Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg 133: 45-86, Berlin 2000

Kiefer, Eiche und Buche in der Menzer Heide (N-Brandenburg)[1]

Veränderungen der Waldvegetation unter dem Einfluss des Menschen

Stefan Zerbe, Arthur Brande und Franziska Gladitz

Zusammenfassung

In der Waldlandschaft der Menzer Heide (N-Brandenburg) werden die Veränderungen der Waldvegetation unter dem Einfluss des Menschen in historischer und aktueller Perspektive beleuchtet, um hieraus Aussagen über eine zukünftig mögliche naturnahe Waldentwicklung ableiten zu können. Ein besonderes Augenmerk wird auf die Baumarten Kiefer, Eiche und Buche gerichtet, denen in der Übergangszone vom ozeanisch zu kontinental geprägten Klima im nordostdeutschen Tiefland eine besondere Rolle am Aufbau der Wälder in Vergangenheit und Gegenwart zukommt. Pollenanalytische Befunde aus den Sedimenten des Großen Stechlinsees belegen die dauerhafte nacheiszeitliche Anwesenheit der Kiefer im Gebiet, auch vor deren starker anthropogener Förderung. Dennoch muss zukünftig von einer beträchtlichen Beteiligung der Buche auf nahezu allen Standorten, die edaphisch weder zu nass (z. B. Niedermoore) noch zu trocken (z. B. Binnendünen) sind, ausgegangen werden. Hierauf weisen Häufigkeit und Artenzusammensetzung der aktuellen Baumartenverjüngung in den anthropogenen Nadelholzbeständen (v. a. Kiefernforste) hin sowie die in den letzten Jahrzehnten deutlich feststellbare Regeneration der in der Vergangenheit durch Übernutzung devastierten Waldstandorte. Für die in der Menzer Heide großflächig verbreiteten Buchenwälder, Eichen- und Kiefernforste werden Szenarien einer natürlichen Regeneration entwickelt.

Summary

In the woodlands of the Menzer Heide (N Brandenburg), changes in the vegetation resulting from the influence of man are examined from a historical and contemporary perspective in order to derive scenarios of a possible natural forest development in the future. The main focus is on pine, oak, and beech since these species play (and have been playing) an essential part in the composition of forests within the transition zone between oceanic and continental climate in the northeastern German lowland. The pollen analysis in the sediments of Lake Stechlin verifies the permanent post-glacial presence of pine in the area under investigation, even before this tree largely spread through human impact. Nevertheless, it is assumed that in the future beech will play a major role on nearly all sites that are neither too

---

[1] Herrn Prof. em. Dr. Dr. h. c. HERBERT SUKOPP zum 70. Geburtstag gewidmet.

wet (e.g. fens) nor too dry (e.g. inland dunes). This is indicated by the frequency and species composition of the recent tree rejuvenation in the coniferous afforestations (especially in the pine stands). Furthermore, it has become apparent over the last decades that forest sites devastated in the past by exploitation are gradually regenerating. For the beech, oak and pine forests, which today are largely spread in the Menzer Heide, scenarios for a natural regeneration are developed.

1. Einleitung

In Brandenburg sind große Flächen kulturhistorisch bedingt mit Kiefernreinbeständen bestockt. Im Zuge einer naturnahen Forstwirtschaft wird landesweit eine Rückführung der anthropogenen Kiefernforste in Laubmischwälder angestrebt. Gerade in Brandenburg, wo örtlich durch das Zusammenwirken von geringen Jahresniederschlagssummen, Nährstoffarmut des Bodens und Grundwasserferne des Standorts von einer beträchtlichen natürlichen Beteiligung der Kiefer am Waldaufbau ausgegangen werden muss (z. B. SCAMONI 1959, BRANDE 1990), ist die Frage nach zukünftigen Entwicklungsmöglichkeiten der aktuell allein mit Kiefer bestockten Sandböden von besonderem Interesse. Die Verknüpfung vegetations-, siedlungs- und landnutzungsgeschichtlicher Befunde mit Ergebnissen ökologischer Untersuchungen der aktuellen Vegetation kann hier wertvolle Hinweise liefern (z. B. LUDEMANN 1994, ZERBE & BRANDE 1996).

Die Menzer Heide im Norden Brandenburgs steht stellvertretend für all jene Landschaften im nordostdeutschen Tiefland, die aufgrund vielfältiger jahrhundertelanger Nutzung bzw. Übernutzung stark devastiert wurden und seit dem Ausgang des 18. Jahrhunderts großflächig mit Kiefer aufgeforstet worden sind (vgl. z. B. PASSARGE 1962 zum Hagenower Land, KNAPP 1990 zur Seelensdorfer Heide, CORNELIUS 1997 zu Berlin). Mit der naturräumlichen Lage der Menzer Heide am südlichen Rande des geschlossenen mecklenburgischen Buchengebietes der Jungmoränenlandschaft in einer Übergangszone zu klimatisch und edaphisch bedingter natürlicher Eichenvorherrschaft (SCAMONI 1952, 1960; vgl. auch ELLENBERG 1996: 23) gewinnt die Frage nach der Rolle der Buche am natürlichen Waldaufbau eine besondere Bedeutung. Jüngste Forschungsergebnisse aus dem nordwestdeutschen Tiefland belegen die weite standörtliche Amplitude der Buche am Beispiel von nährstoffarmen Sandstandorten der Altmoränengebiete (LEUSCHNER et al. 1993, HÄRDTLE et al. 1996 u. a.). Entsprechend stellt sich in der Jungmoränenlandschaft des nordostdeutschen Tieflands die Frage nach der Bedeutung der Buche auf den mäßig bis gut nährstoffversorgten Böden unter einem mehr subkontinental geprägten Klima.

In der vorliegenden Arbeit fließen die Ergebnisse vegetationsgeschichtlicher, kulturhistorischer und vegetationskundlicher Untersuchungen ein in die Diskussion über die zukünftige Waldentwicklung in einem Endmoränen-Sandergebiet des nordostdeutschen Tieflandes. Dabei wird ein Schwerpunkt auf die Betrachtung der

Entwicklungsmöglichkeiten von Kiefernforsten unter den Rahmenbedingungen naturnaher Waldbewirtschaftung gelegt. Neben der Erweiterung der wissenschaftlichen Kenntnisse über die zukünftige Beteiligung von Buche und Eiche am Waldaufbau sind die Ergebnisse auch für die Forstplanung zur Entwicklung von ökologisch begründeten Zielvorstellungen hinsichtlich der zukünftigen Waldentwicklung nutzbar. Die Menzer Heide erscheint deshalb als sehr geeignetes Untersuchungsgebiet, weil bereits zahlreiche naturwissenschaftliche und kulturhistorische Befunde vorliegen, die gewinnbringend mit den aktuellen Untersuchungsergebnissen verknüpft werden können (KRAUSCH 1962, 1968, 1970, CASPER et al. 1985 u. a.).

2. Naturräumliche Beschreibung des Untersuchungsgebietes

Die Menzer Heide beschreibt KRAUSCH (1962) als einen „Teil des großen Waldgebietes, das den ganzen Norden des Landes Ruppin ausfüllt und seine fernere Fortsetzung in den anschließenden Waldungen der östlichen Prignitz und des südlichen Mecklenburg findet". In der vorliegenden Studie wurde die Verwaltungsgrenze der Oberförsterei Menz als Begrenzung des Untersuchungsgebietes gewählt, welches ca. 100 km nördlich von Berlin gelegen ist. Damit umfasst die aktuell untersuchte Waldfläche mit ca. 8.600 ha im wesentlichen das von KRAUSCH (1962) erfasste Gebiet, ausgenommen die Waldungen in unmittelbarer Umgebung von Rheinsberg und einschließlich der Reviere Gransee und Wolfsluch südöstlich von Menz (vgl. Abb. 1). Nach der naturräumlichen Gliederung von SCHOLZ (1962) gehört die Menzer Heide zur Landschaft des Neustrelitzer Kleinseenlandes der Mecklenburger Seenplatte im nordostdeutschen Tiefland.

Geomorphologisch handelt es sich um ein Endmoränengebiet des Frankfurter Stadiums der Weichselvereisung. Niedrige Kuppen bis ca. 85 m ü. NN (Fenchelberg östl. des Stechlinsees mit 84,5 m) wechseln ab mit Mulden, in denen meist Moore oder Seen zu finden sind. Der größte und bekannteste dieser Seen ist der Große Stechlinsee mit einer maximalen Wassertiefe von 68 m (vgl. CASPER et al. 1985). An die Endmoränenzüge zwischen Rheinsberg und Fürstenberg schließen sich nach Süden und Südwesten örtlich flache Sanderkegel an. So sind Geologie und Böden der Menzer Heide wesentlich geprägt durch glaziale Sande, wobei sich ein deutlicher Gradient von nährstoffreicheren (lehmigen) Sanden im Nordosten (nordöstlich von Neuglobsow) zu nährstoffarmen Sanden im Süden und Südwesten des Gebietes zeigt. Entsprechend sind Braunerden bis podsolierte Braunerden zu finden, die in der Regel grundwasserfern sind (kräftige bis arme Standorte mit durchschnittlich guter Wasserversorgung nach AMT FÜR FORSTWIRTSCHAFT FÜRSTENBERG 1998, vgl. auch KOPP & SCHWANECKE 1994). Nur in unmittelbarer Umgebung der Oberflächengewässer sind die Böden grundwasserbeeinflusst.

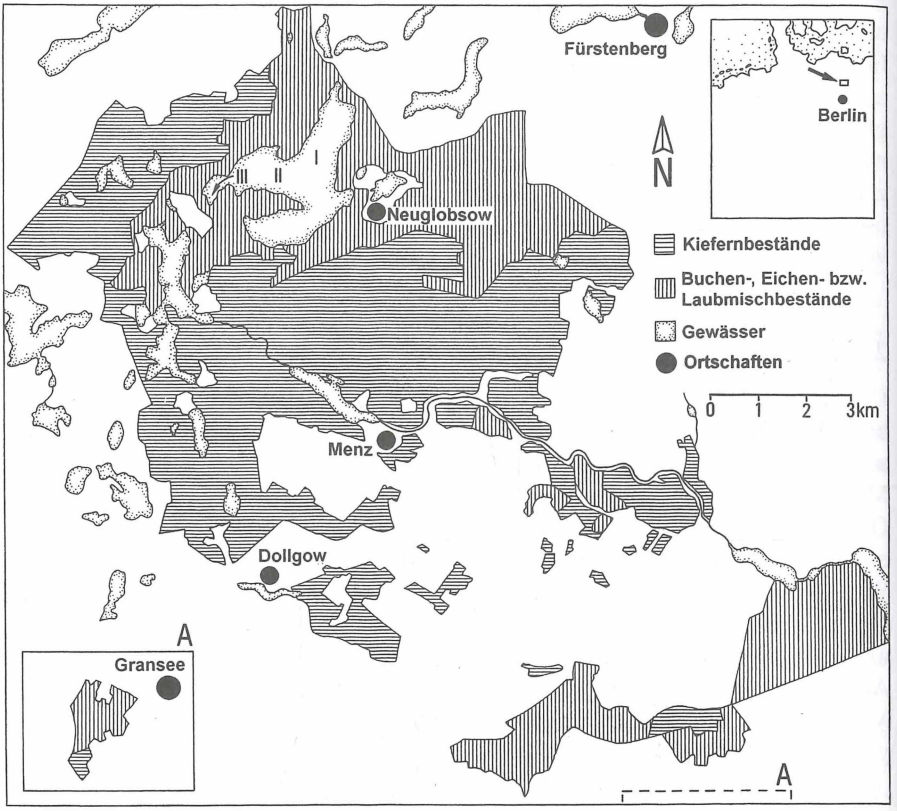


Abb. 1: Übersicht des Untersuchungsgebietes mit einer Differenzierung der Hauptbestandestypen in der Oberförsterei Menz und der Lage der Bohrpunkte I-III zur Pollenanalyse im Großen Stechlinsee.

Makroklimatisch liegt die Menzer Heide in einer Übergangszone zwischen atlantischem und kontinentalem Einfluss. Die mittlere Jahresniederschlagssumme gibt RICHTER (1974) für das „Gebiet Rheinsberg" mit 580 mm, KRAUSCH (1962) für die Menzer Heide mit 615 mm an. Das Jahresmittel der Temperatur beträgt im Naturschutzgebiet „Stechlin" 7,9 °C, die mittlere Jahresschwankung um 18,4 °C (FISCHER et al. 1972). Der hohe Anteil an Wasser-, Moor- und Waldflächen bedingt ein feucht-kühles Mesoklima. Zahlreiche Bodensenken wirken infolge von Kaltluftstau als Frostmulden und begünstigen das Auftreten von Spätfrösten. Pflanzengeographisch spiegelt sich diese Klimasituation in dem gehäuften Vorkommen nordischer und boreal-atlantischer Arten wider (vgl. Verbreitungskarten bei FISCHER 1959). Vorkommensschwerpunkte dieser Arten liegen in den Mooren und Seen, wie mit *Ledum palustre*, *Eriophorum gracile*, *Carex lasiocarpa*,

Rhynchospora alba, *Myriophyllum alterniflorum* u. a. (FISCHER et al. 1972). Atlantische Arten wie *Osmunda regalis* und *Lonicera periclymenum* treten im Gebiet dementsprechend nur vereinzelt auf.

Der klimatisch-vegetationsgeographische Übergangscharakter des Untersuchungsgebietes im nordostdeutschen Tiefland vom buchendominierten Norden (Mecklenburg-Vorpommern) zum Buchen-Eichen- und Kiefern-Eichenwaldgebiet im Süden (Brandenburg) wird auch durch Vegetationskarten der ursprünglichen (FIRBAS 1949: Abb. 163; s. auch ELLENBERG 1996: Abb. 1) und potentiellen natürlichen Vegetation (KRAUSCH 1965, 1993) hervorgehoben (zur aktuellen Waldvegetation vgl. KRAUSCH 1970).

3. Methode

3.1 Pollenanalytische Untersuchung

Die säkulare Waldgeschichte der Menzer Heide lässt sich aus den Ergebnissen von Pollenanalysen in den Sedimenten des Großen Stechlinsees rekonstruieren. Dazu wurden drei im März/April und Juni 1993 sowie Oktober 1995 erbohrte Sedimentkerne mit insgesamt 178 Proben untersucht, und zwar Kern I aus dem Bereich der größten Wassertiefe von 68 m, Kern II aus dem westlichen Seebereich bei 36 m Wassertiefe und Kern III im Südwestzipfel des Sees bei 2 m Wassertiefe (zur Lage der Bohrpunkte s. Abb. 1). Die Probenaufbereitung folgte dem HCl-KOH-HF-Acetolyse-Standardverfahren (FÆGRI & IVERSEN 1989). Im Pollendiagramm (Abb. 2) sind nur diejenigen Pollentypen in einer Auswahl dargestellt, die für die Beurteilung der hier zu diskutierenden Fragen von Interesse sind. Dazu wurden die drei Sedimentkerne so aneinander gefügt, dass sie zusammen die größtmögliche Zeitspanne umfassen, nämlich vom Beginn der kontinuierlichen organogenen Sedimentation in der Späteiszeit bis in die unmittelbare Gegenwart. Die Gliederung des Diagramms ergibt sich aus den für Brandenburg und Berlin gültigen pollenstratigraphischen Kriterien zur Abgrenzung der vegetations- und klimageschichtlichen Abschnitte der Spät- und Nacheiszeit (z. B. BRANDE 1996). Grundlage ihrer Datierung sind Radiocarbon-Altersbestimmungen aus verschiedenen Untersuchungspunkten Nordostdeutschlands. Für das letzte Jahrtausend ist die Verknüpfung mit den siedlungs- und landnutzungsgeschichtlichen Befunden im näheren Umkreis des Großen Stechlinsees maßgebend. Die vollständigen Pollendiagramme werden an anderer Stelle publiziert (BRANDE in Vorber.).

Der 425 ha große See liegt im Nordostteil der Menzer Heide in ihrer Ausdehnung um 1830 (KRAUSCH 1962). Damit ist überwiegend der Pollenniederschlag aus der Vegetation in einem Umkreis von mehreren Kilometern erfasst. Er schließt somit alle standörtlichen Unterschiede und das gesamte ökologische Spektrum der im Gebiet vertretenen Waldbaumarten ein. Das größte Polleneinzugsgebiet hat das

Profilstück I durch seine uferferne Lage, das kleinste und am stärksten durch die ufernahe Vegetation geprägte das Profilstück III. Zum allgemeinen regionalen Vergleich können die Pollendiagramme vom Kleinen und Großen Barschsee, 2 und 3 km weiter südlich (KREY & KLOSS 1990), sowie bei Burow und Buchholz, 5 bis 7 km südöstlich (KLOSS 1980), herangezogen werden, außerdem aus den nördlich anschließenden, teilweise bereits deutlich buchenreicheren Landschaften Südostmecklenburgs die Untersuchungen aus dem Raum Neustrelitz-Feldberg, 25 bis 30 km nordöstlich (MÜLLER 1961), und zwischen Müritz und Malchiner See, 50 bis 60 km nordwestlich des Stechlinsees (SCHOKNECHT 1996).

3.2 Floristisch-vegetationskundliche Erfassung der Wälder und Forste

Vegetationsaufnahmen in den Wäldern und Forsten der Menzer Heide wurden nach der Methode von BRAUN-BLANQUET (1964) auf 400 m^2 großen Probeflächen im Jahre 1998 durchgeführt. Angaben zur Häufigkeit der Arten in den Probeflächen richteten sich nach der modifizierten Deckungsgradskala von DIERSSEN (1990), wobei die Moose mit einem Deckungsprozent ≤ 1 mit „+“ und > 1 bis ≤ 5 mit „2m“ notiert wurden. Der Schwerpunkt der Vegetationsaufnahmen lag auf der Erfassung der mehr oder weniger intensiv bewirtschafteten Gehölzbestände außerhalb der Moore und grundwassernahen Standorte, insbesondere auf den im Gebiet flächenhaft auftretenden Kiefernforsten (zum Begriff „Forst“ vgl. ZERBE & SUKOPP 1995). Die Auswahl der Aufnahmeflächen erfolgte systematisch auf der Grundlage der forstlichen Standorts- und Bestandesdaten der Oberförsterei Menz (LANDESFORSTAMT BRANDENBURG 1998), um sowohl das gesamte Spektrum der Standorte von den Stammnährkraftstufen kräftig (K) bis arm (A) als auch der unterschiedlichen Bestandestypen mit Buche, Eiche, Kiefer, Fichte, Douglasie und Lärche zu erfassen (vgl. AMT FÜR FORSTWIRTSCHAFT FÜRSTENBERG 1998). Da davon ausgegangen werden muss, dass sich erst im Reifestadium („mature stage“ nach NIHLGÅRD 1970) eines anthropogenen Nadelholzreinbestandes das gesamte, dem Standort und der aufgeforsteten Baumart entsprechende typische Arteninventar einstellt, wurden nur Bestände mit einem Bestandesalter über 40 (bei Kiefern- und Lärchendominanz) bzw. 60 Jahren (bei Fichten- und Douglasiendominanz) ausgewählt. Insgesamt wurden somit 79 Laub- und Nadelholzbestände aufgenommen und damit 17 Flächen mit Buchen(misch)-, 8 mit Eichen-, 43 mit Kiefern-, 6 mit Fichten- und 4 mit Douglasienbestockung sowie ein Lärchenbestand erfasst.

Auf den Probeflächen wurden neben den Arten mit deren Abundanz die Gesamtdeckung und Höhe der Schichten und weitere Geländedaten, wie Exposition und Neigung, notiert. Die Nomenklatur der Höheren Pflanzen folgt WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998), die der Moose FRAHM & FREY (1992).

3.3 Qualitative und quantitative Erhebung der spontanen Baumartenverjüngung

Innerhalb der Probeflächen für die Vegetationsaufnahme wurde die Baumartenverjüngung qualitativ und quantitativ ermittelt. Die Auszählung der Gehölzindividuen wurde auf zwei 25 m^2 großen Teilflächen in zwei gegenüberliegenden Ecken der i. d. R. quadratischen Vegetationsaufnahmeflächen durchgeführt. In Anlehnung an BÜCKING (1995) wurden 5 Wuchshöhenklassen mit Gehölzverjüngung 1) < 10 cm, 2) 10-50 cm, 3) 50-100 cm, 4) 100-150 cm und 5) > 150 cm bis zu einem Brusthöhendurchmesser des Baumstammes von 7 cm unterschieden. Wie allgemein üblich, sind die Verjüngungshäufigkeiten auf eine Fläche von 1 ha hochgerechnet. Auswertung und Diskussion der Verjüngungserhebung erfolgt mit Bezug auf die floristisch-soziologisch differenzierten Pflanzengesellschaften der Wälder und Forste.

3.4 Analyse von Vegetationsveränderungen seit 1965

Der Vergleich von historischen mit aktuellen Vegetationsaufnahmen stellt ein wesentliches methodisches Instrument dar, um Entwicklungen von Vegetation, Ökosystemen und Landschaften zu analysieren und zu interpretieren (z. B. ELLENBERG 1952, WITTIG et al. 1985, ZERBE 1993). Mit den Vegetationsaufnahmen aus den Wäldern und Forsten der Menzer Heide, die 1965 bei der Untersuchung der Pflanzengesellschaften des Stechlinsee-Gebietes durchgeführt worden waren (KRAUSCH 1970), stand wertvolles historisches Material zur Verfügung, welches einen qualitativen und quantitativen Vergleich der Vegetationsveränderungen zwischen 1965 und 1998 ermöglichte (zu den vegetationskundlichen Methoden von Sukzessionsuntersuchungen vgl. WILMANNS & BOGENRIEDER 1987).

Da von den Kiefernbeständen sowohl historisch als auch aktuell umfangreiche Erhebungen vorliegen, wurde ein besonderes Augenmerk auf den Vergleich dieses Aufnahmematerials gerichtet. So wurden insgesamt 99 Aufnahmen aus dem „Blaubeer-Kiefernwald“ und den „*Hypnum*-“ bzw. den „*Oxalis*-Kiefern-Forsten“ (KRAUSCH 1970) mit den 43 im Rahmen dieser Studie durchgeführten Aufnahmen aus Kiefernbeständen mit Hilfe eines nicht-parametrischen Tests für unabhängige Stichproben (Mann-Whitney-Test) statistisch auf signifikante Häufigkeitsunterschiede des Artenvorkommens geprüft. Für die statistische Analyse wurden die Deckungsgrade in Prozentwerte transformiert, wobei dem Vorschlag von BEMMERLEIN-LUX et al. (1994) gefolgt wurde. Für die Berechnung der Zeigerwerte der Pflanzenarten wurden die Angaben von ELLENBERG et al. (1992) zugrunde gelegt.

4. Wald-, Siedlungs- und Landnutzungsgeschichte in der Menzer Heide

4.1 Säkulare Waldentwicklung unter besonderer Berücksichtigung von Kiefer, Eiche und Buche

Kiefer, Eiche und Buche sind entsprechend ihrer Einwanderungs- und Ausbreitungsgeschichte in Mitteleuropa und Brandenburg auch im Gebiet der Menzer Heide unterschiedlich lange anwesend. Diese Baumarten charakterisieren zugleich die wichtigsten Stadien der Lichtholz-, Halbschattholz- und Schattholzphase der spät- und nacheiszeitlichen Waldgeschichte.

Kiefernwälder existieren seit der Späteiszeit, nämlich dem jüngeren Teil der Allerödzeit (AL 2 in Abb. 2). Ihre Etablierung in der Menzer Heide ist in den Stechlinsee-Sedimenten nicht erfasst, da diese erst zwei bis vier Jahrhunderte später einsetzen. Doch zeigt das Pollendiagramm Buchholz, 7 km südöstlich des Stechlinsees (KLOSS 1980), den Beginn der Kiefern-Massenausbreitung, welche die Birkenwaldzeit des älteren Alleröd (AL 1) ablöst. Die durch die letzte Klimaverschlechterung der Späteiszeit verursachte Auflichtung der Kiefernwälder fördert sodann in der Jüngeren Dryaszeit (JD) eine vorübergehend starke Ausbreitung von Wacholder in der Strauchschicht und von krautigen Heliophyten, besonders von *Artemisia*, auf lichten Waldstellen. Die stärkste Verbreitung und reinste Ausbildung haben Kiefernwälder zu Beginn der Nacheiszeit mit bis zu 85 % *Pinus* im Gehölzpollenniederschlag des Präboreal (PB), in dem außer Birke (und Zitterpappel sowie vermutlich Eberesche, BRANDE 1993) weitere Baumarten noch nicht beteiligt sind.

Kiefern-Eichenwälder formieren sich mit dem Beginn der Halbschattholzphase im Boreal (BO). Mit der raschen Ausbreitung der Hasel in den Kiefernwäldern spielt unter den gleichzeitig einwandernden Waldbaumarten Eiche, Ulme, Linde und Esche die Eiche (wohl *Quercus robur* ebenso wie *Qu. petraea*) bald die Hauptrolle. So differenziert sich ein Vegetationsmuster unterschiedlicher Waldtypen, von denen Kiefern-Eichenwälder die größte Bedeutung haben. Dieser Zustand bleibt während des älteren Atlantikum (AT 1) auch nach der Etablierung der Erle auf den Nassstandorten stabil. Das jüngere Atlantikum (AT 2) zeichnet sich dadurch aus, dass der Anteil der Eiche weiter ansteigt, während auf den besser wasserversorgten Böden, deren Anteil klimabedingt zunimmt, die Esche stärker beteiligt ist. Nach dem Ulmenrückgang an der Wende vom Atlantikum zum Subboreal vergrößert sich noch der Anteil der Eiche in den Wäldern des jüngeren Subboreal (SB), und zwar vor allem auf Kosten der Kiefer, die außerdem einen Teil der Nassstandorte zunehmend der Erle überlassen muss.

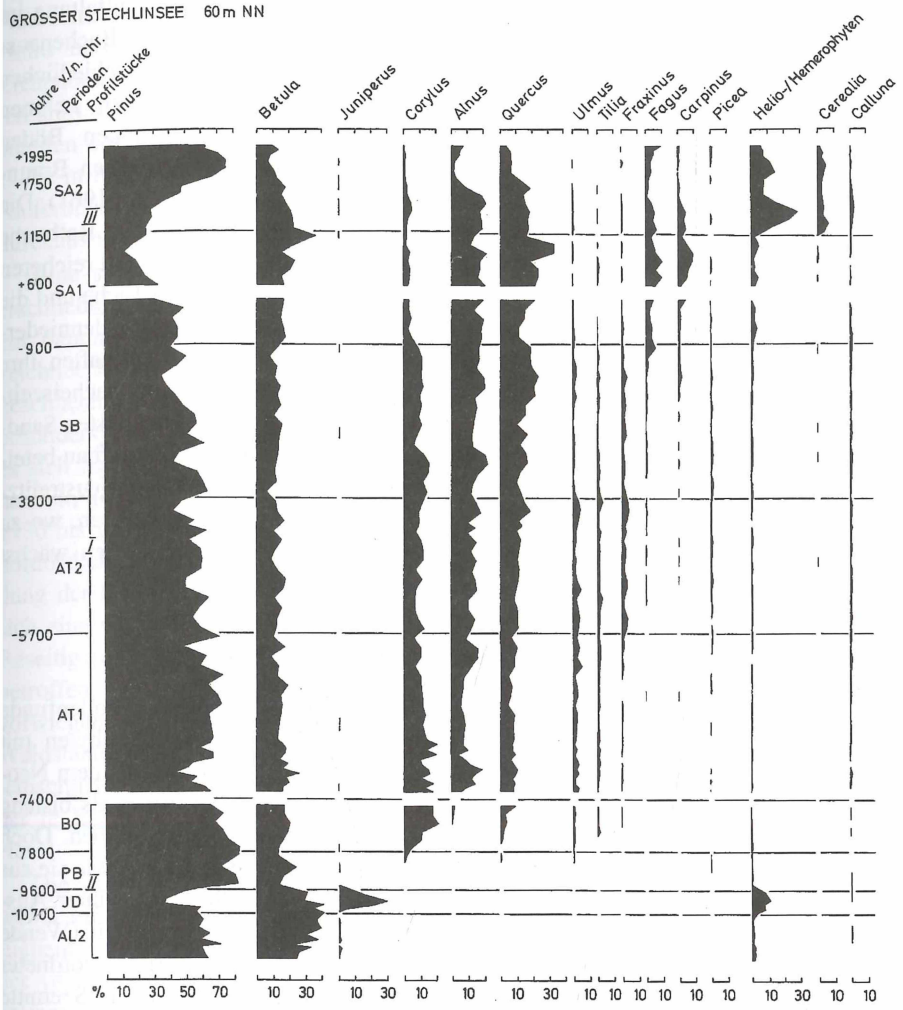


Abb. 2: Pollendiagramm der Profilstücke I-III aus dem Großen Stechlinsee (Lage der Bohrpunkte s. Abb. 1). Berechnung für *Pinus* bis *Picea*: Gehölze (ohne *Corylus*) = 100 %, für Helio-/Hemerophyten bis *Calluna*: Gehölze und Kräuter = 100 %.

Buchen-Eichenwälder, auf den ärmeren und trockenen Böden weiterhin mit Beteiligung der Kiefer, gibt es spätestens seit dem älteren Subatlantikum (SA 1). Mit der endgültigen Ausbreitung der Buche gehen, durch den Übergang zu kühlfeuchterem Klima an der Wende vom Subboreal zum Subatlantikum mitverursacht, Linde und Hasel zurück, während die Eiche sich gegenüber der Buche behauptet

und zur Zeit maximaler Buchenverbreitung sogar zu ihrer stärksten Entfaltung im Verlauf der gesamten Nacheiszeit kommt. Demnach vollzieht sich die Buchenausbreitung und die weitere Zunahme der Eichen teilweise auf unterschiedlichen Standorten, wobei *Quercus petraea* mehr auf decksandbeeinflussten Lehmen (Sand-Parabraunerden) und *Quercus robur* auf sehr stark lehmigen Böden (Parabraunerden) stockt, während *Fagus* eher die mittleren und frischen Braunerdeflächen einnimmt (HESMER 1933, FIRBAS 1949, vgl. auch MÜLLER 1961). Die Hainbuche ist ebenfalls zunehmend und schließlich gleich stark wie die Rotbuche im Pollenniederschlag vertreten, wenn auch teilweise auf feuchteren und reicheren Böden stockend. Das geht ebenso wie die kräftige Durchsetzung der Eiche und die Ausbreitung der Rotbuche vor allem auf Kosten der Kiefer, deren Pollenniederschlag auf 12 % abfällt und damit wie in den angrenzenden Landschaften ihre geringste Beteiligung am Bestandesaufbau der Wälder während der nacheiszeitlichen Schattholzphase aufweist. Doch dürfte die Kiefer auf den trockensten Sandböden der Menzer Heide zusammen mit der Eiche weiterhin am Waldaufbau beteiligt gewesen sein. Das lässt sich sogar für das noch buchenreichere Neustrelitz-Feldberger Gebiet, 25 bis 30 km nordöstlich des Stechlinsees, nachweisen, wo zu dieser Zeit die Kiefer außerhalb der Moore nur auf den Sanderflächen wächst (MÜLLER 1961).

4.2 Einfluss des Menschen auf die Waldentwicklung

Ackerbau und Viehhaltung sind im Pollendiagramm (Abb. 2) durch Pollenfunde von Getreide und in der Gruppe der krautigen Helio- und Hemerophyten mit *Plantago lanceolata* seit der Mitte des jüngeren Atlantikum (AT 2) aus dem Neolithikum (Jungsteinzeit) bezeugt und damit einige Jahrhunderte früher als bislang (FALK 1974) für die Wende vom Atlantikum zum Subboreal angenommen. Doch bleibt die mehr oder minder kontinuierliche Zunahme der Landnutzung, wie sie aus der Kurve der krautigen Helio- und Hemerophyten erschließbar ist, in ihrer Auswirkung auf die Waldzusammensetzung bis an das Ende der Bronzezeit (Wende Subboreal/Subatlantikum) nach den vorliegenden Befunden von untergeordneter Bedeutung. Dabei ist allerdings das große Polleneinzugsgebiet dieses in Seemitte liegenden Bohrpunktes (Profilstück I) zu berücksichtigen, so dass die Wahl der bevorzugten Standorte und Waldgesellschaften in dem recht kleinteiligen Siedlungs- und Landnutzungsmuster nicht hinreichend deutlich zum Ausdruck kommt. Die Siedlungsflächen sind ohnehin bis zum Ende der Bronzezeit im wesentlichen auf die seenreichen Rinnen- und Tallagen der Rheinsberger und Fürstenberger Beckenlandschaft, 10 bis 15 km westlich bzw. östlich des Stechlinsees, beschränkt, während aus der unmittelbaren Umgebung des Großen Stechlinsees keine archäologischen Siedlungsnachweise vorliegen (FALK 1974).

Anthropogene Auswirkungen auf die Waldzusammensetzung zeichnen sich erst zu Beginn der Eisenzeit am Beginn des älteren Subatlantikum (SA 1) mit einer

Ausbreitung der Birke in Verbindung mit einem ersten Maximum der krautigen Helio- und Hemerophyten deutlich ab. Die Rodungen finden offenbar vor allem in Eichenbeständen mittlerer Standorte statt, während Buche und Kiefer nicht betroffen sind. Die slawische Zeit fällt im wesentlichen mit den maximalen Bestandesanteilen der Rotbuche zusammen, gefolgt von Höchstwerten der Hainbuche und Eiche in mittel- bis spätslawischer Zeit. Diese Entwicklung ist mit der geringsten Kiefernbestockung verbunden. Dabei ist der Nutzungseinfluss im Zeitverlauf durchaus wechselnd, wie die Kurve der krautigen Helio- und Hemerophyten zeigt.

Eine sehr starke Zäsur stellt der Beginn der hochmittelalterlichen Landeserschließung seit dem 12./13. Jahrhundert dar, der sich im Pollendiagramm durch ein *Betula*-Maximum während einer ersten intensiven Rodungsphase scharf abzeichnet. Dabei werden besonders Eichen, aber auch Rot- und Hainbuchen herausgeschlagen. Das Helio- und Hemerophytenmaximum bis 28 % (außer Getreide - besonders *Secale* - vor allem *Artemisia* und *Rumex acetosella/acetosa*) zeigt, dass es sich hauptsächlich um die Waldnutzungen im Umkreis der Siedlung Stechlin handelt, die am Seeufer, nur 250 bis 300 m vom Bohrpunkt III entfernt, von etwa 1150 bis 1450/1500 besteht (FALK 1974), ebenso wie der Ort Stammstechlin 2 km nordöstlich. Die Auflassung dieser Siedlungen führt aber nicht zur Wiederbewaldung der Feldmark, wie auch die archivalischen Quellen belegen. Vielmehr setzt sich eine weitere Ausräumung der Wälder fort, deren Ergebnis eine weitgehende Beseitigung von Rot- und Hainbuchenbeständen ist. Die Eiche ist deutlich weniger betroffen. Dagegen kommt es zu einer Wiederausbreitung der Kiefer, und zwar vorwiegend auf den devastierten und, wie *Calluna* zeigt, stellenweise verheideten Waldstandorten. Auf diesen tritt, wie in der gesamten extensiven Nutzungsphase (einschließlich Waldweide, KRAUSCH 1962) zwischen 1200 und 1800, der Wacholder in Erscheinung, und auf reicheren Böden profitiert vorübergehend auch die Hasel.

Die Ausräumung der Wälder setzt sich im Verlauf der Neuzeit weiter fort, wobei um 1600 verstärkt auch die Erlen- und seit etwa 1700/50 die restlichen Eichenbestände einschließlich Birke betroffen sind. Damit geht eine Verarmung der verbleibenden Wälder einher, in deren Folge der *Pinus*-Anteil im Pollendiagramm auf Extremwerte über 75 % ansteigt. Der entsprechende Helio-/Hemerophyten-Gipfel, an dem *Artemisia* nicht beteiligt ist, zeigt, dass es sich nunmehr um das regionale Bild einer sehr offenen Waldlandschaft handelt. Immerhin profitieren von diesen z. T. als Pioniergehölze aufgewachsenen sekundären Kiefernbeständen der verschiedensten Standorte von der zweiten Hälfte des 17. bis zur Mitte des 19. Jahrhunderts sechs Teeröfen im Gebiet der Menzer Heide (KRAUSCH 1962). Auch die vier Glashütten, die 1 bis 15 km östlich bzw. westlich des Stechlinsees seit der ersten Hälfte des 18. Jahrhunderts in Betrieb sind (deren Lage und Betriebszeiten in Abb. 6 bei ZERBE & BRANDE 1996), beziehen ihren Holzbedarf, der allerdings auch Buchenholz einschließt, teilweise aus diesen Beständen im Umkreis des Sees.

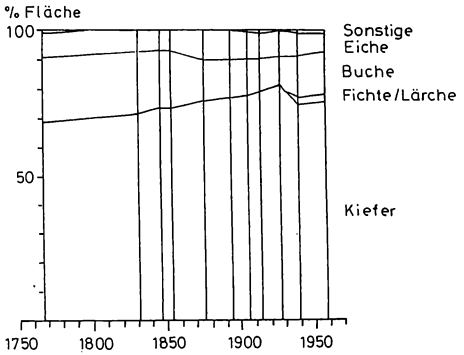


Abb. 3: Forstliche Bestandesentwicklung in der Menzer Heide (aus ZERBE & BRANDE 1996 nach Daten von KRAUSCH 1962).

Die geochemischen Sedimentanalysen bestätigen die Korrelation dieses Pollendiagramm-Abschnittes mit den Glashüttenbetrieben jener Zeit (RÖPER et al. 1998).

Zwischen 1750 und 1771/86 kommt es durch den Bau und Betrieb des zum Brennholzflößen angelegten Polzowkanals (zwischen Stechlin-, Nehmitz- und Roofensee über Menz und die Wentowseen bei Zehdenick in die Havel nach Süden, d. h. nach Berlin) zur stärksten Ausräumung der Menzer Heide. In den diesbezüglichen Vorratsabschätzungen und tatsächlichen Holzeinschlägen steht die Kiefer an erster Stelle, in großem Abstand gefolgt von Eiche, Buche, Birke und Erle. Zur erfolgreichen Ausräumung heißt es rückblickend: „... ehe dreißig Jahre um waren, war die ganze Menzer Forst durch die Berliner Schornsteine geflogen. Was Teeröfen und Glashütten in alle Ewigkeit hinein nicht vermocht hätten, das hatte die Konsumtionskraft einer großen Stadt in weniger als einem Menschenalter geleistet“ (FONTANE 1862). Nur einzelne Eichen und Kiefern bleiben als Samenbäume erhalten (KRAUSCH 1962, 1968), und an haubarem Holz liegt um 1800 nach der stark dominanten Kiefer das Verhältnis von Eiche/Buche/Birke/Erle bei 87/7/6/0,1. Dieser devastierte Waldzustand spiegelt sich in dem *Pinus*- und Helio-/Hemerophytenmaximum wider. Dabei ist bemerkenswerterweise bereits frühzeitig, wohl auf abseitigen und von der intensiven Nutzung ausgesparten Flächen, wieder eine Erholung von Buchenbeständen festzustellen, die bis in die Gegenwart andauert. Hier handelt es sich - entsprechend der Lage des Bohrpunktes III - offenbar zum Teil um Bestände auf der angrenzenden 80 ha großen Halbinsel, die in der Bezeichnung "Das Hölzchen" während der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts mit Buche bedeckt ist (Abb. 1 bei KRAUSCH 1962). Aber auch nahe dem Süd- und Nordostufer des Sees wachsen zu jener Zeit buchenreiche Bestände, deren Bestandesentwicklung in den jüngsten Sedimenten der Profilstücke I und II (hier nicht wiedergegeben) zum Ausdruck kommt.

Die drei jüngsten Proben des Pollendiagramms repräsentieren die Zeit der planmäßigen Forstwirtschaft ab 1830/50, die - mit wechselnden Betriebszielen bezüglich Laub- und Nadelholz - schließlich doch überwiegend die Kiefer begünstigt (vgl. Abb. 3). Dass nach den Abschätzungswerken für die gesamte Menzer Heide zwischen 1852 und 1926 der Buchenanteil um etwa 40 % zurückgeht und

danach erst wieder zunimmt, steht im Gegensatz zum pollenanalytischen Befund. Bei diesem ist jedoch zu beachten, dass das ufernahe obere Profilstück III keineswegs das gesamte Gebiet der Menzer Heide gleichmäßig erfasst, sondern überwiegend die bereits um 1800 wieder buchenreicheren Flächen im Südwesten des Sees (vgl. Abb. 1 bei KRAUSCH 1962). Blühende Exemplare der seit 1865 angepflanzten Fichte sind ebenso im Pollenniederschlag präsent wie regenerierende Bestände von Erle, Birke und Hainbuche. Nur die Regeneration der Eiche, die aus den vegetationskundlichen Vergleichsuntersuchungen (Kap. 7) für die letzten drei Jahrzehnte klar erschlossen werden kann, reicht - zumindest mit kräftig blühenden Beständen - nicht so weit zurück, dass sie im Pollenspektrum der jüngsten Sedimente ihren Niederschlag findet. Die Periode geregelter Forstwirtschaft wird auch im Rückgang der Helio-/Hemerophytenkurve deutlich, die den fortschreitenden Dichtschluss der Wälder anzeigt. Doch ist dieser Zustand - wenn auch mit vergleichbaren Prozentwerten der Kurve - nicht mit den Verhältnissen zwischen 1500 und 1700 gleichzusetzen, in denen die Waldzusammensetzung und damit die relative Pollenproduktion sowie die Verteilung und Nutzung von Wald-, Siedlungs- und Ackerflächen deutlich anders war als im 20. Jahrhundert. Dementsprechend ist auch eine flächenbezogene Aussage zur Wald- und Baumartenbedeckung aus den Prozentwerten des Pollendiagramms nicht direkt abzuleiten. Dies ergibt sich schon aus der primär unterschiedlichen Pollenproduktion von Kiefer und Eiche (stark) gegenüber Buche (mittel) sowie aus weiteren Randbedingungen.

5. Heutige Vegetation der Wälder und Forste

5.1 Buchen- und Eichen-Buchenwälder

Im Untersuchungsgebiet treten entsprechend dem Vorherrschen oligotropher Standorte in der aktuellen Vegetation von Buchen- und Eichen-Buchenmischbeständen meist anspruchslose und säuretolerante Arten wie *Luzula pilosa*, *Carex pilulifera*, *Deschampsia flexuosa*, *Veronica officinalis*, *Dryopteris carthusiana* u. a. hervor. Aufgrund der engen floristisch-soziologischen und standortsökologischen Beziehungen zu den von MATUSZKIEWICZ & MATUSZKIEWICZ (1973) beschriebenen azidophilen artenarmen Tieflagen-Buchenwäldern der baltischen Jungmoräne Nord- und Nordwest-Polens werden die Aufnahmen aus entsprechenden Buchen-(misch)wäldern der Menzer Heide dem Luzulo pilosae-Fagetum (Hainsimsen-Buchenwald des Tieflandes) im Verband Luzulo-Fagion LOHM. & TX. 54 der Ordnung Quercetalia TX. 31 (vgl. HÄRDTLE et al. 1997) zugeordnet (Tab. 1). Neben den Differentialarten der Assoziation *Luzula pilosa*, *Carex digitata* und *Convallaria majalis* sind Arten bodensaurer Eichenmischwälder (Quercetalia) bezeichnend für die Buchen-Waldgesellschaft (vgl. KRAUSCH 1970 zum Fago-Quercetum petraeae TX. 55). Die Bestände des Luzulo pilosae-Fagetum sind v. a. im

nördlichen Teil des Untersuchungsgebietes zu finden, aber auch überall dort, wo die entsprechenden Standorte nicht durch Nadelholzaufforstungen bestockt sind (vgl. Abb. 1).

Neben der Buche sind häufig Eiche (*Quercus petraea*, *Qu. robur*) und Kiefer der Baumschicht beigemischt. KRAUSCH (1970) führt die Beimischung dieser Gehölzarten in den Buchenwäldern aufgrund der „hohen Vitalität der Buche" zum überwiegenden Teil „auf menschliches Zutun" zurück (vgl. Kap. 8). Ähnliches gilt für eine Beimischung von Fichte, Birke (*Betula pendula*) und Eberesche (*Sorbus aucuparia* subsp. *aucuparia*). Bei geschlossener Baumschicht ist die Kraut- und Moosschichtdeckung meist nur spärlich (≤ 5 %). Eine Strauchschicht fehlt weitgehend.

Innerhalb des Luzulo pilosae-Fagetum lässt sich das gegenüber der Nährstoffversorgung anspruchsvollere Luzulo-Fagetum milietosum mit *Milium effusum*, *Impatiens parviflora*, *Anemone nemorosa*, *Melica nutans*, *Stellaria holostea*, *Hedera helix* und *Carpinus betulus* gegen das Luzulo-Fagetum typicum ohne die genannten Differentialarten abgrenzen. Diese typische Untergesellschaft entspricht weitgehend der Subassoziation mit *Vaccinium myrtillus*, die KRAUSCH (1970) innerhalb des Fago-Quercetum differenziert hat.

Die *Milium effusum*-Untergesellschaft des Hainsimsen-Buchenwaldes stellt den vegetationskundlich-standortsökologischen Übergang zum weitaus seltener und meist nur kleinflächig im Untersuchungsgebiet vertretenen mesotrophen Waldmeister-Buchenwald (Galio odorati-Fagetum RÜBEL 30 ex SOUGNEZ & THILL 59) auf stärker lehmigen Böden dar (Tab. 1). Gegenüber dem artenärmeren Luzulo pilosae-Fagetum treten hier *Athyrium filix-femina*, *Lamium galeobdolon* agg., *Stachys sylvatica*, *Galium odoratum*, *Dactylis polygama* und *Hepatica nobilis* hinzu, ebenso wie *Dryopteris filix-mas*, *Viola reichenbachiana* und *Scrophularia nodosa* als Arten mesophytischer Laubwälder (Fagetalia PAWL. 1928). Damit zeigt sich hier eine ähnliche Artenzusammensetzung und Struktur wie in Waldmeister-Buchenwäldern Nordwestdeutschlands (vgl. DIERSCHKE 1989, HEINKEN 1995). Bestände des Waldmeister-Buchenwaldes wurden südlich des Peetschsees im Nordosten des Untersuchungsgebietes, im Junkerbusch östlich von Menz und im Revier Wolfsluch südlich von Großwoltersdorf aufgenommen.

Im Waldmeister-Buchenwald baut die Buche die Baumschicht meist ohne Beteiligung anderer Baumarten auf. Trotz geschlossener Baumschicht findet sich in der Regel eine höhere Krautschichtdeckung als im oligotrophen Hainsimsen-Buchenwald. Innerhalb des Waldmeister-Buchenwaldes lässt sich mit den Quercetalia-Arten *Polytrichum formosum*, *Dicranella heteromalla*, *Deschampsia flexuosa*, *Veronica officinalis*, *Carex pilulifera* und *Agrostis capillaris* eine bodensaure Untergesellschaft (Galio-Fagetum polytrichetosum formosi; vgl. DIERSCHKE 1989 zum Galio-Fagetum luzuletosum) von einer typischen Untergesellschaft abtrennen.

Tab. 1: Luzulo pilosae-Fagetum (Hainsimsen-Buchenwald d. Tieflandes) und Galio odorati-Fagetum (Waldmeister-Buchenwald) in der Oberförsterei Menz.

Spalte 1-5: Luzulo-Fagetum typicum
Spalte 6-12: Luzulo-Fagetum milietosum
Spalte 13-15: Galio-Fagetum polytrichetosum formosi
Spalte 16-17: Galio-Fagetum typicum

Spalte		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Aufnahmenummer		8	30	31	75	76	2	9	12	46	49	60	82	13	22	23	48	51
Exposition		NW	NW	NW	SO	S	SW	NO	NW	SW	-	-	S	NW	NO	NW	S	-
Hangneigung in Grad		10	1	5	5	5	2	15	7	2	-	-	1	20	7	2	3	-
Höhe der Schichten in m																		
1. Baumschicht (B1)		30	26	27	26	24	22	32	21	21	25	28	22	30	30	30	20	24
2. Baumschicht (B2)		23	12	15	-	12	10	27	-	14	12	14	8	20	-	-	12	12
Strauchschicht (S)		4	2	-	-	1	-	2	1	-	-	4	3	1	2	-	-	-
Krautschicht		0,1	0,2	0,2	0,4	0,5	0,3	0,7	0,2	0,1	0,3	0,2	0,3	0,2	0,5	0,6	0,1	0,3
Gesamtdeckung d. Schichten in %																		
1. Baumschicht		10	90	70	85	55	35	5	70	65	70	90	70	85	75	60	55	60
2. Baumschicht		60	8	3	-	3	10	80	-	5	10	5	5	4	-	-	3	5
Strauchschicht		3	2	-	-	<1	-	1	<1	-	-	<1	2	1	10	-	-	-
Krautschicht		2	<1	5	20	30	40	<1	5	5	30	5	7	20	80	65	35	35
Moosschicht		<0,1	<1	<1	<1	<1	<0,1	-	5	-	-	-	<1	<1	<1	5	-	-
Artenzahl		9	16	19	14	29	53	14	29	20	15	14	25	24	35	39	23	26
davon Moose		2	6	4	1	5	4	1	8	-	-	-	4	3	1	3	-	-
Baumarten																		
Fagus sylvatica	B1	.	5	4	5	4	2b	.	4	4	3	5	2a	5	4	4	4	2b
	B2	4	2a	+	.	+	+	5	.	2a	.	2m	1	+	.	.	+	.
	S	1	1	.	.	r	.	1	1	.	.	+	1	+	1	.	.	.
		1	2m	2m	2a	2m	+	1	2m	2m	2m	2m	1	2m	2a	2a	r	2m
Quercus petraea	B1	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	1	1	4	.	.	.	.	.
Quercus robur	B1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	3
	B2	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Quercus petraea et robur		r	r	.	.	.	1	+	.	+	+	r	1	.	.	.	.	+
Pinus sylvestris	B1	2a	+	.	+	.	2b	2a	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.
		1	1	.	.	+	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.
Sorbus aucuparia	B2	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
		r	.	.	.	.	2m	.	r	1	.	r	.	.	1	1	.	+
Prunus serotina		.	.	.	r	r	1	r	.	.	.	.	r	.	r	.	.	.
Frangula alnus		.	.	.	.	r	.	.	.	1	.	.	.	.	.	r	.	.
Acer pseudoplatanus		.	.	r	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	+
Fraxinus excelsior		.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	r	.
Prunus padus		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	1
DA Luzulo pilosae-Fagetum																		
Luzula pilosa		.	1	1	+	1	1	+	1	+	+	1	1	.	.	1	+	r
Carex digitata		.	1	1	.	r	.	+	r	.	.	r	+	+	.	.	.	.
Convallaria majalis		.	.	.	.	.	.	.	+	2m	.	.	1	.	.	.	.	.
d Luzulo-Fagetum milietosum																		
Milium effusum		.	.	.	.	.	1	.	1	2m	2m	.	1	+	2m	2m	2m	2m
Impatiens parviflora		.	.	.	.	.	2a	.	.	1	2b	2m	.	.	3	2m	+	.
Anemone nemorosa		.	.	.	.	.	.	2m	1	.	.	.	.	2m	2m	2m	1	2m
Carpinus betulus	B1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2b	.	.	.	.	.	.	1
	B2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	+	.	.	.	+	1
		.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	+	.	.	r	.	r	1
Melica nutans		.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.
Stellaria holostea		.	.	.	.	.	.	.	.	2m	2m	.	.	.	.	.	2m	.
Hedera helix	B1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
		.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	1
DA Galio-Fagetum, UVC Galio-Fagenion																		
Athyrium filix-femina		.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	.	.
Lamium galeobdolon agg.		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	2m	2a	.
Dactylis polygama		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.
Stachys sylvatica		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	1

Spalte		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Aufnahmenummer		8	30	31	75	76	2	9	12	46	49	60	82	13	22	23	48	51
Galium odoratum		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.
Hepatica nobilis		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.
OC, DO Quercetalia (einschl. d G.-F. polytrichetosum)																		
Veronica officinalis		.	.	r	.	+	1	.	.	+	.	1	1	+	r	1	.	.
Carex pilulifera		.	+	r	1	r	.	.	2m	.	+	.	2m	.	+	1	.	.
Dicranella heteromalla		+	+	+	+	+	.	.	+	.	.	.	+	.	+	+	.	.
Deschampsia flexuosa		.	+	r	.	.	1	r	1	.	.	.	1	.	+	1	.	.
Polytrichum formosum		.	.	.	.	2m	.	.	2m	.	.	.	.	+	.	+	.	.
Agrostis capillaris		.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	1	1	1	.	.
Vaccinium myrtillus		2m	.	.	1	+	+	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Dicranum scoparium		.	+	.	.	+	.	.	+	.	.	.	+	.	.	.	.	.
OC, DO Fagetalia																		
Dryopteris filix-mas		.	.	.	.	r	r	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.
Viola reichenbachiana		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	2m
Scrophularia nodosa		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	r
KC Querco-Fagetea																		
Poa nemoralis		.	1	1	.	.	.	.	2m	r	.	.	2m	1	2m	2m	.	.
Atrichum undulatum		.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	+	.	2m	.	.
Begleiter																		
Moehringia trinervia		.	1	2m	1	1	2m	.	+	1	1	1	1	1	.	1	2m	+
Oxalis acetosella		2m	.	.	2m	1	2m	1	.	2m	2a	.	1	2m	3	2a	2a	2b
Dryopteris carthusiana		+	.	.	+	1	1	2m	+	1	.	.	.	+	+	1	+	.
Rubus idaeus	S	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.
		.	.	.	.	+	2a	.	r	1	+	.	.	.	2a	2a	+	1
Calamagrostis epigejos		.	.	2m	2a	2b	.	+	.	.	.	.	1	2m	2m	2a	.	.
Sambucus nigra	S	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.
		.	.	r	.	.	2m	.	.	+	r	.	.	.	2m	.	+	r
Urtica dioica		.	.	1	.	r	1	.	.	.	.	.	.	+	2m	1	+	.
Mycelis muralis		.	.	.	.	1	2m	.	.	.	.	.	1	2m	2m	2m	.	2m
Viola riviniana		.	+	.	.	.	2m	.	r	.	+	.	r	2m	2m	1	1	.
Maianthemum bifolium		.	.	.	.	.	1	.	1	.	.	.	1	.	1	2a	1	.
Taraxacum officinale agg.		.	.	+	.	.	+	.	.	.	.	r	.	.	.	.	+	.
Senecio sylvaticus		.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	+	.	.	1	1	.	.
Festuca gigantea		.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	2m	1	.	+
Carex leporina		.	.	.	+	1	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Gymnocarpium dryopteris		.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	2b	.	.	.	.
Hypochoeris radicata		.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.
Juncus effusus		.	.	1	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rumex acetosella		.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.
Rubus fruticosus agg.		.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	1
Digitalis purpurea		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	+	1	.	.
Carex pallescens		.	.	.	.	.	.	.	.	1	r	.	1	.	.	.	.	.
Galeopsis tetrahit et bifida		.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	+	1	.	.
Syringa vulgaris		.	.	r	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.
Ribes uva-crispa		.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.
Luzula multiflora		.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.
Rubus caesius		.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.
Conyza canadensis		.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.
Hieracium spec.		.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	r
Polygonatum odoratum		.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.
Galium aparine		.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.
Geranium robertianum		.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.
Moose																		
Pohlia nutans		.	+	+	.	+	+	.	+	.	.	.	+	.	.	.	.	.
Hypnum cupressiforme		.	+	.	.	.	+	+	2m	.	.	.	+	.	.	.	.	.
Mnium hornum		+	+	+	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Leucobryum glaucum		.	+	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Brachythecium rutabulum		.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

Fortsetzung Tab. 1:

Außerdem kommen einmal vor in Spalte:
3: Amblystegium serpens +; **4:** Luzula spec. r; **6:** Picea abies B1 und B2 +, Betula pendula 1, Anthoxanthum odoratum r, Holcus lanatus 1, Dactylis glomerata 1, Poa trivialis +, Euonymus europaea 1, Lapsana communis 1, Veronica chamaedrys 2m, Arrhenatherum elatius +, Carex muricata agg. +, Viburnum opulus +, Rosa spec. +, Scleropodium purum +; **8:** Luzula campestris 2m, Calamagrostis arundinacea r, Carex canescens +; **12:** Deschampsia cespitosa r; **13:** Agrostis stolonifera 1, Plagiothecium laetum +; **14:** Circaea lutetiana 1, Chaerophyllum temulum r; **15:** Fallopia convolvulus r, Poa angustifolia 1, Sarothamnus scoparius +; **17:** Carex remota +, Stellaria media r, Glechoma hederacea +, Galeopsis tetrahit +.

5.2 Eichenforste

Kleinflächig eingebettet in Buchen(misch)wälder finden sich stellenweise anthropogene Eichenreinbestände, die mit dem Vorkommen von *Viola riviniana*, *Anthoxanthum odoratum*, *Melampyrum pratense*, *Vaccinium myrtillus*, *Frangula alnus*, *Festuca ovina* und *Holcus mollis* dem Betulo-Quercetum TX. 37 (vgl. HEINKEN 1995 und HÄRDTLE et al. 1997) im Verband Quercion robori-petraeae BR.-BL. 32 zuzuordnen sind (Tab. 2). HEINKEN (1995: 161) geht im niedersächsischen Tiefland davon aus, dass die Bestände des Betulo-Quercetum auf grundwasserfernen Standorten nur eine „auf Degradation oder Anpflanzung zurückgehende Nutzungsform ursprünglicher Buchenwälder“ darstellen (vgl. auch ZERBE 1999 für den Mittelgebirgsraum). Auch in der Menzer Heide weist z. B. die stete bis hochstete Verjüngung von Buche und Hainbuche auf die allein durch den Menschen geschaffene Dominanz der Eiche in der Baumschicht anstelle natürlicher Buchenmischwälder hin (vgl. Kap. 6). Zudem liefert die Eiche hier hochwertige Furnierstämme, „die in ihrer Güte den bekannten Spessart-Eichen kaum nachstehen“ (KRAUSCH 1970: 431), so dass die Eiche hier einer starken forstlichen Förderung unterlag.

In den lichten Eichenforsten, in denen die Baumschichtdeckung 60 % nicht überschreitet, tritt eine mit durchschnittlich 31 Arten vergleichsweise artenreiche Krautschicht auf. Ähnlich wie im Luzulo-Fagetum lässt sich auch im Betulo-Quercetum mit *Milium effusum*, *Impatiens parviflora* und anderen Trennarten eine nährstoffreichere Ausbildung (Betulo-Quercetum milietosum nach HÄRDTLE et al. 1997) von einer trennartenlosen typischen Ausbildung abtrennen.

Tab. 2: Betulo-Quercetum (Eichenforst) in der Oberförsterei Menz.

Spalte 1-3: Betulo-Quercetum typicum
Spalte 4-8: Betulo-Quercetum milietosum

Spalte		1	2	3	4	5	6	7	8
Aufnahmenummer		81	40	78	1	39	47	59	79
Exposition		S	-	-	S	-	W	-	N
Hangneigung in Grad		1	-	-	5	-	1	-	7
Höhe der Schichten in m									
1. Baumschicht (B1)		22	18	20	18	20	20	18	18
2. Baumschicht (B2)		9	8	-	-	9	8	-	10
Strauchschicht (S)		1	-	1,6	3	-	4	3	-
Krautschicht		0,3	0,4	0,3	0,4	0,3	0,4	0,3	0,3
Gesamtdeckung der Schichten in %									
1. Baumschicht		40	40	60	60	60	25	40	50
2. Baumschicht		2	3		-	7	<1	-	5
Strauchschicht		<1	-	<1	7	-	3	1	-
Krautschicht		10	50	10	10	50	80	10	5
Moosschicht		1	<1	<1	<0,1	1	<1	1	<1
Artenzahl		29	28	28	27	38	34	35	30
davon Moose		7	10	5	1	8	-	8	4
Baumarten									
Quercus petraea	B1	3	3	.	4	4	.	3	3
	B2	+	+	.	.	+	.	.	.
	S	.	.	.	.	.	.	+	.
Quercus robur	B1	.	.	4	.	.	.	.	.
	B2	.	.	.	.	.	+	.	.
Quercus petraea et robur		1	2m	+	2m	2m	1	2m	2m
Fagus sylvatica	B1	+	.	.	.	.	.	.	.
	B2	.	+	.	.	1	.	.	1
	S	+	.	+	2a	.	1	+	.
		2m	1	2m	1	1	1	+	1
Sorbus aucuparia	S	.	.	.	.	.	1	.	.
		.	1	.	+	1	1	+	.
Betula pendula	B1	.	.	.	.	.	2a	.	.
	S	.	.	.	.	.	r	.	.
Pinus sylvestris	B1	.	.	.	.	.	2a	.	.
		.	.	+	r	.	.	.	.
Rhamnus cathartica		.	r	.	.	r	r	r	+
Picea abies		.	1	.	r	.	.	.	.
AC, DA Betulo-Quercetum (einschl. VC, DV Quercion)									
Viola riviniana		+	1	r	2m	+	.	+	r
Anthoxanthum odoratum		1	1	r	.	2m	.	1	.
Melampyrum pratense		.	2m	+	.	2m	.	+	.
Vaccinium myrtillus		1	3	.	.	2m	.	2m	.
Frangula alnus	S	.	.	.	.	.	1	.	.
		.	.	.	.	.	1	r	.
Festuca ovina		.	1	.	.	+	.	.	.
Holcus mollis		.	.	.	.	.	2a	.	.
d Betulo-Quercetum milietosum									
Impatiens parviflora		.	.	.	1	2a	+	2m	+
Milium effusum		.	.	.	1	1	2m	.	1
Oxalis acetosella		.	.	.	1	2a	2m	.	1
Carpinus betulus	S	.	.	.	.	.	1	.	.
		.	.	.	.	r	1	+	+
Melica nutans		.	.	.	+	.	.	.	1

Spalte		1	2	3	4	5	6	7	8
Aufnahmenummer		81	40	78	1	39	47	59	79
Dactylis polygama		.	.	.	2m	.	.	.	.
Stellaria holostea		.	.	.	.	.	1	.	.
OC, DO Quercetalia									
Deschampsia flexuosa		2m	2m	2m	1	2m	2m	2m	+
Polytrichum formosum		2m	+	2m	+	+	.	+	+
Veronica officinalis		+	+	1	.	1	.	1	1
Dicranum scoparium		+	+	+	.	+	.	+	.
Carex pilulifera		2a	.	2m	.	.	+	1	.
Agrostis capillaris		2m	.	2m	.	2m	.	.	2m
Lathyrus niger		.	.	.	.	.	.	+	.
KC Querco-Fagetea									
Carex digitata		+	+	+	2m	1	.	2m	2m
Poa nemoralis		2m	.	2m	2m	2m	.	2m	2m
Atrichum undulatum		+	+	.	.	2m	.	+	+
Anemone nemorosa		1	.	+	.	.	.	.	.
Brachypodium sylvaticum		.	.	.	+	.	.	.	.
Hedera helix		.	.	.	.	.	.	1	.
Begleiter									
Luzula pilosa		1	2m	1	+	2m	1	1	1
Mycelis muralis		+	.	2m	1	2m	+	+	+
Moehringia trinervia		2m	.	1	1	2m	1	2m	2m
Calamagrostis epigejos		1	+	1	r	2m	3	.	2m
Urtica dioica		r	.	1	1	1	.	1	1
Galeopsis bifida		r	.	+	.	r	1	.	.
Deschampsia cespitosa		.	.	+	+	.	r	r	.
Juncus effusus		r	.	r	.	+	+	.	.
Dryopteris carthusiana		.	.	.	r	+	1	.	r
Sambucus nigra	S	.	.	.	.	.	r	.	.
		.	.	.	r	.	r	.	r
Rubus idaeus		.	.	.	+	.	2a	.	+
Veronica chamaedrys		.	+	.	.	1	.	.	.
Poa angustifolia		1	+	.	.	.	.	.	.
Maianthemum bifolium		.	.	.	.	1	1	.	.
Pteridium aquilinum		+	2m	.	.	.	.	.	.
Carex leporina		.	.	.	.	.	.	r	r
Prunus spinosa		.	.	r	.	.	.	.	+
Moose									
Brachythecium rutabulum		+	+	.	.	+	2m	+	.
Plagiomnium affine agg.		+	+	.	.	+	.	+	.
Hypnum cupressiforme		.	+	+	.	+	.	+	.
Pohlia nutans		.	+	+	.	.	.	+	.
Scleropodium purum		.	+	.	.	+	.	.	.
Pleurozium schreberi		.	+	.	.	+	.	.	.
Eurhynchium praelongum		.	+	.	.	.	+	.	.
Thuidium tamariscinum		.	.	.	.	.	.	+	+

Außerdem kommen einmal vor in Spalte:

1: Carex pallescens 1, Eurhynchium angustirete +, Plagiothecium curvifolium +, **3:** Hypochoeris radicata r, Dicranella heteromalla +; **4:** Carex remota r, Fallopia convolvulus 2m; **5:** Festuca gigantea 1, Luzula campestris +; **6:** Rubus fruticosus agg. +, Athyrium filix-femina r, Epilobium angustifolium 2m, Dryopteris dilatata +, Pseudotsuga menziesii r, Populus tremula r; **7:** Hieracium spec. 1, Prunus serotina +, Acer platanoides r, Acer spec. r; **8:** Luzula spec. r, Gymnocarpium dryopteris 2m, Leucobryum glaucum +.

5.3 Kiefernforste

Die Kiefernbestände der Menzer Heide zeichnen sich durch eine sehr einheitliche Artenzusammensetzung und Struktur aus. Die obere, meist nicht mehr als 15 % deckende Baumschicht wird von der Kiefer gebildet, der selten andere Baumarten wie Traubeneiche, Birke bzw. Lärche beigemischt sind. In der flächendeckenden Krautschicht bestimmen Drahtschmiele und Heidelbeere das Erscheinungsbild, durchsetzt mit den Moosen *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum*. Die Gesamtdeckung der Moosschicht liegt meist deutlich über 60 %. Die Kiefernforste der Menzer Heide lassen sich floristisch-soziologisch dem von ZERBE (1999) im Mittelgebirgsraum beschriebenen Pleurozio schreberi-Pinetum sylvestris (Rotstengelmoos-Kiefernforst) zuordnen, einer Ersatzgesellschaft bodensaurer Hainsimsen-Buchenwälder. Neben Rot- und Grünstengelmoos gehört die Buche, hochstet in der Kraut- bzw. Strauchschicht vertreten (vgl. Kap. 6), und der nur vereinzelt auftretende Adlerfarn (*Pteridium aquilinum*) zum charakteristischen Arteninventar des Pleurozio schreberi-Pinetum (Tab. 3, Beilage). In die flächendeckenden Moospolster eingebettet findet sich in der Regel *Hypnum cupressiforme*, allerdings mit deutlich geringeren Deckungswerten als *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum*. Artenzusammensetzung, Schichten- und Verjüngungsstruktur weisen die Kiefern-Forstgesellschaft als anthropogene Ersatzgesellschaft bodensaurer Laubmischwälder aus (vgl. SCAMONI 1963). Aufgrund der floristisch-soziologischen Homogenität des aktuellen Aufnahmematerials aus Kiefernbeständen der Menzer Heide wird der Differenzierung von KRAUSCH (1970) in die Kiefernwälder des Myrtillo-Pinetum KOBENDZA 1930 und die „*Hypnum*-" bzw. „*Oxalis*-Kiefern-Forste" nicht gefolgt. Eine ähnliche Vegetationszusammensetzung wie im Rotstengelmoos-Kiefernforst der Menzer Heide wurde auch in Kiefernbeständen z. B. im Lausitzer Flachland (PASSARGE 1969), in der Seelensdorfer Heide (KNAPP 1990), im Dahme-Seengebiet (KÜRSCHNER & RUNGE 1997) und anderen Gebieten Brandenburgs dokumentiert.

Der Rotstengelmoos-Kiefernforst lässt sich in drei Untergesellschaften differenzieren (vgl. ZERBE 1999). Ein nährstoffarmer Flügel wird durch die anspruchslosen Arten *Dicranum polysetum*, *Calluna vulgaris* und *Ptilidium ciliare* ausgewiesen und stellt die floristisch-soziologische Beziehung zum Leucobryo-Pinetum MATUSZ. 62 her (vgl. HEINKEN & ZIPPEL 1999). *Leucobryum glaucum* wurde in nur einem Kiefernbestand (Tab. 3: Spalte 2) mit geringer Deckung notiert. Mangelnde Nährstoffverfügbarkeit bei geringer biologischer Aktivität in der organischen Auflage wird hier durch zum Teil mächtige Rohhumuslagen angezeigt. Insgesamt entspricht das Pleurozio-Pinetum dicranetosum polyseti weitgehend dem von KRAUSCH (1970) aus der Menzer Heide beschriebenen „natürlichen" Myrtillo-Pinetum der Sanderflächen im Süden und Westen des Gebietes, wobei zahlreiche Magerkeitszeiger wie z. B. *Cladonia* div. spec., *Leucobryum glaucum*, *Ptilidium ciliare* und *Pyrola chlorantha* heute nur noch selten bis gar nicht mehr notiert

wurden (vgl. Kap. 7). An einem südwestlich exponierten Hang einer mit Kiefer aufgeforsteten Binnendüne südlich von Schulzenhof wurde innerhalb der Untergesellschaft mit *Dicranum polysetum* eine Variante dokumentiert mit *Carex arenaria*, *Galium verum*, *Dianthus carthusianorum*, *Rhamnus cathartica* und *Festuca brevipila* als Arten der Sandtrocken- bzw. Sandmagerrasen (Tab. 3: Spalte 19).

Von der Untergesellschaft mit *Dicranum polysetum* auf im Oberboden stark verarmten Standorten leitet eine trennartenlose typische Untergesellschaft zum nährstoffreicheren Flügel des Pleurozio schreberi-Pinetum mit hinsichtlich Nährstoff- und Wasserversorgung anspruchsvolleren Arten über. Zu den differenzierenden Arten des Pleurozio-Pinetum oxalidetosum gehören *Oxalis acetosella*, *Calamagrostis epigejos*, *Moehringia trinervia*, *Agrostis capillaris*, *Dryopteris dilatata*, *Galium saxatile*, *Anthoxantum odoratum* und *Dryopteris filix-mas*. In dieser artenreichsten Untergesellschaft der Kiefern-Forstgesellschaft mit durchschnittlich 23 gegenüber 16 Arten in der *Dicranum polysetum*-Untergesellschaft haben noch weitere Arten ihren Vorkommensschwerpunkt, so z. B. *Luzula pilosa*, *Rubus idaeus*, *Rumex acetosella*, *Senecio sylvaticus* und *Urtica dioica*.

An einem schwach geneigten Hang in südwestlicher Exposition wurde eine frische Farn-Variante mit *Gymnocarpium dryopteris* und *Athyrium filix-femina* beobachtet (Tab. 3: Spalte 43).

5.4 Fichten-, Douglasien- und Lärchenforste

Neben den großflächig mit Kiefer aufgeforsteten Waldflächen finden sich in der Oberförsterei Menz kleinflächig auch Aufforstungen mit Fichte, Douglasie und Lärche. Floristisch-soziologisch und standortsökologisch differenzierend treten hier zu den jeweiligen bestandsbildenden Nadelholzarten auch Arten der Kraut- und Moosschicht hinzu. So weist die *Plagiothecium curvifolium-Picea abies*-Gesellschaft (Tab. 4: *Plagiothecium curvifolium*-Fichtenforst) mit den Moosen *Plagiothecium curvifolium* und *P. undulatum*, *Dicranum scoparium* und *Lophocolea heterophylla* und dem Farn *Dryopteris dilatata* eine charakteristische Artenkombination auf, die sich deutlich von den Laubmischwäldern der Menzer Heide unterscheidet (vgl. z. B. ZERBE 1995 zur Harzer-Labkraut-Fichten-Forstgesellschaft des Mittelgebirgsraumes).

Die Douglasienbestände, die z. T. einen hohen Anteil an Linde (*Tilia cordata*) aufweisen, werden aufgrund des Auftretens von *Dryopteris dilatata*, *D. filix-mas*, *Athyrium filix-femina* und *Gymnocarpium dryopteris* dem von SISSINGH (1975) auf bodensauren Sandstandorten in den Niederlanden beschriebenen Dryoptero-Pseudotsugetum (Dornfarn-Douglasienforst) zugeordnet. Offenbar wird die Ausbreitung insbesondere von Farnen durch den Douglasienanbau gefördert (z. B. BREMER 1994, KNOERZER & REIF 1996, ZERBE 1999). Eine Vegetationsaufnahme wurde in

einem von der Lärche dominierten Bestand durchgeführt, der mit seiner gesamten Artenstruktur enge Beziehungen zum Luzulo pilosae-Fagetum aufweist.

Während im *Plagiothecium curvifolium*-Fichtenforst mit dem Vorkommen von *Vaccinium myrtillus* und *Leucobryum glaucum* eine Ausbildung abgetrennt werden kann, die auf eine Nährstoffverarmung im Oberboden hinweist (Tab. 4: *Vaccinium myrtillus*-Ausbildung), stocken die anderen Aufforstungen auf Standorten, die mit *Oxalis acetosella*, *Milium effusum*, *Impatiens parviflora* und anderen Trennarten auf eine bessere Nährstoffversorgung und höhere biologische Aktivität im Auflagehumus hindeuten.

In einem Douglasienbestand, der an einem Hangfuß im Polzowtal aufgenommen wurde, zeigt das Vorkommen von Wechselfeuchtezeigern wie *Carex acutiformis*, *Equisetum pratense*, *Ranunculus repens* u. a. die räumliche und standortsökologische Nähe zu den zur Vernässung neigenden Böden der Polzowniederung an (Tab. 4: Spalte 10).

Auffallend ist die relativ hohe mittlere Artenzahl der Nadelholzforste mit Fichte, Douglasie bzw. Lärche, die mit 32 über den Mittelwerten der anderen aktuell erfassten Wald- und Forstgesellschaften liegt. In einem Douglasienbestand wurden beispielsweise auf einer Fläche von 400 m^2 fast 50 Arten an Höheren Pflanzen und Moosen aufgenommen (Tab. 4: Spalte 10).

Tab. 4: Nadelholzbestände in der Oberförsterei Menz mit Fichte, Douglasie bzw. Lärche als dominierende Baumarten.

Spalte 1-6: *Plagiothecium curvifolium-Picea abies*-Gesellschaft (1-4: *Vaccinium*-Ausbildung und 5, 6: *Milium effusum*-Ausb.)
Spalte 7-10: Dryoptero-Pseudotsugetum (*Milium effusum*-Ausbildung; Spalte 10: *Carex acutiformis*-Var.)
Spalte 11: *Larix decidua*-Bestand (*Milium effusum*-Ausbildung)

Spalte		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Aufnahmenummer		11	14	15	50	7	45	65	66	80	20	52
Exposition		S	NW	NW	-	S	-	W	-	NO	NW	-
Hangneigung in Grad		5	1	2	-	3	-	2	-	3	3	-
Höhe der Schichten in m:												
1. Baumschicht (B1)		22	32	30	20	28	17	24	24	25	25	20
2. Baumschicht (B2)		-	7	22	10	-	-	10		7	8	9
Strauchschicht (S)		2,5	3	1,5	4	-	1	5	2	3	3	4
Krautschicht		0,3	0,1	0,1	0,3	0,3	0,3	0,2	0,4	0,5	0,5	0,1
Gesamtdeckung der Schichten in %:												
1. Baumschicht		35	35	5	20	40	40	75	70	30	30	10
2. Baumschicht		-	4	25	5	-	-	1		4	7	1
Strauchschicht		<1	1	<1	5	-	<1	<1	<1	7	1	<1
Krautschicht		10	4	8	10	25	25	60	40	40	90	25
Moosschicht		5	5	30	25	3	10	-	-	80	60	5
Artenzahl		24	29	26	20	39	25	30	28	46	49	30
davon Moose		11	7	13	5	7	6	-	-	11	11	9
D Plagiothecium curvifolium-Picea abies-Gesell.												
Picea abies	B1	3	3	.	.	3	3	.	.	1	2a	.
	B2	.	+	2b	1	.	.	.	.	.	.	.
		1	1	2m	.	1	.	.	.	+	.	r

Spalte		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Aufnahmenummer		11	14	15	50	7	45	65	66	80	20	52
Plagiothecium curvifolium		2m	2m	2b	2m	2m	2m	.	.	+	+	+
Dryopteris dilatata		.	r	1	1	1	+	1	1	+	1	1
Dicranum scoparium		+	2m	2m	.	+	.	.	.	+	+	.
Lophocolea heterophylla		+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Plagiothecium undulatum		.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.
DA Dryoptero-Pseudotsugetum												
Pseudotsuga menziesii	B1	.	.	.	.	.	.	2b	3	3	2b	.
		.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.
Dryopteris filix-mas		.	.	.	.	.	.	+	.	1	+	+
Athyrium filix-femina		.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.
Gymnocarpium dryopteris		.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.
D Larix decidua-Bestand												
Larix decidua	B1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a
Weitere Baumarten												
Fagus sylvatica	B1	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.
	B2	.	+	.	+	.	.	.	.	+	+	+
	S	+	+	+	1	.	.	+	.	2a	.	+
		1	1	1	1	2m	+	+	1	1	.	+
Quercus petraea	B1	.	.	.	.	.	.	+	1	.	.	.
Quercus petraea et robur		1	1	+	1	1	1	r	+	2m	1	+
Quercus robur		.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.
Sorbus aucuparia	B2	.	.	.	+	.	.	.	.	.	+	.
	S	.	.	.	+	.	+	.	.	.	+	.
		1	.	r	1	+	2m	+	+	2m	2m	1
Carpinus betulus	B2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
	S	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.
		.	r	.	1	.	r	r	+	+	.	+
Pinus sylvestris	B1	+	+	2a	2b	.	.	.	.	+	r	.
		.	2m	.	.	.	.	.	.	+	.	.
Frangula alnus	B2	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.
	S	.	.	.	1	.	r	.	.	.	.	.
		.	.	.	1	.	2m	r	.	.	r	.
Betula pendula	B1	.	.	.	.	+	.	.	.	+	.	.
	B2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.
Betula pend. et pub.		.	r	.	.	.	+	.	.	.	r	r
Tilia cordata	B1	.	.	.	.	.	.	3	2a	.	.	.
	B2	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.
		.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.
Acer pseudoplatanus		.	.	.	.	.	.	+	+	+	.	.
Prunus serotina		.	r	.	.	+	.	.	.	.	.	.
d Vaccinium-Ausbildung												
Vaccinium myrtillus		2m	2m	2m	2m	.	.	.	.	2m	.	.
Leucobryum glaucum		+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.
d Milium-Ausbildung												
Milium effusum		.	.	.	.	+	2m	.	2m	2m	1	1
Impatiens parviflora		.	r	.	.	1	2a	.	.	+	2m	+
Poa nemoralis		.	.	.	.	1	.	r	.	1	.	.
Melica nutans		.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.
Stachys sylvatica		.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.
Brachypodium sylvaticum		.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.
d Carex acutiformis-Variante												
Carex acutiformis		.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.
Ribes rubrum	S	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.
		.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.
Equisetum pratense		.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.

Spalte		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Aufnahmenummer		11	14	15	50	7	45	65	66	80	20	52
Viburnum opulus		.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.
Ranunculus repens		.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.
Poa trivialis		.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.
OC, DO Quercetalia												
Deschampsia flexuosa		2m	2m	2m	2m	2m	2b	+	r	2m	2b	1
Polytrichum formosum		2m	+	2m	2m	+	+	.	.	2m	+	+
Agrostis capillaris		.	.	.	.	1	.	.	+	2m	.	.
Veronica officinalis		.	r	.	.	r	.	.	.	1	.	.
Carex pilulifera		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
Begleiter												
Dryopteris carthusiana		1	r	.	2m	+	2m	+	2m	1	2a	.
Oxalis acetosella		2m	.	.	1	2m	2m	4	3	2m	3	1
Moehringia trinervia		r	1	.	.	2m	1	1	1	2m	2m	1
Rubus idaeus		.	1	r	.	2m	1	+	+	1	2m	1
Calamagrostis epigejos		1	1	1	.	2m	.	.	2m	2a	3	2a
Luzula pilosa		+	1	+	r	.	.	r	r	2m	.	+
Rubus fruticosus agg.		.	.	.	2m	.	+	+	1	+	.	2a
Mycelis muralis		.	+	.	.	2m	.	.	+	2m	r	.
Galeopsis bifida		.	.	.	.	.	1	+	1	.	+	+
Sambucus nigra	S	.	.	.	.	.	.	.	1	.	1	.
		.	.	.	.	.	.	1	1	.	2m	r
Senecio sylvaticus		.	1	+	.	2m	.	.	.	.	+	.
Urtica dioica		.	.	.	.	1	.	+	.	1	1	.
Festuca gigantea		.	.	.	.	+	.	+	1	.	.	.
Hypochoeris radicata		.	r	.	.	.	.	r	.	r	.	.
Epilobium angustifolium		.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.
Maianthemum bifolium		.	.	.	1	.	.	.	.	1	.	.
Humulus lupulus		.	.	.	.	.	+	.	.	.	+	.
Geranium robertianum		.	.	.	.	.	r	.	.	.	+	.
Deschampsia cespitosa		.	.	.	.	1	.	.	.	+	.	.
Holcus lanatus		.	.	.	.	.	.	r	.	.	1	.
Rumex acetosella		.	.	.	.	1	.	.	.	+	.	.
Viola riviniana		.	.	.	.	1	.	.	.	1	.	.
Moose												
Hypnum cupressiforme		+	2m	+	+	2m	+	.	.	+	2m	+
Brachythecium rutabulum		.	+	2m	+	+	2m	.	.	2a	+	2m
Scleropodium purum		2m	.	+	2b	.	2m	.	.	3	2m	+
Pohlia nutans		+	+	.	.	+	.	.	.	+	.	+
Pleurozium schreberi		.	.	+	.	.	.	.	.	2a	+	+
Mnium hornum		+	.	.	.	+	.	.	.	.	.	+
Rhytidiadelphus squarrosus		.	.	.	.	.	.	.	.	+	3	.
Eurhynchium praelongum		.	.	+	.	.	2m	.	.	2m	3	+
Plagiomnium affine agg.		.	.	.	.	.	.	.	.	2m	+	.
Atrichum undulatum		+	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.
Sharpiella seligeri		+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.

Außerdem kommen einmal vor in Spalte:

1: Pteridium aquilinum 1; **2:** Stellaria media 1; **3:** Orthodicranum montanum +, Dicranella heteromalla +; **4:** Quercus rubra r; **5:** Dactylis polygama 1, Carex remota +, Carex hirta 1, Hypericum perforatum r, Ribes uva-crispa +, Anthoxanthum odoratum r; **7:** Luzula multiflora r, Chaerophyllum temulum r, Sarothamnus scoparius r; **8:** Rhamnus cathartica r, Prunus padus +, Carex leporina 1; **9:** Hedera helix +, Crataegus monogyna r, Cornus sanguinea r; **10:** Corylus avellana B2 +, S r und +, Stellaria holostea 1, Digitalis purpurea +, Galium aparine +, Holcus mollis 1.

5.5 Weitere Wald- und Forstgesellschaften in der Menzer Heide

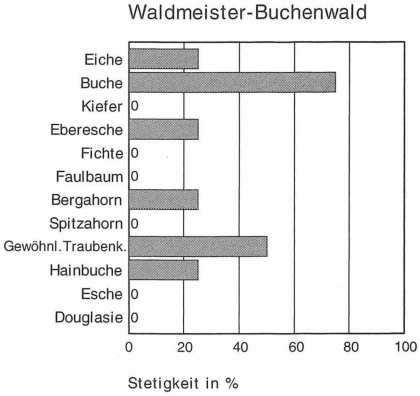
Neben den hier beschriebenen Wald- und Forstgesellschaften der Menzer Heide hat KRAUSCH (1968, 1970) weitere, meist nur selten und kleinflächig vorkommende Gehölzgesellschaften erfasst, die im Rahmen der vorliegenden Untersuchung nicht bearbeitet wurden. Insbesondere östlich von Rheinsberg hat KRAUSCH (1970) den „Flechten-Kiefernwald" (Cladonio-Pinetum KOBENDZA 1930) dokumentiert, dessen stark verarmter Oberboden, bewachsen mit ausgedehnten Polstern von Flechten und Moosen, Ergebnis der Streunutzung war. Auch heute noch sind vereinzelt solche Flächen zu finden, liegen aber außerhalb der Oberförsterei Menz. Allerdings haben insbesondere die Strauchflechten der Gattung *Cladonia* einen starken Rückgang erfahren, wie die Analyse der Vegetationsveränderungen im Untersuchungsgebiet in den letzten Jahrzehnten ergab (Kap. 7). An sehr steilen südexponierten Hängen z. B. nördlich des Roofensees und westlich des Stechlinsees hat KRAUSCH (1970) einige Aufnahmen im thermophytischen Peucedano-Pinetum MATUSZ. 62 durchgeführt, einer subkontinental verbreiteten, von der Kiefer dominierten Gehölzgesellschaft (OBERDORFER 1992).

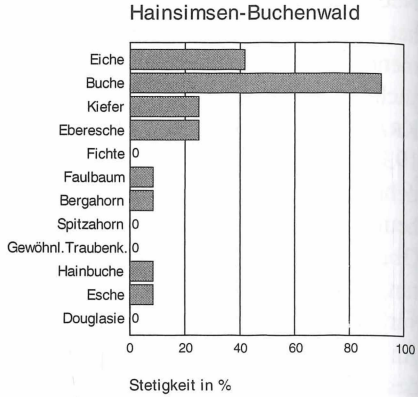
Im Untersuchungsgebiet nur am Südostrand an den Hängen des Polzowtales und im Polzowtal selbst finden sich Bestände des hygrophytischen Stellario-Carpinetum OBERD. 57 auf nährstoffreichen und grundwassernahen lehmigen Sanden. Als von Bäumen beherrschte Gehölzgesellschaften der Vermoorungen in der Menzer Heide hat KRAUSCH (1968) den Walzenseggen-Erlenbruchwald (Carici elongatae-Alnetum [W. KOCH 26] TX. & BODEUX 55) bzw. den „*Lysimachia*-Kiefernforst" als dessen Ersatzgesellschaft auf eu- bis mesotrophen Moorstandorten und den Sumpfporst-Kiefernwald (Ledo-Pinetum silvestris [HUECK 25] V. KLEIST 29 em. TX. 55) als Schlussgesellschaft oligotropher Moorstandorte aufgenommen.

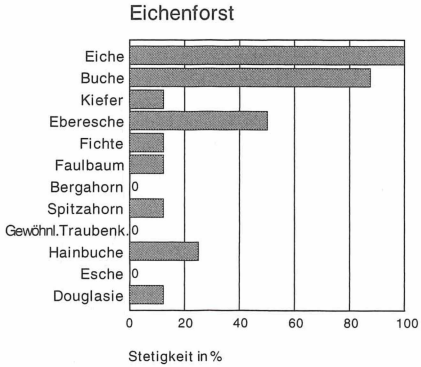
6. Verjüngungsstruktur in den untersuchten Wald- und Forstgesellschaften

Die Baumartenverjüngung als Teil des Regenerationspotenzials von Gehölzbeständen muss als ein komplexes Wirkungsgefüge verstanden werden, welches von zahlreichen Faktoren beeinflusst wird (z. B. DENGLER 1972). Mit der hier dargestellten Auswertung von Verjüngungserhebungen wird das Baumartenspektrum erfasst, welches sich in den floristisch-soziologisch differenzierten Wald- und Forstgesellschaften unter den aktuellen abiotischen (Boden, Lichtgenuss u. a.) und biotischen Standortsverhältnissen (Humus, Lichtgenuss, Diasporenquellen, Wildverbiss usw.) verjüngt. Artenzusammensetzung, Häufigkeit (Stetigkeit und mittlere Individuenzahl pro ha) und Wuchshöhenstruktur geben wichtige Hinweise auf eine unter naturnahen Verhältnissen, d. h. bei einer Reduktion der forstlichen Eingriffsintensität, zu erwartende Waldentwicklung.

(A) Laubholzbestände







In Abb. 4A und 4B ist die Stetigkeit der sich verjüngenden Baumarten in der Kraut- und Strauchschicht der untersuchten Wald- und Forstgesellschaften dargestellt. Es zeigt sich, dass mit Ausnahme der *Dicranum polysetum*-Untergesellschaft des Rotstengelmoos-Kiefernforstes Eiche und Buche die höchsten Anteile an der Verjüngung stellen. Nur auf den Rohhumusböden der nährstoffärmsten Ausbildung der Kiefernforste erreicht die Kiefer einen Stetigkeitswert über 50 % (Abb. 4B). Bemerkenswert ist weiterhin der hohe Anteil von Eberesche in der Verjüngung der Forstgesellschaften, wie dem Eichen-, Rotstengelmoos-Kiefern- (*Oxalis*-Untergesellschaft), *Plagiothecium curvifolium*-Fichten- und Dornfarn-Douglasienforst (vgl. ZERBE & MEIWES 2000).

(B) Nadelholzbestände

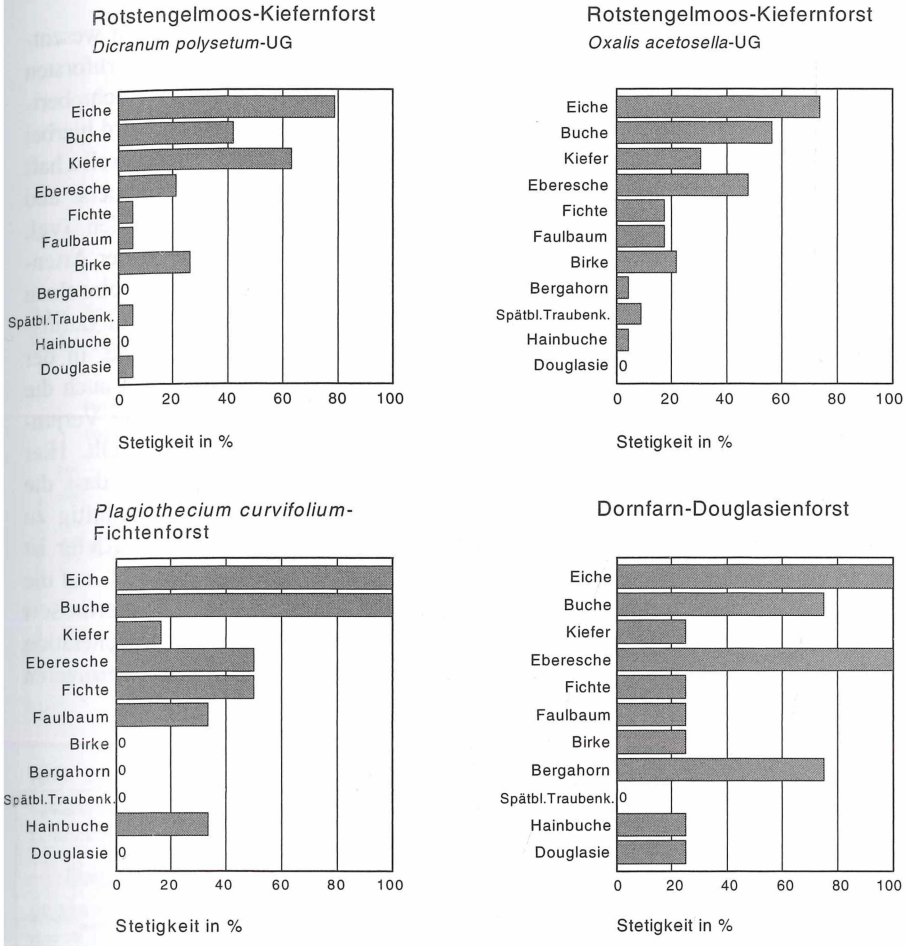


Abb. 4: Stetigkeit der Baumartenverjüngung in den untersuchten Wald- und Forstgesellschaften der Menzer Heide: A = Laubholzbestände, B = Nadelholzbestände.

Die Stetigkeit der natürlichen Verjüngung und die mittleren Individuenzahlen in den Buchen-Waldgesellschaften lassen dort auch zukünftig eine Dominanz der Buche erwarten, wobei in den bodensauren Hainsimsen-Buchenwäldern zudem die Eiche höhere Stetigkeitswerte aufweist (Abb. 5). Allerdings handelt es sich bei der Eiche sehr häufig um diesjährige Keimlinge und einjährige Jungpflanzen, die in lichtarmen Buchenwäldern wieder eingehen. Die Verjüngungsstruktur in den Eichenforsten (Betulo-Quercetum) weist in Richtung eines zukünftigen Laub-

mischbestandes aus Eiche und Buche unter zumindest vorübergehender Beteiligung verschiedener anderer Gehölze, wie z. B. Eberesche, Fichte und Hainbuche (Abb. 6).

Besonderes Augenmerk soll auf die Gehölzverjüngung und damit ein wesentliches Element des natürlichen Entwicklungspotenzials in den Kiefernforsten gerichtet werden. Da die typische Untergesellschaft des Pleurozio schreberi-Pinetum nur durch eine einzige Vegetationsaufnahme repräsentiert ist, wird hierbei die „reiche" Untergesellschaft mit *Oxalis acetosella* der „armen" Untergesellschaft mit *Dicranum polysetum* gegenübergestellt. Mit Ausnahme von Hainbuche und Bergahorn, die nur in der *Oxalis*-Untergesellschaft beobachtet wurden (vgl. Abb. 4B), liegen die Unterschiede in der Gehölzverjüngung weniger in der Artenzusammensetzung als vielmehr in der Häufigkeit des Auftretens der einzelnen Baumarten (Stetigkeit und mittlere Individuenzahl pro ha, Abb. 7). In der *Oxalis*-Untergesellschaft erreichen Eiche, Buche und Eberesche höchste Werte, in der *Dicranum polysetum*-Untergesellschaft neben Eiche und Buche dagegen auch die Kiefer (Abb. 4B und Abb. 7A und 7B). Beispielhaft wird in Abb. 8 die Verjüngungsstruktur in zwei Beständen der *Oxalis*-Untergesellschaft dargestellt. Hier werden zwei wesentliche Sachverhalte deutlich. Zum einen zeigt sich, dass die Standorte, die von dieser Untergesellschaft besiedelt werden, sich zukünftig zu Laubmischwäldern aus Eiche und Buche hin entwickeln können. Die Kiefer ist hier an einer weiteren Bestandesentwicklung nicht mehr beteiligt, was z. T. auf die hohe Krautschichtbedeckung des Bodens zurückzuführen ist (vgl. DOHRENBUSCH 1997). Zum anderen wird deutlich, dass der Einfluss des Wildes eine Regeneration des Baumbestandes erheblich verzögert. Dies wird durch die auffallend geringeren Verjüngungswerte in der Verbisshöhe zwischen 50 und 150 cm angezeigt.

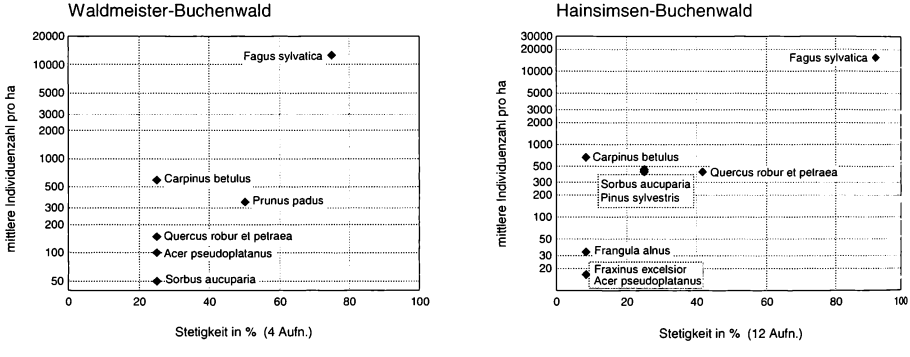


Abb. 5: Stetigkeit und mittlere Individuenzahlen der Baumarten in der Verjüngung von Waldmeister- und Hainsimsen-Buchenwald (logarithmische Skalierung zur besseren Darstellung der weiten Spanne der mittleren Individuenzahlen pro ha).

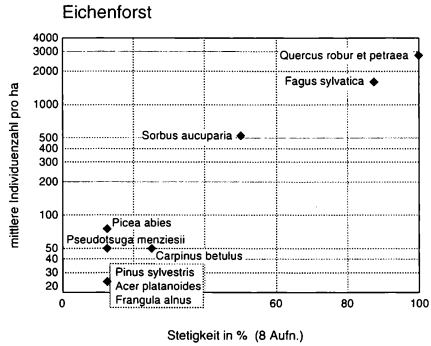


Abb. 6: Stetigkeit und mittlere Individuenzahlen der Baumarten in der Verjüngung der Eichenforste (Darstellung wie Abb. 5).

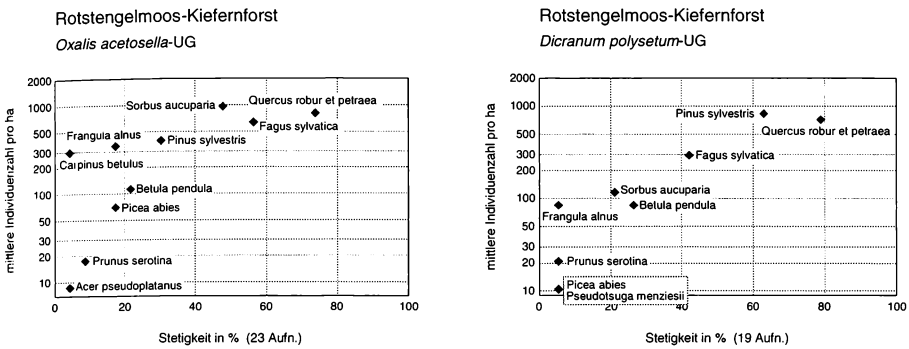


Abb. 7: Stetigkeit und mittlere Individuenzahlen der Baumarten in der Verjüngung der *Oxalis-* und *Dicranum polysetum*-Untergesellschaft des Rotstengelmoos-Kiefernforstes (Darstellung wie Abb. 5).

Dagegen lässt sich in der *Dicranum polysetum*-Untergesellschaft unter den gegenwärtigen standortsökologischen Verhältnissen eine zukünftige Beteiligung der Kiefer am Bestandesaufbau absehen, wie die Verjüngungsstruktur in Abb. 9 beispielhaft verdeutlicht. In diesen ausgewählten Kiefernbeständen treten Eiche und vereinzelt auch Buche und Eberesche hinzu. Allerdings sind alle sich verjüngenden Baumarten vom Wildverbiss in unterschiedlichem Maße betroffen, wobei bisher nur die Kiefer erfolgreich aus der Verbisshöhe herauswachsen konnte (zur Verbisspräferenz vgl. PRIEN 1997).

Artenzusammensetzung und Verjüngungshäufigkeit in den anderen Nadelholzforsten zeigen eine deutliche Tendenz zu einer natürlichen Regeneration eines Laubmischwaldes (vgl. Abb. 4B). Die Auswertung der Daten aus den Fichten- und Douglasienforsten weist ebenfalls auf die Bedeutung der Buche und Eiche hin,

wobei in lichten Entwicklungsstadien die Eberesche beigemischt sein kann (Abb. 10). Mit unterschiedlichen Häufigkeitsanteilen verjüngen sich hier Bergahorn, Fichte, Hainbuche und andere Baumarten.

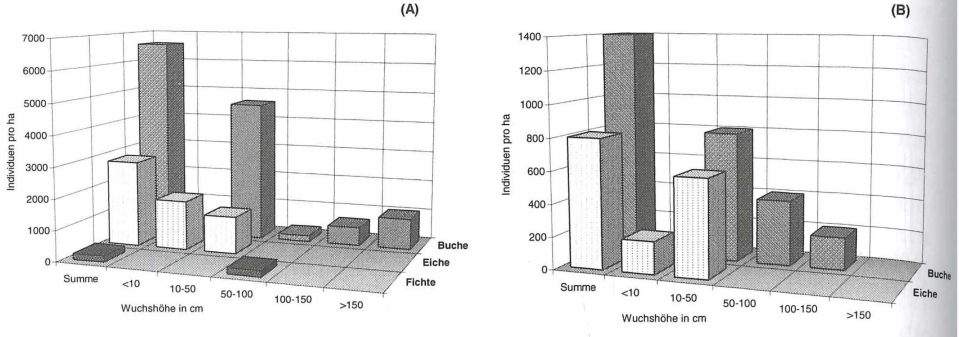


Abb. 8: Verjüngungsstruktur in zwei Beständen der *Oxalis*-Untergesellschaft des Rotstengelmoos-Kiefernforstes (vgl. Vegetationsaufnahmen in Spalte 27 (A) und 42 (B) der Tab. 3).

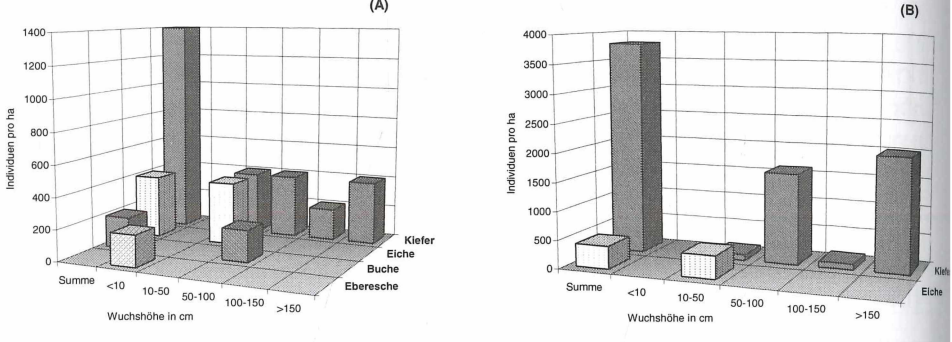


Abb. 9: Verjüngungsstruktur in zwei Beständen der *Dicranum polysetum*-Untergesellschaft des Rotstengelmoos-Kiefernforstes (vgl. Vegetationsaufnahmen in Spalte 3 (A) und 4 (B) der Tab. 3).

7. Standorts- und Vegetationsveränderungen der letzten 30-40 Jahre

Der Vergleich der Vegetationsaufnahmen von Kiefernreinbeständen der Menzer Heide aus den 60er Jahren (KRAUSCH 1970) mit den aktuellen Vegetationserhebungen zeigt deutliche Veränderungen der Struktur und Artenzusammensetzung in den letzten 30-40 Jahren. Damit lassen sich Rückschlüsse auf standortsökologische Veränderungen v. a. in den von der Krautschicht durchwurzelten Bodenhorizonten und insbesondere im Auflagehumus der untersuchten Kiefernbestände ziehen.

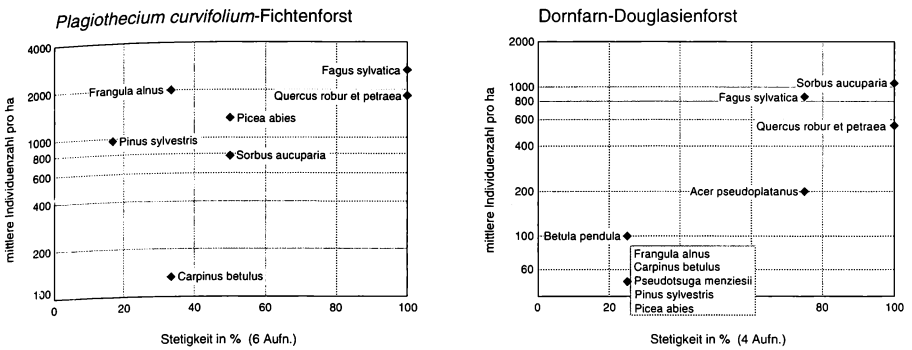


Abb. 10: Stetigkeit und mittlere Individuenzahlen der Baumarten in der Verjüngung von Fichten- und Douglasienforsten (Darstellung wie Abb. 5).

Aus den statistisch signifikanten Häufigkeitsveränderungen der Arten in der Moos-, Kraut- und Strauchschicht (Tab. 5) sind zwei wesentliche Tendenzen ablesbar. Zum einen weist die Abnahme von anspruchslosen Magerkeitszeigern wie der Strauchflechten der Gattung *Cladonia*, der Moose *Dicranum polysetum*, *Leucobryum glaucum* und *Pohlia nutans* und des Sauergrases *Luzula campestris* auf eine veränderte Nährstoffsituation hin. Insgesamt muss heute gegenüber den von KRAUSCH (1970) dokumentierten Verhältnissen von einer besseren Nährstoffversorgung in den Kiefernforsten ausgegangen werden. Dies belegt besonders die Zunahme von Arten wie *Rubus idaeus*, *Calamagrostis epigejos*, *Agrostis capillaris*, *Cerastium holosteoides*, *Galium saxatile*, *Moehringia trinervia*, *Taraxacum officinale*, *Oxalis acetosella* und *Senecio sylvaticus*. Die statistisch signifikante Zunahme des mittleren Zeigerwertes für Stickstoff von 4,0 (1965) auf 4,6 (1998; Mann-Whitney-Test, $p < 0{,}05$) hebt die Bedeutung einer heute günstigeren Stickstoffversorgung im Auflagehumus der Bestände hervor. In der Menzer Heide, die vergleichsweise gering von atmogenen Stickstoffeinträgen betroffen ist (vgl. HOFMANN et al. 1992), dürfte eine der wesentlichen Ursachen hierfür in der natürlichen Regeneration der im 18. und 19. Jahrhundert devastierten und im Oberboden verarmten Standorte liegen. Dies zeigt auch der Rückgang von Beweidungszeigern im Wald wie *Juniperus communis* und *Pteridium aquilinum* (Tab. 5). Obwohl KRAUSCH (1970) der früheren Streunutzung in der Menzer Heide nur eine untergeordnete Rolle zuschreibt, wurde sie dennoch dort betrieben und stellt neben der starken Holznutzung (Brenn- und Bauholz, Teerbrennerei und Glashüttenwirtschaft) und der Waldweide eine zusätzliche Ursache anthropogener Oberbodenverarmung dar (vgl. Kap. 4.2). Da einige der heute signifikant häufiger auftretenden Arten die *Oxalis*-Untergesellschaft des Rotstengelmoos-Kiefernforstes differenzieren (*Oxalis acetosella*, *Calamagrostis epigejos* u. a.), muss davon ausgegangen werden, dass diese Bestände heute wesentlich größere Flächen besiedeln als zur Zeit der Erstaufnahme.

Tab. 5: Vergleich der Vegetationsaufnahmen aus Kiefernforsten der Menzer Heide, durchgeführt in den Jahren 1965 (KRAUSCH 1970, n = 99 Aufn.) und 1998 (n = 43 Aufn.); I Arten mit signifikanter Häufigkeitsabnahme und II Arten mit signifikanter Häufigkeitszunahme (Mann-Whitney-Test mit *** p < 0,01; ** p < 0,05 und * p < 0,07) mit Angabe der Stetigkeitsveränderungen und der Zeigerwerte der Arten nach ELLENBERG et al. 1992 für Licht, Reaktion und Stickstoff (x = indifferentes, ? = ungeklärtes Verhalten; ( ) = gültig für Baumjungwuchs); S = Strauchschicht, sonst Kraut- bzw. Moosschicht.

Arten	Stetigkeit in %		Zeigerwerte		
	1965	1998	L	R	N
I Arten mit Abnahme der Häufigkeit					
Krautige Pflanzen					
*Lathyrus linifolius***	10	0	x	3	2
*Luzula campestris****	27	5	7	3	2
*Melica nutans**	3	0	4	x	3
*Pteridium aquilinum***	31	12	6	3	3
Gehölze					
Betula pendula S**	26	12	(7)	x	x
Fagus sylvatica S***	67	44	(3)	x	x
Juniperus communis S****	17	14	8	x	x
Pinus sylvestris S****	56	19	(7)	x	x
Quercus robur S*	9	0	(7)	x	x
Moose und Flechten					
Cladonia spec.****	33	2	-	-	-
*Dicranum polysetum****	82	47	6	5	-
*Leucobryum glaucum****	25	2	5	1	-
*Pohlia nutans***	26	12	5	2	-
II Arten mit Zunahme der Häufigkeit					
Krautige Pflanzen					
*Agrostis capillaris****	11	37	7	4	4
*Calamagrostis epigejos****	12	44	7	x	6
*Carex pilulifera****	1	14	5	3	3
*Cerastium holosteoides***	0	7	6	x	5
*Dryopteris carthusiana****	38	74	5	4	3
*Galium saxatile****	0	14	7	2	3
*Juncus effusus***	0	7	8	3	4
*Luzula multiflora****	0	14	7	5	3
*Moehringia trinervia****	9	42	4	6	7
*Oxalis acetosella**	21	35	1	4	6
*Potentilla reptans***	2	9	6	7	5
*Rubus idaeus****	18	40	7	x	6
*Rumex acetosella****	14	35	8	2	2
*Senecio sylvaticus****	0	14	8	7	6
Taraxacum officinale agg.****	0	9	7	x	7
Gehölze					
Betula pendula et *pubescens****	6	53	7	-	-
*Fagus sylvatica****	11	70	3	x	x
*Frangula alnus****	6	26	6	4	x
*Picea abies****	0	23	5	x	x
*Pinus sylvestris****	14	70	7	x	x
*Prunus serotina****	0	12	6	x	?
Quercus petraea et *robur****	52	93	6	x	x
*Sorbus aucuparia****	19	74	6	4	x
Moose					
*Brachythecium rutabulum****	0	16	6	x	-
*Hypnum cupressiforme****	35	70	5	(4)	-
*Rhytidiadelphus squarrosus****	0	9	7	5	-
*Scleropodium purum****	60	88	6	5	-

Eine weitere deutliche Entwicklungstendenz zeichnet sich beim Vergleich der Verjüngungsstruktur ab. Während in den Erstaufnahmen von KRAUSCH (1970) in der Strauchschicht zahlreiche Gehölzarten häufiger auftraten, finden sich heute Laub- und Nadelgehölze hochsignifikant häufiger in der Krautschicht. Neben Fichte und Kiefer wurde aktuell Verjüngung von Buche und Eiche und der Pioniergehölze Eberesche, Birke, Spätblühende Traubenkirsche und Faulbaum häufiger als in den 60er Jahren beobachtet. Dieser auffällige Unterschied in der Verjüngungsstruktur dürfte mit dem derzeit außerordentlich hohen Verbissdruck des Wildes in der Menzer Heide zu erklären sein, der es den Baumarten sehr erschwert, über die Verbisshöhe hinauszuwachsen (vgl. Kap. 6). Auffallend ist, dass *Prunus serotina* (Spätblühende Traubenkirsche), ein neophytisches Gehölz aus Nordamerika, welches in der ersten Hälfte unseres Jahrhunderts in Berlin und Brandenburg verstärkt forstlich angebaut wurde (STARFINGER 1990), in den Aufnahmen von KRAUSCH (1970) nicht enthalten ist.

Weisen zahlreiche heute häufiger auftretende Arten mit einem Lichtwert zwischen 6 und 8 (Halblicht- und Lichtpflanzen) auf einen recht hohen Lichtgenuss am Waldboden hin, so ließ sich doch ein gegenüber den 60er Jahren insgesamt verändertes Lichtklima durch den statistischen Vergleich der mittleren Lichtzeigerwerte der Aufnahmen von 1965 und 1998 mit 5,8 nicht nachweisen (Mann-Whitney-Test, $p = 0{,}868$).

Zusammenfassend lassen sich als die wichtigsten Vegetations- und Standortsveränderungen in den untersuchten Kiefernforsten die allgemein günstigere Nährstoffversorgung und ein erhöhtes Verjüngungspotenzial der Laubgehölze Buche, Eiche und anderer Baumarten in der Krautschicht hervorheben.

8. Zur zukünftigen Entwicklung der Wälder und Forste in der Menzer Heide, abgeleitet aus den historischen und aktuellen Befunden

Die Kiefer gehört seit dem Spätglazial zum natürlichen Bestandteil der Wälder in der Menzer Heide. Mit anfangs sehr hohen Anteilen am Waldaufbau war sie in allen Phasen der nacheiszeitlichen Waldentwicklung vertreten. Ihr deutlicher Rückgang im Subboreal setzt sich im älteren Subatlantikum mit kurzzeitigen Minimalwerten zugunsten von Eiche, Rot- und Hainbuche fort. Ein prozentuales Maximum, hervorgerufen durch die bevorzugte Ausholzung anderer Baumarten und das hohe Regenerationspotenzial der Kiefer, wird dann mit der Ausbeutung der Wälder und Waldstandorte nach 1600, insbesondere zwischen 1750 und 1830 erreicht (vgl. Abb. 2). So lassen sich während der letzten 1500 Jahre drei Phasen der Waldentwicklung identifizieren, die entsprechend der unterschiedlich starken Landnutzung die natürliche Dynamik der Baumarten Kiefer, Eiche und Rot- bzw. Hainbuche entscheidend beeinflussten und eine Prognose hinsichtlich der zukünftigen Waldentwicklung erlauben.

1) Die weitgehende Verdrängung der Kiefer durch die Halbschattholz- und Schattholzbaumarten zwischen etwa 800 und 1100 n. Chr.

2) Örtliche und später flächenhafte Eingriffe in die eichen- und buchenreichen Bestände mit indirekter Begünstigung der Kiefernverjüngung.

3) Heute ist, gemessen an den maximalen naturnahen Bestandesanteilen von Eiche und Rotbuche/Hainbuche zwischen 800 und 1100, eine standörtlich unterschiedlich weit fortgeschrittene Regeneration der Wälder und Waldstandorte erreicht. Zwar ist die Kiefer in der aktuellen Waldvegetation heute noch stark vertreten, aber in den letzten 100 Jahren deutlich im Rückgang begriffen (Abb. 2). Die in den letzten Jahrzehnten nachgewiesene Regeneration der anthropogen devastierten Standorte und die Verjüngungsstruktur in den untersuchten Kiefernbeständen wird diesen Trend auch in Zukunft fortführen.

Die Landesforstverwaltung Brandenburg hat in ihrer Waldbaurahmenrichtlinie u. a. das Ziel formuliert, die Wälder „unter Ausnutzung natürlicher Entwicklungsprozesse und unter Berücksichtigung naturnaher waldbaulicher Methoden" zu bewirtschaften (MÜLLER 2000). Sie hebt die besondere Bedeutung der Einbindung spontaner Baumartenverjüngung in die naturnahe Waldentwicklung hervor. So lassen sich heute einerseits unter der Voraussetzung naturnaher Waldbewirtschaftung und andererseits auf der Grundlage der vegetationsgeschichtlichen und der aktuellen vegetationsökologischen Befunde die Standorte bzw. Waldentwicklungsstadien identifizieren, auf bzw. in denen mit einer zukünftigen Beteiligung der Kiefer zu rechnen ist (Abb. 11). Es sind dies

- die oligotrophen Moore mit der Gesellschaft des Ledo-Pinetum unter Beteiligung der Moorbirke (*Betula pubescens*; vgl. KRAUSCH 1968),
- kurz- bis mittelfristig die Regenerationsstadien des Rotstengelmoos-Kiefernforstes, insbesondere dessen nährstoffärmste Ausbildung mit *Dicranum polysetum*, unter maßgeblicher Beteiligung der Eiche (v. a. im Südwesten des Untersuchungsgebietes),
- die Bestände des Betulo-Quercetum auf grundwasserfernen Sandstandorten, in denen die Kiefer in die raum-zeitliche Walddynamik eingebunden sein kann und
- alle bodensauren, nährstoffarmen Sandstandorte des Untersuchungsgebietes mit einer aktuellen und zukünftigen Bestockung des Hainsimsen-Buchenwaldes, auf denen großflächige Störungen mit Bodenverwundung (z. B. Windwurf, Waldbrand) eine Ansiedlung lichtbedürftiger, konkurrenzschwacher Pioniergehölze wie Kiefer, Birke und Eberesche ermöglichen, welche im Verlauf der natürlichen Waldsukzession von Eiche und Buche abgelöst werden (vgl. LEUSCHNER 1994 für die Lüneburger Heide).

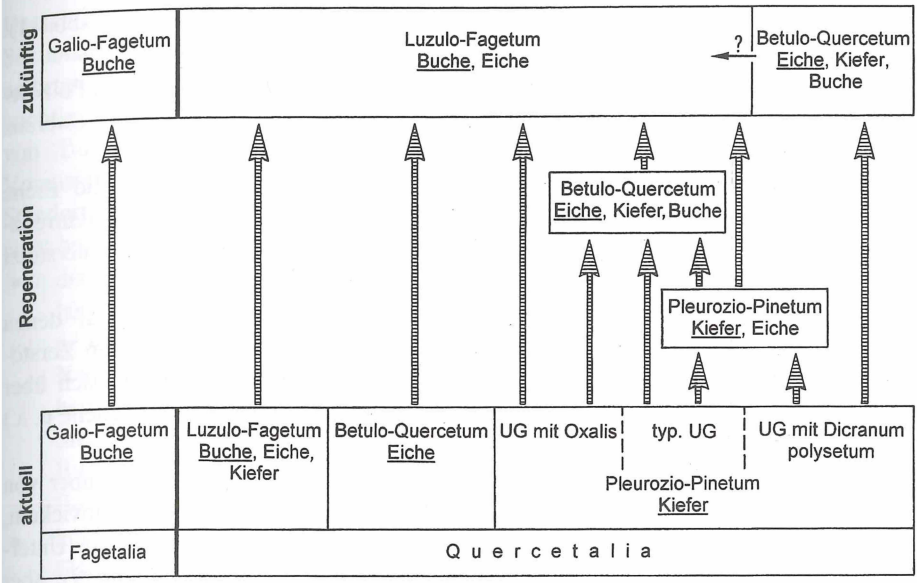


Abb. 11: Szenarien einer natürlichen Regeneration der in der Menzer Heide großflächig verbreiteten Buchenwälder, Eichen- und Kiefernforste auf oligo- (entspr. Quercetalia) bis mesotrophen (entspr. Fagetalia) grundwasserfernen Standorten unter besonderer Berücksichtigung der bestandsbildenden Baumarten Kiefer, Eiche und Buche (in der Gesellschaft vorherrschende Baumarten unterstrichen).

Die Eiche, seit dem Boreal an der Bestandesbildung im Gebiet der Menzer Heide zunehmend beteiligt, zeigt seit etwa 3000 Jahren ebenfalls den menschlichen Nutzungseinfluss in wechselndem Umfang. Während die Eiche der Konkurrenzkraft der sich an der Wende vom Subboreal zum Subatlantikum ausbreitenden Schattholzart Buche durchaus gewachsen ist und sich im natürlichen Wechselspiel der Baumarten auf den Sandstandorten der Menzer Heide behaupten kann, ist sie später in den Rodungsphasen während der hochmittelalterlichen Landeserschließung und von der neuzeitlichen Ausräumung der Wälder besonders betroffen (Abb. 2). Die im älteren Subatlantikum zusammen mit der Buche unter geringer anthropogener Beeinflussung erreichte maximale Entfaltung der Eiche hat also in der Folgezeit nutzungsbedingt keinen Bestand.

Wenn auch der pollenanalytische Befund eine Zunahme der Eiche in gegenwartsnaher Zeit noch nicht belegt, weisen sowohl die aktuelle forstwirtschaftliche Bedeutung dieser Laubbaumart als auch die in den großflächig verbreiteten Kiefernforsten beobachtete Regeneration der Gehölzbestände und Waldstandorte auf einen zukünftig deutlich zunehmenden Eichenanteil hin. Für die Eiche lassen sich damit die Standorte bzw. Waldentwicklungsstadien identifizieren, auf bzw. in

denen mit einer mehr oder weniger starken Beteiligung zu rechnen ist (Abb. 11). Es sind dies

- die nährstoffreichen und grundwassernahen lehmigen Sande z. B. im Polzowtal in Beständen des hygrophytischen Stellario-Carpinetum (hier *Quercus robur*) zusammen mit Hainbuche und Esche,
- die oligotrophen grundwasserfernen Sandstandorte, auf denen die Eiche (*Quercus petraea* und ggf. *Qu. robur*) gegenüber der Buche an Konkurrenzkraft gewinnt (Bestände des Betulo-Quercetum) und sich, auch unterstützt durch entsprechende waldbauliche Förderung, dauerhaft etabliert,
- die oligo- bis mesotrophen grundwasserfernen Sandstandorte, auf denen flächenhafte Störungen (z. B. Windwurf) zu einer vorübergehenden Zerstörung des geschlossenen Buchen(misch)bestandes führen und die sich über Regenerationsstadien mit Licht- und Halbschattgehölzen (Kiefer, Eiche u. a.) wieder zu dichten Wäldern entwickeln und
- die heute noch mit Nadelholzforsten bestockten Flächen, die sich über von der Eiche dominierte Regenerationsphasen zu Laubmischwäldern entwickeln, wie z. B. die Standorte mit der *Dicranum polysetum*- und typischen Untergesellschaft des Rotstengelmoos-Kiefernforstes (vgl. Abb. 7B und 9), aber auch mit der *Oxalis*-Untergesellschaft (vgl. Abb. 7A und 8) bei fehlenden oder mangelnden Diasporenquellen der Buche (v. a. im Süden und Südwesten des Untersuchungsgebietes, vgl. Abb. 1).

Die Buche hat heute ebenso wie die Eiche ihre maximale ursprüngliche Entfaltung während des älteren Subatlantikums noch nicht wieder großflächig erreicht. Für eine Beurteilung der Konkurrenzkraft der Buche gegenüber der Kiefer auf den armen und grundwasserfernen Sandstandorten der Menzer Heide ist jedoch von Bedeutung, dass die zunächst vom Menschen nicht wesentlich beeinflusste Buchenausbreitung (zusammen mit Eiche und Hainbuche) um 900 n. Chr. zu einem sehr starken Rückgang der Kiefer geführt hat (Abb. 2). Die Buche ist im Untersuchungsgebiet diejenige Baumart, die von einer naturnahen Waldbewirtschaftung unter Ausnutzung des natürlichen Regenerationspotenzials langfristig wohl am meisten profitieren dürfte. Dies belegen die aktuell vergleichsweise hohen Verjüngungswerte in den Wald- und Forstgesellschaften der Menzer Heide (Abb. 4, 5, 6, 7A, 8 und 10) auf den sich von jahrhundertelanger Übernutzung erholenden Waldstandorten. Die heute für die bodensauren Sandstandorte der Menzer Heide belegte günstigere Nährstoffsituation als vor einigen Jahrzehnten ist keineswegs ein regional begrenztes Phänomen. Die verbesserte Nährstoffsituation auf vormals oligotrophen Waldstandorten ist bereits durch zahlreiche Wiederholungsuntersuchungen in vielen Gebieten Mitteleuropas nachgewiesen worden (WILMANNS et al. 1986, KUHN et al. 1987, BÜRGER 1991 u. v. a.). Neben einer Erholung der anthropogen devastierten Waldstandorte werden besonders auch direkte (Düngung, Kalkung) und indirekte Nährstoffeinträge (Immissionen) als

Ursachen identifiziert (z. B. CORNELIUS 1997 für den Südosten Berlins). Sekundäre Humusakkumulation mit einer Erhöhung der Stickstoffvorräte auf anthropogen verarmten Sandböden ist bei ausreichender Wasserversorgung eine wichtige Voraussetzung für eine erfolgreiche mittel- bis langfristige Etablierung von Buchen(misch)wäldern (vgl. LEUSCHNER 1997). Unter der gegebenen Voraussetzung ausreichender Niederschläge lassen sich für die Buche damit die Standorte bzw. Waldentwicklungsstadien identifizieren, auf bzw. in denen mit einer beträchtlichen Beteiligung zu rechnen ist (Abb. 11). Es sind dies

- die oligo- bis mesotrophen grundwasserfernen Sandstandorte, auf denen eine langfristige, weitgehend ungestörte Waldentwicklung zu einem geschlossenen Bestand und einer Humusakkumulation mit entsprechenden Nährstoffvorräten geführt hat (vgl. LEUSCHNER 1997 u. 1999), wie dies z. B. heute im Norden des Untersuchungsgebietes insbesondere um den Großen Stechlinsee herum zu beobachten ist, wo neben den Hainsimsen-Buchenwäldern (Luzulo-Fagetum) auch Waldmeister-Buchenwälder zu finden sind (Abb. 1),
- kurz- bis mittelfristig die heute noch mit Nadelholzreinbeständen bestockten Flächen oligotropher frischer Sandstandorte, die bereits einen vergleichsweise hohen Anteil der Buche in der Baumartenverjüngung aufweisen, wie z. B. die Standorte mit Fichten- und Douglasienforsten (vgl. Abb. 10) und der *Oxalis*-Untergesellschaft des Rotstengelmoos-Kiefernforstes (vgl. Abb. 8) sowie
- langfristig die heute noch mit Nadelholzreinbeständen bestockten Flächen oligotropher mäßig frischer bis mäßig trockener Sandstandorte (vgl. die forstlichen Standortsangaben in AMT FÜR FORSTWIRTSCHAFT FÜRSTENBERG 1998), die sich über ein von der Eiche dominiertes Regenerationsstadium (s. o.) hin zu Buchen(misch)wäldern entwickeln können.

Aus den Ergebnissen der vegetationsökologischen Untersuchungen in den großflächig verbreiteten Buchenwäldern, Eichen- und Kiefernforsten der Menzer Heide mit deren aktuellem Verjüngungspotenzial ergeben sich die in Abb. 11 zusammengefassten Entwicklungsszenarien einer natürlichen Regeneration unter besonderer Berücksichtigung einer Beteiligung von Kiefer, Eiche und Buche am Bestandesaufbau. Dabei wird die hohe Bedeutung der Buche deutlich, die auf den nährstoffreicheren frischen Standorten mit *Milium effusum*, *Oxalis acetosella* und anderen Zeigerarten der Krautschicht kurz- bis mittelfristig und auf den nährstoffärmeren, trockeneren Standorten wohl langfristig weitaus stärker am Bestandesaufbau beteiligt sein wird als bisher. Inwieweit sich in der Menzer Heide Bestände des Betulo-Quercetum ohne eine waldbauliche Förderung der Eiche und bei zunehmender Humusakkumulation generell zu buchendominierten Beständen des Luzulo-Fagetum hin entwickeln können, muss weiteren Sukzessionsuntersuchungen vorbehalten bleiben (vgl. Kap. 5.2). Dies gilt auch für die Frage einer dauerhaften Beteiligung von Hainbuche, Fichte und Bergahorn, die

sich derzeit auf den im Vergleich zu reinen Sandböden nährstoffreicheren und frischeren Standorten verjüngen (vgl. Abb. 4, 5, 6, 7A, 8 und 10).

Die Entwicklungsszenarien in Abb. 11 spiegeln eine Regeneration der Wälder und Forste unter naturnahen Bedingungen wider, d. h. ohne starke Eingriffe des Menschen, wie z. B. Kahlschlag, Bodenbearbeitung und Pflanzung. Waldbaulich entspricht das Zulassen bzw. die Förderung der natürlichen Baumartenverjüngung dem von ZERBE 1997 (vgl. auch ZERBE 1998) vorgeschlagenen „Naturverjüngungstyp" mit dem Ziel einer zukünftigen Entwicklung naturnaher Waldbestände unter Ausnutzung des gegebenen Verjüngungspotenzials. Bei einer im Hinblick auf das forstliche Entwicklungsziel qualitativ und quantitativ unbefriedigenden Verjüngung (z. B. vorherrschende Kiefernverjüngung in Beständen des Pleurozio-Pinetum oxalidetosum, die kurzfristig in Laubmischwälder überführt werden sollen) können stärkere waldbauliche Eingriffe (z. B. flächenhafte Pflanzungen der betreffenden Arten) die Regeneration der Wälder und Waldstandorte beschleunigen („Umwandlungstyp" nach ZERBE 1997).

Einer der wichtigsten Standortsfaktoren, die die Gehölzverjüngung und Bestandesentwicklung derzeit maßgeblich beeinflussen, ist der Wildverbiss (vgl. LUTHARDT & BEYER 1998). Insbesondere Laubgehölze vermögen ohne einen Ausschluss des Wildes durch Zäunung kaum über die Höhe des Wildäsers (ca. 130 cm) herauszuwachsen (vgl. Abb. 8 u. 9). Eine zügige Regeneration von Laubmischwäldern auf heute noch vornehmlich mit Kiefern bestockten Flächen unter Einbindung der spontanen Laubholzverjüngung wird demnach nur möglich sein, wenn die entsprechenden Bestände durch Zäunung dem Verbissdruck entzogen und der Wildbestand auf ein im Hinblick auf die Waldregeneration verträgliches Maß reduziert werden.

Danksagung

Herr Dr. habil. H.-D. KRAUSCH stellte uns freundlicherweise seine Originalaufnahmen aus der Menzer Heide zur Verfügung und gab wertvolle Hinweise zur historischen Entwicklung der Menzer Heide und zum Manuskript, wofür ihm herzlich gedankt sei. Besonderer Dank gilt dem Amt für Forstwirtschaft in Fürstenberg und der Oberförsterei Menz für ihre Kooperationsbereitschaft, insbesondere für die Bereitstellung der notwendigen forstlichen Daten und einer Unterkunft während der Geländearbeiten. Wir danken den Studentinnen und Studenten des Hauptstudienprojektes „Waldentwicklung und Waldumbau in der Menzer Heide" im Fachbereich Umwelt und Gesellschaft der Technischen Universität Berlin für die Unterstützung bei der Datenerhebung und -auswertung. Ebenfalls danken wir Frau G. HINZ für die Arbeiten im pollenanalytischen Labor und Herrn W. ROLOFF für die Unterstützung bei der Erstellung von Abbildungen.

9. Literatur

AMT FÜR FORSTWIRTSCHAFT FÜRSTENBERG (Hrsg.) 1998: Exkursionsführer der Oberförsterei Menz. – Menz-Neuroofen.

BEMMERLEIN-LUX, F. A., FISCHER, H. S. & R. LINDACHER 1994: Umwandlung von Artmächtigkeitsskalen und Bedeutung skalarer Transformation in der Vegetationskunde. – Hoppea 55: 645-656.

BRANDE, A. 1990: Eine Synthese zur säkularen Landschaftsentwicklung in Berlin (West). – Verh. Berl. Bot. Ver. 8: 21-31.

BRANDE, A. 1993: Die Entwicklung der Dendroflora Brandenburgs seit der Eiszeit. – Beitr. z. Gehölzkunde 1993: 77-84.

BRANDE, A. 1996: Type Region Ds, Berlin. – In: BERGLUND, B. E., BIRKS, H. J. B., RALSKA-JASIEWICZOWA, M. & H. E. WRIGHT (eds.): Paleoecological Events During the Last 15 000 Years: Regional Syntheses of Palaeoecological Studies of Lakes and Mires in Europe. – Chichester, New York: 518-523.

BRANDE, A.: Late pleistocene and holocene pollen stratigraphy of Lake Stechlin. – Archiv f. Hydrobiol./Advances in Limnology (in Vorber.).

BRAUN-BLANQUET, J. 1964: Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. – 3. Aufl., Wien, New York.

BREMER, P. 1994: De verspreiding en oecologie van *Gymnocarpium dryopteris* L. (Gebogen driehoeksvaren) in Nederland. – Gorteria 20 (5/6): 109-125.

BÜCKING, W. 1995: Vegetationsstruktur des Bannwaldes „Bildhau" (Gemeindewald Riederich bei Reutlingen, Südwestdeutschland). – Carolinea 53: 127-146.

BÜRGER, R. 1991: Immissionen und Kronenverlichtung als Ursachen für Veränderungen der Waldbodenvegetation im Schwarzwald. – Tuexenia 11: 407-424.

CASPER, S. J., KRAUSCH, H.-D. & L. KREY 1985: The Lake Stechlin area, past and present, and the Lake Stechlin research project. – In: CASPER, S. J. (ed.): Lake Stechlin. A temperate oligotrophic lake. – Dordrecht: 5-25.

CORNELIUS, R. 1997: Zur Waldentwicklung auf dem Köpenicker Werder. – Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg 130: 5-41.

DENGLER, A. 1972 (neubearb. von A. BONNEMANN & E. RÖHRIG): Waldbau auf ökologischer Grundlage. 2. Band: Baumartenwahl, Bestandesbegründung und Bestandespflege. – 4. Aufl., Hamburg, Berlin.

DIERSCHKE, H. 1989: Artenreiche Buchenwald-Gesellschaften Nordwest-Deutschlands. – Ber. d. Reinh. Tüxen-Ges. 1: 107-147.

DIERSSEN, K. 1990: Einführung in die Pflanzensoziologie. – Darmstadt.

DOHRENBUSCH, A. 1997: Die natürliche Verjüngung der Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) im nordwestdeutschen Pleistozän. – Schr. Forstl. Fak. Univ. Göttingen 123: 1-269.

ELLENBERG, H. 1952: Auswirkungen der Grundwassersenkung auf die Wiesengesellschaften am Seitenkanal westlich Braunschweig. – Angew. Pflanzensoziol. (Stolzenau/Weser) 6: 1-46.

ELLENBERG, H. 1996: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. – 5. Aufl., Stuttgart.

ELLENBERG, H., WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & D. PAULISSEN 1991: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – Scripta Geobot. 18: 1-247.

FÆGRI, K. & J. IVERSEN (Begr.) 1989: Textbook of Pollen Analysis. – 4th ed., Chichester, New York.

FALK, G. 1974: Historische Entwicklung. – In: LEHMANN, E. & D. ZÜHLKE (Hrsg.): Das Rheinsberg-Fürstenberger Seengebiet. – Werte unserer Heimat 25: 18-29.

FIRBAS, F. 1949: Waldgeschichte Mitteleuropas nördlich der Alpen, Bd. 1. – Jena.

FISCHER, W. 1959: Pflanzenverbreitung und Florenbild in der Prignitz. – Wiss. Z. Päd. Hochschule Potsdam, math.-nat. Reihe 5: 49-84.

FISCHER, W., GROSSER, K. H. & K. H. MANSIK (Bearb.) 1972: Bezirk Potsdam: Stechlin. – In: Handbuch der Naturschutzgebiete der Deutschen Demokratischen Republik. Band 2: 20-25.

FONTANE, TH. 1862: Wanderungen durch die Mark Brandenburg. Band I: Die Grafschaft Ruppin. Teil: Die Ruppiner Schweiz, Kap.: Die Menzer Forst und der große Stechlin. – Ausgabe Nymphenburger, München 1984: 314-320.

FRAHM, J.-P. & W. FREY 1992: Moosflora. – 3. Aufl., Stuttgart.

HÄRDTLE, W., MENZEL, U. & J. SCHRAUTZER 1996: Ökologische Potenz und standörtlicher Zeigerwert der Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.) auf Podsol-Böden des Nordwestdeutschen Tieflandes. – Verh. Ges. Ökol. 26: 161-172.

HÄRDTLE, W., HEINKEN, T., PALLAS, J. & W. WELSS 1997: Querco-Fagetea (H 5), Sommergrüne Laubwälder. Teil 1: Quercion roboris, Bodensaure Eichenmischwälder. – Synopsis Pflanzenges. Deutschlands 2: 1-51.

HEINKEN, T. (1995): Naturnahe Laub- und Nadelwälder grundwasserferner Standorte im niedersächsischen Tiefland: Gliederung, Standortsbedingungen, Dynamik. – Diss. Bot. 239: 1-311.

HEINKEN, T. & E. ZIPPEL 1999: Die Sand-Kiefernwälder (Dicrano-Pinion) im norddeutschen Tiefland: syntaxonomische, standörtliche und geographische Gliederung. – Tuexenia 19: 55-106.

HESMER, H. 1933: Die natürliche Bestockung und die Waldentwicklung auf verschiedenartigen märkischen Standorten. – Z. f. Forst- u. Jagdw. 65: 505-651.

HOFMANN, G., ANDERS, S., BECK, W., CHZRON, S. & B. MATTHES 1992: Buchenwälder in der ehemaligen DDR und ihr Vitalitätszustand. – Naturschutzzentrum NRW, Seminarber. 12: 23-34.

KLOSS, K. 1980: Pollenanalysen zur Vegetations-, Siedlungs- und Moorgeschichte am Südrand der ostmecklenburgisch-brandenburgischen Seenplatte (Kreis Gransee). – Arch. Natursch. u. Landschaftsforsch. 20: 203-212.

KNAPP, H. D. 1990: Die Seelensdorfer Heide bei Brandenburg – eine landschaftsgeschichtlich-geobotanische Studie. Teil 1 und 2. – Gleditschia 18: 37-63, 285-307.

KNOERZER, D. & A. REIF 1996: Die Naturverjüngung der Douglasie im Bereich des Stadtwaldes von Freiburg. – AFZ/DerWald 20: 1117-1121.

KOPP, D. & W. SCHWANECKE 1994: Standörtlich-naturräumliche Grundlagen ökologiegerechter Forstwirtschaft. – Berlin.

KRAUSCH, H.-D. 1962: Die Menzer Heide. Beiträge zur Geschichte eines märkischen Waldes. – Jb. brandenburg. Landesgesch. 13: 96-117.

KRAUSCH, H.-D. 1965: Natürliche Vegetation, Maßstab 1 : 650 000. – Historischer Handatlas von Brandenburg und Berlin, Abt. I. Berlin.

KRAUSCH, H.-D. 1968: Die Pflanzengesellschaften des Stechlinsee-Gebietes. IV. Die Moore. – Limnologica 6: 321-380.

KRAUSCH, H.-D. 1970: Die Pflanzengesellschaften des Stechlinsee-Gebietes. V. Wälder, Hecken und Saumgesellschaften. – Limnologica 7: 397-454.

KRAUSCH, H.-D. 1993: Grundlagen ökologischer Planung Berlin und Brandenburg: Karte der potentiellen natürlichen Vegetation, Maßstab 1 : 300 000 (G/6.01). – In: MUNR Brandenburg (Hrsg.): Landschaftsprogramm Brandenburg.

KREY, L. & K. KLOSS 1990: Geographische und pollenanalytische Untersuchungen des Kleinen Barsch-Sees (Bezirk Potsdam, DDR). – Limnologica 21: 117-123.

KÜRSCHNER, H. & S. RUNGE 1997: Vegetationskundliche Untersuchungen ausgewählter Binnendünen- und Talsandstandorte im Dahme-Seengebiet (Brandenburg) und ihre Entwicklungspotentiale. – Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg 130: 79-110.

KUHN, N., AMIET, R. & N. HUFSCHMID 1987: Veränderungen in der Waldvegetation der Schweiz infolge Nährstoffanreicherung aus der Atmosphäre. – Allg. Forst- u. Jagdzeitg. 158: 77-84.

LANDESFORSTAMT BRANDENBURG (Hrsg.) 1998: Auszug aus dem Datenspeicher Wald des Landes Brandenburg: Oberförsterei Menz. – Stichtag: 16.6.1998.

LEUSCHNER, CH. 1994: Walddynamik auf Sandböden in der Lüneburger Heide (NW-Deutschland). – Phytocoenologia 22: 289-324.

LEUSCHNER, CH. 1997: Das Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV): Schwachstellen und Entwicklungsperspektiven. – Flora 192: 379-391.

LEUSCHNER, CH. 1999: Zur Abhängigkeit der Baum- und Krautschicht mitteleuropäischer Waldgesellschaften von der Nährstoffversorgung des Bodens. – Ber. d. Reinh. Tüxen-Ges. 11: 109-131.

LEUSCHNER, CH., RODE, M. W. & T. HEINKEN 1993: Gibt es eine Nährstoffmangel-Grenze der Buche im nordwestdeutschen Flachland? – Flora 188: 239-249.

LUDEMANN, TH. 1994: Vegetations- und Landschaftswandel im Schwarzwald unter anthropogenem Einfluß. – Ber. d. Reinh. Tüxen-Ges. 6: 7-39.

LUTHARDT, M. & G. BEYER 1998: Einfluß des Schalenwildes auf die Waldvegetation. – AFZ/Der Wald 17: 890-894.

MATUSZKIEWICZ, W. & A. MATUSZKIEWICZ 1973: Przeglad fitosocjologiczny zbiorowisk lesnych Polski. Cz. 1. Lasy bukowe. – Phytocoenosis 2 (2): 143-201.

MÜLLER, H. M. 1961: Pollenanalytische Untersuchungen im Bereich des Meßtischblattes Thurow/Südostmecklenburg. – Diss. Univ. Halle/S.

MÜLLER, M. 2000: Waldbaurahmenrichtlinie der Landesforstverwaltung Brandenburg. – AFZ/Der Wald 5: 239-242.

NIHLGÅRD, B. 1970: Vegetation types of planted spruce forests in Scania, Southern Sweden. – Bot. Notiser 123: 311-337.

OBERDORFER, E. 1992: Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil IV. Wälder und Gebüsche. – 2. Aufl., Jena, Stuttgart, New York.

PASSARGE, H. 1962: Zur Gliederung und Systematik der Kiefernforstgesellschaften im Hagenower Land. – Arch. Forstwes. 11: 275-308.

PASSARGE, H. 1969: Zur soziologischen Gliederung wichtiger Wald- und Forstgesellschaften im Lausitzer Flachland. – Abh. u. Ber. Naturkundemuseum Görlitz 44 (10): 1-36.

PRIEN, S. 1997: Die Bedeutung der Vogelbeere für freilebende Vögel und Säugetiere. – AFZ/Der Wald 10: 551-553.

RICHTER, D. 1974: Die klimatischen Verhältnisse. – In: LEHMANN, E. & D. ZÜHLKE (Hrsg.): Das Rheinsberg-Fürstenberger Seengebiet. – Werte unserer Heimat 25: 8-10.

RÖPER, H.-P., SCHWARZ, S. & H.-J. PACHUR 1998: Aspekte zur Geochemie und Mineralogie der Sedimente des Stechlinsees. – Terra Nostra 98(3): 282-283.

SCAMONI, A. 1952: Über die Verbreitung der natürlichen Waldgesellschaften im Gebiet des Diluviums der DDR. – Arch. Forstwes. 1: 153-160.

SCAMONI, A. 1959: Der Kiefernwald in Brandenburg. – Märk. Heimat 3: 26-35.

SCAMONI, A. 1960: Der Buchenwald in Brandenburg. – Märk. Heimat 4: 168-176.

SCAMONI, A. 1963: Forstgesellschaften. – Biol. Rundschau 1: 87-89.

SCHOKNECHT, TH. 1996: Pollenanalytische Untersuchungen zur Vegetations-, Siedlungs- und Landschaftsgeschichte in Mittelmecklenburg. – Beitr. z. Ur- u. Frühgesch. Mecklenburg-Vorpommerns 29: 1-68.

SCHOLZ, E. 1962: Die naturräumliche Gliederung Brandenburgs. – Potsdam.

SISSINGH, G. 1975: Niederländische Nadelforsten und ihr Humus als Substrat für ihre Vegetation. – In: TÜXEN, R. (Hrsg.): Vegetation und Substrat. – Vaduz: 317-329.

STARFINGER, U. 1990: Die Einbürgerung der Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina* Ehrh.) in Mitteleuropa. – Landschaftsentwickl. u. Umweltforsch. 69.

WILMANNS, O. & A. BOGENRIEDER 1987: Zur Nachweisbarkeit und Interpretation von Vegetationsveränderungen. – Verh. Ges. Ökol. 16: 35-44.

WILMANNS, O., BOGENRIEDER, A. & W. H. MÜLLER 1986: Der Nachweis spontaner, teils autogener, teils immissionsbedingter Änderungen von Eichen-Hainbuchenwäldern - eine Fallstudie im Kaiserstuhl/ Baden. – Natur u. Landsch. 61: 415-422.

WISSKIRCHEN, R. & H. HAEUPLER 1998: Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. – Stuttgart.

WITTIG, R., WERNER, W. & H. NEITE 1985: Der Vergleich alter und neuer pflanzensoziologischer Aufnahmen: Eine geeignete Methode zum Erkennen von Bodenversauerung? – VDI Ber. 560: 21-33.

ZERBE, ST. 1993: Fichtenforste als Ersatzgesellschaften von Hainsimsen-Buchenwäldern. Vegetation, Struktur und Vegetationsveränderungen eines Forstökosystems. – Ber. Forschungszentr. Waldökosyst., Reihe A, 100: 1-173.

ZERBE, ST. 1995: Die Vegetation der Fichtenforste im Buntsandstein-Spessart. – Schr.-R. Vegetationskde. (Festschrift Sukopp) 27: 341-351.

ZERBE, ST. 1997: Stellt die potentielle natürliche Vegetation (PNV) eine sinnvolle Zielvorstellung für den naturnahen Waldbau dar? – Forstw. Cbl. 116: 1-15.

ZERBE, ST. 1998: Differenzierte Eingriffsintensitäten - ein Weg zur Integration und Segregation von Forstwirtschaft und Naturschutz. – Forst u. Holz 53: 520-523.

ZERBE, ST. 1999: Die Wald- und Forstgesellschaften des Spessarts mit Vorschlägen zu deren zukünftigen Entwicklung. – Mitt. naturwiss. Mus. Aschaffenburg 19: 3-354.

ZERBE, ST. & A. BRANDE 1996: Waldentwicklung gestern, heute, morgen. Beispiele aus dem Tiefland und den Mittelgebirgen. – Landschaftsentw. u. Umweltforsch. 104: 49-75.

ZERBE, ST. & K. J. MEIWES 2000: Zum Einfluß von Weichlaubhölzern auf Vegetation und Auflagehumus von Fichtenforsten. - Untersuchungen in einem zwei Jahrzehnte alten Birken-Ebereschen-Vorwald im Hoch-Solling. – Forstw. Cbl. 119: 1-19.

ZERBE, ST. & H. SUKOPP 1995: Gehören Forste zur Vegetation? Definition und Abgrenzung eines vegetationskundlichen und kulturhistorischen Begriffes. – Tuexenia 15: 11-24.

Beilage:

Tab. 3: Pleurozio schreberi-Pinetum sylvestris in der Oberförsterei Menz.

Anschrift der Verfasser:

Priv.-Doz. Dr. Stefan Zerbe, Dr. Arthur Brande, Franziska Gladitz,
Institut für Ökologie und Biologie der TU Berlin, Rothenburgstr. 12, D-12165 Berlin