

Rheinland-Pfalz



**Mitteilungen
aus der Forstlichen Versuchsanstalt
Rheinland-Pfalz**

Nr. 45/99

Delb, H. & Block, J. (Hrsg.)

**Untersuchungen zur Schwammspinner-Kalamität von 1992 bis 1994
in Rheinland-Pfalz**

ISSN 0931 – 9662 Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz Nr. 45/99

Alle Rechte, insbesondere das Recht der Vervielfältigung und Verbreitung
sowie der Übersetzung vorbehalten

Herausgeber: Forstliche Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz

Verantwortlich: Der Leiter der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz

Dokumentation: Mitt. FVA, Trippstadt
Nr. 45/99, 246 S.

Zu beziehen über die Forstliche Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Schloß, D-67705 Trippstadt

1. The first part of the document is a letter from the author to the editor.

2. The second part is a letter from the editor to the author.

3. The third part is a letter from the author to the editor.

4. The fourth part is a letter from the editor to the author.

5. The fifth part is a letter from the author to the editor.

6. The sixth part is a letter from the editor to the author.

Vorwort

In den Sommermonaten der Jahre 1993 und 1994 machte ein Schmetterling Schlagzeilen. Die Medien berichteten vom „Vormarsch gefräßiger Raupen, die jedes Blatt vertilgen und ganze Landstriche entlauben“.

Der Hintergrund für diese Meldungen war ein für Mitteleuropa neues Phänomen: eine großflächige Massenvermehrung des Schwammspinners, die allein in Südwestdeutschland Kahlfraß auf einer Fläche von ca. 80 000 Hektar verursachte. Betroffen waren insbesondere Eichenwälder. Aber auch vor Hausgärten machten die bis zu 8 cm langen, behaarten Raupen nicht halt und lösten in der Bevölkerung vielfach Besorgnisse aus.

Wie unsere heimischen Waldökosysteme auf Schwammspinner-Kahlfraß reagieren, war damals nicht bekannt. Lediglich Beobachtungen aus Südosteuropa, wo Massenvermehrungen des wärmeliebenden Schwammspinners häufiger auftreten, wiesen darauf hin, dass Kahlfraß durch Schwammspinner erhebliche Folgeschäden verursachen kann. In Rheinland-Pfalz wurde nach einem sehr eingehenden Abwägungsprozess beschlossen, den Schwammspinner auf dem weitaus größten Teil der erwarteten Kahlfraßfläche nicht zu bekämpfen. Nur im besonders gefährdeten Bienwald sollte ein zweimaliger Kahlfraß des vorgeschädigten Waldökosystems durch einen Pflanzenschutzmitteleinsatz verhindert werden.

Begleitend wurde das Projekt „Schwammspinner-Folgeschäden“ ins Leben gerufen, mit dessen Hilfe wissenschaftlich fundierte Entscheidungshilfen bei einer erneuten Massenvermehrung erarbeitet werden sollten. Die auftretenden Folgeschäden wurden in diesem Projekt durch Forstwissenschaftler, Forstpraktiker, Zoologen, Botaniker und Fernerkundungsspezialisten einer eingehenden Analyse unterzogen. Die wesentlichsten Ergebnisse dieser interdisziplinären Zusammenarbeit sind im vorliegenden Bericht zusammengestellt.

Das wichtigste Ergebnis: gravierende Folgeschäden durch Schwammspinner-Kahlfraß sind nur auf bestimmten Standorten oder bei besonderen Zusatzbelastungen aufgetreten. Auch in Zukunft kann demnach auf dem weitaus größten Teil der rheinland-pfälzischen Waldfläche Fraß durch Schwammspinnerraupen toleriert werden.

Demgegenüber ist das Überleben der Eichenwaldökosysteme auf Risikostandorten bei Kahlfraß durch Schwammspinnerraupen bedroht. Dies sind insbesondere stau- und grundwasserbeeinflusste Standorte im Rheintal. Ist Kahlfraß zu erwarten, muss daher auch künftig ein Schutz dieser Wälder durch den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln erwogen werden. Im Fall des Falles bieten die Projektergebnisse die Grundlage, die Maßnahmen sehr gezielt auf einer möglichst kleinen Fläche und mit so wenig Nebenwirkungen wie irgend möglich durchzuführen. Dadurch helfen sie unsere ökologisch besonders wertvollen Eichenwälder zu erhalten und Belastungen der Umwelt durch notwendige Waldschutzmaßnahmen auf ein Minimum zu reduzieren.



Klaudia Martini

Staatsministerin für Umwelt und Forsten des Landes Rheinland-Pfalz

The first part of the document discusses the importance of maintaining accurate records of all transactions. It emphasizes that every entry should be supported by a valid receipt or invoice. This ensures transparency and allows for easy verification of the data. The text also mentions that regular audits are necessary to identify any discrepancies or errors in the accounting process.

Furthermore, it highlights the need for a clear and concise system of classification for the different types of expenses and revenues. This helps in organizing the data and makes it easier to analyze and report on. The document also touches upon the importance of keeping the accounting system up-to-date with the latest regulations and standards.

In addition, the text discusses the role of the accounting department in providing valuable insights into the company's financial performance. By analyzing the data, the department can identify areas where costs can be reduced and revenues can be increased. This information is crucial for the management to make informed decisions about the company's future.

The document also mentions the importance of maintaining a good relationship with the tax authorities. It advises the company to stay informed about the latest tax laws and to file its tax returns accurately and on time. This helps in avoiding any penalties or legal issues.

Overall, the document provides a comprehensive overview of the accounting process and the importance of maintaining accurate records. It emphasizes the need for a clear and concise system of classification and the role of the accounting department in providing valuable insights into the company's financial performance.

Accounting Department
 123 Main Street
 City, State, ZIP

Date: _____

Inhaltsverzeichnis

	Seite
DELB, H.	Schwammspinner- Kalamitäten in Rheinland-Pfalz 2
SIMON, A. & WILD, A.	Auswirkungen verschiedener Futterpflanzen auf die Entwicklung von Schwammspinnerrauen 14
SEEMANN, D.	Bekämpfung der Schwammspinnerrauen im Bienwald im Frühjahr 1994 27
DELB, H.	Folgeschäden nach der Schwammspinner-Kalamität von 1992 bis 1994 in Rheinland-Pfalz 41
STÖVER, O.	Erfassung von Schwammspinner-Raupenfraß und Folgeschäden mittels Satellitendaten (Landsat TM) 118
SCHRÖCK, H.-W.	Einfluß eines Licht- und Kahlfraßes durch Schwamm- spinnerrauen (<i>Lymantria dispar</i>) auf die Vitalität eines Stieleichenbestandes (<i>Quercus robur</i> L.) auf einem hydromorphen Standort im Bienwald 134
HANSEN, J.	Radialzuwachsverlauf und Gefäßstruktur der Jahrringe von Eichen in ausgewählten Beständen des Bienwaldes im Rahmen der Schwammspinner-Kalamität 1993/94 151
BRECHTEL, F. & ZWECKER, N.	Forstlich relevante Insekten (Käfer, Holzwespen) in vitalen, geschädigten und aktuell abgestorbenen Eichen des Bien- waldes (Rheinland-Pfalz) (<i>Coleoptera</i> , <i>Siricidae</i>) - Ein Beitrag zur Risikoabschätzung von Schwamm- spinner-Folgeschäden 176
BLOCK, J., FISCHER, H. & WIRTH, P.	Entwicklung der Holzqualität nach Schwammspinnerfraß absterbender und abgestorbener Eichen. 200
ALBERT, G. & DELB, H.	Bewertung der Vermögensschäden durch die Schwamm- spinner-Kalamität 1993/94 im Bienwald 213
DELB, H., BLOCK, J. & KEILEN, K.	Konsequenzen aus der Schwammspinner-Kalamität 1992 bis 1994 für den Waldschutz in Rheinland-Pfalz 222
BILDANHANG 241

Schwammspinner-Kalamitäten in Rheinland-Pfalz

Horst Delb

Keywords: gypsy moth, mass outbreak, calamity, gradation, periodicity, weather data

Summary

Title of the paper: Gypsy moth outbreaks in Rhineland-Palatinate

On the base of the recognized gypsy moth (*Lymantria dispar* L.) calamities, it is checked whether and in which intervals different areas in Rhineland-Palatinate were affected by periodic gradations and in what way these events are correlated with meteorological data.

In the last three decades gypsy moth defoliation occurred repeatedly particularly in the Nordpfälzer Berg- und Hügelland, in the regions of the Nahe, Mosel and Saar River as well as in the Mid-Rhine region. The gradations occurring with intervals between four and fifteen years usually lasted for three or four years with a one- or two-year-culmination. The example Bienwald demonstrates clearly that several years with persisting dry-warm weather conditions are obviously not the only prerequisite for mass outbreaks. Since the 70's an endogenous periodicity has been recognized for the known calamities because they occurred in seven-year-intervals on average. A marked extent is achieved thereby obviously only under particularly favorable weather conditions during the progradation phase, so that also intervals from about fourteen years were observed between the occurrences of calamities. Consequently there might be the danger for Rhineland-Palatinate of another mass outbreak around the year 2000, provided that favorable weather conditions continue.

The irregularities in the population behavior of the gypsy moth require the monitoring of the population development in connection with long-term weather observations. Only this way guarantees that gradations can be promptly detected and the steps necessary for the avoidance of damages can be initiated in time.

Schlüsselwörter: Schwammspinner, Massenvermehrung, Kalamität, Gradation, Periodizität, Wetterdaten

Zusammenfassung

Anhand der bekanntgewordenen Schwammspinner (*Lymantria dispar* L.) -Kalamitäten wird überprüft, ob und in welchen Abständen es in Rheinland-Pfalz Gebiete mit regelmäßigen Gradationen gab und inwiefern es Zusammenhänge mit Wetterdaten gibt. In den letzten drei Jahrzehnten kam es insbesondere im Nordpfälzer Berg- und Hügelland, im Nahegebiet, an der Mosel und im Bereich der Saar sowie am Mittelrhein zu wiederholtem Schwammspinnerbefall. Die Gradationen mit Abständen zwischen vier und fünfzehn Jahren dauerten meist drei- oder vier Jahre mit ein- oder zweijähriger Kulmination an. Das Beispiel Bienwald zeigt, daß mehrere Jahre mit anhaltend trocken-warmen Wetterverhältnissen alleine offenbar nicht unbedingt eine Voraussetzung für Massenvermehrungen sind. Seit den siebziger Jahren ist anhand der bekanntgewordenen Schwammspinner-Kalamitäten eine endogene Periodizität zu erkennen, da sie im Mittel in etwa siebenjährigem Abstand aufgetreten sind. Ein spürbares Ausmaß wird dabei offenbar nur bei besonders günstigen Wetterbedingungen in der Progradationsphase erreicht, so daß auch Abstände von etwa vierzehn Jahren zu beobachten waren. Demnach wäre in Rheinland-Pfalz bei anhaltend günstigen Wetterbedingungen um das Jahr 2000 erneut mit der Gefahr einer Schwammspinner-Massenvermehrung zu rechnen. Die Unregelmäßigkeiten im Populationsverhalten des Schwammspinners verlangen im Zusammenspiel mit längerfristigen Wetterbeobachtungen eine Überwachung der Populationsentwicklung. Nur so können Gradationen frühzeitig erkannt und rechtzeitig die notwendigen Schritte zur Vermeidung von Folgeschäden eingeleitet werden.

1 Einleitung und Zielsetzung

Bis zu Beginn der neunziger Jahre war der Schwammspinner (*Lymantria dispar* L.) in Rheinland-Pfalz ein forstlich unbedeutendes Insekt. Örtlich begrenzte Massenvorkommen waren bis dahin im wesentlichen nur aus der Nordpfalz und aus dem Nahe-, Mosel- sowie dem Saartal bekannt. Daraus sind jedoch nie gravierende Folgeschäden entstanden. Von 1992 bis 1994 kam es in einem bisher nicht gekannten Ausmaß zu einer landesweiten Schwammspinner-Massenvermehrung. Im Gegensatz zu früheren Kalamitäten in Rheinland-Pfalz sind im Bienwald anschließend erhebliche Folgeschäden entstanden (DELB 1999 in diesem Heft). Vor diesem Hintergrund steht die Frage, ob mit einer Wiederholung dieser Massenvermehrung gerechnet werden muß und deshalb eine Überwachung der Population in Rheinland-Pfalz notwendig ist. Dazu werden im folgenden Beitrag die bekanntgewordenen Massenvermehrungen zusammengetragen und überprüft, ob es in Rheinland-Pfalz Gebiete mit sich regelmäßig wiederholenden Gradationen gibt. Die Periodizität dieser Kalamitäten und deren Dauer geben wichtige Informationen und Hinweise für die Einschätzung künftiger Ereignisse und zur Ableitung eines Überwachungskonzeptes. Um eventuelle Zusammenhänge der Kalamitäten mit Wetterdaten zu überprüfen, werden für das Beispiel Bienwald die Niederschlags- und Temperaturdaten mit dem Auftreten der bekanntgewordenen Schwammspinner-Massenvermehrungen verglichen.

2 Material und Methode

Die verarbeiteten Informationen stammen größtenteils aus Forstschädlingsmeldungen der rheinland-pfälzischen Forstämter, die seit 1970 an der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg ausgewertet werden. Vor diesem Zeitraum sind lediglich Mitteilungen über Massenvermehrungen in der Pfalz aus alten Akten der Forstdirektion Rheinhessen-Pfalz von 1930 zu entnehmen¹. Diese Informationen wurden anhand von Angaben der Forstdirektionen Koblenz, Trier und Rheinhessen-Pfalz ergänzt und in Zweifelsfällen bei den betroffenen Forstämtern nachgefragt. Die Massenvorkommen seit 1970 werden in Abbildung 1 (siehe Kap. 3.1) forstamtsweise dargestellt und die betroffenen Forstämter neun Befallsgebieten zugeordnet. Im Oberrheingraben bildet der Bienwald ein eigenes Befallsgebiet. Es wird zwischen den Befallskategorien „Schwammspinner-Vorkommen“ und „Starkes Schwammspinner-Vorkommen“ unterschieden, wobei der Begriff „Vorkommen“ in diesem Zusammenhang mit einer Massenvermehrung gleichzusetzen ist. Die Kategorie „Star-

¹ Ergebnisse des Studiums alter Akten aus dem Jahre 1930: Sparte XIV, Abteilung 3, Fasz. Nr. 1800^b, späteres Az.: 6205^b, der Forstdirektion Rheinhessen-Pfalz in Neustadt/Weinstraße, wo zeitlich geordnet die Massenvermehrungen schädlicher Forstinsekten in den Staatswäldungen der Pfalz vom Beginn des 19. Jahrhunderts bis zum Jahre 1930 dargestellt sind.

kes Schwammspinner-Vorkommen“ wurde ab einer forstamtsweiten Befallsfläche von mehr als 10 ha vergeben. Die Abfolge der Befallsgebiete richtet sich nach der Häufigkeit und Intensität des Fraßgeschehens von 1992 bis 1994. Innerhalb der Befallsgebiete wurden Forstämter mit wiederholtem Massenvorkommen zuerst aufgeführt und anschließend nach der Häufigkeit und Intensität sowie dem Jahr des ersten Schwammspinner-Auftretens in den neunziger Jahren sortiert. Die Befallsangaben stellen das befallsgebiets- und forstamtsbezogene Fraßgeschehen dar und geben keine Informationen darüber, ob sich die Massenvermehrungen auf Flächen wiederholte, die in den Vorjahren schon betroffen waren. Da die Schwammspinnerraupen verhältnismäßig große, auffällig und eindeutig gezeichnete Insektenlarven sind, dürfte deren Erkennungsrate während des Fraßstadiums verhältnismäßig hoch sein. Trotzdem kann eine Verwechslung mit der Eichenwickler- und Frostspanner-Schadgesellschaft nicht vollständig ausgeschlossen werden, da der Schwammspinner in beachtenswerten Ausmaßen bis dahin nur selten vorkam und die Forstbetriebe nicht überall sensibilisiert waren.

Zum Vergleich der Wetterdaten mit den im Bienwald bekanntgewordenen Schwammspinner-Kalamitäten werden die seit 1876 weitestgehend lückenlos vorliegenden Daten zum Niederschlags- und Temperaturverlauf an der Station Karlsruhe-West des Deutschen Wetterdienstes herangezogen. Sie geben trotz der Entfernung von etwa 15 km in östlicher Richtung zum Bienwald für diesen Raum die Relationen im jährlichen Wettergeschehen wieder.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 In Rheinland-Pfalz bekanntgewordene Massenvorkommen des Schwammspinners

In der Pfalz sind Massenvorkommen des Schwammspinners schon seit dem letztem Jahrhundert bekannt. Im ehemaligen Bienwaldforstamt Scheibhardt kam es bereits in den Jahren 1887 und 1888 auf einer Fläche von 85 bzw. 76 ha zu einem Kahlfraß. Ein intensiver Spätfrost im Jahre 1888 soll den Raupen damals die Nahrung entzogen haben, so daß ihre Entwicklung gehemmt wurde. Desweiteren wurde im gleichen Jahr ein starkes Auftreten von Parasiten notiert. Auch 1929 wurde im Bereich des damaligen Forstamtes Neulauterburg auf einer Fläche von 3 ha Kahlfraß durch Schwammspinner beobachtet. Die Fraßorte im Bienwald von 1887 und 1888 sowie von 1929 stimmen offensichtlich mit den neuerlichen Ereignissen der Jahre 1992 bis 1994 überein. Vermutlich waren damals die gleichen Bereiche betroffen, die 1992 zu Beginn der Massenvermehrung als erste Fraßschäden aufwiesen. Für das Jahr 1889 ist ein Kahlfraßereignis mit unbekanntem Flächenausmaß auch aus dem Göllheimer Eichenschälwald des Forstamtes Ramsen festgehalten. Zu Beginn dieses Jahrhunderts gibt auch SCHEDL (1936) einen Hinweis auf Schwammspinner-Vorkommen im pfälzischen Raum. Un-

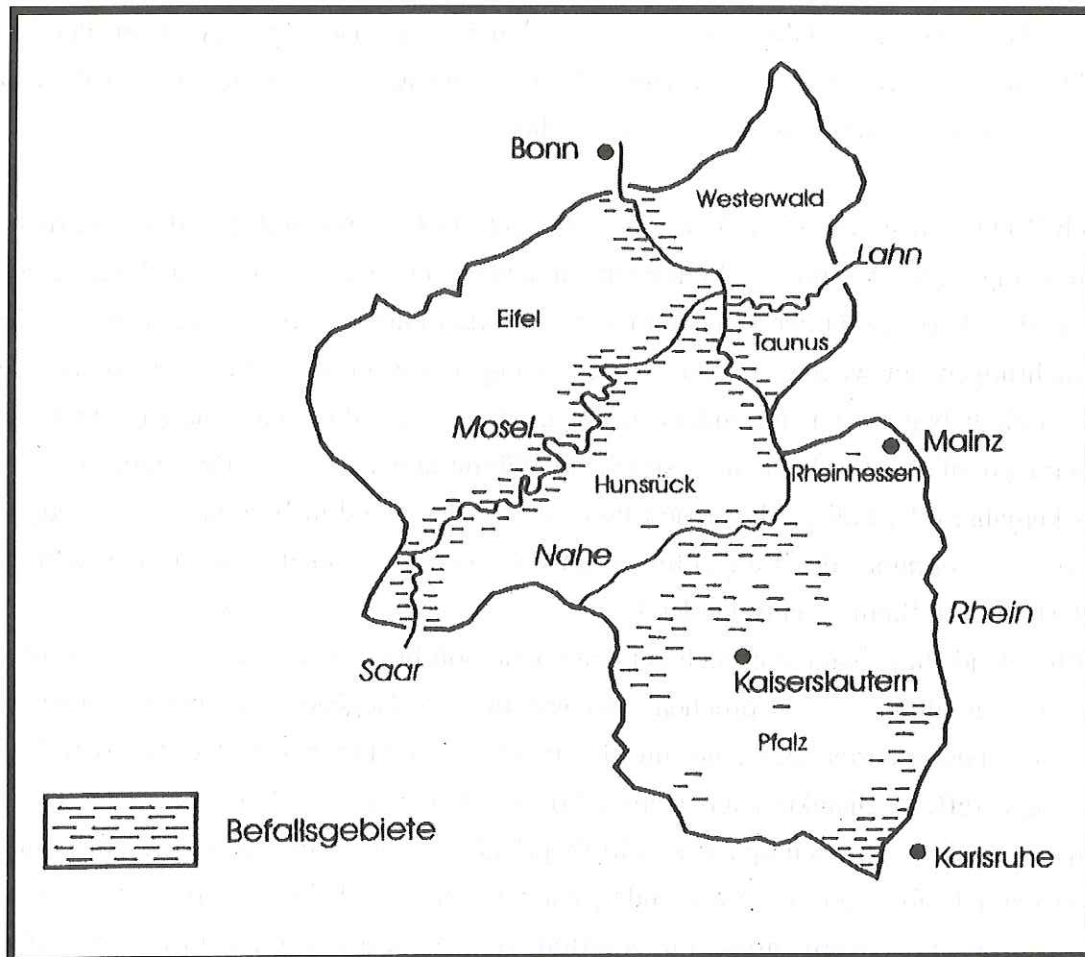
ter der Rubrik „Deutsches Reich“ vermerkt er, daß „im größten Teile des Reiches, insbesondere in der Pfalz, .. der Schwammspinner als Obstbaumschädling eine gewisse Rolle“ spielt.

Aus jüngerer Vergangenheit sind Massenvorkommen des Schwammspinners seit Anfang der siebziger Jahre bekannt. Auffällig ist, daß der Schwammspinner in verschiedenen Befallsgebieten und Forstämtern phasenweise immer wieder aufgetreten ist (Abb. 1). Dabei gab es in Rheinland-Pfalz seit 1970 vier Befallsphasen: eine erste Phase Anfang der siebziger Jahre, eine zweite Phase beim Übergang der siebziger in die achtziger Jahre, eine dritte Phase zur Mitte der achtziger Jahre und die letzte Phase zu Beginn der neunziger Jahre. In einigen Forstämtern (z.B. Bad Münster am Stein-Ebernburg, Cochem, Saar-Hochwald und Winnweiler) wurde die Erfahrung gemacht, daß bestimmte Eichenwaldgebiete bei jeder Kalamität immer wieder von Schwammspinner-Kahlfraß betroffen waren.

		■ = Starkes Schwammspinner-Vorkommen		▒ = Schwammspinner-Vorkommen												
			Befallsphasen =>													
			I		II				III				IV			
IId.Nr.	Befallsgebiete	FA-Nr.	1971	1972	1978	1979	1980	1981	1984	1985	1986	1987	1988	1992	1993	1994
1	Bienwald															
11	Hagenbach	314												▒	■	■
12	Schaidt	334												▒	■	■
13	Kandel	322												▒	■	■
2	Oberrheingraben															
21	Speyer	336										▒		■	■	■
22	Bellheim	306												▒	■	■
23	Landau	326												▒	■	■
24	Hassloch	315												▒	■	■
25	Neustadt	330												▒	■	■
3	Nordpfalz															
31	Winnweiler	340			▒	▒	▒	▒	▒	▒	▒	▒	▒	▒	▒	▒
32	Lauterecken	328	▒	■					▒	▒	▒	▒	▒	▒	▒	▒
33	Alzey	301			■											
34	Otterberg	331														
35	Kusel	324									▒					
36	Kirchheimbolanden	323														
37	Waldmohr	339														
4	Nahe															
41	Ebernburg	105			■	■			▒	▒	▒			▒	▒	▒
42	Sobernheim	137			■									▒	▒	▒
43	Rhaunen	134												▒	▒	▒
44	Entenpfuhl	111												▒	▒	▒
5	Saar															
51	Saar-Hochwald	220			■	■								▒	▒	▒
52	Saarburg	221												▒	▒	▒
6	Mosel															
61	Cochern	108			■	■										
62	Bernkastel	201			▒	▒	▒	▒								
63	Treis-Brodensbach	139														
64	Mayen	126														
65	Zell	141														
66	Kasel	211														
67	Quint	219														
68	Traben-Trarbach	222														
69	Koblenz	123														
610	Kaisersesch	116														
611	Wittlich	223														
612	Morbach	214														
7	Mittelrhein															
71	Bingen	307			■											
72	St. Goar	138														
73	Nastätten	129														
74	Ahrweiler	102														
75	Linz	125														
76	Boppard	107														
77	Andernach	104														
8	Lahn															
81	Nassau	128														
82	Lahnstein	124														
83	Katzenellenbogen	118														
9	Pfälzerwald/Saarpfalz															
91	Ramsen	333														
92	Elmstein-Süd	311														
93	Eppenbrunn	312														
94	Pirmasens	332														

Abb. 1: Massenvorkommen des Schwammspinners in Rheinland-Pfalz im Zeitraum von 1970 bis 1998 (in den Jahren zwischen den Befallsphasen wurden keine Vorkommen gemeldet)
Gypsy moth outbreaks in Rhineland-Palatinate from 1970 until 1998 (between the presented periods no outbreaks appeared)

In der letzten Phase von 1992 bis 1994 war die umfangreichste Massenvermehrung zu verzeichnen (Karte 1), wobei viele Befallsgebiete offenbar zum ersten Mal von Kahl- und Lichtfraß des Schwammspinners berührt wurden (Abb. 1).



Karte 1: Befallsgebiete der Schwammspinner-Massenvermehrung von 1992 bis 1994 in Rheinland-Pfalz
Gypsy moth infested areas from 1992 until 1994 in Rhineland-Palatinate

3.2 Periodizität der in Rheinland-Pfalz bekanntgewordenen Schwammspinner-Kalamitäten

Seit 1970 kam es im Nordpfälzer Berg- und Hügelland, im Nahegebiet, an der Mosel und im Bereich der Saar sowie am Mittelrhein und im Oberrheingraben zu wiederholten Schwammspinner-Kalamitäten (Abb. 1). Die mittleren Zeitabstände zwischen den Zentren der Massenvermehrungen zweier benachbarter Befallsphasen lagen bei etwa sieben Jahren (zwischen 4 und 8 Jahren). In allen Fällen, bei denen eine Phase übersprungen wurde, war ein mittlerer Abstand von etwa 14 Jahren (13 bis 15 Jahre) zu beobachten. Demzufolge ist in Rheinland-Pfalz eine auffällige Regelmäßigkeit von Schwammspinner-Vorkommen festzustellen. Daraus kann die Hypothese abgeleitet werden, daß Schwammspinner-Massenwechsel in etwa sie-

benjährigem Abstand auftreten, wobei ein bedeutungsvolles Ausmaß in Form eines Kahlfraßes nur bei günstigen Lebensbedingungen erreicht wird. So wäre das Nebeneinander von sieben und vierzehnjährigen Spannen der bekanntgewordenen Gradationen zu erklären. Theoretisch könnten demnach bei anhaltend widrigen Lebensbedingungen auch Intervalle von jedem Vielfachen von sieben Jahren möglich sein. Auffälligerweise liegen zwischen den im Bienwald gemeldeten Kalamitäten von 1993/94 und 1929 sowie 1887/88 tatsächlich Abstände, die einem Vielfachen von sieben Jahren entsprechen.

Nach WELLENSTEIN & SCHWENKE (1978) herrscht in Gebieten mit dauerhaft optimalen Umweltbedingungen, wie im arid-kontinentalen, südost- und osteuropäischen Raum, eine selbstbegründete Periodizität der Schwammspinner-Vorkommen. Im Gegensatz dazu sind Massenvermehrungen bei weniger günstigen Bedingungen, wie im humid-maritimen Mitteleuropa, von zeitlich begrenzten, besonders günstigen Wetterverhältnissen abhängig. Dazu gehören außergewöhnliche Trockenheit, ausreichend Wärme und viel Licht (Besonnung), wie dies in Trockenjahren der Fall ist. Für eine Massenvermehrung sind insbesondere die Wetterverhältnisse zum Zeitpunkt des Raupenfraßes im ausgehenden Frühjahr bis Frühsommer und des Falterfluges im Sommer entscheidend.

In Rheinland-Pfalz handelt es sich bei den wiederholt befallenen Gebieten um für mitteleuropäische Verhältnisse ausgesprochen wärmebegünstigte Gegenden der niedergelegenen Flußtäler und benachbarten Bereiche, die durch den selbsterklärenden Begriff „Weinbauklima“ kurz und treffend charakterisiert werden können. Unter diesen Verhältnissen herrscht offensichtlich auch in Mitteleuropa eine selbstbegründete Periodizität, die in diesem klimatischen Grenzbereich aber nur bei anhaltend günstigen Wetterverhältnissen in Form einer bedeutungsvollen Massenvermehrung mit Kahlfraß zum Ausdruck kommt. In Zusammenhang mit den für Rheinland-Pfalz festgestellten mittleren Periodizitäten von 7 bzw. 14 Jahren, wobei zwischen den Gradationen 4 bis 15 Jahre lagen, ist der Vergleich mit den Angaben von WELLENSTEIN & SCHWENKE (1978) für das ehemalige Jugoslawien interessant. Dort waren zwischen 11 Gradationen Abstände von je 6, 6, 7, 9, 7, 3, 13, 8, 9, und 8 Jahren zu verzeichnen. Wird der 13jährige Abstand von den restlichen getrennt betrachtet, so ergibt sich ein mittlerer Gradationsabstand der Massenvermehrungen von 7 bzw. 13 Jahren. Aus Ungarn und den USA wird von vergleichbaren mittleren Abständen berichtet, wobei zwischen den Gradationen in Ungarn 4 bis 12 und in den USA 7 bis 8 Jahre lagen (SZABO et al. 1980, TURCHIN & TAYLOR 1992, beide zit. nach BOGENSCHÜTZ & KAMMERER 1995). BOGENSCHÜTZ & KAMMERER (1995) berichten in Zusammenhang mit dem neuerlichen baden-württembergischen Schwammspinner-Vorkommen der neunziger Jahre von einer für Mitteleuropa neuartigen periodischen Wiederkehr der Massenvermehrung, die für Südwestdeutschland seit 1978 einen Abstand zwischen den Kulminationen von sieben bis acht Jahren ergeben hat, was den Ergebnissen aus Rheinland-Pfalz entspricht. Sie legen die Vermutung nahe, „...

daß für die Übervermehrung des wärmeliebenden Schwammspinners in Südwestdeutschland die überdurchschnittlich warmen Sommer ...“ zu Beginn der neunziger Jahre „..., d.h. eine Anpassung an die Witterung im Optimumgebiet, verantwortlich zu machen sind“. Ihrer Meinung nach wird die Zukunft lehren, „inwieweit eine anthropogene Klimaveränderung dabei im Spiel ist, ...“.

Anhand der dargestellten Ergebnisse für die bisher periodisch befallenen Gebiete kann angenommen werden, daß sich in den seit 1970 wiederholt befallenen Gebieten des Landes Rheinland-Pfalz die Tendenz der in Abständen von etwa 7 bzw. 14 Jahren spürbar auftretenden Massenvermehrungen bei entsprechenden Umweltbedingungen fortsetzen wird. Demgegenüber bleibt abzuwarten, ob sich in den in der Phase von 1992 bis 1995 zahlreichen erstbetroffenen Gebiete die gleichen Periodizitäten entwickeln. Sollte sich jedoch die oft diskutierte Klimaerwärmung bewahrheiten, ist eine Wiederholung der Massenvermehrungen eher wahrscheinlich, da sich unter diesen Umständen die Lebensbedingungen für den Schwammspinner verbessern (SCHWENKE 1983, JONES & WIGLEY 1990, SCHWENKE 1993, SCHWENKE 1994, BRASIER & SCOTT 1994, SCHANOWSKI & SPÄT 1994, RAPP & SCHÖNWIESE 1995). In Rheinland-Pfalz wäre bei anhaltend günstigen Wetterbedingungen um das Jahr 2000 erneut mit der Gefahr einer Schwammspinner-Massenvermehrung zu rechnen.

3.3 Gradationsdauer der in Rheinland-Pfalz bekanntgewordenen Schwamm- spinner-Kalamitäten

Die Zeitdauer der bekanntgewordenen Schwammspinner-Kalamitäten lag in Rheinland-Pfalz zwischen einem und vier Jahren, wobei die ein- und zweijährige Dauer ein deutliches Übergewicht hatte (Abb. 1). Meist wird lediglich die Kulmination einer Gradation bemerkt, da zu diesem Zeitpunkt unübersehbare Fraßschäden auftreten. Die Kulmination dauert oft nur ein, selten länger als zwei Jahre an (BOGENSCHÜTZ & KAMMERER 1995). Diese Gegebenheiten und die allgemeinen Erkenntnisse zum Massenwechsel der Forstinsekten (SCHWERDTFEGER 1981) lassen für Rheinland-Pfalz auf eine drei- oder vierjährige Gradationsdauer mit ein- oder zweijähriger Kulmination schließen. Zum Vergleich sind die Gradationen in Jugoslawien, dem bereits angesprochenen Optimumgebiet des Schwammspinners, zeitlich meist auf 4 Jahre begrenzt, wobei sich diese Zeit in je zwei Pro- und Retrogradationsjahre aufteilt. Sie variieren dort zwischen drei und sechs Jahren (WELLENSTEIN & SCHWENKE 1978). FRATZIAN (1973) hat in Rumänien zwei Kahlfraßjahre mit vorausgehendem oder folgendem Lichtfraß beobachtet und SCHEDL (1936) berichtet für Eurasien und Nordafrika von einer etwa dreijährigen Gradationsdauer.

3.4 Vergleich der im Bienwald bekanntgewordenen Schwammspinner-Kalamitäten mit Wetterdaten

Seit 1876 wurde eine derartig zusammenhängend trocken-warme Wetterperiode wie in den Jahren von 1989 bis 1992 erstmalig beobachtet (Abb. 2). Nur von 1962 bis 1964 war ein Zeitraum mit ähnlichen Niederschlagsdefiziten in der Vegetationszeit zu erkennen, wobei lediglich 1964 gleichzeitig vergleichsweise hohe Temperaturen vorherrschten. Obwohl bei der Rückrechnung einer unterstellten 7-jährigen Periodizität seit 1993 im Jahr 1965 eine Massenvermehrung zu erwarten gewesen wäre, schloß sich dieser Wetterperiode keine Schwammspinnergradation an. 1965 wurden allerdings deutlich niedrigere Temperaturen und weitaus höhere Niederschläge als bei der Gradation 1993 gemessen, was die Entwicklung der Raupen gehemmt haben könnte. Bei den komplexen Zusammenhängen zwischen den Wetterereignissen und der Entwicklung des Schwammspinners erweisen sich beispielsweise auch Spätfrostereignisse als entwicklungshemmend, wie dies im Bienwald aus dem Jahr 1888 berichtet wurde (vgl. Kap. 3.1).

Im Gegensatz zu der Kalamität von 1993/94 können die Massenvermehrungen der Jahre von 1887/88 und 1929 nicht mit hohen Temperaturen und ausgesprochenen Niederschlagsdefiziten der vorhergehenden Jahre in Einklang gebracht werden. Auch die gesonderten Auswertungen der Wetterdaten zu den für die Vermehrung dieses Insektes relevanten Zeitpunkten des Raupenfraßes und des Falterfluges im Juni, Juli und August konnten diesbezüglich auch weiteren Aufschlüsse geben. Diese älteren Kalamitäten erreichten allerdings auch bei weitem nicht das flächige Ausmaß der letzten Gradation in den Jahren 1993 und 1994.

Aufgrund der Wetterdaten vor den Schwammspinner-Kalamitäten der Jahre 1887/88 und 1929 entsteht für den Bienwald der Eindruck, daß mehrere Jahre mit anhaltendem, trocken-warmem Wetter alleine nicht unbedingt eine Voraussetzung für eine Massenvermehrung sind. Auch CRAMER (1961) stellte fest, daß bei bestimmten Wetterkonstellationen die Gefahr für Insekten-Massenvermehrungen zwar steigt, der tatsächliche Ausbruch einer Kalamität dann aber vom Vorhandensein oder Fehlen anderer Umweltfaktoren abhängig ist. Massenvermehrungen können beispielsweise nur zu den Zeitpunkten der selbstbegründeten Periodizität ausbrechen.

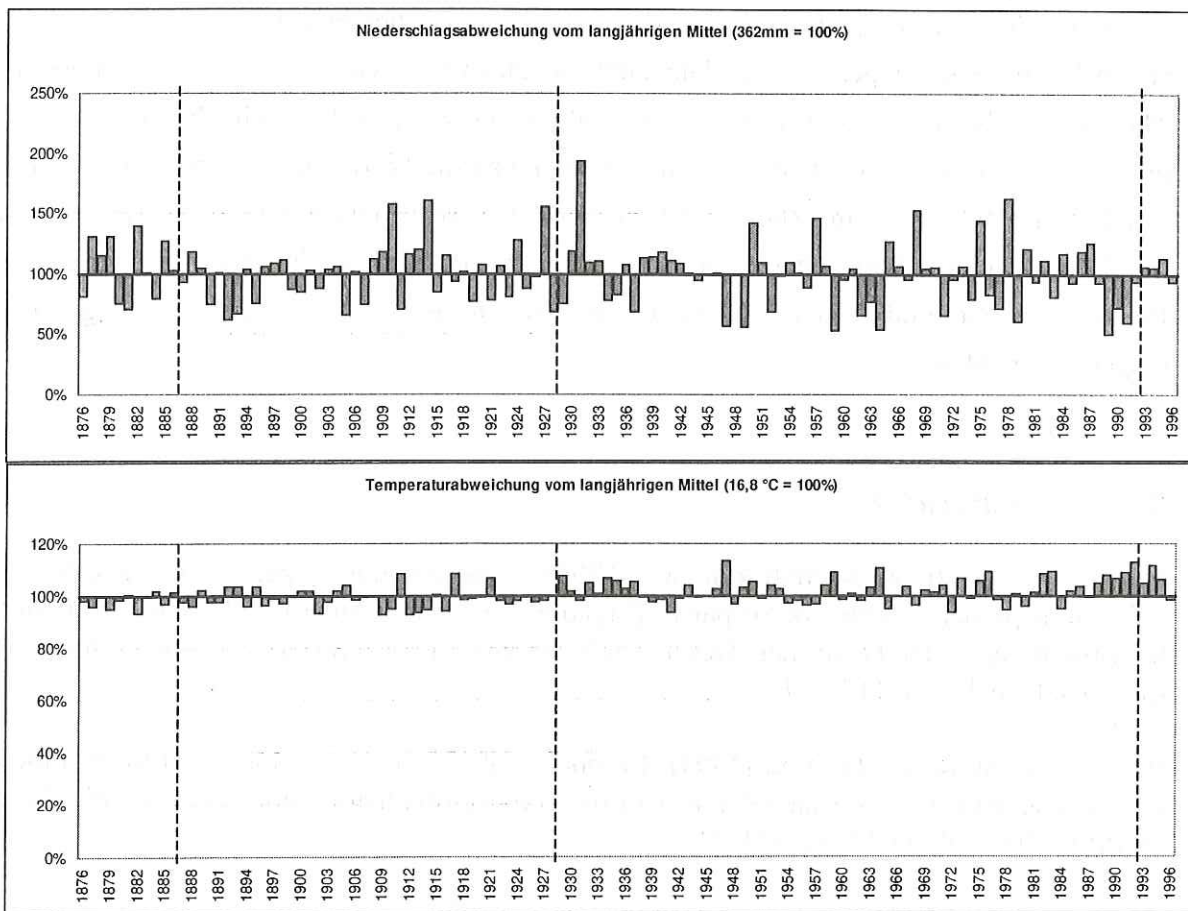


Abb. 2: Verlauf der Niederschlags- und Temperaturabweichung in der Vegetationszeit (Mai bis September) von 1876 bis 1996 im Vergleich zum langjährigen Mittel von 1876 bis 1996 an der Station Karlsruhe-West des Deutschen Wetterdienstes (DWD) (von 1944 und 1945 liegen nur unvollständige Messungen vor); die eingezeichneten Hilfslinien liegen jeweils vor den Kulminationsjahren der im Bienwald bekannt gewordenen Massenvermehrungen von 1887/88, 1929 und 1993/94
Precipitation (above) and temperature (below) in the vegetation period (May until September) from 1876 to 1996 at Karlsruhe-West, difference to the many years' average (1876-1996 = 100%); the printed lines show the dates of mass outbreaks in 1887/88, 1929 and 1993/94 in the Bienwald

4 Schlußfolgerungen

Die Untersuchungen ergeben, daß die Abstände der Gradationen in den bisher wiederholt befallenen Gebieten zwischen 4 und 15 Jahren schwankten und eine Gradationsdauer von bis zu vier Jahren erreicht wurde, wobei die Kulminationen meist ein oder auch zwei Jahre andauerten. Wie das Beispiel im Bienwald zeigt, scheinen mehrere Jahre mit anhaltend trockenwarmen Wetterverhältnissen alleine nicht unbedingt eine Voraussetzung für Massenvermehrungen zu sein. Seit den siebziger Jahren ist anhand der bekanntgewordenen Schwammspinner-Kalamitäten eine endogene Periodizität zu erkennen, da sie im Mittel in etwa siebenjährigem Abstand aufgetreten sind. Ein spürbares Ausmaß wird offenbar nur bei besonders günsti-

gen Wetterbedingungen in der Progradationsphase erreicht, so daß auch Abstände von etwa vierzehn Jahren zu beobachten waren. Demnach wäre in Rheinland-Pfalz bei anhaltend günstigen Wetterbedingungen um das Jahr 2000 erneut mit der Gefahr einer Schwammspinner-Massenvermehrung zu rechnen. Die festgestellten Unregelmäßigkeiten im Populationsverhalten des Schwammspinners verlangen in Anlehnung an die Forderungen VON WELLENSTEIN & SCHWENKE (1978) auch für Rheinland-Pfalz im Zusammenspiel mit längerfristigen Wetterbeobachtungen eine Überwachung der Populationsentwicklung. Dadurch können Gradationen frühzeitig erkannt und rechtzeitig die notwendigen Schritte zur Vermeidung von Folgeschäden eingeleitet werden.

5 Literatur

BOGENSCHÜTZ, H. & KAMMERER, M. (1995): Untersuchungen zum Massenwechsel des Schwammspinners, *Lymantria dispar* L. (Lepidoptera, Lymantriidae), in Baden-Württemberg. In: Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie, Band 10, Heft 1-6, S. 113-117.

BRASIER, C. M. & SCOTT, J. K. (1994): European oak declines and global warming: a theoretical assessment with special reference to the activity of *Phytophthora cinnamomi*. Bulletin OEPP/EPPO Bulletin 24, pp. 221-232.

CRAMER, H. H. (1961): Möglichkeiten der Forstschädlingsprognose mit Hilfe meteorologischer Daten. In MANTEL, K. (Hrsg.): Forstwissenschaft im Dienste der Praxis, Schriftenreihe der Forstlichen Abteilung der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i.Br., Band 1, BLV Verlagsgesellschaft München-Basel-Wien, S. 238-245.

DELB, H. (1999): Folgeschäden nach der Schwammspinner-Kalamität von 1992 bis 1994 in Rheinland-Pfalz. In DELB, H. & BLOCK, J. (Hrsg.): Untersuchungen zur Schwammspinner-Kalamität von 1992 bis 1994 in Rheinland-Pfalz. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Nr. 45/1999, S. 41-117.

FRATZIAN, A. (1973): Zuwachs und Lebensfähigkeit von Eichenbeständen nach Fraß des Schwammspinners, *Lymantria dispar* L., in Rumänien. *Anzeiger für Schädlingskunde* 46, S. 122-125.

JONES, P. D. & WIGLEY, T. (1990): Die Erwärmung der Erde seit 1850. *Spektrum der Wissenschaften*, Oktober 1990, S. 108-116.

RAPP, J. & SCHÖNWIESE, C. D. (1995): Trendanalyse der räumlich-jahreszeitlichen Niederschlags- und Temperaturstruktur in Deutschland 1891-1990 und 1961-1990. *Ann. Meteor.* 31: S. 33-34.

SCHANOWSKI, A. & SPÄTH, V. (1994): Der Schwammspinner - Vorbote der Klimaerwärmung? - Denkanstöße für ein Langfrist-Konzept zur Erhaltung der Wälder. Naturschutzbund Deutschland (NABU), Landesverband Baden-Württemberg e.V. (Hrsg.), 24 S.

SCHEDL, K. E. (1936): Der Schwammspinner. Monographien zur angewandten Entomologie, Nr. 12, Parey Verlag Berlin, 242 S.

SCHWENKE, W. (1983): Die Trockenperiode 1971 bis 1976 und ihre Folgen für die phyllophagen Waldschädlinge in Bayern. *Allgemeine Forst Zeitschrift*, 38. Jg., Nr. 28, S. 710-715.

SCHWENKE, W. (1993): "Schwamm drüber?" - Raupenplage in Franken. Betrachtungen zur gegenwärtigen Vermehrung des Schwammspinners in Süddeutschland. *Nationalpark* 3/93, S. 7-10.

SCHWENKE, W. (1994): Über die Grundlagen der Entstehung und Begegnung von Insekten-Massenvermehrungen im Wald. *Anzeiger für Schädlingskunde*, Pflanzenschutz - Umweltschutz 67, S. 120-124.

SCHWERDTFEGER, F. (1981): Die Waldkrankheiten. 4. Auflage, Verlag Paul Parey Hamburg und Berlin, 486 S.

WELLENSTEIN, G. & SCHWENKE, W. (1978): *Lymantria dispar*. In SCHWENKE W. (Hrsg.): Die Forstschädlinge Europas, 3. Band: Schmetterlinge. Verlag Paul Parey Hamburg und Berlin, S. 335-349.

Anschrift des Autors:

Horst Delb, Forstliche Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Schloß, Hauptstraße 16, 67705 Trippstadt

Auswirkungen verschiedener Futterpflanzen auf die Entwicklung von Schwammspinnerraupen

Andreas Simon und Aloysius Wild

Keywords: Gypsy moth, pedunculate oak, ash, horse-chestnut, black locust, *Prunus serotina*, feeding trials

Summary

Title of the paper: Effects of different forage plants on the development of gypsy moth caterpillars.

Food preferences of gypsy moth caterpillars were studied with regard to different tree species. In addition should be valued, if leaf components of grub resistant tree species could be used to soften the leaf damage caused by gypsy moth.

The investigations showed that ash and horse-chestnut were not accepted as forage plants. All caterpillars offered leaves from ash and horse-chestnut starved within eight days. Leaves of black locust were accepted as forage plants and tolerated at first. However, after twenty days the first mortalities occurred, and in the end of the study 75% of all caterpillars were dead. Altogether only one caterpillar developed to moth. The death after feeding black locust was obviously caused by poisoning. *Prunus serotina* was also accepted as forage plant, 75% of the caterpillars developed to moth. In comparison with black locust, the mortality rate was distinctly lower. Nevertheless these caterpillars of *Prunus serotina* showed a retardation in development in comparison with those feeded with pedunculate oak. The results give hints, that leaf components of ash and horse-chestnut could be used to prevent defoliation caused by gypsy moth.

Schlüsselwörter: Schwammspinner, Stieleiche, Esche, Roßkastanie, Robinie, *Prunus serotina*, Nahrungsmittelwahlversuche

Zusammenfassung

In der vorliegenden Studie wurde das Fraßverhalten von Schwammspinnerraupen gegenüber verschiedenen Baumarten untersucht. Daneben soll bewertet werden, ob sich Blatinhaltsstoffe von fraßwidrigen Baumarten zur Abmilderung von Schwammspinnerfraßschäden heranziehen lassen.

Die Untersuchungen zeigten, daß Eschen- und Roßkastanienblätter nicht als Nahrungsquelle angenommen werden. Nach acht Tagen waren sämtliche Raupen, denen ausschließlich Eschen- bzw. Roßkastanienblätter angeboten wurden, verhungert. Robinienblätter wurden als Nahrung angenommen und zunächst auch vertragen. Nach etwa zwanzig Tagen kam es zu den ersten Todesfällen, bis bei Versuchsende über 75% der Raupen gestorben waren. Insgesamt entwickelte sich nur ein Falter aus den eingesetzten zwanzig Raupen. Die Todesfälle bei der Robinie dürften in erster Linie auf Vergiftungen zurückzuführen sein. Auch *Prunus serotina* wurde als Futterpflanze angenommen. Zwar gab es auch hier einige Todesfälle, aber aus 75% der Raupen entwickelten sich Falter. Allerdings zeigten die Raupen im Vergleich zur Fütterung mit Stieleiche eine verzögerte Entwicklung. Die Ergebnisse deuten darauf hin, daß sich Inhaltsstoffe von Eschen- und Roßkastanienblättern zur Abwehr von Schwammspinnerfraßschäden eignen könnten.

1 Einleitung und Zielsetzung

Das Verbreitungsgebiet des Schwammspinners (*Lymantria dispar* L.) erstreckt sich vor allem auf die wärmeren Gebiete Europas und Nordafrikas. Daneben besitzt er mehrere Verbreitungsgebiete in Asien. Im 19. Jahrhundert wurde er von Europa nach Nordamerika verschleppt, wo er sich bis zur Mitte des 20. Jahrhunderts über die gesamte USA ausbreiten konnte und sich dort, wie in den anderen Verbreitungsgebieten, zu einem gefürchteten Schädling entwickelte. In Deutschland finden sich Hinweise auf das Vorkommen des Schwammspinners bereits in der Literatur des 19. Jahrhunderts (EBERT 1994), ohne jedoch größere Beachtung zu finden. Die erste große Massenvermehrung des Schwammspinners wurde in Baden-Württemberg von 1984-1986 in Eichenbeständen festgestellt. Dabei kam es auf einer Fläche von etwa 1.300 ha zu einem Kahlfraß (EBERT 1994). Zu Beginn der neunziger Jahre kam es dann, besonders in wärmebegünstigten Gebieten, zu teilweise verheerenden Schwammspinnerkalamitäten. So waren in Baden-Württemberg 1993 nahezu 20.000 ha Wald befallen und in Bayern etwa 30.000 ha, wobei auf 1.500 ha Kahlfraß auftrat (REINDL 1993). In Rheinland-Pfalz waren 1993 und 1994 besonders das Mosel- und das Rheintal betroffen. Dabei trat allein im Bienwald auf einer Fläche von etwa 2.500 ha Kahlfraß auf (DELB 1999 in diesem Heft). Betroffen vom Schwammspinnerfraß sind vor allem Eichenbestände, aber auch Hainbuche und Linde scheinen eine Nahrungsquelle erster Wahl zu sein. In Zeiten von Massenvermehrungen ist das Nahrungsspektrum der Raupen jedoch nahezu unbegrenzt. Neben Nadelbäumen befallen die Raupen dann auch Getreide-, Erdbeer- und Spargelfelder (EBERT 1994). Allerdings bleiben einige Baumarten vom Schwammspinnerfraß fast völlig verschont. Dies trifft vor allem auf die Esche (*Fraxinus excelsior*) und die Robinie (*Robinia pseudoacacia*) zu (MAIER & BOGENSCHÜTZ 1990, BLOCK et al. 1995). Auch KURIR (1953) fand bei Anzuchtversuchen einige Baumarten, die vom Schwammspinnerfraß völlig verschont blieben. Wie im Bienwald beobachtet wurde, führt der Raupenfraß des Schwammspinners unter bestimmten Bedingungen zu erheblichen Folgeschäden (DELB 1999 in diesem Heft). Zum Schutz der Eichenbestände können zugelassene Insektizide eingesetzt werden, die sich aber insbesondere auch auf andere Insektenarten auswirken. Da die Forstverwaltung um den Einsatz möglichst schonend wirkender Bekämpfungsmöglichkeiten bemüht ist, soll untersucht werden, ob es Alternativen zum Insektizideinsatz gibt. Aus der Beobachtung, daß bestimmte Baumarten nicht befallen wurden, könnte eine repellente oder toxische Wirkung der Blattinhaltsstoffe abgeleitet werden. Deshalb sollte untersucht werden, warum Schwammspinnerraupen einige Baumarten meiden, während andere Bäume bevorzugt befallen werden.

2 Material und Methoden

In Nahrungsmittelwahlversuchen wurde geprüft, ob Blätter von verschiedenen fraßresistenten Baumarten toxische Eigenschaften auf Schwammspinnerraupen haben, und ob diese Blätter abschreckende Wirkstoffe besitzen, die die Raupen generell vom Fraß an diesen Baumarten abhalten. Zur Untersuchung des Fraßverhaltens der Schwammspinnerraupen wurden folgende Baumarten ausgewählt:

1. Stieleiche (*Quercus robur*) als Futterpflanze erster Wahl.
2. Esche (*Fraxinus excelsior*), Robinie (*Robinia pseudoacacia*) und Roßkastanie (*Aesculus hippocastanum*) als Baumarten, die normalerweise nicht befressen werden.
3. Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina*) als Pflanze, die generell von Insektenfraß nur geringfügig betroffen ist und bekanntermaßen toxische Substanzen enthält.

Die Überprüfung des Fraßverhaltens gegenüber den verschiedenen Baumarten wurde mit achtzehn Tage alten Schwammspinnerraupen durchgeführt. Es wurden jeweils zwanzig Raupen in einen kleinen Plastikbehälter gesetzt und von diesem Zeitpunkt an nur noch mit der jeweiligen Versuchspflanze regelmäßig gefüttert.

In einem zweiten Versuchsansatz wurden zwanzig Raupen in einen Käfig überführt, in dem sie sich in zwei Kammern mit Blättern begeben konnten. Dreizehn Tage lang wurde eine Kammer mit Eichenblättern gefüllt, die andere mit Eschenblättern. Danach wurde die eine Kammer fünfzehn Tage lang mit Eichenblättern gefüllt, die andere mit Lindenblättern. Dabei wurde täglich kontrolliert, wieviele Tiere sich in der jeweiligen Futterkammer und im neutralen Bereich (Bereich ohne Blattmaterial) befanden.

Weiterhin wurde beobachtet, wie sich die Raupen entwickelten, wie hoch die Sterberate war, wie lange das Larvenstadium dauerte, ob es zur Verpuppung kam und wie die Schmetterlinge konditioniert waren.

3 Ergebnisse

Im Laufe der Versuche zum Fraßverhalten an verschiedenen Baumarten zeigten sich erwartungsgemäß die stärksten Fraßspuren bei der Stieleiche. Aber auch Robinie und *Prunus serotina* wurden stark befressen (Bild 1 und 2). Allerdings kam es im Laufe des Versuches bei Robinie und *Prunus serotina* zu mehreren Todesfällen. Esche und Roßkastanie blieben unbefressen.

Tabelle 1 zeigt die Sterblichkeitsrate der Raupen bei den verschiedenen Baumarten an. So waren bei der Robinie nach 32 Tagen Fütterung 75% der Raupen verstorben. Die Sterberate bei *Prunus serotina* war niedriger, sie lag bei 25%. Bei Esche und Roßkastanie waren bereits

nach 8 Tagen 100% der Raupen verstorben. Die Tiere, die mit Stieleiche gefüttert wurden, kamen dagegen mit nur einem Ausfall sämtlich zur Verpuppung.

Baumart	Sterberate			
	25%	50%	75%	100%
<i>Quercus robur</i>	-	-	-	-
<i>Robinia pseudoacacia</i>	22	29	32	-
<i>Prunus serotina</i>	28	-	-	-
<i>Fraxinus excelsior</i>	n.k.	6	n.k.	8
Aesculus hippocastanum	4	n.k.	6	8

Tab.1: Sterberate der Raupen in % und nach Tagen; n.k. = nicht kontrolliert
Mortality rate of the caterpillars in % and per days

Weiterhin zeigte sich während des Versuchs, daß Raupen, die mit Stieleiche gefüttert wurden sich wesentlich besser entwickelten als die mit Robinie und *Prunus serotina* gefütterten. Die Bilder 3-5 entstanden am 19. Tag der Fütterung mit der jeweiligen Baumart. Man erkennt deutlich mehr gut entwickelte Tiere bei der Stieleiche.

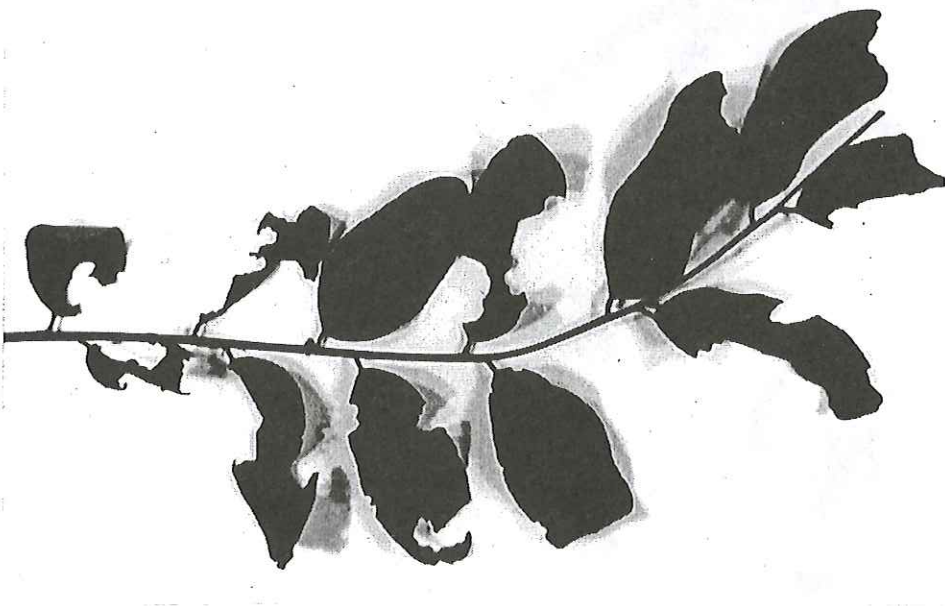


Bild 1: Fraßspuren an *Robinia pseudoacacia*
Leaf damage at Robinia pseudoacacia



Bild 2: Fraßspuren an *Prunus serotina*
Leaf damage at Prunus serotina

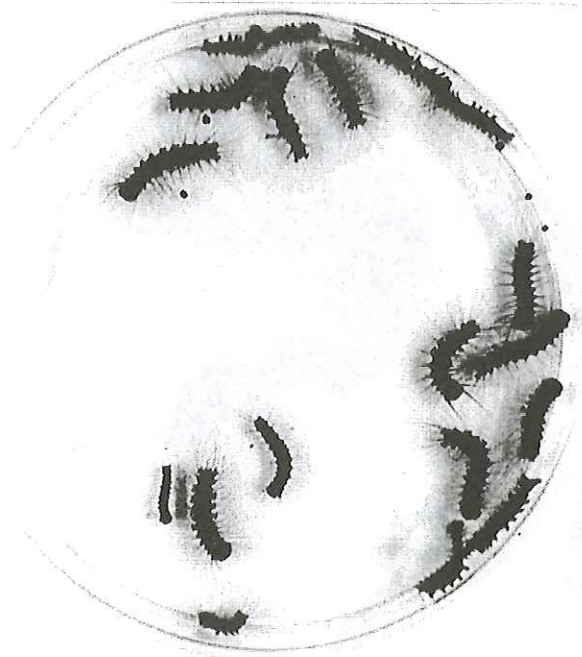


Bild 3: Entwicklungszustand der Raupen nach 18 Tagen Fütterung mit *Quercus robur*
State of development of the caterpillars after 18 days feeding with Quercus robur

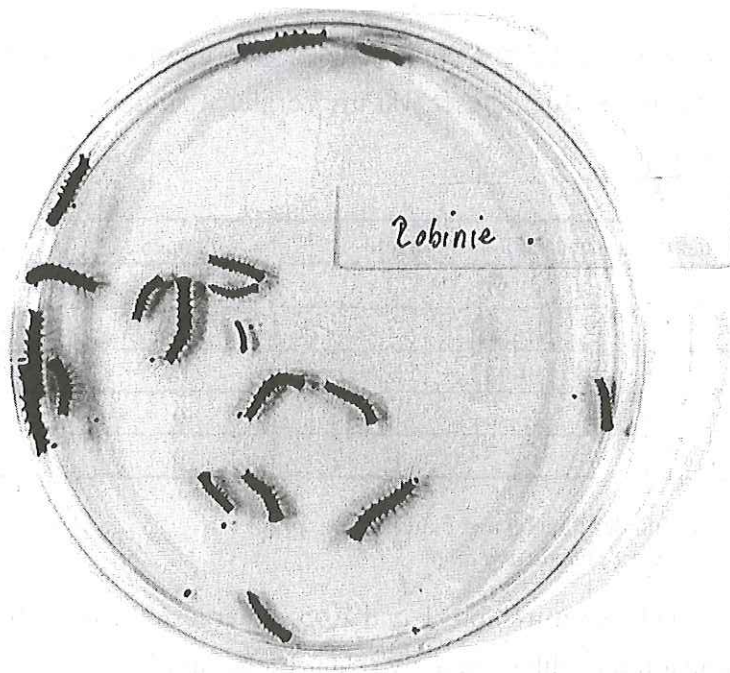


Bild 4: Entwicklungszustand der Raupen nach 18 Tagen Fütterung mit *Robinia pseudoacacia*
 State of development of the caterpillars after 18 days feeding with *Robinia pseudoacacia*

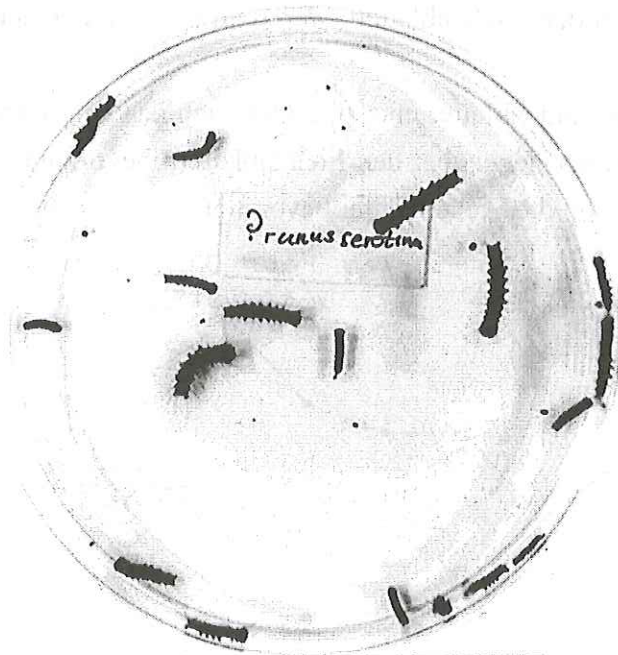


Bild 5: Entwicklungszustand der Raupen nach 18 Tagen Fütterung mit *Prunus serotina*
 State of development of the caterpillars after 18 days feeding with *Prunus serotina*

Bei der Stieleiche traten die ersten Puppen 40 Tage nach Schlupfbeginn auf, die letzten nach 54 Tagen. Die drei Puppen bei Robinie traten zwischen dem 45. und dem 52. Tag auf. Bei *Prunus serotina* war die Zeitspanne zwischen den ersten und den letzten Verpuppungen am längsten (Tab. 2). Die Puppen von Eiche und *Prunus serotina* waren alle mehr oder weniger normal entwickelt, auch wenn die von *Prunus serotina* etwas kleiner waren. Die bei Fütterung mit Robinie entstandenen 3 Puppen waren dagegen sehr klein und im Laufe des Puppenstadi-

ums sind zwei davon gestorben, so daß bei der Robinie aus den ursprünglich zwanzig Raupen sich nur ein Falter entwickelte (Tab. 2). Auch dieser war im Vergleich zu den Faltern der beiden anderen Baumarten sehr klein.

Baumart	Dauer der Larvenstadien [in Tagen]	Puppen	Falter
<i>Quercus robur</i>	40-54	19	19
<i>Robinia pseudoacacia</i>	45-52	3	1
<i>Prunus serotina</i>	39-62	15	15
<i>Fraxinus excelsior</i>	-	0	0
<i>Aesculus hippocastanum</i>	-	0	0

Tab.2: Dauer der Larvenstadien, Anzahl der Puppen und Falter
Duration of larval instar, number of pupae and moth

Die Ergebnisse der Kammerversuche sind in Abb. 1 und Abb. 2 dargestellt. In Abb. 1 ist zu erkennen, daß bei dem Nahrungsmittelwahlversuch zwischen Eiche und Esche stets die meisten Tiere in der Eichenkammer zu finden waren. Die Werte schwanken zwischen zehn und achtzehn Tieren, d.h. es befanden sich immer mindestens die Hälfte aller Tiere bei den Eichenblättern. Weiterhin ist zu sehen, daß häufig mehr Tiere im neutralen Bereich als in der Eschenkammer zu finden waren. An den Eschenblättern waren an keinem Versuchstag Fraßspuren zu erkennen.

Wenn man die Eschenblätter durch Lindenblätter ersetzt, ändert sich das Bild (Abb. 2). Man erkennt, daß zunächst die Lindenblätter gegenüber den Eichenblättern bevorzugt wurden. Ab dem neunten Versuchstag wurden dann die Eichenblätter bevorzugt.

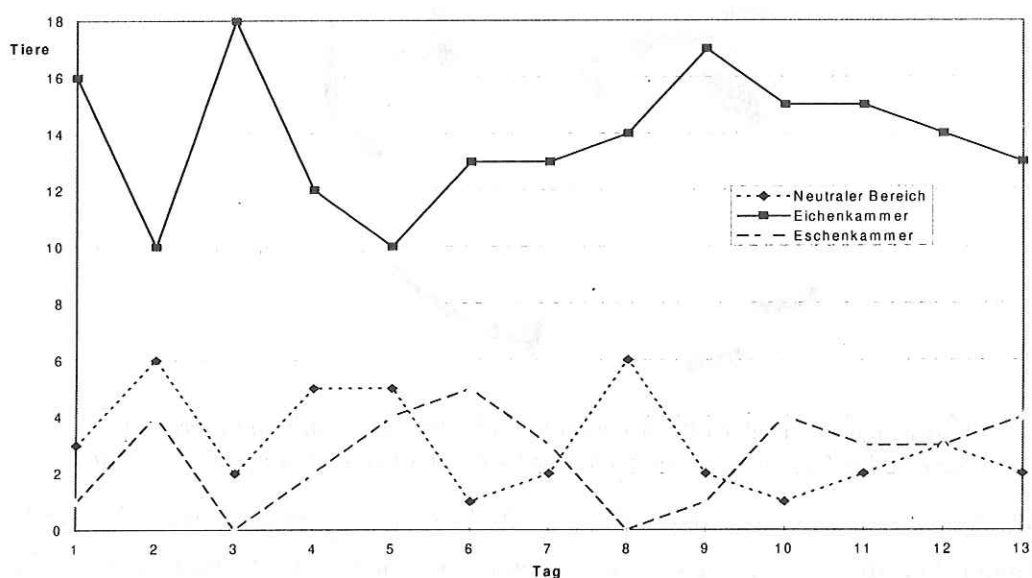


Abb.1: Wahlversuch zwischen Eiche und Esche
Feeding trial experiment between oak and ash

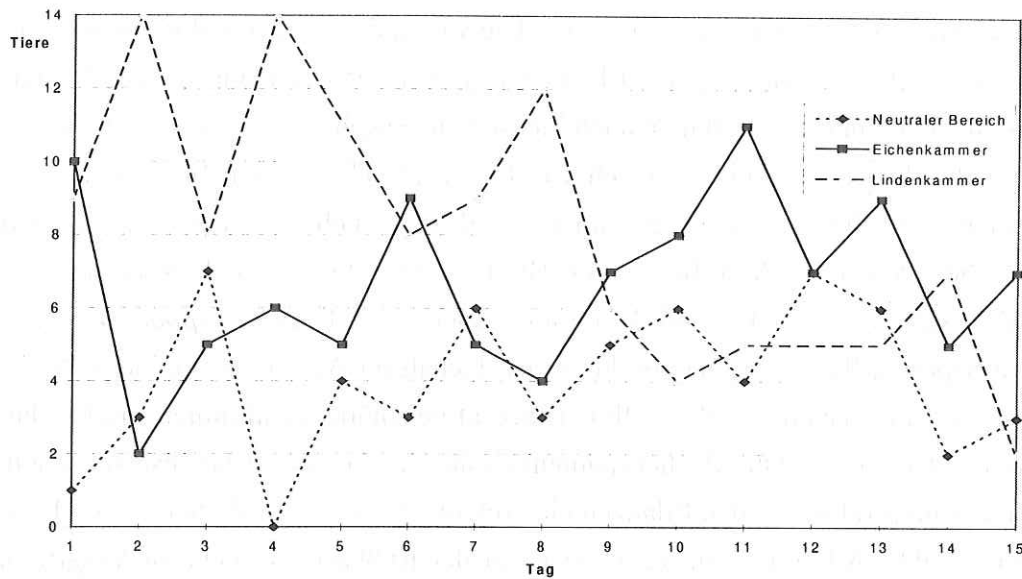


Abb.2: Wahlversuch zwischen Eiche und Linde
Feeding trial experiment between oak and lime-tree

4 Diskussion und Schlußfolgerungen

ESCHE (*Fraxinus excelsior*). Die Eschenblätter blieben sowohl bei den Versuchen zum Fraßverhalten an verschiedenen Baumarten als auch bei den Kammerversuchen unbefressen, d.h. die Raupen waren nach acht Tagen verhungert. Das bedeutet, daß die Schwammspinner-raupen trotz akutem Nahrungsmangel Eschenblätter nicht als Nahrung annahmen. KURIR (1953) kam bei seinen Fraßversuchen zu dem selben Ergebnis. Allerdings zitiert er mehrere Autoren, die zwischen 1830 und 1931 die Esche als Fraßpflanze des Schwammspinners angaben. Da keine Fraßspuren zu erkennen waren, lassen sich Vergiftungen mit den Eschenblättern als Todesursache der Raupen ausschließen. Eschenblätter enthalten zwar Cumarine, Flavonoide und Triterpene (HEGENAUER 1969), gelten aber allgemein als nicht toxisch. Dies zeigt sich auch daran, daß andere Insekten wie die Spanische Fliege (*Lytta versicatoria* L.) oder der weiße Bärenspinner (*Hyphantria cunea* DRURY) schwere Fraßschäden an der Esche hinterlassen können.

Eventuell besitzen Eschenblätter Duftstoffe, die die Schwammspinnerraupen vom Fraß an den Blättern abhalten. Die Kammerversuche ergaben in dieser Hinsicht keine eindeutigen Ergebnisse. Zwar wurde die Eichenkammer immer deutlich bevorzugt und auch der neutrale Bereich häufig von mehr Tieren aufgesucht als die Eschenkammer. Bei einem stark wirkenden Duftstoff wäre die Eschenkammer aber wohl noch stärker gemieden worden. Wenn die Eschenblätter ihre Immunität einem fraßabwehrendem Duftstoff verdanken sollten, so wird dieser vielleicht nur in unmittelbarer Nähe der Blätter von den Raupen wahrgenommen und verhindert so den Fraß.

ROßKASTANIE (*AESCULUS HIPPOCASTANUM*). Die Ergebnisse bei der Roßkastanie sind wohl analog den Ergebnissen der Esche zu bewerten. Bei der Roßkastanie waren ebenfalls keine Fraßspuren zu erkennen, so daß man auch hier davon ausgehen kann, daß die Raupen verhungert sind. Bei dem Fraßpflanzenversuch von KURIR (1953) wurden Roßkastanienblätter nur leicht benagt und die Raupen gingen im Laufe des Versuchs ein. Roßkastanienblätter sind reich an chemischen Inhaltsstoffen. Nach HEGENAUER (1966) enthalten sie u.a. Cumarine, Flavonole, Gerbstoffe, Cyclite und Allantoin. Daneben ist *Aesculus hippocastanum* eine altbekannte Saponinpflanze, besonders durch den Gehalt an Aescin. Saponine gelten als fraßwidrige Stoffe für manche Insekten. Ihre Toxizität gegenüber bestimmten Insektenlarven beruht darauf, daß sie die Oberflächenspannung wäßriger Lösungen herabsetzen können, und dadurch saponinproduzierenden Pflanzen eine relative Resistenz verleihen (BELL 1978, zitiert in SCHLEE 1992). Allerdings dürfte es auch bei der Roßkastanie nicht zu Vergiftungen der Raupen gekommen sein, da keine deutlichen Fraßspuren zu erkennen waren. Die Ablehnung der Blätter durch die Schwammspinnerraupen wird daher ähnlich wie bei der Esche zu begründen sein. Anzumerken ist, daß auch die Roßkastanie von einigen in KURIR (1953) zitierten Autoren früher als Fraßpflanze des Schwammspinners angegeben wurde.

ROBINIE (*ROBINIA PSEUDOACACIA*). Schwieriger zu beurteilen sind die Ergebnisse bei der Robinie. Die Robinie gilt als eine Baumart, die auch bei schweren Kalamitäten von den Schwammspinnerraupen grundsätzlich gemieden wird (BLOCK ET AL. 1995, MAIER & BOGENSCHÜTZ 1990). Auch beim Nahrungsmittelwahlversuch von KURIR (1953) wurden Robinienblätter abgelehnt und nicht einmal benagt. In der älteren Literatur finden sich lediglich bei TSCHORBADJEW (1927, 1928 und 1936) Hinweise auf eine Fraßtätigkeit von Schwammspinnerraupen an Robinie.

In unserem Versuch wurden Robinienblätter dagegen stark befressen und in den ersten zwanzig Tagen auch problemlos vertragen. Allerdings zeigte sich schon in dieser Zeit ein deutlicher Entwicklungsrückstand der Raupen gegenüber der Eichenfütterung. Später kam es dann zu einem drastischen Absterben der Raupen. Die Dauer der Larvenstadien unterschied sich dagegen kaum von der bei der Stieleiche. Die Robinie enthält mehrere Giftstoffe, u.a. das sehr giftige Robin und Phasin. Allerdings sind diese überwiegend in der Rinde lokalisiert. Außerdem sind von Vergiftungen mit diesen Stoffen überwiegend Säugetiere, speziell Pferde betroffen. In den Blättern findet man u.a. Indican, Asparagin, Acacetin und etwa 0,01% Äther und Öle, wobei der Gehalt der Wirkstoffe stark schwanken kann (ROTH ET AL. 1994). Diese Schwankungen im Wirkstoffgehalt könnten eine Erklärung dafür sein, daß in unseren Versuchen die Robinie im Gegensatz zu anderen Autoren erst einmal kein Problem darstellte. Die von uns verwendeten Blätter enthielten möglicherweise, jahreszeitlich oder provinienzbedingt, nur wenig der giftigen oder zumindest fraßwidrigen Inhaltsstoffe. Im Laufe des Versuchs ist es dann eventuell doch zu einer Akkumulation dieser Stoffe in den Raupen gekom-

men und diese haben ihren Tod bewirkt. Möglicherweise haben auch die gleichen Wirkstoffe die Entwicklungsstörungen bewirkt, die sich bis in die Faltergeneration hinzogen. Eine andere Erklärung für die Entwicklungsstörungen oder auch der Todesfälle wäre, daß den Robinienblättern einige Substanzen fehlen oder in nur geringer Konzentration vorliegen, die für eine normale Entwicklung des Schwammspinners erforderlich sind. Eine zu geringe Versorgung der Blätter mit Stickstoff ist allerdings nicht anzunehmen, da die Robinie als Leguminose in der Regel eher hohe Stickstoffgehalte aufweist.

SPÄTBLÜHENDE TRAUBENKIRSCH (PRUNUS SEROTINA). Die Sterblichkeit bei *Prunus serotina* war mit fünf Tieren zwar höher als bei der Stieleiche, jedoch deutlich niedriger als bei den anderen drei Versuchsbäumen. Die aus Nordamerika stammende Baumart wird allgemein als Giftpflanze eingestuft. Durch ihre hohe Konkurrenzkraft hat sich *Prunus serotina* in einigen Gebieten zu einem schädlichen Unkraut entwickelt und wird teilweise auch als "der Waldkiller aus Amerika" bezeichnet (BERLINER MORGENPOST vom 4.5.1998). Nach ROTH et al. (1994) enthält *Prunus serotina* u.a. p-Cumarsäure, Scopoletin und vor allem das cyanogene Glykosid Prunasin. Prunasin und das ebenfalls in den Blättern vorkommende Glucosebenzoat verleihen *Prunus serotina* eine auffällige Konkurrenzkraft, da die beiden Verbindungen Produkte liefern, die für Tiere und andere Pflanzen schädlich sind, nämlich HCN, Benzaldehyd und Benzoesäure (HORSLEY & MEINWALD 1981). So enthalten die ätherischen Öle von *Prunus serotina* über 95% Benzaldehyd (HEGENAUER 1990). Daneben ist bei cyanogenen Glykosiden nicht nur mit der biologischen Wirkung von HCN und Carbonylverbindungen zu rechnen, sondern auch mit der von deren Vorläufern, den Cyanhydrinen (JONES & ENZIE 1961). Allerdings ist der Gehalt an Prunasin jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen. So besitzt der Adlerfarn *Pteridium aquilinum* von Mai bis Juni einen besonders hohen Prunasingehalt und wird deshalb in dieser Zeit von einigen Insekten und Säugetieren gemieden (COOPER-DRIVER ET AL. 1977).

In unserem Versuch zeigten sich die Schwammspinnerraupen von den Giftstoffen relativ unbeeindruckt. Die Ergebnisse lassen den Schluß zu, daß *Lymantria dispar* zu den Insektenarten gehört, die gegenüber cyanogenen Glykosiden ziemlich unempfindlich sind. Durch den Besitz des Enzyms Rhodanase sind viele Insekten und einige Säugetiere in der Lage den giftigen Cyanwasserstoff durch Überführung in Thiocyanate zu entgiften (BEESLEY ET AL. 1985, zitiert in HARBORNE 1993, SCHLEE 1992). Allerdings scheint der bittere Geschmack der cyanogenen Glykoside auf viele Insekten dennoch abschreckend zu wirken. Dies erklärt vielleicht auch den Umstand, warum die Fraßspuren zu Beginn unseres Versuches deutlich schwächer waren als am Ende des Versuches. Die Raupen haben offensichtlich erst eine gewisse Gewöhnungsphase gebraucht, um *Prunus serotina* als vollwertige Futterpflanze zu akzeptieren. Daraus resultiert vielleicht auch der Entwicklungsrückstand, den die Raupen zunächst gegenüber der Stieleiche hatten sowie die verlängerte Larvalzeit einiger Raupen. Das Fraßverhalten,

das der Schwammspinner bei *Prunus serotina* zeigt, trifft wahrscheinlich auch bei verwandten Prunusarten zu. So gelang KURIR (1953) die Anzucht von Schwammspinnern mit der Lorbeer-*Prunus laurocerasus* und der Traubenkirsche (*Prunus padus*). Sowohl *Prunus laurocerasus* als auch *Prunus padus* enthalten wie *Prunus serotina* cyanogene Glykoside.

STIELEICHE (*QUERCUS ROBUR*). Die stärksten Fraßschäden traten erwartungsgemäß bei der Stieleiche auf, die von WELLENSTEIN & SCHWENKE (1978) als Fraßpflanze ersten Vorzugsgrades bezeichnet wird. Eichenblätter scheinen für den Schwammspinner eine optimale Nahrung darzustellen, die in allen Larvenstadien bevorzugt angenommen wird. Allerdings war in dem Kammerversuch zu erkennen, daß bei der gleichzeitigen Anwesenheit einer anderen Vorzugsfraßpflanze wie Linde die Eiche nicht mehr automatisch dem stärksten Fraß ausgesetzt ist. Hier scheinen die Schwammspinnerraupen die Blätter zu bevorzugen, auf die sie zufällig als erstes treffen. Die Bevorzugung einer Blattart war in diesem Versuch nicht zu erkennen.

INSGESAMT kann man die Wirkungen von fraßwidrigen Baumarten in zwei Gruppen einteilen. Zum einen scheinen Esche und Roßkastanie Stoffe zu enthalten, welche die Raupen generell vom Fraß abhalten, ohne eine primär toxische Wirkung zu haben. Diese Inhaltsstoffe könnten bei der Bekämpfung des Schwammspinner eine sinnvolle Alternative darstellen, da sie zwar stark fraßwidrige Eigenschaften haben, aber kaum mit giftigen Effekten auf andere Insekten zu rechnen sein dürfte. Zum anderen scheinen Robinie und *Prunus serotina* nicht generell abschreckend auf die Schwammspinnerraupen zu wirken, sondern werden bei Nahrungsmangel wahrscheinlich als Futterpflanze akzeptiert. Beide Baumarten haben aber offensichtlich toxische Wirkungen auf die Raupen, wobei diese bei der Robinie wesentlich stärker ausgeprägt sind als bei *Prunus serotina*. Aufgrund dieser toxischen Eigenschaften gleichen die Inhaltsstoffe der Robinie in ihrer Wirkungsweise denen eines gebräuchlichen Insektizids und dürften daher als Schädlingsbekämpfungsmittel problematischer sein als die Inhaltsstoffe von Esche und Roßkastanie.

SCHLUBFOLGERUNGEN. Aufgrund der unterschiedlichen Wirkungsweise von fraßwidrigen Baumarten auf Insektenraupen stellen nur die Arten mit repellenter Wirkung eine schonende Alternative zum Insektizideinsatz dar. Allerdings müssen weitere Versuche durchgeführt werden, um die repellente Wirkung von Esche und Roßkastanie weiter abzusichern. Dazu wird in einem nächsten Versuchsschritt untersucht, ob es möglich ist, Eichenblätter durch Benetzung mit wässrigen und ethanolschen Blattextrakten von Esche und Roßkastanie vor Fraßschäden zu schützen bzw. diese abzumildern. Weiterhin soll geklärt werden, ob für die repellente Wirkung eine Einzelsubstanz verantwortlich ist oder ob die repellente Wirkung auf einem Zusammenwirken verschiedener Blatinhaltsstoffe beruht. Im Anschluß daran kann

dann überprüft werden, ob die repellenten Stoffe in anwendungsrelevanten Mengen aus Blattmaterial extrahiert oder gegebenenfalls künstlich synthetisiert bzw. hergestellt werden können. Abschließend müssten dann noch Freilandversuche durchgeführt werden, um zu überprüfen, ob sich die Wirksamkeit im Feldversuch bestätigen läßt und ob eine unproblematische Applizierung der repellenten Stoffe in Freilandbeständen möglich ist.

5 Literaturverzeichnis

BLOCK, J., DELB, H., HARTMANN, G., SEEMANN, D. & SCHRÖCK, H.W. (1995): Schwere Folgeschäden nach Kahlfraß durch Schwammspinner im Bienwald. *Allgemeine Forstzeit-schrift/Der Wald*, 50. Jg., Nr. 23, S. 1278-1281.

COOPER-DRIVER, G., FINCH, S., SWAIN, T., BERNAYS, E. (1977): Seasonal variation in secondary plant compounds in relation to the palability of *Pteridium aquilinum*. *Biochemistry. Syst. Ecology* 8, p. 177-183.

DELB, H. (1999): Folgeschäden nach der Schwammspinner-Kalamität von 1992 bis 1994 in in Rheinland-Pfalz. In DELB, H. & BLOCK, J. (Hrsg.): Untersuchungen zur Schwammspinner-Kalamität von 1992 bis 1994 in Rheinland-Pfalz. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Nr. 45/1999, S. 41-117.

EBERT, G. (1994): Die Schmetterlinge Baden- Württembergs, Band 4. Ulmer Verlag, Stuttgart, S. 452-461.

HARBORNE, J.B. (1995): Ökologische Biochemie. Spektrum Akad. Verlag, Heidelberg, Berlin, Oxford, 383 S.

HEGENAUER, R. (1966): Chemotaxonomie der Pflanzen, Bd. 4: Dicotyledoneae: Daphni-phyllaceae - Lythraceae. Birkhäuser Verlag, Basel und Stuttgart, 551 p.

HEGENAUER, R. (1969): Chemotaxonomie der Pflanzen, Bd. 5: Dicotyledoneae: Magnolia-ceae - Quinaceae. Birkhäuser Verlag, Basel und Stuttgart, 506 p.

HEGENAUER, R. (1990): Chemotaxonomie der Pflanzen, Bd. 9: Nachträge zu Band 5 und Band 6 (Magnoliaceae - Zygophyllaceae). Birkhäuser Verlag, Basel und Stuttgart, 786 p.

HORSLEY, S.B. & MEINWALD, J. (1981): Glucose-1-benzoate and Prunasin from *Prunus serotina*. *Phytochemistry* 20, p. 1127-1128.

JONES, M.B. & ENZIE, J.V. (1961): Identification of a cyanogenetic growth- inhibiting substance in extracts from peach flower buds. *Science* 134, p. 284.

KURIR, A. (1953): Die Fraßpflanzen des Schwammspinners (*Lymantria dispar* L.). *Zeitung für angewandte Entomologie* 34 Nr. 4, S. 543-586.

MAIER, K. & BOGENSCHÜTZ, H. (1990): Massenwechsel von *Lymantria dispar* (Lep. Lymantriidae) und die Regulation durch Parasitoide während einer Gradation in Südwestdeutschland 1984-86. *Zeitung für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz* **97**, S. 381-393.

REINDL, J. (1993): Schwammspinnermassenvermehrung 1993 in Bayern. In WULF, A. & BERENDES, K.H. (Bearbeiter): Schwammspinner-Kalamitäten im Forst. Konzepte zu einer integrierten Bekämpfung freifressender Schmetterlingsraupen. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Heft 293, S. 14-23.

ROTH, L., DAUNDERER, M. & KORMANN, K. (1994): Giftpflanzen-Pflanzengifte, 4. Auflage. Ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg, S. 588, 620-621.

SCHLEE, D. (1992): Ökologische Biochemie, 2. Auflage. Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, New York, 587 S.

TSCHORBADJEW, P. (1927): Belezki vurchu nekoi i redki vredni nasekomi its Bulgarija nabdjurdavani (= Bemerkungen über einige schädliche Insekten in Bulgarien, beobachtet während der Jahre 1926 und 1927). *Izvj. bulg. entom. druž.* **4**, S. 125-134.

TSCHORBADJEW, P. (1928): Beitrag zur Lepidopterenfauna der Umgebung von dem Bezirk Swilengrad. *Trav. Soc. Bulg. sci. nat.* **13**, S. 173-182.

TSCHORBADJEW, P. (1936): Materialien über schädliche Insekten und anderen Feinden der Kulturpflanzen in Bulgarien. *Mitteilungen der Bulgarischen entomologischen Gesellschaft* **9**, S. 151-170.

WELLENSTEIN, G. & SCHWENKE, W. (1978): *Lymantria* Hbn. In: SCHWENKE, W. (Hrsg.): Die Forstschädlinge Europas, Band 3. Paul Parey Verlag, Hamburg und Berlin, S. 334-349.

Danksagung

Die Autoren danken der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz für ihre finanzielle Unterstützung bei der Durchführung des Projektes.

Anschrift der Autoren:

Dr. Andreas Simon und Prof. Dr. Aloysius Wild, Institut für Allgemeine Botanik, Johannes Gutenberg-Universität, Saarstraße 21, 55099 Mainz.

Bekämpfung der Schwammspinnerraupen im Bienwald im Frühjahr 1994

Dieter Seemann

Keywords: *Lymantria dispar*, Gypsy moth, Monitoring of Population, Treatment

Summary

Titel of the paper: Control of the Gypsy moth larvae with insecticides in the Bienwald in spring 1994

In summer 1993 in many of the broad leaf stands of the „Bienwald“ a complete defoliation caused by the gypsy moth was firstly noticed. Therefore a monitoring of the gypsy moth population by sampling of egg masses was performed during winter 1993/94. Depending on the age of the stand 2-4 egg masses per tree (up to 4 m stem height) were considered to indicate a complete defoliation during the next season.

Based on the monitoring, those areas were marked, which indicated a complete defoliation. Inside these areas treatments with insecticides were planned for stands which indicated a high probability of tree damage. Intensive observations of phenology of the caterpillars and the sprouting of the trees were made in order to determine the timing for the spraying. The action was carried out from 2nd May to 11th May. The success of the treatment was checked. Thereby the target of treatment was considered to prevent a second complete defoliation in 1994 and to avoid by this a high tree mortality. However it was never intended to regulate the gypsy moth population by the spraying action. In untreated stands the population broke down completely in a natural way. But lack of feed, parasitism and the late upcoming virosis epidemic did not cause a break down of the caterpillar population before the second complete defoliation occurred. In the light of these findings the control sprayings in the endangered stands were justified.

Schlagwörter: *Lymantria dispar*, Schwammspinner, Überwachung, Bekämpfung

Zusammenfassung

Im Sommer 1993 war erstmals auf großen Flächen des Bienwaldes ein Kahlfraß durch Schwammspinnerraupen zu beobachten. Daher wurde im Winter 1993/94 eine Überwachung der Schwammspinnerpopulation durchgeführt. Diese erfolgte durch Eigelegezählung. Je nach Bestandesalter wurde angenommen, daß durchschnittlich 2-4 Gelege pro Baum (bis 4 m Stammhöhe) im kommenden Jahr zu Kahlfraß führen werden. Basierend auf dieser Populationsdichteerhebung wurden die Bestände festgelegt, für die Kahlfraß zu erwarten war. Ein Einsatz von Insektiziden wurde nur für die Bestände vorgesehen, für die mit einem erhöhtem Ausfall gerechnet werden mußte. Um den richtigen Zeitpunkt der Behandlung zu bestimmen, wurde die Entwicklung der Raupen und des Laubes sehr intensiv beobachtet. Die Behandlung erfolgte in der Zeit zwischen 2. und 11. Mai. Eine Erfolgskontrolle wurde durchgeführt. Das Bekämpfungsziel, die Verhinderung von erneutem Kahlfraß zur Vermeidung größerer Ausfälle wurde mit den angewandten Verfahren voll erreicht. Die Bekämpfung der Schwammspinnerraupen diente ausschließlich dem Schutz besonders schaddisponierter Eichenbestände. Ein Eingriff in die Populationsdynamik war nicht geplant. Auf unbehandelten Flächen konnte man erkennen, daß die Population wie erwartet nach dem zweiten Kahlfraß auf natürlichem Weg zusammenbrach. Allerdings war auch festzustellen, daß Mangel an Nahrung, Parasiten und die erst spät auftretende Kernpolyedrose erst nach dem zweiten Kahlfraß zum Zusammenbruch der Population führten.

1 Einleitung

Im rheinland-pfälzischen Bienwald wurden in den Jahren 1993 und 1994 mehr als 2.500 ha Waldfläche von Schwammspinnerrauen befallen (DELB 1998). Der Verlauf der Schwammspinnergradation ist in BLOCK ET AL. (1995) und DELB (1996) beschrieben. Hier soll über die Prognose des Kahlfraßes, über den technischen Ablauf der Bekämpfung und die dafür erforderlichen Vor- und Nacharbeiten berichtet werden. Sämtliche Arbeiten sind parallel dazu auch in Baden-Württemberg durchgeführt worden, so daß Informationen ausgetauscht werden konnten und insgesamt eine sehr breite Basis für die Entscheidungsfindung vorhanden war. Für sämtliche notwendigen Maßnahmen wurden Ablaufpläne ausgearbeitet. Das Vorgehen vom Beginn der Eigelegezählung bis zum Ende der Bekämpfung ist in SCHRÖTER & SEEMANN (1996) skizziert.

2 Kahlfraßprognose durch Eigelegezählung

Nach Abschluß des Kahlfraßes im ersten Jahr der Kalamität wurden Ende Juni 1993 durch die Forstämter Fraßgradkarten erstellt, auf denen die Bestände mit flächigem Lichtfraß (Blattverluste von etwa 50 bis 80%) oder flächigem Kahlfraß (Blattverluste von mehr als 80%) dargestellt wurden. Im Juli und August 1993 wurde innerhalb der kartierten Gebiete und auch außerhalb eine starke Eiablage festgestellt. Damit war anzunehmen, daß für 1994 ein wiederholter Kahlfraß auf den bereits einmal befallenen Flächen zu erwarten war und darüber hinaus weitere Flächen erstmals befallen werden würden. Dies wurde zum Anlaß genommen, in den gefährdeten Laubwäldern eine Gelegezählung durchzuführen. Ziel dieser Eigelegezählung war, für 1994 zu prognostizieren, ob starker Licht- oder Kahlfraß in einem untersuchten Bestand auftreten wird. Die Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA), Abteilung Waldschutz, wurde beauftragt, die Prognose zu planen. Die Ermittlung der Eigelegedichten wurde im Anhalt an die Erfahrungen aus Baden-Württemberg organisiert. Dies ist in SCHRÖTER & SEEMANN (1996) beschrieben und in einem sehr detaillierten Merkblatt dargestellt.

Für das große Gebiet des Bienwaldes wurde ein systematisches Suchraster festgelegt. Dabei wurden in einem Quadratraster von 300 m Seitenlänge an jedem Schnittpunkt die Eigelege an 10 benachbarten Bäumen ausgezählt. Gezählt wurden die Gelege bis 4 m Stammhöhe und für einen Baum gemittelt. Die Suche wurde nach dem Laubabfall begonnen und sie war bis zum Jahresende abgeschlossen. Durchgeführt wurde sie durch Forstbetriebsbeamte. Das Suchraster wurde auf eine Forstbetriebskarte 1:10.000 übertragen und für jeden Rasterpunkt die Gelegedichte notiert. Anhand von Literaturangaben über die Eizahlen pro Eiche, für die Kahlfraß angenommen wird, und die aus den lokalen Gradationen bekannten Eizahlen je Gelege konnte

die kritische Gelegezahl errechnet werden. Bezogen auf die Fläche ergibt sich die Gelegedichte. Zur Herleitung der kritischen Dichte wird auf BOGENSCHÜTZ & SCHRÖTER (1993) verwiesen. Die kritischen Dichten, für die Kahlfraß vorhergesagt wird, sind abhängig vom Bestandesalter (Abb. 1).

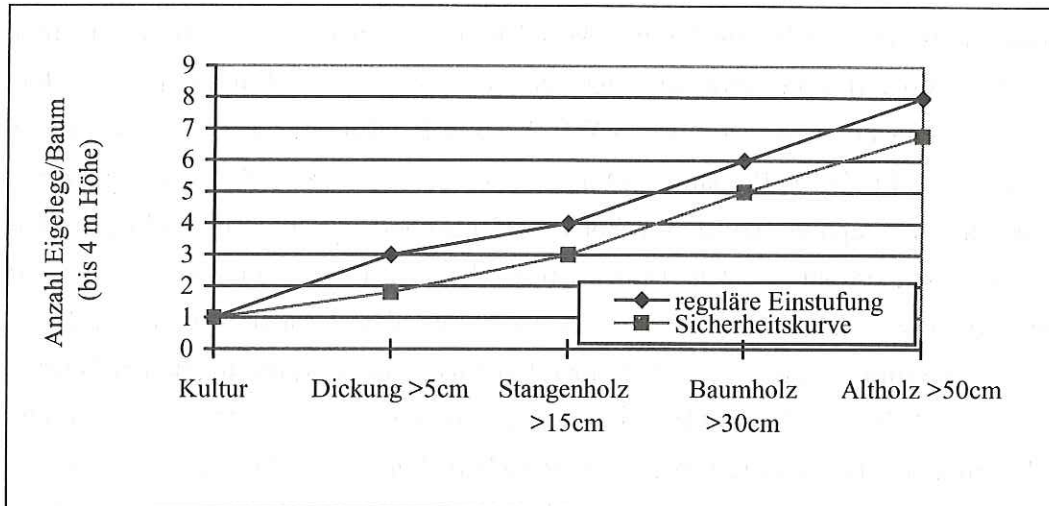


Abb. 1: Kritische Eigelegedichte für Kahlfraß in Abhängigkeit vom Bestandesalter (aus SCHRÖTER & SEEMANN 1996)
Critical value of egg masses for a complete defoliation depending from the age of stand (from SCHRÖTER & SEEMANN 1996)

Mit Hilfe der so hergeleiteten kritischen Gelegedichte, bei der starker Licht- bis Kahlfraß prognostiziert wurde, konnten dann die gefährdeten Flächen abgegrenzt werden.

Handelte es sich um Bestände, für die weder eine zusätzliche Belastung noch eine Vorbelastung angenommen wurde, so erfolgte die Fraßprognose anhand der regulären Einstufung. Wurden jedoch andere Einfüsse vermutet, wie z.B. der Fraß durch Eichenwickler und Frostspanner im selben Jahr oder ein schlechter Gesundheitszustand der Bäume, dann erfolgte die Prognose anhand der Sicherheitskurve.

Bis Ende Januar 1994 war die Prognose abgeschlossen und die Flächen kartenmäßig erfaßt, für die Kahlfraß bzw. mäßiger bis starker Lichtfraß zu erwarten war. Nicht prognostiziert werden konnte der Fraß infolge Windvertriftung von Eirauen. Besonders problematisch wurde dies für Kulturen gesehen. Hier wurde angenommen, daß Kulturen in windabgekehrter Seite von mit Gelegen besetzten älteren Beständen durch Einwehungen gefährdet sind.

Aus den Untersuchungen in Baden-Württemberg war bekannt, daß die Schlüpftrate sehr hoch sein würde. Die Eiparasitierung lag deutlich unter 5%. Auch andere Mortalitätsfaktoren wie Räuber, Raupenfliegen und Virosen traten 1993 kaum auf. Das Ausmaß des Laubfraßes konnte in diesem Stadium des Massenwechsels durch Antagonisten nur wenig beeinflußt werden (BOGENSCHÜTZ & SCHRÖTER 1993).

3 Bekämpfung

3.1 Einsatz von Pflanzenschutzmitteln

Auf großer Fläche können aus rechtlichen Gründen nur zugelassene Pflanzenschutzmittel zur Anwendung kommen. Nicht zugelassene Mittel können je nach Applikation nur auf kleiner Fläche (max. 100 ha) versuchsweise angewendet werden. Zum Zeitpunkt der Behandlung waren ein Häutungshemmer (Dimilin 25 WP, Wirkstoff Diflubenzuron) und *Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki* (Btk)- Präparate (Dipel, Dipel ES und FORAY 48B) zugelassen. Die Zulassung für Btk-Präparate wurde im April 1994 geändert, indem Aufwandmenge und Zahl der Anwendungen erhöht wurden. Dabei wurde die maximal zugelassene Wirkstoffmenge gegenüber dem Zulassungsstand 1993 um mehr als das 6-fache erhöht. Aufgrund der schlechten Erfahrungen mit den Btk-Präparaten aus dem Vorjahr in Baden-Württemberg (BOGENSCHÜTZ & SCHRÖTER 1993) wurde von vornherein eine zweimalige Ausbringung von Btk in der zugelassenen Aufwandmenge vorgesehen. Für die Waldbesitzer wurde eine ausführliche Information über die Kosten und Nebenwirkungen der jeweiligen Wirkstoffe erarbeitet. Dabei wurde auch auf die geringere Selektivität und höhere Persistenz des Dimilin im Vergleich zum Btk hingewiesen. Der Erfolg einer Behandlung mit Dimilin wurde aber trotz reduzierter Wirkstoffmenge (50 g/ha anstatt 75g/ha) als sicher eingestuft. Demgegenüber wurde dem Risiko eines Mißerfolgs bei Btk durch die maximal zugelassene Mittelmenge (FORAY 48B 2x4 l/ha) und durch zweimalige Ausbringung vorgebeugt. Während die Kosten für die Ausbringung von Dimilin 115 DM/ha betragen, kostete die Ausbringung von FORAY 48B 398 DM/ha (DELB 1998). Die Wahl des Mittels wurde dem Waldbesitzer überlassen. Ursprünglich waren wesentlich grössere Flächen für Dimilin vorgesehen. Im nassen Frühjahr 1994 waren jedoch weite Flächen des Bienwaldes überschwemmt, so daß aufgrund der bekannten Nebenwirkungen von Dimilin auf Fischnährtiere der Einsatz dieses Mittels auf weiten Flächen ausgeschlossen wurde und stattdessen Btk zum Einsatz kam. Hierbei spielte die Auslegung der Gewässerdefinition eine wesentliche Rolle, bei der auch temporäre Lachen als Gewässer eingestuft wurden.

Forstamt	Kahlfraßprognose	behandelte Fläche	Dimilin	Btk
Hagenbach	1822	804		804
Schaidt	1133	647	191	456
Kandel	57	44	44	
Sa.	3012	1495	235	1260

Tab. 1: Mit Insektiziden aviotechnisch behandelte Fläche im Bienwald
Spraying area at the Bienwald

Die Mittel wurden mit dem Hubschrauber appliziert. Der Wasseraufwand betrug 35-40 l/ha. In Kulturen wurden in den Forstämtern Schaidt und Hagenbach auf 103 ha mittels Bodenapplikation Dimilin, Btk-Präparate und als Versuch Fastac SC ausgebracht.

3.2 Bestimmung des Einsatzzeitpunktes

Der Einsatzzeitpunkt hängt vom Pflanzenschutzmittel ab, das angewendet werden soll. Da für die Bekämpfung nur Fraßgifte in Frage kamen, mußte sichergestellt sein, daß die vorrangig zu schützenden Eichen zum Zeitpunkt der Bekämpfung mindestens 25% Blattmasse ausgebildet und alle Raupen die Gelege verlassen hatten und in die Kronen abgewandert waren. Mit den eingesetzten Mitteln und den zugelassenen Aufwandmengen können nur das erste bis dritte Raupenstadium erfolgreich bekämpft werden. Aufgrund der Biologie des Schwammspinners (BOGENSCHÜTZ & SCHRÖTER 1993) steht daher bei günstiger Witterung allenfalls ein Bekämpfungszeitraum von 14 Tagen zur Verfügung. Demzufolge mußte der Schlüpfzeitpunkt und der Zeitpunkt der Abwanderung der Raupen in die Kronen sowie der Austrieb der Bäume den gesamten April über beobachtet werden.

Weit vor dem Austreiben der Bäume wurde begonnen, Schlüpfkontrollen durchzuführen. Die ersten Eiraupen wurden am 01.04.1994 festgestellt. Ein Beispiel für die zeitliche Entwicklung zeigen die Schlüpfkontrollen im Forstbezirk Kandel (Tab. 2).

Datum	Gelegezustand in %					
	ohne Raupen	wenige Raupen	30-100 Raupen	> 100 Raupen	abgewandert	Σ
1994						
19.4.	24	38	38	0	0	100
21.4.	0	25	12	50	13	100
22.4.	0	0	22	65	13	100
25.4.	0	0	0	45	55	100
27.4.	0	0	0	25	75	100

Tab. 2: Übersicht über die zeitliche Entwicklung des Schlüpfens der Eiraupen an je 100 kontrollierten Gelegen (Forstamt Kandel, Revier Jockgrim, Abteilung Weidlache)
Chronological development of hatching of the larvae on 100 egg masses at the forest district of Kandel

Im Forstbezirk Bellheim wurde am 21.04.1994 an drei verschiedenen Waldorten eine Schlüpfkontrolle durchgeführt (Tab. 3). Daran zeigt sich, daß der Zeitpunkt des Schlüpfens lokal sehr unterschiedlich sein kann.

Waldort	Gelegezustand in %					Σ
	ohne Raupen	wenige Raupen	30-100 Raupen	> 100 Raupen	abgewandert	
Forstmeisterschlägel	88	12	0	0	0	100
Junkerwald	62	33	5	0	0	100
Dreihof	26	21	43	10	0	100

Tab. 3: Übersicht über die lokale Entwicklung des Schlüpfens der Eiraupen am 21.04.1994 im Forstamt Bellheim
Local development of hatching of the larvae at 21.04.94

In den westlich liegenden Beständen des Bellheimer Waldes war das Schlüpfen am weitesten fortgeschritten. Etwa um den 29. April waren im gesamten Gebiet des Bienwaldes und den Wäldern um Kandel und Bellheim die Raupen fast vollständig in die Kronen abgewandert.

Genauso wichtig wie die Feststellung des Schlupfzeitpunkts war auch die Kontrolle des Blattaustriebs. Maßgeblich war der Austrieb der Eichen. Das Ausmaß der vorhandenen Blattmasse wurde in Prozentstufen geschätzt. Am 21.04.1994 wurden erste Aufnahmen gemacht (Tab. 4).

Waldort	Laubmasse in %				
	Oberstand				Unterstand
	Eiche	Hainbuche	Buche	andere	
<u>Forstamt Bellheim:</u>					
Forstmeisterschlägel	0	/	/	Rob: 0	/
Junkerwald	0	/	/	/	wenig
Dreihof	10	0	00	/	HBu und Bu: 100
<u>Forstamt Kandel:</u>					
Stadt, Distr. V Abt. 2	20	100	0	/	/

Tab. 4: Übersicht über die am 21.4.1994 vorhandene Laubmasse nach Baumarten getrennt (Rob = Robinie, HBu = Hainbuche, Bu = Buche)
Foliage expansion of different tree species at 21.04.94 (Rob. = Robinia spec, HBu = Carpinus betulus, Bu = Fagus sylvatica)

Die Abwanderung der Raupen in die Kronen und der Blattaustrieb verliefen überwiegend synchron. Dabei hatten die etwas höher gelegenen Flächen um Kandel und Dreihof einen zeitlichen Vorsprung gegenüber den rheinnahen Gebieten und den tiefer gelegenen Flächen im inneren Bienwald. Zur Bekämpfung mit Fraßgiften wurde eine Mindestblattmasse bei Ei-

che von 25 % als notwendig erachtet. Ein einheitliches Austriebsstadium der Eichen wurde aber in Einzelbeständen selten erreicht. Anzunehmen ist, und in Kulturen auch tatsächlich beobachtet, daß durch den Schwammspinner Knospensfraß erfolgte (WELLENSTEIN & SCHWENKE 1978). Dies und der Fraß an weiter im Austrieb fortgeschrittenen Baumarten, wie der Hainbuche, hatten zur Folge, daß die polyphagen Raupen auch bei verlangsamtem Austrieb bei Eiche nicht unter Nahrungsmangel leiden. Die Applikation konnte daher auch beginnen, wenn der Austrieb anderer potentiellen Fraßpflanzen wie Hainbuche und Rotbuche die nötige Blattmasse erreicht hatte.

Waldort	Laubmasse in %				Unterstand
	Oberstand				
	Eiche	Hainbuche	Buche	andere	
<u>FA Bellheim:</u> Forstmeisterschlägel	0-30	100	0	Rob: 0-5 Li: 80 Bi: 100	
<u>FA Kandel:</u> Steinweiler, Altholz	TEi 80-100		60		
<u>FA Hagenbach:</u> Buschellach	0-20		100		
<u>FA Schaidt:</u> Köppel	0-15				

Tab. 5: Übersicht über die am 28. und 29.04.1994 vorhandene Laubmasse nach Baumarten getrennt (TEi = Traubeneiche, Rob = Robinie, Li = Linde, Bi = Birke)
Foliage expansion of different tree species (TEi = Quercus petraea, Rob. = Robinia spec., Li = Tilia spec., Bi = Betula spec.)

Am 30. April 1994 waren auf den meisten Flächen die geforderten Bedingungen für den Bekämpfungsbeginn erfüllt. Zu diesem Zeitpunkt lagen jedoch reine Eichenbestände im inneren Bienwald noch deutlich im Austrieb zurück. Bei ihnen wurde angenommen, daß sie in der ersten Maiwoche die geforderte Blattmasse erreichen werden (Tab. 5).

3.3 Durchführung

Am Spätnachmittag des 02.05.1994 wurde mit der Bekämpfung begonnen. Zunächst wurden die *B.t.k.*-Flächen behandelt, danach die Flächen mit Dimilin. Die zweite Behandlung mit *B.t.k.* erfolgte im Anschluß daran. Der Abstand zwischen den beiden Btk-Behandlungen betrug 6-8 Tage. Am 11.05.1994 war die Bekämpfung im Bienwald beendet. Es wurde ein Hubschrauber eingesetzt. Die Tagesleistung betrug ca. 340 ha. Die Organisation der Bekämpfung erfolgte durch ein ständiges Team bestehend aus dem Einsatzleiter und einem Kontrolleur für die Ausbringung. Es wurde durch den jeweils örtlich zuständigen Revierleiter verstärkt. Die Ausbringung auf der Fläche wurde durch Tröpfchenkontrolle überwacht. Damit konnte die Gleichmäßigkeit der Ausbringung, aber auch einsetzende Thermik erkannt werden. Geflogen wurde von der Morgen- bis zur Abenddämmerung. Unterbrochen wurde der Flug

bei einsetzender Thermik etwa ab 11:00 Uhr bis zum Ende der Thermik etwa um 18:00 Uhr. An einigen bewölkten Tagen mit geringer Thermik konnte ganztags geflogen werden.

3.4 Witterung

Für den Bekämpfungserfolg ausschlaggebend ist die Witterung zum Zeitpunkt der Bekämpfung und in der Zeit bis zum Einsetzen der Mittelwirkung. Der Belag muß haften, dafür ist trockenes Wetter notwendig und die Raupen müssen fressen, wofür warmes Wetter erforderlich ist. SCHEDL (1936) gibt an, daß die Raupen in einem Temperaturbereich von 15-30°C fressen. Im Bienwald mußte die Bekämpfung nur zweimal wegen Regen am 04. und 09.05. unterbrochen werden. Zeitweise mußte aufgrund eines zu starken Windes abgebrochen werden. Die Temperaturen waren günstig. In der Zeit vom 01. bis 18.05. wurden an 10 von 11 Tagen Tagestemperaturmaxima von 18°C und mehr (maximal 28°C) erreicht. Insgesamt war das Wetter für die Bekämpfung sehr günstig.

3.5 Erfolgskontrolle

3.5.1 Grundlagen

Die Notwendigkeit der Kontrolle einer Bekämpfungsmaßnahme wird bei SCHWERDTFEGER (1970) beschrieben. Kontrolliert wird der Erfolg bezüglich

- der Wirkung auf den aktuell fressenden Schädling,
- der Wirkung auf das Bekämpfungsziel; hier die Vermeidung des Kahlfraßes,
- der Wirkung bezüglich der Populationsdynamik.

Zur Kontrolle wurden im voraus Flächenpaare ausgewählt, auf denen aufgrund der Prognose Kahlfraß (Gelegedichten von 3,5 bzw. 10 und mehr) zu erwarten war und die behandelt bzw. nicht behandelt wurden. Es wurden jeweils drei mit FORAY behandelte Flächen drei unbehandelten Flächen gegenübergestellt. Für Dimilin wurden 2 Behandlungsflächen mit einer unbehandelten Fläche verglichen. Die Flächenpaare standen in räumlichem Zusammenhang und waren hinsichtlich des Alters und der Bestandeszusammensetzung vergleichbar. Das Alter der Bestände war 100 bis 170-jährig, die Flächengröße lag zwischen 9 und 25 ha. Es waren Stieleichenbestände mit unterschiedlicher Beimischung von Buche, Hainbuche und Kiefer.

Die Wirkung auf den aktuell fressenden Schädling wurde mittels Kotfallmethode erfaßt. Dabei wird angenommen, daß der zu Boden rieselnde Kot zur Populationsdichte aktuell fressender Insekten proportional ist. Damit kann die Frage beantwortet werden, ob nach der Bekämpfung überhaupt noch Raupenfraß stattfindet. Bei dieser Methode werden in 50 m-Abständen 10 ca. 32x32 cm große Kottafeln 24 Stunden lang im Bestand ausgelegt. Der in dieser Zeit auf

die Tafeln rieselnde Kot wird ausgezählt. Verglichen werden behandelte und unbehandelte Flächen. Das Auslegen erfolgt vor der Bekämpfung und in bestimmten Abständen danach. Der Zeitpunkt der Erfolgskontrolle ist abhängig vom ausgebrachten Mittel und dessen spezifischer Wirkung. Beim sofort wirkenden B.t.k. wird etwa fünf bis sieben Tage nach Behandlung ausgelegt, bei Dimilin frühestens nach 10 Tagen. Bei Bedarf wird die Zählung nach ca. 20 Tagen wiederholt. Mittels der ABBOTT'schen Formel kann dann der Wirkungsgrad zu jedem Auslegungszeitpunkt errechnet werden (Tab. 6) (SCHWERDTFEGGER 1970, SEEMANN ET AL. 1999).

Nach Beendigung des Fraßes wird die verbliebene Restbelaubung durch eine Stichprobenaufnahme aufgenommen und damit die Frage beantwortet, inwieweit das Bekämpfungsziel "Verhinderung des Kahlfraßes" erreicht ist. Dabei werden in den Untersuchungsbeständen an 10 Punkten je sechs benachbarte Bäume des Oberstandes hinsichtlich der Restbelaubung eingeschätzt. Im Bienwald erfolgte diese Aufnahme am 29. und 30.06.1994. Verglichen werden jeweils behandelte mit unbehandelten Flächen.

3.5.2. Ergebnis

Nach sieben Tagen war bei Foray gemessen mit der Kotfallmethode ein Wirkungsprozent von 54 bis 61% erreicht. Da einerseits die Wirkung von B.t.k. schnell abnimmt, andererseits bei der aufgrund der hohen Temperaturen und geringen Niederschlägen hohen Fraßaktivität der Fraßstopp in zwei bis fünf Tagen eintritt (Produktinformation zum Pflanzenschutzmittel FORAY der Firma AgrEvo), war mit einem wesentlichen Anstieg der behandlungsbedingten Mortalität nach sieben Tagen nicht mehr zu rechnen. Bei den hohen Eigelegedichten sollten jedoch Wirkungsprozente von deutlich über 90% erreicht werden. Nach der zweiten Behandlung wurden Wirkungsprozente von 87 bis 91% erreicht. Da etwa fünf bis sieben Tage nach der zweiten Behandlung gemessen wurde, dürften diese Werte noch geringfügig gestiegen sein. Die verzögerte Wirkung eines Häutungshemmers ist auf den Dimilinflächen erkennbar. Wie zu erwarten, war aber das Wirkungsprozent letztlich sehr hoch (Tab. 6).

Fläche	Waldort (Forstamt, Distrikt, Abteilung)	Pflanzenschutzmittel (PSM)	Gelegezahl	Wirkungsgrad (%)			
				Kotfall			Restbelaubung
				7 Tage nach 1. Beh. Mit B.t.k.	5-7 Tage nach 2. Beh. B.t.k. bzw. 12 Tage nach Dimilin	4 Wochen nach Dimilin	
1	Hagenbach VII 9	Foray	>3,5	61	87	/	89
2	Hagenbach VII 11	unbehandelt	>3,5	/	/	/	0
3	Hagenbach XVI 9	Foray	>10	54	91	/	64
4	Hagenbach XV 3	unbehandelt	>10	/	/	/	0
5	Hagenbach XII 9	Foray	>10	57	88	/	72
6	Hagenbach XII 9	unbehandelt	>10	/	/	/	0
8	Schaidt XXI 14	Dimilin	>10	/	75	99	68
9	Schaidt XXII 2	unbehandelt	>10	/	/	/	7
10	Schaidt XXII 7	Dimilin	>10	/	43	99	80

Tab. 6: Wirkungskontrolle beim Einsatz von Pflanzenschutzmitteln (Beh. = Behandlung)
Efficacy control of the spraying action

Vergleicht man die Restbelaubung auf den behandelten Flächen nach Baumarten getrennt (Tab. 7), so ist zu erkennen, daß die Buche jeweils eine deutlich bessere Belaubung als die Eiche aufweist, obwohl sie auf der unbehandelten Kontrollfläche ebenfalls kahl gefressen war. Unterscheidet man innerhalb einer Baumart nach Baumklassen (Kraft'sche Klassen), dann ist zu erkennen, daß schwächere Bäume stärker befallen sind.

Baumart	Kraft'sche Klasse	Restbelaubung in % nach Flächennummer				
		1	3	5	8	10
Buche	insgesamt	97	78	-	82	93
	1	98	-	-	88	-
	2	96	-	-	88	-
	3-4	-	-	-	64	-
Eiche	insgesamt	83	60	72	62	76
	1	83	65	76	60	77
	2	82	53	70	62	74
	3-4	-	49	65	-	-
Gesamt		89	64	72	68	80

Tab. 7: Restbelaubung auf den behandelten Flächen in Abhängigkeit von Baumart und soziologischer Stellung (Datenbasis > 8 Werte je Bestand)
Foliage percent on treated areas depending of tree species an crown classes

Der Erfolg einer Bekämpfung wird letztlich am Erreichen des Bekämpfungszieles gemessen. Das Ziel war die Verhinderung des Kahlfraßes. Dies ist, wie in Tab. 6 aufgezeigt, bei beiden Bekämpfungsvarianten erreicht worden.

Die Wirkung auf die Populationsdynamik wird im Fall des Schwammspinners an der Ablage von neuen Eigelegen gemessen. Eine Zählung im Herbst 1994 in den Forstbezirken Hagenbach und Schaidt ergab in jedem Forstrevier Durchschnittswerte von weniger als 0,01 Gelege je ha.

Einige Erfahrungen sollten festgehalten werden. Durch den schnellen Verlust der Wirkung bei B.t.k. kommt es bei seitlichen Einwanderungen von Raupen aus unbehandelten Flächen in behandelten Flächen zu Kahlfraß. Betroffen ist eine Fläche von ein bis zwei Baumrängen. Dies sollte vor allem bei einem kleinflächig, mosaikartigen Behandlungsmuster beachtet werden. Dimilinflächen sind, zumindest bei den angewandten Aufwandmengen, von seitlichen Einwanderungen weniger stark betroffen, da sie durch die länger anhaltende Insektizidwirkung längere Zeit geschützt sind.

3.5.3 Diskussion

Aufgrund der hohen Kosten für eine zweimalige Ausbringung von Btk wurde im Vorfeld der Bekämpfung die Frage gestellt, ob eine zweite Anwendung überhaupt notwendig ist. Anhand der Ergebnisse in Rheinland-Pfalz ist dies offenbar der Fall. Aufgrund der Erkenntnisse aus der Praxis und den Mittelprüfungen in Baden-Württemberg, bei denen auch bei einmaliger Bekämpfung schon ausreichende Wirkungsgrade erzielt wurden, ist jedoch ein zweiter Flug nicht generell notwendig (SEEMANN ET AL. 1999, BOGENSCHÜTZ ET AL. 1999). Inwieweit bei den Resultaten der Mittelprüfungen neue stabilere Formulierungen von Btk-Präparaten eine Rolle spielen, ist nicht bekannt. Allerdings haben diese Untersuchungen auch gezeigt, wie witterungsabhängig ein Erfolg von Btk ist und wie wichtig es ist, möglichst junge Raupenstadien (L1-L3) zu treffen. Realistisch betrachtet ist die Entscheidung, ob eine zweite Anwendung notwendig ist, im Verlauf einer so großflächigen Bekämpfung nicht zu treffen. Zu den Unwägbarkeiten der Witterung kommen organisatorische Aufgaben erschwerend hinzu. Nach einem ersten Flug bleibt in Zweifelsfällen nur eine kurze Frist, mittels Erfolgskontrollen die Gebiete, für die ein zweiter Flug notwendig wird, abzugrenzen. Dazu ist ein erheblicher Kontrollaufwand, z.B. durch Kotfallmessungen, notwendig. Je nach Größe der Fläche ist auch zu klären, ob in der verbleibenden Zeit zwischen dem Entschluß zu einer zweiten Anwendung und ihrem letztmöglichen Termin aufgrund des Raupenalters ausreichende Ausbringungskapazität und Pflanzenschutzmittel zur Verfügung stehen. Die Entscheidung, ob eine oder zwei Anwendungen nötig sind, muß daher im Vorfeld gefällt werden. Es ist auch eine Frage der Risikobereitschaft. Zur Zulassung von Btk-Präparaten sind Wirkungsgrade von 70 % erfor-

derlich. Dieser Wirkungsgrad ist aber nicht ausreichend, um bei Gelegedichten von mehr als 10 Kahlfraß zu verhindern. Es wäre daher künftig zu prüfen, ob von der Gelegedichte abhängige Anwendungsmodelle möglich sind. Da derzeit Bemühungen im Gange sind, die Persistenz von Btk zu erhöhen und damit die Witterungsabhängigkeit zu mildern, stellt sich vielleicht die Frage der zweimaligen Ausbringung in Zukunft gar nicht mehr.

Für eine Dimilinfläche mit 99% Wirkung sind 68% Restbelaubung zu wenig, zumal die Eichen nur noch eine Belaubung von 62% aufwiesen (Tab. 6, Fläche 8). Diese Fläche wurde gezielt als Kontrollfläche ausgewählt. Zum einen drohte der zweite Kahlfraß und zum andern zeigte sie einen gegenüber den anderen Flächen stark verzögerten Austrieb. Zwei Erklärungen sind für relativ geringe Restbelaubung denkbar. Der verspätete Austrieb bei Eiche ist das Resultat eines Knospenfraßes durch Schwammspinner oder Eichenwickler. Dann wäre wahrscheinlich an Eiche zu wenig Blattmasse getroffen worden und die nachweislich vorhandene Wirkung sehr verlangsamt über den Fraß am kontaminierten Laub des Unterstandes eingetreten. Der verlangsamte Austrieb kann aber auch daran gelegen haben, daß die Bäume aufgrund des Kahlfraßes 1993 schon so stark vorgeschädigt waren, daß sie nur sehr verzögert ausgetrieben haben. Immerhin wurden auf dieser Fläche bei der ersten Aufnahme der Belaubung Mitte Juni bereits eine Reihe toter Eichen festgestellt. Der hohe Anteil kahler Bäume bzw. wenig belaubter Bäume könnte daher auch ein Ausdruck des schlechten Gesundheitszustandes der Eichen sein.

Welches Insektizid in Zukunft verwendet werden soll, ist jetzt nicht zu entscheiden. Die Zulassungssituation verändert sich laufend. Steht eine Entscheidung heran, ist die dann vorhandene Zulassungssituation ausschlaggebend. Unter Beachtung des Bekämpfungszieles müssen die dann zugelassenen Wirkstoffe hinsichtlich Wirksamkeit, Nebenwirkungen und Einsatzkosten beurteilt werden. Letzlich entscheidet der Waldbesitzer im Rahmen der Zulassungssituation.

4 Verlauf des Massenwechsels auf unbehandelten Flächen

Eine gewisse Verzögerung des Fraßes erfolgte durch das schlechte Wetter zu Beginn der zweiten Maihälfte. Vom 18. bis 22.05. und 25. bis 28.05. stieg die Temperatur nicht oder nur ganz kurz über 15°C. In dieser Zeit regnete es auch häufig. Trotzdem wurde um den 30.05. bereits auf vielen Flächen Kahlfraß beobachtet, so zum Beispiel im Naturwaldreservat Stuttperch (Tab. 6: Fläche-Nr. 9) und auf der Kontrollfläche-Nr. 6. In diesen früh kahlgefressenen Flächen hatten die Raupen allenfalls das vierte Stadium erreicht. In der Folgezeit sind die Raupen verhungert und lagen tot auf dem Boden. Auf anderen Flächen setzte Anfang Juni der typische Verschwendungsfraß ein, bei dem Teile der Blätter abgebissen werden und unver-

wertet zu Boden fallen. Der letzte Fraß wurde um den 30.06. beobachtet. Zu diesem Zeitpunkt wurden bereits Puppen und sogar Falter, überwiegend männliche, beobachtet.

Im Hinblick auf den weiteren Verlauf der Gradation wurde versucht, Einblicke in die Parasitierung zu gewinnen. Da nur Feldmethoden angewandt werden konnten, bot sich die Beobachtung der Eiablage durch die Tachine *Parasitigena silvestris* an. Die Eier sind auf der Raupe deutlich sichtbar. Durch einfache Zählung ist der Anteil der parasitierten Raupen leicht zu ermitteln. Gezählt wurde zum ersten Mal am 11.05. auf behandelten Flächen. Der Anteil von Raupen (L2-L3) mit Eiablagen der Tachinen betrug etwa 60% (n=106). Am 30.05. wurde in unbehandelten, mittlerweile fast kahlgefressener Beständen, ein weiteres mal gezählt (n=130). Der Anteil der Raupen (meist L4-(L5)) mit Eiablagen betrug nur noch 18-39%. Die Abnahme der Tachinenaktivität liegt nach Ansicht von BOGENSCHÜTZ (mündl. Mitt. 1998) wahrscheinlich am Rückzug der Tachinen aus den aufgrund des Kahlfraßes zunehmend lichter werdenden Beständen. An Kernpolyedrose verendete Raupen wurden erstmals am 30.06 beobachtet. Allerdings nicht auf allen Flächen. Auch auf den nichtbehandelten Flächen brach die Schwammspinnerpopulation zusammen.

5 Literatur

BLOCK, J., DELB, H., HARTMANN, G., SEEMANN, D. & SCHRÖCK, H.W. (1995): Schwere Folgeschäden nach Kahlfraß durch Schwammspinner im Bienwald. *Allgemeine Forstzeit-schrift/Der Wald*, 50. Jg., S. 1278-1281.

BOGENSCHÜTZ, H. & SCHRÖTER, H. (1993): Bericht über die Schwammspinner-Situation 1993 in Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz. In WULF, A. & BERENDES, K.-H. (Bearbeiter): Schwammspinner-Kalamität im Forst. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Heft 293, S. 24-34.

BOGENSCHÜTZ, H., ACHTEN, W. & BURZLAFF, T. (1999): Untersuchungen zur Wirkung von Pflanzenschutzmitteln gegen den Schwammspinner in den Jahren 1993 und 1994. Freiburger Forstliche Forschung, eingereicht

DELB, H. (1996): Untersuchung der Folgeschäden nach Fraß durch Schwammspinner (*Lymantria dispar* L.) im Bienwald 1993/94 - Konzept und erste Ergebnisse. In WULF, A. & BERENDES, K.-H. (Bearbeiter): Massenvermehrungen von Forstschnettlingen. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin Dahlem, Heft 322, S. 52-64.

DELB, H. (1998): Schwammspinner-Folgeschäden in Rheinland-Pfalz. Interner Abschlußbericht zum Projekt Schwammspinner-Folgeschäden, Forstamt Hagenbach und Forstliche Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, 158 S. und Anhang, unveröffentlicht.

SCHRÖTER, H. & SEEMANN, D. (1996): Schwammspinnergradation 1993/1994 in Baden-Württemberg - Prognose und Bekämpfung im Jahr 1994. In WULF, A. & BERENDES, K-H. (Bearbeiter): Massenvermehrung von Forstschmetterlingen. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Heft 322, S. 25-40.

SCHEDL, K.E. (1936): Der Schwammspinner (*Portheria dispar* L.) in Eurasien, Afrika und Neuengland. Monographien zur angewandten Entomologie Nr. 12, Verlag Paul Parey Berlin, 242 S.

SCHWERDTFEGER, F. (1970): Die Waldkrankheiten. 3. Auflage, Verlag Paul Parey Hamburg und Berlin, 509 S.

SEEMANN, D., SCHRÖTER, H. & BOGENSCHÜTZ, H. (1999): Fraßprognose und Bekämpfung des Schwammspinners. Freiburger Forstliche Forschung, eingereicht.

WELLENSTEIN, G. & SCHWENKE, W. (1978): *Lymantria dispar*. In SCHWENKE, W. (Hrsg.): Die Forstschädlinge Europas. 3. Band: Schmetterlinge. Verlag Paul Parey Hamburg und Berlin, S. 334-368.

Anschrift des Autors:

Dr. Dieter Seemann, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg,
Wonnhaldestraße 4, 79100 Freiburg im Breisgau

Folgeschäden nach der Schwammspinner-Kalamität von 1992 bis 1994 in Rheinland-Pfalz

Horst Delb

Keywords: gypsy moth (*Lymantria dispar* L.), mildew (*Microsphaera alphitoides* GRIF. & MAUBL.), oak borer (*Agrilus spec.*), oak decline, forest sites, Color Infrared (CIR) aerial photographs, Geographic Information System (GIS)

Summary

Title of the paper: Damages caused by gypsy moth (*Lymantria dispar* L.) defoliation from 1992 to 1994 in Rhineland-Palatinate

In the early 1990s Central Europe saw the first pandemic outbreak of gypsy moth ever observed. Rhineland-palatinian *Quercus petraea* coppice forests at dryer sites hardly show damages after defoliation in 1993 and 1994. But in contrast to that the *Quercus robur* L. stands of the Bienwald suffer unexpected severe damages since 1995. In both years of defoliation the following regeneration sprouts were contaminated by *Microsphaera alphitoides* GRIF. & MAUBL.. On an area of 550 ha the loss rates of trees vary from five percent up to a total loss. All ages and obviously also former healthy trees were concerned. The damages apparently concentrate at sites influenced by ground and stagnant water. Especially in 1994 both high precipitation from wintertime and heavy thunder showers in the summer led to a high water content of the soils. Because of the defoliation the trees' transpiration additionally set out so that the sites became flooded. Therefore it is supposed that anaerobic conditions may have occurred supported by larva mud, dead caterpillars and high temperatures. Consequently many fine-roots died off. This combination of unfavourable conditions only occurred in 1994. That is why serious damages after a single defoliation are rather met at stands which were defoliated in 1994 but not in 1993. In both years of defoliation the accumulation of carbon resources was hindered also. For that reason the development of early wood, which is very important for the water supply of oaks, was probably reduced the years after. Together with a loss of fine-roots this may have led to a physiological drying up of trees. After the sudden damages in 1995 some secondary invaders profited from the resulting open stand conditions. Since summer 1995 *Agrilus spec.* became the main threatening factor. In addition to this heartwood destroying insects infest declining oaks. Many other detrimental effects appear continuously.

Schlüsselwörter: Schwammspinner (*Lymantria dispar* L.), Mehltau (*Microsphaera alphitoides* GRIF. & MAUBL.), Eichenprachtkäfer (*Agrilus spec.*), Eichenschäden, Waldstandorte, Farbinfrarot-Luftbilder, Geographisches Informationssystem (GIS),

Zusammenfassung

Die zu Beginn der neunziger Jahre über ganz Mitteleuropa in einem bis dahin nicht gekannten Ausmaß verbreitete Massenvermehrung des Schwammspinners (*Lymantria dispar* L.) hat von 1992 bis 1994 auch die rheinland-pfälzischen Eichenwälder erfaßt. Da die Auswirkungen eines Schwammspinnerbefalls auf mitteleuropäische Wälder bis zu diesem Zeitpunkt nur ansatzweise bekannt waren und eine erneute Massenvermehrung diesen Umfangs für die Zukunft nicht ausgeschlossen werden kann, wurde von der Landesregierung Rheinland-Pfalz das Projekt „Schwammspinner-Folgeschäden“ initiiert.

Aus den Nieder- und Überführungswäldern der Befallsgebiete an der Mosel, der Saar, am Mittelrhein, an der Lahn sowie an der Nahe und in der Nordpfalz wurden selbst nach mehrmalig aufeinanderfolgendem Befall kaum gravierende Folgeschäden bekannt. Hier waren hauptsächlich Traubeneichen auf terrestrischen Standorten betroffen, die nach dem Raupenfraß nur in wenigen Fällen von Eichenmehltau (*Microsphaera alphitoides* GRIF. &

MAUBL.) befallen wurden. Demgegenüber sind auf den meist hydromorphen Eichenstandorten der Hochwälder des Bienwaldes nach Schwammspinnerfraß und nachfolgendem starken Mehlaufbefall in außerordentlichem Maß Folgeschäden entstanden. Deshalb konzentrieren sich die Untersuchungen auf den Staatswald der Bienwaldforstämter Hagenbach und Schaidt.

Die Untersuchungen fanden auf zwei Ebenen statt. Einerseits wurden großräumig und flächendeckend CIR-Luftbilder (Aufnahmen vom 27. Juni 1995) in Verbindung mit einem Geographischen Informationssystem (GIS) eingesetzt und andererseits fanden von 1995 bis 1997 terrestrische Untersuchungen in Beobachtungsflächen statt.

Im Bienwald wurde 1993 und 1994 eine Waldfläche von insgesamt 2.505 ha durch Schwammspinnerraupen kahl und licht gefressen, wobei 618 ha in beiden Jahren befallen waren. Daraufhin sind 1995 auf einer Gesamtfläche von 550 ha zahlreiche Eichen abgestorben. Die Folgeschäden konzentrierten sich weitgehend auf die 1994 ungeschützten und somit befallenen Bereiche (1.575 ha). Mit Ausnahme weniger in Eichenbestände eingemischter Fichten- und Douglasienbestände (3 ha) sind im Bienwald nur Eichen abgestorben. Insgesamt fielen schätzungsweise 45.000 fm Schadholz an. Befressene Kiefern, Roteichen, Buchen, Hainbuchen, Erlen, Eschen, Ulmen oder Birken zeigten im Bienwald keine auffälligen Schäden.

Die Folgeschäden treten insbesondere auf hydromorphen, grund- und stauwasserbeeinflussten Standorten auf und nehmen mit zunehmendem Wassereinfluß von "nicht vernässten" bis hin zu "nassen" Bereichen deutlich zu. Nach zweimaligem Kahlfraß waren erheblich mehr Schäden als nach einmaligem Kahlfraß festzustellen. Zudem entstanden infolge eines Kahlfraßes höhere Schäden als nach einem Lichtfraß. Besonders auffällig war, daß der Kahlfraß 1994 wesentlich mehr Folgeschäden als der Kahlfraß 1993 verursachte.

Als Ursachen des Eichensterbens in Zusammenhang mit der Schwammspinner-Kalamität kommen für den Bienwald mehrere synergistisch wirksame Schadfaktoren in Betracht: Der Wasserhaushalt der grund- und stauwasserbeeinflussten Eichenstandorte im Bienwald ist der für die Entstehung von Folgeschäden bedeutsamste prädisponierende Faktor. Als grundlegender schadensauslösender Faktor ist die Entlaubung durch den Schwammspinner anzusehen. Der bis in den Hochsommer andauernde Raupenfraß ebnete den Weg für den Eichenmehltau, wodurch die Assimilationstätigkeit zusätzlich eingeschränkt wurde. Aufgrund der fehlenden Blattmasse war die Spätholz- und vermutlich auch die Feinwurzelbildung im Sommer beider Fraßjahre stark vermindert. Zudem ist anzunehmen, daß in beiden Jahren keine oder nur eine sehr eingeschränkte Reservestoffbildung erfolgen konnte, so daß den Eichen im nächsten Frühjahr die Kraft zum Aufbau eines ausreichenden Frühholzanteiles und zur Regeneration der Feinwurzeln fehlte. Die verminderte Frühholz- und mangelnde Spätholzbildung führte im Fraßfolgejahr 1995 offensichtlich zu einer erheblichen Einschränkung der Wasserleitfähigkeit der Eichen. Im Jahr 1994 spielte die durch einen ungünstigen Wetterverlauf verursachte Vernässung der wassergeprägten, hydromorphen Standorte eine besondere Rolle. Die Vernässung wurde durch hohe Winter- und Frühjahrsniederschläge sowie Starkniederschläge während der Entlaubungsphase bei gleichzeitig stark eingeschränkter Transpiration und Interzeption ausgelöst. Dadurch sind zum Zeitpunkt des Insektenfraßes offenbar anaerobe Bedingungen (Hypoxie) entstanden, die hohe Feinwurzelverluste zur Folge hatten. Zusammen mit der verminderten Frühholz- und mangelnden Spätholzbildung führten die Feinwurzelverluste zu einem "physiologischen Wassermangel" der Eichen. Auch vor dem Fraß vitale Bäume sind durch diese Vorgänge so geschwächt worden, daß sie entweder bereits bis zu Beginn der Vegetationsperiode 1995 abgestorben sind oder für einen Angriff durch Folgeschädlinge ausgesprochen prädisponiert waren. So boten die vor allem auf hydromorphen Standorten aufgelichteten Eichenbestände mit zahlreichen geschwächten Bäumen dem Zweifleckigen Eichenprachtkäfer (*Agrilus biguttatus* (F.)) im Frühjahr 1995 ideale Lebensbedingungen, wodurch eine Massenvermehrung dieses Insektes als wesentlicher schadensverstärkender Faktor entstanden ist. Seitdem war der Eichenprachtkäfer maßgeblich daran beteiligt, daß sich viele geschädigte Eichen, die die erste Absterbewelle überlebt hatten, nicht mehr erholten und abstarben. Daneben haben der Hallimasch und rindenbesiedelnde Pilze sowie die durch den Ausfall der Eichen seit 1995 entstandene zusätzliche Vernässung der Schadbestände dazu beigetragen, daß die Regeneration der Eichen verhindert wurde. Auch wurzelschädigende *Phytophthora*- und *Pythium*-Arten wurden als Bodenpilze im Bienwald nachgewiesen, wobei ihre Bedeutung für den Absterbeprozess nicht hinreichend geklärt ist.

Es treten zahlreiche begleitende Faktoren auf, die unmittelbare Folge des Schwammspinnerfraßes beziehungsweise mittelbare Folge des Absterbens von Eichen sowie der daraus resultierenden Bestandesverlichtung sind. Sie erhöhen die negativen ökologischen und ökonomischen Auswirkungen des Schadkomplexes. Dazu gehören unter anderem der Biotopverlust von wertvollen Eichenmischwäldern, die Reduktion des Eichenanteils, der selektive Verlust der Eichen in Mischbeständen und die Vergrasung und Vernässung der verlichteten Bestände, wodurch die Eichennaturverjüngung behindert wird und der Zwang zu aufwendigen Kunstverjüngungen entsteht. Zudem können in Eichenbeständen mit hohen Ausfallraten die ursprünglichen waldbaulichen Betriebsziele nicht mehr erreicht werden. Die Alters- und Nachhaltigkeitsstruktur wurden durch die Folgen der

Schwammspinner-Kalamität erheblich gestört, so daß ein gleichmäßiger Holzeinschlag und damit verbundene Geldeinnahmen sowie die stetige Rohstoffversorgung der Holzindustrie beeinträchtigt werden. Eine planmäßige Bewirtschaftung der Eichenbestände ist aufgrund der zufälligen Nutzungen des Schadholzes bis zum heutigen Zeitpunkt weitgehend nicht möglich. Zudem wird durch die ungerichtete Öffnung der Eichenbestände die räumliche Ordnung gestört, wodurch auf "vernässenden" und "nassen" Standorten die Sturmwurfgefahr ansteigt. Die vorzeitige Zwangsnutzung in mittleren bis starken Baumhölzern führte aufgrund der Hiebsunreife zu besonders schwerwiegenden Wertverlusten. Darüber hinaus sind infolge der reduzierten Bestockungsgrade und als direkte Wirkung des Fraßes erhebliche Zuwachsverluste entstanden. Infolge der Wasserreiserbildung in verlichteten Beständen oder der Überwallungsstellen des Schleimflusses nach erfolgreicher Abwehr des Eichenprachtkäfers, die sich als T-förmige Wundgewebe dauerhaft im Holz abzeichnen, können Qualitätsverluste entstehen. Zudem wurde die Holzqualität durch den Befall abgestorbener und absterbender Eichen durch holzbrütende Borkenkäfer (v.a. *Xyleborus monographus* (F.) und *Xyleborus peregrinus* EGG.) gefährdet. Eindeutig schwammspinnerbedingte Wasserreiser konnten nur in jüngeren Beständen festgestellt werden.

Die Folgeschäden an Eichen und deren gravierende Auswirkungen können durch Vermeidung des Schwammspinnerfraßes verhindert werden. Da im Bienwald auch Bestände mit dichtem Unterstand befallen wurden, erscheint eine Vorbeugung von Massenvermehrungen dieses wärmeliebenden Insektes durch die Förderung schattenreicher Waldbestände nicht möglich. Demnach kann der Schwammspinnerfraß von Seiten des Forstbetriebes nur durch den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln eingedämmt werden. Neben den daraus resultierenden Behandlungskosten, die 1994 im Bienwald bei durchschnittlich 373 DM/ha lagen, können von einem Insektizideinsatz Risiken für die Biozönose der Eichenwälder ausgehen. Dem stehen die durch den Fraß und den daraus resultierenden Folgeschäden verursachten langfristigen Veränderungen der Waldstruktur und somit der Waldlebensgemeinschaft sowie Vermögensschäden in einer Größenordnung von etwa 20.000 DM/ha auf unbehandelten Schadflächen gegenüber.

1 Einleitung

Zu Beginn der neunziger Jahre herrschten in Rheinland-Pfalz gute Ausgangsbedingungen für Schwammspinner (*Lymantria dispar* L.)-Kalamitäten, da das Wetter während der Vegetationszeiten von verhältnismäßig geringen Niederschlägen und überdurchschnittlich hohen Temperaturen geprägt war (DELB 1999 in diesem Heft). Daraufhin kam es von 1992 bis 1994 insbesondere auf warm-trockenen Standorten des Landes zu Massenvermehrungen dieses Insekts. Meist waren Eichen- und Eichenmischwälder betroffen. Neben den Eichenarten wurden überwiegend Hain- und Rotbuchen befallen, wogegen die fiederblättrigen Eschen und Robinien von Fraßschäden weitgehend verschont blieben und Erlen lediglich leicht gefressen wurden. In die Laubbaumbestände eingemischte Nadelhölzer wurden oftmals zum Ende der Fraßperioden befallen, wobei an Kiefern nur Lichtfraß zu beobachten war. Der Raupenfraß dauerte im wesentlichen von April bis Juli an. Laubbäume trieben anschließend meist wieder aus, wenn auch die Belaubungsdichte gegenüber Normaljahren sehr reduziert war. Wiederaustriebe wurden an Eichen häufiger als bei allen anderen Baumarten beobachtet, wobei an den heimischen Stiel- und Traubeneichen das neu gebildete Laub gebietsweise intensiv von Mehltau (*Microsphaera alphitoides* GRIF. & MAUBL.) befallen war. In einigen Fällen wurden die Wiederaustriebe auch von verspäteten Raupen befallen, jedoch nie bis zum Kahlfraß.

Das erste bedeutungsvolle Massenvorkommen des Schwammspinners wurde 1992 aus dem Nahegebiet gemeldet (Forstamt Ebernburg), wo auf 85 ha Eichenwälder befallen waren. Das erste Jahr mit landesweitem Schwammspinnerbefall führte 1993 zu einer Fraßfläche von 5.700 ha (Tab. 1), wobei 44 Forstämter in unterschiedlichem Ausmaß betroffen waren. Die Schwerpunkte des Fraßes lagen in der Oberrheinebene südlich von Ludwigshafen, im Raum Nordpfalz und im Nahetal sowie im Mosel- und Saartal. Betroffen waren insbesondere die Forstämter Hagenbach, Schaidt und Bellheim auf zusammen 3.000 ha, die Forstämter Ebernburg, Sobernheim, Rhaunen, Winnweiler, Lauterecken und Alzey auf 1.800 ha sowie die Forstämter Cochem, Saar-Hochwald und Saarburg auf insgesamt 400 ha. Daneben fanden sich insbesondere auch im Bereich des Mittelrhein- und Lahntals zahlreiche und ausgedehnte Befallsflächen (vgl. DELB 1999 in diesem Heft).

Im Laufe des Spätsommers 1993 kam es im Anschluß an das Fraßereignis im gesamten Land zu einer beträchtlichen Eiablage durch Schwammspinnerfalter. Deshalb wurde für das Jahr 1994 im überwiegenden Teil der in Rheinland-Pfalz betroffenen Gebiete das zweite Jahr der Gradation und somit der Höhepunkt erwartet. Aus diesem Grund erarbeitete die Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg in den Befallsgebieten anhand einer eingehenden Eigelegezählung durch die Forstämter eine Fraßprognose für 1994 (SCHRÖTER & SEEMANN 1996). Diese Prognose ergab eine landesweite Fraßgefährdungsfläche von 9.100 ha.

Dabei drohte sich der Raupenfraß im Zentrum der Massenvermehrung vielerorts auf gleicher Fläche zu wiederholen.

	Forstdirektion Koblenz			Forstdirektion Trier			Forstdirektion Rheinhessen-Pfalz			Land Rheinland-Pfalz		
	starker Licht-fraß	Kahl-fraß	Sum.:	starker Licht-Fraß	Kahl-Fraß	Sum.:	Star-ker Licht-Fraß	Kahl-fraß	Sum.:	starker Licht-fraß	Kahl-fraß	Sum.:
Befall 1993	945	1145	2090	74	279	353	1808	1411	3219	2827	2835	5662
Behandlung 1994			4			32			1883			1919
Befall 1994	269	166	435	101	225	326	500	1437	1937	870	1828	2698

Tab. 1: Die Schwammspinner Befalls- und Behandlungsflächen der Jahre 1993 und 1994 in Rheinland-Pfalz
Gypsy moth defoliation area and treated area 1993 and 1994 in Rhineland-Palatinate

In enger Zusammenarbeit der rheinland-pfälzischen Forstverwaltung und der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg wurde ein Kriterienkatalog für zu schützende Bestände festgelegt, der im wesentlichen das Alter der Bestände und Vorschädigungen berücksichtigte (MINISTERIUM FÜR UMWELT UND FORSTEN 1994). Auf dieser Grundlage kam es landesweit auf einer Fläche von 1.919 ha zu einer aviotechnisch-flächigen Behandlung der Waldbestände mit zugelassenen Pflanzenschutzmitteln (Tab. 1). Die vorgesehene Behandlung hatte nicht zum Ziel, die Schwammspinner-Kalamität zum Erliegen zu bringen, denn zu diesem Zeitpunkt war bereits abzusehen, daß die Massenvermehrung zum Ende der Fraßperiode im Sommer 1994 vor allem aufgrund von Virus- und Parasitenbefall zusammenbrechen würde. Zweck dieser Maßnahme war es vielmehr, den sich bis dahin vollziehenden Raupenfraß in gefährdeten Beständen gezielt zu verhindern, um sie vor Dauerschäden infolge der Entlaubung zu schützen (Objektschutz). Eindeutiger Schwerpunkt der Behandlung waren die Eichenhochwälder der südlichen rheinland-pfälzischen Oberrheinebene. Dort wurden von Kahlfraß bedrohte Waldbestände auf einer Fläche von 1.873 ha aviotechnisch behandelt. Ein Großteil der Behandlungsfläche lag im Eichenwaldgebiet des Bienwaldes der Forstämter Hagenbach und Schaidt (1545 ha, 82%).

Im Jahr 1994 kam es landesweit auf etwa 2.700 ha zu einem gravierenden Schwammspinnerbefall, was etwa der Hälfte der 1993 befallenen Fläche entsprach (Tab. 1). Nur etwas mehr als die Hälfte der Forstämter des Vorjahres waren wiederholt betroffen. Die Gradation brach im ganzen Land noch während des Spätsommers 1994 infolge Viren- und Parasitenbefalls zusammen. Fraßaktivitäten waren 1995 nur noch in unbedeutendem Ausmaß zu beobachten, so daß keine diesbezüglichen Forstschädlingsmeldungen erfolgten und die Retrogradation erreicht war. Seit 1996 sind die Schwammspinner bis zum heutigen Zeitpunkt landesweit in ihrem Latenzbestand.

2 Zielsetzung

Die Auswirkungen eines Schwammspinnerbefalls dieses gravierenden Ausmaßes waren für mitteleuropäische Wälder bis zu diesem Zeitpunkt nur ansatzweise bekannt (ESCHERISCH 1923, SCHEDL 1936, WELLENSTEIN & SCHWENKE 1978, SCHWENKE 1983, ROTH 1989). Dementsprechend gab es kaum Entscheidungshilfen für forstliche Reaktionen, so daß man in der Diskussion um das Für und Wider von Gegenmaßnahmen weitestgehend auf Vermutungen angewiesen war. Die Planung von Behandlungsmaßnahmen war insbesondere von Seiten der Naturschutzverbände umstritten (z.B. KLEIN 1994). Da eine erneute Massenvermehrung dieses Umfangs für die Zukunft nicht ausgeschlossen werden kann, wurde in Rheinland-Pfalz zur Untersuchung der mittelfristigen Folgen dieser Kalamität im Jahr 1994 das Projekt „Schwammspinner-Folgeschäden“ durch die Landesregierung initiiert.

Zentrales Ziel der Untersuchungen dieses Projektes ist, das mittelfristige Risiko eines Schwammspinnerbefalls im Hinblick auf forstlich relevante Folgeschäden abzuschätzen. Hieraus soll eine Entscheidungshilfe für zukünftige Kalamitäten entstehen, mit der sich die forstliche Praxis ein Urteil über die Verzichtbarkeit oder Notwendigkeit von Gegenmaßnahmen bilden kann.

Unter forstlich relevanten Folgeschäden sind in erster Linie durch den Schwammspinnerfraß verursachte oder mittelbar ausgelöste Absterbeerscheinungen sowie Vitalitätsverluste am verbleibenden Bestand in den auf den Fraß folgenden Jahren zu verstehen. Vitalitätsverluste zeigen sich in einer Zunahme der Kronenverlichtung. Zudem können in den Befalls- und Folgejahren Qualitätsverluste aufgrund von Wasserreiserbildungen, Zuwachseinbußen und Mastausfälle entstehen. Auch waldbauliche Erschwernisse infolge von Vergrasung und flächiger Vernässung aufgelichteter Bestände und Holzqualitätseinbußen durch das Auftreten holzbrütender Insekten sind als forstlich relevante Folgeschäden aufzufassen. Zur Beurteilung der Folgeschäden sollen die Fragen beantwortet werden, welche Baumarten geschädigt sind, wie hoch die Mortalität im Baumbestand ist, ob es zu Entmischungen kommt, in welchem Ausmaß der Unterstand betroffen ist und welche Rolle die Ausgangsvitalität des Baumbestandes spielten. Zudem wird die Entwicklung der Vitalität fraßbeeinflusster Bäume dargestellt. Desweiteren soll beschrieben werden, wie sich die waldbaulichen Rahmenbedingungen verändern und welche weiteren, sekundären Schadeffekte zu erwarten sind.

Ein entscheidender Punkt der Untersuchungen ist die Frage, welchen Einfluß die Fraßgeschichte auf das Ausmaß der Folgeschäden hatte, und wie sich die Rahmenbedingungen des Standortes, der Wettereinflüsse und des Mehltaubefalls ausgewirkt haben.

Unter Fraßgeschichte wird die Häufigkeit, der Zeitpunkt und die Intensität des Raupenfraßes verstanden. In Rheinland-Pfalz wurden die betroffenen Waldbestände von 1992 bis 1994 meist einmalig oder zweimalig in aufeinanderfolgenden Jahren befallen. In wenigen Fällen ist es auch zu dreimaligem Fraß in Folge gekommen. Bezüglich der Intensität des flächigen Fraßes werden Kahl- und Lichtfraß unterschieden. Kahlfraß besagt eine Entlaubung von mehr als 80% der üblichen Blatt- und Nadelmasse, Lichtfraß von 50 bis 80%.

Darüber hinaus sind die Analyse der Absterbeursachen sowie die Dokumentation auftretender Folgeschädlinge und daraus entstehende Schäden wichtige Ziele dieser Untersuchungen.

3 Folgeschäden von 1995 bis 1998 in Rheinland-Pfalz

In den Nieder- und Überführungswäldern an der Mosel und der Saar, am Mittelrhein sowie an der Lahn kam es nur bei aufeinanderfolgendem zweimaligem Fraß und auf extrem flachgründigen und felsigen Kuppen zu einzelbaumweisen Ausfällen. Sie nahmen aber keine bestandesbedrohenden Ausmaße an, so daß die Schutzfunktionen dieser Wälder dadurch nicht beeinträchtigt wurden. Die Traubeneichen dieser wärmebegünstigten Flußtäler stocken meist in steiler Hanglage auf trockenen und basenarmen, silikatischen Standorten. Auch aus den Nieder- und Überführungswäldern an der Nahe und in der Nordpfalz sind bis 1997 nur wenige Fälle mit Folgeschäden bekannt geworden. Dort stocken die Eichen neben den oben genannten steilen Hanglagen oft auch auf tiefgründigeren, frischeren und basenreicheren Standorten. Im Forstamt Sobernheim wurde in einem Überführungswald auf einem mäßig trockenen Standort sogar nach dreimalig aufeinanderfolgendem Fraß in den Jahren 1992 bis 1994 kein nennenswerter Schaden verzeichnet. Die Forstämter Ebernburg und Lauterecken berichten von vereinzelt Folgeschäden des Schwammspinnerbefalls. Davon waren lediglich drei Flächen in einem Ausmaß von bis zu 2,5 ha auf trockeneren Standorten betroffen. In einem Fall wurde auch aus früheren Jahren von einem flächig abgestorbenen Eichenwald auf frischerem Standort berichtet (Forstamt Winnweiler), der in den Jahren 1978 bis 1980 zweimalig licht und einmal kahl gefressen wurde. In Laubwäldern eingemischte Fichten oder Tannen sind in den Kalamitätsjahren 1993 und 1994 nach Kahlfraß nahezu vollständig, Douglasien überwiegend und Lärchen teilweise abgestorben.

Aus den Hochwäldern der Oberrheinebene berichtet das Forstamt Bellheim von einzelstammweise abgestorbenen oder stark verlichteten Eichen, die in Zusammenhang mit Schwammspinnerbefall standen. Diese Bäume wurden aus waldhygienischen Gründen sofort eingeschlagen, so daß es bis 1997 auf insgesamt 1.100 ha zum Einschlag von 9.200 fm Eichenschadholz kam. Der Schwammspinnerbefall führte teils in Kombination mit Frostspan-

ner- (*Operophtera brumata* L., *Erannis defoliaria* Cl.) und Eichenwicklerfraß (*Tortrix viridana* L.), in den Folgejahren zu einer deutlichen Herabsetzung der Vitalität vieler Eichen, wodurch zahlreiche Bäume für den Befall durch Eichenprachtkäfer (*Agrilus spec.*) disponiert wurden.

Die Eichenbestände des Bienwaldes sind in außerordentlichem Maße von Folgeschäden betroffen. Im Forstamt Kandel sind zahlreiche Eichenbaumhölzer infolge des 1993 im Stadtwald Kandel aufgetretenen Fraßes einzelstammweise stark verlichtet oder abgestorben. Diese wurden aus waldhygienischen Gründen und aufgrund guter Absatzmöglichkeiten sofort verwertet, so daß bis 1995 auf 44 ha insgesamt 600 fm Eichenschadholz aufgearbeitet wurden. Seit dieser Zeit sind dort in unmittelbarem Zusammenhang mit Schwammspinnerfraß keine weiteren Schäden mehr aufgetreten. In den Staatswäldern der Forstämter Hagenbach und Schaidt kam es demgegenüber zu weit gravierenderen Folgeschäden, die in den nachfolgenden Kapiteln dargestellt und eingehend untersucht werden.

4 Untersuchung der Folgeschäden im Bienwald von 1995 bis 1997

4.1 Einführung

Im Bienwald wurden 1992 erstmals häufiger Raupen des Schwammspinners beobachtet, ohne daß es zu größeren Fraßschäden kam. Der erste Schwammspinnerfraß in bedeutendem Ausmaß erfolgte 1993 auf einer Fläche von 1.500 ha. Die anschließende Prognose ergab für das Folgejahr eine Ausdehnung des Fraßgebietes auf 3.000 ha. Daraufhin wurde 1994 die Hälfte der prognostizierten Kahlfraßfläche auf 1.500 ha mit zugelassenen Pflanzenschutzmitteln behandelt. Im Anschluß kam es auf einer weiteren Fläche von 1.600 ha zu einem erneuten Raupenfraß. Die Wiederaustriebe der Eichen wurde in beiden Jahren von Eichenmehltau infiziert, wobei der Befall 1994 besonders intensiv war. Im Sommer 1994 brach die Gradation erwartungsgemäß und behandlungsunabhängig vor allem aufgrund von Virus- und Parasitenbefall zusammen. Für 1995 wurde nur noch wenig Fraß prognostiziert und tatsächlich trat auch kein nennenswerter Befall mehr auf. Das beträchtliche Ausmaß der Folgeschäden wurde im Frühjahr 1995 auf einer Fläche von 550 ha deutlich. Viele ehemals vergleichsweise vitale und wüchsige Stieleichenbestände wurden durch den Schwammspinnerfraß aufs schwerste geschädigt.

Die Fragestellungen dieser Untersuchung sollen anhand einer

- großräumigen und flächendeckenden Untersuchung und mit Hilfe von
- Untersuchungen auf ausgewählten Beobachtungsflächen bearbeitet werden.

Auf der ersten großräumigen und flächendeckenden Ebene wird die gesamte vom Schwamm-spinnerbefall betroffene Waldfläche des Untersuchungsgebietes betrachtet. Unter Einsatz eines Geographischen Informationssystems (GIS) werden aus CIR (Farbinfrarot)-Luftbildern ermittelte Schadflächen im Zustand 1995 mit verschiedenen Rahmenbedingungen, wie die Fraßgeschichte und die Standorte, deren Informationen ebenfalls flächenbezogen vorliegen, verschnitten (Kap. 4.2).

Die zweite Ebene besteht aus Beobachtungsflächen in Eichenbeständen verschiedener Altersklassen, die über das gesamte Untersuchungsgebiet verteilt sind. Dort werden von 1995 bis 1997 insbesondere Vitalitäts- und Standortparameter terrestrisch erhoben, so daß die Entwicklung der Schäden in den ersten drei Folgejahren nach den Fraßereignissen verfolgt werden kann (Kap. 4.3).

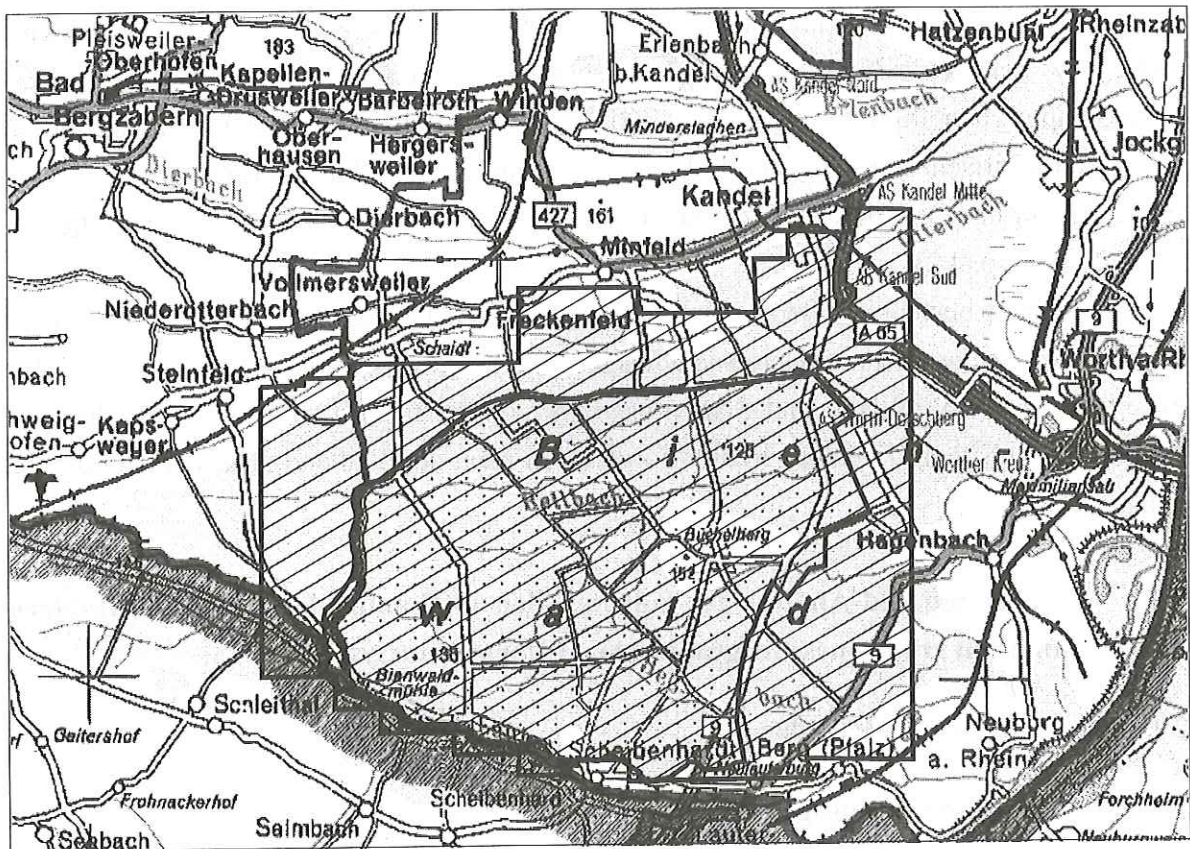
4.2 Erhebung und Analyse der Folgeschäden 1995 anhand von CIR-Luftbildern und mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems (GIS)

4.2.1 Material und Methode

4.2.1.1 Das Untersuchungsgebiet

Der Bienwald ist ein ausgedehntes und geschlossenes Waldgebiet in der linksrheinischen, nördlichen Oberrheinischen Tiefebene im äußersten Südosten von Rheinland-Pfalz gelegen. Er erstreckt sich auf einer Fläche von etwa 13.000 ha. Im sogenannten „nassen“ Bienwald dominieren Grund- und Stauwasserböden aus basenarmen, teilweise aber auch karbonathaltigen Flußablagerungen. Diese Standorte sind überwiegend mit Stieleichenbeständen bestockt, die meist mit Hainbuchen oder Buchen im Unterstand gemischt sind. Im „trockenen“ Bienwald herrschen dagegen Kiefernbestände vor. Detaillierte naturräumliche und standörtliche Informationen sind in ROESLER (1982), BUB et al. (1998) und in den Erläuterungsberichten zu den Standortkartierungen der Forstämter Hagenbach und Schaidt (RATHING 1987, BARK 1988) zu finden.

Für die Untersuchungen der Schwammspinner-Folgeschäden wurde ein Gebiet abgegrenzt, das nahezu alle Befalls-, Behandlungs-, Prognose- und Schadensbereiche im Bienwald berücksichtigt (Karte 1). Dieses Untersuchungsgebiet umfaßt mit 6.067 ha in der Hauptsache den „nassen“ Bienwald, so daß die meist trockeneren Bereiche des Bienwaldes im Osten und die Waldgebiete im Westen und Norden weitgehend ausgespart sind. Es handelt sich ausschließlich um Staatswald der Forstämter Hagenbach und Schaidt.



Karte 1: Abgrenzung des Untersuchungsgebietes (gepunktet) und die grobe Lage der CIR-Luftbildbefliegungsfläche 1995 (gestreift) im Bienwald (Auszug aus der Topographischen Karte des Landesvermessungsamtes Rheinland-Pfalz)
Investigated area (spotted) and area covered by aerial photographs 1995 (striped) in the Bienwald

4.2.1.2 Flächige CIR-Luftbildauswertung zur Erfassung der Folgeschäden im Bienwald 1995

Am 27. Juni 1995 wurde der Waldzustand des Bienwaldes auf einer Fläche von etwa 12.500 ha mit CIR-Luftbildern photographisch dokumentiert (vgl. Kap. 4.2.1.1, Karte 1). Die Daten des Bildfluges und des Bildmaterials sind der Tabelle 2 zu entnehmen. Die technische Durchführung der Befliegung orientierte sich an den Vorgaben von HILDEBRANDT (1992) und des VEREINS DEUTSCHER INGENIEURE (VDI) (1990).

Die Erhebungskriterien für die Interpretation der Folgeschäden werden im Zusammenspiel mit terrestrischen Beobachtungen aus Geländebegehungen und unter Berücksichtigung des Untersuchungszieles festgelegt. Im Bienwald sind nur Eichen erheblich geschädigt. Zur Einschätzung der unter diesen Umständen wesentlichen Parameter konzentriert sich die Luftbildinterpretation daher auf die Anteilsschätzung hauptständiger Eichen, die entweder eine bereits völlig abgestorbene Krone oder Blattverluste von 70% und mehr aufzeigen, gemessen an der luftbildsichtbaren Anzahl aller aufstockenden Eichen. Der Anteil dieser Bäume wird als Ausfallrate bezeichnet.

Technische Daten	Flächenbefliegung
Flugtermin	27.06.1995
Flugstreifen	13
Flugrichtung	Süd-Nord, Nord-Süd
Streifenabstand	1 km
Streifenlänge	6 - 12 km
Erfaßte Fläche	ca. 12.500 ha
Mittlerer Bildmaßstab	1:5.500
Längsüberdeckung	ca. 60 %
Querüberdeckung	ca. 20 %
Anzahl der Luftbilder	285
Filmart	Kodak Aerochrome Infrared 2443
Filmemulsion	Nr. 3851-071
Aufnahmekamera	Zeiss RMK A 30/23
Objektiv (Kammerkonstante)	F = 304,834 mm
Filter	Gelbfilter Wratten Nr. 12

Tab. 2: Technische Daten des Bildfluges und des Bildmaterials der Bienwaldbefliegung 1995
Technical data of the aerial survey and of the picture material 1995

Stark geschädigte Eichen werden in die Ausfallrate miteinbezogen, da aktuelle Beobachtungen, die Erfahrungen der örtlichen Praxis und Ergebnisse aus Untersuchungen in einer Kronendauerbeobachtungsfläche (SCHRÖCK 1996) darauf hinweisen, daß die Überlebensrate der Eichen mit Blattverlusten von 70% und mehr unter den gegebenen Bedingungen gering sein wird. Anhand der Ausfallraten werden flächenbezogene Schadklassen gebildet (Tab. 3). Verstreute, einzelbaumweise Ausfälle mit einem flächenbezogenen Anteil von weniger als 5% bleiben bei der Kartierung unberücksichtigt.

Schadklasse	Ausfallrate
0	< 5%
1	5 - 30 %
2	31 - 60 %
3	61 - 90 %
4	> 90 %

Tab. 3: Nach unterschiedlichen Ausfallraten der Eichen flächenbezogen ausgewiesene Schadklassen (siehe Text)
Area related damage classes considering different quantities of dead and seriously damaged oaks

Der CIR-Film ermöglicht ein optimiertes Erkennen und Differenzieren von Waldschäden. Die Eigenschaften und Vorteile von CIR-Aufnahmen bei Schaderhebungen mit Hilfe von Luftbildern sind in HUSS (1984), HILDEBRANDT (1992), VDI (1990 und 1993) und in HILDEBRANDT (1996) beschrieben.

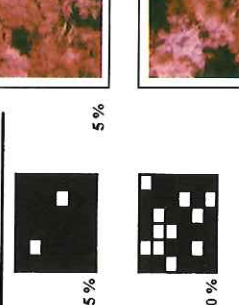
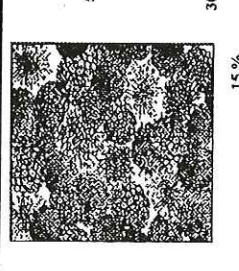
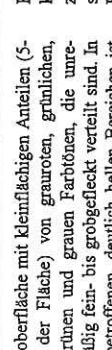
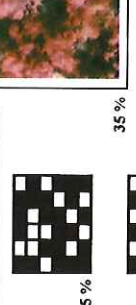

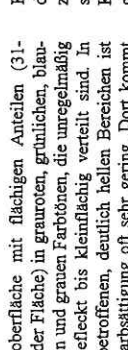


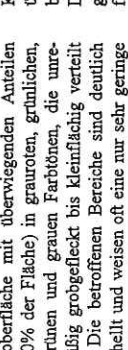
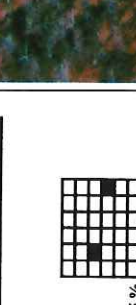

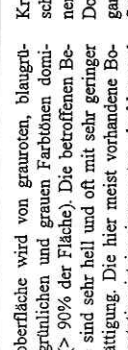



Der Gesamteindruck stark geschädigter Waldflächen ist geprägt von Auflösungserscheinungen einer im gesunden Zustand homogen und gleichmäßig erscheinenden Kronen- bzw. Oberflächentextur. Je höher die Ausfallrate, desto transparenter wird die Kronenoberfläche der Bestände, so daß die Ast- und Stammstrukturen und der darunterliegende Waldboden aufgrund der fehlenden Reflexion der zurückgehenden Blattmasse zunehmend sichtbar werden. Hinzu kommt, daß in stärker aufgelichteten Beständen vermehrt Schlagschatten zu erkennen sind. Bei ansteigender Schädigung verblaßt der ansonsten rote Farbton gesunder Vegetationsorgane und die grünlich bis graue Farbe der Stämme und Äste nimmt stetig zu, so daß Mischfarbtöne entstehen. Dabei wird die Farbverteilung zunehmend gefleckt bis meliert.

Die flächenbezogene Interpretation der Folgeschäden und Zuordnung erfolgt mit Hilfe eines Interpretationsschlüssels (Tab. 4), der im Anhalt an die Richtlinien des VDI (1993) und an die Schlüssel zur Interpretation von Bestandesschadstufen (HEIDINGSFELD 1993) entstanden ist. Er ist für Eichenbaumhölzer und die Interpretation in kleinmaßstäblichen Infrarot-Luftbildern einsetzbar. Die dort genannten Ansprachekriterien haben auch für Althölzer Gültigkeit und sind weitgehend auf Stangenhölzer übertragbar. Für Dickungen gilt der Schlüssel nur in eingeschränktem Maße. Aufgrund des in Dickungen geringen Höhenunterschiedes zwischen dem Waldboden und den Baumkronen kann in verlichteten Bereichen die Restblattmasse stark geschädigter Eichen selbst bei dreidimensionaler Betrachtung häufig nicht von der ebenfalls rot reflektierenden Grasvegetation getrennt werden. Darüber hinaus heben sich die abgestorbenen Baumteile aufgrund ihrer geringen Dimensionen nicht vom Untergrund ab, weshalb sie nur schwer oder nicht zu erkennen sind. Deshalb ist in stark aufgelichteten Beständen dieser Altersstufe die Identifikation der abgestorbenen und stark geschädigten Bäume oft nur mit Hilfe ihrer Schlagschatten möglich, die als schwarze Striche zu erkennen sind.

In Kulturen und angehenden Dickungen werden Forstpflanzen meist von Gras und anderer Vegetation überwachsen und sind deshalb im Luftbild kaum zu erkennen. Aus diesem Grund wurden die Schäden in Kulturen und angehenden Dickungen auf terrestrischem Weg von den Forstrevierbeamten der Forstämter Hagenbach und Schaidt zeitgleich mit der Luftbildinterpretation im Gelände bestandesweise angesprochen.

Bei der Interpretation werden die Bilder flugstreifenweise systematisch in Aufnahmerichtung Bildpaar für Bildpaar unter dem Spiegelstereoskop betrachtet. Die Bereiche mit starken Schäden werden bei geringer Vergrößerung identifiziert, um sie anschließend in vergrößerter Betrachtung zu klassifizieren. Bei diesem Vorgang gilt es, Flächen mit unterschiedlichen Ausfallraten so voneinander zu trennen, daß möglichst homogene Einheiten entstehen, die sich deutlich voneinander abheben und deshalb unterschiedlich zu klassifizieren sind.

Tabelle: Schlüssel zur flächigen Interpretation von Schädsklassen aus Infrarot-Luftbildern (mb = ca. 1 : 5500) für Eiche im Baumholzalter

Schadsklasse	Farbmerkmale	Texturmerkmale	Kronenauflicht-Beispielskizzen	Flächenraster zur Anteilsschätzung	Beispielphotos aus Infrarot-Luftbildern
0	<p>Waldoberfläche vorwiegend in rot bis rot-orangen Farbton mit unterschiedlicher Farbsättigung. Die Farbverteilung ist meist gleichmäßig, kann aber auch durch Schattenflecken unterbrochen sein. Geringe Braun- und Graunteile, die vereinzelt zu einem gesprenkelten bis melierten Aussehen führen können, sind selten.</p>	<p>Kronenmuster der Waldoberfläche aus überwiegend unregelmäßig runden bis mehr oder weniger zerfaunten Umrissen zusammengesetzt. Kronenteile meist aus dichtgepackten ballenförmigen Elementen, die mit teils netzartigem Muster (Schattenfurchen) durchzogen sind. Bei Kroneneinblick können diese Elemente auch walzenförmig erscheinen. Durchsichtige Kronen und erkennbare Grobassysteme sind selten. Die Oberflächentextur erscheint einheitlich homogen und weitgehend geschlossen.</p>			
1	<p>Waldoberfläche mit kleinflächigen Anteilen (5-30% der Fläche) von grauroten, grünlichen, blaugrünen und grauen Farbönen, die unregelmäßig fein- bis grobfleckt verteilt sind. In den betroffenen, deutlich hellen Bereichen ist die Farbsättigung oft sehr gering. Dort kommt die Bodenvegetation, falls vorhanden, mit einem roten, dunklen und gesättigten Farbton in wenigen Fällen bereits zum Vorschein. Schlagschatten sind noch selten zu erkennen.</p>	<p>Kronenmuster der Waldoberfläche mit einem erkennbaren Anteil (5-30%) an aufgelösten bis zerfallenen und durchsichtigen Strukturen. Dort sind Grobassysteme zu erkennen oder ganze Kronen erscheinen als Skelette. Die Oberflächentextur wird in Teilbereichen lückig.</p>			
2	<p>Waldoberfläche mit flächigen Anteilen (31-60% der Fläche) in grauroten, grünlichen, blaugrünen und grauen Farbönen, die unregelmäßig grobfleckt bis kleinflächig verteilt sind. In den betroffenen, deutlich hellen Bereichen ist die Farbsättigung oft sehr gering. Dort kommt die gegebenenfalls vorhandene Bodenvegetation mit einem roten, dunklen und gesättigten Farbton verstärkt zum Vorschein. In Lücken sind schwarze Schlagschatten zu erkennen.</p>	<p>Kronenmuster der Waldoberfläche mit einem deutlichen Anteil (31-60%) an aufgelösten bis zerfallenen und durchsichtigen Strukturen. Dort sind die Grobassysteme zu erkennen oder ganze Kronen erscheinen als Skelette. Die Oberflächentextur löst sich in Teilbereichen auf und wird zunehmend transparent, die Strukturen des Waldbodens kommen vereinzelt zum Vorschein.</p>			
3	<p>Waldoberfläche mit überwiegenden Anteilen (61-90% der Fläche) in grauroten, grünlichen, blaugrünen und grauen Farbönen, die unregelmäßig grobfleckt bis kleinflächig verteilt sind. Die betroffenen Bereiche sind deutlich aufgehellt und weisen oft eine nur sehr geringe Farbsättigung auf. In weiten Bereichen kommt die hier häufig vorhandene Bodenvegetation in einem roten, dunklen und gesättigten Farbton deutlich zum Vorschein. Schwarze Schlagschatten treten in zunehmenden Ausmaß auf.</p>	<p>Kronenmuster der Waldoberfläche mit einem überwiegenden Anteil (61-90%) an aufgelösten bis zerfallenen und durchsichtigen Strukturen. Dort sind die Grobassysteme zu erkennen oder ganze Kronen erscheinen als Skelette. Die Oberflächentextur ist aufgelöst und weitgehend flächentextur transparent, die Strukturen des Waldbodens kommen oft zum Vorschein.</p>			
4	<p>Waldoberfläche wird von grauroten, blaugrünen, grünlichen und grauen Farbönen dominiert (> 90% der Fläche). Die betroffenen Bereiche sind sehr hell und oft mit sehr geringer Farbsättigung. Die hier meist vorhandene Bodenvegetation ist in einem roten, dunklen und gesättigten Farbton deutlich und flächig zu erkennen. Die schwarzen Schlagschatten der Baumgerippe zeichnen sich deutlich auf dem Untergrund ab.</p>	<p>Kronenmuster der Waldoberfläche fast ausschließlich (> 90%) aus aufgelösten bis zerfallenen und durchsichtigen Strukturen bestehend. Dort sind die Grobassysteme zu erkennen oder ganze Kronen erscheinen als Skelette. Eine Oberflächentextur besteht nicht mehr und die Strukturen des Waldbodens sind ohne Einschränkungen deutlich zu erkennen.</p>			

Nach dem ersten Interpretationsdurchgang werden einige Ergebnisse auf „Kontrollflächen“ gezielt auf ihre Plausibilität geprüft und mit den Verhältnissen im Gelände verglichen, um anschließend auf Grundlage der daraus gezogenen Erfahrungen den Interpretationsschlüssel zu überarbeiten. Das endgültige Interpretationsergebnis ist daraufhin in einem zweiten Durchgang unter Zuhilfenahme des modifizierten Schlüssels entstanden.

Zur Aufarbeitung und Darstellung des Interpretationsergebnisses werden die delinierten Schadflächen mit Hilfe eines Stereoumzeichnungsgerätes (Zoom-Transfer-Scope der Firma Bausch & Lomb) aus dem Luftbild in eine Forstbetriebskarte im Maßstab 1:10.000 übertragen. Anschließend wird über diese Karte eine transparente Folie gelegt, um die meist sehr kleinflächigen und unübersichtlichen Schadflächen und deren Grenzverläufe zu generalisieren. Danach wird diese analoge Vorlage in eine bereits digital vorliegende Waldortkarte¹ integriert, das heißt über eine Digitalisierung computerlesbar gemacht. Zur Berechnung der Schadflächen und zur Verschneidung mit anderen Flächeninformationen wird die digitale Karte in ein Geographisches Informationssystem (GIS) übernommen (Kap. 4.2.1.3).

Die Genauigkeit der endgültigen Klassifizierung kann mittels einer quantitativen Verifizierung abgeschätzt werden (HILDEBRANDT et al. 1989). Hierzu werden terrestrisch erhobene Daten als die „wahren“ Werte (Klassen) definiert (sog. ground truth). Daran wird das Resultat der Klassifizierung aus dem Luftbild gemessen. Im Bienwald stehen zu diesem Zweck die Ergebnisse aus den Beobachtungsflächen der terrestrischen Untersuchungen (vgl. Kap. 4.3) und aus Kontrollflächen für alle luftbildsichtbaren Altersklassen zur Verfügung.

Aus den bis zu 3 ha großen Beobachtungsflächen existieren Daten zu Blattverlusten in den Kronen, die in Alt- bzw. Baumhölzern an Stichprobäbäumen erhoben wurden oder in Dickungen aus einer Vollerhebung stammen. Daraus werden die „wahren“ Schadklassen ermittelt und mit dem endgültigen Luftbild-Interpretationsergebnis verglichen. Diese Daten sind ohne zusätzlichen Aufwand verfügbar. Die Beobachtungsflächen werden für den Vergleich eigens im Luftbild getrennt von den umgebenen Beständen klassifiziert.

Die in Kontrollflächen nach dem ersten Interpretationsdurchgang ermittelten „wahren“ Klassen der Plausibilitätsprüfung werden dem Luftbildergebnis gegenübergestellt. In diesen Bereichen wurde die Ausfallrate beim Durchschreiten von etwa 1 ha großen Flächen gutachterlich eingeschätzt.

Für die Genauigkeitsanalyse werden in Anlehnung an HEIDINGSFELD (1993) sogenannte Fehler-Matrizen eingesetzt, um die Resultate der Luftbildklassifizierung paarweise mit den „wahren“ Klassen der terrestrischen Ansprachen für alle Beobachtungen zu vergleichen. Jede un-

¹ Die digitale Waldortkarte des Bienwaldes wurde von der Bezirksregierung Rheinhessen-Pfalz, Forstdirektion, Neustadt an der Weinstraße zur Verfügung gestellt.

tersuchte Beobachtungs- oder Kontrollfläche stellt eine Beobachtung dar (Tab. 5). Die in der Tabelle hervorgehobenen Werte in der Diagonalen zeigen die Anzahl aller Beobachtungen, bei denen die Luftbildschadklasse mit der terrestrisch erhobenen Schadklasse übereinstimmt. Unterhalb dieser Diagonalen finden sich die Fälle, bei denen die Luftbildinterpretation den Schaden gegenüber der terrestrischen Ansprache unterschätzt, oberhalb die Fälle, in denen der Schaden im Luftbild überschätzt wird. Die 86 Beobachtungs- und Kontrollflächen (Beobachtungen) decken insgesamt 160 ha ab, wobei alle Schadklassen entsprechend ihres Anteils an der Gesamtschadfläche angemessen berücksichtigt werden.

"wahre" Schadklasse terrestrisch	Luftbildschadklasse					0-4
	0	1	2	3	4	
0	17					17
1	6	20	1			27
2		5	16			21
3			2	13	1	16
4					5	5
0-4	23	25	19	13	6	86

Tab. 5: Fehler-Matrize zur Genauigkeitsabschätzung der Luftbildklassifizierung in Beobachtungs- und Kontrollflächen (siehe Text)
Error-matrix to estimate the accuracy of the aeropicture-classification in certain forest stands; the diagonal bold-printed numbers represent the terrestrial and aerial corresponding observations

Die Gesamtgenauigkeit der Klassifizierung wird berechnet, indem die Summe der übereinstimmenden Klassifizierungsergebnisse (Werte in der Diagonalen) durch die Gesamtanzahl aller Beobachtungen dividiert wird (Tab. 5). So stimmen die Luftbildergebnisse in 71 von insgesamt 86 Beobachtungen (83%) mit den „wahren“ Schadklassen überein. Die Unter- und Überschätzungsrate kann analog dazu ermittelt werden. Mit insgesamt 15% unterschätzten und 2% überschätzten Schadklassen wird deutlich, daß die Luftbildinterpretation die Schäden eher zu vorsichtig einschätzt. Fehleinschätzungen über zwei oder mehr Klassen hinweg kommen nicht vor. Das vorliegende Ergebnis stellt einen Beleg ausreichender Zuverlässigkeit und Glaubwürdigkeit der vorgelegten Kartierungsergebnisse dar, zumal es nach dem Ergebnis umfangreicher Vergleichsuntersuchungen von terrestrischen und luftbildgestützten Kronenzustandserhebungen aufgrund der unterschiedlichen Betrachtungsweisen von vornherein nicht zu einer völligen Gleichheit beider Schätzresultate kommen kann (TEPASSÉ 1988).

4.2.1.3 Einsatz eines Geographischen Informationssystems (GIS) zur Analyse der Folgeschäden

In Zusammenhang mit großräumigen Betrachtungen im Rahmen von Schwammspinner-Massenvermehrungen wurden schon mehrfach Geographische Informationssysteme eingesetzt (z.B. LIEBHOLD et al. 1994, NAGELEISEN et al. 1996). Die Funktionsweise und der Einsatz von GIS sind vielfach beschrieben (z.B. BILL & FRITSCH 1991). Inwiefern, in welchem Ausmaß und auf welcher Fläche ein Zusammenhang zwischen den zu analysierenden Informationen (Tab. 6) besteht, wird mit Hilfe des GIS über Flächenverschnidungen festgestellt, quantifiziert und sowohl kartographisch als auch tabellarisch dargestellt. Die GIS-Prozeduren (ARC/INFO) wurden an der Universität Trier im Rahmen einer Diplomarbeit vorgenommen (STÖVER 1996).

In das GIS sind neben der digitalen Waldortskarte, der digitalen forstlichen Standortskarte und der digitalen Karte der Schadensflächen (vgl. Kap. 4.2.1.2) folgende Informationen eingebunden, die von analogen Vorlagen eindigitalisiert wurden:

Fraßflächen 1993 und 1994. Diese Kartierungen erfolgten von Seiten der Forstrevierbeamten, getrennt für jedes Forstrevier. Die Kartierungskriterien waren von der Forstdirektion vorgegeben. Dabei wurden mit Kahl- und Lichtfraß in beiden Jahren zwei Fraßintensitäten unterschieden.

Fraßprognosefläche 1994. Die Prognosefläche für den 1994 zu erwartenden Fraß wurde von der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg auf Grundlage der Ergebnisse einer von den Forstämtern durchgeführten Eigelegezählung festgelegt (SCHRÖTER & SEEMANN 1996).

Behandelte Fläche 1994. Die mit Pflanzenschutzmitteln behandelte Fläche lag in Form einer Vollzugskarte des Einsatzleiters für die aviotechnische Behandlung mit Hub-schrauber vor. Mittelabdrift oder Flächenverwechslungen werden weitgehend ausgeschlossen. Die mittels Rückenspritze terrestrisch behandelten Flächen wurden aus einer Vollzugskarte (Forstamt Schaidt) und nach Befragung der Forstrevierleiter (Forstamt Hagenbach) 1995 ermittelt.

Terrestrisch eingeschätzte Folgeschadensfläche. Die Schadflächen in Kulturen und angehenden Dickungen wurden ergänzend zu der Luftbildauswertung von den Forstrevierbeamten terrestrisch eingeschätzt, wobei die Kartierungskriterien analog zur Luftbild-Schadkartierung lagen. In Kulturen im Bienwald sind je nach den Wetterverhältnissen in den ersten Jahren Ausfälle von bis zu 25% auch ohne Insektenfraß möglich, so daß hier die Schäden erst ab der Schadklasse 2 erhoben wurden.

Informationen	Attribute
1 Fraßflächen 1993	1.1 Kahlfraß 1.2 Lichtfraß
2 Fraßprognoseflächen für 1994	2.1 Kahlfraß 2.2 Lichtfraß
3 Behandlungsflächen 1994	3.1 Aviotechnisch mit <i>B.t.k.</i> 3.2 Aviotechnisch mit Dimilin 3.3 Terrestrisch mit <i>B.t.k.</i> , Dimilin oder Fastac
4 Fraßflächen 1994	4.1 Kahlfraß 4.2 Lichtfraß
5 Folgeschadensflächen 1995	5.1 Luftbilderergebnisse 5.2 Terrestrische Ergebnisse jeweils in fünf Schadklassen (vgl. Kap. 4.2.1.2)
6 Forsteinrichtungsdaten, waldortsbezogen:	6.1 Alter in Jahren (Stichtag 1.10.1995) 6.2 Mischungsanteile der Eiche
7 Standortsflächen	7.1 Wasserhaushaltsstufen 7.2 Substratreihen

Tab. 6: Im GIS flächenbezogen verfügbare Sachinformationen (siehe Text)
Area-related informations provided by GIS

4.2.2 Ergebnisse

4.2.2.1 Bilanz der Massenvermehrung

Die Befalls-, Prognose-, Behandlungs- und Folgeschadensflächen wurden mit Hilfe des GIS quantifiziert (Tab. 7 und 8) und in Kartenform dargestellt (Abb. 2).

Insgesamt wurde eine Waldfläche von 2.505 ha von Schwammspinnerraupen kahl und licht gefressen (Tab. 7). Zu einmaligem Fraß kam es 1993 wie auch 1994 auf je etwa 950 ha, 618 ha wurden in beiden Jahren befallen. 1994 war der Anteil des Kahlfraßes (88%) größer als 1993 (55%). Allerdings beschränkte sich die Fraßfläche 1994 aufgrund der erfolgreichen Behandlung auf 1.575 ha. Wird unterstellt, daß auf den behandelten Bereichen, wie prognostiziert, Kahlfraß stattgefunden hätte, so wäre 1994 eine Fraßfläche von 3.120 ha entstanden.

	1993	1994
Kahlfraß ¹⁾	851 ha	1.386 ha
Lichtfraß ²⁾	697 ha	189 ha
Kahl- und Lichtfraß	1.548 ha	1.575 ha
Einmalig befressen ³⁾	930 ha	957 ha
Zweimalig befressen ⁴⁾	618 ha	
Gesamte befressene Fläche	2.505 ha	
Fraßprognose ⁵⁾	/	3.039 ha
Behandlung ⁶⁾	/	1.545 ha

1) Blattverlust >80%, terrestrische Erhebung

2) Blattverlust 50-80%, terrestrische Erhebung

3) Kahl- und Lichtfraß, entweder 1993 oder 1994

4) Kahl- und Lichtfraß, 1993 und 1994

5) Kahl- und Lichtfraßprognose auf Grundlage einer Eigelegezählung

6) Aviotechnische und terrestrische Ausbringung der Pflanzenschutzmittel

Tab. 7: Umfang des Fraßes durch Schwammspinnerrauen 1993 und 1994, der Fraßprognose 1994 sowie der Behandlung 1994

Extent of gypsy moth caterpillar defoliation in 1993 and 1994, prognosis of defoliation 1994 and treatment in 1994

Folgeschäden sind 1995 auf einer Gesamtfläche von 550 ha entstanden (Tab. 8). Die leichten Schäden (Schadklasse 1, vgl. Kap. 4.2.1.2, Tab. 3) haben den größten Anteil, während die mittleren, schweren und schwersten Schäden (Schadklassen 2 bis 4) zusammen etwa die Flächengröße der leichten Schäden einnahmen. In Kulturen und angehenden Dickungen war die Schadklasse 4 nicht vorzufinden.

Schadklasse	Luftbildkartierung	Terrestrische Kartierung in Kulturen	Gesamt	
1	227 ha	/	227 ha	41%
2	153 ha	22	175 ha	32%
3	88 ha	14	101 ha	18%
4	46 ha	0	47 ha	9%
1-4	514 ha	36	550 ha	100%

Tab. 8: Ausmaß der Schwammspinner-Folgeschäden im Bienwald 1995 (die Schadklasse 1 wurde in Kulturen nicht erhoben, vgl. Kap. 4.2.1.3)

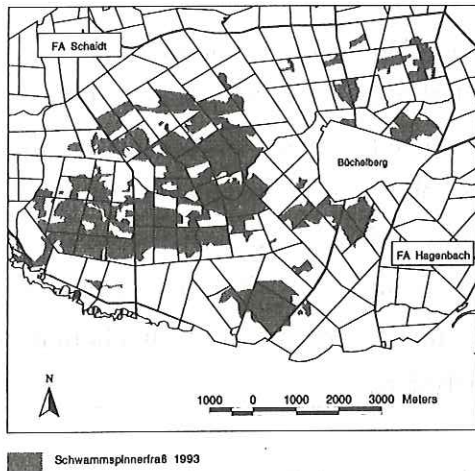
Extent of damages 1995 subsequent to gypsy moth defoliation 1993/94 in the Bienwald

Mit Ausnahme weniger in Eichenbestände eingemischter Fichten- und Douglasienbestände (3 ha) sind im Bienwald nur Eichen abgestorben (547 ha). Kiefern haben den Lichtfraß ohne Ausfälle überstanden. Befressene Roteichen, Buchen, Hainbuchen, Erlen, Eschen, Ulmen oder Birken zeigten im Bienwald keine bedeutungsvollen Folgeschäden.

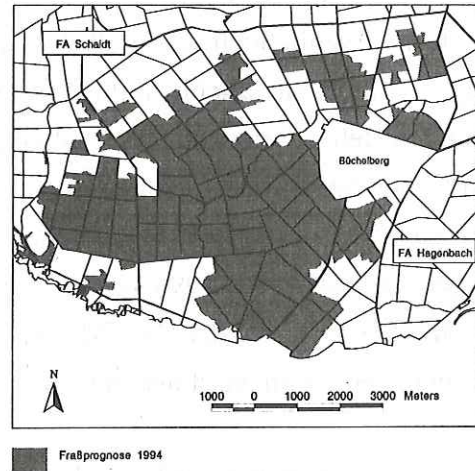
Der Schwammspinnerbefall fand 1993 vorwiegend im westlichen Bereich des Untersuchungsgebietes statt (Abb. 2a). Auf das Jahr 1994 hinblickend wurde für einen weit größeren Bereich fast ausschließlich Kahlfraß (97%) prognostiziert (Abb. 2b), wovon etwa die Hälfte nachfolgend mit Pflanzenschutzmitteln behandelt wurde (Abb. 2c). Werden die Befallsflächen 1994 mit den Behandlungsflächen 1994 verglichen, so zeigt sich, daß der Fraß auf den behandelten Flächen weitgehend verhindert werden konnte (Abb. 2c und 2d). Die Befallsfläche 1994 hat sich gegenüber 1993 in südlicher und nordöstlicher Richtung ausgedehnt (Abb. 2d). Die Folgeschadensflächen 1995 konzentrieren sich eindeutig auf die 1994 unbehandelten und somit befallenen Bereiche (Abb. 2d und 2e). Die Zusammenhänge dieser flächenhaften Informationen werden im anschließenden Kapitel näher analysiert.

Im Untersuchungsgebiet befinden sich auf 3.387 ha Eichen- und Eichenmischwälder mit unterschiedlichen Eichenanteilen, wovon 2.505 ha (74%) kahl oder licht gefressen wurden. Für die folgenden Analysen werden nur Waldflächen mit Eichenanteilen von mehr als 10% betrachtet, da nur an Eichen flächig bedeutungsvolle Folgeschäden entstanden sind. Daraus ergibt sich eine Fraßfläche von 2.096 ha und eine Folgeschadensfläche von 547 ha.

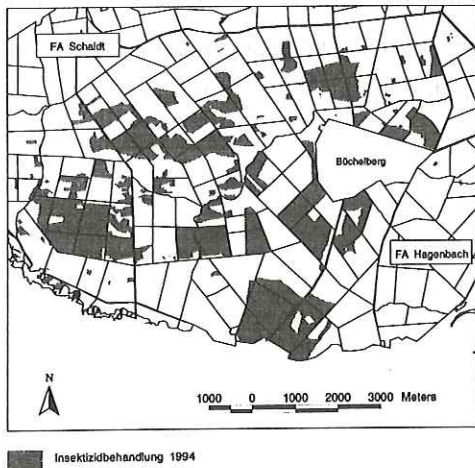
a) Befallsflächen 1993



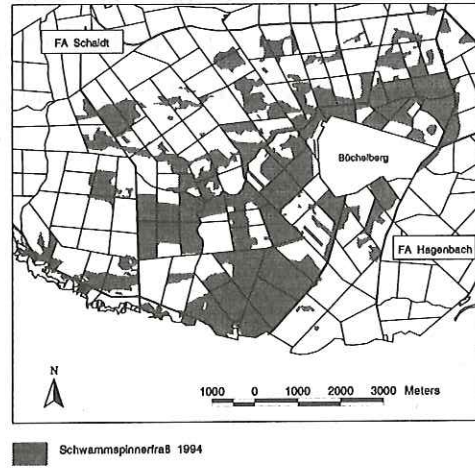
b) Befallsprognoseflächen 1994



c) Behandlungsflächen 1994



d) Befallsflächen 1994



e) Folgeschadensflächen 1995

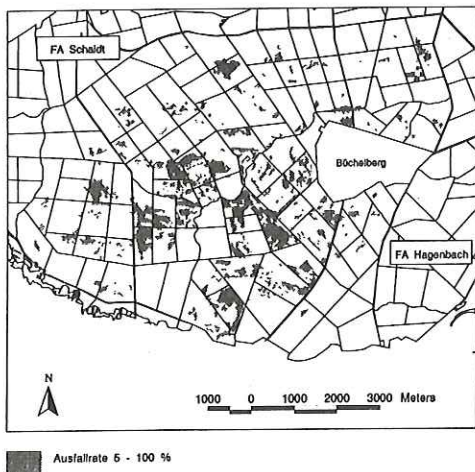


Abb. 2: Verlauf der Schwammspanner-Massenvermehrung 1993 und 1994 sowie die Folgeschäden 1995, anhand von Karten in chronologischer Reihenfolge dargestellt
Progress of the gypsy moth calamity 1993/94 and the resulting damages 1995; chronological map representation

4.2.2.2 Fraßgeschichte und Folgeschäden

Zwischen der Fraßgeschichte und auftretenden Folgeschäden bestand ein deutlicher Zusammenhang (Abb. 3). Je nach Häufigkeit, Zeitpunkt und Intensität des Raupenfraßes zeigte sich in der Schadensausprägung eine klare Abstufung. Die höchsten Schadensanteile waren in zweimalig 1993 und 1994 befallenen (Kahl- oder Lichtfraß) und in einmalig 1994 kahlgefressenen Gebieten zu finden. Dabei wiesen die zweimalig kahlgefressenen Eichenbestände die größte Schadensrate auf und waren auch in der Schadintensität am stärksten betroffen. Der Raupenfraß von 1994 hat bei gleicher Fraßintensität stärkere Schäden als der von 1993 verursacht. Bei einmaligem Kahlfraß war 1994 beispielsweise eine mehr als dreimal höhere Schadensrate als 1993 vorzufinden. Auch die Intensität des Fraßes (Licht- oder Kahlfraß) spielte eine bedeutende Rolle, so daß der einmalige Kahlfraß 1993 etwa den doppelten und 1994 etwa den sechsfachen Schaden als der einmalige Lichtfraß anrichtete.

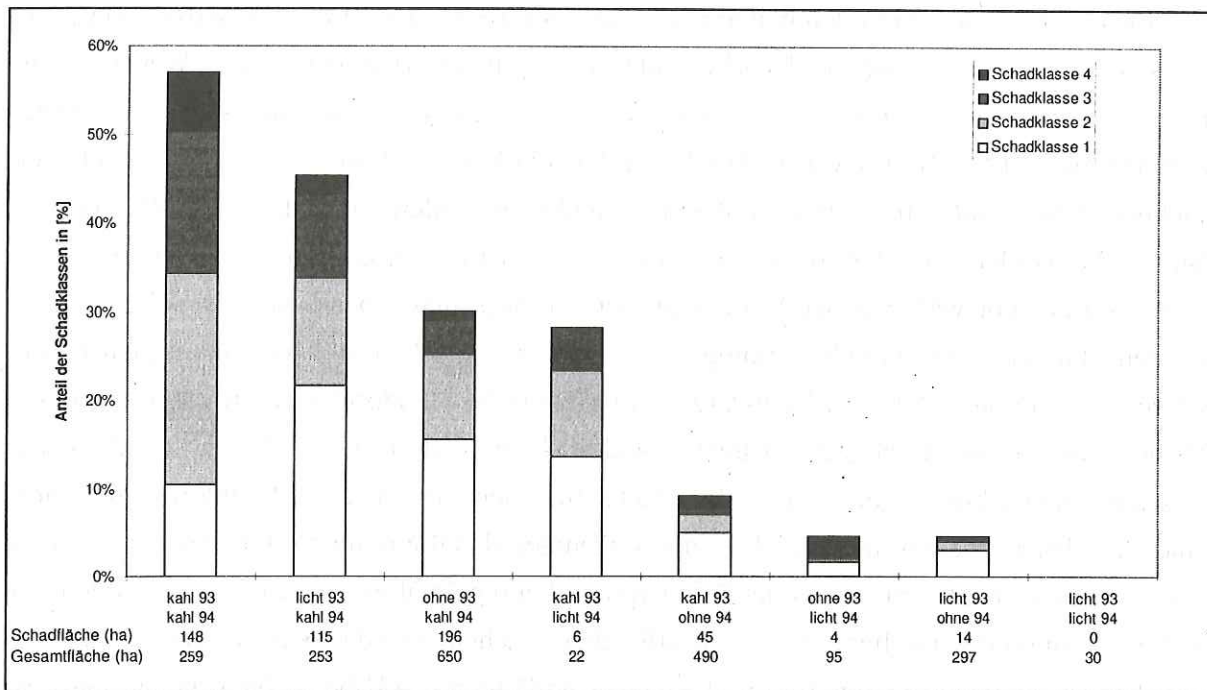


Abb. 3: Anteile der Schadklassen (vgl. Tab. 3, Kap. 4.2.1.2) bei unterschiedlicher Fraßgeschichte, nach dem Grad ihrer Schädigung geordnet; unter der Abbildung sind jeweils die absolute Schadfläche (Schadklassen 1-4) und die Gesamtfläche jeder Fraßgeschichte in ha angegeben; Summe aller Schadflächen: 528 ha, Summe aller Gesamtflächen: 2.096 ha
Damage classes (cp. table 3, chapter 4.2.1.2) in areas with different intensity, time and frequency of defoliation

Das Analyseergebnis zeigte 19 ha Schadflächen, die weder einem licht- noch einem kahlgefressenen Bereich zugeordnet werden konnten, wovon allerdings 7 ha der unberücksichtigten Kategorie „Kahlfraß an beigemischten Eichen, Buchen ... und an Laubholzunterstand sowie leichter Fraß“ angehörten. Auf den restlichen 12 ha wurde der Raupenfraß bei der Kartierung offensichtlich übersehen, denn in Beispielflächen war 1995 anhand der Schadbilder (Puppen- und Eigelegeüberreste, hoher Feinreisiganteil an den abgestorbenen Bäumen, noch anhaftende

Rinde usw.) im Gelände zu erkennen, daß es sich auch dort um Schäden infolge eines Raupenfraßes durch Schwammspinner gehandelt haben mußte.

4.2.2.3 Standort und Folgeschäden

Innerhalb gleicher Fraßgeschichte variieren die Folgeschäden erheblich. So bleibt auch nach zweimaligen Kahlfraß immerhin noch 43% (111 ha) der befreiten Fläche ohne Schaden. Dies läßt darauf schließen, daß neben dem Raupenfraß noch andere Faktoren zu einer Schadedifferenzierung geführt haben müssen. Bei Geländebegehungen war 1995 deutlich zu erkennen, daß sich der Schaden offenkundig auf „nasse“ Waldstandorte konzentrierte. Aus diesem Anlaß lag es nahe, die zur Verfügung stehende forstliche Standortskartierung unter Berücksichtigung der Fraßgeschichte mit den Folgeschadensflächen zu verschneiden.

Die forstökologischen Grundeinheiten der Standortskartierung sind die Standortstypen, die sich aus den flächendeckend vorliegenden Komponenten ökologische Wärmestufe, Wasserhaushaltsstufe und Substratreihe zusammensetzen (LANDESFORSTVERWALTUNG RHEINLAND-PFALZ 1996). Die ökologische Wärmestufe ist für das Untersuchungsgebiet einheitlich planar mit einem subkontinentalen Einschlag. Die Wasserhaushaltsstufen werden nach dem pflanzenverfügbaren Bodenwasser eingestuft, wobei das mittlere Wasserangebot während der Vegetationsperiode ausschlaggebend ist. Als Substratreihen werden Standorte mit ähnlichen biologischen, bodenchemischen und -physikalischen Eigenschaften zusammengefaßt. Im Bienwald sind terrestrische Standorte, Grundwasser-Standorte, Moor-Standorte und Bachauen zu unterscheiden (BUB et al. 1998) (Tab. 9). Innerhalb des Untersuchungsgebietes überwiegen die wechselfrischen Grundwasser-Standorte, die durch eine Grundwasserbeeinflussung in Tiefen von weniger als 60 cm unter GOF (Geländeoberfläche) gekennzeichnet sind, wobei der Schwerpunkt bei regelmäßigen Grundwasserständen von 45 bis 25 cm unter GOF liegt. Auf wechselfrischen Flächen wird die Wasserhaushaltsstufe bei lang hochanstehendem Grundwasser als „vernässend“ oder „naß“ bezeichnet. Die Grundwasserböden des Untersuchungsgebietes sind durch einen sehr stark schwankenden Grundwasserspiegel gekennzeichnet und örtlich durch Stauwasser beeinflusst. Auch die minder nassen Standorte mit den Wasserhaushaltsstufen „äußerst frisch“ und „sehr frisch“ können im Frühjahr vor oder zu Beginn der Vegetationsperiode „vernässende“ bis „nasse“ Phasen aufweisen. Andererseits treten auch auf Standorten mit „vernässenden“ und „nassen“ Wasserhaushaltsstufen im Spätsommer und Herbst oft deutliche Trockenphasen auf (RATHING 1987, BUB et al. 1998).

Auf die kombinierte Betrachtung der Wasserhaushaltsstufen und der Substratreihen wurde verzichtet, da die Kombinationen innerhalb einheitlicher Fraßgeschichten nur mit geringen Flächen vorliegen.

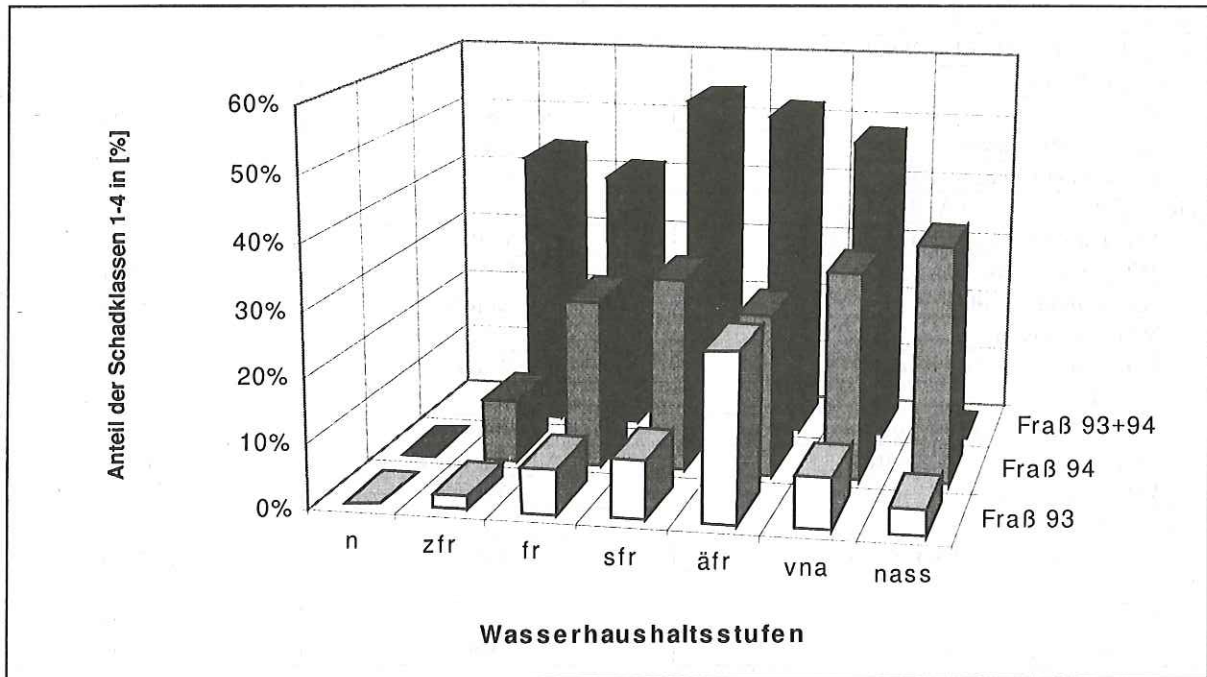
WASSERHAUSHALTSSTUFEN		
Mäßig frisch	n	6 ha
Ziemlich frisch	zfr	253 ha
Frisch	fr	1.098 ha
sehr frisch	sfr	456 ha
Äußerst frisch	äfr	60 ha
Vernässend	vnä	211 ha
Naß	naß	12 ha
Summe		2.096 ha
SUBSTRATREIHEN		
TERRESTRISCHE STANDORTE		
Arme Sande	AS	1 ha
Flugsande	FS	9 ha
Eiszeitliche Sande	ES	42 ha
Kalkverwitterungslehme	KvL	4 ha
GRUNDWASSER-STANDORTE		
Wechselfrische (Wfr.) arme Sande	WaS	119 ha
Wfr. eiszeitliche Sande	WeS	819 ha
Anmoorige Sande	AmoS	56 ha
Wfr. Lehmsande	WLS	232 ha
Wfr. übersandete Lehme	WüsL	297 ha
Wfr. Lehme	WL	198 ha
Wfr. übersandete Mergeltone	WüsMT	226 ha
Wfr. Lehm über Mergelton	WLüMT	51 ha
Wfr. Mergeltone	WMT	24 ha
MOOR-STANDORTE		
Niedermoore des Bienwaldes	Bmo	5 ha
BACHAUEN		
Sandige Bachauen	SBa	1 ha
Lehmige Bachauen	LBa	12 ha
Summe		2.096 ha

Tab. 9: Verteilung der Schwammspinnerfraßfläche (2.096 ha) auf die Wasserhaushaltsstufen in Reihenfolge zunehmender Wasserbeeinflussung sowie auf die Substratreihen innerhalb der Terrestrischen Standorte, Grundwasser-Standorte und Bachauen in Reihenfolge des zunehmenden Feinkornanteils und höheren Nährstoffangebots (in der zweiten Spalte sind die Kurzbezeichnungen angegeben)
Distribution of the defoliated area to different levels of water and nutrient supply (water economy and substrate series) in increasing order

Um bei der Verschneidung der Standorte mit den Schadflächen innerhalb einheitlicher Fraßgeschichten ausreichend große Straten zu erhalten, wird hier nicht zwischen Licht- und Kahlfraß unterschieden, so daß der einmalige Fraß 1993 (Fraß 93), der einmalige Fraß 1994 (Fraß 94) und der zweimalige Fraß 1993 und 1994 (Fraß 93/94) betrachtet werden. Die vorkommenden Wasserhaushaltstufen und die Substratreihen sind innerhalb dieser Fraßgeschichten in etwa gleich verteilt. Darüber hinaus werden nur die ab dem Dickungsalter aus dem CIR-Luftbild kartierten Schadflächen verschnitten (492 ha), da das Risiko für Folgeschäden bei den terrestrisch kartierten Eichenkulturen erfahrungsgemäß nach einmaligem Fraß unabhängig vom Standort bereits sehr hoch ist.

Bei den „mäßig frischen“ Standorten (n) sind selbst beim Fraß 94 keine nennenswerten Folgeschäden aufgetreten (Abb. 4). Auf den übrigen Standorten wird das Schadausmaß offensichtlich in erster Linie durch die Fraßgeschichte bestimmt. Innerhalb gleicher Fraßgeschichte

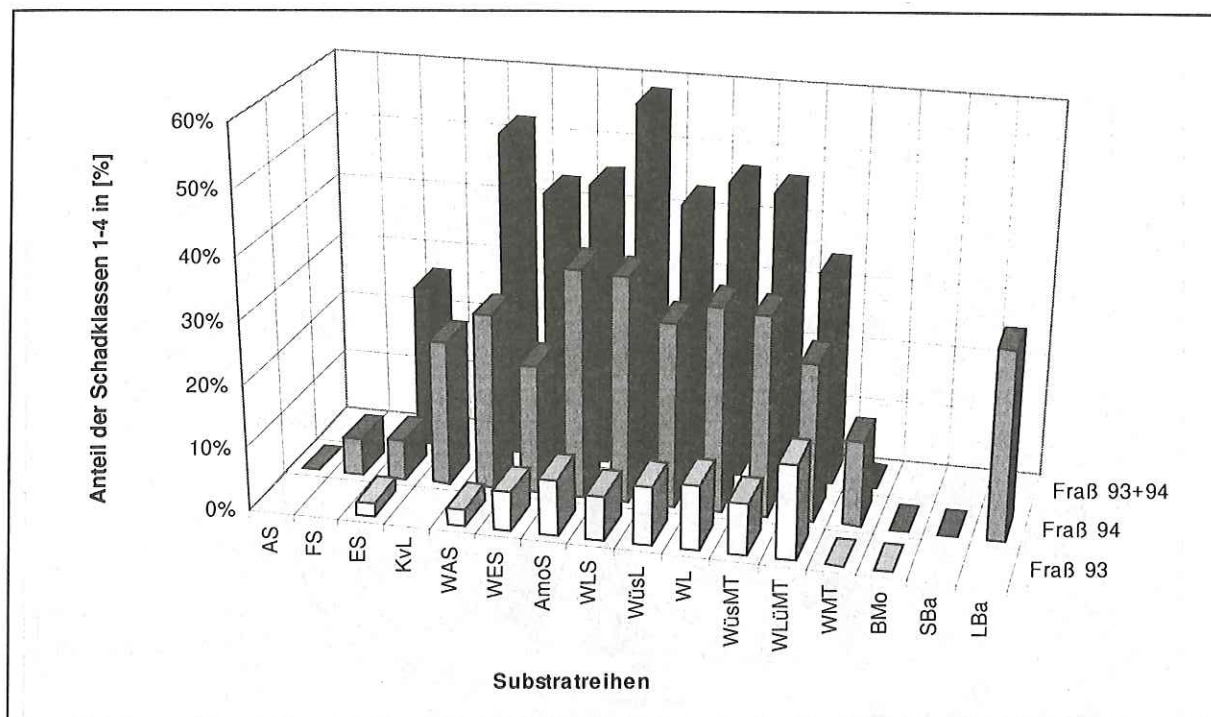
steigt der Schadanteil insbesondere bei einmaligem Fraß 1994 mit zunehmender Wasserbeeinflussung. Ein deutlicher Sprung ist zwischen den „ziemlich frischen“ und den „frischen“ bzw. beim Fraß 93/94 zwischen den „frischen“ und „sehr frischen“ Standorten zu verzeichnen. Bei separater Betrachtung der mittelstarken bis schwersten Schäden (Schadklassen 2-4) ergibt sich ein ähnliches Bild.



FRAß 93+94	0	66	277	118	22	79	2
FRAß 94	5	75	387	192	21	61	5
FRAß 93	1	110	437	142	18	73	5
	n	zfr	fr	sfr	äfr	vnä	naß

Abb. 4: Schadanteile in [%] (Schadklassen 1-4) der Wasserhaushaltsstufen innerhalb gleicher Fraßgeschichten; unterhalb der Abbildung sind die Gesamtflächen (ha) wiedergegeben
Damage portion (classes 1-4) depending on the water supply within a certain time and frequency of defoliation

Bei Betrachtung der Substratreihen liegt das Schadensausmaß der Grundwasser-Standorte innerhalb jeder Fraßgeschichte über dem Niveau der terrestrischen Standorte (Abb. 5). Die „LBA“ reihen sich in das Schadniveau der Grundwasser-Standorte ein. Beim Fraß 93 ist der Unterschied zwischen dem terrestrischen Standort „ES“ und dem Grundwasser-Standort „WaS“ nur schwach ausgeprägt, so daß sich der Schadensanteil erst zwischen dem „WaS“ und dem „WeS“ deutlich steigert. Innerhalb der Grundwasser-Standorte zeichnet sich keine Tendenz ab, die auf steigende Schadensanteile mit zunehmendem Feinkornanteil bzw. höherem Nährstoffangebot hinweist. Bei separater Betrachtung der mittelstarken bis schwersten Schäden (Schadklassen 2-4) ergibt sich ein vergleichbares Bild.



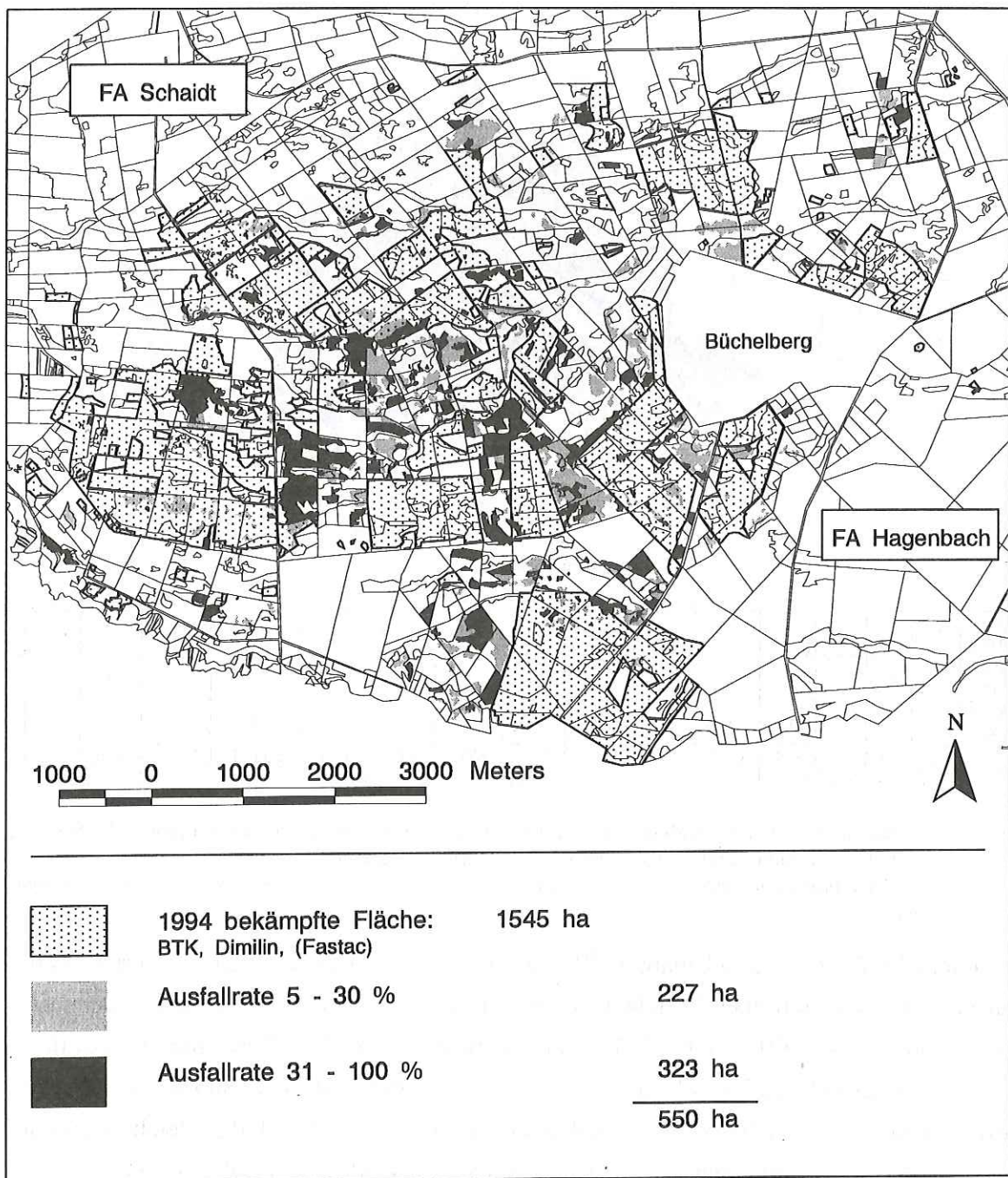
FRAB 93+94	0	0	6	0	40	244	15	51	79	75	42	9	2	0	0	0
FRAB 94	1	9	20	4	30	273	17	76	80	61	105	33	19	4	1	12
FRAB 93	0	0	16	0	45	332	21	100	133	55	73	8	2	1	0	0
	AS	FS	ES	KvL	WAS	WES	AmoS	WLS	WüsL	WL	WüsMT	WLüMT	WMT	BMo	SBa	LBa
	Terrestrische Standorte				Grundwasser-Standorte								sonstige Standorte			

Abb. 5: Schadanteile in [%] (Schadklassen 1-4) der Substratreihen innerhalb gleicher Fraßgeschichten; unterhalb der Abbildung sind die Gesamtflächen (ha) wiedergegeben
Damage portion (classes 1-4) depending on the nutrient supply within a certain time and frequency of defoliation

Inwiefern bezüglich des Schadanteils Wechselwirkungen zwischen den Wasserhaushaltsstufen und den Substratreihen bestehen, wurde anhand der Standortstypen innerhalb der Substratreihen „WeS“, „WLS“ und „WüsL“ in Kombination mit allen Wasserhaushaltsstufen und der Wasserhaushaltsstufen „fr“ und „sfr“ in Kombination mit allen Substratreihen, die mit ausreichend großer Fläche vertreten sind, überprüft. Dabei ergab sich das gleiche Bild wie bei der isolierten Betrachtung der gesamten Wasserhaushaltsstufen oder Substratreihen.

4.2.2.4 Behandlung und Folgeschäden

Beim Vergleich der Behandlungsflächen 1994 mit den Folgeschadensflächen 1995 fällt auf, daß zwischen den behandelten Bereichen regelrechte Schadflächenkorridore vorhanden sind (Karte 2). Die Schadflächen finden sich vorwiegend in 1994 nichtgeschützten und deshalb befallenen (83%) oder in 1993 befallenen Flächen (12%). Diese Beobachtung und die Tatsache, daß grundsätzlich nur prognostizierte Kahlfraßflächen mit Pflanzenschutzmitteln behandelt worden sind, läßt den Schluß zu, daß ohne die Behandlungsmaßnahmen das Ausmaß der



Karte 2: Flächenvergleich der 1994 mit Insektiziden behandelten Bereiche und der Folgeschadensflächen 1995
Pest control of 1994 in comparison with the damages in 1995

Schäden weitaus größer gewesen und ein erheblicher Teil der Eichenbestände des Bienwaldes schwer geschädigt oder vernichtet worden wäre. Die oft trennscharfen Grenzen von Behandlungsflächen springen sowohl bei der Betrachtung von Farbinfrarot-Luftbildern aus dem Jahr 1995 als auch bei örtlichen Begehungen heute noch deutlich ins Auge: weitgehend intakte Bestände in behandelten, hohe Ausfälle in unbehandelten Bereichen.

4.3 **Eingehende Untersuchung der Folgeschäden 1995 bis 1997 anhand von Beobachtungsflächen**

4.3.1 **Material und Methode**

Um die Entwicklung der Folgeschäden von 1995 bis 1997 differenzierter zu untersuchen, wurden in den Altersstufen Alt- und Baumholz, schwaches Baum- und Stangenholz sowie in Dickungen Flächen für eingehende terrestrische Beobachtungen ausgewählt, wobei lediglich Bestände mit hauptständigen Eichen einbezogen wurden.

ALT- UND BAUMHÖLZER. In Alt- und Baumhölzern wurden im Winter 1994/95 über das gesamte Untersuchungsgebiet verteilt 33 Beobachtungsflächen auf insgesamt 115 ha nach den Kriterien Altersstufe, Fraßgeschichte und Standortsvariante systematisch ausgesucht. Dem Altholz wurden Bestände, die älter als 130 Jahre alt waren, zugeteilt. In das Baumholz wurden 70 bis 130 Jahre alte Bestände eingestuft. Auf Grundlage der Fraßkartierungen von 1993 und 1994 (vgl. Kap. 4.2.1.3) wurden vier Gruppen der Fraßgeschichte unterschieden: ohne Fraß (FG 0), einmaliger Fraß 1993 (FG 1), einmaliger Fraß 1994 (FG 2) und zweimaliger Fraß 1993 und 1994 (FG 3). In den überwiegenden Fällen handelte es sich um Kahlfraß. Um ein möglichst breites Standortsspektrum abzudecken, sollten innerhalb gleicher Altersstufen und Fraßgeschichten zwei Standortsvarianten unterschieden werden, eine nasse und eine weniger nasse, die anhand der forstlichen Standortskartierung ausgeschieden wurden. Die nasse Variante schloß zur Vernässung neigende Grund- und Stauwasserstandorte mit „sehr frischen“ bis „nassen“ Wasserhaushaltsstufen ein, die meist mit feinkorn- und nährstoffreicheren Substratreihen gepaart sind. Innerhalb der weniger nassen Variante sollten die „mäßig frischen“ bis „frischen“ Wasserhaushaltsstufen überwiegen, die ihrerseits oft in Kombination mit feinkorn- und nährstoffärmeren Substratreihen vorkommen (vgl. Kap. 4.2.2.3). Jeder Fraßfläche wurde paarweise eine Fläche „ohne Fraß“ gleicher Alterstufe und mit möglichst vergleichbaren Standortseigenschaften, Bestandesstrukturen sowie vergleichbarer Bestandesbehandlung gegenübergestellt (Abb. 6).

Innerhalb der Beobachtungsbestände wurden insgesamt 3.145 permanente Stichprobenbäume auf Taxationsstreifen ausgeschieden und gekennzeichnet. Dort wurden alle an der herrschenden Bestandesschicht beteiligten Bäume der Kraft'schen Klassen 1 bis 3 ungeachtet der Baumart als permanente Stichprobenbäume aufgenommen. In der Baumklasse 4 wurden nur noch Eichen berücksichtigt. Unterständige Bäume, meist Rot- und Hainbuchen, wurden getrennt nach abgestorbenen und lebenden Exemplaren lediglich gezählt und tote farblich markiert. Insgesamt wurden durch die Taxationsstreifen Flächenanteile zwischen 9 und 31% (im Mittel 15%) der Beobachtungsflächen abgedeckt und zwischen 6 und 35% (im Mittel 19%) der aufstockenden Bäume über die Stichproben erfaßt.

ALTERSSTUFE	FRAßGESCHICHTE	STANDORTSVARIANTE
Altholz [16]	ohne	naß [3]
		weniger naß [4]
	einmalig 1993	naß [2]
		weniger naß [2]
	einmalig 1994	naß [1]
		weniger naß [2]
	zweimalig 1993/94	naß [1]
		weniger naß [1]
Baumholz [17]	ohne	naß [4]
		weniger naß [4]
	einmalig 1993	naß [1]
		weniger naß [1]
	einmalig 1994	naß [2]
		weniger naß [2]
	zweimalig 1993/94	naß [2]
		weniger naß [1]

Abb. 6: Verteilung der Beobachtungsflächen auf die Kombinationen der Auswahlkriterien Altersstufe, Fraßgeschichte und Standortvariante; in der Klammer steht jeweils die Anzahl der Beobachtungsflächen
Distribution of the observation areas to age class, time and frequency of defoliation and class of site conditions

Jedem Baum wurde über die Flächenmerkmale eine Altersstufe (Bestandesalter aus der Forsteinrichtung) und eine Fraßgeschichte (Fraßkartierung, vgl. Kap. 4.2.1.3) zugeordnet. Neben baumbeschreibenden Merkmalen wurden Vitalitäts- und Standortparameter erhoben. Um die Stichprobenbäume mit waldkundlichen Eigenschaften zu beschreiben, wurden zu Beginn der Untersuchungen im Winter 1994/95 insbesondere die Baumklassen nach KRAFT (1884) und die Brusthöhendurchmesser einmalig erfaßt. Zur Begutachtung der Baumvitalität wurden von 1995 bis 1997 Kronenparameter nach den Vorgaben der ARBEITSGEMEINSCHAFT DAUERBEOBACHTUNGSFLÄCHEN-WALDSCHÄDEN (1995) erhoben. Dabei spielte die Ansprache des Blattverlustes im Sommer jeden Jahres die wichtigste Rolle. Zudem wurden im Frühjahr jeden Jahres die insektenbedingten Blattverluste angesprochen, um deren Einfluß auf den sommerlichen Blattverlust feststellen zu können.

Während der ersten Außenaufnahmen fiel auf, daß die Standortverhältnisse im nassen Bienenwald insbesondere bezüglich des Wassereinflusses oft auf kleinstem Raum wechseln, was durch die forstliche Standortkartierung nicht derart detailliert dargestellt werden kann. So kommen bspw. auf einer „sehr frischen“ (sfr) Fläche eines „wechselfrischen Lehms“ (WL) kleinräumlich durchaus auch vernässende Partien vor. Um diese Unterschiede zu erfassen, wurde der Wassereinfluß an jedem „Baumstandort“ eingeschätzt. Dies geschah anhand der folgenden, oberflächlich erkennbaren Standortmerkmale: das Kleinrelief, die Wassersättigung des Oberbodens und Überschwemmungen bei Wasserhöchststand im Frühjahr, die schwarze Färbung der Laubstreu als Hinweis auf temporär anstehendes Wasser, die Beteili-

gung von nassetoleranten Baumarten wie Erlen und Ulmen und die Zusammensetzung des Unterstandes aus Hain- oder Rotbuchen sowie geläufige Arten der Bodenvegetation. Die Beurteilung erfolgte im unmittelbaren Kronenschirmbereich in einem Radius von 5-10 m um den Stammfuß, wobei die überwiegenden Verhältnisse entscheidend waren. Die Baumstandorte wurden in vier Klassen unterschieden: nicht vernäßt (STO 1), eher vernäßt (STO 2), vernäßt (STO 3) und naß (STO 4).

In die nicht vernäßte Klasse wurden höhergelegene und daher grundwasserfernere Standorte, deren Oberböden auch im Frühjahr nicht wasserübersättigt sind, eingeordnet. Aufgrund der ausbleibenden Überschwemmungen zeigt sich hier in meist geschlossenen Beständen eine braun gefärbte Laubstreu. Der Unterstand besteht vorwiegend aus Rotbuchen, die je nach Substrat oft in den Eichenhauptbestand eingewachsen oder auch hauptständig beigemischt sind. Zur Orientierung finden sich in lichten Bereichen unter anderem Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa* L.), Flattergras (*Milium effusum* L.), einblütiges Perlgras (*Melica uniflora* Retz.), Maiglöckchen (*Convallaria majalis* L.), Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus* L.) und Himbeere (*Rubus idaeus* L.). Dieser Baumstandort gleicht in etwa der Beschreibung „ziemlich frischer“ bis „frischer“ Wasserhaushaltsstufen der forstlichen Standortskartierung (RATHING 1987).

Die eher vernäßten Standorte sind zwar grundwassernäher, jedoch im Frühjahr nicht überschwemmt. Der Oberboden ist zu dieser Jahreszeit insbesondere nach starken Niederschlägen wasserübersättigt. Auch hier zeigt sich meist eine braune Laubstreu. Im Unterstand wird die Rotbuche stellenweise durch die Hainbuche abgelöst. In lichten Bereichen entwickeln sich unter anderem Riesenschwingel (*Festuca gigantea* L.) und Rasen aus Pfeifengras (*Molinia caerulea* L.). Dieser Baumstandort kommt in etwa der Beschreibung „frischer“ bis „sehr frischer“ Wasserhaushaltsstufen gleich.

Vernäßt sind in Senken gelegene, grundwassernahe und/oder stauwasserbeeinflusste Standorte, die im Frühjahr nach starken Niederschlägen kurzzeitig überschwemmt sind. Der Oberboden ist über das gesamte Frühjahr deutlich wasserübersättigt. Aufgrund der Überschwemmungsphasen zeigen sich auch Partien mit schwarz gefärbter Laubstreu. Eschen, Ulmen oder Erlen können vereinzelt beigemischt sein, wobei der Unterstand überwiegend aus Hainbuchen besteht. In aufgelichteten Bereichen sind Winkelsegge (*Carex remota* L.), Rasenschmiele (*Deschampsia cespitosa* L.), Binsen (*Juncus spec.*) und Pfeifengras (*Molinia caerulea* L.) zu beobachten. Dieser Baumstandort gleicht überwiegend der Beschreibung „sehr und äußerst frischer“ Wasserhaushaltsstufen.

Naß sind alle gegenüber der unmittelbaren Umgebung deutlich tiefergelegenen, stark grundwasser- und/oder stauwasserbeeinflussten Standorte, die im Frühjahr meist überschwemmt und deshalb auch im Spätsommer noch an der schwarz gefärbten Laubstreu zu erkennen sind. Besonders bei staunassen Verhältnissen kann der Oberboden nach starken Regenfällen sogar im Sommer wasserübersättigt oder überschwemmt sein. Oft sind Erlen ein-

gemischt und der Hainbuchenunterstand ist nur spärlich vorhanden oder fehlt gänzlich. Die Bodenvegetation besteht in aufgelichteten Bereichen aus einem deutlichen Anteil von Nässezeigern wie Großseggen (*Sumpfsegge*: z.B. *Carex acutiformis* Ehrh., *Walzensegge*: *Carex elongata* L.), Hunds-Straußgras (*Agrostis canina* L.), gewöhnlicher Gilbweiderich (*Lysimachia vulgaris* L.), Sumpf-Helmkraut (*Scutellaria galericulata* L.), Flammender Hahnenfuß (*Ranunculus flammula* L.) und Sumpf-Schwertlilie (*Iris pseudocorus* L.) sowie Pfeifengras (*Molinia caerulea* L.) in vitaler und bültiger Ausprägung. Dieser Baumstandort gleicht nahezu der Beschreibung „vernässender“ und „nasser“ Wasserhaushaltsstufen.

SCHWACHE BAUM- UND STANGENHÖLZER. Im Sommer 1995 wurden in fünf geschädigten Beständen mit unterschiedlicher Fraßgeschichte 175 Eichen auf nassen wie auch weniger nassen Standortvarianten ausgesucht und zur dauerhaften Beobachtung gekennzeichnet. Auf jeder Beobachtungsfläche wurden gezielt etwa gleichviele Bäume in den Kronenzustandsklassen: „kaum geschädigt“, „geschädigt“ und „stark geschädigt“ ausgewählt. Kaum geschädigte Eichenkronen (Klasse I) zeigten einen Blattverlust von höchstens 30%, geschädigte (Klasse II) zwischen 30% und 70% und stark geschädigte (Klasse III) von mehr als 70%. Neben den Blattverlusten wurden bis 1997 mit Ausnahme der Brusthöhendurchmesser und der jährlichen Ansprache des Blattverlustes durch Insektenfraß die gleichen Parameter wie in Baum- und Althölzern erhoben.

DICKUNGEN. In stark geschädigten Beständen wurden unter Berücksichtigung unterschiedlicher Fraßgeschichten und Standortvarianten im Sommer 1995 fünf Beobachtungsflächen auf insgesamt einem Hektar ausgewählt und alle aufstockenden Bäume erfaßt (Vollaufnahmen). Es wurden sämtliche abgestorbenen Individuen baumklassenweise gezählt und die überlebenden einzelbaumweise über die Stammfußkoordinaten in einem kartesischen Koordinatensystem eingemessen, wobei die Pflanzreihen als Ordinatenachsen dienten. Die so jederzeit identifizierbaren Einzelbäume wurden analog zu den schwachen Baumhölzern in drei Kronenzustandsklassen eingeteilt. Daneben wurden an jedem Baum die Baumklassen nach KRAFT (1884) angesprochen. Diese Vollaufnahmen wurden 1996 in nur einer und 1997 in allen Flächen wiederholt. Eine der fünf Beobachtungsflächen ist aus Saat entstanden, so daß keine Reihen mehr zu erkennen waren. Dort wurden die überlebenden Bäume nicht mit ihren Stammfußkoordinaten eingemessen, sondern je nach Kronenzustandsklasse mit unterschiedlichen Farben versehen, so daß der Zustand des Sommers 1995 bei der Folgeaufnahme 1997 nachvollzogen werden konnte.

4.3.2 Ergebnisse

4.3.2.1 Folgeschäden in Abhängigkeit von Fraßgeschichte und Standort

ALT- UND BAUMHÖLZER. Bei der Auswahl der Beobachtungsflächen wurde auf Grundlage der flächigen Standortkartierung zu jeder Fraßfläche paarweise eine Fläche „ohne Fraß“ gleicher Altersstufe ausgewählt, die möglichst ähnliche Standortverhältnisse aufweisen sollten (vgl. Kap. 4.3.1). Eine Gegenüberstellung der Anteile der Baumstandorte zeigt jedoch, daß diese Flächen bei Berücksichtigung der Kleinstandorte oft nicht vergleichbar sind. Aus diesem Grund konnte der ursprünglich angestrebte Paarvergleich der Beobachtungsflächen nicht durchgeführt werden.

Die folgenden Ergebnisse beziehen sich auf die Stichproben-Grundgesamtheit der Eichen aller Beobachtungsflächen. Die Bäume der Beobachtungsfläche-Nr. 31 bleiben unberücksichtigt, da diese 1993 und 1994 stellenweise licht oder kahl gefressene Fläche in keine der bestehenden Fraßkategorien eingeordnet werden konnte.

Auf den Beobachtungsflächen waren nur Eichen von gravierenden Folgeschäden betroffen. Nach dem Raupenfraß 1993 und/oder 1994 sind in den befallenen Beobachtungsflächen 32% der Eichen aller Baumklassen bis 1997 abgestorben, wogegen von den übrigen Baumarten lediglich 0,4% ausfielen, die allesamt der Baumklasse 3 angehörten. Die erste große Absterbewelle war im Frühjahr 1995 unmittelbar im Anschluß an die Befallsjahre zu verzeichnen. Hierbei fielen bereits ein Drittel der bis 1997 insgesamt abgestorbenen Eichen aus. Bis zum Ende der Vegetationsperiode 1995 sind in einer zweiten Absterbewelle weitere 30% ausgefallen, so daß zu diesem Zeitpunkt schon 64% der bis 1997 abgestorbenen Eichen betroffen waren. Die dritte Absterbewelle vollzog sich mit 27% bis zum Ende der Vegetationsperiode 1996. Bis zum Abschluß der Vegetationsperiode 1997 sind weitere 9% ausgefallen. Im Hainbuchen- und Buchen-Unterstand kam es in Zusammenhang mit Schwammspinnerfraß zu keinen nennenswerten Ausfällen.

Nach umfangreichen Plausibilitätsprüfungen der Daten wurde zunächst der Einfluß der Faktoren Fraßgeschichte (FG), Baumstandort (STO), Alter (ALT), Baumklasse (BKL) und Brusthöhdurchmesser (BHD) auf die Blattverluste sowie die Mortalität von 1995, 1996 und 1997 mit Hilfe der Berechnung von bivariaten Korrelationskoeffizienten statistisch überprüft (Tab. 10). Der Blattverlust und die Mortalität wurden nur durch die Faktoren Fraßgeschichte und Baumstandort nennenswert beeinflusst ($r > 0,3$), wobei die Fraßgeschichte eine größere Wirkung (1997: $r = 0,39$ bzw. $r = 0,45$) als der Baumstandort (1997: $r = 0,35$ bzw. $r = 0,31$) hatte.

Koeffizienten (r)	FG	STO	ALT	BKL	BHD
Blattverlust 1995	0,51	0,33	0,05	0,03	-0,07*
Blattverlust 1996	0,47	0,34	0,07	0,05	-0,09*
Blattverlust 1997	0,39	0,35	0,01	0,11	-0,11*
Mortalität 1995	0,34	0,26	0,11	0,18	-0,17
Mortalität 1996	0,44	0,31	0,09	0,15	-0,14
Mortalität 1997	0,45	0,31	0,10	0,17	-0,15

Tab. 10: Koeffizienten (r) für die bivariaten Korrelationen des Blattverlustes und der Mortalität nach SPEARMAN und nach PEARSON* mit den Faktoren: Fraßgeschichte (FG), Baumstandorte (STO), Altersstufe (ALT), Baumklasse (BKL) und Brusthöhendurchmesser (BHD)
Correlation between leaf loss resp. mortality rate and the factors: defoliation (time and frequency), tree-site, age-class, tree-class and diameter breast high (D.b.h.)

Innerhalb gleicher Baumstandorte stieg die Mortalitätsrate mit zunehmendem Fraßgrad in der Reihenfolge: ohne Fraß (FG 0), einmaliger Fraß 1993 (FG 1), einmaliger Fraß 1994 (FG 2) und zweimaliger Fraß 1993 und 1994 (FG 3) (Abb. 7). Bei gleicher Fraßgeschichte traf dies auch mit zunehmenden Wassereinfluß in der Reihenfolge: „nicht vernäßt“ (STO 1), „eher vernäßt“ (STO 2), vernäßt (STO 3) und „naß“ (STO 4) zu. Dabei wirkt sich die Fraßgeschichte (mittlerer Steigerungsfaktor: 2,6) offensichtlich stärker auf die Mortalitätsrate aus als der Baumstandort (mittlerer Steigerungsfaktor: 1,6).

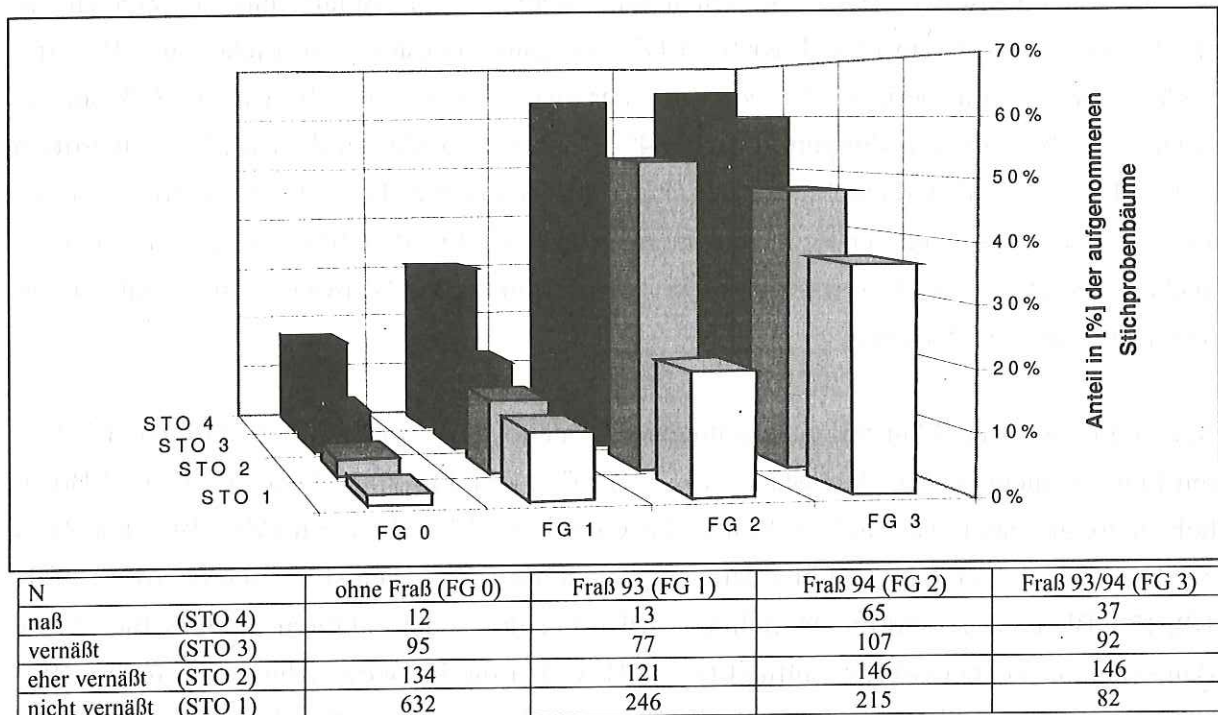


Abb. 7: Mortalität der Eichen in den Kombinationen aus Fraßgeschichte (FG 0-3) und Baumstandort (STO 1-4) von 1995 bis 1997; unterhalb der Abbildung ist die jeweilige Anzahl der aufgenommenen Stichprobenbäume wiedergegeben (insgesamt 2.220 Stichprobenbäume)
Oak mortality from 1995 until 1997 in dependence of defoliation (time and frequency) and tree-site

Die unerwartet hohen Mortalitätsraten auf den Beobachtungsflächen ohne Fraß (FG 0) sind weitgehend darauf zurückzuführen, daß viele Flächen nicht völlig unbeeinflusst waren und teilweise Lichtfraß oder zumindest leichten Fraß aufwiesen, wie sich im nachhinein herausstellte.

In Abbildung 8 sind die Absterberaten von 1995 bis 1997 über den Blattverlusten von 1995 aufgetragen. Bis zu einem Blattverlust von 40% sind die Absterberaten äußerst gering. Insbesondere zwischen den Blattverlusten von 70 und 75% steigen sie steil an und liegen ab einem Blattverlust von 75% bei über 70% der betroffenen Eichen; bei Blattverlusten von 90 und 95% hat keine der beobachteten Eichen überlebt.

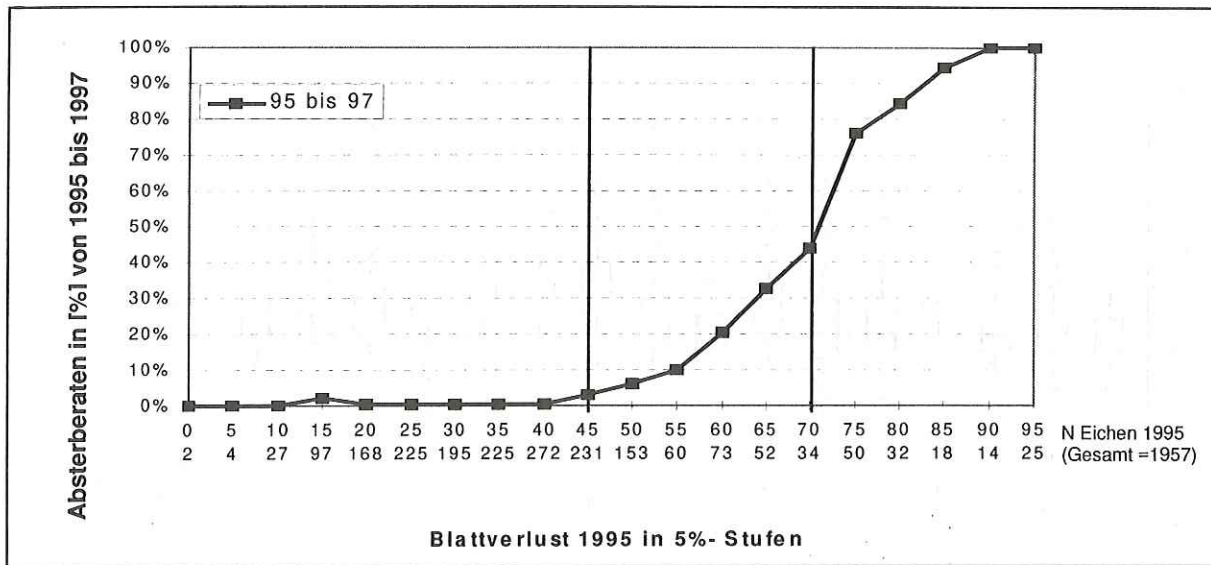


Abb. 8: Absterberate der Eichen von 1995 bis 1997 in Abhängigkeit von den Blattverlusten 1995, Anteile in [%] der aufgenommenen Stichprobenbäume; die senkrechten Linien bei Blattverlusten von 45 und 70% stellen Orientierungswerte für das Niveau der Absterberate dar.

Mortality rate of oaks from 1995 to 1997 in dependence of the leaf losses in 1995

Zur Darstellung der Blattverluste der zum jeweiligen Aufnahmezeitpunkt 1995, 1996 und 1997 noch lebenden Bäume werden für sämtliche Kombinationen der Fraßgeschichte (FG 0-3) und Baumstandorte (STO 1-4) nachfolgend Box-Plots verwendet (Abb. 9). Diese stellen den Abstand zwischen dem 25er und 75er Quartil als Box dar. Der Bereich der Box gibt den mittleren Wertebereich der Häufigkeitsverteilung an, der 50% aller erhobenen Werte enthält, wobei der Median (= 50er Perzentile) durch eine waagerechte Linie markiert ist. Die senkrechten Linien ober- und unterhalb der Box reichen bis zum kleinsten oder größten Datenwert, jedoch nicht weiter als bis zum 1,5-fachen des durch die Box definierten ober- und unterhalb des Median liegenden Wertebereichs. Die Punkte außerhalb der Linien zeigen extreme Meßgrößen an².

² x = bis zur dreifachen Größe des durch die Box definierten ober- und unterhalb des Median liegenden Wertebereichs; + = mehr als die dreifache Größe des durch die Box definierten ober- und unterhalb des Median liegenden Wertebereichs.

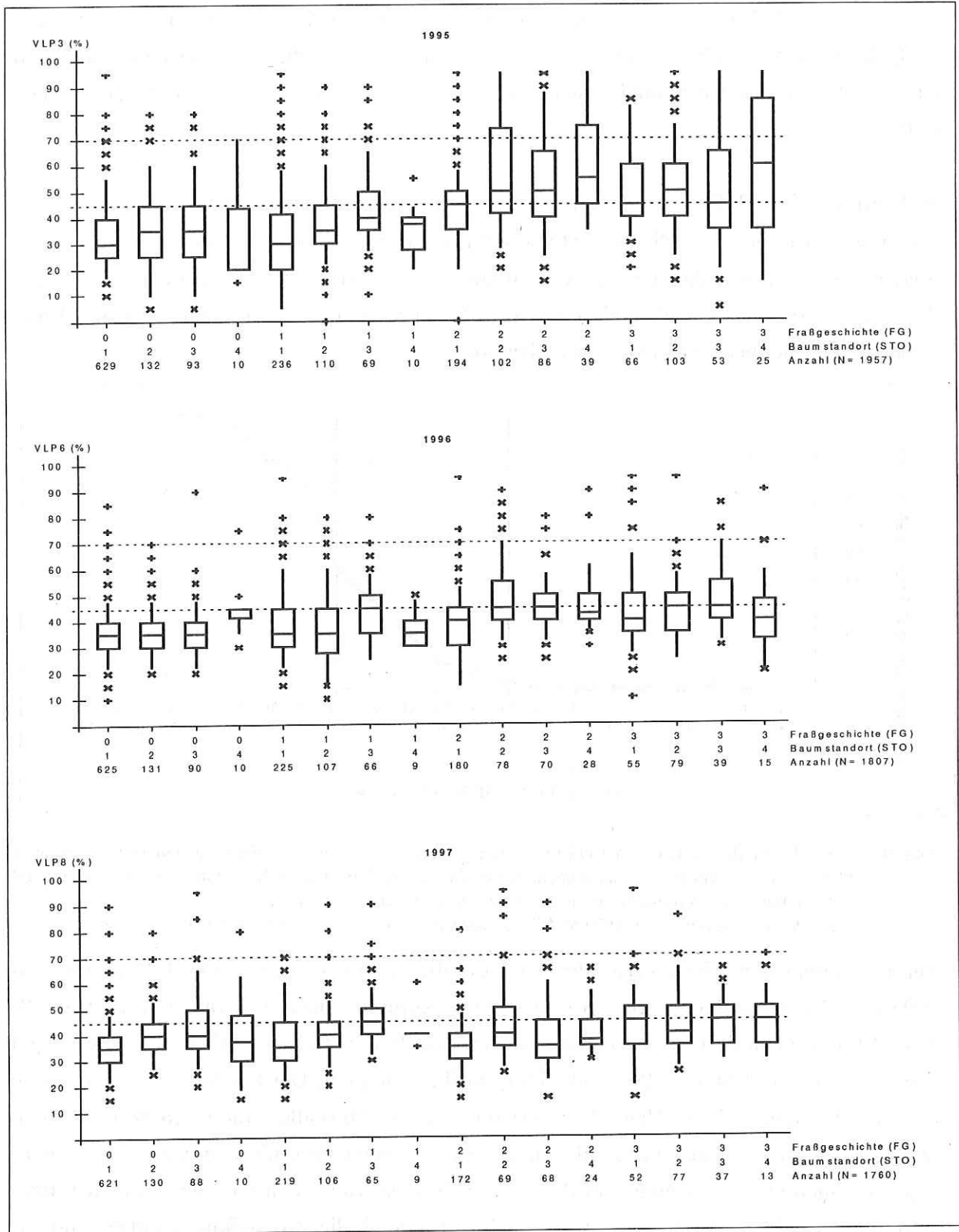


Abb. 9: Häufigkeitsverteilungen der Blattverluste (VLP) [%] als Box-Plots (siehe Text) der zum jeweiligen Aufnahmezeitpunkt 1995 (VLP3), 1996 (VLP6) und 1997 (VLP8) lebenden Eichen für sämtliche Kombinationen der Fraßgeschichte (FG 0-3) und Baumstandorte (STO 1-4)
Distribution of leaf losses (VLP) represented in box-plots of the survived oaks in 1995, 1996 and 1997 in dependence of defoliation (time and frequency) and tree-site

In die Abbildung der Box-Plots sind bei Blattverlusten von 45 und 70% jeweils waagerechte Hilfslinien gezogen. Diese Linien stellen im Anhalt an die bisherigen Ergebnisse Orientierungswerte für die Höhe der Absterberate dar (vgl. Abb. 8). Die Häufigkeitsverteilungen der Blattverlustprozente aller zum jeweiligen Aufnahmezeitpunkt 1995, 1996 und 1997 noch lebenden Bäume sind innerhalb jeder Kombination der Fraßgeschichte und des Baumstandortes eingipflig und annähernd normalverteilt.

Anhand der Box-Plots ist der Einfluß der Fraßgeschichte und des Baumstandortes auf die Häufigkeitsverteilung der Blattverluste 1995 gut zu erkennen (Abb. 9 oben). Mit zunehmendem Fraßgrad treten merklich höhere Blattverluste auf, was auch innerhalb gleicher Fraßgeschichte mit zunehmenden Wassereinfluß (Baumstandorte) zu erkennen ist. 1995 lagen die Mediane beim Fraß 94 (FG 2) und Fraß 93/94 (FG 3) bei 45% und darüber, während sich die 75er Quartilen oft über einem Blattverlust von 70% befanden. Im folgenden Jahr hat sich der Kronenzustand der überlebenden Bäume merklich verbessert (Abb. 9 Mitte). Die Unterschiede zwischen den verschiedenen Fraßgeschichten treten nicht mehr so deutlich zutage. Im Sommer 1997 lag das 75er Quartil aller Fraßgeschichten und Baumstandorte unter 50% Blattverlust (Abb. 9 unten). Das Absterberisiko der bis dahin überlebenden Eichen war somit deutlich gesunken.

In keiner der Beobachtungsflächen kam es in den Jahren 1995 bis 1997 zu einem bedeutenden Insektenfraß. Über alle Flächen gesehen lag das mittlere Fraßprozent (arithmetisches Mittel) 1995 bei 2,3%, 1996 bei 5,9% und 1997 bei 5,3%, wobei die häufigsten Beobachtungen bei 0 oder 5% lagen. Dieser geringe Insektenfraß hat in keinem Fall zum Absterben eines Baumes geführt und dürfte die sommerlichen Blattverluste (Abb. 9) nicht entscheidend beeinflusst haben (SCHRÖCK 1995 und 1996). Im Anschluß an ein Spätfrostereignis im April 1997 wurden die Wiederaustriebe der Eichen von Mehltau befallen. An 42% der Eichen war der Befall leicht, an 23% mittel und an 4% stark ausgeprägt. Dies hat die Anspracheergebnisse der sommerlichen Blattverluste sehr wahrscheinlich beeinflusst, wobei Bäume aller Fraßgeschichten und Baumstandorte gleichermaßen betroffen waren. 1995 und 1996 sind die Eichen nahezu vollständig von Mehltau verschont geblieben.

SCHWACHE BAUM- UND STANGENHÖLZER. Die im Sommer 1995 „stark geschädigten“ Eichen (Blattverluste von mehr als 70%) sind zu 93% bis 1997 abgestorben (Tab. 11). Insbesondere in zweimalig befallenen Beständen auf nassen Standorten war die überwiegende Zahl der „stark geschädigten“ Bäume schon im Herbst 1995 tot. Dagegen haben „geschädigte“ Eichen (Blattverluste zwischen 30 und 70%) den Fraß weitgehend und auf weniger nassen Standorten sowie nach einmaligen Fraß sogar ausnahmslos überlebt. Von den „kaum geschädigten“ Eichen (Blattverluste von bis zu 30%) ist bis 1997 keine abgestorben. Jedoch hat sich die über-

wiegende Zahl dieser Eichen bis 1997 um eine Kronenzustandsklasse verschlechtert. Hier war kein Zusammenhang mit außergewöhnlichem Mehltau- oder Insektenbefall zu erkennen.

1995	1997									
	KZK I		KZK II		KZK III		MORT		Gesamt	
KZK I	3	6,0%	47	94,0%	/	/	/	/	50	100%
KZK II	/	/	54	77,2%	8	11,4%	8	11,4%	70	100%
KZK III	/	/	2	3,6%	2	3,6%	51	92,8%	55	100%
N/%	3	1,7%	103	58,9%	10	5,7%	59	33,7%	175	100%

Tab. 11: Kronenzustandsklasse (KZK) und Mortalität (MORT) 1997 in Abhängigkeit von der Kronenzustandsklasse 1995 (KZK I = kaum geschädigt, KZK II = geschädigt, KZK III = stark geschädigt, vgl. Kap. 4.3.1); Anzahl der Eichen (N) und relativer Anteil [%]
Crown condition class and mortality rate in dependence of the crown condition class 1995; number of oaks and percentage

DICKUNGEN. In den Beobachtungsflächen lagen die schwammspinnerbedingten Absterberaten von 1995 bis 1997 zwischen 58 und 79%. Die weit überwiegende Anzahl der Eichen ist im ersten Jahr nach der Schwammspinner-Kalamität abgestorben (Abb. 10). 1996 und 1997 waren von der Mortalität hauptsächlich Eichen betroffen, die bereits 1995 starke Schäden aufwiesen. Im Jahr 1995 „kaum geschädigte“ Bäume (Blattverluste bis zu 30%) sind bis 1997 im Durchschnitt zu weniger als 1%, „geschädigte“ (Blattverluste von 30% bis 70%) zu 4% und „stark geschädigte“ (Blattverluste von mehr als 70%) Eichen zu 40% abgestorben. Die Absterberate der „stark geschädigten“ Eichen ist 1997 gegenüber 1996 erheblich gesunken. Während bis 1996 noch 34% der 1995 „stark geschädigten“ Eichen abgestorben sind, lag zwischen 1996 und 1997 nur noch eine Absterberate von 6% vor.

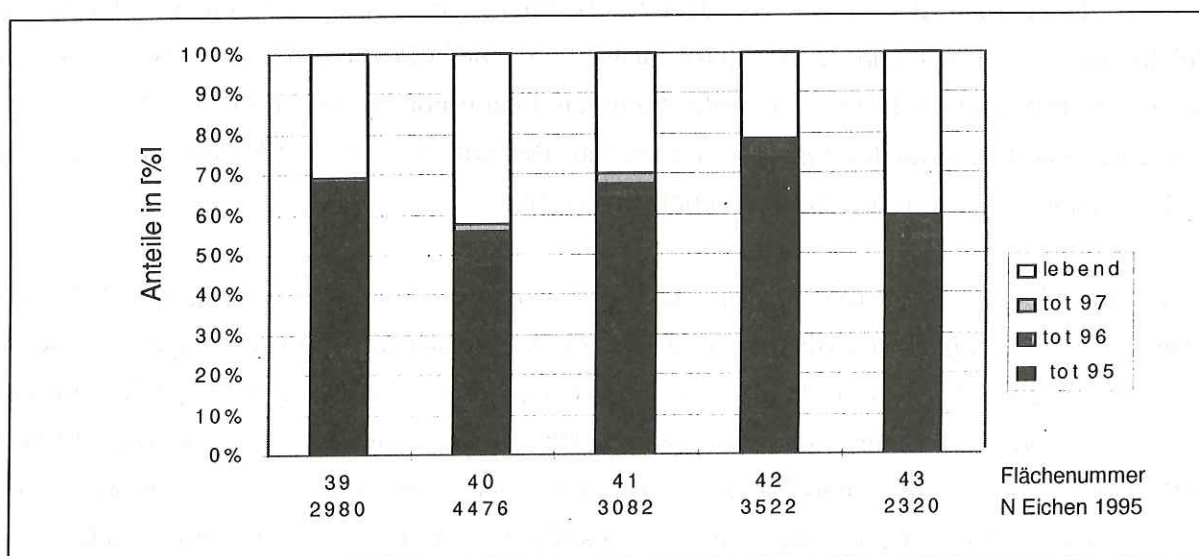


Abb. 10: Anteile der 1995, 1996 und 1997 in Dickungen schwammspinnerbedingt abgestorbenen und der bis 1997 überlebenden Eichen für alle Beobachtungsflächen [%] (die Werte von 1996 beruhen in den Flächen-Nr. 40 bis 43 auf einer stichprobenweisen Erhebung)
Mortality 1995, 1996, 1997 and until 1997 survived oaks in seriously damaged thickets

4.3.2.2 Folgeschäden und soziale Stellung

In der Gesamtbilanz der Alt- und Baumhölzer ist die Mortalität mit abnehmender sozialer Stellung stetig angewachsen (Abb. 11). Allerdings sind insbesondere bei den Fraßgeschichten Fraß 94 und Fraß 93/94 auch Eichen mit vorherrschender und herrschender sozialer Stellung (Baumklassen 1 und 2) zu verhältnismäßig hohen Anteilen von bis zu 43% abgestorben. Ohne Fraß sind nahezu nur Eichen der Baumklasse 4 (beherrschte) ausgefallen.

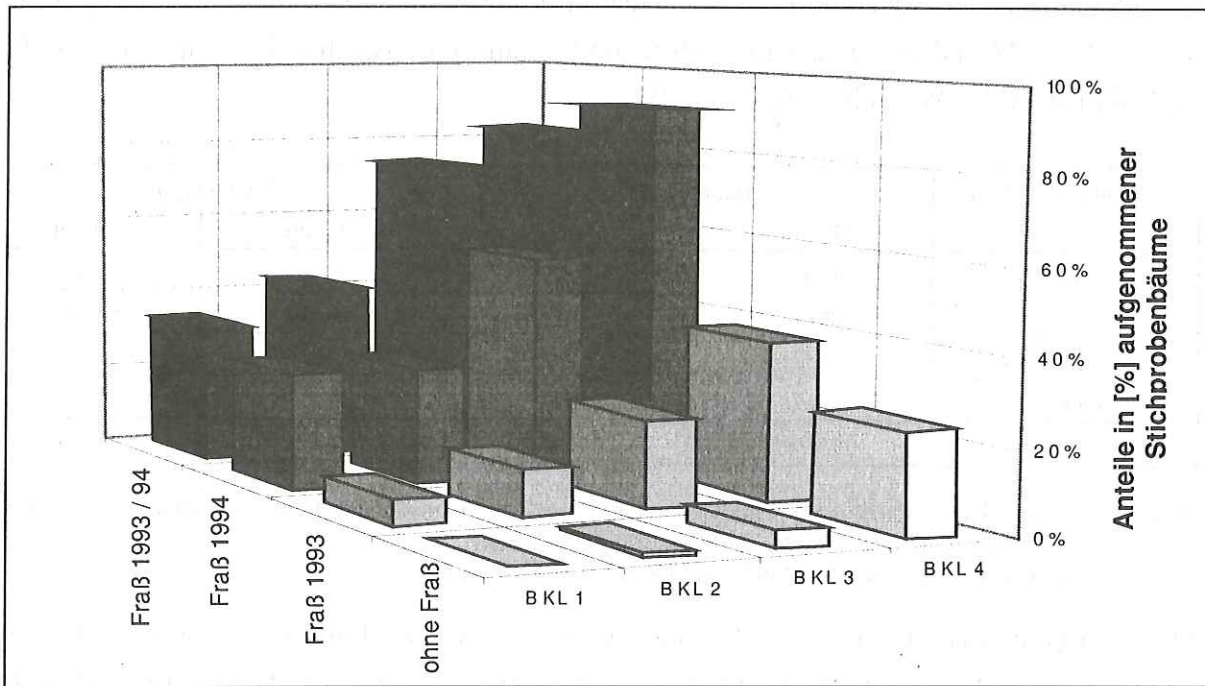


Abb. 11: Mortalität der Eichen von 1995 bis 1997 bei unterschiedlichen Baumklassen nach Kraft (BKL), getrennt nach den Fraßgeschichten
Mortality 1995-1997 in dependence of tree-classes within a certain time and frequency of defoliation

Auch in den stark geschädigten Beobachtungsflächen im Dickungsalter stieg die Mortalität mit abnehmender sozialer Stellung an. Eichen der Baumklasse 1 hatten eine weitaus geringere Absterberate als Eichen der Baumklassen 2 und 3. Trotzdem sind immerhin 38% der vorherrschenden (BKL 1) und 62% der herrschenden (BKL 2) Eichen abgestorben (Tab. 12).

Baumklassen	Fläche 39	Fläche 40	Fläche 41	Fläche 42	Gesamt	N
1	42%	31%	40%	44%	38%	287
2	68%	49%	71%	76%	62%	1.227
3	80%	71%	76%	89%	76%	1.160
Gesamt	70%	58%	70%	79%	/	2.674
N	745	1.119	493	317	2.674	/

Tab. 12: Mortalität der Eichen in stark geschädigten Dickungen von 1995 bis 1997 bei unterschiedlichen Baumklassen
Mortality of oaks in seriously damaged thickets 1995-1997 in dependence of tree-classes

4.4 Symptomanalyse

4.4.1 Material und Methode

Um Hinweise auf die Beteiligung von Insekten und Pilzen beim Absterben der Eichen zu erhalten, wurden in Baumhölzern sowie in Dickungen an auf den Beobachtungsflächen (Kap. 4.4.1) aktuell abgestorbenen und stark geschädigten (Blattverluste von 70 bis 95%) Eichen Symptomanalysen durchgeführt. Diese fanden im Frühsommer 1995, im Winter 1995/96, im Winter 1996/97 und im Spätsommer 1997 am Stamm und zusätzlich bei den ersten beiden Aufnahmen an den Wurzeln statt (Tab. 13).

Anzahl der Eichen N	Baumhölzer		Dickungen	
	Stamm	Wurzel	Stamm	Wurzel
Frühsommer 1995	14 (7)	3 (2)	5 (3)	5 (3)
Winter 1995/96	58 (32)	22 (17)	18 (3)	18 (3)
Winter 1996/97	9 (2)	/	12 (1)	/
Spätsommer 1997	40 (0)	/	/	/
Gesamt	121 (41)	25 (19)	34 (7)	23 (6)

Tab. 13: Anzahl der bei der Symptomanalyse von 1995 bis 1997 untersuchten Eichen (in Klammern steht jeweils die anteilige Anzahl der stark geschädigten Eichen)
Analysis of symptoms 1995-1997: number of investigated oaks

Die Symptomanalysen am Stamm erfolgten im Anhalt an ein von HARTMANN entwickeltes Aufnahmeverfahren (HARTMANN et al. 1989, HARTMANN & BLANK 1992). Bei der Ansprache am stehenden Stamm wurde in Hüfthöhe ein etwa dreißig Zentimeter breiter Ringschichtweise von der Rinde befreit. Danach wurden die Eichen gefällt und der Stamm für eine Liegendansprache bis zum Kronenansatz je nach Länge in drei bis vier Sektionen gleicher relativer Länge eingeteilt und die gesamte Borke sowie der Bast des Stammes und der Starkäste rundum schichtweise abgeschält. Das Verfahren der Liegendansprache wurde im Winter 1996/97 modifiziert, indem sektionsweise nur noch etwa 30 x 50 cm große Rindenfenster auf der Nord- und Südseite der Stämme angelegt wurden. Im Spätsommer 1997 wurde auf die Liegendansprache verzichtet. Die Symptomanalyse am Stamm umfaßte die himmelsrichtungsbezogene Ansprache des Bastzustandes, der Larvenfraßspuren von Eichenprachtkäfern (*Agrilus spec.*) unter Berücksichtigung der Gangdichte und deren Ausrichtung (horizontal ringsum den Stamm verlaufende oder plätzwweise auftretende, zickzackförmige Gänge) (WACHTENDORF 1955, SCHÖNHERR 1974), von Bohrlöchern und gegebenenfalls weiterer Auffälligkeiten. Die Gangdichte der Prachtkäferlarven wurde in Abständen von einem Meter anhand der Anzahl der Larvenfraßgänge bezogen auf 10 cm Länge ermittelt und in drei Intensitätsstufen eingeteilt: Stufe 1 mit 1-5, Stufe 2 mit 6-10 und Stufe 3 mit mehr als 10 Gängen. Plätzwweiser Befall wurde der Intensitätsstufe 1 zugeordnet. Die Häufigkeit vorhandener Bohrlöcher wurde eingeschätzt und anhand ihrer Form und Durchmesser nach Möglichkeit

den Gruppen holzbrütender Insekten: Borkenkäfer [*Scolytidae*], Bockkäfer [*Cerambycidae*] und Holzwespen [*Siricidae*] zugeordnet (SCHWERDTFEGGER 1981, BRAUNS 1991, BENSE & SCHOTT 1995, KRAUS 1998). Zur Symptomanalyse an den Wurzeln wurde der Wurzelraum nach einer Methode von DELATOUR (zit. n. HETT 1989) bis in eine Tiefe von ca. 30 cm im Radius von etwa 1 m um den Stammfuß freigelegt und die Rinde der Hauptwurzeln schichtweise abgeschält, um nach weiteren Schadsymptomen, insbesondere nach Mycellappen oder Rhizomorphen des Hallimasch (*Armillaria spec.*) (NIERHAUS-WUNDERWALD 1994) zu suchen.

4.4.2 Ergebnisse

Die ersten orientierenden Symptomanalysen im Frühsommer 1995 wiesen in allen Altersstufen auf ein sehr rasches Absterben der Eichen hin (vgl. auch BLOCK et al. 1995). Die Kronen der abgestorbenen und stark geschädigten Bäume zeigten oft noch einen dichten Feinreisigbesatz. Gleichzeitig besaß die überwiegende Anzahl der abgestorbenen Eichen noch einen grünen Bast. In Baumhölzern waren zwei Drittel der stark geschädigten und abgestorbenen Eichen vom Prachtkäfer (*Agrilus spec.*) befallen, allerdings nur mit jungen, plätzeweisen Fraßspuren im grünen Bast. Dieser Befall ist als Folge der Schwächung der Eichen durch den Schwammspinnerfraß anzusehen und kommt als unmittelbare Absterbeursache nicht in Betracht. In Dickungen wurden kaum Anzeichen eines Prachtkäferbefalls gefunden. Drei etwa 50-jährige Eichen unterschiedlicher Vitalität (Blattverluste von 30, 80 und 100%) wurden zur Beurteilung des Wurzelsystems umgezogen. Alle wiesen gut ausgebildete, bis 1,30 m tief reichende Wurzelsysteme ohne erkennbare Schädigungen an den Haupt- und Nebenwurzeln auf.

Bei den Symptomanalysen ab Winter 1995/96 wiesen die abgestorbenen Eichen meist einen bereits vollständig nekrotischen Bast auf. An fast allen Stämmen hatte sich die Rinde abgelöst und fiel bei mechanischer Einwirkung vom Stamm ab. Die überwiegende Zahl der stark geschädigten Eichen hatte einen weitgehend grünen oder teilnekrotischen Bast. Die nekrotischen Bereiche haben sich mit zunehmenden Blattverlust von der Krone beginnend abwärts bis zum Stammfuß ausgebreitet. An Baumhölzern war zu beobachten, daß die Nekrosen am Stamm meist mit dem Auftreten von Larvengängen des Prachtkäfers verbunden waren. Nach HARTMANN & BLANK (1992) werden Nekrosen durch den Larvenfraß der Eichenprachtkäfer (*Agrilus spec.*) in Verbindung mit schwach parasitischen Pilzen verursacht.

EICHENPRACHTKÄFER. Nahezu 90% der von 1995 bis 1997 untersuchten Baumhölzer waren deutlich von Larvenfraßspuren der Eichenprachtkäfer gezeichnet, die auf der Rinde selten von Schleimflußflecken begleitet wurden (Tab. 14). In begleitenden Eklektoruntersuchungen schlüpfen aus Holzproben des Stammbereichs von Baumhölzern vorwiegend *Agrilus bigut-*

tatus (F.) (Zweifleckiger Eichenprachtkäfer) und aus Holzproben des Kronenansatzes und stärkerer Äste (Astderbholz: >7 cm Durchmesser) *Agrilus sulcicollis* LAC. (vgl. BRECHTEL & ZWECKER 1999 in diesem Heft).

Eichenprachtkäferbefall in Baumhölzern	Σ		abgestorben						stark geschädigt			
	1995-97		1995		1996		1997		1995		1996	
	N	%	n	%	N	%	N	%	N	%	N	%
Stufe 1	46	43	11	42	5	72	13	32	16	50	1	50
Stufe 2	26	24	9	35	1	14	7	18	8	25	1	50
Stufe 3	22	21	4	15	0	0	13	32	5	16	0	0
Σ Stufe 1-3	94	88	24	92	6	86	33	82	29	91	2	100
ohne Befall	9	8	1	4	1	14	4	10	3	9	0	0
nicht feststellbar	4	4	1	4	0	0	3	8	0	0	0	0
N	107	100	26	100	7	100	40	100	32	100	2	100

Tab. 14: Eichenprachtkäferbefall (*Agrilus spec.*) am Stamm und Kronenansatz an in der Vegetationsperiode 1995, 1996 und 1997 abgestorbenen und stark geschädigten (Blattverluste von 70 bis 95%) Eichen im Baumholzalter (Intensitätsstufe 1: 1-5 Larvengänge bezogen auf 10 cm Länge und plätzeweiser Befall, Stufe 2: 6-10 und Stufe 3: >10; angegeben ist jeweils die mittlere Intensität über den gesamten Stamm und Kronenansatz)(siehe Text)

Oak borer (Agrilus spec.) infestation at the stem and crown base of dead and seriously damaged (leaf loss 70-95%) oaks in the vegetation period of 1995, 1996 and 1997 (intensity class 1: 1-5 larval mines/10 cm and spot mines, intensity class 2: 6-10 and intensity class 3: >10; average intensity)

Sowohl bei den abgestorbenen als auch stark geschädigten Eichen überwog der Befall in der Intensitätsstufe 1. Die Fraßspuren an abgestorbenen Bäumen verliefen in nekrotischen Bereichen horizontal und senkrecht zur Faserrichtung, meist spiralg um den Stamm (Ringelgänge). Demgegenüber waren die Fraßspuren bei stark geschädigten Eichen in noch grünem Bastbereich meist plätzeweise und zickzackförmig ausgeprägt. Da die Larvengänge meist über den gesamten Stamm in unterschiedlicher Dichte und mit verschiedenen Gangdurchmessern vorgekommen sind, lassen sich anhand der Fraßspuren keine Aussagen über den Ort des Beginns und den Fortschritt des Befalls treffen. Ebenso wenig konnte eine Häufung in bestimmten Himmelsrichtungen festgestellt werden. Vereinzelt wurden auch an Wurzelanläufen und im Starkastbereich Fraßgänge gefunden. Zahlreiche Prachtkäferlarven waren im Winter 1995/96 bereits in ihrer Puppenwiege anzutreffen, die in der Borke liegt. Bäume, die aus stark geschädigten Bereichen stammten, wiesen weit häufiger Prachtkäferbefall der Intensitätsstufe 2 und 3 auf (43%), als Bäume aus Flächen mit geringen Schäden (18%). Zwischen unterstandsreichen und unterstandsarmen Schadflächen wurde kein Unterschied im Ausmaß des Prachtkäferbefalls festgestellt.

In Dickungen wiesen nur wenige abgestorbene Bäume Anzeichen eines Prachtkäferbefalls auf. An einigen Eichen war einzelfallweise junger, plätzeweiser Eichenprachtkäferbefall festzustellen, der zum Teil von Schleimflußflecken auf der Rinde begleitet war. Dieser Befall wurde nur in unteren Stammbereichen und an den Wurzelanläufen vorgefunden, während in

schwächeren Durchmesserbereichen unter etwa 12 cm mit Rinde keine Larvengänge des Prachtkäfers vorgekommen sind. Bei den Eklektoruntersuchungen wurden im Material aus dem Stamm und Kronenansatz der Dickungseichen lediglich zwei Exemplare des *Agrilus sulcicollis* LAC. festgestellt (vgl. BRECHTEL & ZWECKER 1999 in diesem Heft).

HOLZBRÜTER. Im Winter 1995/96 waren bei mehr als zwei Drittel der abgestorbenen Eichen in Baumhölzern zahlreiche Larvengänge und Ausbohrlöcher von holzbrütenden Insekten zu erkennen. Auch an etwa einem Drittel der stark geschädigten Eichen wurden bereits Spuren holzbrütender Insekten festgestellt, die überwiegend von Borkenkäfern stammten und meistens in Bereichen nekrotischen Bastes vorkamen. Demgegenüber konnten bei den Aufnahmen im Winter 1996/97 und im Spätsommer 1997 nur einzelne Anzeichen holzbrütender Borkenkäfer oder Holzwespen gefunden werden, wobei zu beachten ist, daß hier die Ansprache nur in Rindenfenstern vorgenommen wurde. Dagegen waren Bockkäferlarven und ihre Fraßspuren häufiger anzutreffen.

In Dickungen wurden an nahezu allen abgestorbenen Eichen zahlreiche Bockkäferlarven und vereinzelt Einbohrlöcher von holzbrütenden Borkenkäfern vorgefunden.

Aus Holzproben abgestorbener und geschädigter Eichen schlüpften äußerst zahlreich hauptsächlich die holzbrütenden und ambrosiazüchtenden Borkenkäfer *Xyleborus monographus* (F.) (Kleiner schwarzer Nutzholzborkenkäfer, „Kleiner schwarzer Wurm,“) sowie *Xyleborus peregrinus* EGG. (vgl. BRECHTEL & ZWECKER 1999 in diesem Heft). Von Borkenkäferbefall war auch Kronenmaterial ab einer Aststärke von etwa 7 cm betroffen (Astderbholz).

HALLIMASCH. Im Frühsommer 1995 war in mittelalten und älteren Beständen kein nennenswerter Hallimaschbefall festzustellen. Demgegenüber wiesen im Winter 1995/96 alle abgestorbenen Baumhölzer bei den Wurzeluntersuchungen sehr hohe Anteile von nekrotischem Bast auf und nahezu jede dieser Eichen war gleichzeitig vom Hallimasch befallen, der teilweise bis in den unteren Stammbereich hineinreichte. Auch etwa die Hälfte der stark geschädigten Eichen zeigte einen bereits nekrotischen Wurzelbast und war vom Hallimasch befallen. Fast alle dieser Eichen wiesen am Stamm deutliche Fraßspuren des Eichenprachtkäfers auf. Auch in den Folgeaufnahmen im Winter 1996/97 und Spätsommer 1997 waren etwa zwei Drittel der am Stamm untersuchten, abgestorbenen Baumhölzer deutlich vom Hallimasch befallen, während er an geschädigten Eichen weniger oft beobachtet wurde.

In den von hohen Ausfällen betroffenen Dickungen wurde an den Wurzelanläufen und den unteren Stammpartien der abgestorbenen Bäume bereits im Frühsommer 1995 häufig frisches Hallimaschmyzel gefunden. Bäume mit noch weitgehend intakten Kronen waren befallsfrei. Im Winter 1995/96 war der Wurzelbast abgestorbener Bäume vollkommen nekrotisch und fast alle Wurzeln vom Hallimasch befallen. Dabei erreichte das weiße Mycel Höhen von bis

zu 1,3 m. Auch im Winter 1996/97 war der Hallimaschbefall in Stammhöhen von bis zu 2,5 m sehr ausgeprägt, wobei teilweise schon Rindenrhizomorphen vorgefunden wurden.

RINDENPILZE. Im Kronenbereich absterbender Eichen verschiedener Altersstufen zeigten sich im Frühsommer 1995 schon frühzeitig ausgedehnte hellbraune, durch Pilze verursachte Rindennekrosen. In Kronen jüngerer Eichen wurden an toter Rinde vorwiegend die Fruchtkörper des Ascomyceten *Botryosphaeria quercuum* (SCHW.) SACC. gefunden. In geringerem Umfang wurde *Phomopsis quercina* (SACC.) v. HÖHN, *Phomopsis quercella* (SACC. ET ROUM.) DIED. und *Fusicoccum quercus* OUDEM. festgestellt. Diese, wie auch andere an der Rinde geschädigter Eichen nachgewiesenen Pilze (HARTMANN et al. 1989, KEHR & WULF 1993), gehören zur natürlichen, zum Teil endophytischen Pilzflora der Eichen und tragen nach deren Schwächung als schwache Sekundärparasiten zum Absterben bei (BLOCK et al. 1995). Auf der Rinde abgestorbener Untersuchungsbäume im Baumholzalter waren auch im Winter 1995/96 zahlreiche Pilze zu finden³: *Peniophora quercina* FR. COOKE, *Phlebia radiata* FR., *Plicaturopsis crispa* REID., *Bjerkandera adusta* WILLD. EX FR. KARST., *Tremella mesenterica* RETZ. EX. HOOKER, *Vuilleminia comedens* PERS. EX. FR. MAIRE, *Bulgaria inquinans* FR., *Cytospora intermedia* SACC., *Coryneum umbonatum* NEES und *Pezicula cinnamomea* DC. SACC.. Auch an etwa zwei Drittel der abgestorbenen Dickungseichen wurden in der Krone sowie am Kronenansatz saprophytische oder schwach parasitische Pilze wie *Tremella mesenterica* RETZ. EX. HOOKER, *Peniophora quercina* (FR.) COOKE und *Vuilleminia comedens* PERS. EX. FR. angetroffen.

5 Diskussion

5.1 Ursachen des Eichensterbens nach der Schwammspinner-Kalamität 1993 und 1994 im Bienwald

Die in Rheinland-Pfalz vom Schwammspinner befallenen Eichenbestände zeigten in der Folge sehr unterschiedliche Reaktionen. Dabei spielten die standörtlichen Rahmenbedingungen und die Fraßgeschichte sowie Begleitfaktoren, wie die Wetterverhältnisse, der Eichenmehltau (*Microsphaera alphitoides* GRIF. & MAUBL.) und der Eichenprachtkäfer (*Agrilus* spec.) entscheidende Rollen.

Infolge der Schwammspinner-Kalamität entstanden in Eichenbeständen des Bienwaldes auf 550 ha erhebliche Folgeschäden. In Abhängigkeit vom **Standort** wurden beachtliche Schadensunterschiede festgestellt. Innerhalb des Bienwaldes traten gravierende Schäden nur

³ Die Bestimmung der Pilze erfolgte an der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg.

auf grund- und stauwasserbeeinflussten Standorten auf. 1994 einmalig befallene Eichen auf „nassen“ Baumstandorten zeigten sogar eine höhere Absterberate als zweimalig befallene Eichen auf „nicht vernässten“ Baumstandorten. Sowohl der Verschnitt der Standorts- mit der Schadenskarte, als auch die einzelbaumweise Standortsansprache auf den Beobachtungsflächen zeigte auf den grund- und stauwasserbestimmten, hydromorphen Standorten bei zunehmendem Wassereinfluß in allen Fraßgeschichten einen deutlich erkennbaren Anstieg des Schadausmaßes. Demgegenüber waren auf den terrestrischen Standorten im Bienwald kaum Folgeschäden zu beobachten.

Auch in anderen Untersuchungen zeigte sich eine ausgeprägte Abhängigkeit der Folgeschäden vom Wasserhaushalt der Standorte. So stellten NAGELEISEN et al. (1996) im benachbarten Hagenauer Forst ebenso eine Konzentration der Folgeschäden auf hydromorphen Standorten fest. Auch NIKODEM (1913) hat in Zusammenhang mit einem Eichensterben in Folge einer Schwammspinner-Kalamität in Jugoslawien beobachtet, daß „am meisten die Orte mit von Haus aus ungünstigeren Standortverhältnissen, besonders stagnierender Nässe“ gelitten haben. Mehrere Autoren berichten von besonderen Schäden nach Kahlfraß laubfressender Insekten auf zur Vernässung neigenden, wechselfeuchten und schweren Böden mit hoher Bindigkeit (bspw. VARGA 1987, GORGESCU et al. 1945 zit. n. DONITÀ et al. 1993, OOSTERBAAN 1990, WEZEL 1998).

Demnach sind Eichen auf hydromorphen Standorten bei Schwammspinner-Kalamitäten besonders gefährdet.

Auf den terrestrischen Standorten der rheinland-pfälzischen Nieder- und Überführungswälder an der Mosel, Saar, Nahe, am Mittelrhein und an der Lahn sowie in der Nordpfalz wurden, von wenigen Ausnahmen abgesehen, selbst nach mehrmaligem Fraß keine bedeutenden Folgeschäden beobachtet. In einigen dieser Befallsgebiete kam es auch zuvor schon mehrfach zu Schwammspinnergradationen (DELB 1999 in diesem Heft), ohne daß daraus gravierende Folgeschäden entstanden sind.

In Baden-Württemberg wurde die Erfahrung gemacht, daß auf terrestrischen Standorten im Wuchsgebiet Neckarland auf Lehm- und Sandböden mittleren Wasserhaushaltes selbst zweimaliger Kahlfraß überstanden werden konnte (WEZEL 1998). Auch in Niederösterreich wurden in grundwasserfernen Eichenwäldern keine direkten Folgeschäden dokumentiert (schriftl. Mitt. SCHOPF 1997). WERMELINGER (1993) schätzt die Folgen für Kastanienniederwälder in südexponierten, trockenen Hanglagen im Tessin als eher geringfügig ein. Demgegenüber sind in Eichenwäldern Mittel- und Unterfrankens auch auf terrestrischen, wechselfeuchten und feinkornreichen Böden (mündl. Mitt. SCHMIDT 1998) nach Schwammspinnerfraß gravierende Folgeschäden entstanden, die durch einen zusätzlichen Eichenwicklerfraß erheblich verstärkt wurden (SCHWENKE 1983, LOBINGER & SKATULLA 1996). WEZEL (1998) schließt nicht aus, daß ein mit dem Schwammspinnerfraß im gleichen Jahr kombinierter oder chronischer Blatt-

fraß durch andere Schmetterlingsraupen eine schadverstärkende Wirkung hat. Unter diesen Umständen können auch auf terrestrischen Standorten Folgeschäden entstehen.

Die Frage, ob Stiel- und Traubeneichen (*Quercus robur* L. und *Quercus petraea* [MATT.] LIEBL.) gegenüber Schwammspinnerfraß gleichermaßen empfindlich reagieren, ist eng mit dem Einfluß des Standortes verbunden (SEEMANN 1996a). Während in den ungeschädigten Beständen der rheinland-pfälzischen Nieder- und Überführungswälder auf terrestrischen Standorten vorwiegend Traubeneichen vorkommen, stocken im grund- und stauwasserbeeinflussten Bienwald nach den bisherigen Erkenntnissen sowohl in ungeschädigten als auch geschädigten Bereichen hauptsächlich Stieleichen. Das Ergebnis einer Artenuntersuchung an überlebenden Eichen in einer im Bienwald unterschiedlich geschädigten Dichtung hat ergeben, daß es sich allem Anschein nach sowohl bei den überlebenden als auch bei den abgestorbenen Bäumen hauptsächlich um Stieleichen handelte (BALCAR 1998). Deshalb ist nicht davon auszugehen, daß Schadensunterschiede in diesem Bestand aufgrund verschiedener Eichenarten entstanden sind. Allerdings kann aus den Ergebnissen neuerer Untersuchungen zur Artenreinheit von Eichenbeständen im Bienwald interpretiert werden, daß in Stieleichenbeständen auch Traubeneichen vorkommen können (mündl. Mitt. BALCAR 1998⁴). Inwiefern die abgestorbenen Eichen vorwiegend einer dieser Arten zuzuordnen waren, wurde nicht untersucht. Für die Artenunterscheidung anhand morphologischer Merkmale (SPETHMANN 1985) fehlten die eindeutig den abgestorbenen Eichen zuzuordnenden Blätter und Fruchtstände.

Es liegen keine Anhaltspunkte vor, die darauf schließen lassen, daß die beiden Eichenarten eine unterschiedliche Schadensdisposition aufweisen. Die im Vergleich zu Traubeneichen größeren Schäden in Stieleichenbeständen beruhen offensichtlich eher auf der standörtlich unterschiedlichen Verbreitung beider Arten. Auch WEZEL (1998) folgert, daß der höhere Anteil geschädigter Stieleichen darauf zurückzuführen ist, daß diese Eichenart überwiegend auf den zur Vernässung neigenden Standorten zu finden ist. Er stellte allerdings zweifelsfrei fest, daß in Baden-Württemberg auch Traubeneichen abgestorben sind.

Neben dem Standort hatte im Bienwald die **Fraßgeschichte** den größten Einfluß auf die Absterberate der Eichen. Das Schadausmaß war nach zweimaligem Schwammspinnerfraß 1993 und 1994 deutlich höher als nach einmaligem Befall (Abb. 12). Auf die steigende Absterbegefahr für Laubbäume nach mehrmaligem Fraß hat unter anderen bereits LANGHOFFER (1926) hingewiesen. Allerdings sind im Bienwald auch schon nach einmaligem Fraß zahlreiche Eichen abgestorben. Ebenso berichtet SCHEDL (1936), daß es unter Beteiligung von ande-

⁴ Laufende Untersuchungen der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Abteilung Forstliche Ökologie und Forstpflanzenerzeugung.

ren Schadfaktoren wie Eichenmehltau oder vorhergehendem Eichenwicklerfraß schon nach einmaligem Fraß zu erheblichen Folgeschäden kommen kann.

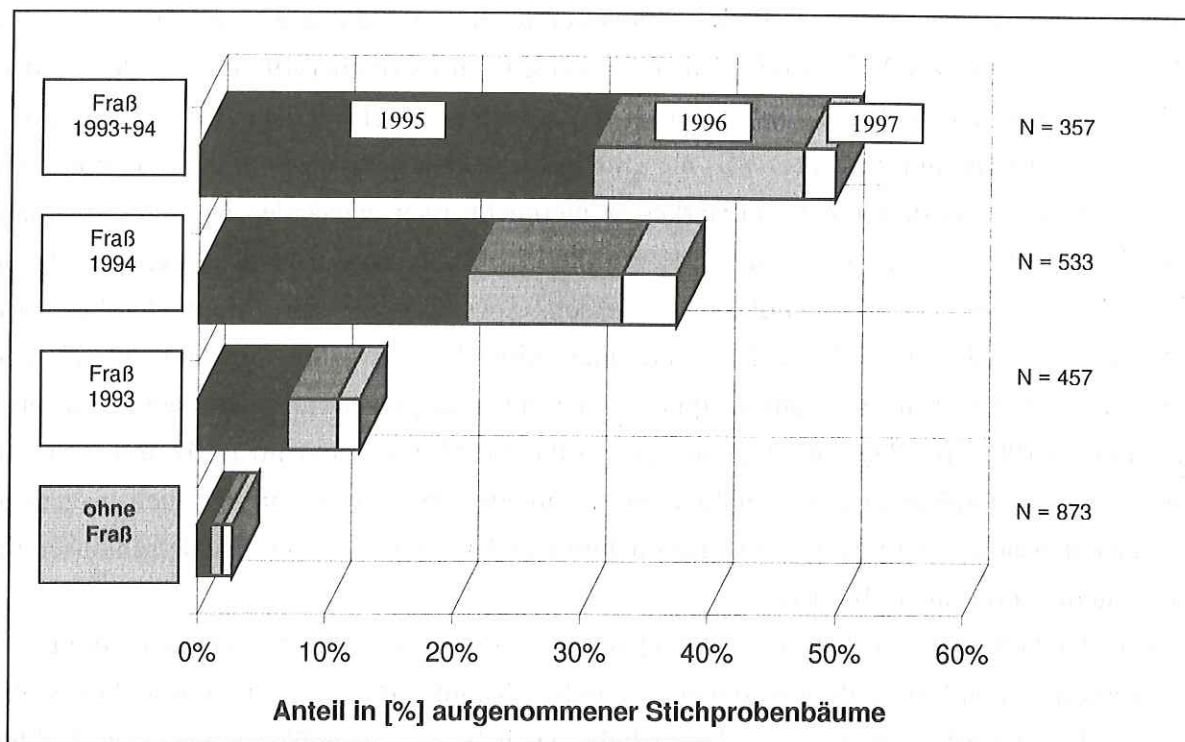


Abb. 12: Mortalität 1995, 1996 und 1997 bei unterschiedlichen Fraßgeschichten (Fraß = überwiegend Kahlfraß)
Mortality 1995, 1996 and 1997 at areas with different frequencies of defoliation

Auch die Intensität des Fraßes (Licht- oder Kahlfraß) spielte eine bedeutende Rolle. Der einmalige Kahlfraß 1993 richtete etwa den doppelten und 1994 etwa den sechsfachen Schaden an als der einmalige Lichtfraß. WEZEL (1998) stellte ebenso fest, daß der Kahlfraß bedeutungsvoller war als der Lichtfraß. Aus den USA liegen Hinweise vor, daß auch der Zeitpunkt des Fraßes innerhalb der Vegetationsperiode für die Folgeschäden eine Rolle spielen kann. Später befallene Bäume wiesen geringere Schäden als früher befallene auf (WARGO 1981). Auch für den Bienwald ist davon auszugehen, daß die bereits zu Beginn befallenen Eichen in Zusammenhang mit dem nachfolgenden Eichenmehltaubefall über die gesamte Vegetationsperiode eine kaum funktionsfähige Belaubung hatten, während später befallene Eichen noch bis zum Zeitpunkt der Entlaubung assimilieren und transpirieren konnten. Demnach wären Eichenbestände, die trotz Behandlung bei nachlassender Wirkung des Pflanzenschutzmittels hinterher von einwandernden Raupenfronten befallen werden, weniger gefährdet. Jedoch liegen hierfür aus dem Bienwald bisher keine eindeutigen Belege vor, so daß zur Klärung dieser Frage weitere Untersuchungen notwendig sind.

Der einmalige Fraß 1994 hinterließ gegenüber dem einmaligen Fraß 1993 weit stärkere Folgeschäden (Abb. 12). Dieser deutliche Schadensunterschied hatte vermutlich in den unter-

schiedlichen **Wetterverhältnissen** seine Ursache. 1994 führten ungewöhnlich hohe Winterniederschläge aus dem Dezember des Vorjahres und ausgiebige Frühjahrsniederschläge sowie sommerliche Starkregenfälle zu einer vergleichsweise hohen Wassersättigung der im Bienwald ohnehin zur Vernässung neigenden Böden. Im Dezember 1993 lagen die Niederschläge an der Station Kandel des Deutschen Wetterdienstes (DWD) bei 294% und an der Station Wörth/Maximiliansau (DWD) bei 280% des langjährigen Dezemberrmittels von 1951 bis 1980, so daß in dieser Zeit ein starkes Winterhochwasser entstanden ist. Auch im März und April 1994 wurden an der Station Karlsruhe im Vergleich zum langjährigen Mittel von 1961 bis 1990 überdurchschnittliche Niederschlagswerte gemessen (März: 133%, April 149%). Die Niederschlagsdaten der Waldklimastation Aschbach⁵ im Forstamt Schaidt von 1993 und 1994 zeigen, daß zum Zeitpunkt der schwammspinner- und mehлтаuverursachten Entlaubung 1994 am 08.06. mit 22,5 mm, am 27.06. mit 44,2 mm und am 14.07. mit 38,6 mm ausgeprägte Starkniederschläge gefallen sind. Demgegenüber wurden in der auch insgesamt niederschlagsärmeren Entlaubungsphase im Juni und Juli 1993 derartige Niederschlagsereignisse nicht beobachtet (Abb. 13).

Neben der hohen Wassersättigung war gleichzeitig die Transpiration und Interzeption der Eichenbestände aufgrund ihrer Entlaubung durch Schwammspinnerfraß und anschließendem Mehлтаubefall stark eingeschränkt. Diese Faktoren haben dazu geführt, daß die entlaubten Bestände zeitweise unter Wasser standen, wie dies im Gelände zu beobachten war (mündl. Mitt. BLOCK 1995).

⁵ Meßwerte der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Station Nr. 334-A-701, Forstamt Schaidt, XXI 11 c², Aschbach, Wuchsbezirk Vorderpfälzische Rheinebene.

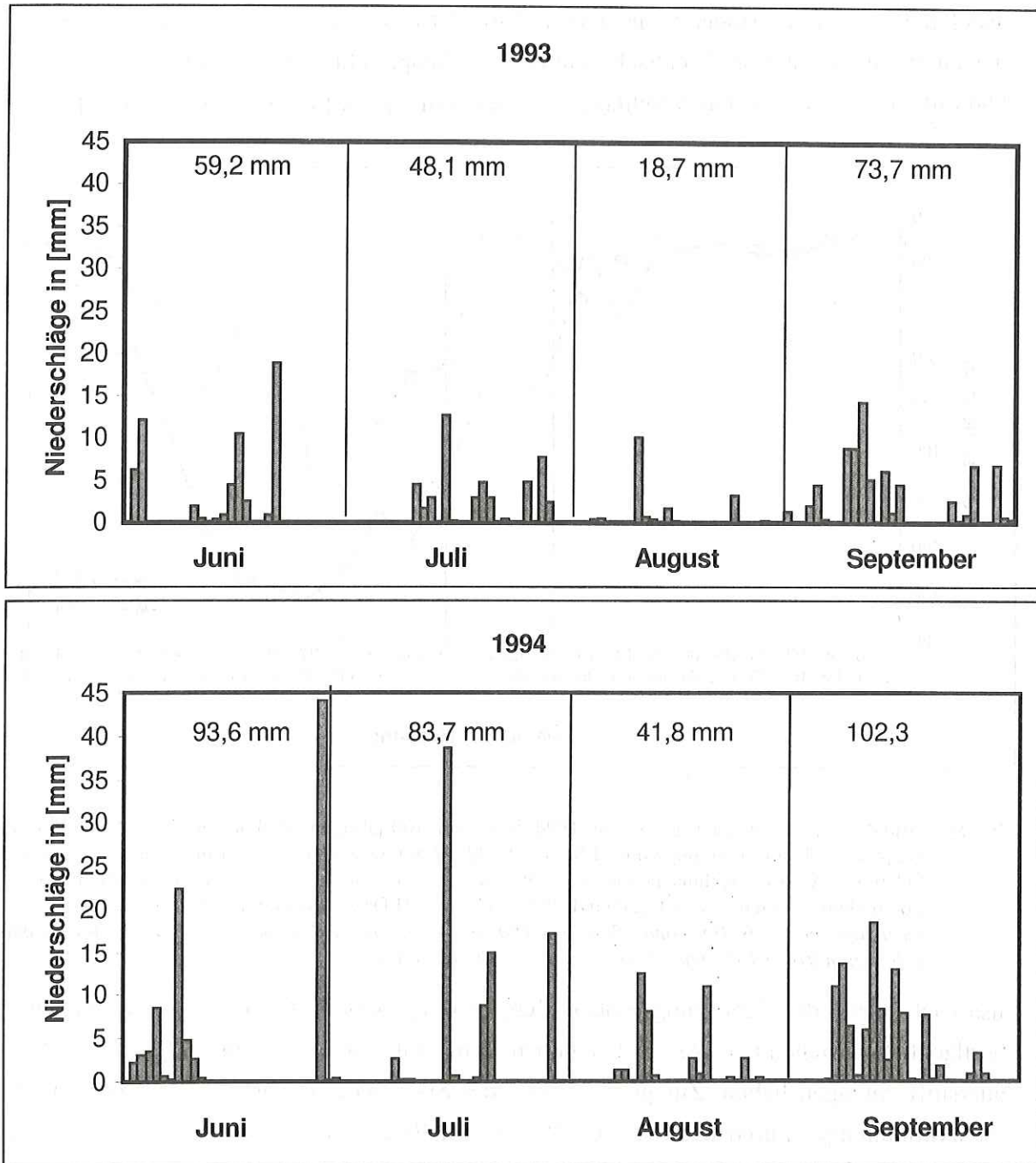


Abb. 13: Verlauf der Tagesniederschläge von Juni bis September 1993 und 1994 im Bienwald; Waldklimastation Aschbach, Forstamt Schaidt (Niederschlagssumme von Juni bis September 1993: 200 mm, 1994: 321 mm)

Daily precipitation from June to September 1993 and 1994 in the Bienwald

Anhand der in einem 100-jährigen Stieleichenbestand gemessenen Pegelstände werden die Auswirkungen des Raupenfraßes auf die Wassersättigung des Bodens offensichtlich (Abb. 14). Ausgehend von etwa gleich hohen Pegelständen im Winter und Frühjahr liegen die Pegelstände zum Zeitpunkt des Lichtfraßes 1993 im Vergleich zum Kahlfraß 1994 deutlich niedriger (hauptsächliche Entlaubung jeweils vom 01.06. bis 15.07.). Während die Transpiration der aufstockenden Bäume 1993 teilweise noch vorhanden war, ist sie 1994 weitgehend

ausgefallen, so daß die Böden vernäßt sind. Dabei ist zu berücksichtigen, daß an der nahegelegenen Waldklimastation Aschbach während der hauptsächlichen Entlaubungszeit im Jahr 1994 mit 136,0 mm mehr Niederschläge gemessen wurden als 1993 (81,3 mm)(Abb. 14).

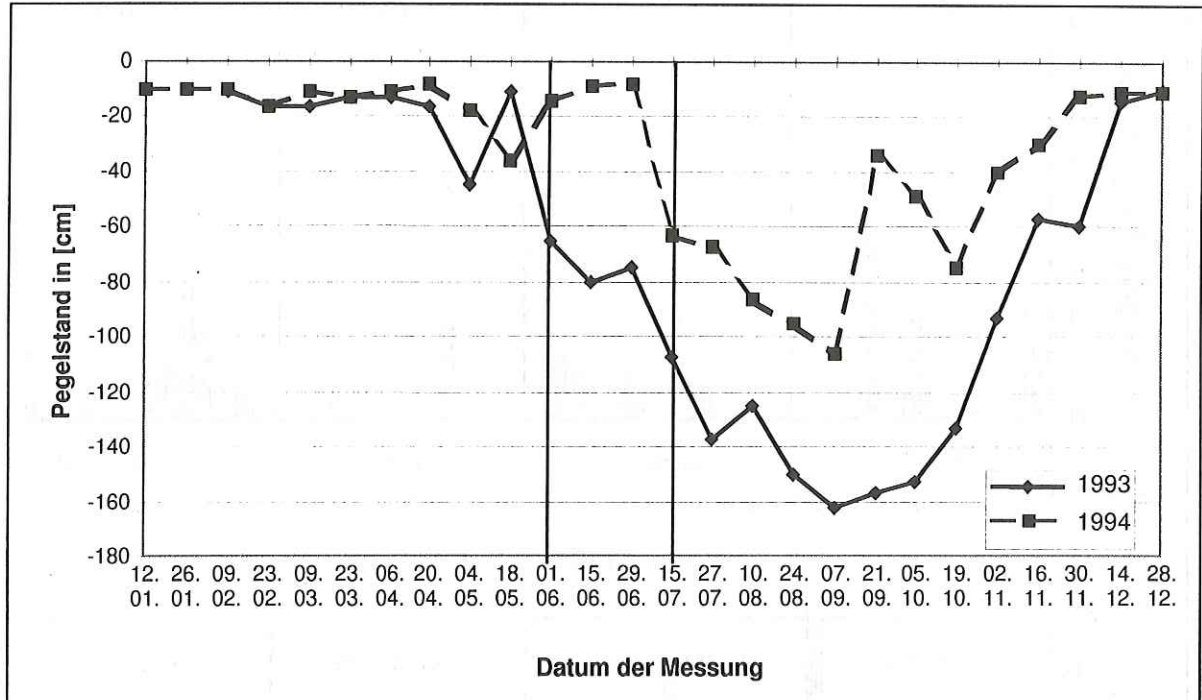


Abb. 14: Grundwasserpegelstände 1993 und 1994 in einem 100-jährigen Stieleichenbestand; die Zeit der hauptsächlichlichen Entlaubung vom 01.06. bis 15.07. ist mit zwei senkrechten Linien markiert (Forstamt Schaidt, XXI 6 c³, Kahlache-Ost, Grundwassermeßstelle Nr. 822 in 1,70 m Tiefe, Meßwerte der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, EG-Level-II Dauerbeobachtungsfläche Nr. 408)
Groundwater levels 1993 and 1994 in a 100-year-old pendunculate oak stand; the period of main defoliation from 01.06. until 15.07. is marked with two lines

Zusätzlich dürfte die Zersetzung großer Mengen Raupenkot und abgestorbener Raupen im oberflächlich anstehenden Wasser bei hohen Temperaturen im Sommer 1994 dem Boden Sauerstoff entzogen haben. Zur gleichen Zeit der Starkniederschläge 1994 wurden mit Tagesmaximumtemperaturen von 31,5 °C, 31,3 °C und 28,2 °C besonders warme Tage gemessen, die sich in den letzten beiden Fällen in ununterbrochenen Zeitphasen mit hohen Tagestemperaturen befanden (von 15.6. bis 30.6.1994 und 09.07. bis 17.07.1994 Tagesmaximumtemperaturen von über 25 °C). Demgegenüber konnten während der Kahllage 1993 in diesem Ausmaß weder Starkniederschläge noch ununterbrochene Phasen mit hohen Temperaturen festgestellt werden. Durch das Zusammenwirken dieser Gegebenheiten sind im Boden vermutlich anaerobe Bedingungen entstanden (Hypoxie), die wahrscheinlich ein Absterben der Feinwurzeln zur Folge hatten. Die beschriebenen Randbedingungen (hohe Wassersättigung des Bodens, langanhaltende Entlaubung, große Mengen von Raupenkot, Massensterben der Raupen und hohe Temperaturen) waren nur im Sommer 1994 gleichzeitig gegeben. Dies erklärt das weit höhere Schadausmaß des Fraßes 1994 gegenüber dem Vorjahr.

Zur Empfindlichkeit von Eichenwurzeln gegenüber Sauerstoffmangel finden sich in der Literatur eine Reihe von Hinweisen. So zeigten die Untersuchungen von DREYER (1994) an Eichensämlingen, daß eine durch Überstauung verursachte Hypoxie erhebliche Wurzelschäden verursachen kann. TRÉNEL (1932) beobachtete am Niederrhein ein Eichensterben, daß er auf „die die Wurzeln erstickende Wirkung des steigenden Grundwassers“ zurückführte, wobei er in den absterbenden Beständen eine auffallende Sauerstoffarmut des Grundwassers feststellte. Auch WACHTER (1998) sieht auf Stau- und Grundwasserstandorten Westfalens in Sauerstoffmangel durch Starkniederschläge und hohen Grundwasserständen in der Vegetationszeit ein großes Gefährdungspotential für Stieleichen. LEHMANN (1998) nennt die Sauerstoffarmut des Wurzelraumes in Zusammenhang mit sommerlicher Überflutung als eine Ursache für Baum­schäden. Allerdings soll sich die Stieleiche (*Quercus robur* L.) nach seinen Beobachtungen beim Hochwasser der Oder im Sommer 1997 als überflutungstolerant erwiesen haben. Laut LANGHOFFER (1926) wurde in Zusammenhang mit hohen Absterberaten nach einer Schwamm­spinner-Massenvermehrung in Jugoslawien vermutet, daß das Wasser von Überschwemmungen und Niederschlägen, welches in Niederungen stagniert, an dem Absterben der Eichen schuld war. PRPIC & RAUS (1987) verbinden ein Stieleichensterben in Kroatien mit einer "Anaerobiosis" bei Überschwemmungen während der Vegetationsperiode. Von ähnlichen Ursachen für ein massives Stieleichensterben in Ungarn geht auch VARGA (1987) aus. Er beschreibt eine Schädigungskette durch laubfressende Insekten, insbesondere des Schwamm­spinners, überdurchschnittliche Niederschlagsmengen zum Zeitpunkt des Fraßes auf schweren Lehmböden mit hoher Bindigkeit mit der Folge von Wurzel­erstickung durch stagnierendes Wasser. Wie im Bienwald, hat dort eine bereits geringe Höhendifferenz der Bodenoberfläche von 10 bis 20 cm das Auftreten und die Rate absterbender Bäume wesentlich beeinflußt. Auch in Rumänien soll 1940 und 1942 ein Eichensterben in Zusammenhang mit einer mehrfachen Entlaubung vorwiegend auf schweren Böden mit Wasserstau während feuchter und kalter Fröhsommer entstanden sein (GORGESCU et al. 1945 zit. n. DONITÀ et al. 1993). WEZEL (1998) beobachtete auf wechselfeuchten Standorten, die zeitweise zur Vernässung neigen, stärkere Eichenausfälle als auf Böden mit ausgeglichenem Wasserhaushalt. OOSTERBAAN (1990) beschreibt aus den Niederlanden besonders hohe Mortalitätsraten von Stieleichen nach starken Entlaubungen durch Eichenwickler (*Tortrix viridana* L.) und den Kleinen Frostspanner (*Operophtera brumata* L.) auf nassen Böden, die einen extrem schwankenden Grundwasserstand aufweisen, wobei das Frühjahr 1983 zeitgleich mit der Entlaubung extrem naß war.

Demgegenüber kamen DONITÀ et al. (1993) bei einem Experiment in Rumänien, das Auskunft über die Folgen einer Entlaubung bei Stieleichen mit Wasserstau im Boden geben sollte, zu dem Resultat, daß die Entlaubung für das Eichensterben die entscheidende Rolle spielt und ein zusätzlicher Wasserstau keine drastische Erhöhung der Schäden verursacht. Ohne Stauwassereinfluß wurden auf nicht entlaubten Flächen nach zwei Jahren eine Absterberate von

2%, nach einmaliger Entlaubung von 65% und nach zweimaliger Entlaubung von 92% festgestellt. Demgegenüber sind bei Stauwassereinfluß (20-40 Tage bzw. 20-60 Tage) ohne Entlaubung 2%, nach einmaliger Entlaubung 71-73% und nach zweimaliger Entlaubung 94-96% der Bäume abgestorben. Die nach zweimaliger Entlaubung auf nicht stauwasserbeeinflußten Beständen festgestellte Absterberate von 92% wurde im Bienwald selbst auf nassen Standorten nicht erreicht. Auch im Vergleich mit den Beobachtungen der hier diskutierten Arbeiten erscheinen die in Rumänien registrierten Absterberaten ungewöhnlich hoch. Da DONITÀ et al. (1993) keine näheren Auskünfte über die experimentellen Bedingungen geben, beispielsweise zu welchem Zeitpunkt, wie lange und durch was die Eichen entlaubt wurden, kann hierfür keine Erklärung gefunden werden.

Im Bienwald haben die ungünstigen Wetterverhältnisse zum Zeitpunkt der schwammspinnerbedingten Kahllage auf den zur zeitweisen Vernässung neigenden Standorten und die mangelnde Versorgung der Wurzeln mit Assimilaten während der Fraßjahre (GOTTSCHALK 1993) wahrscheinlich zu einem Absterben der Feinwurzeln geführt. In einem weitgehend noch intakt gebliebenen Teilbereich⁶ eines zweimalig befallenen, 100-jährigen Eichenbestandes im Bienwald wurde bei einer Wurzeluntersuchung im Juli 1994 bereits ein Anteil von 57% toter und subvitaler Feinwurzeln ermittelt (ROMMEL & NAB 1995). Im Dezember 1994 wurde in einem 100-jährigen Stieleichenbestand bei gleicher Fraßgeschichte im Forstamt Bruchsal ein Anteil von 53% toter und subvitaler Feinwurzeln nachgewiesen (BLANK et al. 1995). In unbefallenen Vergleichsbeständen lagen die entsprechenden Anteile geschädigter Feinwurzeln mit 38% im Pfälzerwald und mit 33-35% in Bruchsal dagegen deutlich niedriger. Dies spricht dafür, daß erhebliche Feinwurzelverluste als direkte Folge des Schwammspinnerfraßes auftreten können. Auch JUNG (schriftl. Mitt. 1996) hat in Bodenproben aus etwa 100-jährigen Eichenbeständen des Bienwaldes größtenteils abgestorbene oder deutlich erkrankte Feinwurzeln gefunden. Darüber hinaus konnten in Bodenproben aus geschädigten Beständen des Bienwaldes 1995 und 1996 durch Untersuchungen an der Universität München und an der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft nach den Befunden von JUNG (schriftl. Mitt. 1996) bzw. WERRES (schriftl. Mitt. 1996) wurzelschädigende *Pythium*- und *Phytophthora*-Arten (JUNG et al. 1996) im beträchtlichen Umfang nachgewiesen werden. Inwieweit diese **Bodenpilze** beim Absterbeprozess im Bienwald eine Rolle spielten, ist nicht zweifelsfrei geklärt. Denkbar ist, daß sich durch die Schwächung der Bäume infolge des Fraßes und durch die aufgrund der zeitweisen Vernässung günstigen Verbreitungsbedingungen für *Pythium*- und *Phytophthora*-Arten das Wirt-Parasit-Verhältnis zugunsten dieser Bodenpilze verschoben hat, wodurch Feinwurzelverluste verursacht wurden. Die im Bienwald festgestellten *Phytophthora*-Arten wurden in Proben gefunden, die aus basenreicheren Sub-

⁶ EG-Level-II Dauerbeobachtungsfläche der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz im Forstamt Schaidt, XXI 6 c³, Obere Kahnliche-Ost.

straten, wie „wechsselfrische Lehme“ und „wechsselfrische übersandete Lehme“, stammten. Laut JUNG (mündl. Mitt. 1998)⁷ kommen diese Bodenpilze in sauren Substraten mit in Wasser gemessenen pH-Werten von weniger als 4,3 nicht vor. Da saure Standorte wie „wechsselfrische arme Sande“, „wechsselfrische eiszeitliche Sande“ oder „anmoorige Sande“ aber nicht von Folgeschäden verschont geblieben sind, ist davon auszugehen, daß *Phytophthora*-Befall keine ausschlaggebende Voraussetzung für die Entstehung von Folgeschäden im Bienwald war. Zur vollständigen Beantwortung dieser Frage sind allerdings noch genauere Untersuchungen beispielsweise über die in den Bodenlösungen vorhandenen Säuregrade notwendig.

Eine mögliche Abhängigkeit der Folgeschäden von der **Ausgangsvitalität** vor dem Fraß beziehungsweise von **Vorschädigungen** ist für die Entscheidung, ob und in welchen Beständen bei einer drohenden Schwammspinner-Kalamität Schutzmaßnahmen erforderlich sind, von besonderer Bedeutung.

Zur Klärung der Frage, inwiefern sich die Ausgangsvitalität vor Beginn des Absterbeprozesses auf das Ausmaß der Schäden entscheidend ausgewirkt hat, wurden im Winter 1994/95 die Merkmale der Baumklassen nach KRAFT (1884), der Kronenausformung und des Alters erhoben. CAMPBELL & SLOAN (1977), RIEBELING (1996) und WEZEL (1998) machten bezüglich der Absterberaten in Beziehung zur soziologischen Stellung der Bäume die Beobachtung, daß insbesondere die sozial schwächeren Eichen betroffen waren. Auch im Bienwald konzentrierten sich die Ausfälle auf diese Baumindividuen, doch wurden ebenso bei Eichen mit hoher sozialer Stellung und gut ausgeformten Kronen beachtliche Mortalitätsraten festgestellt. WEZEL (1998) berichtet aus Baden-Württemberg, daß in Beständen mit höheren Absterberaten und höherem Alter auch vorherrschende und herrschende Eichen in größerem Umfang abgestorben sind. Im Bienwald waren Eichen aller Alter von Ausfällen berührt. Jüngere Eichen in Dickungen und schwachen Baum- bzw. Stangenhölzern sind von erheblichen Schäden nicht verschont geblieben. Auch LOBINGER & SKATULLA (1996), NAGELEISEN et al. 1996 sowie WEZEL (1998) beobachteten, daß sowohl junge als auch ältere Eichen nach Schwammspinnerbefall Folgeschäden davongetragen haben. Demnach konnte die Annahme, daß junge Bestände aufgrund ihrer gewöhnlich höheren Ausgangsvitalität (MINISTERIUM FÜR UMWELT UND FORSTEN 1997) auch zweimaligen Kahlfraß überstehen würden (MINISTERIUM FÜR UMWELT UND FORSTEN 1994), anhand der Untersuchungen dieser Arbeit nicht bestätigt werden. Während nach dem einmaligen Fraß 1993 noch vorwiegend Alteichen von Folgeschäden betroffen waren, konnte nach dem Fraß 1994 und auf Flächen mit zweimaligem Fraß 1993 und 1994 keine Altersabhängigkeiten beobachtet werden.

⁷ Vortrag anlässlich des IUFRO-Workshops - Disease/environment interactions in forest decline - in Wien am 17. März 1998.

Als weiteres Beispiel für die Feststellung, daß die Ausgangsvitalität das Ausmaß der Folgeschäden nicht entscheidend beeinflusste, kann die Schadensentwicklung zweier Aufnahmepunkte der Waldschadenserhebung aufgeführt werden. An den 50-jährigen Eichen des Rasterpunktes 1236 wurde 1991 ein durchschnittlicher Blattverlust von 14% festgestellt, was auf einen guten Gesundheitszustand schließen läßt. Dagegen lag der durchschnittliche Blattverlust 1991 an den etwa 160-jährigen Eichen des Rasterpunktes 1233 bereits bei 31%. Nach dem Schwammspinnerfraß ist der Blattverlust bei beiden Aufnahmepunkten auf 53 bzw. 52% angestiegen. Auch dies zeigt, daß die vitaleren jungen Eichen unter dem Fraß ebenfalls deutlich gelitten haben. Desgleichen stellte SCHRÖCK (1996) fest, daß die Eichen im Bienwald nach der Schwammspinner-Kalamität auf einer Dauerbeobachtungsfläche weitgehend unabhängig von ihrer Vitalität vor dem Fraßereignis abgestorben sind. Auch NAGELEISEN et al. (1996) konnten im Hagenauer Forst keinen Zusammenhang zwischen 1992 visuell als gesund eingeschätzten Eichen und der 1995 beobachteten Mortalität feststellen. Aus den Erfahrungen von WEZEL (1998) kann geschlossen werden, daß bei günstigen Bedingungen, wie mittlere Standortverhältnisse und einmaliger Befall, in Baden-Württemberg bevorzugt Eichen mit schlechter Ausgangsvitalität ausfielen und bei ungünstigen Verhältnissen, wie vernässende Standorte oder zweimaliger Befall, auch dort vitale Eichen abstarben. Demgegenüber schildern CAMPBELL & SLOAN (1977) sowie HOUSTON (1981) aus den USA, daß visuell vor dem Fraß als gesund angesprochene Eichen geringere Absterberaten aufzeigten.

Es ist denkbar, daß Vorschädigungen infolge der anhaltenden Trockenheit zu Beginn der neunziger Jahre für das Auftreten von Folgeschäden nach Schwammspinnerfraß mitentscheidend waren, da im Bienwald von 1989 bis 1991 während der Vegetationszeiten besonders wenig Niederschläge und hohe Temperaturen gemessen wurden (Abb. 15). In der Literatur gibt es Hinweise darauf, daß bei ausgesprochen wechselfrischen Standorten Stieleichen auf Trockenheit besonders empfindlich reagieren. Aufgrund der zeitweise hohen Wasserstände wurzeln sie oft flach, wobei der Wasserstand in Trockenphasen so tief sinken kann, daß kein Grundwasseranschluß mehr besteht. Unter diesen trockenen Bedingungen schließen sich die Stomata, so daß die Reservestoffbildung nur eingeschränkt erfolgt und Feinwurzelschäden auftreten können (OOSTERBAAN 1990, OOSTERBAAN & NABUURS 1991, ACKERMANN & HARTMANN 1992, LANDMANN et al. 1993, SCHLAG 1994, HARTMANN 1996, SEEMANN 1996a, THOMAS & HARTMANN 1996, RÖSEL & REUTHER 1997).

Eine derartige Vorschädigung scheint im Bienwald für das Absterben der Eichenbestände offensichtlich keine wesentliche Rolle gespielt zu haben. Wie im Frühjahr 1995 bei der Symptomanalyse beobachtet wurde, waren selbst Eichen mit dichtem Feinreisigbesatz und gut ausgebildetem Wurzelsystem abgestorben oder stark geschädigt. Darüber hinaus zeigen Jahrringanalysen, daß der Radialzuwachs der betroffenen Eichen erst in den Fraßjahren 1993 und 1994 rapide abgesunken ist (SCHRÖCK 1999 in diesem Heft, HANSEN 1999 in diesem Heft).

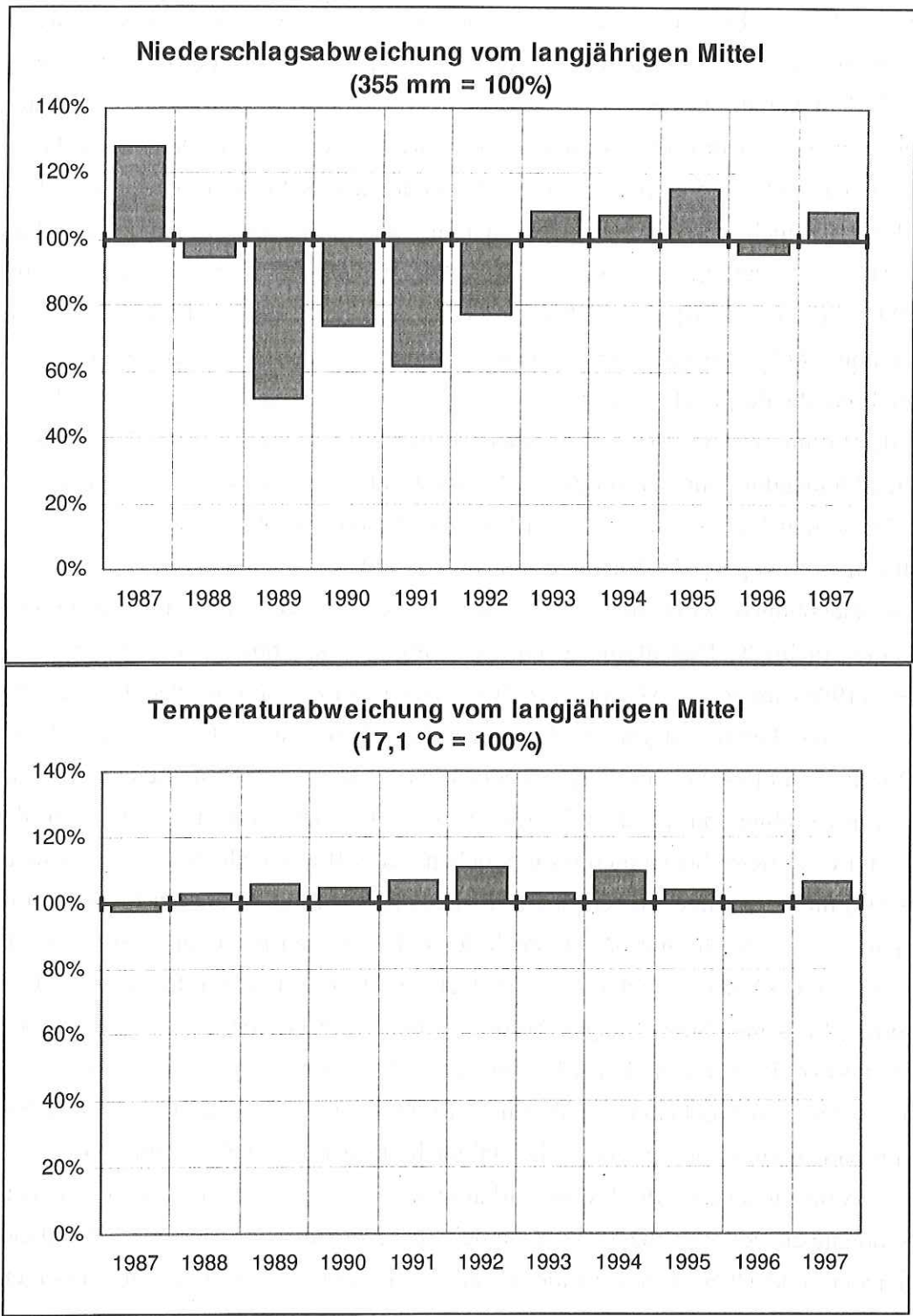


Abb. 15: Abweichung der Niederschläge und Temperaturen in der Vegetationszeit (Mai bis September) im Vergleich zum langjährigen Mittel (1961 bis 1990 = 100%) in [%] von 1987 bis 1997 an der Station Karlsruhe-West des Deutschen Wetterdienstes (DWD)
Precipitation and temperature in the vegetation period (May until September) from 1987 to 1997 at Karlsruhe-West, difference to the many years' average (1961-1990 = 100%)

Aus einem wechsellassen Bestand stammende Eichen weisen nach HANSEN (1999 in diesem Heft) in den Jahren zwischen 1980 und 1992 sogar eine ansteigende Tendenz des Radialzuwachses auf. Zudem konnte an der überwiegenden Anzahl jarringanalytisch untersuchter, abgestorbener Eichen vor dem fraßverursachten Zuwachseinbruch ein vergleichsweise hohes Niveau des Radialzuwachs von jährlich mehr als 2 mm auf wechsellassem und nährstoffreichem Standort bzw. mehr als 1 mm auf trockenerem, nährstoffärmeren Standort vorgefunden werden (HANSEN 1999 in diesem Heft). Im Kontrast zu diesen Beobachtungen hat HANSEN (1999 in diesem Heft) bei Eichen aus einer weniger nassen Fläche auch ohne Fraßereignis schon 1993 einen Zuwachseinbruch festgestellt, den er auf extrem geringe Niederschläge im Frühjahr desgleichen Jahres zurückführt. Desweiteren sank die hydraulische Leitfähigkeit des Frühholzes der Eichen auf einer wechsellassen Fläche bereits 1992 kräftig ab und die Gefäßlumendurchmesser zeigten seit etwa 1989 abnehmende Werte, was er mit den niederschlagsarmen Jahren von 1989 bis 1991 in Verbindung bringt. Er konnte in diesen Jahren jedoch keinen Rückgang des Radialzuwachses feststellen.

In anderen Untersuchungen wurde dem Trockenstreß in Verbindung mit Schwammspinner-Kalamitäten eine erhebliche Bedeutung zugemessen. Im Zusammenhang mit Folgeschäden hat RIEBELING (1996) im Rhein-Main-Gebiet hohe Absterberaten auf wechselfrischen bis wechselltrockenen Standorten festgestellt, die seit einigen Jahren unter Grundwasserabsenkung leiden. GARSULT (1997) nennt die Trockenjahre von 1989 bis 1991 auf schweren, tonigen Gleyböden in Kombination mit dem Schwammspinnerfraß 1992 und 1993 als einen der Hauptfaktoren für das Stieleichensterben im westlichen Zentralfrankreich. Auch LOBINGER & SKATULLA (1996) führen geringe Niederschlagsmengen als einen Faktor an, der die Konstitution der Eichen verschlechterte und das Ausmaß der Folgeschäden nach Raupenfraß erhöht haben könnte. In den USA beobachteten BAKER (1941) und KEGG (1973) in trockenen Jahren bzw. auf Südost-, Süd- und Südwestlagen besonders hohe Absterberaten und aus Rußland berichtet NAUMENKO (1946 zit. n. schriftl. Mitt. SELOCHNIK 1998) in Zusammenhang mit Schwammspinnerfraß von Trockenjahren als einem wesentlichen Schadfaktor. WEZEL (1998) beobachtete im baden-württembergischen Rheintal auch auf trockenen Sand- und Kiesstandorten beachtenswerte Eichenausfälle. Im Neckarland soll es seiner Auskunft nach ebenso auf trockenen Sandhängen zu vereinzelten Ausfällen gekommen sein. In den rheinland-pfälzischen Nieder- und Überführungswäldern sind demgegenüber selbst bei mehrmaligem Kahlfraß auf trockenen Standorten nur bei sehr flachgründigen Lagen und felsigen Kuppen einzelbaumweise Ausfälle aufgetreten.

Schon zu Beginn dieses Jahrhunderts berichtet NIKODEM (1913) von gravierenden Schäden nach Schwammspinnerfraß, die in Zusammenhang mit **Eichenmehltaubefall** (*Microsphaera alphitoides* GRIF. & MAUBL.) entstanden sind. Die Folgen des Schwammspinnerfraßes sollen sich laut SCHEDL (1936) seit dem Erscheinen des Eichenmehltaus, der erst-

mals 1907 in Mitteleuropa epidemisch aufgetreten ist (HECKE 1910), deutlich verschlimmert haben, so daß auch einmaliger Kahlfraß zum Absterben von Eichenbeständen auf großer Fläche führte. Die Eichen werden durch die fraßbedingten Blattverluste gezwungen, im Hochsommer aus Proventivknospen Regenerationstriebe zu bilden. Da der Eichenmehltau bis zu drei Wochen alte Eichenblätter primär infiziert (WARAGHAI 1979) und zu dieser Jahreszeit eine niedrige Luftfeuchtigkeit und eine intensive Besonnung vorherrschen kann, die eine besonders intensive Sporenproduktion des Eichenmehltaus fördern (BUTIN 1983), sind diese Regenerationstriebe besonders gefährdet. Nach Angaben von BUTIN (1983) gilt, daß „... die Traubeneiche etwas weniger anfällig ist als die Stieleiche“. Eichenmehltaubefall führt in Verbindung mit dem vorhergehenden Insektenfraß über die gesamte Vegetationsperiode zu einer zumindest deutlich reduzierten bzw. funktionsunfähigen Blattmasse. Dadurch dürften die Assimilation stark eingeschränkt und die Akkumulation von Reservestoffen behindert werden. Auch LOBINGER & SKATULLA (1996) vermuteten in Zusammenhang mit den neuerlichen Schadereignissen zu Beginn der neunziger Jahre, daß die in Unterfranken aufgetretene Kombination von Schwammspinner- und Mehлтаubefall zu einem Mangel an Reservestoffen geführt hat, so daß es zu einem regelrechten Erschöpfungstod der Eichen kommen konnte. Der mögliche Zusammenhang zwischen Schwammspinnerfraß, Eichenmehltaubefall und fehlender Reservestoffbildung in Verbindung mit einem Eichensterben in Jugoslawien wurde schon von LANGHOFFER (1926 zit. n. NECHLEBA 1926) beschrieben. Er war der Ansicht, „daß der Schwammspinner nicht allein als Ursache des massenhaften Eichensterbens anzusehen sei, sondern nur der Umstand, daß die nach jedem Kahlfraß im Nachsommer erfolgende Wiederbegrünung der Eichen seit dem Jahre 1909 in der Regel vom Eichenmehltau .. befallen zu werden pflegt. Hierdurch wird die Ansammlung der nötigen Reservestoffe für die nächste Vegetationsperiode vereitelt und das Verdorren der betreffenden Eichen bedingt“. Von einem vergleichbaren Zusammenhang in Verbindung mit Entlaubungen berichtet auch STALEY (1965) aus den USA. Daß den Untersuchungen von FRATZIAN (1973) und PIPER (1998) zufolge die höchsten Zuwachseinbußen zeitverzögert in den Jahren nach dem ersten Schwammspinnerfraß entstanden sind, gibt einen weiteren Hinweis auf sehr wahrscheinlich fraßbedingt verminderte Reservestoffvorräte.

Die Unterschiede in den Folgeschäden zwischen Traubeneichen der rheinland-pfälzischen Nieder- und Überführungswälder und den Stieleichen der Hochwäldern des Bienwaldes könnten sich auch durch das Vorhandensein oder Ausbleiben eines dem Fraßgeschehen folgenden Eichenmehltaubefall der Regenerationstriebe erklären lassen. Aber auch für unterschiedliche Schadausprägungen innerhalb des Bienwaldes wäre dadurch ein Erklärungsansatz gegeben. Die Traubeneichen der Nieder- und Überführungswälder wurden, von wenigen Ausnahmefällen abgesehen, nach dem Schwammspinnerfraß nicht vom Eichenmehltau befallen. Demgegenüber waren im Bienwald die dort vorherrschenden Stieleichenbestände in beiden Kalamitätsjahren stark von Mehлтаubefall befallen. Dort war der Befall im Sommer 1994,

gefördert durch besonders hohe Temperaturen (Abb. 15), intensiver ausgeprägt als 1993. Im Bienwald wurde auf einer nach Kahlfraß 1994 nachweislich ausnahmsweise nicht mehлтаubefallenen Beobachtungsfläche im Vergleich zu Flächen gleicher Fraßgeschichte und ähnlicher Standorte mit Mehлтаubefall ein deutlich geringerer Folgeschaden festgestellt. Allerdings kann aus dieser Einzelbeobachtung die Bedeutung des Mehлтаus im Schadursachenkomplex nicht abgeschätzt werden. Zudem sind aus Nieder- und Überführungswäldern Fälle bekannt geworden, bei denen nach Schwammspinnerfraß trotz nachfolgendem und starkem Mehлтаubefall der betroffenen Traubeneichen Folgeschäden nahezu vollständig ausgeblieben sind. Dies wurde beispielsweise im Forstamt Saar-Hochwald beobachtet (mündl. Mitt. WILHELM 1995). Auch WEZEL (1998) konnte in den schwammspinnerbefallenen Eichenbeständen Baden-Württembergs keinen deutlichen Einfluß des Mehлтаus auf die Absterbeprozesse nachweisen. HARTMANN (1996) bezweifelt, ob die durch Eichenmehltau verursachten Blattschäden im Vergleich zu den durch Blattfraß bereits eingetretenen Assimilatverlusten noch wesentlich sind. Demnach ist die Bedeutung des Eichenmehltaus im Schadursachenkomplex trotz zahlreicher Hinweise aus der Literatur noch unklar.

Die Speicherung von Reservestoffen im Vorjahr ist eine wesentliche Voraussetzung für die Ausbildung der für die Wasserversorgung der Eiche wichtigen Frühholzgefäße, da diese vor Abschluß der Laubentfaltung gebildet werden (HUBER 1935, BREDÁ & GRANIER 1996). Falls die Frühholzgefäße ausfallen oder nur eingeschränkt ausgebildet werden, können auch Späthholzgefäße der Vorjahre die Wasserleitung ersatzweise übernehmen (BLANK 1997). Jedoch dürften im Bienwald durch die in den Fraßjahren verminderte Assimilation sowohl die Reservestoffbildung als auch die Ausbildung von Späthholzgefäßen eingeschränkt worden sein. Im Rückschluß auf die Überlegungen von HUBER (1935) und BLANK (1997) kann unter solchen Bedingungen in Fraßfolgejahren ein „physiologischer Wassermangel“ entstehen. Den Untersuchungen von HANSEN (1999 in diesem Heft) zufolge war die Funktionsfähigkeit des Frühholzes an im Bienwald befallenen Eichen im Fraßfolgejahr 1995 deutlich eingeschränkt. Dies konnte er vor allem anhand der reduzierten hydraulischen Leitfähigkeit und der geringeren Gefäßlumendurchmesser der Frühholzgefäße feststellen. Ob es an den unmittelbar nach der Kalamität plötzlich abgestorbenen Eichen sogar zu einem Totalausfall des Frühholzes gekommen ist, ließ sich aufgrund der starken Holzersetzung und Verfärbungen im Splintbereich nicht mehr feststellen (HANSEN 1999 in diesem Heft). Dem Frühholzverlust infolge mangelnder Reservestoffe mißt GOTTSCHALK (1993) auch für das Absterben der ringporigen nordamerikanischen Eichen in Zusammenhang mit Schwammspinnerfraß eine wesentliche Bedeutung zu.

Neben der Entlaubung können auch Spätfröste zu Verlusten der Frühholzgefäße führen, da durch das Gefrieren des Wassers und bei den entstehenden Luftblasen möglicherweise Em-

bolien entstehen (BLANK 1997). Jedoch liegen für den Bienwald aus den Fraß- und Fraßfolgejahren keine Hinweise auf außergewöhnliche Spätfrostereignisse vor.

Baumarten mit anderen physiologischen Eigenschaften, wie Hainbuchen, Buchen und Erlen, haben den Fraß im Bienwald offensichtlich schadlos überstanden. Sie sind nicht, wie die ringporige Eiche, in dem Maße auf Reservestoffe und das Spätholz der Vorjahre angewiesen, da das Wurzelwachstum und die Frühholzausbildung im wesentlichen erst nach dem Austrieb erfolgen und mehrere Jahrringe die Wasserleitung gewährleisten. Zudem hatten diese Baumarten keinen Mehltaubefall, der die Dauer der Assimilationseinschränkung verlängert. Auch haben sie im Gegensatz zur Eiche nicht mehrfach versucht, noch während des Raupenfraßes wieder auszutreiben (mündl. Mitt. BOHLANDER & LEPLA 1995) und konnten vermutlich ihre Reservestoffe hierdurch einsparen. Andere ringporige Baumarten, wie beispielsweise die Esche, zeigten keine Folgeschäden, da sie kaum von einer schwammspinnerverursachten Entlaubung betroffen waren.

Für das Absterben von geschwächten Eichen wird dem **Zweifleckigen Eichenprachtkäfer** (*Agrilus biguttatus* (F.)) als Folgeschädling eine wesentliche Bedeutung zugemessen (z.B. HARTMANN 1996, SEEMANN 1996a). Daß er nach einer Schwächung durch Schwammspinnerfraß Eichen abtötet, wurde bereits zu Beginn dieses Jahrhunderts aus oberrheinischen Eichenwäldern des Unterelsaß berichtet (ESCHERICH 1923). Auch im Bienwald wurde er nach der Schwammspinner-Kalamität 1993/94 in den Folgejahren am Stamm und Kronenansatz stark geschädigter und vor allem abgestorbener Eichen vorgefunden (BRECHTEL & ZECKER 1999 in diesem Heft). In Jugoslawien soll er nach Angaben von MÜHLMANN (1954) zusammen mit dem Schwammspinner und anderen Schädlingen von 1910 bis 1917 ein großes Eichensterben verursacht haben. SCHÖNHERR (1974), NAGELEISEN et al. (1996), LOBINGER & SKATULLA (1996), GARSALT (1997) und WEZEL (1998) berichten ebenso von einem teils gravierenden Eichenprachtkäferbefall nach Schwammspinnerfraß. Auch in Rußland soll *Agrilus biguttatus* (F.) in Zusammenhang mit einer Schwammspinner-Kalamität zum Absterben von Eichen beigetragen haben (NAUMENKO 1946 zit. n. schriftl. Mitt. SELOCHNIK 1998). Aus den USA wird von analogen Ereignissen berichtet, wobei es sich dort um die Prachtkäferart *Agrilus bilineatus* WEB. handelt (z.B. GOTTSCHALK 1993, UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE 1995).

Bereits beim Laubaustrieb im Frühjahr 1995 erwiesen sich im Bienwald 34% der bis 1997 abgestorbenen Eichen als tot. Die Kronen dieser Eichen zeigten oft noch einen dichten Feinreisigbesatz, was auf ein plötzliches Absterben schließen läßt. Daß der Eichenprachtkäfer (*Agrilus biguttatus* (F.)) zu diesem Zeitpunkt am Absterbeprozess noch nicht entscheidend beteiligt war, wird aus den Ergebnissen der Symptomanalyse deutlich. Nur an einem Teil der stark geschädigten und abgestorbenen Eichen war ein anfänglicher Befall festzustellen, der als Absterbeursache nicht in Betracht kommt. Offenbar boten die aufgelichteten Bestandesver-

hältnisse und die Vielzahl der als Brutmaterial geeigneten, stark geschädigten Eichen (Blattverluste von 70 bis 95%) für den Eichenprachtkäfer ab dem Frühjahr 1995 derart günstige Lebensbedingungen, daß er sich während des Sommers 1995 stark vermehren konnte. Die an den abgestorbenen Stämmen bis 1997 festgestellten, hohen Gangdichten und die Individuenzahlen der geschlüpften Käfer aus Holzproben 1995 abgestorbener Eichen geben deutliche Anhaltspunkte für eine Massenvermehrung dieses Insektes (BRECHTEL & ZWECKER 1999 in diesem Heft). Da im Winter 1995/96 bereits zahlreiche Larven in der Puppenwiege vorzufinden waren, läßt sich für den Bienwald unter den gegebenen Bedingungen auf eine einjährige Generationsdauer schließen. Unter anderen sehen auch WACHTENDORF (1955), WELLENSTEIN & SCHWENKE (1978) sowie BRECHTEL & ZWECKER (1999 in diesem Heft) eine einjährige Generationsdauer als durchaus wahrscheinlich an. Der ungerichtete, rasche Befall sämtlicher Stammpartien in allen Himmelsrichtungen sowie auch im Schatten von Buchenunterstand und die offensichtlich einjährige Generationsdauer sind deutliche Anzeichen einer Massenvermehrung. Die bevorzugt befallenen, geschwächten Eichen zeigten nur selten Abwehrreaktionen, beispielsweise erkennbar durch Schleimflußflecken oder Überwallungszonen im Kambium, so daß die Larvengänge nicht plätzeweise beschränkt geblieben sind, sondern zum Schluß spiralg um den Stamm verliefen. Für einen Anstieg der Population schon während der Fraßjahre 1993 und 1994 liegen keine Hinweise vor. Erst in den Folgejahren ist die Massenvermehrung des Eichenprachtkäfers deutlich geworden. Unter diesem Infektionsdruck wurden nicht nur stark geschädigte, sondern auch weniger geschädigte Eichen (Blattverluste von 45 bis 65%) befallen. Je höher die Ausgangsblattverluste im Frühjahr 1995 waren, desto eher sind die Eichen bis 1997 abgestorben. Offensichtlich hat der Befall des Prachtkäfers seit dem Sommer 1995 wesentlich dazu beigetragen, daß sich nur wenige der stark geschädigten Eichen regenerieren konnten. In Dickungen, die gewöhnlich nicht vom Zweifleckigen Eichenprachtkäfer befallen werden (BRECHTEL & ZWECKER 1999 in diesem Heft) (Befallsgrenze bei einem Durchmesser von etwa 12 cm mit Rinde), konzentrierten sich die Absterbevorgänge sehr deutlich nur auf das erste Jahr nach der Kalamität. Dies gibt einen Hinweis darauf, daß die Massenvermehrung des Eichenprachtkäfers das Schadausmaß in älteren Beständen erheblich verstärkt hat. In diesen Altersklassen sind von 1996 bis 1997 noch erhebliche Anteile der Eichen abgestorben. Auch im Hagenauer Forst ist es infolge der Schwammspinnergradation von 1993 bis 1995 zu einer Massenvermehrung des *Agrilus biguttatus* (F.) gekommen, so daß auch hier die meisten Eichen, die 1995 Blattverluste zwischen 60 und 90% aufwiesen, bis 1997 abgestorben sind (NAGELEISEN et al. 1996, schriftl. Mitt. GELDREICH 1998). Bis 1997 näherten sich die Blattverluste der überlebenden Bäume auf den im Bienwald vom Schwammspinnerfraß betroffenen Flächen dem Niveau unbefressener Flächen. Hierbei haben sich die in den letzten Jahren günstigen Wetterverhältnisse (Abb. 15) und das Ausbleiben weiterer Raupenfraßschäden sehr wahrscheinlich positiv ausgewirkt. Da nunmehr nur noch wenige stärker geschädigte Eichen vorhanden sind, dürfte die Absterberate weiter rückläufig

sein, falls auf den gefährdeten Standorten keine weiteren besonderen Streßeinflüsse wie Wetterextreme oder erneuter Blattfraß eintreten. Allerdings war im Frühsommer 1998 anhand von Schleimflußflecken zu beobachten, daß viele Eichen nach wie vor vom Eichenprachtkäfer befallen werden. Obwohl das Auftreten von Schleimflußflecken als Abwehrreaktion vitalerer Eichen bewertet werden kann (HARTMANN 1996), ist zu befürchten, daß die offensichtlich noch hohe Prachtkäferpopulation ein erhebliches Risikopotential für die Eichenbestände darstellt. 1998 hat es den Anschein, daß der Eichenprachtkäferbefall auch in den besonnten Randbereichen der an Schadflächen angrenzenden Bestände langsam fortschreitet. Inwiefern sich dadurch der bisher auf die Schwammspinnerschadflächen beschränkte Befall auf ungeschädigte Bestände ausweitet, bleibt abzuwarten.

Neben dem Zweifleckigen Eichenprachtkäfer (*Agrilus biguttatus* (F.)) fanden BRECHTEL & ZWECKER (1999 in diesem Heft) in Eichenholzproben des Kronenansatzes und von Starkästen aus dem Bienwald häufiger auch *Agrilus sulcicollis* LAC., dem sie aber als Schädling keine große Bedeutung zumessen, da er nach ihren Erkenntnissen Eichen vorzugsweise erst nach dem Zeitpunkt des Absterbens besiedelt. Daneben wurden auch Exemplare des *Agrilus angustulus* (ILL.), des *Agrilus laticornis* (ILL.) und des *Agrilus obscuricollis* (KIESEW.) gefunden. Diese waren allerdings nur an dünnen Ästen und Zweigen sowie bereits abgestorbenem Material zu finden und dürften deshalb im Absterbeprozess keine wesentliche Rolle gespielt haben.

In Zusammenhang mit Schwammspinnerschäden wird der **Hallimasch** (*Armillaria* spec.) als nachfolgender Wurzelschädling wiederholt genannt (LOBINGER & SKATULLA 1996, NAGELEISEN et al. 1996, WEZEL 1998). HARTMANN (1996) bezeichnet die Arten *A. gallica* MARXMÜLLER & ROMAGNESI und *A. cepistipes* VELENOVSKY als schwach pathogene bis saprophytische Folgebesiedler vorgeschädigter Eichen und zählt als pathogene Arten *A. ostoyae* (ROMAGNESI) HERINK oder *A. mellea* (VAHL FR.) KUMMER auf. SEEMANN (1996b) nennt *A. mellea* s. str. und *A. gallica* als die in Baden-Württemberg offensichtlich häufigsten Arten. Nach seiner Auffassung tritt der Hallimasch beim Eichensterben im Endstadium des Krankheitsverlaufs auf und beschleunigt den Absterbeprozess. Auch in den USA soll der Hallimasch (*Armillaria mellea* [VAHL.] QUIL.) das Absterben durch Schwammspinnerfraß geschwächter Bäume forciert haben (z.B. GOTTSCHALK 1993). Bei Wurzelanalysen im Bienwald wurden Hallimaschpilze (*Armillaria* spec.) im Frühsommer 1995 nur in geschädigten Dickungen häufiger angetroffen. Inwiefern dort pathogene Arten beteiligt waren, ist nicht bekannt. Jedoch läßt der Umstand, daß die Absterberate in den Dickungen 1996 und 1997 stark nachgelassen hat, darauf schließen, daß es sich eher um weniger pathogene Arten handelte. In älteren Beständen konnte der Hallimasch erst im Herbst 1995 an abgestorbenen sowie stark geschädigten und an meist vorhergehend vom Prachtkäfer befallenen Eichen aufgefunden werden, wobei er sich seitdem zunehmend ausgebreitet hat. Aufgrund des zeitlich verzögerten Auftretens

liegt auch hier die Vermutung nahe, daß weniger pathogene Arten beteiligt waren. NAGELISEN (schriftl. Mitt. 1997) unterstützt diese Annahme, da er im benachbarten Hagenauer Forst die eher weniger pathogene Art *A. gallica* MARXMÜLLER & ROMAGNESI feststellte. Eine Artbestimmung anhand der Fruchtkörper war im Bienwald nicht möglich.

In der Frage nach den Ursachen des in Mitteleuropa offensichtlich weit verbreiteten Eichensterbens unterscheiden HARTMANN (1996) und SEEMANN (1996a) im Anhalt an FALCK (1918) zwischen ständig vorhandenen prädisponierenden, zeitlich begrenzten schadenslösenden und in der akuten Phase der Erkrankung auftretenden schadensverstärkenden sowie begleitenden Faktoren. Auch die im Bienwald synergistisch wirkenden **Schadfaktoren** lassen sich diesem Schema zuordnen (Abb. 16).

Prädisponierende Faktoren: Wie die Ergebnisse dieser Untersuchung zeigen, ist der **Wasserhaushalt** der grund- und stauwasserbeeinflussten Eichenstandorte im Bienwald als der für die Entstehung von Folgeschäden bedeutsamste prädisponierende Faktor anzusehen. Die Schäden konzentrieren sich deutlich auf die hydromorphen Standorte, die durch Gley- und Pseudogleyböden geprägt sind, und steigen mit zunehmenden Wassereinfluß. Darüber hinaus stellt das ausgesprochen **wärmebegünstigte Klima** der Oberrheinebene einen prädisponierenden Faktor für die Entstehung einer Schwammspinner-Massenvermehrung dar.

Schadensauslösende Faktoren: Als grundlegender schadensauslösender Faktor ist die **Entlaubung durch den Schwammspinner** anzusehen. In Abhängigkeit von der Häufigkeit, dem Zeitpunkt und der Intensität des Fraßes sind im Schadensausmaß deutliche Unterschiede festzustellen. Der bis in den Hochsommer andauernde Raupenfraß ebnete den Weg für den **Eichenmehltau**, wodurch die Dauer der Assimilationseinschränkung erhöht wurde. Aufgrund der fehlenden Blattmasse war die Spätholz- und vermutlich auch die Feinwurzelbildung im Sommer beider Fraßjahre stark vermindert. Zudem ist anzunehmen, daß in beiden Jahren keine oder nur eine sehr eingeschränkte Reservestoffbildung erfolgen konnte, so daß den Eichen im nächsten Frühjahr die Kraft zum Aufbau eines ausreichenden Frühholzanteiles und zur Regeneration der Feinwurzeln fehlte. Die verminderte Frühholz- und mangelnde Spätholzbildung führte im Fraßfolgejahr 1995 offensichtlich zu einer erheblichen Einschränkung der Wasserleitfähigkeit der Eichen. Im Jahr 1994 spielte die **durch einen ungünstigen Wetterverlauf ausgelöste Vernässung** (hohe Winter- sowie Frühjahrsniederschläge und Starkniederschläge während der Entlaubungsphase) der wassergeprägten, hydromorphen Standorte eine besondere Rolle. Zum Zeitpunkt des Insektenfraßes ist dadurch offenbar eine **Hypoxie** entstanden, die hohe Feinwurzelverluste zur Folge hatte. Zusammen mit der verminderten Frühholz- und mangelnden Spätholzbildung führten die Feinwurzelverluste zu einem „**physiologischen Wassermangel**“ der Eichen. Auch vor dem

Fraß vitale Bäume sind durch diese Vorgänge so geschwächt worden, daß sie entweder bereits bis zu Beginn der Vegetationsperiode 1995 abgestorben sind oder für einen Angriff durch Folgeschädlinge ausgesprochen prädisponiert waren. Zudem ging von den Trockenjahren 1989 bis 1991 eine indirekte Wirkung auf die Folgeschäden aus, da sie offensichtlich erst eine derartig ausgeprägte Massenvermehrung ermöglichten.

Schadensverstärkende Faktoren: Die aufgelichteten Eichenbestände und die zahlreichen geschwächten Eichen boten dem **Zweifleckigen Eichenprachtkäfer** im Frühjahr 1995 ideale Lebensbedingungen, so daß eine Massenvermehrung dieses Insektes entstanden ist. Seitdem war er maßgeblich daran beteiligt, daß sich viele geschädigte Eichen, die die erste Absterbewelle überlebt hatten, nicht mehr erholten und abgestorben sind. Daneben haben der **Hallimasch** und **rindenbesiedelnde Pilze** sowie die durch den Ausfall der Eichen seit 1995 entstandene **Vernässung** der Schadbestände dazu beigetragen, daß die Regeneration der Eichen verhindert wurde. Auch wurzelschädigende *Phytophthora*- und *Pythium*-Arten wurden als Bodenpilze im Bienwald nachgewiesen, wobei ihre Bedeutung für den Absterbeprozess nicht hinreichend geklärt ist.

Begleitende Faktoren: Diese Faktoren tragen im Ursachenkomplex nicht zum Absterben von Eichen bei. Sie sind vielmehr unmittelbare Folge des Schwammspinnerfraßes beziehungsweise mittelbare Folge des Absterbens von Eichen sowie der daraus resultierenden Bestandesverlichtung und erhöhen die negativen ökologischen und ökonomischen Auswirkungen des Schadkomplexes. Dazu gehören unter anderem **Zuwachs-** und **Qualitätsverluste**. In diesem Zusammenhang ist auch die **Vergrasung** und **Vernässung** der Bestände zu nennen, die zu waldbaulichen Problemen führen. Darüber hinaus entstehen durch **holzbesiedelnde Insekten** Schwierigkeiten beim Holzverkauf. Auf diese insbesondere für den Forstbetrieb wesentlichen Faktoren wird im folgenden Kapitel näher eingegangen. Störungen der Biozöosen oder andere ökologische Auswirkungen waren nicht Gegenstand dieser Untersuchung.

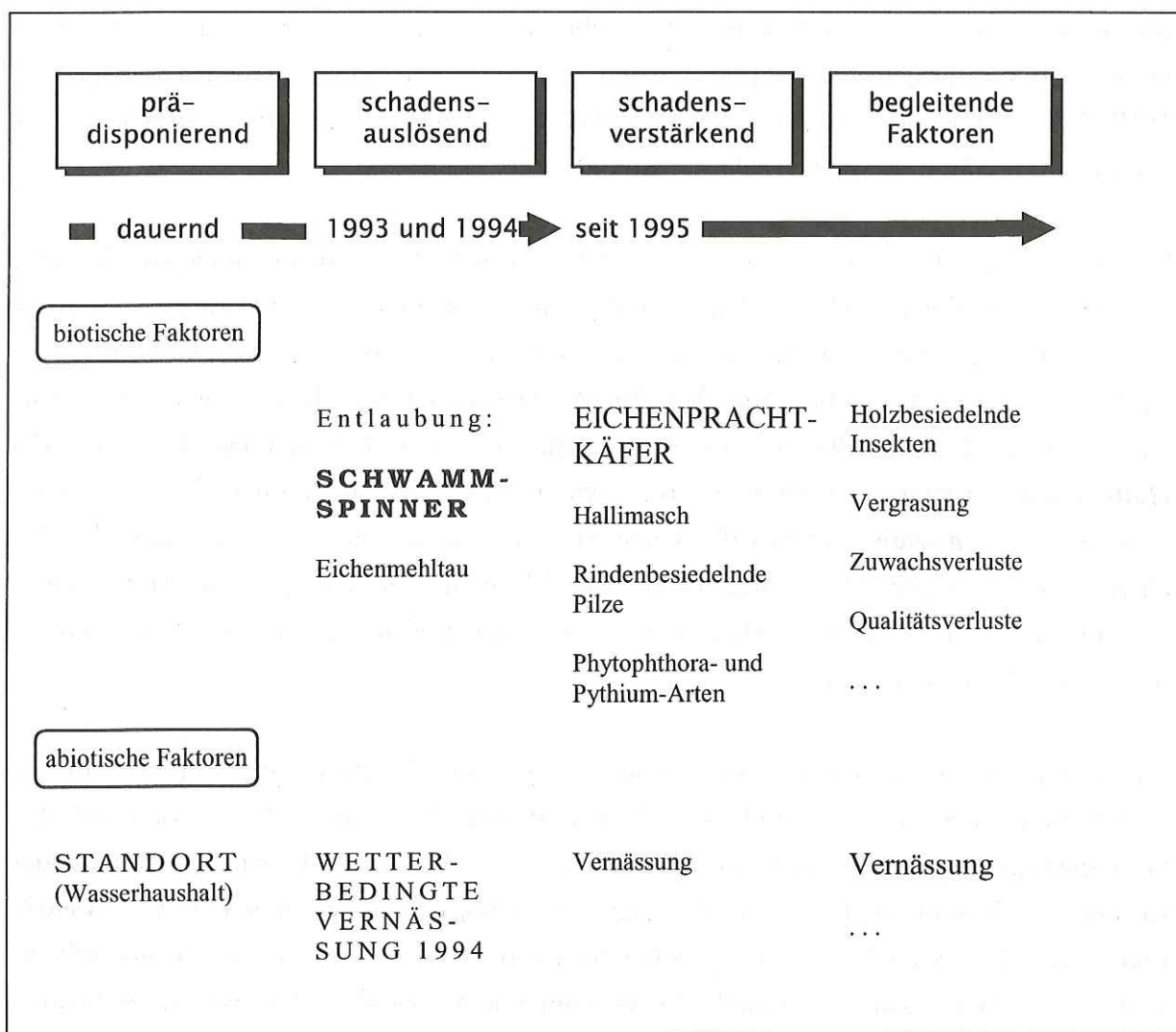


Abb. 16: Schadfaktoren des Eichensterbens infolge der Schwammspinner-Kalamität 1993 und 1994 im Bienwald
Factors of oak mortality as a consequence of the gypsy moth calamity 1993 and 1994 in the Bienwald

5.2 Auswirkungen der Schwammspinner-Folgeschäden auf den Forstbetrieb und die Waldstruktur

Durch die Schwammspinner-Kalamität wurden im Bienwald Vermögensschäden verursacht, die bis 1996 bezogen auf die Eichenschadfläche von 547 ha auf mehr als 11 Mio. DM geschätzt wurden (ALBERT & DELB 1999 in diesem Heft). Dem Waldbesitzer entstanden unter anderem Bestandeswertverluste, ein Minderertrag beim Schadholzverkauf und Mehraufwand bei der Holzernte, der Kulturbegründung sowie im Verwaltungsbereich. Im Zusammenspiel mit weiteren nachfolgend genannten Auswirkungen werden diese erheblichen Substanzverluste das Betriebsergebnis der betroffenen Forstbetriebe und die Waldstruktur über Jahrzehnte prägen.

Aufgrund der großen Anzahl abgestorbener und absterbender Eichen wurde eine Massenvermehrung holzbrütender Insekten ausgelöst. Insbesondere ambrosiazüchtende Borkenkäfer haben frisch abgestorbene und auch noch lebende Stämme befallen (vgl. BRECHTEL & ZWECKER 1989 in diesem Heft), wodurch hauptsächlich im Splint und äußeren Kernholzbereich Brutröhren entstanden sind. Der Befall an lebenden Stämmen erfolgte an Stellen, wo der Bast aufgrund eines Eichenprachtkäferbefalls bereits partiell abgestorben war. Auch BRAUN & SEEMANN (1995), LOBINGER & SKATULLA (1996) sowie WEZEL (1998) berichten von Holzbrüterbefall an nach Schwammspinnerfraß abgestorbenen oder absterbenden Eichen. Durch die Einbohrlöcher wurde das Mißtrauen der Holzkäfer geweckt, so daß eine *Geringerschätzung des Holzes* und damit verbundene Preiseinbußen die Folge waren (mündl. Mitt. BOHLANDER & LEPPLA 1997). Den Untersuchungen von BLOCK et al. (1999 in diesem Heft) zufolge führten die Brutröhren jedoch nur zu einer verhältnismäßig geringen Entwertung der Eichenstämme mit einem durchschnittlichen Ausbeuteverlust des Kernholzes von lediglich 7%.

Auf vielen Schadflächen sind aufgrund der Ausfälle unerwünschte Kahllagebedingungen entstanden. Die stärker geschädigten Eichenbestände stocken meist auf grund- und stauwasserbeeinflussten Standorten und sind aufgrund des deutlichen Transpirations- und Interzeptionsrückgangs *vernäßt*. In diesem Zusammenhang wurde in einigen Flächen beobachtet, daß ein bislang vorhandener Buchenunterstand infolge des veränderten Bodenwasserhaushaltes abgestorben ist⁸. Zudem sind die Schadflächen bedingt durch erhöhten Licht-, Wärme- und Wassergenuß sowie durch ein kurzfristig erhöhtes Nährstoffangebot *vergrast* (v.a. *Molinia caerulea* L., *Deschampsia cespitosa* L., *Carex spec.* und *Juncus spec.*), so daß eine zeitnahe Eichenverjüngung auf der überwiegenden Fläche nur noch künstlich und mit hohem Aufwand möglich ist.

Der Bienwald ist ein typisches Eichenwaldgebiet, wie die Vegetationskartierungen von HAILER (1954, 1955 a und b) und WAHL (1990) zeigen. Die geschädigten Eichenbestände liegen überwiegend im Bereich des Eichen-Hainbuchen- (Querceto-Carpinetum) oder des Eichen-Birkenwaldes (Querceto-Betuletum). Ohne menschliche Einflußnahme können sich in den stark vernäßten und vergrasteten Flächen voraussichtlich nur sehr langsam und vereinzelt wieder Eichen einfinden. Zudem ist in einem Zeitraum von bis zu mehreren Jahrzehnten ein *lichtes Waldbild* zu erwarten (mündl. Mitt. PHILIPPI & WAHL 1998⁹). Vermutlich werden sich zu Beginn eher nassetolerante Baumarten wie Birken, Kiefern und Erlen etablieren, so daß im Gegensatz zu den ehemaligen, wüchsigen Eichen-Hainbuchenwäldern vorerst

⁸ Forstamt Hagenbach, XII 9a¹, Heßbach.

⁹ Anlässlich einer Bienwaldexkursion am 17.06.1998 in den Naturwaldreservaten Mörderhäufel und Stuttpferch.

ein Sumpfwaldcharakter entstehen wird. Dem Ergebnis einer Verjüngungsaufnahme im von Schwammspinner-Folgeschäden stark betroffenen Naturwaldreservat Stuttperch zufolge, konnte 1996 keine Eichen-Naturverjüngung gefunden werden (BALCAR 1997), was im wesentlichen auf die starke Vernäzung und Vergrasung zurückzuführen ist. Die aufgrund der Schwammspinner-Folgeschäden vernäzten und vergrasteten Flächen des Bienwaldes gehen offensichtlich für einen nicht absehbaren Zeitraum als Eichenwaldbiotop verloren. Dieser Verlust wertvoller Eichenmischwälder dürfte mit einem Rückgang des Artenreichtums im Bienwald verbunden sein. Eine weitere Folge des Schwammspinnerkahlfraßes war der Verlust eines Naturdenkmals (Aschbacheiche im Forstamt Schaidt) und für den Biotop- und Artenschutz wertvoller Eichenaltholzinseln (bspw. das Altholz in der Abteilung Saubuckel im Forstamt Hagenbach).

Bei einem Reinertrag der Eichenbetriebsklasse im Bienwald von schätzungsweise 800 DM je Jahr und Hektar (aus Pflanzung, ohne Berücksichtigung der Fixkosten)(ALBERT & WOMELSDORF 1989) würde bei einer überschlägigen Größenordnung von 60 ha stark vernäzter und vergraster Offenflächen¹⁰ ein jährlicher kalkulatorischer Verlust von etwa 50.000 DM entstehen. Auch ein großflächiger Baumartenwechsel zu Kiefern-, Erlen-, Birken- oder Eschenmischbeständen hätte dem heutigen Kenntnisstand entsprechend gegenüber der Eichenbetriebsklasse deutliche Reinertragsseinbußen zur Folge. Außerdem unterliegt die sich häufig natürlich verjüngende Kiefer in diesen vernäzten Flächen einem hohen Sturmwurfisiko. Auch die Erle wird hier in ihren waldbaulichen Möglichkeiten als problematisch eingeschätzt, da sie auf den wechsellassen Böden unter Trockenjahren besonders leidet (mündl. Mitt. LEPPLA 1998). In einigen Fällen wurde auf vernäzten Schadfächen auch eine Eschen-Naturverjüngung beobachtet, die auf diesen Standorten nach Auskunft von LEPPLA (mündl. Mitt. 1998) allerdings eine stagnierende Sommernäse nicht überlebt.

Die infolge des Schwammspinnerfraßes entstandenen Folgeschäden haben nach der ersten schlagartigen Absterbewelle im Bienwald einen chronischen Verlauf angenommen, wie dies auch in Baden-Württemberg beobachtet wurde (WEZEL 1998). Seit 1996 sind in den betroffenen Eichenbeständen, ausgelöst durch den Eichenprachtkäferbefall geschwächter Eichen und die Gefahr einer nachfolgenden Entwertung durch holzbrütende Insekten, die zufälligen Nutzungen betriebsbestimmend, so daß eine planmäßige Bewirtschaftung der Eichenbestände bis zum heutigen Zeitpunkt weitgehend nicht möglich ist. Es sind Zwangssituationen entstanden, die die waldbauliche Handlungsfreiheit zur Verwirklichung eines kleinflächigen und strukturreichen, naturnahen Waldbaus erheblich einschränken.

¹⁰ Berücksichtigt sind alle Schadfächen auf Standorten der Wasserhaushaltsstufen "sehr frisch, äußerst frisch, vernässend und naß" bei Eichen jünger als 50 Jahre der Schadklasse 4, bei Eichen zwischen 50 und 100 Jahren der Schadklassen 3 und 4 sowie bei Eichen älter als 100 Jahre der Schadklassen 2 bis 4.

In auf Dauer angelegten forstlichen Versuchsflächen und Naturwaldreservaten sind die besonderen Zielsetzungen durch Folgeschäden gefährdet. So wurden die im Bienwald den Eichen-Hainbuchenwald repräsentierenden Naturwaldreservate, aufgrund der Vorgabe, menschliche Eingriffe zu unterlassen, nicht mit Pflanzenschutzmitteln behandelt. Die wesentliche Zielsetzung der bereits seit etwa drei Jahrzehnten erfolgenden Waldbauforschung, für vergleichbare, geschlossene Wirtschaftswälder Entscheidungshilfen zur Umsetzung eines naturnahen Waldbaus zu geben (BALCAR 1997), wird durch den nahezu vollständigen, selektiven Ausfall der Eichen aller Alter in diesen Flächen gravierend beeinträchtigt.

Der Eichenanteil ist durch das schwammspinnerverursachte Absterben bezogen auf die gesamte im Bienwald befallene Fläche von 1995 bis 1998 schlagartig um etwa 10% zurückgegangen. Zudem wurden viele Eichenmischbestände durch den Ausfall der Eichen entmischt. Die Holzmassenverluste lagen bis zum Juli 1998 bei schätzungsweise 45.000 fm (DELB 1998). Sollten sich derartige Schwammspinner-Kalamitäten wiederholen und keine Gegenmaßnahmen zur Vermeidung des Fraßes erfolgen, ist davon auszugehen, daß bei ungünstigen Rahmenbedingungen auf den hydromorphen Standorten des Bienwaldes weitere Eichen im erheblichen Umfang verloren gehen. Langfristig könnte dies zu einer drastischen Reduktion des Eichenanteils im Bienwald und zu weiteren Entmischungen führen.

Infolge der entstandenen Schwammspinnerschäden wird der Altersklassenaufbau der Eichenbetriebsklasse und somit die Nachhaltigkeitsstruktur gestört, so daß ein gleichmäßiger Holzeinschlag und damit verbundene Geldeinnahmen sowie die stetige Rohstoffversorgung der Holzindustrie beeinträchtigt werden. Durch die ungerichtete Öffnung der Eichenbestände wird die räumliche Ordnung gestört, wodurch auf vernässenden und nassen Standorten die Sturmwurfgefahr ansteigt.

Da das Produktionspotential auf den Schadflächen infolge der verminderten Bestockungsgrade nicht mehr voll ausgeschöpft wird, entstehen in vielen geschädigten Beständen seit Beginn der Absterbeprozesse jährliche Zuwachsverluste. Aber auch als direkte Folge eines Schwammspinnerfraßes wird der Zuwachs reduziert, wie bereits vielfach beschrieben wurde (z.B. SCHEDL 1936 und PIPER 1998). Durch diese Zuwachseinbußen verlängert sich der Produktionszeitraum bis zum Erreichen des Zieldurchmessers. Im Vergleich zu den aufgrund der Absterbevorgänge verursachten Schäden ist dies jedoch weniger gravierend. An Eichen, die eine Schwammspinner-Kalamität überlebten, konnten Zuwachseinbußen von bis zu zwei Jahreszuwachsen festgestellt werden, wobei sie noch zwei Jahre nach Abschluß der Gradation zu spüren waren (FRATZIAN 1973). Innerhalb einer zehnjährigen Beobachtungsperiode sind in den USA bei einem durchschnittlichen Fehlen von etwa einem Drittel der Blattmasse jährli-

che Zuwachsverluste von im Mittel etwa einem Drittel des normalen Zuwachses entstanden (MINOTT & GUILD 1925). Auch die im Bienwald durchgeführten Jahrringuntersuchungen zeigen einen erheblichen Zuwachseinbruch während und nach dem Fraßgeschehen (HANSEN 1999 in diesem Heft, SCHRÖCK 1999 in diesem Heft). HANSEN (1999 in diesem Heft) hat an befallenen Eichen in den Fraß- und Fraßfolgejahren deutliche Zuwachsreduktionen festgestellt.

An den überlebenden Eichen können durch die plötzliche Zuwachsreduktion im Vergleich zu den Vor- und Folgejahren ungleichmäßige Jahrringbreiten entstanden sein. Ob dies tatsächlich die Holzqualität wesentlich beeinträchtigt, ist allerdings nach Ansicht von SPIECKER (1991) zu bezweifeln.

Eine verstärkte Wasserreiserbildung, die eindeutig auf eine schwammspinnerbedingte Verlichtung der Bestände zurückzuführen ist, war im Bienwald hauptsächlich in jüngeren Beständen festzustellen (DELB 1998). In Baden-Württemberg waren den Erfahrungen von WEZEL (1996) zufolge in kahlgefressenen Altbeständen 28% und in lichtgefressenen dagegen nur 6% der Eichen mit Wasserreisern besetzt, so daß sich die unterschiedliche Fraßintensität auf die Wasserreiserbildung offenbar ausgewirkt hat. Nach seiner Einschätzung sterben die Wasserreiser nach ein bis drei Jahren allerdings wieder ab, falls die Bestände nicht durch verstärkte Ausfälle zu licht geworden sind.

Im Rahmen eines chronischen Krankheitsverlaufs hat nach den Ausführungen von HARTMANN (1996) und WEZEL (1998) die durch den Eichenprachtkäferbefall verursachte Schleimflußbildung langfristige Auswirkungen auf die Holzqualität. Sie gehen davon aus, daß sich die dunklen Überwallungsstellen nach erfolgreicher Abwehr des Käfers als T-förmige Wundgewebe dauerhaft im Holz abzeichnen werden.

Im Vergleich zu den im Bienwald außerordentlich hohen Absterberaten spielt der von WELLENSTEIN & SCHWENKE (1978) angesprochene Mastausfall als Schaden nur eine untergeordnete Rolle. Trotzdem soll erwähnt werden, daß insbesondere bei gleichzeitigem Eintreffen von Fraß- und Mastjahren in zugelassenen Erntebeständen durch den Ausfall der Eichelmast Einkommenseinbußen entstehen können und geplante Naturverjüngungsvorhaben verzögert werden.

In Eichenbeständen mit hohen Ausfallraten können die ursprünglichen waldbaulichen Betriebsziele nicht mehr erreicht werden. Demgegenüber sind die Auswirkungen in Beständen mit niedrigeren Absterberaten je nach Verteilung der Schäden und Alter der Eichen sehr unterschiedlich zu bewerten. Während bei Ausfällen in einer Größenordnung von beispielsweise 25%, die gleichmäßig über den Bestand verteilt sind, in einer stammzahlreichen Dichtung das Betriebsziel kaum gefährdet wird, da sich der

Bestand bald wieder schließt, entstehen in einem Baumholz oft dauerhaft große Lücken. Dort wird das Bestandesinnenklima durch den gesteigerten Licht- und Wärmeeinfluß nachhaltig verändert, so daß unter anderem eine erhöhte Disposition gegenüber Eichenprachtkäferbefall entsteht. In schwächer geschädigten, mittelalten bis alten Beständen ist der Ausfall von Auslesebäumen als besonders schwerwiegend anzusehen. Darüber hinaus befinden sich mittlere bis starke Baumhölzer in einem Durchmesserbereich, der in den nächsten Jahren einen besonders hohen Wertzuwachs erwarten läßt. Die vorzeitige Zwangsnutzung dieser Eichen führt hier aufgrund der *Hiebsunreife* zu besonders schwerwiegenden finanziellen Verlusten. Auch in Abhängigkeit vom Mischungsanteil sind Folgeschäden unterschiedlich zu beurteilen. Zwar entstehen beim Ausfall der Eichen beispielsweise in einem schwachen Baumholz mit einem Eichenanteil von 10% keine bestandesbedrohenden Schäden, doch muß infolgedessen das waldbauliche Mischungsziel langfristig aufgegeben werden.

Auf den gefährdeten hydromorphen Standorten können die Folgeschäden an Eichen und deren gravierenden Auswirkungen durch Vermeidung des Schwammspinnerfraßes verhindert werden. Eine langfristige Vorbeugung von Massenvermehrungen dieses wärmeliebenden Insektes durch die Förderung schattenreicher Waldbestände ist offenbar nicht möglich, da im Bienwald auch derartige Bestände nicht vom Schwammspinner verschont geblieben sind. Darüber hinaus sind gerade die gefährdeten hydromorphen Standorte insbesondere für die Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.) und in sehr nassen Bereichen auch für die Hainbuche (*Carpinus betulus* L.) ungeeignet, die als schattenspendende Mischbaumarten im Unterstand von Eichenbeständen in Frage kommen. Demnach kann der Schwammspinnerfraß bei einer Massenvermehrung von Seiten des Forstbetriebes nur durch den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln eingedämmt werden. Neben den daraus resultierenden Behandlungskosten, die 1994 im Bienwald bei durchschnittlich 373 DM/ha lagen (ALBERT & DELB 1999 in diesem Heft), können von einem Insektizideinsatz Risiken für die Biozönose der Eichenwälder ausgehen (WULF & BERENDES 1993 und 1996). Dem stehen die durch den Fraß und den daraus resultierenden Folgeschäden verursachten langfristigen Veränderungen der Waldstruktur und somit der Waldlebensgemeinschaft sowie Vermögensschäden in einer Größenordnung von etwa 20.000 DM/ha auf unbehandelten Schadflächen (ALBERT & DELB 1999 in diesem Heft) gegenüber.

Im Bienwald konnte 1994 über zwei ausreichend wirksame und zugelassene Wirkstoffe verfügt werden. Einerseits *Diflubenzuron* und andererseits *Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki* (*B.t.k.*), mit dem bei günstigen Wetterbedingungen und zweimaliger Ausbringung ausreichende Behandlungserfolge erzielt wurden (SEEMANN 1999 in diesem Heft). Zur Schonung der Nichtzielorganismen in der Biozönose des Eichenwaldes sollten möglichst spezifisch wirkende Pflanzenschutzmittel eingesetzt werden, wobei in diesem Zusammenhang der Wirkstoff *B.t.k.* gegenüber dem weniger selektiven *Diflubenzuron* ein günstigeres ökotoxikologisches

Profil aufweisen soll (FORSTER et al. 1993, ROOS 1993, ZUB et al 1996). Allerdings birgt die geringere Persistenz dieses Präparates die Gefahr, daß aufgrund ungünstiger Wetterverhältnisse (niedrige Temperaturen und/oder hohe Niederschläge) eine Zeit ohne Raupenfraßaktivität folgt und somit der Wirkstoff nicht rechtzeitig aufgenommen wird. Darüber hinaus entstanden im Bienwald 1994 beim Einsatz des *B.t.k.* mit 398 DM/ha weit höhere Kosten als bei der einmaligen Ausbringung des *Diflubenzuron* mit 115 DM/ha (ALBERT & DELB 1999 in diesem Heft). Beim Einsatz des *B.t.k.* werden neben dem Schwammspinner auch Raupen anderer zu diesem Zeitpunkt fressender Schmetterlingsarten beeinträchtigt (FORSTER et al. 1993). Allerdings scheint es bezogen auf ein Waldgebiet unwahrscheinlich, daß dadurch ganze Populationen vernichtet werden, da das *B.t.k.* keinen hundertprozentigen Wirkungsgrad besitzt (NÄSSIG & ZUB 1994, SEEMANN 1999 in diesem Heft). Außerdem muß im Rahmen eines gezielten Objektschutzes gefährdeter Eichenbestände nicht jede Fläche eines Waldgebietes geschützt werden. Inwieweit eine solche Behandlung den "eisernen Bestand" von Insektenpopulationen beeinflusst, kann nur mit Hilfe langfristig und dauerhaft angelegter Untersuchungen (RUF & RÖMBKE 1996) geklärt werden. Dazu wären Dauerschadgebiete, wie sie beispielsweise vom Eichenwickler (*Tortrix viridana* L.) bekannt sind, besonders geeignet. Hier könnte auch der Frage nachgegangen werden, inwiefern eine mehrmalig aufeinanderfolgende Behandlung in festen Gradationsabständen die Regeneration der Schmetterlingspopulationen behindern kann. Bei der Diskussion um den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln sollte beachtet werden, daß auch im Falle eines nicht unterbundenen Schwammspinnerfraßes die sonstige Schmetterlingsfauna, insbesondere des Kronenraumes, beispielsweise durch die Nahrungskonkurrenz sehr wahrscheinlich beeinträchtigt wird. Zudem ist zu berücksichtigen, daß sich durch den fraßinduzierten Mehltreibbefall die Entlaubungsphase verlängert, wodurch auch später blattfressende Arten beeinträchtigt werden. Allerdings soll sich der Kahlfraß laut ZUB et al. (1996) auf Organismen nicht so nachteilig wie zum Beispiel der Einsatz des Wirkstoffs *Diflubenzuron* ausgewirkt haben.

6 Literatur

ACKERMANN, J & HARTMANN, G (1992): Kronenschäden in Eichenbeständen Niedersachsens nach Farbinfrarot-Luftbildern aus den Jahren 1988/89. *Forst und Holz*, 47 Jg., Nr. 15, S. 452-460.

ALBERT, G & DELB, H. (1999): Bewertung der Vermögensschäden durch die Schwammspinner-Kalamität 1993/94 im Bienwald. In DELB, H. & BLOCK, J. (Hrsg.): Untersuchungen zur Schwammspinner-Kalamität von 1992 bis 1994 in Rheinland-Pfalz. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Nr. 45/1999, S. 213-221.

ALBERT, G. & WOMELSDORF, G (1989): Reinerträge der Hauptwirtschaftsbaumarten in Rheinland-Pfalz, Modellkalkulation 1987. Mitteilungen der Landesforstverwaltung Rheinland Pfalz Nr. 7/1989, 52 S.

ARBEITSGEMEINSCHAFT DAUERBEOBACHTUNGSFLÄCHEN-WALDSCHÄDEN (1995): Arbeitsanweisung zur Kronenansprache auf Dauerbeobachtungsflächen, 27 S., unveröffentlicht.

ARBEITSKREIS FORSTLICHE LANDESPFLEGE (1987): Biotop-Pflege im Wald - Ein Leitfaden für die forstliche Praxis -. 3. Auflage, Kilda-Verlag Greven, 230 S.

BAKER, W. L. (1941): Effects of gypsy moth defoliation on certain trees. *Journal of Forestry* 39, pp. 1017-1022.

BALCAR, P (1997): Untersuchungen an Naturwaldreservaten im Bienwald. In KÖHLER & HAHN (Hrsg.): Der Bienwald - Bedeutung, Gefährdung, Entwicklung -, BUND Rheinland-Pfalz e.V. Mainz, S. 27-41.

BARK, H (1988): Erläuterungsbericht zur Standortskartierung im Forstamtsbezirk Schaidt. Bezirksregierung Rheinhessen-Pfalz, Forstdirektion Neustadt an der Weinstraße, 390 S., unveröffentlicht.

BENSE, U & SCHOTT, C (1995): Zum bisher bekannten Vorkommen des Borkenkäfers *Xyleborus peregrinus* Eggers 1944 in Baden-Württemberg und im Elsaß (Coleoptera, Scolytidae). Mitteilungen des entomologischen Vereins Stuttgart 30, S. 55-60.

BILL, R. & FRITSCH, D (1991): Grundlagen der Geo-Informationssysteme, Band 1: Hardware, Software und Daten. Wichmann-Verlag Karlsruhe, 385 S.

BLANK, R (1997): Ringporigkeit des Holzes und häufige Entlaubung durch Insekten als spezifische Risikofaktoren der Eichen. *Forst und Holz*, 52. Jg., Nr. 9, S. 235-242.

BLANK, R., HARTMANN, G, HUBRIG, M & SEEMANN, D (1995): Untersuchung zur Vitalität der Feinwurzeln 100-jähriger Stieleichen nach Schwammspinnerfraß 1993/94 im Forstamt Bruchsal. Interner Bericht, unveröffentlicht.

BLOCK, J., DELB, H., HARTMANN, G., SEEMANN, D. & SCHRÖCK, H. W. (1995): Schwere Folgeschäden nach Kahlfraß durch Schwammspinner im Bienwald. *Allgemeine Forst Zeitschrift/Der Wald*, 50. Jg., Nr. 23, S. 1278-1281.

BLOCK, J., FISCHER, H. & WIRTH, P. (1999): Entwicklung der Holzqualität nach Schwammspinnerfraß absterbender und abgestorbener Eichen. In DELB, H. & BLOCK, J. (Hrsg.): Untersuchungen zur Schwammspinner-Kalamität von 1992 bis 1994 in Rheinland-Pfalz. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Nr. 45/1999, S. 200-212.

BRAUNS, A. (1991): Taschenbuch der Waldinsekten. Gustav Fischer Verlag Stuttgart Jena, 860 S.

BRAUN & SEEMANN (1995): Käfer- und Holzwespenfunde (Coleoptera et Hymenoptera: Siricidae) an Stieleichen und ihr Bezug zum Eichensterben. Mitteilung bad. Landesver. Naturkunde und Naturschutz, N.F. 16, 2, S. 377-387.

BRECHTEL, F. & ZWECKER, N. (1999): Forstlich relevante Insekten (Käfer, Holzwespen) in vitalen, geschädigten und aktuell abgestorbenen Eichen des Bienwaldes (Rheinland-Pfalz) (Coleoptera, Siricidae) - Ein Beitrag zur Risikoabschätzung von Schwammspinnerfolgeschäden

den. In DELB, H. & BLOCK, J. (Hrsg.): Untersuchungen zur Schwammspinner-Kalamität von 1992 bis 1994 in Rheinland-Pfalz. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Nr. 45/1999, S. 176-199.

BREDA, N. & GRANIER, A. (1996): Intra- and interannual variations of transpiration, leaf area index and radial growth of sessile oak stand (*Quercus petraea*). *Annales des sciences forestières (Ann Sci For)* 53, pp. 521-536.

BUB, M., CHRISTMANN, V. & MEYER, K. (1998): Waldfunktionenplan Bienwald. Mitteilungen der Landesforstverwaltung Rheinland Pfalz Nr. 14/1998, 83 S.

BUTIN, H. (1983): Krankheiten der Wald- und Parkbäume. Georg Thieme Verlag Stuttgart-New York, 172 S.

CAMPBELL, R. W. & SLOAN R. J. (1977): Forest stand responses to defoliation by gypsy moth outbreaks. *Forest Science Monograph*. 19, 34 p.

DELB, H. (1998): Schwammspinner-Folgeschäden in Rheinland-Pfalz. Abschlußbericht zum Projekt „Schwammspinner-Folgeschäden“, Forstamt Hagenbach und Forstliche Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, 158 S. und Anhang, unveröffentlicht.

DELB, H. (1999): Schwammspinner-Kalamitäten in Rheinland-Pfalz. In DELB, H. & BLOCK, J. (Hrsg.): Untersuchungen zur Schwammspinner-Kalamität von 1992 bis 1994 in Rheinland-Pfalz. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Nr. 45/1999, S. 2-13.

DONITÁ, N, ALEXE, A. & TOADER, T. (1993): Forstökologische Untersuchungen über die Eichenerkrankungen in Rumänien. In: Zustand und Gefährdung der Laubwälder, Rundgespräche der Kommission für Ökologie, Bayerische Akademie der Wissenschaften, Band 5, Verlag Dr. Friedrich Pfeil München: S. 91-96.

DREYER, E. (1994): Compared sensitivity of seedlings from 3 woody species (*Quercus robur* L., *Quercus rubra* L., *Fagus sylvatica* L.) to water-logging and associated root hypoxia: effects on water relations and photosynthesis. *Annales des sciences forestières (Ann Sci For)* 51, pp. 417-429.

ESCHERICH, K. (1923): Forstinsekten Mitteleuropas, 2. Band. Verlagsbuchhandlung Paul Parey, S. 145-150.

FALCK, R. (1918): Eichenerkrankung in der Oberförsterei Lödderlitz und in Westfalen. *Zeitschrift für das Forst- und Jagdwesen*, 50, S. 123-132.

FORSTER, R., KAMPMANN, T. & KULA, C. (1993): Gefährdungsabschätzung für eine Schwammspinnerbekämpfung mit chemischen und biologischen Mitteln in den Prüfbereichen Bodenfauna, Honigbiene und Nutzorganismen. In WULF, A. & BERENDES, K.-H. (Bearbeiter): Schwammspinner-Kalamität im Forst. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin Dahlem, Heft 293, S. 203-216.

FRATZIAN, A. (1973): Zuwachs und Lebensfähigkeit von Eichenbeständen nach Fraß des Schwammspinners, *Lymantria dispar* L., in Rumänien. *Anzeiger für Schädlingskunde* 46, S. 122-125.

GARSAULT, J.-F. (1997): Des dépérissements aigus de chénaies pédonculées dans le centre-ouest. Les Cahiers du Département de la Santé des Forêts (DSF), 1-1997 (La Santé des Forêts [France] en 1996), pp. 31-33.

GOTTSCHALK, K. W. (1993): Silvicultural guidelines for forest stands threatened by the gypsy moth. Gen. Tech. Rep. NE-171. Radnor, PA: U.S. Department of Agriculture (USDA), Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station, 49 p.

HAILER, N. (1954): Erläuterungsbericht zur pflanzensoziologischen Standortserkundung im Bienwald. Regierungsforstamt Neustadt a.d. Weinstraße, 22 S., unveröffentlicht.

HAILER, N. (1955a): Pflanzensoziologische Karte, Forstamt Schaidt, Betriebsverband Schaidt. Herausgegeben vom Regierungsforstamt Neustadt a.d. Weinstraße, unveröffentlicht.

HAILER, N. (1955b): Pflanzensoziologische Karte, Forstamt Neulauterburg, Betriebsverband Neulauterburg. Herausgegeben vom Regierungsforstamt Neustadt a.d. Weinstraße, unveröffentlicht.

HANSEN, J. (1999): Radialzuwachsverlauf und Gefäßstruktur der Jahrringe von Eichen in ausgewählten Beständen des Bienwaldes im Rahmen der Schwammspinner-Kalamität 1993/94. In DELB, H. & BLOCK, J. (Hrsg.): Untersuchungen zur Schwammspinner-Kalamität von 1992 bis 1994 in Rheinland-Pfalz. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Nr. 45/1999, S. 151-175.

HARTMANN, G. (1996): Ursachenanalyse des Eichensterbens in Deutschland - Versuch einer Synthese bisheriger Befunde. In WULF, A. & KEHR, R. (Bearbeiter): Eichensterben in Deutschland. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin Dahlem, Heft 318, S. 125-151.

HARTMANN, G., R. BLANK & S. LEWARK (1989): Eichensterben in Norddeutschland: Verbreitung, Schadbilder, mögliche Ursachen. *Forst und Holz*, 44. Jg., Nr.18, S. 475-487.

HARTMANN, G. & BLANK, R. (1992): Winterfrost, Kahlfraß und Prachtkäferbefall als Faktoren im Ursachenkomplex des Eichensterbens in Norddeutschland. *Forst und Holz*, 47. Jg., Nr. 15, S. 443-452.

HECKE, L. (1910): Der Eichenmehltau. *Centralblatt für das gesamte Forstwesen*, 36. Jg., S. 60-63.

HEIDINGSFELD, N. (1993): Neue Konzepte zum Luftbildeinsatz für großräumig permanente Waldzustandserhebungen und zur bestandesbezogenen Kartierung flächenhafter Waldschäden. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Nr. 23/93, 165 S.

HETT, P. (1989): Methodologie D'approche des Dépérissements, Diagnostic racinaire d'après C DELATOUR. Département de la Santé des Forêts (DSF) du nord-est. Internes Merkblatt des DSF, 4 S.

HILDEBRANDT, G (HRSG.) (1992): Anwendungen der Fernerkundung zur Beurteilung des Gesundheitszustandes der Wälder. Handbuch der Kommission der Europäischen Gemeinschaften, Generaldirektorat für Landwirtschaft. Walphot S.A., 113 S.

HILDEBRANDT, G. (1996): Fernerkundung und Luftbildmessung für Forstwirtschaft, Vegetationskartierung und Landschaftsökologie. Wichmann Verlag Heidelberg, 676 S.

HILDEBRANDT, G., BAUMGARTEN, R., KADRO, A., KIENZLE, P., KUNTZ, S. & SCHNEIDER, H. (1989): Untersuchung zur Methodik großräumiger Waldschadensinventuren und der Beobachtung der Schadensentwicklung durch Fernerkundung und kombinierter Feldfernerkundungsverfahren. In: Untersuchung und Kartierung von Waldschäden mit Methoden der Fernerkundung. DLR-Abschlußdokumentation, Teil A, Oberpfaffenhofen, S. 121-141.

HOUSTON, D. R. (1981): Effects of defoliation on trees and stands. In DOANE, C. & MCMANUS, M. (eds.): The Gypsy Moth: Research towards integrated pest management, United States Department of Agriculture (USDA), Forest Service, Techn. Bull. 1584, pp. 217-219.

HUBER, B. (1935): Die physiologische Bedeutung der Ring- und Zerstreutporigkeit. Ber. d. Deutsch. Bot. Gesell. 53, S. 711-719.

HUSS, J. (HRSG.) (1984): Luftbildmessung und Fernerkundung. Herbert Wichmann Verlag Karlsruhe, 406 S.

JUNG, T., BLASCHKE, H., LANG, K.J. & OBWALD W. (1996): Phytophthora-Wurzelfäule der Stiel- und Traubeneiche. *Allgemeine Forst Zeitschrift/Der Wald*, 51. Jg., Nr. 26, S. 1470-1474.

KEGG, J. D. (1973): Oak mortality caused by repeated gypsy moth defoliation of oak in New Jersey. *Journal of Economic Entomology* 66, 1973, pp. 639-641.

KEHR, R. D. & WULF, A. (1993): Fungi associated with above-ground portions of declining oaks (*Quercus robur*) in Germany. *Eur. J. For. Path.* 23, 1973, pp. 639-641.

KLEIN, H. (1994): Der Schwammspinner - Forstschädling oder Bioindikator? -. In Bund für Umwelt- und Naturschutz Deutschland (BUND) e.V. Bonn (Hrsg.): BUNDkommentare, 28 S.

KRAFT, G. (1884): Beiträge zur Lehre von den Durchforstungen, Schlagstellungen und Lichtungshieben. Hannover.

KRAUS, M. (1998): Eichenschwertwespe, *Xiphydria longicollis*. Waldschutzblätter, *Allgemeine Forst Zeitschrift/Der Wald*, 53. Jg., Nr. 20, S. 1265.

LANDESFORSTVERWALTUNG RHEINLAND-PFALZ (1996): Anweisung für die Standortserkundung und -kartierung im Staats- und Körperschaftswald von Rheinland-Pfalz (A.Sta.96), 13 S. und Anlagen.

LANDMANN, G., BECKER, M., DELATOUR, C., DREYER, E. & DUPOUEY, J.-L. (1993): Oak dieback in France: historical and recent records, possible causes, current investigations. In: Zustand und Gefährdung der Laubwälder, Rundgespräche der Kommission für Ökologie, Bayerische Akademie der Wissenschaften, Band 5, Verlag Dr. Friedrich Pfeil, München: S. 97-114.

LANGHOFFER, A. (1926): Der Schwammspinner und das Eingehen unserer Eichenwälder. *Ann. pro Experimentis Foresticis* 1, S. 228-233 (in kroatisch mit deutscher Zusammenfassung).

LEHMANN, M. (1998): Reaktion von Gehölzen auf sommerliche Überflutung. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin Dahlem, 51. Deutsche Pflanzenschutztagung in Halle/Saale, Heft 357, S. 305.

LIEBHOLD, A. M., ELMES G. A., HALVERSON J. A. & J. QUIMBY, J. (1994): Landscape characterization of forest susceptibility to Gypsy Moth defoliation. *Forest Science*, Vol. 40, No. 1, pp. 18-29.

LOBINGER, G. & SKATULLA, U. (1996): Untersuchungen über Zusammenhänge zwischen Insektenbefall, Witterungsfaktoren und Eichenschäden in Unterfranken. In WULF, A. & BERENDES, K.-H. (Bearbeiter): Massenvermehrungen von Forstschmetterlingen. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin Dahlem, Heft 322, S. 14-24.

MINISTERIUM FÜR UMWELT UND FORSTEN (1994): Schwammspinner-Massenvermehrung 1994. *Der Waldbesitzer*, 45. Jg., Heft 1, S. 10-11.

MINISTERIUM FÜR UMWELT UND FORSTEN (1997): Waldzustandsbericht 1997: Schadumfang - Ursachen - Maßnahmen, 63 S.

MINOTT, C. W. & GUILD, I. T. (1925): Some results of the defoliation of trees. *Journal of Economic Entomology* 18, pp. 345-348.

MÜHLMANN, H. (1954): Buprestidae, Prachtkäfer, Flatheaded Borer. In: Handbuch der Pflanzenkrankheiten (Begr. Sorauer). 2. Band., 2. Teil, 2. Lfd., 5. Auflage, Berlin-Hamburg, S. 62-88.

NAGELEISEN L.-M., GELDREICH P. & THOMASSIN J.-P. (1996): Des mortalités soudaines et importantes de chênes en Alsace du nord: impact du Bombyx disparate sur des peuplements affaiblis? Les Cahiers du Departement de la Santé des Forest (DSF), 1-1996 (La Santé des Forêts [France] en 1995), pp. 24-26.

NÄSSIG, W. A. & ZUB, P. (1994): Die Schwammspinnergradation 1991-1993 im Raum Frankfurt am Main: Erste Kommentare (Lepidoptera, Lymantriidae). Nachrichten des entomologischen Vereins Apollo, Frankfurt/Main, N.F. 14 (4): S. 301-324.

NAUMENKO, I. M. (1946): Oak decline in the Voronezh reserve and forestry of the Voronezh province. Transaction of Voronezh reserve, No. 3, pp. 6-33 (in russisch, Titelübersetzung und kurze Zusammenfassung in englischer Sprache von SELOCHNIK schriftl. Mitt. 1998).

NECHLEBA, A. (1926): Der Schwammspinner und das Eingehen der kroato-slawnischen Fichtenwaldungen. *Anzeiger für Schädlingskunde*, Heft 10, S. 135-136.

NIERHAUS-WUNDERWALD, D. (1994): Die Hallimisch-Arten - Biologie und vorbeugende Maßnahmen -. *Wald und Holz*, 75. Jg., Nr. 7, S. 8-14.

NIKODEM, OFR. (1913): Beschädigungen durch Eichenmehltau. *Centralblatt für das gesamte Forstwesen*, 39. Jg., S. 438-440.

OOSTERBAAN, A. (1990): Investigations on oak decline in the Netherlands (1986-1990). In SIWECKI, R. & LIESE, W. (eds.): Oak decline in Europe, Proceedings of the International Symposium in Kórnik, Poland, May 15-18, 1990, Poznan, pp. 61-67.

OOSTERBAAN, A. & NABUURS, G. J. (1991): Relationships between oak decline and ground-water class in the Netherlands. *Plant and Soil* 136, pp. 87-93.

PIPER, R. (1998): Auswirkungen eines Schwammspinnerkahlfraßes auf den Radialzuwachs bei Stieleichen. *Allgemeine Forst Zeitschrift/Der Wald*, 53. Jg., Nr. 2, S. 54-55.

PRPIC, B. & RAUS, D. (1987): Stieleichensterben in Kroatien im Licht ökologischer und vegetationskundlicher Untersuchungen. *Österreichische Forstzeitung*, 98. Jg., Nr. 3, S. 55-57.

RATHING, D. (1987): Erläuterungsbericht zur Standortskartierung im Forstamtsbezirk Hagengbach. Bezirksregierung Rheinhessen-Pfalz, Forstdirektion Neustadt an der Weinstraße, 590 S., unveröffentlicht.

RIEBELING, R. (1996): Waldwachstumskundliche Begleituntersuchungen zur Schwammspinnerkalamität in der Rheinebene - Ein erster Zwischenbericht -. In HESSISCHE LANDESANSTALT FÜR FORSTEINRICHTUNG, WALDFORSCHUNG UND WALDÖKOLOGIE, BAND 21: Schwammspinner-Massenvermehrung in Südhessen 1994, S. 353-367.

ROESLER, R.-U. (HRSG.)(1982): Das Landschaftsschutzgebiet Bienwald in der Südpfalz. POLLICHIA-Buch Nr. 3, Selbstverlag der POLLICHIA Bad Dürkheim, 351 S.

ROMMEL, M. & NAB, B. (1995): Bestimmung der Wurzel trockenmassen auf rheinland-pfälzischen Dauerbeobachtungsflächen 1994. Zwischenbericht zum Forschungsauftrag der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, 14 S., unveröffentlicht.

ROOS, H. (1993): Bekämpfung von Schadraupen im Forst - Eigenschaften, Wirkung und Anwendung zugelassener Mittel -. In WULF, A. & BERENDES, K.-H. (Bearbeiter): Schwammspinner-Kalamität im Forst. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin Dahlem, Heft 293, S. 154-160.

RÖSEL, K. & REUTHER, M. (1997): Eichenschäden in den Donauländern. *Allgemeine Forst Zeitschrift/Der Wald*, 52. Jg., Nr. 2, S. 88-91.

ROTH, R. (1989): Die Massenvermehrung des Schwammspinners und ihre Folgeschäden im Stadtwald Offenburg 1984-1988. Diplomarbeit am Forstzoologischen Institut der Universität Freiburg, S., unveröffentlicht.

RUF, A. & RÖMBKE, J. (1996): Erste Ergebnisse einer Untersuchung zur Wirkung von Dimilin und *B.t.k.* auf Bodenfauna und Streuabbau. In WULF, A. & BERENDES, K.-H. (Bearbeiter): Massenvermehrungen von Forstschnettlingen. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin Dahlem, Heft 322, S. 175-187.

SCHEDL, K. E. (1936): Der Schwammspinner. Monographien zur angewandten Entomologie, Nr. 12, Parey Verlag Berlin, 242 S.

SCHLAG, M. (1994): Das europäische "Eichensterben" und seine Ursachen - von einem phytopathologischen Standpunkt aus gesehen. *Centralblatt für das gesamte Forstwesen*, 11. Jg., 4, S. 243-266.

SCHÖNHERR, J. (1974): Buprestidae, Prachtkäfer. In SCHWENKE W. (Hrsg.): Die Forstschädlinge Europas. 2. Band: Käfer, Verlag Paul Parey Hamburg und Berlin, S. 31-55.

SCHRÖCK, H.W. (1996): Zusammenhang zwischen insektenfraßbedingten Blattverlusten und dem Kronenzustand von Eichenbeständen. In WULF, A. & KEHR, R. (Bearbeiter): Eichensterben in Deutschland. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin Dahlem, Heft 318, S. 48-60.

SCHRÖCK, H.W. (1999): . Einfluß eines Licht- und Kahlfraßes durch Schwammspinnerraupen (*Lymantria dispar*) auf die Vitalität eines Stieleichenbestandes (*Quercus robur* L.) auf einem hydromorphen Standort im Bienwald. In DELB, H. & BLOCK, J. (Hrsg.): Untersuchungen zur Schwammspinner-Kalamität von 1992 bis 1994 in Rheinland-Pfalz. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Nr. 45/1999, S. 134-150.

SCHRÖTER, H. & SEEMANN, D. (1996): Schwammspinnergradation 1993/94 in Baden-Württemberg - Prognose und Bekämpfung im Jahr 1994 -. In WULF, A. & BERENDES, K.-H. (Bearbeiter): Massenvermehrungen von Forstschmetterlingen. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin Dahlem, Heft 322, S. 25-40.

SCHWENKE, W. (1983): Die Trockenperiode 1971 bis 1976 und ihre Folgen für die phyllophagen Waldschädlinge in Bayern. *Allgemeine Forst Zeitschrift*, 38. Jg., Nr. 28, S. 710-715.

SCHWERDTFEGGER, F. (1981): Die Waldkrankheiten. 4. Auflage, Verlag Paul Parey Hamburg und Berlin, 486 S.

SEEMANN, D. (1996a): Untersuchungsergebnisse zur Eichenforschung in Baden-Württemberg. In WULF, A. & KEHR, R. (Bearbeiter): Eichensterben in Deutschland. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin Dahlem, Heft 318, S. 37-47.

SEEMANN, D. (1996b): Biotische Aspekte der Eichenerkrankung. Ministerium für ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.): Waldwirtschaft und Waldökologie. Agrarforschung in Baden-Württemberg, Band 26, Ulmer Verlag Stuttgart, S. 137-146.

SEEMANN, D. (1999): Bekämpfung der Schwammspinnerraupen im Bienwald im Frühjahr 1994. In DELB, H. & BLOCK, J. (Hrsg.): Untersuchungen zur Schwammspinner-Kalamität von 1992 bis 1994 in Rheinland-Pfalz. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Nr. 45/1999, S. 27-40.

SPETHMANN, W. (1985): Artbestimmung von zugelassenen Eichenbeständen durch Untersuchung von Eichenblättern und Fruchtständen. Interne Arbeitsanweisung der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt, Abteilung Forstpflanzenzüchtung Escherode, 17 S., unveröffentlicht.

SPIECKER H. (1991): Zur Steuerung des Dickenwachstums und der Astreinigung von Trauben- und Stieleichen (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl. und *Quercus robur* L.). Schriftenreihe der Landesforstverwaltung Baden-Württemberg, Band 72, 155 S.

STALEY, J. M. (1965): Decline and Mortality of red and scarlet oaks. *Forest Sci.* 4: pp. 219-230.

STÖVER, O. (1996): Aufbau eines GIS und Einsatz von Satellitenbilddaten (Landsat TM) zur Erfassung und Analyse einer Schwammspinner-Kalamität im rheinland-pfälzischen Bienwald. Diplomarbeit im Fachbereich Geographie/Geowissenschaften, Abteilung Fernerkundung der Universität Trier, 103 S. und Anhang, unveröffentlicht.

TEPASSÈ, P. (1988): Qualitative und quantitative Beziehungen zwischen terrestrischen und arialen Daten des Waldzustandes. Dissertation Universität Freiburg, 234 S.

THOMAS, F. M. & HARTMANN, G. (1996): Soil and tree water relations in mature oak stands of northern Germany differing in the degree of decline. *Annales des sciences forestières (Ann Sci For)* 53, pp. 697-720.

TRENEL, M. (1932): Untersuchungen über das Laubholzsterben bei Wesel. *Zeitschrift für das Forst- und Jagdwesen*, 64. Jg., S. 488-494.

UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE (1995): Gypsy Moth Management in the United States: a cooperative approach. Published by U.S. Department of Agriculture (USDA), Forest Service, Northeastern Area State and Private Forestry Radnor, PA. Volume I of V: Environmental Impact Statement, Summary, 25 p.

VARGA, F. (1987): Erkrankung und Absterben der Bäume in den Stieleichenbeständen Ungarns. *Österreichische Forstzeitung*, Nr. 3, 98. Jg., S. 57-58.

VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE (1990): Richtlinie Nr. 3793 des Vereins Deutscher Ingenieure (VDI): Messen von Vegetationsschäden am natürlichen Standort, Blatt 1: Verfahren der Luftbildaufnahme mit Color-Infrarot-Film. Beuth Verlag GmbH Berlin, 24. S.

VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE (1993): Richtlinie Nr. 3793 des Vereins Deutscher Ingenieure (VDI): Messen von Vegetationsschäden am natürlichen Standort, Blatt 2: Interpretationsschlüssel für die Auswertung von CIR-Luftbildern zur Kronenzustandserfassung von Nadel- und Laubgehölzen: Fichte, Buche, Eiche und Kiefer. Beuth Verlag GmbH Berlin, 57 S.

WACHTENDORF (1955): Beiträge zur Kenntnis des Eichenprachtkäfers *Agrilus biguttatus* Fabr. und *Coraebus undatus* Fabr.. *Zeitschrift für angewandte Entomologie* 37, S. 327-339.

WACHTER, H. (1998): Untersuchungen zum Eichensterben in Westfalen. Teil I (1900-1950). Manuskript mit 77 S. und Abbildungen, unveröffentlicht.

WAHL, P. (1990): Heutige potentielle natürliche Vegetation Rheinland-Pfalz - Vegetationskundliche Standortskarte -. Bearbeiter: Dr. P. Wahl, Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz, Bearbeitungsstand 01. Dezember 1990.

WARAGHAI, A. (1979): Untersuchungen über die Infektionsbiologie des Eichenmehltaus (*Microspheera alphitoides* Griff. et Maubl.) sowie über die an der Wirtspflanze verursachten Schäden. Dissertation Georg-August-Universität Göttingen, 106 S.

WARGO, P. M. (1981): Defoliation, Dieback and Mortality. In DOANE, C. & MCMANUS, M. (eds.): The Gypsy Moth: Research towards integrated pest management, United States Department of Agriculture (USDA), Forest Service, Techn. Bull. 1584, pp. 240-248.

WELLENSTEIN, G. & SCHWENKE, W. (1978): *Lymantria dispar*. In SCHWENKE W. (Hrsg.): Die Forstschädlinge Europas, 3. Band: Schmetterlinge. Verlag Paul Parey Hamburg und Berlin, S. 335-349.

WERMELINGER, B. (1993): Der Schwammspinner (*Lymantria dispar* L.): Massenvermehrung auf der Alpensüdseite. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, Gruppe Entomologie, Phytosanitärer Beobachtungs- und Meldedienst (PBMD)-Bulletin, Mai 1993, 7 S.

WEZEL, G. (1996): Folgeschäden der Schwammspinner-Gradation 1993/94 in Baden-Württemberg. In WULF, A. & BERENDES, K.-H. (Bearbeiter): Massenvermehrungen von Forstschmetterlingen. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin Dahlem, Heft 322, S. 41-51.

WEZEL, G. (1998): Untersuchungen der Schwammspinner-Folgeschäden in Baden-Württemberg. Interner Schlußbericht der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Abteilung Waldschutz, 74 S., unveröffentlicht.

WULF, A. & BERENDES, K.-H. (Bearbeiter) (1993): Schwammspinner-Kalamität im Forst (Gypsy moth damage to forests). Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin Dahlem, Heft 293, 288 S.

WULF, A. & BERENDES, K.-H. (Bearbeiter) (1996): Massenvermehrungen von Forstschmetterlingen (Mass outbreaks of caterpillars in forests). Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin Dahlem, Heft 322, 253 S.

ZUB, P., NÄSSIG, A. & KRISTAL, P. M. (1996): Lepidopterologische Begleituntersuchung zur Bekämpfung einer Gradation des Schwammspinners (*Lymantria dispar*) mit *Bacillus thuringiensis kurstaki* (B.t.k.) und dem Häutungshemmer Dimilin im Jahr 1994 im Staatsforst bei Lampertheim. In WULF, A. & BERENDES, K.-H. (Bearbeiter): Massenvermehrungen von Forstschmetterlingen. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin Dahlem, Heft 322, S. 188-194.

Danksagung

Für die Unterstützung bei der Entstehung dieser Arbeit gilt Herrn Dr. Joachim Block und Herrn Peter Leppla mein herzlicher Dank. Frau Pia Wirth möchte ich für die stets sehr engagierte Mitarbeit meinen Dank aussprechen. Desweiteren bedanke ich mich bei den Mitarbeitern der Forstämter Hagenbach und Schaidt, insbesondere bei Herrn Klaus Bohlander für die gute Zusammenarbeit und die stets bereitwillige Hilfe vor Ort. Herrn Olaf Stöver, Herrn Peter Lenhard, Herrn Michael Rothhaß und allen beteiligten Mitarbeitern der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz und der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg möchte ich für die fruchtbare Zusammenarbeit ebenfalls herzlich danken.

Bei der Entstehung des hier vorliegenden Heftes waren Herr Dr. Werner Maurer bei der Durchsicht und Überarbeitung der englischen Texte und Frau Ingrid Gutheil bei den abschließenden Schreibaarbeiten sehr hilfreich, wofür ich mich an dieser Stelle auch vielmals bedanken möchte.

Anschrift des Autors:

Horst Delb, Forstliche Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Hauptstrasse 16, 67705 Trippstadt

Erfassung von Schwammspinner-Raupenfraß und Folgeschäden mittels Satellitendaten (Landsat TM)

Olaf Stöver

Keywords: remote sensing, Landsat, satellite, Gypsy Moth, defoliation

Summary

Title of the paper: Assessment of the gypsy moth infestation through satellite remote sensing

In this study we have examined possibilities of using satellite imagery for the assessment of epidemic forest damages caused by insect impact. The study is based on geo-referenced and atmospherically corrected Landsat Thematic Mapper data, covering the time span of the gypsy moth impact. Four scenes were available: A Landsat scene from July 1991 served as reference image providing a satellite view of the undamaged Bienwald. The impact of the gypsy moth infestation has then been assessed based on images from June and July 1994 thereby focusing on the period of maximum damage which occurred in the second year of the plague. After summer 1994, the insect population collapsed. Landsat data from June 1995 were then used to assess the extension of long-term damage resulting from the insect impact in 1993/1994. For the classification of the defoliated and damaged areas we used image differencing as well as spectral mixture analysis. Image differencing is a technique whereby reflectance changes between two or more data sets are determined by a subtraction of co-registered image data sets. The result is an image where positive and negative values represent areas of change and values close to zero indicate areas that remain relatively unchanged. Through the comparison with terrestrial surveys and colour-infrared-photo interpretation it is clearly shown, that mid-resolution (30*30 meters) satellite detect very well reflectance changes caused by defoliation. Through the inclusion of the Bienwald forest information system methodological errors and uncertainties resulting from the different mapping techniques can be minimised.

Schlüsselwörter: Fernerkundung, Landsat, Satellit, Schwammspinner, Entlaubung

Zusammenfassung

Im Rahmen dieser Studie wird dargestellt, wie mittels Satellitendaten des amerikanischen Landsat-Systems epidemisch auftretende Insektenfraßflächen und daraus resultierende Folgeschäden erfaßt werden können. Anhand einer Zeitreihe von Satellitenbildern, die den Verlauf der Schwammspinner-Massenvermehrung im Bienwald umfaßt, wird deren Nutzbarkeit aufgezeigt. Eine Juni-Aufnahme von 1991 dient als Referenz und spiegelt den ungeschädigten Zustand des Bienwaldes vor der Kalamität wieder. Die Kartierung der Fraßflächen von 1994 erfolgt mittels einer Juni- und einer Juli-Aufnahme. Grundlage für die Kartierung der Folgeschäden ist eine Juli-Aufnahme von 1995. Nach geometrischer und radiometrischer Korrektur der Bilddaten wird zur Klassifizierung der Fraßflächen und Folgeschäden neben einem Bilddifferenzverfahren das Verfahren der Spektralen-Mischpixel-Modellierung angewendet. Mittels des Bilddifferenzverfahrens werden Reflexionsunterschiede zwischen zwei oder mehr Datensätzen durch Subtraktion einander entsprechender Bildelemente (Pixel) errechnet. Beim Verfahren der Spektralen-Mischpixel-Analyse werden die Spektralkanäle des Satelliten in thematische Kanäle umgerechnet, so daß sich für jedes Pixel bspw. der Anteil von Vegetation und Boden berechnen läßt. Deren Veränderung kann sodann berechnet und interpretiert bzw. klassifiziert werden. Es hat sich gezeigt, daß die durch den Blattverlust hervorgerufenen Reflexionsveränderungen so deutlich sind, daß eine Erfassung von licht- und kahlgefressenen sowie in der Folge geschädigten Bereichen, trotz der oft kritisierten geringen geometrischen Auflösung des Satellitensensors von 30*30 Meter, unproblematisch ist. Dies zeigt der Vergleich mit der terrestrischen Kartierung der Fraßflächen und mit der Color-Infrarot-Luftbildkartierung der Folgeschäden. Durch die Einbindung des für den Bienwald erstellten Forstlichen Informationssystems lassen sich methodisch bedingte Fehler minimieren und Unstimmigkeiten zwischen den unterschiedlichen Erhebungsverfahren erklären.

1 Einführung

Die Fernerkundung mittels Luft- und Satellitenbildern bietet unumstritten Vorteile gegenüber Geländebegehungen, sobald Informationen zur Bestandesstruktur in den Vordergrund und einzelbaumbezogene Kronenansprachen in den Hintergrund treten. Terrestrisch können die gewünschten Informationen, angesichts der Größe der in Frage kommenden Gebiete und im Hinblick auf die zu untersuchenden Faktoren, häufig nicht mit vertretbarem Aufwand erhoben werden.

Während Luftbilder seit vielen Jahrzehnten erfolgreich in der forstlichen Praxis der Bundesrepublik Deutschland eingesetzt werden, findet ein operationeller Einsatz von Satellitendaten noch nicht statt. Als Ursache hierfür wird in erster Linie die geringe geometrische Auflösung der zur Verfügung stehenden Aufnahmesysteme genannt. So sind denn auch als wesentliche Einsatzbereiche von Satellitendaten vor allem großräumige Waldinventuren und Schadenskartierungen mit einem Maßstab von 1:50.000 oder kleiner zu sehen (SCHARDT 1990). Mit der Entwicklung und Inbetriebnahme moderner Fernerkundungssatelliten (MOMS, SPOT, IRS-1C/1D, Early Bird, Ikonos) ist zukünftig auch eine detailliertere und großmaßstäbige Bearbeitung forstlicher Fragestellungen möglich, da deren geometrisches Auflösungsvermögen wesentlich verbessert ist.

Im Rahmen dieser Studie wird gezeigt, inwiefern Daten der amerikanischen Landsat Satelliten schon heute zur Erfassung von Insektenfraßflächen und Folgeschäden genutzt werden können. Eine Aufnahme vom Juni 1991 dient hierbei als Referenz und repräsentiert den „Normalzustand“ der Waldvegetation vor der Schwammspinner-Kalamität. Zur Erfassung des Raupenfraßes von 1994 stehen aus dem betreffenden Jahr eine Juni- und eine Juli-Aufnahme zur Verfügung. Einen Überblick über die Folgeschäden gibt eine Juni-Aufnahme von 1995. In den USA wurden Landsat Thematic Mapper (TM) Daten bereits mehrfach zur Erfassung von Schwammspinnerfraß erfolgreich eingesetzt (WILLIAMS ET AL. 1985).

2 Das Landsat-System

Wie bei den meisten zur Erdbeobachtung entwickelten Satelliten, befinden sich auch die bisher erfolgreich installierten Landsat-Satelliten auf einer sonnensynchronen fast-polaren Umlaufbahn um die Erde. Die Flugparameter sind hierbei so ausgelegt, daß identische Geländeausschnitte alle 16 Tage zur gleichen Ortszeit (ähnliche Beleuchtungsverhältnisse) überflogen werden, so daß deren Daten gut miteinander vergleichbar sind. Allerdings ist zu berücksichtigen, daß die Datenverfügbarkeit durch meteorologische Bedingungen (Wolkenbedeckung) stark eingeschränkt sein kann.

Die eigentliche Aufnahmeeinrichtung des Landsat-Systems sind optisch mechanische Scanner. Während bei einer Photographie zeitgleich ein mehr oder weniger großes Bild auf einen

lichtempfindlichen Film aufgenommen wird, erfassen die Scanner stets nur die von einem kleinen Bildelement (Pixel) reflektierte Sonnenstrahlung. Erst durch das Zusammenfügen vieler derartiger Einzelmessungen entsteht das Abbild eines größeren Gebietes.

Während die ersten Landsat-Satelliten mit dem sogenannten Multi Spectral Scanner (MSS) ausgerüstet waren, der eine räumliche Auflösung von 79*79 Meter erreicht, wurde 1983/84 mit Landsat 4 und 5 die Auflösung mit dem Thematic Mapper (TM) auf 30*30 Meter verbessert.

Für vegetationskundliche Auswertungen ist die spektrale Auflösung des TM besonders interessant. Detektoren zeichnen die am Satelliten ankommende, von der Erdoberfläche reflektierte Sonnenstrahlung in sechs Wellenlängenbereichen auf. Anders als das menschliche Auge ist der Sensor auch auf Spektralbereiche außerhalb des sichtbaren Lichts sensibilisiert. Zusätzlich zum sichtbaren Rot, Grün und Blau werden auch Informationen im nahen, mittleren und thermalen Infrarot aufgezeichnet (Abb. 1, Kap. 4). So lassen sich für die visuelle Interpretation derartiger Fernerkundungsdaten sowohl Echtfarbenbilder als auch sogenannte Falschfarbenbilder erstellen. Wesentlich bedeutsamer als die visuelle Interpretation derartiger Datensätze ist jedoch die rechnergestützte Auswertung und Klassifizierung mittels moderner Bildverarbeitungsprogramme, die im folgenden dargestellt wird.

3 Datenvorverarbeitung

Vor der inhaltlichen Datenbearbeitung und -auswertung sind Arbeitsschritte durchzuführen, die der geometrischen und radiometrischen Korrektur der Daten dienen und die Qualität der Ergebnisse wesentlich beeinflussen.

3.1 Geometrische Korrektur

Die geometrische Transformation in das Gauss-Krüger-Referenzsystem ist unerlässlich, um zum einen eine multitemporale Auswertung durchführen zu können und zum anderen eine Verknüpfung mit den im Geographischen-Informationen-System (GIS) abgelegten Bestockungs-, Standorts-, Fraß-, und Bekämpfungsinformationen zu ermöglichen sowie Ergebnisse der Bildauswertung in das GIS zurückzuschreiben (STÖVER ET AL. 1998).

Um einen Raumbezug der mit dem Satellitensensor für jedes Bildelement gemessenen Grauwerte herzuleiten, bedient man sich sogenannter Paßpunkte. Das sind in einer Karte und im Satellitenbild eindeutig zu identifizierende Bildpunkte, anhand derer das Bild bestmöglich an ein Koordinatensystem angepaßt wird (Geocodierung). Reliefbedingte Lageverschiebungen sind aufgrund der Topologie des Untersuchungsgebietes (mehr oder weniger ebenes Gelände) in diesem Fall auszuschließen, so daß kein Digitales-Höhen-Modell (DHM) in die geometrische Korrektur integriert werden mußte. Die weiteren TM-Szenen wurden anschließend rela-

tiv zu dieser Szene korrigiert. Hierbei konnten Genauigkeiten von weniger als einem halben Landsat TM Pixel (15 Meter) erreicht werden.

3.2 Radiometrische Korrektur

Auch wenn bei der Auswahl der Landsat-TM Datensätze darauf geachtet wurde, daß der Bewölkungsgrad möglichst gering ist, erfordert darüber hinaus der variierende Sonnenstand und die variable Zusammensetzung der Atmosphäre Beachtung. Beide Faktoren haben erheblichen Einfluß auf das am Sensor zu messende Reflexionssignal, da beim Strahlungstransfer durch die Atmosphäre Veränderungen durch Extinktion und Zusatzstrahlung auftreten. Verfahren, die es sich zum Ziel gesetzt haben, diese veränderlichen Randbedingungen zu standardisieren, werden unter dem Begriff „Radiometrische Korrektur“ zusammengefaßt.

Relativ einfach lassen sich durch den unterschiedlichen Sonnenstand bedingte Reflexionsunterschiede, beispielsweise infolge verschiedener Jahreszeiten, korrigieren, da sich über die Aufnahmezeit der Sonnenstand ableiten läßt. Reliefbedingte Helligkeitsunterschiede (Sonnen- und Schattenhänge) sind aufgrund des ebenen Geländes im Untersuchungsgebiet nicht zu berücksichtigen.

Schwieriger ist es, den Zustand der Atmosphäre (z.B. Wasserdampf- und Aerosolgehalt) zum Aufnahmezeitpunkt abzuschätzen, um anschließend deren Einfluß auf das am Sensor gemessenen Reflexionssignal bestimmen und eliminieren zu können. Liegen keine Geländemessungen zum Atmosphärenzustand vor, etwa mittels Photometer, so lassen sich über geometrisch und radiometrisch invariante Bildobjekte (im Bienwald: Altarm des Rheins, dichter Fichtenforst, Industrieanlage bei Wörth) Reflexionssignaturen ableiten, die zur Bestimmung der horizontalen Sichtweite genutzt werden können. Diese stellt eine wichtige Kenngröße zur Beschreibung des Absorptions- und Streuverhaltens der Atmosphäre dar. Die aus dem Bild ermittelten horizontalen Sichtweiten nehmen für die vier Szenen Werte von 7 bis 35 km an. Mittels dieser Kenngrößen und an der Abteilung Fernerkundung der Universität Trier entwickelter Software wurde jeweils über eine Modellrechnung, die den Strahlengang durch die Atmosphäre vereinfacht simuliert, entsprechend der atmosphärischen Bedingungen korrigierte Satellitenbilder erstellt. Eine ausführliche Darstellung der hier nur skizzierten Arbeitsschritte und eine Beschreibung der im Modell implementierten Strahlungstransfergleichung finden sich bei TANRÉ ET AL. (1985), HILL & STURM (1988) und HILL (1993).

Nach diesem Arbeitsschritt ist davon auszugehen, daß alle auf den Bildern verschiedener Aufnahmezeitpunkte erkennbaren Unterschiede auf die tatsächliche Veränderung der abgebildeten Objekte zurückzuführen sind. Weiterhin stehen nach der Einbeziehung von Sensorkalibrationswerten absolute Reflexionswerte zur Verfügung. Sie geben für die verschiedenen Spektralbereiche an, wieviel Prozent der einfallenden Sonnenstrahlung von dem jeweiligen Objekt reflektiert werden.

4 Erfassung der Schwammspinner-Fraßflächen

Bei Flächen mit Kahlfraß werden der Boden und, falls vorhanden, die Bodenvegetation bzw. der Unterstand reflexionsbestimmend. Gleichzeitig nimmt der Reflexionsanteil von Ast- und Stammholz deutlich zu. Da deren Reflexionsverhalten gegenüber Blättern signifikant verschieden ist, ändert sich die spektrale Reflexion deutlich, wenn ganze Bestände weitflächig entlaubt werden, wie im Bienwald geschehen.

Während vegetationsfreier Boden durch einen mehr oder weniger linearen Anstieg der Reflexion vom kurz- zum langwelligen Spektralbereich gekennzeichnet ist, hat gesunde Vegetation eine spezifische Reflexionscharakteristik, die sie deutlich von anderen Oberflächen abhebt (Abb. 1). Einem relativen Reflexionsmaximum im sichtbaren Grün folgt ein absolutes Reflexionsmaximum im nahen Infrarot, das langsam zum langwelligeren Bereich abfällt.

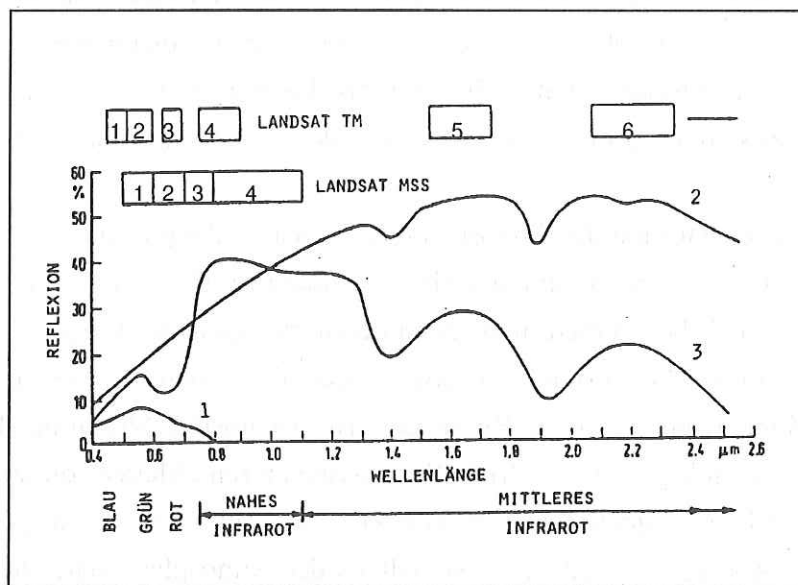


Abb. 1: Reflexionskurven von Wasser (1), Boden (2) und Vegetation (3) und spektrale Auflösung des Landsat MSS (Kanal 1-4) und TM (1-6).
Reflectance of water (1), soil (2) and vegetation (3) and the spectral resolution of the Landsat MSS (Channel 1-4) and TM (1-6).

Am deutlichsten lassen sich unterschiedliche Vegetationsformen - und somit auch unterschiedliche Belaubungszustände - durch eine Falschfarbendarstellung der Landsat TM Kanäle 5 (mittleres Infrarot), 4 (nahes Infrarot) und 3 (sichtbares Rot) visualisieren. Die spektralen Eigenschaften unterschiedlicher Objekte können aber auch in Form von Signaturdiagrammen, auf denen die Reflexion in den einzelnen Spektralbereichen abgetragen wird, dargestellt werden (Abb. 2). Die sechs Meßwerte geben vom kurz- zum langwelligen Spektralbereich die Reflexionswerte in den sechs TM Kanälen wieder.

Der Vergleich der Spektralsignaturen der Aufnahmen von 1991 und 1994 zeigt, daß bei kahlgefressener Vegetation im Wellenlängenbereich des sichtbaren Lichtes (TM Kanäle 1-3) die Reflexion aufgrund der stark verringerten Absorption durch die Blattpigmente zunimmt, wäh-

rend die Reflexion im nahen Infrarot (TM 4), in dem die Mehrfachreflexion durch die Zellstruktur der Blätter von Bedeutung ist, sinkt. Im mittleren Infrarot (TM 5 und 6) liegen Absorptionsbanden des Wassers. Bedingt durch das fehlende Blattwasser der Laubkrone steigt die Reflexion hier im Falle eines Blattverlustes wieder an.

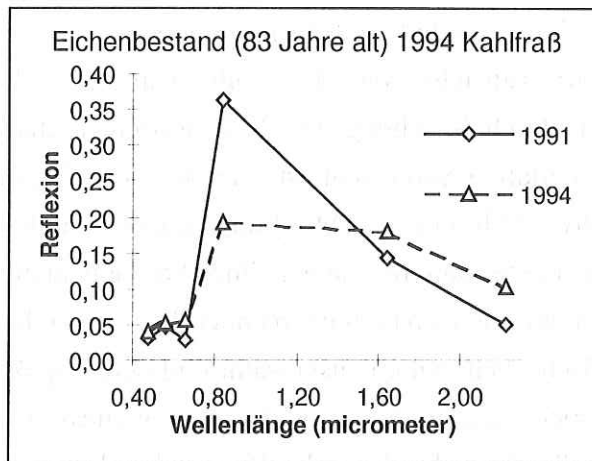


Abb. 2: Durch den Raupenfraß bedingte Reflexionsveränderung eines Eichenbestandes (1991 unbefressen, 1994 befreissen).
Spectral reflectance changes of an oak stand caused by defoliation (1991 unaffected, 1994 total defoliation).

4.1 Bilddifferenz-Verfahren

Wie deutlich die flächigen Veränderungen infolge Raupenfraß sind, zeigt der Vergleich von Landsat TM Kanal 4 vor (Juni 1991) und während der Kalamität (Juli 1994) (Abb. 3). Während die vitalen Laubwaldbestände 1991 durch sehr helle Grautöne gekennzeichnet sind, da vitale Vegetation im nahen Infrarot sehr stark reflektiert, erscheinen die vom Schwammspinne befreissen Flächen 1994 sehr dunkel. Die Reflexion ist infolge fehlender Blattmasse stark zurückgegangen. Alleine die Reflexionsveränderung im nahen Infrarot (Kanal 4) reicht somit aus, um befreissene Bereiche von unbefressenen abzugrenzen. Die Intensität der Veränderung läßt sich durch ein Bilddifferenz-Verfahren bestimmen. Hierbei wird für jedes Bildelement der Reflexionswert von 1994 von dem 1991 gemessenen abgezogen und als neuer Grauwert abgespeichert (Abb. 3). Das Ergebnisbild enthält sowohl positive als auch negative Werte. Werte um Null kennzeichnen Flächen, auf denen sich die Reflexion kaum verändert hat. Negative Werte stehen für eine reduzierte Reflexion, die sich durch den Blattverlust erklären läßt, positive Werte für eine Reflexionszunahme, die in einer Vegetationszunahme begründet ist (z.B. auf 1990 entstandenen Windwurfflächen).

4.2 Spektrale-Mischpixel-Analyse

Auch die anderen Spektralkanäle des Sensors enthalten für die Kartierung der Fraßflächen wertvolle Informationen und können eine genauere Abgrenzung dieser Flächen ermöglichen. Um die Informationen aller Spektralkanäle zu nutzen, wurde ein Verfahren zur Analyse spektraler Mischsignaturen (Mischpixelmodellierung) angewendet.

Das Verfahren beruht auf der Einsicht, „daß der größte Teil der spektralen Variabilität in multispektralen Datensätzen durch Mischung der Reflexionseigenschaften einer begrenzten Anzahl von Oberflächenmaterialien verursacht ist und diese Spektralmischungen in erster Näherung als Resultat additiver (d.h. linearer) Mischungsprozesse modelliert werden können“ (HILL & SCHÜTT 1997). Die Flächenanteile solcher Einzelkomponenten werden ermittelt und so die Spektralkanäle in thematische Kanäle umgerechnet. Für den zu bearbeitenden Bildausschnitt werden charakteristische Materialien ausgewählt und deren Spektralsignaturen, sogenannte spektrale „Endmember“, mittels Spektroradiometer gemessen oder aus homogenen Flächen abgeleitet. Anschließend werden für jedes Pixel anhand seiner multi-spektralen Reflexionssignatur die Prozentanteile der einzelnen Materialien geschätzt.

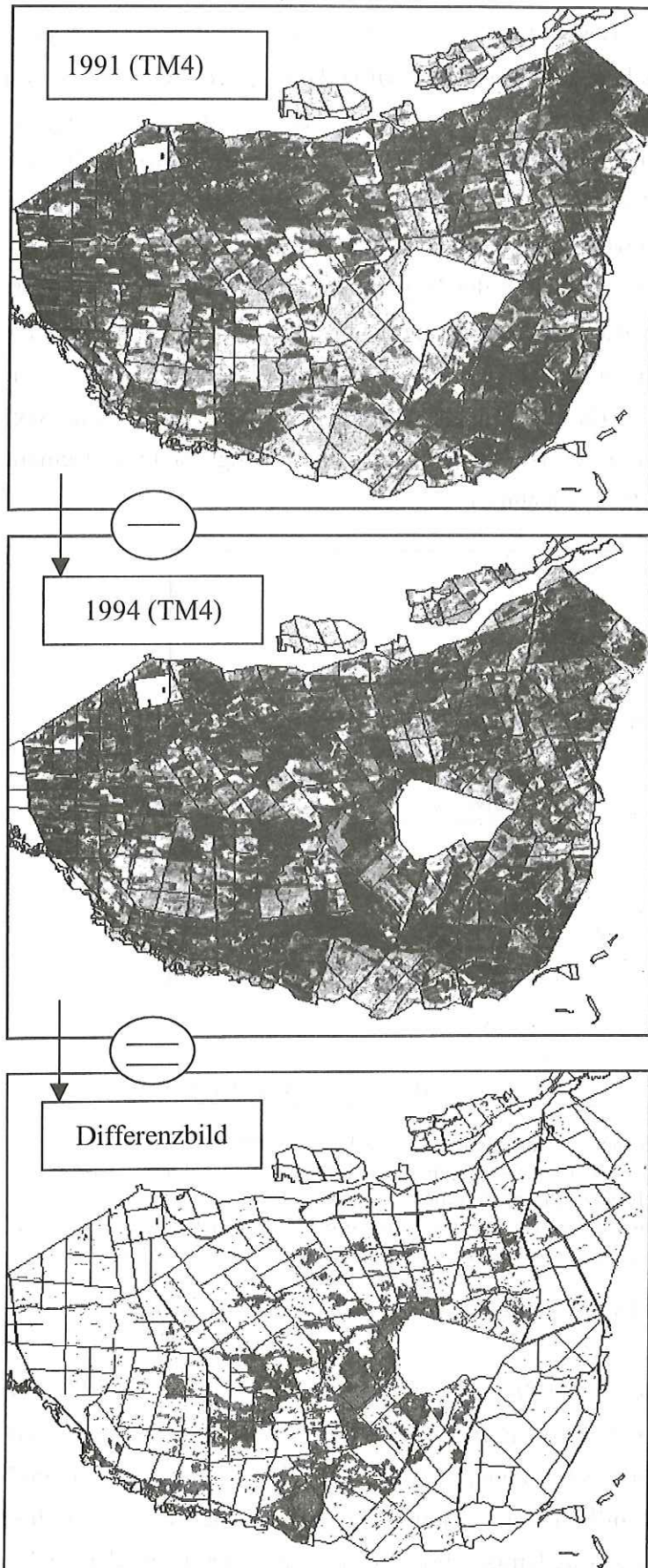


Abb. 3: TM Aufnahmen (Kanal 4) von 1991 (oben) und 1994 (mitte) sowie daraus erstelltes Differenzbild (unten). Je mehr der Anteil vitaler Vegetation abgenommen hat, desto dunkler werden die Pixel dargestellt. Weiß eingefärbt sind Flächen ohne nennenswerte Veränderung und Flächen mit einer Vegetationszunahme (siehe Text).

Landsat TM-scenes (channel 4) from 1991 (above), 1994 (middle) and the resulting difference image (below). The more the vegetation decreases, the more the pixel-brightness decreases. Unchanged areas and areas with increasing reflectance/vegetation are drawn in white (cp. text)

Alle Satellitenszenen wurden auf der Basis eines „drei Endmember“ Modells (Vegetation, Boden und Schatten) prozessiert. Das Ergebnis sind dreikanalige Bilder, deren Grauwerte den modellierten Flächenanteil von Boden, Vegetation und Schatten repräsentieren. Der „Vegetationskanal“ gibt einen Überblick über die Verteilung vitaler Vegetation innerhalb des Bildes. Um die Veränderung gegenüber der Referenz von 1991 zu erfassen, wurden die Vegetationsanteile der beiden 94er Aufnahmen jeweils pixelweise von der 91er Szene subtrahiert. In einem zweiten Schritt wurde die relative Abnahme der Vegetation berechnet, wobei der Wert von 1991 auf 100 Prozent gesetzt wurde. Dies ist sinnvoll, da eine Abnahme des Vegetationsendmembers von 20% in einem aufgelichteten Altbestand, der auch 1991 nur einen Vegetationsanteil von beispielsweise 40% aufzeigte, was einer absoluten Abweichung von 50% entspricht, als gravierender einzustufen ist, als in einem vitalen Jungbestand mit einem Vegetationsanteil von ehemals 80% (25% Abnahme).

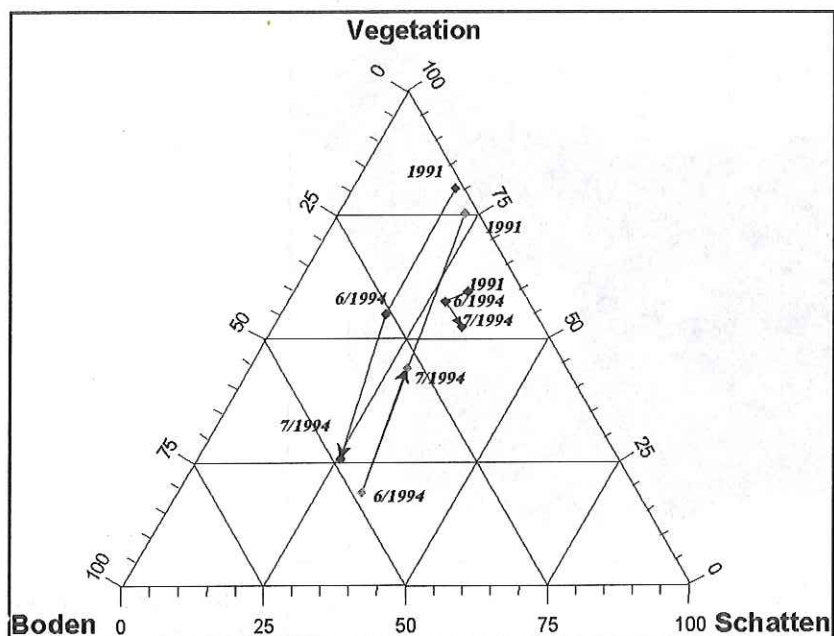


Abb. 4: Entmischungsdia-gramm mit Flächen unterschiedlicher Fraßgeschichte. Linke Kurve: Kahlfraß, dessen Höhepunkt erst im Juli erreicht wird, Mitte: vom Juni zum Juli regenerierte Kahlfraßfläche; Rechts: vom Schwammspinner unbeeinflusster Kiefernforst
Spectral unmixing ternary plot of areas with varying defoliation history. Left curve: the defoliation reaches its peak in July, middle: regeneration in July, right: Pine stand without defoliation

Auf diese Weise wird für jedes Bildelement die Zu- bzw. Abnahme der modellierten Vegetation im Vergleich zu 1991 ermittelt.

Beim Vergleich der beiden Aufnahmen von 1994 (Abb. 4) läßt sich feststellen, daß in einzelnen Bildbereichen der Anteil modellierter Vegetation binnen fünf Wochen wieder zugenommen hat, was offensichtlich zum einen durch sekundären Blattaustrieb und zum anderen durch die infolge des erhöhten Lichtgenuß aufkommende Bodenvegetation in den bereits im Juni kahlgefressenen Bereichen verursacht wurde. Umgekehrt war in einigen Bereichen der im Juli festgestellte Blattverlust im Juni desgleichen Jahres noch nicht vorhanden. Um überall den

Fraßhöhepunkt zu erfassen, wurden die beiden Ergebnisbilder so miteinander verrechnet, daß der jeweils größere Wert als Maß für den Raupenfraß herangezogen wird.

In Abbildung 5 wird die Veränderung der Waldvegetation verdeutlicht und ein Überblick über das Ausmaß der befallenen Fläche gegeben. Die Vegetationszunahme bzw. -abnahme ist in Klassen dargestellt. Eine Vegetationszunahme ist besonders in den Jungbeständen und Windwurfflächen zu erkennen, Vegetationsabnahme - weitflächig über 40% - kennzeichnet die infolge Raupenfraß weitgehend entlaubten Gebiete.

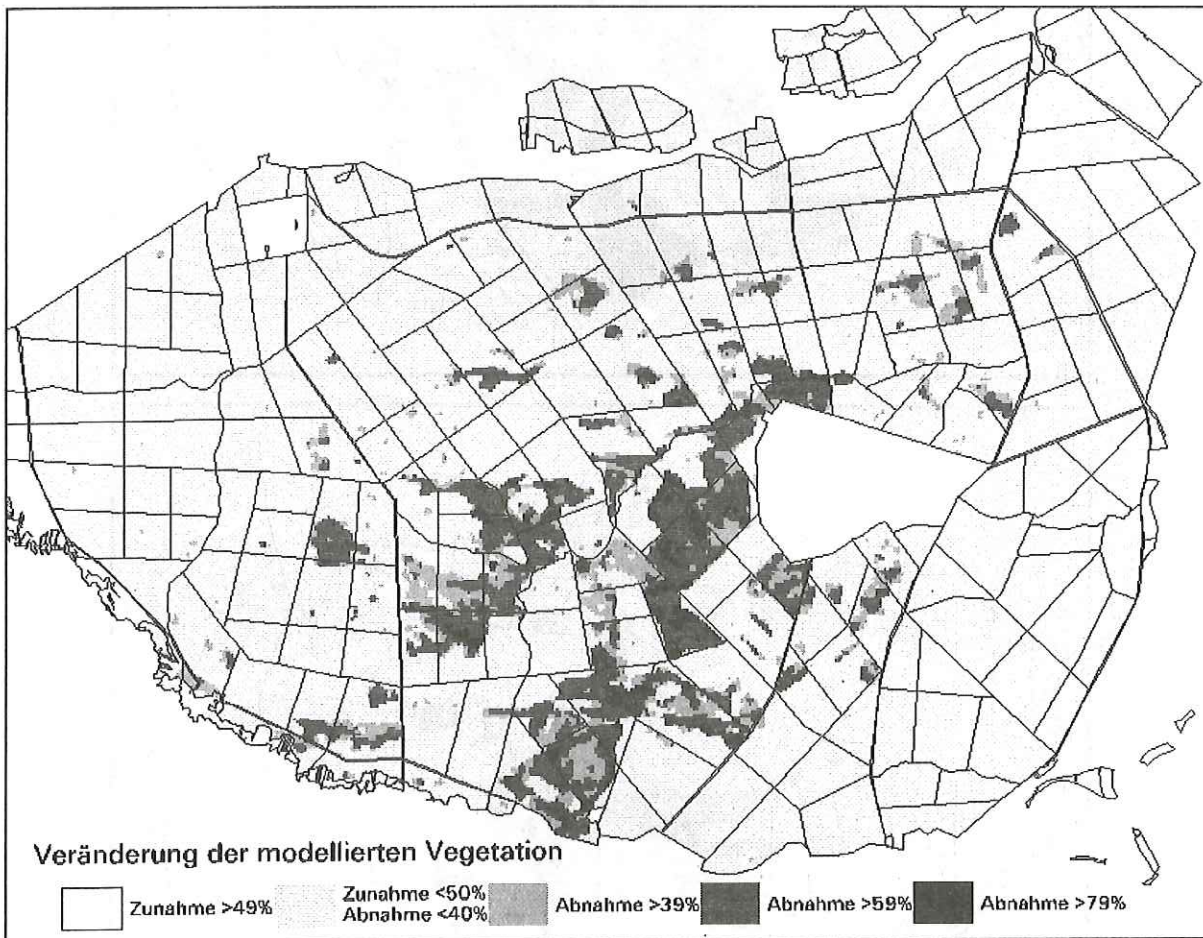


Abb. 5: Vegetationsveränderung innerhalb des Bienwaldes zwischen 1991 und 1994. Ermittelt über die Differenz der Vegetationsendmember der verschiedenen Aufnahmezeitpunkte (siehe Text)
Vegetation changes inside the Bienwald forest between 1991 and 1994. Established by the difference of the vegetation endmembers of both years (cp. text)

Berücksichtigt man auch die Veränderung von Boden und Schatten, so läßt sich die Klassifizierung der Fraßflächen verbessern. Hierfür wurde die euklidische Distanz zwischen den drei Endmembern ermittelt. Da hierbei keine positiven bzw. negativen Werte für Zu- bzw. Abnahme ermittelt werden, wurde dieser Methode ein Filter vorgeschaltet, der alle Bildelemente, auf denen sich der Anteil der Vegetationsfraktion erhöht hat (=Vegetationszuwachs), auf Null setzt. Das Ergebnis ist in Abb. 6 der terrestrischen Fraßkartierung gegenübergestellt.

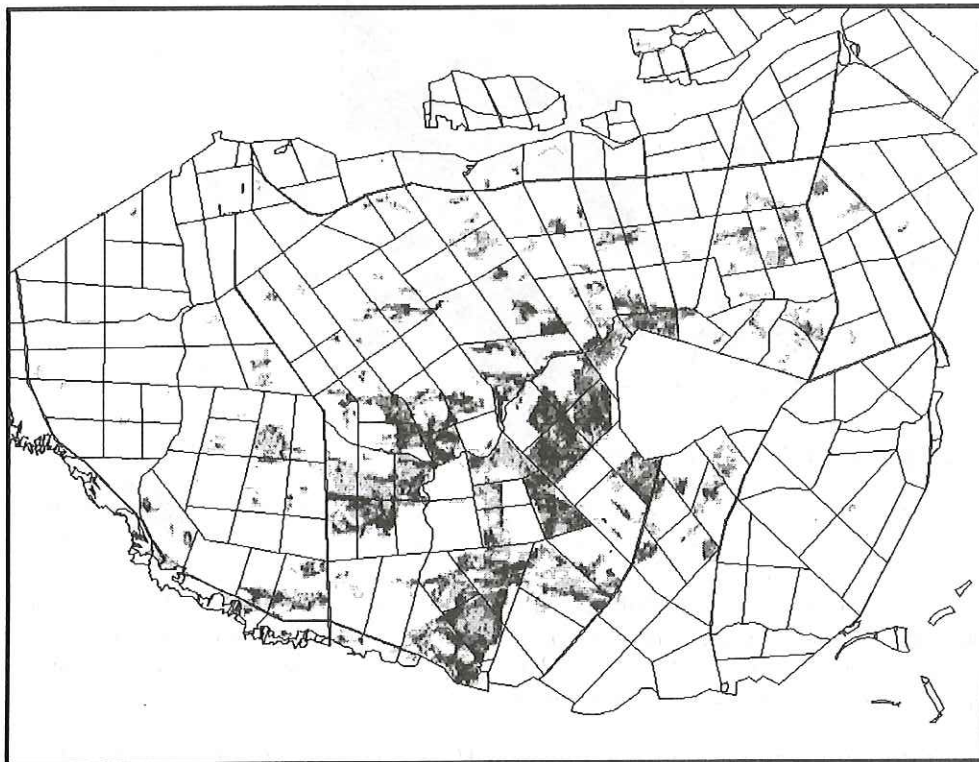
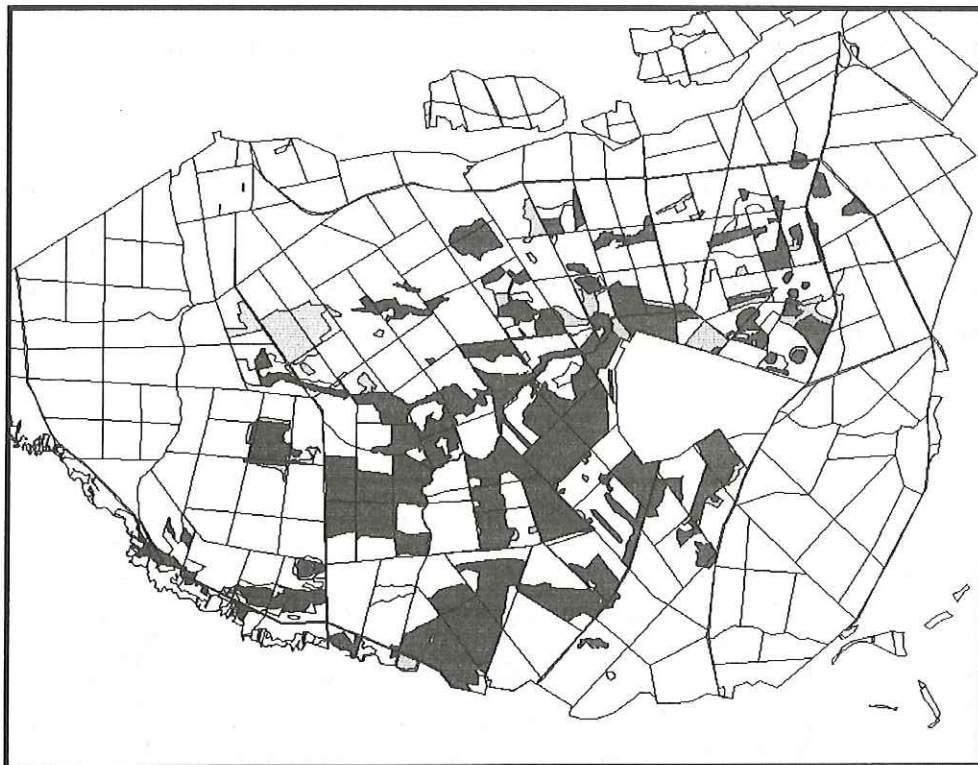


Abb. 6: Vergleich zwischen terrestrischer (oben; dunkelgrau = Kahlfraß, hellgrau = Lichtfraß) und satellitengestützter Kartierung (unten, je dunkler desto höherer Blattverlust) von Licht- und Kahlfraß.
Defoliation assessment: Comparison between the terrestrial survey (above; dark grey = complete defoliation, light grey = moderate defoliation) and the satellite image interpretation (below; increasing darkness means increasing defoliation).

Betrachtet man die unterschiedlichen Fraßstufen, die bei der terrestrischen Kartierung ausgewiesen wurden, getrennt voneinander, so fällt auf, daß die niedrigste Fraßstufe, Fraß an beigemischten Eichen in Nadelholzbeständen, nur vereinzelt im Satellitenbild wiederzufinden ist. Hierfür ist vor allem der in diesem Fall teilweise sehr geringe Anteil kahlgefressener Bäume verantwortlich, der das Reflexionssignal nur geringfügig verändert (17 Prozent der licht- bzw. kahlgefressenen Flächen lagen in Beständen mit einem Eichenanteil von weniger als 10 Prozent). Die hohe Übereinstimmung in den flächenmäßig weitaus bedeutsameren Klassen Licht- und Kahlfraß verdeutlicht Abb. 6. Auffällig ist, daß die Fraßflächen auf dem Satellitenbild, bzw. dessen Klassifizierung, deutlich inhomogener erscheinen, als im Gelände kartiert. Dies begründet sich durch die terrestrische Kartierungsmethode, die auf Bestandesebene und somit weniger differenziert als mittels Landsat TM (30x30 Meter Pixel) durchgeführt wurde. Um den Zeitaufwand zu minimieren, erfolgte die terrestrische Erhebung meist von Wegen aus. Dabei kann, auch wenn es unbefressene Teilflächen gegeben hat, leicht der falsche Eindruck entstanden sein, daß ganze Bestände befreissen wurden. Umgekehrt können kleine befreissene Teilflächen innerhalb unbeeinflusster Blöcke übersehen worden sein.

5 Kartierung der Folgeschäden

Nach dem bereits erläuterten Bilddifferenzverfahren konnten auch die Folgeschäden mittels der TM-Daten kartiert werden. Zwar gelten für die Folgeschäden prinzipiell die selben Beeinträchtigungen des Reflexionsverhaltens wie für die Fraßflächen, die Unterschiede sind allerdings weniger deutlich ausgeprägt. Durch folgende Faktoren wird die Erfassung der Folgeschäden gegenüber der Erfassung der Fraßflächen erschwert:

1. Es handelt sich bei den Schadflächen um wesentlich kleinere Bereiche,
2. die Blattverluste sind teilweise wesentlich geringer und inhomogener,
3. infolge der fehlenden bzw. stark eingeschränkten Beschattung konnte sich eine üppige, teilweise meterhohe Bodenvegetation einstellen, welche das Reflexionsverhalten des geschädigten Bestandes erheblich beeinflußt.

Um auch geringe Unterschiede im Reflexionsverhalten erfassen zu können, wurde die Differenz allerdings nicht über das Gesamtbild errechnet, sondern für einzelne Waldklassen separat untersucht, was durch die Verknüpfung mit dem Forst-Informationssystem möglich ist. So wurden in einzelnen, hintereinander geschalteten Arbeitsschritten die Folgeschäden innerhalb des Laub-Nadel-Mischwaldes und der Laubholzbestände untersucht, wobei letztere nochmals nach dem Alter unterteilt wurden (Jungbestände, Bestände mittleren Alters und Altbestände). Für jedes der Differenzbilder wurden zwei Schwellenwerte festgelegt, welche die Schäden in

drei Klassen einteilen. Anschließend wurden diese vier Teilbilder wieder zusammengesetzt, so daß eine zusammenhängende Schadkartierung vorliegt.

Das Ergebnis dieser Kartierung ist für einen Ausschnitt des Untersuchungsgebietes in Abb. 7 dem Ergebnis der Color-Infrarot-Luftbildkartierung (DELB 1999, in diesem Heft) gegenübergestellt.

Zur Klärung von Differenzen in den Ergebnissen beider Kartierungen muß auf grundsätzliche Unterschiede beider Verfahren hingewiesen werden: Eine ausschließlich auf die Erfassung abgestorbener bzw. absterbender Bäume (Grenzwert 70% Blattverlust s.o.) ausgerichtete Schad- bzw. Mortalitätskartierung, wie bei der CIR-Luftbildkartierung durchgeführt, ist mit den TM-Daten nicht durchzuführen, da aufgrund der geometrischen Auflösung von 30*30 Meter keine kleinflächig differenzierte- oder Einzelbaumansprache möglich ist. Dementsprechend kann das Schadausmaß nur auf eine größere Fläche extrapoliert erfaßt werden. Hierbei werden unter Umständen auch Teilflächen, die sich aus Bäumen mit Blattverlusten von weniger als 70% zusammensetzen, als deutlich geschädigt eingestuft. Wenige abgestorbene Bäume (100% Blattverlust) beeinträchtigen das Reflexionsverhalten ähnlich wie eine Vielzahl von Bäumen, die durch Blattverluste von bspw. 50% gekennzeichnet sind.

6 Diskussion

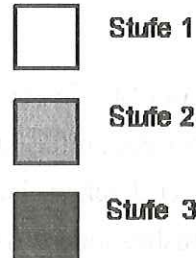
Neben der visuellen Überprüfung lassen sich die Ergebnisse der beiden Verfahren auch statistisch vergleichen: Auf 86,5% der mittels Satellitenbildern kartierten Licht- und Kahlfraßfläche konnte dieser Befund durch die terrestrische Kartierung bestätigt werden. Auf einigen Flächen ergab die GIS-Analyse Zweifel an der Richtigkeit der terrestrische Ansprache. So wurden 1995 in einigen Bereichen Folgeschäden kartiert, in denen 1993 und 1994 kein Raupenfraß ausgewiesen war. Läßt man diese Zweifelsflächen außer Acht, werden sogar 90,8% der aus dem Satellitenbild ermittelten Fraßfläche durch die terrestrische Ansprache bestätigt. Die Differenzfläche läßt sich durch Übersehfehler während der terrestrischen Erhebung erklären. Kleinere befallene Flächen sind inmitten nicht befallener Gebiete oft nicht aufgefallen, da der im Satellitenbild gegebene Überblick vom Boden aus nur mit sehr hohem Aufwand erreicht werden kann.

Erwartungsgemäß geringer ist die Übereinstimmung, wenn die terrestrische Ansprache als Referenz dient. Auf 72% der terrestrisch erhobenen Fraßfläche ergibt auch die Satellitenbildauswertung einen derartigen Befund. Die fehlende Fläche ist vermutlich darauf zurückzuführen, daß bei der terrestrischen Ansprache auch der Fraß an beigemischten Eichen in Nadelholzbeständen oder Lichtfraß an Nadelholzbäumen kartiert worden ist, der im Satellitenbild nicht auf die Fläche gemittelt, sondern in Form von Kleinflächen ermittelt wird, wodurch die Gesamtfläche erheblich geringer ausfällt.



Folgeschäden 1995

Kartierungsgrundlage:
Landsat TM



Folgeschäden 1995

Kartierungsgrundlage:
Color-Infrarot-Luftbilder
Maßstab: 1:5500

Schadstufe

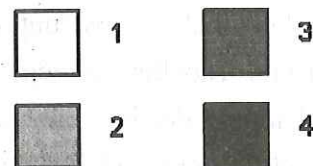


Abb. 7: Kerngebiet der Folgeschäden nach Schwammspinnerfraß im Bienwald. Vergleich von CIR-Luft- und Landsat-TM-Satellitenbilddauswertung.
Assessment of the gypsy moth long-term damages. Comparison between the CIR aerial photo and the Landsat TM satellite image interpretation.

Zudem können terrestrisch versehentlich zu viele Fraßflächen kartiert worden sein. Bei der Erfassung von den Wegen aus wurden vergleichsweise grobe Einheiten ausgewiesen, so daß innerhalb großer Fraßflächen möglicherweise auch unbefressenen Bereiche berücksichtigt wurden.

Die Ergebnisse der Studie zeigen, daß für epidemische Waldschäden, wie sie im Rahmen der Schwammspinner-Kalamität im rheinland-pfälzischen Bienwald aufgetreten sind, Landsat-TM Daten mit vergleichsweise hoher Genauigkeit als Kartierungsmittel genutzt werden können. Dies gilt insbesondere dann, wenn Zusatzinformationen über ein GIS in den Auswertungsprozeß integriert werden können, wodurch Fehlklassifikationen (z.B. Verwechslung von betriebsbedingten Freiflächen mit kahlgefressenen Beständen) minimiert werden.

Es wird deutlich, in welchem Maß operationelle Fernerkundungssysteme zur Waldüberwachung eingesetzt werden können. Grundvoraussetzung hierfür ist möglichst wolkenfreies Bildmaterial. Während die Verfügbarkeit wolkenfreier Bilder für den Bienwald sehr gut ist, häufige Wolkenauflösung im Oberrheintal, kann dies in anderen Regionen zum Problem werden. Da sich neben Landsat weitere hochauflösende Erdbeobachtungssatelliten im Orbit befinden (SPOT, IRS-1C) bzw. geplant sind (Quick Bird, Ikonos) erhöht sich jedoch die Wahrscheinlichkeit wolkenfreies Datenmaterial zu erhalten. Allerdings muß erwähnt werden, daß diese Daten zwar eine höhere geometrische Auflösung besitzen, dafür aber weniger Spektralkanäle besitzen, was die Trennung unterschiedlicher Vegetationstypen erschwert.

Eine terrestrische Erfassung der hier dargestellten Fraß- bzw. Schadereignisse ist auch mit hohem Personalaufwand nur eingeschränkt möglich. Sollen die Daten später in Form von Karten und Tabellen ausgegeben und digital weiterverarbeitet werden, so ist zusätzlich die Digitalisierung der im Gelände erhobenen Daten erforderlich, was ebenfalls mit hohem Kosten- und Zeitaufwand verbunden ist. Neben der objektiven Informationsgewinnung ist also hervorzuheben, daß die Satellitendaten bereits digital vorliegen und so keine Digitalisierungsarbeiten erforderlich sind. Hier bietet die satellitengestützte Kartierung sicher Vorteile gegenüber herkömmlichen Verfahren und kann in diesen Bereichen ein wertvolles Hilfsmittel für die forstliche Praxis werden. Gerade im Bezug auf den derzeit bundesweit diskutierten und angegangenen Aufbau forstlicher Informationssysteme stellen digitale Luft- und Satellitenbilder ein großes Informationspotential dar. Da auch der Vertrieb von Satellitendaten in den letzten Jahren stark verbessert worden ist, bereits wenige Stunden nach dem Überflug können z.B. Daten des indischen Erdbeobachtungssatelliten IRS-1C/1D im Internet betrachtet und bestellt werden, haben Satellitendaten nicht nur einen dokumentarischen Wert, sondern erlauben im operationellen Einsatz auch ein zeitnahe Monitoring.

7 Literatur

DELB, H. (1999): Folgeschäden nach der Schwammspinner-Kalamität von 1992 bis 1994 in Rheinland-Pfalz. In DELB, H. & BLOCK, J. (Hrsg.): Untersuchungen zur Schwammspinner-Kalamität von 1992 bis 1994 in Rheinland-Pfalz. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Nr. 45/1999, S. 41-117.

HILDEBRANDT, G (1996): Fernerkundung und Luftbildmessung für Forstwirtschaft, Vegetationskartierung und Landschaftsökologie. Wichmann Verlag Heidelberg, 676 S.

HILL, J. & STURM, B. (1988): Image-based Atmospheric Correction of Multi-temporal TM Data for Agricultural Land Cover Classification. In: Proceedings IGRARSS'88 Symposium, Edinburgh, Scotland, 13-16 Sept. 1988, ESA Publications Division, pp. 895-900.

HILL, J. (1993): High precision land cover mapping and inventory with multi-temporal earth observation satellite data. EUR 15271 EN.

HILL, J. & SCHÜTT, B. (1997): Die Verwendung von Fernerkundungsdaten zu Erfassung komplexer Gefüge von Erosions- und Stabilitätsbereichen in mediterranen Trockengebieten. Trierer Geographische Studien, Heft 16, Seite 185-201.

HILL, J. (1998): Neue Wege zur geowissenschaftlichen Auswertung multispektraler Fernerkundungsdaten. *Geographische Rundschau*, Jahrgang 50, Heft 2, Seite 113-119.

LIEBHOLD, A. M. ET AL. (1992): Gypsy moth invasion in North America: a quantitative analysis. *Journal of Biogeography*, Vol. 12, No. 5, pp. 513-520.

SCHARDT, M. (1990): Verwendbarkeit von Thematic-Mapper-Daten zur Klassifizierung von Baumarten und natürlichen Altersklassen. Dissertation Universität Freiburg, DLR-Forschungsbericht 90-44, Oberpfaffenhofen.

STÖVER, O., DELB, H., ENGELS, F., HILL, J. & ATZBERGER, C. (1998): An Assessment of Forest Areas damaged by a Gypsy Moth Infestation through Satellite Remote Sensing and GIS. Proceedings of the International Workshop: Application of Remote Sensing in European forest monitoring. EUR 17685 EN, pp. 359-374.

TANRÉ, D., DEROO, C., DUHAUT, P., HERMAN, M., MORCETTE, J.J., PERBOS, J. & DESCHAMPS, P. Y. (1985): Effets atmosphériques en télédétection, logiciel de simulation du signal satellitaire dans le spectre solaire. Proceedings 3rd International Colloquium on Spectral Signatures of Objects in Remote Sensing, Les Arcs, France, 16-20 Dec., ESA SP-247, pp. 315-319.

WILLIAMS, D. L., NELSON, R. F. & DOTTAVIO, C. L. (1985): A Georeferenced Landsat Digital Database for Forest Insect-Damage-Assessment. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 6, No. 5, pp. 643-656.

Anschrift des Autors:

Olaf Stöver, Universität Trier, Fachbereich VI Geographie/Geowissenschaften, Abteilung Fernerkundung, Behringstraße, 54286 Trier

Einfluß eines Licht- und Kahlfraßes durch Schwammspinnerrau- pen (*Lymantria dispar*) auf die Vitalität eines Stieleichenbestandes (*Quercus robur* L.) auf einem hydromorphen Standort im Bienwald

Hans Werner Schröck

Keywords: *Quercus robur* L., pedunculate oak, *Lymantria dispar* L., gypsy moth caterpillars, potentially natural vegetation, risk sites, defoliation, extreme soil moisture

Summary

Title of the paper: Effects of partial and total defoliation by gypsy moth (*Lymantria dispar*) caterpillars on the vitality of a pedunculate oak (*Quercus robur* L.) stand growing on a hydromorphic site in the Bienwald Forest

In an approximately 100-year-old pedunculate oak mixed stand growing on a hydromorphic site, the effects of gypsy moth (*Lymantria dispar*) gradation of the years 1993/94 were studied exemplarily on an observation plot established in 1991. While the oak trees were comparatively vital before the damaging event, nearly 60% of the oaks present before the calamity died until the end of the vegetation period 1998. The damaging process developed vastly independently of possible pre-damages.

Accompanying studies on the "hpnV" (i.e. actual potentially natural vegetation) as well as a forest site fine mapping make clear that the essential differentiating factor is based on variations in the water regime present in the different small sections of the site during the dying process. The proportion of dying oak trees increases with increasing soil moisture in consequence of *Lymantria* defoliation.

The natural forest communities in the stand under study are principally represented by forests with a large number of pedunculate oak. Thus as a reason for the immensely high dying rate following *Lymantria* defoliation, cultivation of oak not being in conformity to the site conditions must be rejected. Since the hydromorphic site conditions have proved to present an especially high risk in a *Lymantria* calamity, another *Lymantria* defoliation on these sites should be prevented. In order to additionally reduce the damaging risk on these sensitive sites, the silvicultural management should not exclusively aim at promoting oak but on a higher proportion of mixed tree species also in the main stand. In general any cultivation of forest trees should be avoided in small areas with extreme soil moisture.

Schlagwörter: *Quercus robur* L., Stieleiche, *Lymantria dispar* L., Schwammspinner, Kahlfraß, potentiell natürliche Vegetation, Risikostandorte, Vernässung

Zusammenfassung

In einem ca. 100 jährigen Stieleichen-Mischbestand auf hydromorphem Standort wurden auf einer 1991 angelegten Versuchsfläche exemplarisch die Auswirkungen der Schwammspinnergradation der Jahre 1993/94 untersucht. Während die Eichen vor dem Schadereignis vergleichsweise vital waren, sind bis zum Ende der Vegetationszeit 1998 nahezu 60% aller vor der Kalamität vorhandenen Eichen abgestorben. Die Absterbeprozesse liefen hierbei weitgehend unabhängig von möglichen Vorschädigungen ab.

Die durchgeführten Begleituntersuchungen zur heutigen potentiell natürlichen Vegetation und eine forstliche Standortsfeinkartierung verdeutlichen, daß kleinstandörtliche Unterschiede im Wasserhaushalt den wesentlichen Differenzierungsfaktor im Absterbeprozess darstellen. Mit zunehmender Nässe steigt der Anteil infolge des Schwammspinnerfraßes abgängiger Eichen an.

Bei den natürlichen Waldgesellschaften im Untersuchungsbestand handelt es sich im wesentlichen um stieleichenreiche Wälder. Ein nicht standortsgemäßer Eichenanbau scheidet als Ursache für die überaus hohe Ausfallrate nach dem Schwammspinnerkahlfraß daher aus. Da sich die hydromorphen Standortbedingungen bei einer Schwammspinnerkalamität als besonders risikobehaftet erwiesen haben, sollte ein erneuter Schwammspinnerkahlfraß auf diesen Standorten nach Möglichkeit verhindert werden.

Zur Reduzierung des Schadensrisikos auf diesen empfindlichen Standorten sollte zudem die waldbauliche Behandlung nicht ausschließlich auf die Förderung der Eiche, sondern auf einen höheren Anteil an Mischbaumarten auch in dem Hauptbestand ausgerichtet sein. In den kleinflächig besonders vernässten Bereichen sollte generell auf eine gezielte Anpflanzung von Waldbäumen verzichtet werden.

1 Einleitung und Zielsetzung

Bereits 1991 wurde im späteren Schwammspinner-Gradationsgebiet eine Stieleichenversuchsfläche zur intensiven und langfristigen Untersuchung des Einflusses von Luftschadstoffen und von anderen, forstlich genutzte Waldökosysteme beeinträchtigenden Stressoren angelegt. Hier bot sich bei der Schwammspinner-Kalamität 1993/94 die Gelegenheit, die Entwicklung des Vitalitätszustandes der Eichen nach Kahlfraß auf einem hydromorphen Standort zu beobachten und insbesondere zu prüfen, ob eine Abhängigkeit zwischen der Vitalität der Einzelbäume vor dem Schwammspinnerfraß und deren späterem Absterben besteht. Des weitern wird der Untersuchungsbestand genutzt, um verschiedene detaillierte Begleituntersuchungen zu Umfang, Auswirkungen und möglichen Ursachen der entstandenen Schäden exemplarisch zu untersuchen.

Die Versuchsfläche ist seit 1994 in ein europäisches Monitoringprogramm, das zur Aufklärung von Ursache-Wirkungsbeziehungen im Gesamtkomplex Waldschäden beitragen soll, eingebunden (BML 1995, BML 1997a, 1997b, SCHRÖCK ET AL.1998).

2 Material und Methoden

Der Untersuchungsbestand liegt 128 m über NN, hat eine Größe von 11,4 ha und bestand vor der Schwammspinner-Kalamität zu etwa 70% aus ca. 100-jährigen hauptständigen Stieleichen mit unterschiedlich ausgeprägtem Hainbuchenunterstand. Als hauptständige Mischbaumarten treten Erle, Buche, Kiefer, Esche und Ulme auf. Bei dem Standort handelt es sich um einen mehrschichtigen, aus Sanden, Lehmen und Tonen bestehenden Gley. Die Nährstoffversorgung ist meso- bis eutroph. Typisch ist eine kleinstandörtlich wechselnde, durch Höhenunterschiede im Dezimeterbereich beeinflusste temporäre Wassersättigung des Hauptwurzelhorizontes.

Um gegenseitige Störungen der einzelnen Untersuchungsteile, z.B. durch häufiges Betreten der Bodendauerbeobachtungsfläche bei der Depositionsmessung, zu vermeiden, wurden die einzelnen Teiluntersuchungsflächen räumlich getrennt. Die Versuchsflächeninfrastruktur bestehend aus den Dauerbeobachtungsflächen „Bodenzustand“ (0,25ha), „Kronenzustand“ (0,25 ha) und „Bodenvegetation“ (60 Quadrate á 4m²) sowie Depositionsmeßanlage Bestand, Lage der Blattprobebäume, Grundwassermeßpegel etc. ist aus Abbildung 1^o ersichtlich.

^o nächste Seite:

Abb. 1: Kronenkarte mit Versuchsflächeninfrastruktur des Untersuchungsbestandes im Forstamt Hagenbach (CIR-Befliegung Sommer 1995)
Crown map and position of the subplots of the pedunculate oak stand under study in the forest district Hagenbach (CIR aerial photo documentation in summer 1995)

Abb. 1 : Versuchsflächeninfrastruktur
 Versuchsfläche 314/C/408
 Forstamt Hagenbach

LEGENDE

Dauerbeobachtungsefflächen für

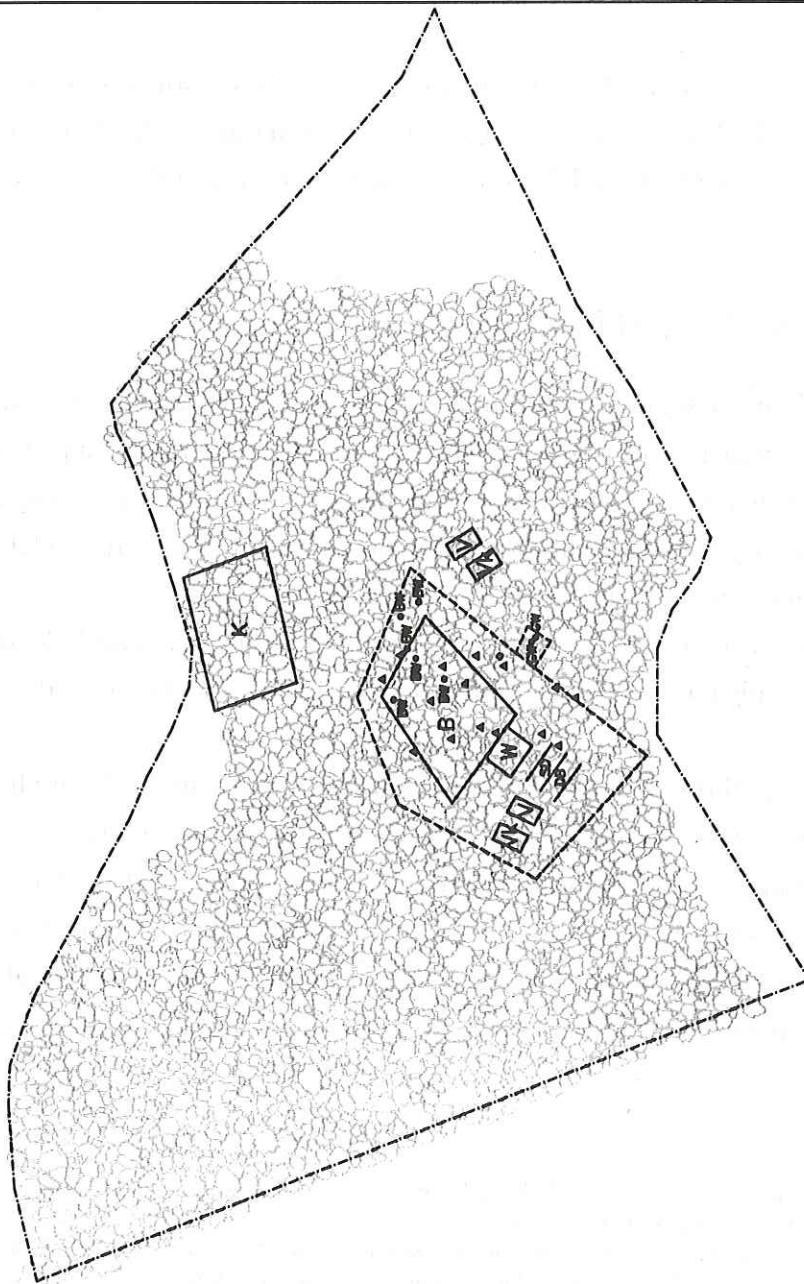
- B Bodenzustand
- K Kronenzustand
- V Bodenvegetation
- k - gekalkt
- W Wurzelvitalität

Versuchsanlagen zur Untersuchung von

- BW Bodensickerwasser
- DB Deposition im Bestand
- GW Grundwasser
- SD Streudeposition

Sonstiges

- Bodeneinschlag (BE)
- ▲ Probestämme für Blattanalyse
- Begrenzung der Dauerbeobachtungsefflächen
- - - Versuchsefflächengrenze
- - - Zaun
- Baumkrone



Maßstab in Meter



Forstliche Versuchsanstalt
 Rheinland-Pratz
 Abteilung Waldschutz
 Schloß
 67705 Trippstadt

Zu diesen regelmäßigen Untersuchungen kommen Sondererhebungen, wie z.B. Wurzel- und Mykorrhizauntersuchungen (ROTHE et al. 1995) und periodische CIR-Luftbildbefliegungen. Nach dem Auftreten der Schwammspinner-Folgeschäden wurden als Beitrag zur Ursachenaanalyse auf der Gesamtuntersuchungsfläche zudem eine Standortsfeinkartierung (RATHING 1996) sowie eine Feinkartierung der potentiell natürlichen Vegetation (WAHL 1996) erstellt. Desweiteren wurden an abgestorbenen Bäumen der Kronenzustandsfläche und an einem zusätzlich gefälltten vitalen Referenzbaum aus dem Untersuchungsbestand Jahrringanalysen nach JOHANN durchgeführt.

Der Kronenzustand wird auf der Kronenzustands-Dauerbeobachtungsfläche einzelbaumweise jährlich sehr differenziert erfaßt (SCHRÖCK 1994). Wesentliche und nachfolgend diskutierte Erhebungsmerkmale sind Blattverlust durch Insektenfraß (Wickler-, Spanner- und Schwammspinnerrauen) im Juni/Juli und der Kronenzustand (Blattverlust, Vergilbung sowie zahlreiche sonstige Merkmale) Anfang August, zum Zeitpunkt der landesweiten Waldschadenserhebung. Hinzu kommt eine periodische Erfassung der Kronenstruktur im Winterzustand nach ROLOFF (1989).

3 Auswirkungen der Schwammspinner-Kalamität auf den Untersuchungsbestand

3.1 Entwicklung des Kronenzustandes und der Mortalität seit 1991

Die Kronenverlichtung als Indikator für den Vitalitätszustand der Untersuchungsbäume hat sich, ausgehend von einem vergleichsweise geringen Niveau 1991, in den Jahren 1993 bis 1995 drastisch erhöht (Abb. 2). 1991 und 1992 wiesen die Stieleichen der Kronenzustandsfläche einen durchschnittlichen Blattverlust von ca. 20% auf. Nach dem durch Schwammspinnerrauen verursachten Lichtfraß 1993 und dem Kahlfraß 1994 stieg das durchschnittliche Blattverlustprozent 1993 auf 37% und 1994 auf 67% an (abgestorbene Bäume werden im Jahr des Absterbens mit 100% Blattverlust bewertet). Dramatisch entwickelten sich die Absterbevorgänge auf dieser Fläche. Im Jahr 1994 fielen die ersten drei Eichen aus, 1995 starben 29, 1996 8 und bis 1998 nochmals 2 Eichen. Somit sind von ursprünglich 56 Eichen der Kronenzustands-Dauerbeobachtungsfläche bis 1998 42 Bäume abgestorben.

Eichenbeobachtungsfläche Forstamt Schaidt
Blattverlust durch Raupenfraß (Juni/Juli)

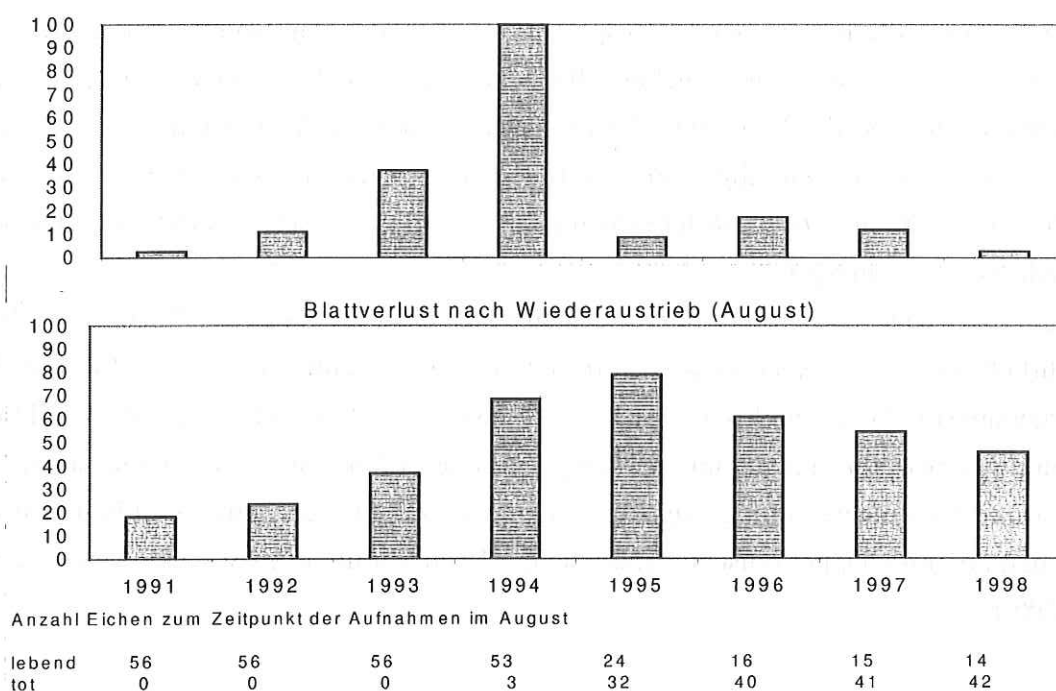


Abb. 2: Entwicklung des durchschnittlichen Blattverlustes infolge Insektenfraß im Juni/Juli der Jahre 1991 – 1998 und nach Wiederaustrieb im jeweiligen August zum Zeitpunkt der Waldschadenserhebung. 1993 wurde der Insektenfraß aufgrund des bei der Bonitur noch nicht völlig abgeschlossenen Fraßes vermutlich unterschätzt.

Development of average leaf loss by insects in June/July 1991 – 1998 and after regeneration in the respective August at the time of the forest damage inventory. Leaf loss by insects was probably underestimated in 1993 because the defoliation was not yet completely terminated.

Die Entwicklung des Kronenzustandes der Einzelbäume der Kronenzustands-Dauerbeobachtungsfläche in der Zeitspanne 1991 bis 1998 (Abb. 3) erlaubt Rückschlüsse auf den Einfluß von Vorschädigungen auf das Absterberisiko nach Schwammspinnerkahlfraß.

Zu Beginn der Zeitreihe im Jahr 1991 wies die Mehrzahl der Beobachtungsbäume Blattverluste zwischen 10 und 35% auf. Zwei Bäume zeigten mit 50 und 55% deutlich höhere Blattverluste. Diese beiden Bäume waren offensichtlich besonders empfindlich gegenüber dem Schwammspinnerfraß. Sie sind, zusammen mit einem weiteren Baum, der in den ersten drei Jahren einen starken Vitalitätsverlust zeigte, bereits bis Sommer 1994 abgestorben. Da alle drei bis Sommer 1994 abgestorbenen Bäume der Baumklasse III nach KRAFT (1884) angehörten, deutet dies auf einen beschleunigten natürlichen Differenzierungsprozess hin. Bei den in den Folgejahren abgestorbenen Bäumen sind demgegenüber keine Unterschiede zwischen abgestorbenen und überlebenden Bäumen in ihrem Ausgangskronenzustand vor dem Schwammspinnerfraß ersichtlich. Die überwiegende Mehrzahl der Eichen ist somit unabhängig von erkennbaren Vorschädigungen abgestorben.

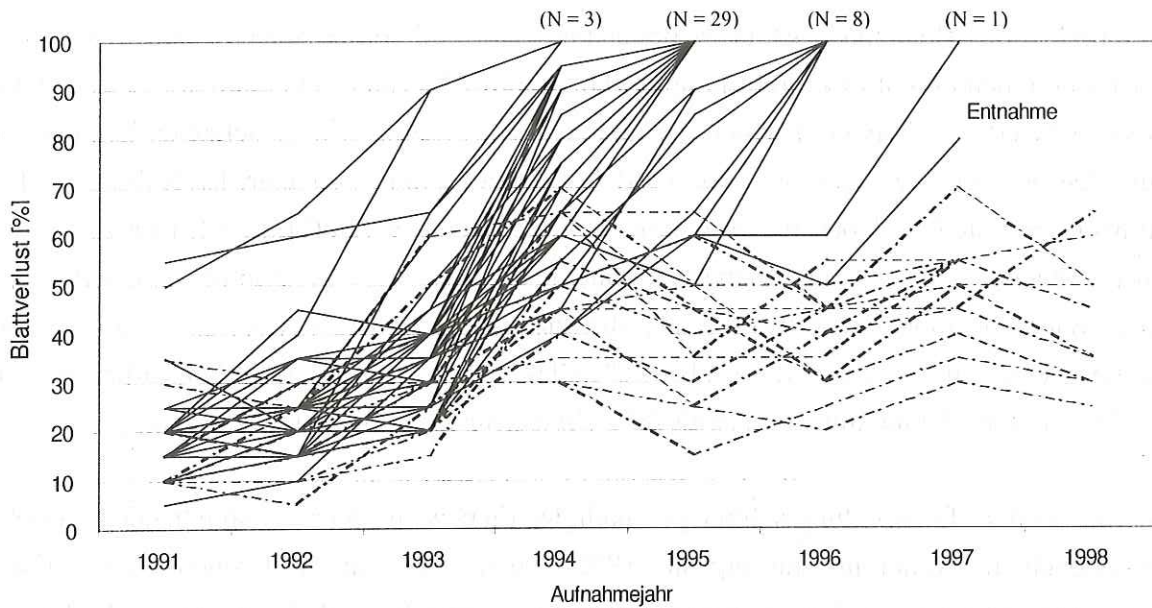


Abb. 3: Entwicklung des Blattverlustes der Einzelbäume der Kronenzustands-Dauerbeobachtungs-fläche 1991 bis 1998. Aufnahme jeweils Anfang August. Die überlebenden Eichen sind durch unterbrochene, die abgestorbenen Bäume mit durchgezogenen Linien gekennzeichnet. Ein Baum wurde zur Stammanalyse vorzeitig entnommen.

Development of leaf loss of the individual trees growing on the crown condition permanent observation plot from 1991 to 1998. The surviving oaks are characterized by broken and the dead trees by solid lines. One tree was taken for diameter analysis.

Teilt man die Eichen nach Durchmesserstufen ein, zeigt sich, daß mit zunehmendem Durchmesser der Anteil der überlebenden Bäumen ansteigt (Abb. 4). Dies deutet darauf hin, daß sich konkurrenzstärkere Bäume besser behaupten konnten. Über mögliche Gründe wie kleinstandörtliche oder genetische Unterschiede kann nur spekuliert werden. Wesentlich erscheint jedoch, daß auch von den stärksten Eichen 50% abgestorben sind.

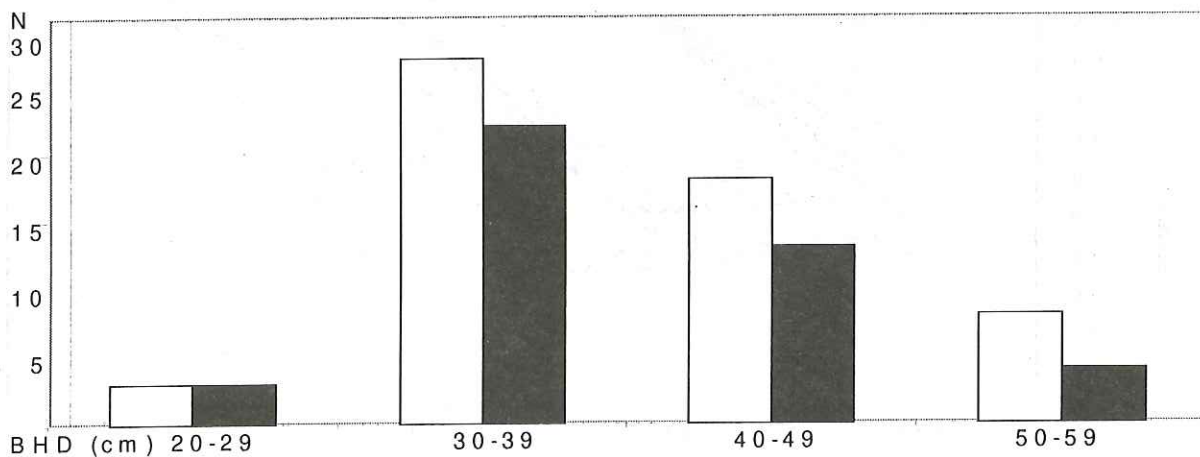


Abb.4: Gesamtzahl (weiße Balken) und Anzahl abgestorbener (schwarze Balken) Eichen verschiedener Durchmesserstufen. Stand 1998

Total number (white bars) and number of dead (black bars) oaks of different diameter ranges. Status 1998

Von praktischer Bedeutung ist, ob es bei den im Bienwald vorherrschenden Bedingungen bei der Eiche einen „point of no return“ gibt, d.h. eine Schädigung, von der aus sich die Bäume nicht mehr erholen können. Da sich Eichen nach Insektenfraß wieder belauben können, wird zunächst geprüft, inwieweit der Umfang der Wiederbelaubung im Jahr des Kahlfraßes 1994 Hinweise auf die Überlebenswahrscheinlichkeit der Bäume zuläßt (SCHRÖCK 1996).

Im vorliegenden Fall sind alle Eichen mit einem Blattverlust >70% Anfang August 1994, d.h. einer Wiederbelaubung von weniger als 30% der normalen Blattmasse, im Folgejahr abgestorben. Von den 13 Eichen mit 60 bis 70% Blattverlust sind 7 abgestorben, 6 konnten sich wieder erholen. Bäume mit weniger als 60% Blattverlust sind nicht abgestorben.

Um die weitere Entwicklung stärker geschädigter Eichen mit einem ausreichenden Kollektiv zu beobachten, wurden im Fraßfolgejahr 1995 zu den Eichen auf der Kronenzustands-Dauerbeobachtungsfläche aus dem umliegenden Bestand zusätzlich 50 Bäume mit einer Kronenverlichtung zwischen 40 und 85% ausgewählt. Von diesen 50 Bäumen haben nur 13 bis zum Sommer 1998 überlebt (Abb. 5). Von den 8 Bäumen mit einem Blattverlust von 70% und mehr konnte sich keiner erholen. Im Gegensatz zur Situation im Fraßjahr ist allerdings auch ein Großteil der Bäume mit weniger als 70% Blattverlust abgestorben. Auch ein Drittel der mit 40-50% Blattverlust vergleichsweise nur mittelstark geschädigten Bäume ist ausgefallen. Das in den Fraßfolgejahren auftretende erhöhte Absterberisiko der Eichen dürfte auf den steigenden Infektionsdruck durch Eichenprachtkäfer (*Agrilus spec.*) zurückzuführen sein. Geschwächte Eichen, die sich normalerweise nach dem Schwammspinnerfraß wieder erholt hätten, wurden in dieser Phase offensichtlich „Opfer“ des Prachtkäfers (BRECHTEL & ZWECKER 1999, DELB 1999, in diesem Heft).

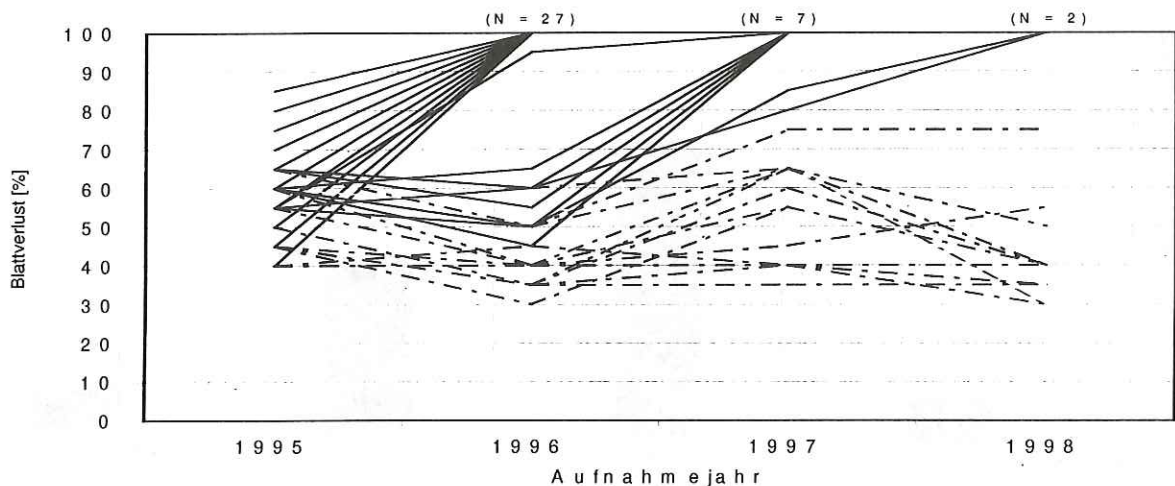


Abb. 5: Entwicklung der Kronenverlichtung von 1995 zusätzlich ausgesuchten, stark geschädigten Eichen mit einer Kronenverlichtung von 40 bis 85%
Development of leaf loss of strongly damaged oaks additionally selected in 1995 with leaf loss ranging from 40 to 85%

Zur Abschätzung der weiteren Entwicklung können die überlebenden Eichen der Kronenzustandsfläche (siehe Abb. 3) und der zusätzlich ausgewählten Bäume (siehe Abb. 5) herangezogen werden. Deutlich wird, daß bis 1997 keine sichtlich erkennbare Erholung der Belaubung nach dem Einbruch 1993/94 erfolgte. Erst 1998 ist bei der Mehrzahl der Bäume ein leichter Trend hin zu einer Zunahme der Belaubung zu erkennen. Die Eichen sind jedoch immer noch in ihrer Vitalität geschwächt, so daß mit weiteren Abgängen durch Prachtkäferbefall gerechnet werden muß.

Parallel zur Erhebung des Kronenzustandes nach den Kriterien der Waldzustandserhebung wurde in den Wintern 1991/92 und 1996/97 die Kronenstruktur nach ROLOFF (1989) erhoben. Die überlebenden Eichen wurden vor dem Schwammspinnerfraß nahezu alle in Stufe 0 (Explorationsphase, vital), nach dem Schadereignis nahezu alle in Stufe 2 (Stagnationsphase, mittelstark geschädigt) eingewertet. Auch die Vitalitätsbeurteilung nach dieser von der Belaubung unabhängigen Methode belegt demnach den deutlichen Einbruch im Kronenzustand der Eichen infolge der Schwammspinner-Kalamität.

3.2 Zuwachsverhalten der Stieleichen

Das jährliche Zuwachsverhalten von 15 1995 nicht mehr ausgetriebenen oder während der Vegetationsperiode 1995 abgestorbenen Eichen der Kronenzustands-Dauerbeobachtungsfläche weist in den Jahren vor dem Schadereignis keine Besonderheiten auf. Sowohl die Höhe des jährlichen Zuwachses als auch die jahresweise zu beobachtenden Schwankungen liegen in einem für diese Standorte normalen Bereich (Abb. 6). Erst mit Beginn der Schwammspinner-Kalamität geht der Zuwachs zurück. Während im Jahr des Lichtfraßes 1993 nur bei einem Teil der Bäume ein deutlicher Rückgang des Zuwachses zu beobachten ist, geht - bis auf einen Baum - bei allen Eichen der Zuwachs 1994 drastisch zurück. 1995 wiesen lediglich einige wenige nochmals ausgetriebene, dann jedoch abgestorbene Eichen einen minimalen Zuwachs auf.

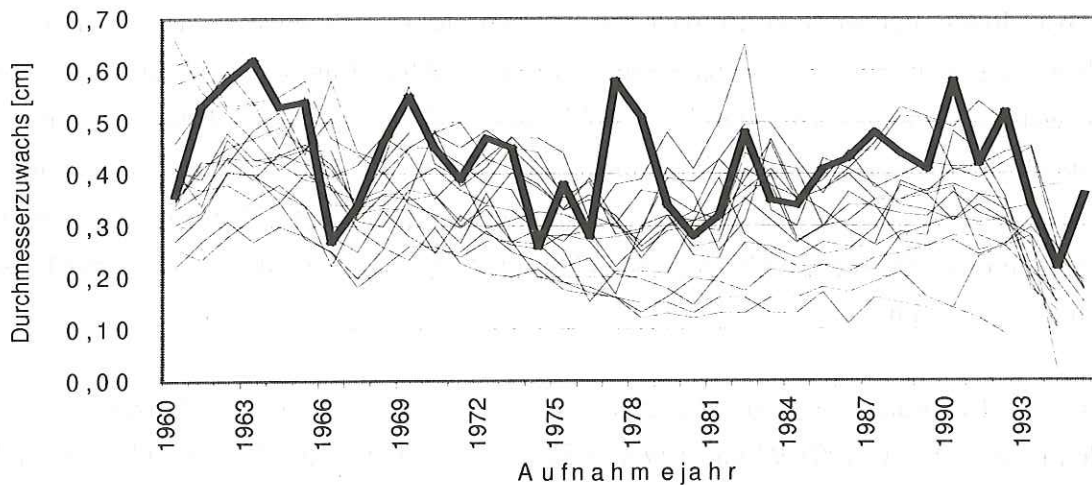


Abb. 6: Jährlicher Zuwachsverlauf (Brusthöhendurchmesser in cm) von fünfzehn 1995 abgestorbenen Stieleichen im Vergleich zu einem im Sommer 1995 als vergleichsweise vital eingewerteten Referenzbaum (fett).
Annual increase process (breast height diameter in cm) of fifteen pedunculate oaks that died in 1995 as compared with one comparatively vital reference tree (fat line).

Die als Vergleichsbaum ausgewählte vitale Stieleiche weist ebenfalls einen deutlichen Rückgang des Zuwachses 1993 und vor allem 1994 auf, kann sich jedoch offensichtlich bereits 1995 wieder erholen. Der Zuwachs dieses Baumes liegt bei Betrachtung der zeitlichen Entwicklung eher im oberen Bereich, 1994 jedoch auf ähnlich geringem Niveau wie der Zuwachs der Mehrzahl der 1995 abgestorbenen Bäume.

3.3 Veränderung der Bestandesstruktur

Die hohen Ausfälle führen zu einer deutlichen Veränderung der Bestandesstruktur. Bis zum Sommer 1995 sind nahezu 40% aller hauptständigen Eichen des Bestandes nach zweimaligem Befall durch Schwammspinner abgestorben (Abb. 7^{*}). In den Folgejahren sind bis Ende Juli 1997, ausgehend von der Anzahl der vor dem Schwammspinnerfraß vorhandenen Eichen, weitere 17% abgestorben. 1998 waren nur noch wenige Ausfälle zu verzeichnen.

Somit sind bis zum Ende der Vegetationszeit 1998 nahezu 60% aller vor der Kalamität vorhandenen Eichen abgestorben. Mit dem Absterben der Eichen ist der Eichenanteil im Gesamtbestand von ursprünglich etwa 70% auf heute unter 40% gesunken. Hierbei zu beachten

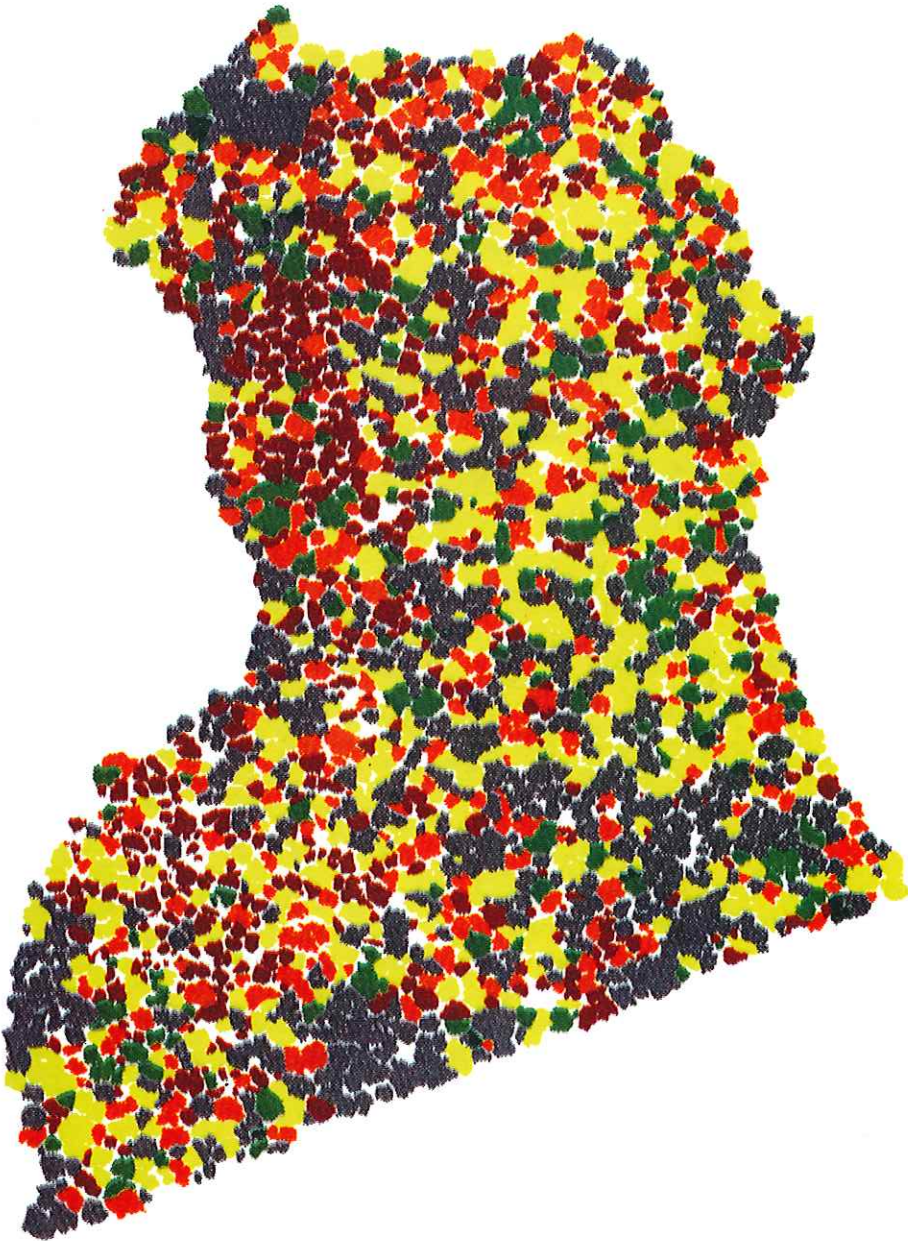
• nächste Seite:

Abb. 7: Kronenkarte des Untersuchungsbestandes im FA Hagenbach (CIR-Befliegung Sommer 1995) mit unterschiedlich stark geschädigten Bäumen und Mischbaumarten.
Crown map of the pedunculate oak under study in the forest district Hagenbach (CIR aerial photo documentation in summer 1995) showing differently damaged trees and mixed tree species.

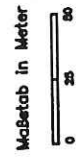
Abb.7 : Versuchsfläche 314/C/408
Schadstufenverteilung
Forstamt Hagenbach
CIR-Befliegung 1995

LEGENDE

-  Schadstufe 0
-  Schadstufe 1
-  Schadstufe 2
-  Schadstufe 3
-  Schadstufe 4
-  Sonstige Baumarten



Interpretation: F. Engels
Kartograph. Bearbeitung: M. Zimmer



Forstliche Versuchsanstalt
Rheinland-Pfalz
Abteilung Waldschutz
Schloß
67705 Trippstadt

ist, daß die Ausfälle z.T. kleinflächig auftreten und auf diesen Stellen Blößen mit mittlerweile extrem dichtem Graswuchs insbesondere aus Großseggen (*Carex acutiformis*, *C. elongata* etc.) entstanden sind. Desweiteren treten die Mischbaumarten häufig ebenfalls in Gruppen auf.

4 Einfluß der natürlichen Waldgesellschaft und der Standortverhältnisse auf die Schadensverteilung

4.1 Heutige potentiell natürliche Vegetation und Schadensverteilung

Die Bodenvegetation stellt eine wesentliche Komponente des Ökosystems Wald dar. Sie ist zudem ein Bioindikator, der zur Charakterisierung des Zustandes und ggf. bei Wiederholungsaufnahmen zur Charakterisierung der Entwicklung der Waldökosysteme herangezogen werden kann.

Grundlage der nachfolgenden Auswertungen ist eine durch Dr. P. WAHL, Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht, im Januar und Juni 1996 vorgenommene differenzierte Nachkartierung zur Karte der heutigen potentiell natürlichen Vegetation (hpnV; Abb. 8). Die hierbei ausgewiesenen Kartiereinheiten werden mit einer für den größten Teil des Untersuchungsbestandes durchgeführten einzelbaumweisen Schadansprache aus dem CIR-Luftbild des Jahres 1995 verschnitten (Tab. 1).

Waldgesellschaft	Fläche [ha]	Eichenanteil [%]	Absterberate Eichen [%]
Stieleichen-Buchen-, Buchen-Stieleichen- und Hainbuchen-Stieleichenwälder	1,89	60	33
Sternmieren-Stieleichen-Hainbuchenwald	6,5	63	35
Erlen- und Eschen-Sumpfwälder	1,27	74	54

Tab. 1: Flächen (ha), Eichenanteil und Absterberate der Stieleichen (%) verschiedener Waldgesellschaften im Untersuchungsbestand; Kartierungen DR. P. WAHL (Vegetation) und F. ENGELS (CIR-Luftbildinterpretation); etwa 10% der Bäume wurden nicht berücksichtigt, da sie bei der Kartierung aus dem Luftbild nicht klar einer Baumart zugeordnet werden konnten.

Areas (hectar), oak proportion and dying rate of the pedunculate oaks (%) in different forest communities in the stand under study; mapping by P. WAHL (vegetation) and F. ENGELS (interpretation of CIR aerial photos); about 10% of the trees were not considered since they could not be unequivocally assigned to a tree species by mapping from the aerial photograph.

Hohe Absterberaten zeigen sich nicht nur in Erlen- und Eschen-Sumpfwäldern, sondern auch in stieleichenreichen Waldgesellschaften. Hierbei sind keine wesentlichen Unterschiede zwischen Waldgesellschaften mit Buchenanteilen und den Sternmieren-Stieleichen-Hainbuchenwäldern zu erkennen.

Der höhere Eichenanteil in der als Erlen- und Eschen-Sumpfwälder kartierten Waldgesellschaft im Vergleich zu den Stieleichen-Hainbuchenwäldern ist wahrscheinlich auf den Ausfall

der Hainbuche als Mischbaumart aufgrund zu großer Nässe und dem Zurückdrängen von Erle und Esche zugunsten der Eiche bei der waldbaulichen Behandlung des Bestandes zurückzuführen.

Die detaillierte Aufschlüsselung der Kartierungsergebnisse nach unterschiedlicher Ausbildung der Waldgesellschaft und untergliedert in unterschiedliche Frischestufen zeigt innerhalb einer Waldgesellschaft eine Zunahme der Absterberate mit zunehmender Nässe (Tab. 2).

Waldgesellschaft Ausbildung und unterschiedliche Frischestufen (EC) = Signaturen in Abb. 8		Fläche [ha]	Eichenanteil [%]	Absterberate Eiche [%]
Stieleichen-Buchen-, Buchen-Stieleichen- und Hainbuchen-Stieleichenwälder	Frisch (EC)	1,53	56	32
	Sehr frisch (ECi)	0,36	79	37
Sternmieren-Stieleichen-Hainbuchenwald				
Arme Ausbildung (Stellario-Carpinetum periclymenetosum)	Frisch (HAa)	0,22	42	14
	Sehr frisch (HAai)	0,79	56	30
	Feucht (HAau)	1,17	84	49
Mittlere Ausbildung (Stellario-Carpinetum typicum)	Sehr frisch (HAi)	0,78	64	26
	Feucht (HAu)	2,54	53	41
Reiche Ausbildung (Haru*) (Stellario-Carpinetum stachyetosum)	Regelmäßig überschwemmt	1	73	22
Erlen- und Eschen-Sumpfwälder (Pruno-Alno-Fraxinetum)				
Arme Ausbildung (SDa)	Sehr feucht bis naß	0,16	72	30
Mittlere Ausbildung (SD)		0,55	98	72
Reiche Ausbildung (SDr)		0,56	51	41

Tab. 2: Flächen, (ha), Eichenanteil und Absterberate der Stieleichen (%) verschiedener, nach Ausbildung und Frischestufen untergliederter Waldgesellschaften im Untersuchungsbestand; Kartierung DR. P. WAHL (Vegetation) und F. ENGELS (CIR-Luftbildinterpretation); etwa 10% der Bäume wurden nicht berücksichtigt, da sie bei der Kartierung aus dem Luftbild nicht klar einer Baumart zugeordnet werden konnten.

Areas (hectar), oak proportion and dying rate of the pedunculate oaks (%) of different forest communities subdivided according to formation and drainage classes in the stand under study; mapping by P. WAHL (vegetation) and F. ENGELS (interpretation of CIR aerial photos); about 10% of the trees were not considered since they could not be unequivocally assigned to a tree species by mapping from the aerial photograph

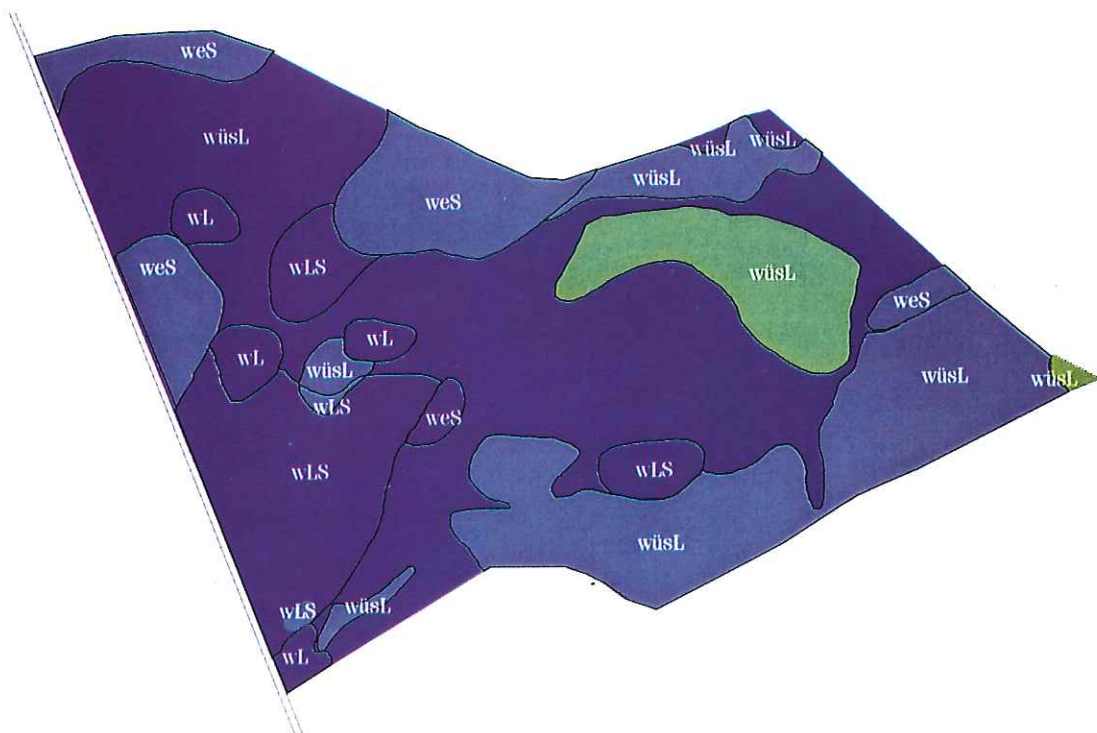
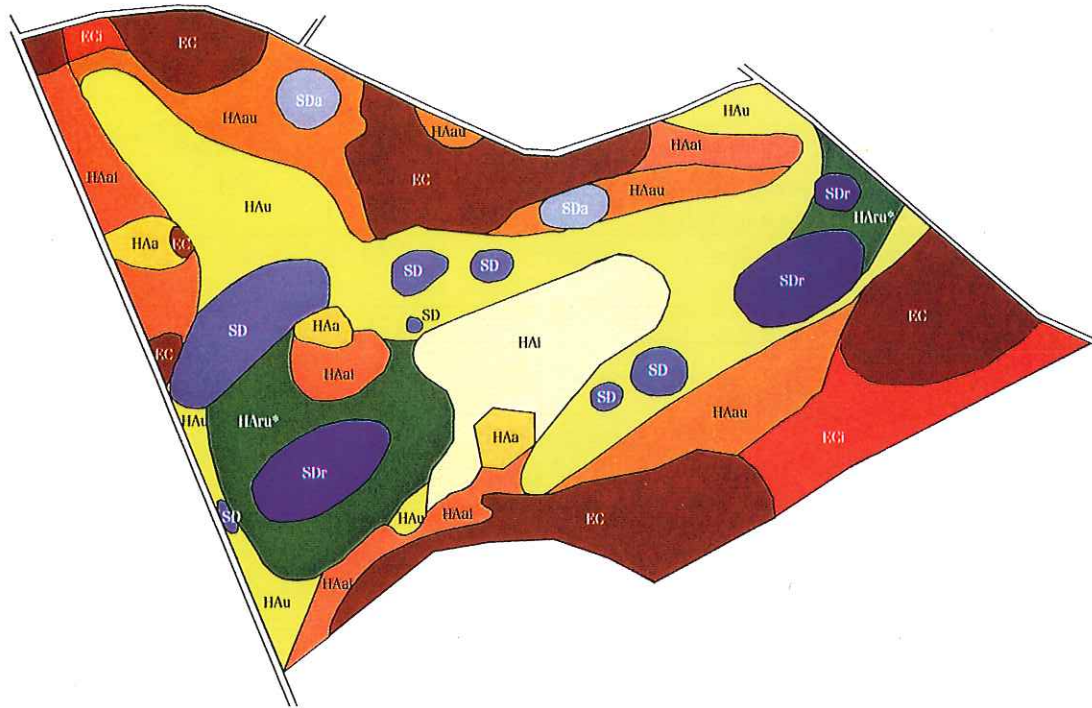
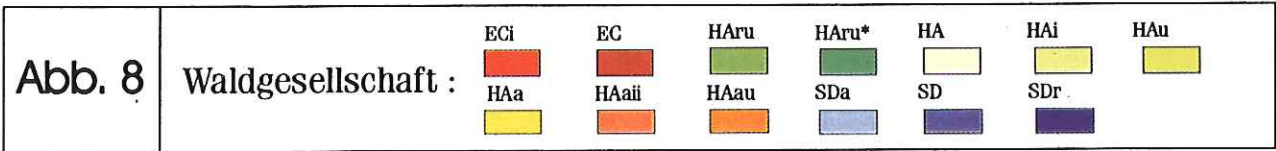
nächste Seite:

Abb. 8: Differenzierte Kartierung der heutigen potentiell natürlichen Vegetation (hpnV); WAHL 1996; Legende siehe Tab. 2

Detailed mapping of the actual potential naturally vegetation (hpnV); WAHL 1996; legend cf. table 2

Abb. 9: Detaillierte forstliche Standortskartierung (RATHING 1996); Legende siehe Tab. 3

Detailed forest site mapping (RATHING 1996); legend cf. table 3



Zu bedenken ist, daß eine Kartierung der hpnV unter solch schwierigen, kleinräumig wechselnden Verhältnissen immer eine Momentaufnahme eines sich häufig dynamisch entwickelnden Systemes darstellt. Vorstellbar wäre z.B., daß in mehrere Jahre anhaltenden Trockenphasen Eichen-Hainbuchenwald, in mehrere Jahre anhaltenden Naßphasen anhand des Vegetationsaspektes Sumpfwald auf der gleichen Fläche kartiert wird oder ein Stieleichen-Hainbuchenwald nach Auflichtung (Wegfall der Pumpwirkung/Transpiration des aufstockenden Bestandes) aufgrund der nun schlagartig zunehmenden Vernässung als Sumpfwald und nach Wiederbewaldung wieder als Stieleichen-Hainbuchenwald erfaßt wird (WAHL 1996).

Auch die vorliegende Kartierung ist bereits durch sich ausbreitende Vergrasung und Vernässung beeinflusst. Eine Kartierung im Jahre 1998 hätte wahrscheinlich eine weitere Verschiebung der Vegetationseinheiten bestätigt, da aufgrund zunehmender Verlichtung eine weiter zunehmende Ausdehnung von Großseggen zu beobachten ist.

4.2 Forstliche Standorte und Schadensverteilung

Zur Überprüfung, inwieweit eine aktuelle forstliche Standortkartierung als Grundlage künftiger Baumartenwahl das Gefährdungspotential der verschiedenen Standorte widerspiegelt, wurde Ende Oktober 1996 eine detaillierte Kartierung durchgeführt (Abb. 9, Seite 146, RATHING 1996).

Ausgeschieden wurden vier verschiedene Substratreihen. Gemeinsam ist allen eine temporär vollständige Wassersättigung des Bodens; gelegentliches Trockenfallen wird durch den Zusatz „wechselfrisch“ verdeutlicht. Die Substratreihen unterscheiden sich im wesentlichen durch einen unterschiedlich hohen Anteil feinsubstanzreicher Bodenarten. Hierbei steigt der Anteil von Lehm-, Schluff- oder Tonkomponenten von den Sanden über Lehmsande, übersandete Lehme bis zu der Substratreihe Lehme an. Hinsichtlich der Absterberate der Stieleichen sind, unter Berücksichtigung der zum Teil sehr geringen Flächenanteile, keine gravierenden Unterschiede zwischen den verschiedenen Substratreihen erkennbar (Tab. 3).

Substratreihe (Abkürzungen)	Fläche (ha)	Eichenanteil (%)	Absterberate Eiche (%)
wechselfrische eiszeitliche Sande (weS)	0,91	35	31
wechselfrische Lehmsande (wLS)	1,65	56	34
wechselfrische übersandete Lehme (wüsL)	6,8	74	38
wechselfrische Lehme (wL)	0,31	61	24

Tab. 3: Flächenanteile (ha), Eichenanteil und Absterberate der Stieleichen (%) aufgeteilt nach Substratreihen; Kartierung von D. RATHING (Standort) und F. ENGELS (CIR-Luftbildinterpretation), etwa 10% der Bäume wurden nicht berücksichtigt, da sie bei der Kartierung aus dem Luftbild nicht klar einer Baumart zugeordnet werden konnten.

Areas portions (hectar), oak proportion and dying rate of the pedunculate oaks (%) classified according to substrate series; mapping by D. RATHING (substrates) and F. ENGELS (interpretation of CIR aerial photos), about 10% of the trees were not considered since they could not be unequivocally assigned to a tree species by mapping from the aerial photograph.

Bei der Kartierung der Wasserhaushaltsstufen dieser wechselfrischen Standorte wurden die Stufen „frisch“, „sehr frisch“ und „vernässend“ ausgeschieden. Hierbei leitet sich die Stufe „vernässend“ im wesentlichen vom Vegetationsaspekt, geprägt durch bültige Ausbildung von *Molinia caerulea*, ab und kann somit bei wechselnden Verhältnissen nur eine Momentaufnahme darstellen. Die Ergebnisse veranschaulichen den dominanten Einfluß des Wasserhaushaltes auf die Absterberate der Eichen. Mit zunehmendem Wassereinfluß steigt der Anteil toter Stieleichen deutlich an.

Wasserhaushaltsstufe	Fläche (ha)	Eichenanteil (%)	Absterberate Eiche (%)
Frisch	2,4	57	32
Sehr frisch	6,49	68	36
Vernässend	0,78	78	60

Tab. 4: Flächenanteile (ha), Eichenanteil und Absterberate der Stieleichen (%) aufgeteilt nach Wasserhaushaltsstufen; Kartierung von D. RATHING (Standort) und F. ENGELS (CIR-Luftbild-interpretation); etwa 10% der Bäume wurden nicht berücksichtigt, da sie bei der Kartierung aus dem Luftbild nicht klar einer Baumart zugeordnet werden konnten.

Areas portions (hectar), oak proportion and dying rate of the pedunculate oaks (%) classified according to water regime levels; mapping by D. RATHING (water regime) and F. ENGELS (interpretation of CIR aerial photos; about 10% of the trees were not considered since they could not be unequivocally assigned to a tree species by mapping from the aerial photograph.

5 Diskussion und Konsequenzen

Die im vorliegenden Falle zur Bewertung der Vitalitätsentwicklung der Stieleichen herangezogenen Weiser „Kronenzustand“ (Blattverlust im August und Kronenstruktur nach ROLOFF im Winterzustand), „Dimension der Bäume“ und „Zuwachsverhalten“ lassen alle den gleichen Rückschluß zu: Vor dem Schadereignis „Schwammspinner“ waren die Bäume vergleichsweise vital. Ein Rückgang der Vitalität bis hin zum Absterben hat erst nach dem Schwammspinnerbefall eingesetzt. Die abgestorbenen Eichen sind weitestgehend unabhängig von ihrer Vitalität vor dem Schadereignis abgestorben. Bei einer Kronenverlichtung von mehr als 70% im August sind die Stieleichen unter den vorliegenden Bedingungen im Folgejahr abgestorben. Folglich sollten unter solchen Verhältnissen nicht nur tote, sondern zur Reduktion der Prachtkäfergefährdung und zur Vermeidung von Holzentwertungen auch bereits sehr stark geschädigte Eichen entnommen werden.

Die große Zahl gestorbener Stieleichen führte zu einer deutlichen Veränderung der Bestandesstruktur. Der Eichenanteil des Hauptbestandes ging von etwa 70% vor der Schwammspinner-Kalamität bis zum Sommer 1998 auf ca. 40% zurück. In verlichteten Bestandespartien ist eine deutliche Vernässung und Vergrasung eingetreten. Diese Standortsveränderungen

erschweren eine natürliche Verjüngung beziehungsweise Wiederbewaldung dieser Bereiche erheblich.

Die durchgeführten Begleituntersuchungen zur heutigen potentiell natürlichen Vegetation und eine forstliche Standortsfeinkartierung verdeutlichen, daß kleinstandörtliche Unterschiede im Wasserhaushalt den wesentlichen Differenzierungsfaktor im Absterbeprozess darstellen. Mit zunehmender Nässe steigt der Anteil infolge des Schwammspinnerfraßes abgängiger Eichen an.

Bei den natürlichen Waldgesellschaften im Untersuchungsbestand handelt es sich im wesentlichen um stieleichenreiche Wälder. Ein nicht standortgemäßer Eichenanbau scheidet als Ursache für die überaus hohe Ausfallrate nach dem Schwammspinner-Kahlfraß daher aus. Allerdings haben sich die hydromorphen Standortsbedingungen bei einer Schwammspinner-Kalamität als besonders risikobehaftet erwiesen. Ein erneuter Schwammspinner-Kahlfraß sollte daher auf diesen Risikostandorten nach Möglichkeit verhindert werden. Weiterhin sollte versucht werden, das Schadensrisiko auf diesen empfindlichen Standorten mit waldbaulichen Mitteln zu reduzieren. In dieser Hinsicht sollte die waldbauliche Behandlung nicht ausschließlich auf die Förderung der Eiche, sondern auf einen höheren Anteil an Mischbaumarten auch in dem Hauptbestand ausgerichtet sein. Die jeweils geeigneten Mischbaumarten sind aus der jeweiligen Waldgesellschaft abzuleiten. In den kleinflächig besonders vernässten Bereichen sollte generell auf eine gezielte Anpflanzung von Waldbäumen verzichtet werden, da hier alle Baumarten erheblichen Risiken durch den extrem wechselnden Wasserhaushalt unterliegen.

6 Literatur

BRECHTEL & ZWECKER (1999): Forstlich relevante Insekten (Käfer, Holzwespen) in vitalen, geschädigten und aktuell abgestorbenen Eichen des Bienwaldes (Rheinland-Pfalz) (*Coleoptera, Siricidae*) - Ein Beitrag zur Risikoabschätzung von Schwammspinnerfolgeschäden. In DELB, H. & BLOCK, J. (Hrsg.): Untersuchungen zur Schwammspinner-Kalamität von 1992 bis 1994 in Rheinland-Pfalz. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Nr. 45/1999, S. 176-199.

BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (BML) (Hrsg.) (1995): Dauerbeobachtungsflächen zur Umweltkontrolle im Wald. Deutscher Beitrag zum europäischen Waldschadensmonitoring (Level II – Programm), 25 S. und Anhang.

BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (BML) (Hrsg.) (1997a): Dauerbeobachtungsflächen zur Umweltkontrolle im Wald, Level II, Erste Ergebnisse. 148 S.

BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (BML) (Hrsg.) (1997b): Dauerbeobachtungsflächen im Wald. Methodenleitfaden für das Level II-Programm. 126 S.

DELB, H. (1999): Folgeschäden nach der Schwammspinner-Kalamitäten von 1992 bis 1994 in Rheinland-Pfalz. In DELB, H. & BLOCK, J. (Hrsg.): Untersuchungen zur Schwammspinner-Kalamität von 1992 bis 1994 in Rheinland-Pfalz. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Nr. 45/1999, S. 41-117.

KRAFT, G. (1884): Beiträge zur Lehre von Durchforstungen, Schlagstellungen und Lichtungshieben. Hannover.

RATHING, D. (1996): Detaillierte forstliche Standortskartierung der Stieleichen-Dauerbeobachtungsfläche Level-II- Nr.:04/0706, Obere Kahlache Ost, Bienwald. Interner Ergebnisbericht, 7 S. und Anhang (unveröffentlicht).

ROLOFF, A. (1989): Entwicklung und Flexibilität der Baumkrone und ihre Bedeutung als Vitalitätsweiser, Teil I und Teil II, *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 140. Jg., 9/11, S. 775-789, S. 943-963.

ROTHER, G.; ROMMEL, M.; NAB, B. (1995): Wurzeltrockenmassen auf Rheinland-Pfälzischen Dauerbeobachtungsflächen, unveröffentlicher Bericht für die Forstliche Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz.

SCHRÖCK, H. W. (1994): Kronenzustand auf Dauerbeobachtungsflächen in Rheinland-Pfalz - Entwicklung und Einflußfaktoren -. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Nr. 28/94, 229 S.

SCHRÖCK, H. W. (1996): Zusammenhang zwischen insektenfraßbedingten Blattverlusten und dem Kronenzustand von Eichenbeständen. In WULF, A. & BERENDES, K.H. (Hrsg.): Eichensterben in Deutschland. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Heft 318, S. 48-60.

SCHRÖCK, H. W.; BLOCK, J.; ENGELS, F.; ZIMMER, M. (1998): Level-II-Dauerbeobachtungsflächen in Rheinland-Pfalz. Dokumentation der Lage, der Meßstellenausstattung sowie der Homogenität der Untersuchungsbestände.

WAHL, P. (1996): Differenzierte Kartierung der potentiell natürlichen Vegetation der Stieleichen-Dauerbeobachtungsfläche Level-II- Nr.:04/0706, Obere Kahlache Ost, Bienwald, (unveröffentlicht).

Anschrift des Autors:

Hans Werner Schröck, Forstliche Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Schloß, 67705 Trippstadt

Radialzuwachsverlauf und Gefäßstruktur der Jahrringe von Eichen in ausgewählten Beständen des Bienwaldes im Rahmen der Schwammspinnerkalamität 1993/94

Jörg Hansen

Keywords: oak, gypsy moth, radial increment, hydraulic architecture, earlywood vessels, growth reactions, defoliation, oak decline

Summary

Title of the Paper: Radial increment and annual ring's earlywood vessel structure of oaks in selected stands of the Bienwald in the context of the gypsy moth calamity 1993/94

The impact on the increment and earlywood structures of oak exerted by the gypsy moth calamity of the years 1993 and 1994 is compared for two stands that showed different growth reactions to this occurrence. In total, trunk discs taken at breast height from 12 oaks are analysed by means of radial increment and cell structure investigations.

First results show that both oak stands react to defoliation by markedly reducing annual radial increment. While the oaks on the drier site already recover in the year following the single gypsy moth defoliation of 1994, the oaks examined for the stand of high ground-water levels ("wet site") continue to have reduced radial increment after experiencing two years of gypsy moth defoliation in 1993 and 1994. Furthermore, a negative change in radial increment produced by the specimen on the drier site in 1993 gives reason to assume that the first occurrence of defoliation on the wet site coincides with other growth-limiting factors of that year.

In the years following the gypsy moth calamities, earlywood parameters determined for this investigation show their most significant changes in 1995 when compared to the values of the preceding years. One single defoliation becomes manifest in reduced hydraulic conductivity and reduced vessel diameter of the first and second vessel rows. This tree growth reaction to gypsy moth calamity subsides in the following year, when the respective values return to pre-calamity levels. In contrast to these findings, vessel diameter of the latest earlywood vessels continue to show minimum values over two years after defoliation.

The oaks affected by repeated gypsy moth defoliation have a marked and obviously almost irreversible reduction in hydraulic conductivity and vessel diameter for all vessel rows. However, the vessel parameters already showed an unfavourable development before the first occurrence of gypsy moth defoliation took place. This leads to the assumption that some other growth-reducing factors independent of gypsy moth impact prevailed on the wet site. These factors will be investigated in further analyses conducted by the Institute for Forest Growth.

Schlagworte: Eiche, Schwammspinner, Kahlfraß, Radialzuwachs, Wachstumsreaktionen, Gefäßstruktur, Frühholzgefäße, Eichensterben

Zusammenfassung

Der Einfluß der Schwammspinnerfraßereignisse in den Jahren 1993 und 1994 auf den Zuwachs und die Frühholzgefäßstrukturen der Eiche wird auf zwei Standorten mit unterschiedlichen Wachstumsreaktionen der aufstockenden Bestände verglichen. Von zwölf bis 1997 überlebenden bzw. erst kürzlich abgestorbenen Eichen werden Stammquerschnittsflächen aus 1,3 m Entnahmehöhe mit Hilfe der Radialzuwachs- und der Zellstrukturanalyse untersucht.

Die ersten Ergebnisse zeigen, daß beide Eichenbestände mit deutlichen Radialzuwachseinbrüchen auf den Kahlfraß reagieren. Während sich die Eichen auf dem weniger wasserbeeinflussten Standort ("trockener" Standort) nach einmaligem Kahlfraß durch Schwammspinnerrauen im Jahr 1994 schon im Folgejahr wieder erholen, sinken die Zuwächse der Eichen auf dem stark grundwasserbeeinflussten Standort ("nasser" Standort) nach Licht- bzw. Kahlfraß in den Jahren 1993 und 1994 weiter beständig ab. Eine negative Zuwachsreaktion der Probestämme des trockeneren Standortes im Jahr 1993 (vor dem Fraß) läßt vermuten, daß das erste Fraßereignis auf dem nassen Standort (im Jahr 1993) mit anderen wachstumsbegrenzenden Faktoren in diesem Jahr zusammenfällt.

Die ermittelten Frühholzgefäßparameter weisen für alle Probestämme im Folgejahr der Schwammspinnerfraßereignisse die stärksten Veränderungen im Vergleich zum Vorjahr auf. Der einmalige Kahlfraß manifestiert sich in einer Verringerung der hydraulischen Leitfähigkeit und der Gefäßlumendurchmesser der ersten und zweiten Gefäßreihe. Doch schon im Folgejahr wird das Ausgangsniveau wieder erreicht. Die Gefäßlumendurchmesser der zuletzt gebildeten Frühholzgefäße zeigen dagegen in den zwei Folgejahren nach dem Fraß verringerte Werte.

Der Licht- und Kahlfraß führt bei den untersuchten Eichen zu einer markanten und offensichtlich weitgehend irreversiblen Abnahme der hydraulischen Leitfähigkeit und der Gefäßlumendurchmesser aller Gefäßreihen. Die Gefäßparameter zeigen allerdings z.T. schon Jahre vor dem ersten Fraßereignis abnehmende Tendenzen, so daß unabhängig von der Schwammspinnergradation auf andere das Baumwachstum negativ beeinflussende Faktoren bei den Eichen des grundwasserbeeinflussten Standortes geschlossen werden kann. Die Ursachen dieser Wachstumsreaktionen sollen in weiteren Analysen am Institut für Waldwachstum untersucht werden.

1 Einleitung und Zielsetzung

Die Eiche ist durch Insektenkalamitäten und nicht eindeutig geklärte Absterbeerscheinungen, dem sogenannten "Eichensterben", in den Mittelpunkt des forstwirtschaftlichen und forstwissenschaftlichen Interesses gerückt (WULF & KEHR 1996, WULF & BERENDES 1996). In den Jahren 1992 bis 1994 kam es in Rheinland-Pfalz, Baden-Württemberg und Hessen zu einer Schwammspinner-Massenvermehrung, die nach starkem Lichtfraß und Kahlfraß in den Eichenbeständen zu z.T. schweren Folgeschäden führte. Der Schwerpunkt der Schwammspinnerkalamität in Rheinland-Pfalz lag im Bienwald, in dem es in den betroffenen Stieleichenbeständen in der Folge zu verstärkten Absterbevorgängen von Eichen aller Altersklassen kam, die bis zum Ausfall ganzer Bestandeskomplexe reichen (BLOCK et al. 1995, DELB 1996). Im Rahmen des von der Landesforstverwaltung Rheinland-Pfalz initiierten "Schwammspinner-Folgeschadenprojekts", das die mittelfristigen Folgen und die Ursachen der in dieser Intensität unerwarteten Folgeschäden ermitteln soll, bot sich die Gelegenheit zur Zusammenarbeit mit dem Institut für Waldwachstum der Universität Freiburg, um auch Untersuchungen der Jahringentwicklung einzubeziehen. Jahrringe sind empfindliche ökologische Weiser und dienen deshalb als bewährte Grundlage, um retrospektiv Informationen über die Lebensbedingungen, denen ein Baum ausgesetzt war, zu gewinnen. Am Institut für Waldwachstum wird dabei sowohl die Analyse der Radialzuwächse als auch der Zellstrukturen genutzt, um einen detaillierten Einblick in die zeitliche Abfolge des Wachstumsgeschehens - auch innerhalb eines Jahres - zu erhalten. Bei der Eiche mit ihrem ringporigen Hydrosystem, bei dem der letztgebildete Jahring die herausragende Bedeutung für die Wasserleitung hat, steht das Gefäßsystem im Vordergrund der hier vorgestellten Untersuchung an Stammquerschnittsflächen.

Das Wachstum ausgewählter Eichen des Bienwaldes, die den Schwammspinnerfraß überlebten oder erst 1996 oder 1997 abgestorben sind, soll anhand von Radialzuwächsen und Gefäßmerkmalen vor, während und nach der Kalamität der Jahre 1993 und 1994 beschrieben werden. Dabei wird der Einfluß des Fraßes der Schwammspinnerraupen auf den Zuwachs und die Gefäßparameter der Eiche auf zwei Standorten verglichen. Die Auswertungen zu Parametern des Hydrosystems beschränken sich auf die Frühholzgefäße der Eiche mit einem Gefäßdurchmesser über 70 μm , da diese eine sehr große physiologische Bedeutung für das Baumindividuum besitzen.

2 Material

2.1 Untersuchungsbestände

Für die Zwecke dieser Untersuchung wurden zwei Eichenbestände im Bienwald ausgewählt, die im Jahr 1997 ein Alter von ca. 100 Jahren aufwiesen und sich durch ihre offensichtlich verschiedenen Wachstumsreaktionen auf die Umweltereignisse der letzten Jahre unterscheiden. Während auf dem einen Standort (Abteilung 21) nach der Schwammspinnerkalamität etwa 45 % der Eichen in den letzten Jahren abgestorben sind und zahlreiche überlebende Bäume durch starke Kronenverlichtungen bei der Ansprache im August 1997 auffallen, zeigen die Eichen auf dem anderen Standort (Abteilung 26) eine geringe Absterberate von etwa 5 % und die Überlebenden keine Vitalitätsverluste von vergleichbarer Deutlichkeit (DELB 1998). Die beiden ausgewählten Eichenbestände liegen ca. 6 km voneinander entfernt in den Abteilungen 21 und 26 der Forstämter Schaidt und Hagenbach, so daß etwaige Unterschiede in den Umweltfaktoren, abgesehen von bodenbedingten Standortfaktoren, als gering anzunehmen sind. In Tabelle 1 sind einige Kenndaten zu den beiden Untersuchungsstandorten aufgeführt.

Innerhalb der Abteilung 21 liegt auch die von BLOCK et al. (1995) und DELB (1996) beschriebene Dauerbeobachtungsfläche der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz.

Wuchsgebiet	Nördliches Oberrheinisches Tiefland	
Wuchsbezirk	Vorderpfälzische Rheinebene	
Klimakennwerte (langjährige Mittel [1947-1996] der Wetterstion Karlsruhe, Stat.-Nr.: 2698)		
mittlere Lufttemperatur / Jahr	10,3 °C	
mittlere Lufttemperatur / Veg.-Zeit (Mai-September)	17,2 °C	
Niederschlagssumme / Jahr	756 mm	
Niederschlagssumme / Veg.-Zeit (Mai-September)	349 mm	
Hangneigung	0 %	
Ausgangssubstrat	Diluviale Gerölle und Sande (Bienwaldschotter)	
Standortbeschreibung	Abteilung 21, FA Schaidt	Abteilung 26, FA Hagenbach
Standorttyp	sehr frische - wechselfr. übersandete Lehme	sehr frischer - wechselfr. eiszeitl. Sand
Bodenart	anlehmiger Sand	anlehmiger Sand
Trophie	mesotroph (bis eutroph)	mesotroph
Bodentyp	ausgeprägter Gley	(podsoliger) Gley
Durchwurzelung	bis ca. 80 cm	bis ca. 90 cm
Grundwassereinfluß	stark	(schwach)
Höhenlage	128 m über N.N.	120 m über N.N.

Tab. 1: Kenndaten zu den Untersuchungsstandorten
Core data for the two sites examined

2.2 Untersuchungs­bäume

Im Spätsommer 1997 wurden in den beiden ausgewählten Untersuchungsbeständen insgesamt zwölf Pro­be­bäume ausgesucht, die den folgenden Anforderungen entsprechen sollten:

- vorherrschende bzw. herrschende Bäume (Baumklassen I und II nach Kraft),
- Bäume ohne sichtbare mechanische Schäden z.B. Rückeverletzungen, Fällschäden o.ä.,
- alle Pro­be­bäume eines Bestandes sollen auf der gleichen Standortseinheit erwachsen sein (Minimierung kleinstandörtlicher Unterschiede),
- die Pro­be­bäume sollen hinsichtlich des Alters vergleichbar sein und aus Bestandespartien mit ähnlichem Bestandaufbau stammen,
- keine Randbäume.

Als Pro­be­bäume kamen bestandestypische Bäume in Frage, die besonders hinsichtlich ihres Gesundheitszustandes (festgestellt durch eine Kronenansprache) den Bestandesdurchschnitt repräsentierten. Auf dem nassen Standort (Abteilung 21), auf dem ein absterbender Eichenbestand stockt, wurden dementsprechend kränkelnde und absterbende bzw. kürzlich abgestorbene Eichen mit einem Blattverlust von 70 % bis 90 % bzw. 100 % ausgewählt. Auf dem trockeneren Vergleichsstandort (Abteilung 26), auf dem ein überwiegend vitaler Eichenbestand mit nur einzelnen absterbenden Eichen stockt, wurden vitale bis leicht kränkelnde Pro­be­bäume mit einem Blattverlust zwischen 35 % und 45 % gefällt.

An den Pro­be­bäumen wurden vor der Fällung im Winter 1997 die folgenden Parameter erhoben:

- Baumhöhe,
- Durchmesser in 1,3 m (BHD),
- Kronenschirmfläche,
- Nordrichtung, Markierung am stehenden Baum,
- soziale Baumklasse nach Kraft,
- relative Kronenlänge,
- Aufnahme der aktuellen und Rekonstruktion der früheren Konkurrenzsituation (Stockinventur).

Die Ansprache der sozialen Stellung der Eichen in Abteilung 21 mußte sich wegen des weitgehend zerstörten Bestandesgefüges auf eine retrospektive Einschätzung der Baumklasse anhand verbliebener Bestandesstrukturen und vorhandener Totäste beschränken. Bei allen Pro­be­bäumen wurde auf kleinstandörtlich einheitliche Wuchsbedingungen geachtet, und der Einzelbaumstandort im Kronenschirmbereich auf seine Nässeverhältnisse angesprochen. Die in Abteilung 21 ausgewählten Pro­be­bäume zeigten in ihrem Kronenschirmbereich oberflächlich sichtbaren Wassereinfluß mit schwarz gefärbter Laubstreu und entsprechender Bodenvegetation (z.B. *Molinia caerulea*, *Deschampsia cespitosa* (L.) P.B., *Agrostis canina* L., *Carex acutiformis* Ehrh., *Carex elongata* L., *Carex remota* L.). Im Gegensatz hierzu ließen die Klein-

standorte der Eichen, die in Abteilung 26 gefällt wurden, keinen oberflächlich sichtbaren Wassereinfluß mit verfärbter Laubstreu oder nässezeigender Bodenvegetation erkennen.

Die Entnahme von Stammscheiben geschah in 1,3m und 5m sowie weiteren Schaffthöhen. Einige Kenndaten zu den Untersuchungsbäumen sind in Tabelle 2 zusammengestellt.

Der Probebaum Nr.21/2, der schon 1997 nicht mehr ausgetrieben hatte, wies im Splintbereich bereits eine so starke Holzersetzung sowie Verfärbungen auf, daß nur eine Radialzuwachsanalyse möglich war. Die Analyse der Gefäßstrukturen mußte bei diesem Baum unterbleiben.

Abt. / Baumnr.	Standort im Kronen- schirmber.	BHD	Alter (in 1,3 m)	Mittlerer i_r 1906 - 1996*	Baum- höhe	Kronen- schirm- fläche**	Kalenderjahr des letzten gebildeten Jahrrings	
							Ostradius	Westradius
21 / 1	naß	45,1 cm	101 Jahre	2,00 mm	30,9 m	49,7 m ²	1997	1997
21 / 2	<i>naß</i>	<i>56,5 cm</i>	<i>103 Jahre</i>	<i>2,47 mm</i>	<i>32,2 m</i>	<i>50,1 m²</i>	<i>1996</i>	<i>1996</i>
21 / 3	sehr naß	44,5 cm	97 Jahre	2,03 mm	30,0 m	57,0 m ²	1997	1997
21 / 4	naß	47,1 cm	92 Jahre	2,29 mm	30,8 m	46,2 m ²	1997	1997
21 / 5	naß	48,8 cm	92 Jahre	2,39 mm	31,5 m	58,2 m ²	1996	1997
21 / 6	sehr naß	47,5 cm	92 Jahre	2,27 mm	29,3 m	49,5 m ²	1997	1997
21 / 7	<i>sehr naß</i>	<i>49,8 cm</i>	<i>92 Jahre</i>	<i>2,42 mm</i>	<i>29,7 m</i>	<i>62,0 m²</i>	<i>1996</i>	<i>1997</i>
26 / 1	trocken	41,7 cm	99 Jahre	1,88 mm	32,0 m	45,2 m ²	1997	1997
26 / 2	trocken	36,8 cm	92 Jahre	1,76 mm	27,3 m	37,2 m ²	1997	1997
26 / 3	trocken	42,3 cm	95 Jahre	1,93 mm	27,7 m	49,1 m ²	1997	1997
26 / 4	trocken	49,0 cm	92 Jahre	2,37 mm	29,3 m	41,6 m ²	1997	1997
26 / 5	trocken	36,2 cm	97 Jahre	1,54 mm	26,3 m	44,2 m ²	1997	1997

* = größter gemeinsamer Wertebereich; i_r = Radialzuwachs; ** = z.T. bei den abgestorbenen bzw. absterbenden Eichen rekonstruiert; sehr naß = oberflächlich sehr naß oder überschwemmt; naß = oberflächlich vernäßt, schwarz gefärbte Laubstreu, entsprechende Bodenvegetation; trocken = ohne oberflächlich sichtbaren Wassereinfluß

Tab. 2: Kenndaten der Untersuchungsbäume aus dem Bienwald (*kursiv = die bei der Fällung im Winter 1997 als abgestorben angesprochenen Eichen*). Die Parameter der Stehendaufnahme wurden im Herbst 1997 erhoben

Main statistics of the growth of the 12 sampled trees (in italics = the oaks dead at felling date). Tree data before felling were gathered in the autumn of 1997

Zusätzlich zu den bei der Stehendansprache aufgenommenen Daten liegen für die Mehrzahl der Untersuchungsbäume Daten aus vorangegangenen Erhebungen vor. Für die Eichen 21 / 1 und 21 / 2, die innerhalb der Dauerbeobachtungsfläche (vgl. Kap. 2.1) gefällt werden konnten, gibt es bis 1991 zurückreichende einzelbaumbezogene Angaben. Tabelle 3 zeigt die wichtigsten Baumzustandsdaten für die Untersuchungsbäume.

Die Aufzeichnungen der Forstämter bzw. der Forstlichen Versuchsanstalt zu den beiden untersuchten Abteilungen 21 und 26 geben noch einige generelle Flächeninformationen zur Fraßgeschichte (vgl. BLOCK et al. 1995, DELB 1996, SCHRÖCK 1996). Diese Aufzeichnungen

stützen sich auf die jährlich mehrmalige bestandesweise Ansprache der Eichen durch die Revierbeamten und auf Schwarzweiß-Luftbildaufnahmen des Landesvermessungsamtes Rheinland-Pfalz (Befliegung am 30.06.1993, Maßstab 1 : 34.000). Danach war die Abteilung 21 im Jahr 1993 von einem starken Lichtfraß und im Jahr 1994 von einem Kahlfraß durch Schwammspinnerraupen betroffen. Auf der Dauerbeobachtungsfläche wurde bei der Augustbonitierung in den Jahren 1991 und 1992 ein mittlerer Blattverlust von 18 % bis 24 % festgestellt, der durch den Lichtfraß im Jahr 1993 auf 37 % anstieg. Die Regenerationstriebe, die von den Eichen der Abteilung 21 nach dem Licht- bzw. Kahlfraß in den Jahren 1993 und 1994 gebildet wurden, waren stark vom Eichenmehltau (*Microsphaera ALPHITOIDES* GRIF. & MAUBL.) befallen. Dagegen sind die Eichen der Abteilung 26 nach diesen Aufzeichnungen nur im Jahr 1994 von Schwammspinnerraupen kahlgefressen worden. Für beide Abteilungen geben die Aufzeichnungen der Forstämter keine Hinweise auf schon frühere Fraßereignisse durch Schwammspinner.

Abt./ Baum- Nr.	Kronenansprache								weitere Parameter 1997	
	in %	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	Dürrastanteil in %	Anzahl der Schleim- flußflecken
21 / 1	VLP	20	20	40	50	60	50	80	45	frisch: 2
	Fraß	0	0	40	100	10	5	40		alt: 10
21 / 2	VLP	20	35	30	60	50	100	-	-	-
	Fraß	5	15	40	100	30	x	-		-
21 / 3	VLP	x	x	x	x	x	x	75	10	frisch: 11
	Fraß	x	x	x	x	x	x	x		alt: 3
21 / 4	VLP	x	x	x	x	x	x	85	20	frisch: 9
	Fraß	x	x	x	x	x	x	x		alt: 1
21 / 5	VLP	x	x	x	x	55	45	65	10	frisch: 0
	Fraß	x	x	x	x	20	5	15		alt: 0
21 / 6	VLP	x	x	x	x	x	x	80	50	frisch: 1
	Fraß	x	x	x	x	x	x	x		alt: 0
21 / 7	VLP	x	x	x	x	x	x	95	95	frisch: 6
	Fraß	x	x	x	x	x	x	x		alt: 3
26 / 1	VLP	x	x	x	x	50	30	35	5	frisch: 0
	Fraß	x	x	x	x	10	0	0		alt: 0
26 / 2	VLP	x	x	x	x	60	45	40	5	frisch: 0
	Fraß	x	x	x	x	5	15	5		alt: 0
26 / 3	VLP	x	x	x	x	45	45	40	5	frisch: 0
	Fraß	x	x	x	x	5	5	0		alt: 0
26 / 4	VLP	x	x	x	x	40	40	30	5	frisch: 0
	Fraß	x	x	x	x	10	15	0		alt: 0
26 / 5	VLP	x	x	x	x	40	40	35	5	frisch: 0
	Fraß	x	x	x	x	10	10	0		alt: 0

VLP = Blattverlustprozent (Kronenzustand) in 5 %-Stufen der zu erwartenden Blattmasse (Kronentransparenz);
 Fraß = Blattverlust durch Insektenfraß in 5 %-Stufen der vorhandenen / zu erwartenden Blattmasse; x = keine Angaben;
 - = tot in 1997.

Tab. 3: Baumzustandsdaten der Untersuchungsbäume in den letzten Jahren
Individual conditions of the sampled trees over the last years

2.3 Klima und Witterung im Bereich des Bienwaldes

Abbildung 1 zeigt das Klimadiagramm der Wetterstation Karlsruhe (Stations-Nr.: 2698), die in einer Entfernung von 17,1 km (Abteilung 21) bzw. 11,5 km (Abteilung 26) von den Untersuchungsstandorten und auf 112 m über N.N. liegt. Die Darstellung macht deutlich, daß die Niederschläge in der Region der ausgewählten Standorte recht gleichmäßig über das Jahr verteilt sind. Höhere Niederschlagswerte finden sich im Mai und Juni, während die Minima der Niederschlagskurve in den Monaten Februar und März sowie September und Oktober liegen.

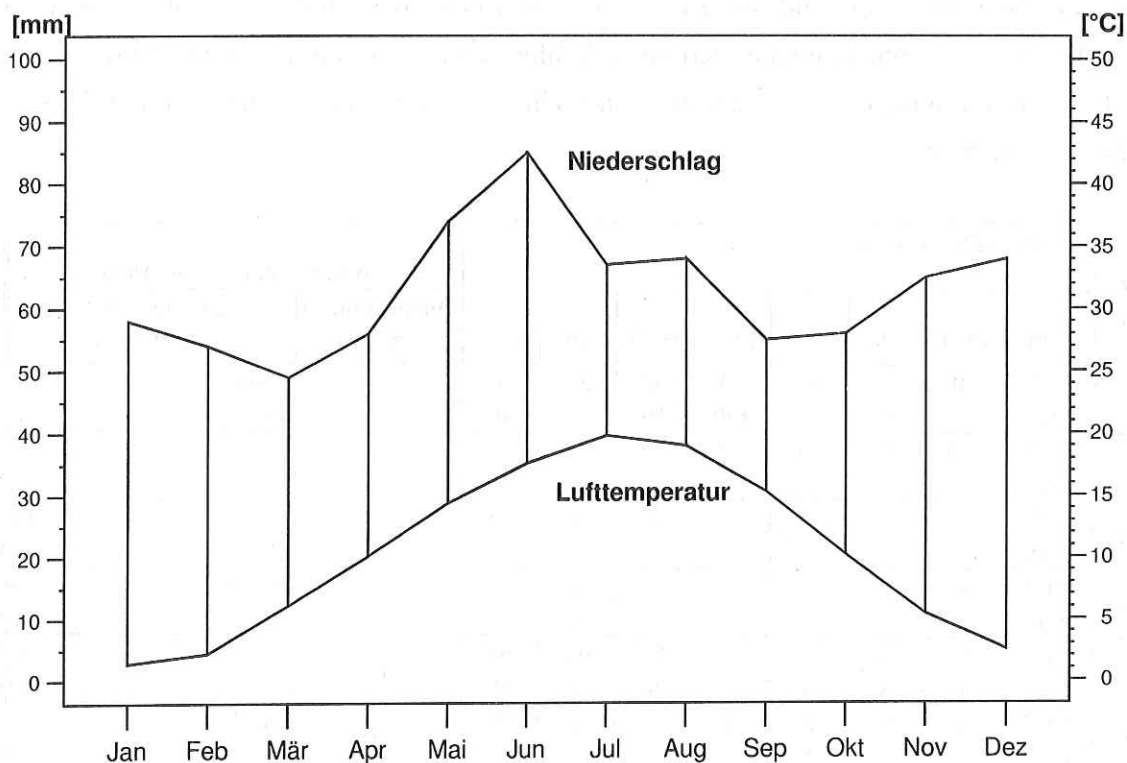


Abb. 1: Langjährige Mittelwerte der monatlichen Niederschlagssummen und der monatlichen Lufttemperaturmittel der Wetterstation Karlsruhe (1947 - 1996)
Long-term means of monthly precipitation sums and monthly means of air temperature of the weather station Karlsruhe (1947 - 1996)

Um den Einfluß von extremen Witterungskonstellationen auf das Wachstum der Eichen in den letzten Jahren zu beurteilen, sind in Abbildung 2 die monatlichen Klimawerte für die Jahre 1993 bis 1996 im Vergleich zu ihren langjährigen Mittelwerten (1947-1996) aufgetragen. Zusätzlich zeigt Tabelle 4 die Niederschlagssummen und mittleren Lufttemperaturmittel pro Jahr und für die Vegetationszeit (Mai bis September) für den gleichen Zeitraum. Es wird deutlich, daß die Jahre 1993, 1994 und besonders 1995 durch überdurchschnittliche Niederschläge und Lufttemperaturen gekennzeichnet sind. So weist das Jahr 1995 die höchsten Niederschlagssummen in der Vegetationszeit seit 1987 auf. Die Niederschlagsverteilungen über die Jahre (vgl. Abb. 2) sind geprägt durch sehr hohe Niederschläge im Herbst / Winter 1993

und Frühjahr 1994 sowie in der ersten Jahreshälfte 1995, so daß es auf zur Vernässung neigenden Standorten des Bienwaldes, wie z.B. auch in Abteilung 21, sowohl 1994 als auch 1995 zu einer langanhaltenden hohen Wassersättigung bzw. Überschwemmung gekommen sein dürfte (vgl. BLOCK et al. 1995). Allerdings fallen auch die mit 31 %, 45 % und 73 % deutlich unter dem Durchschnitt liegenden Niederschläge von Februar bis April 1993 auf. Die überdurchschnittlichen Lufttemperaturen in den Jahren 1993 bis 1995 lassen in Zusammenhang mit den ebenfalls überdurchschnittlichen Niederschlagswerten keinen negativen Einfluß auf das Einzelbaumwachstum vermuten.

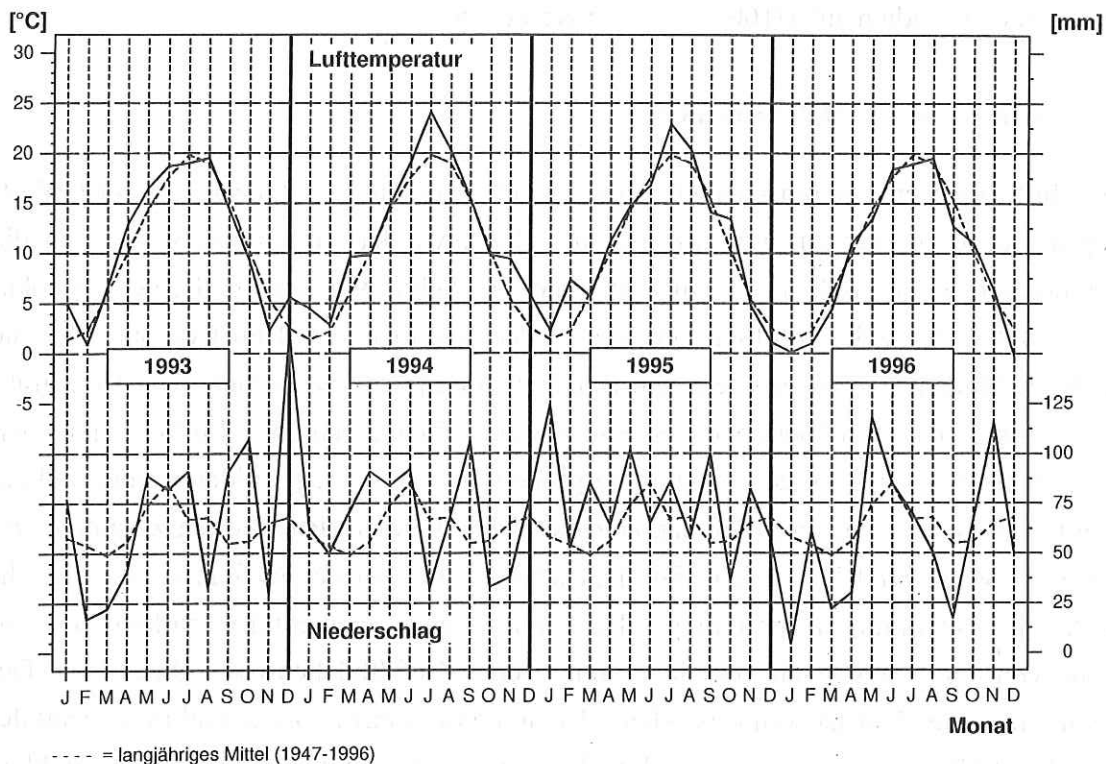


Abb. 2: Monatliche Klimawerte für die Jahre 1993 bis 1996 im Vergleich zum langjährigen Mittel (1947 - 1996)
Monthly climate data for the period 1993 to 1996 in comparison with the long-term means (1947 - 1996)

		1993	1994	1995	1996	1947 - 1996
Niederschlags- summe [mm]	pro Jahr	841 (+85)	808 (+52)	912 (+156)	690 (-66)	756
	Mai-Sept.	386 (+37)	383 (+34)	411 (+62)	341 (-8)	349
Lufttemperatur- mittel [°C]	pro Jahr	10,9 (+0,6)	12,1 (+1,8)	11,2 (+0,9)	9,7 (-0,6)	10,3
	Mai-Sept.	17,6 (+0,4)	18,8 (+1,6)	17,8 (+0,6)	16,6 (-0,6)	17,2

Tab. 4: Klimakennwerte für die Jahre 1993 bis 1996 der Wetterstation Karlsruhe mit ihren Abweichungen vom langjährigen Mittel (in Klammern)
Climate data for the period 1993 to 1996 of the weather station Karlsruhe and their deviations from the long-term mean (in brackets)

3 Methodik

3.1 Radialzuwachsanalyse

Die von den Untersuchungsbäumen gewonnenen Stammscheiben wurden luftgetrocknet und mit der Schleif- und Poliermethode (SCHNELL & SELL 1989, SASS 1993, SASS & ECKSTEIN 1994) für die Radialzuwachsanalyse präpariert. Mit der am Institut für Waldwachstum entwickelten computergestützten Jahrringmeßanlage wurden die Radialzuwächse der Stammscheiben, die aus 1,3 m Höhe stammen, an acht nach den Haupt- und Nebenhimmelsrichtungen ausgerichteten Radien auf 1/100 mm genau vermessen.

3.2 Analyse der Gefäßstrukturen

Aus den lufttrockenen Stammscheiben (aus 1,3 m) wurden Durchmesser in Ost-West-Richtung herausgesägt und mit weißem Spezialwachs sowie der Ultrapräzisionsfräse für die Zellstrukturuntersuchung präpariert. Mit Hilfe eines Auflichtmikroskops und einer Videokamera wurde die Oberfläche abfotografiert, die Bilder digitalisiert und im Computer für die anschließende Bildanalyse gespeichert. Die Bilder wurden jeweils zwischen zwei Holzstrahlen aufgenommen. Die sich überlappenden Einzelbilder zeigen einen etwa 4 mm breiten Ausschnitt der Holzoberfläche in ca. 50facher Vergrößerung. Diese Einzelbilder werden radiusweise im Computer anhand ihrer Überlappungsbereiche zu einem Bildstreifen zusammengesetzt, der vom Mark zur Rinde reicht. Die Holzstrahlen, die bei der Aufnahme der digitalisierten Bilder nicht immer ausgespart werden konnten, wurden interaktiv markiert und anschließend von der Bezugsfläche für die summarischen Gefäßflächenwerte abgezogen. Der Meßrahmen für jedes Jahr ist somit in radialer Richtung die Jahrringbreite und in tangentialer Richtung die Bildhöhe von etwa 4 mm, abzüglich gegebenenfalls vorhandener Holzstrahlen. Alle Gefäßquerschnitte, deren Schwerpunkt sich innerhalb dieses Meßrahmens befand, wurden vermessen.

Die Erhebung der Frühholzgefäßparameter für alle Gefäße mit einem Gefäßlumendurchmesser über 70 µm erfolgte mit einem am Institut für Waldwachstum entwickelten teilautomatischen Bildanalysesystem, das anhand von Grauwertdifferenzen in den digitalisierten Bildern für jedes Gefäß die folgenden Meßwerte für die weitere Auswertung zur Verfügung stellt:

- Jahr der Gefäßbildung,
- Fläche des Gefäßlumens,
- Abstand des Gefäßes von der Jahrringgrenze.

Aus den Gefäßlumenflächen wurden mit der Kreisflächenformel Durchmesserwerte für jedes Gefäß errechnet. Einer der wichtigsten Kennwerte der Gefäßparameter ist der Abstand des Gefäßes von der Jahrringgrenze, der die Verknüpfung zwischen der räumlichen Abfolge der Gefäßanordnung im Jahrring und dem zeitlichen Verlauf von Veränderungen wachstumsbe-

stimmender Umweltfaktoren ermöglichen kann. Die unterschiedlichen Abstände der Gefäße von der Jahrringgrenze spiegeln verschiedene Bildungszeitpunkte durch das Kambium wieder, zu denen auch jeweils andere Umweltbedingungen auf das Bildungsgewebe eingewirkt haben.

Das Ergebnis der Gefäßvermessungen besteht in einem Datensatz, der die genannten detaillierten Informationen zu jedem Frühholzgefäß innerhalb eines Meßrahmens und über ganze Sequenzen von Jahrringen enthält. Diese Daten müssen für jedes einzelne Jahr sinnvoll aggregiert werden, um Veränderungen hinsichtlich der Gefäßmerkmale von Jahr zu Jahr erfassen zu können. Der Jahrringbereich mit den Frühholzgefäßen, der ja nur einen Teil des Jahrringes repräsentiert, wurde in drei Bereiche untergliedert, um die verschiedenen Bildungszeitpunkte von Gefäßen durch das Kambium zu berücksichtigen. Grundlage hierfür ist ein System aus drei Gefäßreihen, das sich an der Anordnung der Gefäße im Jahrring orientiert:

- Gefäßreihe 1 = Abstand der Gefäße von der Jahrringgrenze $\leq 70 \mu\text{m}$,
- Gefäßreihe 2 = Gefäße, die nicht in die erste Gefäßreihe fallen und deren Abstand von der Jahrringgrenze kleiner als der mittlere Durchmesser der Gefäße von Reihe 1 ist,
- Gefäßreihe 3 = alle Gefäße, die nicht den Reihen 1 oder 2 zuzuordnen sind.

Die etwa 46.000 vermessenen Gefäße wurden anhand dieser Reiheneinteilung nach ihrem jeweiligen Abstand von der Jahrringgrenze stratifiziert. Die folgende Skizze (Abb. 3) veranschaulicht diese Reiheneinteilung:

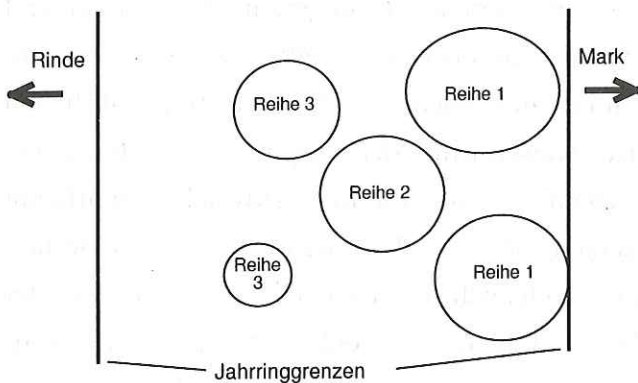


Abb. 3: Reiheneinteilung der Gefäße nach Abständen von der Jahrringgrenze
Illustration of the three earlywood regions i.e. vessel rows

Hiermit entstehen vier Gruppen von Gefäßparametern (zu jeder der Reihen und für den gesamten Frühholzbereich), die die Umweltfaktoren unterschiedlicher Perioden integrieren. Die stark integrierenden Gefäßmerkmale, wie z.B. Gefäßflächensumme und Anzahl aller Frühholzgefäße, beschreiben das Wachstumsgeschehen über längere Zeiträume der Vegetationsperiode als die sehr hochauflösenden übrigen Parameter, wie z.B. der Gefäßlumendurchmesser der zuletzt gebildeten Frühholzgefäße (Reihe 3).

4 Ergebnisse

4.1 Ergebnisse der Radialzuwachsanalyse

Die detaillierte Untersuchung der Stammscheiben mit dem Auflichtmikroskop im Rahmen der Zellstrukturanalyse bestätigte die bei der Radialzuwachsmessung gewonnene Erkenntnis, daß die absterbenden Eichen z.T. nicht innerhalb eines Jahres vollständig absterben, sondern stark kränkelnd noch mindestens ein Jahr überleben können. Während das Kambium auf einem Radius des Baumes also schon abgestorben ist, findet auf einem anderen Radius weiterhin Radialzuwachs statt (vgl. Kap. 2.2, Tab. 2, Eichen 21 / 5 und 21 / 7). Diese Abschnitte auf dem Umfang des Baumes mit noch lebendem Kambium beschränken sich teilweise auf einige mm oder wenige cm Länge und meist auch auf Bereiche zwischen zwei Holzstrahlen. Selbst die Eiche 21 / 5, die von den Probestämmen aus der Abteilung 21 bei der Ansprache 1997 die geringsten Blattverluste und auch äußerlich am Stamm keine Auffälligkeiten aufwies, hatte 1997 auf ihrem Ostradius keinen Jahrring mehr ausgebildet.

Abbildung 4 zeigt einen Vergleich der beiden Eichenkollektive anhand ihrer mittleren jährlichen Radialzuwächse. Obwohl die beiden Abteilungen in ihren Standorteigenschaften sehr verschieden sind (vgl. Kap. 2.1, Tab. 1 und Kap. 2.2, Tab. 2), weisen die Zeitreihen eine Gleichläufigkeit von 77 % auf. Sie bestätigen damit, daß besonders die kurzfristig variierenden Umweltfaktoren, die auf beide Kollektive gleichermaßen einwirken (z.B. Klima und Witterung), einen starken Einfluß auf das Baumwachstum haben. Auffällig ist der Alterstrend, den die Probestämme aus Abteilung 26 in ihren mit zunehmendem Alter sinkenden jährlichen Radialzuwächsen zeigen. Die beiden Kollektive weisen Mitte der 50er und 60er Jahre kurze mehrjährige Perioden auf, in denen sich ihre jeweiligen mittleren Radialzuwächse signifikant unterscheiden. Die erkennbaren Niveauunterschiede des Radialzuwachses der beiden Bestände in den 70iger, 80iger und 90iger Jahren lassen sich auch statistisch absichern. So ergibt der t-Test für den Zeitabschnitt ab 1972 bis 1992 eine fast ununterbrochene Periode mit signifikanten Unterschieden in den mittleren Radialzuwächsen der beiden untersuchten Eichenbestände. Die einzige Ausnahme in dieser Serie bildet das Jahr 1983.

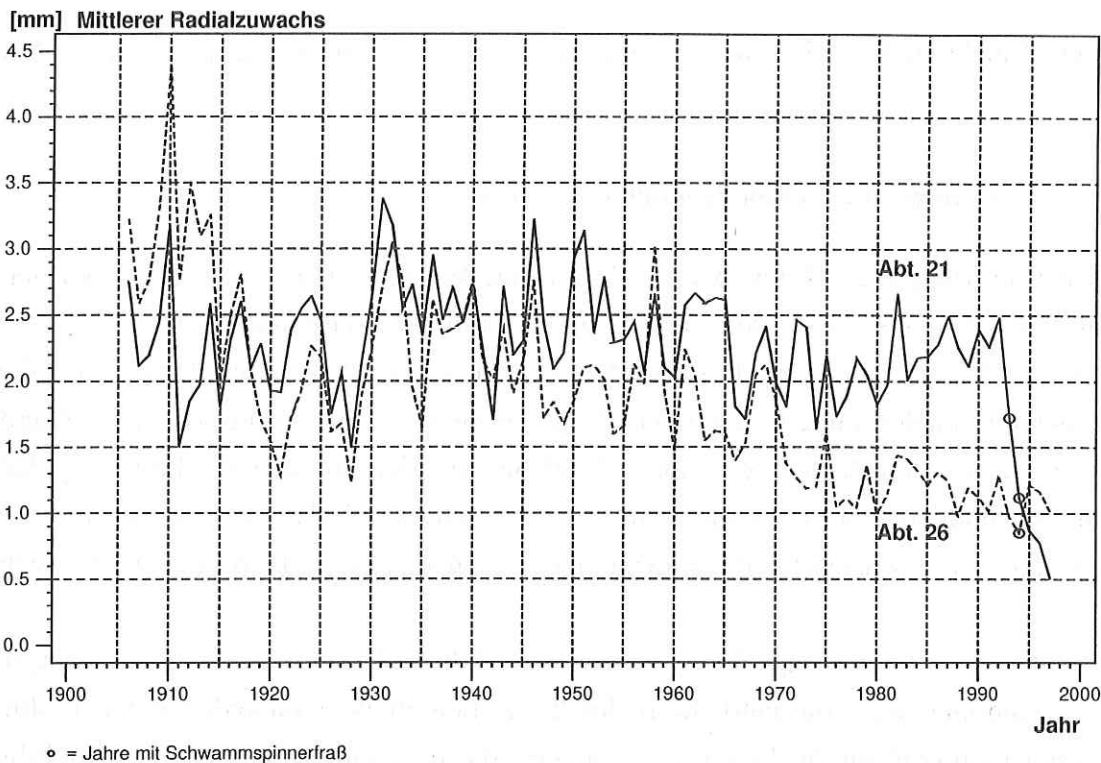


Abb. 4: Mittlerer jährlicher Radialzuwachs der beiden Eichenkollektive aus Abteilung 21 und Abteilung 26
Comparison of mean annual radial increment for the two oak stands examined

Ab 1993, und damit zeitgleich mit dem ersten Fraßereignis in Abteilung 21, nehmen die mittleren jährlichen Radialzuwächse dieses Kollektivs von 2,5 mm auf 1,7 mm stark ab und unterschreiten ab dem Jahr 1995 das Zuwachsniveau der Eichen aus Abteilung 26, deren Zuwachs sich im Jahre 1995 schon wieder deutlich erholt. Für 1997 ergeben die Radialzuwachsreihen der beiden Eichenkollektive wiederum signifikante Unterschiede und die Probestämme aus Abteilung 21 wachsen mit 0,5 mm nur noch geringfügig zu. Die mittleren Radialzuwächse der Eichen beider Abteilungen fallen im Jahr 1993 um 31 % (Abteilung 21) bzw. 24 % (Abteilung 26) der Vorjahreswerte, obwohl in der Abteilung 26 für dieses Jahr kein Schwammspinnerfraß belegt ist (Ansprache durch den Revierbeamten, vgl. Kap. 2.2). Allerdings ist das Frühjahr dieses Jahres durch extrem niedrige Niederschläge gekennzeichnet (vgl. Kap. 2.3, Abb. 2). Im Jahr 1994 sinken die Zuwächse der Probestämme auf die niedrigsten Werte des bisherigen Baumlebens ab und erreichen nur noch 45 % (Abteilung 21) bzw. 66 % (Abteilung 26) des Radialzuwachses von 1992.

Die monatlichen Witterungskennwerte der Periode 1993 bis 1996, die die Jahre 1994 und 1995 als "Naßjahre" kennzeichnen (vgl. Kap. 2.3, Abb. 2 und Tab. 4), können die extremen Wachstumsreaktionen der Untersuchungsbäume nicht vollständig erklären. Denn ähnliche Witterungskonstellationen mit deutlich überdurchschnittlichen Niederschlägen in der Vegetationszeit mehrerer aufeinanderfolgender Jahre, wie z.B. 1986 und 1987 bzw. Ende der 60iger Jahre, führten selbst auf den zu Vernässung und Überschwemmung neigenden Standorten der

Abteilung 21 nicht zu Zuwachseinbußen, sondern eher zu Wachstumssteigerungen (vgl. Abb. 4).

4.2 Ergebnisse der Frühholzgefäßvermessung

Obwohl bei der ringporigen Eiche bis zu 20 Jahrringe Wasser leiten können, hat der zuletzt gebildete Jahrring eine so herausragende Bedeutung für die Wasserleitung (LADEFOGED 1952, FLEISCHER 1989, CERMÁK et al. 1992, GRANIER et al. 1994), daß die jährliche Wasserleitungskapazität besonderes Interesse verdient. Während sich der Wassertransport in den älteren Jahrringen fast ausschließlich in den Spätholzgefäßen vollzieht, da hier die Frühholzgefäße meist durch Embolien außer Funktion getreten sind, zeichnet sich das Frühholz des jüngsten Jahrrings durch die höchsten Fließgeschwindigkeiten innerhalb des Hydrosystems der Eiche aus.

Aus den Flächen aller Einzelgefäße pro Jahr läßt sich nach der Gleichung von Hagen-Poiseuille näherungsweise die jährliche hydraulische Leitfähigkeit für jeden Baum bestimmen. Diese ist ein Maß für das Flüssigkeitsvolumen, das pro Zeiteinheit ein Gefäß durchfließen kann. Nach dem Gesetz von Hagen-Poiseuille steigt die hydraulische Leitfähigkeit eines Rohres mit der 4. Potenz seines Radius. Das bedeutet, daß durch eine Verdoppelung des Gefäßradius die Flüssigkeitsmenge, die das Gefäß durchströmen kann, um das 16fache steigt. Damit unterstreicht dieses physikalische Gesetz die große physiologische Bedeutung der großen Gefäße für die Wasserleitung bei der Eiche (ZIMMERMANN 1983, KREJZAR & KRAVKA 1998).

Die vollständige Gleichung lautet:

$$I = [(r^4 \cdot \pi) / (8 \eta \cdot l)] \cdot (P_1 - P_2)$$

mit

I =	in einem bestimmten Zeitintervall durchfließendes Flüssigkeitsvolumen ($\mu\text{m}^3/\text{s}$)
r =	Radius des Rohres (μm)
P ₁ =	Druck am Rohreingang (Pa)
P ₂ =	Druck am Rohrausgang (Pa)
l =	Länge des Rohres (μm)
η =	dynamische Viskosität der Flüssigkeit (Pa • s)

Da hier nicht die absolute Höhe, sondern besonders die jährlichen Veränderungen der hydraulischen Leitfähigkeit von Bedeutung sind, und zu den tatsächlich auftretenden Druckverhältnissen (P₁ und P₂) innerhalb der Gefäße keine Werte gemessen wurden, steht besonders der Term

$[(r^4 \cdot \pi) / (8 \eta \cdot l)]$, der als Strömungsleitwert bezeichnet wird, im Mittelpunkt der Betrachtungen. Die Druckdifferenz zwischen Gefäßeingang und Gefäßende sowie die Länge des betrachteten Gefäßes werden vereinfacht mit $(P_1 - P_2) = 1 \text{ Pa}$ bzw. mit $l = 1 \mu\text{m}$ angenommen. Die dynamische Viskosität der durchströmenden Flüssigkeit, hier des Xylemwassers, variiert nur geringfügig mit den Konzentrationsschwankungen der löslichen Inhaltsstoffe und der

Temperatur. Sie wird als konstant angenommen und geht mit dem für Wasser bei 20 °C typischen Wert von

ca. $10^{-3} \text{ Pa} \cdot \text{s}$ in die Berechnung ein. Die hier berechnete hydraulische Leitfähigkeit liefert somit ein Maß für die Flüssigkeitsmenge, die bei einem hydraulischen Gefälle von 1 Pa die Frühholzgefäße (Lumendurchmesser größer 70 μm) jedes Jahrrings durchströmen könnte, läßt aber keine Aussage über die tatsächlich im Xylem transportierten Wassermengen zu.

Für die Eichen aus Abteilung 21 zeigt Abbildung 5 die mittlere jährliche hydraulische Leitfähigkeit im Vergleich zu den entsprechenden Werten der Probestämme aus Abteilung 26. Ähnlich wie bei der Untersuchung des Radialzuwachses der beiden Eichenkollektive weisen die Zeitreihen eine hohe Gleichläufigkeit von 81 % auf und laufen ab Mitte der 50er Jahre auseinander. Während die Bäume aus Abteilung 21 bis 1991 einen beständig mit dem Alter ansteigenden Kurvenverlauf zeigen, schwankt die hydraulische Leitfähigkeit der Eichen aus Abteilung 26 ab Mitte der 50er Jahre um ein Niveau zwischen 550 und 850 ($\cdot 10^6$) $\mu\text{m}^3 / \text{s}$. Aufgrund der großen Streuung der Einzelbaumwerte sind die erkennbaren Unterschiede aber nur in wenigen Jahren statistisch signifikant. Neben den Jahren 1989 bis 1991 überschreiten die Differenzen in den Jahren 1997, 1979, 1927 und 1920 die 5 %-Signifikanzgrenzen.

Besonders interessant ist, daß die Kurvenverläufe der Eichen aus beiden Beständen schon 1992, also vor dem ersten großen Schwammspinnerfraßereignis einen deutlichen Abwärtstrend aufweisen (vgl. Abb. 5). Die mittleren hydraulischen Leitfähigkeiten beider Eichenkollektive fallen nach einer leichten Erholung im Jahr 1993 ab dem Jahr 1994, um im Jahr 1995 die niedrigsten Werte seit 40 (Abteilung 21) bzw. 15 Jahren (Abteilung 26) zu erreichen. Die Differenz der hydraulischen Leitfähigkeit zwischen 1994 und 1995 ist bei den Probestämmen aus Abteilung 21 so groß, daß sie für die gesamte Zeitreihe einmalig ist.

Im Jahr 1996 steigen die mittleren hydraulischen Leitfähigkeiten der Eichen aus beiden Beständen wieder an, wobei sich diese Erholungstendenz allerdings nur für die Probestämme aus Abteilung 26 im Jahre 1997 fortsetzt. Die Probestämme der Abteilung 21 erreichen in diesem Jahr hingegen die niedrigsten Werte seit 56 Jahren.

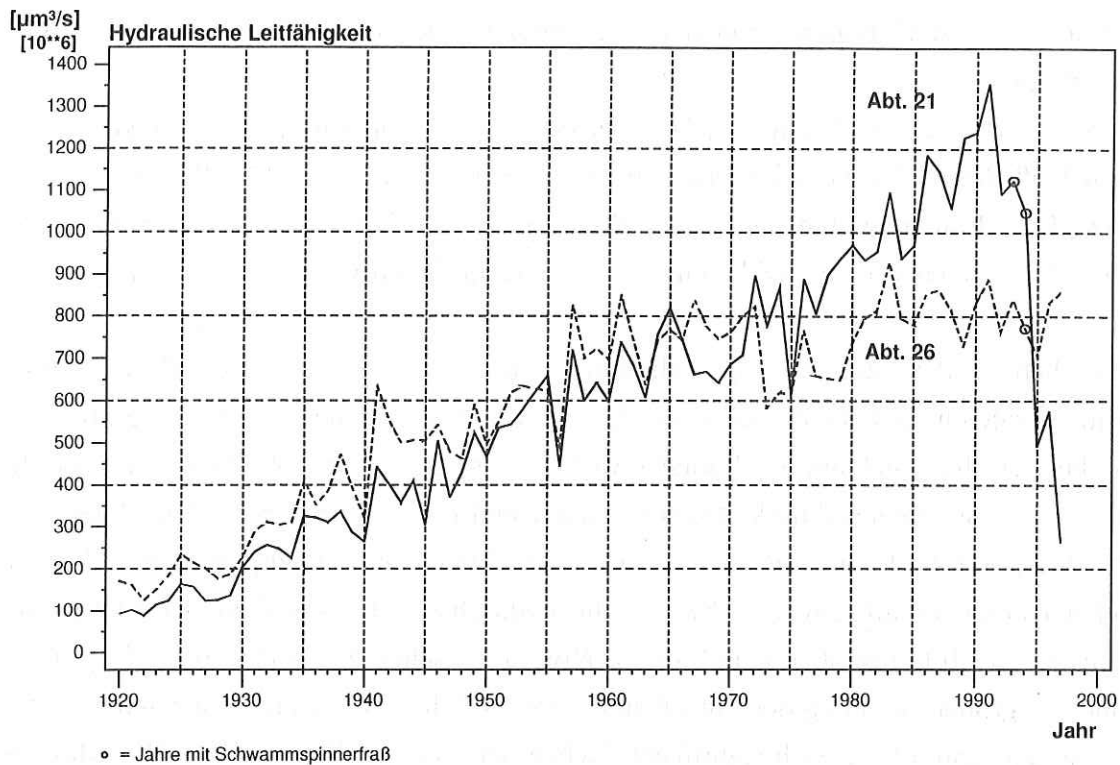


Abb. 5: Mittlere jährliche hydraulische Leitfähigkeit (nach der Gleichung von Hagen-Poiseuille) der beiden Eichenkollektive aus Abteilung 21 und Abteilung 26
Comparison of annual means of hydraulic conductivity (in accordance with Hagen-Poiseuille) for the two oak stands examined

Bei Berücksichtigung der Gefäßeinteilung nach ihrem jeweiligen Abstand von der Jahrringgrenze – entsprechend der oben vorgestellten Kategorisierung – ergeben sich für die mittleren Gefäßlumendurchmesser der drei Reihen die in den Abbildungen 6 (Abteilung 21) und 7 (Abteilung 26) dargestellten jährlichen Werte.

Die mittleren Gefäßlumendurchmesser der erstgebildeten Gefäße eines Jahres (Reihe 1) zeigen ab dem Jahr 1991 eine stark abnehmende Tendenz. In den Jahren 1993 und 1994 verharren sie auf vergleichbar niedrigem Niveau, um ab 1995 die geringsten mittleren Durchmesser seit Ende der 20er Jahre aufzuweisen. In den Jahren 1995 und 1996 ist die Anzahl der Gefäße in dieser Reihe außerdem auffällig groß und zeigt die höchsten Werte seit Mitte der 30er Jahre (ohne Abbildung). Dementsprechend wurden in diesen Jahren, also nach den Fraßereignissen von 1993 und 1994, zwar viele Gefäße gebildet, die aber in der ersten Reihe einen deutlich kleineren Durchmesser aufwiesen als in anderen Jahren.

Einen ähnlichen Kurvenverlauf wie die erstgebildeten Gefäße zeigen auch die mittleren Gefäßlumendurchmesser für die Gefäße der zweiten Reihe, die für die Bäume der Abteilung 21 gemessen wurden. Allerdings sinken die mittleren jährlichen Gefäßlumendurchmesser dieser Gefäßreihe schon ab 1989 ohne in den folgenden Jahren bei der Gefäßanzahl auffällig zu werden.

Die in jedem Jahr zuletzt gebildeten Gefäße (dritte Reihe) haben 1992 sehr geringe Gefäßlumendurchmesser, zeigen aber entgegen den ersten beiden Reihen in den folgenden beiden Jahren wieder zunehmende Durchmesser. Allerdings sinken auch die Gefäßlumendurchmesser dieser dritten Reihe in den Jahren ab 1995 auf ihre tiefsten Werte bezogen auf das Baumleben der Eichen aus der Abteilung 21.

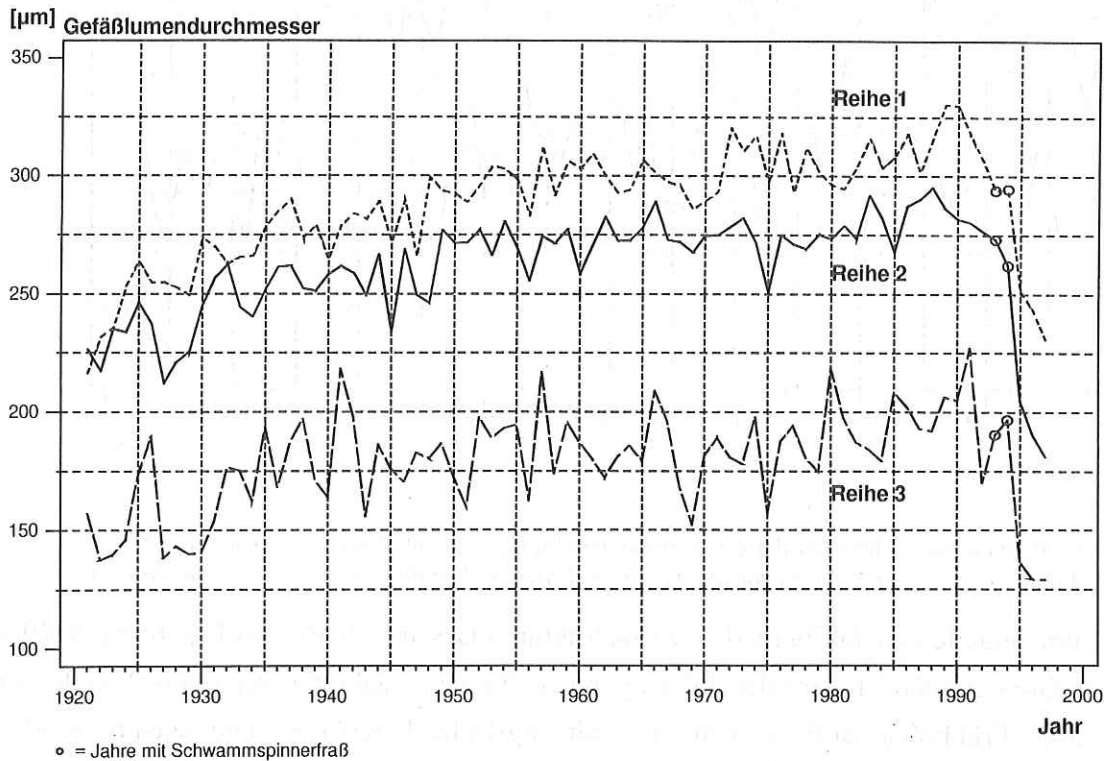


Abb. 6: Mittlere Gefäßlumendurchmesser der drei Gefäßreihen für das Eichenkollektiv aus Abteilung 21
Annual mean vessel diameter for the three vessel rows, calculated for the oaks of Abteilung 21

Im Gegensatz zu den Eichen aus Abteilung 21 weist das Eichenkollektiv, das in Abteilung 26 eingeschlagen worden war, in den letzten Jahren keine abnehmende Tendenz auf. Es findet sich für 1995 nur ein Minimum der mittleren Gefäßlumendurchmesser aller Reihen. Für die Gefäßreihen 1 und 2, die in den folgenden beiden Jahren 1996 und 1997 wieder deutlich größere Werte aufweisen, stellt dieses Minimum der Gefäßlumendurchmesser im Jahr 1995 die tiefsten Werte seit Mitte der 70er Jahre dar. Im Vergleich zu den entsprechenden Werten der übrigen beiden Gefäßreihen erholen sich die Gefäßdurchmesserwerte der zuletzt gebildeten Gefäße (dritte Gefäßreihe) eines Jahres erst mit einem Jahr Zeitverzögerung. So erreicht der mittlere Lumendurchmesser in der dritten Gefäßreihe erst 1997 wieder das Niveau der frühen 90er Jahre.

Parallel zur ersten Gefäßreihe der Eichen aus Abteilung 21 haben auch die Eichen aus Abteilung 26 im Bereich der ersten Gefäßreihe des Jahres 1995 eine sehr große Zahl von Gefäßen gebildet, wie sie in den vergangenen 50 Lebensjahren der Probestämme nicht zu beobachten ist (ohne Abbildung).

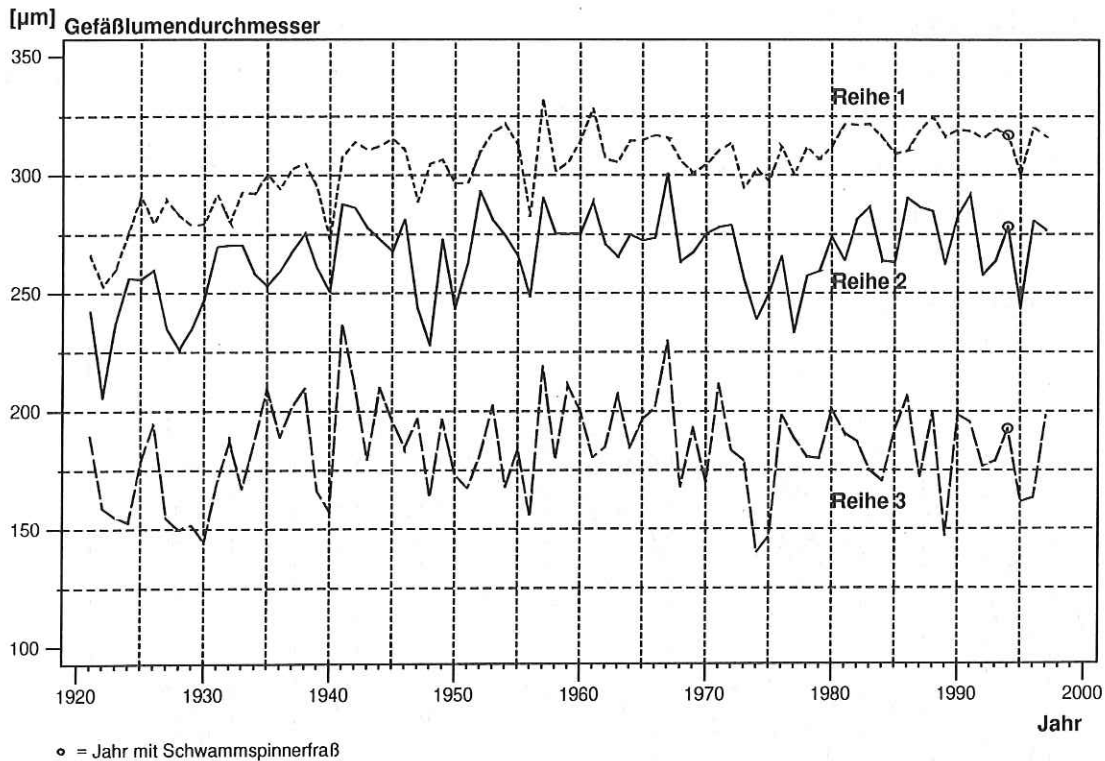


Abb. 7: Mittlere Gefäßdurchmesser der drei Gefäßreihen für das Eichenkollektiv aus Abteilung 26
Annual mean vessel diameter for the three vessel rows, calculated for the oaks of Abteilung 26

Für die intraannuelle Beschreibung der Gefäßstrukturen lassen sich aus den Frühholzgefäßflächen und ihren Abständen von der Jahrringgrenze für jedes Jahr die relativen Anteile der Summe aller Frühholzgefäßflächen an der Jahrringfläche berechnen. Die entsprechenden intraannuellen Grafiken für die Jahre 1993 bis 1996 zeigt Abbildung 8 im Vergleich mit den jeweiligen langjährigen Durchschnittswerten für jedes Kollektiv. Es fällt auf, daß die Kurven der relativen Gefäßflächenanteile für die Probestämme aus Abteilung 21 1993 und 1994 überwiegend auf oder oberhalb der Vergleichskurve aus den langjährigen Mittelwerten liegen. Besonders im Bereich der zuletzt gebildeten Gefäße - ab einem Abstand von der Jahrringgrenze von 0,6 mm (1993) bzw. 0,8 mm (1994) - treten höhere Gefäßflächenanteile als im langjährigen Mittel auf. Im Jahr 1995 dagegen kommt es schon ab 0,2 mm Abstand von der Jahrringgrenze zu einem deutlich unterschiedlichen Kurvenverlauf der relativen Gefäßflächenanteile und der Vergleichswerte. Ein ähnliches Bild zeigt sich auch im Jahr 1996, in dem der maximale Gefäßflächenanteil an der Jahrringfläche schon sehr nah an der Jahrringgrenze (Abstand unter 0,2 mm) erreicht wird und mit 50 % deutlich unter dem langfristigen Wert bleibt. In diesen beiden Jahren fehlt hier auch das zweite, relative Maximum, das 1993 und 1994 bei ca. 0,5 mm Abstand von der Jahrringgrenze liegt. Obwohl sich bei den mittleren Lumendurchmessern der Frühholzgefäße der Reihen 1 und 2 für Abteilung 21 schon 1993 und 1994 sehr geringe Werte erkennen lassen (vgl. Abb. 6), zeigen die intraannuellen Gefäßflächenanteile in diesen Jahren aufgrund der höheren Gefäßanzahl keine markanten Abweichungen von den langjährigen Vergleichswerten.

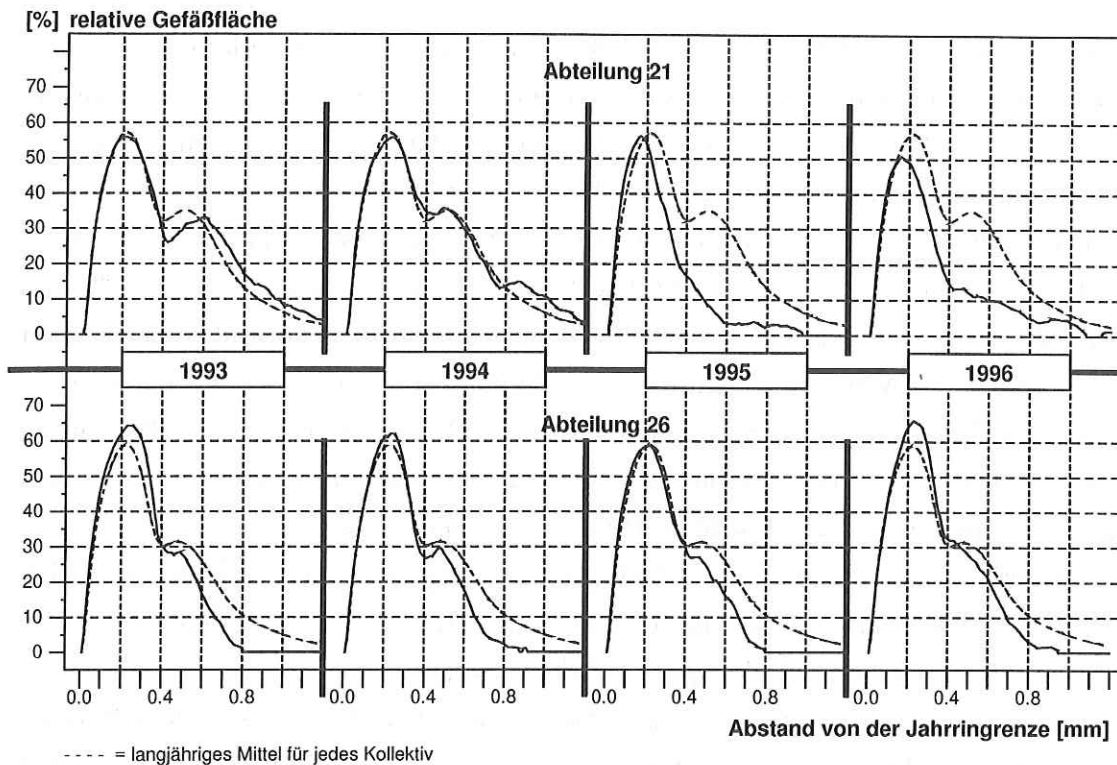


Abb. 8: Intraannueller Verlauf der relativen Gefäßflächenanteile an der Jahrringfläche über dem Abstand von der Jahrringgrenze für die Eichen aus Abteilung 21 und Abteilung 26. Zum Vergleich ist das langjährige Mittel des jeweiligen Kollektivs aufgetragen (1920 - 1997)
Comparison of relative vessel area and absolute distance from the tree ring border for oaks from Abteilung 21 and Abteilung 26 for the period 1993 to 1996. Dashed lines represent the long-term mean of intraannual vessel area calculated for Abteilung 21 and 26, respectively (1920 - 1997)

Bei den intraannuellen Gefäßflächenanteilen der Probeebäume aus Abteilung 26 fällt das Jahr 1995 ebenfalls durch ein geringeres Maximum im Vergleich mit den übrigen Jahren dieser Periode auf. Es unterschreitet aber im Gegensatz zu Abteilung 21 nicht den langjährigen Vergleichswert. In der gesamten hier dargestellten Periode liegen die relativen Gefäßflächenanteile für das Probebaumkollektiv aus Abteilung 26 ab einem Abstand von 0,4 mm von der Jahrringgrenze deutlich unter den langfristigen Vergleichswerten. Insgesamt ist bei diesen Eichen aus Abteilung 26 der intraannuelle Kurvenverlauf weniger auffällig als bei den Vergleichsbäumen aus Abteilung 21.

5 Diskussion der Ergebnisse und Schlußfolgerungen

Die hier durchgeführte **Radialzuwachsanalyse** an Eichen, die den Schwammspinnerfraß bis 1997 bzw. 1996 überlebten, bestätigte die schon aus der Literatur bekannten deutlichen Zuwachseinbrüche bei Eiche nach Kahlfraß durch phytophage Insekten (z.B. JÜTTNER 1959, VARLEY & GRADWELL 1960, FRATZIAN 1973, HILTON et al. 1987, LYAMTSEV 1995, MAY & KILLINGBECK 1995, RIEBELING 1995, RUBTSOV 1996, PIPER 1998). Die entsprechenden Angaben für die prozentualen Zuwachsverluste reichen von 10 % bis 40 % bei einmaligem Kahl-

fraß und von 20 % bis über 80 % bei zweimaligem Kahlfraß in aufeinanderfolgenden Jahren. Damit liegt der für die Abteilung 26 errechnete Rückgang des radialen Zuwachses im Jahr 1994 mit ca. 10 % im Vergleich zum Vorjahr an der unteren Grenze der Beobachtungen anderer Autoren. Die Wachstumsreaktionen der Eichen aus Abteilung 21 in den Jahren 1993 bis 1995 erscheinen im Vergleich mit Werten aus der Literatur nicht ungewöhnlich. So berichten GAMBINI (1972) [an *Quercus suber*], KUCHEROV (1990), MAY & KILLINGBECK 1995 [an *Quercus ilicifolia*] sowie PIPER (1998) über erhebliche Zuwachsrückgänge, die auch im Jahr nach dem Ende einer zweijährigen Schwammspinnergradation andauern. Die radialen Zuwächse der von PIPER (1998) untersuchten Eichen aus Offenburg und Kehl fallen in den Fraßjahren und dem ersten Folgejahr um 84 % im Vergleich zum Jahr vor dem ersten Kahlfraßereignis und erholen sich anschließend. Für die von zweimaligem Fraß durch Schwammspinnerraupen betroffenen Eichen aus Abteilung 21 beträgt der entsprechende Radialzuwachsverlust 55 %. Allerdings können diese Eichen ihre Zuwächse anschließend nicht wieder erhöhen, da ihre Regenerationsfähigkeit offensichtlich erschöpft ist.

Auffällig an den hier untersuchten Probebäumen ist die bei allen Eichen einheitliche Reduktion des Zuwachses im Jahr 1993. Obwohl die Abteilung 26 in diesem Jahr, das auch durch sehr geringe Frühjahrsniederschläge auffällt, noch nicht vom Schwammspinnerfraß betroffen war, sinkt ihre Zuwachskurve um 24 % im Vergleich zum Vorjahr. Schließt man nur örtlich begrenzt wirkende Faktoren als Ursache aus, so kann man aufgrund der Gleichläufigkeit der Zuwachskurven beider Abteilungen dieselben wachstumsbegrenzenden Umweltfaktoren auch für die Abteilung 21 annehmen. Für die Eichen dieser Abteilung fallen diese Belastungen dementsprechend mit dem ersten Schwammspinnerfraßereignis (Lichtfraß) zusammen, so daß hier von einer verstärkten Streßsituation für die Untersuchungsbäume ausgegangen werden kann.

Die Analyse der Radialzuwächse der Probebäume erbrachte für keinen Baum auch nur zum Teil ausfallende Jahrringe (außer direkt vor ihrem Absterben). Die Eiche muß als ringporige Baumart, bei der der zuletzt gebildete Jahrring die herausragende Bedeutung für die Wasserleitung hat (LADEFOGED 1952, CERMÁK et al. 1992, GRANIER et al. 1994), mindestens Frühholzgefäße bilden, um das Überleben zu sichern. Wie die unterschiedlichen Absterbezeitpunkte innerhalb ein und desselben Baumes zeigen, können die Eichen vor ihrem Tod allerdings noch mindestens ein Jahr mit nicht mehr über den gesamten Umfang ausgebildeten Jahrringen überleben. Eine Revitalisierung scheint in diesem Stadium des Krankheitsprozesses aber nahezu ausgeschlossen zu sein.

Die ersten Ergebnisse der **Analyse der Frühholzgefäßstrukturen** bei den Eichen zeigen, daß alle Probebäume auch unter größten Streßbedingungen (Licht- und Kahlfraß, Eichenmehltau-befall, Absterbeprozess) Frühholzgefäße ausgebildet haben. Alle Frühholzgefäßparameter weisen im Jahr 1995, also nach den Schwammspinnerfraßereignissen, bei den untersuchten Ei-

chen markante Veränderungen auf, die mit Untersuchungen anderer Autoren in Einklang stehen. So berichtet GAMBINI (1972) von einer deutlich eingeschränkten Frühholzbildung bei *Quercus suber* nach Kahlfraß, und HUBER (1993) stellt an 3-jährigen Stieleichen kleinere Gefäßflächen der erstgebildeten Gefäße nach einer künstlichen Entlaubungsbehandlung fest. BLANK (1997) berichtet von einer Reduktion der Frühholzbreite nach Fraßjahren, die zu einer entsprechend geringeren wasserleitenden Gefäßfläche führt.

Da der größte Teil der Frühholzgefäße bei der Eiche vor dem Laubausbruch angelegt wird (LADEFOGED 1952, BREDÁ & GRANIER 1996), werden zu ihrer Bildung die gespeicherten Reservestoffe des Vorjahres herangezogen. Wird allerdings die Assimilation und Einlagerung von Reservestoffen beeinträchtigt, wie dies z.B. bei einem Kahlfraß durch phytophage Insekten der Fall ist, findet dies in einer Reduktion der Spätholzbreite des laufenden und in einer verminderten Frühholzgefäßbildung des Folgejahres seinen Ausdruck (BLANK 1997). Aus diesem Grunde zeichnen sich bei den Probestämmen die stärksten Veränderungen der Frühholzgefäßparameter zwischen den Jahren 1994 und 1995 ab. Während die Eichen aus Abteilung 26 anschließend eine Revitalisierung zeigen und ihre Gefäßparameter in den Jahren 1996 und 1997 das ursprüngliche Niveau von vor den Fraßjahren erreichen, scheint bei den Bäumen aus Abteilung 21 der Absterbeprozess begonnen zu haben. Sie weisen nur im Jahr 1996 eine kleine Erholungstendenz bei der hydraulischen Leitfähigkeit auf, die sich aber nicht fortsetzt. Die Eichen der Abteilung 21 sind in den Jahren 1993 und 1994 nicht nur von Licht- und Kahlfraß betroffen, sondern die jungen Blätter ihrer Regenerationstriebe werden außerdem noch vom Eichenmehltau befallen. Die Photosynthesebilanz, die nach Wiederbelaubung im Regelfall positiv wird, reduziert sich dadurch auf ein Minimum (IERUSALIMOV 1979). Nach HARTMANN (1996) erscheint es jedoch fraglich, ob der Belastung durch Mehltaubefall im Vergleich zu den durch Blattfraß bereits eingetretenen Assimilatverlusten noch eine wesentliche Bedeutung zukommt. Diese Stressfaktoren trafen die Eichen der Abteilung 21 in einer Periode, in der ihre Frühholzgefäßparameter schon abnehmende Trends aufweisen und damit offensichtlich eine negativ beeinflusste physiologische Situation signalisieren. So sinkt die hydraulische Leitfähigkeit schon 1992 deutlich ab und die Gefäßlumendurchmesser der ersten und zweiten Gefäßreihe zeigen bei diesen Probestämmen seit 1991 bzw. 1989 abnehmende Werte. Dabei fällt die Koinzidenz mit der Folge niederschlagsarmer Jahre von 1989 bis 1991 (1992) auf. Inwieweit allerdings Witterungseinflüsse für diese Wachstumsreaktionen verantwortlich zu machen sind, bedarf der weiteren Prüfung, zu der auch tägliche Witterungsdaten, die Extremereignisse besser erkennen lassen als monatliche Werte, herangezogen werden. SCHRÖCK (1996) stellt allerdings fest, daß die Eichen im Bienwald weitgehend unabhängig von ihrer Vitalität vor den Schwammspinnerfraßereignissen, die anhand des durchschnittlichen Blattverlustes beurteilt wurde, abgestorben sind. Nach HOUSTON & VALENTINE (1979) sowie BLANK (1997) kann aber nur die Kombination verschiedener Belastungsfaktoren die Eiche zum Absterben bringen. Daß die Gründe für das flächige Sterben der Eichen, wie es in

Abteilung 21 zu beobachten ist, nicht allein in den Licht- bzw. Kahlfraßereignissen und dem anschließenden Eichenmehltaubefall zu suchen sind, äußern auch schon BLOCK et al. (1995). Sie vermuten, daß eine hohe Wassersättigung auf den zur Vernässung neigenden Böden und die durch Kahlfraß sowie Eichenmehltaubefall eingeschränkte Transpiration im Zusammenwirken mit der Zersetzung großer Mengen Raupenkots sowie abgestorbener Raupen anaerobe Bodenbedingungen entstehen ließen. Dadurch könnte es, so BLOCK et al. (1995), bei den Eichen zu einem Feinwurzelsterben gekommen sein. Diese Ursachenhypothese wird durch neuere Wurzeluntersuchungen an Eichen gestützt, die bei Bodenbelüftungsstörungen ein verringertes Wachstum und Funktionsverluste des Feinwurzelsystems feststellten (GÄRTIG 1998).

Für das teilweise flächige und umfangreiche Absterben der Eichen im Bienwald läßt sich somit keine einzelne Ursache herausfinden, sondern es muß eine Wirkungskette von verschiedenen Belastungsfaktoren, die wahrscheinlich auch schon vor den Kahlfraßereignissen einsetzten ("prädisponierende Faktoren"), angenommen werden (vgl. HARTMANN 1996).

6 Literatur

BLANK, R. (1997): Ringporigkeit des Holzes und häufige Entlaubung durch Insekten als spezifische Risikofaktoren der Eichen. *Forst und Holz*, 52. Jg., Nr. 9, S. 235-242.

BLOCK, J., DELB, H., HARTZMANN, G., SEEMANN, D., & SCHRÖCK, H. W. (1995): Ursachenforschung nach Befall durch *Lymantria dispar*. Schwere Folgeschäden nach Kahlfraß durch Schwammspinner im Bienwald. *Allgemeine Forstzeitschrift/Der Wald* 50. Jg., Nr. 23, S. 1278-1281.

BRÉDA, N. & GRANIER, A. (1996): Intra- and interannual variations of transpiration, leaf area index and radial growth of a sessile oak stand (*Quercus petraea*). *Annales des Sciences Forestières* 53 (2-3), p. 521-536.

CERMÁK, J., CIENCIALA, E., KUCERA, J. & HÄLLGREN, J. E. (1992): Radial velocity profiles of water flow in trunks of Norway spruce and oak and the response of spruce to severing. *Tree Physiology* 10, p. 367-380.

DELB, H. (1996): Untersuchung der Folgeschäden nach Fraß durch Schwammspinner (*Lymantria dispar*) im Bienwald 1993/94 - Konzept und erste Ergebnisse. In: WULF, A. & BERENDES, K.H.: Massenvermehrungen von Forstschmetterlingen. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Heft 322, S. 52-64.

DELB, H. (1998): Schwammspinner-Folgeschäden in Rheinland-Pfalz. Projektabschlußbericht, Forstamt Hagenbach und Forstliche Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, 158 S. und Anhang, unveröffentlicht.

FLEISCHER, M. (1989): Untersuchungen über zwei neue Eichenerkrankungen in Bayern. Dissertation an der Universität München, 161 S.

FRATZIAN, A. (1973): Zuwachs und Lebensfähigkeit von Eichenbeständen nach Fraß des Schwammspinners, *Lymantria dispar* L., in Rumänien. In: Schwenke, W.: Anzeiger für Schädlingskunde - Pflanzen- und Umweltschutz 46, S. 122-125.

GAMBINI, A. (1972): [Effects of defoliation caused by insects on the increment and tissue development of *Quercus suber*. I. Anatomical and histological experiments on the xylem (in italienisch)]. Stazione Sperimentale del Sughero, Tempio Pausania Memoria No. 33: 55 S.

GÄRTIG, T. (1998): Bodenstruktur und -belüftung als Steuergrößen der Feinwurzelverteilung in Eichenbeständen. Vortrag an der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Freiburg am 3.2.1998.

GRANIER, A., ANFODILLO, T., SABATTI, M., COCHARD, H., DREYER, E., TOMASI, M., VALENTINI, R. & BRÉDA, N. (1994): Axial and radial water flow in the trunks of oak trees: a quantitative and qualitative analysis. *Tree Physiology* 14, p. 1383-1396.

HARTMANN, G. (1996): Ursachenanalyse des Eichensterbens in Deutschland - Versuch einer Synthese bisheriger Befunde. In: WULF, A. & KEHR, R.: Eichensterben in Deutschland. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Heft 318, S. 125-151.

HILTON, G. M., PACKHAM, J. R. & WILLIS, A. J. (1987): Effects of experimental defoliation on a population of pendunculate oak (*Quercus robur* L.). *New Phytologist* 107, p. 603-612.

HOUSTON, D. R. & VALENTINE, H. T. (1979): Oak decline and mortality: identifying forests susceptible to the gypsy moth agent. *Phytopathology* 69 (9), p. 1032.

HUBER, F. (1993): Determinisme de la surface des vaisseaux du bois des chenes indigenes (*Quercus robur* L., *Quercus petraea* Liebl.). Effet individuel, effet de l'appareil foliaire, des conditions climatiques et de l'âge de l'arbre. *Annales des Sciences Forestières* 50 (5), p. 509-524.

IERUSALIMOV, E. N. (1979): [The disruption of physiological processes in trees infested by defoliating insects (in russisch).] *Lesovedenie* 2, p. 62-79.

JÜTTNER, O. (1959): Ertragskundliche Untersuchungen in wicklergeschädigten Eichenbeständen. *Forstarchiv* 30, p. 78-83.

KREJZAR, T; KRAVKA, M. (1998): Sap flow and vessel distribution in annual rings and petioles of a large oak tree. *Lesnictvi-Forestry* 44 (5), p. 193-201.

KUCHEROV, S. E. (1990): [Influence of the gypsy moth on the radial increment of the common oak (in russisch)]. *Lesovedenie* 2, p. 20-29.

LADEFOGED, K. (1952): The periodicity of wood formation. *Dansk Biologiske Skrifter* 7 (3), 98 S.

LYAMTSEV, N. I. (1995): [Influence of leaf-eating insects on oak increment in sprout oak forests (in russisch)]. *Lesovedenie* 6, p. 23-33.

MAY, J. D. & KILLINGBECK, K. T. (1995): Effects of herbivore-induced nutrient stress on correlates of fitness and nutrient resorption in scrub oak (*Quercus ilicifolia*). *Canadian Journal of Forest Research* 25, p. 1858-1864.

PIPER, R. (1998): Auswirkungen eines Schwammspinnerkahlfraßes auf den Radialzuwachs bei Stieleichen. *Allgemeine Forstzeitschrift/Der Wald*, 53. Jg., Nr. 2, S. 54-55.

RIEBELING, R. (1995): Waldwachstumskundliche Begleituntersuchungen zur Schwammspinnerkalamität in der Rheinebene - Ein erster Zwischenbericht. In: Schwammspinnermassenvermehrung in Südhessen 1994. Hessische Landesanstalt für Forsteinrichtung, Waldforschung und Waldökologie Band 21, Sonderdruck, S. 353-367.

RUBTSOV, V. V. (1996): Influence of repeated defoliations by insects on wood increment in common oak (*Quercus robur L.*). *Annales des Sciences Forestières* 53 (2-3), S. 407-412.

SASS, U. (1993): Die Gefäße der Buche als ökologische Variable. Dissertation an der Universität Hamburg, 172 S.

SASS, U. & ECKSTEIN, D. (1994): Preparation of large thin sections and surfaces of wood for automatic image analysis. *Holzforschung* 48, S. 117-118.

SCHNELL, G. R. & SELL, J. (1989): Bildanalytische Messungen des Zellwandanteils bzw. der Dichte von Holz-Präparationsmethode, Meßtechnik. *Holz als Roh- und Werkstoff* 47, S. 351-354.

SCHRÖCK, H. W. (1996): Zusammenhänge zwischen insektenbedingten Blattverlusten und dem Kronenzustand von Eichenbeständen. In: WULF, A. & KEHR, R.: Eichensterben in Deutschland. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft. 318: S. 48-60.

VARLEY, G. C. & GRADWELL, G. R. (1960): The effect of partial defoliation by caterpillars on the timber production of oak trees in England. *Proceedings of the 11th International Congress on Entomology* 2, p. 211-214.

WULF, A. & BERENDES, K. H. (1996): Massenvermehrungen von Forstschnettlerlingen: Erkenntnisse, Erfahrungen und Bewertungen zu den jüngsten Kalamitätsereignissen. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Heft 322, 253 S.

WULF, A. & KEHR, R. (1996): Eichensterben in Deutschland. Situation, Ursachenforschung und Bewertung. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Heft 318, 157 S.

ZIMMERMANN, M. H. (1983): Xylem structure and the ascent of sap. Springer series in Wood Science, Berlin, Heidelberg, New York, Tokio: Springer-Verlag, 143 S.

Danksagung

Die Untersuchung wurde in dankenswerter Weise von der Landesforstverwaltung Rheinland-Pfalz finanziell unterstützt. Der Autor dankt Herrn Delb und Frau Wirth für die Mithilfe sowie den beiden zuständigen Forstämtern für ihre Unterstützung bei den Außenaufnahmen und Fällarbeiten. Der Deutsche Wetterdienst hat freundlicherweise die verwendeten Klimadaten der Wetterstation Karlsruhe zur Verfügung gestellt.

Anschrift des Autors:

Jörg Hansen, Institut für Waldwachstum, Bertoldstraße 17, 79085 Freiburg

Forstlich relevante Insekten (Käfer, Holzwespen) in vitalen, geschädigten und frisch abgestorbenen Eichen des Bienwaldes (Rheinland-Pfalz) (Coleoptera, Siricidae)

- Ein Beitrag zur Risikoabschätzung von Schwammspinner-Folgeschäden -

Fritz Brechtel und Nicolas Zwecker

Keywords: oak, gypsy moth, *Coleoptera*, *Siricidae*, physiological pest, technical pest, wood destroyer, oak jewel beetle, *Agrilus spec.*, *Xyleborus spec.*, defoliation, oak decline

Summary

Title of the paper: Insect species (*Coleoptera*, *Siricidae*) of forestry importance in healthy, damaged and freshly dead oaks in the Bienwald (Southwestern Germany) - A contribution to estimate the risk following the damages caused by the gypsy moth -

Following the decline of oaks caused by the gypsy moth (*Lymantria dispar* L.), in the Bienwald region of southwestern Germany, the coleoptera and siricid fauna of these trees was examined. From 19 oaks of either 20 or 90 years of age and of three different types of health (healthy, damaged, freshly dead) 95 samples were taken from the lower bole, upper bole, thick branches, thin branches and twig portions of each tree and put in cages. Emerging insects were then conserved and identified. From the results obtained only those considered important for forestry are reported here. These included 89 species of beetles from 36 different families and one species of siricid (*Xyphidra longicollis* (GEOFFR.)). Of these, 76 species (97.7 % of the 2.486 individuals) are specific to wood (xylobiont) and can be assigned to five ecological types: living wood species (22 species/62.7 % of individuals), dead wood species (14/15.6 %), predators (30/10.8 %), fungi species (8/8.6 %) and nest living species (2). Rotten wood species and tree sap species were not recorded. The greatest richness of individuals was recorded from the *Scolytidae* (47.3 %), *Cerambycidae* (20.5 %) and *Buprestidae* (5.6 %) respectively. Fifteen of the recorded Coleoptera species are endangered. Many individuals of the single scolytid *Xyleborus peregrinus* EGG., first recorded in Germany during the 1940s, were recorded and for the first time a second generation was recognized.

Of all recorded xylobiont species, 46 (34,4 % of the individuals) are considered „indifferent“, 21 (4.5 %) as „useful“ and 23 (61.9 %) as „possibly a pest“ for forestry. From the latter group, five species (40.6 % of individuals) are technical pests, twelve species (13.4 % of individuals) cause physiological damage and six species (7.1 % of individuals) cause technical and physiological damages. For the region examined, three species are of high forestry importance (*Agrilus biguttatus* (F.), *Xyleborus monographus* (F.) and *X. peregrinus* EGG.) and one of middle importance (*Scolytus intricatus* (RATZ.)), while all the other species were of little or no importance to forestry.

Seventyseven percent of all individuals (110.4 Individuen/m²) preferred to lay their eggs on dying or freshly dead, old oaks (85-114 years). The Oak Jewel Beetle *Agrilus biguttatus* (F.) obviously prefers seriously damaged oaks, the *Scolytidae* rather prefer freshly dead trees.

After the first winter, all these trees were highly infectious, with the emerging insects also preferring dying or freshly dead, old oaks. On healthy, damaged and even on the dead 20 years old trees the number of emerging insects is much lower. The number of longhorn beetle *Xylotrechus antilope* (SCHOENH.) was also high on infected trees, suggesting the impact of this species may also be more significant than previously assumed. Two years after the death of old trees, no Jewel beetles (*Buprestidae*) and almost no bark beetles (*Scolytidae*) were recorded.

Possible preventing measures, such as the early determination of *Agrilus biguttatus* (F.) infections, the use of trap-trees, and the removal of felled trees prior to April of the following year are proposed. To recognize mass changes in the populations of pest insect species, a monitoring-programm would be useful.

Schlüsselwörter: Eiche, Schwammspinner, Käfer, Holzwespen, holztechnische Schädlinge, physiologische Schädlinge, Zweifleckiger Eichenprachtkäfer, *Agrilus spec.*, *Xyleborus spec.*, Kahlfraß, Eichensterben

Zusammenfassung

Im Rahmen eines Projektes zur Untersuchung der Schwammspinnerfolgeschäden im Bienwald (Rheinland-Pfalz) wurden 19 Eichen unterschiedlicher Altersstufen (20-22 und 85-114 Jahre) und Vitalitäten (vital, stark geschädigt, tot) auf ihre Besiedlung durch Käfer (*Coleoptera*) und Holzwespen (*Hymenoptera: Siricidae*) hin untersucht. Aus definierten Bereichen (Stamm unten, Stamm Kronenansatz, Derbholz, Äste, Zweige) wurden insgesamt 95 Holzproben entnommen und in Zuchtgefäße überführt. Schlüpfende Tiere wurden konserviert, Coleopteren und Siriciden auf Artniveau determiniert. Aus der Fülle der Ergebnisse werden nur die forstrelevantesten Teile dargestellt.

Nachgewiesen wurden 2.486 Käfer in 89 Arten aus 36 Familien sowie eine Holzwespenart (*Xiphydria longicollis* GEOFFR.). 76 Arten (97,7% der Individuen) sind holzspezifisch (xylobiont). Sie verteilen sich auf fünf ökologische Gruppen: Lebendholzbesiedler (22 Arten/2,7% der Individuen), Totholzbesiedler (14/15,6%), Räuber (30/10,8%), Holzpilzarten (8/8,6%), Nestbewohnende Arten (2). Mulm- oder Baumsaftarten wurden nicht gefunden. Am individuenreichsten waren Borkenkäfer (47,3%), Bockkäfer (20,5%) und Prachtkäfer (5,6%). 15 Käferarten gelten als gefährdet oder vom Aussterben bedroht. Der erst seit wenigen Jahrzehnten in Deutschland beobachtete Scolytide *Xyleborus peregrinus* EGG. wurde in hohen Individuenzahlen festgestellt und ließ erstmals eine zweite Generation erkennen.

34,4% der Individuen (46 Arten) gelten als „indifferent“, 4,5% (21) als „Nützlinge“, 61,9% (23) als „potentiell schädlich“. Bei letzteren verursachen die meisten holztechnische Schäden (5 Arten/40,6% Individuen), einige physiologische Schäden (12/13,4%), andere beides (6/7,1%). Im Untersuchungsgebiet hatten drei Arten eine hohe forstwirtschaftliche Relevanz: der Zweifleckige Eichenprachtkäfer *Agrilus biguttatus* (F.) und die Borkenkäfer *Xyleborus monographus* (F.) sowie *X. peregrinus* EGG. Eine Art, *Scolytus intricatus* (RATZ.), hatte mittlere, alle übrigen Arten nur geringe oder keine forstwirtschaftliche Relevanz.

Stark geschädigte bzw. absterbende und frisch abgestorbene Alteichen werden von den forstrelevanten Arten bevorzugt besiedelt ($110,4 \text{ Individuen/m}^2 = 77,6\%$ aller potentiell schädlichen Individuen). Der Zweifleckige Eichenprachtkäfer (*Agrilus biguttatus* (F.)) bevorzugt offensichtlich stark geschädigte Eichen, während die Borkenkäfer vorwiegend frisch abgestorbene Bäume befallen. Nach der ersten Überwinterung geht von diesen Bäumen ein hoher Infektionsdruck aus, der sich wiederum bevorzugt auf stark geschädigte bzw. frisch abgestorbene Alteichen richtet. Von vitalen Bäumen beider Altersstufen und von toten Jungeichen geht kein oder nur ein sehr geringer Infektionsdruck aus. Der Bockkäfer *Xylotrechus antilope* (SCHOENH.) hat im Bienwald möglicherweise eine höhere forstliche Relevanz, als bislang angenommen. In Alteichen, die bereits seit der vorletzten Vegetationsperiode tot im Bestand standen (zwei Jahre tot), wurden keine Prachtkäfer (*Buprestidae*) und kaum mehr Borkenkäfer (*Scolytidae*) festgestellt.

Die Ergebnisse werden diskutiert, Folgerungen für die forstliche Praxis werden dargelegt. Mögliche vorbeugende Maßnahmen aus Sicht des Forstschatzes (frühzeitigen Erkennen von Eichenprachtkäferbefall, Ausnutzen der Lockwirkung von Fangbäumen, Vermeiden nachträglicher technischer Schäden) werden vorgeschlagen, ebenso ein Monitoring-Minimalprogramm zum frühzeitigen Erkennen etwaiger Massenvermehrungen forstrelevanter Insektenarten.

1 Einleitung und Zielsetzung

Infolge massiven Schwammspinnerbefalls wurden 1992 bis 1994 in Deutschland Eichenbestände in einem bis dato unbekanntem Ausmaß, teilweise mehrfach, kahlgefressen (WULF & GRASER 1996). Daraufhin initiierte die Landesregierung Rheinland-Pfalz ein Forschungsprojekt, das die Risikoabschätzung der Folgeschäden nach Schwammspinnerbefall zum Hauptziel hatte. 1995 kam es im Bienwald (Rheinland-Pfalz) zu hohen Folgeschäden an Eichen. Für die kommenden Jahre wurden weitere Folgeschäden erwartet. Bei dem vorliegenden Bericht handelt es sich um einen Beitrag zu dieser Untersuchung im Auftrag und mit finanzieller Unterstützung der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, der sich mit der Frage der Insektenbesiedlung geschädigter Eichen als Grundlage für hieraus abzuleitende Handlungsempfehlungen für die forstliche Praxis befaßt. An dieser Stelle sind nur die forstlich relevanten Teile der Untersuchung dargestellt. Alle sonstigen Ergebnisse sind in BRECHTEL & ZWECKER (1997) zu finden. Die Untersuchungen wurden 1996 an der Entomologischen Abteilung des Staatlichen Museums für Naturkunde Karlsruhe in enger Zusammenarbeit mit dem Projekt „Schwammspinner-Folgeschäden“ (Forstamt Hagenbach) und der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz durchgeführt.

1.1 Problematik im Bienwald

Die Eichenbestände im Bienwald waren 1995 infolge des Schwammspinnerbefalls auf mehreren hundert Hektar in unterschiedlichem Maß geschädigt und damit anfällig für Schwächeparasiten und kernholzentwertende Insekten (DELB 1996). Angesichts der großen Menge „brut-tauglichen Materials“ befürchtete man vor allem eine rapide Vermehrung des Eichenprachtkäfers *Agrilus biguttatus* (F.). Dieser wird seit einigen Jahren für das „Eichensterben“ in norddeutschen Beständen verantwortlich gemacht. Man vermutet zwar, daß es sich bei dem Prozeß des „Eichensterbens“ um ein komplexes Ursachengefüge handelt, wobei mehrere Belastungsfaktoren, die regional verschieden sein können, gleichzeitig oder nacheinander wirken (HARTMANN ET AL. 1989). Nach HARTMANN & KONTZOG (1994) hängt das Absterben oder Überleben geschwächter Eichen jedoch überwiegend davon ab, ob ein Sekundärbefall durch *Agrilus biguttatus* (F.) erfolgt. Zur Verminderung des Befalldrucks raten sie daher, geschädigte Eichen, insbesondere bei stärkerem Auftreten dieses Käfers, aus dem Bestand zu entfernen.

Solche Hygienemaßnahmen konnten jedoch im Bienwald nach der Schwammspinner-Kalamität aufgrund der Vielzahl abgestorbener und geschädigter Eichen, die potentielle Brutbäume darstellten, nicht flächendeckend durchgeführt werden. Zudem ist ein Befall oft schwierig zu erkennen. Damit entstand die Frage, welche Maßnahmen der Waldhygiene im Bienwald überhaupt sinnvoll sind. Das gleichzeitige Absterben einer großen Zahl von Eichen stellt die Forstwirtschaft vor ein weiteres Problem. Das zur Zwangsnutzung anfallende Holz

kann oft nicht schnell genug eingeschlagen oder abgefahren werden und muß zunächst im Bestand verbleiben. Dadurch erhöht sich das Risiko, daß das Holz durch holzbrütende Arten entwertet wird.

In der einschlägigen Literatur gibt es zur Besiedlung von Eichen durch Käfer und anderen Insekten zwar viele qualitative, kaum jedoch quantitative Angaben (z.B. FREUDE ET AL. 1965-1983, KLAUSNITZER 1994, KLESS 1972). Detaillierte Angaben zur Besiedlungsabfolge xylobionter Insekten im zeitlichen Verlauf des Absterbeprozesses der Bäume fehlen bislang. BRAUN & SEEMANN (1995) untersuchten drei unterschiedlich stark geschädigte Stieleichen im südbadischen Raum. Sie veröffentlichten die bislang umfangreichste Artenliste sowie einige quantitative Angaben zur Häufigkeit und dem Auftreten einiger Arten in unterschiedlichen Baumstraten (Stumpf, unterer, mittlerer, oberer Stammabschnitt, Kronenbereich) (BRAUN 1994). Angesichts der geringen Probenzahl je Stratum ($n = 1$) ist in dieser Untersuchung jedoch eine Zufälligkeit der Ergebnisse nicht überprüfbar. Rückschlüsse auf etwaige Unterschiede in der Besiedlung unterschiedlicher Vitalitätszustände der Wirtsbäume sind nicht möglich.

1.2 Zielsetzung

Generelles Ziel der Untersuchung war die Erfassung und vergleichende Betrachtung holzwohnender Insekten in Eichen unterschiedlicher Vitalitäten und Altersstufen im Rahmen der Prognostizierung von Schwammspinner-Folgeschäden. Die Ergebnisse sollten als Grundlage zur Ableitung von Empfehlungen für die forstliche Praxis dienen und besonders zur Klärung folgender Fragen beitragen:

- Welche Käfer- und Holzwespenarten entwickeln sich in Eichen unterschiedlicher Alters- und Vitalitätsstufen?
- Wie unterscheiden sich Artenspektrum und Struktur der Biozöosen in Eichen unterschiedlichen Alters, unterschiedlicher Vitalität und unterschiedlicher Baumpartien?
- Welcher Infektionsdruck geht von Bäumen unterschiedlicher Vitalitäts- und Altersstufen auf benachbarte Bäume bzw. Waldflächen aus?

2 Material und Methode

Untersuchungsgebiet war der Bienwald, ein ca. 14 000 ha großes Waldgebiet im Bereich der Nördlichen Oberrheinniederung (Rheinland-Pfalz). Dieser wird beispielsweise bei ROESLER (1982), BRECHTEL (1986) und INSTITUT FÜR UMWELTSTUDIEN (IUS)(1996) ausführlich charakterisiert.

Probenumfang. Zur Erfassung der Insektenfauna wurde folgende Probenauswahl festgelegt:

- **Alter:** Dickungsalter (etwa 20-jährige Jungeichen) und Baumholzalter (etwa 90-jährige Alteichen).
- **Vitalitätsstufen:** Verglichen wurden im Vorjahr 1995 bis zum Ende der Vegetationsperiode als vital, stark geschädigt oder tot eingestufte Bäume (Tab. 1). Indikator der Vitalität war der Blattverlust (BV). Dieser betrug bei als vital eingestuften Bäumen ca. 20-30 %. Als „stark geschädigt“ wurden Bäume mit einem BV von ca. 75 % eingestuft. Bei den toten Bäumen handelte es sich um solche, die im Laufe der Vegetationsperiode 1995 frisch abstarben (BV = 100%). Eine der abgestorbenen Eichen trieb bereits im Frühjahr nicht wieder aus, eine weitere starb im August ab und die zwei restlichen Probebäume sind zum Ende der Vegetationsperiode im September abgestorben. Die folgende Vitalitätseinstufung der Probebäume bezieht sich auf Ansprachen im August und September 1995. Die genaue Einstufung und passende Auswahl der Probebäume wurde durch die umfassenden Voruntersuchungen des Projektes „Schwammspinner-Folgeschäden“ ermöglicht. Die zeitliche Vitalitätsentwicklung der Probebäume kann anhand der mehrfachen Vitalitätsansprachen nachvollzogen werden.

Nr.	Einstufung	Zustand 6/95	Zustand 8/95	Zustand 9/95
II13	tot	BV = 80%	frisch abgestorben	frisch abgestorben
II23	tot	ohne Angaben	BV 75%, rotes Laub	frisch abgestorben
II24	tot	ohne Angaben	BV 75%, rotes Laub	frisch abgestorben
II33	tot	frisch abgestorben	frisch abgestorben	frisch abgestorben
II12	stark geschädigt	BV < 70%	BV = 70%	noch lebend
II22	stark geschädigt	BV < 70%	BV = 75%	noch lebend
II32	stark geschädigt	BV < 70%	BV = 75%	noch lebend

Tab. 1: Vitalitätsentwicklung der toten und geschädigten Alteichen über die Vegetationsperiode 1995 (BV = Blattverlust); Vitalitätseinstufung zum Zeitpunkt des Einschlags der Eichen und Probenahme im Februar 1996
Healthdevelopment of damaged and dying oaks 1995 (BV = leafloss)

- **Baumpartien (Straten bzw. Habitatstrukturen):** Zur Erfassung der räumlichen Verteilung der Insekten an den Bäumen wurden Proben genommen vom a) Stamm unten, b) Stamm Kronenansatz, c) Derbholz (Äste über 7 cm Durchmesser), d) Äste (mit 3-5 cm Durchmesser) und e) Zweige (mit 2 cm Durchmesser und weniger).

Die Untersuchung von zwei Altersbereichen, drei Vitalitätsstufen und fünf Baumpartien ergab bereits einen Umfang von 30 Proben. Als Kompromiß zwischen statistischer Anforderung und vertretbarem Aufwand wurden alle Proben in Dreier-Serien eingeholt. Dies sollte ausreichen, um „ökologische Trends“ festzustellen, die in ihrer Aussagekraft über reine Zufallsef-

fekte hinausgehen. Die Proben einer irrtümlich gefällten, abgestorbenen Alteiche wurden zusätzlich untersucht. Der abschließend zu bearbeitende Probenumfang umfaßte somit 19 Probebäume mit insgesamt 95 Proben. Je nach Durchmesser der Baumpartie bestand eine Probe aus ein bis zwei Holzstücken des unteren Stammes und Kronenansatzes beziehungsweise aus maximal 37 Holzstücken an Zweigen mit einem Durchmesser von höchstens 2 cm. Die eingelagerten Eichenholzproben hatten ein Gesamtgewicht von etwa 1.600 kg. Ihre Gesamtmantelfläche betrug 37,65 m².

Probengewinnung und -behandlung. Bei den Probeflächen handelte es sich ausnahmslos um Eichenbestände auf zeitweise vernäßten Standorten, die alle inmitten gleichaltriger, geschlossener Waldgebiete des Bienwaldes lagen. Mit einer Ausnahme wurden alle Bestände durch den Schwammspinnerbefall im Frühjahr 1993 und 1994 entlaubt. Drei dieser Bestände hatten ein Alter zwischen 22 und 32 Jahren (Dickungen), die drei anderen waren zwischen 87 und 114 Jahren (Baumhölzer) alt. Auf jeder Fläche wurden drei Eichen ausgewählt, die vor der Kalamität jeweils inmitten des Bestandes in schattiger Lage standen, möglichst keine morphologischen Besonderheiten aufwiesen und die den drei ausgewählten Vitalitätsstufen zuzuordnen waren. Die Beurteilung der Vitalität erfolgte nach einer Schätzung des Verlichtungsgrades (Blattverlust) durch die Mitarbeiter des Schwammspinnerprojektes im Mai, August und September 1995. Vom 22.- 29. Februar 1996 wurden die Eichen gefällt und die Holzproben gewonnen. Jede Probe wurde individuell markiert, gezählt, vermessen, in beheizten Räumen in nach außen abgedichtete Zuchtgefäße entsprechender Größe überführt, einmal wöchentlich mit Wasser besprüht und vom 27. März - 15. September 1996 jeden dritten Tag ausgelesen. Danach erfolgten bis Ende Februar 1997 nur noch sporadische Kontrollen. Käfer und Holzwespen wurden auf Artniveau determiniert und ausgewertet.

Einteilung des Artenspektrums in Typengruppen. Zur Analyse der forstwirtschaftlichen Bedeutung der festgestellten Käfer- und Holzwespenarten wurden diese in Anlehnung an PFARR & SCHRAMMEL (1991) in vier verschiedene Kategorien eingeteilt. Die Einteilung erfolgte nach Literaturangaben zunächst entsprechend der potentiell schädlichen oder nützlichen Einflüsse der Käferarten aus der Sicht der Waldwirtschaft, unabhängig vom tatsächlichen Ausmaß der Wirkungen im vorliegenden Fall des Bienwaldes. Als „**Baumschädlinge**“ wurden solche Arten bezeichnet, die durch Fraßtätigkeit (z.B. im Kambiumbereich) eine physiologische Schwächung des Baumes verursachen (im wesentlichen Vertreter der Pracht- und Rüsselkäfer). Als „**Holzschädlinge**“ wurden Arten bezeichnet, die ausschließlich oder zusätzlich technische Schäden am Holzkörper verursachen (oftmals Borken- oder Bockkäfer). Als „**Nützlinge**“ wurden solche Arten betrachtet, die potentiell als Prädatoren für die genannten Schadorganismen in Frage kommen. Zu diesen gehören sowohl unspezifische Räuber, die verschiedenen xylobionten Insekten nachstellen, als auch Arten, die beispielsweise

auf Scolytiden-Larven spezialisiert sind. Als „**Indifferent**“ galten Arten, die weder positiv noch negativ in Erscheinung treten.

Zur **Einschätzung der forstlichen Relevanz** wurden alle festgestellten Käfer und Holzwespen, die laut Literaturangaben eine physiologisch oder holztechnisch schädigende Lebensweise besitzen, zunächst als „potentiell forstwirtschaftlich schädlich“ eingestuft. Eine gewisse Bedeutung aus forstwirtschaftlicher Sicht erreichen diese Arten erst, wenn eine gewisse Häufigkeitsschwelle überschritten ist. Daher wurden die im Rahmen der Untersuchung am häufigsten festgestellten Arten (Individuenanteil mindestens 1 %) besonders berücksichtigt. Darüberhinaus müssen aufgrund der Lebensweise spürbare Schäden verursacht werden, wenn z.B. Bohrgänge nicht nur im Splint, sondern auch im Kernholzbereich verlaufen. In Kombination der Faktoren Häufigkeit und Ausmaß der Schädigung wird die „reale forstwirtschaftliche Relevanz“ schätzungsweise ermittelt.

Infektionsdruck. Hierüber finden sich kaum detaillierte Literaturangaben. Mit dem Begriff „**Infektion**“ wird in diesem Zusammenhang die Besiedlung eines Wirtsbaumes, hier: Eiche, durch xylobionte Insekten mit schädigender Wirkung bezeichnet. Infektionsdruck geht von Wirtspflanzen/Habitaten aus, in denen sich Insekten mit Schädigung erfolgreich entwickeln konnten (**Infektionsherde**). Er richtet sich grundsätzlich auf Habitate, die in erreichbarer Nähe als Stellen der Eiablage und erfolgreichen Entwicklung für diese Arten in Frage kommen (**Infektionszielobjekte**). Besiedlungsvorgänge unterliegen artspezifisch den Einflüssen zahlreicher Faktoren (z.B. Entfernung, Wirtsbaumspezifität, Substratspezifität), von denen viele nicht ausreichend untersucht sind. Die im Rahmen der Untersuchung getroffenen Aussagen sind Näherungswerte, die durch spezielle Untersuchungen im Detail zu klären sind.

3 Ergebnisse

3.1 Allgemeine Ergebnisse

Artenspektrum und dominante Arten. Die Coleopteren der Holzproben verteilten sich auf 89 Arten aus 36 Familien in 2.486 Exemplaren. Die vier artenreichsten Familien: Bockkäfer (Cerambycidae, 11 Arten), Kurzflügler (Staphylinidae, 10 Arten), Prachtkäfer (Buprestidae, 6 Arten) und Borkenkäfer (Scolytidae, 6 Arten) wurden gleichzeitig auch in den höchsten Individuenzahlen gefunden. Mit einer Gesamtzahl von 1.177 Tieren war etwa jeder zweite Käfer ein Borkenkäfer und jeder fünfte ein Bockkäfer. Dieser Effekt ist auf wenige dominante und subdominante Arten zurückzuführen. Als einzige Holzwespenart (Siricidae) wurde *Xiphydria longicollis* GEOFFR. in 8 Exemplaren festgestellt (Tab. 2). Die komplette Artenliste befindet sich in BRECHTEL & ZWECKER (1997).

An Eichenholz nachgewiesene Käfer- und Holzwespenarten mit potentieller Schädigung - Einnischung nach Alters- und Vitalitätsstufen -								
Art	Entw.zeit	Ind.anteil	Dickungen			Baumhölzer		
	Jahre	%	vit	gesch	tot	vit	gesch	tot
Schädigende ¹⁾ Arten								
<i>Xyleborus monographus</i>	1	27,2				2		674
<i>Xyleborus peregrinus</i>	1	12,4			62			207
<i>Xylotrechus antilope</i>	1 - 2	5,7			1		76	65
<i>Scolytus intricatus</i>	1	5,6						139
<i>Agrilus sulcicollis</i>	1 (evtl. 2)	2,4			2		2	57
<i>Agrilus angustulus</i>	1	2,2			7			46
<i>Rhynchaenus quercus</i>	1	1,3	5			7	10	10
<i>Agrilus biguttatus</i>	1 (evtl. 2)	1,0					4	22
<i>Xyleborus saxeseni</i>	1	0,9						23
<i>Trypodendron signatum</i>	1	0,8	3	2		2	10	3
<i>Agrilus laticornis</i>	1	0,6			5			9
<i>Xiphydria longicollis</i>	1 (evtl. 2)	0,3						8
<i>Gasterocercus depressirostris</i>	2	0,2						5
<i>Clytus tropicus*</i>	2	0,1						3
<i>Phymatodes testaceus</i>	1 - 2	0,1						3
<i>Agrilus obscuricollis</i>	1 (evtl. 2)	0,1			2			
<i>Chrysobothris affinis</i>	2 - 3	0,1						2
<i>Saperda scalaris*</i>	1 - 2	0,1						2
<i>Magdalis flavicornis</i>	1	0,1			2			
<i>Lichenophanes varius*</i>	1 - 2							1
<i>Anaesthetis testacea*</i>	1 - 2				1			
<i>Plagionotus detritus*</i>	1 - 2						1	
<i>Rhynchaenus avellanae</i>	1					1		
<i>Rhynchaenus pilosus</i>	1						1	
Summe		100						
Summe Individuen	Gesamt: 1621		8	2	82	12	104	1279
Summe Arten	Gesamt: 24		2	1	8	4	7	18

* = Schlupf nach der 30. Kalenderwoche 1996 (Schlupf in vivo vermutlich erst im Frühjahr 1997);
fett: Arten mit einer hohen „realen forstlichen Relevanz“: vit. = vital (Blattverlust: BV von etwa 20 bis 30%),
gesch. = stark geschädigt (BV von etwa 75%), tot = frisch abgestorben (BV von 100%) (vgl. Kap. 2);
weitere Erläuterungen im Text.

Tab. 2: Besiedlung von Eichen durch Käfer- und Holzwespenarten mit potentieller Schädigung - Einnischung nach Alter und Vitalität der Wirtsbäume (Entw.zeit = Entwicklungszeit, Ind.anteil = Individuenanteil); ¹⁾ Einteilung in „potentiell schädigende Arten“ nach den Angaben von PALM (1959), SCHWENKE (1974) und SCHWERDTFEGGER (1981)
The colonisation of oaks by pest species of beetles and siricids - Distribution according to age and health.

Drei Arten waren dominant: die Borkenkäfer *Xyleborus monographus* (F.) (Individuenanteil von 27,2%) und *Xyleborus peregrinus* EGG. (12,4%) sowie der Bockkäfer *Leiopus nebulosus* (L.) (11,9%). Vier Arten können als subdominant bezeichnet werden: der Bockkäfer *Xylotrechus antilope* (SCHOENH.) (5,7%), der Borkenkäfer *Scolytus intricatus* (RATZ.) (5,6%) sowie der Kurzflügler *Anomognathus cuspidatus* (ER.) und der Moderkäfer *Cartodere separanda* RTT. (je 3,3%). Diese sieben Hauptarten stellen 69,4 % der erfaßten Individuen. Weitere neun Arten sind als rezedente Begleitarten einzustufen (mindestens 1% Individuenanteil). Der

überwiegende Teil der erfaßten Arten (61) ist als sporadisch einzustufen und wurde meist in Einzelexemplaren (maximal sieben Exemplare) gefunden. Von 15 festgestellten Rote Liste-Arten der Bundesrepublik Deutschland (GEISER 1984) gelten 11 Arten als „vom Aussterben bedroht“ bzw. „stark gefährdet“. Die Holzwespe *Xiphydria longicollis* GEOFFR. gilt ebenfalls bundesweit als „vom Aussterben bedroht“.

3.2 Forstwirtschaftlich bedeutsame Käfer- und Holzwespenarten

3.2.1 Arten- und Individuenverteilung

Von den 89 mittels der Holzproben festgestellten Käferarten sind laut Literaturangaben mehr als die Hälfte (46 Arten, 34%) als „Indifferent“ zu bezeichnen. „Nützlinge“ (21 Arten, 5%) und „Schädlinge“ (23 Arten, 61%) sind in etwa gleicher Artenzahl vertreten. Dabei treten fünf Arten als „Holzschädlinge“ und 12 Arten als „Baumschädlinge“ auf, sechs Arten verursachen sowohl physiologische als auch technische Schäden.

Ein anderes Bild ergibt sich bei Betrachtung der Individuenzahlen. Nur 4,5% aller Individuen sind Nützlinge. Der Anteil der potentiellen Schädlinge liegt bei 61,9%, was besonders auf die hohen Individuenzahlen von Scolytiden und Cerambyciden zurückzuführen ist. Die indifferenten Arten umfassen 34,4% aller Individuen. Bei den schädlich wirkenden Insekten überwiegen die Holzschädlinge (40,6% der Individuen) gegenüber den Baumschädlingen (13,4%). Hinzu kommen 7,1% Individuen, die sowohl holz- als auch baumschädlich wirken (Abb. 1).

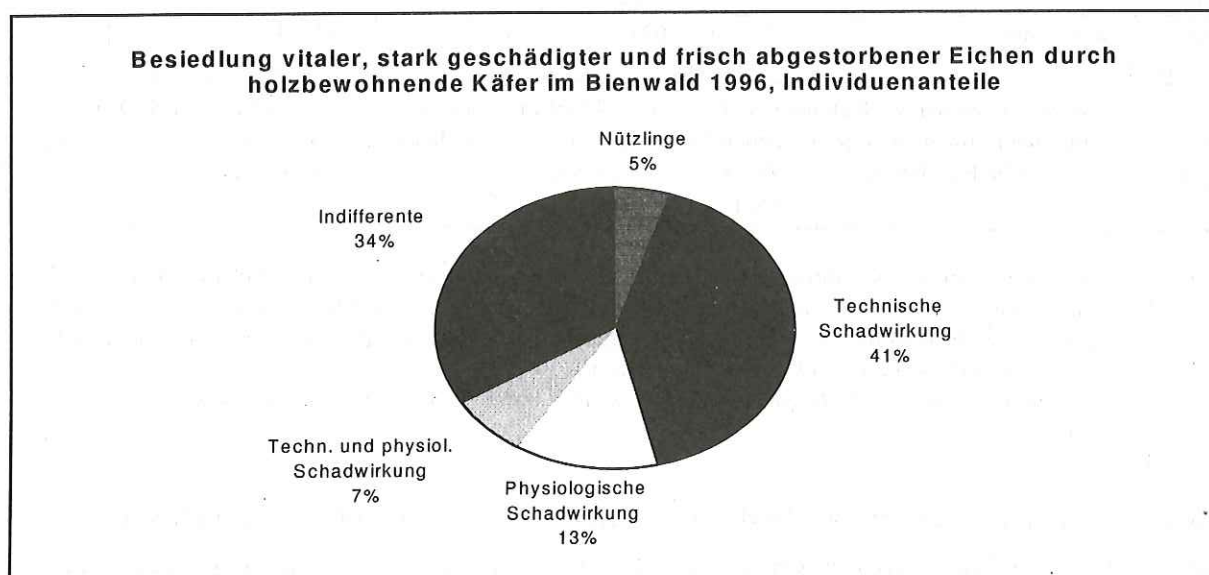


Abb. 1: Besiedlung vitaler, stark geschädigter und frisch abgestorbener Eichen durch holzbewohnende Käfer im Bienwald 1996, eingeteilt entsprechend ihrer forstlichen Relevanz
Colonisation of healthy, damaged and freshly dead oaks by xylophageous beetles, according to their importance for forestry in the Bienwald 1996

Bei den meisten Arten wurde festgestellt, daß die Altersklassen, Vitalitätsstufen sowie die Baumpartien besiedlungsbestimmende Faktoren darstellten. Die Frage des Alters und der Vitalität wird bei der Diskussion der Forstrelevanz angesprochen. Deshalb sollen hier nur einige Anmerkungen zur räumlichen Verteilung der Arten an den Bäumen gegeben werden (Tab. 3).

An Eichenholz nachgewiesene Käfer- und Holzwespenarten mit potentieller Schädigung - Einnischung nach Straten und Altersstufen -											
Art	%	Dickungen					Baumhölzer				
		Su	Kra	-	3-5	0-2	Su	Kra	>7	3-5	0-2
Schädigende ¹⁾ Arten											
<i>Xyleborus monographus</i>	27,2						108	546	20		
<i>Xyleborus peregrinus</i>	12,4	29	28				43	74	90		
<i>Xylotrechus antilope</i>	5,7	1						68	56	1	
<i>Scolytus intricatus</i>	5,6						44	58	30	7	
<i>Agrilus sulcicollis</i>	2,4	1	1				4	40	15		
<i>Agrilus angustulus</i>	2,2				3	4				5	41
<i>Rhynchaenus quercus</i>	1,3	5					20	6	1		
<i>Agrilus biguttatus</i>	1,0						24	2			
<i>Xyleborus saxeseni</i>	0,9								23		
<i>Trypodendron signatum</i>	0,8	5					14	1			
<i>Agrilus laticornis</i>	0,6		2		2				1		8
<i>Xiphydria longicollis</i>	0,3							6	2		
<i>Gasterocercus depressirostris</i>	0,2							3	2		
<i>Clytus tropicus*</i>	0,1							2	1		
<i>Phymatodes testaceus</i>	0,1						1		2		
<i>Agrilus obscuricollis</i>	0,1					2					
<i>Chrysobothris affinis</i>	0,1								2		
<i>Saperda scalaris*</i>	0,1						1	1			
<i>Magdalis flavicornis</i>	0,1					2					
<i>Lichenophanes varius*</i>								1			
<i>Anaesthetis testacea*</i>					1						
<i>Plagionotus detritus*</i>								1			
<i>Rhynchaenus avellanae</i>									1		
<i>Rhynchaenus pilosus</i>								1			
Summe	100										
Summe Individuen		41	31		6	8	271	966	236	13	49
Summe Arten		5	3		3	3	9	15	14	3	2
Summe Individuen		86					1535				
Summe Arten		10					21				

Su. = Stamm unten, Kra. = Stamm Kronenansatz, >7 = Derbholz, Äste über 7 cm Durchmesser, 3-5 = Äste und Zweige mit einem Durchmesser von 3 bis 5 cm, 0-2 = Zweige mit einem Durchmesser von bis zu 2 cm

Tab. 3: Besiedlung von Eichen durch Käfer- und Holzwespenarten mit potentieller Schädigung - Räumliche Einnischung an den Wirtsbäumen; ¹⁾ Einteilung in „potentiell schädigende Arten“ nach den Angaben von PALM (1959), SCHWENKE (1974) und SCHWERDTFEGER (1981)
The colonisation of oaks by damaging species of beetles and siricids - Distribution on different parts of the trees

3.2.2 Einschätzung der forstlichen Relevanz 1996

23 der 89 Käferarten sind laut Literaturangaben als Insekten mit „potentieller forstwirtschaftlicher Schädwirkung“ einzustufen, ebenso die einzige Holzwespenart (Kap. 3.1, Tab. 2 und Kap. 3.2.1, Tab. 3). Setzt man die Schwelle der Mindesthäufigkeit bei einem Individuenanteil von 1%, so wird diese insgesamt von 16 Arten erreicht. Hiervon gelten acht Arten gemäß Literatur als schädigend. Sie werden im untersuchten Fall wie folgt eingestuft:

a) **Hohe forstliche Relevanz** aufgrund ihrer Häufigkeit und Schädwirkung im Rahmen der Schwammspinner-Folgeschäden hatten 1995 offenbar nur drei Arten:

1. Die beiden häufigsten Scolytidenarten (1) *Xyleborus monographus* (F.) (Eichenholzbohrer) (27,2% Individuenanteil) und (2) *X. peregrinus* EGG. (12,4% Individuenanteil). Diese wirken vor allem als technische Schädlinge, wobei sie auch bereits gefällte Stämme befallen. Zumindest bei *X. monographus* (F.) können die Gänge bis ins Kernholz gehen.
2. Der Eichenprachtkäfer (3) *Agrilus biguttatus* (F.) schlüpfte zwar mit vergleichsweise niedrigem Individuenanteil (1,0%), jedoch ist die Schädwirkung dieses Insektes außerordentlich groß (WACHTENDORF 1955, SCHWENKE 1974). Die Fraßgänge im Kambialbereich der Stämme wirken physiologisch schädigend. Gefällte Stämme werden nach derzeitigem Kenntnisstand nicht belegt.

Die forstliche Relevanz des Bockkäfers (4) *Xylotrechus antilope* (SCHOENH.) (5,7% Individuenanteil) ist unklar. Diese Art wurde nicht nur in toten, sondern auch in Proben geschädigter Eichen vergleichsweise oft vorgefunden, so daß es entgegen Literaturangaben Anzeichen dafür gibt, daß sie auch physiologische Schäden verursachen kann. Eine weitere Scolytidenart, (5) *Scolytus intricatus* (RATZ.), ist hauptsächlich aus Proben des unteren Stammbereiches, des Kronenansatzes und starker Äste (>7 cm Durchmesser) sowie ausschließlich aus Material abgestorbener Eichen geschlüpft. Den Angaben aus der Literatur zufolge wird diesem Insekt eine eher sekundäre Bedeutung an kranken Eichen zugemessen (SCHWENKE 1974). Es ist denkbar, daß neben einer direkten Schädigung der Triebe durch den Reifungsfraß der Käfer über die Larvengänge im Splint *Ceratocystis*-Sporen übertragen werden, die Tracheomykosen verursachen können. Untersuchungen in norddeutschen Eichenbeständen sprechen allerdings gegen diese Vermutung (HARTMANN & BLANK 1992). Aufgrund des Individuenanteils von 5,6% wird *Scolytus intricatus* (RATZ.) 1995 eine mittlere Relevanz zugeordnet.

b) Die restlichen drei der potentiell schädigenden Arten hatten **geringe forstliche Relevanz**. Bei den beiden häufigsten *Agrilus*-Arten, (6) *Agrilus sulcicollis* LAC. (2,4% Individuenanteil) und (7) *Agrilus angustulus* (ILL.) (2,2% Individuenanteil), war für diese Einstu-

fung - die teilweise im Widerspruch zu Literaturangaben steht (PALM 1959, SCHWENKE 1974, HELLRIGL 1978) - vor allem ausschlaggebend, daß zumindest aus Deutschland bisland keine Schäden gemeldet sind, die eindeutig einer der Arten zugeordnet werden können. Zudem besiedeln nach unseren Erkenntnissen beide Arten die Eichen vorzugsweise erst nach dem Zeitpunkt ihres Absterbens. *Agrilus sulcicollis* LAC. wurde vorwiegend am Kronenansatz und an starken Ästen (>7cm Durchmesser) vorgefunden. *Agrilus angustulus* (ILL.) bevorzugt nicht die besonders wichtigen Stammbereiche, sondern geringer dimensionierte Zweige und die Fraßgänge verlaufen nicht quer, sondern überwiegend längs. Sie unterbrechen die Leitungsbahnen also nicht in dem Ausmaß wie die Gänge von *Agrilus biguttatus* (F.) und müßten außerdem nahezu alle Zweige besiedeln, um ähnliche Schadwirkung zu verursachen, was unwahrscheinlich ist. (8) *Rhynchaenus quercus* (L.) kann bei massenhaftem Auftreten infolge der Blattschädigungen durch die Käfer und Larven lediglich Zuwachs- und Mastverluste verursachen. Zudem dürfte er auch aufgrund der vergleichsweise geringen Nachweisdichte (1,3% Individuenanteil) im Bienwald keine bedeutende Rolle gespielt haben.

Auch die Holzwespe *Xiphydria longicollis* GEOFFR. hat im Bienwald aufgrund ihrer geringen Populationsdichte (0,3 % Individuenanteil) derzeit eine nur geringe Relevanz.

- c) Die andere Hälfte der 16 häufigsten Arten gelten als **indifferent** (7 Arten, darunter auch der häufigste Bockkäfer *Leiopus nebulosus* (L.), der nur Totholz besiedelt) oder als **nützlich** (1 Zipfelkäferart: *Axinotarsus ruficollis* (OLIV)).

3.2.3 Besiedlungsprozeß und Infektionsdruck

3.2.3.1 Besiedlungsprozeß

Kombiniert man Schlüpfzeitraum, Entwicklungszeit der Arten und die Vitalitätsentwicklung der Probenbäume, so ergeben sich Hinweise auf den Besiedlungsablauf durch die Käfer. Alle toten Eichen sind während der Vegetationsperiode 1995 frisch abgestorben (siehe Kap. 2, Tab. 1). Der Absterbeprozess vollzog sich bei allen Bäume relativ rasch. Gemäß Literaturangaben haben die meisten der 24 forstrelevanten Arten eine ein- bzw. ein- bis zweijährige Entwicklungsdauer (21 Arten), zwei Arten gelten als Arten mit zweijähriger Entwicklungsdauer, bei einer Art (*Chrysobothris affinis* (F.)) wird die Entwicklungsdauer als zwei- bis dreijährig angegeben (siehe Kap. 3.1, Tab. 2). Anzumerken ist, daß die Entwicklungsdauer in vielen Fällen von Wärmesummeneffekten beeinflusst wird und somit die Entwicklung in wärmeren Regionen gegenüber kälteren Regionen verkürzt stattfinden kann. Auch andere Aspekte spielen bei der Entwicklungsdauer eine Rolle, die hier jedoch nicht ausführlich dargestellt werden können.

Nach dem Eintragen der Proben Ende Februar 1996 war bei den meisten forstrelevanten Arten das Schlüpfen bis zur 29. Kalenderwoche am 21. Juli 1996 abgeschlossen. Da die Zeitverschiebung gegenüber Freilandtieren zu diesem Zeitpunkt relativ gering war, ist bei diesen Tieren davon auszugehen, daß sie auch im Freiland in 1996 geschlüpft wären. Bei einigen Arten schlüpften weitere Individuen oder sogar alle Tiere noch nach diesem Zeitpunkt. Dabei handelte es sich im Fall des *Xylotrechus antilope* (SCHOENH.), eine Art mit einer Generation pro Jahr, um das Ausklingen der Schlupfperiode und bei den Scolytiden möglicherweise um Tiere der zweiten Generation, wie von *Xyleborus monographus* (F.) bekannt und von *Xyleborus peregrinus* EGG. anzunehmen ist.

3.2.3.2 Infektionsdruck in Abhängigkeit von Alter und Vitalität der Wirtsbäume

Entsprechend den oben genannten Überlegungen und den Verhältnissen im Bienwald ist davon auszugehen, daß die 1996 schlüpfenden Insekten die Wirtsbäume ein Jahr zuvor besiedelten. Die Schlupfergebnisse geben somit Hinweise auf die Rolle der Probebäume als Infektionszielobjekte 1995, auf die ein entsprechender Nettoinfektionsdruck einwirkte, und auf ihre Bedeutung als Infektionsherde 1996, von denen ein entsprechender Brutto-Infektionsdruck auf die Umgebung ausging.

Vitale Bäume. Mit zwei Arten und einer Besiedlungsdichte von 3,0 Individuen/m² Mantelfläche bei Jungeichen ist die Ausschlußquote an Insekten sehr gering. Vitale Alteichen sind artenreicher (vier Arten), aber mit 1,7 Individuen/m² ist die Besiedlungsdichte noch geringer. Insgesamt schlüpften in vitalen Bäumen nur 3,2% der festgestellten Individuen. Da als „vital“ Bäume mit einem Blattverlust von etwa 25% bezeichnet wurden, handelte es sich real um bereits leicht geschädigte Bäume. Bei voll vitalen Bäumen ist die Besiedlungsdichte mit forstrelevanten Insekten wahrscheinlich noch geringer und der Infektionsdruck gleich null. Vitale Eichen haben weder als Infektionszielobjekt noch als Infektionsherd irgendwelche Bedeutung. Bei vitalen Eichen ist keine Schädigung durch xylobionte Insekten zu befürchten.

Geschädigte Bäume. Diese Eichen haben bis zum Ende der Vegetationsperiode 1995 überlebt, obgleich sie sich mit Blattverlusten von 70 und 75% in einem schlechten Vitalitätszustand befanden (Kap. 2, Tab. 1). Aus den stark geschädigten Jungeichen schlüpfte eine Art mit einer Besiedlungsdichte von 0,7 Individuen/m². Aus stark geschädigten Alteichen schlüpften sieben Arten mit einer Besiedlungsdichte von 13,2 Individuen/m². Die vier häufigsten Scolytidenarten waren jedoch nicht vertreten. Die festgestellte Besiedlungsdichte ist unerwartet gering. Als forstlich hochrelevante Art schlüpfte *Agrilus biguttatus* (F.) in wenigen Exemplaren aus geschädigten Alteichen. Der Bockkäfer *Xylotrechus antilope* (SCHOENH.) schlüpfte aus geschädigten Bäumen in hoher Anzahl (53,5% der Individuen). Hier wäre zu klären, ob *X. antilope* (SCHOENH.) lebende Äste befällt - und somit physiologisch schädigend

wirkt - oder ob er sich an den geschädigten Eichen auf bereits abgestorbene Partien beschränkt. Die übrigen geschlüpften Arten sind von geringer bis fehlender forstlicher Relevanz. Die Ergebnisse zeigen, daß die zum Ende der Vegetationsperiode geschädigten Eichen im Bienwald 1995 nur in geringer Dichte besiedelt wurden. Insgesamt ist der von diesen Bäumen ausgehende Infektionsdruck gering. Forstlich als relevant erkennbare Arten schlüpften nur in geringer Individuenzahl und nur aus Alteichen. Stark geschädigten Eichen, insbesondere Jungeichen, kam als Entwicklungsstätten von Schadinsekten nur eine Nebenrolle zu.

Vorjährig abgestorbene Bäume. Aus den 1995 abgestorbenen Bäumen schlüpfte 1996 die überwiegende Zahl der Arten und Individuen (86,9 % aller Individuen). Dies war im Trend zu erwarten, erstaunlich ist jedoch die unerwartete Deutlichkeit dieses Ergebnisses. Aus toten Jungeichen schlüpften acht Arten mit einer Besiedlungsdichte von 13,3 Individuen/m². Die einzige Art mit hoher forstlicher Relevanz war hierbei *Xyleborus peregrinus* EGG. mit einer Besiedlungsdichte von 10,1 Individuen/m². Der Bruttoinfektionsdruck von frisch toten Jungeichen ist somit relativ gering (9,3% aller Individuen). Aus toten Alteichen schlüpften 18 Arten mit einer Besiedlungsdichte von 110,4 Individuen/m² (77,6% aller Individuen), darunter die Masse der im vorliegenden Fall forstlich relevantesten Arten in hoher Besiedlungsdichte: Eichenprachtkäfer *Agrilus biguttatus* (F.) (1,9 Individuen/m²), *Xyleborus monographus* (F.) (58,2 Individuen/m²), *Xyleborus peregrinus* EGG. (17,9 Individuen/m²) sowie *Scolytus intricatus* (RATZ.) (12,0 Individuen/m²), außerdem der Bockkäfer *Xylotrechus antilope* (SCHOENH.) in hoher Schlupfdichte (5,9 Individuen/m²). Nur eine der vier untersuchten Eichen war bereits im Frühjahr 1995 abgestorben (Nr. II33) und ein stark geschädigter Baum fiel im August ohne erkennbare Beteiligung des *Agrilus biguttatus* (F.) aus (Nr. II13). Demgegenüber wiesen die beiden stark geschädigten Eichen, die zum Ende der Vegetationsperiode im September 1995 abgestorbenen sind, deutlichen Prachtkäferbefall auf (Nr. II23 und II24). Dies stimmt mit den Beobachtungen von DELB (1998) überein, wonach der Prachtkäferbefall im Laufe der Vegetationszeit 1995 bei vielen der im Frühjahr stark geschädigten Eichen zum Absterben führte. Angesichts der Entwicklungsdauer der festgestellten xylobionten Insekten, die meist einjährig war, sowie der Vitalitätsentwicklung der Bäume kann gefolgert werden, daß die infolge des Prachtkäferbefalls abgestorbenen Alteichen nach der ersten Überwinterung noch eine hohe Relevanz als Infektionsherde für 1996 hatten. Für Scolytiden stellen absterbende oder frisch abgestorbene Eichen bevorzugte Infektionszielobjekte dar. Die

toten Jungeichen hatten als Infektionsherde nur geringe Bedeutung.

3.2.3.3 Infektionsdruck am Beispiel der forstwirtschaftlich relevantesten Arten

***Agrilus biguttatus* (F.).** Der Bruttoinfektionsdruck geht vor allem von den aufgrund des Prachtkäferbefalls frisch abgestorbenen Alteichen nach der ersten Überwinterung aus (1,9 Individuen/m²), in geringem Ausmaß (0,5) auch von aktuell stark geschädigten bzw. absterbenden Alteichen (Blattverlust von 75 % und mehr) (Tab. 4). Der Infektionsdruck hält von Anfang Juni bis Ende Juli (Eiablagezeit des Eichenprachtkäfers) an und richtete sich im vorliegenden Fall hauptsächlich auf stark geschädigte bzw. absterbende, nur zu geringem Teil auf bereits abgestorbene Alteichen.

Nr.	Einstufung	<i>Agrilus biguttatus</i>	<i>Xyleborus monographus</i>	<i>Xyleborus peregrinus</i>	<i>Scolytus intricatus</i>	<i>Xylotrechus antilope</i>
II13	tot	/	83	25	126	5
II23	tot	13	11	78	13	75
II24	tot	7	392	67	/	/
II33	tot	2	188	37	/	/
II12	stark geschädigt	/	/	/	/	/
II22	stark geschädigt	/	/	/	/	/
II32	stark geschädigt	2	/	/	/	103

Tab. 4: Infektionsdruck toter und stark geschädigter Alteichen 1996 (Zahl der aus den Holzproben geschlüpften Individuen von *Agrilus biguttatus* (F.), *Xyleborus monographus* (F.), *X. peregrinus* EGG. und *Scolytus intricatus* RATZ.)

Healthdevelopment of damaged and dying oaks 1995 and developing pest insects (Agrilus biguttatus (F.), Xyleborus monographus (F.), X. peregrinus EGG., Scolytus intricatus RATZ.)

Scolytidae. Bezogen auf die drei Hauptarten (*Xyleborus monographus* (F.), *Xyleborus peregrinus* EGG., *Scolytus intricatus* (RATZ.)) geht ein Bruttoinfektionsdruck ausschließlich von frisch abgestorbenen Eichen nach der ersten Überwinterung aus (Tab. 4), hier wiederum fast ausschließlich von Alteichen. Der Infektionsdruck beginnt bereits Ende März und hält mindestens bis Anfang Mai (Flugzeit der ersten Generation), möglicherweise auch bis Ende Juli und August (Flugzeit der 2. Generation) hinein an. Die drei häufigen Scolytidenarten besiedelten ausschließlich absterbende und frisch abgestorbene Eichen, hier wiederum *Xyleborus monographus* (F.) und *Scolytus intricatus* (RATZ.) ausschließlich Alteichen. Nur *Xyleborus peregrinus* EGG. besiedelte zu einem geringen Teil auch absterbende und frisch abgestorbene Jungeichen.

***Xylotrechus antilope* (SCHOENH.).** Der Bruttoinfektionsdruck geht bereits von stark geschädigten und frisch abgestorbenen Alteichen (9,6 Individuen/m²) vor der ersten Überwinterung

sowie von abgestorbenen Alteichen nach der ersten Überwinterung (5,6) aus. Der Infektionsdruck dauert jeweils von Anfang Juni bis Ende Juli und richtet sich sowohl gegen stark geschädigte Eichen als auch gegen frisch abgestorbene Eichen.

3.2.3.3 Fazit

Mit 110,4 schlüpfenden Individuen/m² geht der überwiegende Bruttoinfektionsdruck von frisch abgestorbenen bzw. absterbenden Baumhölzern aus, die nach der ersten Überwinterung noch im Bestand stehen (Abb. 4). Bei den zum Ende der Vegetationszeit 1995 geschädigten Alteichen (13,2) und frisch abgestorbenen Jungeichen (13,3), erst recht bei geschädigten Jungeichen sowie vitalen Eichen beider Altersstufen, ist der Infektionsdruck so gering (1,7-3,0 Individuen/m²), daß diese aus Sicht des Forstschatzes vernachlässigt werden können. Die zum Ende der Vegetationszeit 1995 geschädigten Alteichen (über 70% Blattverlust) stellten allerdings für den Eichenprachtkäfer *Agrilus biguttatus* (F.) im Folgejahr 1996 sehr wahrscheinlich ideale Infektionszielobjekte dar (DELB 1998). Der Infektionsdruck entspricht zeitlich der Flugzeit der forstrelevanten Arten (siehe oben) und richtet sich als Nettoinfektionsdruck vor allem gegen die in der gleichen Vegetationsperiode stark geschädigten bzw. absterbenden sowie frisch abgestorbenen Baumhölzer.

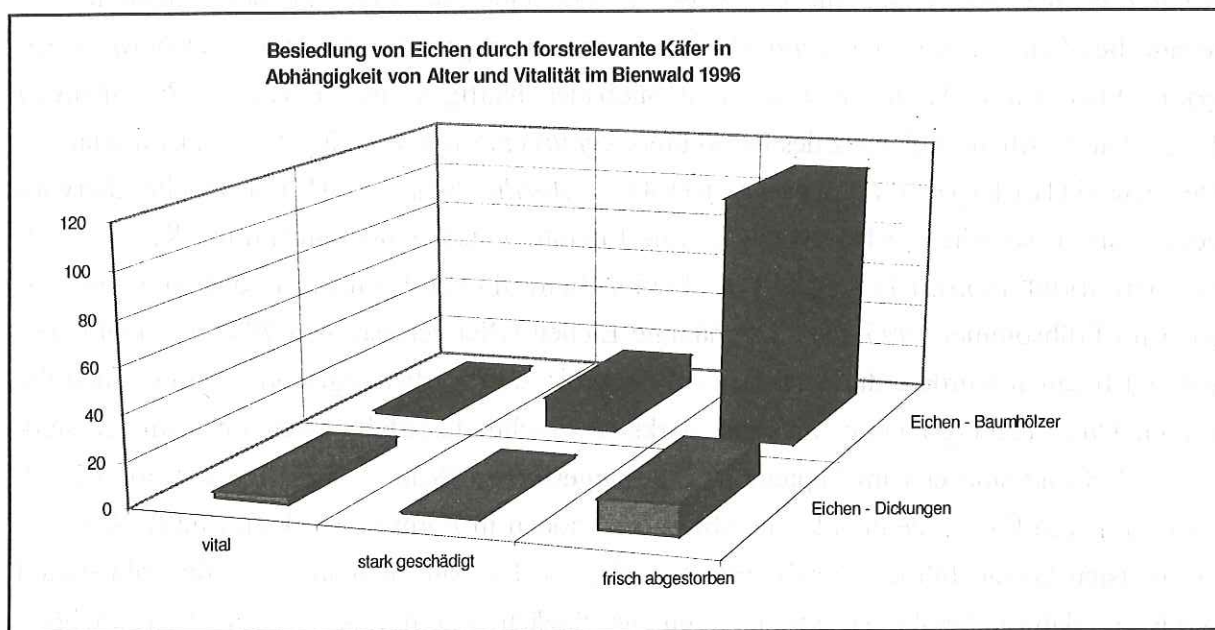


Abb. 4: Besiedlung von Eichen unterschiedlichen Alters und Vitalität durch forstrelevante Käfer im Bienwald 1996: Individuen je m² Mantelfläche
Colonisation of oaks of different age and health by pest beetles

4 Diskussion

Artenspektrum und Ökologische Gruppen. Mit 89 Arten ist die Xylobiontenfauna erstaunlich artenreich, wobei angesichts der Kürze der Erfassungszeit und der geringen Stichprobenzahl anzunehmen ist, daß das Artenspektrum bei weitem noch nicht vollständig erfaßt ist. Im zeitlichen Verlauf der weiteren baumbezogenen Sukzession ist zu erwarten, daß sich der Individuenanteil der Totholz-, Mulm- und Baumpilzbewohner erhöht, ebenso möglicherweise der Anteil der Räuber. Der Anteil der Lebendholzbesiedler wird voraussichtlich rasch zurückgehen. Der relativ hohe Anteil hochgradig gefährdeter Arten belegt die Schutzwürdigkeit der Xylobiontenfauna abgestorbener Eichen.

Forstwirtschaftlich bedeutsame Käfer- und Holzwespenarten. Die festgestellten Anteile von 4,5% Nützlingen, 61,9% Schädlingen und 34,4% indifferenten Arten sind vergleichbar mit den Ergebnissen von BRAUN & SEEMANN (1995) (7%, 55% und 38%). Dies deutet darauf hin, daß diese Verhältnisse für frisch absterbende Eichen typisch zu sein scheinen. PFARR & SCHRAMMEL (1991) stellten an Fichtentotholz einen Individuenanteil von Schädlingen und Nützlingen von jeweils 46% fest. Möglicherweise liegt dies darin begründet, daß die Fichten bereits längere Zeit abgestorben waren.

Reale forstliche Relevanz. Nur drei Arten sind erkennbar, die 1995 eine hohe forstliche Relevanz besaßen: *Agrius biguttatus* (F.), *Xyleborus monographus* (F.) und *Xyleborus peregrinus* EGG. Diese Arten waren auch in Südbaden häufig vertreten (BRAUN & SEEMANN 1995). Die forstliche Relevanz des Bockkäfers *Xylotrechus antilope* (SCHOENH.) ist unklar. Der Zweifleckige Eichenprachtkäfer *Agrius biguttatus* (F.) besiedelte überwiegend stark geschädigte Alteichen, was mit Literaturangaben übereinstimmt (KAMP 1954, WACHTENDORF 1955). DELB (1998) machte im Bienwald vergleichbare Beobachtungen, wonach im Frühsommer 1995 stark geschädigte Eichen (Blattverluste von 70% und mehr) bevorzugt befallen wurden, die daraufhin oft noch bis zum Herbst abgestorben sind. Auch die beiden Untersuchungsbäume mit dem stärksten Prachtkäferbefall waren im Sommer stark geschädigt und sind erst im September 1995 abgestorben (Kap. 2, Tab. 1 und Kap. 3.2.3.3, Tab. 4). Diese Eichen zeigten keine Abwehrreaktionen in Form von Schleimflußflecken und die meisten Gänge führten ungehindert spiralg um den ganzen Stamm. Beides läßt darauf schließen, daß die befallenen Bäume bereits geschwächt waren. Auch von anderen Prachtkäferarten wird berichtet, daß diese Arten bevorzugt die am stärksten geschädigten Pflanzen zur Eiablage auswählen (z.B. der Pappelprachtkäfer *A. populneus* SCHAEF., ARRU 1963) oder aber Pflanzen bzw. Pflanzenteile erst im frischtoten Zustand besiedeln (eigene Beobachtung bei *A. angustulus* (ILL.)). Auch ist bekannt, daß weniger stark geschädigte Bäume wirksame Abwehrmechanismen gegen Prachtkäferbefall besitzen, so daß die Entwicklungsmöglichkeiten schlechter sind und die Ausfallraten höher als an abgestorbenen Bäumen (WACHTENDORF

1955). Bezüglich des Buchenprachtkäfers *Agrilus viridis* (L.) stellte HEERING (1956) fest, daß selbst stark geschädigte und befallene Buchen bei günstiger Witterung wieder gesunden.

Populationsentwicklung des *Agrilus biguttatus* (F.). Vom *Agrilus biguttatus* (F.) sind genaue Daten zur Populationsentwicklung nicht bekannt. Aus bisherigen Beobachtungen ist anzunehmen, daß man die am Buchenprachtkäfer gewonnenen Erkenntnisse vergrößert auf *Agrilus biguttatus* (F.) übertragen kann. Beim Buchenprachtkäfer *A. viridis* (L.) entfallen auf jedes Individuum durchschnittlich acht Nachkommen (HEERING 1956). Eine Mortalität von 87,5% (sieben von acht Nachkommen gehen zugrunde) ist in diesem Fall der Grenzwert zur Erhaltung der Populationsdichte. HEERING (1956) stellte fest, daß der Buchenprachtkäfer seine Populationsdichte nur dann bedeutend erhöhen kann, wenn über mehrere Jahre hinweg überdurchschnittlich günstige Verhältnisse herrschen. Der wichtigste Mortalitätsfaktor in allen Entwicklungsstufen des Käfers ist eindeutig die Abwehrreaktion der Wirtspflanze (Saftdruck, Kallusbildung). Weitere Mortalitätsfaktoren, die jedoch lokal sehr stark schwanken können, sind räuberische Arten und Parasiten (z.B. Schlupfwespenartige).

Auch beim *Agrilus biguttatus* (F.) dürfte die Abwehrreaktion der Wirtsbäume den wichtigsten Mortalitätsfaktor darstellen. Auf den Bienwald übertragen, läßt sich folgendes feststellen: *Agrilus biguttatus* (F.) ist normalerweise regelmäßiger, jedoch unauffälliger Faunenbestandteil. Der Schwammspinnerfraß 1993/94 und dessen Folgen (physiologische Schädigung der Eichen, erhöhte Licht- und Wärmeeinstrahlung in den befallenen Beständen) begünstigte die Entwicklungsbedingungen des Eichenprachtkäfers, so daß er seine Populationsstärke in den Jahren 1994 und insbesondere 1995 aufbauen konnte. Im Frühsommer 1995 gab es zahlreiche geschädigte und abgestorbene Eichen und es wurde an einigen Bäumen erstmals ein relativ geringer, plätzeweiser Befall von *Agrilus biguttatus* (F.), verursacht offenbar durch Eiablage im Sommer 1994, festgestellt. Daneben wurden jedoch auch absterbende und abgestorbene Eichen mit keinem oder nur geringem *Agrilus*-Befall beobachtet (DELB 1998). *Agrilus biguttatus* (F.) kam in diesem Stadium insgesamt offenbar nur eine geringe Rolle an den Absterbevorgängen zu. Bereits im Winter 1995/96 wurde von DELB (1998) dann ein sehr starker Prachtkäferbefall registriert. Lediglich vier von 58 untersuchten Bäumen waren befallsfrei. Die 1995 zahlreichen geschwächten Eichen boten demnach *Agrilus biguttatus* (F.) ideale Entwicklungsmöglichkeiten bei verringerter Mortalitätsrate. Auch bis 1998 abgestorbene Eichen zeigten nach DELB (1998) starken Befall. Die künftige Populationsentwicklung ist abhängig von verschiedenen Rahmenbedingungen (Angebot geeigneter Entwicklungsbäume, klimatische und standörtliche Verhältnisse, Mortalitätsfaktoren) und kann nur grob geschätzt werden. Nach der ersten Überwinterung sind tote Eichen als Entwicklungshabitat für *Agrilus biguttatus* (F.) nicht mehr geeignet. Wenn sich das Nahrungsangebot an absterbenden Bäumen im Bienwald in den nächsten Jahren verringert, so muß der Prachtkäfer auf Bäume mit

geringerem Schwächungsgrad - und erhöhter Abwehrkraft - ausweichen, was voraussichtlich wiederum zu erhöhten Mortalitätsraten und damit verringerter Populationsdichte führt. Kommt es hingegen infolge widriger Umstände, beispielsweise durch Wetterstreß oder Insektenfraß, zu weiteren Schädigungen der Eichen, so kann sich die Eichenprachtkäferpopulation weiter aufbauen. Wichtige Rahmenbedingungen stellen hierbei die klimatischen oder lokal-standörtlichen Verhältnisse dar, die sich positiv oder negativ auf die Eichen auswirken können und damit die Prachtkäferentwicklung hemmen oder fördern. Insgesamt ist über den Prozeß der Wirtsbaumwahl sowie der Populationsentwicklung, Mortalitätsraten und -ursachen bei *Agrilus biguttatus* (F.) noch sehr wenig bekannt. Eine detaillierte Grundlagenuntersuchung wäre dringend erforderlich.

Borkenkäfer (Scolytidae). *Xyleborus monographus* (F.) wirkt als technischer Schädling, wobei die Gänge bis ins Kernholz gehen können. Er befällt auch gefällte Stämme. Die zweithäufigste Borkenkäferart *Xyleborus peregrinus* EGG. ist vermutlich eine eingeschleppte Art, die erst in den vergangenen Jahren regelmäßig gefangen wurde (BENSE & SCHOTT 1995). Bisher war unbekannt, ob die Art eine zweite Generation besitzt. Die deutlich zweigipflige Phänologiekurve in den Zuchtbehältern deutet darauf hin, daß es ab Ende Juli zu einer zweiten Generation kam. Es bleibt zu überprüfen, ob dies auch im Freiland zutrifft. Die Schadwirkung dieser Art ist noch nicht näher bekannt. Auch *Scolytus intricatus* (RATZ.) könnte möglicherweise eine gewisse Schadrelevanz besitzen (vgl. Kap. 3.2.2).

Alle übrigen Arten haben nach vorliegenden Ergebnissen derzeit offenbar eine nur geringe bis fehlende Schadrelevanz. Hierbei gilt jedoch zu bedenken, daß die Ergebnisse bereits aufgrund der geringen Probenzahl nur grobe Trends widerspiegeln können, die an anderen Orten oder in anderen Jahren unterschiedlich sein können. Die Untersuchung kommt bezüglich der forstwirtschaftlichen Einstufung bei einigen Arten zu anderen Ergebnissen als die vorhandenen Literaturangaben. So hatten manche Arten, die gemäß Literatur als schädlich bezeichnet werden, im Bienwald 1995 offenbar keine Schadrelevanz (z.B. *Agrilus angustulus* (ILL.), *Agrilus sulcicollis* LAC.). Indessen gibt es beim Bockkäfer *Xylotrechus antilope* (SCHOENH.) entgegen Literaturangaben Anzeichen dafür, daß diese Art physiologische Schäden verursacht. Diese Widersprüche zeigen, wie gering unser derzeitiger Kenntnisstand ist und belegen die Notwendigkeit weiterer Untersuchungen.

Infektionsdruck. Sehr deutlich stellt sich heraus, daß vitale Eichen weder als Infektionsherd noch als Infektionsziel irgendeiner Bedeutung haben. Offenbar wählen xylobionte Käfer die Stellen und die Pflanzen zur Eiablage äußerst sorgfältig aus, wobei selbst geringe Vitalitätsunterschiede der Wirtspflanzen erkannt werden. Dies bestätigt die Angaben von PALM (1959), wonach das beste Mittel gegen xylobionte Schadinsekten offenbar eine hohe

Vitalität der potentiellen Wirtspflanzen ist. Zum Ende der Vegetationsperiode 1995 geschädigte Eichen wiesen zwar eine höhere Besiedlungsdichte als vitale Eichen auf, jedoch war diese nicht gravierend. Die Insektenbesiedlung konzentrierte sich auf stark geschädigte bzw. absterbende und frisch abgestorbene Alteichen. Diese haben somit im Absterbejahr große Bedeutung als Infektionszielobjekte. Die meisten der festgestellten forstrelevanten Insektenarten haben eine einjährige Entwicklungszeit. Nach der ersten Überwinterung geht von frisch abgestorbenen Alteichen ein hoher Infektionsdruck aus. Demgegenüber wiesen frisch abgestorbene Jungeichen nur eine relativ geringe Besiedlungsdichte auf.

Ausblick. Wie wird es im Bienwald mit der Entwicklung der Insektenpopulationen in den nächsten Jahren weitergehen? Die vorliegenden Ergebnisse geben in Form einer Momentaufnahme Aufschluß über die Besiedlung vitaler, geschädigter und frisch abgestorbener Eichen durch Insekten (Käfer, Holzwespen). Damit wurden nur die frühesten Stadien im zeitlichen Verlauf des Schädigungs- und Absterbeprozesses der Eichen untersucht. Unklar ist, ob und wie sich die Fauna der abgestorbenen Bäume im weiteren Verlauf des Holzabbauprozesses verändert. Stellen die abgestorbenen Eichen auch in den Folgejahren nach dem Absterben aus forstwirtschaftlicher Sicht Infektionsherde dar? An seit längerer Zeit abgestorbenem Holz treten nach HARTMANN & SPRECHER-ÜBERSAX (1990) praktisch keine forstwirtschaftlich bedeutsamen Coleopterenarten mehr auf. In vergleichenden Untersuchungen zur Besiedlung abgestorbener Fichten durch den Scolytiden *Ips typographus* L. kommen auch PFARR & SCHRAMMEL (1991) zu dem Ergebnis, daß ein Befall ausschließlich innerhalb eines Jahres nach dem Absterben zu befürchten ist. Ausnahmen bilden jedoch kernholzentwertende Arten, zu denen bei Eichen insbesondere Lymexyloniden und Platypodiden zählen (SCHWENKE 1974). Bei genügender Stammfeuchte können diese auch noch im zweiten Jahr nach dem Absterben schlüpfen. Bei Eichen ist der Besiedlungsverlauf nur ungenügend bekannt. Detaillierte Untersuchungen bestehen nicht. Der weitere Verlauf der Holz- und Faunensukzession wäre sowohl von wissenschaftlichem als auch von forstwirtschaftlichem Interesse. Im Auftrag der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz wurde deshalb 1996 eine Folgeuntersuchung durchgeführt, wobei zusätzlich zu einer Vergleichsgruppe von einjährig abgestorbenen Eichen auch Eichen untersucht wurden, die bereits eine zweite Vegetationsperiode tot im Bestand standen. Eine erste Auswertung zeigt bereits interessante Ergebnisse: die in der vorhergehenden Vegetationszeit 1996 abgestorbenen Baumhölzer (ein Jahr tot) hatten gegenüber den vergleichbaren Probebäumen von 1995 ein ähnliches Artenspektrum. Bei den häufigsten Borkenkäferarten blieben die Individuenzahlen vergleichbar, jedoch gingen die Individuenzahlen von *Agrilus biguttatus* (F.), *Xylotrechus antilope* (SCHOENH.) und *Agrilus angustulus* (ILL.) zurück. *Agrilus sulcicollis* LAC. nahm zahlenmäßig zu. Aus Eichen, die bereits seit der Vegetationszeit 1995, also seit zwei Jahren tot waren, schlüpften überhaupt keine Prachtkäfer sowie nur noch ein verschwindend geringer Prozentsatz an Borkenkäfern (z.B. *Xyleborus mo-*

nographus (F.): 27 Exemplare gegenüber etwa 650 Exemplaren in den ein Jahr toten Bäumen). Auch *Xylotrechus antilope* (SCHOENH.) war nicht mehr nachweisbar. Aus einem Probebaum schlüpfte der Schiffswerftkäfer (*Lymexylon navale* L.) in höherer Individuenzahl. Die genaue Interpretation der Ergebnisse steht noch aus. Es zeigt sich jedoch, daß in unterschiedlichen Jahren und Substraten Massenwechsel bei Insektenarten ablaufen, deren Bedeutung und Ausmaß wir derzeit noch nicht genauer einschätzen können. Eine längerfristige Beobachtung dieser Ereignisse wäre sowohl forstwirtschaftlich als auch ökologisch dringend erforderlich.

Aus den Holzproben schlüpfen parasitische Hymenopteren (Schlupf-, Erz- und Brackwespen) in hoher Zahl, die zwar konserviert, nicht jedoch ausgewertet wurden. Von parasitischen Hymenopteren ist bekannt, daß sie in vielen Fällen eine forstwirtschaftliche Relevanz als Gegenspieler von Schadinsekten besitzen. Literaturangaben zu Wirt-Parasit-Komplexen sind bislang sehr dürftig und lückenhaft. Die Auswertung des vorliegenden Materials wäre von hohem Interesse.

Hinweise für die forstliche Praxis. Holzbewohnende Insektenarten sind natürliche, im Rahmen dynamischer, ökosystemarer Prozesse (Holzabbau) unersetzliche Komponenten im naturnahen Ökosystem „Wald“. Oberstes forstwirtschaftliches Ziel sollten daher naturnahe, vitale Waldbestände sein. Diese verfügen per se über eine hervorragende Resistenz zur Abwehr xylobionter Schadinsekten. Ein Schwammspinnerbefall schwächt die Eichen und führt zu einer hohen Prädisposition gegenüber forstlich relevanten Folgeschädlingen. Sollte ein Insektenfraß erfolgt sein, sind Maßnahmen denkbar mit dem Ziel, die Populationsdichten forstwirtschaftlich relevanter Arten unterhalb einer ökonomischen Schadensschwelle zu halten (z.B. rechtzeitiges Entfernen absterbender Wirtsbäume und des eingeschlagenen Holzes und ggf. das Ausnutzen der Lockwirkung absterbender Bäume, auf die sich der Infektionsdruck konzentriert, z.B. in Form von Fangbäumen). Der Bekämpfungsaufwand und der hierdurch zu erwartende Mehrertrag sollten in einem angemessenen Verhältnis zueinander stehen.

Weiterhin sollte die Populationsdichte forstlich relevanter Arten im Rahmen eines Monitoring regelmäßig überwacht werden, um unsere Kenntnisse über etwaige Massenwechsel (Gradationen) potentieller Schadinsekten zu verbessern und solche frühzeitig zu erkennen. Die vorliegende Untersuchung lieferte gute Hinweise zum Aufbau eines solchen Monitoringprogrammes mit vertretbarem Aufwand im Sinne eines Minimalkonzeptes. Sinnvoll wäre es, ein Minimum ausgewählter Holzproben (z.B. Kronenansatzstücke frisch abgestorbener Eichen bzw. Fangbäume) in bewährter Manier auf schlüpfende forstrelevante Arten zu kontrollieren.

5 Literatur

ARRU, G. (1963): *Agrilus suvorovi populneus* SCHAEFFER (Coleoptera Buprestidae) dannoso ai Pioppi nell'Italia settentrionale. Bolletino Zoologia Agraria Bachicoltura, Ser. 2 v. 4, 1961/62, S. 159-286.

BENSE, U. & SCHOTT, C. (1995): Zum bisher bekannten Vorkommen des Borkenkäfers *Xyleborus peregrinus* EGGERS 1944 in Baden-Württemberg und im Elsaß (Coleoptera, Scolytidae). Mitteilungen entomologischer Verein Stuttgart, 30. Jg., S. 55-60.

BLOCK, J., DELB, H., HARTMANN, G., SEEMANN, D. & SCHRÖCK, H. W. (1995): Schwere Folgeschäden nach Kahlfraß durch Schwammspinner im Bienwald. *Allgemeine Forstzeit-schrift/Der Wald*, 50. Jg., Nr. 23, S. 1278-1281.

BLOCK, J., FISCHER, H. & WIRTH, P. (1996): Entwicklung der Holzqualität absterbender und abgestorbener Stieleichen im Bienwald. - Internes Merkblatt der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz Nr. 6, Dezember 1996, 4 S.

BRAUN, A. (1994): Käfer- und Holzwespenfunde an drei Stieleichen aus dem „Teninger Allmend“, Landkreis Emmendingen. Mitteilungen entomologischer Verein Stuttgart, 29. Jg., S. 85-88.

BRAUN, A. & SEEMANN, D. (1995): Käfer- und Holzwespenfunde (Coleoptera et Hymenoptera: Siricidae) an Stieleichen und ihr Bezug zum Eichensterben. Mitteilungen badischer Landesverein für Naturkunde und Naturschutz, Freiburg im Breisgau, Nr. 16, S. 1-11.

BRAUNS, A. (1991): Taschenbuch der Waldinsekten - Grundriß einer terrestrischen Bestandes- und Standort-Entomologie. 4. Auflage, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart; Jena, 860 S.

BRECHTEL, F. (1986): Die Stechimmenfauna des Bienwaldes und seiner Randbereiche (Südpfalz) unter besonderer Berücksichtigung der Ökologie kunstnestbewohnender Arten. Pollichia-Buch Nr. 9, Bad Dürkheim, 286 S.

BRECHTEL, F. & ZWECKER, N. (1997): Vergleichende Untersuchung der Xylobiontenfauna (Käfer, Holzwespen) von Stieleichen des Bienwaldes (Rheinland-Pfalz). Studie im Auftrag der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Staatliches Museum für Naturkunde Karlsruhe, 159 S. und Anhang, unveröffentlicht.

BUBLER, H. (1995): Die xylobionte Käferfauna der Mittel- und Niederwälder des Kehrenberggebietes bei Bad Windsheim (Mittelfranken/Bayern). 55. Bericht der Naturforschenden Gesellschaft Augsburg, S. 26-45.

DELB, H. (1996): Untersuchung der Folgeschäden nach Fraß durch Schwammspinner (*Lymantria dispar* L.) im Bienwald 1993/1994 - Konzept und erste Ergebnisse. - In: WULF, A. & BERENDES, K.-H. (Bearbeiter): Massenvermehrungen von Forstschmetterlingen.- Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft in Braunschweig, Heft 322, S. 52-64.

DELB, H. (1998): Schwammspinner-Folgeschäden in Rheinland-Pfalz. Projektabschlußbericht, Forstamt Hagenbach und Forstliche Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, 158 S. und Anhang, unveröffentlicht.

FISCHER, H., BLOCK, J., JOCHUM, M., WIRTH, P. & DELB, H. (1996): Untersuchungen zur Entwicklung der Holzqualität absterbender und abgestorbener Stieleichen.- Interner Forschungsbericht der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz in Trippstadt, 19 S. und Anhang, unveröffentlicht.

FREUDE, H., HARDE, K. W. & LOHSE, G. A. (Hrsg.)(1965-1983): Die Käfer Mitteleuropas, Band 1 bis 11. Verlag Goecke & Evers, Krefeld.

GÄBLER, H. (1962): Allgemeiner Forstschutz. Neumann-Verlag, Radebeul, Berlin.

GEISER, R. (1984): Rote Liste der Käfer. In BLAB, J., NOWAK, E., TRAUTMANN, W. & SULOOP, H. (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. 4. Auflage, Kilda-Verlag Greven, S. 75-114.

HARTMANN, G., BLANK, R. & LEWARK, S. (1989): Eichensterben in Norddeutschland - Verbreitung, Schadbilder, mögliche Ursachen. *Forst und Holz*, 44. Jg., Nr. 18, S. 473-487.

HARTMANN, G. & BLANK, R. (1992): Winterfrost, Kahlfraß und Prachtkäferbefall im Ursachenkomplex des Eichensterbens in Norddeutschland. *Forst und Holz*, 47. Jg., Nr. 15, S. 443-452.

HARTMANN, G. & KONTZOG, H. G. (1994): Beurteilung des Gesundheitszustandes von Alteichen in vom „Eichensterben“ geschädigten Beständen - Anleitung zur Durchführung von Sanitärrieben gegen Eichenprachtkäfer (*Agrilus biguttatus* (F.)). *Forst und Holz*, 49 Jg., Nr. 8, S. 216-217.

HARTMANN, K. & SPRECHER-ÜBERSAX, E. (1990): Ein Beitrag zu Insektenfauna des Arlesheimer Walde, unter besonderer Berücksichtigung der holzbewohnenden Käfer. In: Tätigkeitsbericht der naturforschenden Gesellschaft Baselland, Listal, Band 36, S. 76-124.

HEERING, H. (1956): Zur Biologie, Ökologie und zum Massenwechsel des Buchenprachtkäfers (*Agrilus viridis*). Institut für Angewandte Zoologie, München, 2. Teil, S. 249-287 und S. 76-114.

HELLRIGL; K. G. (1978): Ökologie und Brutpflanzen europäischer Prachtkäfer. *Zeitschrift für angewandte Entomologie*, 85. Jg., S. 167-191 und S. 253-275.

HORION, H. (1952): Die Prachtkäfer (*Buprestidae*) des Rheinlandes. *Westdeutscher Naturwart*, 3. Jg., S. 84-91.

INSTITUT FÜR UMWELTSTUDIEN (IUS) (1996): Projektkonzeption für das Naturschutzgroßprojekt Bienwald und Randbereiche. Erläuterungsbericht des IUS Kandel, 89 S. und Karten.

KAMP, H.-J. (1952): Zur Biologie, Epidemiologie und Bekämpfung des Buchenprachtkäfers (*Agrilus viridis* L.). Mitteilungen der Württembergischen Forstlichen Versuchsanstalt, Band IX, Heft 1; S. 32-34.

KAMP, H.-J. (1954): Der Eichenprachtkäfer und seine Bekämpfung. *Holz-Zentralblatt*, 80. Jg., Nr. 96, S. 1141.

KLAUSNITZER, B. (1994): Zur Bedeutung von Alt- und Totholz für Käfer (Coleoptera). *Untere Havel - Naturkundliche Berichte*, Heft 3, S. 20-24.

KLESS, J. (1972): Käferfunde an einer alten Eiche. *Mitteilungen des entomologischen Vereins Stuttgart*, 7. Jg., S. 17.

MÜHLENBERG, M. (1993): Freilandökologie. 3. Auflage, Verlag Quelle und Meyer, Heidelberg, Wiesbaden, 512 S.

PALM, T. (1959): Die Holz- und Rindenkäfer der Süd- und Mittelschwedischen Laubbäume. *Medd. fr. Stat. Skogsforsknings-Inst.* 40., 374 S.

PFARR, U. & SCHRAMMEL, J. (1991): Fichten-Totholz im Spannungsfeld zwischen Naturschutz und Forstschutz. *Forstwirtschaftliches Centralblatt*, 110. Jg., S. 128-134.

ROESLER, R.-U. (Hrsg.) (1982): Das Landschaftsschutzgebiet Bienwald in der Südpfalz. - Pollichia-Buch Nr. 3, Selbstverlag der Pollichia, Pfalzmuseum für Naturkunde, Bad Dürkheim, 351 S.

SCHWENKE, W. (Hrsg.) (1974): Die Forstschädlinge Europas, Band 2: Käfer. Verlag Paul Parey, Hamburg, Berlin, 500 S.

WACHTENDORF, W. (1955): Beiträge zur Kenntnis des Eichenprachtkäfers *Agrilus biguttatus* (F.) und *Coraebus undatus* F. (Coleoptera: Buprestidae). *Zeitschrift für angewandte Entomologie*, 37. Jg., Nr. 3, S. 327-339.

WULF, A. & GRASER, E. (1996): Gypsy moth outbreaks in Germany and neighboring countries.- *Nachrichtenblatt Deutscher Pflanzenschutzdienst*, Eugen Ulmer GmbH & Co. Stuttgart, 48. Jg., Nr. 12, S. 265-269.

Anschrift der Autoren:

Dr. Fritz Brechtel und Nico Zwecker, beide Staatliches Museum für Naturkunde Karlsruhe, Erbprinzenstr. 13, 76133 Karlsruhe.

Entwicklung der Holzqualität nach Schwammspinnerfraß absterbender und abgestorbener Eichen

J. Block, H. Fischer und P. Wirth

Keywords: pendunculate oak, timber quality, gypsy moth, woodliving insects

Summary

Title of the Paper: Timber quality of dead and declining oaks subsequent to gypsy moth defoliation

The gypsy moth infestation of 1993 and 1994 caused a high mortality rate of oaks. Since the oak market was satisfied a prompt cutting and transportation of timber wasn't possible. Therefore a considerable infestation of the dying and dead trees by wood inhabiting insects and resulting effects on timber quality were expected.

To minimize uncertainties in valuation of timber quality, 48 sawable oaks with different leaf loss rates (70-100%) and bast conditions (completely intact bast, partial necrotic bast and completely necrotic bast, surveyed in hip height in each case) were chosen to assess the extent of timber destruction by insects. Furthermore it was examined, whether and with which criterions the timber quality could be estimated already at the standing stem. 424 of the 749 investigated planks were infested by wood brooding bark beetles (*Scolytidae*) or in a smaller amount by wood wasps (*Siricidae*) and horn beetles (*Cerambycidae*). In comparison to the upper logs the more valuable bottom logs were significantly less infested. In more than half of the observations only the sapwood was concerned. If heartwood was infested, 80% of the galleries were found up to a depth of five centimetres. The calculated utilization losses amounted 14,4% of to the total timber volume of all investigated planks and 7% of the heartwood volume.

At planks of oaks with a complete intact bast in hip height the heartwood utilization losses were infinitely small (1,2%). Planks of trees with a partial necrotic bast were marked by a utilization loss rate of 9%, whereas at planks of trees with a complete necrotic bast the loss rate increased to 11%. Accordingly, the bast state in hip height turned out as an important indicator for the expecting timber quality. Nevertheless in some cases at a vital bast state heartwood infestation can appear and vica verse it is possible, that in some cases at a total necrotic bast state oaks are not affected by wood inhabiting insects.

To reduce timber quality losses caused by wood brooding insects all merchantable oaks, which show leaf loss rates of more than 70% even a year after defoliation, should be cutted and quickly transported out of the oak forests, before the next flying season of these insects.

Schlüsselwörter: Stieleiche, Holzqualität, Schwammspinner, holzbewohnende Insekten

Zusammenfassung

Nach der Schwammspinnerkalamität 1993/1994 fielen im Bienwald große Mengen Eichenschadholz an. Da aufgrund einer Marktsättigung ein rascher Einschlag und eine Abfuhr des Holzes nicht möglich war, mußte mit einem erheblichen Befall der absterbenden und abgestorbenen Bäume durch holzbesiedelnde Insekten und mit entsprechenden Beeinträchtigungen der Holzqualität gerechnet werden.

Um Unsicherheiten in der Qualitätsbewertung des anfallenden Schadholzes abzubauen, wurde an 48 schneideholzfähigen Stieleichen mit unterschiedlicher Kronenverlichtung (Blattverlust 70 – 95 % sowie abgestorbene Bäume) und unterschiedlichem Bastzustand (Bast vollständig intakt, teilweise nekrotischer Bast, vollständig nekrotischer Bast, jeweils in Hüfthöhe) das Ausmaß der Holzwertung durch Insektenbefall untersucht. Weiterhin wurde geprüft, ob, und anhand welcher Kriterien die zu erwartende Holzqualität möglichst bereits am stehenden Stamm abgeschätzt werden kann. 424 der insgesamt 749 untersuchten Bohlen waren von holzbrütenden Borkenkäfern, in geringerem Umfang auch durch Holzwespen und Bockkäfer befallen. Die wertvolleren Erdstammstücke erwiesen sich als wesentlich weniger befallen, als die Zweitlängen. Die Fraßgänge beschränkten sich meist auf die Randzonen der Bohlen. In mehr als der Hälfte aller Fälle war nur der Splint betroffen. Beim Kernholzbefall befanden sich 80 % der Fraßgänge in einer Tiefe von bis zu 5 Zentimetern. Die kalkulierten Ausbeuteverluste betragen 14,4 % bezogen auf das Gesamtvolumen aller untersuchten Bohlen, wobei Splint-

und Seitenware am stärksten betroffen waren. Nur auf das Kernholz bezogen reduzierten sich die Ausbeuteverluste auf 7 % des Kernholzvolumens. Bei Bohlen von Bäumen mit noch vollständig grünem Bast in Hüfthöhe waren die auf das Kernholz bezogenen Ausbeuteverluste mit 1,2 % verschwindend gering. Bei Bohlen von Bäumen mit teilweise nekrotischem Bast stiegen die Ausbeuteverluste auf 9 %, bei vollständig nekrotischem Bast auf 11 % an. Der Bastzustand in Hüfthöhe erwies sich demnach als wichtiger Indikator für die zu erwartende Holzqualität. Allerdings kann in Einzelfällen bei vitalem Bast bereits Kernbefall auftreten und umgekehrt auch vereinzelt bei völlig abgestorbenem Bast das Kernholz befallsfrei sein.

Zur Reduzierung von Holzqualitätseinbußen durch holzbesiedelnde Insekten sollten vermarktungsfähige Eichen, die auch ein Jahr nach einem Licht- und Kahlfraß eine Kronenverlichtung von über 70 % aufweisen, eingeschlagen und möglichst rasch aus dem Wald abgefahren werden.

1 Einleitung und Untersuchungsziele

Nach einem Licht- und Kahlfraß durch Schwammspinnerraupen in den Jahren 1993 und 1994 traten im Bienwald gravierende Folgeschäden auf (BLOCK ET AL. 1995). Auf 547 ha Eichen- und Eichenmischbeständen waren Ausfälle zwischen 5 und 100 % der Stammzahl zu verzeichnen (DELB 1999, in diesem Heft). Bis Ende des Forstwirtschaftsjahres 1996 fielen etwa 21.000 Festmeter Schadholz an. Hierdurch trat eine Marktsättigung ein, die eine rasche Aufarbeitung und Abfuhr des Holzes behinderte. Daher mußte mit einem erheblichen Befall der abgestorbenen und der im Absterben begriffenen Eichen durch holzbesiedelnde Insekten (insbesondere holzbrütende Laubholzborkenkäfer, Bockkäfer und Holzwespen) gerechnet werden. Als Folge waren Einbußen in der Holzqualität und erhebliche wirtschaftliche Schäden durch Vermarktungsprobleme und Mindererlöse zu befürchten.

Konkrete Kenntnisse über das tatsächliche Ausmaß des Befalls von Eichenstammholz durch holzbesiedelnde Insekten und die hierdurch verursachte Holzentwertung lagen jedoch nicht vor. Um Unsicherheiten in der Bewertung der Qualität des anfallenden Schadholzes abzubauen, wurden im Jahr 1996 eingehende Untersuchungen zur Entwicklung der Holzqualität absterbender und abgestorbener Stieleichen im Bienwald durchgeführt. Hierbei wurden insbesondere folgende Fragestellungen bearbeitet:

1. In welchem Umfang werden absterbende und abgestorbene Eichen von holzbewohnenden Insekten besiedelt? Wie entwickelt sich die Holzqualität dieser Eichen?
2. Kann die zu erwartende Holzqualität am stehenden Stamm abgeschätzt werden? Welche Kriterien können hierzu herangezogen werden?
3. Welche Insektenarten sind im Holz der absterbenden und abgestorbenen Eichen zu finden? Wie tief gehen die Fraßgänge?

Aus den Untersuchungsbefunden sollten Vorschläge für den Einschlag und die Vermarktung absterbender und abgestorbener Eichen abgeleitet werden.

2 Untersuchungsmaterial und Methode

Die Untersuchungen wurden auf den Bienwald beschränkt. Ausgewählt wurden 48 schneideholzfähige Stieleichen der Stärkeklassen 4 und 5, vereinzelt 3b.

Die Auswahlkriterien waren neben der Schneideholzfähigkeit (Stärkeklasse, Holzqualität) das nach den Erhebungsmodalitäten der Waldzustandserhebung bonitierte Blattverlustprozent im Sommer 1995 sowie als Hauptauswahlkriterium der Bastzustand im Februar 1996. In das Untersuchungskollektiv einbezogen wurden sowohl Bäume, die bereits im Sommer 1995 abgestorben waren (Blattverlust 100 %), als auch Bäume mit einem Blattverlust von 70 bis 95

%. Bei letzteren wird nach den vorliegenden Erfahrungen davon ausgegangen, daß sich diese Bäume bei einem hohen Befallsdruck durch Sekundärschädlinge wie dem Eichenprachtkäfer (*Agrius biguttatus*) nicht mehr erholen können, sondern innerhalb weniger Jahre absterben (SCHRÖCK 1996). Ähnliche Erfahrungen liegen auch bei HARTMANN für Norddeutschland, SEEMANN für Baden-Württemberg, LOBINGER für Bayern und NAGELEISEN für Nordostfrankreich vor (mdl. Mitteilungen anlässlich eines französisch-deutschen Expertentreffens am 04. und 05. Juli 1996 im Bienwald und Hagenauer Forst).

Der Bastzustand wurde am stehenden Baum praxisnah mit dem Beil in Hüfthöhe beurteilt. In die Untersuchung einbezogen werden sollten in etwa gleichen Anteilen Bäume mit völlig intaktem (grünem) Bast, weiterhin Bäume, bei denen der Bast in Hüfthöhe bereits teilweise nekrotisch (braun verfärbt) war und Bäume mit nekrotischem Bast über den gesamten Umfang in Hüfthöhe. Von den schließlich ausgewählten 48 Probestämmen waren nach der Kronenzustandsansprache im Sommer 1995 die Hälfte bereits abgestorben, die übrigen wiesen Blattverluste von 70 bis 95 % auf.

Der Bastzustand wurde für jeden Probestamm als Prozentanteil des noch grünen Bastes am Umfang in Hüfthöhe bonitiert. Hinsichtlich dieses Kriteriums stellt sich das Probestammkollektiv wie folgt dar (Tab. 1):

Bastzustand (Prozentanteil grünen Bastes am Umfang in Hüfthöhe)	Anzahl Bäume
0	23
5	1
10	3
50	1
60	3
65	1
75	1
100	15
Bastzustand 0 - 100	48

Tab. 1: Verteilung des Probestammkollektivs auf unterschiedliche Bastzustände
Bast state of sampled trees

Für die Auswertung wurde der Bastzustand zu 3 Bastzustandsklassen (BZK) (BZK I: 100 % grüner Bast, BZK II: 5 - 75 % grüner Bast, BZK III: 0 % grüner Bast) zusammengefaßt.

Aus den 48 Probestämmen wurden 89 Blöcke (47 Erdstammstücke, 42 Zweitlängen) variabler Länge (\approx 4 bis 6 m) ausgeformt. Bei einem Probestamm konnte das Erdstammstück aufgrund seiner Dimension nicht eingeschnitten werden. Bei 5 Probestämmen erfüllten die Zweitlängen nicht die Dimensions- oder Qualitätsanforderungen und wurden daher nicht in die Untersuchung einbezogen. Der Einschnitt im Sägewerk erfolgte im März/April 1996. Je nach äußerer

Holzqualität wurde auf einem herkömmlichen Vertikalgatter Blockware (Hauptware, N = 597) unterschiedlicher Stärke produziert, wobei entsprechende Übermaße berücksichtigt wurden:

68 mm	(starkes B-Holz für Möbel)
54 mm	(qualitativ beste Blöcke für Treppenstufen)
37 mm	(schwächere B-Qualität für Leisten)
28 mm	(C-Qualität für Sargware).

Die Seitenware wurde einheitlich in 28 mm Stärke eingeschnitten (N = 152).

Zur Abschätzung der Holzentwertung durch Insektenfraßgänge wurden die einzelnen Bohlen sorgfältig gesäubert und auf der Ober- und Unterseite nach Bohrlöchern abgesucht. Aufgenommen wurde die Anzahl der Fraßgänge getrennt nach

- Splint
- Kernholz bis 5cm Tiefe,
 5 - 10 cm Tiefe,
 10 - 15 cm Tiefe,
 > 15 cm Tiefe,

sowie die maximale Befallstiefe in der jeweiligen Bohle. Hinsichtlich der beteiligten Insekten wurden nach den festgestellten Fraßgängen folgende Gruppen unterschieden:

- holzbrütende Borkenkäfer, Kernkäfer und Werftkäfer
- Holzwespen
- Bockkäfer.

An dem frisch eingeschnittenen Holz waren die Fraßgänge gut zu erkennen. Der Übersehfehler dürfte daher sehr gering sein.

Wurden auf oder im eingeschnittenen Holz Insekten (Imagines oder Larven) entdeckt, wurden diese bohlenweise eingesammelt und am Naturkundemuseum Karlsruhe¹, bis aufs Artniveau bestimmt.

Weiterhin wurden an jeder Bohle ober- und unterseits die Breite in der Bohlenmitte, die Splintbreite sowie weitere Kennwerte zur Ermittlung der Ausbeuteverluste aufgenommen.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Insektenbefall an den untersuchten Blöcken

Tabelle 2 gibt eine Gesamtübersicht des Insektenbefalls über alle untersuchten Blöcke. Sie ist gegliedert nach den drei bereits erwähnten Bastzustandsklassen. Der Insektenbefall ist getrennt nach Splint- und Kernbefall. Desweiteren wird unterschieden zwischen ausschließlich

¹ Bestimmung durch Dr. F. Brechtel und K. Wurst

Hauptware (HW) sowie Hauptware einschließlich der Seitenware. Die dargestellte Anzahl bzw. Anteile der befallenen Blöcke stellt für die Holzverwertung die ungünstigste Bewertungsvariante dar, da auch bei nur einem Bohrloch in einer Bohle eines Blockes der gesamte Block als befallen bewertet wurde.

Holzzustand	Bastzustands- klasse I		Bastzustands- klasse II		Bastzustands- klasse III	
	nur HW	HW+SW	nur HW	HW+SW	nur HW	HW+SW
gesund	22 (78)	20 (72)	5 (25)	5 (25)	2 (5)	1 (2)
Splintbefall	3 (11)	4 (14)	6 (30)	5 (25)	16 (39)	17 (42)
Kernbefall	3 (11)	4 (14)	9 (45)	10 (50)	23 (56)	23 (56)
n Blöcke	28 (100)		20 (100)		41 (100)	

Tab. 2: Gesamtübersicht des Insektenbefalls der untersuchten 89 Blöcke; die Zahlen in Klammern sind die Anteile in Prozent
Insect damage of the 89 logs, overview

Deutlich erkennbar ist die Befallszunahme bei schlechterem Bastzustand. Auffällig ist, daß die Hauptware immerhin dreier Blöcke von Bäumen mit Bastzustandsklasse I Kernbefall aufweisen. Dies dürfte darauf zurückzuführen sein, daß die der Bastzustandsklasse zugrundeliegende Ansprache des Bastzustandes am stehenden Baum in Hüfthöhe erfolgt. Eine Reihe der Probestämme weisen allerdings in Hüfthöhe zwar noch grünen Bast, einige Meter höher aber häufig schon abgestorbenen, braun verfärbten Bast auf.

Wirtschaftlich entscheidend ist der Kernbefall der Hauptware. Der Splintbefall wirkt sich kaum aus, wird beim Besäumen doch häufig der Splint entfernt. Ebenfalls von geringer wirtschaftlicher Bedeutung ist der Befall der Seitenware, die lediglich als Koppelprodukt mit anfällt.

Die Zweitlängen weisen in allen Bastzustandsklassen einen deutlich höheren Insektenbefall auf als die Erstlängen (wertvolles Erdstammstück) (Tab. 3). Hierin scheint die Schadentwicklung auf. Der Befall beginnt in den oberen Stammteilen und setzt sich dann nach unten fort. Bei vollständig abgestorbenem Bast ist die Hauptware von zwei Erdstammstücken immer noch befallsfrei, während es bei den Zweitlängen dieser Bastzustandsklasse keinen gesunden Block mehr gibt. Auch bei vollständig intaktem Bast ist bei den Erdstammstücken die Hauptware eines Blockes von holzbrütenden Käfern befallen. Die äußerliche Ansprache des Bastzustandes in Hüfthöhe als vollständig intakt kann damit keine vollständige Befallsfreiheit garantieren.

Die Ursache für den stärkeren Befall der Zweitlängen durch holzbewohnende Insekten dürfte in der Befallsgenese des rindenbrütenden Eichenprachtkäfers (*Agrilus biguttatus*) begründet sein. Dieser befällt zunächst bevorzugt die oberen Stammportionen und starken Kronenäste und

bereitet durch Abtötung des Kambiums den Weg für die Holzbrüter (BRAUN & SEEMANN 1995, SEEMANN 1996). Erst in einem fortgeschrittenen Stadium werden auch die unteren Stammportionen von Prachtkäfern befallen und infolgedessen erst später als die oberen Stammportionen von Holzbrütern besiedelt.

<u>Erstlängen</u>						
Holzzustand	Bastzustands- klasse I		Bastzustands- klasse II		Bastzustands- klasse III	
	nur HW	HW+SW	nur HW	HW+SW	nur HW	HW+SW
gesund	12 (86)	10 (72)	4 (40)	4 (40)	2 (9)	1 (4)
Splintbefall	1 (7)	2 (14)	3 (30)	2 (20)	10 (43)	11 (48)
Kernbefall	1 (7)	2 (14)	3 (30)	4 (40)	11 (48)	11 (48)
n Blöcke	14 (100)		10 (100)		23 (100)	
<u>Zweitlängen</u>						
gesund	10 (72)	10 (72)	1 (10)	1 (10)	0 (0)	0 (0)
Splintbefall	2 (14)	2 (14)	3 (30)	3 (30)	6 (33)	6 (33)
Kernbefall	2 (14)	2 (14)	6 (60)	6 (60)	12 (67)	12 (67)
n Blöcke	14 (100)		10 (100)		18 (100)	

Tab. 3: Blockweise Befallsübersicht, getrennt nach Erst- und Zweitlänge; die Zahlen in Klammern sind die Anteile in Prozent
Insect damage of lower and upper logs

In der Genese des Prachtkäferbefalls dürfte auch die Ursache für die auffällig geringen Unterschiede im Befall durch holzbrütende Insekten zwischen den Bastzustandsklassen II (Bast in Hüfthöhe teilweise nekrotisch) und III (Bast in Hüfthöhe völlig nekrotisch) zu suchen sein. Symptomanalysen an stehenden Bäumen zeigten, daß häufig Bäume mit noch grüner Krone an der besonnten Seite bereits ein oder mehrere Jahre zurückliegenden Prachtkäferbefall aufwiesen, der zu einem partienweisen Absterben des Kambiums geführt hat. Diese Stellen besaßen häufig bereits Einbohrlöcher von holzbewohnenden Insekten, während der Rest des Stammes noch über vitalen Bast verfügte. Selbst eine noch grüne Krone garantiert demnach keine völlige Befallsfreiheit von holzbewohnenden Insekten.

3.2 Insektenbefall bei den Einzelbohlen

424 der insgesamt 749 Bohlen (Haupt- und Seitenware) waren von Insekten befallen (Tab. 4).

Befall mit	Anzahl (%)
nur Kernkäfer	206 (48,6)
Kernkäfer + Holzwespe	205 (48,4)
nur Holzwespe	9 (2,1)
Bockkäfer	4 (0,9)
Summe	424 (100)

Tab. 4: Anzahl und Prozentanteile der Bohlen mit Kernkäfer-, Holzwespen- und Bockkäferbefall
Number and percentage of planks with xylobiont scolytidae, siricidae an cerambycidae

Eindeutig dominierend sind die holzbrütenden Borkenkäfer, wobei in nahezu der Hälfte aller Fälle der Borkenkäferbefall mit der Holzwespe kombiniert ist. Ausschließlicher Befall durch Holzwespe und Bockkäfer spielt nur eine untergeordnete Rolle.

Hinsichtlich der Befallsintensität (Anzahl aller auf den Breitseiten der Bohlen vorgefundenen Einbohrlöcher der Insekten) überwiegen Bohlen mit nur sehr geringer Anzahl an Bohrlöchern im Kernholz. Über alle Bastzustandsklassen hinweg weisen 38 % der kernbefallenen Bohlen auf der Ober- und Unterseite zusammen maximal 5, 53 % der Bohlen maximal 10 Bohrlöcher auf. Wird nur die Hauptware betrachtet, sind an 42 % der Bohlen maximal 5, an 60 % maximal 10 Bohrlöcher anzutreffen. Da die Bohrlöcher meist räumlich gehäuft auftreten (sie dürften häufig nur zu einem einzigen Brutsystem gehören), ist die tatsächlich entwertete Fläche bei geringer Befallsintensivität meist nur sehr klein (siehe Ausbeuteverluste).

Von erheblicher holztechnologischer Bedeutung ist neben der Befallsintensität (Anzahl der Bohrlöcher) die Befallstiefe in den einzelnen Bohlen. Sowohl bei Betrachtung aller befallenen Bohlen als auch bei ausschließlicher Betrachtung der Hauptware ist in mehr als der Hälfte aller Fälle nur der Splint betroffen. Auch beim Kernbefall ist der Befund gleichsinnig; rund 80% des Befalls befinden sich in den Randzonen der Bohlen bis maximal 5 cm in den Kern hinein.

3.3 Schadensbeteiligte Insekten

Nach den festgestellten Fraßgängen war das Holz der untersuchten Eichen im wesentlichen durch Ambrosia-züchtende Käfer (holzbesiedelnde Borkenkäfer) und nur in geringem Umfang durch Holzwespen und Bockkäfer befallen. Eine weitere Differenzierung durch eine Of-

fenlegung und genauere Betrachtung der Gangsysteme war bei der Vielzahl der zu begutachtenden Bohlen nicht möglich. Die abgesammelten Käfer stellen nur Zufallsfunde dar und können nur einen sehr groben Eindruck über die tatsächlich beteiligten Arten vermitteln.

Besonders häufig gefunden wurden die holzbewohnenden Borkenkäferarten *Xyleborus monographus* und *Xyleborus saxeseni*. Der Eichenkernkäfer *Platypus cylindrus* wurde nur in zwei Exemplaren angetroffen. Der Werftkäfer *Hylecoetus dermestoides* war nur mit einer Larve vertreten. Weiterhin wurden Larven des holzbewohnenden Rüsselkäfers *Gasterocercus depressiorostis* und ein Exemplar des roten Scheibenbocks (*Pyrrhidium sanguineum*) beobachtet. Schiffswerftkäfer (*Lymexylon navale*) wurden nicht gefunden. Auch aus den zu beobachtenden Fraßgängen waren keine Hinweise auf Befall durch Schiffswerftkäfer abzuleiten.

Diese Befunde der Bohlenuntersuchungen stimmen mit den Ergebnissen einer Eklektoruntersuchung (BRECHTEL & ZWECKER 1999 in diesem Heft) weitgehend überein. In den Eklektoren schlüpften im wesentlichen *Xyleborus*-Arten. *Platypus cylindrus* wurde nicht, *Hylecoetus dermestoides* nur in wenigen Exemplaren angetroffen. *Lymexylon navale* schlüpfte nur aus einem Baum, dort aber mit hoher Individuendichte. Holzwespen kamen in den für die Eklektoruntersuchung verwendeten Stammabschnitten in geringerer Dichte vor, als aufgrund der bei der Bohlenansprache festgestellten Häufigkeit der Fraßgänge anzunehmen war.

3.4 Ausbeuteverluste

Die Berechnung der Ausbeuteverluste geht von der Bedingung aus, daß durch Kappen (geringfügiger Längenabzug) bzw. durch Besäumen (Breitenabzug) die Bohlen "gesund" geschnitten werden können. Die Abzüge wurden je nach Lage der Bohrlöcher in der Bohle dergestalt vorgenommen, daß flächen- und damit auch volumenmäßig die Ausbeuteverluste so gering wie möglich gehalten wurden. Diese Minimierung erfolgte immer in der Annahme, daß die Bohlen in voller (ursprünglicher) Länge weiterverarbeitet werden. Werden die Bohlen für die unterschiedlichen Verwendungszwecke möglicherweise weiter aufgetrennt, läßt sich die Ausbeute an gesundem Holz noch steigern.

3.4.1 Berechnung des Referenzvolumens und der Längen- und Breitenabzüge

Für jede Bohle wurde das Referenzvolumen in [m³] ohne jegliche Abzüge berechnet. Das Referenzvolumen ist das Produkt aus DICKE, LÄNGE und dem Mittelwert aus der jeweils auf der Bohlenober- und -unterseite in Bohlenmitte gemessenen BREITE. Diese Dimensionsparameter wurden entsprechend DIN 68371 immer auf ganze [cm] nach unten abgerundet ermittelt.

Der Längenabzug wurde für jede Bohle zunächst getrennt nach Bohlenober- bzw. -unterseite vorgenommen. Jeweils das Minimum, also die kürzeste "gesunde" Seite, wurde in die Berechnung miteinbezogen.

Unterschiedliche Längenabzüge auf den zwei Bohlenseiten an unterschiedlichen Enden wurden ebenfalls berücksichtigt, wobei dieser Sachverhalt nur an einigen wenigen Bohlen vorkam. Beim Längenabzug wurde auf eine Unterteilung nach Splint- bzw. Kernholz verzichtet. Wie bei der Länge wurden die Breitenabzüge zunächst nach Bohlenober- und -unterseite getrennt vorgenommen. Eine Bohle gilt als befallen, wenn nur eine Seite (Ober-/Unterseite) befallen war. In den Fällen, in denen nur der Splint befallen war, wurde nur die Splintbreite, ansonsten die Summe aus Splintbreite und Breite des befallenen Kerns abgezogen. Wie beim Längenabzug ging in die Volumenberechnung die kleinere resultierende Seite ein, es gilt also eine Minimalbedingung (Mindestdeckbreite).

Die Breitenabzüge an Splint und Kern erfolgten an der in Längsrichtung mittig gemessenen Breite.

Um Splint- und Kernanteile am Volumenverlust durch Breitenabzug trennen zu können, wurde der Splintanteil gesondert berechnet.

Aus den Differenzen zwischen Referenzvolumen und tatsächlichem Volumen "gesunden" Holzes konnten die Volumenverluste insgesamt und gesondert für Längen-, Splint- und Breitenabzüge beim Kernholz absolut und prozentual berechnet werden.

3.4.2 Insektenbedingte Volumenverluste

Das Gesamtvolumen (Referenzvolumen) aller 749 untersuchten Bohlen beträgt 50,4 m³. Durch Insektenbefall sind an diesem Holz Ausbeuteverluste von 7,3 m³, das sind 14 % des Gesamtvolumens, entstanden (Tab. 5).

Wird nur der wirtschaftlich bedeutsamere Kernholzbefall betrachtet, belaufen sich die Volumenverluste auf 3,1 m³. Dies entspricht 7 % des Kernholzvolumens der untersuchten Bohlen (44,5 m³). Die größten Verluste entstehen durch Breitenabzüge (6,5 m³) und hier wiederum durch Splintabzüge (4,2 m³). Durch Längenabzüge gingen 0,8 m³ verloren. Da bei der Aufnahme der notwendigen Längenabzüge nicht zwischen Splint- und Kernbefall unterschieden wurde, wurden in Tab. 5 die Längenabzüge insgesamt dem Kernbefall zugerechnet.

Die Ausbeuteverluste sind bei den Erstlängen etwas geringer als bei den Zweitlängen. Dies stimmt mit Beobachtungen in den USA überein, die in durch Schwammspinnerbefall abgestorbenen Bäumen im unteren Stammbereich geringere Volumenverluste durch Insektenbefall zeigten als im oberen Stammbereich (NISKALA & KUCERA 1988).

Die Seitenware ist von erheblich höheren Verlusten betroffen als die Hauptware. Dementsprechend sind bei den 28 mm Brettern die kalkulierten Holzverluste erheblich höher als bei den übrigen Bohlenstärken.

Variable	Anzahl Bohlen	Referenzvolumen		Volumenverlust durch Insekten		Volumenverlust durch Insekten	
		Insgesamt m ³	nur Kernholz m ³	- Splint- und Kernbefall - m ³	(%) ¹⁾	- nur Kernbefall - m ³	(%) ²⁾
Gesamt	749	50,4	44,5	7,29	14,4	3,12	7,0
Erstlängen	387	29,9	26,5	4,02	13,4	1,71	6,5
Zweitlängen	362	20,5	18,1	3,27	16,0	1,42	7,8
Hauptware	597	44,3	39,7	5,69	12,9	2,47	6,2
Seitenware	152	6,1	4,8	1,60	26,1	0,65	13,5
Stärke (mm)							
28	401	15,9	13,3	3,26	20,5	1,20	9,0
37	129	8,2	7,4	0,83	10,1	0,26	3,5
54	179	20,6	18,7	2,27	11,0	1,13	6,0
68	40	5,7	5,1	0,93	16,3	0,55	10,8
BZK							
I	238	19,1	16,8	0,33	1,7	0,20	1,2
II	164	10,5	9,3	1,90	18,1	0,84	9,0
III	347	20,9	18,4	5,06	24,2	2,09	11,4

¹⁾ Prozent des Referenzvolumens, insgesamt

²⁾ Prozent des Kernholz-Referenzvolumens

Tab. 5: Insektenbedingte Volumenverluste bezogen auf das Volumen aller bonitierten Bohlen (BZK = Bastzustandsklasse)
Volume losses caused by insect damage (BZK = bast states class)

Bei Bohlen von Bäumen mit noch vollständig grünem Bast in Hüfthöhe (BZK I) sind die kalkulierten Ausbeuteverluste mit 1,7 % bezogen auf Kern- und Splintholz und 1,2 % ausschließlich auf das Kernholz bezogen verschwindend gering. Bohlen der BZK II (teilnekrotischer Bast) und III (vollständig nekrotischer Bast) unterscheiden sich in den Ausbeuteverlusten mit 9 bzw. 11,4 % bezogen auf das Kernholz nur wenig.

4 Folgerungen für die forstliche Praxis

Der deutliche Anstieg des Befallsanteils und der Ausbeuteverluste zwischen Bäumen mit vollständigem grünem Bast und Bäumen mit bereits teilweise nekrotischem Bast und die Beobachtung, daß selbst Bäume mit noch lebenden Kronen bereits von Holzbrütern befallen sein

können, läßt die Schlußfolgerung zu, daß absterbende Eichen (Bäume mit Blattverlusten über 70 % - Sommeransprache in Nicht-Fraßjahren -) möglichst rasch eingeschlagen werden sollten. Voraussetzung ist, daß sie sich vermarkten lassen und rasch aus dem Wald abgefahren werden, da ansonsten der Befall durch holzbrütende Insekten voranschreitet. Da in der hiesigen Untersuchung im wesentlichen Befall durch Ambrosia-züchtende Käfer festgestellt wurde, ist davon auszugehen, daß sich die Holzqualität nach dem Einschnitt nicht weiter verschlechtert.

Der Bastzustand in Hüfthöhe ist ein wichtiger Indikator für die zu erwartende Holzqualität. Allerdings kann in Einzelfällen bei vitalem Bast bereits Kernbefall auftreten und umgekehrt auch vereinzelt bei völlig abgestorbenem Bast das Kernholz befallsfrei sein.

5 Literatur

BLOCK, J., DELB, H., HARTMANN, G., SEEMANN, D. UND SCHRÖCK, H.W. (1995): Schwere Folgeschäden nach Kahlfraß durch Schwammspinner im Bienwald. *AFZ/Der Wald* 23, S. 1278-1281.

BRAUN, A., UND SEEMANN, D. (1995): Käfer- und Holzwespenfunde (Coleoptera et Hymenoptera: Siricidae) an Stieleichen und ihr Bezug zum Eichensterben. Mitt. bad. Landesver. Naturkunde und Naturschutz, N.F.16, 2, S. 377-387.

BRECHTEL, F. UND ZWECKER, N. (1999): Forstlich relevante Insekten (Käfer, Holzwespen) in vitalen, geschädigten und aktuell abgestorbenen Eichen des Bienwaldes (Rheinland-Pfalz) (Coleoptera, Siricidae) - Ein Beitrag zur Risikoabschätzung von Schwammspinnerfolgeschäden. In DELB, H. & BLOCK, J. (Hrsg.): Untersuchungen zur Schwammspinner-Kalamität von 1992 bis 1994 in Rheinland-Pfalz. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Nr. 45/1999, S. 176-199.

DELB, H. (1996): Untersuchung der Folgeschäden nach Fraß durch Schwammspinner (*Lymantria dispar* L.) im Bienwald 1993/94 - Konzept und erste Ergebnisse. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin-Dahlem, Heft 322, S. 52-64.

DELB, H. (1999): Folgeschäden nach der Schwammspinner-Kalamitäten von 1992 bis 1994 in Rheinland-Pfalz. In DELB, H. & BLOCK, J. (Hrsg.): Untersuchungen zur Schwammspinner-Kalamität von 1992 bis 1994 in Rheinland-Pfalz. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Nr. 45/1999, S. 41-117.

NISKALA, G.R. UND KUCERA, D.R. (1988): Selling gypsy-moth-killed oak timber. United States Department of Agriculture – Forest Service – North Eastern Area NA-FBIU-11, 4 p.

SCHRÖCK, H. W. (1996): Zusammenhang zwischen insektenfraßbedingten Blattverlusten und dem Kronenzustand von Eichenbeständen. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin-Dahlem, Heft 318, S. 48-60.

SEEMANN, D. (1996): Biotische Aspekte der Eichenerkrankung. In: Ministerium für ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.) *Waldwirtschaft und Waldökologie. Agrarforschung in Baden-Württemberg*, Bd. 26, Ulmer Stuttgart, S. 137-146.

Anschrift der Autoren:

Dr. Joachim Block, Forstliche Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Hauptstr. 16, 67705 Trippstadt; Dr. Hubert Fischer, Forstamt Bad Dürkheim, Kaiserslauterer Str. 343, 67098 Bad Dürkheim; Pia Wirth, Forstamt Hagenbach, Friedensstr. 9, 76767 Hagenbach

Bewertung der Vermögensschäden durch die Schwammspinner-Kalamität 1993/94 im Bienwald

Gerhard Albert und Horst Delb

Keywords: gypsy moth (*Lymantria dispar* L.), oak decline, depreciation, treatment expenses, stand value, felling value, reduced return, increased expenditure

Summary

Title of the paper: Valuation of the depreciation caused by the gypsy moth (*Lymantria dispar* L.) calamity of 1993/94 in the Bienwald Forest

In the Bienwald Forest serious damages resulted from gypsy moth defoliation in 1993 and 1994 in a number of oak stands comprising a total area of 546 ha. Treating parts of the endangered stands by applying authorized insecticides could prevent defoliation in 1994 and thus avoid any risk of subsequent damages. As a consequence of the gypsy moth calamity, forest owners were burdened with treatment expenditures on the one hand, and the other hand, when subsequent damages in untreated stands became apparent, they were additionally confronted particularly with stand value losses, reduced returns at timber sales and increased expenditures in different working and management sectors like wood harvesting or regeneration of the harmed stands.

Even up to 1996 valuation of the depreciation caused by gypsy moth defoliation resulted in a total loss of approximately 12 million DM (*i.e.* 7 million US\$) on the base of a cautious calculation. Despite the ecological consequences, the average treatment expenses of 373 DM per ha face depreciation of about 20.000 DM per ha on untreated areas of endangered sites. These arguments will have to be considered in future discussions about the pros and cons of treatments to avoid gypsy moth defoliation.

Schlüsselwörter: Schwammspinner (*Lymantria dispar* L.), Eichensterben, Vermögensschäden, Behandlungskosten, Bestandeswert, Abtriebswert, Minderertrag, Mehraufwand

Zusammenfassung

Im Bienwald sind nach der Schwammspinner-Kalamität 1993/94 in Eichenbeständen auf 546 ha erhebliche Folgeschäden entstanden. Die Behandlung eines Teils der gefährdeten Bestände mit zugelassenen Pflanzenschutzmitteln konnte 1994 den Kahlfraß und somit das Risiko entstehender Folgeschäden vermeiden. Dem Waldbesitzer sind durch die Schwammspinner-Kalamität einerseits Aufwendungen für den Insektizideinsatz und andererseits nach Eintritt der Folgeschäden auf unbehandelten Flächen insbesondere Bestandeswertverluste, Mindererträge im Holzverkauf und Mehraufwände bei diversen Betriebs- und Verwaltungsmaßnahmen, wie bspw. bei der Holzernte oder der schadensbedingten Begründung von Neukulturen entstanden.

Die Bewertung der Vermögensschäden durch die Schwammspinner-Kalamität ergab bereits bis 1996 einen vorsichtig kalkulierten Vermögensschaden von zusammengefaßt rund 12 Mio. DM. Ungeachtet der ökologischen Auswirkungen stehen den durchschnittlichen Behandlungskosten von 373 DM/ha die auf unbehandelten Schadflächen entstandenen Vermögensschäden von etwa 20.000 DM/ha gegenüber. Dies wird bei künftigen Kalamitäten in der Diskussion um das Für und Wider von Gegenmaßnahmen zum Schwammspinnerfraß zu berücksichtigen sein.

1 Einleitung

Im Bienwald, einem betrieblich und ökologisch hochwertigen Eichenwaldgebiet an der französischen Grenze im Oberrheintal, sind nach Schwammspinnerbefall 1993/94 schwere Folgeschäden entstanden (BLOCK et al. 1995, DELB 1996). Im Rahmen eines durch die Landesregierung Rheinland-Pfalz initiierten Schwammspinner-Folgeschadensprojektes wurde unter anderem das „naturale“ Schadensausmaß in Form von Massen- und Flächenverlusten ermittelt (DELB 1998). Die vorliegenden Informationen ermöglichten es, auch in finanzieller Hinsicht eine erste Bilanz über die Auswirkungen des Schadensereignisses zu ziehen. Ansätze hierzu sind unter anderem in KATÓ (1993) zu finden.

2 Schwammspinnerschäden

Der Bienwald ist ein sensibles, in weiten Bereichen grund- und stauwasserbeeinflusstes Waldökosystem. Es unterscheidet sich sehr von anderen Waldgebieten des Landes, in denen zuvor schon vereinzelt Schwammspinnerbefall ohne nennenswerte Folgeschäden zu verzeichnen war (DELB 1999a und b in diesem Heft). Aufgrund fehlender Erfahrungen fiel im Bienwald die Entscheidung, inwiefern überhaupt eine Bekämpfung durchgeführt werden sollte und welche Bestände unbedingt zu schützen waren, schwer. Von Seiten der Forstpraktiker vor Ort bestanden erhebliche Bedenken, ob der Wald in den vorgeschädigten Eichenbeständen (Frostspanner und Eichenwickler, Mehltau, Maikäfer, Orkane 1990 und Luftschadstoffwirkungen) die neue Belastung würde verkraften können. Nachdem im ersten Jahr der Massenvermehrung keine Bekämpfung stattgefunden hatte, wurde anhand einer Eigelegezählung für das Folgejahr eine Kahlfraßfläche von 2.955 ha prognostiziert. Daraufhin wurde 1994 nach einem umfangreichen Abstimmungs- und Genehmigungsverfahren auf etwa der Hälfte der vorhergesagten Kahlfraßfläche (1.451 ha) eine Behandlung mit zugelassenen Insektiziden aus der Luft durchgeführt, wobei im wesentlichen ältere und vorgeschädigte Eichenbestände vor einem erneuten Raupenfraß geschützt wurden. Aus zwingenden wasserrechtlichen Gründen mußten Sicherheitsabstände an Bachläufen ausgespart werden, ebenso blieben Naturwaldreservate und forstliche Versuchsflächen ausgenommen. Die unbehandelten Bestände wurden 1994 teilweise zum zweiten Mal befallen, so daß in beiden Jahren eine Fläche von insgesamt 2.505 ha vom Kahl- und Lichtfraß betroffen war.

Nach der Schwammspinner-Kalamität sind auf einer Fläche von 546 ha in 5- bis 200-jährigen Eichen- und Eichenmischbeständen leichte bis schwerste Folgeschäden (Ausfälle zwischen 5 und 100%) entstanden (Tab. 1). Die Schäden wurden über eine Luftbildauswertung von 1995 im terrestrischen Vergleich mit dem Schadensfortschritt bis 1996 ermittelt (siehe DELB 1999b in diesem Heft). Innerhalb der 1994 geschützten Fläche auftretende Schäden (82 ha) wurden

vorwiegend durch 1993 vorausgegangenen Fraß verursacht. In den ungeschützten Bereichen kam es auf 464 ha zu Ausfällen. Schäden in vereinzelt eingesprengten Fichten- und Douglasienbeständen und in Beständen mit Ausfällen von weniger als 5 % wurden bei der Berechnung nicht berücksichtigt.

Alter (Jahre)	Schadklasse				Σ 1 - 4
	1	2	3	4	
1 - 20	17	49	32	5	103 ha
21 - 50	78	56	23	15	172 ha
51 - 100	39	32	15	6	92 ha
101 - 140	27	13	7	3	50 ha
> 140	64	38	19	8	129 ha
Σ Gesamt	225	188	96	37	546 ha

Tab. 1: Flächenausdehnung der Folgeschäden (ha) in unterschiedlichen Alters- und Schadklassen, Schätzung 1996 mit Hilfe von Infrarot-Luftbildern 1995 und terrestrischen Aufnahmen 1996 (DELB 1999b in diesem Heft); Schadklasse 1: Ausfallrate (abgestorbene Eichen und Eichen mit Blattverlusten von 70% und mehr) 5-30% ; Schadklasse 2: 31-60% , Schadklasse 3: 61-90% und Schadklasse 4: > 90%
Extent of damages subsequent to gypsy moth defoliation 1993/94 at different age- and damage classes; estimation 1996 supported by CIR-aerophotures 1995 and terrestrial investigations 1996

Um einen Überblick über die ungefähre Höhe des entstandenen Vermögensschadens zu bekommen und auch den Bedarf an zusätzlichen Haushaltsmitteln für die Wiederaufforstungen zu ermitteln, wurde eine monetäre Bewertung des Schadensereignisses durchgeführt.

Dem Waldbesitzer entstanden Aufwendungen für die Insektizideinsätze, Bestandeswertverluste, Mindererträge und Mehraufwände bei diversen Betriebs- und Verwaltungsmaßnahmen, die nachfolgend quantifiziert werden. Der größte Teil der bisherigen Schäden ist in den ersten beiden Jahren nach der Schwammspinner-Massenvermehrung entstanden (DELB 1999b in diesem Heft). Somit sind die hier berechneten Größenordnungen der bis 1996 entstandenen Vermögensschäden bereits interessant.

3 Bewertung

3.1 Behandlungskosten

1994 wurde der überwiegende Teil der Behandlungsfläche vom Hubschrauber aus mit dem Wirkstoff *Bacillus thuringiensis kurstaki* (*B.t.k.*) behandelt. Da *B.t.k.* zweimalig ausgebracht wurde, verursachte dieses Mittel höhere Kosten als das auf der restlichen Fläche einmalig ausgebrachte Dimilin (Wirkstoff: *Diflubenzuron*). Aus der Behandlung entstanden Kosten in Höhe von 580.191 DM (Tab. 2), die zusammen mit den Ausgaben für terrestrische Behandlungsmaßnahmen in den Jahren 1993 und 1995 (37.060 DM) einen Gesamtbetrag von 617.251 DM ergeben.

Mittel, Ausbringungsart	Behandelte Fläche ha	Kosten	
		DM/ha	DM Gesamt
<i>B.t.k.</i> , Hubschrauber	1.260	398	501.896
Dimilin, Hubschrauber	191	116	22.160
Dimilin / <i>B.t.k.</i> / Fastac SC*, terrestrisch	103	545	56.135
Gesamt	1.554	373	580.191

Tab. 2: Behandlungskosten 1994 (*versuchsweise) (siehe Text)
Treatment expenses 1994

3.2 Schäden am stehenden Bestand

Bei der Kalkulation der Vermögensverluste wurden auf Grundlage der Forsteinrichtungsdaten die Bestandes- und Abtriebswerte vor Schadenseintritt berechnet und diesen die Werte nach Schadenseintritt gegenübergestellt. Die eingetretene Wertminderung resultierte in erster Linie aus den verringerten Bestockungsgraden. Die Abschätzung der Bestockungsgradreduktion erfolgte in jeder Schadklasse anhand der mittleren Ausfallrate (vgl. Tab. 1, Kap. 2)(Schadklasse 1: 17%, Schadklasse 2: 45%, Schadklasse 3: 75% und Schadklasse 4: 95%). Bei den Berechnungen wurden eine in zehnjährige Altersklassen differenzierte Schadenstabelle und geschätzte Güteklassen (Tab. 3) verwandt.

Alter (aktuell)	Güteklasse	Güteklassen in %					
		Aktuell	am Ende der Umtriebszeit (U)				
			ungeschädigte Bestände	Schadklasse			
			1	2	3	4	
0 - 20	A	-	20	15	15	0	0
	B	-	30	30	30	10	0
	C	-	50	55	55	90	100
21 - 50	A	-	20	15	10	5	0
	B	5	30	30	20	10	0
	C	95	50	55	70	85	100
51 - 100	A	-	20	15	10	0	0
	B	10	30	30	15	15	0
	C	90	50	55	75	85	100
101 - 140	A	5	20	15	5	0	0
	B	20	30	30	15	15	0
	C	75	50	55	80	85	100
> 140	A	20	20	10	5	0	0
	B	30	30	30	15	15	0
	C	50	50	60	80	85	100

Tab. 3: Schätzung der Güteklassenverteilung am Ende der Umtriebszeit unter Berücksichtigung der Schwammspinner-Folgeschäden zur Kalkulation der Vermögensschäden (siehe Text)
Estimation of the quality classes distribution at the end of the oak rotation turnus considering the gypsy moth damages to calculate the depreciation

Zur Herleitung der Abtriebswerte wurde unterstellt, daß die aufgrund der Folgeschäden 1996 aktuell reduzierten Bestockungsgrade bei gering geschädigten Beständen im Laufe des Bestandeslebens wieder ansteigen, bei sehr stark geschädigten Beständen (Schadklasse 4), daß diese ganz verschwinden werden (Tab. 4).

Alter	Schadklassen							
	1		2		3		4	
	aktuell 1996	Kalkulation	aktuell 1996	Kalkulation	aktuell 1996	Kalkulation	aktuell 1996	Kalkulation
0 - 20	0,83	1,0	0,55	0,7	0,25	0,3	0,05	0,0
21 - 50	0,82	0,9	0,54	0,6	0,25	0,3	0,05	0,0
51 - 100	0,81	0,9	0,54	0,6	0,25	0,3	0,05	0,0
101 - 140	0,80	0,8	0,53	0,5	0,24	0,2	0,05	0,0
> 140	0,80	0,8	0,53	0,5	0,24	0,2	0,05	0,0

Tab. 4: Korrekturtabelle der aufgrund der Schwammspinner-Folgeschäden 1996 aktuell reduzierten Bestockungsgrade (B°) zur Kalkulation der Vermögensschäden (siehe Text)
Gypsy moth damage reduced current stock densities 1996 depending on age- and damage classes in comparison with modified stock densities in order to calculate the depreciation

Die Bestandswerte haben sich demnach um 11,46 Mio. DM verringert. Diesen Bestandwertverlusten stehen „schadensmindernde“ Einnahmen von 4,98 Mio. DM aus dem Verkauf des Schadholzes gegenüber, die sich aus dem Unterschiedsbetrag der Abtriebswerte vor und nach dem Schadenseintritt ergeben (Tab. 5).

Schadensfläche 546 ha	Vor Schadenseintritt	Nach Schadenseintritt	Differenz
Bestandswerte	27.677.666 DM	16.216.667 DM	11.460.999 DM
DM/ha	50.673 DM	29.685 DM	20.988 DM
Abtriebswerte	13.202.892 DM	8.220.630 DM	4.982.262 DM
Holzmenge laut Abtriebsbe- rechnung	54.002 fm	33.227 fm	20.775 fm

Tab. 5: Veränderung der Bestandswerte, Abtriebswerte und Holzmenge infolge des Schadensereignisses
Changes of the value of stands, of the felling value and of the volume of wood as a result of gypsy moth damages

Der verbleibende Vermögensschaden am stehenden Bestand beläuft sich somit als Differenz zwischen den Bestandwertverlusten (11,46 Mio. DM) und den Holzeinnahmen (4,98 Mio. DM) auf 6,48 Mio. DM.

3.3 Minderertrag

Die bei der Berechnung der Abtriebswertdifferenz unterstellten Holzpreise beliefen sich bei der unterstellten Sortimentsstruktur (vgl. Tab. 3, Kap. 3.2) im Durchschnitt auf 274,-- DM/fm. Wegen Marktübersättigung und teilweiser Holzentwertung lagen die tatsächlich erzielten Preise nach sortimentsweiser und mengengewogener Schätzung der Forstämter im Durchschnitt bei 151,-- DM/fm, so daß der Minderertrag bei 123,-- DM/fm liegt. Bei einer kalkulatorischen Holzmenge von 20.775 fm (vgl. Tab. 5, Kap. 3.2) ergibt dies Mindererträge von insgesamt 2,56 Mio. DM.

3.4 Mehraufwand

Bei der Holzernte entstanden Mehraufwände aufgrund des verstreuten Hiebsanfalles, des erhöhten Sortieraufwandes und der Anfuhr schwer verwertbarer Sortimente zu zentralen Lagerplätzen. Die bei den Abtriebswertberechnungen unterstellten Holzerntekosten von 33,73 DM/fm wurden nach Auskunft der Forstämter um durchschnittlich 8,65 DM/fm übertroffen, so daß bei kalkulatorischen 20.775 fm aufgearbeitetem Schadholz zusammen ein Mehraufwand von 0,18 Mio. DM entstanden ist.

Der Aufwand für schadensbedingte Neukulturen ist nicht separat als Vermögensschaden vorzutragen, da er bereits bei den Schäden am stehenden Bestand erfaßt ist (Bestandswerte). Nicht berücksichtigt ist der Mehraufwand durch den Zwang zu Kunstverjüngungen gegenüber Naturverjüngungsmöglichkeiten oder Saaten in planmäßig vorbereiteten Endnutzungsbeständen, durch erhöhte Kosten der Kunstverjüngung in verlichteten, vergrasten und vernähten Verjüngungsbeständen sowie der Aufwand durch Unterbauten, die ohne die Schäden nicht notwendig geworden wären. Der für Neukulturen entstehende Mehraufwand wurde von den Forstämtern auf etwa 2.000,-- DM je ha eingeschätzt. Es wird erwartet, daß je nach weiterer Schadensentwicklung zwischen 157 und 291 ha (29 bis 53 % der geschädigten 546 ha) wieder künstlich in Bestockung gebracht und auf 15 bis 33 ha lückige Bestände unterbaut werden müssen. Der sich daraus ableitende Mehraufwand für Neukulturen (2.000 DM/ha) einschließlich des gesamten Aufwandes für Unterbauten (5.000 DM/ha) beläuft sich auf 0,43 bis 0,75 Mio. DM.

Der tatsächlich zu erwartende Haushaltsmittelbedarf für Neukulturen lag 1996 bei einer Größenordnung von 4,5 bis 8,1 Mio. DM, wobei neben Unterbauten mit zwischen 132 und 240 ha „Normalkulturen“ (kalkulatorische Kosten von 31.000 DM/ha) und zwischen 26 und 51 ha „Extensivkulturen“ (kalkulatorische Kosten von 10.000 DM/ha) zu rechnen war.

Die Verwaltungsaktivitäten der beiden betroffenen Forstämter Hagenbach und Schaidt waren über zwei Jahre stark durch die Schwammspinnerschäden geprägt. In dieser Zeit blieben viele andere Arbeiten liegen, die nachgeholt werden müssen. Überschlägig können etwa 30% der Verwaltungskosten in den Jahren 1995 und 1996 als schadensbedingt angesehen werden, so daß bei Kosten von zusammen 3,78 Mio. DM ein Mehraufwand von 1,13 Mio. DM entstanden ist. Hinzu kommen Verwaltungskosten für zusätzliche Kräfte, die an der Untersuchung der Folgeschäden gearbeitet haben, in Höhe von etwa 260.000 DM. Somit beläuft sich der entstandene erhöhte Verwaltungsaufwand auf insgesamt 1,39 Mio. DM.

4 Gesamtbetrachtung

Die Schwammspinnerkalamität im Bienwald hat bereits bis 1996 einen vorsichtig kalkulierten Vermögensschaden in Höhe von zusammengefaßt rund 12 Mio. DM verursacht (Tab. 6). Dies führte zu erheblichen Substanzverlusten, die das Betriebsergebnis der beiden betroffenen Forstämter über Jahrzehnte prägen werden.

Behandlung			0,62 Mio. DM
Schäden an Beständen			6,48 Mio. DM
Mindererträge			2,56 Mio. DM
Mehraufwand	Holzernte	0,18 Mio. DM	
	Kulturen	0,43 bis 0,75 Mio. DM	
	Verwaltung	1,39 Mio. DM	
	Gesamt	2,0 bis 2,32 Mio. DM	2,0 bis 2,32 Mio. DM
Summe			11,66 bis 11,98 Mio. DM

Tab. 6: Bilanz der finanziellen Auswirkungen bis 1996 des Schadensereignisses der Schwammspinner-Kalamität 1993/94
Balance of the financial consequences until 1996 of the damages subsequent to the gypsy moth calamity 1993/94

Der Schadensverlauf stellt sich auf den wassergeprägten Standorten des Bienwaldes anders dar als in den trockeneren Gebieten des Landes, wo bisher kaum nennenswerte Folgeschäden nach Schwammspinnerbefall bekannt geworden sind (DELB 1999b, in diesem Heft). Den durchschnittlichen Behandlungskosten von 373 DM/ha stehen im Bienwald 1996 die auf unbehandelten Flächen entstandenen Vermögensschäden von etwa 20.000 DM/ha gegenüber. Bei künftigen Kalamitäten wird man die Gefahr von erheblichen Vermögensschäden im Rahmen der folgenschweren Entwicklung im Bienwald bei Diskussionen und Entscheidungen im Für und Wider von Gegenmaßnahmen zum Schwammspinnerfraß in der Öffentlichkeit berücksichtigen müssen.

5 Literatur

BLOCK, J., DELB, H., HARTMANN, G., SEEMANN, D. & SCHRÖCK, H. W. (1995): Schwere Folgeschäden nach Kahlfraß durch Schwammspinner im Bienwald. *Allgemeine Forst Zeitschrift/Der Wald* Nr. 23, S. 1278-1281.

DELB H. (1996): Untersuchung der Folgeschäden nach Fraß durch Schwammspinner (*Lymantria dispar* L.) im Bienwald 1993/94, Konzept und erste Ergebnisse. In WULF, A. & BERENDES K.H. (Bearbeiter): Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Berlin Dahlem, Parey Verlag, Heft 322, S. 52-64.

DELB, H. (1998): Schwammspinner-Folgeschäden in Rheinland-Pfalz. Abschlußbericht zum Projekt Schwammspinner-Folgeschäden, Forstamt Hagenbach und Forstliche Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, 158 S. und Anhang, unveröffentlicht.

DELB, H. (1999a): Schwammspinner-Kalamitäten in Rheinland-Pfalz. In DELB, H. & BLOCK, J. (Hrsg.): Untersuchungen zur Schwammspinner-Kalamität von 1992 bis 1994 in Rheinland-Pfalz. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Nr. 45/1999, S. 2-13.

DELB, H. (1999b): Folgeschäden nach der Schwammspinner-Kalamität 1992 bis 1994 in Rheinland-Pfalz. In DELB, H. & BLOCK, J. (Hrsg.): Untersuchungen zur Schwammspinner-Kalamität von 1992 bis 1994 in Rheinland-Pfalz. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Nr. 45/1999, S. 41-117.

KATÓ (1993): Ansätze zur ökonomischen Bewertung der durch Schwammspinner und Nonne verursachten Schäden. In WULF, A. & BERENDES K.H. (Bearbeiter): Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Berlin Dahlem, Parey Verlag, Heft 293, S. 69-81.

Anschrift der Autoren:

Gerhard Albert, Bezirksregierung Rheinhessen-Pfalz - Forstdirektion, Friedrich-Ebert-Straße 14, 67433 Neustadt an der Weinstraße;
Horst Delb, Forstliche Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Schloß, Hauptstraße 16, 67705 Trippstadt.

Konsequenzen aus der Schwammspinner-Kalamität von 1992 bis 1994 für den Waldschutz in Rheinland-Pfalz

Horst Delb, Joachim Block und Karl Keilen

Keywords: gypsy moth (*Lymantria dispar* L.), oak borer (*Agrilus biguttatus* (F.)), wood breeding beetle (*Scolytidae*), gradations, risk sites, oak decline, integrated pest management, strategy of reactions, monitoring, silvicultural measures, treatments

Summary

Title of the paper: Consequences arising from the gypsy moth (*Lymantria dispar* L.) calamity 1992 to 1994 for forest protection in Rhineland-Palatinate

In Rhineland-Palatinate extensive gypsy moth (*Lymantria dispar* L.) calamities may still emerge in future. As results obtained from investigations in the Bienwald Forest demonstrate, total defoliation of gypsy moth caterpillars in oak stands may bring about very serious damages on sensitive sites. In order to avoid this unintentional development, an efficient monitoring is essential on the one hand. On the other hand an expected defoliation event requires a strategy of reactions which is based on the relevant knowledge. The extensive experiences made in connection with the calamity 1992 to 1994 offer the possibility to decide about protective measures for endangered forest ecosystems more specifically and to minimize a necessary treatment in accordance with an integrated pest management. Additionally the recent experiences can be used to reduce gradations of secondary invaders in a future calamity. Furthermore it should be considered, whether the risk of a calamity event respectively the subsequent damages can be reduced in the long term by silvicultural measures.

Since a single total defoliation event in one year may result in very serious damages on sensitive sites or under the impact of other stress factors, it is necessary to detect gradations timely. Therefore a monitoring system should be installed in endangered regions. The foresters and forest workers are required to pay attention to gypsy moth egg-masses in autumn and wintertime particularly at felling operations, to the caterpillars in spring and to the butterflies in summer. Moreover an annual systematic egg-mass survey will have to be done in oak stands, where defoliation started during the last gradation or where gradations occurred repeatedly.

The extensively total defoliated coppice forest oak stands on terrestrial, mostly slope sites did not suffer any extensive subsequent damages. Corresponding to the present knowledge, measures to avoid defoliation on non hydromorphic sites are consequently necessary in Rhineland-Palatinate only in exceptional cases.

On hydromorphic sites however, a single total defoliation event may cause very serious damages under unfavorable weather conditions and with subsequent mildew (*Microsphaera alphitoides* GRIF. & MAUBL.) contamination of the regeneration sprouts. In the Bienwald Forest the extent of damages increased significantly with increasing water influences. Due to these experiences risk sites were defined on the basis of forest site mapping, which represent the endangering grade of oak damages subsequent to defoliation. If risk sites are concerned by prognosticated defoliation, the forest owner should weigh up for each stand, whether the expected risk is tolerable or not by considering the recent stand conditions and the silvicultural aims. In particular health state, stand structure, age, tree composition, understory state and quality of trees should be considered. Any repeated defoliation within two years increases the risk of damages on comparable sites significantly. Thus, before treatments are decided, it should be checked, whether total defoliation occurred in the year before or not.

After a total defoliation on endangered risk sites it is advisable to protect the weakened oak stands from gradations of secondary invaders such as the oak borer (*Agrilus biguttatus* F.) and wood breeding beetle (*Scolytidae*: *Xyleborus monographus* (F.) and *Xyleborus peregrinus* EGG.).

In the year of defoliation all totally defoliated oak stands should be controlled until September after the regeneration of leaves is terminated in order to identify and mark all freshly dead or dying trees with leaf loss rates of

90% and 95%. These oaks should be felled and transported including the crown material from wood over 7 cm minimum diameter by the customers as soon as possible, but always before March of the following year. Otherwise the wood should be removed to collecting depots located in a distance of at least two kilometers to endangered oak stands. Besides, the wood of self fellers should not be stored in the oak stands. Oaks with leaf loss rates from 75% up to 85% in the year of defoliation should also be marked in order to re-check them before leaf fall in October and to mark them for felling in case of a significant worsening of their health state as indicated by the leaf loss rate.

In the years after defoliation oaks with leaf loss rates of 75% and above have only little chances for survival because of the oak borer; in addition they are also infested by wood destroying beetles. Consequently to avoid such a hazardous development, seriously damaged oaks showing leaf losses of 75% and above in the succeeding years without defoliation should be marked in summer and autumn prior to the annual leaf fall. Like in the year of defoliation the marked oaks should be felled before March of the following years and transported or removed to sites outside the endangered stands including crown material. Regular thinnings of still healthy trees close to damaged stands should be postponed for about five years.

From the point of view concerning vegetation and site, there is no reason to change tree species from oaks to less gypsy moth sensitive trees on the main area of the alternate moist and hydromorphic sites of the Bienwald Forest. However, when considering the great risk arising for oaks subsequent to defoliation on very moist sites, oak plantings should be avoided in favor of moisture tolerating bog and fen forest tree species or by preferring a successional development. Moreover it is to aim at a higher proportion of mixed tree species to be introduced to the oak forests growing on risk sites in the long term.

Schlüsselwörter: Schwammspinner (*Lymantria dispar* L.), Eichenprachtkäfer (*Agrilus biguttatus* (F.)), holzbrütende Borkenkäfer (*Scolytidae*), Massenvermehrungen, Risikostandorte, Eichensterben, integrierter Pflanzenschutz, Handlungsstrategie, Überwachung, waldbauliche Maßnahmen, Pflanzenschutzmitteleinsatz

Zusammenfassung

In Rheinland-Pfalz sind auch künftig großflächige Schwammspinner-Kalamitäten nicht auszuschließen. Wie Befunde aus dem Bienwald belegen, kann Kahlfraß durch Schwammspinnerrauen in Eichenbeständen auf empfindlichen Standorten zu äußerst gravierenden Folgeschäden führen. Um dieser ungewollten Entwicklung gezielt entgegensteuern zu können, ist zum einen eine effiziente Überwachung der Population und zum anderen eine auf dem aktuellen Kenntnisstand fußende Handlungsstrategie bei drohendem Kahlfraß erforderlich. Die umfangreichen Erfahrungen aus der Kalamität 1992 bis 1994 bieten die Möglichkeit, gezielter als dies bislang möglich war, Maßnahmen zum Schutze gefährdeter Waldökosysteme zu treffen und dabei einen gegebenenfalls notwendigen Pflanzenschutzmitteleinsatz im Sinne eines integrierten Pflanzenschutzes auf das unbedingt notwendige Minimum zu beschränken. Weiterhin können die jetzt vorliegenden Erfahrungen genutzt werden, bei einer künftigen Kalamität wirksame Maßnahmen zur Eindämmung der Massenvermehrung von Folgeschädlingen zu ergreifen. Auch sollte anhand der gewonnenen Erfahrungen geprüft werden, in wie weit das Risiko einer Kalamität bzw. deren Folgeschäden mit Hilfe von waldbaulichen Maßnahmen langfristig eingeschränkt werden kann.

Da auf empfindlichen Standorten oder unter Einfluß weiterer Streßfaktoren bereits einmaliger Kahlfraß bedeutende Folgeschäden verursachen kann, ist ein möglichst frühzeitiges Erkennen von Gradationen notwendig. Deshalb soll in allen besonders gefährdeten Gebieten eine Überwachung der Population erfolgen. Hierzu sind die Forstrevierleiter und Waldarbeiter aufgefordert, insbesondere bei Holzfallungsmaßnahmen im Herbst und Winter auf Eigelege, im Frühjahr auf Raupen sowie im Sommer auf den Falterflug zu achten. Darüberhinaus wird gezielt in Beständen, in denen der Raupenfraß während der letzten Massenvermehrung begonnen hatte oder in denen wiederholt Massenvermehrungen stattgefunden haben, jährlich systematisch nach Eigelegen gesucht.

In den großflächig von Kahlfraß betroffenen Eichenbeständen der Nieder- und Überführungswälder, die sich meist auf terrestrischen Standorten und in Hanglagen befinden, kam es bisher zu keinen flächig bedeutsamen Folgeschäden. Demnach sind in Rheinland-Pfalz nach dem gegenwärtigen Kenntnisstand für nicht hydromorphe Standorte nur in Ausnahmefällen Maßnahmen zur Verhinderung eines Kahlfraßes erforderlich.

Auf hydromorphen Standorten kann bei ungünstigem Witterungsverlauf und nachfolgendem Mehltreib (*Microsphaera alphitoides* GRIF. & MAUBL.) des Wiederaustriebs bereits einmaliger Kahlfraß zu erheblichen Folgeschäden führen. Mit zunehmenden Wassereinfluß ist das Ausmaß der Schäden im Bienwald deutlich gestiegen. Auf diesen Erfahrungen basierend, wurden anhand der forstlichen Standortkartierung Risikostandorte ausgetrennt, die den Gefährdungsgrad für Folgeschäden nach Schwammspinnerfraß wiedergeben. Sind Risikostandorte von prognostiziertem Kahlfraß betroffen, sollte der Waldbesitzer unter Berücksichtigung der aktuellen Bestandesverhältnisse und der waldbaulichen Ziele bestandesweise abwägen, ob das zu erwartende Risiko tolerierbar ist. In den Abwägungsprozess sind vor allem der Gesundheitszustand der Eichen, die Bestandesstruktur, das Alter, der Mischungsanteil der Eichen und die Unterstandsausprägung sowie die Qualität der Bäume einzubeziehen. Ein wiederholter Schwammspinnerfraß in aufeinanderfolgenden Jahren erhöht das Risiko für Folgeschäden auf vergleichbaren Standorten deutlich. Daher muß vor jeder Behandlungsentscheidung geprüft werden, ob bereits im Vorjahr Kahlfraß stattgefunden hatte.

Nach einem Kahlfraß auf gefährdeten Risikostandorten ist es zum Schutz der dadurch geschwächten Eichenbestände zweckmäßig, einer Massenvermehrung von Folgeschädlingen, insbesondere des Zweifleckigen Eichenprachtkäfers (*Agrilus biguttatus* (F.)) und holzbrütender Borkenkäfer (bspw. *Xyleborus monographus* (F.) und *Xyleborus peregrinus* EGG.) vorzubeugen.

Im Fraßjahr sollten alle kahlgefressenen Eichenbestände nach Abschluß der Regenerationsbelaubung noch bis September durchmustert und alle frisch abgestorbenen und absterbenden Bäume mit Blattverlusten von 90 und 95% ausgezeichnet werden. Diese Eichen sollten möglichst bald, jedoch noch vor März des folgenden Jahres eingeschlagen und samt Kronenmaterial ab der Derbholtzgrenze abgefahren werden. Ist die rechtzeitige Abfuhr des Holzes durch den Käufer nicht möglich, sollte das Holz auf Lagerplätze gebracht werden, die möglichst einen Mindestabstand von 2 km zu den gefährdeten Eichenbeständen einhalten sollten. Beim Einsatz von Selbstwerbern ist darauf zu achten, daß das Holz nicht im Wald gelagert wird. Auch Eichen mit Blattverlusten von 75 bis 85% sollen im Fraßjahr nach Abschluß der Regenerationsbelaubung im Sommer markiert werden, um sie kurz vor Laubfall im Oktober nochmals gezielt auf ihren Belaubungszustand zu überprüfen und möglicherweise bei Verschlechterung ihrer Gesundheit ebenfalls für den Einschlag vorzusehen.

In den Fraßfolgejahren haben Eichen ab einem Blattverlust von 75% offensichtlich aufgrund des Prachtkäfers nur sehr geringe Überlebenschancen und werden von holzbrütenden Borkenkäfern befallen. Zur Vorbeugung dieser Entwicklung sollten stark geschädigte Eichen ab einem Blattverlust in den Folgejahren ohne Insektenfraß von 75% jeweils im Sommer und in einem zweiten Durchgang im Herbst vor dem Laubfall ausgezeichnet werden. Wie die im Fraßjahr gekennzeichneten Bäume sollten diese Eichen noch vor März des darauf folgenden Jahres eingeschlagen und samt Kronenmaterial abgefahren bzw. außerhalb der gefährdeten Waldbericche gelagert werden. Zudem sollten innerhalb eines Zeitraumes von etwa fünf auf den Fraß folgenden Jahren in der Nähe geschädigter Eichenbestände Auflichtungen durch den Einschlag noch vitaler Bäume im Rahmen regulärer Pflegemaßnahmen unterbleiben.

Auf dem überwiegenden Teil der wechselfrischen und hydromorphen Standorte im Bienwald gibt es aus vegetations- und standortkundlicher Sicht keinen Anlaß zu einem großflächigen Wechsel von Eichen zu weniger schwammspinnergefährdeten Baumarten. Allerdings sollte in Anbetracht der besonderen Gefährdung von Eichen nach Schwammspinner-Kahlfraß auf kleinstandörtlich ausgesprochen wassergeprägten Standorten hier künftig auf den künstlichen Anbau von Eichen zugunsten nassetoleranter Sumpf- und Bruchwaldbaumarten oder einer sukzessionalen Entwicklung verzichtet werden. Zudem ist langfristig bei den auf Risikostandorten stockenden Eichenwäldern ein höherer Anteil von Mischbaumarten anzustreben.

1 Einleitung

Massenvermehrungen des Schwammspinners (*Lymantria dispar* L.) sind in Rheinland-Pfalz bereits wiederholt aufgetreten. Betroffen waren stets wärmebegünstigte Waldbereiche insbesondere im Nordpfälzer Berg- und Hügelland, im Nahegebiet, an der Mosel und an der Saar sowie am Mittel- und Oberrhein. Offensichtlich unterliegt der Massenwechsel dieses Insekts auch in Rheinland-Pfalz einer endogenen Periodizität mit einem Abstand von im Mittel 7 Jahren zwischen zwei Populationskulminationen. Auffällig in Erscheinung tritt dieser Schmetterling allerdings nur, wenn in der Progradationsphase für eine Massenvermehrung besonders günstige Wetterbedingungen herrschen. Dies war offensichtlich Anfang der 90er Jahre durch die besondere Häufung trocken-warmer Sommer der Fall und führte zu der bisher größten Schwammspinner-Kalamität in Rheinland-Pfalz, die auch viele bisher nicht berührte Eichenwälder traf (DELB 1999a in diesem Heft).

Da auch in Zukunft eine Progradation des Schwammspinners mit für die Entwicklung dieses Schmetterlings besonders günstigen Randbedingungen zusammentreffen kann, sind auch künftig in Rheinland-Pfalz Schwammspinner-Kalamitäten mit großflächigem Kahlfraß nicht auszuschließen.

Wie die Befunde aus dem Bienwald belegen, kann Kahlfraß durch Schwammspinnerraupen auf empfindlichen Standorten zu äußerst gravierenden Folgeschäden führen. Die Schäden reichen von einer Entmischung der Bestände durch den selektiven Ausfall der Eichen bis hin zu einem vollständigen Auflösen ganzer Bestandeskomplexe (DELB 1999b in diesem Heft). Die Folgeschäden eines Schwammspinner-Kahlfraßes beschränken sich dabei im Bienwald nicht nur auf vorgeschädigte Waldbestände, sondern betreffen auch vitale Bestände aller Altersklassen. Diese Schäden sind verbunden mit gravierenden Beeinträchtigungen der waldbaulichen Zielsetzungen, beträchtlichen Vermögensschäden und negativen Veränderungen des forstlichen Standortes durch Vernässung und Vergrasung, wodurch der waldbauliche Spielraum über Jahrzehnte hinweg erheblich eingeschränkt wird. Bei wiederholten Schäden durch Schwammspinner-Kahlfraß ist auf besonders empfindlichen Standorten eine bedeutsame Veränderung der Waldstruktur und ein dauerhafter Verlust von Eichenwaldbiotopen sehr wahrscheinlich.

Um dieser ungewollten Entwicklung gezielt entgegensteuern zu können, ist zum einen eine effiziente Überwachung der Schwammspinner-Population und zum anderen eine auf dem aktuellen Kenntnisstand fußende Handlungsstrategie bei drohendem Kahlfraß erforderlich. Die umfangreichen Erfahrungen aus der Schwammspinner-Kalamität 1992 bis 1994 bieten die Möglichkeit, gezielter als dies bislang möglich war, Maßnahmen zum Schutze gefährdeter Waldökosysteme zu treffen und dabei einen gegebenenfalls notwendigen Pflanzenschutzmitteleinsatz im Sinne eines integrierten Pflanzenschutzes auf das unbedingt notwendige Mini-

mum zu beschränken. Weiterhin können die vorliegenden Erfahrungen genutzt werden, bei einer künftigen Schwammspinner-Kalamität wirksame Maßnahmen zur Eindämmung der Massenvermehrung von Folgeschädlingen zu ergreifen. Auch sollte anhand der gewonnenen Erfahrungen geprüft werden, inwieweit das Risiko einer Schwammspinner-Kalamität bzw. deren Folgeschäden mit Hilfe von waldbaulichen Maßnahmen langfristig eingeschränkt werden kann.

2 Überwachung der Schwammspinner-Population in Eichenwäldern

Auf empfindlichen Standorten oder unter Einfluß weiterer Streßfaktoren kann bereits einmaliger Kahlfraß in Eichenbeständen bedeutende Folgeschäden verursachen (NAGELEISEN et al. 1996, DELB 1999b in diesem Heft, LOBINGER 1999, WEZEL 1999). Um dies zu vermeiden und rechtzeitig die dazu erforderlichen Schritte einleiten zu können, ist ein möglichst frühzeitiges Erkennen von Gradationen notwendig. Deshalb soll in allen besonders gefährdeten Gradationsgebieten eine Überwachung der Schwammspinner-Population erfolgen.

In allen potentiell durch Schwammspinner-Kalamitäten bedrohten Waldregionen des Landes werden die Forstrevierleiter und Waldarbeiter aufgefordert, insbesondere bei Holzfällungsmaßnahmen im Herbst und Winter auf Eigelege, im Frühjahr auf Raupen sowie im Sommer auf den Falterflug zu achten (Beobachtungen)(Abb. 1).

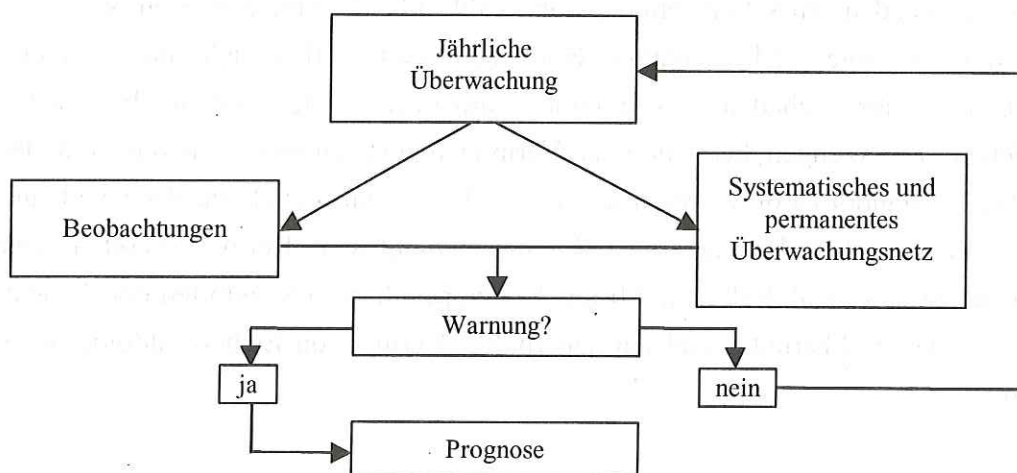


Abb. 1: Konzept zur Überwachung der Schwammspinner-Population (siehe Text)
Concept of gypsy moth population monitoring

Darüberhinaus wird gezielt in Beständen, in denen der Raupenfraß während der letzten Massenvermehrung begonnen hatte oder in denen bereits wiederholt Massenvermehrungen stattgefunden haben, jährlich systematisch nach Eigelegen gesucht (systematisches und permanentes

Überwachungsnetz). Dieser Ansatz geht auf die Beobachtung zurück, daß der Beginn einer Massenvermehrung offenbar bevorzugt von den gleichen Beständen wie bei der vorangegangenen Kalamität ausgeht (DELB 1999a in diesem Heft).

Die Schwammspinner-Überwachungsbestände werden ab dem Dickungsalter ausgewählt. Sie liegen in geschlossenen und homogenen Eichen- und Eichenmischwäldern, die eine Mindestfläche von 20 ha nicht unterschreiten. In den Überwachungsbeständen werden jeweils im Spätsommer und Herbst entlang einer etwa 500 m langen Taxationslinie an 10 Stichprobenpunkten, die in gleichmäßigen Abständen gelegen sind, die sechs nächststehenden Bäume bis auf eine Höhe von 4 m auf frische Eigelege abgesucht. Der Ausgangspunkt und die Marschzahl der Taxationslinie werden festgelegt, während die Auswahl der Stichprobenbäume in jedem Jahr zufällig erfolgt. Die Ergebnisse werden von den betroffenen Forstämtern gleichzeitig an die zuständigen Forstschutzdienststellen der Bezirksregierungen und der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg gemeldet, die bis zum ersten November jedes Jahres gemeinsam über das weitere Vorgehen entscheiden. Wird eine durchschnittliche Dichte von mehr als einem Gelege pro Baum als Warnschwelle festgestellt, ist für das gesamte Gradationsgebiet eine umfassende Prognose mit Hilfe einer Eigelegezählung nach dem von SCHRÖTER & SEEMANN (1996) beschriebenen Verfahren zu erwägen. Hierbei werden in zusammenhängenden Waldgebieten mit über 100 ha auf einem 300 x 300 m Stichprobenraster über die gesamte Fläche jeweils die sechs nächststehenden Bäume bis 4 m Höhe auf Eigelege abgesucht. Die durchschnittliche Anzahl der Gelege je Stichprobenpunkt wird altersbezogen kritischen Zahlen gegenübergestellt. Danach kann über das gesamte Gradationsgebiet abgeschätzt werden, inwiefern ein flächiger Kahlfraß zu erwarten ist. Diese Prognose muß bis Ende Dezember abgeschlossen sein, damit gegebenenfalls die Vorbereitungen für eine Behandlung der gefährdeten Bestände getroffen werden können.

Ein vor dem Schwammspinnerfraß zusätzlich erfolgender Kahlfraß durch Raupen des Eichenwicklers (*Tortrix viridana* L.) oder des Frostspanners (*Erannis defoliaria* CL., *Operophtera brumata* L., *Operophtera fagata* SCHARFB.) im gleichen Jahr kann das Risiko für Folgeschäden erheblich steigern (vgl. Kap. 3.1). Deshalb sollten in gefährdeten Eichenwaldgebieten auch diese Insektenpopulationen mit Hilfe bewährter Methoden (z.B. ALTENKIRCH 1992, KONTZOG 1998) überwacht werden.

Das Überwachungskonzept für Schwammspinner-Populationen wurde im von Folgeschäden besonders betroffenen Bienwald bereits 1997 umgesetzt. Hier wurden gleichmäßig über das Befallsgebiet verteilt sechs Bestände vom Dickungs- bis zum Baumholzalter ausgewählt, so daß auf je etwa 400 ha Kahlfraßfläche der letzten Kalamität ein Überwachungsbestand kommt. In den Hauptbefallsgebieten der Stockausschlagbestände (Nieder- und Überfüh-

rungswälder) im Nordpfälzer Berg- und Hügelland, im Nahegebiet, an der Mosel und an der Saar sowie am Mittelrhein sollen bis zum Jahr 2000 repräsentative Eichenwaldbestände zur Überwachung ausgewählt werden, die bereits mehrfach von Schwammspinner-Massenvermehrungen betroffen war.

3 Schutz der Eichenbestände vor Schwammspinner-Folgeschäden

3.1 Handlungsstrategie bei drohendem Schwammspinner-Kahlfraß

In Rheinland-Pfalz kam es in den großflächig von Schwammspinner-Kahlfraß betroffenen Eichenbeständen der Nieder- und Überführungswälder, die sich meist auf **terrestrischen Standorten** und in Hanglagen befinden, ab dem Stangenholzalter bisher zu keinen flächig bedeutsamen Folgeschäden. Dies trifft sowohl auf die letzte Kalamität als auch weitgehend auf frühere Massenvermehrungen zu. Selbst einen nachfolgenden Eichenmehltaubefall (*Microsphaera alphitoides* GRIF. & MAUBL.) der Wiederaustriebe in den Kalamitätsjahren haben die Eichen überstanden. In diesen Wäldern starben lediglich auf besonders flachgründigen und sehr trockenen Felsrippen oder Kuppen einzelne Bäume ab. Von gravierenden Folgeschäden waren auf diesen Standorten nur Kulturen und Jungwüchse betroffen.

Demgegenüber beobachtete LOBINGER (1999) nach der Schwammspinner-Kalamität 1993 in Eichenwäldern Bayerns auf terrestrischen Standorten auch im Baumholzalter bestandesbedrohende Folgeschäden. Allerdings waren diese Eichenbestände neben Mehлтаubefall im Jahr der Schwammspinner-Kalamität meist einem zusätzlichem Eichenwicklerfraß ausgesetzt. Auch aus Hessen und Baden-Württemberg wird berichtet, daß dort auch auf nicht stau- oder grundwasserbeeinflussten Standorten nach Schwammspinner-Kahlfraß bedeutsame Schäden auftraten (RIEBELING 1996, WEZEL 1999).

Nach dem gegenwärtigen Kenntnisstand sind für nicht stau- oder grundwasserbeeinflusste Standorte in Rheinland-Pfalz nur in Ausnahmefällen Maßnahmen zur Verhinderung eines Schwammspinner-Kahlfraßes erforderlich:

- Unabhängig vom Standort sind Kulturen bei Schwammspinner-Kalamitäten besonders gefährdet. Ein Schutz dieser meist nur kleinen Flächen ist über einen Pflanzenschutzmittel-einsatz mit Bodengeräten sehr gezielt möglich. Allerdings ist eine Einwanderung von Raupen aus unbehandelten benachbarten Flächen möglich. Die Kulturflächen müssen daher während der Raupenfraßperiode intensiv überwacht und die Behandlung notfalls wiederholt werden.
- Ein erhöhtes Risiko von Schwammspinner-Folgeschäden auf terrestrischen Standorten besteht, wenn in den Vorjahren oder während des zu erwartenden Schwammspinner-Kahlfraßes zusätzliche Streßfaktoren wie Eichenwickler- und Frostspanner-Kahlfraß oder

Frostereignisse auftreten. Bei derart ungünstigen Konstellationen muß zumindest für Schutzwälder in besonders gefährdeten Bereichen zum Beispiel in Steilhanglagen entlang von Straßen und Bahnlinien und für wertvolle Eichenbestände mit herabgesetzter Vitalität ein Pflanzenschutzmitteleinsatz zur Verhinderung eines Schwammspinner-Kahlfraßes erwogen werden.

- Nadelbäume können auch auf terrestrischen Standorten bereits nach einmaligem Kahlfraß absterben. Bedroht sind vor allem in Eichenbeständen eingesprengte Nadelbaumgruppen. Handelt es sich hierbei um besonders wertvolle, z.B. geastete Bäume, ist auch in diesem Fall ein kleinflächiger Pflanzenschutzmitteleinsatz zu erwägen.

Auf **hydromorphen Standorten** kann bei ungünstigem Witterungsverlauf und nachfolgendem Mehltaubefall des Wiederaustriebs bereits einmaliger Kahlfraß zu erheblichen Folgeschäden führen, wie die Befunde aus der Schwammspinner-Kalamität 1992 bis 1994 im Bienwald eindeutig belegen (DELB 1999b in diesem Heft). Während auch im Bienwald auf terrestrischen Standorten kaum Schäden angetroffen wurden, waren auf hydromorphen Standorten beträchtliche Folgeschäden zu beklagen. Mit zunehmenden Wassereinfluß ist das Ausmaß der Schäden deutlich gestiegen. Auf den Erfahrungen im Bienwald basierend, werden anhand der forstlichen Standortkartierung auf hydromorphen Standorten, d.h. wechselfrischen, anmoorigen und moorigen Substratreihen sowie Bachauen, Risikostandorte ausgeschieden, die den Gefährdungsgrad für Folgeschäden wiedergeben. Hierbei wird entsprechend der nach der letzten Schwammspinner-Kalamität festgestellten Schadensausprägung auf Grundlage der Wasserhaushaltsstufen zwischen Standorten mit geringem, mittlerem, großem und sehr großem Risiko unterschieden (Tab. 1).

Wasserhaushaltsstufen	Risikostandort
Ziemlich frisch	Geringes Risiko
Frisch	Mittleres Risiko
Sehr frisch und äußerst frisch	Großes Risiko
Vernässend und naß	Sehr großes Risiko

Tab. 1: Ausscheidung von Risikostandorten für Folgeschäden an Eichen nach starkem Licht- und Kahlfraß durch Schwammspinner im Bienwald anhand der forstlichen Standortkartierung (Substratreihen und Wasserhaushaltsstufen)(siehe Text)
Definition of risk-sites (low -, moderate -, big - and very big risk) referring to oak damages subsequent to defoliation of gypsy moth caterpillars in the Bienwald due to the forest site mapping (substrate series and water economy)

Als Standorte mit „geringem Risiko“ wurden Standorte bezeichnet, bei denen nach einmaligem Kahlfraß bis zu etwa 10% der betroffenen Eichen von 1995 bis 1997 abgestorben sind. Der Gruppe „mittleres Risiko“ wurden Standorte mit einer Absterberate bis zu etwa 25%, der Gruppe „großes Risiko“ Standorte mit einer Absterberate von bis zu etwa 35% und schließlich der Gruppe „sehr großes Risiko“ Standorte mit einer Absterberate von über 35% zugeordnet (vgl. DELB 1999b in diesem Heft).

Mit Hilfe der in einem Geographischen Informationssystem (GIS) vorliegenden Standortskartierungen der Forstämter Hagenbach und Schaidt werden die Risikostandorte im Bienwald für den Staatswald flächenbezogen dargestellt (Karte 1). Insgesamt gibt es nach dieser Informationsquelle derzeit auf etwa 3.000 ha Risikostandorte, die gleichzeitig mit einem Eichenanteil von mehr als 10% bestockt sind (Tab. 2). Auf dieser Fläche ist bei prognostiziertem Fraß eine Behandlung zu erwägen.

Risikostandort	Fläche	davon Eichenbestände	
		Fläche	Anteil
Geringes Risiko	1.835 ha	440 ha*	15%
Mittleres Risiko	3.316 ha	1.630 ha*	54%
Großes Risiko	760 ha	640 ha*	21%
Sehr großes Risiko	542 ha	310 ha*	10%
Gesamt	6.453 ha	3.020 ha*	100%

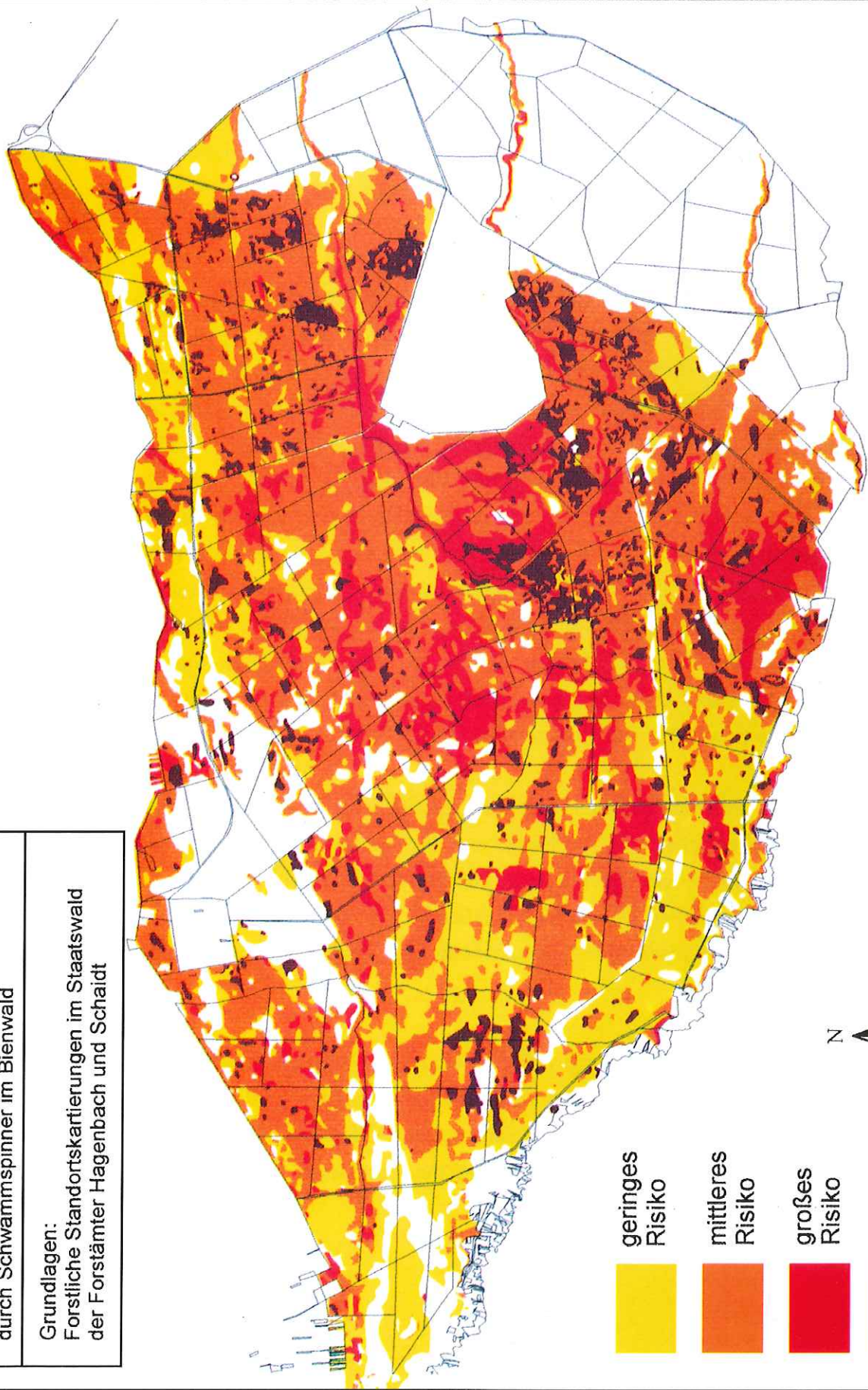
Tab. 2: Flächenausmaß der Risikostandorte für Folgeschäden an Eichen nach starkem Licht- und Kahlfraß durch Schwammspinner im Bienwald (Eichenbestand: Eichenanteil >10%, * Schätzung auf Grundlage der Daten aus dem Untersuchungsgebiet nach DELB 1999b in diesem Heft)
Extent of risk-sites referring to oak damages subsequent to defoliation of gypsy moth caterpillars

Kleinflächig wechselnde Standortunterschiede können im Maßstab der forstlichen Standortskarte (1:10.000) nicht hinreichend berücksichtigt werden, wie das Beispiel im Bienwald zeigt (DELB 1999b in diesem Heft). Außerdem wurden in geschlossenen Beständen viele „vernässende“ Standorte nicht erfaßt, da diese zum Zeitpunkt der Kartierung noch nicht entsprechend differenziert aufgenommen wurden. Zudem wurde auf den grund- und stauwasserbeeinflußten Standorten beobachtet, daß die Standortbedingungen nicht konstant sind. Viele ehemals weniger nasse Standorte sind nach dem Absterben der Bäume aufgrund der reduzierten Transpiration und Interzeption vernäßt. Für die überlebenden Eichen bedeutet diese aktuelle Vernässungsdynamik ein erhöhtes Risiko bei künftigem Schwammspinnerfraß, auch wenn die Betrachtung der Wasserhaushaltsstufen der Standortskarte ein anderes Ergebnis vermuten läßt.

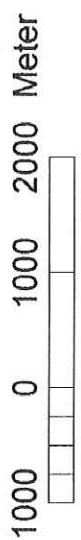
Karte der Risikostandorte

für Folgeschäden an Eichen
nach starkem Licht- und Kahlfraß
durch Schwammspinner im Bienenwald

Grundlagen:
Forstliche Standortkartierungen im Staatswald
der Forstämter Hagenbach und Schaidt



- geringes Risiko
- mittleres Risiko
- großes Risiko
- sehr großes Risiko



Software: ARCVIEW 3.0
Juli 1998

Demzufolge sollte bei prognostiziertem Kahlfraß vor der Entscheidung im Für und Wider einer Behandlung für jeden Eichenbestand nochmals geprüft werden, ob die anhand der Standortkartierung ausgewiesenen Risikostandorte die überwiegenden Verhältnisse der Einzelstandorte des betreffenden Bestandes widerspiegeln und den aktuellen Standortverhältnissen noch entsprechen.

Sind Risikostandorte von prognostiziertem Kahlfraß betroffen, sollte der Waldbesitzer unter Berücksichtigung der aktuellen Bestandesverhältnisse und der waldbaulichen Ziele bestandesweise abwägen ob das zu erwartende Risiko tolerierbar ist. In den Abwägungsprozess sind vor allem der Gesundheitszustand der Eichen, die Bestandesstruktur, das Alter, der Mischungsanteil der Eichen und die Unterstandsausprägung sowie die Qualität der Bäume einzubeziehen. Durch hohe Ausfallraten besonders bedroht sind vor allem Bestände mit hohen Anteilen vorgeschädigter Eichen, beispielsweise aufgrund eines in den Vorjahren erfolgten Eichenwickler- oder Frostspannerfraßes. Von besonders gravierenden Folgeschäden ist auch in Eichenbeständen ohne Mischbaumarten und ohne Unterstand auszugehen, da hier bei hohen Ausfallraten der Eichen die Bestandesstruktur zerstört wird und langfristig gravierende Kulturhemmnisse durch Vernässung und Vergrasung zu erwarten sind. Von der ökonomischen Seite her sind insbesondere mittelalte und alte Bestände mit gutgeformten Eichen und hohem aktuellem Wertzuwachs besonders schützenswert.

Das Ausmaß der Folgeschäden wird auf vergleichbaren Standorten durch die Häufigkeit des Raupenfraßes entscheidend beeinflusst, wie die Untersuchungen im Bienwald gezeigt haben (DELB 1999b in diesem Heft). Ein wiederholter Schwammspinnerfraß in aufeinanderfolgenden Jahren erhöht das Risiko für Folgeschäden deutlich. Daher muß vor jeder Behandlungsentscheidung geprüft werden, ob bereits im Vorjahr Kahlfraß stattgefunden hatte.

Ist das Risiko nach Abwägung aller Faktoren nicht tolerierbar, sollte eine Behandlung des jeweiligen kahlfraßbedrohten Bestandes mit einem zugelassenen Pflanzenschutzmittel vorgesehen werden. Ein Ablaufschema für die bestandesweise Behandlungsentscheidung auf Grundlage der aktuellen Erkenntnisse aus dem Bienwald macht den Entscheidungsprozeß deutlich (Abb. 2).

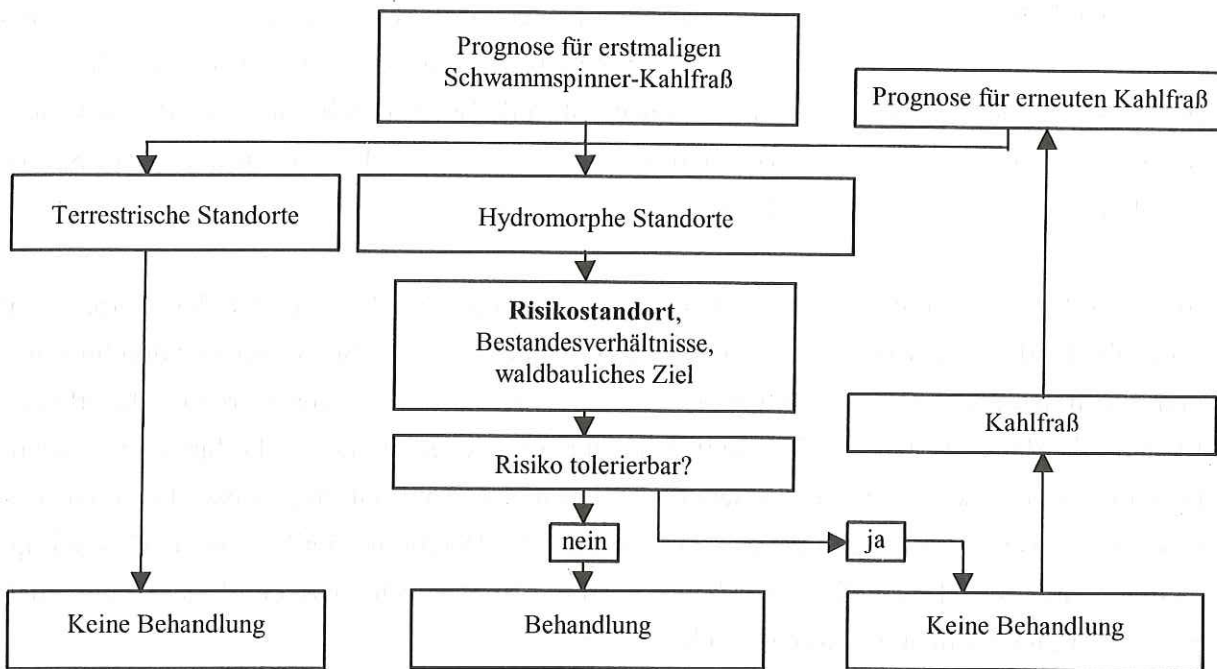


Abb. 2: Ablaufschema für die bestandesweise Behandlungsentscheidung in Abhängigkeit von der Kahlfraßprognose, dem Risikostandort, den aktuellen Bestandesverhältnissen und den waldbaulichen Zielen (siehe Text)

Treatment decision scheme in dependence of the defoliation prognosis, the risk-site, the current stand conditions and the silvicultural aims

Ein ausreichender Objektschutz der Eichenbestände kann durch den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln, beispielsweise mit den Wirkstoffen *Bacillus thuringiensis var. kurstaki* (*B.t.k.*) (bspw. Foray 48B, Dipel ES) oder *Disflubenzuron* (z.B. Dimilin 25 WP), erreicht werden (SEEMANN 1999 in diesem Heft). Im Bienwald wurde der Schwammspinnerfraß 1994 auf behandelten Flächen durch den Einsatz dieser Wirkstoffe weitestgehend verhindert, wodurch Folgeschäden vermieden wurden (DELB 1999b in diesem Heft). Virenpräparate, der Einsatz des Sexualduftstoffs *Disparlure* in Lockstofffallen oder zur Konfusion der männlichen Falter, das Ausbringen sterilisierter Insekten und der Einsatz von pilzlichen Pathogenen, Parasitoiden, Predatoren oder Nematoden stellen bislang noch keine Alternativen dar (UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE 1995).

3.2 Handlungsstrategie nach erfolgtem Schwammspinner-Kahlfraß

Nach einem Kahlfraß ist es zum Schutz der dadurch geschwächten Eichenbestände zweckmäßig, einer Massenvermehrung von Folgeschädlingen, insbesondere des Zweifleckigen Eichenprachtkäfers (*Agrilus biguttatus* (F.)) und holzbrütender Borkenkäfer (*Scolytidae*) vorzubeugen (vgl. BLOCK et al. 1999, BRECHTEL & ZWECKER 1999, DELB 1999b, alle in diesem Heft).

Der Prachtkäfer verursacht ab dem Stangenholzalter vorwiegend an geschwächten Eichen physiologische Schäden, was meist zum Absterben der Bäume führt. Der oft dem Eichenprachtkäfer in nekrotischen Bastbereichen nachfolgende Befall durch holzbrütende Borkenkäfer wie *Xyleborus monographus* (F.) und *Xyleborus peregrinus* EGG. kann bei einem bis ins Kernholz der Eichen reichenden Befall zu einer Holzentwertung führen.

Im **FRAßJAHR** sollten alle auf gefährdeten Risikostandorten (siehe Kap. 3.1) kahlgefressenen Eichenbestände nach Abschluß der Regenerationsbelaubung noch bis September durchmustert und alle frisch abgestorbenen und absterbenden Bäume ausgezeichnet werden. Absterbende Eichen mit Blattverlusten von 90 und 95% nach dem Wiederaustrieb im Fraßjahr sind gegenüber Eichenprachtkäferbefall besonders disponiert und haben erfahrungsgemäß keine Überlebenschance. Bei der Beurteilung des Blattverlustes der Bäume muß allerdings berücksichtigt werden, daß ein Mehlaubefall unter Umständen die Blätter welk aussehen lassen kann, auch wenn der Baum nicht abgestorben ist oder abstirbt.

Nach den bisherigen Erfahrungen ist der Bast der im Fraßjahr frisch abgestorbenen und absterbenden Eichen noch überwiegend intakt, so daß zu diesem Zeitpunkt nicht mit bedeutenden Entwertungen durch holzbrütende Borkenkäfer zu rechnen ist (BLOCK et al. 1999 in diesem Heft). Um Werteinbußen zu vermeiden, sollten daher besonders wertvolle Eichenbestände vorrangig durchmustert werden. Die ausgezeichneten Eichen sollten möglichst bald, jedoch noch vor März des folgenden Jahres eingeschlagen und samt Kronenmaterial ab der Derbholzgrenze (Durchmesser von mehr als 7 cm mit Rinde) abgefahren werden, damit sie nicht von holzbrütenden Borkenkäfern befallen werden (Flugzeiten im März, April und Juni, Juli). Gleichzeitig wird das Ausfliegen in der Rinde vorhandener Eichenprachtkäfer (Flugzeit im Juni, Juli) und somit die Gefahr der Infektion weiterer, nach Kahlfraß geschwächter Eichen eingedämmt. Ist die rechtzeitige Abfuhr des Holzes durch den Käufer nicht möglich, sollte das Holz auf Lagerplätze gebracht werden, die möglichst einen Mindestabstand von 2 km zu den gefährdeten Eichenbeständen einhalten sollten. Beim Einsatz von Selbstwerbern ist darauf zu achten, daß das Holz nicht im Wald gelagert wird.

Nach den Beobachtungen aus der letzten Schwammspinner-Kalamität ist auch die Überlebensrate von Eichen mit Blattverlusten von 75, 80 und 85% nach Wiederaustrieb im Fraßjahr sehr gering (WEZEL 1999, SCHRÖCK 1999 in diesem Heft). Die Einschätzung des Vitalitätszustandes anhand des Blattverlustes ist im Fraßjahr jedoch mit Unsicherheiten behaftet. Um ungerechtfertigte Auflichtungen der Eichenbestände zu vermeiden, die wiederum zu günstigeren Lebensbedingungen für die Prachtkäfer führen würden, sollten diese Eichen daher trotz ihres hohen Absterberisikos im Fraßjahr noch nicht zum Einschlag ausgezeichnet werden. Allerdings sollen Eichen mit Blattverlusten von 75 bis 85% im Fraßjahr nach Abschluß der Regenerationsbelaubung im Sommer markiert werden, um sie kurz vor Laubfall im Oktober noch-

mals gezielt auf ihren Belaubungszustand zu überprüfen und möglicherweise bei Verschlechterung ihrer Gesundheit ebenfalls für den Einschlag vorzusehen.

In den **FRAßFOLGEJAHREN** haben Eichen auf Risikostandorten ab einem Blattverlust von 75% nach den Erfahrungen aus der letzten Kalamität im Bienwald nur sehr geringe Überlebenschancen. Eichen, die nach dem Kahlfraß 1993/94 im Fraßfolgejahr 1995 Blattverluste von 75 bis 95% aufwiesen, zeigten bis 1997 Absterberaten von 75 bis 100%, obwohl in diesem Zeitraum weitere Fraßereignisse ausblieben und für das Baumwachstum vergleichsweise günstige Wetterbedingungen vorlagen (DELB 1999b in diesem Heft). Der Eichenprachtkäfer war an diesem Prozess offensichtlich maßgeblich beteiligt. Die absterbenden Eichen wiesen meist am Kronenansatz beginnend einen durch den Prachtkäferbefall zunächst partieweise abgestorbenen Bast auf, der nachfolgend von holzbrütenden Borkenkäfern befallen wurde. Dadurch konnte bei Kernbefall eine Entwertung des Holzes eintreten. Zur Vorbeugung dieser Entwicklung sollten stark geschädigte Eichen ab einem Blattverlust in den Folgejahren ohne Insektenfraß von 75% jeweils im Sommer und in einem zweiten Durchgang im Herbst vor dem Laubfall ausgezeichnet werden. Wie die im Fraßjahr gekennzeichneten Bäume sollten diese Eichen jeweils noch vor März des darauf folgenden Jahres eingeschlagen und samt Kronenmaterial abgefahren bzw. außerhalb der gefährdeten Waldbereiche gelagert werden.

Innerhalb eines Zeitraumes von etwa fünf auf den Fraß folgenden Jahren sollten in der Nähe geschädigter Eichenbestände Auflichtungen durch den Einschlag noch vitaler Bäume im Rahmen regulärer Pflegemaßnahmen unterbleiben, da ansonsten die Ausbreitung der Eichenprachtkäfer beschleunigt und weitere Waldbestände gefährdet werden können.

In durch Schwammspinner-Kahlfraß geschwächten Eichenbeständen besteht nach dem Zusammenbruch der Massenvermehrung des Schwammspinners durch weitere Entlaubungen anderer blattfressender Schmetterlingsraupen, insbesondere Frostspanner und Eichenwickler (LOBINGER 1999), in den Folgejahren eine besondere Gefährdung. Darum sollten diese Insektenpopulationen in den betroffenen Beständen wo notwendig sorgfältig überwacht (vgl. Kap. 2) und bei drohendem Kahlfraß Gegenmaßnahmen erwogen werden.

4 Waldbauliche Maßnahmen

Nach Kahlfraß durch Schwammspinner-Raupen war die Eiche auf hydromorphen Standorten im Bienwald die einzige von gravierenden Folgeschäden betroffene Laubbaumart. In Anbetracht dieser Gegebenheit ist zu überdenken, ob im Hinblick auf die Gefahren durch den Schwammspinner-Kahlfraß auf diesen Standorten ein Baumartenwechsel zu empfehlen ist. Zudem stellt sich die Frage, inwiefern waldbauliche Maßnahmen einer Massenvermehrung des Schwammspinners und des Eichenprachtkäfers als Folgeschädling vorbeugen können.

Der Bienwald ist ein typisches Eichenwaldgebiet, wie die Vegetationskartierungen von HAILER (1954, 1955a und 1955b) und WAHL (1990) zeigen. Pflanzensoziologisch gesehen liegen die geschädigten Eichenbestände vornehmlich im Bereich des Eichen-Hainbuchen- (*Querceto-Carpinetum*) oder des Eichen-Birkenwaldes (*Querceto-Betuletum*) (HAILER 1954). Auch BUB et al. (1998) führen in den von Folgeschäden betroffenen Bereichen als ökologische Standortgesellschaft überwiegend Eichenwälder unterschiedlicher Ausprägungen auf. Demnach entsprechen die von Eichen geprägten Wälder im Bienwald weitgehend der natürlichen Baumartenzusammensetzung und sind den standörtlichen Gegebenheiten auf der überwiegenden Fläche angepaßt. Ein nicht standortgerechter Eichenanbau scheidet als Ursache für die hohen Absterberaten nach Schwammspinner-Kahlfraß demnach aus.

Auch eine Detailkartierung der heutigen potentiellen natürlichen Vegetation (hpnV) in einem nach zweimaligem Licht- und Kahlfraß auf hydromorphen, wechselfrischen Grund- und Stauwasserböden stark geschädigten Eichenbestand¹ ergab, daß es sich auf dieser 11,4 ha großen Fläche vorwiegend um Eichen-Hainbuchenwald handelt (schriftl. Mitt. WAHL² 1996, vgl. SCHRÖCK 1999 in diesem Heft). Jedoch wurden in kleinflächig ausgeprägt wasserbeeinflussten Bereichen auch Erlen- und Eschen-Sumpfwald- sowie Erlenbruchwaldflächen abgegrenzt.

In Anbetracht der besonderen Gefährdung von Eichen nach Schwammspinner-Kahlfraß auf kleinstandörtlich ausgesprochen wassergeprägten Standorten, sollte hier künftig auf den künstlichen Anbau von Eichen zugunsten nassetoleranter Sumpf- und Bruchwaldbaumarten verzichtet werden. Hierzu kommen Erlen und bei besserer Nährstoffversorgung auch Eschen und Flatterulmen in Betracht. Allerdings leiden Erlen bei den wechselfrischen Standortverhältnissen im Bienwald besonders unter Trockenjahren und Eschen vertragen nach den Erfahrungen aus der Praxis keine stagnierende Sommernässe, die nach Starkniederschlägen immer wieder auftritt (mündl. Mitt. LEPPLA³ 1998). Daher sollen die besonders nassen Standorte einer sukzessionalen Entwicklung überlassen werden.

Langfristig ist in den gefährdeten Eichenwäldern ein höherer Anteil von Mischbaumarten anzustreben. Je nach geeigneten Kleinstandorten sollten Buchen, Hainbuchen oder Birken auch in den Hauptbestand einbezogen werden. Im Zusammenspiel mit der kleinstandörtlichen Mischung von Erlen, Eschen und Flatterulmen auf nasseren Standorten werden dadurch die Gefahren für den Gesamtbestand nach Schwammspinner-Kahlfraß im Sinne einer Risikominde- rung und -streuung reduziert (ROEDER 1991).

Jedoch ist die Eiche auf den meisten geschädigten Standorten, die infolge der Schadereignisse oft nur temporär vernäßt sind, zur Gewährleistung eines geschlossenen Waldbildes, vielfälti-

¹ Forstamt Schaidt, XXI 6 c³, Obere Kahl-lache-Ost, EG-Level-II Dauerbeobachtungsfläche der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz.

² Dr. Peter Wahl, Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz.

³ Peter Leppla, Leiter des Forstamtes Hagenbach im Bienwald.

ger ökologischer Funktionen und forstwirtschaftlicher Ziele nach wie vor eine wesentliche Baumart. Auf dem überwiegenden Teil der wechselfrischen und hydromorphen Standorte im Bienwald gibt es aus vegetations- und standortkundlicher Sicht keinen Anlaß zu einem großflächigen Wechsel von Eichen zu weniger von Schwammspinner-Folgeschäden gefährdeten Baumarten. Schon BORGMANN & FUNK (1930) berichten, daß nach Erfahrungen im Bienwald die Stieleiche gegen hochgradige Bodennässe die widerstandsfähigste Holzart ist. Die Eiche wird nach der Anwuchsphase, die traditionell für einen begrenzten Zeitraum durch Entwässerungsgräben unterstützt wird, wie keine andere Baumart mit den rasch wechselnden, sowohl nassen als auch trockenen Standortverhältnissen fertig.

Es ist denkbar, daß sich, soweit vom Standort her möglich, eine Mischung der Eichen mit der schattenwirksamen Buche oder ein dichter Buchen- bzw. Hainbuchen-Unterstand auf das Bestandesklima kühlend auswirkt. Dies könnte sich auf die Lebensbedingungen des Schwammspinners (FLEDER 1993, SCHWENKE 1994) und des Eichenprachtkäfers (HARTMANN 1996) als wärmeliebende Insekten nachteilig auswirken und dadurch Massenvermehrungen abschwächen.

Ein vielfältiger Waldaufbau mit einer standortgerechten Baumartenmischung und einem stufigen Bestandesgefüge entspricht den Zielen des naturnahen Waldbaues im Bienwald. In Eichenbeständen wird ein Unterstand, der insbesondere der Boden- und Schaftpflege dient, grundsätzlich angestrebt. Deshalb kann davon ausgegangen werden, daß sich die Waldzusammensetzung auch in Zukunft langfristig zugunsten von schattenreichen Bestandesstrukturen entwickeln wird. Allerdings konnte im Bienwald nicht beobachtet werden, daß buchen- oder unterstandsreiche Bestände von der letzten Schwammspinner-Kalamität 1993 und 1994 verschont geblieben sind. Die für eine Gradation günstigen warm-trockenen Wetterbedingungen zu Beginn der neunziger Jahre haben sich offensichtlich auch in schattenreichen Beständen ausgewirkt. Ein Vorteil des Unterstandes war, daß in geschädigten Eichenbeständen mit ausreichendem Hainbuchen-Unterstand trotz des Absterbens der hauptständigen Eichen keine vernäbten und vergrasten Kahlflächen entstanden sind. In diesen geschädigten Beständen besteht bezüglich der waldbaulichen Handlungsmöglichkeiten und des Handlungszeitraums ein weitaus größerer Spielraum. Darüber hinaus bilden sich die in den Fraßjahren entstandenen Wasserreiser in unterstandsreichen Beständen eher wieder zurück.

Ein dichter Buchen- oder Hainbuchen-Unterstand konnte im Bienwald nicht verhindern, daß geschwächte Eichen vom Prachtkäfer angegriffen wurden. Die Einschätzung von HARTMANN (1996), daß der Prachtkäferbefall an Eichen durch einen schattenspendenden Unterstand eingedämmt werden kann, traf offensichtlich unter den Voraussetzungen der Massenvermehrung des Eichenprachtkäfers im Bienwald nicht zu. In Bayern wurde ebenfalls keine wesentliche Eindämmung der Folgeschäden durch Prachtkäfer nach der Schwammspinner-Kalamität 1993

bei Vorhandensein eines Unterstandes festgestellt (SCHMIDT⁴ mündl. Mitt. 1999). Allerdings soll die Beimischung hauptständiger Buchen, die auch den Kronenansatz benachbarter Eichen beschatten, zur Reduktion des Eichenprachtkäferbefalls beigetragen haben. Auch in diesem Zusammenhang können demnach offenbar höhere Anteile standortgerechter Mischbaumarten im Hauptbestand zur Reduzierung von Folgeschäden beitragen.

5 Literatur

ALTENKIRCH, W. (1992): Überwachung und Prognose der Eichenwickler-Schadgesellschaft in Nordwestdeutschland. *Forst und Holz*, 47. Jg., Nr. 3, S. 57-60.

BORGMANN, W. & FUNK, G. (1930): Schutz gegen Menschen, Pflanzen, atmosphärische Einflüsse und Flugsand. In HEBß-BECK: Forstschutz. Verlag J. Neumann Neudamm, 5. Auflage, S. 481.

BLOCK, J., FISCHER, H. & WIRTH, P. (1999): Entwicklung der Holzqualität nach Schwammspinnerfraß absterbender und abgestorbener Eichen. In DELB, H. & BLOCK, J. (Hrsg.): Untersuchungen zur Schwammspinner-Kalamität 1992 bis 1994 in Rheinland-Pfalz. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Nr. 45/1999, S. 200-212.

BRECHTEL, F. & ZWECKER, N. (1999): Forstlich relevante Insekten (Käfer, Holzwespen) in vitalen, geschädigten und aktuell abgestorbenen Eichen des Bienwaldes (Rheinland-Pfalz) (*Coleoptera, Siricidae*) - Ein Beitrag zur Risikoabschätzung von Schwammspinnerfolgeschäden. In DELB, H. & BLOCK, J. (Hrsg.): Untersuchungen zur Schwammspinner-Kalamität 1992 bis 1994 in Rheinland-Pfalz. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Nr. 45/1999, S. 176-199.

BUB, M., CHRISTMANN, V. & MEYER, K. (1998): Waldfunktionenplan Bienwald. Mitteilungen der Landesforstverwaltung Rheinland Pfalz, Nr. 14/1998, 83 S.

DELB, H. (1999a): Schwammspinner-Kalamitäten in Rheinland-Pfalz. In DELB, H. & BLOCK, J. (Hrsg.): Untersuchungen zur Schwammspinner-Kalamität 1992 bis 1994 in Rheinland-Pfalz. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Nr. 45/1999, S. 2-13.

DELB, H. (1999b): Folgeschäden nach der Schwammspinner-Kalamität von 1992 bis 1994 in Rheinland-Pfalz. In DELB, H. & BLOCK, J. (Hrsg.): Untersuchungen zur Schwammspinner-Kalamität 1992 bis 1994 in Rheinland-Pfalz. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Nr. 45/1999, S. 41-117.

⁴ Olaf Schmidt, Leiter des Sachgebiets Waldökologie und Waldschutz an der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft.

FLEDER, W. (1993): Waldbauliche Aspekte im Zusammenhang mit Kalamitäten durch freifressende Schmetterlingsraupen im Forst. In WULF, A. & BERENDES, K.-H. (Bearbeiter): Schwammspinner-Kalamität im Forst. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin Dahlem, Heft 293, S. 82-93.

HAILER, N. (1954): Erläuterungsbericht zur pflanzensoziologischen Standortserkundung im Bienwald. Regierungsforstamt Neustadt a.d. Weinstraße, 22 S., unveröffentlicht.

HAILER, N. (1955a): Pflanzensoziologische Karte, Forstamt Schaidt, Betriebsverband Schaidt. Herausgegeben vom Regierungsforstamt Neustadt a.d. Weinstraße.

HAILER, N. (1955b): Pflanzensoziologische Karte, Forstamt Neulauterburg, Betriebsverband Neulauterburg. Herausgegeben vom Regierungsforstamt Neustadt a.d. Weinstraße.

HARTMANN, G. (1996): Ursachenanalyse des Eichensterbens in Deutschland - Versuch einer Synthese bisheriger Befunde. In WULF, A. & KEHR, R. (Bearbeiter): Eichensterben in Deutschland. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin Dahlem, Heft 318, S. 125-151.

KONTZOG, H.-G. (1998)(Bearbeiter): Überwachungs-, Melde- und Prognoseverfahren zum Eichenwickler (*Tortrix viridana*) und Frostspanner (*Erannis defoliaria*, *Operophtera brumata* und *fagata*). In: BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (BML): Arbeitsmaterial der BML-Arbeitsgruppe Waldschutz zu Überwachungs-, Melde- und Prognoseverfahren ausgewählter Schadorganismen des Waldes, S. 20-27.

LOBINGER, G. (1999): Zusammenhänge zwischen Insektenfraß, Witterungsfaktoren und Eichenschäden. Berichte aus der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Nummer 19, 89 S.

NAGELEISEN, L.-M., GELDREICH, P. & THOMASSIN J.-P. (1996): Des mortalités soudaines et importantes de chênes en Alsace du nord: impact du Bombyx disparate sur des peuplements affaiblis? Les Cahiers du Departement de la Santé des Forest (DSF), 1-1996 (La Santé des Forêts [France] en 1995), pp. 24-26.

RIEBELING, R. (1996): Waldwachstumskundliche Begleituntersuchungen zur Schwammspinnerkalamität in der Rheinebene - Ein erster Zwischenbericht -. In HESSISCHE LANDESANSTALT FÜR FORSTEINRICHTUNG, WALDFORSCHUNG UND WALDÖKOLOGIE, BAND 21: Schwammspinner-Massenvermehrung in Südhessen 1994, S. 353-367.

ROEDER, A. (1991): Zum Risikomanagement in Forstbetrieben. *Forst und Holz*, 46. Jg., Nr. 19, S. 533-535.

SCHRÖCK, H. W. (1999): Einfluß eines Licht- und Kahlfraßes durch Schwammspinnerraupen (*Lymantria dispar*) auf die Vitalität eines Eichenbestandes (*Quercus robur* L.) auf einem hydromorphen Standort im Bienwald. In DELB, H. & BLOCK, J. (Hrsg.): Untersuchungen zur Schwammspinner-Kalamität 1992 bis 1994 in Rheinland-Pfalz. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Nr. 45/1999, S. 134-150.

SCHRÖTER, H. & SEEMANN, D. (1996): Schwammspinnergradation 1993/94 in Baden-Württemberg - Prognose und Bekämpfung im Jahr 1994 -. In WULF, A. & BERENDES, K.-H. (Bearbeiter): Massenvermehrungen von Forstschmetterlingen. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin Dahlem, Heft 322, S. 25-40.

SCHWENKE, W. (1994): Über die Grundlagen der Entstehung und Begegnung von Insekten-Massenvermehrungen im Wald. *Anzeiger für Schädlingskunde*, Pflanzenschutz - Umweltschutz 67, S. 120-124.

SEEMANN, D. (1999): Bekämpfung der Schwammspinnerraupen im Bienwald im Frühjahr 1994. In DELB, H. & BLOCK, J. (Hrsg.): Untersuchungen zur Schwammspinner-Kalamität 1992 bis 1994 in Rheinland-Pfalz. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Nr. 45/1999, S. 27-40.

UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE (1995): Gypsy Moth Management in the United States: a cooperative approach. Published by U.S. Department of Agriculture (USDA), Forest Service, Northeastern Area State and Private Forestry Radnor, PA. Volume I of V: Environmental Impact Statement, Summary, 25 p.

WACHTENDORF (1955): Beiträge zur Kenntnis des Eichenprachtkäfers *Agrilus biguttatus* Fabr. und *Coraebus undatus* Fabr.. *Zeitschrift für angewandte Entomologie* 37, S. 327-339.

WAHL, P. (1990): Heutige potentielle natürliche Vegetation (hpnV) Rheinland-Pfalz - Vegetationskundliche Standortskarte -. Bearbeiter: Dr. Peter Wahl, Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz, Bearbeitungsstand 01. Dezember 1990, unveröffentlicht.

WEZEL, G. (1999): Untersuchungen der Schwammspinner-Folgeschäden in Baden-Württemberg. In SEEMANN, D. (Bearbeiter): Die Massenvermehrung des Schwammspinners in Baden-Württemberg 1993-94. Freiburger Forstliche Forschung, im Druck.

Anschrift der Autoren:

Horst Delb und Dr. Joachim Block, Forstliche Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Schloß, Hauptstraße 16, 67705 Trippstadt; Prof. Dr. Karl Keilen, Ministerium für Umwelt und Forsten, Kaiser-Friedrich-Straße 1, 55116 Mainz

Bildanhang:

- Bild 1: Schwammspinnerraupe (*Lymantria dispar* L. im Larvenstadium L 4)
- Bild 2: Schwammspinnerraupen während der Massenvermehrung 1994
- Bild 3: Behandlungsgrenze: unbehandelt mit Kahlfraß 1994 (rechte Bildhälfte) und behandelte ohne Fraß (linke Bildhälfte)
- Bild 4: Infolge zweimaligem Kahlfraß abgestorbene Alteichen im Naturwaldreservat Stuttpferch, September 1997
- Bild 5: Nach einmaligem Kahlfraß abgestorbene Fichten in der Abteilung Kahnliche-Ost, März 1996
- Bild 6: Abgestorbene Eichen im Dickungsalter in der Abteilung Windheimer Schläge, September 1995
- Bild 7: Infolge des Befalls durch Eichenprachtkäfer (*Agrilus biguttatus* (F.)) im August 1995 absterbende Eiche, Abteilung Ratzenbuckel-Nord
- Bild 8: Belaubungszustand einer stark geschädigten Eiche mit Eichenprachtkäferbefall in der Abteilung Heßbach, Juli 1997
- Bild 9: Infolge Schwammspinnerfraß entstandene Kahlfläche in der Abteilung Saubuckel, die nach Totalausfall der Eichen vergrast und vernäßt ist, Juli 1997
- Bild 10: Adulter Eichenprachtkäfer, der aus einer Holzprobe der Eklektorenuntersuchung geschlüpft ist
- Bild 11: Schleimflußflecken als Zeichen einer Abwehrreaktion auf Eichenprachtkäferbefall in der Abteilung Heßbach, Juli 1997
- Bild 12: Larvengänge des Eichenprachtkäfers
- Bild 13: Gabelgänge des *Xyleborus monographus* (F.) an einem Eichenstamm
- Bild 14: Leitergang des *Trypodendron signatum* OLIV.

Fotonachweis: BRECHTEL, F. (Bild 10, 12), DELB, H. (Bild 4, 5, 6, 8, 9, 11, 13), JOCHUM, M. (Bild 14), LAFRENZ, R. (Bild 7), LEPPLA, P. (Bild 1), WIRTH, P. (Bild 2, 3)

The first part of the document discusses the importance of maintaining accurate records of all transactions.

This section outlines the various methods used to collect and analyze data from different sources.

The following table provides a detailed breakdown of the data collected over the course of the study.

It is important to note that the data presented here is preliminary and subject to change as more information is gathered.

The results of the analysis indicate a strong correlation between the variables studied, suggesting a clear trend.

Further research is needed to explore the underlying causes of these trends and to develop effective strategies.

The data also shows that there are significant differences in behavior across different demographic groups.

These findings have important implications for policy-making and for understanding human behavior.

The study was conducted over a period of six months, during which time a large amount of data was collected.

The methodology used was rigorous and designed to ensure the highest quality of data and analysis.

The results are presented in a clear and concise manner, allowing for easy interpretation of the findings.

The study was supported by a grant from the National Science Foundation, which we gratefully acknowledge.

The authors would like to thank the participants who made this study possible and the staff who assisted throughout the process.

In conclusion, the study has provided valuable insights into the relationship between the variables and has identified areas for further research.

Bisher sind folgende Mitteilungen aus der *Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz* erschienen:

45/1999	DELB, BLOCK (Hrsg.) Untersuchungen zur Schwammspinner-Kalamität von 1992 bis 1994 in Rheinland-Pfalz ISSN 0931-9662	DM 25,--
44/1998	Jahresbericht 1998 ISSN-0931-9662 ISSN-0936-6067	
43/1997	Jahresbericht 1997 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
42/1997	BÜCKING, EISENBARTH, JOCHUM Untersuchungen zur Lebendlagerung von Sturmwurfholz der Baumarten Fichte, Kiefer, Douglasie und Eiche ISSN 0931-9662	DM 20,--
41/1997	Autorenkollektiv Stand der Ursachenforschung zu Douglasienschäden – derzeitige Empfehlungen für die Praxis ISSN 0931-9662	DM 20,--
40/1997	SCHRÖCK (Hrsg.) Untersuchungen an Waldökosystemdauerbeobachtungsflächen in Rheinland-Pfalz – <i>Tagungsbericht zum Kolloquium am 04. Juni 1996 in Trippstadt</i> – ISSN 0931-9662	DM 15,--
39/1997	Jahresbericht 1996 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
38/1996	Autorenkollektiv Naturwaldreservate in Rheinland-Pfalz: Erste Ergebnisse aus dem Naturwaldreservat Rotenberghang im Forstamt Landstuhl ISSN 0931-9662	DM 25,--
37/1996	HUNKE Differenzierte Absatzgestaltung im Forstbetrieb – Ein Beitrag zu Strategie und Steuerung der Rundholzvermarktung ISSN 0931-9662	DM 20,--
36/1996	Jahresbericht 1995 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
35/1995	BLOCK, BOPP, BUTZ-BRAUN, WUNN Sensitivität rheinland-pfälzischer Waldböden gegenüber Bodendegradation durch Luftschadstoffbelastung ISSN 0931-9662	DM 15,--

34/1995	AUTORENKOLLEKTIV Genetik und Waldbau unter besonderer Berücksichtigung der heimischen Eichenarten ISSN 0931-9662	DM 15,--
33/1995	EISENBARTH Schnittholzeigenschaften bei Lebendlagerung von Rotbuche (<i>Fagus sylvatica</i> L.) aus Wintersturmwurf 1990 in Abhängigkeit von Lagerart und Lagerdauer ISSN 0931-9662	DM 12,--
32/1995	Autorenkollektiv Untersuchungen an Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen in Rheinland-Pfalz ISSN 0931-9662	DM 12,--
31/1995	Jahresbericht 1994 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
30/1994	SCHÜLER: Ergebnisse forstmeteorologischer Messungen für den Zeitraum 1988 bis 1992 ISSN 0931-9662	DM 12,--
29/1994	FISCHER: Untersuchung der Qualitätseigenschaften, insbesondere der Festigkeit von Douglasien-Schnittholz (<i>Pseudotsuga Menziesii</i> (Mirb.) Franco), erzeugt aus nicht-wertgeästeten Stämmen ISSN 0931-9662	DM 12,--
28/1994	SCHRÖCK: Kronenzustand auf Dauerbeobachtungsflächen in Rheinland-Pfalz - Entwicklung und Einflußfaktoren - ISSN 0931-9662	DM 12,--
27/1994	OESTEN, ROEDER: Zur Wertschätzung der Infrastrukturleistungen des Pfälzerwaldes ISSN 0931-9662	DM 12,--
26/1994	Jahresbericht 1993 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
25/1994	WIERLING: Zur Ausweisung von Wasserschutzgebieten und den Konsequenzen für die Forstwirtschaft am Beispiel des Pfälzerwaldes ISSN 0931-9662	DM 12,--
24/1993	BLOCK: Verteilung und Verlagerung von Radiocäsium in zwei Waldökosystemen in Rheinland-Pfalz insbesondere nach Kalk- und Kaliumdüngungen ISSN 0931-9662	DM 12,--
23/1993	HEIDINGSFELD Neue Konzepte zum Luftbildeinsatz für großräumig permanente Waldzustandserhebungen und zur bestandesbezogenen Kartierung flächenhafter Waldschäden ISSN 0931-9662	DM 18,--
22/1993	Jahresbericht 1992 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	

21/1992	AUTORENKOLLEKTIV: Der vergleichende Kompensationsversuch mit verschiedenen Puffersubstanzen zur Minderung der Auswirkungen von Luftschadstoffeinträgen in Waldökosystemen - Zwischenergebnisse aus den Versuchsjahren 1988 - 1991 - ISSN 0931-9662	DM 12,-- vergriffen
20/1992	Jahresbericht 1991 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
19/1991	AUTORENKOLLEKTIV: Untersuchungen zum Zusammenhang zwischen Sturm- und Immissionsschäden im Vorderen Hunsrück - "SIMS" - ISSN 0931-9662	DM 12,--
18/1991	SCHÜLER, BUTZ-BRAUN, SCHÖNE: Versuche zum Bodenschutz und zur Düngung von Waldbeständen ISSN 0931-9662	DM 12,--
17/1991	BLOCK, BOPP, GATTI, HEIDINGSFELD, ZOTH: Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz ISSN 0931-9662	DM 12,--
16/1991	BLOCK, BOCKHOLT, BORCHERT, FINGERHUT, HEIDINGSFELD, SCHRÖCK: Immissions-, Wirkungs- und Zustandsuntersuchungen in Waldgebieten von Rheinland-Pfalz - Sondermeßprogramm Wald, Ergebnisse 1983-1989 ISSN 0931-9662	DM 12,--
15/1991	Jahresbericht 1990 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
14/1990	BLOCK: Ergebnisse der Stoffdepositionsmessungen in rheinland-pfälzischen Waldgebieten 1984 - 1989 ISSN 0931-9662	DM 12,-- vergriffen
13/1990	SCHÜLER Der kombinierte Durchforstungs- und Düngungsversuch Kastellaun - angelegt 1959 - heute noch aktuell ? ISSN 0931-9662	DM 12,--
12/1990	Jahresbericht 1989 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
11/1989	BLOCK, DEINET, HEUPEL, ROEDER, WUNN: Empirische, betriebswirtschaftliche und mathematische Untersuchungen zur Wipfelköpfung der Fichte ISSN 0931-9662	DM 12,--
10/1989	HEIDINGSFELD: Verfahren zur luftbildgestützten Intensiv-Waldschadenserhebung in Rheinland-Pfalz ISSN 0931-9662	DM 25,--
9/1989	Jahresbericht 1988 ISSN 0936-6067	
8/1988	GERECKE: Zum Wachstumsgang von Buchen in der Nordpfalz ISSN 0931-9662	DM 25,--

7/1988	BEUTEL, BLOCK: Terrestrische Parkgehölzschadenserhebung (TPGE 1987) ISSN 0931-9662	DM 12,--
6/1988	Jahresbericht 1987 ISSN 0931-9662	
5/1988	Die Forstliche Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz im Dienste von Wald und Forstwirtschaft - Reden anlässlich der Übergabe des Schlosses Trippstadt als Dienstsitz am 10.04.1987 - ISSN 0931-9662	DM 12,--
4/1987	BEUTEL, BLOCK: Terrestrische Feldgehölzschadenserhebung (TFGE 1986) ISSN 0931-9662	DM 12,-- vergriffen
3/1987	BLOCK, FRAUDE, HEIDINGSFELD: Sondermeßprogramm Wald (SMW) ISSN 0931-9662	DM 12,--
2/1987	BLOCK, STELZER: Radioökologische Untersuchungen in Waldbeständen ISSN 0931-9662	DM 12,--
1/1987	Jahresbericht 1984-1986 ISSN 0931-9662	vergriffen



Bild 1

Bild 2



Bild 3

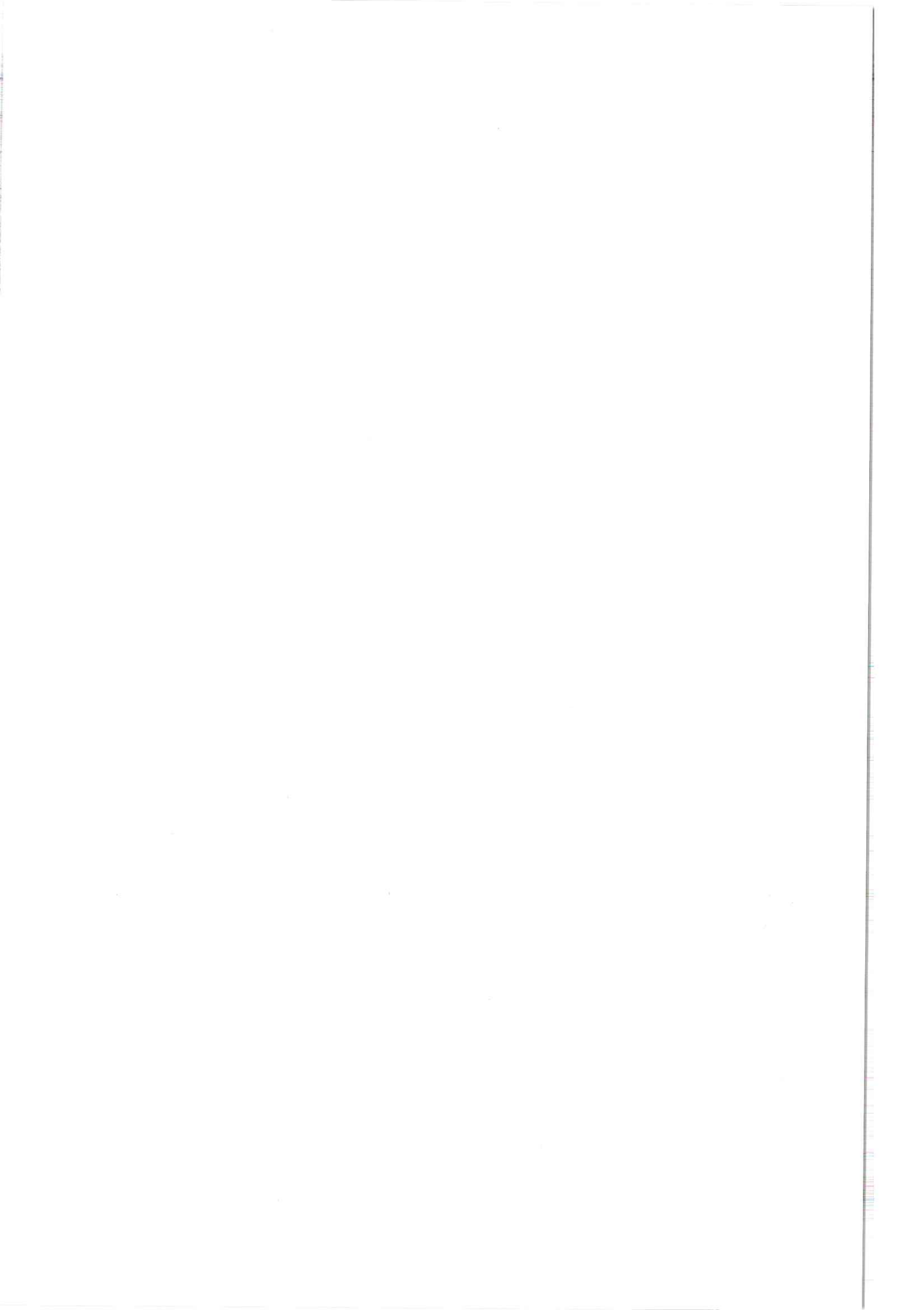


Bild 4

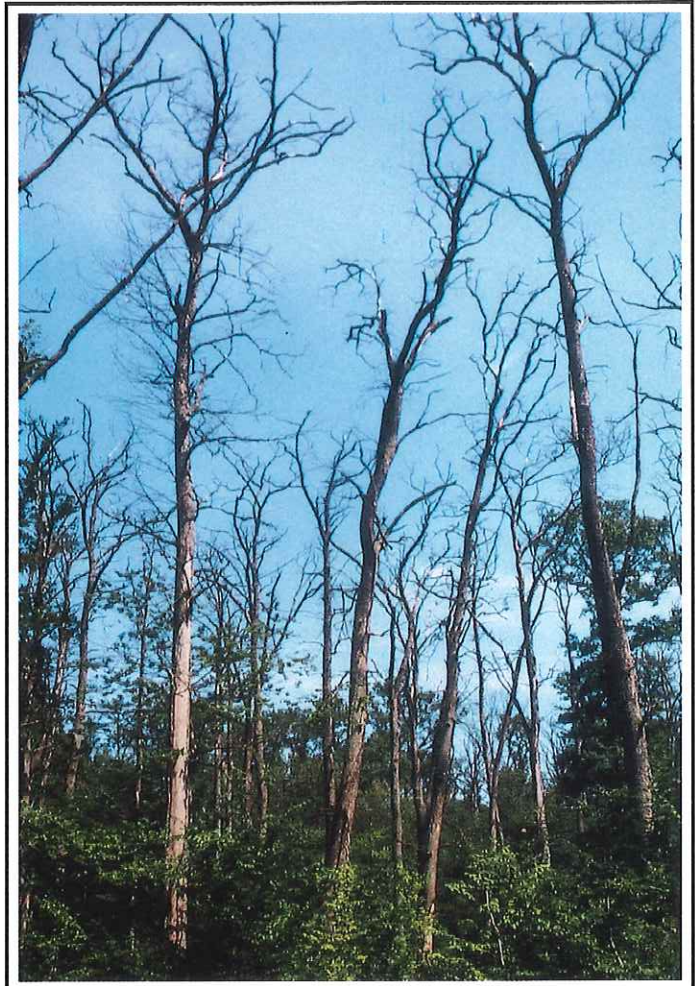
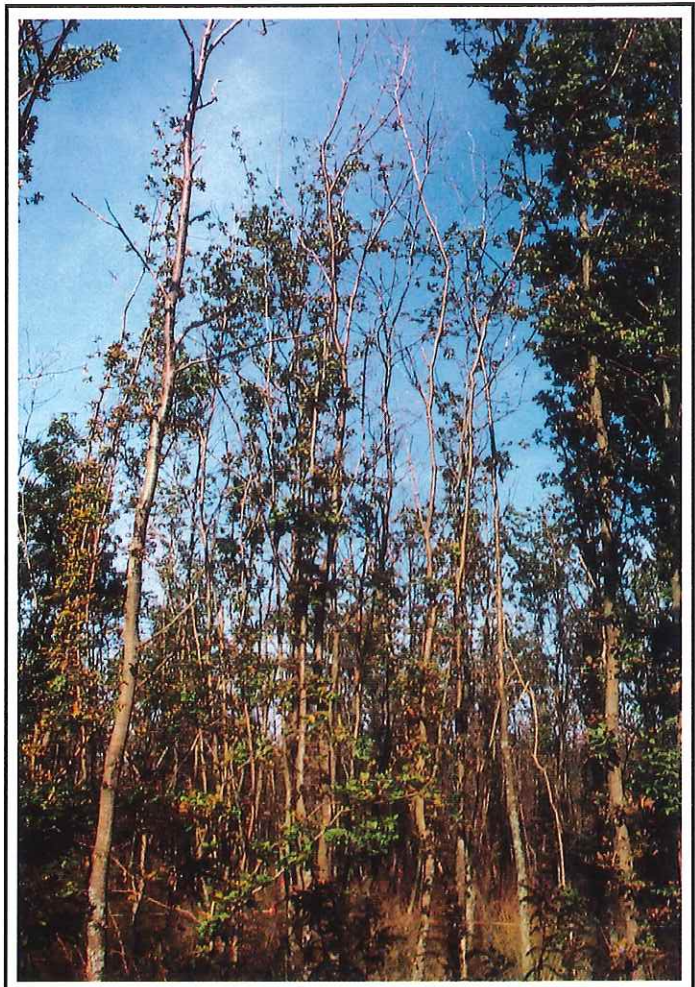


Bild 5

Bild 6



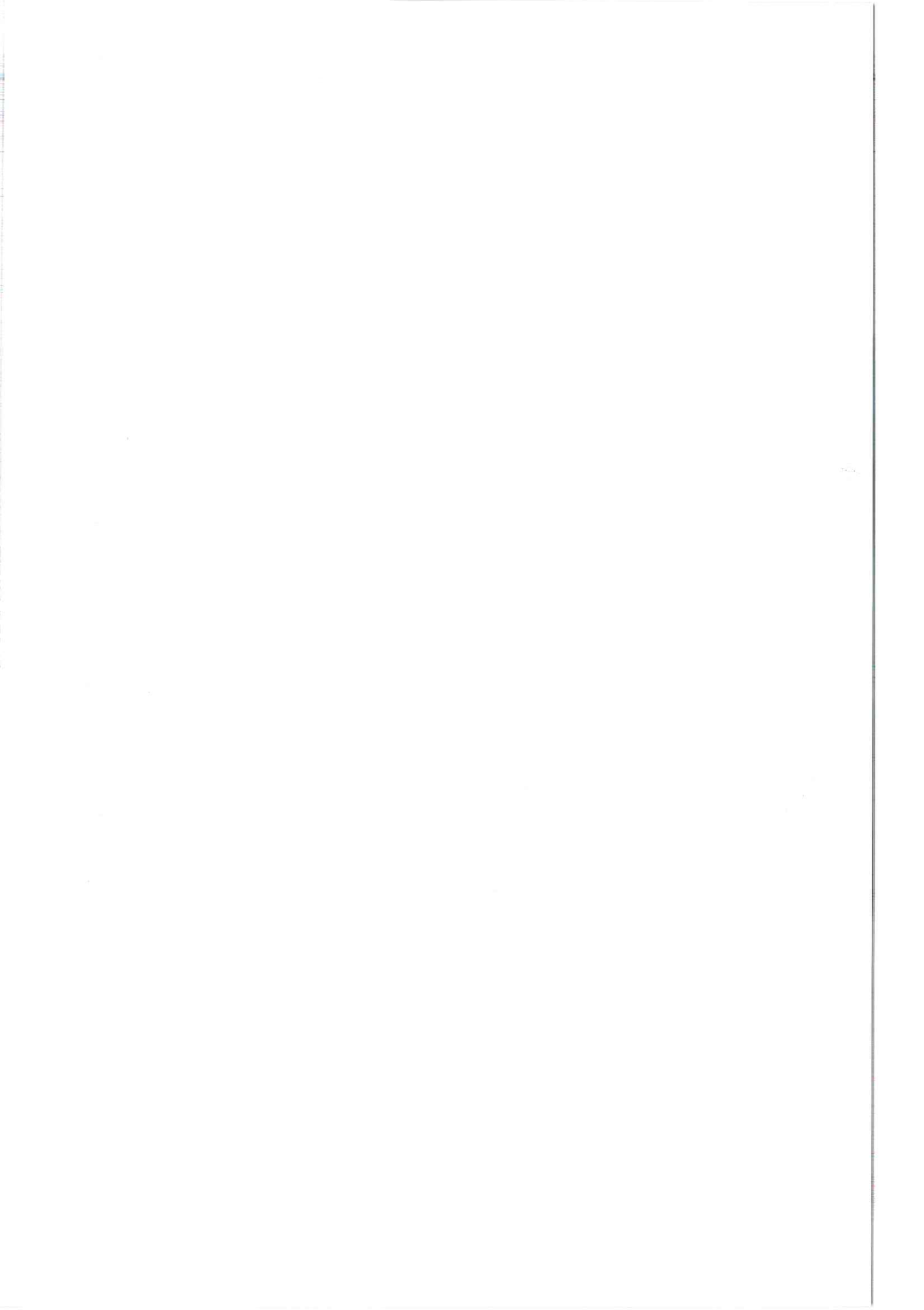


Bild 7

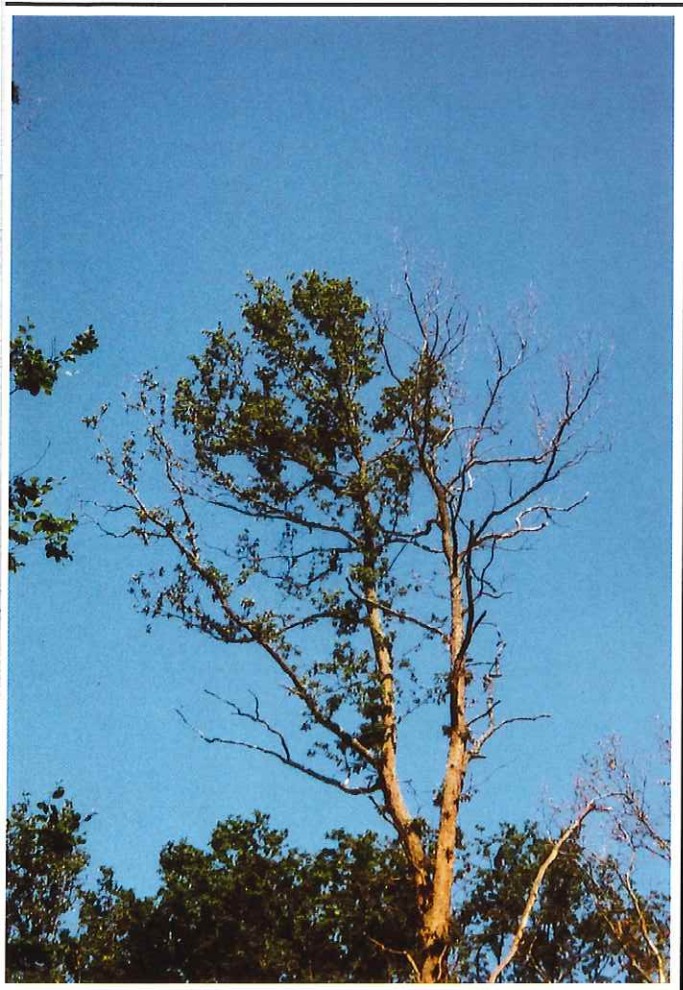
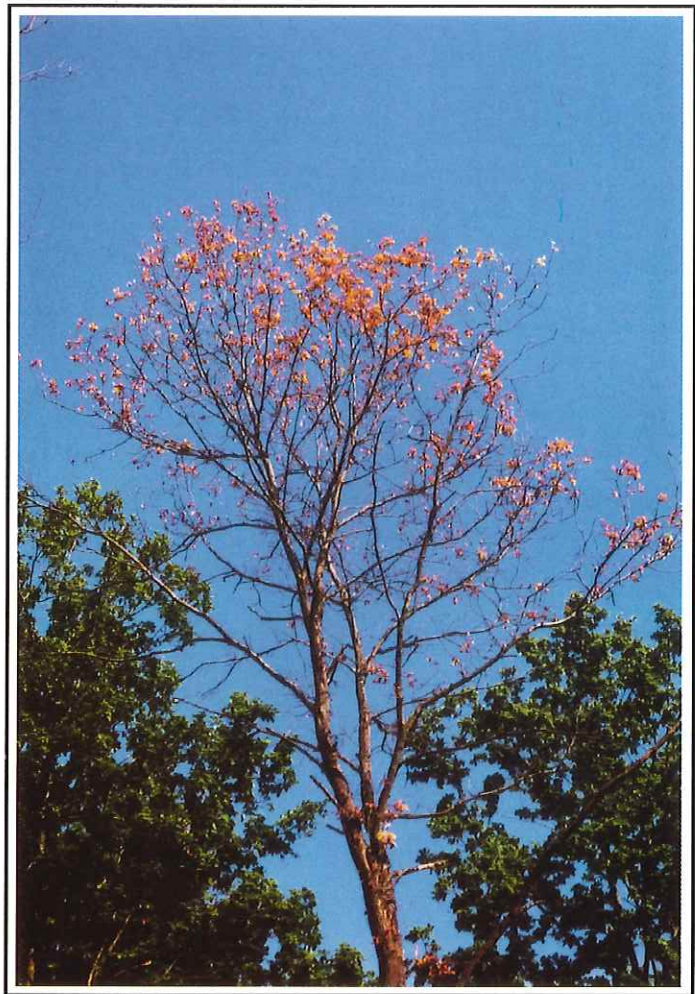


Bild 8

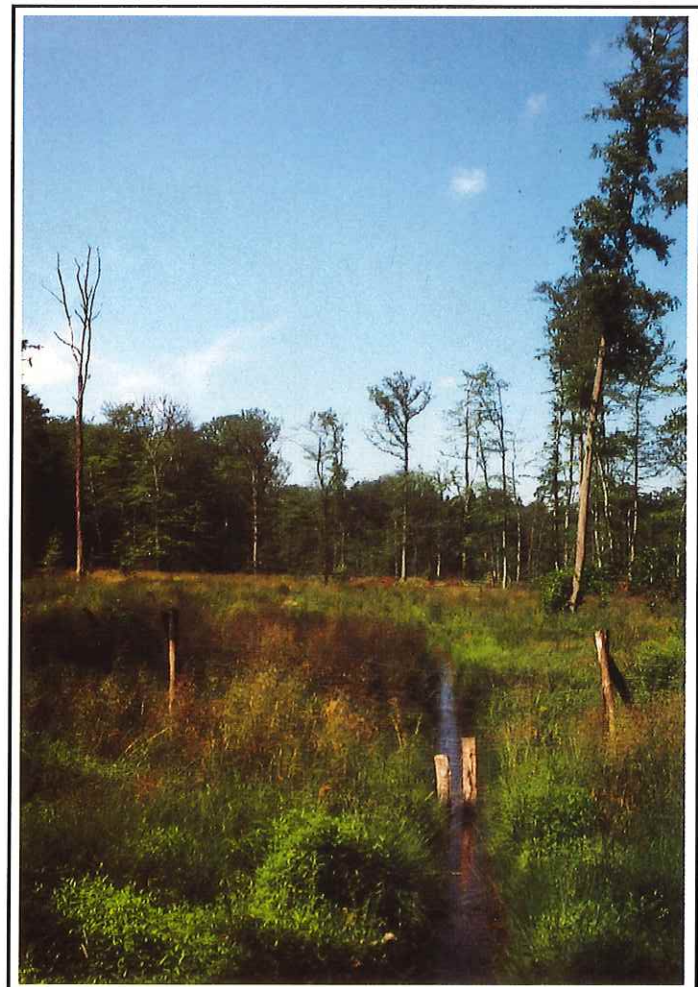


Bild 9

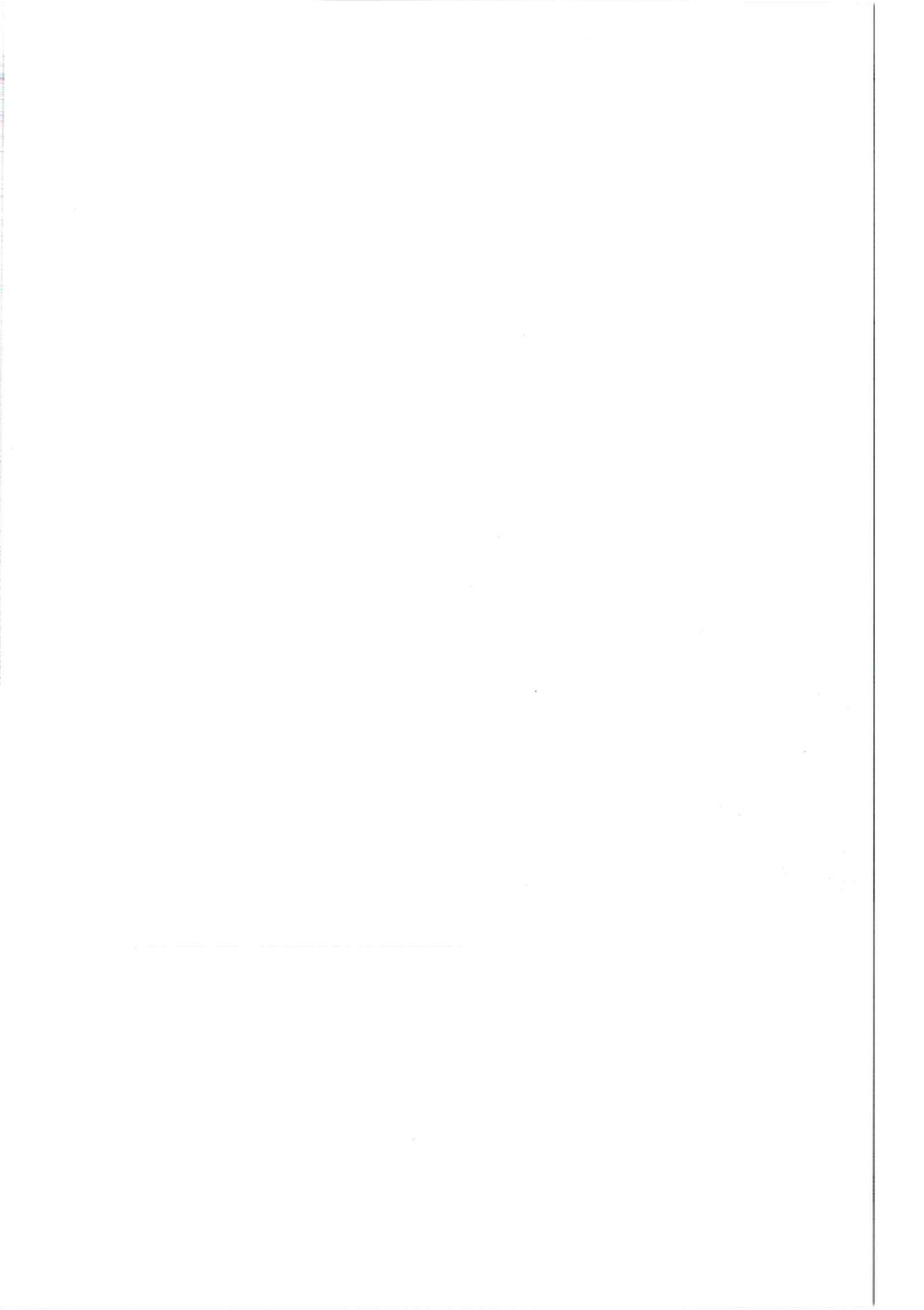


Bild 10



Bild 11

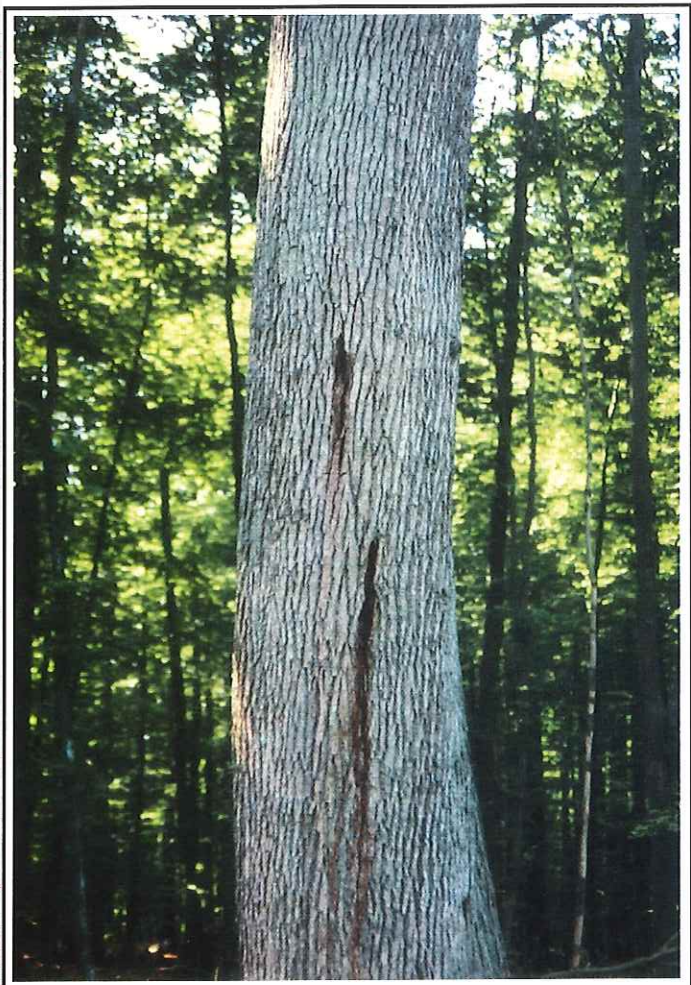
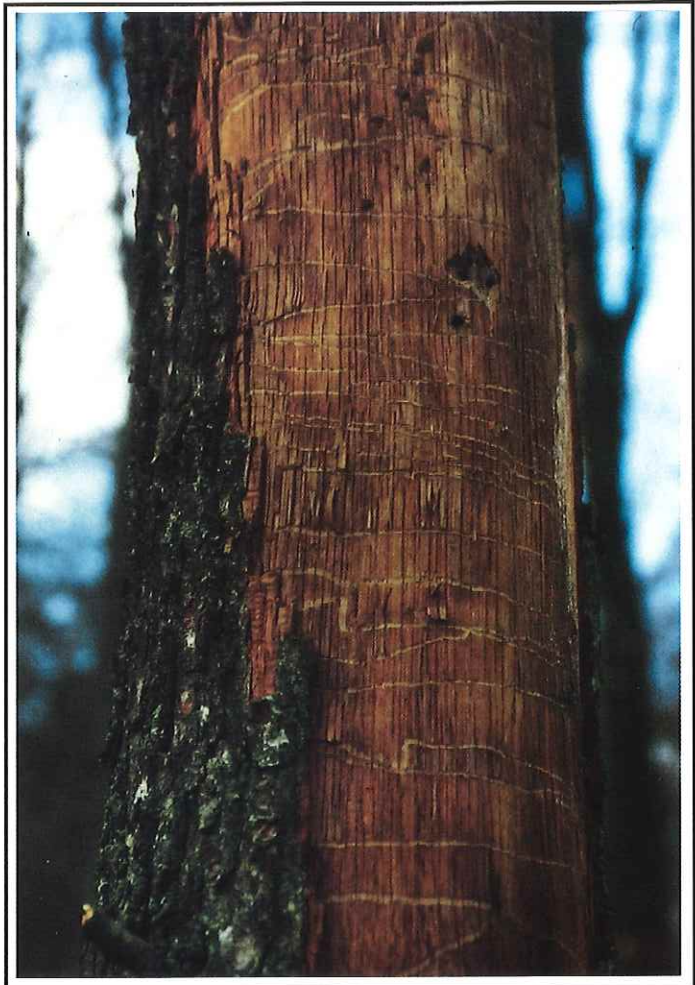


Bild 12



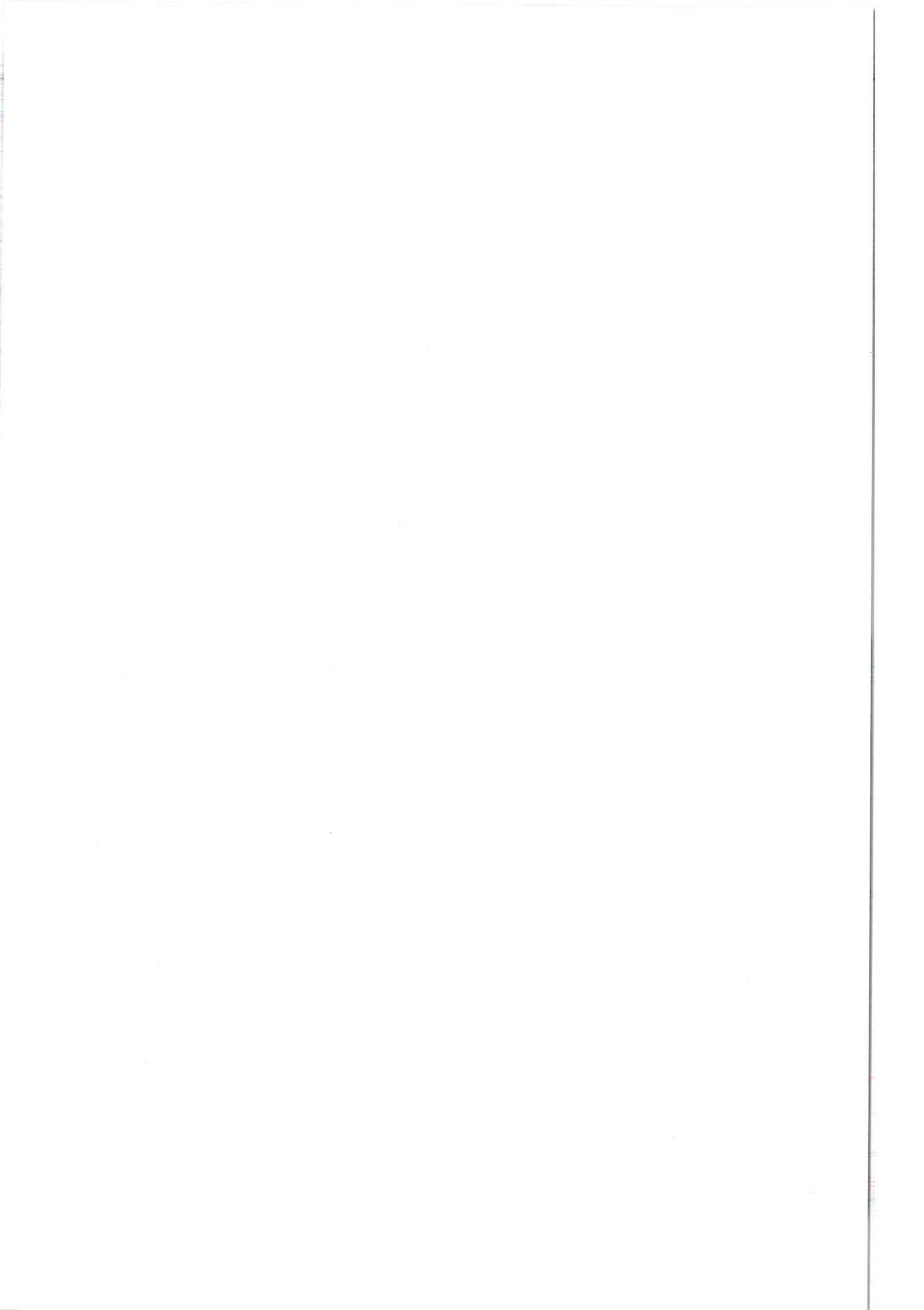


Bild 13



Bild 14

