

**Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt  
für Land- und Forstwirtschaft  
Berlin-Dahlem**



**Zur Bedeutung von Misteln im Forstschutz**

Ein Vergleich nordamerikanischer und europäischer Arten:  
Schaden, Kontrolle, Gefahrenpotential und  
Quarantäneaspekte unter besonderer Berücksichtigung  
der Zwergmistelgattung *Arceuthobium*

**On the significance of mistletoes for forest protection**

A comparison between North American and European species:  
damage, control, potential risks and quarantine aspects with  
special respect to the genus *Arceuthobium* (dwarf mistletoe)

von

**cand. forest. Thomas Janssen**

und

**Prof. Dr. Alfred Wulf**

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft,  
Institut für Pflanzenschutz im Forst, Braunschweig

Heft 369

Berlin 1999

Parey Buchverlag Berlin  
Kurfürstendamm 57, D-10707 Berlin

### **Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft (BBA)**

Präsident: Professor Dr. Fred Klingauf, Messeweg 11/12, D-38104 Braunschweig

Die Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft (BBA), deren Entstehung auf die 1898 gegründete Biologische Abteilung am Kaiserlichen Gesundheitsamt in Berlin zurückgeht, ist eine selbständige Bundesoberbehörde und Bundesforschungsanstalt im Geschäftsbereich des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Ihre Aufgaben sind im Pflanzenschutz-, Gentechnik- und Bundesseuchengesetz festgelegt und umfassen u. a.:

- Forschungen auf dem Gesamtgebiet des Pflanzen- und Vorratsschutzes,
- Prüfung und Zulassung von Pflanzenschutzmitteln,
- Eintragung und Prüfung von Pflanzenschutzgeräten,
- Mitwirkung bei der Genehmigung zur Freisetzung und dem Inverkehrbringen gentechnisch veränderter Organismen einschließlich Forschung zur biologischen Sicherheit,
- Beteiligung bei der Bewertung von Umweltchemikalien nach dem Chemikalienrecht.

Die Forschungsarbeiten der BBA schaffen Grundlagen für Entscheidungshilfen zur Ernährungs-, Land- und Forstwirtschaftspolitik sowie zur Verbraucherpolitik. Über 900 Mitarbeiter, davon 300 Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler, sind bei der BBA beschäftigt.

### **The Federal Biological Research Centre for Agriculture and Forestry (BBA)**

President: Professor Dr. Fred Klingauf, Messeweg 11/12, D-38104 Braunschweig

The Federal Biological Research Centre for Agriculture and Forestry (BBA), which originates from the Biological Division at the Empirical Health Office, founded in Berlin in 1898, is a federal authority in its own right and federal research centre in the jurisdiction of the Federal Ministry of Food, Agriculture and Forestry (BML). Its tasks are mainly defined by the Plant Protection Act as well as the Genetechnology Act and include among others:

- research in the whole field of plant protection and stored products protection,
- examination and authorization of plant protection products,
- registration and examination of plant protection equipment,
- participation in authorizing genetically modified organisms deliberately released and issued, including investigations on biosafety,
- cooperation in assessing chemicals of environmental relevance according to the Chemicals Act.

The research work of the BBA is providing decisional foundations not only in the political field of food, agriculture and forestry but also for consumer policy. There are more than 900 employees, including 300 scientists, who work at the BBA.

Anschrift für **Tauschsendungen**:

Please address exchanges to:

Adressez **échanges**, s'il vous plaît:

Para el **canje** dirigirse por favor a:

Bibliothek der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft

Königin-Luise-Straße 19, D-14195 Berlin (Dahlem)

Postanschrift: 14191 Berlin

**Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt  
für Land- und Forstwirtschaft  
Berlin-Dahlem**



**Zur Bedeutung von Misteln im Forstschutz**

Ein Vergleich nordamerikanischer und europäischer Arten:  
Schaden, Kontrolle, Gefahrenpotential und  
Quarantäneaspekte unter besonderer Berücksichtigung  
der Zwergmistelgattung *Arceuthobium*

**On the significance of mistletoes for forest protection**

A comparison between North American and European species:  
damage, control, potential risks and quarantine aspects with  
special respect to the genus *Arceuthobium* (dwarf mistletoe)

von

**cand. forest. Thomas Janssen**

und

**Prof. Dr. Alfred Wulf**

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft,  
Institut für Pflanzenschutz im Forst, Braunschweig

Heft 369

Berlin 1999

*Herausgegeben von der  
Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft,  
Berlin-Dahlem*

Parey Buchverlag Berlin  
Kurfürstendamm 57, D-10707 Berlin

ISSN 0067-5849

ISBN 3-8263-3253-9

Die Deutsche Bibliothek – CIP-Einheitsaufnahme

**Janssen, Thomas:**

Zur Bedeutung von Misteln im Forstschutz; ein Vergleich nordamerikanischer und europäischer Arten; Schaden, Kontrolle, Gefahrenpotential und Quarantäneaspekte unter besonderer Berücksichtigung der Zwergmistelgattung *Arceuthobium* = On the significance of mistletoes for forest protection / von Thomas Janssen und Alfred Wulf. Hrsg. von der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin-Dahlem.

– Berlin: Parey, [in Komm.], 1999.

(Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin-Dahlem; H. 369)

ISBN 3-8263-3253-9

© Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft

Das Werk ist urheberrechtlich geschützt. Die dadurch begründeten Rechte, insbesondere die der Übersetzung, des Nachdrucks, des Vortrages, der Entnahme von Abbildungen, der Funksendung, der Wiedergabe auf photomechanischem oder ähnlichem Wege und der Speicherung in Datenverarbeitungsanlagen, bleiben auch bei nur auszugsweiser Verwertung, vorbehalten. Eine Vervielfältigung dieses Werkes oder von Teilen dieses Werkes ist auch im Einzelfall nur in den Grenzen der gesetzlichen Bestimmungen des Urheberrechtsgesetzes der Bundesrepublik Deutschland vom 9. September 1965 in der Fassung vom 24. Juni 1985 zulässig. Sie ist grundsätzlich vergütungspflichtig. Zuwiderhandlungen unterliegen den Strafbestimmungen des Urheberrechtsgesetzes.

1999 Kommissionsverlag Parey Buchverlag Berlin, Kurfürstendamm 57, 10707 Berlin. Printed in Germany by Arno Brynda, Berlin.



## INHALTSVERZEICHNIS

|  | Seite     |
|--|-----------|
| <b>1. Einleitung</b> .....   | <b>7</b>  |
| 1.1 Einführung.....  | 7         |
| 1.2 Darstellung des Problems und des Kenntnisstandes .....                       | 9         |
| 1.3 Zielrichtung .....   | 14        |
| <b>2. Biologie</b> .....   | <b>15</b> |
| 2.1 Misteln als parasitische Blütenpflanzen .....                                | 15        |
| 2.2 Systematik und Taxonomie .....   | 17        |
| 2.3 Morphologie und Anatomie .....   | 19        |
| 2.4 Physiologie .....  | 23        |
| 2.5 Geographische Verbreitung und Wirtsbaumarten .....                           | 28        |
| 2.5.1 Europa .....   | 28        |
| 2.5.2 Nordamerika .....  | 30        |
| 2.6 Verbreitungs- und Befallsdynamik .....                                       | 37        |
| 2.6.1 <i>Loranthus sp.</i> , <i>Phoradendron spp.</i> , <i>Viscum spp.</i> ..... | 37        |
| 2.6.2 <i>Arceuthobium spp.</i> .....   | 40        |
| 2.6.2.1 Lokale Ausbreitung .....   | 40        |
| 2.6.2.1.1 Befallszunahme innerhalb von Beständen .....                           | 42        |
| 2.6.2.1.2 Standortqualität, Vitalität .....                                      | 44        |
| 2.6.2.2 Verbreitung über weite Distanzen .....                                   | 45        |
| <b>3. Schäden</b> .....  | <b>47</b> |
| 3.1 Pathogenese und Symptomatik .....  | 47        |
| 3.2 Schadefekte .....  | 56        |
| 3.2.1 Zuwachsverluste .....  | 57        |
| 3.2.2 Mortalität .....   | 62        |
| 3.2.3 Verminderung der Samenproduktion .....                                     | 64        |
| 3.2.4 Veränderung der Holzeigenschaften und der Holzqualität .....               | 65        |
| 3.2.5 Prädisposition für sekundäre Schäden .....                                 | 69        |
| 3.2.6 Ökologische Auswirkungen .....   | 71        |
| 3.3 Ausmaß der Schäden und wirtschaftliche Bedeutung .....                       | 72        |
| 3.3.1 Nordamerika ( <i>Phoradendron spp.</i> , <i>Arceuthobium spp.</i> ) .....  | 72        |

|  | Seite      |
|--|------------|
| 3.3.1.1 USA ( <i>Arceuthobium spp.</i> ) .....   | 72         |
| 3.3.1.2 Kanada ( <i>Arceuthobium spp.</i> ) .....  | 77         |
| 3.3.2 Europa .....   | 79         |
| 3.3.2.1 <i>Viscum album spp.</i> .....   | 79         |
| 3.3.2.2 <i>Loranthus europaeus</i> (Österreich) .....  | 87         |
| 3.3.2.3 <i>Arceuthobium oxycedri</i> (Süd- und Südosteuropa) .....   | 89         |
| 3.4 Ursachenhypothesen für zunehmenden Mistelbefall .....  | 90         |
| <b>4. Kontrolle</b> .....  | <b>94</b>  |
| 4.1 Möglichkeiten und Ziele .....  | 94         |
| 4.2 Waldbauliche Maßnahmen .....   | 96         |
| 4.3 Feuer ( <i>Arceuthobium spp.</i> ) .....   | 99         |
| 4.4 Chemische Bekämpfung .....   | 100        |
| <b>5. Einschleppungsrisiko, Gefahrenpotential für Europa und Quarantänebestimmungen (<i>Arceuthobium spp.</i>)</b> ..... | <b>102</b> |
| 5.1 Ausgangssituation .....  | 102        |
| 5.2 Voraussetzungen für eine Einschleppung nach bzw. Etablierung in Europa .....   | 103        |
| 5.2.1 Europäische Nadelhölzer als potentielle Wirtsbaumarten .....   | 103        |
| 5.2.2 Vegetationszonen und klimatische Bedingungen .....   | 105        |
| 5.2.3 Möglichkeiten der Einschleppung nach Europa .....  | 106        |
| 5.3 Gefahrenpotential für Europa .....   | 106        |
| 5.4 Quarantänebestimmungen .....   | 108        |
| 5.4.1 <i>Arceuthobium spp.</i> als Quarantäneorganismus .....  | 108        |
| 5.4.2 Pflanzenschutz- und Quarantänebestimmungen der Bundesrepublik Deutschland .....                                    | 110        |
| 5.5 Wertung der Quarantänebestimmungen .....   | 110        |
| <b>6. Ökonomische und ökologische Bewertung</b> .....  | <b>113</b> |
| <b>7. Zusammenfassung</b> .....  | <b>118</b> |
| <b>8. Literaturverzeichnis</b> .....   | <b>120</b> |
| <b>9. Anhang</b> .....   | <b>130</b> |
| <b>10. Danksagung</b> .....  | <b>141</b> |

*Finally, mistletoes are integral members of terrestrial ecosystems. As we alter those systems and as equilibria shift, many disease problems may intensify. Only by understanding the mistletoes within their broad ecological framework can they be effectively managed.*

D.M. KNUTSON (1983)

Agrippine matrimonio: & Nerōe priuigno clarior poitea: oiciuari complectiq; eam  
foliis: nō mō cubare sub ea. uinūq; illi affūdere. Vicia lūco ē Ilex & ip̄a nobilit̄.  
xxxv. pedū ambitu caudicis. x. arborei metiēs singulas magnitudinis uisende. siluāq;  
sola facit. Hedera necari arborei. certū ē. Simile qdā & in uisco. tāceti tardiori  
earū iniuriā arbitrāt. Nāq; & hoc p̄ter fructus agnoscat nō ī uouissimis mirabile.  
¶ Quedā. n. in terra gigni nō possunt & in arboribus nascunt. nāq; cū suam sedē non  
babeāt: in aliena uiuūt: sicut uiscū. Est & in Syria herba que uocat Cassia: nō  
m̄ arboribus: sed ipsi enā spinis circūuoluēs sese. Itē circa tēpla Thebaisica que Po-  
lypodion uocat & que Dolichos: ac Serpillū. Oleastro quoq; deputato qd gignit  
uocat Pbaunos. Quod uero ī hispania fullonia hypophaētō caliculis inanis: foliis  
paruis: radice alba. cuius succus ad detractiōes in comitali morbo utilissimus habet.  
¶ Vicia tria genera nanq; est in Abiete & Larice Cassia. Sclerū dicit Euboea nasci.  
Hypbear Arcadia. Viscū autē in quercu: robore. Illice. pruno siluestri. cerebunbo.  
nec aliis arboribus adnasci. Pleriq; copiosissimū ī quercu qd Dryos hypbear uocat.  
In omni arbore excepta Illice: & quercu. differentiā facit odor. uirūq; & foliū non  
uicūdi odoris. In utroq; uiscū amari & lētū. Hypbear ad sagnāda pecora uulsi.  
Vicia mō purgat p̄mo. dein ea pinguefacit: que sufficere purgatiōi. Quibus sit aliq;  
tabescit: negat durare ea. Edēdi ratio etiam q̄dragensis diebus. Adiciūt discrimē.  
in us que folia mittāt: & ipsi decedere. Cōtra inherere nato ī eterna frōde. Om̄no  
autē fatū nullo mō nascit. Nec nisi p̄ aliuū auū redditū. Maxime palūbis & urdis.  
Hec ē natura: ut nisi maturatū ī uētre auū nō pueniat. Alacudo eius nō excedit  
cubitalē: semp fructosū ac uiridis. Mas fertilis: femia sterilis. aliq̄do nō fert. Viscū  
fit ex aenis q; colligūt mēsiū tēpore immaturi. Nā si accessere hymbres: aplūdit  
qdem augēt. uisco uero marcescūt. Siccant deinde. & aridi tūdunt. ac cōditi in aq;  
putrescūt: duodenis fere diebus. Vnūq; hoc rerū putrescēdo gratiā inuenit. Inde  
in p̄fluente rursus malleo tūsi amissis corticibus: interiore carne lētescūt. Hoc ē uiscū  
pēnis auū tactu ligādū iuglandis oleo subactū: cū libeat insidias molliri. Non est  
omittenda in ea re & galliarū admiratio. Nihil habēt Driudes: ita suos appellat  
Magos: uisco & arbore in q̄ gignat: si mō sit robur: sacratus. Iā p̄ se robos dignū  
lucos: nec ulla sacra sine ea frōde constituunt ut inde appellati quoq; inter precatione  
Graeca possint Driudes uideri. Enim uero qcqd adnascat illis ē celo missum putat.  
signūq; esse electe ab ip̄o deo arboris. Est autē id rarū admodū inuētū. & reperitū  
magna religioe pēte. Et añ om̄ia sexta luna: que p̄ncipia mēsiū annoꝝq; uisitat:  
& seculi post tricesimū annū: q̄a iā uirū abunde habeat. Nec sit sui dimidia. om̄ia  
sanantē appellatē suo uocabulo. Sacrificio epulisq; uite sub arbore p̄parat: Duos  
admouēt cādidi coloris tauros: quoz; cornua tūc primū unctant. Sacerdos cādida  
ueste cultus arborem scādūt. Falce aurea demetit. Cādido id exapit sago. Tum  
demū uictimas immolat. precātes ut suū donū deus p̄sperum faciat usq; uis dederit.  
Fecunditatem eo potō dari cuiusq; animalium sterili arbitrantur. Contraq; ut/  
nena om̄ia esse remedio. Tanta gentium in rebus fruiolis plerunq; religio est.

C. Plinii Secundi naturalis historię Liber. XVII.  
Saturarum arborum nature. Probemum.

GAIUS PLINIUS SECUNDUS, *NATURALIS HISTORIA*. WIEGENDRUCK, ROM 1470.  
AUSZUG AUS BUCH XVI, BL. 173<sup>v</sup>; NIEDERSÄCHSISCHE STAATS- UND  
UNIVERSITÄTSBIBLIOTHEK GÖTTINGEN, 2° AUCT. LAT. IV, 720 INC.



G. PLINIUS SECUNDUS  
(23-79 N.CHR.)



THEOPHRASTOS VON ERESOS  
(CA. 371-287 V.CHR.)

## 1. EINLEITUNG

### 1.1 Einführung

Misteln als parasitische Schadorganismen höherer Pflanzen sind etwa seit Beginn dieses Jahrhunderts Gegenstand wissenschaftlicher Forschung. Sie verursachen Schäden an Waldbäumen, Park- und Ziergehölzen sowie an kultivierten Obstplantagen. Ihre größte Artenvielfalt entwickeln sie zwar in tropischen Gebieten, dennoch sind sie auch in der gemäßigten Zone der nördlichen Hemisphäre weit verbreitet (GILL und HAWKSWORTH, 1961; CALDER und BERNHARDT, 1983; HAWKSWORTH, 1983). Gegenstand der vorliegenden Betrachtungen sind Mistelgattungen Nordamerikas und Europas, die als Schaderreger forstwirtschaftlich relevant sind.

In Mitteleuropa fanden Misteln als Phänomen parasitischer Pflanzen bereits im Altertum Eingang in die Literatur. Ausführlich widmet sich THEOPHRASTOS (≈371-287 v.Chr.) in dem Werk „*De causis plantarum*“<sup>1</sup> (Ätiologie<sup>2</sup> des Pflanzenwuchses) der Mistel und läßt bereits das Bemühen um eine Differenzierung verschiedener Gattungen und Arten von Laubholz-, Nadelholz- und Eichenmistel erkennen. Zu ihrem ungewöhnlichen Wuchsverhalten werden ebenso Hinweise gegeben wie zur Verbreitungsform und zu einer möglichen Beeinträchtigung der Wirtspflanzen. Anhand griechischer Vorlagen berichtet PLINIUS d.Ä. (23-79 n.Chr.) in der „*Naturalis historia*“ (Naturkunde) über Mythen und Verwendung der Mistel (lat. *viscum*<sup>3</sup>) bzw. Eichenmistel in verschiedenen Kulturkreisen. Auch hier finden sich neben einer Schilderung unterschiedlicher Wirtsbaumarten erste Vermutungen schädigender Einflüsse, wonach Misteln ähnlich dem Efeu in der Lage seien, Bäume abzutöten, „*wenngleich mit mehr Verzögerung*“; vergleiche die Abbildung auf der vorangehenden Seite.

In seiner „*Zeittafel zur Geschichte des Pflanzenschutzes und der Schädlingsbekämpfung (...)*“ würdigt MAYER (1959) die Verdienste des ALBERTUS MAGNUS (1193-1230), welcher im Mittelalter wertvolle Beobachtungen aufzeichnete. Als erster prägt dieser für Misteln den

---

<sup>1</sup>Titel: *περι φυτων αιτιων* (peri phyton aition). <sup>2</sup>Begriff hier i.w.S. verwendet: die Ursache betreffend. <sup>3</sup>Lat. *viscum*, Vogelleim; Hinweis auf die in früherer Zeit zum Vogelfang benutzten Leimruten; diese wurden allerdings ausschließlich aus den Beeren von *Loranthus europaeus* hergestellt (vgl. STOPP, 1961; HEGI, 1981).

Begriff *Parasiten* und empfiehlt zu ihrer Bekämpfung ein Herausschneiden aus den erkrankten Bäumen. HARTIG (1889) erörtert erstmals umfassender ernährungsphysiologische Zusammenhänge der Gattungen *Viscum* und *Loranthus*, berichtet von „*keineswegs unerheblichen*“ Schäden durch beide Parasiten und führt beispielhaft den Befall mittelalter Kiefernbestände im Nürnberger Reichswald an, „*in denen kaum ein Baum verschont ist und die Belaubung durch Mistelblätter mit der natürlichen Benadelung in Konkurrenz tritt.*“ Zur Eichenmistel führt HARTIG aus, daß sich diese „*in den Mittelwäldungen Oesterreichs, insbesondere im Wiener Walde, dadurch sehr nachtheilig erwiesen [habe], dass sie durch Töden der Gipfel das Höhenwachstum der Eichenüberhälter beeinträchtigt.*“

Differenziertere Angaben über Mistelschäden und Möglichkeiten zu ihrer Eingrenzung bei Waldbäumen macht TUBEUF (1923). Die Schäden betreffen ausschließlich die Nadelhölzer Tanne und Kiefer. Direkte Bekämpfungsmaßnahmen finden jedoch nicht statt. Neben einer Darstellung kulturhistorischer Aspekte gelten die Schwerpunkte seiner umfangreichen Monographie der geographischen Verbreitung, Biologie und Pathologie von *Viscum album*, einschließlich ihrer Unterarten, welche, so TUBEUF, „*der Forstmann als Zerstörer des Bauholzes*“ fürchte.

Zur gleichen Zeit wird eine leidenschaftliche Diskussion über die Schädlichkeit der Eichenmistel (*Loranthus europaeus*) geführt, die als „*verheerende Schmarotzerpflanze*“ möglichst „*auszurotten*“ sei, um so „*die Eichenwälder von einem ihrer größten Feinde*“ zu befreien (TUBEUF, 1923).

Berichte über „*verheerende wirtschaftliche*“ Schäden durch *L. europaeus* in Österreich gehen bis zum Beginn des 19. Jahrhunderts zurück (KRAPPENBAUER, 1981). Nach MAYER (1983, 1987) handelte es sich hierbei jedoch bis in die jüngere Vergangenheit nur um mäßigen Befall innerhalb des pannonischen Zerreichenmischwaldgebietes, der keine Bekämpfungsmaßnahmen erforderte.

Auf dem nordamerikanischen Kontinent sind zwei Mistelgattungen aus forstpathologischer Sicht relevant. Es ist dies die als „*Echte-*“ oder „*Laubmistel*“ (engl. „*true mistletoe*“, „*leafy mistletoe*“) bezeichnete Gattung *Phoradendron* einerseits und die als Zwergmistel (engl. „*dwarf mistletoe*“) beschriebene Gattung *Arceuthobium* andererseits. Auf ihre Rolle als bedeutende forstliche Schaderreger wurde man ebenfalls erst Anfang dieses Jahrhunderts auf-

merksam (GILL und HAWKSWORTH, 1961). Im Falle von *Phoradendron* zeigt dies eine Arbeit von BRAY (1910, zit. n. SCHARPF und HAWKSWORTH, 1974). Für die Gattung *Arceuthobium* sei auf die grundlegenden Arbeiten von WEIR (1916) hingewiesen. WEIR beschreibt typische, durch *Arceuthobium* hervorgerufene Schadsymptome, übt Kritik am mangelnden Bewußtsein über das Gefahrenpotential dieser Parasiten und zeigt Möglichkeiten zu ihrer Kontrolle auf. Als erster Forstpathologe versucht er eine Quantifizierung von Zuwachsverlusten aufgrund von Zwergmistelbefall und weist auf die Wirkung von Stamminfektionen bezüglich nachfolgender Schäden hin (WEIR, 1916, zit.n. KNUTSON, 1979; WEIR, 1916, zit.n. MATHIASSEN, 1998). Die Monographie von GILL (1935, zit.n. HAWKSWORTH, 1978b) mag die Brücke zur modernen Zwergmistelforschung schlagen, die man etwa ab Mitte der 50er Jahre ansetzen kann.

## 1.2 Darstellung des Problems und des Kenntnisstandes

Die durch Misteln an ihren Wirtsbäumen verursachten Schäden können sehr vielfältig sein. Sie reichen von Zuwachsreduktion, Anstieg der Mortalitätsrate, verminderter Samenproduktion der Wirtsbäume, Beeinflussung der Holzeigenschaften und einer Prädisponierung der Wirte für weitere Schäden oder Schadorganismen, wie etwa Insekten, Pilze oder einer Erhöhung der Gefährdung durch Windwurf und Feuer, bis hin zu ökologischen Effekten wie Einflüsse auf das Sukzessionsgeschehen (z.B. Baumartenwechsel), Habitatstrukturen oder der Gefährdung bestimmter waldbaulicher Betriebsarten (WEIR, 1916; TUBEUF; 1923; HAWKSWORTH, 1983; MAYER, 1983; HAWKSWORTH und SHAW, 1984; TINNIN, 1984; HAWKSWORTH et al., 1989; MAYER et al., 1982, 1992; TAINTER und BAKER, 1996).

Die Gattung *Arceuthobium* zeichnet sich durch eine relativ hohe Wirtsspezifität aus und erreicht in Nordamerika ihre größte Artenvielfalt. *Arceuthobium* ist ausschließlich auf Nadelhölzer der Gattungen *Pinus*, *Picea*, *Abies*, *Tsuga*, *Larix* und *Pseudotsuga* begrenzt. Die Gattung *Phoradendron* tritt sowohl an Nadel- (*Cupressus*, *Abies*, *Juniperus*, *Libocedrus*) als auch an Laubhölzern (*Populus*, *Fraxinus*, *Salix*, *Celtis*, *Prosopis*, *Quercus*, u.a.) auf. Bei letzteren ist allerdings das Wirtsspektrum zum Teil erheblich umfangreicher (HAWKSWORTH, 1979).

Obwohl es sich bei beiden Gattungen um schädigende Baumparasiten handelt, entstehen größere Holzverluste allein durch Zwergmistelbefall. Diese werden in manchen Landesteilen der USA und Kanadas als die bedeutendsten Schaderreger angesehen (STEWART, 1978; WIKKER, 1984; SCHARPF und HAWKSWORTH, 1993; TAINTER und BAKER, 1996). Im westlichen Nordamerika verursachen sie gebietsweise größere Schäden als Feuer, Insekten und andere Pathogene zusammengenommen. Zurückhaltende Schätzungen setzen die jährlichen Verluste in den USA mit 12 Millionen m<sup>3</sup> (Zuwachsverlust und Mortalität) an (DRUMMOND, 1982). Für Kanada werden die Gesamtschäden mit etwa 4 Millionen m<sup>3</sup> angesetzt (SINGH, 1993). Diese Angaben stimmen in etwa mit denen von STEWART (1978) und JOHNSON et al. (1981) überein. Die höchste Schätzung gibt HAWKSWORTH (1973) mit 20 Millionen m<sup>3</sup> pro Jahr an.

Im Vergleich zu *Arceuthobium* ist der durch *Phoradendron* verursachte forstwirtschaftliche Schaden gering. (SINCLAIR et al., 1987; SCHARPF und HAWKSWORTH, 1993; TAINTER und BAKER, 1996). Dieses trifft auf Nadelbäume in höherem Maße als auf Laubbäume zu. So ist bei letzteren einerseits das Wirtsspektrum wesentlich größer, andererseits treten Schäden sehr häufig an Park- und Ziergehölzen sowie in Obstplantagen in Erscheinung. Einen klassischen Überwachungsstatus besitzt diese Gattung verglichen mit *Arceuthobium* daher nicht.

Das Vorkommen von *Loranthus europaeus* beschränkt sich auf den mittel- und südosteuropäischen Raum, vornehmlich auf die Wirtsgattungen *Quercus* und *Castanea*. Bei der Eiche war ein mäßiger Befall stets bekannt, jedoch nicht weiter auffällig. Mit Beginn der sechziger, verstärkt Anfang der achtziger Jahre wurde in lokal begrenzten Gebieten Niederösterreichs kalamitätsartiger Befall an Eichen in Mittelwaldbetrieben festgestellt, der die Nachhaltigkeit ihrer Bewirtschaftung in Frage zu stellen schien (MAYER, 1983; DONAUBAUER, 1987). Innerhalb des Ursachenkomplexes Eichenschäden wird der Eichenmistelbefall Ende der achtziger Jahre als „katastrophal“ (MAYER, 1987) charakterisiert. Eine gelegentlich extreme Gefährdung wird den Eichen in Ostösterreich nach wie vor bescheinigt (KREHAN, 1989a, 1993; ANONYMUS, 1997; vgl. auch BFH, 1992; 1998; TOMICZEK, 1999).



Die für *Viscum album* bekannten drei Unterarten bestimmen zugleich ihre Wirtsgattungen. *Subspecies album* deckt ein enorm großes Spektrum bei den Laubgehölzen ab. Schäden betreffen hier, ähnlich wie bei *Phoradendron*, Obst-, Zier- und Parkgehölze. Forstwirtschaftliche Schäden sind ohne Bedeutung (TUBEUF, 1923; SCHMIDT, 1995; BARNEY et al., 1998).

Anders stellt sich die Situation bei den Unterarten *ssp. abietis* und *ssp. austriacum* dar, die in der Regel auf die Wirtsgattungen *Abies* bzw. *Pinus* festgelegt sind. Hierüber liegen bereits zahlreiche Untersuchungen, z.B. aus der Schweiz, Österreich, Frankreich, Spanien und osteuropäischen Ländern vor (GILL und HAWKSWORTH, 1961; HAWKSWORTH, 1983; KONTIC et al., 1986; HOFSTETTER, 1988; KRAMER, 1992; USCUPIC, 1992; BFH, 1998, 1999; CECH und PERNY, 1998; DOBBERTIN, 1999a,b; TOMICZEK, 1999). Mit Beginn der 90er Jahre häufen sich Meldungen über ein vermehrtes Auftreten von Kiefern- und Tannenmistel in Deutschland. Davon betroffen sind Areale in Baden-Württemberg, Rheinland-Pfalz, Bayern (Tanne und Kiefer) sowie der Niederlausitz in Brandenburg (Kiefer). In den beiden erstgenannten Ländern ist die Schadenssituation von Kiefer- und Tannenmistel bereits seit 1992/93 Bestandteil der jährlichen Waldschutzberichte. Bei allgemein uneinheitlichen Tendenzen (z.T. zunehmend, stagnierend oder abnehmend), aber auch einem Anstieg des Befalls in den jüngeren Altersklassen der Kiefer (ab Alter 20 Jahre), wird in den genannten Bundesländern das Schadensausmaß im Beobachtungsjahr 1998/99 als „wirtschaftlich fühlbar“, gelegentlich sogar als „bestandesbedrohend“, dagegen in untersuchten Beständen Bayerns und Brandenburgs noch als unkritisch eingeschätzt (HARTMANN, 1990; SCHRÖTER et al., 1995, 1996a; MERTZIG und PRIEN, 1996; CECH und PERNY, 1998; MAYER, 1999; SCHRÖTER, 1999a).

Als Ursachen für ein vermehrtes Vorkommen dieser Sproßparasiten werden Veränderungen allgemeiner, prädisponierender Umwelteinflüsse wie etwa Witterungsextreme, Insektengradationen oder Immissionen vermutet. Vor diesem Hintergrund erscheint eine Hypothese, die einen Vitalitätsverlust der Bestände bei gleichzeitig verstärktem Mistelbefall im Zusammenhang mit den neuartigen Waldschäden oder sogar überregionalen klimatischen Trends sieht, als durchaus möglich (KRAPFENBAUER, 1982b; HAWKSWORTH, 1983; MOOSMAYER,

1984; ANONYMUS, 1988; SCHMIDT, 1989, 1995; HARTMANN, 1990, 1997; MERTZIG und PRIEN, 1996; CECH und PERNY, 1998; DOBBERTIN, 1999b; TOMICZEK, 1999).

Die Diskussion um das tatsächliche Gefahrenpotential von Kiefer- und Tannennisteln wird jedoch zum Teil kontrovers geführt, wobei ökologische und naturschutzrechtliche Aspekte vermehrt eine Rolle spielen (SCHMIDT, 1989, 1999; THOMASIU und SCHMIDT, 1996; HARTMANN, 1997). Dieser Gesichtspunkt ist auch deswegen erwähnenswert, weil ökologische Ansätze für das Verständnis und damit letztlich für ein „Management“ statt „klassischer“ Kontrolle zukünftig vermutlich an Bedeutung gewinnen werden (vgl. auch KNUTSON, 1983; MANION, 1991; WILSON und TKACZ, 1996).

Mit der Ermittlung der Schäden ging eine ständige Diskussion um die Möglichkeiten einer Bekämpfung, im weiteren Sinn einer Überwachung bzw. Kontrolle der Parasiten einher. Hierüber ist in Nordamerika, entsprechend der enormen Bedeutung forstwirtschaftlicher Schäden in den USA und Kanada, intensiv geforscht worden (HAWKSWORTH und SCHARPF, 1978; SCHARPF und PARMETER, 1978; HAWKSWORTH, 1983; HAWKSWORTH und SHAW, 1984; HAWKSWORTH und MARSDEN, 1990). Kontrollmethoden reichen von der Baumfällung (unterschiedliche Durchforstungsmethoden; Einzelbaumentnahme bis hin zu Kahlschlägen), Anpflanzung immuner Baumarten, Anlage von Pufferstreifen, Herausschneiden befallener Äste, Herbizidanwendung, dem Einsatz biologischer Maßnahmen (antagonistische Pilze oder Insekten), einer Einflußnahme auf mögliche Vektoren, insbesondere Vögel, bis hin zur Förderung resistenter Wirtspflanzen. Allerdings sind der Effektivität einiger der genannten Methoden, wie etwa dem Einsatz von Antagonisten, deutliche Grenzen gesetzt und sie befinden sich, wie auch die nicht unumstrittene Anwendung chemischer Mittel eher im Versuchsstadium (MAYER et al., 1982; GÖSTEL et al., 1986; BAILLON et al., 1988; ROBBINS et al., 1989; SCHARPF und KOERBER, 1989; ADAMS et al., 1993). In der Vergangenheit kam darüber hinaus (natürlichem) Feuer eine wesentliche Funktion bei der Eindämmung von Zwergmisteln zu; gegenwärtig werden jedoch auch Methoden des sog. kontrollierten Brennens kritisch bewertet (ALEXANDER und HAWKSWORTH, 1975; HARRINGTON und HAWKSWORTH, 1990; TAINTER und BAKER, 1996).

Abschließend sei in diesem Zusammenhang die Bedeutung der Pflanzenquarantäne genannt. Auf die Gefahren einer Verschleppung in bislang befallsfreie Gebiete in Nordamerika wurde bereits früh aufmerksam gemacht (BOYCE, 1961). Hier allerdings existieren für die Gattung *Arceuthobium* nach HAWKSWORTH (1983) nur wenige Beispiele einer erfolgreichen Etablierung außerhalb des natürlichen Verbreitungsgebietes der Misteln. Diese Problematik ist wiederum eng mit dem Wirtsspektrum der einzelnen Arten verknüpft. In vielen Fällen wurde durchaus eine Erweiterung dieses Wirtsspektrums bestimmter *Arceuthobium*-Gattungen festgestellt (HAWKSWORTH, 1974; MATHIASSEN, 1994; MATHIASSEN et al., 1995, 1996, 1998), was etwa bei Neuanpflanzungen von *Pinus sylvestris* Anlaß zu phytosanitären Empfehlungen gab (GRAHAM und LEAPHART, 1961; SCHARPF und McCAIN, 1988). Bereits HARTIG (1889) weiß um die „*sehr erheblichen*“, durch die Gattung *Arceuthobium* in Nordamerika verursachten Schäden, doch sei „*nicht anzunehmen, dass diese Parasiten mit dem Anbau der nordamerikanischen Nadelhölzer in Europa hierher übersiedeln werden*“. Möglicher Folgen einer Einschleppung von Zwergmisteln nach Europa war man sich bereits früh bewußt (GRAHAM und LEAPHART, 1961; POWELL, 1968). Das Gefahrenpotential wurde jedoch bis in die jüngste Zeit differenziert beurteilt (HAWKSWORTH und SHAW, 1984; HANSEN, 1985; SMITH et al., 1997).

Der bislang einzige dokumentierte Fall der Einführung einer Mistelgattung nach Übersee betrifft die europäische Laubholzmistel *Viscum album ssp. album*, die um die Jahrhundertwende nach Kalifornien verbracht wurde. Bei geringen Ausbreitungstendenzen innerhalb verschiedener nordamerikanischer Laubholzgattungen wird allerdings ein ernstzunehmendes Gefahrenpotential inzwischen weitgehend ausgeschlossen, wenn auch, wie das Beispiel Kalifornien als Gebiet mit einer reichhaltigen Flora zeigt, der Wirtskreis von *Viscum album ssp.* durchaus zugenommen hat (GILL und HAWKSWORTH, 1961; HAWKSWORTH et al., 1991; BARNEY et al., 1998).

### 1.3 Zielrichtung

Die vorliegende Arbeit soll neben Aspekten der Biologie einen Überblick über Art, d.h. Symptome und Effekte, sowie Umfang und wirtschaftliches Ausmaß der durch Misteln verursachten Schäden in der Forstwirtschaft vermitteln.

Weiterhin sollen Voraussetzungen und Möglichkeiten zur Vorbeugung, Kontrolle bzw. Bekämpfung von Schäden diskutiert werden. Waldbauliche Behandlungsmethoden, die mit Fragen der Bestandesstruktur und damit auch der Disposition verknüpft sind, spielen dabei eine wichtige Rolle.

Angesichts der enormen Schäden an Nadelhölzern in Nordamerika sollen schließlich die Gefahren einer möglichen Einschleppung von *Arceuthobium*-Arten nach Europa erörtert werden. Hierzu bedarf es unter anderem einer Einschätzung, inwieweit autochthone mitteleuropäische Baumarten ein bestimmtes Wirtsspektrum abdecken bzw. in welchem Umfang in Europa bereits angebaute fremdländische (hier: nordamerikanische *Pinaceen*) Baumarten gefährdet sein könnten. Damit sind die Aspekte Quarantäne und Pflanzenschutzrecht Bestandteil dieser Fragestellung.

Zur Einschätzung der Bedeutung von Misteln aus der Sicht des Forstschutzes hinsichtlich eines Vergleichs der Schadenssituation in Nordamerika und Mitteleuropa sind die jeweils unterschiedlichen Verhältnisse bezüglich Naturausstattung (Klima, Landesstruktur, Waldflächenanteil, Bestandesaufbau) und Nutzungsformen bzw. -intensität zu berücksichtigen. Diese Vorgabe und die Tatsache, daß es sich jeweils um räumlich getrennt zu betrachtende Gattungen (*Arceuthobium* und *Phoradendron* in Nordamerika, *Loranthus* und *Viscum* in Europa) handelt, lassen einen unmittelbaren Vergleich nicht zu. Eine Analyse der wirtschaftlichen Schäden soll daher unabhängig voneinander vorgenommen werden.

Der Umfang an Literatur zum Thema Misteln im englischsprachigen Raum ist beachtlich (KUIJT, 1955, 1969; GILL und HAWKSWORTH, 1961; HAWKSWORTH und SCHARPF, 1978, 1984; CALDER und BERNHARDT, 1983; WEBER und FORSTREUTER, 1987; HAWKSWORTH und WIENS, 1996). Für Europa liegen Arbeiten aus Ländern wie Spanien, Frankreich, der Schweiz, Österreich, Deutschland, Polen, der Slowakei, dem ehemaligen Jugoslawien und der Türkei vor.

## 2. BIOLOGIE

### 2.1 Misteln als parasitische Blütenpflanzen

Parasitismus als besondere Ernährungsform kann definiert werden als permanente oder periodische Wechselbeziehung verschiedener Organismen zum einseitigen Vorteil eines Partners, des Parasiten, gegenüber einem anderen, dem Wirt. Diese Wechselbeziehung muß nicht zwangsläufig den Tod des Wirtes zur Folge haben (FRÖHLICH, 1991). Nach SCHÜTT et al. (1992) handelt es sich jedoch häufig um einen Gleichgewichtszustand. Die Parasit-Wirt-Be-

**Tab. 1:** Verbreitete oder ökonomisch wichtige parasitische Blütenpflanzen (HOFFMANN et al., 1994; TAINTER und BAKER, 1996).

| Familie, Gattung,<br>parasitisches Verhalten* | Wirtspflanzen |                         |
|---|---------------|-------------------------|
| <i>Santalaceae</i>                            |               |                         |
| <i>Thesium</i>                                | W, H          | Mono-, Dikotyledone     |
| <i>Viscaceae</i>                              |               |                         |
| <i>Arceuthobium</i>                           | S, V          | Nadelgehölze            |
| <i>Phoradendron</i>                           | S, H          | Laub-, Nadelgehölze     |
| <i>Viscum</i>                                 | S, H          | Laub-, Nadelgehölze     |
| <i>Loranthaceae</i>                           |               |                         |
| <i>Loranthus</i>                              | S, H          | Dikotyledone; Eiche     |
| <i>Amymema</i>                                | S, H          | Eukalyptus              |
| <i>Convolvulaceae</i>                         |               |                         |
| <i>Cuscuta</i>                                | S, V          | Klee, Hopfen, Laubholz  |
| <i>Scrophulariaceae</i>                       |               |                         |
| <i>Striga</i>                                 | W, H          | Mais, Hirse, Zuckerrohr |
| <i>Orobanchaceae</i>                          |               |                         |
| <i>Orobanche</i>                              | W, V          | Klee, Tabak, Hanf u.a.  |

\*W: Wurzelparasiten, S: Sproßparasiten, H: Halbparasiten, V: Vollparasiten

ziehung kennzeichnet danach den Momentzustand innerhalb eines dynamischen Geschehens zwischen angreifendem Pathogen und abwehrender Wirtspflanze, welches durch Aggressivität und Pathogenität des Erregers bzw. Disposition und Resistenzgrad des Wirtes geprägt ist.

Bei parasitisch lebenden Angiospermen handelt es sich um obligate Parasiten, welche auf lebende Wirtsorganismen angewiesen sind. Kennzeichnend für obligaten Parasitismus scheint ein extremes Abhängigkeitsverhältnis von spezifischen Wirkstoffen zu sein, die nur im lebenden Organismus ausreichend zur Verfügung stehen (NULTSCH, 1996).

Nach HOFFMANN et al. (1994) sind über 3000 Arten parasitisch lebende höhere Pflanzen (Kormophyten) bekannt, von denen jedoch nur einigen als Parasiten von Nutzpflanzen größere Bedeutung zukommt (vgl. Tabelle 1). Mit Hilfe von Kontaktorganen, sog. Haustorien, dringen sie zum Zwecke der Nahrungsaufnahme in lebendes Wirtsgewebe ein. Diesem werden Wasser, Nährsalze und Assimilate entzogen. Eine Beeinflussung des Hormonhaushaltes ist bei einigen Gattungen nachgewiesen (LÜTTGE et al., 1999; NULTSCH, 1996). Haustorien können als Saugorgane bezeichnet werden, welche sich aus papillären Wucherungen des Parasiten entwickeln. Diese „Senker“ sind in der Lage, Wirtsgewebe enzymatisch aufzulösen, um so eine Verbindung zu dessen Leitungsbahnen herzustellen. Die Komplexität im Aufbau der Haustorien nimmt im Allgemeinen mit dem Grad ihrer Spezialisierung bzw. Wirtsabhängigkeit zu (HOFFMANN et al., 1994).

Das Fehlen oder Vorhandensein von chlorophyllhaltiger Laubblättern teilt parasitische Blütenpflanzen ein in Vollparasiten und Halbparasiten (Holo- und Hemiparasiten). Holoparasiten entziehen ihren Wirten Wasser, Nährsalze und Assimilate durch Anschluß an die Siebröhren (Phloëm). Demgegenüber entziehen Hemiparasiten ihren Wirtspflanzen nur einen Teil der von ihnen benötigten Nährstoffe (Wasser und darin gelöste Nährsalze durch Xylem-Anschluß), da sie, ausgestattet mit grünen Blättern, kohlenstoffautotroph sind (HOFFMANN et al., 1994; LÜTTGE et al., 1999).

Neuere Erkenntnisse weisen allerdings darauf hin, daß die halbparasitischen Misteln aus dem Xylemsaft des Wirtsbaumes nicht nur Mineralstoffe, sondern auch organische Verbindungen beziehen. Hierbei handelt es sich z.B. um Stickstoffverbindungen, welche in Blättern und Sprossen, jeweils in Abhängigkeit von der Wirtsart, mehr oder weniger stark angereichert sein können (NIERHAUS-WUNDERWALD und LAWRENZ, 1997).

## 2.2 Systematik und Taxonomie

Es folgt eine Einordnung der Gattungen *Arceuthobium*, *Phoradendron*, *Viscum* und *Loranthus* in das natürliche System der Pflanzen nach STRASBURGER (1998):

III. Abteilung: *Spermatophyta* (Samenpflanzen)

3. Unterabteilung: *Angiospermae* (Bedecktsamige)

1. Klasse: *Dicotyledoneae* (Zweikeimblättrige)

5. Unterklasse: *Rosidae*

5.7. Überordnung: *Celastranae*

5.7.3. Ordnung: *Santalales* (Sandelholzgewächse)

Familie: *Viscaceae* (Mistelgewächse)

Familie: *Loranthaceae* (Riemenblumengewächse).

Beide Familien umfassen weltweit etwa 1300 Arten (*Viscaceae*: ca. 400 Arten innerhalb von 7 Gattungen. *Loranthaceae*: ca. 900 Arten innerhalb von 65 Gattungen), die überwiegend in tropischen Breiten heimisch sind, wobei in Asien, Australien, Südafrika und Amerika Übergänge in subtropische bzw. montane Zonen vorkommen. Vergleichsweise schwach repräsentiert sind sie dagegen in den gemäßigten Breiten Eurasiens. Unter den Mistelpflanzen bildet *Loranthus* in Afrika und Asien mit etwa 500 Arten die dominierende Gattung. In Europa existiert neben *Loranthus* und *Viscum* mit *Arceuthobium oxycedri* der einzige an Wacholder parasitierende Vertreter dieser Gattung; vergleiche Kap. 3.3.2.3 (HEGI, 1981; BARLOW, 1983; HAWKSWORTH und WIENS, 1996). Innerhalb beider Familien ergibt sich für die eingangs genannten Gattungen folgende Aufteilung (Nomenklatur nach HEGI, 1981):

- Viscaceae*: 1. *Arceuthobium* M. BIEB. (Zwergmistel); 42 beschriebene Arten, davon 34 in Nordamerika und 8 in Eurasien mit *A. oxycedri* als einzigem europäischen Vertreter (vgl. ANHANG V).
2. *Phoradendron* spp. (Echte Mistel); ca. 170 Arten in Amerika, davon 12 in den USA.
3. *Viscum album* L. (Gewöhnliche, Weißfrüchtige Mistel); drei Unterarten; Europa und Asien:
- V. album* L. ssp. *album* (Laubholzmistel)
  - V. album* L. ssp. *abiesis* (WIESB.) ABROMEIT (Tannenmistel)
  - V. album* L. ssp. *austriacum* (WIESB.) VOLLMANN (Kiefernmistel).

4. *V. cruciatum* (STIEB. EX BOISS.) (Rotfrüchtige, Gekreuztblättrige Mistel);  
S-Spanien.

*Loranthaceae*: 1. *Loranthus europaeus* JACQ. (Europäische Eichenmistel); S- und SO-Europa.

**P a l ä o b o t a n i k.** Die *Viscaceen* sind seit dem frühen Tertiär (65-1,6 Millionen Jahre) nachgewiesen, wobei die Verbreitung schwerpunktmäßig von tropischen bis temperierten Zonen des heutigen Ost-Asien ausging. Die ältesten bekannten Nachweise fossiler Pollen der Gattung *Arceuthobium* stammen aus dem Mittleren Eozän (Jungtertiär) (KRUTZSCH, 1962, zit.n. HAWKSWORTH und WIENS, 1996). Von relativ häufigen Pollenfunden des einzigen europäischen Vertreters *Arceuthobium oxycedri* (DC.) M.BIEB. wird schließlich aus dem Pleistozän und Holozän (Quartär: ab 1,6 Millionen Jahre) berichtet. In die Periode von 30.000 Jahren bis zur Gegenwart fallen auch zahlreiche Funde aus dem westlichen Nordamerika und Mexiko (BARLOW, 1983; HAWKSWORTH und WIENS, 1996).

Älteste makrofossile Funde gehen ebenfalls auf *A. oxycedri* (Jüngeres Miozän; Polen) zurück; für *A. oxycedri* ist *Juniperus spp.* die einzige bekannte Wirtsgattung westlich des Himalaya. Alter von 30-40.000 Jahren (Pleistozän) weisen erste Funde von *Arceuthobium spp.* an der Kalifornischen Küste auf (LANCUCKA-SRODONIOWA, 1980, zit.n. HAWKSWORTH und WIENS, 1996; HAWKSWORTH und WIENS, 1996).

Die *Loranthaceen* dagegen sind entwicklungsgeschichtlich älter als die vorgenannte Familie und bereits während der Kreidezeit (135-65 Millionen Jahre) weit verbreitet (BARLOW, 1983). Schon in dieser Periode sind sie durch eine beträchtliche morphologische und geographische Differenzierung und Veränderlichkeit gekennzeichnet. Die Entwicklung der *Loranthaceen* in den Ländern um das Pazifik-Becken stellt das Ergebnis eines unabhängigen Prozesses in der Alten- und Neuen Welt dar, der besonders von an tropische Klimate angepassten Populationen ausging. Die gegenwärtig ausgedehnte Verbreitung, vor allem in der südlichen Hemisphäre, ist mit den herkömmlichen Verbreitungsmechanismen dieser Pflanzen (vgl. Kap. 2.6) nicht hinreichend zu erklären, so daß Wanderungsbewegungen über ehemals zusammenhängende Landmassen als Hauptfaktoren anzunehmen sind.

**E t y m o l o g i e.** *Arceuthobium*: griechisch *arceuthos*, Wacholder; *bios*, Leben: namensgebend ist die Wacholdermistel *Arceuthobium oxycedri*; einzige in Süd- und Südosteuropa vorkommende Art. *Phoradendron*: griechisch *phoros*, tragend; *dendron*, Baum. *Viscum*: lateinisch für Mistel; eigentlich: Vogel- leim. *Loranthus*: griechisch *loron*, Riemen; *anthos*, Blüte, Blume.



### 2.3 Morphologie und Anatomie

Eine Unterteilung in die Familien der *Viscaceae* und der *Loranthaceae* ergibt sich aus einer Differenzierung aufgrund der Blütenmorphologie und -anatomie, pollencharakteristischer Merkmale, der Embryologie sowie der Chromosomenanzahl und -größe (CALDER, 1983). Nicht zuletzt wegen deutlicher Konvergenzerscheinungen bezüglich des parasitischen Habitus und der Art der Samenverbreitung überwiegend durch Vögel erlaubt ihre enge Verwandtschaft jedoch eine weitgehend zusammenfassende Beschreibung morphologischer und anatomischer Merkmale wie folgt (BOYCE, 1961; HEGI, 1981; SINCLAIR et al., 1987; ROLOFF und BÄRTELS, 1996; SCHMEIL-FITSCHEN, 1996):

- **Mehrjährige, immer- oder sommergrüne (*Loranthus europaeus*)**, auf oberirdischen Teilen von Holzpflanzen mittels Haustorien epiphytisch lebende Halb- oder Vollparasiten; halbstrauchartig, Astsystem mit dichasialer, selten wirteliger Verzweigung; chlorophyllhaltig; verholzt oder unverholzt (*Arceuthobium*); vergleiche Abbildung 1.



**Abb. 1:** von links: *Viscum album* ssp. *album*, *Loranthus europaeus*, *Phoradendron flavescens* (aus GARCCKE, 1972; JOHNSON, 1992).

- **Blätter:** ledrig (xeromorph), einfach, gegenständig, verkehrt eiförmig bis eilänglich, mehr oder weniger parallelnervig, bei *L. europaeus* fiedernervig; stumpf, ganzrandig, sel-

ten schuppenförmig (*Arceuthobium*, z.T. *Phoradendron*: ein bis wenige mm); *V. album*: fast sitzend, 2-8cm, gelbgrün; bei *ssp. album* sehr variabel; *L. europaeus*: 2-4cm, dünn, dunkelgrün; *Phoradendron*: gelblich bis dunkelgrün, 1-2,5cm;

- **Blüten**: endständig, überwiegend diözisch; in doldigen Ständen oder einzeln in den Achseln kleiner Hochblätter, klein, unscheinbar, 3-4-zählig (*Viscum*); weibliche Blütenhülle 4- bis 6-blättrig, frei (*L. europaeus*) oder mit Staubblättern verwachsen (*V. album*); Innenseite der Blütenblätter durch sich öffnende Pollenfächer siebartig durchlöchert; männliche Blüten deutlich kleiner; Fruchtknoten unterständig, vollständig in die becherförmige Blütenachse eingesenkt und mit dieser verwachsen (*Viscum*); keine deutlichen Samenanlagen; bei *L. europaeus* in endständigen Ähren oder Trauben, Blütenhüllblätter 4-6 und Staubblätter 4-6; *Phoradendron*: 3-(bis 5-) zählig, ohne Kronblätter; *Arceuthobium*: 2-3-zählig, sitzend an den Nodien; gelegentlich auf blütenstielartigen Gliedern; entomogam und anemogam;
- **Früchte**: beerenartige Scheinfrucht; Innenschicht (*Viscinschicht*) der Blütenachse verschleimend und klebrig; 6-10mm; *V. album*: *ssp. album*: kugelig, stets weiß; *ssp. austriacum*: gelblich; *ssp. abietis*: meistens weiß, birnförmig; *L. europaeus*: birnförmig-kugelig, gelb, bis 10mm; *Phoradendron*: verschiedene Farbgebung; 3-6mm; eiförmig; *Arceuthobium*: entsprechend der Artenvielfalt nach Größe und Farbe sehr vielgestaltig, 3-5mm, auf kurzen Blütenstielen;
- **Keimlinge**: 2-6, reichlich Nährgewebe, keine deutlichen Keimblätter;
- **Triebe**: *V. album spp.*: grünbraun, gegliedert; Epidermis; primäre Rinde als Assimilationsgewebe entwickelt, keine Korkbildung; Leitungsgewebe: kleinlumige Gefäße mit horizontalen, einfach durchbrochenen Scheidewänden und spaltenförmigen Tüpfeln, Leitelemente ausgestattet mit Librifasern; Holzstrahlparenchym mehrschichtig; Festigungsgewebe: Bastfasern und Sklerenchymzellen auf der Außenseite der Leitbündel, innenseits dickwandiger Bast; *L. europaeus*: dunkelbraun, zerbrechlich; *Phoradendron*: Farbvariationen in Abhängigkeit von Art und Jahreszeit; Nodien mit nur geringen Abständen; *Arceuthobium*: z.T. extrem unscheinbar und kleiner als die Nadeln ihrer Wirtspflanzen; einzeln oder verzweigt; Segmente häufig vierkantig, entspringen einer becherartigen Mulde nahe den Nodien; sehr variable Farbgebung; kein zentraler Gefäßzylinder, keine Siebröhren.

Bezüglich Morphologie und Anatomie der Vegetations- und Reproduktionsorgane kann bei den halbparasitischen Gattungen *Phoradendron*, *Viscum* und *Loranthus* eine relative Übereinstimmung festgestellt werden. Allerdings sind interspezifische Unterschiede neben cytogenetischen meist durch Abweichungen bezüglich Größe und Färbung von Blättern, Früchten und Samen charakterisiert.



**Abb. 2:** *Arceuthobium* sp. an *Pinus* sp.; Big Bear Lake, Kalifornien.  
Aufnahme. K. Lorenz.

*Phoradendron* spp. und *Viscum album* spp. erreichen Durchmesser von bis zu 1m, während *Loranthus europaeus* eine Größe von etwa 20-40 (max. 50)cm erreicht.

Im Falle von *Viscum album* versuchte TUBEUF (1923) anhand solcher Unterscheidungskriterien und zahlreicher Infektionsversuche eine Aufgliederung in die drei Unterarten Laubholz-, Tannen- und Kiefernmistel. Dennoch wurden gerade morphologische Kennzeichen später als eher unsicher angesehen. Dieses gilt teilweise auch für bestimmte *Arceuthobium*-Arten. Neuere Untersuchungen zu Lignineigenschaften von *Viscum album* spp. bzw. Elektrophoreseanalysen zur genetischen Variabilität bei *Arceuthobium* spp. eröffneten auf biochemischem Wege

Möglichkeiten zu einer besseren Identifikation der Unterarten bzw. Arten (NIMZ et al., 1974; LINHART, 1984; HOFSTETTER, 1988).

Die Triebe der Gattung *Arceuthobium* spp. (vgl. Abbildung 2 und ANHANG V) erreichen dagegen nur Größen von durchschnittlich 2-10 (1-30)cm, während die Blätter zu unscheinbaren Schuppen reduziert sind. Ihre Funktion dient vermutlich in erster Linie der Reproduktion und effektiven Verbreitung der Samen. Dieses Phänomen wird als evolutiver Trend im Sinne eines hohen Spezialisierungsgrades gedeutet (siehe auch Kap. 2.5).

Die Triebe der Zwergmistel *Arceuthobium pusillum* an *Picea mariana* (Schwarzfichte) sind häufig kleiner als die Nadeln ihrer Wirtspflanze. Als weltweit kleinste dikotyle Pflanze gilt *Arceuthobium minutissimum* (an *Pinus wallichiana*; Himalaja-, Tränenkiefer) mit einer Größe von nur wenigen Millimetern (HAWKSWORTH und WIENS, 1970; TINNIN et al., 1982; SCHARPF und HAWKSWORTH, 1993; TAINTER und BAKER, 1996).

## 2.4 Physiologie

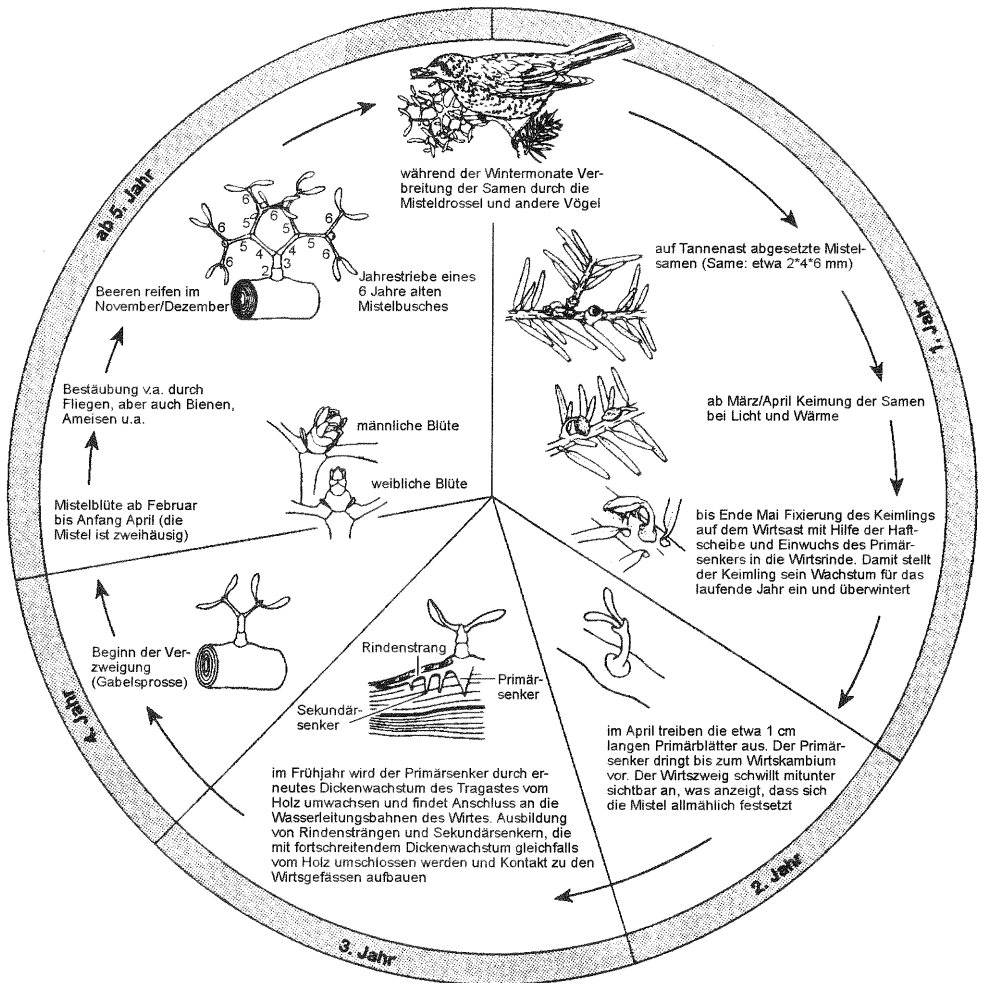
Die Prozesse von Keimung, Ernährung und Wachstum der hier zu besprechenden Arten parasitischer Blütenpflanzen sind einander grundsätzlich sehr ähnlich. Es erfolgt daher eine allgemeine Beschreibung, die jedoch charakteristische Merkmale einzelner Gattungen herausstellen soll (HARTIG, 1889; HEGI, 1981; SINCLAIR et al., 1987; LÜTTGE et al., 1999; vgl. auch GÖSTEL et al., 1984).

Voraussetzung für die Keimung sind geeignete Licht-, Temperatur- und Feuchtigkeitsverhältnisse. Der Wurzelpol des Hypokotyls flacht, nach negativ geotropischem Wachstum, bei Kontakt mit dem Wirtsgewebe ab und bildet eine Haftscheibe, aus deren Mitte das sog. Primärhaustorium (primäre Senkerwurzel) entsteht (vgl. Abbildung 3 und 4). Dieses durchdringt offenbar teils mechanisch, teils mit Hilfe bestimmter Enzyme, welche Pektinsubstanzen des Wirtes abzubauen vermögen, die äußere (dünne) Rinde im Bereich von Lenticellen, Seitenknospen oder Nadel- und Blattachseln. Im Bast (sekundäres Phloëm) unterhalb des Periderms entsteht vom Primärhaustorium ausgehend ein verzweigtes System von Rindensaugsträngen („Saugwurzeln“), die ober- und unterhalb der Infektionsstelle parallel zur Zweigachse verlaufen.

Von diesen Saugsträngen werden wiederum radiale Senkerwurzeln ausgebildet, welche Bast und Kambium bis zur äußeren Oberfläche des sekundären Xylems (Gefäßteil; Holz) durchdringen. Bestimmte Zellen der Senker bzw. zuvor des Primärsenkers differenzieren sich in wasserleitende Tracheiden und Gefäße aus. Von diesen Zellen stellen einige mittels einer mehr oder weniger starken Resorption der Wände der Senkertracheiden der Mistel und der Wasserleitungselemente des Wirtes Kontakt mit den Tracheiden (Nadelholz) bzw. Gefäßen (Laubholz) des Wirtsgewebes her, so daß geöffnete Tüpfelzellen bzw. Siebplatten die Wasserleitsysteme beider Pflanzen verbinden.

Abweichend verhält sich hierbei die Ausbildung der Rindensaugstränge von *Loranthus europaeus*, welche ausschließlich im Kambium sowie dem jüngeren Holzgewebe (in diesem erfolgt bei der Eiche der überwiegend Wasserleitung) der Wirtspflanze verlaufen, ohne die zuvor beschriebenen typischen Senker auszubilden. Die im Zuge ihres Wachstums zunehmend erhärtenden Xylemelemente setzen der zweigparallel verlaufenden, vordringenden Saugstrangspitze schließlich einen derartig großen Widerstand entgegen, daß diese durch eine

Umkehrung der Wuchsrichtung auf perifer, d.h. weiter außen gelegene Wachstumszonen ausweichen muß.

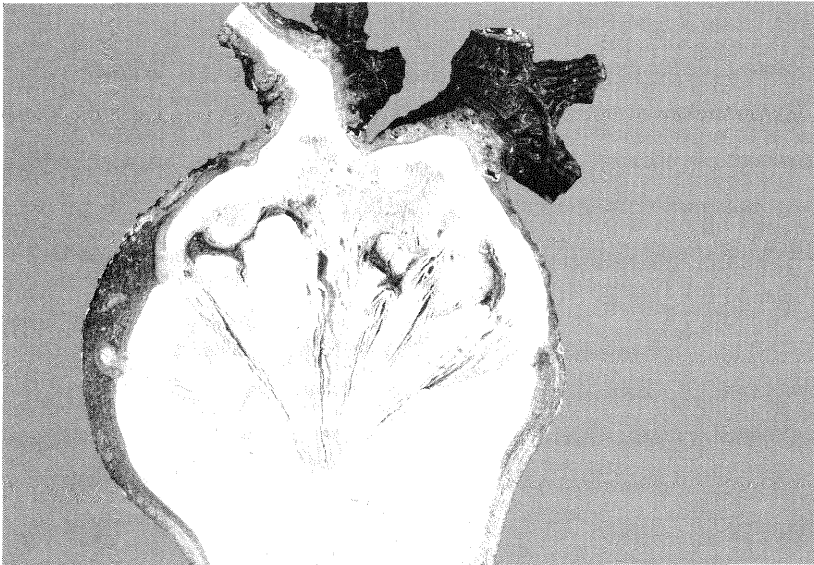


**Abb. 3:** Entwicklungszyklus von *Viscum album ssp. abietis* an Tanne (Zeichnung: V. Fataar; aus NIERHAUS-WUNDERWALD und LAWRENZ, 1997; mit freundlicher Genehmigung der Autoren).

Bedingung für einen Transfer von Wasser und darin gelösten Mineralien für Xylem- (=Halb-) Parasiten ist weiterhin ein niedrigeres Wasser-, d.h. größeres osmotisches Potential im Ver-

gleich zu dem der Wirtspflanze. Ermöglicht wird dieses durch deutlich höhere Transpirationsraten seitens des Parasiten, welche zusätzlich durch spezifische Spaltöffnungsmechanismen sowie xeromorphe Eigenschaften der Blattorgane unterstützt werden. Untersuchungen ergaben für Misteln z.T. eine um das zehnfach erhöhte Transpirationsleistung im Vergleich zu ihren Wirten. Andererseits können Misteln ein niedrigeres Wasserpotential sogar noch dann behaupten, wenn ihre Wirtsbäume unter deutlichem Trockenstreß stehen. Diese Anpassung ermöglicht ihnen auch eine Besiedelung (periodisch) trockener Gebiete.

*Arceuthobium spp.* akkumuliert als Phloëm-Parasit zusätzlich erhebliche Anteile an Assimilaten der Wirtspflanze in seinem Sproß- bzw. endophytischen System. Dieses ist ein aktiver Prozeß, bei dem Transferzellen und Plasmodesmen auf molekularer Ebene eine wichtige Rolle zuzukommen scheint (vgl. auch ESCHRICH, 1995).



**Abb. 4:** Senker von *Viscum album ssp. album* an *Acer saccharinum* in einem Probenquerschnitt. Der überwiegende Teil der Senker war zum Zeitpunkt der Fällung offenbar noch funktionstüchtig; Durchmesser der Probe ca. 4cm.

Die Senker besitzen die Fähigkeit, dem sekundären Dickenwachstum des Wirtes mittels eines basalen intercalaren Meristems zu folgen, dessen Aktivität mit einer Meristemzone des Wirtskambiums synchronisiert ist. So können tief in den Holzkörper eingebettete Senker entstehen, die noch Jahre bis Jahrzehnte am Leben erhalten bleiben. Ein Infektionszeitpunkt läßt sich so gegebenenfalls zurückverfolgen.

Trotz Abweichungen des Wuchsverhaltens der Saugstränge von *Loranthus europaeus* (s.o.) sind auch diese imstande, mehrere Jahre mit dem Wachstum des Wirtsastes zu Schritt zu halten, um nach etwa zehn Jahren von dessen Holz überwallt zu werden, ohne jedoch ihre Funktionsfähigkeit einzubüßen. Letzteres geschieht erst, sobald die Saugstränge zu Bestandteilen des Kernholzbereiches werden.

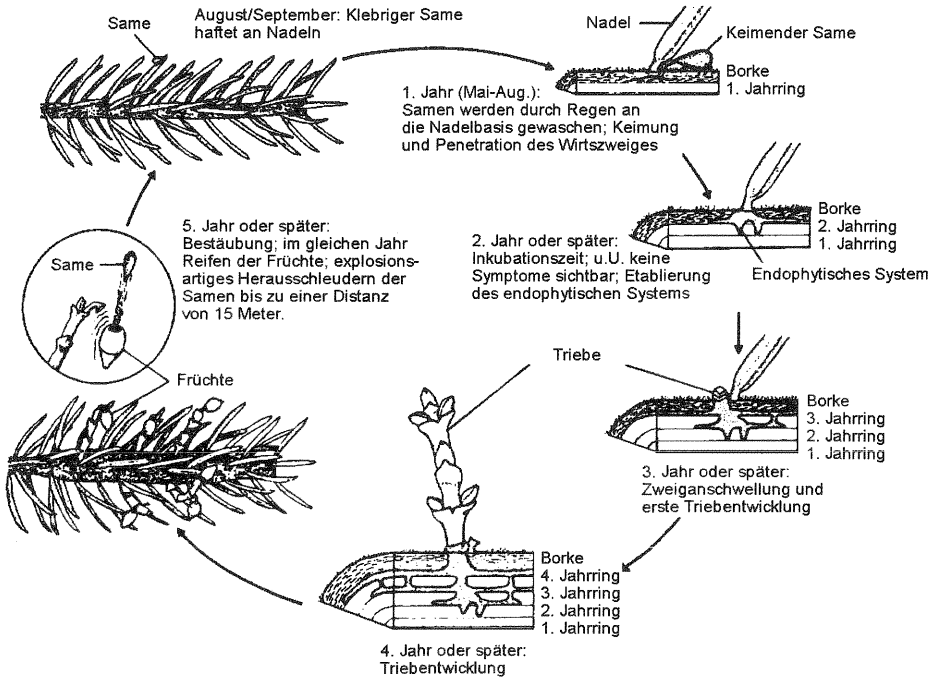
Die Triebentwicklung beginnt nach Etablierung der Rindensaugwurzeln, wobei erste Triebe ausgehend von Knospen der Haftscheibe entstehen. Typisch ist die Entwicklung zusätzlicher Triebe aus Adventivknospen entlang der Rindensaugstränge, welche sich durch eine relative Langlebigkeit sowie Regenerationsfähigkeit schlafender Knospen auszeichnen. Dieses latente Infektionspotential ist für die Ausbreitung von großer Bedeutung (vgl. WEBER, 1993).

Im ersten Jahr erreichen die Triebe eine Größe von nur wenigen Millimetern. Später beträgt das Längenwachstum mehrere Zentimeter pro Jahr. Die jeweilige Entwicklung der Mistel stellt eine Art Spiegelbild der Ausbreitung des Haustorialsystems innerhalb der Wirtspflanze dar. Der Zeitpunkt von Blüte und Fruchtreife ist artspezifisch; vergleiche folgende Übersicht:

|                              | <u>Blühtermin</u>  | <u>Fruchtreife</u>              |
|------------------------------|--------------------|---------------------------------|
| <i>Viscum album</i> spp.:    | (Feb) März - Mai   | Nov. - Dez.                     |
| <i>Loranthus europaeus</i> : | Mai - Juni         | Dez. - März                     |
| <i>Phoradendron</i> spp.:    | Juli - Dez. (März) | (etwa ein Jahr nach der Blüte)  |
| <i>Arceuthobium</i> spp.:    | März - Okt.        | (8 - 14 Monate nach der Blüte). |

Bei *Arceuthobium* beginnt die Triebentwicklung zwischen 2-5 Jahren nach Ausbildung des endophytischen Systems. Triebe erscheinen in dichten Nestern oder zerstreut über die Äste verteilt. Bis zur Fruchtreife vergehen ca. weitere 2-3 Jahre, so daß eine durchschnittliche Generationsdauer bei 4-6 Jahren liegt; vergleiche Abbildung 5.





**Abb. 5:** Entwicklungszyklus von *Arceuthobium pusillum* an *Picea mariana* (aus TAINTER und BAKER, 1996; ©1996; Übersetzung mit freundlicher Genehmigung von John Wiley & Sons, Inc. Alle Rechte vorbehalten).

## 2.5 Geographische Verbreitung und Wirtsbaumarten

### 2.5.1 Europa (HEGI, 1981<sup>1,2</sup>)

*Viscum album*:

- *s s p. album*: gemäßigtes Europa; S-Skandinavien, M- und S-England, S-Dänemark, BRD, Benelux, Frankreich, N-Spanien, Italien, Sizilien, Griechenland, Balkanländer, Polen, W-Rußland und Ukraine; Verbreitungsschwerpunkt in milden, luftfeuchten Gebieten; **W i r t s b a u m a r t e n**: ausschließlich Laubbölzer, von denen 36 Gattungen als Wirte bekannt sind; wichtigste Arten: *Populus euramericana*, *Populus spp.*, *Malus domestica*, *Tilia platyphyllos*, *Acer saccharinum*, *A. platanoides*, *Robinia pseudoacacia*; ferner *Salix spp.*, *Betula spp.*, *Castanea spp.*, *Sorbus spp.*, *Crataegus spp.*, *Aesculus spp.*, *Prunus spp.* (vgl. auch BARNEY et al., 1998).

- *s s p. abietis*: M- und SO-Europa; südlich bis Ligurische Alpen, im Norden bis Baden-Württemberg, Thüringen, Sachsen, Brandenburg, S-Polen, W-Rußland, Balkanländer und Griechenland;

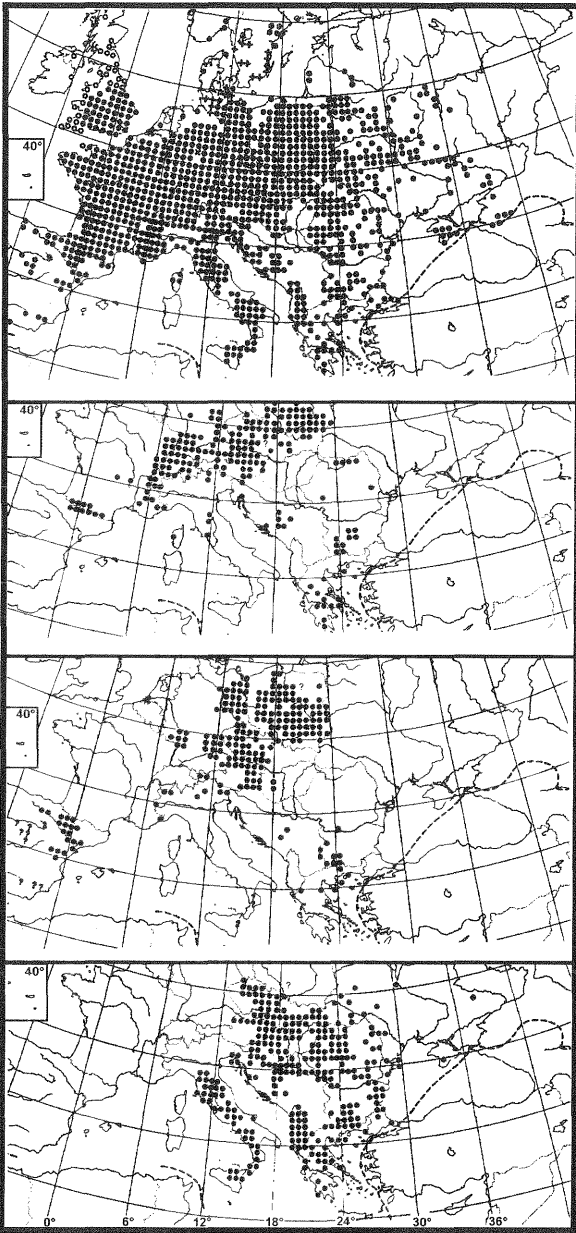
**W i r t s b a u m a r t e n**: *Abies alba*; weniger *A. cephalonica*, *A. cilicia* und *A. nordmanniana*; selten: *Larix kaempferi*.

- *s s p. austriacum*: S-, M- und O-Europa; im NW bis zu den Vogesen, Rheinland-Pfalz, Sachsen, Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Polen, W-Rußland, Ukraine, Balkanländer, italienische Alpen, SO-Frankreich, M- und SO-Spanien;

**W i r t s b a u m a r t e n**: *Pinus sylvestris*; weniger *P. nigra* und *P. mugo*; sehr selten: *Picea abies*.

HAWKSWORTH (1974) nennt für *Viscum album spp.* über 230 Wirtsbaumarten; darin eingeschlossen sind 184 weltweit nach Europa eingeführte Baumarten. Eine aktuelle Auswertung weist insgesamt 452 Arten, Unterarten, Varietäten und Hybriden von 96 Gattungen in 44 Familien innerhalb Europas, Asiens und des südwestlichen Nordamerikas aus (BARNEY et al., 1998).

<sup>1</sup>Mit zahlreichen Fundortangaben. <sup>2</sup>Die in S-Spanien auf Ölbäumen vorkommende Art *Viscum cruciatum* (Rotfrüchtige Mistel) findet hier keine weitere Beachtung.



a: *Viscum album ssp. album*

b: *Viscum album ssp. austriacum*

c: *Viscum album ssp. abietis*

d: *Loranthus europaeus*

**Abb. 6:** Geographische Verbreitung von *Viscum album* spp. (a-c) und *Loranthus europaeus* (d) in Europa. ● nat. Vorkommen; + erloschen; ? unsicher; ○ eingeführt (aus JALAS & SUOMINEN, 1976; mit freundlicher Genehmigung der Autoren; ©The Committee for Mapping the Flora of Europe and Societas Biologica Fennica Vanamo).

*Loranthus europaeus*:

- S- und SO-Europa (pontisch-pannonischer Raum), Sizilien, S- und M-Italien, S- und SO-Steiermark, Nieder- und Oberösterreich, Tschechien (Erzgebirge), nordwestlicher Vorposten in Sachsen (Dohna), Ukraine (Waldkarpaten und Bukowina);

Wirtsbaumarten: *Quercus robur*, *Q. petraea*, *Q. pubescens*, *Q. cerris*; seltener: *Castanea sativa*.

Anpassungserscheinungen an bestimmte Wirte wie im Falle der Tannen- und Kiefernmisteln wurden offenbar in Gebieten begünstigt, in denen die Misteln lange Zeit innerhalb reiner Tannen- oder Kiefernwälder vorkamen (STOPP, 1961; vgl. auch HAWKSWORTH und WIENS (1970, 1996)).

### 2.5.2 Nordamerika

*Phoradendron* spp. (HAWKSWORTH, 1979; TAINTER und BAKER, 1996).

Die Gattung *Phoradendron* ist in den USA mit 12 Arten vertreten, von denen jeweils 6 auf Laubholz und 6 auf Nadelholz parasitieren, letztere mit höherer Wirtsspezifität. Bis auf zwei östliche Vorkommen sind die Arten ausschließlich in den Südweststaaten beheimatet. *Phoradendron* fehlt in Kanada. Die nördliche Verbreitungsgrenze scheint mit niedrigen Wintertemperaturen korreliert zu sein. Aufgrund geringer forstwirtschaftlicher Schäden, die lokal und nur bei starkem Befall auftreten, werden im folgenden die vier häufigsten Arten bezüglich ihres Vorkommens und ihrer Wirtsbaumarten aufgeführt.

An Laubholz:

- *P. macrophyllum*: Kalifornien bis Mexiko, Arizona, Neu-Mexiko bis W-Texas;  
Wirtsbaumarten: etwa 60 Arten (30 Gattungen); insbesondere *Populus*, *Fraxinus* und *Salix*.
- *P. serotinum*: O- und SO (!)-Staaten: New Jersey, Ohio, Indiana, Missouri und SO-Kansas;

Wirtsbaumarten: über 110 Arten (50 Gattungen); darunter *Fraxinus*, *Acer*, *Carya*, *Robinia*, *Ulmus*, *Quercus*, *Juglans*, *Salix*, *Tilia*, *Populus*, *Liriodendron*, *Fagus*, *Castanea*, *Betula*, *Prunus*.

An Nadelholz:

- *P. pauciflorum*: Kalifornien, Mexiko und Arizona;

Wirtsbaumart: *Abies concolor*.

- *P. juniperinum*: Oregon und Colorado bis S-Kalifornien, W-Texas und Mexiko;

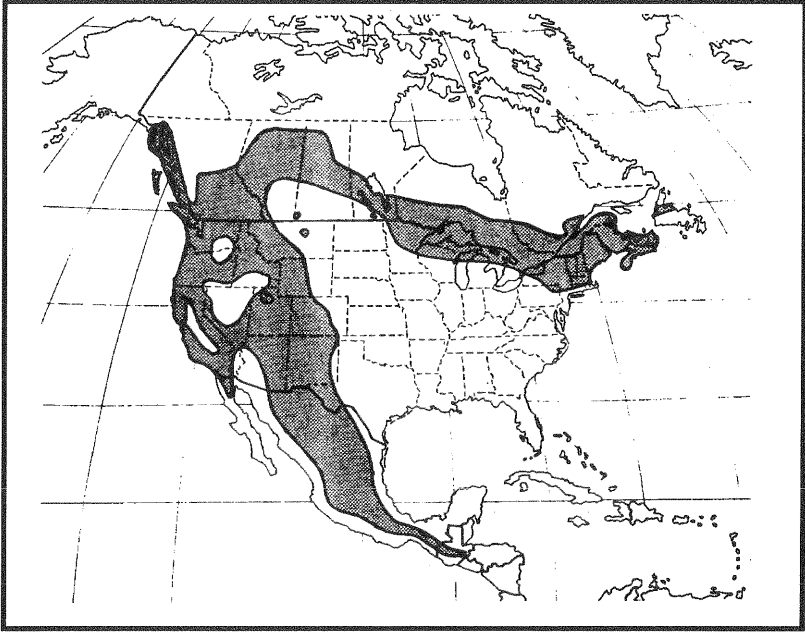
Wirtsbaumarten: *Juniperus osteosperma*, *J. monosperma*, *J. scopulorum*.

*Arceuthobium* spp. (HAWKSWORTH, 1979; SINCLAIR et al., 1987; HAWKSWORTH und WIENS, 1996; TAINTER und BAKER, 1996; vgl. ANHANG V).

Im westlichen Nordamerika erfährt die Gattung *Arceuthobium* mit 34 derzeit beschriebenen Arten ihre größte Ausdehnung, wobei die artenreichsten Gebiete in Mexiko und N-Kalifornien lokalisiert sind. In einem weiteren schmalen Streifen verläuft das Verbreitungsgebiet von S-Alaska in südöstliche Richtung bis Neufundland (vgl. Abbildung 7 der folgenden Seite). Nicht betroffen sind die ausgedehnten Kiefernwälder im SO der USA.

Nach HAWKSWORTH und WIENS (1970, 1996) ist diese Tatsache und der hohe Spezialisierungsgrad einiger Arten -die Gattung gilt als die „wahrscheinlich am höchsten spezialisierteste aller Mistelgattungen“ (HAWKSWORTH und WIENS, 1996)- in Bezug auf Morphologie und Wirtsspektrum mit dem Phänomen der adaptiven Radiation zu erklären. Das Vorhandensein eines enormen Wirtspotentials innerhalb der nordamerikanischen *Pinaceen* eröffnete bei gleichzeitigem Fehlen von Konkurrenz durch andere Pflanzenparasiten diese Vielzahl ökologischer Nischen. Darüber hinaus sind relativ ausgedehnte und homogene Waldbestände, im Gegensatz zu den Verhältnissen tropischer Zonen, der Entwicklung von Wirtsspezifität förderlich (KUIJT, 1969).

Wirtsarten finden sich ausschließlich unter den *Pinaceen*: *Pinus*, *Abies*, *Picea*, *Pseudotsuga*, *Larix* und *Tsuga*, wobei *Pinus* eindeutig dominiert. *Cupressaceen* und *Taxodiaceen* werden nicht befallen.



**Abb. 7:** Geographische Verbreitung der Gattung *Arceuthobium* in Nordamerika (nach TAINTER und BAKER, 1996; ©1996; mit freundlicher Genehmigung des Verlages John Wiley & Sons, Inc. Alle Rechte vorbehalten).

Im folgenden seien Verbreitung und Wirte von 11 *Arceuthobium*-Arten genannt. Innerhalb dieser Gruppe werden gleichzeitig durch hochgestellte Symbole nachstehende Eigenschaften angezeigt:

\* hinsichtlich der Schäden von großer Bedeutung (KNUTSON und TINNIN, 1980; TAINTER und BAKER, 1996),

<sup>Q</sup> als quarantänerelevant für Europa eingestuft (SMITH et al., 1997),

<sup>E</sup> als Parasit europäischer Nadelholzarten nachgewiesen (HAWKSWORTH, 1974).

Der Übersichtlichkeit halber sollen nur die **Hauptwirte** angegeben werden:

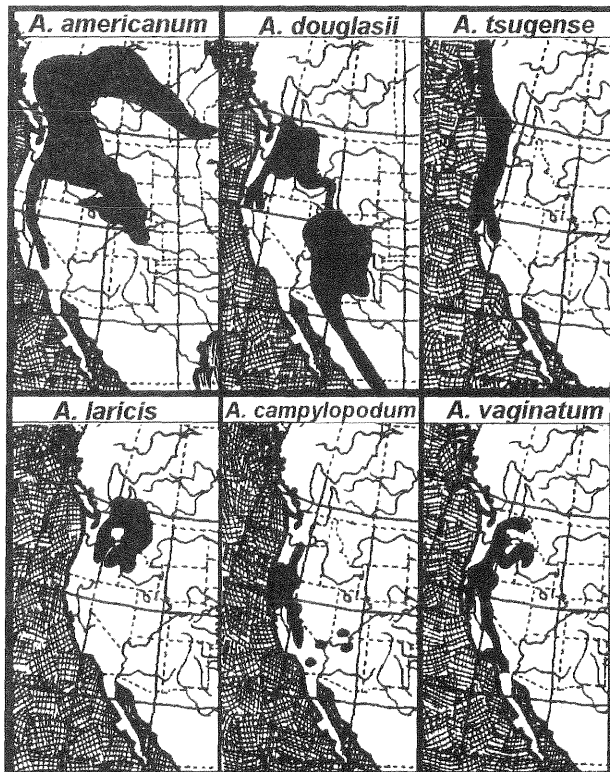
- *A. abietinum*<sup>Q</sup>: Washington bis S-Kalifornien;

Wirtsbaumarten: *Abies concolor* var. *concolor*/var. *lowiana*, *A. durangensis*, *A. grandis*, *A. magnifica*, *A. procera*.

- *A. americanum* \*<sup>QE</sup>: N-Alberta bis S-Kalifornien und Z-Colorado; Z-Britisch Columbia bis Manitoba; am weitesten verbreitete Zwergmistelart Nordamerikas; 200-3400 m;  
Wirtsbaumarten: *Pinus banksiana*, *P. contorta* var. *contorta* (?), *latifolia* und var. *murrayana*.
- *A. campylopodum* \*<sup>QE</sup>: Washington, W-Montana, Idaho bis S-Kalifornien, Mexiko; 30-2400 m;  
Wirtsbaumarten: *Pinus ponderosa* var. *ponderosa* und var. *scopulorum*, *P. jeffreyi*, *P. attenuata*.
- *A. cyanocarpum*: Kalifornien bis Montana und Colorado;  
Wirtsbaumarten: *Pinus albicaulis*, *P. aristata*, *P. flexilis*, *P. longaeva*.
- *A. douglasii* \*<sup>QE</sup>: S-Britisch Columbia bis Mexiko, nicht W-Oregon und Washington (Optimum-Gebiet der Douglasie), W-Grenze: Kaskadenkette; 300 (N)-3000 (S) m;  
Wirtsbaumarten: *Pseudotsuga menziesii* var. *menziesii*/var. *glauca*.
- *A. laricis* \*<sup>QE</sup>: S-Britisch Columbia, Idaho und W-Montana; 700-2000 m;  
Wirtsbaumarten: *Larix occidentalis*, *Tsuga mertensiana*.
- *A. microcarpum*: Arizona, Neu Mexiko;  
Wirtsbaumarten: *Picea engelmannii*, *P. pungens*, *Pinus aristata*.
- *A. occidentale* <sup>Q</sup>: Kalifornien; 0-1400m;  
Wirtsbaumarten: *Pinus sabiniana*, *P. attenuata*, *P. coulteri*.
- *A. pusillum* \*<sup>Q</sup>: Neufundland bis N-Pennsylvania, Minnesota und O-Saskatchewan; einzige Art im östlichen Nordamerika; 0-900 m;  
Wirtsbaumarten: *Picea glauca*, *P. mariana*, *P. rubens*.
- *A. tsugense* \*<sup>QE</sup>: SO-Alaska bis N-Kalifornien; 0-2500 m;  
Wirtsbaumarten: *Tsuga heterophylla*, *T. mertensiana*, *Abies amabilis* (?), *A. lasiocarpa* var. *lasiocarpa* (?), *A. procera* (?), *Pinus contorta* var. *contorta*.

- *A. vaginatum* ssp. *vaginatum* \*<sup>Q</sup>: Colorado, Utah bis Mexiko; 1700-3000 m;  
Wirtsbaumarten: *Pinus arizonica* var. *scopulorum*/var. *stormiae*, *P. cooperi*, *P. durangensis*, *P. engelmannii*, *P. hartwegii*, *P. herrerae*, *P. lawsonii*, *P. montezumae*, *P. patula*, *P. rudis*, *P. ponderosa* var. *scopulorum*.

Eine Übersicht über die geographische Verbreitung der wirtschaftlich wichtigsten Zwergmistelarten gibt Abbildung 8.



**Abb. 8:** Verbreitung der wirtschaftlich bedeutendsten *Arceuthobium*-Arten im pazifischen Nordwesten (nach KNUTSON und TINNIN, 1980).



**Tab. 2:** Übersicht verschiedener Wirtsbaumarten der Gattung *Arceuthobium* spp. lateinisch/deutsch/englisch (MIROV, 1967; SCHÜTT et al., 1992).

|                          |                         |                        |
|--------------------------|-------------------------|------------------------|
| <i>Abies lasiocarpa</i>  | Felsengebirgstanne      | Supalpine Fir          |
| <i>var. arizonica</i>    | Arizona-Tanne, Kork-T.  | Corkbark Fir           |
| <i>A. magnifica</i>      | Prachttanne             | Californian Red Fir    |
| <i>A. procera</i>        | Edeltanne               | Nobel Fir              |
| <i>Picea engelmannii</i> | Engelmannfichte         | Engelmann Spruce       |
| <i>P. glauca</i>         | Weiß-, Schimmel-Fichte  | White Spruce           |
| <i>P. mariana</i>        | Schwarzfichte           | Black Spruce           |
| <i>P. pungens</i>        | Stechfichte             | Blue (Colorado) Spruce |
| <i>P. rubens</i>         | Rotfichte               | Red (Eastern) Spruce   |
| <i>P. sitchensis</i>     | Sitka-Fichte            | Sitka Spruce           |
| <i>Pinus albicaulis</i>  | Weißstämmige Zirbel     | Whitebark Pine         |
| <i>P. aristata</i>       | Grannenkiefer           | Bristlecone Pine       |
| <i>P. attenuata</i>      | Höcker-, Warzenkiefer   | Knobcone Pine          |
| <i>P. ayacahuite</i>     | Mexikanische Weißkiefer | Mexican White Pine     |
| <i>P. banksiana</i>      | Banks-Kiefer            | Jack Pine              |
| <i>P. contorta</i>       | Drehkiefer              | Lodgepole Pine         |
| <i>ssp. latifolia</i>    | (Felsengebirgsform)     |                        |
| <i>ssp. murrayana</i>    | (Sierra Nevada Form)    |                        |
| <i>ssp. contorta</i>     |                         | Shore Pine             |
| <i>P. cooperi</i>        |                         | Cooper Pine            |
| <i>P. coulteri</i>       |                         | Coulter Pine           |
| <i>P. durangensis</i>    |                         | Durango Pine           |
| <i>P. flexilis</i>       | Nevada Zirbelkiefer     | Limber Pine            |
| <i>P. hartwegii</i>      |                         | Hartweg Pine           |
| <i>P. jeffreyi</i>       | Jeffreys Kiefer         | Jeffrey Pine           |
| <i>P. lawsonii</i>       |                         | Lawson Pine            |
| <i>P. longaeva</i>       |                         |                        |
| <i>P. montezumae</i>     |                         | Montezuma Pine         |

(Fortsetzung nächste Seite)

Tab. 2 (Fortsetzung):

|                              |                          |                      |
|------------------------------|--------------------------|----------------------|
| <i>P. muricata</i>           | Bishop Kiefer            | Bishop Pine          |
| <i>P. patula</i>             |                          | Jelescote Pine       |
| <i>P. ponderosa</i>          | Gelbkiefer               | Ponderosa Pine       |
| <i>var. scopulorum</i>       | (Standortmodifikation)   | Rocky Mountain P. P. |
| <i>var. arizonica</i>        | (echte Varietät)         |                      |
| <i>P. radiata</i>            | Monterey Kiefer          | Monterey Pine        |
| <i>P. rudis</i>              |                          |                      |
| <i>P. sabiniana</i>          | Diggers Kiefer, Nuß-K.   | Digger Pine          |
| <i>Pseudotsuga menziesii</i> | Douglasie                | Douglas Fir          |
| <i>var. glauca</i>           |                          |                      |
| <i>var. menziesii</i>        |                          |                      |
| <i>Larix occidentalis</i>    | Westamerikanische Lärche | Western Larch        |
| <i>Tsuga heterophylla</i>    | Westliche Hemlocktanne   | Western Hemlock      |
| <i>T. mertensiana</i>        | Berg-Hemlocktanne        | Mountain Hemlock     |

## 2.6 Verbreitungs- und Befallsdynamik

### 2.6.1 *Loranthus sp.*, *Phoradendron spp.*, *Viscum spp.*

Voraussetzung für eine Infektion ist die Verbringung des Samens auf geeignetes Wirtsmaterial. Bei den hier zu besprechenden Mistelarten, im Falle von *Arceuthobium* allerdings nicht primär, besitzen Vögel als Vektoren die wichtigste Verbreiterfunktion. Im Gegensatz zu früheren Annahmen ist jedoch die sog. Endozoochorie, die Verbreitung der Samen nach Passage des Magen-Darm-Traktes, nicht notwendige Bedingung für ein erfolgreiches Auskeimen der Samen (HOFFMANN, 1994).

Mistelbeeren besitzen Eigenschaften, die sie für ihre Verbreiter attraktiv machen, wie auffällige oder kontrastreiche Färbung, mäßige bis geringe Größe, Weichschaligkeit und Verfügbarkeit in nahrungsknapper Zeit (STRASBURGER, 1998).

Zu den mistelverbreitenden Vogelarten in den USA zählen vor allem Singvögel wie Drosseln und Häher-Arten. Der im Südwesten auf Mistelbeeren von *Phoradendron californicum* spezialisierte Trauerseidenschnäpper scheidet Reste der Beeren bereits nach zwölf Minuten wieder aus (HOWE und WESTLEY, 1993). Ähnliches ist auch von verschiedenen Drosselarten, insbesondere Mistel- und Wacholderdrossel (*Turdus viscivorus* bzw. *T. pilaris*), Seidenschwanz (*Bombycilla garrulus*) sowie Mönchsgrasmücke (*Sylvia atricapilla*) bekannt, die in Europa zu den Hauptverbreitern der Misteln zählen (TUBEUF, 1923; STOPP, 1961).

Auf die Thematik von Mutualismus und Koevolution in diesem Zusammenhang soll hier nicht näher eingegangen, sondern auf die Ausführungen von NICKRENT (1988), REID (1991), HOWE und WESTLEY (1993), LARSON (1996) und STEPHAN (1996) hingewiesen werden (vgl. ANHANG VI).

Häufig wird allerdings der Samen mit dem Schnabel an Zweigen abgestreift (vgl. Abbildung 9). Der Samen bleibt dabei von einer stark schleimigen Viscinschicht umhüllt, welche ein vorläufiges Anhaften und, nach späterem Eintrocknen, eine Etablierung am Wirt ermöglicht. Bei sehr starkem Mistelbesatz kommt es ggf. auch zu Selbstinfektionen, die jedoch von untergeordneter Bedeutung sind.

Günstig auf eine Ausbreitung des Befalls wirkt sich ferner das Verhalten der Vögel aus, überwiegend Plätze im oberen Kronenbereich älterer Bäume anzufliegen, an denen relativ günstige Keimungsbedingungen bezüglich Licht, Temperatur und Rindenbeschaffenheit herr-

schen. Dabei werden isoliert stehende oder vorherrschende Bäume, Baumgruppen sowie Bestandesränder bevorzugt (TUBEUF, 1923; SCHARPF und HAWKSWORTH, 1974; MERTZIG und PRIEN, 1996).



**Abb. 9:**  
Auskeimende, ein- und dreiembryonale Samen von *Viscum album ssp. album* auf *Tilia platyphyllos*; die Viscinspuren zeigen deutlich, daß die Samen von Vögeln mit dem Schnabel abgestreift wurden.

So zeigten die Untersuchungen zum Eichenmistelbefall in Niederösterreich, daß in den Eichen-Mittelwäldern die Zusammensetzung des Oberholzes (Oberständer) den größten Einfluß auf den Mistelbefall aufwies. Auflösungserscheinungen im Kronenschluß bei gleichzeitig mangelnder Altersstufung des Oberstandes und die häufig erfolgenden Jungwuchshiebe erhöhten deutlich die Attraktivität der Bäume für die samenverbreitenden Vögel. Solitärbäume mit einer größeren Kronenmantelfläche zeichnen sich zudem durch eine erhöhte Zahl potentieller Infektionsstellen aus. Einem abnehmenden Oberholzvorrat folgte eine Zunahme des Mi-

stelbefalls, der zunächst das Altholz, mit zunehmender Intensität jedoch auch die schwächeren Stärkeklassen erfaßte (vgl. Kap. 3.3.2.1). Geringer ist der Befall dagegen bei mehr hochwaldähnlichen Strukturen bzw. zunehmendem Schlußgrad.

Die Vorratshöhe des Oberstandes, die mitbestimmt ist durch Höhenwachstum und Kronenausformung, bedingt also wichtige Konkurrenzparameter im Verhältnis der Parasit-Wirt-Beziehung (fördernde oder hemmende Wirkungen bezüglich der Befalldynamik).

Geschlossener Eichenhochwald bleibt i.d.R. befallsfrei, da Misteln überwachsen werden bzw. aus Lichtmangel absterben (MARGL und MAYER, 1981; MARGL, 1982).

Ein schnelles Ausscheiden der Samen bzw. relativ kurze Flugdistanzen nach dem oder beim Verzehr der Beeren können ein lokal gehäuftes Auftreten und im weiteren Verlauf eine herdmäßige Ausbreitung des Befalls durch erhöhten Infektionsdruck erklären (KRAPPENBAUER, 1981). Dieses ist auch als typische Erscheinung bei Allee- und Parkbäumen bekannt. Beispielhaft sei der Raum Dresden erwähnt (SEICHE, 1995, 1999). Infizierte Baumreihen in der freien Landschaft können hierbei eine Art „Brückenfunktion“ übernehmen. Eine Verschleppung über größere Distanzen kann mit der Eigenschaft der Vögel als Zugvögel oder Teilzieher in Zusammenhang stehen. Dies bestätigt eine neuere Untersuchung über Mistelbefall an Schwarzkiefern (*Pinus nigra*) in den südwestfranzösischen Alpen (Saignon); das Befallsgeschehen vollzog sich hier, ausgehend von stark infizierten Bäumen, nachweislich entlang der Hauptflugwege der Misteldrossel (TUBEUF, 1923; HOFSTETTER, 1988; NIERHAUSWUNDERWALD und LAWRENZ, 1997; VALLAURI, 1998).

Als ursächlich für die starke Ausweitung des Eichenmistelbefalls in Niederösterreich wurden überwinterte Populationen von Drossel (*Turdus viscivorus*, *T. pilaris*), Seidenschwanz und Star infolge eines Futterüberangebotes (Mistelbeeren, ohne Präferenzen: *L. europaeus* bis Anfang April, *V. album ssp. austriacum* bis Ende Mai verfügbar) während des ganzen Winters angesehen, nicht dagegen ein vermehrtes Auftreten der Vögel an sich (DIEBERGER, 1982). Trotz eines grundsätzlich weiten Nahrungsspektrums sind sie als Teilzieher und „Invasionsvögel“ offenbar in der Lage, sich über lange Zeiträume auf dieses veränderte Nahrungsangebot ethologisch einzustellen. Klimaveränderungen, z.B. in Ausprägung milderer Winter,

könnten sich als disponierend für die genannten Phänomene erweisen. Als Folge hiervon wären eine Arealausweitung und Populationszunahme durchaus denkbar.

### **2.6.2 *Arceuthobium* spp.**

Zu den Mechanismen, Arten und Einflußgrößen auf das Infektionsgeschehen am Einzelbaum und dessen Ausbreitung innerhalb und zwischen Waldbeständen sollen im folgenden einige Angaben gemacht werden. Über diese Zusammenhänge ist in den USA und Kanada intensiv geforscht worden. Letztlich stellen sie wichtige Grundlagen für Empfehlungen bezüglich möglicher Kontrollmaßnahmen dar.

Charakteristisch für Zwergmisteln ist ihr Mechanismus der Samenverbreitung: Jede Frucht enthält einen einzelnen spindelförmigen Samen. Im reifen Zustand wird der Blütenstiel verlängert und gleichzeitig zurückgebogen, so daß die Spitze der Blütenhülle nach unten weist. Zwischen Blütenstielspitze und Fruchtbasis bildet sich eine Trennzone aus. Eine zwischen Samen und Exokarp liegende Schicht aus Viscinzellen erzeugt nun einen so beträchtlichen hydrostatischen Innendruck, daß die Frucht vom Blütenstiel abgetrennt und der Samen bei gleichzeitiger Kontraktion des Exokarp aus diesem herausgeschleudert wird. Bei einer Anfangsgeschwindigkeit von bis zu 100km/h legen die Samen Distanzen von durchschnittlich 2-8 (max.15-18)m zurück. Eine Beeinflussung durch Wind spielt gelegentlich bei sehr hohen, isoliert stehenden Überhältern eine Rolle. Typischerweise haften die Samen mit Hilfe ihrer Viscinhülle an Nadeln, um an diesen –ggf. bei Regen– bis zum Nadelgrund hinabzugleiten, wo im allgemeinen die Keimung erfolgt (KING, 1966).

Es wird angenommen, daß bei stark infizierten Bäumen lediglich 5% der verbreiteten Mistelsamen potentielle Wirtsbäume erreichen und schließlich effektiv nur 1-2% zu einer erfolgreichen Infektion beitragen (HAWKSWORTH und WIENS, 1996, zit.n. MATHIASSEN, 1996).

#### **2.6.2.1 Lokale Ausbreitung**

Für die lokale Ausbreitung innerhalb eines Teilbereichs von Beständen, ausgehend von einzelnen Bäumen als Infektionsquelle, ist überwiegend der o.g. Verbreitungsmechanismus ver-

antwortlich. Auslösefaktoren sind vermutlich auch äußere Bedingungen wie Tageszeit, Temperatur, relative Luftfeuchtigkeit oder Niederschlagsverhältnisse; diese scheinen jedoch nach Art und Vorkommen in einem weiten Rahmen zu liegen. Versuche zeigten, daß sich die Anzahl von aufgefundenen Samen umgekehrt proportional zu ihrer Entfernung zum jeweiligen Infektionsort verhielt. (HINDS und HAWKSWORTH, 1965; BAKER und FRENCH, 1986; PUNTER und GILBERT, 1991).

Eine Ausweitung des Mistelbefalls sowohl innerhalb des Einzelbaumes („*intensification*“; Meßgröße: Befallsprozent und -schwere; DMR<sup>1</sup>) als auch zwischen den Bestandesgliedern („*spread*“; Meßgröße: Distanz) wird von verschiedenen Parametern beeinflusst, die sich generell, aber auch hinsichtlich beider Aspekte (Einzelbaum/Bestand) überschneiden und dadurch synergetisch wirksam sein können (PARMETER, 1978; DIXON und HAWKSWORTH, 1979; GEILS und MATHIASSEN, 1990). Zu den wichtigsten zählen:

- Befallsintensität,
- Bestandesstruktur (Baumart, Alter; Stufigkeit; Stammzahl und -verteilung, Bestandesdichte),
- Wuchseigenschaften der Wirtsbäume (Standortqualität; Vitalität).

Über Raten einer Befallszunahme innerhalb eines Baumes liegen verschiedene Untersuchungen vor. Es zeigten sich hierbei große Unterschiede, die nicht zuletzt auf die verschiedenen *Arceuthobium*-Arten und deren Wirtspflanzen zurückzuführen sein dürften. Während beispielsweise in einer Untersuchung über *A. americanum* an *Pinus contorta* im Durchschnitt alle 1,25 Jahre eine Verdoppelung der Infektionen beobachtet wurde, stellte man bei *A. campylopodum* (*Pinus ponderosa*) über 13 Jahre einen nahezu unveränderten Infektionsstatus fest (MUIR, 1972 und WAGENER, 1961, zit.n. GEILS und MATHIASSEN, 1990).

Die Rate der vertikalen Verbreitung innerhalb einer Baumkrone liegt bei durchschnittlich 0,3-0,6m pro Jahr. Ein vitaler Baum kann jedoch auf günstigen Standorten und bei günstigen

---

<sup>1</sup>DMR („*Dwarf Mistletoe Rating*“) nach HAWKSWORTH (1977) bezeichnet i.a. den Befallsmittelwert (Skala 0-6) lebender Wirtsbäume eines Bestandes, welcher als Anteil bzw. Summe infizierter Äste jeweiliger Kronendrittel bzw. Kronen ermittelt wird. Gegenwärtig stehen alternative Methoden der Schadensansprache in der Diskussion (TINNIN, 1998), die zukünftig an Bedeutung gewinnen könnten; vergleiche hierzu Kap. 3.2 und ANHANG I.

Standraumverhältnissen (Steuerung mittels Durchforstungsmethoden; vgl. Kap. 4.2) durch sein Höhenwachstum den Befallsbereich im unteren Kronenbereich „zurücklassen“ und so möglicherweise dauerhaft begrenzen, vorausgesetzt, es befinden sich keine befallenen größeren Bäume in der Nähe. Dieses Phänomen ist bei jungen *Abies*-Beständen in Kalifornien beschrieben worden. Die Ursachen liegen in ungünstigeren Wachstumsbedingungen für die Misteln und der Möglichkeit des Überwallens von Infektionen seitens der Wirtsbäume. Dagegen stellt ein Befall der oberen Krone meistens ein großes Infektionspotential dar (KNUTSON und TINNIN, 1980; HANSEN und LEWIS, 1997).

Modellrechnungen zeigten, daß sich die stärkste Infektionszunahme bei stark befallenen Bäumen geringen Durchmessers (2 DMR-Stufen/Jahrzehnt) und die geringste (0,5 DMR-Stufen/Jahrzehnt) bei niedrigem Infektionsstatus von Bäumen großen Durchmessers ergab (GEILS und MATHIASSEN, 1990).

#### **2.6.2.1.1 Befallszunahme innerhalb von Beständen**

Offene Bestände sowie ungünstige Kronenschlußgrade fördern eine Ausbreitung des Mistelbefalls im Vergleich zu geschlossenen, insbesondere gleichaltrigen Beständen. Ebenso stellen in mehrschichtigen Beständen infizierte Oberhölzer ein Risiko für angrenzende Verjüngungsflächen bzw. unterständige Bestandesglieder dar; in mehrschichtigen Beständen kann bereits die Flugbahn der Mistelsamen Einfluß auf das Infektionsgeschehen haben. Gleiches gilt für Schirmschlagflächen sowie einzelne, zurückbleibende Überhälter („*residuals*“), die ein großes Infektionsreservoir bedeuten können (PARMETER, 1978; HAWKSWORTH und JOHNSON, 1989).

Beispielsweise ergab die Untersuchung einer 30 Jahre alten Verjüngungsfläche, daß die Ausbreitung der Zwergmisteln ausgehend von einem befallenen Oberholz primär mit der Bestandesdichte korreliert war und sich über 9m in einen dichtstehenden bzw. 14m in einem offenen Bestand ausdehnte. Die jährliche horizontale Ausbreitungsrate wird mit etwa 0,4m (junge, gleichaltrige, dichte Bestände) und 0,6m (offene Bestände) angegeben (HAWKSWORTH, 1958, zit.n. HAWKSWORTH und JOHNSON, 1989).



Junge Wirtspflanzen bis zu einer Größe von etwa 1m tragen ein äußerst geringes Befallsrisiko. WICKER und SHAW (1967a) untersuchten das Verhältnis der den Mistelsamen ausgesetzten effektiven Zielfläche (der Setzlinge) und der Ausbreitungsfläche (der Samen) bei *Pseudotsuga menziesii* bzw. *Larix occidentalis* und stellten eine Infektionswahrscheinlichkeit von weniger als 0,002% fest. Nach WICKER und SHAW (1967b) verringern physikalische und biologische Faktoren (z.B. gegenüber Zwergmistelsamen abschirmend oder mechanisch abtragend wirkende Schneedecken) einen Befall von Wirtspflanzen geringer Höhe.

Aktuelle Untersuchungen von MATHIASSEN (1998) zur Befallsdynamik in jungen Beständen von *Larix occidentalis* (10-20jährig) durch *Arceuthobium laricis* zeigen dagegen bei Lärchen von Höhen bis zu 0,5m -die niedrigste beobachtete Infektion befand sich in einer Höhe von 0,03m- durchaus hohe Infektionsraten, welche die Vermutung nahelegen, daß Infektionen auch unterhalb der gewöhnlichen Schneehöhen stattfinden, so daß die Schutzfunktionen einer Schneedecke generell nicht bestätigt werden konnten. Die Untersuchung von 600 infizierten Bäumen ergab folgendes: nur wenige Infektionen erfolgten vor dem Alter 7 bzw. bis zu einer Höhe von 1,5m; die häufigsten Infektionen ergaben sich demgegenüber vor dem Alter 14 bzw. bis zu einer Höhe von 4m. Signifikanten Einfluß auf das initiale Befallsgeschehen besaß der Befallszustand des umgebenden (Alt-) Bestandes. Das o.g. Phänomen kleinerer Oberflächen sowie des z.B durch Schnee zeitlich verkürzten Ausgesetztseins von Bäumen geringer Höhen als Faktoren für eine verringerte Infektionsgefahr bleibt allerdings auch hier unberührt.

In älteren oder reifen Beständen ist dagegen eher mit höherem Befall zu rechnen, da hier eine vertikale Verbreitung von Samen im gesamten Kronenbereich ein zeitlich lang andauerndes Infektionsrisiko stark begünstigen kann. Dieser Entwicklung können Baumarten mit natürlicherweise offenen Kronen (einige *Pinus*-Arten) Vorschub leisten. Dagegen können dichtkronige Bäume (z.B. *Abies*-Arten) Infektionen in gewissem Umfang einschränken. Die Bedeutung der letztgenannten Effekte ist jedoch vergleichsweise gering (PARMETER, 1978).

Innerhalb von Mischbeständen spielt die Verteilung verschiedener Baumarten insofern eine Rolle, als daß unempfindliche Baumarten die Verbreitung der Misteln einschränken, während eine geringe Baumartenzahl oder Reinbestände, sofern es sich um Wirtsbaumarten handelt, diese stark fördern können (PARMETER, 1978; TINNIN et al., 1982; GEILS und MATHIASSEN, 1990).

### 2.6.2.1.2 Standortqualität, Vitalität

In der Beurteilung von Einflüssen des Standortes auf die Entwicklung von Mistelbefall stellen sich die zahlreichen Ergebnisse bisheriger Untersuchungen sehr heterogen dar und lassen keine einheitlichen Tendenzen erkennen (HAWKSWORTH und Wiens, 1996).

Die Tatsache, daß allein das Baumwachstum von zahlreichen Faktoren (Bodentyp, Nährstoffversorgung, Länge der Vegetationsperiode) beeinflußt wird, läßt allenfalls mittelbare und nur schwer interpretierbare Schlußfolgerungen zu. Interaktionen zwischen Wirt, Standort und Parasit mögen sich dagegen eher auf die Verbreitungsdynamik auswirken. Als Faktoren könnten topographische Faktoren wie Höhe über NN, Geländeneigung oder Exposition bestimmter Lagen (Lichtgenuß, Luftfeuchte), Ausgangsgestein und Bodensubstrat, Vegetationstypen (bestimmte Pflanzenassoziationen), letztlich also die Qualität des Standortes wirksam sein. Möglicherweise wird etwa eine Ausbreitung der Misteln auf ärmeren Standorten, auf denen die Bäume bereits verschiedenen Streßfaktoren ausgesetzt sind, z.T. begünstigt (PARMETER, 1978; HAWKSWORTH, 1961, zit.n. KNUTSON, 1983; HANSEN, 1985; MERRILL et al., 1986; HAWKSWORTH, 1968a, zit.n. HAWKSWORTH und Wiens, 1996).

Die Vitalität der Wirtsbäume läßt dagegen unmittelbarere Einflüsse auf den Mistelbefall erkennen. Zahlreiche Autoren gehen davon aus, daß sehr vitale Einzelbäume i.a. anfälliger sind (größere Interzeptionsfläche für Mistelsamen). Das endophytische System hat bessere Entwicklungsmöglichkeiten und die Reproduktionsrate ist deutlich erhöht. Von wüchsigen Jungbeständen (z.B. *Abies spp.*) ist allerdings auch das Phänomen des „Überwachsens“ von Infektionen bekannt, vgl. 2.6.2.1. Doch auch hier liegen zahlreiche divergierende Untersuchungsergebnisse vor, welche etwa gerade kümmerwuchs und eine geringe Bestandesdichte als Charakteristika infizierter Bestände anführen (HAWKSWORTH, 1960, DOOLING, 1974, zit.n. PARMETER, 1978; HAWKSWORTH, 1961a, CHILD und WILCOX, 1966, zit.n. HAWKSWORTH und Wiens, 1996; HANSEN und LEWIS, 1997).

### 2.6.2.2 Verbreitung über weite Distanzen

Die Existenz isolierter, von eigentlichen Schadensgebieten deutlich entfernt bzw. für den natürlichen Verbreitungsmechanismus außer Reichweite liegender Infektionszentren („*satellite infection centers*“) weist auf Tiere als Vektoren für die Verbreitung von Zwergmisteln hin. Vögel, insbesondere Drosseln, Hähner-Arten, und –in vergleichsweise begrenztem Umfang– Säugetiere (Familie *Sciuridae*, Hörnchen) sind als Vektoren bekannt. Mistelbeeren werden allerdings nicht oder nur selten gefressen, wobei sie letztenfalls gewöhnlich ihre Keimfähigkeit verlieren (HUDLER et al., 1979).

Mehrere Voraussetzungen müssen für eine Verschleppung und erfolgreiche Infektion durch Tiere erfüllt sein:

- das Auftreten reifer Samen und potentieller Vektoren muß synchronisiert sein;
- die (klebrigen) Samen müssen nach dem Auftreffen an Federn oder Fell der Tiere haften;
- die Samen müssen geeignete Wirte sowie geeignete Infektionsstellen auf diesen Wirten in noch keimfähigem Zustand erreichen;
- männliche und weibliche Pflanzen müssen sich etablieren (ZILKA und TINNIN, 1976, zit.n. NICHOLLS et al., 1984).

HUDLER et al. (1979) stellten in der Umgebung eines *Pinus ponderosa*-Mischbestandes in Colorado 32 isolierte Infektionszentren (*A. vaginatum ssp. cryptopodum*) fest, die von der Größe eines infizierten Einzelbaumes bis zu einer Fläche von 0,3ha (175 infizierte Bäume) reichten. 84% dieser Zentren lagen dabei innerhalb einer Entfernung von 100m zur nächst möglichen Infektionsquelle, während die maximal ermittelte Entfernung 458m betrug. Zu den wichtigsten Verbreitern zählten „*mountain chickadees*“ und „*pygmy nuthatches*“ (Meisen- und Kleiberartige). HAWKSWORTH et al. (1987) hatten beobachtet, daß neue Befallszentren (B) hauptsächlich in der Nähe von Aufflichtungen entstanden waren. Diese wiederum bildeten offenbar für die Vögel bevorzugte Habitate, welche sie von der nächst möglichen Infektionsquelle (Q) aus anfliegen. Die durchschnittliche Entfernung Q→B betrug hier 27 (12-65)m, der Zeitpunkt der Infektion lag 10-20(4-50)Jahre zurück.

OSTRY et al. (1983) ermittelten zwar in *Picea mariana*-Beständen (Minnesota) Distanzen vom Hauptinfektionszentrum von über 700m, gleichzeitig befand sich jedoch die nächstgele-

gene Infektionsquelle nur etwa 70m entfernt; diese Phänomene müssen bei Interpretationen berücksichtigt werden.

Entscheidend für die Distanz, innerhalb welcher neue Befallsherde entstehen können, bleibt der potentielle Aktionsradius der Vektoren. Dieser ist bei den erwähnten Säugetieren räumlich stark und bei Standvogelarten auf relativ kurze Entfernungen begrenzt. Für die letztgenannte Gruppe konnte der „gray jay“ (*Perisoreus canadensis*, Familie Häher) in einigen Untersuchungen als Hauptverbreiter von Mistelsamen ermittelt werden (OSTRY et al., 1983; HAWKSWORTH et al., 1987). Zur Zeit der Fruchtreife konnten jedoch auch Zugvogelarten innerhalb von Befallsgebieten bestätigt werden. Sofern diese während ihres Zuges ähnliche Wald-Habitate aufsuchen, besteht theoretisch die Möglichkeit einer sehr weiten Verschleppung.

In diesem Zusammenhang weisen auch PUNTER und GILBERT (1989) auf die Gefahren einer möglichen Ausweitung des Befallsareals von *A. americanum* in Manitoba (Kanada) zu *P. banksiana*-Beständen Ontarios oder der Great Lake States (Minnesota, Wisconsin, Michigan) hin.

Viele Autoren stellen jedoch trotz der nachgewiesenen Möglichkeiten der Verschleppung heraus, daß dieses Problem nicht überschätzt werden sollte, zumal mehrere biologische und physikalische Faktoren (s.o.) einer Etablierung neuer Befallsherde Grenzen setzen.

Der Einfluß von Vektoren ist vermutlich erst über sehr lange Zeiträume hinweg wirksam; kurzfristig stellen die Masse viabler Samen und die Verfügbarkeit von Wirtsorganismen die Hauptfaktoren für eine erfolgreiche Verbreitung dar (TINNIN et al., 1983).

Entsprechend dem oben Gesagten läßt sich schlußfolgern, daß die Verbreitungsdynamik der Zwergmisteln stark von waldbaulichen Behandlungsmethoden beeinflußt werden kann. Als weiterer wichtiger Aspekt wird vielfach auf die Bedeutung von natürlichem oder kontrolliertem Feuer hinsichtlich der Verbreitung hingewiesen. Bezüglich der Rolle des Feuers soll nur angedeutet werden, daß Feuerbekämpfungsmaßnahmen in bestimmten Fällen durchaus förderlich auf eine weitere Ausbreitung von Misteln gewirkt haben (vgl. Kap. 3.4 und 4).

### 3. SCHÄDEN

#### 3.1 Pathogenese und Symptomatik

Der Infektionsprozeß soll an dieser Stelle im Hinblick auf seine Ursächlichkeit für auftretende Symptome während des Befallsgeschehens vertiefend dargestellt werden. Dieser Prozeß erfolgt bei den hier zu besprechenden Misteln nach ähnlichen Prinzipien. Dasselbe gilt für die Ausprägung typischer Schadsymptome (KNUTSON, 1983; AGRIOS, 1988; TAINTER und BAKER, 1996), so daß eine zusammenfassende Darstellung gegeben werden kann.

Eine erfolgreiche Infektion setzt die Etablierung eines funktionsfähigen endophytischen Systems voraus (Kap. 2.3). Es entstehen Xylem-Xylem- bzw. Xylem-Phloëm-Verbindungen. Permanente Xylem-Kontakte weisen auf eine frühzeitige Zugangsmöglichkeit und einen ebensolchen Bedarf bezüglich transportierter Nährstoffe hin. Es setzt eine enorme Stoffwechselaktivität ein, in deren Verlauf Respiration und Transpiration im Wirtsgewebe, bei gleichzeitig abnehmender Photosyntheserate, ansteigen. Der Infektionsort entwickelt sich zu einer Senke („*metabolic sink*“), dem organische Komponenten (Zucker) und anorganische Ionen (P, K, S, Mg) in unterschiedlichen Konzentrationen zuströmen. *Arceuthobium spp.* akkumuliert hierbei große Mengen an Photosyntheseprodukten sowohl im endophytischen- als auch im sproßsystem. Studien über *A. campylopodum* zeigten, daß dieser Prozeß das ganze Jahr über andauerte und im Frühjahr besonders ausgeprägt war. Der stark negative Einfluß der Zwergmisteln auf die Kohlehydratvorräte der Wirtspflanzen begründet den hohen Grad ihrer Schädlichkeit im Vergleich zu *Phoradendron spp.* Darüber hinaus ist der Einfluß von Phytohormonen am Infektionsgeschehen nachgewiesen (HULL und LEONARD, 1964; SINCLAIR, 1987; HOFFMANN et al., 1994; TAINTER und BAKER, 1996). Zu den wichtigsten, im folgenden erläuterten Symptomen zählen:

- Wipfeldürre
- Atrophie
- Hypertrophie
- Hexenbesen.

Wipfeldürre ist als weitverbreitetes Symptom hinsichtlich der physiologischen Zusammenhänge zu nennen (vgl. Abbildung 10 und 11). Die Hauptursache wird in einer Deregulation des Saccharose- und Aminosäuretransportsystems vermutet (KNUTSON, 1983): Wasser, Mineralien und organischer Stickstoff werden von den Wurzeln zum Infektionsort transportiert, so daß Teile der Baumkrone weniger gut nährstoffversorgt sind. Bei einigen Wirtspflanzen betrifft dies auch Kohlehydrate und weitere komplexe organische Substanzen, die im Phloëm transportiert werden. Aus der mit diesem Prozeß verbundenen Reduktion des Transportes von Kohlehydraten zu den Wurzeln und gleichzeitiger Aufnahme organischen



**Abb. 10:**  
Wipfeldürre-Symptome an *Robinia pseudoacacia* durch *Viscum album ssp. album* bei massivem Befall der Krone.  
Aufnahme: August 1996.



**Abb. 11:**

Fortgeschrittenes Stadium der Befallsymptome (vgl. Abb. 10) nach einem Zeitraum von etwa einem Jahr; die Misteln im oberen mittleren Kronenbereich sind bereits abgestorben.

Aufnahme: September 1997.

Stickstoffs durch die Misteln (über Xylem-Verbindungen) resultiert ein positiver Rückkopplungseffekt: die Reduktion eines Bestandteils verursacht fortlaufend eine Reduktion des anderen. Diese Zusammenhänge könnten weiterhin eine Erklärung für Phänomene wie Atrophie, Vitalitäts-, Zuwachsverluste und schließlich das Absterben der Bäume sein (vgl. KNUTSON, 1979).

Eine Verlichtung bis zur gänzlichen Verkümmern des Gipfelbereiches ist z.B. bei *Pinus sylvestris* als typisches Erscheinungsbild beschrieben worden. In Abhängigkeit vom Befallsgrad können die Bäume schließlich absterben. Ein angespannter Wasserhaushalt kann diesen

Prozeß stark beeinflussen und so die Vitalität des Wirtsbaumes in Kombination mit der Mistel („Transpirationsschmarotzer“) zusätzlich stark beeinträchtigen. Eine Regeneration erfolgt selbst bei verbesserten Umweltbedingungen nur selten, da das Sproßsystem zahlreicher *Pinus*-Arten (monopodial mit dominierender Hauptachse) einen nachträglichen Kronenausbau kaum ermöglicht (HARTMANN, 1990).

A t r o p h i e einzelner Äste oder Zweige ist somit ebenfalls eine Erscheinung, die auf Ernährungsstörungen hinweist und wird oft bei Laubholzmisteln beobachtet. Sie zeichnet sich dadurch aus, daß einzelne Triebe des Wirtsbaumes jenseits der Infektionsstelle Vitalitätsverluste



**Abb. 12:**

Starker Befall durch *Viscum album ssp. album* an *Tilia platyphyllos*. Die Abbildung zeigt vielfache Wuchsanomalien und die Tendenz zur Ausbildung hexenbesenartiger Strukturen im äußeren Kronenbereich.





**Abbildung 13:**

Detail der Abbildung 12; hypertrophe Schwellungen im Stamm- und Astbereich. Mehrere der im Zuge von Ästungsmaßnahmen entstandenen Anschnitte lassen zentrale Faulstellen erkennen.

(reduzierte Blatt- und Nadelmasse) bis hin zu Absterbeerscheinungen aufweisen. Defizite in der Wasserversorgung scheinen eine häufige Begleiterscheinung zu sein (BOYCE; 1961; MARGL und MAYER, 1982; KNUTSON, 1983; SINCLAIR et al., 1987).

Ein typisches Anfangssymptom bilden *H y p e r t r o p h i e n* in Form spindelförmiger Anschwellungen des Wirtsgewebes am Ort der Infektion (vgl. Abbildung 12 und 13). Als Ursache hierfür werden durch den Parasiten bereits in frühesten Entwicklungsstadien induzierte Phytohormon-Ungleichgewichte auf Seiten des Wirtes verantwortlich gemacht, wobei Cyto-

kininen eine wichtige Rolle zuzukommen scheint (KNUTSON, 1979). Cytokinine sind üblicherweise an der Regulierung verschiedener Wachstums- und Entwicklungsprozesse von Pflanzen beteiligt (Zellteilung, Knospenbildung) und tragen zu einer effektiven Stoffwechselkontrolle bei. Eingehende Untersuchungen über die Konzentrationen verschiedener Phytohormone in infiziertem Gewebe von *Picea mariana* (Wirt von *Arceuthobium pusillum*) führten LIVINGSTON et al. (1984) durch. Dabei wurden Änderungen in den Gehalten von Cytokinin und Auxin (ansteigende Konzentrationen) und Abscisin (sinkende Konzentrationen) festgestellt. Phytohormone scheinen demnach wichtige Voraussetzung für eine erfolgreiche Infektion durch Zwergmisteln zu sein. Einige Hinweise sprechen dafür, daß diese Substanzen vom Parasit produziert werden, um anschließend in das Wirtsgewebe transportiert zu werden und die Produktion nicht erst dort stattfindet (SCHAFFER et al., 1983, zit.n. MATHIASSEN, 1996). Es bleibt jedoch zu betonen, daß die genauen Wirkungszusammenhänge zwischen Misteln, Wirtsgewebe und Phytohormonen, insbesondere ihre Bedeutung in der Physiologie der Hexenbesen (s.u.), noch unklar sind (STRASBURGER, 1998; MATHIASSEN, 1996).

Als sehr auffällig erweisen sich Hypertrophien bei Stamminfektionen, welche beispielsweise an Tannen beträchtliche Ausmaße annehmen können. Sie entstehen durch eine direkte Infektion meist jüngerer Stämme. Allerdings sind bei *Arceuthobium americanum* Neuinfektionen an Stämmen über 60jähriger Gelbkiefern (*Pinus ponderosa*) bekannt (SINCLAIR et al., 1987). Häufiger kommen Infektionen allerdings durch Ausdehnung des endophytischen Systems von Seitenästen in den Hauptstamm zustande (PARMETER und SCHARPF, 1982). Diese Infektionen sind z.T. sehr langlebig und können nach Absterben infizierter Gewebe und Neuinfektion –etwa durch Pilze– im Laufe der Zeit ein krebsartiges Erscheinungsbild (Nekrosen, Harzfluß) zeigen (KORSTIAN und LONG, 1922, zit.n. KUIJT, 1955; BOYCE, 1961; PEACE, 1962).

Auch bei *Loranthus europaeus* können maserkropffähnlichen Anschwellungen Ausmaße „von der Grösse eines Menschenkopfes“ erreichen, wie es bereits HARTIG (1889) anschaulich erläutert. Nach dem Absterben des Wirtsastes jenseits der Infektionstelle wird der untere Teil der Eichenmistel mit ihren Verzweigungen schließlich von den Gewebewucherungen umschlossen.

Ein weiteres Kennzeichen nach Zwergmistelbefall kann die Aktivierung von Seitenknospen am Infektionsort darstellen (HALL, 1973, zit.n. KNUTSON, 1979), deren Austrieb bei intakten Pflanzen gewöhnlich das Phytohormon Auxin entgegenwirkt. Offenbar wird der hemmende („ausgleichende“) Einfluß des Auxins mehr oder weniger stark von der Wirkung der Cytokinine überlagert (Verlust der Apikaldominanz). Die wohl auffälligste Ausprägung dieses Symptoms stellen *Hexenbesen* (Verbuschung) dar, die überwiegend bei *Arceuthobium*-Befall an Koniferen, bei der Gattung *Phoradendron* jedoch nur gelegentlich in Erscheinung treten.

Hexenbesen, für deren Auftreten auch pilzliche Erreger bekannt sind, charakterisiert ein örtliches und ungewöhnlich gehäuftes Auftreten kürzerer oder längerer Zweige auf normal gebildeten Ästen, üblicherweise mit einer Umbildung vom plagiotropen zum orthotropen Wachstum. Sie entstehen durch Massenaustrieb schlafender oder neugebildeter Knospen und können von kugelig, abgeflachter oder besenartiger Gestalt sein.

Durch Misteln verursachte Hexenbesen können große Durchmesser erreichen und ganze Bereiche innerhalb der Baumkrone in Anspruch nehmen, während andere Kronenteile bereits abgestorben sind. Die abgestorbenen Bereiche zeigen an, daß sie offenbar nicht mehr in der Lage sind, mit den Hexenbesen bzw. infizierten unteren Bereichen um Nährstoffe zu konkurrieren. Nadeln, Blätter und Knospen von Hexenbesen können bezüglich Anzahl und Größe stark von den üblichen Verhältnissen der Wirtspflanzen abweichen (BOYCE, 1961; KNUTSON, 1983; BUTIN, 1996).

Innerhalb der Gattung *Arceuthobium* werden zwei Arten von Hexenbesen unterschieden. Bei den *systemischen* Hexenbesen hält das Wachstum des endophytischen Systems Schritt mit dem Spitzenwachstum des infizierten Astes; Triebe der Zwergmisteln entstehen zerstreut entlang des Wirtszweiges (Bsp.: *Arceuthobium americanum*, *A. douglasii*, *A. pusillum*). Aufgrund der Tatsache, daß die neu entstehenden Wirtszweige sofort systemisch infiziert werden, wodurch sich die Misteln schnell relativ große Nährstoffmengen erschließen („*nutrial sink*“; vgl. 3.1) und gleichzeitig ihre Weiterverbreitung sichern, wird diese Art des Parasitismus als sehr fortschrittlich angesehen (TINNIN et al., 1982; KNUTSON, 1983).

Dagegen bleiben *nicht-systemische* Hexenbesen auf den Bereich der ursprünglichen Infektionsstelle begrenzt. Es entsteht eine Vielzahl von Zweigen, die verstärkt einem Infektionsrisiko ausgesetzt sind oder, nach erfolgreicher Infektion, selbst zu vermehrter Samenproduktion beitragen. Diese Hexenbesen kommen im Vergleich zu den erstgenannten weitaus häufiger vor (Bsp.: *A. abietinum*, *A. campylopodum*, *A. cyanocarpum*, *A. laricis*, *A. tsugense*, *A. vaginatum* spp.). Eine Ausbildung von Zapfen an Hexenbesen der Nadelhölzer ist nicht bekannt (HAWKSWORTH und WIENS, 1970; TINNIN et al., 1982; SINCLAIR et al., 1987).

Die Zweige von Hexenbesen zeigen häufig, jedoch nicht regelmäßig, aufrechtes Wachstum im Gegensatz zu den plagiotrop wachsenden Zweigen der Wirtspflanzen der Misteln (KUIJT, 1955). Gelegentlich scheint es typische Formen innerhalb bestimmter Wirtsgattungen zu geben. Man nimmt an, daß diese Form gewöhnlich durch den Parasiten und nicht durch den Wirt festgelegt wird (HAWKSWORTH und WIENS, 1970). Eine ausführliche Übersicht bezüglich der Infektionsarten systemisch/nicht systemisch und unterschiedlicher Erscheinungsformen der Hexenbesen von *Arceuthobium* spp. geben TINNIN et al. (1982). Bei extremem Befall kann der Nährstoffentzug (Nährstoff-Senke) durch Hexenbesen so stark sein, daß nur diese als vitale Bestandteile des Wirtsbaumes übrigbleiben. Trotz ihrer potentiellen Langlebigkeit kann es schließlich im oberen Kronenbereich auch zum Absterben der Hexenbesen selbst kommen (KUIJT, 1955; KNUTSON, 1983).

Für *Arceuthobium douglasii* beschreiben TINNIN und KNUTSON (1985) an Douglasie verschiedene Typen von Hexenbesen, deren Erscheinungsbild Rückschlüsse auf die ursprüngliche Infektionsstelle zuläßt. Sie erreichen Größen von bis zu 2m Durchmesser. Nahe älteren Hexenbesen gelegen findet man Misteltriebe auf 4- bis 6jährigen Wirtszweigen. Diese Misteltriebe oder becherförmige, leicht in die Rinde eingesenkte Strukturen, die ein Abfallen der Misteln anzeigen, erlauben eine eindeutige Diagnose der Zwergmisteln als Verursacher.

Eine Infektion an Zweigspitzen beispielsweise kann aufgrund des späteren Gewichtes der Hexenbesen ein Herabhängen (ggf. Bruch) der betroffenen Zweige verursachen. Infektionen an Ästen erster Ordnung vermögen deren Wuchs orthotrop und damit parallel zum Hauptstamm auszurichten. Seitlich entstehen kleinere Äste, welche ebenfalls (systemische Infekti-

on) mistelinifiziert sind. Von diesen ausgehende Zweige hängen meist herab, weisen nur geringe Durchmesser, dagegen jedoch beträchtliche Längen bis zu 10m auf. Eine entsprechende Formenbeschreibung für Hexenbesen an *Picea mariana* gibt SINGH (1982).

Beobachtungen von WEIR (1916, zit.n. KNUTSON, 1979), welcher eine abnorm dichte und vitale Benadelung mistelinifizierter Zweige, insbesondere bei Hexenbesen feststellte (verzögerte Chlorophyll-Seneszenz; vergleichsweise niedrige Konzentration von Abscisinsäure), legen ebenfalls den Einfluß von Phytohormonen nahe (SINCLAIR et al., 1987; TAINTER und BAKER, 1996).

Die genannten Prozesse entwickeln sich u.U. über einen Zeitraum von vielen Jahren und können nach MATHIASSEN (1996) zu „dramatischen“ Änderungen in der Kronenstruktur der Bäume führen, was möglicherweise weitreichende ökologische Veränderungen eines Bestandes nach sich zieht (TINNIN, 1984; MATHIASSEN, 1996). Eine anschauliche Darstellung der oben beschriebenen Symptome hinsichtlich der Gattung *Arceuthobium* zeigt ANHANG II/2.

### 3.2 Schadeffekte

Die physiologischen Grundlagen für die Schadentwicklungen wurden im vorangegangenen Kapitel erläutert. Als Folgen ergeben sich mehrere Schadeffekte, die nun ausführlicher behandelt werden sollen. Dabei stellen die in Kap. 3.1 genannten Symptome Vitalitätsverlust, Stamminfektionen und Hexenbesen zugleich auch Schäden dar, die nun im Hinblick auf weitere Auswirkungen in die Betrachtung einfließen.

Die Schadwirkungen betreffen schwerpunktmäßig Zwergmisteln. Dennoch gibt es Überschneidungen mit den weiteren hier behandelten Arten *Phoradendron sp.*, *Viscum album spp.* und *Loranthus europaeus*. Auf diese soll an den betreffenden Stellen hingewiesen werden.

Zu den wichtigsten, im folgenden näher beschriebenen Schadeffekten bzw. Auswirkungen für die Wirtspflanzen zählen (WEIR, 1916; TUBEUF, 1923; BOYCE, 1961; HAWKSWORTH, 1978b, 1979, 1983; TINNIN et al., 1982; MAYER, 1983; HAWKSWORTH und SHAW, 1984; SINCLAIR, 1987; HAWKSWORTH und JOHNSON, 1989; HAWKSWORTH et al., 1989; SINGH und CAREW, 1989; TAINTER und BAKER, 1996; MATHIASSEN, 1996):

- Zuwachsreduktion
- Anstieg der Mortalitätsrate
- Verminderung der Samenproduktion
- Beeinflussung der Holzeigenschaften
- Prädisposition für sekundäre Schäden
- ökologische Auswirkungen.

In den Untersuchungen zu den o.g. Auswirkungen von Zwergmistelbefall wird als Referenzgröße vielfach die Schadensansprache entsprechend dem „*dwarf mistletoe rating (system)*“ [DMR] nach HAWKSWORTH (1977) angewendet. Je nach Kronenzustand werden Schadstufen von 1-6 (leichter bis schwerer Befall) unterschieden (vgl. ANHANG I). Es hat sich gezeigt, daß Befallsintensität und Schadenswirkungen in vielen Fällen deutlich korrelieren. Das Kriterium „Vitalität“ der Wirtsbäume sei einleitend als Beispiel genannt. In *Pinus contorta*-Beständen Colorados und Wyomings konnte bei ca. 2600 Bäumen (Brusthöhendurchmesser [BHD] >25cm) der Anteil der höchsten Vitalitätsklasse „A“ folgende Korrelation mit den DMR-Stufen ermittelt werden: Verhältnisse Anteil Vitalitätsklasse A (in Prozent)/DMR: 20/0-2; 15/3; 9/4; 3/5; 0/6. (TAYLOR, 1939, HAWKSWORTH, 1958, zit.n. HAWKSWORTH und JOHNSON, 1989).

### 3.2.1 Zuwachsverluste

Zuwachsverluste gehören zu den häufigsten Reaktionen der Wirtspflanzen. Im Hinblick auf die Gattung *Arceuthobium* ist dieses Phänomen in Nordamerika vielfach beschrieben und untersucht worden. Darin sind Durchmesser-, Höhen- und Volumenzuwachs eingeschlossen. Der Höhenzuwachs ist in der Regel stärker betroffen als der Durchmesserzuwachs. Die Schäden korrespondieren einerseits mit der Befallsintensität, zum anderen treten sie gewöhnlich erst in Erscheinung, wenn der Mistelbefall sich in die obere Kronenhälfte ausgedehnt hat. Zu den durch Zwergmisteln besonders betroffenen Baumarten zählen *Pinus ponderosa*, *P. contorta*, *P. jeffreyi*, *Pseudotsuga menziesii*, *Tsuga heterophylla*, *Picea mariana*, *Abies magnifica* (SCHARPF, 1964; SMITH, 1969; HAWKSWORTH, 1978b; HAWKSWORTH und JOHNSON, 1989; SINGH und CAREW, 1989; MATHIASSEN et al., 1990; SCHÜTT et al., 1992).

Die Untersuchung des Durchmesserzuwachses herrschender Bäume eines 140jährigen Bestandes von *Pinus ponderosa* (P<sup>1</sup>: *A. vaginatum*) in Neu Mexiko ergab innerhalb eines 5-Jahres-Zeitraumes signifikante Zuwachseinschränkungen ausschließlich in den DMR-Klassen 4-6. Verglichen mit den DMR-Klassen 0-3 (keine Einbußen) betrug die Verluste 9% (DMR 4), 23% (DMR 5) und 53% (DMR 6) (HAWKSWORTH, 1961, zit.n. HAWKSWORTH und SHAW, 1989).

MATHIASSEN et al. (1990) untersuchten Douglasienbestände (P: *A. douglasii*) in Arizona und Neu Mexiko. Es wurde ein 10-Jahres-Trend für die Durchmesserentwicklung (Durchmesserstufen von 15,5-76,2cm) in Abhängigkeit von DMR-Befallsklassen ermittelt. Den DMR-Klassen 3, 4, 5, 6 entsprachen Verluste im Radialzuwachs von durchschnittlich 10, 30, 50 und 60 Prozent. Auffallend hoch waren die Verluste in den Säge- bzw. Schnittholz-Dimensionen (>25,4cm) in den DMR-Klassen 4, 5 und 6. Nach Einschätzung der Autoren sind die auf *A. douglasii* zurückgehenden Zuwachsverluste in der Südwest-Region der USA größer als gemeinhin angenommen.

Eine umfassende Arbeit in Bezug auf Zuwachsparemeter legten HAWKSWORTH und HINDS (1964) vor. Sie stellten fest, daß das Schadensausmaß wesentlich mit der Länge der Besatzzeit und mit dem Baum- bzw. Bestandesalter zum Zeitpunkt des Befalls in Zusammen-

<sup>1</sup>„P“ weist im folgenden auf die jeweils parasitäre Mistelart hin.

hang steht. Gegenstand der Untersuchung waren ca. 6000 herrschende und mitherrschende Bäume aus *Pinus contorta*-Beständen (ein Kollektiv von jeweils gleichaltrigen, zwischen 50-150 Jahre alten und mehr oder weniger stark mit *A. americanum* befallenen im Vergleich zu befallsfreien Beständen) in Colorado. Den Effekt unterschiedlich andauernder Besiedelungszeiträume hinsichtlich der Veränderung von Zuwachsparemtern zeigt die folgende Tabelle.

**Tab. 3:** Verlust-Anteile von Zuwachsparemtern (verglichen mit befallsfreien Plots) als Funktion unterschiedlicher Infektionszeitpunkte (IZ) in %; *Pinus ponderosa*, ca. 100jährig; nach Daten von HAWKSWORTH und HINDS (1964).

|                         | IZ vor 30 J. | IZ vor 50 J. | IZ vor 70 J. | Ø/Jahr |
|-------------------------|--------------|--------------|--------------|--------|
| <u>Einzelbaum</u>       |              |              |              |        |
| Höhe und BHD            | 18           | 30           | 36           | 0,6**  |
| Volumen                 | 49           | 64           | 77           | 1,3    |
| <u>Bestand</u>          |              |              |              |        |
| Vol. (gesamt)*          | 29           | 58           | 77           | 1,1    |
| Vol. (Derbholz)*        | 48           | 75           | 87           | 1,4    |
| Ø DMR <sub>gesamt</sub> | 2,2          | 4,0          | 4,9          |        |

\*Zuwachs und Mortalität kombiniert

\*\* $[(18/30)+(30/50)+(36/70)] / 3 \approx 0,6$

Ein zweiter Aspekt der o.g. Untersuchung betrifft das Kriterium des Bestandesalters zum Befallszeitpunkt. Dabei zeigte sich hinsichtlich der Dauer des Befalls, bei steigendem Bestandesalter, daß die Verluste sowohl bezüglich des Gesamtvolumens als auch bezüglich des Derbholzvolumens deutlich höher ausfielen. Beispielsweise wurden in einem 100jährigen befallsfreien Bestand etwa 230m<sup>3</sup> Gesamtvolumen pro ha veranschlagt. In einem ebenso alten, jedoch seit ca. 50 Jahren mistelbefallenen Bestand standen diesem Wert 95m<sup>3</sup> pro ha gegenüber. Nach einem Befallszeitraum von 70 Jahren reduzierte sich das Volumen auf lediglich 55m<sup>3</sup> pro ha, d.h. nur etwa 24% des Ausgangswertes.

Beim Derbholzvolumen waren die Verhältnisse noch drastischer. Der ebenfalls über 70 Jahre hinweg befallene 100jährige Bestand wies ein Volumen von ca. 20m<sup>3</sup> pro ha auf, was einem



Wert von lediglich 12% der üblichen Volumenleistung dieses Bestandes ( $160\text{m}^3$  pro ha) entsprach

HAWKSWORTH und HINDS (1964) schlußfolgern, daß *P. contorta*-Bestände, die zu einem frühen Zeitpunkt (etwa bis zum Alter 100) infiziert werden, später nicht mehr in der Lage sind, einen akzeptablen Ertrag sicherzustellen.

Bei schwerem Befall junger Ponderosa-Kiefern bezweifelt SHEA (1964) überhaupt, daß diese in der Lage sind, in die nächsten Altersklassen hineinzuwachsen. In Oregon ermittelte SHEA einen überproportionalen Einfluß auf Durchmesserzuwächse innerhalb junger Altersklassen von *Pinus ponderosa* bei schwerem Befall durch *A. campylopodum*. Darüber hinaus konnte bezüglich des Durchmesser- und Höhenwachstums festgestellt werden, daß Hexenbesen einen zusätzlich verstärkenden Effekt auf die Schadensentwicklung bedeuten.

Den genannten Höhenzuwachs betreffend ermittelte SHEA an diesen Bäumen über einen Zeitraum von 10 Jahren Verluste von 32,1% (ohne Hexenbesen) bzw. 48,8% (mit Hexenbesen). Diese Werte übertreffen die prozentualen Durchmesserzuwachsverluste im gleichen Zeitraum (4,3 bzw. 5,8%) deutlich. HAWKSWORTH und HINDS (1964) konstatierten dagegen bei *P. contorta* ein bezüglich Höhe und Durchmesser etwa gleiches Verlustprozent von 0,5 pro Jahr.

SINGH und CAREW (1989) kamen für *Picea mariana*-Bestände (P: *A. pusillum*) in Neufundland zu folgenden Ergebnissen: einem um 11% reduzierten Höhenwachstum stand ein um 9% geringerer Durchmesserzuwachs gegenüber; dieses bedeutete einen Gesamtverlust von  $26,5\text{m}^3$  bei einem jährlichen Zuwachsverlust von  $0,3\text{m}^3/\text{ha}$ . Zur Höhenentwicklung liegen vergleichsweise wenige Daten vor (HAWKSWORTH und JOHNSON, 1989).

Die o.g. Zusammenhänge eines deutlichen Anstiegs der Zuwachsverluste bei steigender Infektionsrate und Dauer der Infektionsperiode werden von weiteren Autoren bestätigt. Geringe Befallsklassen (DMR 0-3) bleiben gewöhnlich ohne negativen Einfluß auf den Zuwachs (HAWKSWORTH und LUSHER, 1956; HAWKSWORTH und JOHNSON, 1989).

Nach MARGL und MAYER (1981) verursacht auch *Loranthus europaeus* bei verstärktem Befall deutliche Vitalitäts- und Zuwachsminderungen. In einer detaillierten Untersuchung zum Eichenmistelbefall in Oberösterreich befaßte sich ANDRAE (1982) mit den Auswirkungen auf Durchmesser- und Volumenzuwachs. Unter Zugrundelegung von 6 Varianten („ge-

sund“, „entmistelt“ und „bemistelt“, ergänzt durch jeweils zwei weitere Konkurrenzparameter („Unterholz belassen“ und „Unterholz entfernt“) innerhalb des Zeitraumes von einem Jahr konnten bezüglich der BHD-Zuwächse nur die Effekte „bemistelt“ und „Unterholzeinfluß“ („belassen“ bzw. „entfernt“) abgesichert werden (siehe Tabelle 4).

**Tab. 4:** BHD-Zuwachs der Varianten (1980 und 1981)  
in mm/Jahr; UH = Unterholz (nach ANDRAE, 1982).

| Jahr | gesunde Bäume |         | entmistelte Bäume |         | bemistelte Bäume |         |
|------|---------------|---------|-------------------|---------|------------------|---------|
|      | mit UH        | ohne UH | mit UH            | ohne UH | mit UH           | ohne UH |
| 1980 | 4,16          | 4,43    | 2,78              | 4,39    | 2,59             | 3,68    |
| 1981 | 3,22          | 3,80    | 2,39              | 4,28    | 2,13             | 3,46    |

Statistisch waren die Zuwachsunterschiede in den Beobachtungsjahren nicht nachweisbar, jedoch fiel im Gesamtmittel aller Probestämme der BHD-Zuwachs 1981 ca. 0,5mm geringer aus als 1980. Gegenüber 1980 entspricht dies einer Minderung von 12,6%.

Dagegen ergab der Einfluß der Bemistellung bei der Erhebung der mittleren Durchmesserzuwächse 1980/81 signifikante Unterschiede zwischen befallsfreien und bemistelten (I gegenüber III), nicht aber zwischen befallenen/entmistelten und befallenen/bemistelten (II gegenüber III) Eichen; siehe Tabelle 5.

**Tab. 5:** Einfluß der Bemistellung auf mittlere Durchmesserzuwächse 1980/81 (nach ANDRAE, 1982).

| Kollektiv<br>(Varianten) | mittl. D-Zuwachs (1980/81)<br>mm/Jahr |
|--------------------------|---------------------------------------|
| I befallsfrei            | 3,90                                  |
| II befallen/entmistelt   | 3,46                                  |
| III befallen/bemistelt   | 2,96                                  |

Ein Einfluß der Unterholz-(UH) Konkurrenz (Effekt nach UH-Entfernung) wurde bezüglich des Mehrzuwachses (BHD) bei allen drei Varianten deutlich und war im Falle der Varianten II und III (vgl. Tabelle 5) besonders stark ausgeprägt. Dies zeigten die für 1980 prozentual ermittelten Mehrzuwächse der Varianten I, II und III ohne UH im Vergleich zu den Eichen mit UH (Referenzwert 100); in Klammern die Zahlen für 1981: I = 6,7 (17,9)%, II = 58 (79,1)%, III = 42,1 (62)%.

Der bedeutende Effekt der UH-Entnahme auf den Zuwachs wurde in einer späteren Untersuchung (nach einem Zeitraum von 11 Jahren) bestätigt (STERBA et al., 1993). Die Tatsache, daß die Blattfläche des UH etwa das 5-fache derjenigen der Eichenmistel beträgt, unterstreicht die starke Konkurrenzwirkung des Unterwuchses. Innerhalb des Untersuchungszeitraumes konnten, bei allgemein guten Wachstumsbedingungen, Steigerungen von Zuwachs und Kroneneffektivität (definiert als Grundflächenzuwachs pro  $m^2$  der Kronenprojektionsfläche) nach Mistelentnahme nur dann ermittelt werden, wenn gleichzeitig der Unterwuchs entfernt wurde. Dieser Effekt stellte sich zudem nur bei großkronigen Eichen ein. Bei den größten Kronen (Durchmesser >9m) stieg die Kroneneffektivität bei UH-Entnahme um 15%, während diese bei gleichzeitiger UH- und Mistelentnahme um 55% anstieg.

Der geringe Effekt der Entmistelung kleinkroniger Bäume erklärt sich aufgrund der Tatsache, daß die bei dieser Maßnahme gleichzeitig und relativ stärker wirkende, verminderte photosynthetisch aktive Fläche aufgrund der Entnahme der gesamten Äste jenseits der Infektionsstelle (einschließlich der Mistel) eine Regeneration bzw. eine Steigerung des Zuwachses kaum zuläßt. Somit war, unabhängig von einer Mistelentnahme, bei Eichen mit kleineren Kronen der wachstumssteigernde Effekt der UH-Entnahme insgesamt ausgeprägter als bei großkronigen Eichen.

Die Wirkung des UH-Einflusses wurde tendenziell auch bei den mittleren Volumenzuwächsen erkennbar. Schließlich konnte in Bezug auf den Volumenzuwachs festgestellt werden, daß bemistelte Bäume gegenüber befallsfreien und entmistelten nach UH-Entnahme einen um ca. 20% geringeren Volumenzuwachs aufwiesen. Auch hier war die Wechselwirkung Mistel/Unterholz statistisch nicht nachweisbar. Allerdings werden als Ursache für beide Phänomene auch Witterungseinflüsse in Erwägung gezogen (ANDRAE, 1982).

Im Rahmen der gleichen Untersuchung wurde die Reduktion der Jahrringbreiten über einen Zeitraum von zehn Jahren (1970-80) ermittelt (MARGEL, 1982). In Abhängigkeit des Parameters „Mistelvolumen“ (MV: Anteil des Mistelvolumens am Volumen des lebenden Kronenmantels; I = bis 1/10, II = 1/10 bis 3/10, III = 3/10 bis 6/10) wiesen die Jahrringbreiten bei MV I, II und III im Vergleich zu nicht befallenen Eichen Minderungen von 0-19, 8-37 bzw. 31-50% auf, wobei die Effekte starken Befalls (MV III) bis zu 30 Jahre zurückverfolgt werden konnten. Der Einfluß auf den Zuwachs steigt nach einer langen Periode geringer Zuwachsreduktion progressiv an (steigender Befall mit zunehmendem Baumalter).

Von gebietsweise außerordentlich hohen Zuwachsverlusten durch *Viscum album ssp. abietis* an Tanne (*Abies alba*) in Bosnien und Herzegowina berichtet USCUPILIC (1992). Auf fünf Versuchsflächen wurden innerhalb der vergangenen 20 Jahre Verluste bis zu 100% ermittelt. KONTIC et al. (1986) konnten bei Untersuchungen zum Radialzuwachs von *Pinus sylvestris* in den schweizer Kantonen Chur und Wallis eine Beziehung zwischen Befallsstärke und Zuwachsreduktion, allerdings keinen deutlich negativen Einfluß auf die Vitalität der Wirtsbäume durch die Kiefernmistel (*V. album ssp. austriacum*) feststellen.

### 3.2.2 Mortalität

Die durch Misteln verursachte Mortalitätsrate ist sehr verschieden und stark vom Befall, der jeweiligen Parasit-Wirt-Kombination, ggf. auch von Bestandesalter, -dichte und spezifischen Standortfaktoren abhängig (HAWKSWORTH und LUSHER, 1956; BARANYAY und SAFRANYK 1970, zit.n. HAWKSWORTH und JOHNSON, 1989; HAWKSWORTH, 1978b; HAWKSWORTH und GEILS, 1989; SINGH und CAREW, 1989).

Bei Bäumen geringerer Dimensionen (bis etwa 15cm Durchmesser) ist die Sterberate oft hoch (SCHARPF, 1964; ALEXANDER, 1986). MATHIASSEN et al. (1990) führen dies auf den möglicherweise gleichzeitigen Konkurrenz- und Befallsdruck während dieser Wachstumsphase zurück. Bei künstlichen Infektionsversuchen an *Pinus ponderosa*-Sämlingen (P: *A. campylopodum*) konnte ROTH (1964) innerhalb von 12 Jahren eine Mortalitätsrate von 33% feststellen. Dieser Effekt zeigte sich bei gleichzeitiger Reduktion des Höhenzuwachses besonders dann, wenn Infektionen den Hauptsproß betrafen. Verantwortlich hierfür ist vermutlich eine Beeinflussung des Nährstofftransportes von den Seitenzweigen zu den Wurzeln.

Nicht auszuschließen ist eine gleichzeitige Beeinträchtigung des Wurzelwachstums, was sich wiederum verstärkend auf Absterberscheinungen auswirken dürfte (KNUTSON und TOEVS, 1972).

Bei einer Untersuchung in Neu Mexiko (Artenzusammensetzung des Versuchsbestandes: 50% *Pinus ponderosa*, 26% *Pseudotsuga menziesii*, 19% *Abies concolor*, 5% *Pinus ayacahuite*) ermittelten HAWKSWORTH und LUSHER (1956) Mortalitätsraten für Gelbkiefer- und Douglasien-Bestände (P: *A. vaginatum*, *A. douglasii*). Im Vergleich zu befallsfreien Beständen wurde bei *P. ponderosa* eine um 1,8-, bei *P. menziesii* eine um fast 4-fach höhere Mortalitätsrate ermittelt. Diese Werte decken sich in etwa mit den Ergebnissen anderer Untersuchungen. Tendenziell scheint das Schadensausmaß bei Douglasie innerhalb von Kahlschlagbetrieben („*cutover stands*“) größer zu sein als in Primärwäldern („*virgin stands*“) (HAWKSWORTH und LUSHER, 1956; HAWKSWORTH, 1958, zit.n. HAWKSWORTH und JOHNSON, 1989; MATHIASSEN et al., 1990). Mortalitätsraten und durchschnittliche DMR-Stufen (lebende und abgestorbene Bäume) korrelieren deutlich. Den DMR-Stufen 3, 4, 5, und 6 entsprachen bei *P. ponderosa* Mortalitätsraten von 4, 9, 12 und 38, bei *P. menziesii* solche von 8, 13, 24 und 45 Prozent innerhalb einer 10jährigen Beobachtungsperiode. Ein Befallsanteil der abgestorbenen Bäume von 65% (Gelbkiefer und Douglasie) stellt die Bedeutung der Zwergmisteln als primären Mortalitätsfaktor heraus.

Ungewöhnlich hohe Mortalitätsraten durch *A. pusillum* konnten BAKER und FRENCH (1980) in *Picea mariana*-Beständen in Minnesota feststellen. Mit jährlich 8% (zum Vergleich: 1% in befallsfreien Beständen aufgrund von Konkurrenzdruck) lag diese deutlich über den von *A. americanum*, *A. campylopodum* und *A. vaginatum* an *Pinus contorta* und *P. ponderosa* beschriebenen Werten. *A. pusillum* wird häufig als Hauptursache für Mortalität in Schwarzfichten-Beständen verantwortlich gemacht. Der Zeitpunkt wird überdies relativ früh angesetzt, wenn sich Unterschiede im Durchmesserwachstum befallener und gesunder Bäume noch kaum bemerkbar machen. SINGH und CAREW (1989) nennen für Untersuchungsgebiete in SW-Neufundland durchschnittliche Mortalitätsraten von 28% bei einer Minderung der Gesamtvolumenleistung um etwa 1,0m<sup>3</sup>/ha/Jahr. Für ein vermehrtes und vorzeitiges Absterben der Bäume wird ebenfalls die Wirkung von Hexenbesen verantwortlich gemacht (vgl. auch TINNIN et al., 1982).

Die Gattung *Phoradendron sp.* verursacht nur sehr selten Mortalität. In Verbindung mit starkem Befall kommt es nur regional und vereinzelt zu Absterbeerscheinungen. Diese treten gelegentlich durch *Phoradendron juniperinum* in Arizona auf (SCHARPF und HAWKSWORTH, 1974; HAWKSWORTH und SCHARPF, 1981; SINCLAIR et al., 1987). Ein Beispiel für Mortalität durch Laubholzmisteln stellt *P. flavescens* (syn. *P. serotinum*) an *Quercus nigra* (Wassereiche) in S-Mississippi dar (ELEUTERIUS, 1976). Gewöhnlich sind isolierte Bäume bzw. offene Bestände betroffen. Typisch ist ein Absterben der Äste in Richtung Stamm (Infektionen über das sich ausbreitende Haustorialsystem). Zwar scheint eine erhöhte Disposition aufgrund der dünnen Wirtsrinde gegeben zu sein; diese allein vermag jedoch nicht die z.T. hohe Befallsintensität bzw. Mortalität zu erklären.

Bei einem angenommenen niedrigen Wert der Kroneneffektivität (s.o. 3.2.1, *Loranthus europaeus*) ist es für die Eiche als ringporige Baumart (ausschließliche Bedeutung der äußeren Jahrringe für die Nährstoffversorgung) äußerst wichtig, einen adäquaten Jahrringzuwachs auch auf Kosten absterbender Kronenteile zu sichern. Diese „Strategie“ der Eichen ist jedoch angesichts fortschreitenden Mistelbesatzes zeitlich begrenzt (WIELER, 1888, KRAMER und KOZLOWSKI, 1979, zit.n. STERBA, 1993; STERBA, 1993). Starker *Loranthus*-Befall kann daher Eichen relativ plötzlich zum Absterben bringen. Während dicht gelagerte Frühholzringe (1-2 Gefäßreihen) entstehen, unterbleibt häufig die Ausbildung von Spätholz. Es wird vermutet, daß die Eichen nach mehreren Jahren über keine gespeicherten Reservestoffe mehr verfügen und schließlich innerhalb einer Vegetationsperiode absterben (MARGL, 1982).

### 3.2.3 Verminderung der Samenproduktion

Dieser Aspekt umfaßt Untersuchungen zu Auswirkungen von Zwergmistelbefall bezüglich reproduktionsbiologischer Parameter wie der (I) Anzahl der Zapfen pro Baum, (II) der Zapfengröße, (III) der Anzahl vitaler/viabler Samen pro Zapfen, (IV) der Samengröße sowie (V) des Keimprozents, wobei I, III und V hinsichtlich der reproduktiven Effizienz bzw. Fitness die größte Bedeutung zukommt (SPROULE, 1996). Eine Beeinträchtigung der genannten Größen verhält sich typischerweise proportional zu dem jeweiligen Infektionsgrad.

Bezogen auf *Arceuthobium spp.* finden sich bereits früh Berichte über eine Beeinflussung des Samenertrages und des Keimprozentes. In Abhängigkeit vom Befallsgrad wurden, verglichen

mit befallsfreien Bäumen, an *Pinus ponderosa* in Arizona zwischen 60 und 75% geringere Reproduktionswerte (Bezug: Samenertrag und Keimprozent) festgestellt. Ein durch Befall bedingtes verringertes Keimprozent wurde ebenfalls an Douglassie, Drehkiefer und an westamerikanischer Lärche (*Larix occidentalis*) ermittelt. *P. jeffreyi* zeigte einen um 20% geringeren Keimerfolg (WEIR, 1916, MUNNS, 1919, KORSTIAN und LONG, 1922, zit.n. BOYCE, 1961).

In einer Untersuchung an *Pinus ponderosa* in Colorado ermittelten SCHAFFER et al. (1983) bei steigendem Befallsgrad sowohl eine Verminderung der Anzahl als auch der Größe von Zapfen und Samen. Beeinträchtigungen der Viabilität der Samen wurden ebenfalls beobachtet. Zu tendenziell ähnlichen Ergebnissen gelangten SPROULE (1996) bei Untersuchungen an *P. banksiana* in Alberta und SINGH und CAREW (1989) bei Untersuchungen an *Picea mariana* in Neufundland. Diese Phänomene wurden hauptsächlich auf eine verminderte Vitalität der Wirtsbäume zurückgeführt. Als weiteres Ergebnis dieser Untersuchung wurde die Empfehlung abgeleitet, befallene Bäume mit  $DMR > 3$  (mäßiger Befall; vgl. ANHANG I) nicht als Samenbäume, etwa im Schirmschlagbetrieb, zu belassen. Hexenbesen tragen indirekt ebenfalls zu einer Verminderung der Zapfenproduktion bei (KUIJT, 1969; MYERS, 1974, zit.n. SPROULE, 1996; MATHIASSEN, et al., 1990). *Phoradendron pauciflorum* führt gelegentlich bei *Abies concolor* zu einer Unterdrückung der Zapfenbildung (SINCLAIR et al., 1987).

### 3.2.4 Veränderungen der Holzeigenschaften und der Holzqualität

Untersuchungen von PIIRTO et al. (1974) an *Pinus ponderosa* (P: *A. americanum*) zeigten eine negative Beeinflussung von Holzeigenschaften, die beispielsweise Elastizität, Bruchfestigkeit, Längsschwindung oder Jahrringweiten (insbesondere Spätholzanteile) betreffen. Vergleiche der genannten Eigenschaften bezogen sich primär auf eine Analyse befallener und befallsfreier Bereiche innerhalb eines Baumes; im Ergebnis bleiben jedoch beide bezüglich der Festigkeitseigenschaften befallsfreiem Holz unterlegen.

Die Ursachen liegen in anatomischen Veränderungen verschiedener Gewebearten: Tracheiden (Festigungs- und Leitgewebe) sind deutlich verkürzt und zeigen einen gestörten Verlauf, während der Anteil an Strahlparenchymzellen (Speichergewebe) zunimmt (SRIVASTAVA und ESAU, 1961, SMYTHE, 1967, zit.n. PIIRTO et al., 1974). Die praktische Bedeutung dieser verminderten Festigkeit scheint jedoch gering zu sein, wenn etwa nur der Kronenbereich be-

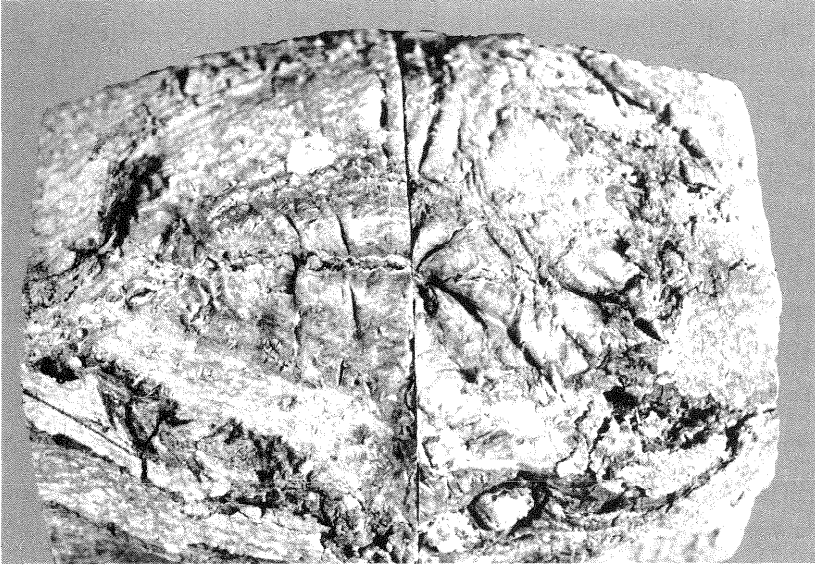
troffen ist. Darüber hinaus sind diese Bereiche, auch bei Stamminfektionen, auf das äußere Splintholz begrenzt, welches bei der Schnittholzproduktion in der Regel ausgesondert wird (WILCOX et al., 1973; DOBIE und BRITNEFF, 1975; HAWKSWORTH und SHAW, 1984).

Einen bedeutenderen Einfluß auf die Holzeigenschaften besitzen Misteln aufgrund ihrer Anregung zur Ausbildung starker Äste und verschiedenartiger Stammverformungen (BOYCE, 1961; HAWKSWORTH und SCHARPF, 1964, 1974; HAWKSWORTH und JOHNSON, 1989; SINGH und CAREW, 1989). Eine Entstehung starker Äste ist meist als eine Reaktion auf Hexenbesen zu deuten. Anzahl und Ausdehnung von Ästen im Stammholz nehmen zu, was bei Nadelholz zu Festigkeits- oder Qualitätseinbußen führen kann. Stammdeformationen können auf unmittelbare oder, über Seitenäste, mittelbare Infektionen zurückgeführt werden. PARMETER und SCHARPF (1982) beschreiben für *Abies spp.* die Dynamik von Stamminfektionen und ermittelten für *Abies magnifica* und *A. concolor*, daß sich der überwiegende Teil der Stamminfektionen etwa bis zum Alter 20 (max. 87J.) etabliert. Neben einer Beeinflussung der Schnittholzeigenschaften durch extreme Stammhypertrophien wird ein größeres Problem in entstehenden Stammfäulen gesehen.

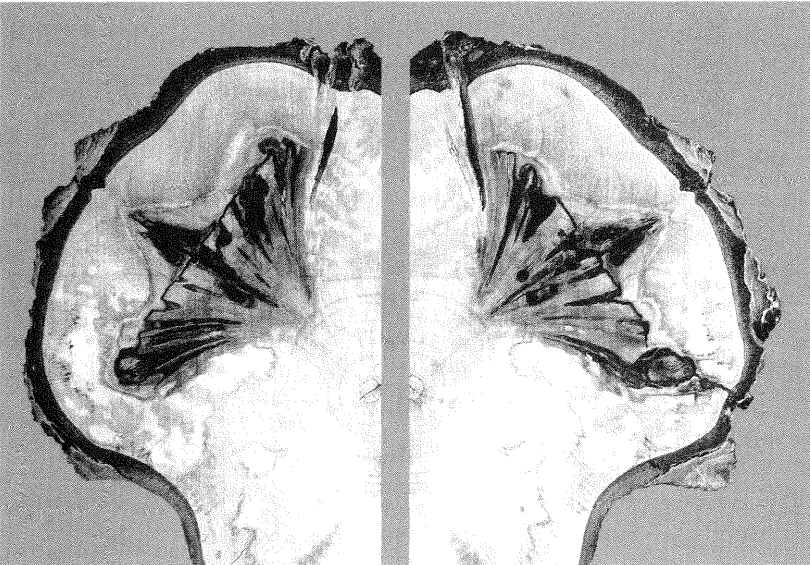
Bei Stamminfektionen ist das Holz meist abnormal strukturiert (Maserung) und kann Schwellungen, Verdrehungen, Verwerfungen oder Stauchungen aufweisen. Die genannten Merkmale treten zwar oft erst an älteren Bäumen in Erscheinung, weisen jedoch auf eine länger zurückliegende Infektion hin. Als Ursache wird auch eine lokal geringere oder eingestellte Kambiumaktivität angesehen (SCHARPF, 1964; SINCLAIR et al., 1987).

*Phoradendron spp.* und *Viscum spp.* beeinflussen die technischen Holzeigenschaften zusätzlich durch die im Holz gebildeten und sich verlängernden Senker (vgl. Kap. 2.4), die nach Überwallung (vgl. Abbildung 14 und 15) durch das Wirtsgewebe und späterem Absterben je nach Schnittebene als Kanäle oder Löcher (Durchmesser bis zu 5mm und mehr) sichtbar werden. Innerhalb dieser Kanäle sind z.T. eingetrocknete Gewebereste, bei der Kiefernmistel ggf. Verkienungserscheinungen (Verharzung) zu erkennen, während umliegendes Gewebe meist hypertroph erscheint und abweichende Faserverläufe aufweist (vgl. Abbildung 16 und 17). Diese Phänomene sind für Stamminfektionen an Tanne (P: *V. album ssp. abietis*) und Kiefer

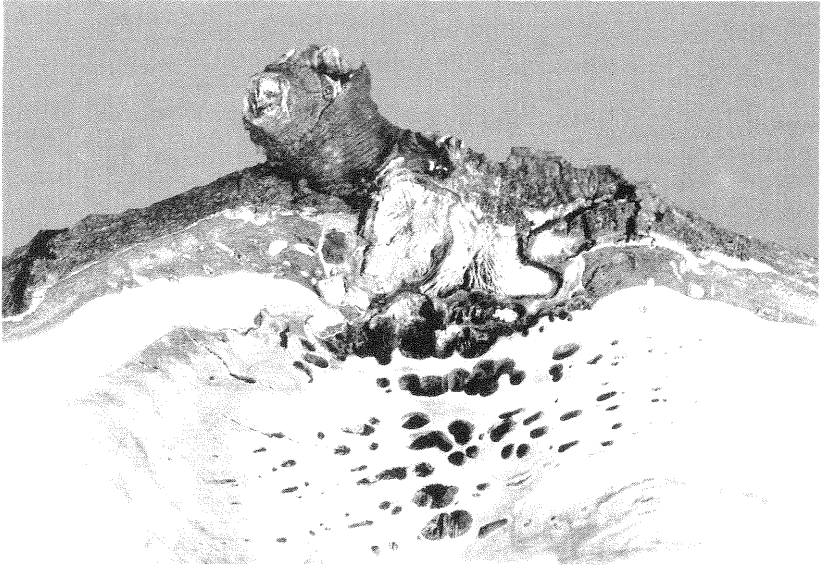




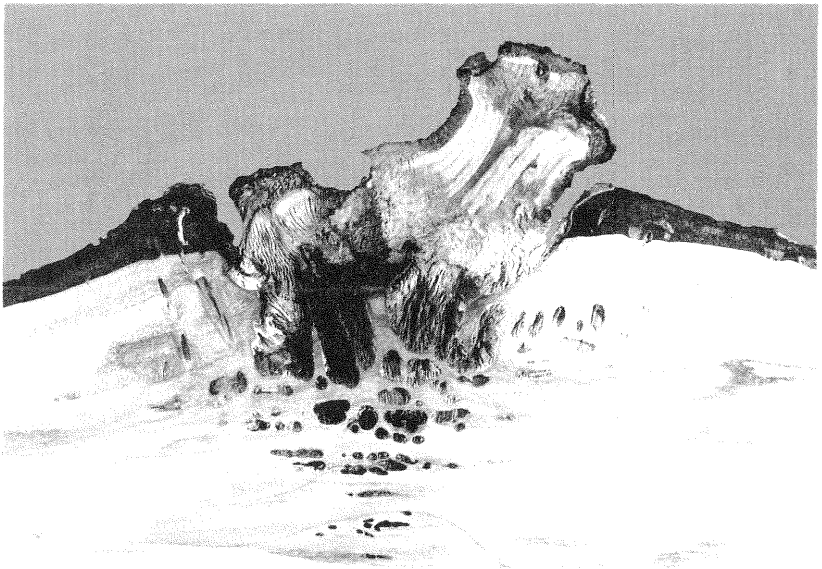
**Abb. 14:** Überwallter Mistelbefall (*Viscum album ssp. album*) an *Acer saccharinum* (Aufsicht); Breite der Probe ca. 12 cm.



**Abb. 15:** Der Querschnitt zeigt mehrere Infektionen, von denen die zentral gelegene seit etwa zwei Jahren vom Wirtsgewebe überwallt ist. In der oberen Bildmitte ist deutlich ein zur Zeit der Fällung noch vitaler Senker zu erkennen; Probenradius der Befallsstelle ca. 6 cm.



**Abb. 16:** *Viscum album ssp. album* an *Acer saccharinum*. Im Tangentialschnitt werden die Senker als Löcher erkennbar.



**Abb. 17:** (Rückansicht von Abb. 16). Die Abbildung zeigt deutlich, daß die aufsitzende Mistel zum Fällzeitpunkt noch vital war. Maßstab etwa 1:1; Breite der Probe ca. 10 mm.

(P: *V. album ssp. austriacum*) mehrfach beschrieben worden. Infektionen können bis zu 60 Jahre zurückreichen. Für *Phoradendron libocedri* konnte an *Calocedrus decurrens* (Kalifornische Weihrauchzeder) eine Infektion über 400 Jahre zurückverfolgt werden (TUBEUF, 1923; KÖNIG, 1957; BOYCE, 1961; KNIGGE und SCHULZ, 1966; ZYCHA, 1971; WAGENER, 1925, zit.n. KNUTSON, 1983; BUTIN, 1996; NIERHAUS-WUNDERWALD und LAWRENZ, 1997).

### 3.2.5 Prädisposition für sekundäre Schäden

Allgemein, aber auch im Hinblick auf die o.g. Stamminfektionen, kann es in Bereichen aufgeplatzter Rinde (Kambiumverletzungen), nach Ausbrechen von Hexenbesen (Gewicht!) oder Misteltrieben (im Zentrum einer Infektion) zu sekundärem Pilz- oder Insektenbefall kommen (KNIGGE und SCHULZ, 1966; SCHARPF und HAWKSWORTH, 1974; ETHERIDGE, 1973, zit.n. HAWKSWORTH, 1978b; KRAPPENBAUER, 1981; TINNIN et al., 1982; SINCLAIR, 1987; SINGH und CAREW, 1989). Als typischer Schwächeparasit konnte *Cytospora abietis* in Assoziation mit Zwergmistelbefall (P: *A. abietinum*) an *Abies concolor* und *A. magnifica* festgestellt werden (SCHARPF, 1964, 1969). Im Verlauf von 12-15 Monaten stirbt zwar neben dem befallenen Zweig auch die Mistelpflanze ab; unbekannt ist jedoch, ob dieses einen Erholungseffekt für den Wirtsbaum bedeutet. Neben *C. abietis* konnten FILIP et al. (1979) *Cryptosporium pinicola* und *Cylindrocarpon cylindroides* (imperfekte Form von *Nectria fockeliana*) an *A. procera* und *A. amabilis* in Gegenwart von *A. tsugense* nachweisen. Im Vergleich zu Tanne und Hemlock wird dieses Problem bei Kiefer, Fichte und Douglasie aufgrund ihres Harzgehaltes als unbedeutend angesehen (HAWKSWORTH und SHAW, 1984). Ein vergleichsweise erhöhtes Auftreten bestimmter Fäuleerreger wie z.B. der Gattungen *Armillaria*, *Fomes* oder *Polyporus* beobachteten SINGH und CAREW (1989) an mistelbefallenen *Picea mariana*-Beständen.

In fortgeschrittenem Stadium von Pilzbefall kann es gelegentlich zu Stamm- oder Wipfelbrüchen kommen. Bei entsprechender Windeinwirkung können letztere auch durch ältere, eingewachsene Senker oder als Folgeerscheinung sog. Mistelkröpfe (Hypertrophien) verursacht werden (vgl. auch 3.2.4). Zweige können schließlich durch das Gewicht der aufsitzenden Mistel (*Phoradendron spp.* und *Viscum album ssp.* an Laubholz) ausbrechen (SCHARPF, 1964;

SCHARPF und HAWKSWORTH, 1974; PARMETER und SCHARPF, 1982; HARTMANN, 1997; CECH und PERNY, 1998).

Eine Prädisposition für erhöhten Insektenbefall kann mit einer durch Misteln induzierten verminderten Vitalität erklärt werden. Als typische Sekundärschädlinge nach Zwergmistelbefall sind verschiedene Borkenkäfer-Gattungen (*Ips spp.*, *Melanophila spp.*) beschrieben worden. Die Besiedelung befallener Bäume muß nicht zu ihrem Absterben führen, kann jedoch Ausgangspunkt für eine Populationsausweitung darstellen (HAWKSWORTH, 1978a). Eine direkte Beziehung konnte zwischen *Dendroctonus adjunctus*, Mistelbefall und Mortalität an *Pinus ponderosa* in Neu Mexiko ermittelt werden. Dennoch sind die Effekte in vielen Fällen uneinheitlich (FILIP und PARKS, 1987). Eine ausführliche Darstellung über Insekten/Zwergmistel-Beziehungen geben STEVENS und HAWKSWORTH (1984) (vergleiche auch NICKRENT, 1988; HAWKSWORTH und WIENS, 1996).

FELIX et al. (1971) konnten eine Korrelation zwischen Befall von *Scolytus ventralis* sowohl mit der Infektionsrate durch *Phoradendron pauciflorum* (Wirt: *A. concolor*) als auch mit Niederschlagsverhältnissen feststellen. Es wird vermutet, daß *P. pauciflorum* zusätzlichen Wasserstreß auf die Wirtspflanze ausübt und diese so besonders in niederschlagsarmen Jahren stärker für den Käferbefall disponiert ist.

Während KÖNIG (1957) und USCUPPIC (1992) für die Tannenmistel (*Viscum album ssp. abietis*) gegenüber ihrer Wirtspflanze ebenfalls prädisponierende Eigenschaften bezüglich weiterer Schädigungen (Immissionen, Insekten) konstatieren, werden Tannen- und Kiefern- mistel an anderer Stelle selbst als Sekundärparasiten charakterisiert, die durch vermehrtes Auftreten ihrerseits auf veränderte Umweltbedingungen wie Dürrestreß, Schadstoffimmissionen oder Insektenbefall ggf. mit einer Befallszunahme reagieren (PLAGNAT, 1950; ANONYMUS, 1988; HOFSTETTER, 1988; HARTMANN, 1990; 1997; SCHMIDT, 1995; MERTZIG und PRIEN, 1996). Beide Ansätze schließen einander nicht unbedingt aus (vgl. die Erörterung von Ursachenhypothesen in Kap. 3.4).

Man nimmt weiterhin für stark von Zwergmisteln befallene Bestände ein erhöhtes Feuerrisiko an. Dieses wird zurückgeführt auf abgestorbene Äste, ganze Bäume oder stark harzende Stammkrebse, die sich infolge von Infektionen entwickelt haben. Infizierte Äste sind, verglichen mit nicht infizierten, häufig größer, durch höhere Harzgehalte und ein späteres Absterben gekennzeichnet. Dicht über dem Boden hängende, gebrochene oder trockene Hexenbesen,

auch in der Krone, können Häufigkeit und Intensität von Feuern beeinflussen (BOYCE, 1961; ALEXANDER und HAWKSWORTH, 1975, 1976; HAWKSWORTH, 1978a; TINNIN et al., 1982; TAYLOR, 1992; KOONCE und ROTH, 1980, zit.n. HAWKSWORTH und WIENS, 1996).

Es ist davon auszugehen, daß als Schadensursache gewöhnlich mehrere Faktoren ggf. synergetisch wirksam sind. In welchem Maße dies der Fall ist oder verschiedene Faktoren sich zeitlich versetzt gegenseitig disponieren, ist nicht immer genau abzugrenzen. Eine durch Misteln induzierte verminderte Vitalität scheint jedoch eine wesentliche Rolle für Folgeschäden zu spielen (BYLER, 1978; FILIP et al., 1979).

### 3.2.6 Ökologische Auswirkungen

Ökologische Aspekte stehen vielfach im Zusammenhang mit den oben beschriebenen Schädwirkungen. Je nach Ausmaß der Schäden besitzt *Arceuthobium spp.* durchaus einen Einfluß auf das Sukzessionsgeschehen innerhalb von Beständen. Tendenziell werden Sukzessionsbaumarten wie *Pinus ponderosa*, *P. contorta* oder *Pseudotsuga menziesii* stärker befallen als bestimmte Klimaxbaumarten der Gattungen *Picea* oder *Abies*. Damit können Zwergmisteln bei den erstgenannten Arten eine schneller verlaufende Sukzession fördern und so einen Einfluß auf die Baumartenzusammensetzung ausüben (HAWKSWORTH und WIENS, 1970; KNUSON, 1979; HAWKSWORTH, 1975, zit.n. HAWKSWORTH und SHAW, 1984; vgl. auch STEPHAN, 1996).

Die teilweise starken Veränderungen, insbesondere der Kronenstrukturen (vgl. Hexenbesen) zwergmistelbefallener Bestände, besitzen Auswirkungen auf die Habitate zahlreicher Tierarten durch Entstehung sog. Randeffekte (HAWKSWORTH und JOHNSON, 1989; MATHIASSEN, 1996).

Zwergmistelbefall kann auch in Verbindung mit Feuer (s.o.) das Sukzessionsgeschehen von Beständen beeinflussen. Beispielsweise können abgestorbene Kronenteile oder Bäume ein erhöhtes Feuerrisiko darstellen. Damit kann andererseits dem Faktor Feuer zugleich eine wichtige Funktion bei der Kontrolle von Zwergmisteln zukommen. Hierbei spielen jedoch weitere Faktoren wie z.B. Feuerintensität und -ausbreitung eine wichtige Rolle (ALEXANDER und HAWKSWORTH, 1975). Auf diesen Aspekt soll in Kapitel 4 ausführlicher eingegangen werden.

### 3.3 Ausmaß der Schäden und wirtschaftliche Bedeutung

#### 3.3.1 Nordamerika (*Phoradendron* spp.; *Arceuthobium* spp.)

Der aufgrund von *Phoradendron* spp. verursachte forstwirtschaftliche Schaden ist, verglichen mit *Arceuthobium* spp., gering bis unbedeutend und regional bzw. lokal sehr begrenzt (SINCLAIR et al., 1987; TAINTER und BAKER, 1996). Letzteres betrifft in einigen Gebieten des Südwestens der USA Nadelhölzer der Gattungen *Abies* (P: *P. pauciflorum*), *Juniperus* (P: *P. juniperinum*) und *Calocedrus* (P: *P. libocedri*) (GILL und HAWKSWORTH, 1961; HAWKSWORTH, 1979; HAWKSWORTH und SCHARPF, 1981). Neuere Einschätzungen deuten allerdings auf ein eher noch geringeres Schadenspotential hin (SCHARPF und HAWKSWORTH, 1993). Wegen ihrer gewissen forstwirtschaftlichen Bedeutung im Süden und Südosten der USA seien Schäden an den Laubholzarten *Celtis occidentalis* (Westlicher Zürgelbaum) und *Quercus nigra* (Wassereiche), *Acer saccharinum* (Silberhorn), *Ulmus americana* (Weißulme) sowie *Carya ovata* (Schindelborkige Hickorynuß) durch *P. tomentosum* bzw. *P. serotinum* erwähnt. Die nördliche Verbreitung von *Phoradendron* spp. ist aufgrund klimatischer Faktoren etwa durch eine Linie Oregon-Kansas-New Jersey begrenzt, so daß die Gattung in Kanada ganz fehlt.

Quantitative Untersuchungen über Zuwachsverluste sind kaum vorhanden. Es ist daher, neben gelegentlich erhöhter Mortalität bei starkem Befall, in dem o.g. begrenzten Umfang aufgrund von Senkern oder Stammanschwellungen von technischen bzw. qualitativen Schäden im Holz auszugehen (BOYCE, 1961; GILL und HAWKSWORTH, 1961; ELEUTERIUS, 1971; SCHARPF und HAWKSWORTH, 1974; HAWKSWORTH, 1979; SCHÜTT et al., 1992; TAINTER und BAKER, 1996). Im folgenden soll daher ein Überblick über den Umfang der Zwergmistelschäden in den USA und Kanada gegeben werden. Dabei beziehen sich die Angaben insbesondere auf befallene Flächenanteile bzw. Holzverluste (vgl. auch ANHANG IV).

##### 3.3.1.1 USA (*Arceuthobium* spp.)

Der überwiegende Teil der Zwergmistelschäden (Holzverluste) bei wichtigen Wirtschaftsbaumarten in den USA ist auf folgende Arten zurückzuführen (in Klammern Benennung der Hauptwirte) (HAWKSWORTH und SHAW, 1984; SCHARPF und HAWKSWORTH, 1993; ANONYMUS, 1995):

- *A. americanum* (*Pinus contorta*)
- *A. vaginatum* (*Pinus ponderosa*)
- *A. campylopodum* (*Pinus ponderosa*)
- *A. douglasii* (*Pseudotsuga menziesii*)
- *A. tsugense* (*Tsuga mertensiana*, *T. heterophylla*)
- *A. laricis* (*Larix occidentalis*)
- *A. abietinum* (*Abies grandis*, *A. concolor*).

Nach JOHNSON und HAWKSWORTH (1985) beträgt der Anteil der Zwergmisteln an den jährlich durch verschiedene Krankheitserreger hervorgerufenen Schäden etwa 8%. Einen Überblick befallener Flächenanteile der westlichen Vereinigten Staaten gibt Tabelle 6. Hierbei werden verschiedene Waldbesitzarten (national, bundesstaatlich, privat) erfaßt.

**Tab. 6:** Fläche durch Zwergmisteln befallener Gebiete in den westlichen der Vereinigten Staaten (nach ANONYMUS, 1995).

| Staat (Untersuchungszeitraum) | Fläche [ ha * 1000 ] |
|-------------------------------|----------------------|
| Alaska (keine Angabe)         | 1.376                |
| Arizona (1985-89)             | 704                  |
| California (1980-90)          | 1.700                |
| Colorado (1979, 1982)         | 258                  |
| Idaho, Nord (1970-80)         | 288                  |
| Idaho, Süd (1994)             | 1.200                |
| Montana (1970-80)             | 978                  |
| Neu Mexico (1985-89)          | 837                  |
| Nevada (1994)                 | 24                   |
| Oregon (1967)                 | 2.300                |
| Utah (1994)                   | 175                  |
| Washington (1976)             | 1.600                |
| Wyoming (1994)                | 245                  |
| <b>Gesamt</b>                 | <b>11.675</b>        |

Nach Tabelle 6 sind in den westlichen USA Koniferen auf einer Fläche von ca. 11,7Mio. ha befallen. Tabelle 7 gibt eine Übersicht über befallene Flächenanteile und Zuwachsverluste der Regionen (R) 1 bis 6, R-9 und Alaska, soweit Daten verfügbar sind.

**Tab. 7:** Quantifizierung der Schäden in verschiedenen Regionen der USA, einschließlich Alaska (HAWKSWORTH und SHAW, 1984; JOHNSON und HAWKSWORTH, 1985; HAWKSWORTH und JOHNSON, 1989; ANONYMUS, 1995; TAINTER und BAKER, 1996); \* = Staatswald, \*\* = nur Wirtschaftswald, *div.* = diverse Arten.

| Region           | Zwergmistelart       | Wirtsbaumarten                                  | Flächenanteil ha (%) | Zuwachsverlust m <sup>3</sup> /a |
|------------------|----------------------|---|----------------------|----------------------------------|
| R-1 <sup>1</sup> | <i>A. americanum</i> | <i>P. contorta</i>                              | 809.000 (28)         | 504.000                          |
|                  | <i>A. douglasii</i>  | <i>P. menziesii</i>                             | 243.000 (13)         | 364.000                          |
|                  | <i>A. laricis</i>    | <i>L. occidentalis</i>                          | 324.000 (38)         | 420.000                          |
| R-2              | <i>A. americanum</i> | <i>P. contorta</i>                              | 356.000 (50)*        | 268.000*                         |
|                  | <i>A. vaginatum</i>  | <i>P. ponderosa</i>                             | 48.000               | 25.000                           |
| R-3              | <i>A. douglasii</i>  | <i>P. menziesii</i>                             | (47)                 | 55.000                           |
|                  | <i>A. vaginatum</i>  | <i>P. ponderosa</i>                             | 1.000.000 (36)       | 153.000                          |
|                  | <i>div.</i>          | <i>Pinus, Picea, Abies</i>                      | 809.000*             | 692.000*                         |
| R-4              | <i>A. americanum</i> | <i>P. contorta</i>                              | (45)                 |                                  |
|                  | <i>A. vaginatum</i>  | <i>P. ponderosa</i>                             | (25)                 |                                  |
|                  | <i>A. douglasii</i>  | <i>P. menziesii</i>                             | (33)                 |                                  |
|                  | <i>div.</i>          | <i>Pinus, Abies, Larix</i>                      | 1.340.000**          | 1.050.000**                      |
| R-5              | <i>div.</i>          | <i>Pseudotsuga,</i>                             | 890.000 (25)**       | 3.360.000**                      |
|                  |                      | <i>Pinus, Abies</i>                             |                      |                                  |
|                  |                      | <i>A. magn./concolor</i>                        |                      |                                  |
| R-6              | <i>div.</i>          | <i>div.</i>                                     | 3.420.000**          | 3.700.000**                      |
|                  | <i>A. tsugense</i>   | <i>T. heterophylla</i><br><i>/ -mertensiana</i> | (27/21)              | 28.000                           |
| R-9              | <i>A. pusillum</i>   | <i>Picea mariana</i>                            | 62.000 (19)*         |                                  |
|                  | <i>div.</i>          | <i>div.</i>                                     | 116.000**            | 312.000**                        |
| R-10             | <i>div.</i>          | <i>div.</i>                                     | 607.000**            | 308.000**                        |
| <b>Σ</b>         |                      |   |                      | <b>11.240.000</b>                |

<sup>1</sup>R-1 = Region 1; Erläuterungen in ANHANG II/1



Die einzelnen Regionen (im folgenden abgekürzt „R“; vgl. ANHANG III/1) sind unterschiedlich stark betroffen. Befallsschwerpunkte bilden die Bundesstaaten Oregon, Washington und Kalifornien mit einer Fläche von 5,6Mio. ha. Zu den wichtigsten Baumarten zählen hierbei *Pinus contorta* (P: *A. americanum*) mit einem Befallsanteil von 42%, *P. ponderosa* / *P. jeffreyi* (P: *A. campylopodum*), Befallsanteil 26% und *Larix occidentalis* (P: *A. laricis*), Befallsanteil 47% (BOLSINGER, 1978; TAINTER und BAKER, 1996).

Bezogen auf die jährlichen Zuwachsverluste weisen die Regionen R-6 (Oregon, Washington) mit 3,7Mio. und R-5 (Kalifornien) mit 3,36Mio. m<sup>3</sup> die höchsten Schäden auf. Es folgen R-1 (Montana, N-Idaho) und R-4 (S-Idaho, Utah, Nevada, W-Wyoming) mit ca. 1,29 bzw. 1Mio. m<sup>3</sup> (vgl. Tabelle 7). Während sich in manchen Gebieten der Befallsstatus über lange Zeit wenig ändert (R-2, 5, 6), zeigen einige (R-3) steigende Tendenzen (JOHNSON et al., 1981; JOHNSON und HAWKSWORTH, 1985; ANONYMUS, 1995).

Die als befallen geltenden Flächenanteile schließen in der Regel auch diejenigen Befallsgrade ein, die sich (noch) nicht in Zuwachseinbußen bemerkbar machen. Daher besteht keine Korrelation zwischen beiden Größen.

Die jährlichen Gesamtschäden (Zuwachsverlust und Mortalität) betragen etwa 11,24Mio. m<sup>3</sup>. Je nach Umfang der Erhebungskriterien (Besitzarten; Wirtschaftswald; Nicht- Wirtschaftswald) liegt der Wert höher oder niedriger. Für die USA kann dieser etwa zwischen 12 und 14Mio. m<sup>3</sup> angesetzt werden. Einzelne Schätzungen reichen bis zu 17Mio. m<sup>3</sup>/Jahr (HAWKSWORTH, 1983; DRUMMOND, 1982; SINCLAIR et al., 1987).

Nach Angaben von HAWKSWORTH und SHAW (1984) entspräche einem jährlichen Holzverlust von 12Mio. m<sup>3</sup> ein monetärer Betrag von etwa 290Mio. DM. Die zwischen 1979 und 1983 jährlich aufgewendeten Kosten für die Kontrollmaßnahmen werden mit 1,6Mio. DM angegeben (JOHNSON und HAWKSWORTH, 1985).

Schadensbeispiele wirtschaftlich wichtiger Baumarten (BA) ( vgl. jeweils auch Tabelle 7):

- *Pinus contorta* (P: *A. americanum*): Gesamtfläche ca. 6,4Mio. ha; befallen 2,1Mio. ha; Zuwachsverluste 1,5Mio. m<sup>3</sup>; R-2: 4Mio. ha (etwa 27% des Holzaufkommens in Staatswäldern); Verluste entsprechen der jährlich an Sägeholz eingeschlagenen Menge bzw. 25% des jährlichen Zuwachses; monetäre Schäden ca. 2,6Mio. DM/Jahr; verbreitetste BA des westlichen Nordamerika (HAWKSWORTH und JOHNSON, 1989; JOHNSON et al., 1981; TAINTER und BAKER, 1996).
- *P. ponderosa* (P: *A. vaginatum*, *A. americanum*): wirtschaftlich wichtigste BA Kaliforniens und der Rocky Mountains; R-2, 3, 4: forstwirtschaftlich genutzte Fläche ca. 4,4Mio. ha; umfaßt ca. 90% der jährlichen Nutzholzernte in R-3; R-4: BA-Anteil in Wirtschaftswäldern 25%; Befall ca. 566.000ha; Verluste von ca. 490.000m<sup>3</sup> entsprechen über 80% des jährlichen Einschlags; aufgrund des Zwergmistelbefalls ergeben sich z.T. große Probleme mit der Naturverjüngung (HERMANN, 1980; HOFFMANN und HOBBS, 1985; TAINTER und BAKER, 1996).
- *Pseudotsuga menziesii* (P: *A. douglasii*): gilt als häufigste und wirtschaftlich wichtigste BA in den Nadelwäldern des SW; R-1, 3, 4, 6 (dem ausgedehnten Verbreitungsgebiet entsprechend; Ausnahme: Optimumgebiete der pazifischen NW-Küste); lokal Befallsanteile zwischen 50 und 90% mit z.T. hohen Zuwachs- und Mortalitätsverlusten (HERMANN, 1980; HAWKSWORTH, 1983; MATHIASSEN et al., 1990; TAINTER und BAKER, 1996).
- *Picea mariana* (P: *A. pusillum*): enormes Verbreitungsareal (Alaska-Neufundland); Befallsraten in den Seenstaaten (R-9) 11-26%, in Neufundland (Kanada) gebietsweise zwischen 70 und 100% mit Zuwachsverlusten bis zu 26m<sup>3</sup> pro ha; in den Seenstaaten wird der Befall oft problematisch, da aus Standortgründen zur Schwarzfichte kaum alternative Wirtschafts-BA existieren; ausschließlich zur Papierherstellung genutzt, stellt *P. mariana* z.B. in Minnesota die wichtigste Wirtschafts-BA dar (BAKER et al., 1982; SINGH und CAREW, 1989; SCHÜTT et al., 1992; TAINTER und BAKER, 1996).
- *Tsuga heterophylla* (P: *A. tsugense*): wirtschaftlich wichtige BA in den Regionen der Pazifikküste (Alaska bis N-Kalifornien); in R-6 wird der Zuwachsverlust mit 28.000m<sup>3</sup>, in Britisch Columbia (Kanada) dagegen mit 1,7Mio. m<sup>3</sup>/ Jahr angegeben; in

stark befallenen Gebieten betragen die Verluste hier bis zu 40% (BARANYAY und SMITH, 1972; SCHÜTT et al., 1992; TAINTER und BAKER, 1996).

- *Larix occidentalis* (P: *A. laricis*): leistungsstarke BA in R-6 bis W-Montana (R-1) und Idaho (R-4) sowie SO-Britisch Columbia; Befallsraten gebietsweise zwischen 50 und 70% bei hohen Zuwachsverlusten (DRUMMOND, 1982; SCHÜTT et al., 1992; TAINTER und BAKER, 1996); innerhalb natürlicher Bestände wird *A. laricis*, Folgeschäden eingeschlossen, als bedeutendster Schadorganismus angesehen (CARLSON et al., 1992; SCHMIDT und SHEARER, 1992).

### 3.3.1.2 KANADA (*Arceuthobium* spp.)

Neben Wurzel- und Stammfäulen sowie weiteren Pilzerkrankungen gehören Zwergmisteln in Kanada zu den wichtigsten Schaderregern. Die Hauptschadensgebiete liegen in den Provinzen British Columbia, Alberta, Saskatchewan und Manitoba; vgl. ANHANG III/2. Die Gesamtschäden können mit etwa 4Mio. m<sup>3</sup> pro Jahr veranschlagt werden (SINGH, 1993). In Anlehnung an HAWKSWORTH und SHAW (1984) entspräche dies einem Betrag von etwa 95Mio. DM. Schäden entstehen vor allem durch folgende Arten:

- *A. americanum* (*Pinus contorta*, *Pinus banksian*)
- *A. tsugense* (*Tsuga heterophylla*)
- *A. laricis* (*Larix occidentalis*)
- *A. douglasii* (*Pseudotsuga menziesii*).

HALL und MOODY (1994) geben die jährlichen Zuwachsverluste in British Kolumbia zwischen 1982 und 1987 mit etwa 1,8Mio. m<sup>3</sup> an. Diese betreffen hauptsächlich *Pinus contorta* (1,04Mio. m<sup>3</sup>) und *Tsuga heterophylla* (617.000m<sup>3</sup>), während Lärche und Douglasie mit 85.000 bzw. 79.000m<sup>3</sup> deutlich geringere Schäden aufweisen.

In den Provinzen West-Zentral-Kanadas (Alberta, Saskatchewan und Manitoba) betragen die Verluste (Zuwachs und Mortalität) im Zeitraum 1988-1992 pro Jahr ca. 1,07Mio. m<sup>3</sup>, was im Verhältnis zu Holzfäulen und Insekten einem Anteil von 7% entspricht. Als Wirtspflanze von Bedeutung ist fast ausschließlich *Pinus banksiana* (P: *A. americanum*), in geringem Maße *P. contorta* (BRANDT, 1995b).

Auch in Kanada wurde über längere Zeiträume ein etwa konstantes Schadensniveau beobachtet (HALL und MOODY, 1994). Ein Vergleich der Erhebungen der Jahre 1988-94 und 1995 läßt allerdings steigende Befallstendenzen in Alberta und Saskatchewan erkennen. Die Befallsflächen nehmen zwischen 1994 und 1995 bei *P. banksiana* um ca. 64.000ha (Alberta) bzw. 13.000ha (Saskatchewan) zu (vgl. Tabelle 8). Diese Ergebnisse von Luftbildauswertungen berücksichtigen nur starken Befall, so daß die Gesamtschäden höher veranschlagt werden müssen (BRANDT, 1995b).

**Tab. 8:** Vergleich *A. americanum*-befallener Flächen in West-Zentral-Kanada in den Jahren 1988-94 und 1995 (nach BRANDT, 1995b, 1996).

| Provinz       | Wirtspflanze        | Befallene Fläche (ha) |                |                |
|---------------|---------------------|-----------------------|----------------|----------------|
|               |                     | 1988-94               | 1995           | Summe          |
| Alberta       | <i>P. banksiana</i> | 112.125               | +63.888        | 176.013        |
|               | <i>P. contorta</i>  | 54.329                | + 199          | 54.528         |
| Saskatchewan  | <i>P. banksiana</i> | 123.982               | +12.723        | 136.705        |
| Manitoba      | <i>P. banksiana</i> | 12.000                | 0              | 12.000         |
| <b>Gesamt</b> |                     | <b>302.436</b>        | <b>+76.810</b> | <b>379.246</b> |

Über geringe Zwergmistelschäden wird schließlich aus der Pazifik- und Yukon-Region berichtet (HALL, 1996).

Die Hauptursachen für kommerzielle Einbußen in Wirtschaftswäldern liegen somit in Zuwachs- und Mortalitätsverlusten sowie Beeinträchtigungen der Holzqualität bzw. in möglichen negativen Einflüssen auf Bestandesstruktur und -entwicklung, insbesondere der Verjüngung, mit den in Kap. 3.2 erläuterten, begleitenden Schädwirkungen.

Darüber hinaus finden Schäden in Erholungswäldern (Verkehrssicherung) und die Beeinflussung ökologischer oder ästhetischer Waldfunktionen vielfache Erwähnung, ohne daß jedoch bislang eine genauere Bewertung erfolgt wäre (JOHNSON und HAWKSWORTH, 1985; SCHARPF et al., 1988; HAWKSWORTH und JOHNSON, 1989; SENITZA, 1992; HALL und MOODY, 1994).

### 3.3.2 Europa

#### 3.3.2.1 *Viscum album* spp.

Obwohl die Laubholzmistel *Viscum album* ssp. *album* ein enormes Wirtsspektrum innerhalb der Laubgehölze abdeckt (TUBEUF, 1923; HAWKSWORTH, 1974; BARNEY et al., 1998), treten nennenswerte Schäden allenfalls an Obst-, Park- oder Ziergehölzen auf. Starker Befall, der häufig im Kronenastbereich auftritt, kann zu deutlichen Vitalitätseinbußen (Wipfeldürre) und partiellen Absterbeerscheinungen (mit gelegentlichen Holzfäulen als Folgeschäden) führen (vgl. Abbildungen 10-13 in Kapitel 3.1). Forstwirtschaftliche Schäden sind ohne Belang (TUBEUF, 1923; KÖNIG, 1957; GILL und HAWKSWORTH, 1961; STOPP, 1961; HAWKSWORTH, 1983; SEICHE, 1995, 1999). In Nordeuropa sind Schäden aufgrund von *Viscum album* spp. generell nicht bekannt (HØEG, 1957, zit.n. GILL und HAWKSWORTH, 1961).

Demgegenüber wird seit den 50er Jahren aus dem mittel-, süd- und südosteuropäischen Raum über Schäden der Kiefernmistel (ssp. *austriacum*), insbesondere aber der Tannenmistel (ssp. *abietis*) berichtet. Dieses betrifft Gebiete in Spanien, Frankreich, der Schweiz, S-Italien, S-Polen, der Slowakei, Österreich, Slowenien, Kroatien, Bosnien-Herzegowina, Rumänien, Griechenland und Deutschland (PLAGNAT, 1950; GILL und HAWKSWORTH, 1961; HAWKSWORTH, 1983; HOFSTETTER, 1988; KRAMER, 1992). Die folgenden Angaben über Schäden spiegeln vielfach lokale Erhebungen wider oder deuten auf Entwicklungstendenzen hin. Die Zahl detaillierter überregionaler Untersuchungen (TUBEUF, 1923; COAZ, 1916, zit.n. HOFSTETTER, 1988; HOFSTETTER, 1988) ist sehr begrenzt.

**Spanien:** LOPÉZ SÁEZ (1993) berichtet aus verschiedenen Untersuchungsgebieten M- und NO-Spaniens (südliche Ausläufer der Pyrenäen) über Befallsraten an Koniferen bis zu 80 (max. 100)%. *Pinus sylvestris* ist vergleichsweise häufiger betroffen als *Abies alba*. Eine Untersuchung nicht autochthoner Bestände von *Pinus pinaster* (Strandkiefer) in der Provinz Ávila bestätigt den Durchschnitt der o.g. Befallsraten und gibt für zehn Gebiete Befall auf einer Fläche von etwa 2.500km<sup>2</sup> an (LOPÉZ SÁEZ (1992). Der europäische Waldzustandsbericht weist seit einigen Jahren auf lokal hohe Schäden durch *Viscum album* ssp. *austriacum* innerhalb der Gruppe der „klassischen“ Schadorganismen hin (BFH, 1992-94; 1996-99).

**Frankreich:** Die Hauptschadensgebiete der Tannenmistel liegen in den französischen Alpen (Savoyer- und Grajische Alpen: Albertville, Maurienne), wobei von PLAGNAT und BROSSIER (1969) eine Gesamtschadensfläche von 50.000ha angegeben wird.

**Schweiz:** Der Vitalitätsschädigung durch Tannen- und Kiefernmistel wird lokal (Chur, Wallis) als gravierend eingestuft (MEIER et al., 1996-1998; vgl. auch NIERHAUS-WUNDERWALD und LAWRENZ, 1997). HOFSTETTER (1988) ermittelte durch Vergleich eigener mit Untersuchungen vom Anfang dieses Jahrhunderts, daß der Befall durch die Tannenmistel allgemein zugenommen hat. Dies gilt für den Kanton Schaffhausen, Bereiche des Schweizer Jura und der mittleren Schweiz. Starke Zunahmen innerhalb der letzten 20-30 Jahre konnten in den Kantonen Graubünden, Luzern, Solothurn und Neuenburg festgestellt werden. Parallel hierzu scheint ein Zusammenhang mit seit den 50er Jahren auftretenden Wachstumsstörungen zu bestehen. Aktuelle Zuwachsmessungen im Wallis wiesen an vor- bis mitherrschenden Tannen gleicher Standorte zwischen 1993 und 1997 durchschnittliche Verluste bis zu 40% auf; Kiefern zeigen diesbezüglich, allerdings statistisch nicht gesichert, ähnliche Größenordnungen (DOBBERTIN, 1999a).

Die Kiefernmistel kommt deutlich seltener vor. In ihren Hauptverbreitungsgebieten (Wallis, Graubünden) scheinen allerdings Anzeichen für z.T. massive Ausbreitungstendenzen innerhalb der vergangenen Jahrzehnte vorzuliegen. Untersuchungen im Wallis (KONTIC et al., 1986) zeigten zwar eine Beziehung zwischen Zuwachsreduktion und Befallsintensität in der Weise, daß Kiefern mit zurückliegender Zuwachsreduktion gegenwärtig stärkeren Befall als gesunde aufwiesen. Im Gegensatz zu HARTMANN (1990) vermuten KONTIC et al. aufgrund von Kiefernmistelbefall jedoch keine zusätzliche Beeinträchtigung der Vitalität (i.S.e. erhöhten Disposition) der Wirtsbäume, da etwa Kiefern, die sich in der Zuwachsentwicklung nach Abklingen von Umweltbelastungen (Waldschäden) regenerieren konnten, etwa gleiche Befallsgrade wie Kiefern mit andauernden Schadsymptomen aufwiesen. Hinsichtlich einer Regeneration der Bäume ergaben sich also keine Hinweise auf eine besondere Beeinträchtigung durch Misteln. *Viscum album ssp. austriacum* wird eindeutig als Schwächeparasit charakterisiert, der prädisponierte Bestände sekundär befällt und in gewissem Umfang Holzentwertungen verursacht. Diesen Befund bestätigen möglicherweise auch neuere Untersuchungen aus dem Wallis (DOBBERTIN, 1999a, b). Dort wird auf Versuchsflächen seit einigen

Jahren, massiv seit 1998, ein Kiefernsterben beobachtet. Von großer Bedeutung scheinen Witterungsextreme zu sein; innerhalb der vergangenen drei Jahre verzeichnete man allein zwei Trockenjahre mit Niederschlagsmengen von unter 400mm /Jahr (z.T. weniger als die Hälfte langjähriger Mittel). Als weiterer Faktor trat Käferbefall hinzu. Schließlich konnte auf den besonders betroffenen Flächen starker Mistelbefall festgestellt werden, welcher in deutlicher Korrelation zu jeweils spezifischen Faktoren wie soziale Stellung, Konkurrenz, Kronenverlichtung und Mortalität steht. Sofern also Vorschädigungen mit späteren akuten Phasen den Schadensprozeß widerspiegeln, fiel auch den Misteln -im Gegensatz zu den Ergebnissen von KONTIC et al.- eine mehr oder weniger stark vitalitätsmindernde, allerdings ebenfalls keine schadensauslösende Rolle zu.

Tannenmistelbefall ermittelte KRAMER (1992) in S-**Italien** (Kalabrien), N-**Griechenland** (Pindos-Gebirge), NO-**Polen**, **Rumänien** (S- und O-Karpaten) sowie in **Kroatien** (Slawonien). Eine Schwerpunktbildung mit geringen Zunahmetendenzen wird für das südliche Verbreitungsgebiet konstatiert. Für diese Gebiete werden Schäden durch Holzentwertung und Absterben alter Weißtannen z.T. als „*erheblich*“ eingestuft, während auf den übrigen Untersuchungsflächen Schäden durchweg gering ausfielen.

Nach HARTMANN (1997) lassen die Bestände allerdings auch deshalb geringere Zuwächse erwarten, weil diese innerhalb bestimmter klimatischer Höhenstufen oder in Randlagen ihres natürlichen Verbreitungsgebietes nur suboptimale Wuchsbedingungen vorfinden. NANU (1969) berichtet über Zuwachsverluste der Tanne in Rumänien. Auf eine Beteiligung von *V. album ssp. abietis* als begleitender Schadfaktor bezüglich des Waldzustandes in den Ländern Kroatien und Griechenland wird hingewiesen (BFH, 1995-97).

In **Bosnien** und **Herzegowina** zeigten Tannen-Bestände bei hoher Befallsintensität deutliche Zuwachsverluste innerhalb eines 20-Jahres-Zeitraumes (USCUPLIC, 1992). Die Ergebnisse deuten auch auf eine Ausweitung des Befalls innerhalb der letzten zehn Jahre hin. Gebietsweise sind über 50% der Bestände befallen bei Zuwachsverlusten (t=20 Jahre) bis zu 100%. *Abies alba* gilt mit einem Flächenanteil von ca. 560.000ha (Anteil entspricht etwa 50% des Wirtschaftswaldes) und einem Holzvorrat von 64Mio. m<sup>3</sup> (ca. 23% des Gesamtvorrates aller wirtschaftlich genutzten Bestände) als wichtigste Nadelholzart in Bosnien und Herzegowina.

In **Österreich** ergab eine Waldzustandsinventur an ca. 4% der Probestämme schwachen bis mittleren, an etwa 3% starken Befall durch die Tannennisteln, der vorwiegend in aufgelichteten Beständen auftrat. Zur Klärung eines fraglichen Zusammenhangs mit dem Phänomen des Tannensterbens wird Mistelbefall als sekundäre bzw. lokal begrenzt wirksame Ursache genannt (KREHAN, 1989b). Zu ähnlichen Ergebnissen gelangte MOOSMAYER (1984) bei der Klärung der Bedeutung biotischer Schaderreger am Ursachenkomplex von Tannenerkrankungen in Baden-Württemberg. Auf den Beobachtungsflächen ergab sich ein Befall von 7,2% eines Tannenkollektivs. Dieser betraf ausschließlich als „krank“ und „sehr krank“ eingestufte Tannen. Im Vergleich zu tierischen oder pilzlichen Schadorganismen, welche erst in der Absterbephase aktiv werden, zeigten Misteln einen früheren Besiedelungszeitpunkt. Eine ursächlich primäre Bedeutung der untersuchten biotischen Schaderreger für die beobachteten Tannenerkrankungen wird jedoch definitiv ausgeschlossen (vgl. Kap. 3.4).

Neuere Untersuchungen zum Kiefernsterben weisen auf einen massiven Mistelbefall an untersuchten Standorten in Tirol hin (CECH und PERNY, 1998). Stark befallene Kronenäste sterben früher ab als solche mit geringerem Befall. Eine z.T. beobachtete Konzentration von Mistelkröpfen in der Kronenmitte wird als ursächlich für häufige Wipfelbrüche angesehen. Nach Angaben der Forstbehörde erfolgte eine deutliche Vermehrung der Kiefernmistel erst während der vergangenen zehn bis fünfzehn Jahre. Allerdings scheidet auch die Kiefernmistel als Hauptfaktor bezüglich des Komplexes „Kiefernsterben“ nach CECH und PERNY eindeutig aus. Eine aktuelle Schätzung gibt den Gesamtbefall (*Viscum album ssp. austriacum*, *-abietis*, *-album*) in Österreich mit etwa 25.000ha an (AFZ, 1999; TOMICZEK, 1999).

Seit Beginn der 90er Jahre wird ein gebietsweise zunehmendes Auftreten von Tannen- und Kiefernmisteln in **Deutschland** beobachtet. Dieses betrifft Bestände in Baden-Württemberg, Rheinland-Pfalz, Brandenburg und Bayern (vgl. auch ANHANG III/3). Die im folgenden verwendeten Abkürzungen bedeuten in einzelnen:

FA/FÄ: Forstamt/Forstämter

FD : Forstdirektion/en

FB : Forstbezirk/e

AK : Altersklasse/n; II = 21- 40jährig

III = 41- 60jährig

IV = 61- 80jährig

V = 81-100jährig.



## Baden-Württemberg

- Tannennistel

Im Waldschutzbericht für das Jahr 1995 wurde eine auffällige Befallszunahme registriert. 24 FÄ meldeten „wirtschaftlich fühlbaren“<sup>1</sup> Befall (Schadstufe 2) auf insgesamt 1.402ha. Betroffen sind Bereiche der FD Stuttgart, Karlsruhe, Freiburg und Tübingen. Ein steigender Trend setzte sich 1996 fort: 20 FÄ geben eine befallene Fläche von 1.875ha (+473ha) an, während die FD Freiburg Schäden auf 70ha (+30ha gegenüber 1995) als „bestandesbedrohend“ (Schadstufe 3; s.o.) bezeichnet (SCHRÖTER et al., 1996a, 1997a; SCHRÖTER, 1997)

Die Aufnahmen für 1997 ergaben auf Flächen von 24 FÄ ein gegenüber dem Vorjahr etwa gleichbleibendes Niveau von 2.010ha (1996 = 1.945ha; 21 FÄ), welches fast ausschließlich die IV. AK innerhalb der Schadstufe 2 betrifft; auf nur noch 15ha Fläche (1998: 25ha; FA Oberkirch/FD Freiburg; s.o.) wird Befall der Schadstufe 3 zugeordnet (SCHRÖTER et al., 1998a; SEEMANN, 1998; SCHRÖTER, 1999a). Der Bericht zur Waldschutzsituation 1998 schließlich weist im Vergleich zu den Vorjahren mit **981ha**, fast ausschließlich der Schadstufe 2 (IV. AK), eine knapp halb so große Befallsfläche aus. Die Ursachen hierfür dürften kaum in der nur wenig verringerten Anzahl der Meldungen (20 FÄ) begründet liegen. Eine mögliche Erklärung könnte in der bevorzugten Entnahme befallener Bäume im Zuge von Durchforstungsmaßnahmen liegen (SCHRÖTER, 1999a).

- Kiefernmistel

Starker Mistelbefall als begleitender Faktor bei Absterberscheinungen von Altkiefern in der Oberrheinebene (Bereich Mannheim/Weinheim) wurde bereits im Jahre 1991 festgestellt (SCHRÖTER et al., 1992). Dieser Trend setzte sich in den Jahren 1992 und 1993 fort. 1994 wurde wirtschaftlich fühlbarer Schaden für eine Fläche von 843ha (2 FÄ) angegeben, auf 70ha wurde der Befall als bestandesbedrohend eingeschätzt. Inzwischen sind auch Kiefern der AK II (21-40) betroffen (SCHRÖTER et al., 1995).

---

<sup>1</sup>Hinweise zur Definition der Schad- und Befallsgrade (seit 1995):

„wirtschaftlich fühlbar“ (Schadstufe 2): Abweichungen vom Wirtschaftsplan oder besondere Maßnahmen (Nachbessern, vorzeitiger Einschlag, Umsortieren von Holz) werden erforderlich;

„bestandesbedrohend“ (Schadstufe 3): Betriebsziel der betroffenen Bestände kann nicht mehr erreicht werden; ein Auflösen der Bestände ist zu befürchten (SCHRÖTER et al., 1996a).

Im Jahr 1995 wurde Befall auf einer Fläche von insgesamt 3.101ha (+2.258ha; 8 FÄ) gemeldet. Schwerpunkte bilden Bestände innerhalb des Hardt-Waldes nördlich von Karlsruhe. Für das Jahr 1996 wurde in 7 FÄ wirtschaftlich fühlbarer Befall auf 2.351ha (-750ha) ermittelt, was eine abnehmende Tendenz der Schadstufe 2 (s.o.) andeutet. Der Forstbezirk Weinheim stuft den Befall auf 800ha (+730ha gegenüber 1994, s.o.) als bestandesbedrohend ein.

Während sich Schadstufe 2 überwiegend in der V. AK (81-100) findet, ist Schadstufe 3 ausschließlich in der AK IV (61-80) repräsentiert. Typischerweise sind Randbäume, Überhälter und locker bestockte bis verlichtete Bestände besonders betroffen (SCHRÖTER et al., 1996a, 1997a; SCHRÖTER, 1997).

Die Erhebung für 1997 weist gegenüber dem Vorjahr einen um ca. 400ha geringeren Gesamtbefall von 2.749ha (10 FÄ) aus (1996 = 3.151ha; 8 FÄ). Zugleich zeichnet sich etwa eine Umkehrung der Anteile der jeweiligen Schadstufen (Halbierung der 2., Verdoppelung der 3. Schadstufe) ab: 6 FÄ melden Befall der Schadstufe 2 auf 1.216ha (ausschließlich V. AK), während 3 FÄ Befall der Schadstufe 3 auf einer Fläche von 1.530ha (etwa zu gleichen Teilen IV. und V. AK) angeben. Bemerkenswert ist, daß die Kiefernmitstel damit in der Kategorie „bestandesbedrohender“ Schäden neben Stockfäulen (Fichte), Eichenwickler-, Frostspanner-, Prachtkäfer-Befall (Eiche) und Maikäfer-Engerlingen (Kulturen) die größten Schadflächen verursacht. Die FD Stuttgart verzeichnet erstmalig geringen Befall der Schadstufe 2 auf 3ha Fläche (SCHRÖTER et al., 1998a; SEEMANN, 1998).

Im Jahr 1998 schließlich wird von sieben FÄ nur noch eine Gesamtschadensfläche von **1.539ha** (AK IV und V) angegeben, wobei, mit anhaltend abnehmender Tendenz der Schadstufe 2, der Anteil der Schadstufe 3 etwa das zweifache der Schadstufe 2 beträgt. Die Gründe hierfür dürften ebenfalls teilweise nutzungsbedingt sein (s.o.). Der FB Weinheim weist besonders auf den Befall von Bestandesrändern hin (SCHRÖTER, 1999a).

- Laubholzmistel

Erstmalig wird für das Jahr 1998 auf Mistelbefall an Laubbäumen ausdrücklich hingewiesen. Dieser wird mit einer Fläche von **421ha** angegeben, wobei hauptsächlich die Baumart Pappel in der Oberrheinebene betroffen ist. Der Befall, ausschließlich Schadstufe 2 der IV. AK, wird aus den FD Stuttgart, Karlsruhe und Freiburg gemeldet (SCHRÖTER, 1999).

## Rheinland-Pfalz

- Kiefernmistel

Erhebungen erfolgten erstmalig 1995. Als wirtschaftlich fühlbar oder bestandesbedrohend wurde der Befall auf einer Fläche von 1.612 (5 FÄ) bzw. 300ha (2 FÄ) eingestuft. 1996 erhöhten sich die Flächenanteile für Schadstufe 2 (AK IV und V) um 917ha (6 FÄ); für 20ha (1 FA) wurde Schadstufe 3 (AK III; 41-60) angegeben, was eine Gesamtfläche von 2.549ha bedeutete.

1997 zeigt bezogen auf den Gesamtbefall nur geringe Veränderungen. Danach meldeten 7 FÄ Befall der Schadstufe 2 auf 2.408ha (AK IV und V) und 2 FÄ Befall der Schadstufe 3 auf 65ha (+45ha gegenüber 1996) in der nördlichen Oberrheinebene (AK III und IV). Es ergibt sich eine Gesamtfläche von 2.473ha (9 FÄ). Die gemeldeten Schäden sind entlang einer Linie Mainz-Ludwigshafen-Wörth (FD Rheinhessen-Pfalz) lokalisiert (SCHRÖTER et al., 1996b, 1997b, 1998b; SCHRÖTER, 1997; SEEMANN, 1998).

Bei gleicher Anzahl der gemeldeten FB (9) wird schließlich 1998 eine Befallsfläche von insgesamt **2.012ha** (AK IV und V) gemeldet, was gegenüber dem Vorjahr einer Abnahme von knapp einem Fünftel entsprechen würde. Bis auf eine Fläche von 20ha der Schadstufe 3 (FB Alzey), wird das Ausmaß der Schäden der Schadstufe 2 zugeordnet (SCHRÖTER, 1999a).

Die den o.g. Erhebungen zu entnehmenden Schwankungen sollten nach SCHRÖTER (1999b) mit der notwendigen Zurückhaltung bewertet werden, da sie eindeutige Trends bzw. Ursachen nicht erkennen lassen, zumal eine wechselnde Anzahl der meldenden FB sowie eine gegebene Subjektivität der jeweiligen Erhebungen eine unmittelbare jährliche Vergleichbarkeit nicht ermöglichen. Dennoch bleibt die Entwicklung mancherorts besorgniserregend und genauere Untersuchungen, die in ihrer Konsequenz waldbauliche Fragestellungen nach sich ziehen, erscheinen nach SCHRÖTER (1999b) dringend erforderlich.

## Bayern

- Tannenmistel

Aus den Regionen Vorderer Bayerischer Wald und Oberpfälzer Wald wird für das Jahr 1997 ein verstärktes Auftreten der Tannenmistel gemeldet. Bei einer Erhebung wurde allerdings mit knapp 3% eine sehr geringe Befallsrate der Tannen festgestellt, wobei auch gegenwärtig keine Ausbreitungstendenzen erkennbar sind (SCHMIDT, 1997; MAYER, 1999).

## Brandenburg

- Kiefernmistel

Nach Beobachtungen ist davon auszugehen, daß während der letzten 40 Jahre lokal eine Zunahme der Kiefernmistel erfolgt ist. Untersuchungen von Kiefernreinbeständen in der Niederlausitz zur Befallsituation stuften diese bei einer Befallsintensität zwischen etwa 3 bis 4% als unkritisch ein (MERTZIG und PRIEN, 1996).

Bezüglich der wirtschaftlichen Bedeutung von Tannenmistelbefall sei im Hinblick auf die in Kap. 3.2 erläuterten Einflüsse auf die technischen Holzeigenschaften erwähnt, daß das Merkmal „Mistelbefall“ konkrete Auswirkungen auf die Qualitätseinstufung von Roh- bzw. Schnittholz besitzt. Bei der Sortierung von Stammholz werden die von Mistelbefall betroffenen Abschnitte gewöhnlich der Güteklasse „Cgw“ (C/geringwertig) zugeordnet und als sog. Klammerstamm ausgehalten bzw. vorzeitig gezopft (vgl. Handelsklassenverordnung / Handelsklassensortierung (HKS) (BÖTTCHER, 1997).

In Bezug auf Schnittholz gilt Mistelbefall wegen technischer (Festigkeit) und ästhetischer Aspekte für zahlreiche Verwendungen als unzulässig oder unerwünscht und verursacht zudem erhöhten Verschnitt (GRAMMEL, 1989).

Die „*Tegernseer Gebräuche*“ als Grundlage für die Gütebestimmung, Sortierung und Vermessung von Schnittholz (in der Fassung von 1985) führen Mistelbefall als Schnittholzfehler zwar nicht mehr auf. Dieses Kriterium wird jedoch in der Praxis Insektenbefall gleichgestellt, d.h. maximal der Güteklasse IV zugeordnet, falls Nutzholztauglichkeit überhaupt in Betracht kommt. Allerdings werden die Tegernseer Gebräuche durch bestimmte DIN-Normen für Bau- und Konstruktionsholz teilweise ergänzt oder ersetzt (HECKEL, 1986). Danach ist Mistelbefall gemäß DIN 4074 Blatt 1 (Gütebedingungen für Bauschnittholz; Nadelholz) bezüglich der Sortierklassen „S 7, 10, 13“ (Schnittholz mit geringer, üblicher oder überdurchschnittlicher Tragfähigkeit; Bohlen, Bretter, Latten) nicht zulässig.

DIN 68365 (Gütebedingungen von Bauholz für Zimmerarbeiten; Nadelholz) weist für verschiedene Güteklassen (GK) wie Bretter und Bohlen (gehobelt, GK I-III; unbearbeitet bzw. besäumt, GK 0-III) sowie Latten und Leisten (gehobelt, GK I und II) und Hobelware Mistelbefall, überwiegend gleichrangig neben Fäule und Insektenfraß, ebenfalls als unzulässig aus (LOHMANN, 1999).

### 3.3.2.2 *Loranthus europaeus* (Österreich)

Trotz eines relativ großen Verbreitungsgebietes von *L. europaeus* als natürlichem Begleiter von Eichen im S- und SO-europäischen Raum (pannonisches Zerreichenmischwaldgebiet) sind Schäden wirtschaftlichen Ausmaßes mit z.T. kalamitätsartigem Befall bisher nur am Arealrand in regional begrenzten Bereichen Niederösterreichs aufgetreten. Nach jüngsten Schätzungen ist in den betroffenen Gebieten Österreichs von einer Befallsfläche von etwa 25.000ha auszugehen. Erhebungen in (Eichen-) Steppenwaldregionen Ungarns (Balkan-Niederungen) oder O-Rumäniens (Dobrudscha) mit deutlich geringeren Niederschlagsraten ergaben keine außergewöhnliche Gefährdung durch die Eichenmistel und spiegelten eher das bisherige „Gleichgewicht“ wider (MAYER, 1987, 1992; AFZ, 1999; TOMICZEK, 1999). Daneben weist lediglich der aktuelle europäische Waldzustandsbericht für die Tschechische Republik eine Befallsrate der Eichen von 3,2% aus (BFH, 1998).

In Niederösterreich sind, seit Beginn der 70er Jahre mit deutlich steigender Tendenz, insbesondere Eichen-Mittelwälder (natürliche Waldgesellschaft: mitteleuropäischer Eichen-Hainbuchen-Wald an seiner Arealgrenze; vgl. Tannenmistel in SO-Europa) des Weinviertels im NO und im Leithagebirge nordwestlich des Neusiedler Sees betroffen. Innerhalb der Befallsgebiete ist die Tendenz zu einer gewissen Ost-West-Verlagerung zu beobachten, wobei auch die Steiermark und Teile des Burgenlandes betroffen sind (TOMICZEK, 1999). Primär wird Traubeneiche, in geringerem Ausmaß Stieleiche und selten Zerreiche befallen.

In Abhängigkeit von der Befallsintensität können die Eichenkronen durch zunehmende Vitalitätsverluste zunächst partiell und schließlich gänzlich zum Absterben gebracht werden. Starkeichen sind vergleichsweise häufiger betroffen als jüngere, 40-60jährige Eichen des Oberstandes (sog. Laßreitell); letztere können bereits nach 5-10 Jahren ausfallen. Im Schadenszentrum (Hochleithenwald) waren gebietsweise zwischen 60 und 80% der Eichen befallen (1987: ca. 1Mio. Eichen ± stark befallen; MAYER, 1987). Die Durchmesserstufe 3 (21-30cm) wies stellenweise Befall an über 50% der Eichen auf. Zuwachseinbußen fallen dabei wirtschaftlich weniger ins Gewicht als die Beeinträchtigung bzw. der Verlust der Bestandesstruktur (Betriebsart Mittelwald) selbst (MARGL und MAYER, 1981; MARGL, 1982; SIEGEL, 1982; MAYER et al., 1982; MAYER, 1987; ANONYMUS, 1997). Die Analysen der Mittelwaldstrukturen hinsichtlich der Befallsdisposition ergaben folgendes:

- Vorratsarme Mittelwälder, die innerhalb der untersuchten Bestände z.T. als Niederwald mit Oberholzresten einzustufen sind, weisen derart große Schäden auf, daß die überwiegend mittelalten und jungen Oberholzeichen gewöhnlich ihr Erntealter (150-180J.) nicht erreichen (Verlust durch Hiebsunreife) und eine unzureichende nachhaltige Altersstufung zur Folge haben. Zudem unterbleibt eine ausreichende Verjüngung (Ausfall der Mastbäume), so daß der Mittelwaldbetrieb nach Kalamitätsnutzung, insbesondere des Starkholzes, kaum fortzuführen ist. Um die Eichenmistel im Befallszentrum auf ein vertretbares Maß zu reduzieren, empfiehlt eine 10-Jahres-Planung die Entnahme von 20% der Stämme und über 40% des Volumens, wobei 40% der Fläche freigestellt und entsprechend großflächig aufgeforstet werden müßten (SIEGEL, 1982).
- Die untersuchten vorratsnormalen Mittelwälder wiesen insgesamt eher geringeren Mistelbefall auf; ca. 1/3 des Oberholzes mußte jedoch als akut gefährdet angesehen werden.
- In vorratsreichen Mittelwäldern mit vergleichsweise günstigem Bestandaufbau (gute Altersstufung durch große Durchmesserstreuung) sind bei geringem Befall aufgrund weniger freigestellter Oberholzeichen Kalamitätsnutzungen auf einzelne Bäume beschränkt (MARGL, 1982).

Stiel- und Traubeneiche stellen wichtige Wirtschaftsbaumarten Niederösterreichs dar. Aufgrund des regional außerordentlich hohen Eichenmistelbefalls hat sich allerdings eine starke Gefährdung der Nachhaltigkeit von Produktions- und Wertleistung infolge vorzeitiger Auflösung einzelner Bestände ergeben. Begleitend zu den vorgenannten Effekten entstehen höhere, unregelmäßig anfallende Kosten für die Aufarbeitung von Kalamitätsholz, Wiederaufforstung oder Bekämpfungsmaßnahmen.

Für die Eichenwälder des Weinviertels wurde eine jährliche Mortalitätsrate des Oberholzes von 2% ermittelt, welche einen um 1,5 bis 2-fach höheren Hiebssatz erforderte. Daraus resultierende monetäre Schäden werden mit etwa 140 DM/Erntefestmeter angegeben. Mistelbefall trägt als ein Faktor zu diesen Schäden bei.

Das Wirtschaftsziel 'Stammholzerzeugung mit hohem Wertholzanteil' bedingt z.B. bei Furnierqualitäten bestimmte Mindest-Durchmesser. Zunahmen in den höheren Stärkeklassen bedeuten meist überproportionale Wertsteigerungen. Je nach Befallszeitpunkt und -intensität durch *L. europaeus* werden diese Dimensionen jedoch verzögert oder gar nicht erreicht und

haben mehr oder weniger hohe finanzielle Verluste zur Folge. Zum Vergleich: Erlös Brennholz ca. 80 DM, Furnierholz >2000 DM/Festmeter (MARGL und MAYER, 1981; ANDRAE, 1982; SIEGEL, 1982; ANONYMUS, 1987; SENITZA, 1992; STERBA et al., 1993).

Seit Ende der 80er Jahre erfolgen gezielte Maßnahmen zur mechanischen Bekämpfung der Eichenmistel. Um effektiv zu sein, müßten derartige Pflegeeingriffe regelmäßig alle 5-10 Jahre erfolgen; dies bedeutete allerdings große finanzielle Aufwendungen, von denen daher häufig Abstand genommen wird. Ein 9.000ha großer Betrieb gibt jährliche Ausgaben für Entmistungsmaßnahmen mit über 17.000 DM an (DONAUBAUER, 1989; SENITZA, 1992; ANONYMUS, 1997; TOMICZEK, 1999).

### **3.3.2.3 *Arceuthobium oxycedri* (Süd- und Südosteuropa)**

Der Vollständigkeit halber sei hier auf den einzigen europäischen Vertreter der Gattung *Arceuthobium* hingewiesen. Die Wacholdermistel kommt vermehrt an der adriatischen Ostküste (Kroatien, Bosnien und Herzegowina, Albanien), in Jugoslawien, Bulgarien, Griechenland, der nordwestlichen Türkei sowie in Südfrankreich und verstreut in Mittel- und Nordostspanien vor. Allein für Spanien werden Angaben bezüglich regional hoher Schäden durch diese Zwergmistelart gemacht, so daß diese als sehr begrenzt angesehen werden können (JALAS & SUOMINEN, 1976; BFH, 1996-1999).

### 3.4 Ursachenhypothesen für zunehmenden Mistelbefall

Nachfolgend soll eine Zusammenstellung möglicher Gründe für zunehmende Ausbreitungstendenzen von Mistelbefall erfolgen; diese sind z.T. bereits in den Kapiteln 2.6, 3.2 und 3.3. angedeutet worden. Über die grundsätzlichen Prozesse und Bedingungen der Verbreitungsdynamik hinaus geht es hier um Hinweise auf ggf. indirekt wirksame biotische/abiotische, insbesondere anthropogene Faktoren, welche die Disposition von Beständen für einen verstärkten Mistelbefall beeinflussen bzw. erhöhen.

Die Voraussetzungen für unterschiedlich starke Befallsdispositionen schafft ein bestimmtes Sukzessionsstadium bzw. eine bestimmte Bestandesstruktur (vgl. Kap. 2.6). Diese sind durch verschiedene Parameter wie Alter, Stufigkeit, Baumartenverteilung, Bestandesdichte oder Wüchsigkeit (Vitalität) charakterisiert. Auf diese Parameter wiederum können verschiedenlich Einflußfaktoren derart einwirken, daß günstige Bedingungen für eine gelegentlich kalamitätsartige Ausbreitung („*Gradation*“; MAYER, 1983) entstehen. Diese Zusammenhänge seien bezüglich einzelner Aspekte veranschaulicht.

Bekannt ist sowohl bei *Arceuthobium spp.* als auch bei *Loranthus europaeus* eine deutlich erhöhte Befallsdisposition in offenen, zwei- oder mehrschichtigen Beständen im Vergleich zu geschlossenen, hochwaldartigen. Extremer Befall tritt häufig an einzelnen, mistelinfizierten Überhältern auf. Weiterhin können eine geringe Vielfalt von Wirtsbaumarten, insbesondere aber Reinbestände, eine Ausweitung verstärken. Beide „Situationen“ können weitreichend von der Bestandesbehandlung (z.B. Einschlags- und Verjüngungsmethoden; Pfliegerückstände) abhängen und sind somit steuerbar (PARMETER, 1978; MARGL, 1982; KNUTSON, 1983; MANION, 1991; WILSON und TKACZ, 1996; TOMICZEK, 1999). KRAL (1985) spricht in diesem Zusammenhang von der „*anthropogenen Bestandesstruktur*“ Mittelwald, die einer Ausbreitung der Eichenmistel möglicherweise über lange Zeit förderlich gewesen ist.

Als wichtiger Faktor im Hinblick auf *Arceuthobium spp.* ist der Einfluß von Feuer (vgl. Feuerökologie) zu nennen, wobei ausgedehnte, natürliche Feuer eine Zwergmistelkalamität wirksam eindämmen können, so daß sich der Folgebestand mehr oder weniger befallsfrei etabliert (HAWKSWORTH und SHAW, 1984). Parallel hierzu ist vielfach angemerkt worden, daß sich eine allgemein propagierte Brandbekämpfung durchaus förderlich auf eine Befallsaus-



dehnung ausgewirkt hat; dieses betrifft insbesondere Bestände vom *Picea mariana*-, *Pinus ponderosa*- und *P. contorta*-Typ (ALEXANDER und HAWKSWORTH, 1975, KNUTSON, 1983; ANONYMUS, 1995; MATHIASSEN, 1996; WILSON und TKACZ, 1996).

Die Tatsache, daß auch Insektenkalamitäten Bestände für Misteln prädisponieren können, weist auf deren eher sekundären Befallscharakter hin (PARMETER, 1978).

Nach HAWKSWORTH (1983) könnte auch die Neuanpflanzung (i.S.e. Einführung) empfindlicher Baumarten zu einer Weiterverbreitung von Misteln beigetragen haben. Insgesamt werden allerdings bezüglich ihrer Ausbreitungstendenzen, u.a. in Nordamerika, noch zahlreiche Ursachen als ungeklärt angesehen (vgl. auch BARNEY et al., 1998).

Vor dem Hintergrund eines regional bis lokal zunehmenden, z.T. forstwirtschaftlich bedeutsamen Befalls in Europa (*Loranthus europaeus* an Eiche; *Viscum album* spp. an Tanne und Kiefer) wird den Misteln eindeutig die Rolle von Sekundärschädlingen bzw. Schwächeparasiten zugewiesen, die i.d.R. als Teil eines Ursachenkomplexes anzusehen sind und bevorzugt in ihrer Vitalität bereits geschwächte Bestände (Dürrestreß/Rückgang der Niederschlagsmengen, Frost, Immissionen, Insektenbefall) befallen (KRAPFENBAUER, 1982b; MOOSMAYER, 1984; MAYER, 1987; ANONYMUS, 1988; HOFSTETTER, 1988; MARCU und TOMICZEK, 1989; SCHMIDT, 1989, 1995; HARTMANN, 1990, 1997; SCHRÖTER, 1992, 1996b; RÖSEL und REUTHER, 1995; MERTZIG und PRIEN, 1996; ANONYMUS, 1997; CECH und PERNY, 1998; TOMICZEK, 1999). Diesem Ansatz liegt die sog. Prädispositionshypothese zugrunde, welche Schadereignisse „als das Ergebnis einer Interaktion von zeitlich aufeinanderfolgenden Streßfaktoren“ (SCHLAG, 1994) biotischer und / oder abiotischer Art interpretiert.

HARTMANN (1990, 1997) stellte bei der Kiefernmistel einen positiven Zusammenhang zwischen Befallsintensität und Vorschädigung des Wirtes (Kalkchlorosen; hohe Nadelverluste) fest. Es konnte nachgewiesen werden, daß das Trockenjahr 1976 („extremer Wasserstreß“) einen prädisponierenden Effekt für späteren Mistelbefall besaß; bezüglich des letztgenannten Aspektes gelangten CECH und PERNY (1998) bei jüngeren Untersuchungen zum Kiefernsterben in Tirol zu ähnlichen Ergebnissen. Analog zu einem weiteren Effekt der o.g. Hypothese zeigte sich, daß die Kiefern bei entsprechendem Befall selbst unter erneut verbesserten

Umweltbedingungen kaum in der Lage waren, sich zu regenerieren. Eine Schwächung des Wirtes sieht HARTMANN (1997) schon deshalb als Voraussetzung für einen Befall an, da bei vitalen Kiefern eine Etablierung der Senker gewöhnlich durch ein Überwachsen derselben verhindert wird.

Während ohnehin vorwiegend solche Kiefernstandorte betroffen sind, die sich natürlicherweise durch mäßige bis geringe Wüchsigkeit auszeichnen (vgl. auch Tannenmistel), wird eine Arealausweitung der Misteln, möglicherweise auch innerhalb jüngerer Altersklassen, durch klimatische Trends (etwa überdurchschnittlich und anhaltend heiße und niederschlagsarme Sommerperioden) zusätzlich begünstigt. Untersuchungen vor dem Hintergrund dieser Hypothesen finden z.Zt. im schweizer Kanton Wallis statt, wobei mögliche Ursachen unterschiedlicher Befallsmuster von Tannen- und Kiefernmistel erörtert werden sollen.

Zudem scheinen auch anthropogene Einflüsse von Bedeutung zu sein. Hierunter sind eine schon vorliegende, immissionsbedingte Vitalitätsschwäche der Bäume und eine teilweise nicht standortgerechte, künstliche Ausweitung der Kiefernbestände zu verstehen (HARTMANN, 1990, 1997; THOMASIU und SCHMIDT, 1996; DOBBERTIN, 1999a, b; TOMICZEK, 1999; vgl. auch STEPHAN, 1996). Für das letztgenannte Phänomen könnten parallel auftretende Chlorosen ein Beleg sein.

KONTIC et al. (1986) konstatierten für Kiefern in Untersuchungsgebieten des Wallis (Schweiz) eine erhöhte Disposition gegenüber Mistelbefall aufgrund bereits früh erfolgter, anhaltender Zuwachsreduktionen (dünnere Rinde; vgl. Kap. 2.6.1), welche ihrerseits gebietsweise auf Waldschäden zurückgeführt wurden. Kiefern mit (ehemaligen) Zuwachsreduktionen wiesen in der Gegenwart einen tatsächlich höheren Befallsgrad auf als gesunde Bäume.

Zu verbesserten Keim- und Wuchsbedingungen der Misteln trugen auch die Kronenverlichtungen geschädigter Bäume bei. Diese förderten zudem die Landeattraktivität für die samenverbreitenden Vögel. Kiefern mit dichterem Benadelung zeigten entsprechend einen geringeren Befall.

Mit dem Hinweis auf eine gewisse zeitliche Korrelation von zunehmendem Mistelbefall und steigenden Schwefeldepositionen diskutiert KRAPPENBAUER (1982b) einen möglichen Zusammenhang zwischen Eichenmistelbefall und Immissionsbelastungen. Den Ausgangspunkt bilden Überlegungen, wonach Abwehrreaktionen von Pflanzen gegenüber Infektionen mit einer gesteigerten Aktivität bestimmter Enzyme einhergehen.

Analysen im Hinblick auf die Beeinflussung der Peroxidase-Aktivität durch Schwefelverbindungen im Rindenbereich befallener Eichen ergaben eine deutliche Hemmung der Aktivität des o.g. Enzyms. Daher ist es durchaus denkbar, beeinträchtigende Wirkungen aufgrund der Deposition bestimmter Schwefelverbindungen („saurer Regen“) anzunehmen. Ähnliche Vermutungen über ursächliche Beziehungen zwischen immissionsgeschädigten Tannen und erhöhtem Mistelbefall äußert HOFSTETTER (1988). Einige der von Waldschäden betroffenen Gebiete Frankreichs und der Schweiz legen eine solche Korrelation nahe.

Ein wesentlicher Teil der Ursachen für die Ausweitung des *Loranthus*-Befalls in Niederösterreich liegt nach TOMICZEK (1999) in Auswirkungen der russischen Besatzung nach dem Zweiten Weltkrieg. Während dieser Zeit herrschte ein allgemein großes Pflegedefizit, neben z.T. erfolgten Übernutzungen in den Eichenwäldern, in welchen bis dahin regelmäßig Entmistungsmaßnahmen stattgefunden hatten.

Schließlich kommt den samenverbreitenden Vögeln als Vektoren eine entscheidende Funktion zu. Vergleichende Beobachtungen in M-Italien zeigten starken *Loranthus europaeus*-Befall in mittelwaldartigen Beständen eines Reservats (Jagdverbot), während dieser in einiger Entfernung unbedeutend war (ständige Bejagung von Vögeln) (MAYER, 1983). KNUTSON (1983) äußert ebenfalls die Vermutung, daß (gesetzliche) Vogelschutzmaßnahmen einer allgemeinen Arealausweitung der Misteln dienlich sind.

Für eine Ausweitung des Eichenmistelbefalls in Niederösterreich scheint vor allem ein Futterüberangebot an Mistelfrüchten und Weintrauben (Verdreifachung der Anbaufläche) verantwortlich zu sein, welche die Vögel (Drossel, Seidenschwanz) bis in das späte Frühjahr zeitweise ausschließlich nutzen. Eine weitere Verhaltensanpassung läßt die Vögel so zu Winterstehern werden. Dieses Phänomen scheint gelegentlich in Großstädten und der freien Landschaft von Bedeutung zu sein (MAYER, 1987; SEICHE, 1995; NIERHAUS-WUNDERWALD und LAWRENZ, 1997). Parallel hierzu erweisen sich klimatische Einflüsse, z.B in Ausprägung milderer Winter, möglicherweise als durchaus förderlich (DIEBERGER, 1982). Andererseits können auch die Zugwege der Vögel mit Ausbreitungstendenzen von Mistelbefall im Zusammenhang stehen (TUBEUF, 1923; HOFSTETTER, 1988; VALLAURI, 1998) (vgl. auch Kapitel 2.6).

## 4. KONTROLLE

### 4.1 Möglichkeiten und Ziele

Die Methoden zur Kontrolle von Mistelbefall in Waldbeständen sind sehr vielfältig und werden teilweise seit langem diskutiert (WEIR, 1916; TUBEUF, 1923; BOYCE, 1961; KUIJT, 1955; GILL und HAWKSWORTH, 1961; SCHARPF und PARMETER, 1978; MAYER et al., 1982; HAWKSWORTH, 1983; SCHARPF und McCAIN, 1988; HAWKSWORTH und JOHNSON, 1989; HARTMANN 1990, 1997; MERTZIG und PRIEN, 1996; TAINTER und BAKER, 1996).

Folgende Möglichkeiten kommen in Betracht:

1. waldbauliche Maßnahmen durch verschiedene Behandlungen in Abhängigkeit von Befallssituation, Bestandesstruktur und Nutzungsziel;
2. natürliche Feuer („wildfire“), kontrolliertes Brennen („prescribed burning“); (*Arceuthobium spp.*);
3. Anwendung von Herbiziden;
4. Einflußnahme auf Vektoren (samenverbreitende Vögel);
5. biologische Begrenzungsfaktoren (antagonistische Pilze; triebfressende Insekten und Nager; samenfressende Tiere); *Arceuthobium spp.*; vgl. ANHANG VI;
6. Ausnutzung der Resistenzeigenschaften (bei hoher genetischer Variabilität) von Wirtspflanzen (in Ansätzen bei *Pinus ponderosa*, *P. jeffreyi* und *Tsuga heterophylla*).

Praktische Bedeutung unter Forstschutzaspekten kommt allerdings ausschließlich den waldbaulichen Maßnahmen und in gewissem Umfang, die Gattung *Arceuthobium* betreffend, der Ausnutzung der Wirkungen von Feuer zu (ALEXANDER und HAWKSWORTH, 1975, 1976; HAWKSWORTH, 1983; HARRINGTON und HAWKSWORTH, 1990; TAINTER und BAKER, 1996).

Die Effektivität der übrigen o.g. Methoden hat sich bislang als sehr begrenzt erwiesen oder ist allenfalls als Phänomen in speziellen Forschungsarbeiten dokumentiert worden, ohne daß Anwendungen in größerem Maßstab als wirksames Kontrollinstrument erfolgt wären. Das gilt auch für die chemische Bekämpfung, deren Entwicklung und Einsatzmöglichkeiten sich eher im Versuchsstadium befinden und welche nach wie vor als nicht unumstritten gilt; auf letztere

soll am Ende dieses Kapitels eingegangen werden (DONAUBAUER und FERENCZY, 1982; HAWKSWORTH, 1983; SCHARPF, 1984; STEVENS und HAWKSWORTH, 1984; GÖSTEL et al., 1986; BAILLON et al., 1988; ROBBINS et al., 1989; SCHARPF und KOERBER, 1986; PARKS und HOFFMAN, 1991; SCHARPF und ROTH, 1992; ADAMS et al., 1993; SMITH et al., 1993; TAINTER und BAKER, 1996; KOPE et al., 1997; HANSEN und LEWIS, 1997).

Der Schwerpunkt liegt daher bei integrierten, waldbaulichen Behandlungsmaßnahmen. „Integrierte“ Maßnahmen bedeuten, daß sich einerseits die Eingriffe möglichst in die Betriebsplanung einfügen, andererseits ggf. mehrere forstschutzrelevante Aspekte („*multiple resource management*“; HAWKSWORTH und JOHNSON, 1989) berücksichtigt werden wie z.B. eine verminderte Anfälligkeit des Bestandes gegenüber Insekten. Gleichzeitig werden Anstrengungen unternommen, auf dem Wege der laufenden Überwachung Kahlschläge möglichst weitgehend zu vermeiden (BYLER, 1978; MARGL, 1982; SIEGEL, 1982; HANSEN und LEWIS, 1997). Das Ziel einer Kontrolle im Wirtschaftswald liegt nicht in der Vernichtung, sondern einer Reduktion der Misteln auf ein ökonomisch vertretbares Maß und der Schaffung eines stabilen Bestandesgefüges. (WALTERS, 1974; SIEGEL, 1982; HAWKSWORTH und SHAW, 1984; HANSEN und LEWIS, 1997).

Dagegen sollten in Wäldern, die nicht primär der Holzproduktion dienen oder anderweitig (z.B. Erholungsfunktion) zweckbestimmt sind, Bekämpfungsmaßnahmen unter Berücksichtigung ökosystemarer Betrachtungen möglichst unterbleiben. In diesem Sinne stellen Misteln integrale Organismen dar, die als natürliche Faktoren Strukturen und Entwicklungen von Wäldern in bestimmte Richtungen beeinflussen können (HAWKSWORTH und SHAW, 1984; TINNIN, 1984; SCHARPF et al., 1988; TAYLOR, 1992; HANSEN und LEWIS, 1997; HARTMANN, 1997).

Grundlage zur Einschätzung der Notwendigkeit und Art von Kontrollmaßnahmen stellt eine bezüglich Lage und Intensität adäquate Aufnahme und Überwachung der befallenen Flächen dar (WEIR, 1916; MAYER, 1983; JOHNSON und HAWKSWORTH, 1985; MERTZIG und PRIEN, 1996; HARTMANN, 1997). In den USA sind entsprechend der großen Schäden durch *Arceuthobium spp.* speziell auf den Bestandesaufbau (Stufigkeit, Baumart/en) abgestimmte Computerprogramme entwickelt worden, welche Ertragsentwicklungen bei be-

stimmter Befallsintensität simulieren und verschiedene Behandlungsalternativen bzw. Kosten-Nutzen-Analysen ermöglichen; auf diese Verfahren sei an dieser Stelle nur hingewiesen (vgl. BAKER et al., 1982 und ANHANG IV). Die Prinzipien waldbaulicher Kontrollmöglichkeiten der verschiedenen Mistelgattungen überschneiden sich teilweise, erfahren jedoch bei den Zwergmisteln Nordamerikas die größte Bedeutung.

#### 4.2 Waldbauliche Maßnahmen

Folgende Eigenschaften von Misteln bieten günstige Voraussetzungen für eine Kontrolle (JOHNSON und HAWKSWORTH, 1985):

Misteln

- sind als obligate Parasiten auf lebende Wirtsorganismen angewiesen; mit der Baumfällung wird gleichzeitig das Infektionspotential beseitigt;
- sind i.a. wirtsspezifisch; Befall beschränkt sich in der Regel auf einen Hauptwirt neben einem sehr eingegrenzten Kreis sekundärer Wirtsarten; es ist daher möglich, durch Wahl immuner oder gering anfälliger Baumarten Schäden zu reduzieren;
- kennzeichnet ein verhältnismäßig langer Entwicklungszyklus von 4-6(7) Jahren (vgl. kurze Entwicklungsdauer parasitärer Pilzkrankheiten); der Aufbau von Populationen nimmt daher relativ lange Zeit in Anspruch;
- kennzeichnet eine eingeschränkte Verbreitungsrate (*Arceuthobium spp.*): die horizontale Distanz der Samenverbreitung liegt gewöhnlich zwischen 15 (30)m, ausgehend von Kronen infizierter Überhälter, und 5 bis 10m bei niedrigeren, isoliert stehenden Bäumen, in gleichaltrigen Beständen bei lediglich 0,3 bis 0,6m pro Jahr;
- treten makroskopisch in Erscheinung und verursachen Schäden mit deutlich sichtbaren Symptomen, so daß eine Eingrenzung von Befallszentren möglich wird.

*Arceuthobium spp.*

Vor dem Hintergrund der z.T. ausgedehnten Schäden, insbesondere an *Pinus ponderosa* und *P. contorta*, werden im Hinblick auf Zwergmisteln zahlreiche waldbaulich geprägte Kontrollmöglichkeiten genannt; betroffen sind vielfach gleichaltrige oder zweischichtige Bestände der zweiten Generation („*Second Growth*“; Sekundärwälder) (BARANYAY und SMITH,

1972; HAWKSWORTH, 1978a; SCHARPF und PARMETER, 1978; HERMANN, 1980; HAWKSWORTH und SHAW, 1984; SCHARPF et al., 1988; SCHARPF und McCAIN, 1988; HAWKSWORTH und JOHNSON, 1989; 1993; SINGH, 1993).

**P r ä v e n t i v e M a ß n a h m e n**, die insbesondere in Verjüngungsverfahren das Risiko einer Ausbreitung auf befallsfreie Flächen verringern:

- Schaffung von Behandlungseinheiten unter Ausnutzung natürlicher oder künstlicher Trennlinien (Pufferstreifen unempfindlicher Baumarten; Flüsse, Grünland, Straßen) in Bereichen angrenzender Befallsgebiete;
- Förderung von gegenüber Misteln unempfindlichen Baumarten bei der Bestandesbegründung bzw. Vermeiden von Anpflanzungen empfindlicher Baumarten in stark gefährdeten Gebieten;
- Entnahme sämtlicher befallener Bäume vor einer Neuanpflanzung oder Einleitung einer Naturverjüngung;
- Verjüngung im Schirmschlag- oder Überhaltbetrieb unter einem möglichst befallsfreien Schirm bzw. Überhalt; wenn sich darunter befallene (Samen-) Bäume befinden, sollten diese von der Fläche geräumt werden, sobald die Verjüngung eine Höhe von ca. 10 m (Alter 5-10 J., je nach Baumart und Standort) aufweist.

**D i r e k t e B e k ä m p f u n g s m a ß n a h m e n** innerhalb bereits befallener Bestände:

- Durchforstungseingriffe zielen auf vitale Bäume des Ober- und Unterstandes jüngerer, gering befallener Bestände; Entnahme der am stärksten betroffenen Bäume, sog. „*sanitation thinning*“; schädigende Wirkung durch Zwergmisteln sind hier weniger ausgeprägt, so daß diese u.U. durch wachstumssteigernde Effekte einer Durchforstung (Standraumerweiterung) überlagert werden; vorausgesetzt wird ein ausreichend hoch verbleibender Bestockungsgrad bei mäßigem Befall mit durchschnittlichem Befallsgrad von  $DMR_{\text{Bestand}} \leq 3$  (vgl. auch Kap. 2.6.2.1 und ANHANG I).
- Sanitärhiebs durch Entnahme aller sichtbar befallenen Bäume (Alter  $\leq 30$  J.); meist im Zuge einer Durchforstung; sog. „*sanitation cutting*“; vorausgesetzt wird eine Befallsrate von höchstens 40%, da aufgrund der späteren, einzukalkulierenden Neuinfektionen der Bestockungsgrad zu stark absinken würde;
- Kahlschlag als ggf. zwingende und übliche Methode bei starkem Befall ( $DMR_{\text{Bestand}} \geq 4$ ) in hiebsreifen Beständen; völlige Unterbrechung des Krankheitszyklus; zur Vermeidung von

Reinfektionen durch angrenzende Bestände sollten die Kahlschläge Mindestgrößen von 8ha (Großkahlschlag) aufweisen und streifenartige Kahlhiebe zur Verminderung von Randeffekten unterbleiben; Pufferzonen von 20-40m zu Nachbarbeständen gelten als ausreichend; befallsfreie Überhälter sind möglichst zu belassen; es wird darauf hingewiesen, daß bestimmte Waldtypen, z.B. *Pinus*-Gesellschaften, einer Verjüngung auf großen Freiflächen, etwa nach Sturm oder Waldbränden, angepaßt sind (Kahlschläge ahmen solche Ereignisse u.U. nach); für andere Nadelholzarten gilt dies jedoch nicht, so daß bei der Mistelbekämpfung andere Verfahren anzuwenden sind (s.o.);

- mechanische Entmistelung: meist selten praktikabel; Abtrennen des befallenen Astes; ausschließlich in Erholungswäldern (z.B. „*high-value forested sites*“) als Pflegemaßnahme an leicht infizierten Einzelbäumen besonders hoher Wertschätzung; mindestens 30% der lebenden Krone sollten erhalten bleiben; Maßnahmen müssen ggf. wiederholt werden; arbeits- und kostenintensiv.

#### *Viscum album* spp.

- T a n n e n m i s t e l: erhöhter Einschlag in stark befallenen Gebieten und ggf. Verkürzung der Umtriebszeit; Anpflanzung immuner Nadelholzarten, Einbringen von Laubhölzern (10-15%) (PLAGNAT und BROSSIER, 1969; USCUPIC, 1992);
- K i e f e r n m i s t e l: in Infektionszentren Fällungsmaßnahmen; Überhälter sollten möglichst befallsfrei sein; Einbringen von Laubhölzern i.S.e. Waldumbaus in Richtung artenreicher Mischbestände (HARTMANN, 1990, 1997; MERTZIG und PRIEN, 1996).

#### *Loranthus europaeus* (Mittelwald)

- k u r z f r i s t i g: Symptombehandlung durch Aushieb stark befallener Eichen (Minderung des Infektionsdruckes) mit dem Risiko steigenden Befalls durch Verlichtung im Oberholz; günstiger: zeitweiser Einschlagsverzicht im nachwachsenden Jungbestand (Verlängerung des sog. Maissholzumtriebs; „Maissholz“ oder „Jungmaiss“: österreichischer Ausdruck für Jungwuchs bzw. Jungwald) mit dem Ziel eines lockeren Schlußgrades (Unterwachsung der Kronen des Oberholzes);
- k u r z f r i s t i g: regelmäßige (alle 5-10 Jahre) mechanische Entmistelung; Maßnahmen (Abschneiden der Äste 30-50cm unterhalb der Befallsstelle; möglichst frühzeitig und flä-



chendeckend) beschränken sich auf wertvollere Eichen des Oberstandes mit schwachem oder mittlerem Befall („Furnier- und Nachwuchseichen“); Verfahren mittels Baumsteiger oder Hebebühne technisch und finanziell aufwendig; Wirkung überwiegend positiv, allerdings erst langfristig; ggf. Beunruhigung der Vögel;

- **l a n g f r i s t i g**: Schaffung strukturierter, oberholzreicher Mittelwaldbestände mit lichtwuchsartigem Schlußgrad (Tendenz zum Hochwald), bei fortgesetzter Verjüngung, Umwandlung und Neubegründung (auf Kalamitätsflächen) mit Trauben- und Stieleiche; ein Ausweichen auf andere Baumarten (Nadelhölzer) wird nicht empfohlen; im allgemeinen Kontext der Eichenschäden werden eine Reduktion der Immissionsbelastung, zudem die öffentliche Förderung von Bekämpfungsmaßnahmen gefordert (DONAUBAUER und FERENCZY, 1982; MARGL, 1982; MAYER, 1983, 1987; STRAUCH, 1987; DONAUBAUER, 1989; SENITZA, 1992; ANONYMUS, 1997).

#### 4.3 Feuer (*Arceuthobium spp.*)

Feuer kann eine wichtige Funktion bei der Begrenzung von Zwergmistelbefall in Waldbeständen erfüllen. Als natürlicher ökologischer Faktor („wildfire“) in unbewirtschafteten Wäldern sind Wirkungen auf Ausdehnung und Intensität des Befalls schon länger bekannt (ALEXANDER und HAWKSWORTH, 1975). In der Vergangenheit stellten natürliche Feuer den wichtigsten Einflußfaktor bezüglich Verbreitung und Häufigkeit von *Arceuthobium spp.* in Nordamerika dar. Ein künstlich angewandtes Mittel ist die Form des sog. kontrollierten Brennens („prescribed burning“). In beiden Fällen hängt die Wirkung von mehreren Parametern ab wie z.B. Bestandestyp und -struktur sowie Ausdehnung (räumlich /zeitlich) und Intensität des Feuers. Zu den betroffenen Baumarten werden insbesondere *Pinus contorta*, *P. ponderosa*, *P. banksiana*, *Pseudotsuga menziesii* und *Picea mariana* gerechnet.

- **n a t ü r l i c h e F e u e r**: durch ausgedehnte Brände wird ein Befall gewöhnlich wirkungsvoll eingedämmt; eine Untersuchung gleichaltriger, 100-125jähriger Bestände ergab für Zwergmisteln ein über diesen Zeitraum betrachtetes, im Vergleich zu Feuerereignissen umgekehrt proportionales Verhältnis; ein Neubestand etabliert sich u.U. deutlich schneller als die Misteln; insbesondere bei *P. contorta* kann Feuer einen wichtigen ökologischen Faktor bei der Verjüngung darstellen. Allerdings wirken sich diese Feuer in Wirtschafts-

wäldern oft negativ aus, da gleichzeitig eine große Zahl gesunder Bäume vernichtet wird; schließlich können zerstreut auftretende Brände das Risiko eines voranschreitenden Befalls durch Schaffung günstiger Dispositionsbedingungen (vgl. Kap. 2.6) auch erhöhen;

- **k o n t r o l l i e r t e s B r e n n e n**: das Ziel kann in einer einem Abtrieb nachgeordneten Eliminierung übergehaltener und befallener Bäume durch Feuer oder in dem Versuch bestehen, stark infizierte Bestände vollständig abzubrennen –in beiden Fällen unter zusätzlicher Ausnutzung des Schlagabraumes als Brennmaterial–, um auf diese Weise künstlich eine risikogeminderte Bestandesbegründung einzuleiten; die Witterung ist jeweils eine entscheidende Einflußgröße; über erfolgreiche Maßnahmen in unproduktiven infizierten Beständen mit hoher Mortalitätsrate (75-100%) wird berichtet; Untersuchungen in *Pinus contorta*-Beständen in Wyoming ergaben, daß sich nur intensive, den Vorbestand völlig vernichtende Feuer für eine Bestandeshygiene als effektiv erwiesen; (IRVING und FRENCH, 1971; ALEXANDER und HAWKSWORTH, 1975, 1976; HARRINGTON und HAWKSWORTH, 1990; ZIMMERMANN und LAVEN, 1980, ZIMMERMANN et al., 1990, zit.n. HAWKSWORTH und WIENS, 1996; TAINTER und BAKER, 1996; KIPFMUELLER und BAKER, 1998).

Es wird betont, daß kontrolliertes Brennen lediglich eine unterstützende Maßnahme zur Bekämpfung des Mistelbefalls sein kann und waldbauliche Methoden grundsätzlich vorzuziehen sind. Technischer und finanzieller Aufwand sind verhältnismäßig hoch und müssen wirtschaftlich gerechtfertigt sein (IRVING und FRENCH, 1971; ALEXANDER und HAWKSWORTH, 1975).

#### 4.4 Chemische Bekämpfung

Wirkung und Methoden der chemischen Bekämpfung von Misteln der Gattungen *Arceuthobium*, *Phoradendron*, *Viscum* und *Loranthus* werden seit etwa den 50er Jahren untersucht (HAWKSWORTH, 1983; GÖSTEL et al., 1986). Die Erprobung chemischer Mittel erfolgte z.T. unter Laborbedingungen, im Freiland dagegen bislang nur in sehr begrenztem Umfang.

Verwendet bzw. geprüft wurden Herbizide auf Wuchsstoff- (Phytohormon-) Basis wie etwa ethylenverwandte Glyphosate oder einfache Ätzmittel wie Phosphorsäure- (z.B., „Ethephon“),

Buttersäure-, Propionsäurepräparate oder verschiedene Sulfatverbindungen (DONAUBAUER und FERENCZY, 1982; GÖSTEL et al., 1986; ROBBINS et al., 1989; PARKS und HOFFMAN, 1991; ADAMS et al., 1993). Neben dem systemischen Verfahren der Stamminjektion, d.h. mit über die Gefäßelemente wirkenden Herbiziden, besteht eine praxisgerechte Möglichkeit für eine großflächige Anwendung nur in der Applikation von Kontaktherbiziden durch Sprühverfahren.

Der Effekt besteht in einer zeitlich begrenzten Unterbrechung des Entwicklungszyklus der Misteln (Ablösung des Sproßteils, Aussetzen der Fruchtbildung), da das endophytische System der Pflanze i.d.R. vital bleibt und bereits nach kurzer Zeit (2 Monate; *Arceuthobium campylopodum*; PARKS und HOFFMAN, 1991) neue Triebe ausbilden kann. Neben der Dauer zählt i.a. eine mangelnde Selektivität der Wirkung zu den Problemen der Herbizidanwendung (HANSEN und LEWIS, 1997).

Methodische Versuche in den USA und Kanada zur chemischen Bekämpfung von *Arceuthobium americanum* in *Pinus contorta*- und *P. banksiana*-Beständen zeigten, daß eine Ausbringung aus der Luft einer solchen vom Boden aus deutlich unterlegen ist. Im ersteren Fall wurden ein Großteil des Herbizids von den Nadeloberflächen zurückgehalten und gleichzeitig nur wenige Misteln mit einer wirksamen Dosis erreicht, da diese überwiegend im unteren Kronenteil lokalisiert waren. Die Behandlung vom Boden aus zeigte dagegen Erfolgsquoten bis über 90%. Diese Maßnahmen bleiben auf wertvolle Waldbestände beschränkt (ROBBINS et al., 1989; BAKER et al., 1989; ADAMS et al., 1993; PARKS und HOFFMAN, 1991). Auf Gefahren für Mensch und Umwelt im Zusammenhang mit der Herbizidanwendung wird hingewiesen (HAWKSWORTH, 1983; ADAMS et al., 1993).

Chemische Bekämpfungsversuche der Eichenmistel unter Anwendung der Injektionsmethode erbrachten aufgrund mangelnder selektiver Wirkung (z.B. Stammverletzungen als Folgeschäden seitens der Wirtspflanze) und wegen Problemen bei der Dosierung und insgesamt unbefriedigende Ergebnisse (DONAUBAUER und FERENCZY, 1982; GÖSTEL et al., 1986).

## 5. EINSCHLEPPUNGSRISIKO, GEFAHREN-POTENTIAL FÜR EUROPA UND QUARANTÄNEBESTIMMUNGEN (*ARCEUTHOBIMUM SPP.*)

### 5.1 Ausgangssituation

Es wird vermutet, daß die Gattung *Arceuthobium* aus NO-Asien über die ursprünglich existierende Bering-Land-Verbindung nach Nordamerika eingewandert ist und sich hier seit dem späten Tertiär (Miozän) etabliert hat. Es zeigte sich, daß insbesondere der pazifische Nordwesten der USA und Kanadas vegetationspezifische Voraussetzungen für eine (sekundäre) Artaufspaltung bot und sich die verschiedenen Taxa vermutlich auf dem Weg der adaptiven Radiation durch Erschließung verschiedener Wirtsgattungen bzw. -arten der *Pinaceen* entwickelt haben (HAWKSWORTH und WIENS, 1970, 1996; BARLOW, 1983).

**N o r d a m e r i k a.** Die heutige Verbreitung von *Arceuthobium spp.* zeigt, daß 34 von 42 Arten (ca. 80%) ausschließlich in Nordamerika vorkommen; hierunter befinden sich diejenigen Arten, welche im wesentlichen die enormen Schäden an Wirtsbaumarten der Gattungen *Pinus*, *Pseudotsuga*, *Tsuga*, *Larix*, *Picea* und *Abies* verursachen, bei klarer Dominanz von *Pinus spp.* (etwa 70%). Ihre Verbreitungsgebiete sind geographisch einigermaßen scharf abgrenzbar und zeigen einen relativ konstanten Status, d.h. geringe Verschiebungstendenzen.

*Arceuthobium* zeichnet sich dabei durch einen hohen Grad an Wirtsspezifität aus. Das Verbreitungsareal der forstwirtschaftlich relevanten Arten beschränkt sich auf die gemäßigten Klimate teilweise ozeanisch/feuchter (*A. tsugense*; *A. pusillum*), überwiegend jedoch kontinental/trockener (z.B. *A. americanum*; *A. douglasii*) und in geringem Umfang subtropischer (*A. douglasii*, *A. vaginatum*) Ausprägung der westlichen, borealen und nordöstlichen Waldregionen (vgl. Kap. 2.5.2 / *Arceuthobium spp.*).

**E u r o p a.** Demgegenüber weisen acht Altwelt-Vertreter von *Arceuthobium* überwiegend angepaßt an subtropische Klimate Asiens (Pakistan, Tibet, SW-China), endemische Vorkommen an diversen *Pinaceen* und *Cupressaceen* auf, wobei lediglich *A. oxycedri* (Wacholdermistel) zerstreut auch in S- und SO-Europa zu finden ist. Die Bedeutung der in Asien (Nepal,

Indien, Pakistan) ausschließlich an *Pinus wallichiana* vorkommenden Art *A. minutissimum* als Quarantäneorganismus für Europa ist noch nicht eindeutig geklärt. Wirtschaftliche Schäden sind insgesamt nicht bekannt (HAWKSWORTH und WIENS, 1970, 1984, 1996; HERKENDELL und PRETZSCH, 1995; SMITH et al., 1997).

Das Vorkommen der jeweiligen Populationen in Nordamerika und Eurasien kann als voneinander isoliert betrachtet werden. Die in Kap. 2.5.2 (*Arceuthobium* spp.) aufgeführten, einschließlich aller dort nicht genannten nordamerikanischen Zwergmistelarten, kommen in Europa nicht vor (vgl. HAWKSWORTH und WIENS, 1984).

## 5.2 Voraussetzungen für eine Einschleppung nach bzw. Etablierung in Europa

### 5.2.1 Europäische Nadelhölzer als potentielle Wirtsbaumarten

Die Empfänglichkeit einiger in Europa angebauter, autochthoner Nadelhölzer für bestimmte Arten von *Arceuthobium* ist verschiedentlich durch Infektionsversuche bzw. Beobachtungen in den USA und Kanada nachgewiesen. Einen Hintergrund bildete die Frage einer möglichen Disposition von Baumarten, die nach Nordamerika eingeführt wurden (GRAHAM und LEAPHART, 1961; POWELL, 1968; HAWKSWORTH, 1974; SINCLAIR et al., 1987; SCHARPF und McCAIN, 1988; BARNEY et al., 1998).

Danach sind folgende *Arceuthobium*-Arten als Parasiten europäischer Nadelhölzer bekannt (\* künstliche Infektion; Douglasie wird hier einbezogen):

- *A. americanum* : *Pinus sylvestris*; *P. mugo*\*;
- *A. campylopodum* : *Pinus sylvestris*\*; *P. mugo*\*; *P. pinaster*; *Picea abies*\*; *Larix decidua*\*;
- *A. laricis* : *Pinus sylvestris*; *Picea abies*; *Larix decidua*\*;
- *A. tsugense* : *Pinus sylvestris*\*; *Picea abies*\*; *Larix decidua*;
- *A. douglasii* : *Pseudotsuga menziesii* var. *menziesii* / var. *glauca*;
- *A. occidentale* : *Pinus sylvestris*; *P. nigra* spp.

Ohne eine Differenzierung nach Arten vorzunehmen, ist Europa (ohne Rußland) durch einen hohen Nadelholzanteil von 63% (ca. 90Mio. ha) charakterisiert, wobei *Pinus sylvestris* und *Picea abies* eindeutig dominieren. Dies trifft besonders auf die borealen Wälder Schwedens, Finnlands und Norwegens zu. Verhältnismäßig hohe Anteile weisen Deutschland, Polen, die

Türkei und Österreich auf. Lärche (Alpen, Osteuropa) und Douglasie (mit steigender Tendenz) sind gegenwärtig mit einer insgesamt relativ geringen Fläche vertreten (ECE/FAO, 1992).

Rußland (europäischer und asiatischer Teil) besitzt mit 550Mio. ha (72% der Holzbodenfläche) im Vergleich zu dem oben genannten Wert für Europa über das 6-fache an Nadelwaldfläche; letztere ist jedoch zu etwa drei Viertel im asiatischen Teil konzentriert. Die bestandsbildenden Baumarten sind Lärche (größter Flächenanteil), Kiefer, Fichte, Tanne und Sibirische Kiefer (HERKENDELL und PRETZSCH, 1995).

Über den Umfang in Europa angebaute, nordamerikanischer *Pinaceen* als mögliche Wirtspflanzen von Zwergmisteln liegen verhältnismäßig wenig quantitative Angaben vor. Planmäßige Anbauten erfolgten, meist im Rahmen des forstlichen Versuchswesens, erst im Verlauf dieses Jahrhunderts. Die Flächenanteile sind i.d.R. gering bis unbedeutend (z.B. *Abies grandis*, *Pinus strobus*, *P. ponderosa*, *Tsuga heterophylla*). Gleichzeitig entstanden bei den Anbauten aufgrund mangelnder Erkenntnisse über unterschiedliche Provenienzen z.T. zahlreiche Probleme. Erwähnung verdienen in diesem Zusammenhang jedoch Sitka-Fichte (*Picea sitchensis*, in küstennahen Bereichen W-Europas, z.B. Großbritannien und Irland angebaut; in Nordamerika jedoch äußerst seltener Wirt von Zwergmisteln), Drehkiefer (*Pinus contorta*; Mittel-, N- und NW-Europa; wird seit den 20er Jahren in N- und Mittel-Schweden verstärkt angebaut und besitzt einen Flächenanteil von über 200.000ha), insbesondere jedoch Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*; var. *menziesii* als Küstenform in atlantisch, var. *glauca* als Inlandform in kontinental geprägten Teilen Europas angebaut) (HAGNER, 1983; DENGLER, 1992; SCHÜTT et al., 1992; BURSCHEL und HUSS, 1997; vgl. auch STRATMANN, 1988; BML, 1989; STEPHAN, 1989; ZIEGLER und HEYMAN, 1991; MLR, 1997).

Zur Douglasie ist anzumerken, daß sie für Mitteleuropa als wichtigste fremdländische Baumart gelten kann, deren Anbaufläche in stetiger Ausweitung begriffen ist. Bei Aufforstungen in Deutschland wird sie inzwischen mit einem Anteil von bis zu 10% verwendet (SCHÜTT et al., 1992). Ihr Gesamtanteil nimmt seit etwa vier Jahrzehnten stetig zu. Dieses ist überwiegend auf bisherigen Kiefernflächen der Fall, wobei die Douglasie langfristig gesehen nach BURSCHEL und HUSS (1997) neben Fichte und Kiefer „die drittwichtigste Nadel-

*baumart zu werden verspricht*“. Nach der zwischen 1986 und 1990 durchgeführten Bundeswaldinventur beträgt der Flächenanteil der Douglasie in Deutschland etwa 135.000ha. Zum Vergleich: Lärche: 300.000ha; Kiefer: ca. 2,8Mio. ha; Fichte: ca. 3,3Mio. ha (BML, 1999; vgl. auch TEUFFEL und KASTRUP, 1998).

Während der Umfang nordamerikanischer, eingeführter Nadelhölzer als potentielle Wirtspflanzen mit Ausnahme von Douglasie und –mit Einschränkungen (vgl. Kap. 5.5)– Drehkiefer vernachlässigbar zu sein scheint, machen die übrigen Angaben deutlich, daß in Europa theoretisch ein großes Reservoir an Wirtsbäumen vorhanden ist (vgl. auch SMITH et al., 1997).

### **5.2.2 Vegetationszonen und klimatische Bedingungen**

Die von *Arceuthobium*-Befall betroffenen Waldformationen Nordamerikas sind überwiegend (1) temperierte Nadelwälder, zum geringen Teil von Laub- (Nadel-) Mischwäldern der gemäßigten Zone (ozeanisch/feuchter bis kontinental/trockener) sowie (2) einerseits zu einem geringen Teil von borealen, immergrünen Nadelwäldern und (3) andererseits von Trockenwäldern der subtropischen Zone. Diesen entsprechen auf dem europäischen Kontinent größtenteils die Formation des (1) Laub- (Nadel-) Mischwaldes der temperierten Zone atlantischer/kontinentaler Prägung (ständig-, mäßig-, schwach-feucht), (2) ebenfalls Teile der borealen Nadelwälder sowie (3) subtropische Klimate Südeuropas, wobei letztgenannte (2 und 3) jeweils durch trockenere Ausprägung charakterisiert sind (DENGLER, 1992; SCHÜTT et al., 1992).

Bei einem Vergleich bezüglich der Wald- und Klimaformationen und der Geomorphologie können daher in einem bestimmten Rahmen Konvergenzen unterstellt werden. Dieser Rahmen ergibt allerdings lediglich ein grobes Raster, welches die Unterschiede für die typischen, herausgebildeten Vegetationsformen innerhalb spezifischer Klimate unberücksichtigt läßt (vgl. KLEINSCHMIT, 1989).

### 5.2.3 Möglichkeiten der Einschleppung nach Europa

Als Ausbreitungsmechanismen über weite Strecken (hier: Verschleppung i.S.e. transkontinentalen Verbreitung) kommen für *Arceuthobium spp.* theoretisch nur solche passiver Art in Frage. Das bedeutet, daß Zwergmisteln auf Vektoren angewiesen sind, die es ermöglichen, infektiöses Material (überlebensfähige Samen oder infizierte Pflanzenteile) über lange Distanzen zu transportieren. Da hierbei, wie Untersuchungen gezeigt haben (vgl. Kap. 2.6), Vögel als Vektoren zur Samenverbreitung von geringer Bedeutung sind, besteht eine Gefahr theoretisch nur in der Verbringung *l e b e n d e r*, zugleich mit weiblichen Misteln *i n f i z i e r t e r P f l a n z e n* oder *P f l a n z e n t e i l e* (oder in bestimmten Formen lebender, isolierter Mistelpflanzen oder Früchte; letztere gelten allerdings als sehr kurzlebig) und setzt somit eine Beteiligung des Menschen voraus (Pflanzenhandel; Forschung; Tourismus) (vgl. HOFFMANN et al., 1994; SMITH et al., 1997).

Als Konsequenz sehen die Richtlinien der Europäischen Pflanzenschutzorganisation EPPO (*European and Mediterranean Plant Protection Organisation*) folgende Maßnahmen vor: keine Importe lebender Pflanzen (ausgenommen Saatgut und Gewebekulturen) sowie geschnittener Äste der Gattungen *Abies*, *Larix*, *Picea*, *Pinus*, *Pseudotsuga* und *Tsuga* aus den USA oder Kanada (OEPP/EPPO, 1990). Damit sind Fragen des internationalen Pflanzenhandels und nationaler Pflanzenschutzbestimmungen berührt (vgl. Kap. 5.4).

### 5.3 Gefahrenpotential für Europa

Nach Beobachtungen erfolgreicher Infektionen durch Zwergmisteln an europäischen Koniferen (vgl. 5.2.1), insbesondere an *Pinus sylvestris*, ist bereits frühzeitig auf Gefahren einer möglichen Einschleppung/Etablierung von *Arceuthobium*-Arten nach/in Europa und Asien hingewiesen worden. (GRAHAM und LEAPHART, 1961; POWELL, 1968). Die Einschätzung des potentiellen Risikos erfolgt bis in die jüngste Zeit durchaus unterschiedlich.

Einerseits wird, bei einer theoretisch erfolgten Einschleppung von *Arceuthobium* nach Europa, die Gefahr einer Ausbreitung und damit möglicherweise verbundener Schäden als sehr gering eingestuft. Diese Annahme wird vor allem mit der ausgesprochenen Wirtsspezifität



und den geringen Ausbreitungstendenzen der Zwergmisteln innerhalb ihrer natürlichen Verbreitungsgebiete begründet. Schadsymptome und Schäden seien zudem leicht zu identifizieren, so daß eine Kontrolle im Sinne waldbaulicher Maßnahmen bzw. einer Ausrottung leicht durchführbar wäre (HAWKSWORTH, 1983; HAWKSWORTH und SHAW, 1984; HANSEN, 1985).

Für andere Autoren bedeutet jedoch gerade ein charakteristisches Infektionsverhalten der Zwergmisteln gegenüber ihren Wirtspflanzen Unwägbarkeiten, was eine Einschätzung des Infektionspotentials betrifft. Bestimmte *Arceuthobium*-Arten sind innerhalb ihres Verbreitungsgebietes sehr wohl in der Lage, ihr Wirtsspektrum nicht nur über Art-, sondern auch über Gattungsgrenzen hinweg auszudehnen. So ist eine Abstufung nach hauptsächlich (I), sekundär (II), gelegentlich (III) und selten (IV) infizierten Wirtsbaumarten bzw. -gattungen bekannt. Ein Ausweichen von *Arceuthobium spp.* auf andere Wirte erfolgt häufig dann, wenn letztere außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes in der Umgebung einer Hauptwirtsbaumart vorkommen und den Zwergmisteln eine Etablierung ermöglichen. Fehlt ein Hauptwirt völlig, können sich Infektionen an sekundären Wirten i.d.R. nur selten behaupten (HAWKSWORTH und WIENS, 1970; SMITH et al., 1997).

Zahlreiche Beobachtungen über neue oder zusätzliche, d.h. erweiterte Parasit-Wirt-Kombinationen bis in die jüngste Vergangenheit machen die Unsicherheiten in der Beurteilung des Infektionsverhaltens deutlich (MATHIASSEN, 1994; MATHIASSEN et al., 1995, 1996, 1998)

Die letztgenannten Zusammenhänge und die Tatsache, daß einige der in Nordamerika als Hauptwirte bekannte Arten wie *Pinus contorta*, *P. ponderosa* (P: *A. americanum / campylopodum/vaginatatum*) sowie insbesondere *Pseudotsuga menziesii* (P: *A. douglasii*) in gewissem Umfang –ohne die Möglichkeit genauer quantitativer Angaben– innerhalb Europas auftreten, machen nach SMITH et al. (1997) Vorhersagen über ein mögliches Infektionsverhalten, insbesondere gegenüber einheimischen Arten bzw. Gattungen der *Pinaceen* (*Pinus*, *Larix*, *Abies*, *Picea*) in Zentral-, N- und O-Europa schwierig und stellen letztlich die Hauptgründe für die Annahme eines besonderen Risikos dar.

## 5.4 Quarantänebestimmungen

Pflanzenquarantäne i.w.S. beschreibt Maßnahmen, die eine Einschleppung oder Verschleppung von Krankheitserregern oder Schädlingen verhindern sollen. Diese Maßnahmen können sich z.B. in Einfuhrverboten und Importkontrollen (Zeugnis-, Untersuchungspflicht) äußern, denen Gesetze, Verordnungen oder Vereinbarungen auf nationaler oder internationaler Ebene zugrunde liegen (SCHÜTT et al., 1992). MATHYS (1977) charakterisierte Quarantäne-Schädlinge als solche Organismen, „*die aufgrund bio-geographischer Erwägungen in einer Region, wo sie noch nicht existieren, mit großer Wahrscheinlichkeit verheerend auftreten können.*“

Die Internationale Pflanzenschutzkonvention IPPC<sup>1</sup> der *Food and Agriculture Organization* (FAO) der Vereinten Nationen definiert einen Quarantäne-Schadorganismus als „*einen Schadorganismus von potentiell wirtschaftlicher Bedeutung gegenüber einem durch diesen gefährdeten Gebiet, der [entweder] in diesem Gebiet noch nicht vorkommt oder [zwar] in diesem Gebiet vorkommt, jedoch nicht sehr weit verbreitet ist und sich [bereits] unter amtlicher Kontrolle befindet*“ (FAO, 1997).

### 5.4.1 *Arceuthobium* spp. als Quarantäneorganismus

Die Europäische Pflanzenschutzorganisation EPPO (*European and Mediterranean Plant Protection Organization*; heutige Mitgliedsstaaten: nahezu alle europäischen Länder einschließlich der Länder der ehemaligen Sowjetunion sowie der Mittelmeerländer Marokko, Malta, Zypern und Israel) hat die Gattung *Arceuthobium* bereits 1975 in ihre Empfehlungslisten der Quarantäneorganismen aufgenommen (ANONYMUS, 1982).

*Arceuthobium* spp. erhält darin den sog. A1-Status. Dieser klassifiziert Schadorganismen, die auf dem Gebiet der EPPO-Mitgliedsstaaten nicht vorhanden sind und bei welchen zugleich eine Null-Toleranz angeraten wird. Grundlage des Ausscheidungsverfahrens ist eine vorausgehende Risikoanalyse und -bewertung, die sog. PRA (*pest risk analysis*) (SMITH et al., 1992, 1997).

---

<sup>1</sup>*International Plant Protection Convention*

Die EPPO-Quarantänelisten besitzen Richtliniencharakter, sind jedoch als solche entweder größtenteils Bestandteil europäischer Vorschriften oder weitgehend in nationale Pflanzenschutzregelungen oder -gesetze übernommen worden (s.u.). Die aktuelle Liste stuft folgende nordamerikanische *Arceuthobium*-Arten als Quarantäneorganismen ein; + bedeutet ein hohes, - ein geringeres Risiko (SMITH et al., 1997):

- *Arceuthobium abietinum* -
- *A. americanum* +
- *A. campylopodum* +
- *A. douglasii* +
- *A. laricis* -
- *A. occidentale* -
- *A. pusillum* -
- *A. tsugense* -
- *A. vaginatum* +.

In der Europäischen Wirtschaftsgemeinschaft (EWG; heute EU, Europäische Union) zählt *Arceuthobium* spp. zu den Schadorganismen, „deren Einschleppung (...) in die (...) Mitgliedsstaaten verboten ist“ (EWG, 1992). Diese Bestimmungen gehen ursprünglich auf die Richtlinie 77/93/EWG vom 21.12.1976 (Titel: „Maßnahmen zum Schutz gegen das Verbringen von Schadorganismen der Pflanzen oder Pflanzenerzeugnisse in die Mitgliedsstaaten“) zurück. In dieser Richtlinie wird –wie auch überwiegend in Regelungen der einzelnen Länder– auf die Nennung der Spezies verzichtet und summarisch der Bezug „außereuropäische Arten“ gewählt.

In folgenden Ländern ist *Arceuthobium* spp. als Quarantäneorganismus innerhalb der nationalen Pflanzenschutzgesetzgebung aufgeführt: Belgien, Bulgarien, Deutschland, Finnland, Frankreich, Griechenland, Großbritannien, Italien, Kroatien, Luxemburg, Marokko, Niederlande, Polen, Portugal, Schweiz, Slowenien, Spanien, Türkei.

Nicht ausdrücklich genannt werden Zwergmisteln innerhalb der Pflanzenschutzbestimmungen der Länder Estland, Moldawien, Norwegen, Rußland, Ukraine, Ungarn und Weißrußland. Sofern es sich jedoch um EPPO-Mitgliedsländer handelt, kann eine Berücksichtigung der EPPO-Richtlinien unterstellt werden.

#### 5.4.2 Pflanzenschutz- und Quarantänebestimmungen der Bundesrepublik Deutschland

Aufgrund des §4 („Pflanzenbeschau“) Nr.1 des Pflanzenschutzgesetzes der Bundesrepublik Deutschland vom 15.09.86 (BGBL, 1986) ist am 10.05.89 die Pflanzenbeschauverordnung in Kraft getreten (BGBL, 1989; zuletzt geändert am 14.05.1998). Diese regelt ggf. die Bedingungen sowie, laut spezieller Anlagen (Anl.), die Voraussetzungen der Einfuhrverbote aus Drittländern für

- bestimmte Schadorganismen (§2, Anl. 1)
- befallene Pflanzen, Pflanzenerzeugnisse und sonstige Gegenstände (§3, Anl. 1 und 2)
- Pflanzen, Pflanzenerzeugnisse und sonstige Gegenstände generell (§4, Anl. 3).

Im Hinblick auf die Behandlung von *Arceuthobium spp.* ergibt sich folgendes:

1. Gemäß §2/Anlage 1 ist die Einfuhr außereuropäischer Arten von *Arceuthobium spp.* sowie ein innergemeinschaftliches Verbringen verboten; in diesem Fall wird *Arceuthobium* als isolierter Pflanzenorganismus betrachtet;
2. §3 Absatz 1 erweitert dieses Einfuhrverbot auf Pflanzen, die von *Arceuthobium spp.* befallen sind (infizierte Wirtspflanzen);
3. Gemäß §4/Anlage 3 sind Einfuhr aus einem Drittland und innergemeinschaftliches Verbringen bestimmter Pflanzen und Pflanzenerzeugnisse verboten; unter diesen befinden sich sämtliche der für die nordamerikanischen *Arceuthobium*-Arten relevanten Wirtsgattungen (*Pinus*, *Pseudotsuga*, *Tsuga*, *Larix*, *Abies*, *Picea*).

#### 5.5 Wertung der Quarantänebestimmungen

Vor dem Hintergrund der oben dargestellten Sachverhalte und Erörterungen erscheinen folgende Aspekte für eine Einschätzung des Gefahrenpotentials durch *Arceuthobium*-Arten wichtig:

1. Verbreitungs- und Befallsdynamik innerhalb der Schadensgebiete Nordamerikas, klimatische Bedingungen und deren Vergleichbarkeit mit europäischen Verhältnissen
2. Wirtsbaumpotential in Europa unter besonderer Berücksichtigung der Wirtsspezifität von *Arceuthobium*.

(1.) Verbreitungs- und Befallsdynamik sind im wesentlichen Funktionen des Mechanismus der Samenverbreitung und der Bestandesstruktur (vgl. Kap. 2.6). Vektoren sind bei gleichzeitig eingeschränkter natürlicher Ausbreitungsrate von geringer Bedeutung. Die nordamerikanischen Verhältnisse der Waldflächenanteile und -strukturen sowie der Baumartenzusammensetzung müssen als deutlich verschieden von den europäischen angesehen werden. Dies zeigen z.B. Aspekte wie Produktivität und Vielgestaltigkeit der Nadelwaldregionen des pazifischen Nordwestens im Vergleich zu Europa. Dieses bezieht sich vor allem auf die Wälder der gemäßigten Zonen, während die –in Nordamerika allerdings gering befallenen– Gebiete der borealen Zonen Nordamerikas und Nordeuropas klimatisch einander am ehesten entsprechen. Auf Faktoren wie Florengeschichte, unterschiedliche klimatische und geomorphologische Verhältnisse (z.B. Höhenstufen) soll hier nicht näher eingegangen werden (vgl. KLEINSCHMIT, 1989; DENGLER, 1992).

Diese unterschiedlichen Vegetationsformen, die i.d.R. mit spezifischen klimatischen Bedingungen korrespondieren, bildeten aber möglicherweise gerade die Voraussetzung zur Etablierung, einschließlich der Entwicklung hoher Wirtsspezifität der Zwergmisteln in Nordamerika, während eine solche Etablierung in Europa unterblieb (vgl. 5.1).

Unter der Annahme eines möglichen Risikos weist MATHYS (1981) jedoch darauf hin, daß unterschiedliche Klimate, in denen Schadorganismen in ihrem Ursprungsland vorkommen, keine Einschränkungen bezüglich der Quarantänemaßnahmen erlauben können, so daß für Europa (→mehrere Klimazonen) jeweils nur ein generelles Importverbot aller Länder effektiv sein kann, zumal einem in bestimmten Klimazonen nur künstlich erhaltbaren Schadorganismus andere Klimate günstige Entwicklungsmöglichkeiten bieten könnten.

(2.) Die verhältnismäßig strenge Wirtsspezifität ist ein charakteristisches Merkmal der Gattung *Arceuthobium*. Beispielsweise gelten *A. americanum* und *A. douglasii* als Parasiten der Subklimaxarten Drehkiefer bzw. Douglasie als die am höchsten spezialisierten Arten. Innerhalb ihrer natürlichen Verbreitungsgebiete besitzen Zwergmisteln gewöhnlich eine Hauptwirtsbaumart (HAWKSWORTH und WIENS, 1970).

Das Risiko einer möglichen Etablierung von *Arceuthobium* spp. in Europa erscheint zunächst gering. Der Umfang europäischer Nadelhölzer, die bislang als Wirte ermittelt werden konnten (vgl. 5.2.1), ist eher vernachlässigbar. Zudem handelt es sich oft um wenige, künstliche Infektionsversuche, die Freilandbedingungen nur begrenzt widerspiegeln.

Neben Douglasie und Drehkiefer, die in durchaus nennenswertem Maße unmittelbar als Hauptwirt von *Arceuthobium douglasii* bzw. *A. americanum* in Frage kämen, ist mit den Baumarten *Pinus sylvestris*, *Picea abies* und *Larix decidua* ein theoretisch großes Wirtspotential unstrittig vorhanden. Ein Befall dürfte sich vor allem in größeren Reinbeständen manifestieren, wobei boreale Wälder aufgrund des Klimas allerdings nur in Teilbereichen als gefährdet einzustufen wären (s.o. (1.); vgl. 5.2.1./2).

Entscheidend ist die Frage, ob und unter welchen Voraussetzungen die dauerhafte Etablierung einer Zwergmistelart an den zuletzt genannten Baumarten denkbar ist, wobei etwa *Arceuthobium douglasii* aufgrund seiner relativ strengen Wirtsspezifität die Rolle einer Infektionsquelle über die Wirtsbaumart Douglasie hinaus zunächst eher unwahrscheinlich erscheinen läßt. HAWKSWORTH und WIENS (1970, 1996) unterstellen dem genetischen System von *Arceuthobium* jedoch ein theoretisch hohes Rekombinations- und progressives Entwicklungsvermögen („*progressive evolution*“), welche die Anpassungserscheinungen (vgl. 5.1 und 5.3) und z.T. zunehmenden Spezialisierungen unter den Bedingungen nordamerikanischer Waldtypen mit ihren ausgedehnten, homogenen Bestände bei hoher Artenvielfalt offenbar förderten. Bei einem insgesamt eher geringen Umfang in Europa angebauter, nordamerikanischer *Pinaceen* als mögliche Wirtsbaumarten, könnten diese dennoch als Ausgangspunkte von Infektionen Bedeutung erlangen.

Da die nordamerikanischen *Arceuthobium*-Arten bereits überwiegend als spezialisiert anzusehen sind und o.g. Anpassungsmechanismen kurzfristig nicht wirksam werden dürften, erscheinen Möglichkeiten der Etablierung größeren Befalls europäischer Nadelhölzer durch Zwergmisteln zwar wenig wahrscheinlich, aber letztlich unter bestimmten Bedingungen, zumal Infektionsnachweise geführt wurden, nicht ausgeschlossen. Darüber hinaus werden neue oder erweiterte Parasit-Wirt-Kombinationen immer wieder beobachtet (MATHIASSEN, 1994; MATHIASSEN et al., 1995, 1996, 1998).

Die Gattung *Arceuthobium* erhält somit in Anlehnung an SMITH et al. (1997) sinngemäß den Status eines unkalkulierbaren Risikos, welches einen Quarantäne-Schädling typischerweise auszeichnet. Aus diesem Grund erscheinen die Richtlinien und gesetzlichen Bestimmungen hinsichtlich der Behandlung von *Arceuthobium spp.* als Quarantäneorganismus vollends gerechtfertigt.

## 6. ÖKONOMISCHE UND ÖKOLOGISCHE BEWERTUNG

Eine vergleichende Analyse verschiedener Mistelgattungen Nordamerikas (*Arceuthobium* spp.; *Phoradendron* spp.) und Europas (*Viscum album* spp.; *Loranthus europaeus*) hinsichtlich forstwirtschaftlicher Schäden zeigt die herausragende Stellung der Zwergmistelgattung *Arceuthobium* im pazifischen Nordwesten bzw. einer in östlichen Breiten Nordamerikas vorkommenden Art (*A. pusillum*). Zu den wichtigsten Arten zählen *Arceuthobium americanum*, *A. campylopodum*, *A. douglasii*, *A. laricis*, *A. pusillum*, *A. tsugense* und *A. vaginatum*.

*Arceuthobium* spp. Die an verschiedenen Nadelhölzern jährlich durch Zwergmisteln verursachten Verluste bezüglich Zuwachs und Mortalität in den USA und Kanada werden vorbehaltlich auf etwa 16Mio. m<sup>3</sup> geschätzt. Gleichzeitig kann die –allerdings unvollständig– ermittelte Befallsfläche mit ca. 12Mio. ha angegeben werden.

Mit einem Schadensanteil von insgesamt 8% in den USA übertreffen diese Schäden gebietsweise diejenigen durch andere biotische Schaderreger (Insekten, Pilze) hervorgerufenen Verluste. Trotz geringer Ausdehnungstendenzen der Befallsflächen und zahlreicher Fortschritte bei der Bekämpfung, einschließlich der Entwicklung von Simulationsmodellen in Wirtschaftswäldern, wird bezüglich der Befallssituation für die nähere Zukunft ein etwa gleichbleibend hohes Schadensniveau prognostiziert (DRUMMOND, 1982; JOHNSON und HAWKSWORTH, 1985; SINGH, 1993; ANONYMUS, 1995; BRANDT, 1995b, 1996).

Wirtsbaumarten gehören ausschließlich der Familie der *Pinaceen* an, wobei neben den Gattungen *Abies*, *Larix*, *Picea*, *Pseudotsuga* und *Tsuga* die Gattung *Pinus* mit einem Anteil von etwa 80% am stärksten betroffen ist. Die wirtschaftlich größten Schäden betreffen die Baumarten *Pinus contorta*, *P. ponderosa*, *P. banksiana* (insbesondere in Kanada), *Pseudotsuga menziesii*, *Picea mariana*, *Tsuga heterophylla* und *Larix occidentalis* (TAINTER und BAKER, 1996).

Der Grad der Befallsdisposition wird, und das gilt im Grundsatz für alle der hier besprochenen Mistelarten, überwiegend durch die Bestandesstruktur geprägt. Bestandesdichte, Stufigkeit, Baumartenverteilung, Alter und Vitalität zählen dabei zu den wichtigsten Bestimmungs-

größen (vgl. Kap. 2.6. und 3.4). Dies bedeutet, daß die Disposition von Beständen wesentlich von ihrer Behandlung abhängt bzw. durch eine solche steuerbar ist.

Zu den wichtigsten Kontrollmöglichkeiten (Prävention oder direkte Bekämpfungsmaßnahmen; vgl. Kap. 4) zählen als waldbauliche Maßnahmen, in Abhängigkeit vom Befallsgrad, verschieden starke Durchforstungseingriffe bis hin zu Kahlschlägen, außerdem die Anlage von Pufferstreifen oder die Verwendung unempfindlicher (immuner) Baumarten. Während natürlich entstandenem Feuer als begrenzendem Faktor in nicht bewirtschafteten Naturwäldern lange Zeit eine wichtige Funktion zukam, werden Methoden des kontrollierten Brennens in bewirtschafteten Wäldern nur in begrenztem Umfang angewendet. Feuerbekämpfungsmaßnahmen leisten daher in manchen Fällen einer Ausweitung von Befallsflächen durchaus Vorschub.

Maßnahmen sollten sich grundsätzlich in die wirtschaftliche Planung einfügen und den Aufwand ökonomisch auch rechtfertigen (ALEXANDER und HAWKSWORTH, 1975; JOHNSON und HAWKSWORTH, 1985; MATHIASSEN, 1996). In den USA werden zunehmend Konzepte eines integrierten Forstschutzes propagiert. Danach werden auch Zwergmisteln als Teil eines größeren Schadkomplexes gesehen, den es im Verbund mit weiteren Schadorganismen lediglich auf ein tolerierbares Maß zu reduzieren gilt. In Wäldern, in denen Holzproduktion kein vorrangiges Ziel darstellt, sollten Bekämpfungsmaßnahmen im Hinblick auf ökosystemare Betrachtungen ggf. unterbleiben (TAYLOR, 1992; WILSON und TKACZ, 1996).

Der durch *Phoradendron* spp. an verschiedenen Nadel- und Laubhölzern Nordamerikas verursachte Schaden ist vergleichsweise unbedeutend und regional begrenzt. Der Umfang quantitativer Untersuchungen ist sehr gering. Im Gegensatz zu *Arceuthobium* spp. besteht kein eigener Überwachungsstatus, so daß *Phoradendron* spp. nicht Bestandteil von Waldzustandsberichten ist. Eine Ausweitung des Befalls ist nicht zu erwarten (SINCLAIR et al., 1987; SCHARPF und HAWKSWORTH, 1993).



*Viscum album* spp. Ohne Hinweise auf konkrete, allenfalls indirekt zu erschließende monetäre Verlustangaben scheint die Tannenmistel *Viscum album* ssp. *abietis* in Europa regional bis lokal durchaus Schäden in wirtschaftlich spürbaren Dimensionen zu verursachen. Dieses geht aus Untersuchungen und Berichten der Länder Frankreich, Schweiz, Deutschland, Österreich, Kroatien, Bosnien-Herzegowina, Rumänien und Griechenland hervor. Zudem liegen in manchen Gebieten Hinweise auf eine Ausweitung des Befalls vor.

In Deutschland überwiegt allerdings bei dem in Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz ermittelten Mistelbefall der Anteil der Kiefernmistel (Summe 1998: 3.542ha) gegenüber dem der Tannenmistel (Summe 1998: 981ha). Schäden werden als wirtschaftlich fühlbar, z.T. als bestandesbedrohend eingestuft (vgl. Kap. 3.3.2.1) (SCHRÖTER et al., 1996a; SCHRÖTER, 1999a)

Im Vergleich zur Tannenmistel muß die Bedeutung forstwirtschaftlicher Schäden durch Kiefernmistelbefall insgesamt als eher gering eingeschätzt werden. Da der Befall meist den Kronbereich betrifft, ist der Grad der Nutzholzentwertung vernachlässigbar. Schwerer wiegen dagegen die Vitalitätseinbußen der Wirtsbäume, wobei Mistelbefall allerdings meist nicht primär hierfür verantwortlich ist, sondern die Kiefern als Sekundärparasit schließlich zum Absterben bringen kann (KÖNIG, 1957; SCHMIDT, 1989, 1995; HEGI, 1981; HARTMANN, 1990, 1997; DOBBERTIN, 1999b; TOMICZEK, 1999).

*Loranthus europaeus*. Während die Schadenssituation der niederösterreichischen Eichenwälder entsprechend den Kronenzustandserhebungen als kritisch bezeichnet werden muß, ist für die Eichenmistel herauszustellen, daß sie innerhalb des Ursachenkomplexes nur einen von mehreren Streßfaktoren (Immissionen, Trockenschäden, Eichenwelke) darstellt, der überdies bezüglich des beobachteten Syndroms nicht auslösend, sondern sekundär wirksam ist, sowie regional und möglicherweise auch zeitlich begrenzt auftritt. Bemerkenswert ist die Hypothese eines aufgrund von Immissionswirkungen geschwächten Abwehrvermögens der Eichen, welches sich in einer erhöhten Befallsdisposition gegenüber *L. europaeus* äußern könnte.

Auf eine besondere Gefährdung der Eichenbestände wird allerdings nach wie vor hingewiesen (MAYER, 1983, 1987; KRAPPENBAUER, 1982a; DONAUBAUER, 1987; BFH, 1992,

1998; SENITZA, 1992; KREHAN, 1993; RÖSEL und REUTHER, 1995; ANONYMUS, 1997; KRISTÖFEL und NEUMANN, 1997; TOMICZEK, 1999).

Die Rolle der Misteln als Sekundärschädlinge bzw. Schwächeparasiten (Ausnahme: *Arceuthobium*) wird vielfach betont. Danach sind diese im Zusammenhang mit größeren Schäden lediglich als Teil eines Ursachenkomplexes anzusehen, wobei aufgrund von Witterungsextremen (Trockenperioden), Insektenbefall oder Immissionen bevorzugt vitalitätsgeschwächte Bestände befallen werden. Zusätzlich zu dem letztgenannten Aspekt wirkt möglicherweise auch die künstliche, nicht standortgerechte Ausweitung einer Baumart positiv auf eine Befallsausdehnung (vgl. Kap. 3.4) (ANONYMUS, 1988; HOFSTETTER, 1988; MARCU und TOMICZEK, 1989; SCHMIDT, 1989; HARTMANN, 1990, 1997; SCHRÖTER, 1992, 1996b; MERTZIG und PRIEN, 1996; WILSON und TKACZ, 1996; TOMICZEK, 1999).

Ferner erfordert die Bewertung der Schäden, insbesondere von Tannen- und Kiefernmistel, eine weitergehende, ökosystemare Betrachtung. Beobachtungen von Ausbreitungstendenzen einerseits, wie auch gebietsweise seltener bis rückläufiger Vorkommen von Tannen- bzw. Kiefernmistel andererseits weisen auf ökologische Aspekte sowie die Frage nach möglichen Ursachen hierfür. In diesem Zusammenhang wurde zuletzt mehrfach die Funktion von Misteln als Indikatorpflanzen (vgl. Kap. 3.4) diskutiert und auf naturschutzrelevante Aspekte aufmerksam gemacht. Danach obliegt Misteln als integralen Organismen von Ökosystemen natürlicher Waldformationen die Funktion, auf Struktur und Entwicklung (Sukzession) von Wäldern steuernd einzuwirken. Diese Feststellung hat zu kontroversen Einschätzungen bei der Bewertung von Schädlichkeit und Bekämpfungsnotwendigkeit geführt.

Die Tannenmistel steht in Bayern, Sachsen und Thüringen unter Artenschutz und fand neben Kiefernmistel und Eichenmistel verschiedentlich Aufnahme in die Rote Liste mit einer länderweisen Zuordnung zu unterschiedlichen Gefährdungsgraden. Beispielsweise erhielt sie in Sachsen den Status „vom Aussterben bedroht“, in Thüringen wurde sie als „gefährdet“ eingestuft. Angesichts eines seit dem letzten Jahrhundert beobachteten „dramatischen“ Rückgangs der Weißtanne (*Abies alba*) als Wirtsbaumart der Tannenmistel plädieren SCHMIDT und WILHELM, 1995, zit.n. SCHMIDT, 1999) vor dem Hintergrund des Artenschutzes (Abhän-

gigkeit von der Wirtsbaumart ) sogar für ihre bundesweite Einstufung als gefährdete Sippe (KNUTSON, 1983; KONTIC et al., 1986; HOFSTETTER, 1988; SCHMIDT, 1989, 1999; SCHULZ et al., 1991; WESTHUS und ZÜNDORF, 1993; ENDTMANN, 1995; BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ, 1996; MERTZIG und PRIEN, 1996; THOMASIVS und SCHMIDT, 1996; HARTMANN, 1997; JEDICKE, 1997; MAYER ,1999).

Die Bedeutung forstwirtschaftlicher Schäden durch Misteln in Europa sollte nicht überschätzt werden. Gebietsweise machen diese Schäden jedoch Bekämpfungsmaßnahmen erforderlich, wie es das Beispiel des Eichenmistelbefalls in Niederösterreich deutlich zeigt. Wenn die Ursachen für einen regional erhöhten Befall bekannt sind, etwa innerhalb der Grenzen des natürlichen Verbreitungsgebietes einer Baumart (z.B. Tanne) oder innerhalb bereits vitalitätsgeschwächter Bestände (Witterung; Immissionen), können ggf. prophylaktische, waldbauliche Maßnahmen ergriffen werden.

Schließlich ist, wie bereits angedeutet, über die Betrachtung der Schäden hinaus auf die Rolle der Misteln als natürliche Begleiter bestimmter Waldformationen hinzuweisen. Ein überhöhter Befall mag daher in vielen Fällen auf ökologische Ungleichgewichte hinweisen, die nicht selten anthropogenen bedingt sind (KNUTSON, 1983; MAYER, 1983; KONTIC et al., 1986; THOMASIVS und SCHMIDT, 1996; HARTMANN, 1997; MAYER, 1999; TOMICZEK, 1999; SCHMIDT, 1999).

## 7. ZUSAMMENFASSUNG

Die vorliegende Arbeit gibt anhand einer vergleichenden Literaturlauswertung eine Übersicht über forstwirtschaftliche Schäden durch nordamerikanische (*Arceuthobium*; *Phoradendron*) und europäische (*Viscum album* spp.; *Loranthus europaeus*) Mistelgattungen, die als voll- bzw. halbparasitische Blütenpflanzen, sog. Transpirationsschmarotzer, an verschiedenen Nadel- und Laubhölzern vorkommen. Wegen ihrer Bedeutung bezüglich außerordentlich großer Schäden an Nadelhölzern (Familie *Pinaceen*) erfährt die Zwergmistelgattung *Arceuthobium* als Vollparasit hierbei besondere Beachtung.

Nach einer Betrachtung der Biologie, insbesondere Physiologie, geographischer Verbreitung der wichtigsten Arten sowie ihrer Verbreitungs- und Befallsdynamik, erfolgt eine Analyse über Art und Umfang der Schäden. Zu den wichtigsten diagnostischen Symptomen zählen, neben der Pflanze selbst, Wipfeldürre, Atrophie und Hypertrophie befallener Gewebeteile und die Ausbildung hexenbesenartiger Wuchsanomalien; letztere gelten als typische Kennzeichen mehrerer *Arceuthobium*-Arten.

In Abhängigkeit von Befallsintensität und Vitalitätseinbußen zeigen die Wirtsbäume vielfältige Reaktionen wie Zuwachsdpression, steigende Mortalitätsraten insbesondere in Verjüngungsbeständen, veränderte (technische) Holzeigenschaften, verminderte Samenproduktion, erhöhte Disposition gegenüber weiteren Schadorganismen (Insekten, Pilze) oder Schäden (Windwurf, Feuer; →*Arceuthobium*) bis hin zu ökologischen Veränderungen innerhalb von Beständen durch eine Beeinflussung von Sukzessionsabläufen und Habitatstrukturen.

Insbesondere über die Effekte Zuwachsverlust und Mortalität liegen in Bezug auf *Arceuthobium* zahlreiche Untersuchungen zu verschiedenen Koniferenarten vor. Für Douglasie konnten in einem 10-Jahres-Zeitraum Durchmesserzuwachsverluste von bis zu 60% ermittelt werden. Ein Anstieg der Zuwachsverluste ist i.d.R. deutlich mit der Infektionsrate und der Dauer der Infektionsperiode korreliert. Aufgrund kommerzieller Verluste zählt auch die Beeinträchtigung der Holzeigenschaften zu einem bekannten Phänomen, welches bei Stamminfektionen in Erscheinung tritt (z.B. Löchrigkeit durch Senker der Tannenmistel).

Die Zwergmistelschäden in den USA und Kanada können mit etwa 16Mio. m<sup>3</sup> jährlicher Zuwachsverluste bei einer befallenen Fläche von ca. 12Mio. ha angesetzt werden. Zu den wichtigsten betroffenen Wirtschaftsbaumarten zählen Drehkiefer, Gelbkiefer, Banks-Kiefer, Douglasie, Schwarzfichte, Westliche Hemlocktanne und Westamerikanische Lärche. Die

durch die Gattung *Phoradendron* in Nordamerika verursachten Schäden sind vergleichsweise gering und treten regional an verschiedenen Laub- und Nadelholzgattungen auf.

Während die Eichenmistel (*Loranthus europaeus*) durch kalamitätsartigen Schaden innerhalb Europas lediglich in einem eingegrenzten Gebiet Niederösterreichs aufgefallen ist, kennzeichnet forstwirtschaftlich relevanter Befall von Tannen- (*Viscum album ssp. abietis*) und Kiefernmistel (*Viscum album ssp. austriacum*) einen europaweiten, zerstreuten Bereich mit regionalen bis lokalen Häufungen bzw. Ausbreitungstendenzen, wobei die Bedeutung der Tannenmistel vergleichsweise höher einzuschätzen ist. Innerhalb beider Gattungen kommt Vögeln als Vektoren die wichtigste Verbreiterfunktion zu.

Neben der Erörterung potentieller Ursachen für eine zunehmende Ausbreitung erfolgt eine Darstellung möglicher Kontrollmaßnahmen. Waldbauliche Maßnahmen, in direkter oder integrierter Form, spielen dabei die wichtigste Rolle. Natur- und Artenschutzaspekte fließen in die Betrachtungen ein.

Im Hinblick auf die durch *Arceuthobium spp.* begründete Schadenssituation in Nordamerika werden schließlich Einschleppungsrisiko und Gefahrenpotential für Europa diskutiert. Die charakteristische Wirtsspezifität der Gattung *Arceuthobium* gegenüber nordamerikanischen *Pinaceen* läßt, neben weiteren Gründen, eine Gefahr für europäische Nadelwälder zwar eher gering erscheinen. Infektionsnachweise an europäischen Nadelhölzern wie *Pinus sylvestris*, *Picea abies* oder *Larix decidua*, die ungeklärte Rolle einiger in Europa angebauter, nordamerikanischer Hauptwirtsbaumarten, insbesondere der Douglasie sowie neu beobachtete Parasit-Wirt-Kombinationen und ein hiermit korrespondierendes, als relativ hoch unterstelltes Anpassungsvermögen der Gattung *Arceuthobium* hinsichtlich der Erweiterung ihres Wirtspflanzenkreises, begründen jedoch letztlich die bestehenden Unsicherheiten bezüglich eines Infektionsrisikos und Schadpotentials.

Die aktuellen, auf europäischer wie auch auf nationaler Ebene bezüglich des Pflanzenschutzes vereinbarten Richtlinien und gesetzlichen Bestimmungen, die außereuropäische *Arceuthobium*-Arten als sog. A-1-Quarantäneorganismen (Quarantäneschädlinge, die bislang in Europa nicht vorkommen) klassifizieren und Maßnahmen zur Verhinderung einer Einschleppung vorgeben, erscheinen daher aus derzeitiger Sicht in vollem Umfang gerechtfertigt.

## 8. LITERATURVERZEICHNIS

### Verwendete Abkürzungen

|                   |   |       |   |
|-------------------|---|-------|---|
| AFZ               | Allgemeine Forstzeitschrift/Der Wald    | ÖFZ   | Österreichische Forstzeitung            |
| Can. J. For. Res. | Canadian Journal of Forest Research     | PNW   | Pacific Northwest                       |
| Cbl. ges. Fw.     | Centralblatt für das gesamte Forstwesen | PSW   | Pacific Southwest                       |
| For. Sci.         | Forest Science                          | RN/RP | Research Note/Research Paper            |
| FS                | Forest Service                          | RM    | Rocky Mountain                          |
| FwCbl.            | Forstwissenschaftliches Centralblatt    | USDA  | United States Department of Agriculture |
| GTR               | General Technical Report                | s.d.  | siehe dort                              |
| HZbl.             | Holz-Zentralblatt                       | WO    | Washington                              |
| INT               | Intermountain                           |       |   |
| J. For.           | Journal of Forestry                     |       |   |

- ADAMS, D.H., FRANKEL, S.J., LICHTER, J.M. (1993): Considerations when using ethephon for suppressing dwarf and leafy mistletoe infestations in ornamental landscapes. *Journal of Arboriculture* 19: 6, 351-357.
- AFZ (1999): Waldschutzsituation 1998/99, tabellarischer Überblick; AFZ/Der Wald 7, 329.
- AGRIOS, G.N. (1988): *Plant Pathology*. 3rd ed., San Diego: Academic Press.
- ALEXANDER, M.E. (1986): Silvicultural systems and cutting methods for ponderosa pine forests in the front range of the central Rocky Mountains. USDA FS GTR RM-128, 22 p.
- ALEXANDER, M.E., HAWKSWORTH, F.G. (1975): Wildland fires and dwarf mistletoes: a literature review of ecology and prescribed burning. USDA FS, GTR RM-14, 12p.
- ANDRAE, F. (1982): Auswirkungen von Mistelbefall und Unterholzkonzurrenz auf den Zuwachs von Mittelwaldeichen. In: MAYER (Red.) (1982): s.d.; 89-113.
- ANONYMUS (1982): EPPO-Bull.; special issue: EPPO recommendations on new quarantine measures; 2nd ed.
- (1987): Bei der Eiche bleiben. *Holz-Kurier* Nr. 20 (42), 13-15.
- (1988): Misteln beschleunigen das Waldsterben. *HZbl.* (1988) 114, 3/4: 10.
- (1995): Forest insect and disease conditions in the United States 1994. USDA FS, Washington D.C.; p. 21; 52-54.
- (1997): Forstbetriebe kämpfen gegen das Eichensterben. *ÖFZ* 8/1997, 24.
- BAKER, F.A., FRENCH, D.W. (1980): Spread of *Arceuthobium pusillum* and rates of infection and mortality. *Plant Disease* 64: 1074-1076.
- (1986): Dispersal of *Arceuthobium pusillum* seeds. *Can. J. For. Res.* 16: 1-5.
- BAKER, F.A., FRENCH, D.W., ROSE, D.W. (1982): DMLOSS: a simulator of losses in dwarf mistletoe infested black spruce stands. *For. Sci.* 28: 3, 590-598.
- BAKER, F.A., KNOWLES, K., MEYER, T.R., FRENCH, D.W. (1989): Aerial applications of ethylen-releasing chemicals fail to promote abscission of dwarf mistletoe shoots on jack pine. *Forestry Chronicle* 65: 3, 194-195.
- BAKER, F.A., SLIVITSKY, M., KNOWLES, K. (1992): Impact of dwarf mistletoe on jack pine forests in Manitoba. *Plant Disease* 76: 1256-1259.
- BARNEY, C.W., HAWKSWORTH, F.G., GEILS, B.W. (1998): Hosts of *Viscum album*. *European Journal of Forest Pathology* 28, 187-208.
- BARANYAY, J.A., SMITH, R.B. (1972): Dwarf mistletoes in British Columbia and recommendations for their control. *Canadian Forest Service Report*, BC-X-72, 18p.
- BARLOW, B.A. (1983): Biogeography of Loranthaceae and Viscaceae. In: CALDER, M., BERNHARDT, P. (1983): s.d.; 19-46.
- BENKERT, D., FUKAREK, F., KORSCH, H. (Hrsg.) (1996): *Verbreitung der Farn- und Blütenpflanzen Ostdeutschlands*. Jena (u.a.): Fischer. 615 S.
- BFH (Red.) (1992-1999): UN/ECE-Report: Forest condition in Europe; results of the crown condition survey; technical report; Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Hamburg; Berichte 1992-1999.
- BGBL (1986): Bundesgesetzblatt Teil I, Nr. 49, 19.09.1986, S. 1505: Gesetz zum Schutz der Kulturpflanzen (Pflanzenschutzgesetz) vom 15.09.1986.

- (1989): Bundesgesetzblatt Teil I, Nr. 22, 19.05.1989, S. 905: Pflanzenbeschauverordnung vom 10.05.1989; zuletzt geändert am 14.05.1998; BGBl I, Nr. 28, 27.05.1998, S. 971.
- BML (1989): Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.): Anbau fremdländischer Baumarten im Lichte der gegenwärtigen Waldschäden. Schriftenreihe BML, Reihe A, Heft 370; Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag, 307 S.
- (1999): Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.): Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten der Bundesrepublik Deutschland 1998; Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag, 580 S.
- BOLSINGER, C.L. (1978): The extend of dwarf mistletoe in six principal softwoods in California, Oregon, and Washington, as determined from forest survey records. USDA FS, GTR PSW-31, p. 45-54.
- BÖTTCHER, K. (1997): Mündliche Mitteilung.
- BOYCE, J.S. (1966): Forest pathology. 3rd ed., New York: McGraw-Hill; 320-343.
- BRANDT, J.P. (1995a): Forest insect and disease conditions in west-central Canada in 1994 and predictions for 1995. Canadian FS, Northwest Region, Information Report NOR-X-340.
- (1995b): Forest insect- and disease-caused impacts to timber resources of west-central Canada: 1988-1992. Canadian FS, Northwest Region, Information Report NOR-X-341.
- (1996): Forest insect and disease conditions in west-central Canada in 1995 and predictions for 1996. Canadian FS, Northwest Region, Information Report NOR-X-347.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.) (1996): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands; Schriftenreihe für Vegetationskunde, Heft 28. Münster: Landwirtschaftsverlag.
- BURSCHEL, P., HUSS, J. (1997): Grundriß des Waldbaus. 2., neubearb. und erw. Aufl., Berlin: Parey, 487 S.
- BUTIN, H. (1996): Krankheiten der Wald- und Parkbäume. 3., neub. und erw. Aufl., Stuttgart (u.a.): Thieme, 261 S.
- BYLER, J.W. (1978): The pest damage inventory in California; in: USDA FS, GTR PSW-31, p. 162-171.
- CALDER, M. (1983): Mistletoes in focus. In: CALDER, M., BERNHARDT, P. (eds.) (1983): s.d.; 1-18.
- CALDER, M., BERNHARDT, P. (eds.) (1983): The biology of mistletoes. Sydney, New York, London: Academic Press, 348p.
- CARLSON, C.E., BYLER, J.W., DEWEY, J.E. (1992): Western larch: pesttolerant conifer of the northern rocky mountains. In: TAYLOR, J.E., SCHMIDT, W.C. (eds.) (1992): Ecology and management of larch forests: a look ahead. USDA FS, GTR INT-319, 123-129.
- CECH, T., PERNY, B. (1998): Kiefernsterben in Tirol. Forstschutz Aktuell, FBVA Wien, Institut für Forstschutz. Nr. 22/1998, 12-15.
- DEGLER, A. (1992): Waldbau. Band 1: Der Wald als Vegetationsform und seine Bedeutung für den Menschen. 6., völlig neu bearb. Aufl., Hamburg, Berlin: Parey, 350 S.
- DIEBERGER, J. (1982): Zoologische Komponente bei der Infektion und die Verbreitung der Eichenmistel - vorläufige Ergebnisse. In: MAYER, H. (Red.) (1982): s.d.; 3-32.
- DIXON, G.E., HAWKSWORTH, F.G. (1979): A spread and intensification model for southwestern dwarf mistletoe in ponderosa pine. For. Sci. 25: 1, 43-52.
- DOBBERTIN, M. (1999a): Misteln und Kronenverlichtungen in der Schweiz. Eine Untersuchung basierend auf den systematischen Sanasilva-Aufnahmen und LFI-Aufnahmen und den Langfristigen Waldökosystem Forschungsflächen (LWF), 2 S.; unveröffentlicht, Stand 22.1.1999.
- (1999b): Relating Defoliation and Its Causes to Premature Tree Mortality. In: Proceedings, IUFRO Conference on Methodology in Forest Insect and Disease Survey in Central Europe, 20.-23. April 1999, Sion, Switzerland, 6p.
- DOBIE, J., BRITNEFF, A.A. (1975): Lumber grades and volumes from lodgepole pine infected with dwarf mistletoe. Wood and Fiber 7: 2, 104-109.
- DONAUBAUER, E. (1987): Auftreten von Krankheiten und Schädlingen der Eiche und ihr Bezug zum Eichensterben. ÖFZ 3/1987, 46-48.
- (1989): Forstschädlings- und Waldkrankheitssituation 1989 in Österreich. AFZ 41, 355-358.
- DONAUBAUER, E., FERENCZY, J. (1982): Zur Bekämpfung der Eichenmistel. In: MAYER, H. (Red.) (1982): s.d.; 245-62.
- DRUMMOND, D.B. (1982): Timber loss estimates for the coniferous forests of the United States due to dwarf-mistletoes. USDA FS, Forest Pest Management, Methods Appl. Group, Rep. No. 83-2.
- ECE/FAO (1992): The Forest Resources of the Temperate Zones. The UN-ECE/FAO 1990 Forest Resource Assessment; Vol. 1, General Forest Resource Information. New York, 1992; 348 p.

- ELEUTERIUS, L.N. (1976): Observation of the mistletoe (*Phoradendron flavescens*) in south Mississippi, with special reference to the mortality of *Quercus nigra*. *Castanea* 41: 3, 265-268.
- ENDTMANN, K.J. (1995): Rolle und Bedeutung wichtiger Gehölze in Brandenburg. In: Aufgaben und Probleme einer Baumarten-Vielfalt in Brandenburg. Forstverein Herbsttagung, 39-64.
- ESCHRICH, W. (1995): Funktionelle Pflanzenanatomie. Heidelberg, Berlin: Springer.
- EWG (1992): Richtlinie 92/103/EWG vom 1. Dezember 1992. In: Amtliche Pflanzenschutzbestimmungen Braunschweig; Neue Folge 57/3/88.
- FAO (1997): Glossary of phytosanitary terms. Publication 5, Juni 1996. Food and Agriculture Organization of the United Nations; Rom 1997, p. 13-14.
- FELIX, L.S., UHRENHOLDT, B., PARMETER, J.R. (1971): Association of *Scolytus ventralis* (Coleoptera: Scolytidae) and *Phoradendron bolleanum* ssp. *pauciflorum* on *Abies concolor*. The Canadian Entomologist 103: 1697-1703.
- FILIP, G.M., HADFIELD, J.S., SCHMITT, C. (1979): Branch mortality of true firs in west-central Oregon associated with dwarf mistletoe and canker fungi. *Plant Disease Reporter* 63: 189-193.
- FILIP, G.M., PARKS, C.A. (1987): Simultaneous infestation by dwarf mistletoe and western spruce budworm (*Choristoneura occidentalis*) decreases growth of douglas-fir in the Blue Mountains of Oregon. *For. Sci.* 33: 3, 767-773.
- FRÖHLICH, G. (1991): *Phytopathologie und Pflanzenschutz*. 2., überarb. Aufl.; Jena: Gustav Fischer.
- GARCKE, A. (1972): *Illustrierte Flora: Deutschland und angrenzende Gebiete*. 23., völlig neugest. u. illust. Aufl., Berlin (u.a.): Parey, 1607 S.
- GEILS, B.W., MATHIASSEN, R.L. (1990): Intensification of dwarf mistletoe on southwestern douglas fir. *For. Sci.* 36: 4, 955-969.
- GILL, L.S., HAWKSWORTH, F.G. (1961): The mistletoes - a literature review. Technical Bulletin No. 1242, USDA, Washington, D.C.
- GÖSTEL, H., KRAPPENBAUER, A., BUCHLEITNER, N. (1986): Versuche zur Bekämpfung der Eichenmistel (*Loranthus europaeus*) mit Wuchsstoffen. *Cbl. ges. Fw.* 103: 2, 107-122.
- GRAHAM, D.P., LEAPHART, C.D. (1961): Larch and lodgepole pine dwarf mistletoes attack scotch pine. *J. For.* 59: 2, 375-376.
- GRAMMEL, R. (1989): *Forstbenutzung*. Hamburg, Berlin: Parey, 193 S.
- HAEUPLER, H., SCHÖNFELDER, P. (Hrsg.) (1988): *Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland*. 2., durchges. Aufl., Stuttgart: Ulmer, 768 S.
- HAGNER, S. (1983): *Pinus contorta*: Sweden's third conifer. *Forest Ecology and Management* 6: 3, 185-199.
- HALL, J.P. (1996): Forest insect and disease conditions in Canada 1994. *Forest Insect and Disease Survey*, Natural Resources Canada, Canadian FS, Ottawa, 1996.
- HALL, J.P., MOODY, B.H. (1994): Forest depletions caused by insects and diseases in Canada 1982-1987. Canadian FS, Information Report ST-X-8, 1-9.
- HANSEN, E.M. (1985): Forest pathogens of North America and their potential for damage in Britain. *Forest Commission, Forest Record, United Kingdom* 1985, No. 129, 14 p.
- HANSEN, E.M., LEWIS, K.J. (eds.) (1997): *Compendium of conifer diseases: Parasitic plants*; prepared by R.F. SCHARPF, B. GEILS, D. WIENS, C. PARKER, W. FORSTREUTER. In: *Publications of The American Phytopathology Society*, St. Paul (MN): APS Press, p. 36-38.
- HARRINGTON, M.G., HAWKSWORTH, F.G. (1990): Interactions of fire and dwarf mistletoes on mortality of southwestern ponderosa pine. In: KRAMMES, J.S. (tech coord.) (1990): *Effects of fire management of southwestern natural resources. Proceedings of the symposium*. USDA FS, GTR RM-191, p. 234-240.
- HARTIG, R. (1889): *Lehrbuch der Baumkrankheiten*. 2., verb. u. verm. Auflage, Berlin: Julius Springer, S. 22-35.
- HARTMANN, T. (1990): Die Kiefernmistel im Raum Schwabach / Mittelfranken. *AFZ* 36, 914-916.
- (1997): Kiefernmistel contra ökologischen Waldbau? *AFZ/Der Wald* 52, 52-53.
- HAWKSWORTH, F.G. (1973): Dwarf mistletoes (*Arceuthobium*) of coniferous forests of the world. In: *Symposium on parasitic weeds*, Malta, 1973, p. 231-235.
- (1974): Mistletoes on introduced trees of the world. *USDA FS, Agricultural Handbook* No. 469, 49 p.
- (1977): The 6-class dwarf mistletoe rating system. *USDA FS, GTR RM-48*, 7p.
- (1978a): Biological factors of dwarf mistletoes in relation to control. In: SCHARPF, R.F., PARMETER, J.R. (1978): s.d.; 5-15.



- (1978b): Intermediate cuttings in mistletoe-infested lodgepole pine and southwestern ponderosa pine stands. In: SCHARPF, R.F., PARMETER, J.R. (1978): s.d.; 86-92.
- (1979): Mistletoes and their role in north American forestry. In: Second international symposium on parasitic weeds, Raleigh, North Carolina, July 16-19, 1979, 13-23.
- (1983): Mistletoes as forest parasites. In: CALDER, M., BERNHARDT, P. (eds.) (1983): s.d.; 317-333.
- HAWKSWORTH, F.G., GEILS, B.W. (1989): How long do mistletoe-infected ponderosa pines live? *Western Journal of Applied Forestry* 5: 2, 47-48.
- HAWKSWORTH, F.G., HINDS, T.E. (1964): Effects of dwarf mistletoe in immature lodgepole pine stands in Colorado. *J. For.* 62: 1, 27-32.
- HAWKSWORTH, F.G., JOHNSON, D.W. (1989): Biology and management of dwarf mistletoe in lodgepole pine in the Rocky Mountains. USDA FS, GTR RM-169, 38 p.
- HAWKSWORTH, F.G., JOHNSON, D.W. (1993): You can save your trees from dwarf mistletoes. USDA FS, GTR RM-225, 10p.
- HAWKSWORTH, F.G., LUSHER, A.A. (1956): Dwarf mistletoe survey and control on the Mescalero-Apache reservation, New Mexico. *J. For.* 54: 6, 384-390.
- HAWKSWORTH, F.G., MARSDEN, M.A. (1990): Permanent plots for quantifying damage caused by western dwarf mistletoes and their spread and intensification. USDA FS, RN RM-498, 6 p.
- HAWKSWORTH, F.G., NICHOLLS, T.H., MERILL, L.M. (1987): Long distance dispersal of lodgepole pine dwarf mistletoe. In : TROENDLE; C.A. (techn. coord.) (1987): Management of subalpine forests: building of 50n years of research. USDA FS, GTR RM-149, 220-225.
- HAWKSWORTH, F.G., SCHARPF, R.F. (1978): Literatur on the dwarf mistletoes: damage and control. In: SCHARPF, R.F., PARMETER, J.R. (1978): s.d.; 180-190.
- HAWKSWORTH, F.G., SCHARPF, R.F. (1981): Phoradendron on conifers. USDA FS, Forest Insect and Disease Leaflet 164, 7p.
- HAWKSWORTH, F.G., SCHARPF, R.F. (techn. coord.) (1984): Biology of dwarf mistletoes: proceedings of the symposium. USDA FS, GTR RM-111, 131p.
- HAWKSWORTH, F.G., SCHARPF, R.F., MAROSY, M. (1991): European mistletoe continues to spread in Sonoma County. *California Agriculture* 1991, 45: 6, 39-40.
- HAWKSWORTH, F.G., SHAW, C.G.III (1984): Damage and loss caused by dwarf mistletoes in coniferous forests of western North America. In: WOOD, R.K.S., JELLIS, G.J. (1984): Plant diseases - infection, damage and loss. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 285-297.
- HAWKSWORTH, F.G., SHAW, C.G.III, TKACZ, B. (1989): Damage and control of diseases of southwest ponderosa pine. In : TECLÉ, A., CONVINGTON, W.W. (1989): Multiresource Management of Ponderosa Pine Forests. USDA FS, GTR RM-185, 116-129.
- HAWKSWORTH, F.G., WIENS, D. (1970): Biology and taxonomy of the dwarf mistletoes. *Annual Review of Phytopathology*, 1970, Volume 8, 187-208.
- HAWKSWORTH, F.G., WIENS, D. (1984): Biology and classification of *Arceuthobium*: an update. In: HAWKSWORTH, F.G., SCHARPF, R.F. (techn. coord.) (1984): s.d.; 2-17.
- HAWKSWORTH, F.G., WIENS, D. (1996): Dwarf mistletoes: Biology, Pathology, and Systematics. USDA FS, Agricultural Handbook 709. Washington D.C., 410 p.
- HECKEL, H. (1986): Zur Neufassung der Tegerseer Gebräuche: nicht nur Grund zur Freude. *HZbl.* 112:7, 77-78.
- HEGI, G. (1981): *Illustrierte Flora von Mitteleuropa*. Bd. III/1; unveränderter Nachdruck mit Nachträgen, Berichtigungen und Ergänzungen; Berlin, Hamburg: Parey, 308-322.
- HERKENDELL, J., PRETZSCH, J. (Hrsg.) (1995): *Die Wälder der Erde - Bestandsaufnahme und Perspektiven*. München: C.H. Beck, 340 S.
- HERMANN, R.K. (1980): Die Waldverjüngung im westlichen Nordamerika. *Forstarchiv* 51: 4, 68-72.
- HINDS, T.H., HAWKSWORTH, F.G. (1965): Seed dispersal velocity in four dwarf mistletoes. *Science*, 148 (3669), 517-519.
- HOFFMAN, J.T., HOBBS, E.L. (1985): Lodgepole pine dwarf mistletoe in the intermountain region. *Plant Disease* 69: 429-431.
- HOFFMANN, G.M., NIENHAUS, F., POEHLING, H.M., SCHÖNBECK, F., WELTZIEN, H.C., WILBERT, H.(†) (1994): *Lehrbuch der Phytomedizin*. 3., neubearb. Aufl., Berlin: Blackwell, 542 S.
- HOFSTETTER, M. (1988): Über die Verbreitung der Mistel in der Schweiz. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 139: 2, 97-127.

- HOWE, H.F., WESTLEY, L. (1993): Anpassung und Ausbeutung. Wechselbeziehungen zwischen Pflanzen und Tieren. Heidelberg (u.a.): Spektrum-Verlag.
- HUDLER, G.W., NAGYOSHI, O., HAWKSWORTH, F.G. (1979): Bird dissemination of dwarf mistletoe on ponderosa pine in Colorado. *The American Midland Naturalist* 102: 2, 273-280.
- HULL, R.J., LEONARD, O.A. (1964): Physiological aspects of parasitism in mistletoes (*Arceuthobium* and *Phoradendron*) ; I. The carbohydrate nutrition of mistletoe. *Plant Physiology* 39, 996-1007.
- IRVING, F.D., FRENCH, D.W. (1971): Control by fire of dwarf mistletoe in black spruce. *J. For.* 69: 1, 28-30.
- JALAS, J., SUOMINEN, J. (1976): Atlas Florae Europaeae. 3: Salicaceae to Balanophoraceae; Helsinki, 1976.
- JEDICKE, E. (Hrsg.) (1997): Die Roten Listen: Gefährdete Pflanzen, Tiere, Pflanzengesellschaften und Biotope in Bund und Ländern. Stuttgart: Ulmer, 581 S.
- JOHNSON, D.W., HAWKSWORTH, F.G. (1985): Dwarf mistletoes. In: LOOMIS, R.C., TUCKER, S., HOFFACKER, T.H. (1980): Insect and disease conditions in the United States 1979-83. USDA FS, GTR WO-46, 48-55.
- JOHNSON, D.W., HAWKSWORTH, F.G., DRUMMOND, D.B. (1981): Yield loss of lodgepole stands to dwarf mistletoe in Colorado and Wyoming national forests. *Plant Disease* 65: 437-438.
- JOHNSON, T. (1992): Ethnobotanical monographs. In: Herbweb [www.wam.umd.edu/mct/Plants/mistletoe/html](http://www.wam.umd.edu/mct/Plants/mistletoe/html).
- KING, L.J. (1966): Weeds of the world - biology and control. London: Leonard Hill.
- KIPFMUELLER, K.F., BAKER, W.L. (1998): Fires and dwarf mistletoe in a Rocky Mountain lodgepole pine ecosystem. *Forest Ecology and Management* 108 (1998) 77-84.
- KLEINSCHMIT, J. (1989): Bedeutung der Vergleichbarkeit von Klima- und Bodenbedingungen zwischen Herkunft- und Anbaugbiet für den Fremdländeranbau. In: BML (1989): s.d.; 75-76.
- KNIGGE, W., SCHULZ, H. (1966): Grundriß der Forstbenutzung. Hamburg, Berlin: Parey, 584 S.
- KNUTSON, D.M. (1979): How parasitic seed plants induce disease in other plants. In: HORSFALL, J.G., COWLING, E.B. (1979): Plant disease. Volume IV. How pathogens induce disease. New York: Academic Press, 293-312.
- KNUTSON, D.M. (1983): Physiology of mistletoe parasitism and disease responses in the host. In: CALDER, M., BERNHARDT, P. (1983): s.d.; 295-316.
- KNUTSON, D.M., TINNIN, R. (1980): Dwarf mistletoe and host tree interactions in managed forests of the Pacific Northwest. USDA FS, GTR PNW-111, 19 p.
- KNUTSON, D.M., TOEVS, W.J. (1972): Dwarf mistletoe reduces root growth of ponderosa pine seedlings. *For. Sci.* 18: 4, 323-324.
- KÖNIG, E. (1957): Fehler des Holzes. Stuttgart: HZbl. Verlags-GmbH, S. 222-234.
- KONTIC, R. (Red.) (1986): Jahrringanalysen zur Darstellung und Interpretation von Waldschäden (Wallis, Schweiz). Eidgenössische Anstalt für das forstliche Versuchswesen, Bericht 283, 28-29.
- KOPE, H.H., SHAMONN, S.F., OLESKEVIC, C. (1997): First report of *Colletotrichum gloeosporioides* on *Arceuthobium tsugense* ssp. *tsugense* in Canada. *Plant Disease* 81: 1095.
- KRAL, F. (1985): Zur natürlichen Bewaldung im Nordosten Österreichs mit Berücksichtigung der Eichenmistel. *Cbl. ges. Fw.* 102: 4, 215-234.
- KRAMER, W. (1992): Die Weißtanne (*Abies alba* MILL.) in Ost- und Südosteuropa. Stuttgart (u.a.): Fischer, 345-346.
- KRAPFENBAUER, A. (1982): Die Eichenmistel: Eine Gefahr für den Eichenwald im pannonischen Raum. *Holz-Kurier* Nr. 29 (36), 1-2.
- (1982): Mistelbefall der Eichen - Saure Niederschläge. *Cbl. ges. Fw.* 99: 2, 88-93.
- KREHAN, H. (1989a): Waldschadensbeobachtungssystem (WBS) - aktuelle Forstschäden in Niederösterreich und Burgenland. Forstschutz Aktuell, Forstliche Bundesversuchsanstalt (FBVA) Wien, Inst. für Forstschutz, Nr. 2, 2-3.
- (1989b): Das Tannensterben in Europa - eine Literaturstudie mit kritischer Stellungnahme. FBVA-Bericht Nr. 39, Österreichischer Agrarverlag, 35-39.
- (1993): Massenaufreten von forstschädlichen Schmetterlingsraupen. Forstschutz Aktuell, FBVA Wien, Institut für Forstschutz. Nr. 12/13, 1-4.
- KRISTÖFEL, F., NEUMANN, M. (1997): Ergebnisse der Kronenzustandserhebungen 1996. *ÖFZ* 3/1997, 39-40.
- KUIJT, J. (1955): Dwarf mistletoes. *The Botanical Review*, Vol. XXI, No. 10, 569-619.
- (1969): The biology of parasitic flowering plants. Berkeley, Los Angeles: University of California Press.

- LARSON, D.L. (1996): Seed dispersal by specialists versus generalist foragers: the plant's perspective. *Oikos* 76: 113-120
- LEAPHART, C.D. (1963): Dwarf mistletoe: a silvicultural challenge. *J. For.* 61: 1, 40-46.
- LINHART, Y.B. (1984): Genetic variability in the dwarf mistletoes *Arceuthobium vaginatum* and *A. americanum* on their primary and secondary hosts. In: HAWKSWORTH, F.G., SCHARPF, R.F. (techn. coord.) (1984): s.d.; 36-39.
- LIVIGSTON, W.H., BRENNER, M.L., BLANCHETTE, R.A. (1984): Altered concentrations of abscisic acid, indole-3-acetic acid and zeatin riboside associated with eastern dwarf mistletoe infections on black spruce. In: HAWKSWORTH, F.G., SCHARPF, R.F. (techn. coord.) (1984): s.d.; 53-61.
- LOHMANN, U. (1999): Holz-Handbuch. 5., völlig überarb. und erw. Aufl., DRV Verlag, 189-237.
- LOPEZ SÁEZ, J.A. (1992): Contribución al estudio de las poblaciones de *Viscum album* L. ssp. *austriacum* en masas forestales de la provincia de Ávila (España). *Anales de Biología* 18: 77-80.
- (1993): Biología y ecología de *Viscum album* en los Pirineos. *Ecología Madrid*, No. 7, 279-288.
- LÜTTGE, U., KLUGE, M., BAUER, G. (1999): Botanik. 3. Aufl., Weinheim (u.a.): Wiley-VCH, 625 S.
- MANION, P.D. (1991): Tree disease concepts. 2nd ed. New Jersey: Prentice-Hall, 315-327.
- MARCU, G., TOMICZEK, Ch. (1989): Der Einfluß von Klimastreßfaktoren auf das Eichensterben in Österreich. Österreichische Gesellschaft für Waldökosystemforschung (Hrsg.); *FIW-Forschungsberichte* 1989/1, 90-93.
- MARGL, H.-D. (1982): Waldbauliche Beurteilung des *Loranthus europaeus*-Befalls an Trauben- Stiel- und Zerreiche in den Mittelwäldern des Weinviertels. In: MAYER, H. (Red.) (1982): s.d.; 115-220.
- MARGL, H.-D., MAYER, H. (1981): Waldbauliche Untersuchungen über den Befall der Eichen durch die Eichenmistel (*Loranthus europaeus*) im Weinviertel. *Allgemeine Forstzeitung* (Wien) 92: 5, 178-180.
- MATHIASSEN, R.L. (1994): Natural infection of new hosts by hemlock dwarf mistletoe. *USDA FS, RM RN-530*, 6 p.
- (1996): Dwarf mistletoes in forest canopies. *Northwest Science*, Vol. 70, Special Issue, 61-71.
- (1998): Infection of young western larch by larch dwarf mistletoe in northern Idaho and western Montana. *Western Journal of Applied Forestry* 13 (2), 4-46.
- MATHIASSEN, R.L., ALLISON, J.R., GEILS, B.W. (1998): Western Dwarf mistletoe parasitizing colorado blue spruce and norway spruce in California. *Plant Disease* 82: 351.
- MATHIASSEN, R.L., BEATTY, J.S., HILDEBRAND, D.M. (1995): First report of larch dwarf mistletoe on pacific silver fir and on mountain hemlock in the cascade mountains. *Plant Disease* 79: 1294.
- (1996): First report of lodgepole pine dwarf mistletoe on subalpine fir. *Plant Disease* 80: 342.
- MATHIASSEN, R.L., HAWKSWORTH, F.G., EDMISTER, C.B. (1990): Effects of dwarf mistletoe on growth and mortality of douglas-fir in the southwest. *Great Basin Naturalist* 50: 2, 173-179.
- MATHYS, G. (1977): Über die Bedeutung der EPPO im modernen Pflanzenschutz. *Gesunde Pflanzen* 29: 4, 65-74.
- (1981): Einige Gedanken zur Pflanzenquarantäne. *Gesunde Pflanzen* 33: 3, 49-53.
- MAYER, F. (1999): Persönliche Mitteilung; LWF, Freising.
- MAYER, H. (Red.) (1992): Der Eichenmistelbefall im Weinviertel. Dr. Ferdinand Graf Abensperg und Traun - Forschungsauftrag. Waldbau-Institut der Universität für Bodenkultur Wien. Österr. Agrarverlag, 269 S.
- (1983): Der Eichenmistelbefall (*Loranthus europaeus* JACQ. ) im Weinviertel. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 134: 11, 847-858.
- (1987): Waldbauliche Aspekte der unterschiedlichen Eichenerkrankungen. *ÖFZ* 3/1987: 67-68.
- (1992): Waldbau auf soziologisch-ökologischer Grundlage. 4., tw. neu bearb. Aufl., Stuttgart (u.a.): Fischer, 525 S.
- MAYER, K. (1959): 4500 Jahre Pflanzenschutz. Zeittafel zur Geschichte des Pflanzenschutzes und der Schädlingsbekämpfung unter besonderer Berücksichtigung der Verhältnisse in Deutschland. Stuttgart: Ulmer, S. 12.
- MEIER, F., ENGESSER, R., FORSTER, B. (1996): Forstschutz-Überblick Schweiz 1995. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (EF/WSL), PBMD-Bulletin, Mai 1996.
- (1997): Forstschutz-Überblick Schweiz 1996. EF/WSL, PBMD-Bulletin, April 1997.
- (1998): Forstschutz-Überblick Schweiz 1997. EF/WSL, PBMD-Bulletin, April 1998.
- MERRIL, L.M., HAWKSWORTH, F.G., JACOBI, W.R. (1986): Frequency and severity of ponderosa pine dwarf mistletoe in relation to habitat type and topography in Colorado. *Plant Disease* 71: 342,344.

- MERTZIG, C., PRIEN, S. (1996): Auftreten der Kiefernmitel in Waldbeständen der Niederlausitz. AFZ/Der Wald 51, 160-62.
- MIROV, N.T. (1967): *The genus pinus*. New York: The Ronald Press Company, 602 p.
- MLR (1997): Ministerium Ländlicher Raum (Hrsg.): Versuchsanbauten mit nicht heimischen Baumarten - Historisch Entwicklung in Baden Württemberg (versch. Autoren). Schriftenreihe der Landesforstverwaltung Baden-Württemberg, Bd. 79, 264 S.
- MOOSMAYER, H.-U. (1984): Erkenntnisse über die Walderkrankung - Dargestellt an Projekten der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg. FwCbl. 103, 1-16.
- MUIR, J.A., ROBINS, J.K. (1973): Detection of dwarf mistletoe of jack pine on aerial photographs. *Plant Disease Reporter* 57: 951-954.
- NANU, N. (1969): *Viscum album* L., a parasite in *Abies alba* stands on the calcareous Anina-Oravita plateau. *Revista Padurilor* 84: 4, 177-178.
- NICHOLLS, T.H., HAWKSWORTH, F.G., MERRIL, L.M. (1984): Animal vectors of dwarf mistletoes, with special reference to *Arceuthobium americanum* on lodgepole pine. In: HAWKSWORTH, F.G., SCHARPF, R.F. (techn. coord.) (1984): s.d.; 102-110.
- NICKRENT, D.L. (1988): Ant-dwarf mistletoes relationships. *Golden Bough* (Royal Botanic Gardens, Kew), 10: 1-3.
- NIERHAUS-WUNDERWALD, D., LAWRENZ, P. (1997): Zur Biologie der Mistel. *Merkblatt Praxis* 28 (1997); Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, Birmensdorf; 8 S.
- NIMZ, H., LÜDEMANN, H.-D., BECKER, H. (1974): Kohlenstoff-13-Kernresonanzspektren von Ligninen - Die Lignine der europäischen Mistel (*Viscum album* L.). *Zeitschrift für Pflanzenphysiologie*, Band 73, 226-233.
- NULTSCH, W. (1996): *Allgemeine Botanik*. 10., neubearb. und erw. Aufl., Stuttgart (u.a.): Thieme, 602S.
- OEPP/EPO (1990): Specific quarantine requirements. European and Mediterranean Plant Protection Organization, EPPO Technical Document No. 1008, p. 29.
- OSTRY, M.E., NICHOLLS, T.H., FRENCH, D.W. (1983): Animal vectors of eastern dwarf mistletoe of black spruce. *USDA FS, RP NC-232*, 16 p.
- PARKS, C.A., HOFFMAN, J.T. (1991): Control of western dwarf mistletoe with the plant-growth regulator ethephon. *USDA FS, RN PNW-506*, 4 p.
- PARMETER, J.R. (1978): Forest stand dynamics and ecological factors in relation to dwarf mistletoe spread, impact, and control. In: SCHARPF, R.F., PARMETER, J.R. (techn. coord.) (1978): s.d.; 16-30.
- PARMETER, J.R., SCHARPF, R.F. (1982): Stem infection by dwarf mistletoe in California firs. *USDA FS, RP PSW-165*, 7 p.
- PEACE, T.R. (1962): *Pathology of trees and shrubs*. Oxford: Clarendon Press, 162-166.
- PIIRTO, D.D., CREWS, D.L., TROXELL, H.E. (1974): The effects of dwarf mistletoe on the wood properties of lodgepole pine. *Wood and Fiber* 6: 1, 26-35.
- PLAGNAT, F. (1950): Silviculture des sapinières a gui. *Revue Forestière Française* 2: 365-378.
- PLAGNAT, F., BROSSIER, J. (1969): Les sapinières a gui. *Revue Forestière Française* 21: 6, 553-561.
- PLINIUS, GAIUS SECUNDUS (d.Ä.) (23-79 n. Chr.): *Naturalis historia*, 16, §§243-251; 24, §§11-12. In: ANDRÉ, J. (1972): *Pline l'ancien: Histoire naturelle; Société d'édition »les belles lettres«*, Paris.
- POWELL, J.M. (1968): Natural infection of scots pine by lodgepole pine dwarf mistletoe in Canada. *Plant Disease Reporter* 52: 5, 409-410.
- PUNTER, D., GILBERT, J. (1989): Animal vectors of *Arceuthobium americanum* seed in Manitoba. *Can. J. For. Res.* 19: 865-869.
- (1991): Explosive discharge of jack pine dwarf mistletoe (*Arceuthobium americanum*) seed in Manitoba. *Can. J. For. Res.* 21: 434-438.
- REID, N. (1991): Coevolution of mistletoes and frugivorous birds? *Australian Journal of Ecology* 16: 457-469.
- ROBBINS, K., JOHNSON, D.W., HAWKSWORTH, F.G. (1989): Aerial application of ethephon is ineffective in controlling lodgepole pine dwarf mistletoe. *Western Journal of Applied Forestry* 4: 1, 27-28.
- ROLOFF, A., BÄRTELS, A. (1996): *Gehölze. Bestimmung, Herkunft und Lebensbereiche, Eigenschaften und Ver-wendung*. Stuttgart: Ulmer, 694 S.
- RÖSEL, K., REUTHER, M., (Hrsg.) (1995): *Differentialdiagnostik der Schäden an Eichen in den Donauländern. Schlußbericht im Auftrag des Bayrischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen: GFS-Bericht 11/95*, 377 S.
- ROTH, L.F. (1971): Dwarf mistletoe damage to small ponderosa pine. *For. Sci.* 17: 373-380.

- SCHAFFER, B., HAWKSWORTH, F.G., JACOBI, W.R. (1983): Effects of commandra blister rust and dwarf mistletoe on cone and seed production of lodgepole pine. *Plant Disease* 67: 215-217.
- SCHARPF, R.F. (1964): Dwarf mistletoe on true firs in California. USDA FS, Forest Pest Leaflet 89, 7 p.
- SCHARPF, R.F. (1969): Cytospora abietis associated with dwarf mistletoe on true firs in California. *Phytopathology* 59: 1657-1658.
- SCHARPF, R.F. (1984). Host resistance to dwarf mistletoe. In: HAWKSWORTH, F.G., SCHARPF, R.F. (techn. coord.) (1984): s.d.; 70-76.
- SCHARPF, R.F., HAWKSWORTH, F.G. (1974): Mistletoes on hardwoods in the United States. USDA FS, Forest Pest Leaflet No. 147, 7 p.
- (1993): Mistletoes. In: SCHARPF, R.F. (techn. coord.) (1993): Diseases of pacific coast conifers. USDA FS, Agricultural Handbook No. 521, 112-135.
- SCHARPF, R.F., KOERBER, T.W. (1985): Destruction of shoots, flowers, and fruit of dwarf mistletoe by grasshoppers in California. *Can. J. For. Res.* 16: 166-168.
- SCHARPF, R.F., McCAIN, A.H. (1988): Avoid planting scotch pine near dwarf mistletoe-infected California pines. USDA FS, RN PSW-400, 2 p.
- SCHARPF, R.F., PARMETER, J.R. (techn. coord.) (1978): Proceedings of the symposium on dwarf mistletoe control through forest management. USDA FS, GTR PSW-31, 190 p.
- SCHARPF, R.F., ROTH, L.F. (1992): Resistance of ponderosa pine to western dwarf mistletoe in central Oregon. USDA FS, RP PSW-208, 9 p.
- SCHARPF, R.F., SMITH, R.S., VOGLER, D. (1988): Management of western dwarf mistletoe in ponderosa and jeffrey pines in forest recreation areas. USDA FS, GTR PSW-103, 11 p.
- SCHLAG, M. (1994): Das europäische „Eichensterben“ und seine Ursachen - von einem phytopathologischen Standpunkt aus gesehen. *Cbl. ges. Fw.* 111: 4, 243-266.
- SCHMEIL-FITSCHEN (1996): Flora von Deutschland und angrenzender Länder. 90., durchgesehene Aufl., Heidelberg, Wiesbaden: Quelle & Meyer, 806 S.
- SCHMIDT, O. (1997): Einfluß biotischer Schaderreger auf den Kronenzustand in Bayern 1997 - Ergänzender Bericht zu „WZE '97 in Bayern“ (Forst und Holz 22/1997, 649). *Forst und Holz* 24/1997, 720-721.
- SCHMIDT, P.A. (1989): Misteln - Gehölze auf Gehölzen. In: Beiträge zur Gehölzkunde, Berlin: 35-44.
- (1995): Mündliche Mitteilung.
- (1999): Die Tannen-Mistel - ein übersehener Kandidat für die rote Liste Brandenburgs. In: Ginkgoblätter, Kurzzmitteilungen Nr. 73, April 1999; Abdruck aus: Berliner Naturschutzblätter 40 (2), 1996.
- SCHMIDT, W.C., SHEARER, R.C. (1992): Larix occidentalis: a pioneer species of the North American West. In: TAYLOR, J.E., SCHMIDT, W.C. (eds.) (1992): Ecology and management of larix forests: a look ahead. USDA FS, GTR INT-319, 33-37.
- SCHRÖTER, H. (1997): Mündliche Mitteilung.
- (1999a): Mündliche Mitteilung.
- (1999b): Persönliche Mitteilung; FVA, Freiburg.
- SCHRÖTER, H. u. Mitarb. (1992): Waldschutzsituation in Baden-Württemberg. *AFZ* 47, 314-322.
- (1995): Waldschutzsituation 1994/95 in Baden-Württemberg. *AFZ* 50, 340-346.
- (1996a): Waldschutzsituation 1995/96 in Baden-Württemberg. *AFZ/Der Wald* 51, 341-346.
- (1996b): Waldschutzsituation 1995/96 in Rheinland-Pfalz. *AFZ/Der Wald* 51, 348-350.
- (1997a): Waldschutzsituation 1996/97 in Baden-Württemberg. *AFZ/Der Wald* 52, 343-348.
- (1997b): Waldschutzsituation 1996/97 in Rheinland-Pfalz. *AFZ/Der Wald* 52, 349-351.
- (1998a): Waldschutzsituation 1997/98 in Baden-Württemberg. *AFZ/Der Wald* 53, 335-339.
- (1998b): Waldschutzsituation 1997/98 in Rheinland-Pfalz. *AFZ/Der Wald* 53, 340-343.
- (1999a): Waldschutzsituation 1998/99 in Baden-Württemberg. *AFZ/Der Wald* 54, 329; 330-331.
- (1999b): Waldschutzsituation 1998/99 in Rheinland-Pfalz. *AFZ/Der Wald* 54, 329; 334-335.
- SCHÜTT, P., SCHUCK, H.J., STIMM, B. (1992): Lexikon der Forstbotanik. Landsberg: Ecomed, 581 S.
- SCHWEINGRUBER, F.H. (1988): Tree rings: basics and applications of dendrochronology, English edition. Revised and expanded translation from the German original „Der Jahrring“ (1983). Dodrecht: Kluwer Acad. Publishers.
- SCHULZ, D., HARDTKE, H.-J., HEMPEL, W. (1991): Rote Liste der im Freistaat Sachsen ausgestorbenen und gefährdeten wildwachsenden Farn- und Blütenpflanzen.- In: Rote Liste gefährdeter Pflanzen und Tiere im Freistaat Sachsen, 52-85. Hrsg.: Institut für Landschaftsforschung und Naturschutz, Arbeitsgruppe Dresden.

- SEEMANN, D. (1998): Mündliche Mitteilung.
- SEICHE (1995): „Beratung zum massenhaften Mistelvorkommen.“ Protokoll zur Dienstbesprechung, Dezernat Umwelt/Grünflächenamt Dresden v. 18.2.1993; Abt. Naturschutz, Landschaftsplanung und Landschaftspflege.
- (1999): Persönliche Mitteilung; Grünflächenamt, Dresden.
- SENITZA, E. (1992): Sterben unsere Eichen aus? ÖFZ 9/1992, 22-24.
- SHEA, K.R. (1964): Diameter increment of ponderosa pine infected with dwarf mistletoe in south-central Oregon. *J. For.* 62: 10, 743-746.
- SIEGEL, G. (1982): Intensität des Eichenmistelbefalls im Hochleithenwald - Auswirkung auf die mittelfristige Planung. In: MAYER, H. (Red.) (1982): s.d.; 221-244.
- SINCLAIR, W., LYON, H., JOHNSON, W. (1987): *Diseases of trees and shrubs*. Ithaca, London: Cornell University Press, 420-434.
- SINGH, P. (1982): Eastern dwarf mistletoe: distribution and severity in black spruce stands of Newfoundland. *Plant Disease* 66: 312-316.
- (1993): Research and management strategies for major tree diseases in Canada: Synthesis - Part 1. *The Forestry Chronicle* 69: 2, 151-162.
- SINGH, P., CAREW, G.C. (1989): Impact of eastern dwarf mistletoe in black spruce forests of Newfoundland. *European Journal of Forest Pathology* 19, 305-322.
- SLIVITSKY, M., KNOWLES, K., BAKER, F.A. (1991): Impact of dwarf mistletoe on Manitoba jack pine forests. Manitoba Natural Resources, Forest Branch, Forest Protection, Winnipeg, Manitoba.
- SMITH, I.M., McNAMARA, D.G., SCOTT, P.R. (eds.) (1992): *Quarantine pests for Europe*; CAB International, European and Mediterranean Plant Protection Organization EPPO; Cambridge: University Press, 1-7.
- (1997): *Quarantine pests for Europe - Second Edition*; CAB International / European and Mediterranean Plant Protection Organization EPPO; Cambridge: University Press, 1-7; 1395-1401.
- SMITH, R.B. (1969): Assessing dwarf mistletoe on western hemlock. *For. Sci.* 15: 3, 277-285.
- SMITH, R.B., WASS, E.F., MEAGHER, M.D. (1993): Evidence of resistance to hemlock dwarf mistletoe (*Arceuthobium tsugense*) in western hemlock (*T. heterophylla*) clones. *European Journal of Forest Pathology* 23, 163-170.
- SPROULE, A. (1996): Impact of dwarf mistletoe on some aspects of the reproductive biology of jack pine. *The Forestry Chronicle* 72: 3, 303-306.
- STEPHAN, B.R. (1989): Erfahrungen mit fremdländischen Kiefernarten aus Herkunftsversuchen in der Bundesrepublik Deutschland. In: BML (1989): s.d.; 157-179.
- (1996): Biodiversität und Wirt-Parasit-Beziehungen. In: MÜLLER-STARCK, G. (Hrsg.) (1996): *Biodiversität und nachhaltige Forstwirtschaft*. Landsberg: Ecomed; 11-25.
- STERBA, H., ANDRAE, F., PAMBUDHI, F. (1993): Crown efficiency of oak standards as affected by mistletoe and coppice removal. *Forest Ecology and Management* 62: 1-4, 39-49.
- STEWART, J.L. (1978): Overview over the dwarf mistletoe problem. In: SCHARPF, R.F., PARMETER, J.R. (techn. coord.) (1978): s.d.; 2-4.
- STEVENS, R.F., HAWKSWORTH, F.G. (1984): Insect-dwarf mistletoe associations: an update. In: HAWKSWORTH, F.G., SCHARPF, R.F. (techn. coord.) (1984): s.d.; 94-101.
- STOPP, F. (1961): *Unsere Misteln*. Neue Brehm Bücherei 287. Wittenberg: Ziemsen, 76 S.
- STRASBURGER, E. (1998): *Lehrbuch der Botanik*. 34., neubearb. Aufl., Stuttgart (u.a.): Fischer, 1007 S.
- STRATMANN, J. (1988): *Ausländeranbau in Niedersachsen und den angrenzenden Gebieten*. Schriften der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt, Bd. 91. Frankfurt a. M.: Sauerländer, 131 S.
- STRAUCH, R. (1987): Sorgen mit der Eichenmistel. *Holz-Kurier* Nr. 20 (42), 13-15.
- TAINTER, F.H., BAKER, F.A. (1996): *Principles of forest pathology*. New York: Wiley & Sons, 805 S.
- TAYLOR, J.E. (1992): Western larch dwarf mistletoe and ecosystem management. In: TAYLOR, J.E., SCHMIDT, W.C. (eds.) (1992): *Ecology and management of larch forests: a look ahead*. USDA FS, GTR INT-319, 310-313.
- TEUFFEL, v. K.F., KASTRUP, M. (1998): Die Douglasie in Baden-Württemberg. *AFZ/Der Wald* 6, 283-287.
- THEOPHRASTUS von Eresus (≈371-287 v.Chr.): *De causis plantarum* II, 17,1-18,4. In: EINARSON, B., LINK, G.K.K. (English translation) (1976): *Theophrastus, De causis plantarum - in three volumes; vol. I*; London & Cambridge/Massachusetts: W. Heinemann Ltd & Harvard University Press, 333-353.

- THOMASIUS, H., SCHMIDT, P.A. (1996): Wald , Forstwirtschaft und Umwelt. In: BUCHWALD, K., ENGELHARDT, W. (Hrsg.) (1996): Umweltschutz - Grundlagen und Praxis, Band 10, Bonn: Economica, 435 S.
- TINNIN, R.O. (1984): The effect of dwarf mistletoe on forest community ecology. In: HAWKSWORTH, F.G., SCHARPF, R.F. (techn. coord.) (1984): s.d.; 117-122.
- TINNIN, R.O. (1998): An alternative to the 6-class dwarf mistletoe rating system. *Western Journal of Applied Forestry* 13 (2) 64-65.
- TINNIN, R.O., HAWKSWORTH, F.G., KNUTSON, D.M. (1982): Witches' brooms formation in conifers infected by *Arceuthobium* spp.: an example of parasitic impact upon community dynamics. *The American Midland Naturalist* 107: 2, 351-359.
- TINNIN, R.O., KNUTSON, D.M. (1985): How to identify brooms in douglas-fir caused by dwarf mistletoe. USDA FS, RN PNW-426, 8 p.
- TOMICZEK, Ch. (1999): Persönliche Mitteilung; FBVA, Wien.
- TUBEUF, v. K.F. (1923): Monographie der Mistel. München, Berlin: Oldenbourg, 817 S.
- USCUPLIC, M. (1992): Influence of forest management on the occurrence of silver fir mistletoe (*Viscum album* L.). *Bulletin of the Faculty of Forestry, Belgrade*, 1992, No. 74: 1, 7-18.
- VALLAURI, D. (1998): Dynamique parasitaire de *Viscum album* L. sur pin noir dans le bassin du Saignon (préalpes françaises du sud). *Annales des Sciences Forestières* 55: 7, 823-835.
- WALTERS, J.W. (1974): Importance of bole infections of lodgepole dwarf mistletoe. *Plant Disease Reporter* 58:1066-1069.
- WEBER, H.C. (1993): Untersuchungen zur Entwicklungsweise der Laubholzmistel *Viscum album* L. (Viscaceae) und über Zuwachsraten während ihrer ersten Stadien. In: *Beiträge zur Biol. d. Pflanzen* 67, 319-331.
- WEBER, H.C., FORSTREUTER, W. (eds.) (1987): Parasitic flowering plants. *Proceedings 4th international symposium on parasitic flowering plants, Marburg, F.R.G.*
- WEIR, J.R. (1916): Some suggestions on the control of mistletoe in the national forests of the northwest. *Forestry Quarterly* 14, No. 4, 567-577.
- WESTHUS, W., ZÜNDORF, H.J. (1993): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta) Thüringens. - In: *Rote Listen ausgewählter Pflanzen- und Tierartengruppen sowie Pflanzengesellschaften des Landes Thüringen. Naturschutzrep.*: 134-152. Jena (Thüringer Landesanstalt für Umwelt, Abt. Naturschutz und Landespflege.
- WICKER E.F. (1984): Dwarf mistletoes: insidious pests of the north American conifers. In: HAWKSWORTH, F.G., SCHARPF, R.F. (techn. coord.) (1984): s.d.; p.1.
- WICKER E.F., SHAW, C.G. (1967a): Target area as a klendusic factor in dwarf mistletoe infections. *Phytopathology* 57, 1161-1163.
- (1967b): Seed density as a klendusic factor of infection and its impact upon propagation of *Arceuthobium* spp. *Phytopathology* 57, 1164-1168.
- WILCOX, W.W., PONG, W.Y., PARMETER, J.R. (1973): Effects of mistletoe and other defects on lumber quality in white fir. *Wood and Fiber* 4: 4, 272-277.
- WILSON, J.L., TKACZ, B.M. (1996): Historical perspectives on forest insects and pathogens in the south-west: implications for restoration of ponderosa pine and mixed conifer forests. In: CONVINGTON, W., WAGNER, P.C. (techn. coord.) (1996): *Conference on adaptive ecosystem restoration and management: restoration of cordilleran conifer landscapes of north America.* USDA FS, GTR RM-278, 26-31.
- WOOD, C. (1986): Distribution maps of common tree diseases in British Columbia. *Canadian FS, Information Report BC-X-281.*
- ZIEGLER, C., HEYMANN, P. (1991): Erfahrungen mit verschiedenen Gelbkiefern-Provenienzen in Nordrhein-Westfalen. *Forst und Holz* 9: 249-253.
- ZYCHA, H. (1971): Mistelspuren im Tannenholz. *AFZ* 26, 1012-1013.



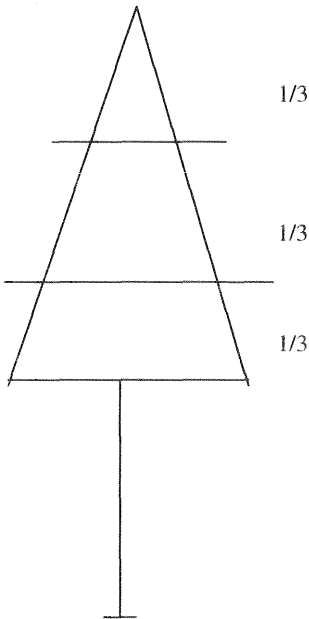


## 9. ANHANG

### ANHANG I

#### Schadstufeneinteilung von Zwergmistelbefall:

Zur Klassifizierung von Schäden durch Zwergmistelbefall entwickelte HAWKSWORTH (1977) das sog. „6-class dwarf mistletoe rating system“ (abgekürzt: „DMR“). Dieses System teilt die lebende Krone eines Baumes in drei Teile (siehe Abbildung). Für jedes Drittel werden Schadstufen (0, 1 oder 2) festgelegt:



- Schadstufe 0: keine sichtbaren Infektionen (Misteltriebe bzw. Hexenbesen)
- Schadstufe 1: leichte Infektion, weniger als die Hälfte der Äste infiziert (<50%)
- Schadstufe 2: schwere Infektion, über 50% der Äste infiziert

Die Addition der für jedes Drittel ermittelten Werte ergibt eine Schadstufe für den gesamten Baum, welche zwischen 0 („gesund“) und 6 („schwerer Befall“) liegen kann.

Beispiel:

|                               |                     |
|-------------------------------|---------------------|
| Oberes Kronendrittel:         | Schadstufe 2        |
| Mittleres Kronendrittel:      | Schadstufe 2        |
| <u>Unteres Kronendrittel:</u> | <u>Schadstufe 1</u> |
| Ergebnis:                     | Schadstufe 5        |

Die endgültigen Schadstufen können ggf. folgendermaßen klassifiziert werden:

- Schadstufe 1-2 (= leichter Befall),
- Schadstufe 3-4 (= mäßiger Befall),
- Schadstufe 5-6 (= schwerer Befall).

Schließlich kann nach Einschätzung aller lebenden Bäume ein Durchschnittswert für den Gesamtbestand ermittelt werden ( $DMR_{\text{Bestand}}$ ).

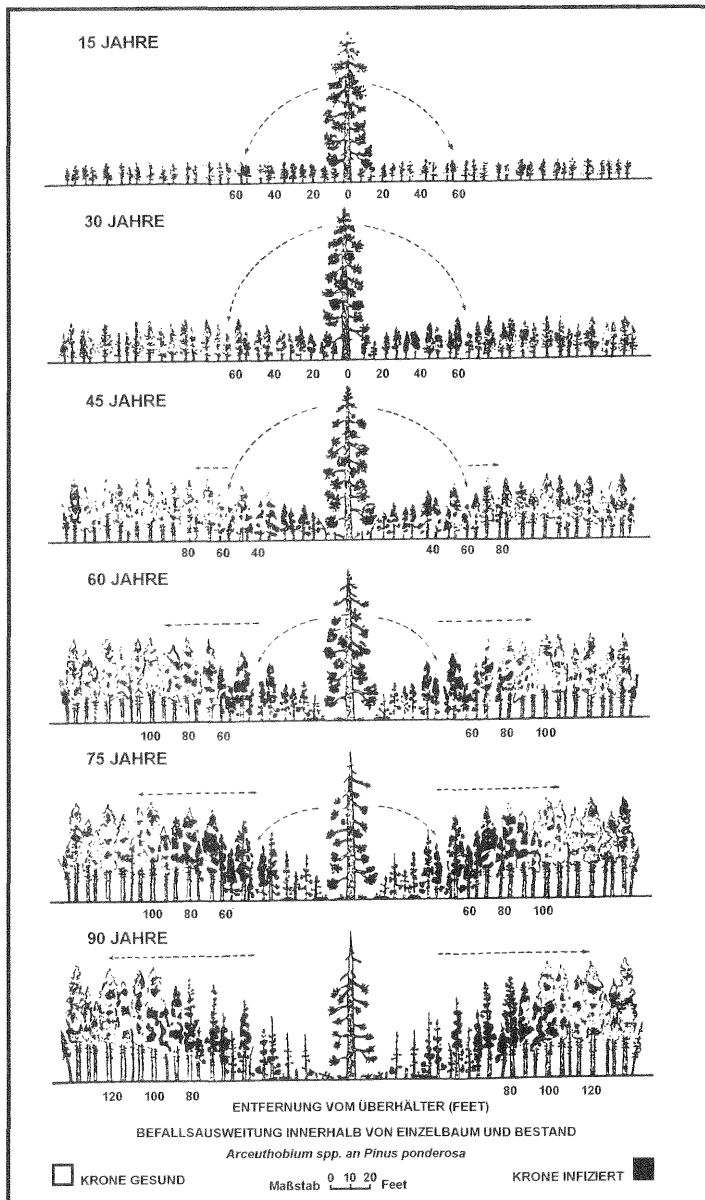
In jüngster Zeit stellte TINNIN (1998) am Beispiel der Baumart Douglasie eine alternative Methode zur Ermittlung von Zwergmistelschäden vor. Hierbei wird ebenfalls eine Dreiteilung der Krone vorgenommen. Es werden jedoch nicht die Anteile infizierter Äste, sondern die Volumenanteile der vorhandenen Hexenbesen („BVR“ = „broom volume rating“; vgl. Kap. 3.1 und ANHANG II/2) eingeschätzt. Aufgrund der starken Etablierung des Systems von HAWKSWORTH (1977) wurden ebenfalls sechs Schadstufen festgelegt: Schadstufe 0: befallsfrei; Schadstufe 1: eine bis mehrere Infektionen, Hexenbesen in bis zu 50% des jeweiligen Kronendrittels; Schadstufe 2: Hexenbesenvolumen beansprucht mehr als 50% eines Kronendrittels.

Bei einer Untersuchung an Douglasien ergab sich eine große Übereinstimmung (77%) beider Methoden; die mittleren Infektionsraten differierten nur geringfügig ( $DMR_{2,2}$  : BVR<sub>2,4</sub>).

Nach TINNIN besteht jedoch ein wesentlicher Vorteil in der einfacheren und schnelleren Einschätzung der Volumenanteile der Hexenbesen gegenüber der Auszählung infizierter Äste. Zudem erschwert DMR u.U. eine Identifikation neuer oder latenter Infektionen, während BVR dieser Gefahr gegenüber kaum anfällig ist, da infizierte Äste nicht berücksichtigt werden. Zudem besteht eine annähernd genaue Möglichkeit der BVR-Bestimmung anhand von Stereo-Photographien (i.w.S. Luftbildern). Falls günstige Bedingungen für eine Schadensansprache herrschen (keine zu dichten Bestände), stellt BVR eine effektive Alternative zur Einschätzung solcher *Arceuthobium*-Arten dar, welche große und dichte Hexenbesen induzieren (vgl. Kap. 3.1). Schließlich erscheint es denkbar, BVR auf wei-

## ANHANG II

1. **Ausweitung von Zwergmistelbefall** innerhalb eines *Pinus ponderosa*-Bestandes über einen Zeitraum von 75 Jahren, ausgehend von einem infizierten Überhälter; 20 Feet  $\approx$  6m (vgl. Abb. 1) (aus LEAPHART, 1963; Nachdruck mit freundlicher Genehmigung des Journal of Forestry (vol. 61, no. 1, p. 44) © Society of American Foresters, 5400 Grosvenor Lane, Bethesda, MD 20814-2198. Weitere Reproduktion unzulässig).



2. Typische Schadsymptome bei *Arceuthobium*-Befall (Abb. a-d):

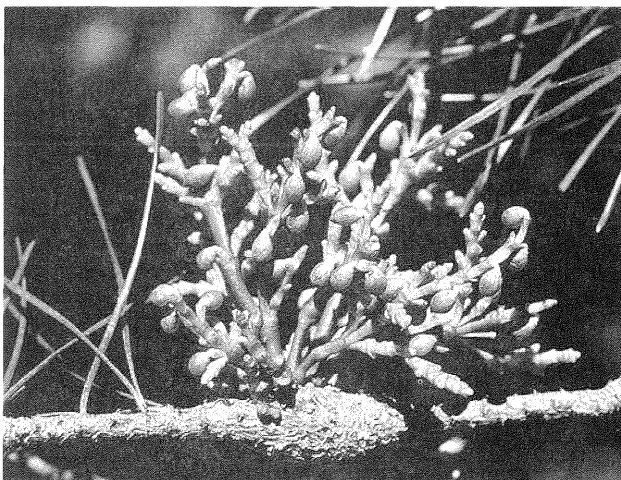
**a:** herabhängende Hexenbesen an *Pinus contorta*; **b:** palmenartiger Hexenbesen an *Tsuga heterophylla*; **c:** Hexenbesen an *Larix occidentalis*; **d:** Hypertrophien nach Stamminfektion durch *Arceuthobium tsugense* an *Tsuga* sp. (aus BARANYAY und SMITH, 1972)  
(Fortsetzung auf der folgenden Seite).



Befallssymptome/Parasit (Fortsetzung).



*Arceuthobium tsugense* an *Abies lasiocarpa*, *Tsuga mertensiana* und *Pinus albicaulis* (Foto: D.L. Nickrent, DLN 2684).

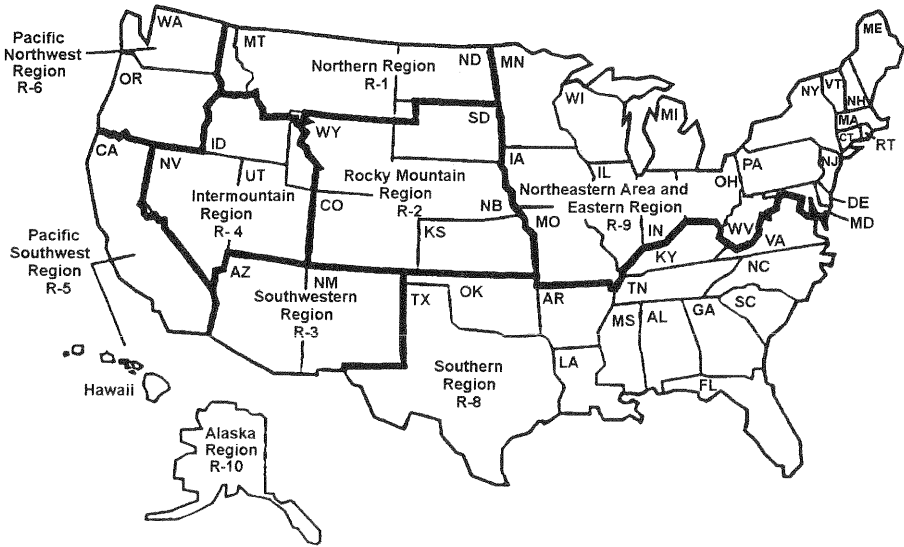


*Arceuthobium tsugense* an *Pinus contorta* ssp. *contorta* (Foto: D.L. Nickrent, DLN 2664).

## ANHANG III

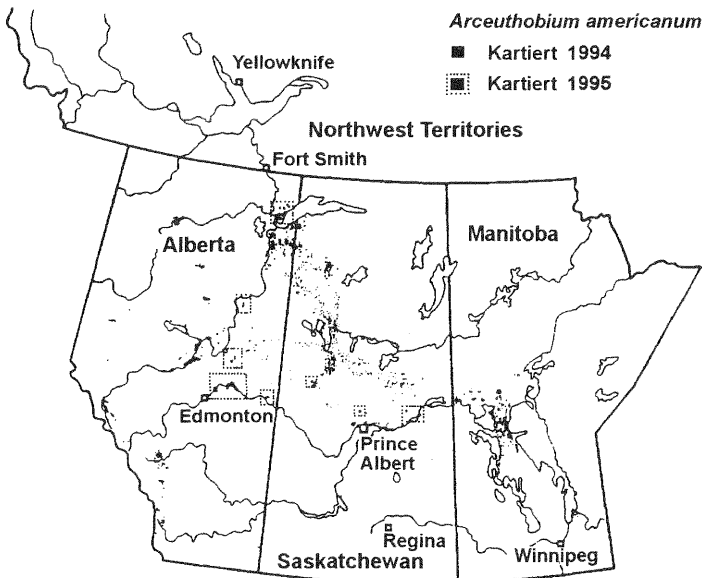
## 1. USA

Darstellung der verschiedenen Regionen des USDA Forest Service (FS); diese bilden zugleich die Gliederungseinheiten für die Waldzustandserhebungen (aus ANONYMUS, 1995; mit freundlicher Genehmigung des USDA FS, Publication Centre, Washington, D.C).

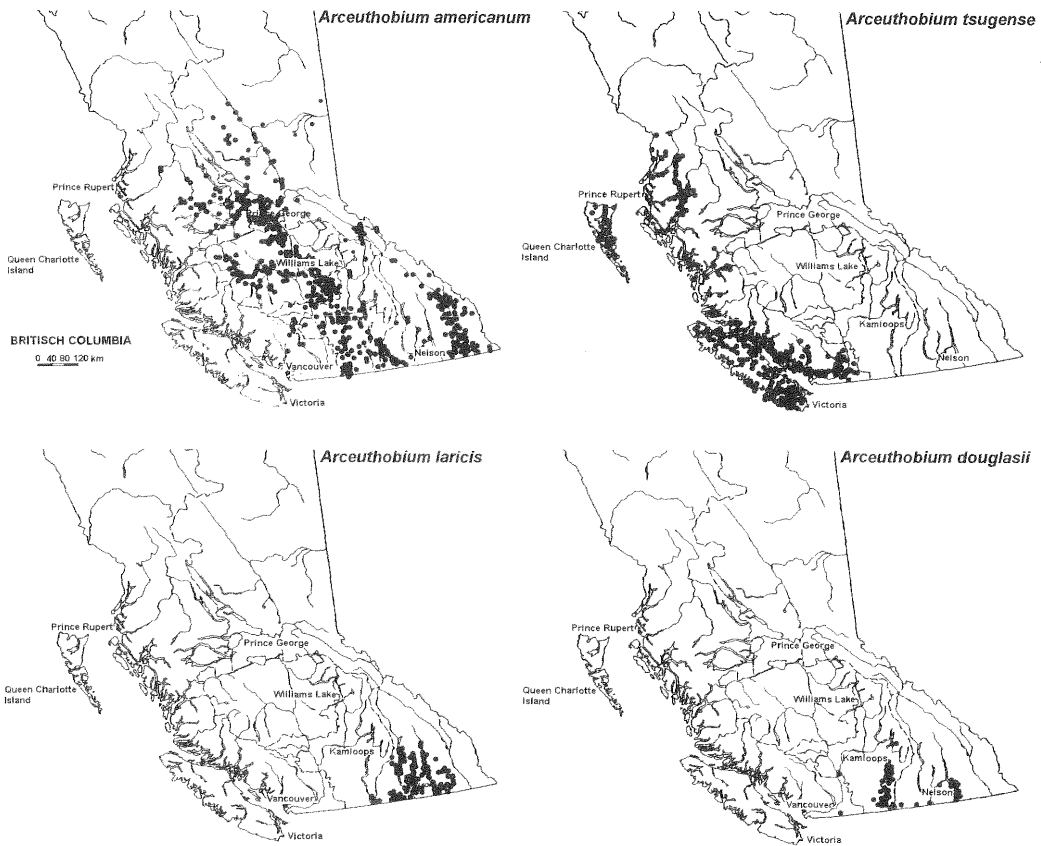


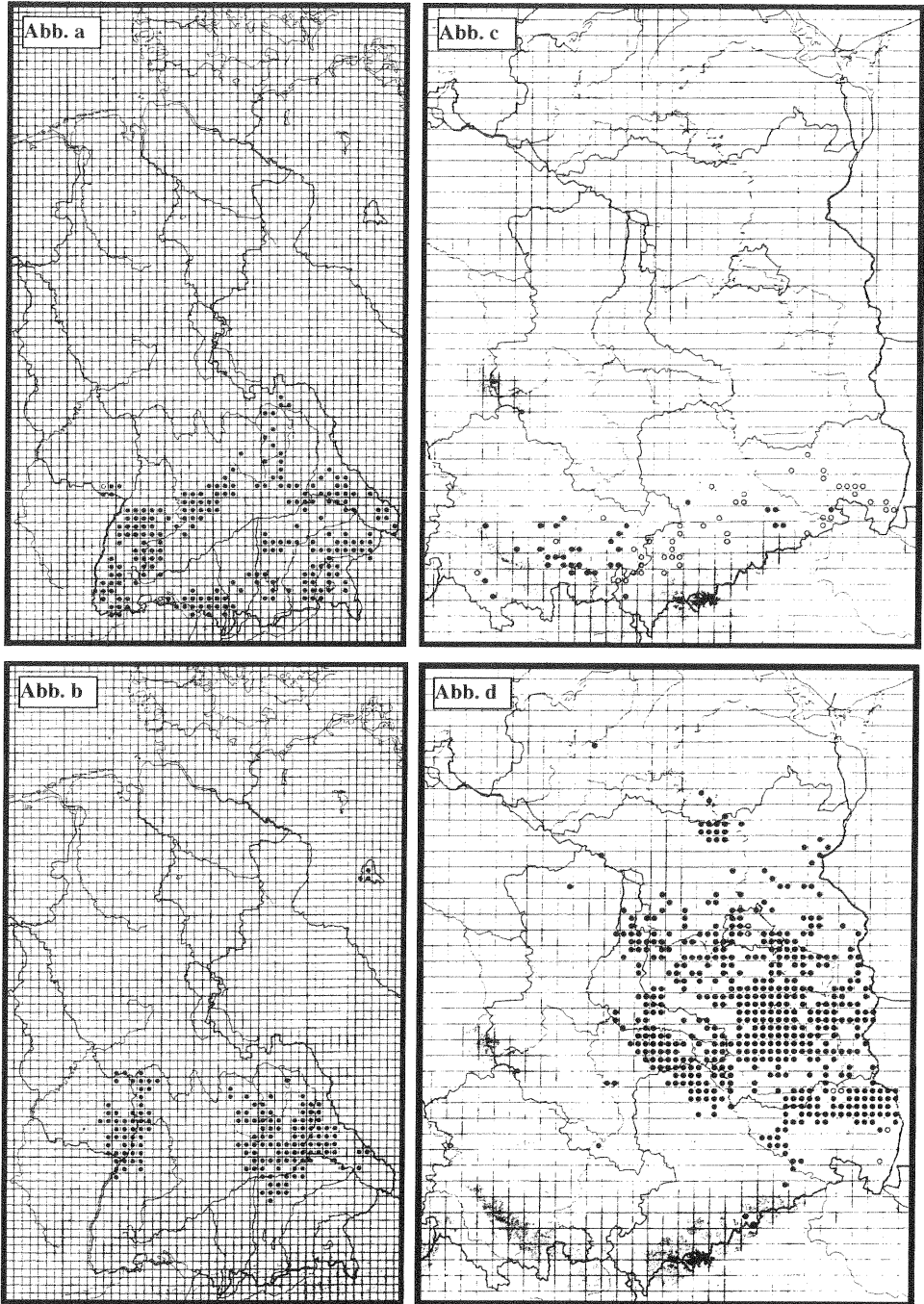
## 2. KANADA

a: Übersicht der Befallsgebiete von *Arceuthobium americanum* in West-Zentral-Kanada; Stand 1994 und 1995 (aus BRANDT, 1996; Nachdruck mit freundlicher Genehmigung des Canadian Forest Service, Northern Forest Service); siehe auch folgende Seite.



2. b: Übersicht über Befallsgebiete von *Arceuthobium* spp. in British Columbia (aus WOOD, 1986; Nachdruck mit freundlicher Genehmigung des Canadian Forest Service, Northern Forest Service).





**Abb. 3 a-d:** Verbreitung von Tannen- und Kiefernmistel in Deutschland (Erläuterungen folgenden Seite oben).

**3. Verbreitung von Tannen- und Kiefernmistel in West (W)- und Ost (O)-Deutschland (Abb. a-d):** **a:** Ta-Mistel, **b:** Ki-Mistel (W) (aus HAEUPLER und SCHÖNFELDER, 1989; mit freundlicher Genehmigung des Ulmer-Verlages; **c:** Ta-Mistel, **d:** Ki-Mistel (O) (aus BENKERT et al. (Hrsg.): Verbreitung der Farn- und Blütenpflanzen Ostdeutschlands, Gustav Fischer Verlag, 1996, Nr. 1985 und 1987, © Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin); ○ Normalstatus vor 1945 bzw. bis 1949; ● Normalstatus nach 1945 bzw. ab 1950.

## ANHANG IV

### Methoden zur Schadensquantifizierung von Zwergmisteln (USA/Kanada)

#### 1. Fläche

Erhebungen stützen sich z.B. auf

- Gelände-Aufnahmen (HAWKSWORTH und LUSHER, 1956),
- Luftbildauswertungen (MUIR und ROBINS, 1973; BAKER et al., 1992).

JOHNSON et al. (1981) erläutern die Methode der sog. „road surveys“. Hierunter versteht man Untersuchungen entlang von Straßen innerhalb ausgedehnter Waldgebiete, die sich über große Distanzen (>1.000km) erstrecken können. In einem Abstand von 4,8km werden im rechten Winkel zur Straße in einer Tiefe von 40m Probekreise einseitig in den Bestand gelegt; innerhalb der Probekreise werden befallene Bäume ab BHD  $\geq 13$ cm berücksichtigt, da solche geringeren Durchmessers hinsichtlich eines Ertragsausfalls nicht ins Gewicht fallen. Die ermittelten Parameter sind

- Höhe, BHD, DMR (*Dwarf Mistletoe Rating*; vgl. ANHANG I),
- Bohrkern repräsentativer Bäume (Ermittlung von Alter, Ertragstafelwert und Bonität).

Die Befallsintensität errechnet sich aus den Quotienten der geschädigten Fläche und der Gesamtfläche. Dieser Wert wird mit den für die Baumart ermittelten Flächen-Inventurdaten multipliziert und ergibt näherungsweise die befallene Fläche des jeweiligen Bestandes.

#### 2. Volumen

Zur Einschätzung der Ertragsverluste bei *Pinus ponderosa* (gleichaltrige und zweischichtige Bestände) entwickelte EDMINSTER (1978, zit.n. JOHNSON et al., 1981; HOFFMAN und HOBBS, 1985) das „*RM YIELD*“ (=Rocky Mountain Yield)-Computer-Programm. Es dient der Ertragssimulation zwergmistelbefallener im Vergleich zu befallsfreien Beständen. Die Verluste (Nutzholzverluste in  $m^3$ ) ergeben sich aus zwei Programmdurchläufen.

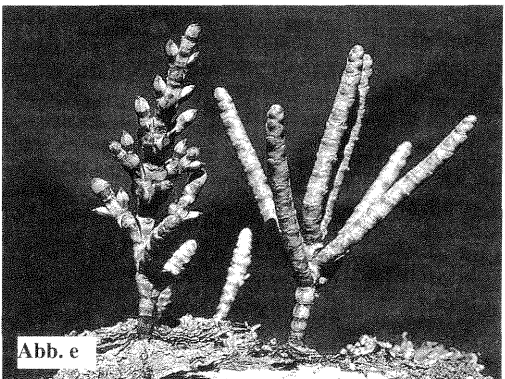
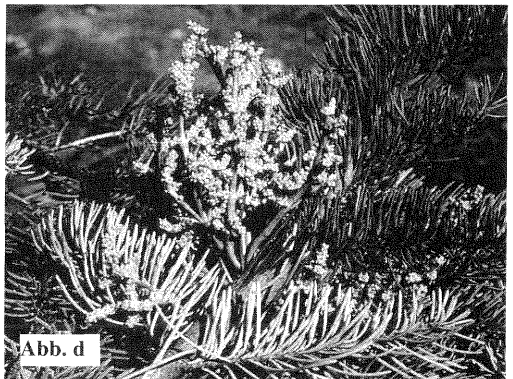
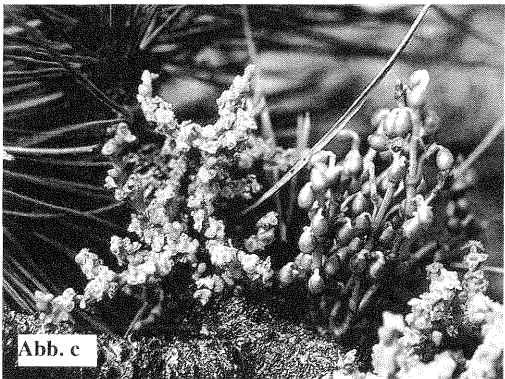
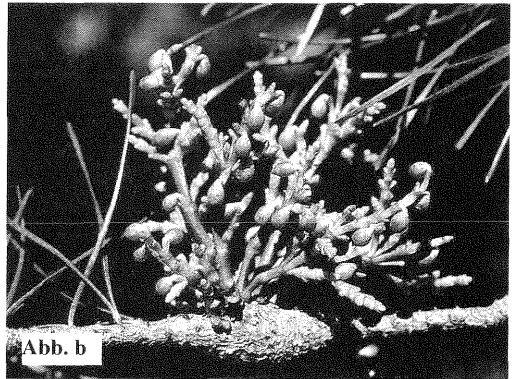
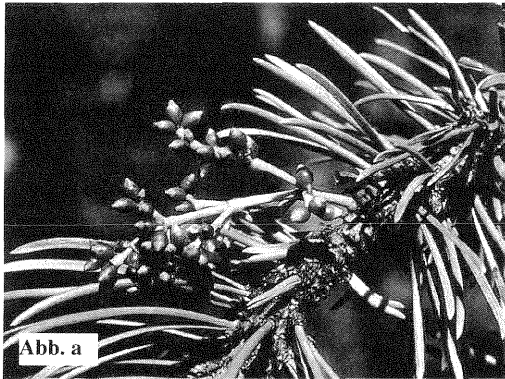
Zunächst wird der Ertrag unter den Bedingungen der festgestellten DMR-Befallsstufe ermittelt, während der zweite Programmdurchlauf für den Befall einen hypothetischen Wert von 0 (=befallsfrei) annimmt und zugleich einen Zeitraum von 10 Jahren simuliert. Die Differenz beider Erhebungen (ausgedrückt in  $m^3/ha$ ) dividiert durch 10 ergibt den geschätzten jährlichen Verlust, welcher auf die Gesamtfläche hochgerechnet werden kann. Das Ergebnis spiegelt eine vorsichtige Schätzung wider, da es kumulative Schadefekte aus der Zeit vor der Erhebung unberücksichtigt läßt. - Darüber hinaus können verschiedene Behandlungsmethoden (Durchforstungsintervalle und -zeitpunkte) abgeleitet werden, um optimale Kosten-Nutzen-Analysen zu erstellen.



## ANHANG V

**Verschiedene *Arceuthobium*-Arten (Abb. a-f):** a: *A. americanum* (an *Pinus contorta*), DLN 1560; b: *A. tsugense* (an *Tsuga sp.*), DLN 2664. Mitte: c: *A. cyanocarpum*, DLN 1570; d: *A. abietinum* (an *Abies magnifica*), DLN 1910. Unten: e: *A. verticilliflorum* (li. weibl., re. männl. Pflanze), DLN 1980; f: *A. globosum* (männl. Pflanze), DLN 2011; DLN: Fotos D.L. Nickrent. Quelle: [www.science.siu.edu/parasitic-plants/Viscaceae/index.html](http://www.science.siu.edu/parasitic-plants/Viscaceae/index.html).

Reproduktion mit freundlicher Genehmigung von D.L. Nickrent, Southern Illinois University.



**Taxonomische Übersicht der gegenwärtig beschriebenen Arten  
der Gattung *Arceuthobium* M. BIEB. lateinisch/englisch**  
(HAWKSWORTH und WIENS, 1996)  
(A.: *Arceuthobium*; D.M.: Dwarf Mistletoe).

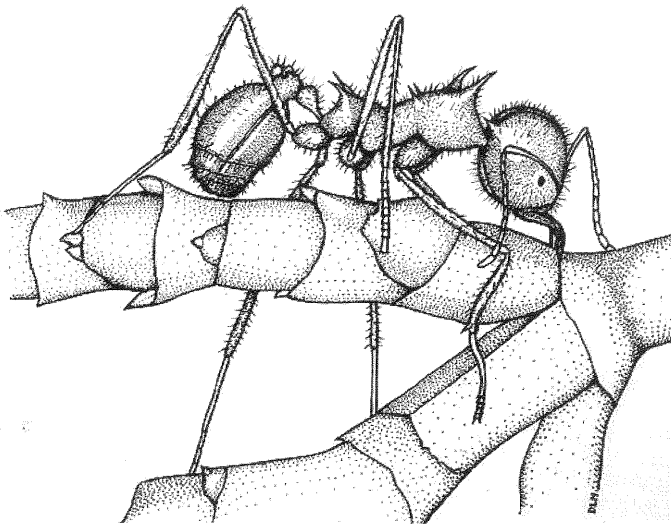
| Arten der Neuen Welt (Nord- und Mittelamerika) |                         | Arten der Alten Welt (Eurasien) |                   |
|--|-------------------------|---------------------------------|-------------------|
| <i>A. abietinum</i>                            | Fir D.M.                | <i>A. azoricum</i>              | Azores D.M.       |
| <i>A. abietis-religiosae</i>                   | Mexican Fir D.M.        | <i>A. chinense</i>              | Keteleeria D.M.   |
| <i>A. americanum</i>                           | Lodgepole Pine D.M.     | <i>A. juniperi-procerae</i>     | East African D.M. |
| <i>A. apacheum</i>                             | Apache D.M.             | <i>A. minutissimum</i>          | Himalayan D.M.    |
| <i>A. aureum</i>                               | Golden D.M.             | <i>A. oxycedri</i>              | Juniper D.M.      |
| <i>A. bicarinatum</i>                          | Hispaniolan D.M.        | <i>A. pini</i>                  | Alpine D.M.       |
| <i>A. blumeri</i>                              | Blumer's D.M.           | <i>A. sichuanense</i>           | Sichuan D.M.      |
| <i>A. californicum</i>                         | Sugar Pine D.M.         | <i>A. tibetense</i>             | Tibetan D.M.      |
| <i>A. campylopodum</i>                         | Western D.M.            |                                 |                   |
| <i>A. cyanocarpum</i>                          | Limber Pine D.M.        |                                 |                   |
| <i>A. divaricatum</i>                          | Pinyon D.M.             |                                 |                   |
| <i>A. douglasii</i>                            | Douglas-fir D.M.        |                                 |                   |
| <i>A. durangense</i>                           | Durangan D.M.           |                                 |                   |
| <i>A. gillii</i>                               | Chihuahua Pine D.M.     |                                 |                   |
| <i>A. globosum</i>                             | Rounded D.M.            |                                 |                   |
| <i>A. guatemalense</i>                         | Guatemalan D.M.         |                                 |                   |
| <i>A. hawksworthii</i>                         | Hawksworth's D.M.       |                                 |                   |
| <i>A. hondurensis</i>                          | Honduran D.M.           |                                 |                   |
| <i>A. laricis</i>                              | Larch D.M.              |                                 |                   |
| <i>A. littorum</i>                             | Coastal D.M.            |                                 |                   |
| <i>A. microcarpum</i>                          | Western Spruce D.M.     |                                 |                   |
| <i>A. monticola</i>                            | Western White Pine D.M. |                                 |                   |
| <i>A. nigrum</i>                               | Black D.M.              |                                 |                   |
| <i>A. oaxacanum</i>                            | Oaxacan D.M.            |                                 |                   |
| <i>A. occidentale</i>                          | Digger Pine D.M.        |                                 |                   |
| <i>A. pendens</i>                              | Pendent D.M.            |                                 |                   |
| <i>A. pusillum</i>                             | Eastern D.M.            |                                 |                   |
| <i>A. rubrum</i>                               | Ruby D.M.               |                                 |                   |
| <i>A. siskiyouense</i>                         | Knobcone Pine D.M.      |                                 |                   |
| <i>A. strictum</i>                             | Unbranched D.M.         |                                 |                   |
| <i>A. tsugense</i>                             | Hemlock D.M.            |                                 |                   |
| <i>A. vaginatum</i>                            | Mexican D.M.            |                                 |                   |
| <i>A. verticilliflorum</i>                     | Big-Fruited D.M.        |                                 |                   |
| <i>A. yecorensis</i>                           | Yecoran D.M.            |                                 |                   |

## ANHANG VI

**Wechselbeziehungen Zwergmistel/Insekt**  
(NICKRENT, 1988; HAWKSWORTH und WIENS, 1996;  
vgl. auch HOWE und WESTLEY, 1993).



*Arceuthobium durangense*  
(Durango, Mexiko) mit  
Fraßspuren der Blatt-  
schneiderameise *Atta mexi-  
cana* (Foto: D.L. Nickrent).



Blattschneiderameise an  
*Arceuthobium durangense*  
(Zeichnung: D.L. Nick-  
rent).

Quelle: [www.science.siu.edu/parasitic-plants/Viscaceae/index.html](http://www.science.siu.edu/parasitic-plants/Viscaceae/index.html).

Reproduktion mit freundlicher Genehmigung von D.L. Nickrent, Southern Illinois University.

## 10. DANKSAGUNG

Das vorliegende Heft ist die ergänzte und überarbeitete Fassung einer Diplomarbeit, die an der Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie der Georg-August-Universität Göttingen vorgelegt wurde. Allen, die durch Anregungen, Ratschläge, Ermutigungen oder auch Korrekturlesen zur Fertigstellung beigetragen haben, sei an dieser Stelle herzlich gedankt. Im einzelnen richtet sich unser Dank an:

Sabine AUGUSTIN, Bernd BAST, Franz GRUBER, Hubertus JANSSEN, Andreas KOCHINKE, Frank KROPP, Liesel NIEDERSTUCKE, Anja SZCZESINSKI, Jens UNGER und Björn WODE.

Besonderer Dank gilt Uta SCHEIDEMANN für ihre redaktionelle Mitarbeit sowie der Gesellschaft der Freunde und Förderer der Biologischen Bundesanstalt für die Übernahme einiger der mit der Erstellung des Heftes angefallenen Kosten.

Braunschweig im Dezember 1999

Thomas Janssen  
Alfred Wulf

Die "Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin-Dahlem" erscheinen in zwangloser Folge. Zuletzt erschienen:

- Heft 354, 1998: Datenanforderungen und Entscheidungskriterien der Europäischen Union und der Bundesrepublik Deutschland im Zulassungsverfahren für Pflanzenschutzmittel. 156 S. DM 37,--
- Heft 355, 1998: Analytik von Pflanzenschutzmitteln in Luft. Kurzfassungen von Methoden. Bearbeitet von Dr. W. Rödel und Dr. J. Siebers. 229 S., DM 53,--
- Heft 356, 1998: Egg Parasitoids. 5<sup>th</sup> International Symposium. International Organisation for Biological Control. Cali, Colombia, Marsh 1998. Edited by Dr. S. A. Hassan. 197 S., 42 Abb., 60 Tab. DM 49,--
- Heft 357, 1998: 51. Deutsche Pflanzenschutztagung in Halle/Saale, 5.-8. Oktober 1998. Bearb. von Prof. Dr. Wolfrudolf Laux. 464 S., 51 Abb., 47 Tab., DM 64,--
- Heft 358, 1998: Data requirements and criteria for decision-making in the European Union and the Federal Republic of Germany for the authorization procedure of plant protection products. 158 S., DM 37,--
- Heft 359, 1998: Studien zum Befall des Weizens mit *Gaeumannomyces graminis* (Sacc.) von Arx et Oliver var. *tritici* Walker unter Berücksichtigung der Sorten- und Artenanfälligkeit sowie der Bekämpfung des Erregers. Von Dr. Horst Mielke. 140 S., 61 Tab., DM 30,--
- Heft 360, 1999: Über die Eignung verschiedener physikalisch-technischer Verfahren zur phytosanitären Behandlung und zur Lagerung von Forstsaatgut unter besonderer Berücksichtigung der Stiel- und Traubeneiche. Von Dipl.-Forstw. Thomas Schröder. 241 S., 50 Abb., 65 Tab., 6 Tafeln, DM 44,--
- Heft 361, 1999: 100 Jahre Pflanzenschutzforschung. Festveranstaltung zum 100-jährigen Jubiläum der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft am 08. Juni 1998 in Berlin. Zusammengestellt von Prof. Dr. Fred Klingauf. 60 S., 1 Abb., DM 19,50
- Heft 362, 1999: Forstschutzprobleme in Nationalparks und Naturschutzgebieten. Forest Protection Problems in National Parks and Nature Reserves. Symposium am 12. und 13. Mai 1998 in Braunschweig. Bearbeitet von Prof. Dr. Alfred Wulf und Dipl.-Forstwirt Karl-Heinz Berendes. 154 S., 53 Abb., 24 Tab., DM 39,--
- Heft 363, 1999: Arbuskuläre Mykorrhiza in der Pflanzenproduktion: Praxisbeispiele und Perspektiven. Arbuscular Mycorrhiza in Plant Production: Examples and Perspectives for Practical Application. Bearbeitet von Dr. Georg F. Backhaus und Dr. Falko Feldmann. 106 S., 25 Abb., 22 Tab., DM 29,--
- Heft 364, 1999: Analytik von Pflanzenschutzmitteln im Boden. Kurzfassungen von Methoden. Analysis of pesticides in soil. Abstracts of methods. Bearbeitet von Dr. Wolfgang Rödel, Ralf Fischer, Dr. Ralf Hänel und Dr. Johannes Siebers. 347 S., DM 72,--
- Heft 365, 1999: Fortschritte bei der Lagerungstechnologie von Eichensaatgut. Recent progress in the storage technology of acorns. Symposium am 28. und 29. April 1998 in Braunschweig. Bearbeitet von Dr. Thomas Schröder und Prof. Dr. Alfred Wulf. 159 S., 41 Abb., 21 Tab., DM 40,--
- Heft 366, 1999: Studien zur Biologie des Erregers *Drechslera tritici-repentis*, zur Anfälligkeit des Weizens und verschiedener Artverwandten sowie zur Bekämpfung der DTR-Weizenblattdürre. Von Dr. Horst Mielke und Diplom-Biologin Andrea Reichelt. 76 S., 2 Abb., 26 Tab., DM 27,--
- Heft 367, 1999: Internationale Bibliographie von 1965–1998 zum Thema: „Angewandte Malakologie“. Beziehungen zwischen Mensch und Mollusken - Phytomedizin. International Review of „Applied Malacology“ in the years 1965–1998. Relationship between Man and Molluscs -Phytomedicine. Von Dr. Dora Godan, 280 S., DM

Anschrift für Tauschsendungen:

Please address exchanges to:

Adressez échanges, s'il vous plaît:

Para el canje dirigirse por favor a:

Bibliothek der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft

Königin-Luise-Straße 19, D-14195 Berlin (Dahlem)

Postanschrift: 14191 Berlin

## Jede zehnte Pflanze ist giftig. Welche? – Lesen Sie bei Parey!



Es ist schwer, sich auszukennen bei den vielen, überall möglichen Begegnungen mit Pflanzen, draußen in der Natur, im Wald und am Wasser, auf Wanderungen und Exkursionen, auf Spiel- und Sportplätzen, im Garten und am Blumenfenster, im Urlaub und zu Hause. Ein **praktisches Buch** zur Bestimmung von Giftpflanzen, das auch **Vergiftungsfälle verhüten** hilft und im Ernstfall **Ratschläge zur Ersten Hilfe** gibt, sollte daher immer zur Hand sein.

Dieser vielseitige, farbig illustrierte Naturführer stammt aus kompetenter Feder: Beide Autoren beschäftigen sich seit Jahrzehnten mit dem Thema »Giftpflanzen«. In Wort und Bild vermitteln

sie eine genaue und vollständige Kenntnis der Giftpflanzen Europas sowie aller **Gift- und giftverdächtigen Pflanzen**, die in Mitteleuropa häufig als **Garten- und Zimmerpflanzen** anzutreffen sind. **Besondere Schwerpunkte** sind die biologischen Merkmale und Eigenschaften der Pflanzen, ihre Gifte, Giftwirkungen sowie mögliche Vorsichts- und Gegenmaßnahmen. Die ausführlichen Beschreibungen berücksichtigen den neuesten Wissensstand, wirksam ergänzt durch die **zahlreichen brillanten Abbildungen**. **Tabellarische Übersichten** mit prägnanten Hinweisen auch zur Ersten Hilfe, ermöglichen ein schnelles Handeln ebenso wie ein rasches Auffinden der gesuchten Pflanzen.



**Parey  
Buchverlag  
Berlin**

Kurfürstendamm 57  
D-10707 Berlin  
Telefon (030)  
32 79 06 - 59  
Telefax (030)  
32 79 06 - 44

e-mail:  
parey@blackwis.de

Internet: <http://>

[www.parey.de](http://www.parey.de)

Modernes Naturwissen:  
**PAREY BUCHVERLAG**

Wolfram Buff, Klaus von der Dunk

### **Giftpflanzen in Natur und Garten**

Bestimmungsmerkmale und Biologie

Anwendung in Medizin, Volksheilkunde und Homöopathie

Symptomatik und Therapie bei Vergiftungen

2., neubearbeitete Auflage. 1988. 352 Seiten mit 4 Zeichnungen und 262 farbigen Fotos. 12,5 x 17,5 cm. Broschiert.

DM 38,- / öS 277,- / sFr 35,- ISBN 3-8263-2952-X

Preisstand: 1.7.1999

