

Taxus baccata* und *Ilex aquifolium* - zwei „Atlantiker“ in Berliner Wäldern

Walter Seidling

Zusammenfassung

Die Vorkommen von *Taxus baccata* und *Ilex aquifolium* in Berliner Wäldern werden unter ausbreitungsbezogenen, phytocoenologischen und standortkundlichen, historisch-palynologischen, populationsbiologischen sowie naturschutzfachlichen Aspekten beleuchtet. Hierzu werden neuere Funde - insbesondere die Existenz von *Taxus baccata*-Pflanzen einer spontanen zweiten Generation - für die Berliner Forstgebiete zusammen mit entsprechenden Literaturauswertungen, die auch einen Parkwald einschließen, mitgeteilt.

Phytocoenologische Aspekte werden anhand von pflanzensoziologischen Aufnahmen hauptsächlich aus Berliner Forstgebieten angesprochen, und auf die für die Eibe bislang wenig beachtete Möglichkeit, neben kalkhaltigen Substraten auch bodensaure Sandböden zu besiedeln, wird eingegangen. Im Zusammenhang mit den natürlichen Arealen werden die aktuellen Vorkommen beider Baumarten unter Berücksichtigung des brandenburgischen Umlandes zu ihrer historischen Entwicklung in Beziehung gesetzt. Populationsbiologische Betrachtungen beleuchten die Bedeutung genetischer Mechanismen, wie den Flaschenhalseffekt, sowie methodischer Unsicherheiten bei der Rekonstruktion von historischen und rezenten Ausbreitungsvorgängen.

Insgesamt muss für die ursprünglich heimische Eibe nach ihrem anthropogenen Aussterben von einer erneuten Etablierung im Land Berlin ausgegangen werden, während bei der für Berlin neophytischen Stechpalme vor allem eine Erweiterung ihres bisher bekannten Habitatspektrums (Grünanlagen und Gärten) um gering bis mäßig vom Menschen beeinflusste Forsthabitate festzustellen ist.

Summary

Occurrences of *Taxus baccata* L. and *Ilex aquifolium* L. within the forests of Berlin are investigated. Aspects of dispersal, phytocoenology, site properties, palynology, population biology, and nature conservation are considered. New findings from forest sites are reported and evaluated along with data from the literature which include a park woodland as well. The existence of a spontaneous second generation of yew is remarkable.

* im Gedenken an ANGELIKA GEERDTS.

Phytocoenological aspects are investigated by phytosociological relevés mainly from wooded sites at Berlin. In this respect, the occurrence of yew on very acid sandy soils is of special interest. The actual distribution of both species are put into context with their natural occurrences under consideration of anthropogenic developments within the Berlin/Brandenburg area. Genetic aspects like the bottle neck effect are also discussed as well as methodological difficulties to reconstruct historic processes of naturalisation. Recent dispersal processes seem to indicate that lag phases between planting and spontaneous spreading are probably shorter than expected up to now.

The indigenous yew has, after its anthropogeneous extinction, again established spontaneous viable populations within Berlin. For the exotic holly above all an expansion from its known habitat spectrum (urban greenings) to less intensively influenced forest sites can be stated.

1. Einleitung

Nach dem Aussterben ihrer ursprünglichen Vorkommen (BÖCKER et al. 1991, BENKERT & KLEMM 1993) breitet sich die zoochore Eibe (*Taxus baccata* L.) in Berlin und Brandenburg, ausgehend von Anpflanzungen (z. B. Naturdenkmal in Berlin-Dahlem, Königin-Luise-Str. 1-3), seit geraumer Zeit erneut aus. Zunächst fanden in Berlin nur ihre subspontanen Vorkommen in stark vom Menschen geprägten Habitaten, vor allem in Gärten (SUKOPP & LÜTKENHAUS 1987, RINGENBERG 1987, KRONENBERG 1988) aber auch in Grünanlagen etc. (KOWARIK 1983) Beachtung, in jüngerer Zeit jedoch auch jene in siedlungsnahen Forsten und Wäldern (SEIDLING 1995, 1998b, SEIDLING & CONSTIEN 1998, vgl. SCHMITZ 2000: Tab. 22). Nach letzterer kommt die Art vom Stadtzentrum bis zur Peripherie gleichermaßen spontan vor.

Auch die im mittleren und östlichen Brandenburg ursprünglich nicht vorkommende Stechpalme (*Ilex aquifolium* L.) wird in Berlin in Gärten (z. B. Naturdenkmal in Berlin-Steglitz, Grunewaldstraße 7), Friedhofsanlagen und seltener in Parks gepflanzt. Ihre subspontanen Vorkommen hielten SUKOPP et al. (1981) in Berlin (West) für ephemere, BÖCKER & KOWARIK (1991) stufen sie für Berlin als nicht etabliert (im Sinne von KOWARIK 1991) ein, wogegen sie von SCHMITZ (2000) aufgrund ihrer spontanen Vorkommen in Grünanlagen bereits als etabliert angesehen wird. In Brandenburg erreicht die Stechpalme – zu ihrem deutschlandweiten Verbreitungsmuster passend (s. HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1988) – ihre östliche Verbreitungsgrenze in der Prignitz mit einem Vorposten bei Neuruppin (SCHRÖTTER 1995, BENKERT et al. 1996); ihr kommt in Brandenburg der Status "potenziell gefährdet" zu (BENKERT 1978, BENKERT & KLEMM 1993).

Bei beiden Arten sind in der Jungfernheide (Revier Tegel-Süd) fruchtende Exemplare und für *Taxus baccata* auch Jungpflanzen einer zweiten freilebenden Generation in der Nähe der subspontanen Mutterpflanzen gefunden worden. Damit stellt sich für Berlin die Frage nach dem aktuellen Rote-Liste-Status beider Gehölzarten. Auch der phytocoenologische Anschluss eines Teils der Vorkommen

beider Arten in den Berliner Forsten kommt zur Darstellung und zeigt, dass derartige Vorkommen neben arealkundlichen Fragen auch phytocoenologische, standortbezogene und populationsbiologische Fragen aufwerfen.

2. Fruchtende subspontane Eiben in der Jungfernheide

Im Zusammenhang mit einer flächenrepräsentativen Kartierung der westlichen Teile der Berliner Forsten (SEIDLING 1998d) fielen zwei größere, subspontane Eiben im Jagen 53 des Reviers Tegel-Süd (Jungfernheide) auf. Bei einer genaueren Inaugenscheinnahme am 28.7.1998 wurden beide mit reichlichem Fruchtansatz angetroffen. Die stärkere (Abb. 1) wies einen Brusthöhenumfang (BHU, gemessen mit einem Messband) von 42 cm und eine Scheitelhöhe (gemessen mit optischem Neigungsmesser und Messband) von 6,35 m auf. Der BHU des zweiten Exemplars betrug 28 cm, dessen Höhe 6,05 m. Die h/D-(Höhen-Durchmesser-)Verhältnisse liegen mit 0,47 für die stärkere bzw. 0,68 im Bereich standfester Bäume (z. B. BURSCHEL & HUSS 1987).

Die stärkere Eibe steht in einem Kiefernforst, in den vereinzelt Eichen und Birken eingestreut sind und der vor nicht allzu langer Zeit mit Hainbuche und wahrscheinlich auch Linde unterbaut wurde (Tab. 1: lfd. Nr. 5). Der schwächere Baum befindet sich am Rand eines kaum begangenen Weges, ebenfalls in einem Kiefernforst, der einen noch höheren Mischungsanteil an Laubgehölzen (u. a. Rotbuchen) aufweist. Ein nicht allzu weit entferntes drittes Exemplar im Jagen 54 ist Teil einer stark beschatteten dritten Baumschicht unter einer geschlossenen zweiten Baumschicht aus Buche, Spitz-Ahorn, Winter-Linde und Rot-Eiche sowie vereinzelt Altkiefern-Überhältern (Tab. 1: lfd. Nr. 4). Dieses Exemplar ist 5,25 m hoch und hat einen BHU von 17 cm. Das h/D-Verhältnis ist mit 0,97 entsprechend seiner sozialen Stellung in der dritten Baumschicht sehr weit, entspricht aber den von KORPEL & SANIGA (1994) für beschattete Eibenverjüngung mitgeteilten Werten.

Die Gehölzbestände der südwestlichen Jungfernheide stocken auf hinsichtlich ihrer Trophie für die Berliner Forsten etwas überdurchschnittlichen Böden. BÖCKER & SUKOPP (1985) weisen hier einen Linden-Eichenwald (*Tilio-Carpinetum*) aus. Demgegenüber befindet sich das bei SEIDLING & CONSTIEN (1998) näher beschriebene Eiben-Vorkommen im östlichen Grunewald auf Standorten, die von der forstlichen Standortkartierung den Standortformengruppen "arm" (A) bzw. "ziemlich arm" (Z) zugeordnet wurden (GRENZIUS et al. 1991, SEIDLING 1998b: Abb. 3). Als typische Vegetation ist hier ein Kiefern-Traubeneichenwald (*Pino-Quercetum typicum*) anzunehmen (lfd. Nr. 10 u. 11 in Tab. 1).

Da an beiden Standorten weder Alter noch Zuwächse der Eiben bekannt sind, bleibt unklar, zu welchen Anteilen den deutlich größeren Baumdimensionen in der Jungfernheide – gegenüber den maximal 4,30 m hohen Eiben im Grunewald – ein schon länger andauernder Besiedlungsprozess oder ein besseres Wachstum

zugrunde liegt. Dies könnte nur durch vergleichende Zuwachsuntersuchungen beurteilt werden.

3. Die Eibe in den Berliner Forsten

Subspontane Vorkommen junger Eibenpflanzen wie in der Jungfernheide und im östlichen Grunewald lassen sich in störungsreicheren, oft siedlungsnahen Bereichen der Berliner Forsten häufiger beobachten (Abb. 2). Oft finden sich kleinräumig beachtliche Dichten von Jungpflanzen. In derartigen Waldbereichen muss stets ein weitgehendes bis völliges Fehlen von Reh- und Damwild angenommen werden, das mit seinem bekanntermaßen starken Appetenzverhalten gegenüber *Taxus* (u. a. KLÖTZLI 1965, LEUTHOLD 1980, SCHEEDER 1994) sonst eine dauerhafte Etablierung verhindert. Das Wild kann dabei durch Hundeauslauf ebenso ferngehalten werden wie durch ständigen starken KFZ-Verkehr (vgl. SCHEEDER 1994: Abb. 56b). Auch isolierte, völlig von Siedlungen umgebene Jagen (z. B. Jagen 84 u. 85 in Gatow/Kladow oder Jagen 76 des Spandauer Forsts) weisen aufgrund des Fehlens entsprechenden Wildes oft überdurchschnittliche Dichten auf, wogegen in den zentralen Bereichen der Forsten kaum größere Eibenjungpflanzen feststellbar sind, obwohl auch hier ab und zu Keimlinge und wenige Zentimeter hohe Jungpflanzen anzutreffen sind (Tab. 1.: lfd. Nr. 12).

Diese Befunde lassen sich durch eine entsprechende Auswertung von Vegetationsaufnahmen aus der Königsheide (Berlin-Treptow) aus MACHATZI & MEISSNER (1996) ergänzen. In 5 von 23 Aufnahmen (22 %) kommt hier die Eibe mit r oder + sowohl in der Schöllkraut- und Drahtschmielen-Ausbildung der Kiefernbestände als auch in der Pfeifengras-Ausbildung der Eichenbestände vor. Unter Berücksichtigung der Deckungsgrade und einer Flächengröße der einzelnen Aufnahmen von 225 m² (J. MEISSNER, mdl. Mitt.) sowie einer räumlich zufälligen Verteilung der Vegetationsaufnahmen in Hinblick auf die *Taxus*-Vorkommen, lässt sich für dieses 110 ha große, von Siedlungen umgebene Waldgebiet eine Dichte von 17,4 Individuen ha⁻¹ errechnen. Damit liegt die Dichte deutlich über den entsprechenden Werten für die Jungfernheide (Tegel-Süd) mit 5,6 Individuen ha⁻¹, bzw. 0,9 für den westlichen Teil des Reviers Tegel-Nord (Vergleichswerte aus SEIDLING 1995: Tab. 2). Dieser Befund bestätigt die generelle Zunahme der *Taxus*-Dichte mit dem Ansteigen des Siedlungseinflusses auf den Wald. Über den Wildbesatz der Königsheide liegen dem Autor keine Angaben vor, aber ein Vorkommen von Reh- und Damwild ist eher unwahrscheinlich.

Auch unter reh- und damwildfreien Bedingungen verläuft jedoch nicht jede Ansammler erfolgreich. Dies zeigt die mehrjährige Beobachtung einer Keimlingsgruppe am Rand einer Dauerbeobachtungsfläche im Jagen 12 des Grunewaldes (vgl. GR 12 in SEIDLING 1990), der zu einem Hundeauslaufgebiet gehört: Im Herbst 1995 war neben einem Markierungsstein eine Gruppe von acht Keimlingen

aufgelaufen. Davon waren im September 1997 noch drei am Leben. Im Juli 1998 befanden sich noch an einem Exemplar wenige lebende Nadeln; im Sommer 1999 war das Vorkommen erloschen.

Um verallgemeinerbare, modellhafte Vorstellungen zur Ausbreitungsdynamik der primär ornithochor verbreiteten Eibe entwickeln zu können, sind quantitative Kenntnisse zur Produktion und zum Eintrag lebensfähiger Samen in Abhängigkeit von den Samenquellen ebenso vonnöten wie zur Rolle der Vektoren und Prädatoren. Die Analyse räumlicher (und zeitlicher) Strukturen aus derartigen Prozessen resultierender Samen- (vgl. KOLLMANN 1994) bzw. Sämlingsschatten kann zumindest Hinweise auf Besiedlungsmuster liefern. Entsprechende Beobachtungen zu einer Jungpflanzenpopulation in einem homogenen Kiefernforstgebiet wurden u. a. geostatistisch ausgewertet (SEIDLING 1999). Dabei konnte ein auf die Wald-Siedlungsgrenze bezogener Dichtegradient nachgewiesen werden, wogegen kleinräumige Klumpungen der Jungpflanzen keinem generellen Muster folgten.

4. Subspontane Eiben in einem Parkwald

Parkwälder können aufgrund extensiver Pflege forstlich geprägten Gehölzbeständen hinsichtlich ihrer Naturnähe nahe kommen und diese sogar übertreffen (vgl. KOWARIK 1996). Für große Teile des Parkwaldes auf der wegen ihrer Lage in der Havel zudem klimatisch begünstigten Pfaueninsel in Berlin-Zehlendorf trifft dies sicher zu (vgl. SUKOPP & SEILER 1998). Die Eibe gehört hier zu den häufig gepflanzten Gehölzen (BERGER-LANDEFELDT & SUKOPP 1966). Um eine Vorstellung über den spontanen Eibenjungwuchs im Parkwald zu bekommen, zeigt Abbildung 3 für den mit Wald bestockten Teil der Insel eine Auswertung von 57 Vegetationsaufnahmen aus LINDER (1995). Die Verteilung der Aufnahmen ist im Bezug auf das spontane Auftreten von *Taxus* zufällig, so dass eine entsprechende Hochrechnung der Jungpflanzen-Dichte für den bewaldeten Teil der Insel mit $12,4 \text{ ha}^{-1}$ (SEIDLING 1995: Tab. 2, nur Vorkommen in der Krautschicht wurden gewertet) als verlässliche Schätzung angesehen werden kann. Es ist davon auszugehen, dass durch die Insellage der Wildverbiss reduziert ist, wodurch die im Vergleich zu den Forstgebieten höhere Dichte zustande kommen dürfte. BERGER-LANDEFELDT & SUKOPP (1966) merken allerdings an, dass in "schneereichen" Wintern (wahrscheinlich bei zugefrorener Havel) Verbisschäden an *Taxus* durch Rehwild auftreten, und SUKOPP (1973) spricht sogar generell von starkem Verbiss der Eibe auf der Pfaueninsel.

5. Die Stechpalme in Teilen der Berliner Forsten und in einem Parkwald

Zum Auftreten von *Ilex aquifolium* in den Berliner Forsten liegen weit weniger Informationen als zu *Taxus baccata* vor. In dem bei SEIDLING & CONSTIEN (1998) bzw. SEIDLING (1998b) näher beschriebenen Gebiet im Revier Dachsberg wurden 24 *Ilex*-Pflanzen festgestellt, von denen vier über 1 Meter hoch waren (Abb. 4). Die generelle Verteilung im Gebiet ähnelt der von *Taxus baccata*, doch ist aufgrund der insgesamt geringeren Dichte ($0,33$ Individuen ha^{-1} gegenüber $8,1$ bei der Eibe) eine weitergehende statistische Auswertung wie bei der Eibe (SEIDLING 1999) nicht sinnvoll. Dennoch lässt sich festhalten, dass - wie die Eibe - auch die Stechpalme stärker in den Bereichen mit älteren Kiefern-Stangenhölzern auftritt und kaum in schattigeren Laub- bzw. Kiefern-Laubmischbeständen. Eine Bevorzugung einer der bei GRENZIUS et al. (1991) ausgewiesenen Standortformengruppen "arm" und "ziemlich arm" kann gleichfalls nicht festgestellt werden.

In der Jungfernheide wurde im Jagen 54 des Reviers Tegel-Süd unweit der kleinsten oben beschriebenen Eibe ein *Ilex*-Exemplar mit 320 cm Höhe angetroffen, das trotz hohen Schattendrucks durch den dichten, dreischichtigen Bestand (ähnlich lfd. Nr. 4 in Tab. 1) fruchtete. Eine Pflanzung kann so gut wie ausgeschlossen werden, zumal das Exemplar nicht in unmittelbarer Wegnähe steht und ein Eintrag mit Gartenabfällen (vgl. ASMUS 1981), wegen der Distanz zur nächsten Siedlung von mindestens 300 m, unwahrscheinlich ist. Weitere *Ilex*-Pflanzen wurden in der näheren Umgebung nicht festgestellt.

ZIMMERMANN (1982) erwähnt für 1971 das Vorkommen eines spärlichen *Ilex aquifolium*-Bestandes im Nordwesten des Jagen 88 im Revier Wannsee, der sich 1976 durch Wurzelbrut verdichtet habe. Dieser Bestand konnte 1999 nicht wiedergefunden werden. Auf der Pfaueninsel wurden 1974 vom selben Autor "zahlreiche" Jungpflanzen im südöstlichen Teil beobachtet. Unweit der Voliere und am Zedernweg (hinter dem "Schloß") verzeichnen BERGER-LANDEFELDT & SUKOPP (1966) gepflanzte Exemplare. In den bei SUKOPP et al. (1986) enthaltenen Vegetationsaufnahmen ist *Ilex aquifolium* nicht vertreten und bei LINDER (1995) nur in einer Aufnahme als Teil der Strauchschicht (Nr. 13 in Abb. 3), was auch für die Pfaueninsel auf einen im Vergleich zu *Taxus* deutlich geringeren Ausbreitungserfolg hinweist. Auch RINGENBERG (1994) ordnet der Stechpalme im Hamburger Stadtgebiet nur eine "mittlere Ausbreitungs-/Verjüngungstendenz" zu, während sie bei der Eibe "stark" sei (bei gleicher Verbreitungshäufigkeit). Für Berlin ist jedoch zu berücksichtigen, dass die Zahl der Anpflanzungen bei der Stechpalme deutlich geringer als bei der Eibe ist.

Falls Nachpflanzungen auszuschließen wären, sind die auf der Pfaueninsel auftretenden *Ilex*-Jungpflanzen geeignet, den Sämlingsschatten einer ornithochoren Gehölzart in Abhängigkeit von wenigen gepflanzten weiblichen Adultpflanzen zu

studieren, um realistische Modellvorstellungen zu den Ausbreitungs- und Etablierungsprozessen zu entwickeln (vgl. SEIDLING 1999).

6. Zum phytocoenologischen Anschluss von Eibe und Stechpalme in Berliner Gehölzbeständen

Die nach der geschätzten Trophie der Standorte geordnete Vegetationstabelle (Tab. 1) enthält Beispiele für den phytocoenologischen Kontext spontaner Eibenvorkommen in Berliner Gehölzbeständen im Vergleich zu einem natürlichen Eibenvorkommen im NSG Cisy Staropolskie westlich von Poznan/Polen (ZERBE 1993). In zwei Aufnahmen aus dem Grunewald sind auch spontane Stechpalmenjungpflanzen enthalten.

Der hier dargestellte Gesellschaftsanschluss der Eibe lässt – abgesehen von sehr allgemein in Wäldern verbreiteten Arten – so gut wie keine floristische Gemeinsamkeit mit dem Taxo-Fagetum ETTER 1947 erkennen, das dem Seslerio-Fagetum MOOR 1952 em. TH. MÜLLER 1992 nahesteht und vor allem auf trockenen Steilhängen aus kalkhaltigem Gestein in meist colliner bis montaner Höhenstufe vorkommt (u. a. OBERDORFER 1992).

Die subsontanen Berliner Vorkommen zeigen auch nur geringe floristische Überschneidungen mit der Aufnahme aus einem *Taxus*-Vorkommen bei Posen (lfd. Nr. 1 in Tab. 1), die sich dem auf deutlich basen-/nährstoffreicheren Standorten stockenden Stellario-Carpinetum Oberd. 1957 zuordnen lässt. Im gleichen Reservat kommt die Eibe auch auf Standorten des Pruno-Fraxinetum OBERD. 1953 vor (GIERUSZYNSKI 1961). Ähnliche Standorte werden von der Eibe auch in Berlin besiedelt, wurden aber nicht pflanzensoziologisch erfasst: So findet sich am Westufer der Pfaueninsel eine knapp 2 m hohe, subsontane Eibe im Übergangsbereich zwischen Weich- und Hartholzau, und drei, im Sommer 1998 2 bis 3 m hohe Pflanzen stehen westlich des Verbindungsgrabens zwischen Grunewaldsee und Langem Luch nördlich des Hüttenwegs auf einem Erlen-Eschenwald-Standort (letztere wurden bei einer Durchforstung 1998 auf ca. 50 cm Höhe abgesägt).

Die hier dokumentierten Aufnahmen mit *Taxus baccata* aus Berlin decken etwa einen Bereich ab, der vom Tilio-Carpinetum SCAM. et PASS. 1959 über das Pino-Quercetum REINH. 1939 moehringietosum bis zum Pino-Quercetum typicum bzw. vaccinietosum reicht. Insgesamt ist die pflanzensoziologische Zuordnung der Vegetationsaufnahmen im Sinne einer Zugehörigkeit zu Gesellschaftsreihen sensu SCAMONI (1963, vgl. SEIDLING 1998c) zu verstehen, da die floristische Zusammensetzung der mehr oder weniger stark abgewandelten Forstgesellschaften generell nur "weiche" Zuordnungen ermöglicht (vgl. FEOLI & ZUCCARELLO 1994). Neben der generellen Schwierigkeit, vieldimensionale Objekte mit diversen Übergängen und Abweichungen zu klassifizieren (u. a. FISCHER & BEMMERLEIN 1989), kommt die fehlende adäquate Berücksichtigung von Forstgesellschaften im pflanzen-

soziologischen System erschwerend hinzu. Diese Zuordnungsschwierigkeiten verstärken sich zwangsläufig, wenn die Flächen für die Vegetationsaufnahmen nicht nach engeren pflanzensoziologischen Kriterien ausgesucht wurden.

Die Vegetationstabelle zeigt auch, dass mit abnehmender Trophie bzw. Basensättigung die Höhe der vorkommenden Eiben geringer wird: Im Linden-Eichenwald (Tilio-Carpinetum) in der Jungfernheide ist sie z. T. Bestandteil der unteren Baumschicht, im Nabelmieren-Kiefern-Traubeneichenwald (P.-Q. moehringietosum) erreicht sie noch die Strauchschicht, und in der Blaubeervariante (P.-Q. vaccinietosum) ist sie nur noch Teil der Krautschicht. Dieser Befund mag mit zeitlich-räumlichen Unterschieden beim Diasporeneintrag als Folge vom Entstehungszeitpunkt benachbarter Siedlungen bzw. von deren Lage in der Landschaft zusammenhängen, könnte aber auch auf Beschränkungen des Wachstums auf ärmeren Standorten beruhen.

Die Stechpalme ist trotz ihrer Seltenheit in den Berliner Forsten in zwei Vegetationsaufnahmen aus dem Revier Dachsberg des Grunewaldes enthalten, die beide dem Pino-Quercetum typicum im oben dargestellten Sinne zugerechnet werden können. Da die Auswahl der Aufnahmeflächen primär am Vorkommen von *Taxus baccata* orientiert war, kann für die Berliner Forsten nur das Vorkommen der Stechpalme in diesem Vegetationstyp gezeigt werden und keine Aussage über ihren phytocoenologischen Schwerpunkt bzw. ihre Amplitude innerhalb der Berliner Gehölzbestände gemacht werden. Dass ihre Standortamplitude auch in Berlin über das Quercion hinausgeht, zeigt das Vorkommen auf dem Tilio-Carpinetum-Standort in der Jungfernheide (Ifd. Nr. 4 in Tab. 1; vgl. POTT 1990 für Nordwestdeutschland).

7. Zur Standortbindung von Eibe und Stechpalme

Anders als häufig angenommen (z. B. OTTO 1994) und als die von ELLENBERG (1991) vergebene Reaktions-Zahl 7 ("Schwachsäure- bis Schwachbasenzeiger, niemals auf stark sauren Böden") erwarten lässt, reicht die standörtliche Amplitude der Eibe weit in den sauren Bereich hinein. So stocken die oben erwähnten Vorkommen im östlichen Grunewald (SEIDLING & CONSTIEN 1998) auf sehr sauren Böden, die von der forstlichen Standorterkundung als A-Standorte ausgewiesen wurden (GRENZIUS et al. 1991). Doch berichtet schon CONWENTZ (1892) von einem Einzelvorkommen auf armem Sandboden, und LEUTHOLD (1980, dort weitere Zitate) weist auf Vorkommen im Bereich sauren Muttergesteins (Gneise und Porphy) im Tessin hin. KRÓL (1975) erwähnt das Auftreten von *Taxus baccata* in Dicrano-Pinion-Gesellschaften (moos- und zwergrauschreie Kiefernwälder bodensaurer Standorte) in Polen. Pflanzungen auf saurem Boden aus lössüberlagertem Buntsandstein im südöstlichen Niedersachsen zeigen relativ gute Zuwächse (BECK & BEHRENS 1998). Damit scheinen auch niedrige bis sehr niedrige pH-

Werte im Oberboden (im Grunewald bis unter 3,5) für die Eibe nicht limitierend zu sein, und ihr Fehlen in weiten Bereichen ihres potenziellen Standortspektrums dürfte vor allem auf anthropo- und zoogenen Faktoren beruhen (siehe Kap. 8).

Trotz ihrer Toleranz gegenüber einem hohen Säuregrad des Bodens besteht die Möglichkeit, dass höhere N-Einträge in den letzten Jahrzehnten für das Wachstum der Eibe in den Berliner Forsten förderlich gewesen sind. Nach FISCHER (1994 in FAENSEN-THIEBES 1997) lag die N-Gesamtdeposition im Grunewald (Jagen 91, Bestand) zwischen 21 (1987) und 10 (1996) $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ (vgl. FISCHER 1996), was deutlich über der von FAENSEN-THIEBES et al. (1997) für diesen Standort errechneten kritischen Depositionsrate (critical load) von $6,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ liegt, oberhalb der mit Wirkungen auf ökosystemarer Ebene gerechnet werden kann. ELLENBERG (1991) bezeichnet die Eibe allerdings als indifferent gegenüber der Höhe der N-Versorgung. Die zum Teil schon älteren Individuen im Revier Dachsberg (SEIDLING & CONSTIEN 1998) zeigen, dass deren Keimung und Etablierung vor vielleicht 30 bis 40 Jahren auch unter damals N-ärmeren Bedingungen möglich war. Die Annahme OTTOS (1994), der für *Taxus baccata* eine sehr geringe Nährstoffmangel-Toleranz angibt, steht im Widerspruch zu dieser Einschätzung.

Anders als die Eibe gilt die Stechpalme als Säure- bis Mäßigsäurezeiger ($R = 4$ nach ELLENBERG 1991). Ihren Schwerpunkt hat sie im Ilici-Fagenion, einem westeuropäischen Unterverband des Quercion robori-petraeae, doch kommt *Ilex aquifolium* in vielen Gesellschaften der Querco-Fagetea vor (OBERDORFER 1992). Nach POTT (1990) reicht ihre standörtliche Amplitude bis zu den Eichen-Hainbuchen- bzw. Buchenwäldern auf lössreichen und kalkhaltigen Substraten. Bei der Nährstoffversorgung gibt ELLENBERG (1991) "mäßig stickstoffreiche Standorte anzeigend" an, doch ist – wie bei vielen anderen Baumarten – ihre physiologische Amplitude auch diesbezüglich sehr weit (POTT 1990), so dass eine Wachstumsförderung durch die höheren N-Einträge der letzten Jahrzehnte zwar anzunehmen ist, diese jedoch nicht als notwendig für ihr Vorkommen zu betrachten sind.

Damit steht das sekundäre Auftreten der Stechpalme in bodensauren Forstgesellschaften (vgl. Tab. 1, lfd. Nr. 10 u. 11) nicht im Widerspruch zu ihrem bekannten substratbezogenen ökologischen Profil. Die Art dürfte in Mittelbrandenburg kaum substratlimitiert sein, sondern hat den Berliner Raum in der nacheiszeitlichen Entwicklung aus klimatischen oder anderen biogeografischen Gründen natürlicherweise nicht erreicht (vgl. BRANDE 1980, 1993a, POTT 1990).

8. Arealbezogene und palynologische Betrachtungen zur Eibe und Stechpalme

Die Faktorenkomplexe Klima, Substrat und (ausbreitungs-)biologische Charakteristika sowie zunehmend menschliche Aktivitäten verschiedenster Art sind stets im Verbund für die Wuchsortwahl einer Pflanze ausschlaggebend. Ausbreitungs-,

Etablierungs-, aber auch Wachstumsprozesse unterliegen zudem ortsabhängigen Stochastizitäten, die z. B. auf Masseneffekten sensu SHMIDA & WILSON (1985) beruhen können, so dass verallgemeinernde Aussagen zum Auftreten einer Pflanzenart hinsichtlich eines bestimmten Wuchs- bzw. Standorts stets nur mit einer mehr oder weniger großen Wahrscheinlichkeit Gültigkeit haben (vgl. ökologische Präferenzfunktionen und deren Herleitung für Pflanzengesellschaften bei FISCHER 1994).

Ein komplexes Zusammenwirken verschiedener Faktoren findet auch auf der landschaftlichen Ebene seinen Niederschlag. So weist MEUSEL (1943) zwar auf die auffällige Übereinstimmung der östlichen Verbreitungsgrenze von *Ilex aquifolium* mit der 0 °C-Januar-Isotherme hin, aber auch die 19 °C-Juli-Isotherme und die 800-mm-Jahresisohyete haben zu ihr einen engen Bezug. MEUSEL bezeichnet die Arealform einer Pflanzenart deshalb als etwas "Gestaltliches", womit er zum Ausdruck bringen will, dass sich für einen speziellen Grenzverlauf meist kein Einzel faktor im Sinne einer kausalen Begründung angeben lässt. Er unterstreicht auch die Bedeutung historischer Gegebenheiten für das Zustandekommen eines Areals.

Die von ELLENBERG (1991) für *Ilex aquifolium* vergebene Kontinentalitätszahl 2 (ozeanisch, mit Schwergewicht im Westen einschl. des westl. Mitteleuropas) bezieht sich - wie alle seine Zeigerwerte - rein auf beobachtete und somit "realisierte" Nischenschwerpunkte. Auftretende und erst recht physiologisch mögliche Verbreitungs- oder Standortsgrenzen einer Art werden nicht wiedergegeben. Eben so wenig kann durch diesen Wert der eigentlich begrenzende "Mechanismus" spezifiziert werden. Das Versagen gerade der Kontinentalitätszahl im Zuge eines Übertragungsversuchs auf die Flora Großbritanniens (HILL et al. 2000) unterstreicht deren geringe Aussagefähigkeit im Hinblick auf klimatische Einzelfaktoren (vgl. auch POPPENDIECK & PETERSEN 1999 zur Verbreitungsgrenze von *Viscum album* im nordwestlichen Deutschland).

Um Hinweise auf die Entstehung des insgesamt stark disjunkten, allerdings weit nach Osten reichenden Areals von *Taxus baccata* (z. B. ZOLLER 1981) zu erhalten, soll ihre nacheiszeitliche Entwicklung im mittelbrandenburgischen Raum skizziert werden: Sie wanderte bald nach der Eiche vor ca. 9000 Jahren ein und hatte zwischen 4900 bis 2800 Jahre vor heute (späte Wärmezeit) ein relatives Pollenniederschlagsmaximum. Ein lokales Baumpollen-Anteilsmaximum von 5 % wurde nordöstlich Berlins gefunden (STRAHL 1993 in BRANDE 1994). Danach und bis heute sind nur noch wenige Pollenfunde vorhanden (BRANDE 1993a, 1994).

Für die mehr ozeanisch geprägten Bereiche Mitteleuropas wird die mit der Nachwärmezeit einsetzende Buchenkonkurrenz als maßgeblicher Rückgangsfaktor für die Eibe angeführt (KÜSTER 1996). Im subkontinental getönten Mittelbrandenburg dürfte wegen der geringen bis fehlenden Buchenkonkurrenz dieser Vorgang nur lokal von Bedeutung gewesen sein (vgl. BRANDE 1993b) und erscheint deshalb als maßgebliche Rückgangsursache für diese sehr schattentolerante Gehölzart we-

nig wahrscheinlich. Ebenso dürfte ein klimatogenes Aussterben unwahrscheinlich sein, zumal selbst im Wald von Bielowieza an der polnisch-weißrussischen Grenze jenseits der östlichen Verbreitungsgrenze der Buche noch bis Ende des 19. Jahrhunderts Eiben vorkamen (FALINSKI 1986) und sie auch in anderen subkontinentalen Bereichen Polens auftritt (vgl. BROWICZ & GOSTYNSKA 1975).

Hinweise auf ein anthropogenes Aussterben der Vorkommen der Eibe im nordöstlichen Havelländischen Luch sowie bei Oranienburg geben die bei KRAUSCH (1974, vgl. auch ASCHERSON 1864) zusammengetragenen Angaben. Demnach verschwand hier die Eibe etwa zeitgleich mit der Urbarmachung des Eubruchs zu Beginn des 19. Jahrhunderts. Ihre dortigen Vorkommen – wahrscheinlich in leicht erhöht gelegenen Eichenmischwäldern – können aufgrund von Orts- und Flurnamen (z. B. Tietzow von slav. tisz = Eibe) bis in das frühe Mittelalter als belegt gelten (KRAUSCH 1974). Damit kann angenommen werden, dass die schon von Natur aus geringeren Vorkommen innerhalb der Wälder Brandenburgs durch Rodung und sonstige Eingriffe erloschen sind. Die Ergebnisse von SARMAJA-KORJONEN et al. (1991) oder BEUG (1964) deuten auf ähnliche Zusammenhänge zwischen menschlicher Besiedlungstätigkeit und dem Rückgang der Eibe zu anderen Zeiten und in anderen Gebieten hin, und auch AVERDIECK (1971) schließt – neben klimatischen Faktoren – direkte menschliche Einflussnahme als Rückgangursache im nordwestlichen Deutschland nicht aus.

Spätestens seit 1594 wird *Taxus baccata* in Brandenburg kultiviert, und ab 1787 werden von KOWARIK (1992a: Tab. 45) subspontane Vorkommen angenommen (WILLDENOWS Angabe von 1787 "Im Thiergarten passim" differenziert allerdings nicht gepflanzte und spontane Vorkommen). Demnach haben sich der Prozess des Aussterbens der letzten natürlichen Vorkommen in Brandenburg und die synanthrope Ausbreitung zeitlich deutlich überschritten. Eventuell hat durch Wildlingswerbung ihre Kultivierung sogar ihr Aussterben beschleunigt (s. Ausgrabung von 150 Eiben an der Plesse in Niedersachsen im Jahre 1573 zwecks Kultivierung in Gärten, WILLERDING 1968: 148 f.).

Anders als die Eibe hat die Stechpalme keine lange Geschichte in Berlin bzw. Mittelbrandenburg. Erst mit ihrer Kultivierung kam sie ins Gebiet, was nach KOWARIK (1992a) mindestens ab 1663 der Fall war. Spontane Vorkommen werden wieder ab 1787, also 124 Jahre später, angenommen (WILLDENOW 1787: "Im Thiergarten prope venatorem aulicum rarius").

Das subspontane Auftreten von *Ilex*-Pflanzen sollte zunächst als synanthrope Arealerweiterung aufgefasst werden. Weitergehende Schlüsse auf Ursachen, wie sie im Zusammenhang mit erwarteten oder schon eingetretenen Klimaveränderungen für die Baumartenzusammensetzung im östlichen Brandenburg angestellt werden (z. B. LUTHARD & BEYER 1998), müssen angesichts natürlicher Klimaschwankungen in historischer Zeit (z. B. OTTO 1994: Tab. 2) mit Vorsicht aufgenommen werden.

9. Populationsbiologische Bemerkungen zu Eibe und Stechpalme

Umfassende Bearbeitungen der Baumarten Eibe und Stechpalme aus populationsbiologischer Sicht stehen noch aus und können nach dem momentanen Kenntnisstand selbst nach umfassender Sichtung der Literatur wahrscheinlich nur fragmentarisch sein, zumal bei der Eibe Wildpopulationen meist nur noch in relikartigen Beständen vorkommen. An dieser Stelle sollen einige populationsbiologische Aspekte angerissen werden, die mit synanthropen Ausbreitungsprozessen im Zusammenhang stehen.

Als häufig angeführte Probleme sich neu etablierender Pflanzenpopulationen gelten Gründer- und Flaschenhalseffekt. Beide sagen wenig variable Reaktionsnormen entsprechender Populationen aufgrund eingeschränkter genetischer Diversität (Allelhäufigkeiten) voraus. Falls durch gärtnerischer Auslese und Kultivierung verschiedene Herkünfte zur Anpflanzung gelangten und anschließend verwilderten, sollte die mit der Zweihäusigkeit verbundene obligate Fremdbestäubung bei beiden Gehölzarten für eine schnelle Durchmischung lokal oder regional vorhandener Allele sorgen. Die mit $1,6 \text{ m s}^{-1}$ unter den einheimischen Baumpollen geringste Sinkgeschwindigkeit des Flugpollens der Eibe (WALTER & STRAKA 1970; ROLOFF 1998 gibt 2000 km als Verfrachtungsdistanz an) dürfte auch über größere Distanzen einen Austausch genetischer Informationen ermöglichen. Dazu passt, dass THOMA (1995) bzw. LEWANDOWSKI et al. (1995) im Vergleich zu anderen Waldbaumarten überdurchschnittlich hohe Heterozygotiegrade innerhalb einzelner Populationen nachweisen konnten. Auch räumliche Allelmuster, wie sie DEHMER (1998) für europäische Eibenpopulationen fand, deuten schon auf kleinem Raum (Bodetal) auf eine hohe genetische Variabilität hin. Über große Entfernungen (Frankreich, Südengland) nimmt die genetische Distanz weiter zu, doch konnten auch verblüffende Ähnlichkeiten zwischen dem Bodetal und einem Wuchsort in der Schweiz gefunden werden. Letzteres mag als Hinweis auf Genaustausch über größere Distanzen gesehen werden. Interessanterweise fanden SENNEVILLE et al. (2001) bei der monözischen *Taxus canadensis* eine deutlich unterdurchschnittliche genetische Vielfalt innerhalb einzelner Populationen, dafür aber eine stärkere Differenzierung zwischen den Populationen (Metapopulationsstruktur). Sie interpretieren dies u. a. als Resultat wiederholter Flaschenhals-Situationen. Vor dem Hintergrund dieser Ergebnisse wären entsprechende Untersuchungen an der spontanen Population in den Berliner Forsten bzw. deren Nachkommen von Interesse.

Bei der insektenbestäubten Stechpalme ist ein gesicherter Pollentransfer von einer gewissen Blütenspezifität entsprechender Bestäuber abhängig. Dies scheint auch in Berlin zumindest in Gärten gewährleistet zu sein. Entsprechende genetische Untersuchungen in einer expandierenden Population trügen zur Erhärtung/Klärung allgemeiner Theorien und Fragen bei, wie sie z. B. HURKA (1990) im Zusammenhang mit der Verflechtung von genetischen Strukturen und Raum aufgreift (vgl. auch HUSSENDÖRFER 1999).

Inwieweit durch Kultivierung und nachfolgende Verwilderung genetische Differenzierungs- und Selektionsprozesse bei beiden Gehölzarten angestoßen wurden, die sich auf die ökologische Amplitude beider Arten ausgewirkt haben könnten, ist nicht bekannt. Eine Unterscheidung, ob derartige evolutive Veränderungen in einem konkreten Fall eingetreten sind oder ob eine Art von vornherein die Fähigkeit besaß, Bereiche jenseits ihres bisherigen (natürlichen) Areals zu besiedeln (präadaptiert war), ließe sich letzten Endes nur durch langwierige Provenienzversuche, wie sie innerhalb des forstlichen Versuchswesens mit forstwirtschaftlichen Nutzpflanzen durchgeführt werden (z. B. KOHLSTOCK 1999), evtl. im Verein mit ökophysiologischen Untersuchungen (vgl. KÜPPERS 1991), klären. Falls bei der Eibe in der frühen Epoche ihrer Kultivierung auch Wildlinge im mittelbrandenburgischen Raum zur Anpflanzung in Parks und Gärten gelangten, dürften sich entsprechende Individuen genetisch sowieso nur im Rahmen der üblichen, bestandsinternen bzw. landschaftsbezogenen Heterogenität unterscheiden haben.

Inwieweit genetisch fixierte Kulturmerkmale und andere genetische Effekte in späteren Generationen zu verstärkten Ausfällen führen, bleibt abzuwarten. *Taxus baccata* zeigt jedenfalls, dass sie trotz gärtnerischer Selektion auch unter klimatisch und ökologisch suboptimalen Bedingungen in Forste und in geringerem Maße in naturnähere Mischwälder einzudringen vermag. Der momentane Anteil von Pflanzen mit offensichtlichen Kulturmerkmalen ist im östlichen Teil des Reviers Dachsberg mit 2,7 % (SEIDLING 1998b) niedrig. Nach HATTEMER (mdl. Mittlg.) beruhen vom Wildtyp abweichende Wuchs- und Benadlungsformen in der Regel lediglich auf Veränderungen einzelner Gene. Ob eine Stabilisierung derartiger Kultigene in verwilderten *Taxus*-Populationen eintritt, muss abgewartet werden. Eine genetische Beeinflussung autochthoner *Taxus*-Populationen kann für den Berliner Raum mangels rezenter Vorkommen ausgeschlossen werden.

Bei neophytischen Gehölzen bezeichnet KOWARIK (1992a) die Zeit zwischen Anpflanzung und festgestellter selbständiger Ausbreitung als "Lag-Phase". Für *Taxus baccata* gibt er 193, für *Ilex aquifolium* 124 Jahre an. Diese Zeitspannen sind deutlich länger als die Zeit, die beide Gehölzarten von der Pflanzung bzw. spontanen Etablierung bis zum ersten Fruktifizieren brauchen. *Taxus baccata* kann im Alter von ca. 20 Jahren anfangen zu blühen und zu fruktifizieren (ZOLLER 1981, ROLOFF 1998). Im Schatten von Beständen kann der Beginn des Blühens und Fruchtens jedoch verzögert sein. So beziffert SCHRETZENMAYR (1987) den Beginn der Fruktifikation bei der von A. COTTA begründeten, schattseitigen Pflanzung bei Tharandt mit 90 Jahren. Im Bezug auf die hier behandelten Forstgebiete scheint bei *Taxus baccata* - abgesehen vom Zeitraum zwischen der Pflanzung in den um 1900 angelegten Gärten im Ortsteil Grunewald (s. MIELKE 1971) und ihrer Fruchtreife - eine entsprechende, biologisch-ökologisch bedingte Verzögerung nicht oder kaum aufgetreten zu sein, auch wenn genaue Angaben über den Zeitpunkt der Anpflanzungen in diesen Gärten ebenso fehlen wie Angaben über das erste subspontane

Auftreten im angrenzenden Forst (bzw. in den Gärten selbst, vgl. RINGENBERG 1987). Leider finden sich zu den älteren dokumentierten Beispielen von Verwilderungen der Eibe (CONWENTZ 1907: Vorkommen in einem 40-jährigen Kiefernbestand bei Danzig; BAENITZ 1908: Ansiedlungsversuche einer Eibenform in einem Buchenwald bei Wiesbaden) über deren zeitliche Abfolge keine Angaben. Möglicherweise ist ein erheblicher Teil der von KOWARIK (1992a) festgestellten Lag-Phase methodisch bedingt, auch wenn stets art- und habitatspezifische Zeitspannen bis zum Beginn der Reproduktion zu veranschlagen sind. Bei diözischen und sonstigen obligat fremdbestäubten Arten müssen selbstverständlich entsprechende Partnerpflanzen in der Nähe vorhanden sein, was bei seltener angepflanzten Arten wie *Ilex aquifolium* einen Engpass darstellen könnte.

10. Zur naturschutzfachlichen Beurteilung von Eibe und Stechpalme in Berlin

Nachdem in einem älteren Kiefern-Laub-Misch- bzw. Kiefernforst auf Standorten des Tilio-Carpinetum fruchtende *Taxus baccata*-Individuen der ersten (sub-)spontanen Generation und juvenile Individuen einer zweiten spontanen Generation gefunden wurden, kann die Art, nach dem populationsbiologisch orientierten Konzept von KOWARIK (1991), in Berlin als etabliert (Kategorie E1) angesehen werden. Die von KOWARIK im Hinblick auf das Überleben klimatischer Extreme gleichzeitig geforderte obligate Verknüpfung dieses populationsbiologischen mit einem zeitlichen Kriterium wird bei einer einheimischen Art wie *Taxus baccata* hinfällig: Durch ihre jahrhundertelange Anwesenheit im mittleren Brandenburg gibt es keinen Grund, ihre Klimatauglichkeit in Zweifel zu ziehen. Inzwischen halten PRASSE et al. (2001) die Art aufgrund einer "aktuell zunehmenden Tendenz" von Verwilderungen aus Gärten und Parkanlagen ebenfalls für aktuell etabliert. Die Zuordnung nach dem Zeitpunkt ihres ersten Auftreten im Berliner Raum bei BÖCKER & KOWARIK (1991) als "vorübergehend verschollene einheimische Art" (T1-) wird nicht berührt. Ob in Zukunft auf populationsbiologischen Prozessen basierende Modelle (vgl. WISSEL 1989, CORNELIUS 1991) bei der Beurteilung des naturschutzfachlichen Etablierungsgrades von Arten das einfache zeitliche Kriterium ergänzen oder ablösen können, hängt u. a. vom ausreichenden Kenntnisszuwachs über Ausbreitungs- und Rückgangsvorgänge ab, denen zeitliche Komponenten sowieso inhärent wären.

Bei *Ilex aquifolium* erweitert sich aufgrund der hier vorgelegten Befunde aus den Berliner Forsten das bisher bekannte Habitatsspektrum um die Kategorie "Vorkommen auf gering bis mäßig von menschlichem Einfluss betroffenen Standorten der vor- bzw. nicht industriellen Landschaft". Der Status bzw. Modus des Erstauftretens (T3: Erstauftreten mit menschl. Hilfe nach 1500 = Neophyt nach SCHROEDER) wird nicht berührt. Fraglich ist, ob das Fruchten eines subsponanten

Vorkommens bereits ausreicht, den bisherigen Etablierungsgrad (E4: gegenwärtig vorkommend, aber weder gegenwärtig noch zu einem früheren Zeitpunkt etabliert) in E1 zu ändern (PRASSE et al. 2001), oder ob bis zum Nachweis einer im populationsbiologischen Sinne etablierten zweiten spontanen Generation gewartet werden sollte. Letzteres dürfte im Einzelfall nicht immer leicht nachzuweisen sein.

Dass bei der Beurteilung des Etablierungsprozesses dessen Erkennen zeitlich der tatsächlichen Entwicklung in der Regel hinterherhinkt, lassen jüngere "Rote Listen" und vergleichbare Veröffentlichungen deutlich werden: Noch 1984 erwähnt die Arbeitsgruppe Artenschutzprogramm Berlin die Eibe als "Kulturpflanze" der Zierfriedhöfe, obwohl zu diesem Zeitpunkt (sub)spontane Vorkommen in Gärten und Parks ebenso vorhanden gewesen sein müssen wie solche in den erwähnten Forstgebieten. Der Einstufung von SUKOPP et al. (1981) als Neophyt bzw. der von KOWARIK (1988) als epökophytischer Neophyt lagen wiederum nur ihre synanthropen Vorkommen zugrunde.

Sowohl ihre subspontane Ausbreitung wie ihre Wiedereinbürgerung zeigen, dass *Taxus baccata* nach ihrem sehr wahrscheinlich anthropogenen Aussterben ohne unmittelbare menschliche Hilfe selbst unter standörtlich suboptimalen Bedingungen leben und sich fortpflanzen kann, wenn Reh- oder Damwild zu den entsprechenden Bereichen in der Landschaft keinen Zugang hat. Die Pflanzenart ist damit erneut ein etablierter Teil der Flora Berlins und ihr sollte zur Sicherung der Vorkommen der zweiten freilebenden Generation ebenso wie der subspontanen Mutterpflanzen eine entsprechend hohe Schutzkategorie (2: stark gefährdet) der Roten Liste zukommen. Auch wenn bei *Taxus baccata*, anders als für subtropische und tropische *Taxus*-Arten keine unmittelbare Gefahr eines generellen Aussterbens besteht (OLDFIELD et al. 1998), kommt den Berliner Forsten als lokalem Bewirtschafter die Verantwortung für den Erhalt der spontanen Vorkommen und ihrer gesicherten Weiterentwicklung vor allem im Zusammenhang mit waldbaulichen Maßnahmen zu. Dass in entfernterer Zukunft auch die in den letzten Jahren verstärkt vorgenommenen Pflanzungen der Eibe innerhalb der Berliner Forsten (u. a. im Jagen 52 der Jungfernheide) ebenfalls Ausbreitungszentren für subspontane Jungpflanzen werden können, sollte die Wertschätzung der heutigen spontanen Vorkommen keinesfalls schmälern.

Der Tatsache, dass die verwilderten *Taxus*-Individuen von Kultivaren ungeklärter Provenienz abstammen, sollte im Zusammenhang mit einem Schutzstatus für die Art nicht zu viel Gewicht beigemessen werden, auch wenn die hiermit zusammenhängenden Fragen hier nicht abschließend diskutiert werden können. Aufgrund ihrer obligaten Fremdbestäubung dürfte schon die erste (subspontane) Filialgeneration mit ihrer geringen Dichte phänotypisch auffälliger Individuen einen hohen Heterozygotiegrad aufweisen. Zudem steht zu erwarten, dass in den Folgegenerationen eine möglicherweise geringere Fitness der Individuen mit Kulturmerkmalen zu einer weiteren Ausdünnung der verantwortlichen Allele (Kulti-

gene) führt. Hierzu wären populationsgenetische Begleituntersuchungen wünschenswert, zumal entsprechende Fragestellungen durchaus von weiterreichendem Interesse auch im Zusammenhang mit transgenen Pflanzen wären.

Ohne hier die bei KOWARIK (1991) dargelegten Argumente zum Für und Wider einer Aufnahme von Neophyten in Rote Listen zu wiederholen, sollte für einen passiven Schutz (weder Förderung noch Bekämpfung) der neophytische Stechpalme in den Forstgebieten plädiert werden, zumal eine Massenausbreitung wie bei der einhäusigen Spätblühenden Traubenkirsche (STARFINGER 1990, SEIDLING 1993) auf absehbare Zeit nicht zu erwarten ist.

11. Ausblick

Mit Sicherheit stellt die Eibe in unseren Forsten und Wäldern nicht nur eine floristische "Bereicherung" im Sinne einer weiteren, zumal ursprünglich heimischen Baumart dar, sondern dieser schattentolerante kleinwüchsige Baum vermag auch eine strukturelle "Nische" in unseren Forsten zu füllen. Mit ihrer sehr langen potenziellen Lebensdauer kommt der Eibe eine spezifische Rolle im raum-zeitlichen Gefüge natürlicher Waldökosysteme zu: Aufgrund ihrer verbreitungsbiologischen Charakteristika dürfte sie ihr Regenerationsmaximum primär in mittleren Sukzessionsstadien haben (z. B. SMITH 1975, DEBUSSCHE & ISENMANN 1994) und ist demnach als Zwischenwaldart (WECK 1956, PASSARGE 1970) einzustufen. Wegen ihrer langen Lebensdauer und ihrer hohen Schattentoleranz ist sie jedoch auch als Teil des Schlusswaldes anzusehen und kann diesen sogar bis zum nächsten Regenerationszyklus der jeweiligen Hauptbaumart überdauern (KORPEL & SANIGA 1994). Für räumlich mehr oder weniger ausgedehnte Zerfalls- und Übergangsphasen wäre unter entsprechenden Bedingungen mit lokalen Regenerationsmaxima zu rechnen, wobei nach KORPEL & SANIGA (1994) besonders hohe Sämlingsdichten entlang innerer Strukturgrenzen zu erwarten sind.

Der natürlichen Regeneration der Eibe steht ein starker Fraßdruck durch vor allem Hirschartige entgegen (u. a. WILLERDING 1968, LEUTHOLD 1980, SCHEEDER 1994), so dass sie sich in der freien Landschaft nur an unzugänglichen Stellen (z. B. Steilhängen) verjüngen kann. Dies dürfte auch weiterhin zu ihrem Ausschluss von vielen ihrer potenziellen Wuchsorte beigetragen. Wie Eibenpopulationen in Zeiten geringeren menschlichen Einflusses auf die Dynamik der Wälder dem Wild entgingen, ist sicher nicht ohne weiteres eruierbar, doch dürften lokale Vorkommen großer Raubtiere räumlich deutlich unterschiedliche Dichten bei Herbivoren, wie Rehe, hervorgerufen haben. Solche raum-zeitlich wirkenden Regulationsmechanismen wurden für kanadische Wälder anhand des Zusammenspiels von lokal aktiven Wolfsrudeln und dazu reziproken Dichten von Hirschpopulationen dargelegt (MECH 1977) und jüngst aus der Schweiz im Zusammenhang mit der Wiedereinbürgerung des Luchses berichtet (AG Wald und Wild 1999). Derartig

komplex gestaltete Regenerationsfenster scheinen heute für die Eibe in großstadtnahen Forsten durch reh- und damwildfreie Hundeauslaufgebiete sowie sonstige stark gestörte Bereiche wieder offen zu stehen.

Somit ergibt sich die kuriose Situation, dass nah verwandte Arten in Nordamerika als Urwaldrelikte gelten. Nach BUSING et al. (1995) erreicht die Pazifische Eibe (*T. brevifolia*) ihr Stammzahlmaximum in alten (Primär-)Wäldern, und BALGOOYEN & WALLER (1995) berichten ähnliches über *T. canadensis*. Demgegenüber weist *Taxus baccata* heute ein Regenerationsoptimum in Stadtnähe auf. Ähnliche Vorkommen wie in Berlin sind aus dem Frankfurter Stadtwald (GREGOR in SEIDLING 1995) und aus siedlungsnahen Bereichen der Lübecker Stadtwälder bekannt. Dort erreichen nach REIMERS (2000) 10 bis maximal 125 cm hohe Eibenjungwüchse kleinräumig sogar Dichten von bis zu 220 ha⁻¹. Auch in den Forsten der unmittelbaren Umgebung von Freital/Sachsen (MAHR briefl. Mittlg.) bzw. Tharandt (eigene Beobachtungen) und vereinzelt auch in den Forsten an der Peripherie Hamburgs (eigene Beobachtungen) sind entsprechende Vorkommen vorhanden. In Dänemark wurde ein vergleichbares, an Gärten grenzendes Vorkommen in Aarhus untersucht (SVENNING & MAGÅRD 1999). Auch in den vor allem von Robinie dominierten Wäldern einer ehemaligen Bahnhofsbrache, dem jetzigen 'Naturpark Südgelände', in Berlin-Schöneberg sind spontane Eiben als Teil der aktuellen Gehölzverjüngung nicht selten (eigene Beobachtungen, vgl. KOWARIK 1990: Tab. 1).

In den oft monotonen Kiefernforsten ist die Eibe auch aus waldästhetischer Sicht zu begrüßen (s. Landschaftsbild und Erholung in KRAUSS et al. 1990: 85ff.), solange sie nicht – wie in einigen Parks (SPRÖTGE 1991) – über große Flächen aus Pflanzungen hervorgegangene, dicht schließende Unterstände bildet. Dies ist für die Berliner Forsten auf lange Sicht selbst in den Hundeauslaufgebieten nicht zu befürchten und würde als Resultat eines natürlichen Ausbreitungsvorganges bei dieser langsamwüchsigen Baumart unter den gegebenen Konkurrenzverhältnissen auch kaum zu erwarten sein.

Für die im Berliner Raum nicht einheimische *Ilex aquifolium* ist eine stärkere Ausbreitung nach dem derzeitigen Vorkommen einzelner verwilderter Jungpflanzen nicht zu erwarten, zumal es sich ebenfalls um ein langsam wachsendes Gehölz handelt (SCHRÖTTER 1999). Somit können die wenigen subsponsanten – und in Zukunft möglicherweise auch einmal sich sexuell oder vegetativ reproduzierenden – Exemplare innerhalb der Forsten als floristische Besonderheit und Bereicherung betrachtet werden. Ein puristischer Standpunkt hinsichtlich einer Eliminierung der Pflanzen im Zuge einer florengerechten Ausstattung der Berliner Forsten wird m. E. der Sachlage kaum gerecht und negiert auch die dynamischen Prozesse der bisherigen und zukünftigen Florentwicklung. Zudem besteht ein Unterschied zwischen einer in großer Zahl ausgebrachten, relativ schnellwüchsigen Gehölzart wie der Spätblühenden Traubenkirsche (STARFINGER 1990) oder anderen partiell

invasiven Straucharten, wie *Symphoricarpos albus* und *Mahonia aquifolium* (AUGE et al. 1997), und einem subspontan auftretenden Gehölz, das ab und zu als Einzel-exemplar anzutreffen ist und im Berliner Raum jenseits seines seit langem stabilen natürlichen Areals in geringer Dichte lebt. Zudem ist bei der subatlantisch verbreiteten Stechpalme noch unklar, inwieweit sie Jahre mit extremer Kälte oder Trockenheit ohne direkte oder indirekte Pflege (z. B. Bewässerung in Gärten) in Forstgebieten überlebt.

Danksagung

Für Hinweise zum Vorkommen der Eibe in Brandenburg danke ich Dr. habil. HEINZ-DIETER KRAUSCH, für die kritische Durchsicht des Manuskripts und für die Überlassung eines Dias Dr. ANGELA VON LÜHRTE, für die Nachbestimmung einiger Moosbelege Dr. ANNEMARIE SCHAEPE sowie Prof. Dr. INGO KOWARIK, Dr. ARTHUR BRANDE und Dr. GUNTHER KLEMM für Anmerkungen und Korrekturen im Zuge des Revisionsverfahrens.

12. Literatur

- ARBEITSGRUPPE ARTENSCHUTZPROGRAMM BERLIN 1984: Grundlagen für das Artenschutzprogramm Berlin. Bd. 1. – Landschaftsentw. u. Umweltforsch. 23.
- ARBEITSGRUPPE WALD UND WILD DES SCHWEIZER FORSTVEREINS 1999: Einfluss freilebender Wiederkäuer auf die Verjüngung des Schweizer Waldes. – Schweiz. Z. Forstwes. 150: 313-326.
- ASCHERSON, P. 1864: Flora der Provinz Brandenburg, der Altmark und des Herzogthums Magdeburg. Erste Abteilung. – Berlin.
- ASMUS, U. 1981: Der Einfluß von Nutzungsänderungen und Ziergärten auf die Florenzusammensetzung stadtnaher Forste in Erlangen. – Ber. Bayer. Bot. Ges. 52: 117-121.
- AUGE, H. 1997: Biologische Invasionen: Das Beispiel *Mahonia aquifolium*. – In: FELDMANN, R., HENLE, K., AUGÉ, H., FLACHOWSKY, J., KLOTZ, S. & R. KRÖNERT (Hrsg.): Regeneration und nachhaltige Landnutzung. – Berlin, Heidelberg, New York: 124-129.
- AVERDIECK, F.-R. 1971: Zur postglazialen Geschichte der Eibe (*Taxus baccata* L.) in Nordwestdeutschland. – Flora 160: 28-42.
- BAENITZ, C. 1908: *Taxus baccata* L. v. *fastigiata* LOUD. (*T. hibernica* HOOK.) im Rotbuchenwalde des Neroberges bei Wiesbaden. – Allg. Bot. Zeitschrift 14/10: 165-166.
- BALGOOYEN, C. P. & D. M. WALLER 1995: The use of *Clintonia borealis* and other indicators to gauge impacts of white-tailed deer on plant communities in northern Wisconsin, USA. – Natural Area Journal 15: 308-318.
- BARKMAN, J. J., DOING, H. & S. SEGAL 1964: Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Vegetationsanalyse. – Acta Bot. Neerlandica 13: 394-419.
- BECK, O. A. & W. BEHRENS 1998: Erfahrungen mit dem Anbau von Eibe (*Taxus baccata* L.). – Forst und Holz 53: 349-351.
- BENKERT, D. 1978: Liste der in den brandenburgischen Bezirken erloschenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen. – Naturschutzarbeit in Berlin u. Brandenburg 14: 34-80.
- BENKERT, D., FUKAREK, F. & H. KORSCH (Hrsg.) 1996: Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Ostdeutschlands. – Jena, Stuttgart, Lübeck, Ulm.

- BENKERT, D. & G. KLEMM 1993: Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen. – In: Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg (Hrsg.): Rote Liste. Gefährdete Farn- und Blütenpflanzen, Algen und Pilze im Land Brandenburg. – Potsdam: 7-95.
- BERGER-LANDEFELDT, U. & H. SUKOPP 1966: Bäume und Sträucher der Pfaueninsel. – Verh. Bot. Ver. Prov. Brandenburg 103: 3-48 + Karte.
- BEUG, H.-J. 1964: Untersuchungen zur spät- und postglazialen Vegetationsgeschichte im Gardaseegebiet unter besonderer Berücksichtigung der mediterranen Arten. – Flora 154: 401-444.
- BÖCKER, R., AUHAGEN, A., BROCKMANN, H., HEINZE, K., KOWARIK, I., SCHOLZ, H., SUKOPP, H. & F. ZIMMERMANN 1991: Liste der wildwachsenden Farn- und Blütenpflanzen von Berlin (West). – Landschaftsentw. u. Umweltforsch. S 6: 57-88.
- BÖCKER, R. & I. KOWARIK 1991: Bearbeitung der Florenliste von Berlin (West) – mit Angaben zum Zeitpunkt des ersten spontanen Auftretens der Arten im Gebiet und zu ihrer Etablierung auf verschiedenen Standorttypen. – In: KOWARIK, I.: Berücksichtigung anthropogener Standort- und Florenveränderungen bei der Aufstellung Roter Listen. – Landschaftsentw. u. Umweltforsch. S 6: 44-56.
- BÖCKER, R. & H. SUKOPP 1985: Vegetation. – In: SENATOR FÜR STADTENTWICKLUNG UND UMWELTSCHUTZ BERLIN (Hrsg.): Umweltatlas. Bd. 2, Karte 05.02.
- BRANDE, A. 1980: Pollenanalytische Untersuchungen im Spätglazial und frühen Postglazial Berlins. – Verh. Bot. Ver. Prov. Brandenburg 115: 21-72.
- BRANDE, A. 1993a: *Taxus* im Berliner Spätquartär. – In: Pflanzen der geologischen Vergangenheit. Festschr. für Herrn Prof. Wilfried Krutzsch zur Vollendung des 65. Lebensjahres am 6.4.1993 gewidmet. – Mus. f. Naturkunde - Paläontol. Mus. Berlin: 155-156.
- BRANDE, A. 1993b: Die Entwicklung der Dendroflora in Brandenburg seit der Eiszeit. – Beiträge zur Gehölkunde 1993: 77-84.
- BRANDE, A. 1994: Eibe und Buche im Holozän Brandenburgs. – Diss. Bot. 234 (Festschr. Lang): 225-239.
- BRAUN-BLANQUET, J. 1964: Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. – 3. Aufl. Berlin, Wien, New York.
- BROWICZ, K. & M. GOSTYNSKA-JAKUSZEWSKA 1975: Atlas rozmieszczenia drzew i krzewów w Polsce. – Państwowe Wydawnictwo Naukowe (Warszawa) 8.
- BURSCHEL, P. & J. HUSS 1987: Grundriß des Waldbaus. – Hamburg, Berlin.
- BUSING, R. T., HALPERN, C. B. & T. A. SPIES 1995: Ecology of Pacific yew (*Taxus brevifolia*) in Western Oregon and Washington. – Conservation Biology 9: 1199-1207.
- CONWENTZ, H. 1892: Die Eibe in Westpreußen, ein aussterbender Waldbaum. – Abh. Landeskd. Prov. Westpreußen 3: 1-67.
- CONWENTZ, H. 1907: Über einen neuen Bürger der Danziger Flora, *Taxus baccata* L. – Schriftenreihe der naturforschenden Ges. Danzig, N.F. 12: 29-30.
- CORNELIUS, R. 1991: Populationsbiologische Grundlagen des speziellen Artenschutzes. – Verh. Ges. Ökol. 20: 905-915.
- DEBUSSCHE, M. & P. ISENMANN 1994: Bird-dispersed seed rain and seedling establishment in patchy Mediterranean vegetation. – Oikos 69: 414-426.
- DEHMER, K. J. 1998: Erste Ergebnisse zur Anwendung von PCR-gestützten Methoden für die Ermittlung genetischer Ähnlichkeit bei der Eibe (*Taxus baccata* L.). – Internationale Eibentagung vom 13. bis 17.05.1998 in Tharandt (TU Dresden), Tagungsband, zugleich: Der Eibenfreund 5: 38-41.

- ELLENBERG, H. 1991: Zeigerwerte der Gefäßpflanzen (ohne *Rubus*). – Scripta Geobot. 18: 9-166.
- FAENSEN-THIEBES, A. 1997: Untersuchungen der bodennahen Luftschicht. – Landschaftsentw. u. Umweltforsch. 106: 10-20.
- FAENSEN-THIEBES, A., VON DEWITZ, U. & M. SCHNEIDER 1997: Ökologische Dauerbeobachtung in Berliner Wäldern. – Landschaftsentw. u. Umweltforsch. 104: 81-100.
- FALINSKI, J. B. 1986: Vegetation dynamics in temperate lowland primeval forests. – Geobotany 8.
- FEOLI, E. & V. ZUCCARELLO 1994: Naiveté of fuzzy system spaces in vegetation dynamics? – Coenoses 9: 25-32.
- FISCHER, H. S. 1994: Simulation der räumlichen Verteilung von Pflanzengesellschaften auf der Basis von Standortskarten. Dargestellt am Beispiel des MaB-Testgebietes Davos. – Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel 122: 1-143.
- FISCHER, H. & F. BEMMERLEIN 1989: An outline of data analysis in phytosociology: past and present. – Vegetatio 81: 17-28.
- FISCHER, U. 1996: Depositionsmessungen in Waldökosystemen Berlins. – AFZ/Der Wald 13/1996: 747-749.
- FRAHM, J.-P. & W. FREY 1983: Moosflora. – Stuttgart.
- GIERUSZYNSKI, T. 1961: Struktura i dynamika rozwojowa drzewostanów rezerwatu Cisowego w Wierchlesie. – Ochrona Przyrody 27.
- GRENZIUS, R., GRABOWSKI, C., MACHATZI, B., MOECK, M. & A. VOSTEEN 1991: Standortkundliche Richtlinien für eine naturnahe Baumartenwahl in den Berliner Forsten (Westteil). – Veröffentlichungsreihe der Berliner Forsten 2.
- HAEUPLER, H. & P. SCHÖNFELDER 1988: Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland. – Stuttgart.
- HILL, M. O., ROY, D. B., MOUNTFORD, J. O. & R. G. H. BUNCE 2000: Extending Ellenberg's indicator values to a new area: an algorithmic approach. – Journal of Applied Ecology 37: 3-15.
- HURKA, H. 1990: Enzyme profiles in the Genus *Capsella* (Brassicaceae). – In: KAWANO, S. (ed.): Biological approaches and evolutionary trends in plants. – London: 19-22.
- HUSSENDÖRFER, E. 1999: Genetische Inventuren in Waldschutzgebieten und Wirtschaftswäldern Baden-Württembergs: Ein Monitoring zur Nachhaltigkeit / genetischer Variation in Waldökosystemen. – Mitt. d. Bundesforschungsanst. f. Forst- u. Holzwirtschaft 194: 278-294.
- KLÖTZLI, F. 1965: Qualität und Quantität der Rehäsung. – Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel 38: 1-186.
- KOHLSTOCK, N. 1999: Chorin – zwischen Tradition und Aktualität der Kiefernwirtschaft im Blickwinkel von Herkunftsforschung und Züchtung. – Mitt. d. Bundesforschungsanst. f. Forst- u. Holzwirtschaft 194: 5-19.
- KOLLMANN, J. 1994: Ausbreitungsbiologie endozoochorer Gehölzarten. – Veröff. PAÖ 9.
- KORPEL, S. & M. SANIGA 1994: Die Eibe aus waldbaulicher und ertragskundlicher Sicht. – Schweiz. Z. Forstwes. 145: 927-941.
- KOWARIK, I. 1983: Flora und Vegetation von Kinderspielplätzen in Berlin (West) – ein Beitrag zur Analyse städtischer Grünflächen. – Verh. Berl. Bot. Ver. 2: 3-49.
- KOWARIK, I. 1988: Zum menschlichen Einfluß auf Flora und Vegetation. – Landschaftsentw. u. Umweltforsch. 56.

- KOWARIK, I. 1990: Zur Einführung und Ausbreitung der Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.) in Brandenburg und zur Gehölzsukzession ruderaler Robinienbestände in Berlin. – Verh. Berl. Bot. Ver. 8: 33-67.
- KOWARIK, I. 1991: Berücksichtigung anthropogener Standort- und Florenveränderungen bei der Aufstellung Roter Listen. – Landschaftsentw. u. Umweltforsch. S 6: 25-56.
- KOWARIK, I. 1992a: Einführung und Ausbreitung nichteinheimischer Gehölzarten in Berlin und Brandenburg. – Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg, Beiheft 3.
- KOWARIK, I. 1992b: Zur Rolle nichteinheimischer Arten bei der Waldbildung auf innerstädtischen Standorten in Berlin. – Verh. Ges. Ökol. 21: 207-213.
- KOWARIK, I. 1996: Primäre, sekundäre und tertiäre Wälder und Forsten mit einem Exkurs zu ruderalen Wäldern in Berlin. – Landschaftsentw. u. Umweltforsch. 104: 1-22.
- KRAUSS, M., LOIDL, H., MACHATZI, B. & J. WALLACHER 1990: Vom Kulturwald zum Naturwald: Landschaftspflegekonzept Grunewald. – Veröffentlichungsreihe der Berliner Forsten 1.
- KRAUSCH, H.-D. 1974: Das Eubruch bei Linum. – Arch. Naturschutz u. Landschaftsforsch. 14: 201-224.
- KRÓL, S. 1975: An ecological outline. – Monografie Populárnaukove 3: 102-103.
- KRONENBERG, B. 1988: Farn- und Blütenpflanzen in der Hilfswerksiedlung Berlin-Heiligensee. – Diplomarb. FB 14, TU Berlin.
- KÜPPERS, M. 1991: Die Bedeutung des Wechselspiels von Photosynthese, Blattpopulation und pflanzlicher Architektur für Wachstum und Konkurrenzkraft. – In: SCHMID, B. & J. STÖCKLIN (Hrsg.): Populationsbiologie der Pflanzen. – Basel, Boston, Berlin: 165-178.
- KÜSTER, H. 1996: Die Stellung der Eibe in der nacheiszeitlichen Waldentwicklung und die Verwendung ihres Holzes in vor- und frühgeschichtlicher Zeit. – Berichte aus der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft 10: 3-8.
- LEUTHOLD, C. 1980: Die ökologische und pflanzensoziologische Stellung der Eibe (*Taxus baccata*) in der Schweiz. – Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel 67.
- LEWANDOWSKI, A., BURCZYK, J. & L. MEJNARTOWICZ 1995: Genetic structure of English yew (*Taxus baccata* L.) in the Wierzchlas Reserve: implications of genetic conservation. – Forest Ecology and Management 73: 221-227.
- LINDER, W. 1995: Monitoring des Naturschutzgebietes "Pfaueninsel", Teil Flora und Vegetation. – Gutachten i. A. Senatsverwaltung f. Stadtentwicklung u. Umweltschutz Berlin.
- LUTHARD, M. & G. BEYER 1998: Einfluß des Schalenwildes auf die Waldvegetation. – AFZ/Der Wald 17/1998: 890-894.
- MACHATZI, B. & J. MEISSNER 1996: Die Königsheide in Berlin-Treptow – über die Entwicklung eines wertvollen stadtnahen Waldgebietes in den vergangenen fünf Jahren. – Berliner Naturschutzblätter 40: 556-598.
- MECH, L. D. 1977: Wolf-pack buffer zones as prey reservoirs. – Science 198: 320-321.
- MEUSEL, H. 1943: Vergleichende Arealkunde. – Berlin.
- MIELKE, H.-J. 1971: Die kulturlandschaftliche Entwicklung des Grunewaldgebietes. – Abh. 1. Geogr. Inst. FU Berlin 18.
- OBERDORFER, F. 1992: Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil IV: Wälder und Gebüsche, Textband. – Jena.
- OLDFIELD, S., LUSTY, C. & A. MACKINVEN 1998: The word list of threatened trees. – Cambridge.
- OTTO, H.-J. 1994: Waldökologie. – Stuttgart.

- PASSARGE, H. 1970: Zur Kenntnis der Vegetationsfolge nach Kahlschlag, eine Voraussetzung für die rationelle Unkrautbekämpfung. – Archiv Forstwes. 19: 269-276.
- POPPENDIECK, H.-H. & J. PETERSEN 1999: Ein ausbreitungsbiologisches Langzeit-Experiment: Die Einbürgerung der Mistel (*Viscum album* L.) in Hamburg und Umgebung. – Abh. Naturwiss. Verein Bremen 44 (Festschr. Kuhbier): 377-396.
- POTT, R. 1990: Die nacheiszeitliche Ausbreitung und heutige pflanzensoziologische Stellung von *Ilex aquifolium* L. – Tuexenia 10 (Festschr. Zeidler): 497-512.
- PRASSE, R., RISTOW, M., KLEMM, G., MACHATZI, B., RAUS, T., SCHOLZ, H., STOHR, G., SUKOPP, H. & F. ZIMMERMANN 2001: Liste der wildwachsenden Gefäßpflanzen des Landes Berlin mit Roter Liste. – Landesbeauftr. f. Naturschutz u. Landschaftsentw. / Senatverwaltung f. Stadtentw. Berlin.
- REIMERS, H. R. 2000: Die Rückkehr der Eibe in Lübecks Stadtwälder. – Forst und Holz 55: 635-636.
- RINGENBERG, J. 1987: Flora, Vegetation und Zierpflanzenbestand von Hausgärten im Berliner Bezirk Zehlendorf. – Diplomarb. FB 14, TU Berlin.
- RINGENBERG, J. 1994: Analyse urbaner Gehölzbestände am Beispiel der Hamburger Wohnbebauung. – Hamburg.
- ROLOFF, A. 1998: Biologie und Ökologie der Eibe (*Taxus baccata* L.) – Internationale Eibentagung vom 13. bis 17.05.1998 in Tharandt (TU Dresden), Tagungsband, zugleich: Der Eibenfreund 5: 3-16.
- SARMAJA-KORJONEN, K., VASARI, Y. & C.-A. HÆGGSTRÖM 1991: *Taxus baccata* and influence of iron age man on the vegetation in Åland, SW Finland. – Ann. Bot. Fennici 28: 143-159.
- SCAMONI, A. 1963: Forstgesellschaften. – Biol. Rundschau 1: 87-89.
- SCHEEDER, T. 1994: Die Eibe (*Taxus baccata* L.): Hoffnung für ein fast verschwundenes Waldvolk. – Eching.
- SCHMITZ, S. 2000: Die spontane Gefäßpflanzenflora zwischen Berlin-Mitte und Berlin-Köpenick. – Landschaftsentw. u. Umweltforsch. 116.
- SCHRETZENMAYR, M. 1987: Die Eibe – Verbreitungsökologie und künstliche Wiedereinbürgerung im Walde. – Beiträge zur Gehölzkunde 1987: 37-42.
- SCHRÖTTER, H. 1995: Die Stechpalme (*Ilex aquifolium* L.) an der Nordostgrenze ihres Verbreitungsgebietes. – Forst u. Holz 50: 785-787.
- SCHRÖTTER, H. 1999: Zum Wuchsverhalten der Stechpalme (*Ilex aquifolium* L.) – ein Orientierungsversuch. – Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol. 33: 139-140.
- SENNEVILLE, S., BEAULIEU, J., DAOUST, G., DESLAURIERS, M. & J. BOUSQUET 2001: Evidence for low genetic diversity and metapopulation structure in Canada yew (*Taxus canadensis*): considerations of conservation. – Can. J. For. Res. 31: 110-116.
- SMITH, A. J. 1975: Invasion and ecesis of bird-disseminated woody plants in a temperate forest sere. – Ecology 56: 19-34.
- SEIDLING, W. 1990: Räumliche und zeitliche Differenzierungen der Krautschicht bodensaurer Kiefern-Traubeneichenwälder in Berlin (West). – Ber. Forschungszentr. Waldökosysteme A 61.
- SEIDLING, W. 1993: Zum Vorkommen von *Calamagrostis epigejos* und *Prunus serotina* in den Berliner Forsten. – Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg 126: 113-148.
- SEIDLING, W., 1995: Eibenvorkommen in siedlungsnahen Forstgebieten und im besiedelten Bereich. – Schr.-R. f. Vegetationskde. 27 (Festschr. Sukopp): 441-449.

- SEIDLING, W. 1998a: EU Level II: Dauerbeobachtung Waldökosysteme: Vegetationskundliche Aufnahmen auf den Dauerbeobachtungsflächen im Berliner Wald 1998 und deren Auswertung. – Gutachten i. A. Senatsverwaltung f. Stadtentwicklung u. Umweltschutz Berlin.
- SEIDLING, W. 1998b: Subspontane *Taxus baccata* L.–Vorkommen in den Berliner Forsten. – Internationale Eibentagung vom 13. bis 17.05.1998 in Tharandt (TU Dresden), Tagungsband, zugleich: Der Eibenfreund 5: 23-37.
- SEIDLING, W. 1998c: Derived vegetation map of Berlin. – In: BREUSTE, J., FELDMANN, H. & O. UHLMANN (eds.): Urban Ecology. – Berlin, Heidelberg, New York: 648-652.
- SEIDLING, W. 1998d: Das Land-Reitgras in den Berliner Forsten. – Landschaftsentw. u. Umweltforsch. 108.
- SEIDLING, W. 1999: Räumliche Struktur einer subspontanen Population von *Taxus baccata*-Jungpflanzen. – Flora 194: 439-451.
- SEIDLING, W. & A. CONSTIEN 1998: Spontane Eibenverjüngung im Grunewald. – AFZ/Der Wald 53/21: 1318-1320.
- SHMIDA, A. & M. V. WILSON 1985: Biological determinants of species diversity. – J. Biogeogr. 12: 1-20.
- SPRÖTGE, M. 1991: Die Vogelgemeinschaft des Großen Tiergartens in Berlin. – Landschaftsentw. u. Umweltforsch. 81.
- STARFINGER, U. 1990: Die Einbürgerung der Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina* EHRH.) in Mitteleuropa. – Landschaftsentw. u. Umweltforsch. 69.
- SUKOPP, H. 1973: Wissenschaftliche Grundlagenuntersuchungen in Berliner Natur- und Landschaftsschutzgebieten: Das Naturschutzgebiet Pfaueninsel (1. Teil). – Gutachten i. A. Senator für Bau- und Wohnungswesen Berlin.
- SUKOPP, H., AUHAGEN, A., BENNERT, W., BÖCKER, R., HENNIG, U., KUNICK, W., KUTSCHKAU, H., SCHNEIDER, C., SCHOLZ, H. & F. ZIMMERMANN 1981: Liste der wildwachsenden Farn- und Blütenpflanzen von Berlin (West). – Landesbeauftragter für Naturschutz und Landschaftspflege, Berlin.
- SUKOPP, H., BRAHE, P., SEIDLING, W. & M. SEILER 1986: Wissenschaftliche Grundlagenuntersuchungen in Berliner Natur- und Landschaftsschutzgebieten: Das Naturschutzgebiet Pfaueninsel (2. Teil). – Gutachten i. A. Senator für Stadtentwicklung und Umweltschutz Berlin.
- SUKOPP, H. & G. LÜTKENHAUS 1987: Verjüngung der Eiben. – Landschaftsentw. u. Umweltforsch. 45: 79-84.
- SUKOPP, H. & M. SEILER 1998: Pfaueninsel. – In: KOWARIK, I., SCHMIDT, E. & B. SIGEL (Hrsg.): Naturschutz und Denkmalpflege. – Zürich: 359-373.
- SVENNING, J.-C. & E. MAGÅRD 1999: Population ecology and conservation status of the last natural population of English yew *Taxus baccata* in Denmark. – Biological Conservation 88: 173-182.
- THOMA, S. 1995: Genetische Unterschiede zwischen vier Reliktbeständen der Eibe (*Taxus baccata* L.). – Forst und Holz 50: 19-24.
- WALTER, H. & H. STRAKA 1970: Arealkunde. Floristisch-historische Geobotanik. – Stuttgart.
- WECK, G. 1956: Entwicklungsstufen und Gefügetypen von Baumbeständen. – Forstw. Centralbl. 75: 108-124.
- WILDENOW, C. L. 1787: Florae Berolinensis Prodrromus. – Nachdruck 1987, Verh. Berl. Bot. Ver., Sonderband.

- WILLERDING, U. 1968: Beiträge zur Geschichte der Eibe (*Taxus baccata* L.). – Plesse-Archiv (Göttingen) 3: 96-155 + Anh.
- WISSEL, C. 1989: Theoretische Ökologie – Eine Einführung. – Berlin.
- WISSKIRCHEN, R. & H. HAEUPLER 1998: Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. – Stuttgart.
- ZERBE, S. 1993: Eibenbestand im NSG Cisy Staropolskie. – In: TIGGES, W. (Bearbeiter): Wälder, ihre Geschichte und Folgegesellschaften in Nordwestpolen. Protokolle der Exkursion vom 31. Mai-6. Juni 1993. Poznan, Lednica, Berlin, 9-10, Mskr.
- ZIMMERMANN, F. 1982: Beobachtungen der Flora im Bereich von Berlin (West) in den Jahren 1947 bis 1981. – Verh. Berl. Bot. Ver. 1.
- ZOLLER, H. 1981: Familie Taxaceae. – In HEGI, G. (Begr.): Illustrierte Flora von Mitteleuropa. Bd. 1/2. – 3. Aufl. Berlin, Hamburg: 117-134.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Walter Seidling
Röntgentaler Weg 110-112
D-13125 Berlin

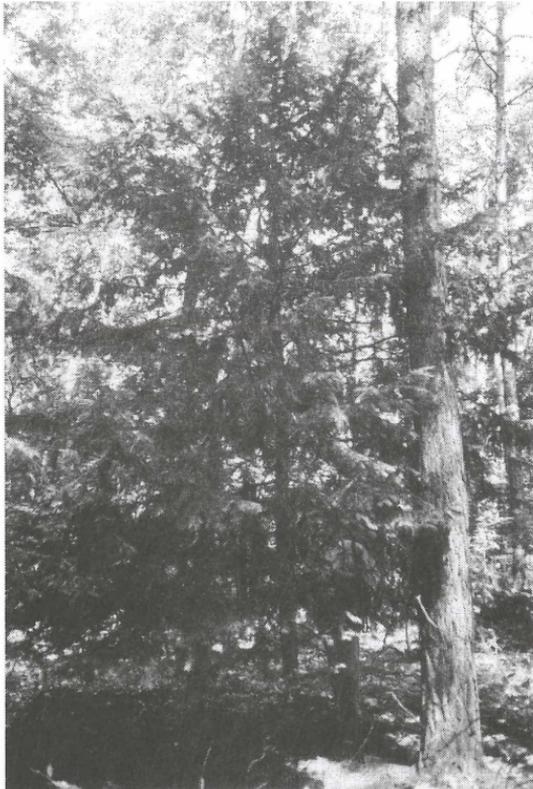


Abb. 1: Eibe mit Fruchtausatz in einem Kiefernforst des Reviers Tegel-Süd (Jungfernhöhe), Jagen 53; Aufnahme: VON LÜHRTE, 28. 7. 1998.

Abb. 2: Karte zur jagenbezogenen Abundanz von *Taxus baccata* in den Berliner Forstamtsbereichen Tegel und Grunewald; an den Wald unmittelbar anschließende, zusammenhängende Siedlungsgebiete sind senkrecht schraffiert (aus SEIDLING 1998b).

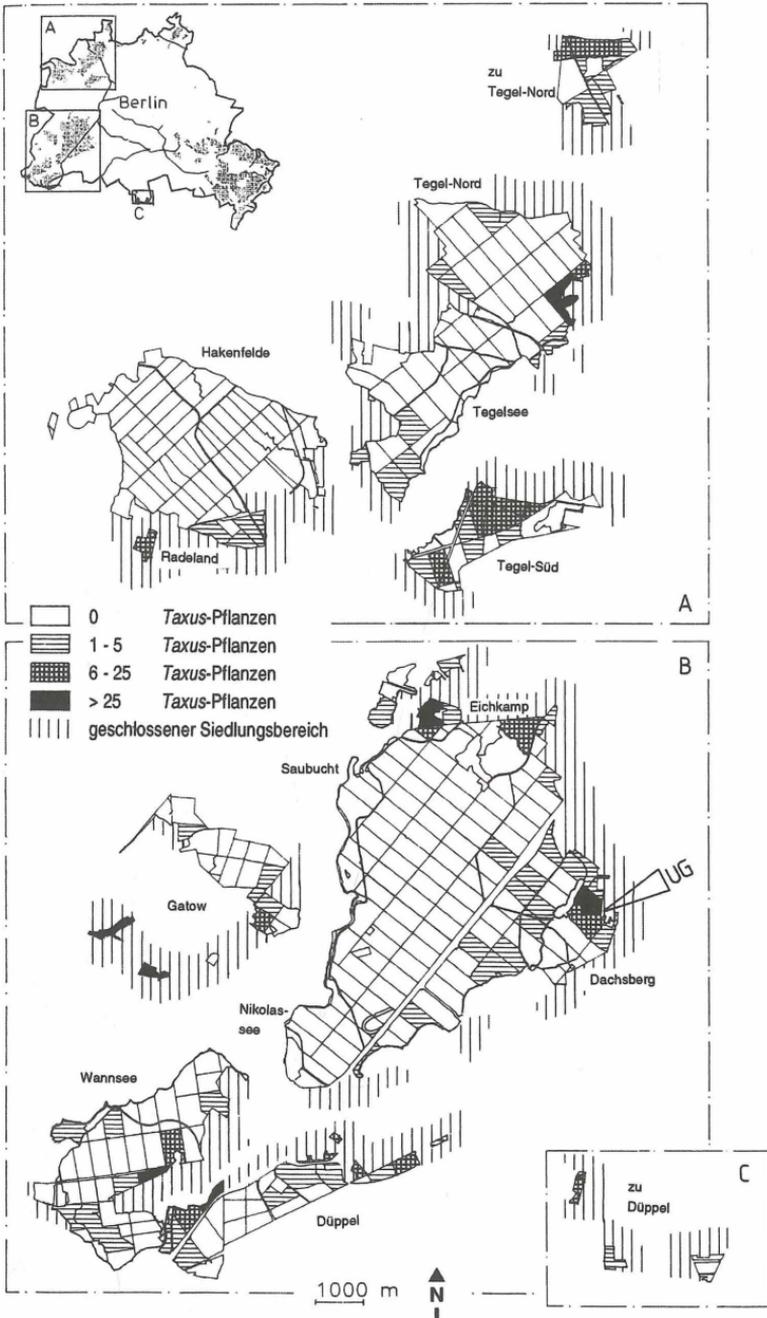


Abb. 3: Eiben-Jungwuchs in Vegetationsaufnahmen (LINDER 1995) aus dem Parkwald der Pfaueninsel als Resultat einer Literaturlauswertung.

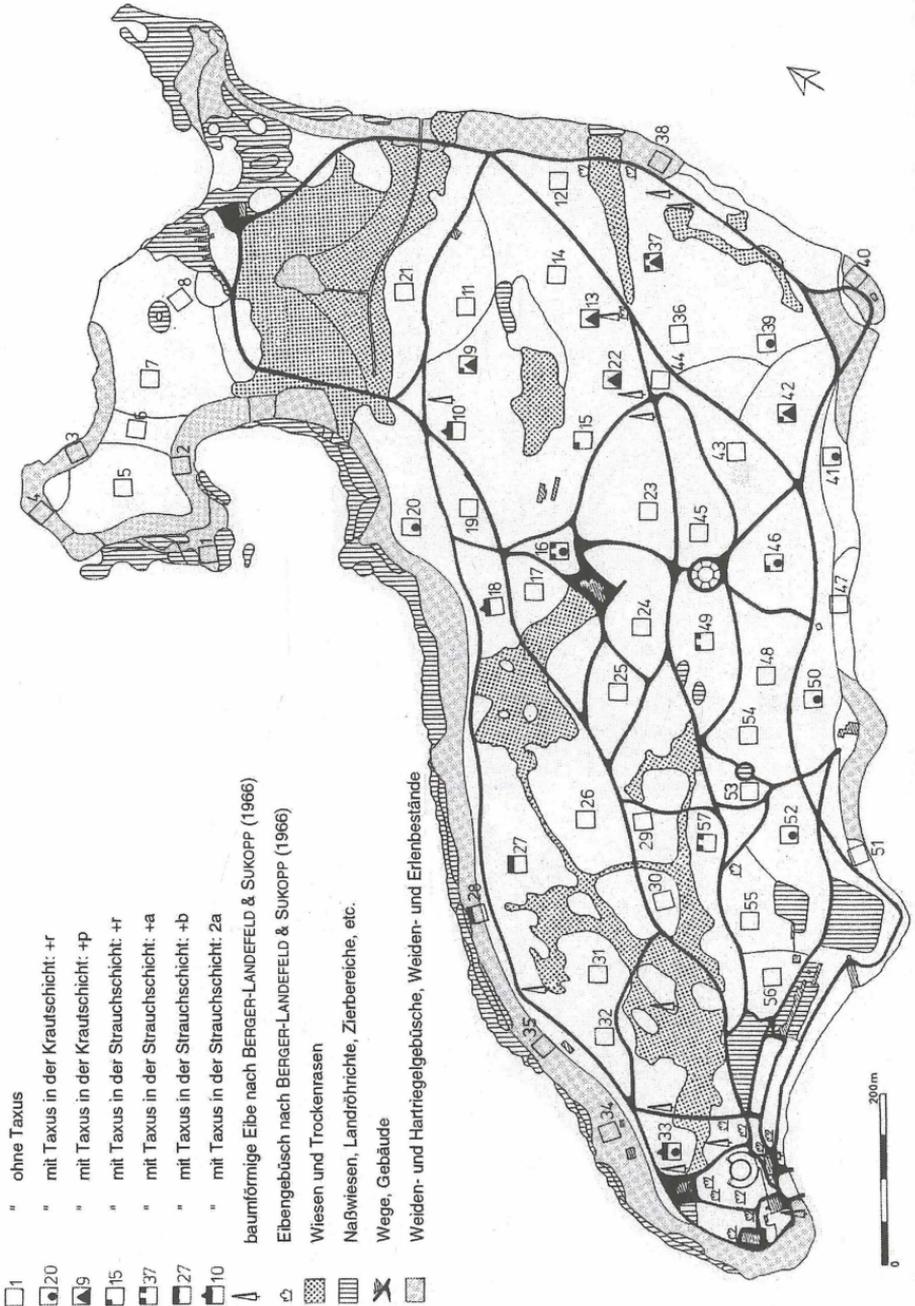


Abb. 4: Wuchsortfunde von *Ilex aquifolium*-Jungpflanzen in einem Teil des Reviers Dachsborg (östl. Grunewald); Zahlenangaben: Höhen [cm] größerer Pflanzen.



Folgende Seiten:

Tab. 1: Vegetationstabelle (Veg.-Aufn. nach BRAUN-BLANQUET 1964; Nomenklatur nach WISSKIRCHEN & HAEUPLER 1998, FRAHM & FREY 1983) zum phytocoenotischen Anschluss subspontaner Eibenvorkommen aus Berliner Gehölzbeständen, geordnet nach Standortgüte. Lfd. Nr. 1: Staropolskie (ZERBE 1993), lfd. Nr. 2 u. 3: Pfaueninsel (LINDER 1995), lfd. Nr. 9: Pfaueninsel 35 = 6422 (SUKOPP et al. 1986), lfd. Nr. 12: Spandauer Forst (SEIDLING 1998a), andere: Berliner Forsten (eigene Aufnahmen).

Zusätze: Ju: Jungfernheide (Tegel-Süd), Gr: Grunewald; Standorttypen nach GRENIUS et al. (1991): A2: arm, Z2: ziemlich arm, +: bessere Schichten im Untergrund, f: mäßig grundfrisch; Pflanzensoziologische Zuordnung: SC: Stellario-Carpinetum, TC: Tilio-Carpinetum, PQm: Pino-Quercetum moehringetosum, PQt: P.-Q. typicum, PQv: P.-Q. vaccinietosum; *: gepflanzt.

Fortsetzung Tab. 1:

lfd Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Original-Aufnahmenummer	2	31	9	2Ju	1Ju	3Gr	1Gr	2Gr	35	5Gr	4Gr	Sp43
Fl.-Größe [m ²]	200	400	400	100	100	400	400	400	200	400	400	400
Datum (Monat ^{Tsg})	6 ⁰²	-	8 ⁻	7 ²⁸	7 ²⁸	8 ¹⁶	8 ¹⁶	8 ¹⁶	-	8 ¹⁶	8 ¹⁶	9 ¹⁴
Standorttyp				Z2	Z2	(A2)	Z2+	Z2		A2	A2	A2f
Pfl.-soz. Zuordnung	SC	TC	TC	TC	TC	PQm	PQm	PQm	PQt	PQt	PQt	PQv
Artenzahl Krautschicht	16	15	16	8	22	23	16	16	15	10	11	15
Taxus baccata Ia	1
Quercus petraea Ia	.	4
Tilia cordata Ia	.	+
Pinus sylvestris Ia*	.	1	3	2	3	2	3	3	.	3	4	2
Betula pendula Ia	+	.	.	+	.	.
Taxus baccata Ib	2	.	.	.	3
Carpinus betulus Ib	1
Tilia cordata Ib	1	1	.	2
Fagus sylvatica Ib	.	.	.	2	+	.	.	.	3	.	.	.
Acer platanoides Ib	.	2	.	3	.	.	.	+
Robinia pseudoacacia Ib	.	+	+
Quercus petraea Ib	.	1	3	.	.	.	4	.	2	.	.	4
Quercus robur Ib	2	2	.	2	+	+	2
Quercus rubra Ib	.	.	.	2	.	.	2
Betula pendula Ib	+	r	.	.	r	.	.
Sorbus aucuparia Ib	+	.	+
Pinus sylvestris Ib	3	.	r	.	+	+	.
Taxus baccata Ic	.	.	.	+
Quercus robur Ic	+	+
Fagus sylvatica Ic	2
Sorbus aucuparia Ic	+
Quercus rubra Ic	r
Taxus baccata II	.	.	r	.	.	r	r	r
Ilex aquifolium II	r	.	.
Acer pseudoplatanus II	1	1	+	+	r	+	r	2
Acer platanoides II	.	.	+	.	.	r	+	r
Fagus sylvatica II	.	.	r	.	r	r	2	.	1	.	.	.
Carpinus betulus II	r*
Tilia cordata II	.	1	.	.	+
Ulmus laevis et spec. II	.	+
Prunus padus II	.	+
Robinia pseudoacacia II	.	+	+	.	.	.
Sambucus nigra II	.	.	r
Prunus serotina II	.	1	2	.	.	r	.	r
Sorbus aucuparia II	.	+	2	.	+	2	+	2	1	1	+	+
Sambucus racemosa II	+	+
Hedera helix II	+
Quercus petraea II	.	.	+	+
Quercus robur II	+	.	.	.	+
Quercus rubra II	+	.	.	.	r	.	.
Betula pendula II	+	.	+	r	.
Frangula alnus II	r
Taxus baccata	+	r	+	.	r	+	r	+	r	+	1	r
Ilex aquifolium	r	+	.
Ulmus glabra	r
Ulmus spec.	.	r
Carpinus betulus	+	.	.	.	+
Corylus avellana	r
Robinia pseudoacacia	.	.	1
Acer pseud. et plat. Kml.	2
Acer pseudoplatanus	1	r	1	+	r	1	+	+
Acer platanoides	+	+	+	+	+	.	1	r	+	.	.	.
Sorbus aucuparia	r	.	1	r	.	.	.	2	.	1	1	1
Fagus sylvatica	r	+	+	+	1	r	+	.
Frangula alnus	r	+
Quercus robur	.	.	+	.	.	1	.	1	.	2	2	.
Quercus petraea	.	.	1	.	.	r	.	+	.	.	r	.
Quercus robur et petraea	+	.	.	.	r	.	+	.	+	.	.	+
Tilia cordata	.	+	.	+	r	.	.	.	r	.	.	.
Prunus serotina	.	+	2	.	r	+	.	r	r	+	+	r

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Verhandlungen des Botanischen Vereins Berlin Brandenburg](#)

Jahr/Year: 2001

Band/Volume: [134](#)

Autor(en)/Author(s): Seidling Walter

Artikel/Article: [Taxus baccata und Ilex aquifolium - zwei „Atlantiker“ in Berliner Wäldern 31-59](#)