee, Seeben und Fasanerie, Schriftenreihe Naturwaldreservate in Bayern Bd. 3: 77-120
- HOBBS, R.J. & HUENNECKE, L.F. 1992. Disturbance, diversity, and invasion: Implications for conservation. *Cons. Biol.* 6(3): 324-337.
- HORION, A. 1949-1974. Faunistik der deutschen Käfer, Band 1-12. - div. Verlage und Erscheinungsorte.
- JONGMANN, R. H. G., C. J. F. TER BRAAK & O. F. R. VAN TONGEREN (eds.), 1995. *Data Analysis in Community and Landscape Ecology*. Cambridge University Press.
- KASSEN, R., BUCKLING, A., BELL, G. & RAINEY, P.B. 2000. Diversity peaks at intermediate productivity in a laboratory microcosm. *Nature* 406: 508-512.
- KÖPPEL 1997. Die Großschmetterlinge der Rastatter Rheinaue: Habitatwahl sowie Überflutungstoleranz und Überlebensstrategien bei Hochwasser. - *Neue Entomologische Nachrichten aus dem Entomologischen Museum D. Ulf Eitschberger* 39: 1-624, Marktleuthen.
- KÜNNETH, W. 1982. Das Ökosystem Wald in Westmittelfranken am Beispiel des Kehrenberges. *Mitteilungen aus der Staatsforstverwaltung Bayerns* 42: 5-142, München.
- MEFFE, G.K. & CARROLL, C.R. 1997. Conservation reserves in heterogeneous landscapes. In: MEFFE, G.K. & CARROLL, C.R. (Hrsg.): *Principles of conservation biology*. 3. Aufl., Sinauer Associates, S. 305-344.
- MÜLLER, J. & SCHLUMPRECHT, H. 2004. Ameisen oben auf: Vergleich der Ameisenfauna zwischen Baumkronen und Waldboden von Eichenmischwäldern und Mittelwäldern. *Ameisenschutz aktuell* 18(1): 1-9.
- MÜLLER, J., BUSSLER, H., SIMON, U. & HACKER. 2004. Eichenfurnier trotz Widderbock. *AFZ -Der Wald* 16: 879-882.
- MÜNCH, W. 1997. Ameisen und Laufkäfer von Wacholderheide und sonstigen Kalkmagerstandorten der Schwäbischen Alb – Vorläufige Ergebnisse. *Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 71/72(2): 513-601.
- NEUMANN C. & BENSE U. 2000. Fachbeitrag Holzkäfer, In: *Vom Wildstrom zur Trockenau*. Natur und Geschichte der Flusslandschaft am südlichen Oberrhein. Verlag Regionalkultur, Ubstadt, S. 372-390.
- NIPPEL, F. 1984. Tagfalterarten der Südeifel, die bei Umwandlung von Niederwald in Hochwald ihren Lebensraum verloren haben oder verlieren werden. - *Int. Ent. Ver.* 9(4).
- PALM, T. (1951): *Die Holz- und Rindenkäfer der Nordschwedischen Laubbäume*. - *Meddelanden fran Statens Skogsforskningsinstitut* Bd. 40 (2); Stockholm.
- PALM, T. (1959): *Die Holz- und Rindenkäfer der Süd- und Mittelschwedischen Laubbäume*. - *Opuscula Entomologica Supplementum* 16; Lund, Schweden.
- PÄRTEL, M., ZOBEL, M., LIIVA, J. & ZOBEL, K. 2000. Species richness limitations in productive and oligotrophic plant communities. *Oikos* 90(1): 191-193.
- PAUSCHERT, P. & FREUNDT, S. 1992. Faunistisch-ökologische Untersuchungen an Vögeln und Nachtfaltern in Niederwäldern des Mittleren Schwarzwald. *Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württemb.* 67: 371-396.

- PAUSCHERT, P. & FREUNDT, S.. 1997. Vergleichende Untersuchungen von Nachfaltergemeinschaften in verschiedenen Hoch- und Niederwaldtypen sowie an verschieden breiten inneren Waldrändern des mittleren Schwarzwaldes . Natur- u. Kulturlandschaft 2: 84-89.
- POIANI, K.A., RICHTER, B.D., ANDERSON, M.G. & RICHTER, H.E. 2000. Biodiversity conservation at multiple scales: Functional sites, landscapes, and networks. Bioscience 50 (2): 133-146.
- POTT, R. 1996. Biotoptypen: Schützenswerte Lebensräume Deutschlands und angrenzender Regionen. Ulmer, Stuttgart
- PRETSCHER, P. 1998. Rote Liste der Großschmetterlinge (*Macrolepidoptera*). In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. Schr. Landschaftspflege u. Naturschutz 55: 94-97.
- RAUH, J. 1993. Faunistisch-ökologische Bewertung von Naturwaldreservaten anhand repräsentativer Tiergruppen. Naturwaldreservate in Bayern 2.
- REIBNITZ, J. 1999. Verbreitung und Lebensräume der Baumschwammfresser Südwestdeutschlands (*Coleoptera: Cisidae*). Mitt. Ent. V. Stuttgart 34: 3-72, Stuttgart.
- SCHERZINGER, W. 1996. Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. Ulmer, 447 S.
- SCHMIDL, J. 1999. Fachbeitrag xylobionte Käfer, In: Schutzwürdigkeitsgutachten und Entwicklungskonzept zur NSG-Ausweisung „Scheuchenberg“ bei Donaustauf. Gutachten im Auftrag der Regierung der Oberpfalz.
- SCHMIDL, J. 2000. Bewertung und Erfolgskontrolle von Streuobstbeständen mittels xylobionter Käfer am Beispiel Frankens – Methoden, Arten und Maßnahmen. Naturschutz und Landschaftsplanung 12/2000: 357-372.
- SCHMIDL, J. & BUSSLER H. (2004): Ökologische Gilden xylobionter Käfer Deutschlands und ihr Einsatz in der landschaftsökologischen Praxis – ein Bearbeitungsstandard. - Naturschutz und Landschaftsplanung 36(7): 202-218.
- SCHUBERT, H. 1998. Untersuchungen zur Arthropodenfauna in Baumkronen. Ein Vergleich von Natur- und Wirtschaftswäldern (Araneae, Coleoptera, Heteroptera, Neuropteroidea; Hienheimer Forst, Niederbayern). Wissenschaft und Technik Verlag, Berlin, 156 S.
- SCHULZ, U. 1996. Vorkommen und Habitatanforderungen von Bodenmakroarthropoden in Natur- und Wirtschaftswäldern: ein Vergleich (*Coleoptera, Nematocera: Sciaridae, Aranea: Linyphiidae* im Hienheimer Forst, Niederbayern). Wissenschaft und Technik Verlag, Berlin, 166 S.
- SEIFERT, B. 1996. Ameisen beobachten, bestimmen. Naturbuch Verlag, Augsburg, 351 S.
- SEIFERT, B. 1998. Rote Liste der Ameisen (*Hymenoptera: Ameisen*). In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. Schr. Landschaftspflege u. Naturschutz 55: 130-133.
- SEIFERT, B. 2007. Die Ameisen Mittel- und Nordeuropas. - Lutra Verlags- und Vertriebsgesellschaft, Tauer.
- SEIFERT, B. in press. The ants of Central European tree canopies (Hymenoptera: Formicidae) – an underestimated population? In: FLOREN, A. and SCHMIDL, J. (eds), Canopy Arthropod Research in Europe. Basic and applied studies from the high frontier. bioform entomology, Nürnberg.
- SONNENBURG, H. 1996. Die Ameisenfauna (*Hymenoptera, Formicidae*) von Streuobstwiesen bei Rastatt (Baden). Carolina 54: 139-148.
- SONNENBURG, H & BEHR, D. 1995. Die Ameisenfauna (*Hymenoptera, Formicidae*) der Streuobstwiesen bei Wehlen (Kreis Bernkastel-Wittlich) mit weiteren Funden aus dem Moselgebiet. Dendrocops 22: 90-105.

-
- STURM, P. & DISTLER, H. 2003. Rote Liste gefährdeter Ameisen (*Hymenoptera: Formicoidea*) Bayerns. Schriftenr. Bayer. LfU 166: 208-212.
- TER BRAAK, C. J. F., 1986. Canonical Correspondence Analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67: 1167-1179.
- TER BRAAK, C. J. F. & P. SMILAUER, 2002. Canoco for Windows 4.5. Biometris Plant research international, Wageningen.
- WOLF, W. (Hrsg.) 1992. Rote Liste der gefährdeten Nachtfalter Bayerns. Schriftenr. Bayer. LfU 111: 214-236.

Die Habitatbindung von Maivogel und Heckenwollflafer: Ein Vergleich von zwei Lichtwaldarten

Dolek, M., Freese-Hager, A., Geyer, A. und Liegl, A.

Einleitung

In vielen Arbeiten hat sich gezeigt, dass gezielte Schutzmaßnahmen für einzelne, besonders bedrohte Arten dann am effektivsten sind, wenn sie auf soliden Kenntnissen der Biologie und der Lebensraumanprüche der betreffenden Arten beruhen. In Europa zeigte sich dieser Zusammenhang erstmals sehr deutlich beim Aussterben des Quendel-Ameisenbläulings (*Maculinea arion*) in England (THOMAS 1979, 1980). Als die biologischen Grundlagen weitgehend erarbeitet waren, und entsprechend gezielte Hilfsmaßnahmen ermöglichten, war die letzte Population bereits soweit zusammengeschrumpft, dass sie durch stochastische Prozesse ausstarb, bevor an den neuen Erkenntnissen ausgerichtete Maßnahmen durchgeführt werden konnten. Seither wurden v. a. an Tagfaltern zuerst in England (Zusammenfassungen z. B. in THOMAS 1991, WARREN 1992) und in den letzten Jahren auch in Deutschland (z. B. in SETTELE et al. 1996) verschiedene Untersuchungen durchgeführt, die durch genaue Untersuchungen zur Biologie und Ökologie exakte Schutzmaßnahmen formulieren helfen.

Diese Erkenntnisse bilden den theoretischen Hintergrund für die Durchführung der hier vorgestellten autökologischen Untersuchung zu Habitatnutzung und Lebensraumanprüchen der Tagfalterart *Euphydryas maturna*, dem Maivogel, und der Nachtfalterart *Eriogaster catax*, dem Heckenwollflafer. Beide Arten haben ihre Vorkommensschwerpunkte in lichten Wäldern und werden hier verglichen. Gerade dieser Lebensraum ist stark im Rückgang begriffen, im Untersuchungsgebiet wird die Lichtigkeit des Waldes durch eine traditionelle Mittelwaldbewirtschaftung aufrecht erhalten. Von besonderer Bedeutung sind beide Arten nicht nur, weil sie in Deutschland vom Aussterben bedroht sind, sondern weil sie auch auf Anhang II der FFH-Gebiete stehen. Somit sind FFH-Gebiete ausgewiesen worden, in denen ein günstiger Erhaltungszustand für die Schutzgüter gewahrt werden muss.

Im Folgenden sollen die Ergebnisse zur Habitatbindung der Arten *E. maturna* und *E. catax* dargestellt werden, die im Rahmen eines Artenhilfsprogramms für das Bayerische Landesamt für Umwelt für Arten lichter Wälder gewonnen worden sind. Letztendlich wird untersucht, ob die Vorkommen der Arten auf strukturelle Parameter zurückgeführt werden können, um damit fundierte Aussagen und Maßnahmen zum Schutz der Arten abzuleiten. Darauf aufbauend sollen praktikable Möglichkeiten einer angepassten Waldnutzung formuliert werden. Die Erhaltung und Förderung der notwendigen Habitatparameter wird hier insbesondere durch die im Untersuchungsgebiet vorhandene Mittelwaldbewirtschaftung angestrebt, es wird jedoch auch auf andere Formen der Waldbewirtschaftung Bezug genommen.

Kurze Vorstellung der untersuchten Arten

Euphydryas maturna L. 1758 – Maivogel (*Nymphalidae*)

Das Verbreitungsgebiet des Maivogels erstreckt sich von Frankreich über Mittel- und Osteuropa (ohne Schweiz) bis in die nordwestliche Mongolei (HELSDINGEN et al. 1996, KUDRNA 1986, VARGA & SANTHA 1973). Im Allgemeinen kommen die Populationen sehr lokal und weit zerstreut vor. In Deutschland gibt es nur noch wenige Vorkommen in Baden-Württemberg, Sachsen und Bayern. Aufgrund des starken Rückgangs der Populationen gilt *E. maturna* in ganz Europa als gefährdet, nur in Südostfinland ist die Art noch relativ häufig (HELSDINGEN et al. 1996, WAHLBERG 1998).

Die Flugzeit der univoltinen Art beginnt je nach Klima und Wetterverlauf Mitte/Ende Mai und endet Ende Juni/Anfang Juli. Als Nektarpflanzen dienen u. a. Doldenblütler (*Apiaceae*) und Korbblütler (*Asteraceae*), gerne wird auch an Liguster (*Ligustrum vulgare*) gesaugt. Die Weibchen legen ihre Eier an die Unterseite von Eschenblättern (*Fraxinus excelsior*), in einigen Regionen werden auch andere Pflanzen wie *Melampyrum pratense*, *Veronica longifolia* oder *Viburnum opulus* zur Eiablage genutzt (ELIASSON 1991, WAHLBERG 1998, aktuelle Übersicht: DOLEK et al. i. V.). Die Gelege bestehen aus mehreren übereinander gelegten Schichten von oft mehreren hundert Eiern. Nach dem Schlupf fressen die Raupen das Blattparenchym und fertigen ein gemeinsames Gespinst an (WEIDEMANN 1985, 1988, WEIDLICH & SCHILLER 1987). Aufgrund des Verhaltens der Falter, der geringen Populationsdichten und der Unübersichtlichkeit des Lebensraumes ist der Nachweis der Art über Präimaginalstadien (Raupennester) meist am effektivsten (SETTELE et al. 1999). Die Raupen überwintern im dritten oder vierten Larvalstadium in kleinen Gruppen unter Blättern am Boden. Zudem besitzen sie einen fakultativ zweijährigen oder ggf. dreijährigen Zyklus und überwintern dann mehrfach (ELIASSON 1999, WEIDLICH & SCHILLER 1987). Ab Ende April erscheinen die überwinterten Raupen und fressen jetzt an Wegericharten (*Plantago spec.*), Salweide (*Salix caprea*), Zitter-Pappel (*Populus tremula*), Heckenkirsche (*Lonicera spec.*) Schneeball (*Viburnum spec.*), Gamander-Ehrenpreis (*Veronica chamaedrys*), Gemeiner Teufelsabbiss (*Succisa pratensis*) und Esche (TOLMAN & LEWINGTON 1998, WAHLBERG 1998, WEIDEMANN 1988, WEIDLICH & SCHILLER 1987). Gemäß WEIDEMANN (1984) sind die Raupen erst nach der Überwinterung polyphag, d.h. Eiablagemedium (in Deutschland ausschließlich Esche) und mögliche Raupenfraßpflanzen unterscheiden sich, was ein wichtiger Aspekt für den Artenschutz ist. Andere Autoren nennen als Raupenfraßpflanzen vor der Überwinterung zusätzlich zu der Esche auch Zitter-Pappel und Salweide (TOLMAN & LEWINGTON 1998, WEIDLICH & SCHILLER 1987).

E. maturna ist in Auwäldern, Bruchwäldern und Laubmischwäldern insbesondere den Fingerkraut-Eichenmischwäldern (*Potentillo-Quercetum*) zu finden. Für Auwälder ist diese Art charakteristisch. Die Tiere fliegen in lichten Wäldern vorwiegend an Waldsäumen, Lichtungen und Jungbaumbeständen mit warmem, zeitweise luftfeucht-schwülem Kleinklima (HELSDINGEN et al. 1996, KÜHNERT 1964, 1967, SETTELE et al. 1999, WEIDEMANN 1985, 1988).



Ein Männchen des
Maivogels (*Euphydryas
maturna*)



Das Gespinst der ge-
sellig lebenden Maivo-
gel-Raupen dient zur
Thermoregulation und
als Schutz vor Parasi-
toiden und Raubwan-
zen.



Typischerweise legen
Maivogel-Weibchen
ihre Eigelege auf die
Unterseite der vorders-
ten Fiederblätter eines
Eschenblatt ab.

***Eriogaster catax* L. 1758 – Hecken-Wollafter (*Lasiocampidae*)**

Die Verbreitung des Hecken-Wollafters reicht von Nordspanien, West- und Mitteleuropa bis Kleinasien und Südrussland, im Süden bis Italien und auf die Balkanhalbinsel, im Norden bis Norddeutschland. *E. catax* ist zwar in Osteuropa nicht gefährdet, jedoch in Mitteleuropa in weiten Teilen ausgestorben und ansonsten wie in Westeuropa vom Aussterben bedroht. Die Areale sind dadurch stark verinselt (EBERT 1994, FREINA & WITT 1987, HELSDINGEN et al. 1996).

Nach FREINA & WITT (1987) fliegen die Falter im September und Oktober, „gelegentlich auch erst im Frühjahr“. Weibchen legen ihre Eier in Gruppen vorwiegend auf Ästen der Schlehe ab, das Gelege wird mit grauen und dicken Haaren abgedeckt, die sie von der Abdomenspitze abstreifen. In der Literatur werden Vermutungen angestellt, dass zur Eiablage dicke Äste bevorzugt an verkrüppelten Schlehen (*Prunus spinosa*) genutzt werden (BOLZ 1998, HELSDINGEN ET AL. 1996, MACEK & ČERVENKA 1999). Die Überwinterung erfolgt als Ei. Die jüngeren Larven leben zunächst gregär auf einem selbstgesponnenem Zelt, bevor sie sich vereinzeln (BERGMANN 1953, MACEK & ČERVENKA 1999). Als wichtigste Eiablage- und Nahrungspflanze der Raupen wird Schlehe angegeben. Die Raupen sollen aber nach der Vereinzelnung das Laub fast aller heimischen Laubbäume wie Weißdorn (*Crataegus*), Birnbaum (*Pyrus*) und seltener Birke (*Betula*), Ulme (*Ulmus*), Pappel (*Populus*), Eiche (*Quercus*) und Berberitze (*Berberis*) annehmen (EBERT 1994, FREINA & WITT 1987, HELSDINGEN et al. 1996, AKTUELLE ÜBERSICHT: DOLEK et al. i. V.). Die Puppe ist in einen pergamentartigen, eiförmigen Kokon am Boden eingeschlossen und kann auch bis in das nächste oder übernächste Jahr überliegen (NOVAK & SEVERA 1983, SBN 2000).

Geeignete Lebensräume für die Art sind windgeschützte Stellen in Schlehen-Weißdorn-Heckenfluren sowie in feuchten, lichten Laubwäldern mit Schlehen-Unterwuchs; die Art ist charakteristisch für Nieder- und Mittelwälder (FREINA & WITT 1987, HELSDINGEN et al. 1996). Nach EBERT (1994) gab es in Baden-Württemberg auch ein Vorkommen auf einem Kalkmagerrasen mit Schlehengebüsch.



Die Raupen des Heckenwollafters (*Eriogaster catax*) fressen im zeitigen Frühjahr die jungen Schlehenblätter und bauen sich gemeinsam ein Gespinst.



Ältere Raupen (hier im fünften Larvalstadium) verlassen noch vor der Überwinterung das gemeinsame Gespinst und leben solitär.

Methodik

Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungsgebiete liegen im Steigerwald. In dieser Region (ca. 350-450 m ü. NN) gibt es einige Wälder, in denen noch eine Mittelwaldbewirtschaftung erfolgt, wodurch lichte Wälder mit einer teils sehr geringen Oberholzdeckung und einer artenreichen Unterholz- und Strauchschicht entstehen. Der Klimatyp ist mäßig trockenwarm. Die Jahresmitteltemperaturen liegen bei 8°-9° C, die mittleren jährlichen Niederschlagssummen bei 550-650 mm (BAYKLIVER 1996).

Reproduktion

2000 und 2001 wurden bei den im Steigerwald gefundenen Nestern und Gelegen von *E. maturna* und *E. catax* folgende Daten aufgenommen: Exposition der Nester vom Stamm der belegten Pflanze aus, Höhe der Pflanze, Nesthöhe und Standortkategorie (z.B. Lichtung, Wegrand, ggf. das Hiebsalter etc.). Für *E. maturna* wurden auch von kontrollierten, aber unbelegten Eschen die Baumhöhen und die Höhe der umgebenden Vegetation aufgenommen. Um sicherzustellen, dass sich keine Nester in größeren Höhen befinden, wurden große Eschen auch mit Hilfe einer Leiter und mit Ferngläsern abgesucht. Dies erfolgte sowohl zur Zeit der Eigelege als auch zur Zeit der Raupennester. Darüber hinaus wurden bei *E. maturna* die Lage des Eigeleges am Blatt und bei *E. catax* die Entfernung des Nestes von der Zweigspitze und die Dicke der Zweige gemessen.

Einfluss der Besonnung

Zur Ermittlung der Sonnenscheindauer wurde vor belegten Eschen eine Kamera in Nesthöhe mit Fisheye-Objektiv in Blickrichtung Süden waagrecht aufgestellt. Dadurch kann der Bereich von Osten über Süden bis Westen erfasst werden. Um später den Sonnenstand auf den Dias abschätzen zu können, wurde unter denselben Bedingungen ein Millimeterpapier fotografiert. Zu welcher Zeit die Sonne in welcher Höhe und welcher Richtung am Standort (benutzte Koordinaten: 49°31,508' und 10°20,989') steht, wurde über das Astronomieprogramm PC-Kosmos 3.0 ermittelt. Der Sonnengang in 10-Minuten-Schritten wurde für den 21.6.00 berechnet. In dieser Zeit lag 2000 etwa das Ende der Eiablagephase. Über die Aufnahme des Millimeterpapiers, die gleichzeitig die Verzerrung der Linse anzeigt, wurde abgeschätzt, wie die Gradangaben der Himmelsrichtungen auf die Dias übertragen werden können. Die Linse erfasst in alle Richtungen 180°; der Mittelpunkt der Fotografie entspricht 0°, die Ränder 90°. Mit der beobachteten Linsenkrümmung wurde die Anzahl aller erfassbaren cm-Einheiten, von der Mitte bis an den Rand der Linse, extrapoliert. 45° wurden auf der Fotografie dort angenommen, wo die Hälfte aller über die Abbildung legbaren cm-Einheiten liegt. Mittels dieser Vorgehensweise wurde eine Vorlage hergestellt, die den Sonnenverlauf über den Tag mit entsprechenden Uhrzeiten angibt, und die über alle Dias gelegt werden konnte. So konnte auf den entsprechenden Dias abgeschätzt werden, wann und wie lange die Sonne das Nest bescheint bzw. das Nest beschattet wird.

Durch wiederholte Zählungen der Eigelege und Raupen wurde die Überlebensrate der gemessenen Gespinste erfasst.

Einfluss der Verzweigung

Ob die Gelege von *E. catax* auf besonders stark verkrüppelten Schlehen abgelegt werden, sollte der folgende Versuchsansatz klären: Es wurde angenommen, dass verkrüppelte Schlehen auf gleicher Zweiglänge einen höheren Verzweigungsgrad aufweisen als normal gewachsene, da die Verkrüppelung durch häufigen Verbiss und nachfolgendes Austreiben von Seitenknospen entsteht. Die Äste, an denen sich die Eigelege befanden, wurden mit einer Länge von 50 cm abgeschnitten (nach der Ver-

einzelung der Raupen), wobei sich das Gelege möglichst in der Mitte befand. Dann wurde die Häufigkeit der Verzweigungen ersten und zweiten Grades ausgezählt. Als Verzweigungen 1. Grades wurden alle Seitenzweige des 50 cm langen Hauptastes definiert. Deren Seitenzweige wiederum wurden als Verzweigungen 2. Grades angenommen. Da die Verzweigungen 2. Grades an allen Seitenzweigen in voller Länge ausgezählt wurden, können hier wenig verbissene Zweige durch die große Länge, die sie erreichen, höhere Werte erzielen. Zum Vergleich wurden ähnliche Zweige ohne Gelegebesatz ausgezählt. Dabei wurde jeweils die Herkunft der Zweige innerhalb des Untersuchungsgebietes (Standort) mit in die Auswertung aufgenommen.

Außerdem wurde die Zweigdicke der Eiablagestelle erfasst.

Ergebnisse

Exposition der Eigelege und Nester

Eine Analyse der gefundenen Eigelege und jungen Nester zeigt, dass die Weibchen beider Arten zur Eiablage deutlich südexponierte Zweige bevorzugen (Abb. 14). Von 64 *E. maturna*-Nestern, zu denen die Exposition erfasst wurde, waren 40,6 % südexponiert und 18,8 bzw. 15,6 % befanden sich in südöstlicher bzw. südwestlicher Lage. Nicht ganz so hoch sind die Werte bei *E. catax*. Hier waren von 114 Nestern 36,7 % südexponiert und 12,2 bzw. 10,0 % südöstlich bzw. südwestlich exponiert. Nur wenige Nester waren an den Nordseiten der Eschen bzw. Schlehen zu finden. Diese Verteilung der Nestlagen weicht signifikant von einer Gleichverteilung ab (*E. maturna*: $\chi^2 = 24,60$; F.G. = 7; $P < 0,001$; *E. catax*: $\chi^2 = 29,65$; F.G. = 8; $P < 0,001$). Bei den Nestern, die an der Nordseite der Pflanzen gefunden wurden, waren die Gespinste dennoch meist nicht beschattet, da der Wuchs der Pflanzen entsprechende Lücken aufwies.

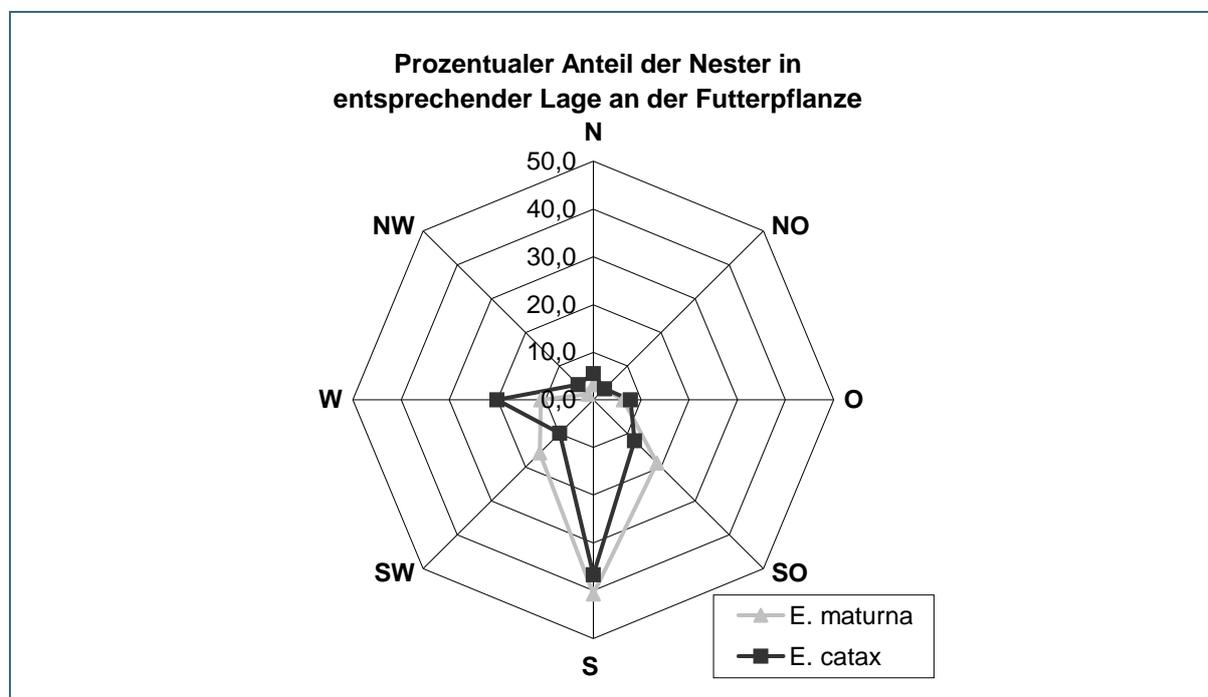


Abb. 14: Exposition der Nester an der Nahrungspflanze (Anzahl *E. maturna* Nester: 64; Anzahl *E. catax* Nester: 114).

Lage der Eigelege und Nester

Die Mehrzahl aller *E. maturna*-Eigelege werden auf den vordersten Fiedern an der Spitze der Eschenblätter abgelegt (vgl. Abb. 15). Von 41 erfassten Eigelegen lagen 85,4 % aller Gelege auf den vordersten zwei Fiederblattkategorien und nur 14,6 % auf den weiter zur Blattbasis befindlichen Fiedern. Diese Häufigkeitsverteilung weicht signifikant von einer Gleichverteilung ab (exakter Test nach Fisher (Einteilung in zwei Kategorien „Fieder 1 und 2“ und „Fieder > 2“): $\chi^2 = 11,72$; F.G. = 1; $P < 0,001$). Damit befinden sich die *E. maturna*-Nester im Randbereich der Pflanze.

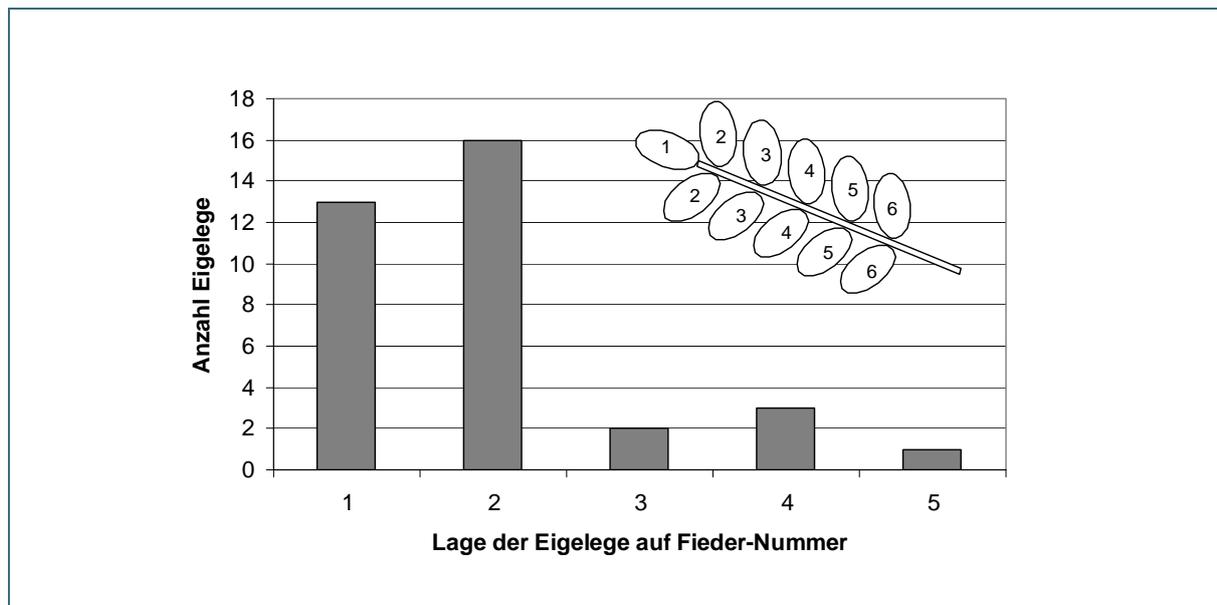


Abb. 15: Lage der Eigelege auf den Eschenblättern.

1: Endfieder; 2-6: von der Endfieder an in Richtung Blattbasis die folgende Fiederblätter (n = 35).

Die *E. catax*-Nester befanden sich nie tief im Inneren einer Schlehe und nur selten ganz am äußeren Rand an einer Zweigspitze. Der Abstand vom Nest zum Zweigende betrug im Mittel 47 ± 27 cm.

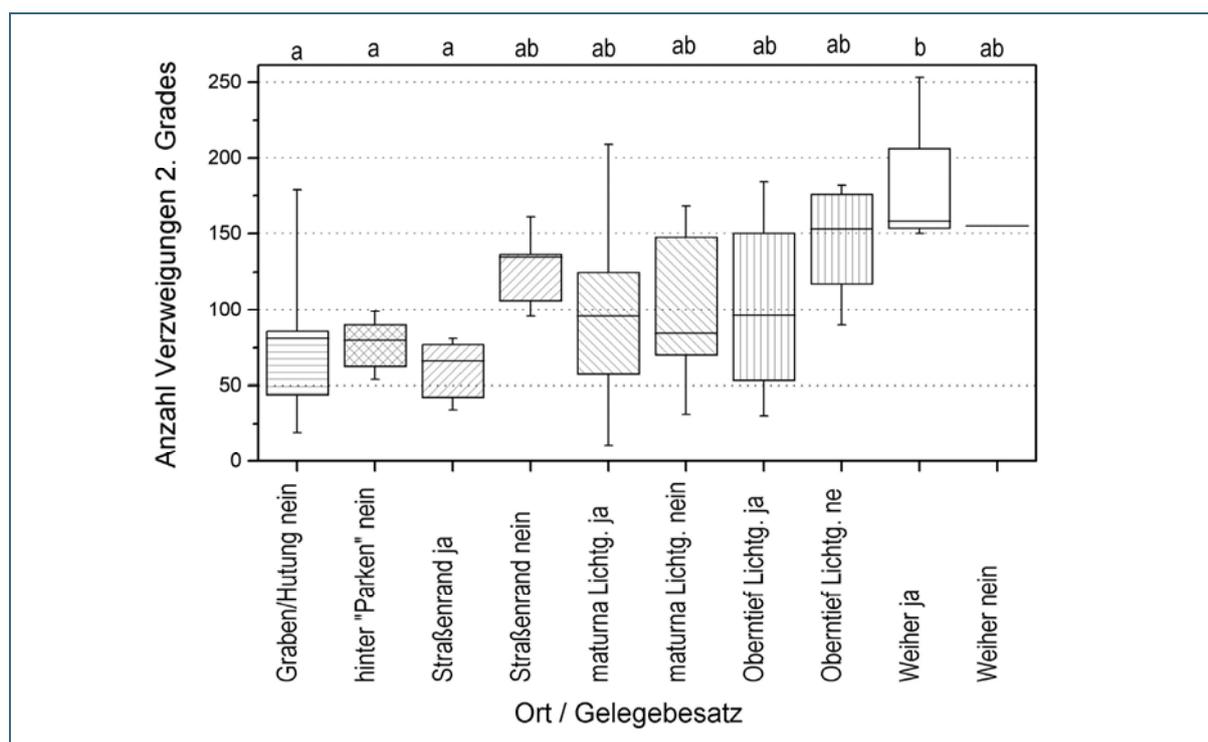
Die von *E. catax* bevorzugte Pflanze zur Eiablage ist die Schlehe. Von insgesamt 144 gefundenen Gelegen befanden sich lediglich vier (2,8%) auf Weißdorn.

Die *E. catax*-Gelege befanden sich auf Ästen, deren Dicke im Bereich des Geleges im Mittel $5,8 \pm 2,6$ mm betrug (N = 33). Dies sind nicht die besonders dicken Äste einer Schlehe, denn zufällig gesammelte Äste ohne Gelegebesatz hatten eine mittlere Dicke von $7,8 \pm 2,0$ mm (N = 36). Zudem ist die Variabilität der Astdicke im Bereich des Eigeleges deutlich ausgeprägt. Die postulierte Bevorzugung einer bestimmten Astdicke lässt sich mit diesen Daten nicht bestätigen.

Die Testergebnisse für den Verzweigungsgrad der Schlehen sind in Tab. 7 aufgeführt. Es zeigt sich, dass sich der Verzweigungsgrad erster Ordnung weder zwischen den Standorten noch zwischen den Zweigen mit oder ohne Gelege unterschied. Für den Verzweigungsgrad zweiter Ordnung ergab sich zwischen den einzelnen Zweig-Gruppierungen ein signifikanter Unterschied. Eine Lokalisierung der Signifikanzen nach Tukey-Kramer zeigte, dass sich lediglich einige Standorte voneinander unterschieden, nicht aber die belegten Zweige von den Zweigen ohne Gelege (vgl. Abb. 16). Auch die Höhe der belegten Schlehen und die Höhe der Eiablagestellen (vgl. unten) deuten darauf hin, dass keine besonders knorrigen (und damit eher niederwüchsigen) Schlehen ausgewählt werden. Somit kann auf diese Weise die Vermutung, dass bevorzugt „knorrigere“ Zweige belegt werden, nicht bestätigt werden.

Tab. 7: Testergebnisse zu den statistischen Vergleichen belegter / unbelegter Zweige an verschiedenen Standorten.

Test	Variable	Gruppierung nach	N	Testergebnisse	P
H	Verzweigung 1. Grades	Standort und Gelegebesatz	Standorte: 6 Zweige mit Nest: 33 Zweige ohne Nest: 36	H = 9,65 F.G. = 9	0,379
H	Verzweigung 2. Grades	Standort und Gelegebesatz	Standorte: 6 Zweige mit Nest: 33 Zweige ohne Nest: 36	H = 19,94 F.G. = 9	0,018

Abb. 16: Vergleich der Zweige verschiedener Standorte mit und ohne Gelegebesatz von *E. catax* bezüglich des Verzweigungsgrades zweiter Ordnung.

Angegeben ist der Median (Querstrich), die 25. bzw. 75. Perzentilen (Box) und die 5. bzw. 95. Perzentilen (Whisker). **ja**: Zweige mit Gelege; **nein**: Zweige ohne Gelege. Unterschiedliche Buchstaben geben signifikante Unterschiede an. Für die Statistik vgl. Tab. 7.

Höhe der Eigelege und Nester

Die Gelege von *E. matura* konnten in Höhen von 0,8 m bis 8 m über dem Boden gefunden werden. Weitaus die meisten Nester befanden sich in Höhen von 1 m bis 3,5 m (Mittelwert \pm Standardabweichung: $2,0 \pm 1,1$ m; N = 73). Vergleicht man die mittleren Höhen der belegten Bäume, der unbelegten Bäume und der Nesthöhen, so ergibt sich ein signifikanter Unterschied zwischen diesen drei Gruppen. (siehe Abb. 17). Dabei sind die Nesthöhen signifikant niedriger als die Höhen der belegten Bäume. Das heißt, die Falter suchten sich zur Eiablage vorwiegend aus den unteren bis mittleren Höhenbereichen der Eschen Zweige aus. Die unbelegten Bäume sind im Mittel niedriger als die belegten Bäume, wobei sich die Nesthöhen nicht signifikant von den Höhen unbelegter Eschen unterscheiden. Daraus lässt sich schließen, dass sehr kleine Bäume, die am Untersuchungsort häufig auftraten, nicht zur Eiablage genutzt wurden.

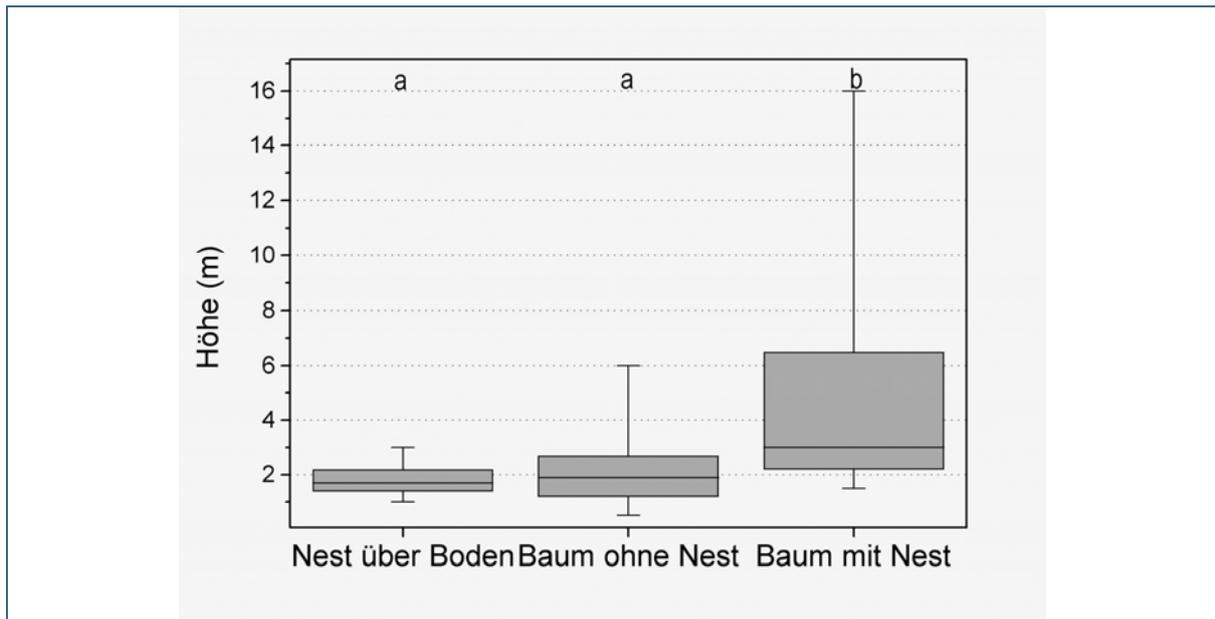


Abb. 17: Höhen der Nester, der unbelegten Bäume und der belegten Bäume.

Stichprobenumfänge in gleicher Reihenfolge: 73, 257 und 72. Angegeben ist der Median (Querstrich), die 25. bzw. 75. Perzentilen (Box) und die 5. bzw. 95. Perzentilen (Whisker). Unterschiedliche Buchstaben geben signifikante Unterschiede an. Ergebnisse Statistik: H-Test: $H = 52,07$; F.G. = 2; $P < 0,001$.

Da die Tiere sich eventuell nur an der optisch erkennbaren Vegetationshöhe unterhalb des Eiablageortes als Referenz orientieren, könnten die absoluten Nesthöhen (Höhe über Boden) nicht so aussagekräftig sein wie die Höhe über der unter dem Gelege befindlichen Vegetation. Bei einem Vergleich der absoluten Nesthöhen (über Boden) mit einer Vegetationshöhe der Umgebung von kleiner als einem Meter mit den absoluten Nesthöhen, deren umgebende Vegetation mindestens 1 m hoch ist, so ergibt sich diesbezüglich ein signifikanter Unterschied (U-Test: $U = 62,5$; $P < 0,001$). Betrachtet man aber die relativen Nesthöhen (Höhe über Vegetation), fällt dieser Unterschied zwischen den zwei Gruppen mit niedriger bzw. hoher Vegetation der Umgebung weg (U-Test: $U = 262,5$; $P = 0,893$). Die Tiere nutzten also nur ein geringes Höhenspektrum knapp über der Vegetation ($1,1 \pm 0,6$ m) zur Eiablage (Abb. 18).

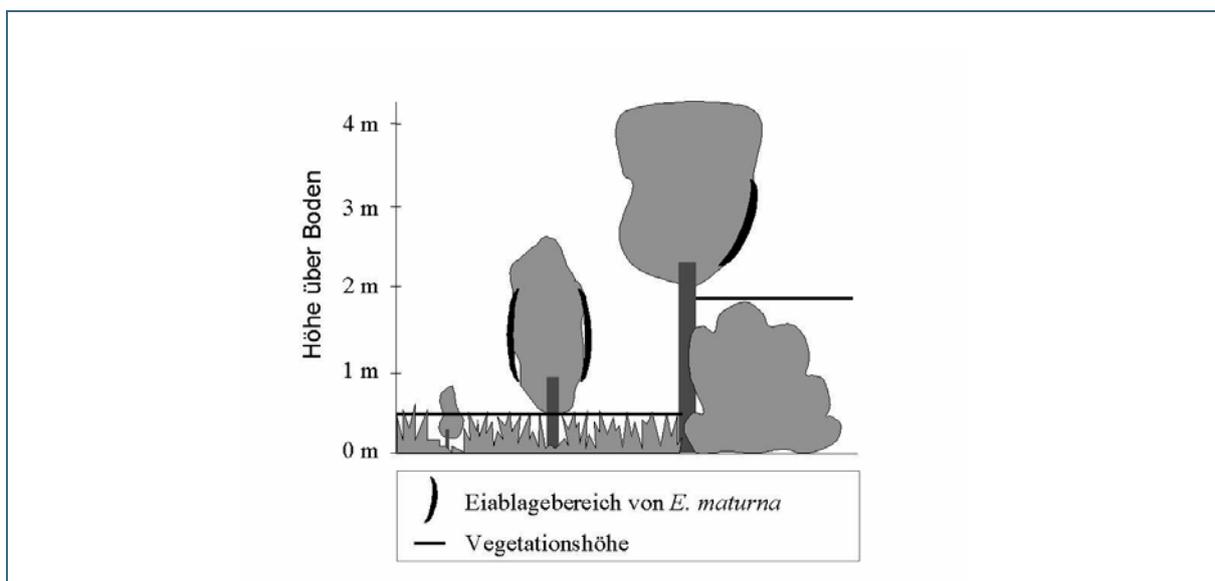


Abb. 18: Abhängigkeit des Eiablagebereiches von der Höhe der umgebenden Vegetation.

Auch *E. catax* bevorzugt die mittleren bis unteren Regionen der Schlehe zur Eiablage. Im Mittel befanden sich die Nester in einer Höhe von 122 ± 53 cm ($N = 120$). Die mit Nestern belegten Schlehen hatten im Mittel eine Höhe von 220 ± 77 cm. Dennoch gab es auch Nester bis in die höchsten Regionen der Schlehe (maximale Nesthöhe: 330 cm; maximale Schlehenhöhe: 350 cm).

Besonnungsdauer

In Abb. 19 lässt sich erkennen, dass im Mittel die *E-maturna*-Nester die meiste Zeit des Tages direkt von der Sonne beschienen wurden. Berücksichtigt man auch den Halbschatten, erhielten die Nester im Mittel über 80 % des Tages Sonnenschein. Der Tagesanteil an Schatten war im Mittel relativ gering, die belegten Eschen deckten jedoch ein breites Spektrum an Besonnungsdauer ab. Unbelegte Eschen wurden dagegen weniger lang direkt von der Sonne beschienen. Sonne und Halbschatten zusammen machten in diesem Fall nur 68,9 % des Tages aus. Diese Unterschiede lassen sich jedoch nicht statistisch absichern (Tab. 8).

Ein Vergleich der Mortalität mit der Besonnungsdauer erbrachte einen Zusammenhang von erhöhter Mortalität bei mehr Sonnenschein (Spearman Rangkorrelation $N = 11$, $K = 0,65$, $P = 0,016$).

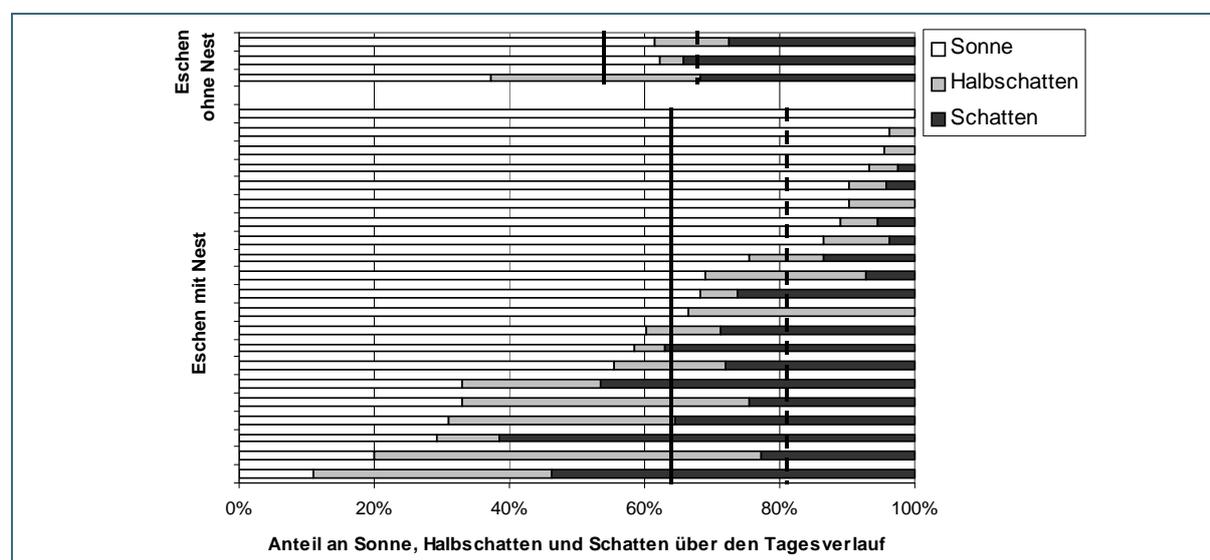


Abb. 19: Prozentualer Anteil am Tagesverlauf, an denen die Eschen dauerhaft, teilweise oder nicht von der Sonne beschienen werden.

| : mittlere Sonnenscheindauer; | : mittlere Dauer an Sonnenschein zusammen mit Halbschatten.

Tab. 8: Vergleich der im Tagesverlauf prozentualen Dauer an Besonnung bzw. Beschattung belegter und unbelegter Eschen.

MW: Mittelwert; Stabw.: Standardabweichung; N: Stichprobenumfang; U: Prüfgröße; P: Signifikanzwert. Angaben der Mittelwerte und Standardabweichungen in %.

Dauer an	Eschen mit Nestern			Eschen ohne Nester			U-Test	
	MW	Stabw.	N	MW	Stabw.	N	U	P
Sonne	64,4	28,2	12	53,7	14,2	3	24,0	0,256
Halbschatten	16,5	15,5	12	15,2	14,2	3	29,5	0,431
Schatten	19,1	19,4	12	31,1	3,4	3	17,0	0,102
Sonne und Halbschatten	80,9	19,4	12	68,9	3,4	3	17,0	0,102

Struktur der Eiablage-Standorte

Die Mehrheit aller Nester beider Arten befanden sich auf Waldlichtungen und Beständen mit sehr lichtem Baumbestand (Abb. 20). Aber auch am Waldrand oder an Waldwegen (*E. maturna* auch in der Nähe von Waldweihern) konnten Nester gefunden werden. Alle Standortkategorien des Waldes weisen ähnliche Strukturparameter auf: Es sind Waldtypen mit sehr lichten Beständen. Die Sonneneinstrahlung ist hier stärker als in der dichteren Waldvegetation, jedoch sind die Nester in der lichten Vegetation und in den Säumen windgeschützt und vor Trockenheit stärker geschützt als im Offenland.

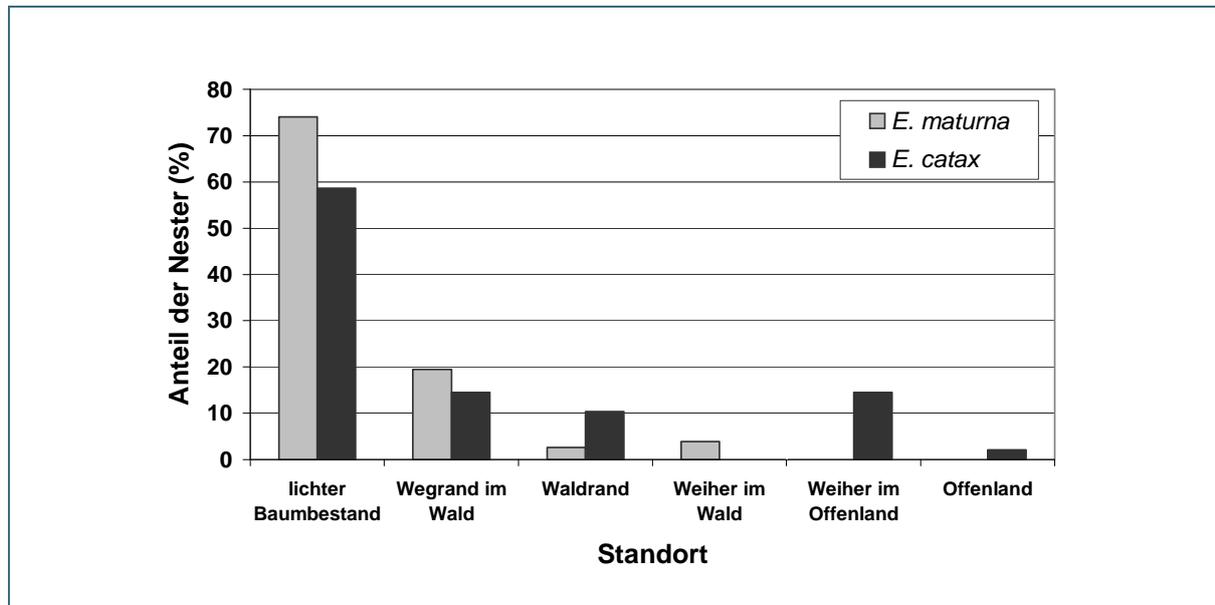


Abb. 20: Verteilung der Nester auf verschiedene Habitate (Anzahl *E. maturna*-Nester: 77; Anzahl *E. catax*-Nester: 144).

Knapp 1/5 (18,1 %) der *E. catax*-Nester befand sich auch außerhalb des Waldes. Auffallend ist, dass die Fundorte außerhalb des Waldes häufig an Feuchtstrukturen wie Weihern oder Drainagegräben lagen. Dies lässt darauf schließen, dass eine erhöhte Luftfeuchtigkeit der Art zuträglich ist bzw. die Besiedlung des Offenlandes in einem gewissen Rahmen erst ermöglicht.

E. maturna nutzt ebenfalls gerne Eschen an feuchten Strukturen wie Waldweihern oder Gräben. Sofern in der Nähe von Weihern Eschen vorkamen, wurden sie genutzt. In diesem Fall wurden sogar nordexponierte Nester gefunden, die jedoch dann dem Gewässer zugewandt sind.

Das von *E. maturna* besiedelte Alter der Hiebsflächen im untersuchten Mittelwald reichte von sieben bis 27 Jahre (Abb. 21). Auf sehr jungen Schlägen sind die Eschen in der Regel zu klein und können somit nicht besiedelt werden. Sehr alte Bäume älterer Schläge haben häufig ihre Blätter in zu großen Höhen für die Eiablage (vgl. Nesthöhen). Die frisch geschlagenen und sehr jungen Hiebe ermöglichten aufgrund ihrer Struktur auch noch keine Besiedlung durch *E. catax*. Allerdings wurde *E. catax* bereits in jüngeren Schlägen ab einem Alter von ca. 3-5 Jahren gefunden. D. h. *E. catax* nutzte jüngere Schläge stärker und Schläge ab einem Alter von 18 bis 20 Jahren dagegen weniger häufig als *E. maturna*, was sich statistisch signifikant absichern lässt (Mehrfeldertafel: $\chi^2 = 31,90$; F.G. = 4; $P < 0,001$). Ab einem Hiebsalter von über 27 Jahren konnte keine der beiden Arten mehr nachgewiesen werden.

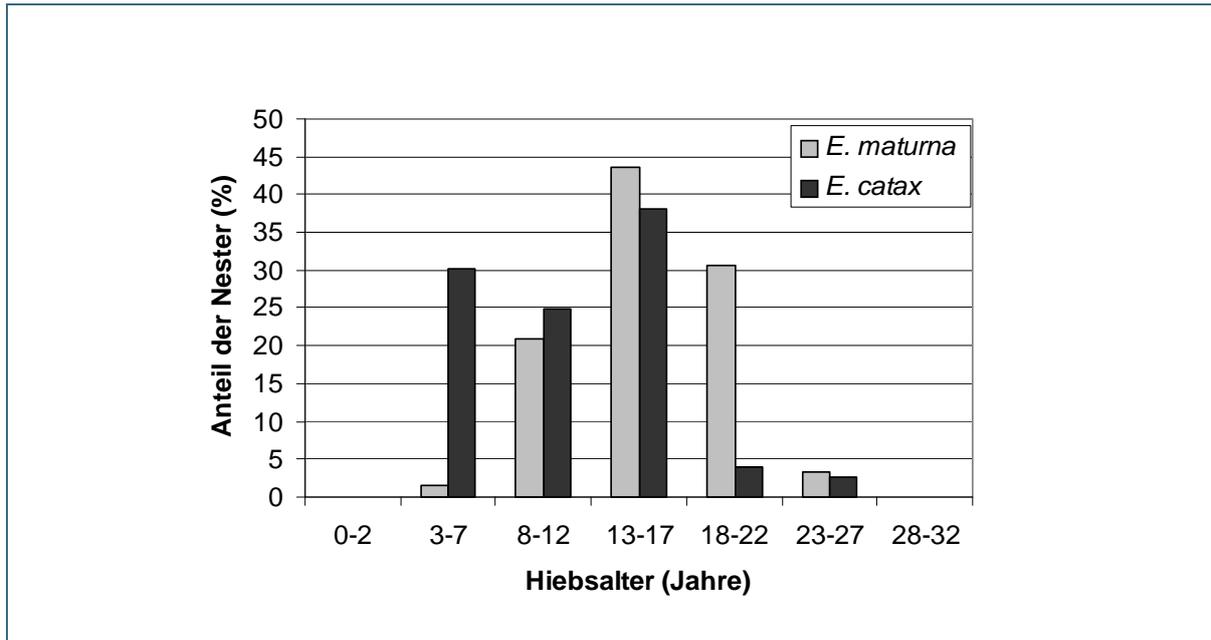


Abb. 21: Verteilung der Nester auf unterschiedlich alte Hiebe (Anzahl *E. matura*-Nester: 62; Anzahl *E. catax*-Nester: 76).

Diskussion

Habitatnutzung und Lebensraumsprüche von *E. matura*

Alle Beobachtungen zur Eiablage bzw. von Eigelegen im Untersuchungsgebiet und alle Hinweise in der Literatur weisen darauf hin, dass die Weibchen in Mitteleuropa ihre Eier bis auf wenige Ausnahmen (vgl. DOLEK et al. i. V.) immer an die Blattunterseite der Esche *Fraxinus excelsior* ablegen. Diese enge Spezialisierung wird in anderen Regionen durch andere Eiablagepflanzen abgelöst (z.B. Finnland: *Melampyrum pratense* oder *Veronica longifolia*; WAHLBERG 1998). Zur Eiablage werden nach WEIDEMANN (1984, 1985, 1988) exponierte und vor allem besonnte Zweigpartien in niedrigeren Höhen (Kopfhöhe) bevorzugt. Diese Angaben konnten in der vorliegenden Untersuchung konkretisiert werden (Abb. 17 Tab. 9). Die Eiablagehöhe scheint u. a. von makroklimatischen Rahmenbedingungen abhängig zu sein, da im Raum Salzburg Gespinste höher gelegen waren als in Deutschland und Tschechien (FREESE et al. 2006). Eine mögliche Erklärung bieten die bei Salzburg deutlich höheren Niederschläge, so dass die offenbar notwendige Balance zwischen Wärme und Luftfeuchte in einem anderen Höhenbereich erreicht wird.

Wenn man bei der Eiablagehöhe jedoch die Höhe der umgebenden Bodenvegetation berücksichtigt, zeigt sich, dass die Nesthöhe über der Vegetation für alle Nester im Steigerwald gleich bei etwa $1,12 \text{ m} \pm 0,61 \text{ m}$ (Mittelwert \pm Standardabweichung) lag. Das heißt, die Weibchen legen im Steigerwald in allen Fällen relativ dicht über dem ab, was als dichter Untergrund optisch für sie erfassbar ist (die optische Orientierung ist bei Tagfaltern wichtig, z.B. PORTER (1992)). Das im Untersuchungsgebiet vorhandene große Angebot von sehr kleinen Eschen wurde jedoch auch nicht genutzt, eine Mindesthöhe über der Vegetation scheint also auch eingehalten zu werden.

Tab. 9: Gegenüberstellung der gewonnenen Daten bezüglich *E. maturna* mit Angaben aus der Literatur. Ausgewertet wurden folgende Arbeiten: EBERT & RENNWALD 1991, GÖTZE 1952, HELSDINGEN et al. 1996, PRETSCHER 2000, SETTELE et al. 1999, TOLMAN & LEWINGTON 1998, WAHLBERG 1998, WEIDEMANN 1985, 1988, 1995, WEIDLICH & SCHILLER 1987.

Parameter	Angaben in Literatur	Erfassungsergebnisse
Habitat	Lichtung, Waldrand	Bevorzugung von Lichtungen gegenüber Waldrändern; nicht außerhalb des Waldes
Standorteigenschaften	warm-feucht, windgeschützt	bestätigt, Konkretisierung über abiotische Messungen (Freese et al. 2006)
Hiebsalter	keine Angaben	7-27 Jahre
Eiablage an Blatt	an Blattunterseite	bestätigt; außerdem v. a. an vorderste Fiederblätter
Exposition der Gelege/Nester	exponiert, besonnt	bevorzugt südexponiert; ca. 80% des Tages Sonne und Halbschatten; erhöhte Mortalität bei zu viel Sonne
Nesthöhe	bodennah, Kopfhöhe, bis in 10 m Höhe	Höhe über Boden: 0,8-8 m; Höhe über Vegetation: 1,1 ± 0,6 m

Am Baum erfolgt die Ablage exponiert, meist auf die Endfieder der Fiederblätter oder das dahinterliegende Fiederblattpaar. Auch von der Exposition her scheint der Licht- und Sonnengenuss von Bedeutung zu sein, da die Gelege mehrheitlich vom Stamm aus betrachtet südlich abgelegt wurden. Die Besonnungsdauer der Raupennester ist zwar variabel doch insgesamt recht hoch. Bei besonders starker Besonnung wurde jedoch eine erhöhte Mortalität beobachtet (zu Mortalitätsfaktoren und -raten vgl. DOLEK et al. 2007). Insgesamt muss offensichtlich eine Balance zwischen ausreichender Luftfeuchte und genügend Wärmegenuss erreicht werden. Zu stark beschattete Bereiche werden nicht belegt, zu stark besonnte Bereiche führen zu einer erhöhten Mortalität.

Im Steigerwald werden vom Maivogel bevorzugt lichte Wälder besiedelt, die durch Mittelwaldbewirtschaftung sieben bis über 20 Jahre alten Schläge bieten das notwendige warm-luftfeuchte Mikroklima. Da die ursprünglichen Lebensräume, Au- und Bruchwälder, eine entsprechende Dynamik hatten, bezeichnet man derartige lichte Mittelwaldtypen wie im Steigerwald als Ersatzbiotope für die typische Auwaldart *E. maturna* PRETSCHER (2000).

Weniger häufig konnten Nester an Wegrändern oder am Waldrand gefunden werden. Dies zeigt aber, dass auch andere Faktoren, die lichte Waldstrukturen herstellen, wirksam eingesetzt werden können (vgl. LIEGL et al. 2008a). Im Raum Salzburg z. B. lebt *E. maturna* vor allem auf kleinen Kahlschlagsflächen im Wald (FREESE et al. 2006).

Die Bedeutung der (Luft-)Feuchtigkeit wird schon durch die häufige Eiablage an Gräben oder Weihern deutlich, weitere Analysen, die dies belegen sind bei FREESE et al. (2006) dargestellt.

Habitatnutzung und Lebensraumsprüche von *E. catax*

Die bevorzugte Eiablagepflanze ist im Untersuchungsgebiet die Schlehe (*Prunus spinosa*), sehr selten wird der Weißdorn (*Crataegus spec.*) oder andere Arten genutzt (vgl. DOLEK et al. i. V.). Auch EBERT (1994) und HELSDINGEN et al. (1996) beschreiben die Schlehe als die häufigste Nahrungspflanze. Dies scheint jedoch nicht in allen Regionen der Fall zu sein, denn z. B. in Spanien ist gemäß DE AIZPÚRA (1988) der Weißdorn die bevorzugte Nahrungspflanze. Gründe für diesen Wechsel in der bevorzugten Futterpflanze sind nicht bekannt, es könnte jedoch eine Anpassung an unterschiedliche makroklimatische Bedingungen sein. Auch bei anderen Schmetterlingsarten ist bekannt, dass sie im wärmeren Süden Europas höhere Eiablageorte wählen (z. B. *Glaucopsyche (Maculinea) arion* (THOMAS et al. 1998), *Iphiclides podalirius* (WEIDEMANN 1986)) und dazu auch die Futterpflanze wechseln. Da Weißdorn höher wird als Schlehe (10 m gegenüber 1-3 m; nach ROTHMALER 1991) könnte dies auch hier die Ursache sein.

Die Weibchen legen ihre Eier in Gruppen auf Ästen ab. Genauere Angaben über die Lage und Exposition der Gelege und Nester sind in der Literatur wenig zu finden (Tab. 10). Typisch sei die Ablage in der Nähe einer Astgabel an dicken Ästen, also bevorzugt an niedrigen, geschnittenen oder verbissenen Schlehenbüschen (BOLZ 1998, HELSDINGEN et al. 1996). Dieser Eindruck konnte aber durch die Datenanalyse nicht bestätigt werden. Die Astdicke war recht variabel ($5,8 \pm 2,6$ mm), der dünnste belegte Ast hatte eine Dicke von nur 2,8 mm. Auch die „Knorrigkeit“ der Eiablageäste war nicht ungewöhnlich und entsprach dem ortsüblichen Zustand, in den zentralen Vorkommensbereichen stehen also nur verbissene und knorrige Pflanzen zur Verfügung. Die hier ebenfalls untersuchten Standorte mit geringem Verbißdruck liegen etwas mehr abseits und wurden daher bei früheren Beobachtungen nicht einbezogen.

Tab. 10: Gegenüberstellung der gewonnenen Daten bezüglich *E. catax* mit Angaben aus der Literatur.

Ausgewertet wurden folgende Arbeiten: BOLZ 1998, EBERT 1994, DE AIZPÚRA 1988, DE FREINA & WITT 1987, HELSDINGEN ET AL. 1996, MACEK & ČERVINKA 1999, SBN 2000.

Parameter	Angaben in Literatur	Erfassungsergebnisse
Habitat	Lichtung, Waldrand, Hecken	Bevorzugung von Lichtungen gegenüber Waldrändern; nur ca. 18 % der Gelege außerhalb des Waldes
Standorteigenschaften	warm-feucht, windgeschützt	Bestätigt
Hiebsalter	5 – 20 Jahre	v. a. 3-17 Jahre, an Sonderstrukturen auch in bis zu 27 Jahre alten Hieben
Dicke der genutzten Äste	bevorzugte Nutzung dicker Äste	$5,8 \pm 2,6$ mm, d.h. keine Bevorzugung besonders dicker Äste
Exposition der Gelege/Nester	keine Angaben	bevorzugt südexponiert
Nutzung von Schlehen	bevorzugt „Krüppelschlehen“	unverbissene Schlehen ebenso wie verkrüppelte Schlehen
Nesthöhe	„Nester an niedrigen Schlehen“	in 122 ± 53 cm Höhe an 220 ± 77 cm hohen Schlehen

Die jungen Raupen spinnen sich ein gemeinsames Zelt, das sich meist direkt über das Gelege erstreckt (vgl. auch BOLZ 1998, EBERT 1994), sie halten sich jedoch nie im Gespinst auf, sondern immer auf dem Gespinst (vgl. auch RUF et al. 2003). An der Schlehe werden die mittleren bis unteren Regionen bevorzugt genutzt, allerdings können Nester auch in den höchsten Schlehenregionen zu finden sein. Im Mittel betrug die Nesthöhe 122 ± 53 cm. Selten waren die Nester dabei an der Spitze eines Zweiges gelegen, sondern befanden sich etwas weiter innen in der Schlehe, jedoch noch am Rand. Die Nester befanden sich bevorzugt in südlicher Exposition an den Schlehen.

Die beiden aktuell bekannten bayerischen Vorkommen liegen in oder bei oberholzarmen, als Mittelwald bewirtschafteten Eichen-Hainbuchen-Wäldern (BOLZ 1998). Im Untersuchungsgebiet wurden ca. 82 % aller gefundenen Nester auf Waldlichtungen mit lichtem Baumbestand, entlang von Waldwegen und am Waldrand angetroffen, wenige Nester befanden sich auch außerhalb des Waldes. Auffallend war hier, dass in diesen Fällen wiederum Nester gehäuft an Drainagegräben oder Weihern vorkamen. Insgesamt scheinen sowohl ein gewisser Besonnungsgrad als auch eine erhöhte Luftfeuchtigkeit an Feuchtstrukturen oder windgeschützten Stellen für die Art von Bedeutung zu sein. In mittel- oder niedervaldartig bewirtschafteten Wäldern scheint die ideale Struktur von sehr lichten Wäldern zu entstehen, die eine reiche Strauchschicht fördern und genug Sonnenstrahlung hindurch lassen sowie für Windschutz sorgen. Die Flächen, auf denen in den letzten beiden Jahren der Hieb erfolgt ist, wurden nicht genutzt, hohe Dichten wurden auf den folgenden Altersstadien erreicht. Alte Hiebsflächen ab einem Alter von 18 Jahren wurden nur noch in Ausnahmefällen genutzt, wenn Sonderstrukturen wie

Waldwege geeignete Standortbedingungen schaffen. Hier ist eine reiche Zwei- bis Dreischichtenstruktur (Bodenvegetation-, Strauch- und Baumwipfelschicht) ausgebildet, welche die ideale Voraussetzung für die Entwicklung von *E. catax* darstellt.

Vergleich der Lebensraumsansprüche beider Arten

Beide Arten müssen im Spannungsfeld Lichtigkeit des Waldes, Wärmegenuss und Luftfeuchte die für sie optimalen Lebensräume wählen, die Wahl des Eiablageortes wird von diesen primären Faktoren gesteuert. Alle diese Faktoren beeinflussen sich gegenseitig und es kann von allem zu viel oder zu wenig geben. Ein leichter Unterschied ergibt sich, da der Heckenwollafter auch etwas trockenere, stärker besonnte und offenere Standort besiedelt als der Maivogel, dessen Raupen bei besonders starker Besonnung eine erhöhte Mortalität zeigen (vgl. auch FREESE et al. 2006). Die Bedeutung der Feuchte konnte beim Maivogel auch durch eine Analyse der Ellenberg-Zeigerwerte am tschechischen Standort belegt werden (FREESE et al. 2006). Echte Offenlandstandorte (Schlehenhecken-Landschaften bzw. Eschen in der Feldflur oder an exponierten Waldrändern) stellen jedoch für beide Arten keine Lebensräume dar.

Gefährdungsursachen und Schutzmöglichkeiten

Der Rückgang beider Arten erfolgte vorwiegend aufgrund des stetigen Lebensraumverlustes. Beide Arten sind von Lebensräumen abhängig, die in der aktuellen Landschaft mit ihrer strikten Kategorisierung und Einteilung in einzelne Nutzungen keinen Platz haben. Störstellen im Wald, Sukzessionsflächen u. ä., also Bereiche mit intensiver Durchdringung von Bäumen verschiedenen Alters, Sträuchern und einer Gras-Krautschicht sind für sie essentiell. Alle Prozesse, die die ständige dynamische Entwicklung und den Neubeginn der Sukzession immer wieder ermöglichen und solche Bestände entstehen lassen, sind in der heutigen Landschaft ausgeschaltet. Die Landschaft unterliegt flächendeckend einer geordneten Bewirtschaftung, nicht klar fassbare Zustände sind unerwünscht. Einzige Ausnahme ist die Mittel- und Niederwaldwirtschaft, die in wenigen Beispielen aus dem Mittelalter überlebt hat.

Mit dieser pointierten Darstellung ist auch die Hauptursache für das nahezu vollständige Verschwinden der beiden Arten aus Deutschland und vielen Nachbarländern umrissen (die allgemeine Bedeutung lichter Wälder im europäischen Maßstab ist bei SETTELE et al. (i. D.) dargestellt). Die von Maivogel und Heckenwollafter benötigten Biotopausprägungen, sind Phasen des Lebensraumes, die sich mit keiner der heutigen Landnutzungen vereinbaren lassen. Die prägenden Prozesse (Flussauendynamik, Entstehung unbestockter Waldflächen aus unterschiedlichsten Gründen, Sukzession nach der Zerfallsphase des Waldes) sind unerwünschte Störungen. Die einzige Ausnahme, die Stockausschlagswirtschaft, gilt ebenfalls als nicht zeitgemäße Waldbewirtschaftung.

An wenigen Stellen, die nahezu ausschließlich durch die Stockausschlagswirtschaft geprägt sind, haben sich trotzdem noch letzte Populationen von Maivogel und Heckenwollafter erhalten. Deren Fortbestand gilt es nun zu sichern und insbesondere auch zu stützen, da sie eine solch geringe Populationsgröße erreicht haben, dass sie leicht durch stochastische Prozesse (z. B. Wetterschwankungen) aussterben können. Damit ergibt sich als zentrale Aufgabe, die Sicherung in den aktuellen Vorkommensgebieten und die Ausdehnung in Nachbarbereiche, um die Populationsgröße zu erhöhen.

Insgesamt steht dabei die Förderung von günstigen Bedingungen für die Reproduktion (Eiablage, Larvalentwicklung) im Mittelpunkt, weitere Habitatrequisiten wie Nektarquellen und Imaginalansitze müssen mit entstehen und im Einzelfall gezielt berücksichtigt werden.

Für die als Mittel- oder Niederwald genutzten Bestände heißt dies, dass die Durchführung der Stockhiebe sicher gestellt werden muss. Aufgrund der harten, zeitaufwändigen und wenig einträglichen Arbeit, die damit verbunden ist, ist das Interesse an dieser Nutzung rückläufig gewesen. Eine Abhilfe

bietet inzwischen das dafür entwickelte Modul „Stockausschlagswald“ des VNP Wald (LIEGL et al. 2008b) sowie aktuell das steigende Interesse an Brennholz. Darüber hinaus darf die Umtriebszeit des Stockhiebes nicht über 28-30 Jahre hinausgehen, wie dies in der Vergangenheit oft der Fall war. Auch dafür sowie für einen „Pflegehieb“ zur weiteren Verbesserung des Lebensraumes (gezielte Auflichtung), wurden im VNP Wald Fördermöglichkeiten entwickelt (LIEGL et al. 2008b). Für den Heckenwollafter ist es wichtig, dass Schlehenbestände beim Hieb ebenfalls auf Stock gesetzt werden, auch wenn das anfallende Material keinen Nutzen erbringt. Auf der anderen Seite darf aber auch keine Bekämpfung der Schlehe erfolgen. Für den Maivogel müssen günstig stehende Eschen (vgl. oben) gefördert und erhalten werden.

Da eine Ausdehnung der Bestände für den Erhalt der Populationen zwingend notwendig ist, müssen auch außerhalb des Mittelwaldes Maßnahmen erfolgen. Hierzu sollten alle Möglichkeiten genutzt werden, damit auch in Wäldern, die als Hoch- oder Überführungswald genutzt werden, Auflichtungen und Sukzessionsabläufe ermöglicht werden können. Für eine gezielte Anwendung für Maivogel und Heckenwollafter muss dies nicht im gesamten Wald erfolgen, sondern kann sich auf Bereiche konzentrieren, in denen günstige abiotische Rahmenbedingungen vorherrschen. Wichtige Möglichkeiten sind z. B. Wegrandpflege, Lochhiebe, Erhalt und Pflege von Lichtungen, Sukzession auf geräumten Flächen, Waldsaumgestaltung an Weihern, Wiesen etc. Diese Maßnahmen werden in LIEGL et al. (2008a) im Detail vorgestellt.

Begleitend zu allen Arbeiten ist es wichtig, ein Monitoring und eine Überprüfung der Pflegeflächen durchzuführen. Nur die Praxis kann letztendlich zeigen, ob die Maßnahmen im erwünschten Umfang wirken. Die bisherigen Ergebnisse dazu sind sehr ermutigend, da gepflegte Flächen bereits zur Eiablage angenommen wurden.

Zusammenfassung

Die Erfassung der *E. maturna*- und *E. catax*-Eigelege und jungen Raupennester zeigte, dass zur Eiablage südexponierte Zweige der jeweiligen Nahrungspflanzen Esche (*Fraxinus excelsior*) und Schlehe (*Prunus spinosa*) genutzt werden. An den Nahrungspflanzen werden in beiden Fällen mehr (Maivogel) oder weniger (Heckenwollafter) randliche Bereiche genutzt. Insbesondere *E. maturna* nutzt nur einen stark begrenzten Höhenbereich zur Eiablage, wobei statistische Analysen zeigten, dass die Geleghöhe abhängig von der Höhe der umgebenden Vegetation ist. Die Hypothese, dass *E. catax* vor allem durch Verbiss verkrüppelte Schlehen belegt, konnte nicht bestätigt werden.

Die überwiegende Mehrheit aller Nester beider Arten befand sich auf Waldlichtungen und in Beständen mit sehr lichtem Baumbestand, gefolgt von Standorten an Wegrändern und am Waldrand bzw. am Ufer von Weihern. Im Gegensatz zu *E. maturna* nutzt *E. catax* auch Standorte außerhalb des Waldes. Des Weiteren können frische Schläge genauso wie sehr alte Schläge ab ca. 28 Jahren Hiebsalter von keiner der beiden Arten genutzt werden. *E. catax* besiedelt im Vergleich zu *E. maturna* bereits die jüngeren Schläge ab einem Hiebsalter von 3 bis 17 Jahren, wohingegen *E. maturna* v. a. in 8-22 Jahre alten Schlägen zu finden ist.

Beide Arten weisen eine gewisse Abhängigkeit von ausreichender (aber im Falle von *E. maturna* nicht zu starker) Besonnung, Windgeschütztheit und erhöhter Luftfeuchtigkeit auf. Dabei zeigt sich *E. catax* gegenüber trockeneren und offeneren Bedingungen toleranter.

Auf der Basis dieser ökologischen Daten werden Empfehlungen für eine auf diese Arten abgestimmte Nutzung in Mittelwald und Hochwald gegeben.

Literatur

- BAYERISCHER KLIMAFORSCHUNGSVERBUND (1996): Klimaatlas von Bayern, 48 S. & 57 Karten.
- BERGMANN, A. (1953): Die Großschmetterlinge Mitteleuropas, Bd. 3: Spinner und Schwärmer. Urania-Verlag, Jena.
- BOLZ, R. (1998): Zur Biologie und Ökologie des Hecken-Wollfalters (*Eriogaster catax* L. 1758) in Bayern (*Lepidoptera: Lasiocampidae*). - Nachr. entomol. Ver. Apollo, N.F. 18 (4): 331-340.
- DE AIZPÚRA, C.G. (1988): Biologica y morfológica de las orugas *Lepidoptera*. Tomo VI. – Boletín de Sidad Vegetal 12: 87-90.
- DOLEK, M., FREESE-HAGER, A., CIZEK, O. & GROS, P. (2007): Mortality of early instars in the highly endangered butterfly *Euphydryas maturna* (Linnaeus, 1758) (*Nymphalidae*). Nota lepid. 29(3/4): 221-224.
- DOLEK, M.; FREESE-HAGER, A. & GEYER, A. (i. V.): Plant species for egg-laying and larval development of *Euphydryas maturna* and *Eriogaster catax*.
- EBERT, G. (Hrsg.) (1994): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Bd. 3 und 4 Nachfalter I und II. Ulmer, Stuttgart.
- EBERT, G. & RENNWALD, E. (1991): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Bd. 1 und 2 Tagfalter, Ulmer, Stuttgart.
- ELIASSON, C. U. (1991): Occurrence and biology of *Euphydryas maturna* (*Lepidoptera, Nymphalidae*) in central Sweden. Ent. Tidskr. 112: 113-124.
- ELIASSON, C. U. (1999): Correction to „The life history and ecology of *Euphydryas maturna* (*Nymphalidae: Melitaeini*) in Finland“ by Niclas Wahlberg (in Nota lep. 21 (3): 154-169). Nota lep. 22 (3): 227-228.
- FELDMANN, R., GRIMM, V. & JELTSCH, F. (1996): Stellungnahme zur naturschutzbezogenen Waldforschung in Deutschland. Z. Ökologie u. Naturschutz 5: 55-60.
- FREESE, A., BENES, J., BOLZ, R., CIZEK, O., DOLEK, M., GEYER, A., GROS, P., KONVICKA, M., LIEGL, A. & STETTNER, C. (2006): Habitat use of the endangered butterfly *Euphydryas maturna* and forestry in Central Europe. Animal Conservation 9: 388-397.
- FREINA, J. DE & WITT, T. J. (1987): Die *Bombyces* und *Sphinges* der Westpaläarktis. Band 1. Ed. Forschung und Wissenschaft, München, 708 S.
- GÖTZE, J. (1952): *Melitaea maturna* L., der Kleine Maivogel oder Eschenscheckenfalter, ein neuer Forstschädling? Arch. Forstwesen 1: 161-166.
- HELSDINGEN, VAN P. J., WILLEMSE, L., SPEIGHT & M. C. D. (Hrsg.) (1996): Background information on invertebrates of the Habitats Directive and the Bern Convention. Part I - Crustacea, Coleoptera and Lepidoptera. Council of Europe, Strasbourg, Nature and environment 79.
- KONOLD, W. Hrsg. (1996): Naturlandschaft – Kulturlandschaft. Die Veränderungen der Landschaften nach der Nutzbarmachung durch den Menschen. 322 S., ecomed Verlag, Landsberg / L.
- KUDRNA, O. (1986, Hrsg.): Butterflies of Europe, Aspects of the conservation of butterflies in Europe. AULA-Verlag, Wiesbaden, 323 S.
- KÜHNERT, H. (1964): Die Tagfalter der Auwälder. – Ent. Z. 94(7): 73-79.
- KÜHNERT, H. (1967): Der Eichen-Hainbuchenwald und seine Tagfalter. Ent. Z. 77 (19): 217-230.
- LIEGL, A.; FINNBERG, S., GROS, P. & DOLEK, M. (2008a): Die Umsetzung von Naturschutzmaßnahmen für den Maivogel (*Euphydryas maturna*) in Bayern. Ökologische Bedeutung und Schutz von Mittelwäldern in Bayern, Bayerisches Landesamt für Umwelt: 68-79.

- LIEGL, A.; MÖLLER, K.; KLUXEN, G. & DOLEK, M. (2008b): Der Schutz der bayerischen Mittelwälder und das bayerische Vertragsnaturschutzprogramm Wald. Ökologische Bedeutung und Schutz von Mittelwäldern in Bayern, Bayerisches Landesamt für Umwelt: 56-67.
- MACEK, J. & ČERVENKA, V. (1999): The Colour Guide to Caterpillars of Central Europe. Moths I. – Macek & Červenka, Praha.
- MÜHLENBERG, M. & SLOWIK, J. (1997): Kulturlandschaft als Lebensraum. 312 S., Quelle & Meyer, Wiesbaden.
- MÜLLER-KROEHLING, S. (2000): Tier- und Pflanzenarten der FFH-Richtlinie, Anhang mit großer Wirkung. LWF-aktuell 25: 43-45.
- NOVAK, I. & SEVERA, F. (1983): Der Kosmos-Schmetterlingsführer. 2. Auflage, Franckh'sche Verlags-handlung, Stuttgart, 352 S.
- PORTER, K. (1992): Eggs and egg-laying. In: Dennis, R.L.H. (Ed.): The Ecology of butterflies in Britain, Oxford Univ. Press, Oxford, S. 46-72.
- PRETSCHER, P. (2000): Verbreitung, Biologie, Gefährdung und Schutz des Eschen-Scheckenfalters (*Euphydryas* [*Hypodryas*] *matura* LINNAEUS, 1758) in Deutschland. – Natur und Landschaft 75 (11): 439-448.
- REIF, A., KATZMAIER, R. & KNOERZER, D. (1996): „Extensivierung“ in der Kulturlandschaftspflege. Begriffsdiskussion am Beispiel von Allmendweiden im Südschwarzwald. Naturschutz und Land-schaftsplanung 28(10): 293-297.
- ROTHMALER, W. (1991): Exkursionsflora von Deutschland, Bd.3: Atlas der Gefäßpflanzen, 8. Aufl. – Volk und Wissen Verlag, Berlin.
- RUF, C., FREESE, A., & FIEDLER, K. (2003): Larval sociality in three species of central-place foraging lappet moths (*Lepidoptera: Lasiocampidae*): A comparative survey. Zoologischer Anzeiger 242: 209-222.
- SBN (Schweizerischer Bund für Naturschutz; Hrsg.) (2000): Schmetterling und ihre Lebensräume. Ar-ten - Gefährdung - Schutz. – Band 3, Neue Medien, Egg, 914 S.
- SETTELE, J., FELDMANN, R. & REINHARDT, R. (1999): Die Tagfalter Deutschlands - Ein Handbuch für Freilandökologen, Umweltplaner und Naturschützer. Ulmer, Stuttgart, 452 S.
- SETTELE, J., MARGULES, C., POSCHLOD, P. & HENLE, K. (1996, Hrsg.): Species survival in fragmented landscapes. Kluwer Acad. Publ., Dordrecht, 381 S.
- SETTELE, J., DOVER, J., DOLEK, M. & KONVICKA, M. (i.D.): Butterflies of European ecosystems: impact of land-use and options for conservation management. In: Settele, J, Shreeve, T., Konvicka, M & van Dyck, H. (Hrsg.): Ecology of butterflies in Europe. Cambridge University Press, Cambridge.
- SSYMANK, A., HAUKE, U., RÜCKRIEM, C. & SCHRÖDER, E. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 53, Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- THOMAS, J.A. (1979): The extinction of the large blue and the conservation of the black hairstreak but-terflies. A contrast of failure and success. Rep. Inst. terr. Ecol: 19-23.
- THOMAS, J.A. (1980): Why did the Large Blue become extinct in Britain? Oryx 15: 243-247.
- THOMAS, J.A. (1991): Rare species conservation: Case studies of european butterflies. In: SPELLER-BERG I.F., GOLDSMITH, F.B. & MORRIS, M.G. (Hrsg.): The scientific management of temperate communities for conservation. The 31st Symposium of the British Ecological Society, South-ampton 1989, 149-197, Blackwell Scientific Publ., Oxford.

- THOMAS, J.A., SIMCOX, D.J., WARDLAW, J.C., ELMES, G.W., HOCHBERG, M.E., & CLARKE, R.T. (1998): Effects of latitude, altitude and climate on the habitat and conservation of the endangered butterfly *Maculinea arion* and its *Myrmica* ant hosts. *Journal of Insect Conservation* 2: 39-46.
- TOLMAN, T. & LEWINGTON, R. (1998): Die Tagfalter Europas und Nordwestafrikas. Kosmos-Verlag (Kosmos-Naturführer), Stuttgart, 319 S.
- VARGA, Z. & SANTHA, G. (1973): Verbreitung und taxonomische Gliederung der *Euphydryas maturna* L. (*Lep.: Nymphalidae*) in SO-Europa (*Euphydryas-Studien* I.). *Acta Biologica Debrecina* X-XI: 213-231.
- WAHLBERG, N. (1998): The life history and ecology of *Euphydryas maturna* (*Nymphalidae: Melitaeini*) in Finland. *Nota lep.* 21 (3): 154-169.
- WARREN, M.S. (1992): The conservation of British butterflies. In: Dennis, R.L.H. (Hrsg.): *The Ecology of Butterflies in Britain*. Oxford University Press, Oxford, S. 246-274.
- WEIDEMANN, H. J. (1984): Gedanken zum Artenschutz 7.: Lebensraum und Lebensweise - Schmetterlingskunde einmal anders? - *Ent. Z.* 94 (3): 17-32.
- WEIDEMANN, H. J. (1985): Zum Einfluss veränderter Bewirtschaftungsweisen auf bestandsbedrohte Tagfalterarten: Maivogel (*Euphydryas maturna*) und „Storchschnabel-Bläuling“ (*Eumedonia eumedon*) in Franken. *LX. Bericht Naturf. Ges. Bamberg*: 99-136.
- WEIDEMANN, H. J. (1986): Tagfalter Band 1: Entwicklung - Lebensweise. Neumann-Neudamm (JNN Naturführer), Melsungen, 288 S.
- WEIDEMANN, H. J. (1988): Tagfalter Band 2: Biologie - Ökologie - Biotopschutz. Neumann-Neudamm (JNN Naturführer), Melsungen, 372 S.
- WEIDEMANN, H.-J. (1995): Tagfalter beobachten, bestimmen. 2. Aufl., Naturbuch Verlag, Augsburg.
- WEIDLICH, M. & SCHILLER, R. (1987): *Hypodryas maturna* (Linné, 1758) – auch gegenwärtig noch ein Charaktertier des Leipziger Auwaldes (*Lepidoptera, Rhopalocera*). *Veröff. Naturkundemuseum Leipzig* 4: 85-87.

Der Schutz der bayerischen Mittelwälder und das bayerische Vertragsnaturschutzprogramm Wald

Liegl, A., Möller, K., Kluxen, G., und Dolek, M.

Einführung

Die Mittel- und Niederwaldwirtschaft war ehemals eine sehr weit verbreitete Waldnutzung in Bayern und anderen Regionen Europas. In vielen jahrhundertealten, teilweise heute noch gültigen Waldordnungen werden die Nutzungsbedingungen genau festgeschrieben, um eine Übernutzung zu verhindern. In manchen Regionen existiert nahezu kein Wald, der nicht eine Historie als Mittelwald aufzuweisen hat.

Noch um 1900 wurden in Bayern nach ROSSMANN (1996) 175.000 ha als Mittelwald und 86.000 ha als Niederwald genutzt. 1948 gab es noch 55.045 ha Mittelwald und 31.495 ha Niederwald in Bayern. Jüngste Angaben kommen bei Beschränkung auf eine aktuelle Nutzung auf 4.580 ha Nieder- und Mittelwald (BOLZ & BUßLER 2001, BOLZ & ELSNER 2002), wobei sich die Untersuchungsregion auf Nordbayern beschränkte. Diese umfasst allerdings 70 % der ehemaligen Verbreitung von Mittelwäldern, so dass der angegebene Wert wahrscheinlich nur wenig zu erhöhen ist, um auf den gesamt-bayerischen Wert zu kommen. Bei linearer Extrapolation der aktuellen Fläche wird klar, dass derzeit nur noch maximal 2,5% der Mittel- und Niederwaldfläche von 1900 existiert. Dies sind lediglich 0,02% der Waldfläche in Bayern.

In anderen Bundesländern gibt es bereits gegenläufige Bemühungen, so wurden u. a. in Südwestdeutschland in der Umgebung von Freiburg bereits Anstrengungen unternommen, die Mittelwaldwirtschaft wieder einzuführen (COCH & MÜLLER-BAUERNFEIND 2002). Insgesamt wird der naturschutzfachliche Wert von Mittelwäldern vermehrt wieder wahrgenommen (z. B. TREIBER 2002, 2003). Als eine traditionelle Waldbewirtschaftungsform weckt die Mittelwaldwirtschaft auch aufgrund ihrer historischen und sozialen Bedeutung vermehrtes Interesse (BÄRNTHOL 2003).

Vor dem Hintergrund dieser Entwicklungen war die Erarbeitung eines Schutzkonzeptes für Mittelwälder in Bayern durch das bayerische Landesamt für Umwelt (LfU) eine folgerichtige Entscheidung, insbesondere da die bayerischen Bestände mit Vorkommen hochgradig bedeutsamer Arten auch für das gesamte Bundesgebiet in Qualität und Ausdehnung bereits eine Besonderheit darstellen (vgl. DOLEK et al. 2008a).

Im vorliegenden Artikel wird die Gesamtkonzeption mit ihren ineinander greifenden Komponenten dargestellt. Von den biologischen Grundlagen über die methodische Entwicklung zur systematischen Erfassung verschiedener Standorte bis zu den möglichen Maßnahmen und ihrer Förderung über VNP Wald. Abschließend werden die Ergebnisse anhand eines Fallbeispiels näher erläutert.

Arbeitsschritte des Schutzkonzeptes

Ökologische Ansprüche gefährdeter Arten in Mittelwäldern

Zunächst war es für die Entwicklung des Schutzkonzeptes wichtig, grundlegende Kenntnisse darüber zu gewinnen, welche Arten in unterschiedlich genutzten Eichenwäldern im Untersuchungsgebiet vorkommen und welche Faktoren dafür entscheidend sind (Details, vgl. DOLEK et al. 2008a). Nur wenn genau bekannt ist, wie die notwendigen Habitateigenschaften für das Vorkommen von bestimmten Ar-

ten oder Artengruppen entstehen, kann man Maßnahmenvorschläge für die künftige Waldnutzung entwickeln. Deshalb wurden unterschiedliche Waldnutzungsformen (Hochwald, Überführungswald, unterschiedlich alte Mittelwaldhiebe und Hutung) in Bezug auf die Artvorkommen von xylobionten Käfern und Ameisen in den Baumkronen, von xylobionten Käfern im Bodenstratum und von Nachtfaltern im Bestandesinneren miteinander verglichen (vgl. BUßLER & SCHMIDL i. D., DOLEK et al. 2008a,c, SCHMIDL & BUßLER i. D., Projektgruppe Artenschutz im Wald 2001). Dabei wurden unterschiedliche Methoden angewandt: Fogging in den Baumkronen, Handfang xylobionter Käfer am Boden und Lichtfallen für die Erfassung der Nachtfalter. Für zwei charakteristische Lichtwaldarten, den Heckenwollflatter *Eriogaster catax* (*Lasiocampidae*) und den Maivogel *Euphydryas maturna* (*Nymphalidae*), erfolgten spezielle Untersuchungen zur Biologie und Ökologie (DOLEK et al. 2008b, FREESE et al. 2006).



Das Waldwiesenvögelchen (*Coenonympha hero*) besiedelt frühe Sukzessionsstadien mit hoher Luftfeuchte, wo es seine Eier in die Streuschicht ablegt.



Der Braune Eichenzipfelfalter (*Satyrium ilicis*) legt seine Eier an gut besonnten, jungen Eichen und Eichenbüschen in der unteren Stammregion ab.

Die untersuchten Mittelwälder besaßen im Allgemeinen hohe Artenzahlen und einen hohen Anteil (> 20%) an gefährdeten Arten. Dabei konnte mit der Lichtigkeit eines Waldbestandes ein Faktor herauskristallisiert werden, der die unterschiedliche Artverteilung in den einzelnen Waldlebensräumen sehr gut erklärt (DOLEK et al. 2008a, Projektgruppe Artenschutz im Wald 2001). Mit zunehmendem Baumkronenschluss wurden weniger gefährdete und weniger biotopspezifische Arten beobachtet, d. h. insbesondere junge Mittelwaldhiebe erwiesen sich als naturschutzfachlich hochwertig. Es gab im Einzelnen jedoch auch art- oder taxonspezifische Unterschiede. Für einige Nachtfalter ist eine gut ausgeprägte Kraut- und Strauchschicht mit ihren Nahrungspflanzen von Bedeutung, wie sie in jungen bis mittelalten Hieben vorkommt. Viele Schmetterlinge sind heliophil und einige Käfer benötigen besonntes Totholz mit Bodenkontakt und damit vorrangig an frische Mittelwaldhiebe gebunden. In ex-

trem offenen und lichten Bereichen konnten z. T. auch Arten des Offenlandes gefunden werden. Allerdings wurde die beobachtete Artenvielfalt und das Vorkommen gefährdeter Arten in den lichten Wäldern nicht von Arten, die aus dem Offenland einwandern, bestimmt, sondern hier bildet sich eine eigene Artengemeinschaft aus. In den Mittelwäldern dominieren unter den xylobionten Käfern die thermo- und heliophilen Frischholzbesiedler (BUSSLER & SCHMIDL i. D., SCHMIDL & BUSSLER i. D.). Gleichmaßen häufen sich unter den Ameisen thermophile Arten, die eng an Wälder und Bäume gebunden sind (z. B. *Temnothorax corticalis* (Schenck, 1852), *T. affinis* (Mayr, 1855), *Dolichoderus quadripunctatus* (L., 1767); DOLEK et al. 2008c).

Zusätzlich wurde deutlich, dass auch andere Waldtypen zahlreiche gefährdete Arten aufweisen können (DOLEK et al. 2008a,b). In Hochwäldern war dies v. a. dann der Fall, wenn die Bestände die Zerfallsphase erreichten (vgl. insbesondere in Naturwaldreservaten). Diese Ergebnisse machen klar, dass es nicht nur eine einzelne Strategie für die Erhaltung der Artenvielfalt im Wald geben kann.

Entwicklung einer Liste wichtiger Habitattypen

Durch die Untersuchungen wurde deutlich, dass aufgrund der Mittelwald-Bewirtschaftung regelmäßig spezifische Sukzessionsphasen im Wald durchlaufen werden, die von Arten mit entsprechenden Lebensraumsansprüchen genutzt werden können. Dies ist beispielsweise beim Maivogel der Fall, der die hygrophile Seite des Mittelwaldes als Zielart vertritt (vgl. Beitrag 2, FREESE et al. 2006). Auf der Basis der Ansprüche der habitatspezifischen Arten und insbesondere Zielarten wurde eine Liste wichtiger Habitattypen erstellt (Tab. 11). Dabei lag ein besonderes Augenmerk auf lichten Waldbeständen in unterschiedlichen Sukzessionsstadien mit unterschiedlichem Mikroklima und unterschiedlichen Schlüssel-Ressourcen.

Charakteristikum des Mittelwaldes ist die stete Abfolge verschiedener Sukzessionsstadien auf benachbarten Teilflächen; die Hiebe sind natürlichen Katastrophenereignissen vergleichbar. Diese Dynamik ist die naturschutzfachlich erforderliche Konstante des Mittelwaldes.



Ein frischer Hieb in einem Mittelwald sorgt für den Beginn einer dynamischen Entwicklung mit unterschiedlichen Sukzessionsstadien und Lebensräumen.

Tab. 11: Übersicht über die bisher für Nordbayern ausgewählten Zielarten und die durch sie charakterisierten Sukzessionsstadien und Ressourcen.

Zielarten	Lebensraum: Sukzessionsstadium bzw. Nischenbindung
<p><u>Tagfalter:</u> <i>Euphydryas maturna</i> (Linnaeus, 1758), <i>Coenonympha hero</i> (Linnaeus, 1761), <i>Lopinga achine</i> (Scopoli, 1763)</p> <p><u>Nachtfalter:</u> <i>Eriogaster catax</i> (Linnaeus, 1758), <i>Acronicta strigosa</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775), <i>Stegania cararia</i> (Hübner, 1790), <i>Eupithecia dodoneata</i> (Guenée, 1857), <i>Rheumaptera hastata</i> (Linnaeus, 1758)</p>	halboffene Waldstrukturen, frühe bis mittlere Sukzessionsstadien, (wechsel)feuchte Standorte wärmebegünstigte Standorte hygrophil
<p><u>Tagfalter:</u> <i>Satyrium ilicis</i> (Esper, 1779)</p> <p><u>Nachtfalter:</u> <i>Minucia lunaris</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775), <i>Polyplocia ridens</i> (Fabricius, 1787), <i>Drymonia querna</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775), <i>Dichonia convergens</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775), <i>Orthosia miniosa</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775), <i>Dicycla oo</i> (Linnaeus, 1758), <i>Noctua orbona</i> (Hufnagel, 1766)</p>	halboffene Waldstrukturen frühe bis mittlere Sukzessionsstadien trockene Standorte wärmebegünstigte Standorte xerothermophil
<p><u>Nachtfalter:</u> <i>Zygaena osterodensis</i> (Reiss, 1921), <i>Lycia pomonaria</i> (Hübner, 1790), <i>Cyclophora porata</i> (Linnaeus, 1767), <i>Cyclophora quercimontaria</i> (Bastelberger, 1897)</p>	halboffene Waldstrukturen frühe bis mittlere Sukzessionsstadien wärmebegünstigte Standorte thermophil
<p><u>Nachtfalter:</u> <i>Cymatophorima diluta</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775), <i>Eupithecia abbreviata</i> (Stephens, 1831), <i>Apocheima hispidaria</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)</p>	warme und lichte Waldstrukturen z. T. mit Stratenwechsel
<p><u>Käfer:</u> <i>Tilloidea unifasciata</i> (Fabricius, 1787), <i>Exocentrus adpersus</i> (Mulsant, 1846), <i>Laemophloeus castaneus</i> (Erichson, 1845), <i>Magdalis exarata</i> (Brisout de Barneville, 1862), <i>Phymatodes pusillus</i> (Fabricius, 1787), <i>Lathropus sepicola</i> (Müller, 1821), <i>Dromaeolus barnabita</i> (Villa, 1838)</p>	Feinreisig von Eichen Stratenwechsel möglich holzbewohnend (xylobiont) thermophil
<p><u>Käfer:</u> <i>Plagionotus detritus</i> (Linnaeus, 1758), <i>Clytus tropicus</i> (Panzer, 1795), <i>Stenocorus quercus</i> (Gotz, 1783)</p>	Starkäste und besonntes Stammholz von Eichen holzbewohnend (xylobiont) thermophil
<p><u>Käfer:</u> <i>Lucanus cervus</i> (Linnaeus, 1758), <i>Akimerus schaefferi</i> (Laicharting, 1784), <i>Rhacopus sahlbergi</i> (Mannerheim, 1823), <i>Bostrichus capucinus</i> (Linnaeus, 1758), <i>Aesalus scarabaeoides</i> (Panzer, 1794)</p>	Stock- und Wurzelholz von Eichen holzbewohnend (xylobiont) thermophil
<p><u>Käfer:</u> <i>Protaetia aeruginosa</i> (Linnaeus, 1767), <i>Protaetia lugubris</i> (Herbst, 1786)</p>	hohle Bäume mit Mulmhöhlen holzbewohnend (xylobiont) thermophil, <i>P. aeruginosa</i> v.a. in Eichen, <i>P. lugubris</i> auch in anderen hohlen Laubbäumen
<p><u>Käfer:</u> <i>Agrilus populneus</i> (Schaefer, 1946), <i>Saperda perforata</i> (Pallas, 1773), <i>Lamia textor</i> (Linnaeus, 1758), <i>Xylotrechus rusticus</i> (Linnaeus, 1758)</p>	Zitterpappel (verschiedene Baumteile), holzbewohnend (xylobiont) thermophil zumeist ausgesprochen hygrophil (Ausnahme: <i>L. textor</i>)
<p><u>Tagfalter:</u> <i>Maculinea nausithous</i> (Bergsträsser, 1779), <i>Euphydryas aurinia</i> (Rottemburg, 1758), <i>Minois dryas</i> (Scopoli, 1763)</p> <p><u>Nachtfalter:</u> <i>Acosmetia caliginosa</i> (Hübner, 1813), <i>Euplagia quadripunctaria</i> (Poda, 1761)</p>	offene Waldstrukturen frühe Sukzessionsstadien Übergang Offenland – Wald wärmebegünstigte Standorte (thermophil)

Erarbeitung einer Liste von Ziel-Arten

Die detaillierten Kenntnisse zu Artvorkommen, Ökologie und Habitatansprüchen der Arten bildeten die Grundlage, um Zielarten zu definieren. Als Zielarten werden Arten ausgewählt, die als Repräsentanten für bestimmte Lebensformen und Biotoptypen stehen (vgl. auch MEYER-CORDS & BOYE 1999). Sie stellen damit sozusagen Vertreter für einzelne ökologische Gilden dar, die ähnliche Ressourcen oder Lebensraumrequisiten benötigen. Bei der Auswahl der Zielarten wurden sechs Kriterien zugrunde gelegt:

- enge Bindung an Waldlebensräume: Vorkommen nur oder Hauptvorkommen in bestimmten Waldtypen
- enge Bindung an Habitatausprägung: Art zeigt eine hohe Bindung an spezifische Habitatausprägungen im Wald, so dass deren Fortbestand unmittelbar an die Erhaltung dieser Habitatausprägung (hier vor allem: dynamische Erhaltung spezieller Sukzessionsstadien / Strukturparameter) geknüpft ist.
- Bedeutung der Waldbewirtschaftung bzw. des Pflege-Managements: Aufgrund der hohen Bindung und auch Abhängigkeit der ausgewählten Arten von dynamischen Erhaltungsprozessen resultiert in gleichem Maße die Einflussnahme bzw. Notwendigkeit einer bestimmten Form der Waldbewirtschaftung bzw. eines gesicherten Pflege-Managements.
- Gefährdung in Deutschland und Europa: hohe Einstufung in den Roten Listen von Deutschland (BINOT et al. 1998) und / oder Bayern (LFU 2003). Auflistung in den Anhängen der FFH-Richtlinie und Einstufung in der Roten Liste Europa (nur Tagfalter; VAN SWAAY & WARREN 1999).
- Seltenheit: nur wenige Vorkommen bekannt, was nach dem derzeitigen Wissensstand nicht auf Erfassungslücken beruht.
- Bezug zu den Untersuchungsgebieten: bekannte aktuelle Funde in den Untersuchungsgebieten.

Bei Anwendung dieser Kriterien wurden die in Tab. 11 aufgelisteten Zielarten für nordbayerische Mittelwälder ausgewählt. Darunter befinden sich xylobionte Käfer, Nachtfalter und Tagfalter.

Die Auswahl der Zielarten beschränkt sich bewusst nur auf den regionalen Artenpool, um sich auf die realistisch zu erwartenden Arten zu konzentrieren. Wenn die Reichweite des Schutzkonzeptes regional oder auch thematisch erweitert wird, muss selbstverständlich die Zielartenliste erweitert werden. Um die deskriptive Qualität des Artensets zu erhöhen und um eine Reihe von relevanten Habitatparametern abzudecken, wurde eine größere Anzahl an Zielarten ausgewählt. Darüber hinaus kann durch die Verwendung mehrerer Zielarten für denselben Habitattyp eine größere Fehlerfreiheit bei dem Auffinden bedeutsamer Lokalitäten erzielt werden, da das Übersehen einer einzelnen Zielart bei Erfassungen nicht übermäßig ins Gewicht fällt. Eine Konzentration nur auf vom Aussterben bedrohte Arten wurde vermieden und zusätzlich Arten mit dem Rote-Liste-Status „gefährdet“ (Kategorie 3) aufgenommen, um die Einschränkung auf zu eng begrenzte Vorkommen zu vermeiden.

Entwicklung eines standardisierten Bewertungsschemas für Mittelwälder

Die Definition und Auswahl von Zielarten aufgrund der ökologischen Untersuchungen war eine wichtige Grundlage für die Entwicklung eines standardisierten Bewertungsschemas zur schnellen Beurteilung von Mittelwäldern. Um diese Arten zu erfassen, wurden verschiedene Methoden angewendet, darunter Fogging zur Beprobung xylobionter Käfer der Baumkronen, händisches Aufsammeln xylobionter Käfer in Probekreisen am Boden, Lichtfang von Nachtfaltern und Begehung des Waldes am Tage zur Erfassung von Tagfaltern (s. DOLEK et al. 2008a). Die angewandten Methoden weisen einen Nachteil auf: Sie können nur in ausgewählten Teilbereichen des Waldes und nicht flächendeckend angewandt werden. Für eine Beurteilung des Waldes zur Entwicklung eines Maßnahmenkonzeptes,

das für den ganzen Wald gelten soll, werden allerdings Informationen über die komplette Waldfläche benötigt. Aus diesem Grund wurde eine Kartiervorschrift zur Erfassung der wichtigsten Waldstrukturen entwickelt, die Ober- und Unterholzdeckungen sowie das Vorkommen von Biotopbäumen ebenso berücksichtigt wie Blüten- und Nektarquellen und besonders feuchte und trockene Waldausprägungen (vgl. Tab. 12). Diese Kartierung erfasst somit auch wichtige Strukturen für Insekten der Baumkronen wie Totholz und alte Eichen sowie für die Arten des lichten Waldesinneren wie Deckungen und Blüten- und Nektarquellen und erstreckt sich zudem über das gesamte Waldgebiet. Erst die Erfassung der Waldstrukturen und der Zielarten erlauben eine Beurteilung des betroffenen Waldes.

Der dritte Ansatz zur Sammlung von Informationen über den Wald bezieht sich auf die Befragung von Waldbesitzern und Rechtlern (vgl. Tab. 12). Hierbei wurden offene Interviews durchgeführt, um die historische und gegenwärtige Nutzung, neue Entwicklungen und Vorstellungen für die Zukunft in Erfahrung zu bringen.

All die zusammengetragenen Kenntnisse über (1) Artvorkommen, (2) Strukturverteilungen im Wald und (3) derzeitige und ehemalige Nutzungen vervollständigen das Verständnis über den gegenwärtigen Zustand des Waldes und helfen, geeignete Maßnahmen zu finden, um naturschutzfachlich bedeutsame Strukturen und Arten zu erhalten und zu fördern. Sie bilden die Basis für ein zielgerichtetes Maßnahmenkonzept, das auch beim Abschluss der VNP Wald Vereinbarungen die Grundlage bildet. Die Maßnahmenvorschläge werden in einem letzten Schritt mit den zuständigen Personen abgestimmt, um ihre praktische Durchführbarkeit sicher zu stellen.

Tab. 12: Datenerfassung für die standardisierte Bewertung von Mittelwäldern in Nordbayern.

Erfassung von Zielarten
xylobionte Käfer: Baumkronen-Fogging und händische Aufsammlung in Probekreisen am Boden (ausgewählte Bereiche)
Nachtfalter: Lichtfang (ausgewählte Bereiche)
Tagfalter: Erfassung am Tag
Kartierung von bedeutsamen Habitaten und Waldstrukturen
Deckung von Ober- und Unterholz
Vorkommen alter Eichen und anderer Bäume (Biotopbäume)
Vorkommen von Lichtungen und anderer Sonderstrukturen
Baumartenzusammensetzung und Vorkommen von Sträuchern
Nektarverfügbarkeit (Sträucher und Kräuter)
Interview mit Waldeignern und Rechtlern
gegenwärtige Nutzung: Umtriebszeit, Flächengröße, Pflanzungen, Management etc.
frühere Nutzung: Umtriebszeit, Flächengröße, Pflanzungen, Management etc.
Pläne für die Zukunft (z.B. Überführung in Hochwald)
verfügbare Arbeitskräfte

Maßnahmenkonzept für 12 Mittelwälder

Die beschriebene standardisierte Bewertung wurde bis heute in 12 Mittelwäldern in Nordbayern durchgeführt, die die verbliebenen regionalen Schwerpunkte der Mittelwaldbewirtschaftung repräsentieren: Acht Standorte im Steigerwald, drei im Grabfeldgau und ein Wald am Albtrauf.

Die zusammengetragenen Informationen zu jedem Wald sind recht umfangreich. Auch in der kurzen Zusammenfassung in Tab. 13 wird deutlich, dass jeder dieser Wälder einige Besonderheiten aufweist. Abgesehen von diesen individuellen Eigenschaften stellten sich alle untersuchten Mittelwälder als naturschutzfachlich sehr hochwertige Wälder heraus. Zielarten konnten in jedem Wald gefunden werden.

Dennoch schwankte die Anzahl an Zielarten zwischen den einzelnen Wäldern deutlich, was auf die Waldgröße und Ausprägung sowie das Vorkommen von unterschiedlichen Habitattypen zurückzuführen ist. Je nach Vorhandensein einzelner Habitatausprägungen können assoziierte Artengilden vorkommen oder fehlen. Aber auch Mittelwälder mit wenigen Zielarten sind naturschutzfachlich bedeutsame Wälder: Jede einzelne Zielart macht deutlich, dass es sich um einen besonderen Wald mit besonderen Lebensräumen handelt. Aus diesem Grund wurde auch auf eine Sortierung der Wälder nach Zielartenzahl in Tab. 13 verzichtet.

Das Vorkommen der Zielarten reflektiert die vorherrschenden und bedeutsamen Habitattypen im Wald. Letztendlich repräsentieren die Daten seltene Habitatausprägungen und ihre Arten in der bestmöglichen Art und Weise.

In Mittelwäldern mit hoher Oberholzdeckung sind Arten eher unterrepräsentiert, die besonders stark auf Besonnung angewiesen sind (Mittelwald G1, I1, I2 in Tab. 13). In ähnlicher Art und Weise fehlen Arten, die an Alteichen gebunden sind, an Standorten, wo derartige Biotopbäume fehlen (Wälder G1 und S1 in Tab. 13).

Tab. 13: Zusammenfassung wichtiger Charakteristika bereits untersuchter Mittelwälder im Steigerwald (S1, I1, I2, E2, U1, E1, W1, W2), am Albtrauf (K1) und im Grabfeldgau (H1, G1, G2).

Die angegebenen Daten sind beispielhafte Auszüge aus der gesamten Erfassung. Insbesondere die Waldstruktur wird im Original auf Luftbildern im Maßstab 1:10.000 flächenscharf dargestellt.

*: keine Erfassung von xylobionten Käfern.

Wald	Größe (ha)	Anzahl an Zielarten	Waldstruktur ("Lichtheit" und Biotopbäume)	Waldnutzung (Umtriebszeit)
H1	110	14	Oberholzdeckung hoch (meist 60-100 %) einige alte Eichen, autochthone <i>Pinus sylvestris</i>	40
K1	152	10	Oberholzdeckung hoch (30-80 %), Unterholz ebenfalls hoch und dicht, alte Eichen, einige hohle Bäume	30
G1	140	16	Oberholzdeckung variabel (5-80 %), keine alten Eichen	23
G2	267	7	Oberholzdeckung hoch (80-100%)	20
S1	80	16	Vorkommen von Sonderstrukturen (Strauch- und Blütenreichtum, Lichtungen), keine alten Eichen, geringe Oberholzdeckung (0-30 %)	32
I1	360	15	Oberholzdeckung hoch (meist 60-100%)	35-36
I2	61	2*	Oberholzdeckung hoch (80-100%)	35
E2	150	23	Oberholzdeckung variabel und gering (meist 5-30 %), alte Eichen	33
U1	42	7	Oberholzdeckung variabel und großflächig gering (5-30 %), alte Eichen	38

Wald	Größe (ha)	Anzahl an Zielarten	Waldstruktur ("Lichtheit" und Biotopbäume)	Waldnutzung (Umtriebszeit)
E1	320	44	Oberholzdeckung variabel und gering (meist 5-30 %), alte Eichen	ca. 35
W1	190	22	Oberholzdeckung variabel und meist gering (5-100 %), alte Eichen	32
W2	170	7	Oberholzdeckung variabel (30-100 %), alte Eichen	32-34

Das Modul „Mittelwald/Stockausschlagswald“ im neuen bayerischen Vertragsnaturschutzprogramm Wald

Wie bereits beschrieben ist es möglich, den naturschutzfachlichen Wert eines Mittelwaldes einzuschätzen und Maßnahmenvorschläge zu entwickeln. Nun wurde noch ein Werkzeug benötigt, um dieses Wissen in die gegenwärtige Waldnutzung einzubinden und einen Anreiz zu bieten, die Bewirtschaftung als Mittelwald weiter fortzuführen. Hierzu wurde vom Bayerischen Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (StMUGV), in Abstimmung mit dem Bayerischen Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten (StMLF), das bayerische Vertragsnaturschutzprogramm Wald (VNP Wald) als neues Förderprogramm entwickelt. Waldbesitzern bzw. Rechtlern können im Rahmen des VNP Wald Zahlungen erhalten, wenn sie aufgrund naturschutzfachlicher Vorgaben zusätzliche Kosten haben bzw. Einkommensverluste erleiden. Dazu werden Vereinbarungen zwischen dem Freistaat Bayern und den privaten Waldbesitzern bzw. kommunalen Körperschaften abgeschlossen. Des Weiteren wurde ein System entwickelt, um die Zahlungen entsprechend der naturschutzfachlichen Wertigkeit und der gegenwärtigen Waldstruktur anzupassen. In der EU-Förderperiode 2000 bis 2006 konnte das VNP Wald und sein Mittelwald-Modul erstmals ab 1.1.2005 angeboten werden. Die Förderung basierte auf der naturschutzfachlichen Wertigkeit des jeweiligen Waldes (wichtigste Struktureigenschaft ist die Lichtheit des Bestandes, höhere Zahlungen gibt es für verstärkte Lichtheit). Aufgrund der guten Vorbereitung und adäquater Fördersätze konnten bereits im ersten Jahr 1954 ha Mittelwald unter Vertrag genommen werden, im darauf folgenden Jahr 2006 wurden Verträge für weitere 799 ha abgeschlossen. Damit konnte innerhalb von nur zwei Jahren die weitere Bewirtschaftung in mehr als der Hälfte der gesamten bayerischen Mittelwälder durch das VNP Wald gesichert werden. Die weiteren aktiven Module des VNP Wald, d.h. Maßnahmen, die eine aktive Nutzung beinhalteten, wurden 2005/2006 wenig angenommen.

Der naturschutzfachlichen Bedeutung der Mittelwälder wird auch in der aktuellen EU-Förderperiode 2007-2013 Rechnung getragen, indem Waldbesitzern Zahlungen zur Deckung der zusätzlichen Kosten und der Einkommensverluste beantragen können, die ihnen durch die Teilnahme am VNP Wald entstehen. Der modulare Aufbau des VNP Wald hat sich in den Jahren 2005/2006 bewährt und wurde daher beibehalten.

Das Mittelwald-Modul wurde erweitert zu „Erhalt und Verbesserung von Stockausschlagswäldern“. Damit können auch Niederwälder und Übergangsformen gefördert werden. Außerdem ist eine Überführung von durchgewachsenen Mittelwäldern, soweit fachlich vertretbar, nun förderfähig. Die Förderkulisse ist ab 2007 mit den Vorkommen von Stockausschlagswäldern identisch. Je nach Umtriebszeit in den Wäldern werden derzeit entweder 50,- €/ha/a oder 70,- €/ha/a entgolten (eine naturschutzfachlich wünschenswerte Umtriebszeit kleiner 30 Jahren ergibt dabei den höheren Fördersatz). Zusätzlich wird die Entnahme des Unterholzes jährlich gefördert. Die Flächengröße des Unterholzhiebes ergibt sich dabei aus der vereinbarten Umtriebszeit. (Gesamtvertragsfläche/Umtriebszeit x 5 Jahre = die in der fünfjährigen Vertragslaufzeit auf den Stock zu setzende Teilfläche).

Aufgrund der veränderten Förderbedingungen durch die EU werden bei den Modulen „Erhalt und Verbesserung von Stockausschlagswäldern“ und „Erhalt und Schaffung lichter Waldstrukturen“ die aktiven Investitionen, wie die Entnahme des Unterholzes, separat entgolten.

Im neuen VNP Wald wurden aufgrund der bisherigen Erfahrungen außerdem die Kombinationsmöglichkeiten erweitert. So können die Maßnahmen in Stockausschlagswäldern mit dem Modul „Erhalt von Alt- und Biotopbäumen“ kombiniert werden.

Analog zu den Agrarumweltprogrammen wurde das Vertragssystem auf ein Antrags- und Bewilligungssystem umgestellt.

Fallbeispiel: Standort E1 im Steigerwald

Zur besseren Verdeutlichung der Vorgehensweise soll an dieser Stelle ein Fallbeispiel beschrieben werden. Der Standort E1 befindet sich im Steigerwald, wo ein vergleichsweise mildes und warmes Klima vorherrscht. Der erste Schritt der standardisierten Bewertung ergab mit 44 Arten eine hohe Zielartenanzahl (Tab. 13), die sich aus fast allen ökologischen Gilden und taxonomischen Gruppen zusammensetzte (vgl. Tab. 11). Lediglich die Zielarten, die an hohle Bäume gebunden sind, wurden nicht nachgewiesen. Aus dem Zielartenspektrum lässt sich schließen, dass in diesem Mittelwald fast alle Habitattypen vorkommen. Eine Kartierung der Waldstruktur ergab, dass in großen Bereichen eine geringe Oberholzdeckung von 5-30 % vorherrschte. Weitere, für die Zielarten bedeutsame Strukturen wie Blüten- und Strauchreichtum und Lichtungen waren ebenfalls relativ häufig vertreten, wobei es Waldbereiche mit einer Konzentration an derartigen Sonderstrukturen und andere Waldbereiche mit einem deutlichen Mangel daran gab. Nur alte Eichen und Biotopbäume waren unterrepräsentiert. Eine Befragung der Rechtlergemeinschaft ergab, dass der Mangel an alten Eichen auf Reparationszahlungen zurückzuführen ist, die nach dem Zweiten Weltkrieg an Frankreich zu leisten waren. Die Umtriebszeit ist in den letzten Jahren auf über 35 Jahre gestiegen und jetzt sowohl für den Artenschutz als auch für die Mittelwaldnutzung (nachlassende Ausschlagskraft) zu hoch. Als Ursache wurde der Mangel an Arbeitskräften beklagt. Der hohe zeitliche Aufwand, die schwere Handarbeit und der geringe erwirtschaftete Wert des Feuerholzes machen die Nutzung wenig attraktiv. Zahlungen aus dem VNP Wald bieten einen Anreiz, die Bewirtschaftung als Mittelwald aufrecht zu erhalten.

Die Entscheidung zum Abschluss von Vereinbarungen im VNP Wald wird darüber hinaus durch die ansteigende Nachfrage nach Brennholz erleichtert. In der Vereinbarung mit der Rechtlergemeinschaft wurden verschiedene Regelungen festgesetzt, die die Zielsetzung, Arbeitsweise und zu erzielende Waldstrukturen betreffen. Diese beinhalten eine genaue Beschreibung der durchzuführenden Arbeiten und verschiedener Regelungen, die zu beachten sind, wie saisonale Einschränkungen einzelner Arbeitsschritte, die Förderung seltener Baumarten (*Sorbus domestica* L., *S. torminalis* (L.) Cr., *Malus sylvestris* (L.) Mill., *Pyrus pyraeaster* (L.) Burgsdorf), den Umgang mit Dornensträuchern und weitere Maßnahmen zur Verbesserung der Feuerholzqualität und zur Verbesserung der Waldstruktur. Da die Zahlungen sich auf Flächengrößen beziehen, müssen die jährlich eingeschlagenen Waldbereiche mittels GPS vermessen werden. Dabei ist es erlaubt, in einem Jahr unter der geforderten Flächengröße zu bleiben, da die genaue Flächenbestimmung im Wald vor dem Hieb schwierig durchzuführen ist. Allerdings muss im Folgejahr die Hiebsfläche entsprechend vergrößert werden, damit es auf lange Sicht keine schleichende Erhöhung der Umtriebszeit gibt. Alle Regelungen basieren auf den existierenden und anerkannten traditionellen, lokalen Richtlinien zur Mittelwaldnutzung. In vielen Fällen sind die traditionellen Waldordnungen viele Jahrhunderte alt und weiterhin gültig. Im beschriebenen Fallbeispiel stammt die Waldordnung aus dem Jahr 1744.

Weitere Entwicklungen und Schlussfolgerungen

Die Ziele des Schutzkonzeptes, naturschutzfachliche Vorgaben zu definieren, geeignete Maßnahmen zu finden, um die Situation in den Mittelwäldern aus Artenschutzsicht zu verbessern, und vor allem auch die Waldnutzer vom Sinn der Fortführung der alten Nutzungsformen zu überzeugen, konnten erfolgreich umgesetzt werden. Aufgrund der engen Kooperation mit den Waldbesitzern, sollte auch in Zukunft eine erfolgreiche Zusammenarbeit möglich sein. Trotz allem sollte aber ein Monitoring-System entwickelt werden, um das angewandte Naturschutzinstrument weiter zu verbessern und zukünftige Änderungen der Habitatqualität in den Wäldern frühzeitig erkennen zu können.

Die Ergebnisse des Schutzkonzeptes zeigen, wie eng die Waldnutzung und das Vorkommen von Waldstrukturen für gefährdete Arten miteinander verzahnt sind. Auf Grundlage dieser Kenntnisse sollten weitere Maßnahmenkonzepte für andere Waldnutzungstypen entwickelt werden, die ebenfalls als geeignet erscheinen, die Artenvielfalt in Wäldern zu fördern. Die gegenwärtige allgemeinere Fassung des VNP Wald mit einer Förderung von „Stockausschlagswäldern“ ist eine folgerichtige Konsequenz gegenüber der ursprünglichen Förderung von Mittelwäldern.

Zusammenfassung

In diesem Beitrag beschreiben und erklären wir die Entwicklung eines Verfahrens zum Schutz von Lebensräumen in Wäldern, die als Mittelwald genutzt werden.

Die Entwicklungsschritte beinhalten 1. die Erfassung der ökologischen Ansprüche gefährdeter Arten, 2. die Beschreibung wichtiger Habitattypen, 3. die Entwicklung von Kriterien für die Auswahl von Zielarten (unter besonderer Berücksichtigung dynamischer Prozesse wie sie für die Erhaltung der Lebensräume notwendig sind), 4. die Entwicklung und Anwendung einer standardisierten Bewertung zur Beprobung und Klassifizierung von Mittelwäldern (Beurteilung der Artvorkommen durch Erfassungen, der Lebensraumverteilung durch Kartierungen und der Nutzungen durch Befragungen der Besitzer) und 5. Aufnahme von Maßnahmen in ein neu entwickeltes Vertragsnaturschutzprogramm Wald, um Zahlungen an Waldbesitzer für eine naturschutzgerechte Mittelwaldbewirtschaftung zu ermöglichen. Für alle diese Entwicklungsschritte werden Details dargestellt. Das VNP (Vertrags Naturschutz Programm) Wald ist angelaufen und verschiedene Mittelwälder werden nun auf diesem Weg gefördert. Zum Abschluss wird die Vorgehensweise an einem Fallbeispiel näher erläutert, das einen nahezu vollständigen Satz an typischen Habitatausprägungen beinhaltet.



Stehendes Totholz bietet Lebensraum nicht nur für xylobionte Käfer.

Literatur

- BÄRNTHOL, R. (2003): Nieder- und Mittelwald in Franken. Waldwirtschaftsformen aus dem Mittelalter. Fränkisches Freilandmuseum, Bad Windsheim.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (LFU) (2003): Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Augsburg.
- BINOT, M., BLESS, R., BOYE, P., GRUTTKE, H. & PRETSCHER, P. (1998): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- BOLZ, R. & BUßLER, H. (2001): Erfassung der aktuell bewirtschafteten Mittelwälder im Landkreis Neustadt/Aisch – Bad Windsheim. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Bayer. Landesamtes für Umweltschutz.
- BOLZ, R. & ELSNER, O. (2002): Erfassung der aktuell bewirtschafteten Nieder- und Mittelwälder in den Regierungsbezirken Ober- und Unterfranken. Unveröff Gutachten im Auftrag des Bayer. Landesamtes für Umweltschutz.
- BUßLER, H. AND SCHMIDL, J. (i. D.): Exploring xylobiontic canopy coleoptera in Bavaria - Impacts on red data book and species stratification knowledge. In: Floren, A. and Schmidl, J. (Hrsg.), Canopy Arthropod Research in Central Europe: Basic and applied studies from the high frontier. Bioform, Nürnberg.
- COCH, T. & MÜLLER-BAUERNFEIND, M. (2002): Wiederaufnahme des Mittelwaldbetriebes im Opfinger Mooswald. Ein Pilotprojekt zum Traditionsbezug multifunktional verstandener Forstwirtschaft. Naturschutz und Landschaftsplanung 34: 165-170.
- DOLEK, M., BUßLER, H., SCHMIDL, J., GEYER, A., BOLZ, R. & LIEGL, A. (2008a): Vergleich der Biodiversität verschiedener Eichenwälder anhand xylobionter Käfer, Nachtfalter und Ameisen. Ökologische Bedeutung und Schutz von Mittelwäldern in Bayern, Bayerisches Landesamt für Umwelt: 6-36.
- DOLEK, M., FREESE-HAGER, A., GEYER, A. & LIEGL, A. (2008b): Die Habitatbindung von Maivogel und Heckenwollfalter: Ein Vergleich von zwei Lichtwaldarten. Ökologische Bedeutung und Schutz von Mittelwäldern in Bayern, Bayerisches Landesamt für Umwelt: 37-55.
- DOLEK, M., FREESE, A., BUßLER, H., FLOREN, A., SCHMIDL, J. & LIEGL, A. (2008c): Ants on oaks: effects of forest structure on species composition. Journal of Insect Conservation, online first.
- FREESE, A., BENES, J., BOLZ, R., CIZEK, O., DOLEK, M., GEYER, A., GROS, P., KONVICKA, M., LIEGL, A. & STETTNER, C. (2006): Habitat use of the endangered butterfly *Euphydryas maturna* and forestry in Central Europe. Animal Conservation 9: 388-397.
- MEYER-CORDS, C. & BOYE, P. (1999): Schlüssel-, Ziel- Charakterarten. Zur Klärung einiger Begriffe im Naturschutz. Natur und Landschaft 74(3): 99-101.
- PROJEKTGRUPPE ARTENSCHUTZ IM WALD – PG AiW (2001): Artenvielfalt in verschiedenen Waldtypen und die Habitatbindung ausgewählter Charakterarten. unpubl. report to Bayer. Landesamtes für Umweltschutz (LfU), 311 S.
- ROSSMANN, (1996): Lebensraumtyp Nieder- und Mittelwälder. Landschaftspflegekonzept Bayern. StMLU & ANL.
- SCHMIDL, J. & BUßLER, H. (i. D.). Canopy openness and forest management as determinants of xylobiontic beetle guild composition and diversity in coppice forests. In: Floren, A. and Schmidl, J. (eds.). Canopy Arthropod Research in Central Europe: Basic and applied studies from the high frontier. Bioform, Nürnberg.
- 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, 334-345.

TREIBER, R. (2003). Genutzte Mittelwälder - Zentren der Artenvielfalt für Tagfalter und Widderchen im Südsass. Nutzungsdynamik und Sukzession als Grundlage für ökologische Kontinuität. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 35, 50-63.

VAN SWAAY, C. A. M. & WARREN, M. S. (1999): Red Data book of European butterflies (Rhopalocera). *Nature and Environment*, No. 99, Council of Europe Publishing, Strasbourg, 260 S.

Die Umsetzung von Naturschutzmaßnahmen für den Maivogel (*Euphydryas maturna*) in Bayern

Liegl, A., Finnberg, S., Gros, P. und Dolek, M.

Einleitung

Aufgrund der Ergebnisse des Artenhilfsprogramms für den Maivogel (*Euphydryas maturna*) des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (LfU) (DOLEK et al. 2008) und der Kooperationen mit Arbeitsgruppen aus den Nachbarländern (FREESE et al. 2006, DOLEK et al. 2007) konnten die Bedingungen, unter denen der Maivogel sich reproduziert, gut beschrieben werden. Es wurde insbesondere deutlich, welche Habitatstrukturen für erfolgreiche Populationen notwendig sind.

Da das Artenhilfsprogramm ganz zentral die Umsetzung von Hilfsmaßnahmen beinhaltet, war die logische Konsequenz, Möglichkeiten zu erarbeiten, wie solche Habitatstrukturen erhalten und entwickelt werden können. Von zentraler Bedeutung war hierbei die Entwicklung eines Förderinstruments, das eine Waldbewirtschaftung mit naturschutzfachlicher Zielsetzung unterstützt. Mit dem neu entwickelten Vertragsnaturschutzprogramm Wald (VNP Wald) entstand dieses Instrument und wird in der Praxis seit kurzem angewandt (vgl. LIEGL et al. 2008). Bei der Entwicklung und Formung des bayerischen VNP Wald wurden Erfahrungen aus Deutschland und den Nachbarländern berücksichtigt (vgl. GÜTHLER et al. 2005, HÄUSLER et al. i. D.).

Im vorliegenden Artikel wird nun dargestellt, durch welche Maßnahmen in verschiedenen Waldnutzungen Waldstrukturen geschaffen und in einem dynamischen System erhalten werden können, die vom Maivogel als Lebensraum genutzt werden. Viele der Maßnahmen wurden in einzelnen Fällen schon durchgeführt und werden an praktischen Beispielen erläutert.

Die Verbreitung des Maivogels in verschiedenen Lebensräumen

Das Verbreitungsgebiet des Maivogels erstreckt sich von Frankreich über Mittel- und Osteuropa (ohne Schweiz) bis in die nordwestliche Mongolei (HELSDINGEN et al. 1996, KUDRNA 1986, VARGA & SANTHA 1973). Aufgrund der starken Bestandsrückgänge gilt der Maivogel in Europa als gefährdet (VAN SWAAY AND WARREN 1999), nur in Finnland ist er noch relativ häufig (WAHLBERG 1998). In Belgien, Dänemark und Luxemburg ist die Art ausgestorben. In weiteren fünf Ländern, darunter Deutschland, ist die Art vom Aussterben bedroht. In Deutschland gibt es derzeit noch fünf aktuelle Vorkommen in vier Bundesländern (eine Population grenzüberschreitend), in Österreich sind es noch einige mehr, und in Tschechien und Italien ist dagegen jeweils nur noch eine (Meta-)Population bekannt (vgl. Abb. 22).

E. maturna ist in Auwäldern, Bruchwäldern und Laubmischwäldern, insbesondere den Fingerkraut-Eichenmischwäldern (Potentillo-Quercetum) zu finden. Die Tiere fliegen in den lichten Wäldern vorwiegend an Waldsäumen, Lichtungen und Jungbaumbeständen mit warmem, zeitweise luftfeuchtschwülem Kleinklima (HELSDINGEN et al. 1996, KÜHNERT 1964, 1967, SETTELE et al. 1999, WEIDEMANN 1985, 1988). Diese Lebensraumansprüche legen nahe, dass Auen zu den primären Lebensräumen zählen (PRETSCHER 2000, PG AIW 2000, 2001). Das besiedelte frühe Sukzessionsstadium wird in Auen durch die natürliche Dynamik (z. B. Überschwemmungen) immer wieder neu bereitgestellt. Mit dem Rückgang der Auen sind auch die natürlichen Lebensräume verloren gegangen, so dass die heute besiedelten Standorte mehrheitlich als Ersatzlebensräume einzustufen sind.

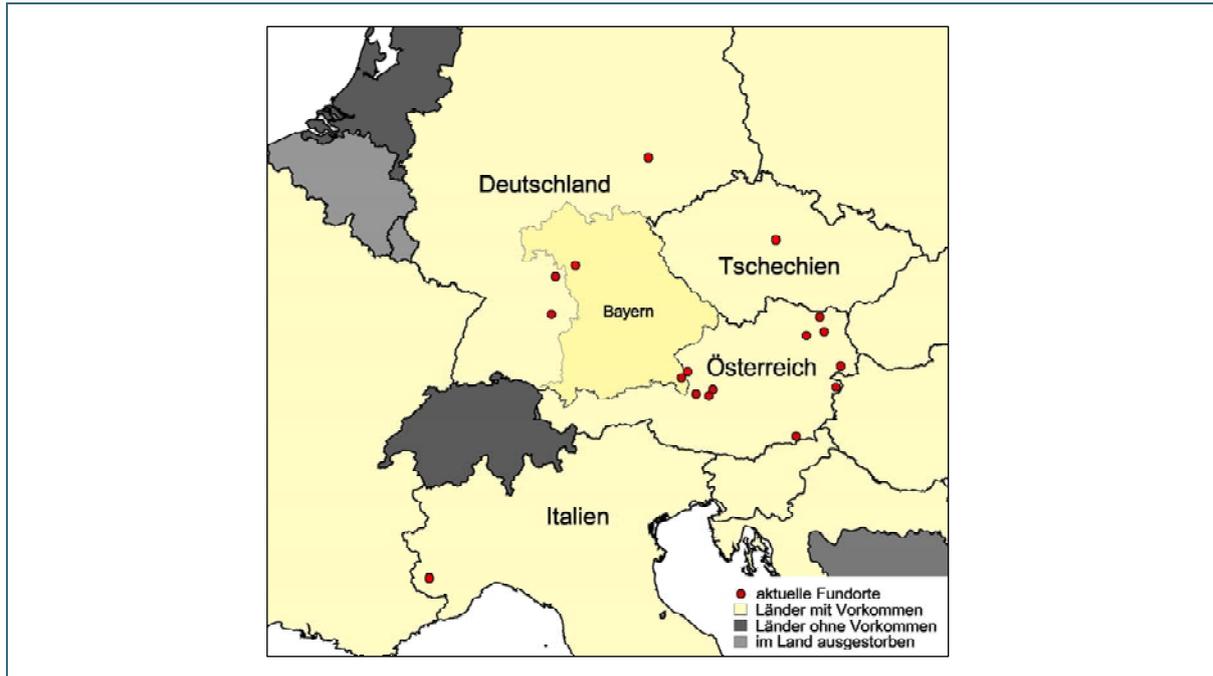


Abb. 22: Aktuelle Vorkommen von *E. maturna* mit detaillierten Angaben für Deutschland, Tschechien, Österreich und Italien.

Datengrundlage: VOGLER 1980, EBERT & RENNWALD 1991, HUEMER & TARMANN 1993, ESSAYAN 1999, HÖTTINGER & PENNERSTORFER 1999, VAN SWAAY & WARREN 1999, LAFRANCHIS 2000, BAYER. LFU 2006, SCHMIDT 2001, GALLO & GIANTI 2003, REINHARDT 2003 und Daten der Autoren.

Besonnung, Temperatur und Luftfeuchte bestimmen die Eignung der Waldbereiche. Von Bedeutung für *E. maturna* ist das Vorkommen von besonnten Eschen mit bodennahen Ästen an warm-luftfeuchten Standorten. Die Eiablagebereiche werden durch Wahl der Eiablagehöhe, Lage und Exposition an der Pflanze, Waldstruktur etc. ausgewählt (z. B. FREESE et al. 2006, DOLEK et al. 2008).

Die Ursachen für das Vorkommen bzw. die Entstehung lichter Waldbereiche bei den aktuellen Maivogel-Vorkommen in Wirtschaftswäldern können dabei sehr unterschiedlich sein (vgl. Abb. 23). Teilweise werden lichte Bestände in aktiven Mittelwäldern wie z. B. im Steigerwald besiedelt: Merkmal des Mittelwaldes ist die Zweischichtigkeit des Bestandes (BECK 1986, BUCKLEY 1992). Die Oberschicht besteht aus großkronigen Laubbäumen, die im weiträumigen Verband stehen. Bei einem Hieb werden diese Bäume zur Bauholznutzung stehen gelassen. Die Unterschicht besteht aus jüngeren, stockausschlagfähigen Bäumen, die im 20- bis 30- (bis 35-)jährigen Umtrieb zur Brennholzerzeugung genutzt werden. Aus den Stöcken wächst nach einem Hieb das Unterholz wieder hervor. Durch diese Nutzungsform gibt es also immer wieder lichte Stellen im Wald, die häufig ein feucht-warmes Kleinklima aufweisen. Das bevorzugt besiedelte Hiebsalter liegt bei ca. sieben bis ca. 27 Jahren (FREESE et al. 2006, DOLEK et al. 2008).

In feuchten Wäldern können nutzungsunabhängig innere und geschützte äußere Säume bei entsprechender Beschaffenheit besiedelt werden. Besonders häufig werden innere Säume an Wegrändern breiterer, ausreichend besonnener Wege besiedelt (Abb. 23). Innere Säume haben einen größeren Stellenwert als äußere, da letztere selten die notwendigen mikroklimatischen Bedingungen mit reich strukturiertem Eschenaufkommen und günstigem Aufbau aufweisen. Auch sind äußere Säume stärker windexponiert als innere, was dem Maivogel abträglich sein dürfte. An äußeren Säumen können wertvolle Lebensräume erst durch enge Verzahnungen zwischen extensiv genutzten Wiesen und Wäldern gebildet werden. Durch viele Waldeinbuchtungen und breite Übergangstreifen entstehen z. B. im Berchtesgadener Land geeignete Strukturen für den Maivogel (vgl. Abb. 23).

Weitere Strukturen, die von *E. maturna* besiedelt werden, sind junge Baumaufwuchsbereiche auf Windwurfflächen und Rodungen. In Bayern sind dies eher Sonderstrukturen (z. B. im besiedelten Hochwaldbereich im Steigerwald, vgl. Abb. 23), im Raum Salzburg (Österreich) dagegen lebt *E. maturna* vor allem auf kleinen Kahlschlagsflächen im Wald bzw. am Waldrand, die durch die dortige Bewirtschaftung regelmäßig entstehen (FREESE et al. 2006).

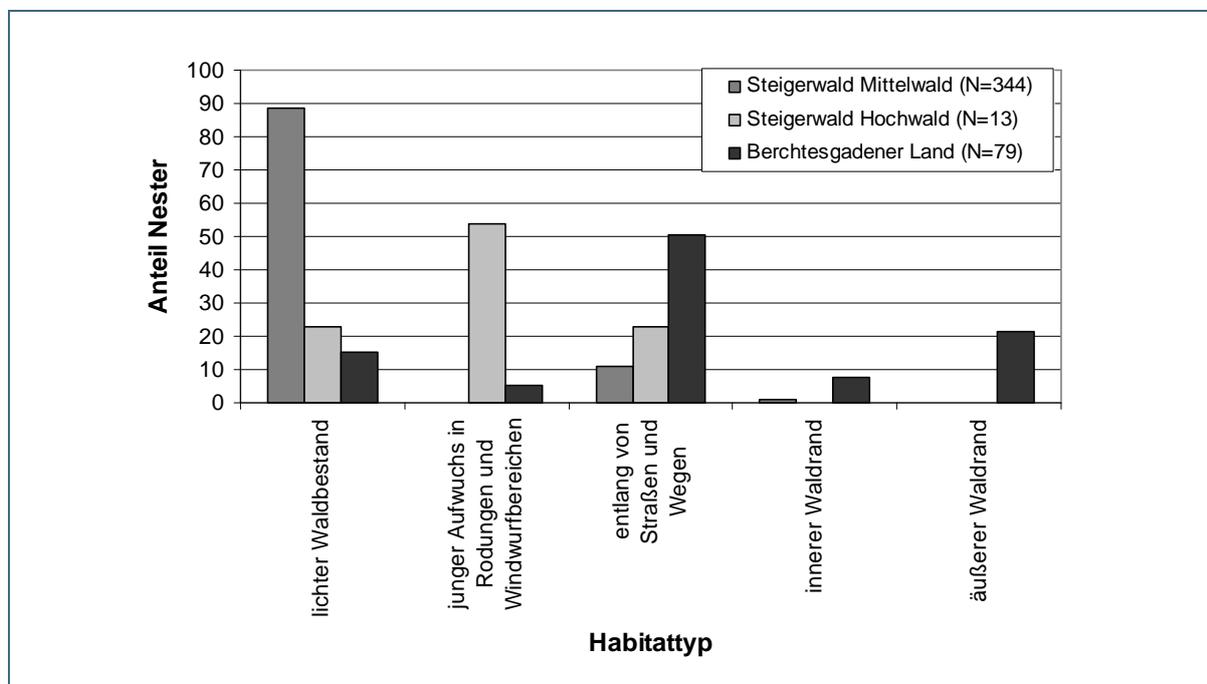


Abb. 23: Vergleich der mit Maivogel-Nestern besiedelten Habitattypen an verschiedenen Standorten in Bayern.

Mögliche Maßnahmentypen

Die vom Maivogel benötigten Habitatstrukturen sind mit dem Rückgang der Auwälder und dem Verschwinden strukturbildender Prozesse selten geworden, da es in den Wirtschaftswäldern in der Regel an Dynamik fehlt. Insbesondere die Jugend- sowie Alters- und Zerfallsphasen des Waldes sind stark unterrepräsentiert (vgl. GÜTHLER et al. 2005). Zudem sind offene Waldbereiche und Lichtungen entsprechend kurzlebig, da sie durch Anpflanzung und Zuwachsen des Bestandes immer wieder verschwinden und neu entstehen müssen.

Aufgrund dieser Dynamik sind in den vom Maivogel heute noch besiedelten Ersatzlebensräumen wiederkehrende Maßnahmen erforderlich, die stetig ein Mosaik an geeigneten, nicht zu weit voneinander entfernten Waldbereichen schaffen (Übersicht vgl. Tab. 14). Aufgrund der nur noch wenigen vorhandenen Maivogel-Populationen besteht eine große Handlungsnotwendigkeit.

Tab. 14: Übersicht der möglichen Maßnahmentypen für den Maivogel.

Struktur	Maßnahme
Mittelwald	geringe, variable Oberholzdeckung, regelmäßiger Umtrieb (optimal 20-28 Jahre); Pflegehieb
Hochwald- und Überführungswald	Lochhiebe nach Konzeption LWF, Auflichtung nach VNP Wald Modul „LICHTER WALD“
Lichtungen	Erhaltung, Strukturierung durch wenig Gehölze, Erhaltung von Jungeschen
Schneisen, Waldwege	Schaffung breiter Säume (10 m), gestaffeltes Rücksetzen, beidseits alternierende Pflege
Waldrand	Schaffung breiter Waldmäntel und -säume; breite Übergänge
Grünland	extensive Bewirtschaftung im Kontaktbereich
Sturmschadensflächen, Fichtenräumungen	keine Anpflanzungen, natürliche Sukzession, Kontrolle aufkommender Baumarten ggf. Förderung der Esche („kontrollierte Sukzession“)

Mittelwald

Insbesondere im Steigerwald ist die weitere Fortführung der Mittelwaldwirtschaft von hoher Bedeutung, da Mittelwälder hier den Schwerpunkt der Maivogel-Verbreitung ausmachen. Diese alte Waldbewirtschaftung sollte und wird teilweise bereits durch VNP-Wald-Verträge gefördert, wobei naturschutzfachliche Vorgaben zum Schutz und Erhalt von *E. maturna* in die Bewirtschaftung eingebracht wurden (vgl. LIEGL et al. 2008). Das Oberholz darf nicht zu dicht werden, damit ausreichender Sonneneinstrahlung gewährleistet wird. Optimal sind variable Oberholzdeckungen von 5-60 %. Des Weiteren müssen regelmäßige Schläge mit einer Umtriebszeit von etwa 20-28(-30) Jahren im Unterholz stattfinden. Eine zu starke Verkürzung der Umtriebszeiten brächte das Problem mit sich, dass dann der Hieb zu einer Zeit erfolgt, in der die Eschen noch im für *E. maturna* nutzbaren Zustand (Alter und Größe) sind. Eine Anlehnung an eine aus waldbaulicher Sicht für die gewünschte Brennholzproduktion optimale Bewirtschaftung des Mittelwaldes mit Zwischenpflegen, wie sie REBEL Anfang des 20. Jahrhunderts beschreibt (REBEL 1922), kann ebenfalls zu der für den Maivogel notwendigen Lichtigkeit des Bestandes beitragen. Daher wurde die Förderung eines Pflegehiebs in das VNP Wald aufgenommen (vgl. LIEGL et al. i. D.). Dieser Pflegehieb beinhaltet zwar von REBEL vorgeschlagene Elemente, ist jedoch eine auf die Bedürfnisse im VNP Wald abgestimmte Neuschaffung.

Eine Fortführung der Mittelwaldbewirtschaftung ist für diese Standorte die erste Priorität, jede andere Bewirtschaftungsform ist mit einem deutlichen Qualitätsverlust des Lebensraums verbunden. Falls eine Mittelwaldwirtschaft jedoch nicht fort- oder eingeführt werden kann, sollte versucht werden, bevorzugt eschenreiche, feuchte Waldbestände durch entsprechend geringe Bestockungen licht zu halten und Maßnahmen, wie sie für den Hochwald im Folgenden beschrieben werden, durchzuführen.

Hochwald

In Hochwäldern sollte versucht werden, neue Wege zur dynamischen Herstellung entsprechend lichter Waldbestände zu nutzen. So ist eine Erhaltung und Förderung lichter Waldstrukturen an luftfeuchten Standorten wie Lichtungen, Wegen, Schneisen oder Waldweihern mit geeignet strukturierten Säumen von hoher Bedeutung. Dies bedeutet, dass an derartigen Stellen eine offene Waldstruktur mit besonnt stehenden jungen Eschen gefördert werden muss. Gleichzeitig darf aber nicht vergessen werden, dass eine zu starke Besonnung (neben den vollsonnig und trocken stehenden Eschen, die von den Maivogel-Weibchen nicht zur Eiablage genutzt werden) der Präimaginalentwicklung abträglich ist (vgl. DOLEK et al. 2008, FREESE et al. 2006).

Eventuell aufkommende dichte Unterholzbestände auf Lichtungen (z. B. locker gestreuter Birken-Anflug) sollten wieder entfernt werden. Dies beinhaltet in gewissem Umfang einen Verzicht auf Holztrag auf diesen Flächen. Größere Lichtungen sollen jedoch nicht großräumig freigeräumt sein, sondern eine reiche Strukturierung mit Gehölzen aufweisen. Durch die Schaffung kleiner Lichtungen in feuchteren Waldbereichen kann die Entstehung neuer Lebensräume gefördert werden.

Waldbaulich kann diese in Form so genannter Lochhiebe (nach MÜLLER et al. 2004) mit mindestens Gruppengröße (> 500-1.000 m²) umgesetzt werden.

Schneisen und Waldwege können als Lebensraum genutzt werden, wenn sie genügend breit sind und die notwendigen Halbschattenbedingungen aufweisen. Lichte Wege sollten erhalten und ggf. geschlossene Waldkronen geöffnet werden. Zudem sind Pflege- und Mäharbeiten an vom Maivogel genutzten Straßen und Wegen zeitlich auf die Biologie des Maivogels abzustimmen, so dass die Wegsäume reichlich Blüten als Nahrungsgrundlage für die Imagines bieten, also nicht gerade zur Flugzeit gemäht werden. Zudem muss vermieden werden, dass alle von *E. maturna* am Wegrand genutzten Eschen vollständig entfernt werden. In Erweiterung dazu würde eine breite Wegrandpflege, d. h. abschnittsweises Aufstocksetzen innerhalb einer breiten Übergangszone von 10 m entlang des Weges, innere Säume fördern und gleichzeitig das Freibleiben der Wege sicherstellen. Hierbei sollte keine scharfe Pflegekante entstehen. Die Pflege sollte räumlich und zeitlich wechselnd und an die lokalen Gegebenheiten angepasst erfolgen. Auch wenn prinzipiell der südexponierte, d.h. besonnte Wegrand von höherer Bedeutung ist, sollte die Wegrandpflege beidseitig erfolgen. Durch Ausbuchtungen können sich auch auf der gegenüberliegenden Seite besonnte und zur Eiablage geeignete Strukturen ergeben. Insgesamt lässt sich, wie erste Erfahrungen in Mittelfranken zeigen, durch die räumlich und zeitlich wechselnde Wegrandpflege ein dynamisches System schaffen, das vom Maivogel und anderen lichtbedürftigen Waldarten auch angenommen wird.

An dieser Stelle ist auch auf die hohe Bedeutung von Wegen als Flugachse innerhalb dichter Waldbestände hinzuweisen. Maivogel-Falter fliegen entlang von Verbindungsstrukturen wie Wegen auch durch Hochwaldbereiche (DOLEK et al. 2003). Auch andere gefährdete Waldfalter wie der Gelbringfalter (*Lopinga achine*; vgl. GEYER et al. 2006), die Schillerfalter (*Apatura ilia* und *A. iris*) u. v. a. nutzen Wege und Wegränder gerne als Flugachsen und zur Aufnahme u. a. von Mineralien, indem sie an Pfützen und an überfahrenen Tieren saugen („mud-puddling“). Aus diesem Grund sollten kleinere Waldwege unbefestigt bleiben, damit sie z.B. mit feuchten Stellen als Saugstellen genutzt werden können. Insgesamt kommt den (zu schaffenden) breiten Wegsäumen also eine wichtige Funktion bei der Vernetzung von Habitaten (Biotopverbund) zu.

Bevorzugt in südlich exponierten Bereichen ist die Ausbildung stufiger Waldmäntel mit Eschen auch entlang von Waldrändern ratsam. Derartige Saumstrukturen können durch Schaffung geschützter Einbuchtungen des Waldrandes am Rand von großen Wiesenflächen gefördert werden. Um u. a. die Nahrungsversorgung der Falter mit Blütennektar zu gewährleisten, sollten darüber hinaus Wiesenbereiche extensiv bewirtschaftet werden. Insbesondere entlang von besiedelten Waldrändern dürfen nicht alle Wiesenstreifen gleichzeitig und in jedem Jahr gemäht werden.

Für die größeren Populationen in der Umgebung von Salzburg wird deutlich, dass dort die Erhaltung des Lebensraumes durch eine kleinräumige Kahlschlagwirtschaft im Waldgebiet erfolgt (GROS, pers. Beob., vgl. auch FREESE et al. 2006). Diese kleinflächigen Kahlschläge erzeugen die notwendige dynamische Entwicklung mit lichten Waldstadien. Eine (probeweise) Einführung einer derartigen Bewirtschaftung ist deshalb ebenfalls zu erwägen. Alternativ kann mit dem Konzept der Lochhiebe der Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) das Entstehen von Lücken nachgeahmt werden, wie sie beim Stürzen eines Urwaldriesen entstehen würden (vgl. MÜLLER et al. 2004). Danach sollen Verjüngungshiebe als Lochhiebe mit mindestens Gruppengröße (dies entspricht 5-10 Ar, d. h. 500-1.000 m²) geführt werden.

Natürliche Situationen, die in ihrer Art kleinräumigen Kahlschlägen entsprechen, sind Windwurfflächen oder Fichtenräumungen nach Borkenkäferbefall. Aufkommender Eschenjungwuchs kann auch in diesen Bereichen für den Maivogel nutzbar sein. Aus diesem Grund sollte hier keine Aufforstung stattfinden, sondern diese Flächen sollten der natürlichen Sukzession überlassen werden.

Habitatfläche

Die bestehenden Populationen des Maivogels und ihre Lebensräume in Bayern sind klein, so dass sie bei ungünstigen Bedingungen leicht erlöschen können. Damit stellt sich die Frage, wieviel Lebensraum notwendig ist, um ein längerfristiges Überleben der Population gewährleisten zu können.

Eine grobe Berechnung, allerdings ohne genauere Modellierung wurde bei FREESE et al. (2006) versucht. Dabei wurden entsprechend allgemeiner Literaturangaben 5.000 Imagines als „minimum viable population“ angenommen. Aufgrund der Fang-Wiederfang Daten aus Tschechien kann kalkuliert werden, dass dafür 170 ha Habitatfläche (warm-feuchte Lichtungen etc.) notwendig sind. Im untersuchten Mittelwald wird derzeit durch die Verkürzung der Umtriebszeit auf 30 Jahre (vgl. Umsetzungsbeispiele) eine Gesamtfläche der Hiebsflächen im geeigneten Alter von 154 ha erreicht. Dies ist eine deutliche Verbesserung gegenüber den bisherigen 126 ha ohne Anwendung des VNP Wald. Da diese Fläche jedoch nur den Faktor Lichtigkeit berücksichtigt nicht jedoch die notwendige Wärme, Luftfeuchte und Waldinnenlage, die nur auf einem kleinen Teil der Flächen vorhanden sind, ist die für ein langfristiges Überleben der Steigerwaldpopulation notwendige Habitatfläche, bei weitem noch nicht erreicht.

Zusammenfassend kann damit festgehalten werden, dass nur durch ein Zusammenspiel der habitatschaffenden Maßnahmen in den Mittelwäldern, Überführungswäldern und Hochwäldern das langfristige Überleben gesichert werden kann. Die verstärkte Nachfrage nach Brennholz in neuerer Zeit kommt der Erhaltung und Wiederbelebung der Mittelwaldnutzung zu Gute.

Umsetzungsbeispiele

Mittelwald

Das zentrale Maivogel-Vorkommen im Steigerwald befindet sich in noch aktiv genutzten Mittelwäldern. Da diese Bewirtschaftungsweise aufgrund der vorrangigen Brennholzproduktion sowohl finanziell als auch vom Arbeitsaufwand her lange Zeit nicht mehr attraktiv war, drohte dem Maivogel auch in seinen letzten Refugien der Verlust des Lebensraumes.

Aus Mangel an Arbeitskräften wurden die Hiebsflächen immer kleiner, so dass die Umtriebszeit deutlich über 30 Jahre lag. Dies bedeutet, dass zunehmend weniger lichte Waldbereiche für den Maivogel und andere Lichtwaldarten zur Verfügung standen. Problematisch ist jedoch auch, dass bei einer derartig hohen Umtriebszeit auch die Stockausschlagsfähigkeit der Eichen nachlässt, und eine Mittelwaldwirtschaft dadurch unmöglich werden kann. Eine Förderung dieser alten Waldbewirtschaftung über VNP Wald lässt derzeit die Umtriebszeit wieder auf ca. 30 Jahre sinken.

Vorteilhaft für *E. maturna* ist, dass seit je her bei den Hieben über große Flächen geringe Oberholzdeckungen angestrebt wurden. Auch gibt es im Waldgebiet eine vergleichsweise große natürliche Lichtung auf staunassem Boden, auf deren Aufforstung die Rechtlergemeinschaft stets verzichtet hat. Diese Kombination an Faktoren hat dem Maivogel hier das Überleben bis heute erlaubt, wogegen er in allen anderen Vorkommensbereichen Bayerns (Ausnahme: im äußersten Südosten, wo er durch benachbarte österreichische Populationen erhalten wurde) ausgestorben ist. Erfreulicherweise hat der Maivogel in den letzten Jahren begonnen, neu entstehende Hiebsflächen zu besiedeln, die bereits ein Mindestalter von 5-10 Jahren aufweisen. Allerdings werden derartig junge Hiebe nur langsam wieder besiedelt, vermutlich sind die Waldstrukturen noch zu offen und ungeschützt.



Rechtler beim Ausmessen einer Mittelwald-Hiebsfläche mit Gertstangen.



Diese mit jungen Eschen bestandene Lichtung ist ein geeigneter Lebensraum für den Maivogel.



Durch eine gezielte Pflegemaßnahme wurden die abgebildeten Jungeschen frei gestellt und schon im Folgejahr vom Maivogel belegt.

Hochwald

In einem Hoch- und Überführungswald, der an einen vom Maivogel besiedelten Mittelwald angrenzt, bietet sich die Umsetzung verschiedenster Maßnahmen zum Schutz und Erhalt des bereits vereinzelt im Hochwaldbereich vorkommenden Maivogels an.

E. maturna besiedelt im Hochwald Sonderstrukturen, mit dem benötigten feucht-warmen Klima. Im Untersuchungsgebiet ist das z. B. eine Lichtung (Entfernung 0,5 km Luftlinie zur nächsten Population), die für ein Wasserrückhaltebecken geschaffen wurde, das aber nur teilweise geflutet wurde. Die hier aufkommenden Eschen wurden bereits zur Eiablage genutzt. Durch die Berücksichtigung der Ansprüche des Maivogels konnte erreicht werden, dass weiterhin geeignete Habitats auf dieser Lichtung zur Verfügung stehen. Aufgrund der geringen Flächengröße dieses Standortes und der natürlich fort-

schreitenden Sukzession sind Gehölzentnahmen geplant, die für eine regelmäßige Auslichtung sorgen. Erste Eingriffe wurden zur Verbesserung der Lebensraumqualität bereits durchgeführt und die optimierten Habitate zur Eiablage angenommen.

Auch auf anderen Lichtungen sind Auslichtungen geplant.

In einem Windwurfbereich in einer Entfernung von 1,5 km Luftlinie zum nächsten Maivogelvorkommen wächst im Rahmen der natürlichen Sukzession ein reich strukturierter Gehölzaufwuchs nach. Derzeit besteht hier ein sehr lichter Bereich, der u. a. von *Coenonympha hero*, aber noch nicht von *E. maturna* besiedelt wird. Auch hier gibt es reichlich Eschenjungaufwuchs, so dass davon ausgegangen wird, dass die Windwurffläche einen potenziellen Lebensraum für den Maivogel darstellt. Aus diesem Grund soll hier generell auf eine Aufforstung verzichtet und die Fläche der natürlichen Sukzession überlassen werden.

Ähnliches gilt für weitere Waldbereiche, in denen wegen des Borkenkäfers umfangreiche Gehölzentnahmen durchgeführt wurden. Die hier verbleibende Oberholzdeckung von ca. 25 % und weniger bleibt zunächst erhalten, in der Erwartung, dass stellenweise Eschen aufkommen, die vom Maivogel genutzt werden können.

Über größere Waldflächen hinweg gibt es staunasse bzw. wechselfeuchte Bereiche, die bei entsprechender Aufflichtung ebenfalls einen Lebensraum für den Maivogel bieten könnten. Optimal aus Sicht des Maivogelschutzes wäre hier die Einführung einer Mittelwaldbewirtschaftung. Alternativ ist aber auch die Durchführung von Lochhieben (MÜLLER et al. 2004) denkbar, wobei Anzahl und Flächengröße an die gegebenen Verhältnisse angepasst werden muss. Die ersten durchgeführten Lochhiebe mit ca. 20 m Durchmesser haben sich als zu klein herausgestellt. Schließlich kann auch eine Aufflichtung des Oberholzes erfolgen, wobei variable Oberholzdeckungen von bis maximal 50-60 % anzustreben sind.

Für einen Hochwald gut geeignete Maßnahmen zur Förderung lichter Strukturen sind entsprechende Waldrandgestaltung und eine breite Wegrandpflege, wie sie im vorigen Kapitel bereits besprochen wurden. Eine entsprechende Pflege wurde begonnen, Raupenfunde liegen noch keine vor, die Flächen machen jedoch einen guten Eindruck.

Allen Maßnahmentypen gemeinsam muss jedoch die Berücksichtigung des zeitlich dynamischen Aspektes sein, d. h. die jeweiligen Maßnahmen sollten räumlich versetzt und zeitlich wiederholt stattfinden. Der zeitliche Rhythmus ist dabei je nach Maßnahme sehr unterschiedlich – Wegrandpflege ist z. B. häufiger zu wiederholen als Mittelwaldschläge. Eine besondere Rolle spielen bestehende Lichtungen bzw. lichte Bereiche, die geeignet sind, als so genannte „hot spots“ dauerhaft als Lebensraum erhalten zu werden. Neben dem dynamisch stark veränderlichen Teil der Lebensräume ergibt sich so auch ein Grundgerüst von längerfristig zur Verfügung stehenden Flächen. Die speziellen Lebensraumansprüche des Maivogels und die extreme Gefährdung machen jedenfalls deutlich, dass jedes der letzten Vorkommen eines umfangreichen, langfristigen Erhaltungskonzeptes bedarf.

Durch einen phantasievollen Einsatz und Kombination von Maßnahmen (Erhalt bestehender lichter Bereiche, Wegrandpflege und -gestaltung, Aufflichtungen, kleinräumige Hiebe, Belassen der Sukzession auf Fichtenräumungen und Windwurfflächen) lässt sich auch ein Hochwald naturschutzfachlich aufwerten, so dass nicht nur der Maivogel, sondern auch andere Lichtwaldarten davon profitieren können. Im Rahmen dieses Konzeptes kann darüber hinaus durch gezielte Information das Verständnis bei der Bevölkerung geweckt werden, warum der Wald nicht so „ordentlich“ wie andere Wälder aussieht.

Bedarf für Weiterentwicklungen

Seit Entstehung des VNP Wald in Bayern ist es ständigen Überarbeitungen unterworfen, die zu seiner Weiterentwicklung führen. Bestehende Module müssen verbessert werden, so dass sie für den Waldbesitzer attraktiv genug sind und gleichzeitig die naturschutzfachlichen Ziele erreicht werden. Das Modul „Mittelwald“ wurde aufgrund der umfangreichen Vorbereitungen von Anfang an gut angenommen, bei anderen Modulen waren Verbesserungen notwendig. Je weiter die Erfahrungen mit gezielten Naturschutz-Maßnahmen im Wald nun gehen, desto genauer können zukünftige Konzepte gefasst werden. Gerade zur Bewirtschaftung des Hochwaldes werden im Bezug auf die vorliegenden Artikel verschiedene Maßnahmentypen dargestellt (vgl. Tab. 14), für die auch eine finanzielle Förderung notwendig erscheint.

Besonders hervorzuheben sind hierbei:

- Zulassen der Sukzession mit einer Kontrolle der aufkommenden Baumarten bei Bedarf (kontrollierte Sukzession), keine Anpflanzung
- Pflege von Wegrändern auf 10 m Breite
- Waldrandpflege, um breite Übergänge zu schaffen
- Erhaltung bereits aufgelichteter Bereiche.

Diese Maßnahmen sind im Hochwald erfolgversprechende Ansätze für die Schaffung von lichten Waldstrukturen, die über die bisherigen Module nicht direkt abgebildet sind.

Zusammenfassung

Im vorliegenden Artikel wird die praktische Seite des Artenhilfsprogramms für den Maivogel (*Euphryas maturna*) zusammengefasst. Da der Maivogel lichte, sonnige und geschützte Waldstandorte mit warm-feuchtem Mikroklima benötigt, werden verschiedene Maßnahmen vorgestellt und im Detail erläutert, die solche Bedingungen schaffen.

Eine geregelte Mittelwaldbewirtschaftung mit einer Umtriebszeit von 20-30 Jahren im Unterholz und einer geringen und variablen Oberholzdeckung schafft großräumig günstige Lebensraumbedingungen. Eine Förderung über VNP Wald wird durchgeführt.

Im Hochwald können verschiedene Möglichkeiten angewandt werden, um für den Maivogel günstige Lebensraumbedingungen herzustellen: Erhaltung von Lichtungen, Schaffungen breiter Säume entlang von Wegen und Schneisen, Entwicklung breiter Waldmäntel und -säume in Verzahnung mit extensivem Grünland, natürliche Sukzession auf Windwurfflächen und Fichtenräumungen sowie Lochhiebe und Auflichtungen im Hochwald. Für alle Maßnahmen werden detaillierte Angaben gemacht. Auch erste Erfahrungen aus der Praxis liegen bereits vor. Allerdings werden bisher nur einige dieser Maßnahmen über das VNP Wald gefördert. Eine Anpassung des Programms wird daher empfohlen.

Literatur

- BAYER. LFU [BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ] (Hrsg.) (2006): Artenschutzkartierung Bayern – Arbeitsatlas Tagfalter. Augsburg, Bayerisches Landesamt für Umweltschutz.
- BECK, P. (1986): Der Mittelwald - ein räumliches und zeitliches Mosaik verschiedener Ökosysteme. Allgemeine Forst Zeitschrift 47: 1170-1171.
- BUCKLEY, G.P. (Hrsg.) (1992): Ecology and Management of Coppice Woodlands, Chapman & Hall, London. 337 S.
- DOLEK, M., FREESE, A., GEYER, A. & BOLZ, R. (2003): Fortführung des Artenhilfsprogrammes für Maivogel (*Euphydryas maturna*) und Heckenwollflügel (*Eriogaster catax*). Unveröff. Gutachten (Zwischenbericht) im Auftrag des Bayer. Landesamtes für Umweltschutz (LfU).
- DOLEK, M., FREESE, A., CIZEK, O., & GROS, P. (2007): Mortality of early instars in the highly endangered butterfly *Euphydryas maturna* (Linnaeus, 1758) (*Nymphalidae*). Nota lepidopterologica 29: 221-224.
- DOLEK, M., FREESE-HAGER, A., GEYER, A. & LIEGL, A. (2008): Die Habitatbindung von Maivogel und Heckenwollflügel: Ein Vergleich von zwei Lichtwaldarten. Ökologische Bedeutung und Schutz von Mittelwäldern in Bayern, Bayerisches Landesamt für Umwelt: 37-55.
- EBERT, G. & RENNWALD, E. (Hrsg.) (1991): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Vol. 1. Stuttgart, Ulmer.
- ESSAYAN, R. (1999). Contribution à la connaissance du Damier du Frêne (*Euphydryas maturna* Linné, 1758) en Bourgogne: statut et protection. Alexanor 21: 241-249.
- FREESE, A., BENES, J., CIZEK, R.B.O., DOLEK, M., GEYER, A., GROS, P., KONVICKA, M., LIEGL, A., & STETTNER, C. (2006): Habitat use of the endangered butterfly *Euphydryas maturna* and forestry in Central Europe. Animal Conservation 9: 388-397.
- GALLO, E. & GIANTI, M. (2003): Sulla presenza in Italia di *Euphydryas maturna* (Linnaeus, 1758). Doriana 8: 1-8.
- GEYER, A., FREESE-HAGER, A., BOLZ, R. & DOLEK, M. (2006): Tagfalter als Indikatorarten für lichten Wald: Methodenentwicklung für Lopinga achine und Coenonympha hero. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Bayer. Landesamtes für Umwelt (LfU).
- GÜTHLER, W., MARKET, R., HÄUSLER, A., & DOLEK, M. (2005): Vertragsnaturschutz im Wald - Bundesweite Bestandsaufnahme und Auswertung. BfN-Skripten 146: 1-180.
- HÄUSLER, A., DOLEK, M., GÜTHLER, W. & MARKET, R. (in Druck): Conservation efforts and strategies for forest canopies in Germany: a review of conservation programmes. In: Floren, A. & Schmidl, J. (Hrsg): Canopy arthropod research in Central Europe: basic and applied studies from the high frontier. Nürnberg, Bioform.
- HÖTTINGER, H. & PENNERSTORFER, J. (1999): Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs – Tagfalter (*Lepidoptera: Rhopalocera & Hesperiiidae*). Abteilung Naturschutz, St. Pölten, Niederösterreichische Landesregierung.
- HUEMER, P. & TARMANN, G. (1993): Die Schmetterlinge Österreichs (*Lepidoptera*). Systematisches Verzeichnis mit Verbreitungsangabe für die einzelnen Bundesländer. Innsbruck, Tiroler Landesmuseum Ferdinandeum.
- KÜHNERT, H. (1964): Die Tagfalter der Auwälder. - Ent. Z. 74 (7): 73-79.
- KÜHNERT, H. (1967): Der Eichen-Hainbuchenwald und seine Tagfalter. Ent. Z. 77 (19): 217-230.
- LAFRANCHIS, T. (2000): Les Papillons de jour de France, Belgique et Luxembourg et leurs chenilles. Mèze, Collection Parthénope, éditions Biotope.

- LIEGL, A.; MÖLLER, K.; KLUXEN, G. & DOLEK, M. (2008): Der Schutz der bayerischen Mittelwälder und das bayerische Vertragsnaturschutzprogramm Wald. Ökologische Bedeutung und Schutz von Mittelwäldern in Bayern, Bayerisches Landesamt für Umwelt: 56-67.
- MÜLLER, J., BUßLER, H., SIMON, U. & HACKER, H. (2004): Eichenfurnier trotz Widderbock. AFZ – Der Wald 16: 879-882.
- PG AiW (Projektgruppe Artenschutz im Wald) (2000): Artenvielfalt in verschiedenen Waldtypen und die Habitatbindung ausgewählter Charakterarten. Unveröff. Gutachten für Bayer. Landesamt für Umweltschutz.
- PG AiW (Projektgruppe Artenschutz im Wald) (2001): Artenvielfalt in verschiedenen Waldtypen und die Habitatbindung ausgewählter Charakterarten. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Bayer. Landesamtes für Umweltschutz (LfU).
- REBEL, K. (1922): Waldbauliches aus Bayern. - Diessen vor München.
- REINHARDT, R. (2003): Ritterfalter (*Papilionidae*), Weißlinge (*Pieridae*), Edelfalter (Nymphalidae), Würfelfalter (*Riodinidae*). Mitteilungen Sächsischer Entomologen 1 (Suppl.): 86–99.
- SCHMIDT, P. (2001): *Euphydryas maturna* Linnaeus, 1758 – Kleiner Maivogel. Naturschutz im Land Sachsen Anhalt 38: 23–24.
- SETTELE, J., FELDMANN, R. & REINHARDT, R. (1999): Die Tagfalter Deutschlands - Ein Handbuch für Freilandökologen, Umweltplaner und Naturschützer. Ulmer, Stuttgart, 452 S.
- VAN SWAAY, C. A. M. & WARREN, M. S. (1999): Red Data book of European butterflies (*Rhopalocera*). Nature and Environment, No. 99, Council of Europe Publishing, Strasbourg, 260 S.
- VARGA, Z. & SANTHA, G. (1973): Verbreitung und taxonomische Gliederung der *Euphydryas maturna* L. (*Lep.: Nymphalidae*) in SO-Europa (*Euphydryas*-Studien I.). Acta Biologica Debrecina X-XI: 213-231.
- VOGLER, W. (1980): Zur geographischen Verbreitung von *Euphydryas (Melitaea) maturna* L. in Europa und Asien (*Lep. Nymphalidae*). Mitt. Int. Entomol. Ver. Frankfurt a. M. 5: 1-26.
- WAHLBERG, N. (1998): The life history and ecology of *Euphydryas maturna* (*Nymphalidae: Melitaeini*) in Finland. Nota lep. 21 (3): 154-169.
- WEIDEMANN, H. J. (1985): Zum Einfluß veränderter Bewirtschaftungsweisen auf bestandsbedrohte Tagfalterarten: Maivogel (*Euphydryas maturna*) und „Storchschnabel-Bläuling“ (*Eumedonia eumedon*) in Franken. LX. Bericht Naturf. Ges. Bamberg: 99-136.
- WEIDEMANN, H. J. (1988): Tagfalter Band 2: Biologie - Ökologie - Biotopschutz. Neumann-Neudamm (JNN Naturführer), Melsungen, 372 S.

