

Abschlussbericht

zum Projekt

Sukzessionswälder als Flächennutzungsalternative



Gefördert durch die Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Az. 23880 – 33/0

Laufzeit 10.2006 – 04.2008

Berichtszeitraum 10.2006 – 04.2008

AutorInnen: Ulrich Hampicke, Annett Küstner, Birgit Litterski & Achim Schäfer

Greifswald, im Dezember 2008

Projektleitung:

Prof. Dr. Ulrich Hampicke
Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald
Lehrstuhl für Landschaftsökonomie
Grimmer Str. 88, 17489 Greifswald
Tel. 03834-864122, Fax. 03834-864107
E-Mail: hampicke@uni-greifswald.de

Kooperationspartner:

Dipl.-Oec. Achim Schäfer
DUENE e. V.
Institut für Dauerhaft Umweltgerechte Entwicklung von Naturräumen der Erde
Grimmer Str. 88, 17489 Greifswald
Tel. 03834-864118
E-Mail: schaefea@uni-greifswald.de

Dr. Peter Elsasser
Johann Heinrich von Thünen-Institut
Institut für Ökonomie der Forst- und Holzwirtschaft
Leuschnerstr. 91, 21031 Hamburg
Tel. 040-73962309
E-Mail: peter.elsasser@vti.bund.de

Danksagung

Herr Dr. Röhe (Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz, Schwerin) begleitete das Projekt von Anfang an wohlwollend und organisierte die Umfrage zu Sukzessionswäldern unter den Forstämtern und stellte uns die Ergebnisse freundlicherweise zur Verfügung. Bei der Durchführung der Untersuchungen unterstützten uns Herr Frey (Forstamt Jägerhof), Herr Höppner (Forstamt Torgelow), Herr Dr. Kloetzer (Forstamt Abtshagen-Rügen), Herr Mehl (Forstamt Schuenhagen), Herr Rath (Forstamt Neu Pudagla, Usedom), Frau Verton (Forstamt Abtshagen-Rügen), Herr Westphal (Forstamt Schuenhagen) mit Informationen zu den Referenzflächen. Weitere Hinweise und Angaben zu Sukzessionsflächen verdanken wir Herrn Prof. Knapp (Vilm) und Dr. Schiefelbein (Ueckermünde). Die Landesforstverwaltung Mecklenburg-Vorpommern stellte die digitalen Daten der Naturraumkarte Mecklenburg-Vorpommerns zur Verfügung. Herr Möbius (Bodenlabor, Universität Greifswald) unterstützte die laboranalytischen Arbeiten durch technische Anleitung und Literaturhinweise. Herr Dr. Kloetzer, Herr Dr. Jeschke (Greifswald) und Frau Dr. H. Barth (Greifswald) gaben uns Anregungen für die standortkundliche Betrachtung. Allen Beteiligten gilt unser Dank.

Wir widmen den Abschlussbericht dem Andenken an Herrn Dr. habil. Dietrich Kopp, der das Projekt von Anfang an tatkräftig unterstützte und nach kurzer Krankheit im Alter von 88 Jahren im Mai 2008 verstorben ist.

Inhalt

1	Anlass und Zielsetzung des Projektes	1
2	Ökologische und standortkundliche Untersuchungen	5
2.1	Biologisch-ökologische Daten ausgewählter Arten (A. Küstner)	5
2.2	Charakterisierung und Klassifizierung der Sukzessionswälder (B. Litterski & A. Küstner).....	5
2.2.1	Einleitung und Untersuchungsflächen.....	5
2.2.2	Vegetationsanalyse ausgewählter Sukzessionswälder.....	8
2.2.3	Strukturanalyse ausgewählter Sukzessionswälder.....	9
2.2.4	Bodenuntersuchungen	10
2.2.5	Theoretischer Hintergrund der forstlichen Standortkartierung.....	11
2.2.6	Naturraumkundliche Auswertung auf chorischer Ebene (B. Litterski & A. Küstner).....	14
2.3	Systematische Übersicht vorhandener Sukzessionswälder (B. Litterski & A. Küstner).....	16
2.3.1	Kiefern-Vorwälder	16
2.3.2	Birken-Vorwälder (unter Einschluss weiterer Vorwaldtypen).....	22
2.3.3	Ahorn-Vorwälder	30
2.3.4	Eschen-Vorwälder.....	35
2.3.5	Aspen-Vorwälder.....	40
2.3.6	Erlen-Vorwälder	45
2.3.7	Sonstige Vorwälder.....	50
2.4	Bodenuntersuchungen in ausgewählten Beständen (B. Litterski, A. Küstner & U. Hampicke)	51
2.5	Vergleichende Analyse der Untersuchungsflächen (B. Litterski, A. Küstner)	58
2.5.1	Struktur und Verjüngung.....	58
2.5.2	Vegetation und Standort.....	62
2.5.3	Naturräumliche Aussagen.....	67
2.6	Diskussion	69
2.6.1	Sukzession beeinflussende Faktoren (A. Küstner & B. Litterski).....	69

2.6.2	Zeitdauer der Sukzession (A. Küstner & B. Litterski).....	71
2.6.3	Vorwaldgesellschaften und Standort (B. Litterski).....	72
2.7	Ökologische Leistungen von Sukzessionswäldern (B. Litterski & A. Küstner)	76
3	Ökonomische Analyse (U. Hampicke & A. Schäfer).....	78
3.1	Naturschutzfachliche, gesellschaftliche und ökonomische Ziele der Waldmehrung und Ziel der ökonomischen Analyse.....	78
3.2	Waldmehrung, Knappheit und forstwirtschaftliche Handlungsalternativen	79
3.3	Erhebung der Ökonomik forstlicher Produktionsverfahren	79
3.4	Verfahrenskosten Bestandesbegründung	81
3.4.1	Flächenvorbereitung.....	81
3.4.2	Pflanzsortiment und -verbände	82
3.4.3	Pflanzenankauf und -behandlung.....	83
3.4.4	Manuelle und maschinelle Pflanzung.....	84
3.5	Verfahrenskosten Kultursicherung	87
3.5.1	Nachbesserung.....	87
3.5.2	Freischneiden.....	87
3.5.3	Mäusebekämpfung.....	87
3.5.4	Zaunschutz.....	88
3.6	Varianten kostengünstiger Waldmehrung	92
3.6.1	Bestandesbegründungen durch Saat.....	93
3.6.2	Ausnutzung von Sukzessionsabläufen.....	95
3.6.3	Trupp- und Nesterpflanzung.....	95
3.6.4	Räumlich-zeitliche Kombinationsmöglichkeiten	96
3.7	Finanzwirtschaftlicher Vergleich: Eichenaufforstung versus Sukzessionswald	96
3.7.1	Ökonomik eines gepflanzten Eichenwaldes	97
3.7.2	Sukzession und spontane Waldbildung	99
3.7.3	Varianten	99
3.7.4	Sensitivitätstests.....	101

3.7.5	Diskussion der Modellrechnung	103
3.7.6	Weitere Aspekte.....	104
4	Diskussion	105
5	Öffentlichkeitsarbeit.....	106
6	Fazit.....	106

Anhang

- A 1: Biologisch-ökologische Daten ausgewählter Baumarten** (A. Küstner)
- A 2: Vegetation auf den Untersuchungsflächen** (B. Litterski & A. Küstner)
- A 3: Aspen-Vorwälder in Mecklenburg-Vorpommern** (B. Litterski & A. Küstner)
- A 4: Methodik und Vorgehensweise bei der Humusuntersuchung** (B. Litterski & A. Küstner)
- A 5: Neuwaldbildung durch Sukzession: Flächenpotentiale, Hindernisse, Realisierungschancen** (P. Elsasser)

Zusammenfassung

Waldneubildung durch Sukzession erfolgt in Deutschland vor allem dort, wo es bereits genügend Wald gibt. Im gering bewaldeten norddeutschen Tiefland wird diese natürliche Form der Wiederbewaldung bislang kaum praktiziert, obwohl sie eine wirtschaftliche Alternative zur künstlichen Bestandesbegründung für verschiedene aus der Nutzung fallende Flächen sein kann. In dem Projekt „Sukzessionswälder als Flächennutzungsalternative“ wurden naturschutzfachliche, ökonomische und politisch/rechtliche Aspekte der Neuwaldbildung beleuchtet. Die vegetations- und standortkundlichen Untersuchungen sowie die ökonomische Analyse bilden den Schwerpunkt des vorliegenden Abschlussberichtes. Die politischen Aspekte der Neuwaldbildung durch Sukzessionswälder wurden vom Institut für Ökonomie der Forst- und Holzwirtschaft des Johann-Heinrich-von-Thünen-Instituts bearbeitet. Dabei ging es vor allem um Realisierungschancen und Zielkonflikte sowie um institutionelle Hindernisse. Auf die Ergebnisse dieses Unterauftrages wird am Ende der Zusammenfassung eingegangen.

Vegetations- und standortkundlichen Untersuchungen: Sie wurden im Küstenraum Vorpommerns durchgeführt. Die dort untersuchten 24 Referenzflächen sind überwiegend mäßig frische Mineralstandorte, die früher ackerbaulich genutzt wurden. Die Vorwälder haben eine unterschiedliche Struktur und Artenzusammensetzung. Der überwiegende Teil der Bestände wird von einer Baumart annähernd gleichen Alters geprägt. Dies weist auf eine rasche, gleichmäßige Erstbesiedlung im Zuge sekundärer Sukzessionen hin. Die Struktur und das Wachstum der Bestände werden in hohem Maße durch die Trophie der Standorte beeinflusst.

Acer pseudoplatanus zeigt die beste Verjüngung, in den Kiefern-Vorwäldern kommt er allerdings nur bei höherer Trophie vor. *Quercus robur* kann sich ähnlich gut wie der Berg-Ahorn verjüngen, weist aber mit der besonders erfolgreichen Etablierung in den Kiefern-Vorwäldern und dem Fehlen in den Eschen-Vorwäldern einen anderen ökologischen Schwerpunkt auf. In der unteren Baum-, Strauch- oder Krautschicht sind *Carpinus betulus*, *Fagus sylvatica* und *Fraxinus excelsior* und mit zum Teil höheren Deckungswerten auch *Acer campestre* und *Acer platanoides* vorhanden. In den Ahorn- und Eschen-Vorwäldern ist als Mischbaumart zudem *Ulmus glabra* vertreten. Die typischen Pionierarten wie *Populus tremula*, *Pinus sylvestris* und *Betula pendula* verjüngen sich kaum; lediglich *Sorbus aucuparia* hat insbesondere in der Strauch- und Krautschicht der Kiefern-Vorwälder eine hohe Stetigkeit. Beachtenswert ist die hohe Zahl von Phanerophyten in allen Referenzflächen. Die beste Verjüngung von Arten mesophiler Laubmischwälder vollzog sich im Birken-Vorwald.

Die Kiefern-Vorwälder, die zwischen etwa 1955 und 1990 entstanden sind, sind umso nährstoffreicher, je länger sie ackerbaulich genutzt wurden beziehungsweise je später sie aus der Nutzung fielen. Bei Flächen, auf denen die Nutzungsaufgabe bis etwa 1960 erfolgte, ist Birke die Hauptbaumart mit einer vielfältig entwickelten Krautschicht. Die nach 1970 entstandenen Berg-Ahorn-Vorwälder scheinen in Kombination mit der Riesenschwingel-Formengruppe auf ebendiesen Standorten an Bedeutung zu gewinnen. Für diese Veränderungen kann die zunehmende Akkumulation von Stickstoff verantwortlich sein.

Insgesamt fällt auf, dass Arten stickstoffarmer und bodensaurer Standorte deutlich weniger vertreten sind als Arten stickstoff- und basenreicher Böden. Auch bestehen Unterschiede zwischen den einzelnen Beständen. Mit hoher Stetigkeit sind in der Krautschicht Arten lichter, historisch junger Wälder anzutreffen; hierzu zählen beispielsweise die Nährstoffzeiger *Geum urbanum*,

Urtica dioica, *Galium aparine*, *Anthriscus sylvestris* und *Geranium robertianum*. Typische Waldarten (z.B. *Adoxa moschatellina*, *Epipactis helleborine*, *Oxalis acetosella*, *Anemone nemerosa*, *Carex sylvatica* und *Galium odoratum*) treten mit geringer Stetigkeit auf. Mit höherer Stetigkeit kommen außerdem *Avenella flexuosa*, *Lonicera periclymenum* und *Hedera helix* vor.

Auf der Grundlage einer landesweiten Umfrage bei den Forstämtern in Mecklenburg-Vorpommern wurden weitere Sukzessionswaldflächen ausgewertet. Auch hier überwiegen bei den mineralischen unvernässten Standorten Wälder im mäßig frischen Bereich, während aus dem trockenen Bereich keine und aus dem frischen Bereich deutlich weniger Meldungen vorlagen. Zudem wurde deutlich, dass sowohl auf den nährstoffreichsten als auch den nährstoffärmsten Standorten nur wenige Baumarten in Vorwäldern bestandesbildend sind, hingegen auf den drei mittleren Stufen deutlich mehr Möglichkeiten der Entwicklung von Sukzessionswäldern bestehen.

Substrat und pH-Wert spielen für die Etablierung der Bestände eine wichtige Rolle. Die durch sandigen, schluffigen oder lehmigen Sand und sandigen Lehm gekennzeichneten Standorte weisen im Oberboden pH-Werte von 3,4 bis 7,1 auf. Vorwälder mit Laubbaumarten sind durchweg durch enge C/N-Verhältnisse sowie die Humusform mullartiger Moder und unterschiedlichen pH-Werten sowie Basensättigung gekennzeichnet. In den Blaubeer-Kiefern-Vorwäldern treten deutliche Unterschiede in den Stickstoffgehalten der Auflagehumusformen auf.

Die Untersuchungen haben gezeigt, dass nach Nutzungsaufgabe mäßig frischer Ackerstandorte innerhalb weniger Jahre Pioniergehölze aufwachsen und eine Sukzession zu Waldbeständen mit charakteristischen Arten der Carpino-Fagetea erfolgt. Bei den untersuchten Flächen zeigten sich eine zügige Besiedlung und vielfältige Entwicklungen in allen Schichten mit unterschiedlichen Baumarten. Für die Abschätzung der Etablierung und Entwicklung der Wälder sind die Standorteigenschaften außerordentlich relevant. Außerdem bestimmen weitere Faktoren, wie z. B. der Zeitpunkt der Nutzungsaufgabe und angrenzende Gehölze die vielfältigen Ausbreitungsmöglichkeiten von Sukzessionswäldern.

Die ökologischen Leistungen von Sukzessionswäldern unterscheiden sich von denen herkömmlich aufgeforsteten Wäldern bezüglich des Erosions- und Windschutzes kaum. Die bei der Aufforstung von Freiflächen bekannten Probleme, insbesondere der geringe Humusgehalt sowie die klimatischen Freilandbedingungen können durch Sukzessionswälder abgemildert werden. Vorteile gegenüber herkömmlich aufgeforsteten Wäldern bestehen vor allem im Bereich des Arten- und Biotopschutzes. Die Entwicklung einiger seltener Schmetterlinge und zahlreicher weiterer Invertebraten ist an Weichlaubhölzer gebunden, die im herkömmlichen Forst wenig Platz haben. Mäßig frische Standorte mit mittlerer Nährkraft verfügen über eine höhere Baumartenvielfalt als ärmere und besonders reiche Standorte. Außerdem sind mosaikartig verschiedene Vorwaldgesellschaften oftmals in unmittelbarer Nachbarschaft zu finden. Es ist zu vermuten, dass Sukzessionswälder langfristig eine höhere ökologische Stabilität aufweisen als herkömmlich aufgeforstete einschichtige Wälder. Auf kräftigen bis reichen Standorten können sich Wälder bilden, die auch wirtschaftlich interessant sind.

Ökonomische Untersuchungen: Hier geht es um einen Vergleich der Rentabilität konventioneller Neuaufforstung mit der der Waldbildung durch Sukzession mit den Mitteln der dynamischen Investitionstheorie. Bei der Sukzession werden die Kulturbegründungskosten eingespart, dafür ist mit späteren und gegebenenfalls niedrigeren Erlösen aus Zwischen- und Endnutzungen zu rech-

nen. Die vorliegende Studie betrachtet Nadelholzbestände gar nicht und konzentriert sich auf eine repräsentative Waldbegründung mit Eichen.

Die Kulturbegründungskosten sind von großer Bedeutung, weil sie bei der Barwertberechnung der Verfahren nicht abdiskontiert werden. Aus diesem Grund wurden sie in dieser Studie eingehend analysiert. Ergänzend erfolgte eine Literaturrecherche zu Verfahren kostengünstiger Waldneubegründungen, wie Ansaat, Pflanzung im Weitstand usw. In der Praxis sind Neubegründung durch konventionelle Pflanzung und Sukzession nicht als einzige und einander ausschließende Verfahren zu betrachten, vielmehr erscheinen Kompromisse möglich.

Die Kosten der Waldneuanlage unterscheiden sich von den Kosten der Wiederaufforstung nach erfolgter Holzernte in mehrerer Hinsicht. Hierzu erfolgte eine nach Baumarten differenzierte Herleitung der Verfahrenskosten für Bestandesbegründung und Kultursicherung. Bei der Erstaufforstung wurden aufgrund der topographischen Besonderheiten und der großräumigeren agrarstrukturellen Verhältnisse in Mecklenburg-Vorpommern entsprechende Anpassungen bei der Flächenvorbereitung und der Pflanzung vorgenommen.

Für die Flächenvorbereitung wurden landestypische Verhältnisse unterstellt und wurde davon ausgegangen, dass leichte und mittelschwere Ackerböden aufgeforstet werden. Bei der Kalkulation sind mit zunehmender Schlaggröße Kostenvorteile, insbesondere beim Pflügen zu verzeichnen. Damit liegen die Kosten für die Bodenvorarbeiten und Flächenvorbereitung deutlich unter denen in deutschen Mittelgebirgslandschaften. Weitere Kostenvorteile können durch eine maschinelle Pflanzung realisiert werden, die bereits ab 3.000 Pflanzen je ha billiger ist als eine manuelle.

Bei der nach Baumarten differenzierten Kalkulation der Verfahrenskosten der Bestandesbegründung wurden eine manuelle Variante A mit und eine maschinelle B ohne Flächenvorbereitung sowie mit kostengünstigerem Pflanzmaterial betrachtet. Ferner wurden Nachbesserung, Freischneiden, Mäusebekämpfung sowie partieller oder flächiger Schutz gegen Wildschäden untersucht. Durch waldbauliche Maßnahmen können diese in günstigen Fällen reduziert werden.

Die Spannweite der Verfahrenskosten der Bestandesbegründung reicht bei den Laubbäumen bei Variante A von knapp 3.000 EUR für Hainbuchen am unteren Ende und etwa 5.000 bis 6.000 EUR für Edellaubbaumarten (z.B. Ahorn, Kirsche) im Mittelfeld bis zu den kostspieligen Buchenaufforstungen mit über 8.500 EUR je ha. Bei Variante B liegen die Kosten für die Laubbaumaufforstungen etwa 30-40 % unter denen von Variante A. Eine Waldneubegründung mit Eichen kostet nach dieser Recherche unter den spezifizierten Bedingungen 6.585 EUR je ha.

Im Kostenvergleich von Pflanzung und Sukzession wurden Annahmen im Zweifelsfall grundsätzlich zu Gunsten der Pflanzung getroffen, um jede Überschätzung der ökonomischen Leistungsfähigkeit der Sukzession zu vermeiden. Die oben genannten Pflanzkosten wurden auf 6.000 EUR je ha reduziert. Ein in der Literatur veröffentlichtes aktuelles Wachstumsmodell für die Eiche mit Angaben der Zeitpunkte und Höhen erntekostenfreier Erlöse wurde so modifiziert, dass die Endnutzung nicht erst im Jahr 180, sondern schon im Jahr 140 erfolgt. Die Nutzungen des spontan entstehenden Schlusswaldes nach 80-jähriger Vorwaldphase im Falle der Sukzession wurden wegen ihrer zeitlichen Ferne mit einem Barwert von Null bewertet. Dem Sukzessionswald wurde im Standardlauf gar kein und in einer Variante ein geringer Kostenvorteil bei der

laufenden Bewirtschaftung zugestanden. Er liefert im Standardlauf gar keine und in der Variante nur einen geringen Brennholzertrag.

Werden im gepflanzten Wald wie auch im Standardlauf der Sukzession alle laufenden Kosten ignoriert, so erzielt bei einem Diskontsatz von 3% p.a. die Sukzession einen Vorteil im Barwert von 4.218 EUR je ha. Liegen in der Variante die laufenden Kosten um 30 EUR je ha und Jahr niedriger als im gepflanzten Wald und liefert der Sukzessionswald nach 25 Jahren einen Holzertrag von 30 EUR je ha und Jahr, so vergrößert sich der Barwertvorteil der Sukzession auf 5.500 EUR je ha. Reduzierungen der Kulturbegründungskosten beim gepflanzten Wald durch oben angesprochene unkonventionelle Verfahren heben diesen Barwertvorteil teilweise auf.

Bei Ignorierung der laufenden Kosten muss der Diskontsatz auf etwa 1,9% p.a. im Standardlauf und auf etwa 1,7% p.a. in der Variante sinken, um Gleichstand in den Barwerten der Pflanzung und der Sukzession zu erreichen. Weitere Betrachtungen zum Diskontsatz wie auch zu möglichen Holzpreissteigerungen erweisen, dass die Sukzession nur in recht extremen Ausnahmefällen dem gepflanzten Wald finanzökonomisch unterlegen ist. In der Regel ist sie rentabler und sollte daher ihren Platz in landeskulturellen Planungen erhalten, wenn ihr aus standortkundlichen und anderen Erwägungen heraus nichts im Wege steht.

Rechtliche Aspekte, Akzeptanz und Potenziale: Der rechtliche Rahmen steht der Neuwaldbildung durch Sukzession nicht im Wege. Vielmehr begünstigt er diese Form der Waldmehrung sogar, indem sie anders als die Erstaufforstung nicht genehmigungspflichtig ist.

Die Ergebnisse verschiedener Befragungen bei Grundeigentümern zeigen, dass die geringe Rentabilität forstwirtschaftlicher Produktionsverfahren und die hohen Anfangsinvestitionen eine wesentliche Hürde für die Neuwaldbildung sind. Außerdem verhindern gesetzliche Rodungsbeschränkungen die Dispositionsfreiheit über die Bodennutzung, was freilich auch die Neuwaldbildung durch Sukzession betrifft. Aufgrund vorhandener Zahlungsansprüche auf landwirtschaftlich genutzten Flächen werden in vielen Regionen ankommende Sukzessionswälder permanent zurückgedrängt, um die Zahlungsansprüche nicht zu verlieren.

Bei der Neuwaldbildung kommen nicht nur landwirtschaftliche Flächen für Sukzessionswälder in Frage. Es bestehen erhebliche Flächenpotentiale außerhalb der Landwirtschaft, insbesondere bei der Rekultivierung von Braunkohletagebauflächen, im Recycling urbaner und suburbaner Brachflächen sowie in der Konversion ehemaliger militärischer Liegenschaften. Das Flächenpotenzial wird auf etwa 260.000 ha geschätzt. Ein Teil dieser Flächen ist bereits durch Sukzession bewaldet, der Rest befindet sich in Konkurrenz mit künstlich zu begründenden Wäldern und anderen Flächennutzungsalternativen. Im Durchschnitt der vergangenen 20 Jahre lagen Aufforstungen landwirtschaftlicher Flächen nur ausnahmsweise über 3.000 ha pro Jahr. Selbst wenn von dem genannten Flächenpotenzial von 260.000 ha nur ein Teil jährlich in die Sukzession übergeht, kann dieser (statistisch schlecht oder gar nicht ausgewiesene) Teil leicht über 3.000 ha hinausgehen. Es ist wahrscheinlich, dass in Deutschland faktisch mehr Wald durch Sukzession als durch Pflanzung neu entsteht. Dies bekräftigt die Forderung, den Sukzessionswald weiterhin interdisziplinär zu untersuchen.

1 Anlass und Zielsetzung des Projektes

Die Geschichte der Landnutzung in Deutschland seit dem Zweiten Weltkrieg ist stark durch Agrarkonjunkturen beeinflusst worden, während derer die Auffassungen über den Flächenbedarf für die Agrarproduktion wechselten. Während zur Gründungszeit der EWG und auch in den 1960er Jahren der Selbstversorgungsgrad bei den meisten Ackerkulturen bei unter 100% lag und es daher ebenso wie in der damaligen DDR einen starken Anreiz zur landwirtschaftlichen Flächennutzung gab, begann in den 1970er Jahren die Ära der Überproduktion. Im Zuge eines damals Aufsehen erregenden, sogenannten „Mansholt-Planes“ entstand die Erwartung, dass große Flächen – in Westdeutschland mehrere Millionen Hektar – aus der Landwirtschaft ausscheiden würden. So stellte sich erstmals die Frage, wie diese ausscheidenden Flächen genutzt werden sollten.

Zu diesem umfangreichen Ausscheiden von Flächen ist es nicht gekommen, nur regional entstand die damals ebenfalls viel diskutierte „Sozialbrache“. Der Grund lag im damaligen Zwang nach betrieblichem Wachstum in der bäuerlichen westdeutschen Landwirtschaft in Verbindung mit der Stützung landwirtschaftlicher Einkommen durch den Staat. Die verbleibenden Betriebe nahmen die frei werdende Fläche der ausscheidenden Betriebe auch in den von der Natur für landwirtschaftliche Interessen benachteiligten Regionen auf.

Um die Jahrtausendwende entstand erneut eine Debatte, in der das Ausscheiden von Flächen immer wahrscheinlicher erschien. Die landwirtschaftlichen Produktivkräfte waren weiter angewachsen, Flächen- und Tierleistungen weiter gestiegen; längst gehörten produktionsbegrenzende Eingriffe des Staates zum Alltag, wie obligatorische Flächenstilllegungen und Milchquoten. Insbesondere bei der großbetrieblichen Struktur in den neuen Bundesländern war der betriebliche Wachstumszwang abgeschwächt; es erschien nicht mehr fast sicher, dass jeder Hektar eines ausscheidenden Betriebes von den Nachbarn übernommen werden würde. Und es entstand erstmals die Erwartung, dass die gewohnte einkommenssichernde Agrarprotektion mittel- bis langfristig in Frage gestellt würde. Auch heute werden zumindest starke Kürzungen bei den Zahlungen der „Ersten Säule“ der Gemeinsamen Agrarpolitik für die Zeit nach 2013 erwartet.

Es ließ sich leicht berechnen und war allgemeiner Konsens, dass beim Preisniveau für pflanzliche Erzeugnisse bis zum Jahre 2006 Standorte minderer Güte in einem ungeschützten Wettbewerb auf dem Weltmarkt nicht mithalten könnten. Im Jahre 2003 betrug der Abnahmepreis für eine Tonne Roggen in Vorpommern 70,80 EUR; auch in hochrationellen Betrieben wurde Gewinn fast allein aus der Flächenprämie erzielt. Die Größenordnung solcher benachteiligter Regionen kann grob mit einem Drittel der landwirtschaftlichen Fläche in Deutschland geschätzt werden. Längerfristig sind auch demographische Faktoren zu berücksichtigen. Alterung und erwartete Bevölkerungsabnahme werden die inländische Nachfrage nach Agrarprodukten senken.

Im Jahre 2007 kam es zu einer in diesem Ausmaß unerwarteten und plötzlichen Preissteigerung für pflanzliche Erzeugnisse, die alle Prognosen über Flächenfreisetzungen über den Haufen zu werfen schien. Rendite und Wettbewerbsfähigkeit auf dem Weltmarkt erschienen bei diesen Preisen für die deutsche Landwirtschaft auch in weniger produktiven Regionen gesichert. An Flächenfreisetzungen dachte niemand mehr. Doch schon im Jahre 2008 sackten die Erzeugerpreise wieder ab. Blieben sie auch über dem Niveau früherer Jahre, so hatten inzwischen die Betriebsmittelpreise so stark angezogen, dass der wirtschaftliche Erfolg im Pflanzenbau keineswegs mehr herausragend war. Hinzuzufügen ist ferner, dass Futterbau- und Veredlungsbetriebe von Hoch-

preisniveau nicht profitieren; im Gegenteil stellt dies bei ihnen einen Kostenfaktor dar.

Das sich anscheinend immer schneller drehende Rad der Agrarkonjunktur lehrt, dass eine Orientierung an kurzfristigen Phänomenen sehr in die Irre führen kann. Gesichert erscheint ein langfristiger Trend der Nachfragesteigerung auf dem Weltmarkt infolge steigenden Lebensstandards vor allem in Asien. Auch wird in deutschen Agrarkreisen neuerdings die Möglichkeit diskutiert, dass sich die bisher selbstverständlich erscheinenden Flächenertragssteigerungen in der Zukunft nicht mehr fortsetzen könnten, nicht zuletzt unter dem Einfluss einer rigideren Pflanzenschutzpolitik der EU. Dem stehen jedoch große nur teilweise oder gar nicht erschlossene Produktionskapazitäten, etwa in Osteuropa, entgegen.

Die Möglichkeit der Freisetzung bislang landwirtschaftlich genutzter Flächen in weniger produktiven Regionen Deutschlands ist also keineswegs auszuschließen, wenn auch der Umfang mancher früherer Schätzungen übertrieben erscheint. Hinzu treten Flächen in ehemaligen Bergbau- und Rohstoffgewinnungsregionen, ehemalige Verkehrsflächen und Industriebrachen und bei Fortdauer regionaler demographischer Trends sogar Siedlungsrandflächen, für die sich die Frage künftiger Nutzungsformen stellt.

Während in waldreichen Gebieten ein starkes Bedürfnis besteht, Offenlandflächen als solche zu erhalten, ist Waldmehrung ein erklärtes Ziel in waldarmen Bundesländern, wie Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern. Die oben genannten Flächen eignen sich grundsätzlich für einen solchen Zweck. Wie auch diese Studie in den Abschnitten 3.3 bis 3.6 belegt, ist allerdings die Neuanlage von Wald mit konventionellen Pflanzmethoden eine unter finanzwirtschaftlichem Blickwinkel fragwürdige Investition. Hohen Kosten zum Zeitpunkt der Begründung stehen Holzerträge erst in ferner Zukunft gegenüber, die selbst bei Anlage eines niedrigen Zinssatzes zu einem so geringen Barwert abschmelzen, dass das Vorhaben unwirtschaftlich erscheint. Dies ist zumindest bei der Neubegründung von langlebigen Laubholzbeständen der Fall.

Die Kosten-Nutzen-Analyse in der skizzierten Form bezieht sich freilich allein auf den Holzertrag. Werden die sonstigen Wohlfahrtswirkungen des Waldes in die Betrachtung einbezogen, dann kann auch eine mit Kosten verbundene Waldneubegründung wirtschaftlich sein. Sind die Wohlfahrtswirkungen schwer oder gar nicht monetarisierbar, wie besonders im Fall von Beiträgen zum Naturschutz, dann können trotz einer unvoreilhaften holzwirtschaftlichen Kosten-Nutzen-Analyse begründete und nachvollziehbare nichtmonetäre Bewertungen (oder eine Besinnung auf gesellschaftliche *Pflichten* zum Naturschutz) für eine Waldmehrung auch unter Inkaufnahme von Kosten sprechen.

An dieser Stelle drängt sich jedoch eine weitere Überlegung auf: Ist die Waldmehrung überwiegend auf Grund von Wohlfahrtswirkungen und in geringerem Maße holzwirtschaftlich motiviert, was in waldarmen Regionen angenommen werden kann, dann fragt es sich, warum man in einer von Natur aus mit Laubwald bedeckten Region nicht den Wald einfach kostenlos wachsen lässt, also auf die hohen Kulturkosten verzichtet. Dies kann finanzwirtschaftlich günstiger sein, selbst wenn der in freier Sukzession entstehende Wald holzwirtschaftlich unterlegen ist beziehungsweise infolge der langen Vorwaldphase die Wertholzernte noch um Jahrzehnte weiter in die Zukunft verlagert wird. Eine solche Alternative wäre insbesondere einer unter Sparzwängen stehenden Öffentlichen Hand anzuraten.

Die Alternative ist indessen nur dann realistisch, wenn die in freier Sukzession entstehenden Vorwald- und Waldbestände die in sie gesetzten Erwartungen bezüglich ihrer Wohlfahrtsleistungen rechtfertigen. Dazu zählen Eigenschaften, wie die Baumartenzusammensetzung, das Vorkommen sonstiger Arten, die Stabilität gegenüber abiotischen und biotischen Gefährdungen, die Dynamik der Bodenentwicklung, Beiträge zu verschiedenen Schutzfunktionen, Möglichkeiten für Nutzungen, insbesondere Brennholzgewinnung, und nicht zuletzt ästhetische Kriterien mit Bezug zur Erholungsfunktion.

All dies rechtfertigt, das Phänomen „Waldneubildung durch Sukzession“ einer gründlichen natur- und wirtschaftswissenschaftlichen Untersuchung zu unterwerfen. Namhafte Fachleute in Mecklenburg-Vorpommern, wie Lebrecht Jeschke, Michael Succow und Dietrich Kopp, haben hierzu nachdrücklich ermutigt und aufgerufen. Es kommt hinzu, dass nicht nur in diesem Lande Flächen von offensichtlichem Sukzessionswald in einem Umfang existieren, der noch vor kurzem unbekannt war. Er hat erhebliche Flächen eingenommen, für die sich schon lange keine Nutzer mehr interessierten. In Europäischen Nachbarländern, wie Polen, sind solche Flächen in noch weit größerem Umfang vorhanden. Nur am Rande sei erwähnt, dass der Sukzessionswald in anderen Kontinenten eine noch weit größere Rolle spielt. Fast der gesamte Wald in den Neu-England-Staaten im Nordosten der USA ist vor über 100 Jahren durch spontanen Neuanwuchs von Gehölzen auf zuvor landwirtschaftlich genutzten Flächen entstanden und liefert heute umfangreiche Wohlfahrtswirkungen.

Es ist mit anderen Worten höchste Zeit, dass das wissenschaftlich weitgehend als „Niemandsländ“ zu bezeichnende Thema des Vorwaldes näher betrachtet wird. Es war bisher weder für agrar- noch für forstwissenschaftliche Ansätze interessant. Die vorliegende Studie kann freilich aus dem breiten Fächer von Fragestellungen nur einiges Wichtige auswählen.

Ziele des Projektes sind

- die Untersuchung bestehender Sukzessionswälder unterschiedlichen Alters hinsichtlich ihrer naturschutzfachlich, ökonomisch und forstwirtschaftlich relevanten Eigenschaften,
- die ökonomische und naturschutzfachliche Einschätzung von Varianten kostengünstiger Waldmehrung,
- die Bereitstellung von Informationen über die nichtmarktfähigen Leistungen von Sukzessionswäldern und
- die Beratung der Öffentlichkeit über Leistungen und Grenzen von Sukzessionswäldern.

Im Kapitel 2 erfolgt eine teils sehr detaillierte Auswertung einer Stichprobe von Sukzessionswäldern auf unterschiedlichen Standorten an der Ostseeküste. Mit den Methoden der Vegetationskunde und der forstlichen Standortkunde wird eine systematische Übersicht vorhandener Sukzessionswälder erarbeitet (Abschnitt 2.2), werden Bodenuntersuchungen in ausgewählten Beständen durchgeführt (Abschnitt 2.4) und werden die Untersuchungsflächen hinsichtlich Struktur, Verjüngung und weiterer wichtiger Aspekte miteinander verglichen. Unter Einschluss einer umfangreichen Literaturlauswertung werden die Ergebnisse allseitig diskutiert (Abschnitt 2.6) und wird eine tabellarische Liste der ökologischen Leistungen von Sukzessionsflächen erstellt. Die Arbeiten im Kapitel 2 erlauben, in vielen Fällen aus den Boden- und Standortseigenschaften sowie den Baumbeständen in der Nachbarschaft recht zuverlässig auf die zu erwartende Ausprägung eines Sukzessionswaldes und dessen Wohlfahrtsleistungen zu schließen.

Das Kapitel 3 widmet sich zunächst einer akribischen Zusammenstellung der Kosten der Neuaufforstung ehemals landwirtschaftlich genutzter Flächen mit aktuellen Daten. Wegen des Wegfalls von Maßnahmen zur Bodenvorbereitung sowie der Möglichkeit des Einsatzes effizienter Technik auf größeren Flächen liegen diese Kosten unter den Kosten der Neupflanzung einer Kultur auf geernteten Forstflächen.

Auf der Basis dieser gesicherten Befunde sowie unter Heranziehung weiterer, von namhaften Experten publizierter forstökonomischer Parameter wird anschließend ein einfaches, aber den Kern des Problems treffendes finanzmathematisches Modell berechnet und diskutiert. Darin wird die holzwirtschaftliche Ökonomik eines gepflanzten Eichenwaldes mit der eines Sukzessionswaldes verglichen, der erst 80 Jahre später in die Entwicklung des Eichenwaldes mündet.

Die Ergebnisse der vom Institut für Ökonomie der Forst- und Holzwirtschaft durchgeführten Untersuchungen zu den Realisierungschancen, Zielkonflikten und institutionellen Hindernissen der Neuwaldbildung durch Sukzessionswälder sind als eigenständiger Bericht im Anhang dokumentiert.

2 Ökologische und standortkundliche Untersuchungen

2.1 Biologisch-ökologische Daten ausgewählter Arten (A. Küstner)

Zum Verständnis der Sukzessionsprozesse ist die Kenntnis von Eigenschaften der auftretenden Baumarten bedeutsam. Dies betrifft insbesondere das Ausbreitungsverhalten, die Keimung, das Wachstum und ihr Verhalten im Alter. Eine Zusammenstellung dieser Eigenschaften für die Arten *Betula pendula*, *Pinus sylvestris*, *Quercus robur* und *Fagus sylvatica* findet man in LEUSCHNER (1994). Die spezifischen Eigenschaften von *Sorbus aucuparia* arbeitet ZERBE (2001) auf der Basis detaillierter Literaturrecherchen im Vergleich mit *Betula pendula* heraus. Für die fünf Baumarten *Acer platanoides*, *Acer pseudoplatanus*, *Alnus glutinosa*, *Fraxinus excelsior* und *Populus tremula* wurde eine Literaturstudie zu biologisch-ökologischen Daten durchgeführt. Dabei wurden insbesondere Publikationen aus Mittel- und Nordeuropa berücksichtigt. Die wichtigsten Eigenschaften werden im Anhang A1 dargestellt.

2.2 Charakterisierung und Klassifizierung der Sukzessionswälder (B. Litterski & A. Küstner)

2.2.1 Einleitung und Untersuchungsflächen

Die Charakterisierung und Klassifizierung von Sukzessionswäldern soll zeigen, unter welchen Voraussetzungen sich bestimmte Baumarten und charakteristische Bestände einstellen. Sie nimmt Bezug auf wichtige Standortfaktoren und Rahmenbedingungen und kann als Grundlage für Handlungsempfehlungen dienen.

Zur Bearbeitung der Fragestellung wurden neben umfangreichen Literaturstudien und Recherchen in Datenbanken vegetations- und standortkundliche Untersuchungen durchgeführt. Im Küstenraum Vorpommerns wurden dazu im Verlauf der Arbeiten 24 Referenzflächen ausgewählt (Abb. 1). Die Flächenauswahl erfolgte nach eigenen Vorexkursionen, für die zum Teil Hinweise von dritter Seite vorlagen (Flächen 1 bis 11). Etwa die Hälfte der Flächen (Flächen 12 bis 24) wurde aus den Ergebnissen einer landesweiten Umfrage an die Forstämter ausgewählt¹. Die jeweiligen Flächen wurden von den zuständigen Revierförstern vorgestellt.

Es wurden Waldbestände ausgewählt, die durch spontane sekundäre Sukzession entstanden sind. Organische sowie Nass-Standorte wurden, sofern sie schon im Gelände als solche erkannt wurden, nicht berücksichtigt. Schwerpunktmäßig wurden ehemals ackerbaulich genutzte Flächen ausgewählt. Zudem wurde ein möglichst breites Spektrum von beteiligten Baumarten zu erfasst. Des Weiteren erfolgte eine Literaturlauswertung zu Sukzessionswäldern in Mitteleuropa.

13 der 24 ausgewählten Standorte sind nachweislich ehemalige Ackerflächen, die anderen zu meist aufgelassene Grünlandflächen (Tab. 1). Die Flächen sind überwiegend kleiner als ein Hektar, lediglich 5 Standorte sind größer als ein Hektar und davon lediglich zwei Standorte größer als 5 Hektar. Es handelt sich überwiegend um junge Wälder, die Nutzungsaufgabe erfolgte in etwa zwischen 1955 und 1990.

¹ Die Umfrage wurde durch die Abteilung Nachhaltige Entwicklung und Forsten des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern durchgeführt.

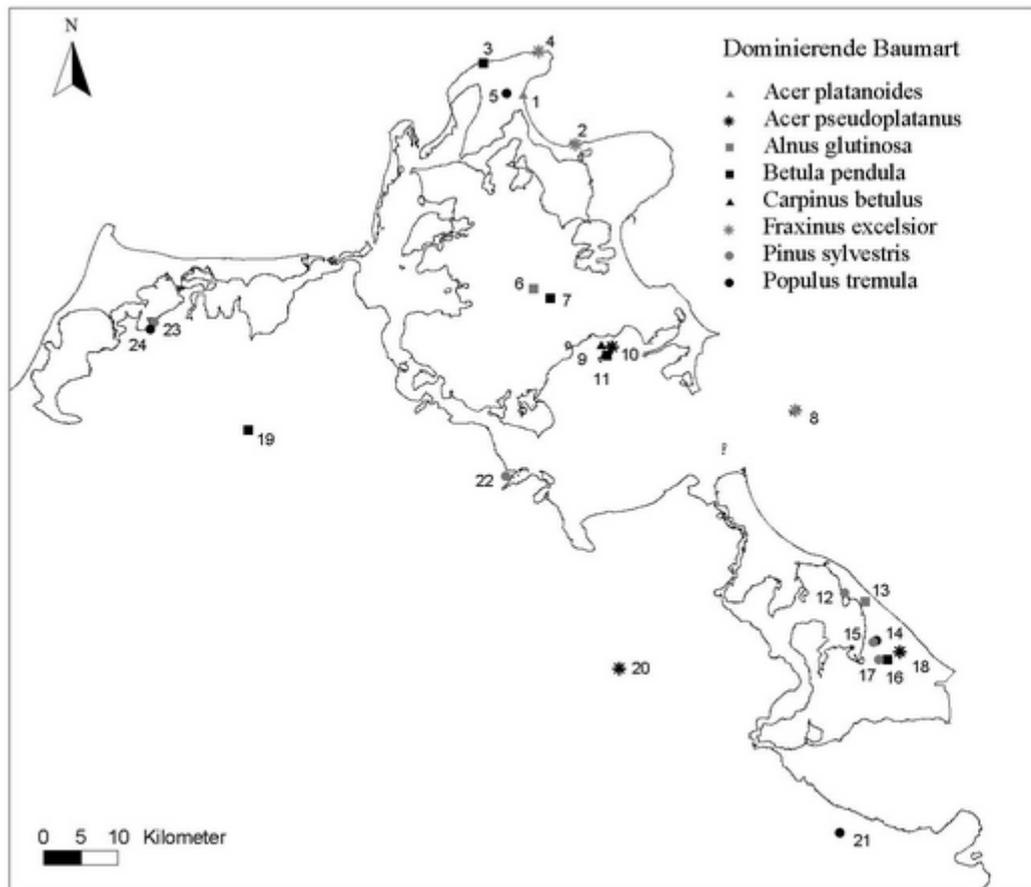


Abb. 1: Lage der Untersuchungsflächen im vorpommerschen Küstenraum

Informationen aus der forstlichen Standortskartierung lagen nicht für alle Flächen vor, die durch die Forstämter gemeldeten Angaben zur Standortsguppe (Tab. 1, vgl. auch Abschnitt 2.2.5) erfolgten zum Teil in Anlehnung an benachbarte, im Rahmen der forstlichen Standortskartierung erfasste Gebiete. In folgenden Fällen lagen Angaben zur Feinbodenform und zum Teil auch Grundwasser- und Humusform vor beziehungsweise konnten von den Mitarbeitern der Landesforst mit großer Sicherheit auf diese geschlossen werden.

- 1: Ahlbecker Sand-Ranker, Grundwasserform: 6
- 3: Johannisberger-Tieflehm-Fahlerde, sandüberlagert: Ahlbecker-Sand-Ranker, lehmunterlagert (70:30), Grundwasserform: 7:5
- 6: Falkenhäger-Sand-Humus-Gley, lehmunterlagert: Abtshäger Lehm-Staugley (50:50), Grundwasserform: 4:4
- 12: Damerower Sand-Saumpodsol, Humusform: mRo
- 19: Schwanseer Tieflehm-Staugleyfahlerde: Weißhauser Tieflehm-Staugleyrostpodsol (60:40), Grundwasserform: 5:5
- 22: Bodenseichener Sand-Braunerde: Bergrader Sand-Braunerde (60:40), Humusform: iMo/mRM (60:40)

Tab. 1: Übersicht über die untersuchten Flächen

Nr.	Lage und Größe der Untersuchungsflächen					Vegetation	Nutzung		Standorts- gruppe
	Ort	Lkr.	Breitengrad	Längengrad	Größe (ha)	dominierende Baumart	Aufgabe	vorherige Nutzung	
1	Drewoldke	RÜG	54°37'45`` N	13°22'36`` E	0,025	<i>Acer platanoides</i>		Grünland ?	Z2
2	Glowe	RÜG	54°34'07`` N	13°29'19`` E	0,2	<i>Fraxinus excelsior</i>		Bundesforst-Fläche	
3	Bakenberg	RÜG	54°40'07`` N	13°16'30`` E	0,2	<i>Betula pendula</i>		Grünland ?	M2+
4	Varnkevitze	RÜG	54°40'55`` N	13°23'49`` E	0,4	<i>Fraxinus excelsior</i>		Weidefläche	
5	Altenkirchen	RÜG	54°38'01`` N	13°20'31`` E	0,15	<i>Populus tremula</i>	1985	Grünland	
6	Bergen	RÜG	54°23'53`` N	13°23'24`` E	0,4	<i>Alnus glutinosa</i>		Acker	NR2
7	Tilzow	RÜG	54°23'18`` N	13°25'21`` E	0,075	<i>Betula pendula</i>		Acker	
8	Greifsw. Oie	OVP	54°14'45`` N	13°55'01`` E	0,3	<i>Fraxinus excelsior</i>		Grünland ?	
9	Vilm	RÜG	54°19'31`` N	13°32'20`` E	0,1	<i>Carpinus betulus</i>	1960	Acker	
10	Vilm	RÜG	54°19'30`` N	13°32'23`` E	0,1	<i>Betula pendula</i>	1960	Acker	
11	Vilm	RÜG	54°19'27`` N	13°32'20`` E	0,05	<i>Acer pseudoplatanus</i>	1960	Acker	
12	Loddin	OVP	54°02'03`` N	14°01'01`` E	8,2	<i>Pinus sylvestris</i>	1955	Acker	Z2
13	Ückeritz	OVP	54°00'40`` N	14°03'34`` E	0,5	<i>Alnus glutinosa</i>	1990	Ferienlager, Sandaufschüttung	OK2
14	Pudagla	OVP	53°57'55`` N	14°04'25`` E	0,5	<i>Populus tremula</i>		Acker	M2
15	Pudagla	OVP	53°57'52`` N	14°04'21`` E	5,0	<i>Pinus sylvestris</i>	1900-60	Acker	M2
16	Benz	OVP	53°56'35`` N	14°05'22`` E	0,6	<i>Betula pendula</i>	1960	Acker	K2
17	Benz	OVP	53°56'37`` N	14°05'00`` E	1,4	<i>Pinus sylvestris</i>	1990	Acker	M2
18	Alt Sallenthin	OVP	53°56'48`` N	14°06'19`` E	0,4	<i>Acer pseudoplatanus</i>	1970	Acker	K2
19	Wolfshagen	NVP	54°14'02`` N	12°48'05`` E	1,9	<i>Betula pendula</i>	1965	Weidenheger	K2
20	Ranzin	OVP	53°56'30`` N	13°32'45`` E	2,0	<i>Acer pseudoplatanus</i>	1985	Acker	R2
21	Ueckermünde	UER	53°44'16`` N	13°59'15`` E	0,02	<i>Populus tremula</i>		Grünland?	A2
22	Gristow	OVP	54°10'38`` N	13°19'53`` E	0,9	<i>Pinus sylvestris</i>	1980		M2
23	Fuhlendorf	NVP	54°22'01`` N	12°36'51`` E	0,7	<i>Pinus sylvestris</i>	1980	Acker	Z2
24	Fuhlendorf	NVP	54°21'23`` N	12°36'14`` E	0,5	<i>Populus tremula</i>		Magerrasen, Kiesgrubenrand	Z2

2.2.2 Vegetationsanalyse ausgewählter Sukzessionswälder

Die Untersuchungen zur Vegetation erfolgten mittels Vegetationsaufnahmen auf einer Fläche von je 100 m² nach der Methode von BRAUN-BLANQUET (1928), wobei die modifizierte Skala von REICHELT & WILMANN (1973) angewendet wurde (Tab. 2). Die Vegetationsaufnahmen wurden im Zeitraum von April bis September 2007 durchgeführt.

Tab. 2: Abundanz-Dominanz-Skala

Symbol	Deckung in %	Individuen	Mittelwert
5	75-100	Beliebig	87,5
4	50-75	Beliebig	62,5
3	25-50	Beliebig	37,5
2b	16-25	Beliebig	20,0
2a	5-15	Beliebig	10,0
2m	<5	>50 Individuen	5,0
1	<5	6-50 Individuen	2,5
+	<5	2-5 Individuen	0,5
r	<5	1 Individuum	0,1

Nach Braun-Blanquet 1928 und Reichelt & Wilmanns 1973, zitiert in Dierschke 1994.

Die Aufnahmen wurden tabellarisch zusammengestellt und durch Angabe der Formengruppen (LFG 1999), der Artengruppen (nach KONOPATZKY 1993) und der Zeigerwerte (ELLENBERG et al. 1992) ergänzt. Die Bestimmung und Nomenklatur der Gefäßpflanzen erfolgte nach JÄGER & WERNER (2005), die der Moose nach FRAHM & FREY (1983).

Die multivariate Auswertung diente einer ersten Orientierung über die Ähnlichkeit der Bestände. In der Hauptmatrix mit den Vegetationsaufnahmen wurden die eingeschätzten Abundanzen und Dominanzen der Arten in eine numerische Skala transformiert, wobei die in Tabelle 2 angegebenen Mittelwerte Verwendung fanden. In der Sekundärmatrix wurden die dominanten Baumarten als kategoriale Variable berücksichtigt (1: *Populus tremula*, 2: *Pinus sylvestris*, 3: *Betula pendula*, 5: *Alnus glutinosa*, 5: *Acer pseudoplatanus*, 6: *Fraxinus excelsior*, 7: *Carpinus betulus*, 8: *Acer platanoides*). Die Sekundärmatrix ging nicht in die Berechnung ein. Zur Darstellung wurden die beiden ersten Achsen mit den höchsten Eigenwerten ausgewählt.

Die vegetationskundliche Charakterisierung und Bestimmung der Vegetationsformen erfolgte aus Gründen der Vergleichbarkeit mit Hilfe der Formengruppen, die im Rahmen der forstlichen Standortkartierung ermittelt wurden (vgl. LFG 1999 und Abschnitt 2.2.5). Die Aufnahmen sind im Anhang A 2 vollständig enthalten, aus Gründen der Übersichtlichkeit werden Auszüge der Aufnahmen auch in den entsprechenden Tabellen des Abschnitts 2.3 dargestellt.

2.2.3 Strukturanalyse ausgewählter Sukzessionswälder

Zur Analyse der oberirdischen Vertikalstruktur wurden die Wuchshöhen der untersuchten Bestände bestimmt. Auf einer Teilfläche, deren Größe je nach Alter und Bestandssituation zwischen 7,5 m² und 30 m² variierte, wurde von allen Bäumen der mittlere Brusthöhendurchmesser ermittelt. Die Anzahl der Stämme wurde für alle Stichproben auf ein ha hochgerechnet.

Nach dem Sukzessionsmodell der Waldgefügetypen nach WECK (1948) wird ein Vorwald aus Pionierbaumarten gebildet. In diesem wachsen Halbschattenbaumarten auf, so dass sich ein Zwischenwald bildet. Verliert der Wald seine Stufigkeit, spricht man von einem Hauptwald. Als Pionierbäume, die im norddeutschen Flachland einen Vorwald bilden, gelten *Pinus sylvestris*, *Betula pendula*, *Populus tremula* und *Sorbus aucuparia*. Zwischenwälder werden durch *Quercus robur*, *Quercus petraea*, *Carpinus betulus*, Wildobstarten (*Pyrus pyraster*, *Malus sylvestris*, *Prunus avium*), *Ulmus* ssp., *Acer* ssp. und *Fraxinus excelsior*, Klimaxwälder durch *Fagus sylvatica* und *Tilia cordata* gebildet (JESCHKE & LINKE 2000). Problematisch bei dieser Einteilung ist, dass auch die sogenannten Spätsiedler, wie *Quercus*, *Fagus*, *Fraxinus* und *Acer*, als Erstbesiedler einer Fläche auftreten können (RÖHRIG et al. 2006, eigene Beobachtungen). So wurden drei der untersuchten Flächen als erstes von *Acer pseudoplatanus* besiedelt, auf drei weiteren Flächen dominiert *Fraxinus excelsior* und auf einer *Carpinus betulus*.

Die untersuchten Wälder unterschieden sich hinsichtlich ihrer Struktur stark genug, dass eine Gruppierung in zwei (Vor-)Waldentwicklungsstadien für die Auswertung der Ergebnisse sinnvoll erschien. Die Unterteilung nach den vorherrschenden Baumarten erwies sich durch oben genannte Gründe als nicht praktikabel. Eine Abgrenzung nach Alter der Bestände war aufgrund fehlender Informationen zu allen Flächen nicht möglich, es wurden deshalb die nachfolgend erläuterten Kriterien gewählt.

Tab. 3: Kriterien zur Abgrenzung der (Vor-)Waldentwicklungsstadien

Kriterium	Stadium I	Stadium II
Baumhöhe	< 16 m	> 16 m
Verhältnis der Anzahl Bäume mit Umfang > 30 cm zur Anzahl der Bäume mit Umfang < 30 cm	< 1	> 1
Anzahl Bäume mit Umfang > 40 cm	1-2 Bäume/30 m ²	> 2 Bäume/30 m ²

Als (Vor-)Waldentwicklungsstadium I wurden Sukzessionswälder bezeichnet, in denen die Bäume eine geringere Höhe als 16 m erreichten und bei denen die Anzahl der Bäume mit einem Umfang kleiner 30 cm größer war als die Anzahl der Bäume mit einem Umfang größer 30 cm. Weiterhin dürfen auf einer Fläche von 30 m² nicht mehr als zwei Bäume mit einem Umfang größer 40 cm stehen. In den als Stadium II beschriebenen Typen wiesen die Bäume eine Höhe von 16 bis 20 m auf und die Anzahl der Bäume mit einem Umfang größer 30 cm war größer als die Anzahl der Bäume mit einem Umfang kleiner 30 cm. Die Anzahl der Bäume mit einem Umfang größer 40 cm auf einer Fläche von 30 m² beträgt mehr als zwei. Für die Abgrenzung ist die Erfüllung von zwei der drei Kriterien ausreichend.

2.2.4 Bodenuntersuchungen

Auf den Vegetationsaufnahme­flächen wurden in der Regel zum Zeitpunkt der Aufnahmen Oberbodenproben (Mischproben, 0 bis 30 cm) mit Hilfe eines Ackerlandbohrers entnommen. Es erfolgte eine vereinfachte Ansprache häufig vorkommender Bodenarten (FORSTLICHE STANDORTS-AUFNAHME 1996). Die Ergebnisse wurden unter Verwendung der nachfolgenden Abkürzungen in der Vegetationstabelle (Anhang A 2) aufgeführt.

Ss	reiner Sand
Su	schluffiger Sand
Sl	lehmiger Sand
Ls	sandiger Lehm
Ls4	stark sandiger Lehm

Der luftgetrocknete Boden wurde mit einem Mörser zerkleinert und mit einem 2 mm-Sieb in Skelettanteil, Wurzelreste sowie Feinboden getrennt. Die Bestimmung des pH-Wertes des Feinbodens erfolgte in 0,01 m CaCl₂.

Eine detaillierte Analyse der Humusformen erfolgte auf fünf Flächen mit Sukzessionswäldern auf der Insel Usedom (Landkreis Ostvorpommern). Alle fünf Untersuchungsgebiete sind im Östlichen Vorpommerschen Küstenland, einem durch mäßig küstenfeuchtes Klima gekennzeichnetem Wuchsgebiet des nordostdeutschen Tieflandes, gelegen (vgl. KOPP & SCHWANECKE 1994). Es handelt sich durchweg um Wälder, die sich durch natürliche Sukzession auf ehemaligen Ackerstandorten entwickelt haben. Alle betrachteten Standorte sind ehemalige Sandäcker, deren Nutzung zwischen 1950 und 1970 aufgegeben wurde. Es ist davon auszugehen, dass die Ackerflächen gedüngt und gekalkt wurden. In den derzeit etablierten Beständen dominiert jeweils eine Baumart in der Baumschicht, dies sind *Pinus sylvestris*, *Populus tremula*, *Betula pendula* oder *Acer pseudoplatanus* (Tab. 4, Abb. 2). Die untersuchten Laubwälder sind nur sehr kleinflächig ausgebildet (etwa 0,4 bis 0,6 ha), während die Kiefernwälder deutlich größere Flächen (5 - 8 ha) einnehmen (Tab. 4). Diese Flächen wurden auch im Rahmen der Vegetations-, Struktur- und Bodenanalyse berücksichtigt (Tab. 1), für die Humusanalyse² erfolgte eine neue Nummerierung.

Tab. 4: Charakteristik und Lage der Humusuntersuchungsflächen

Nr.	Ort	Dominierende Baumart	Größe	Nutzungsaufgabe	Forstliche Abteilung
1 (12)	Loddin	<i>Pinus sylvestris</i>	8,2 ha	1955	3303a
2 (15)	Pudagla	<i>Pinus sylvestris</i>	5,0 ha	1900-1960	3259 d2
3 (14)	Pudagla	<i>Populus tremula</i>	0,5 ha	?	3259
4 (17)	Benz	<i>Betula pendula</i>	0,6 ha	1960	3203Nc1
5 (18)	Alt Sallenthin	<i>Acer pseudoplatanus</i>	0,4 ha	1970	3201Nc3

² Zur Methodik und Vorgehensweise vergleiche Anhang A 3.

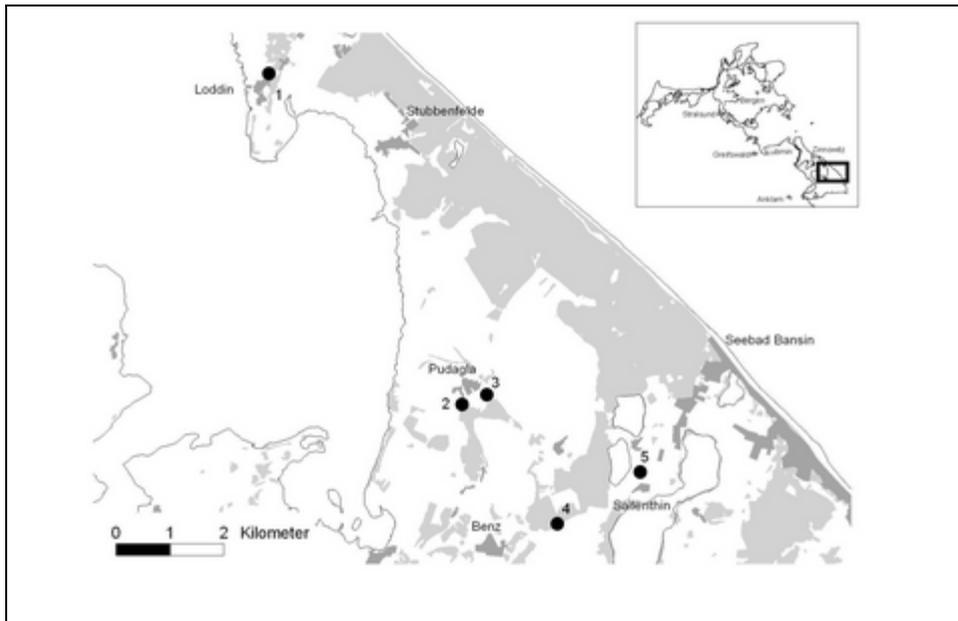


Abb. 2: Lage der Humusuntersuchungsflächen

2.2.5 Theoretischer Hintergrund der forstlichen Standortkartierung

In der forstlichen Standorterkundung wird zwischen Stamm- und Zustands-Eigenschaften unterschieden (KOPP & SCHWANECKE 1994, LFG 1999). Mit der Stamm-Nährkraft wird das stark von der Bodenform bestimmte Nährstoffpotential eines Waldbodens gekennzeichnet, es werden die fünf aufgeführten Nährstoffstufen (Reich, Kräftig, Mittel, Arm und Ziemlich arm) unterschieden. Diese können durch hochgestellte Ziffern von 1 bis 5 noch jeweils differenziert werden. Dabei liegt zum Beispiel M^1 nahe der Nährkraftstufe K und M^5 nahe der Nährkraftstufe Z (LFG 1999). Bei der Stamm-Feuchte werden auf mineralischen, unvernässten Standorten drei Feuchtestufen unterschieden (1: frisch, 2: mäßig frisch, 3: trocken). Die Stamm-Vegetationsformen werden aus den erfassten Zustandsreihen der Vegetation abgeleitet, wobei unterstellt wird, dass ein Gleichgewicht zwischen Standorteigenschaften und Vegetation natürlich ist und der harmonische Gleichgewichtszustand als Stamm-Vegetationsform bewertet wird. Die Stamm-Vegetationsform ist eine standortbezogene, streng gefasste Variante der potenziell natürlichen Vegetation. Auch Vorwald- und Zwischenwald-Vegetationsformen wurden als Waldentwicklungsstadien mit den Stamm-Vegetationsformen zusammengeführt, wobei auch hier eine annähernd natürliche Gleichgewichts-Humusform unterstellt wird (KOPP et al. 2002).

Stamm-Eigenschaften sind relativ unveränderlich und schwer beeinflussbar. Es gibt aber auch irreversible Naturraumveränderungen, die zu einer Veränderung der Stamm-Eigenschaften führen. KOPP (2003a) führt als Beispiel die Überformung bewegten Reliefs durch Ackernutzung mit lateraler Substratverlagerung von den Kuppen in die Mulden an.

Die aktuelle Nährkraft des Bodens, ausgedrückt über die Humusform, wird als Zustands-Nährkraft bezeichnet. Die Humusform, die ein Ausdruck für die aktuelle Oberbodenfruchtbarkeit und damit die tatsächliche Standortpotenz ist, hat im praktischen Waldbau große Bedeutung (LFG 1999). Sie ist veränderlicher Bestandteil der Standortform und wird beispielsweise durch historische Faktoren (wie Waldrodung und anschließende Ackernutzung) und den Einfluss von Chemikalien (Düngung, Fremdstoffeinträge) beeinflusst (LFG 1999). Nach SCHEFFER (2002) hängen

die Art und Menge der einen Humuskörper aufbauenden Streu- und Huminstoffe zunächst von der jährlich produzierten Streumenge und -zusammensetzung, d. h. im Wesentlichen von der Vegetation, ab. Andere Autoren gehen davon aus, dass Eigenschaften des Mineralbodens in stärkerem Maße die Entwicklung von Wald-Humusformen prägen und der Bestandsvegetation eher eine indirekte Funktion zukommt (vgl. HELMS 2007). Da die Humusform sowohl für die Baumartenwahl bei der Walderneuerung als auch für Bestockungszieltyp im Nutzungsalter relevant ist (LFG 1999), ist davon auszugehen, dass sie auch für die Abschätzung des Verlaufs von Sukzessionen von eminenter Wichtigkeit ist.

Die Humusformen werden hinsichtlich ihrer Nährkraft nach laboranalytischen Kennwerten einer von sieben Stufen zugeordnet (vgl. Tab. 5). Zum Teil werden im Bereich der Humusform Mull auch die Stufen sieben und acht unterschieden, wobei die in Tabelle 5 nicht berücksichtigte Stufe 8 die carbonathaltigen Standorte mit sehr hoher Basensättigung, hohen pH-Werten und engen C/N-Verhältnis umfasst (vgl. SCHULZE 1996). Die analytischen Kennwerte beziehen sich auf den Ah-Horizont beim Mull, die oberen 2 cm beim mullartigen Moder und die O-Horizonte bei den übrigen Humusformen. Mager- und Hungerrohhumus werden nicht über die angeführten laboranalytischen Kennwerte, sondern über die Bodenvegetation getrennt.

Von Bedeutung ist die Unterscheidung der Stickstoffstufe, die durch das C/N-Verhältnis ermittelt werden kann und der Säure-Basenstufe, die mit Hilfe der Basensättigung und des pH-Wertes eingeschätzt wird. Bei harmonischen Humusformen bewegen sich sowohl die Kennwerte für die Stickstoffstufe als auch die Kennwerte für die Säure-Basenstufe in den für die betreffende Humusform festgelegten Wertespannen. Bei disharmonischen Humusformen, der durch Eintrag von Chemikalien bedingt sein kann, liegen die Kennwerte für die Stickstoff- und Säure-Basenstufe in verschiedenen Bereichen (LFG 1999, KOPP & SCHWANECKE 1994). Auf extrem nassen oder trockenen Standorten kann Disharmonie auch eine natürliche Eigenschaft sein (KOPP 2003a).

Gewöhnlich stehen auch die Formengruppen der Bodenvegetation (vgl. Tab. 5), die für die Kartierung der Feuchtestufen der Humusformen verwendet werden, in Einklang mit den Humusformen (Gleichlauf der Vegetation). Auf mäßig frischen Standorten treten die für Hungerrohhumus charakteristische Flechten-Formengruppe, die für Magerrohhumus charakteristische Zypressenmoos-Formengruppe, die für Rohhumus typische Blaubeer-Formengruppe, die für Moder charakteristische Sauerklee-Formengruppe, die für mullartigen Moder charakteristische Riesenschwengel-Formengruppe und die für Mull typische Lungenkraut-Formengruppe auf (vgl. LFG 1999 sowie Tab. 5). Fremdstoffeinträge beeinflussen nicht nur die Humusformen, sondern erschweren auch deren Kartierung mit Hilfe der Bodenvegetation. Bodenpflanzen reagieren beispielsweise oftmals erheblich verzögert auf den Stickstoffeintrag, es ist deshalb häufig zu beobachten, dass das Stickstoffniveau im Oberboden bereits der Nährkraftstufe „ziemlich arm“ entspricht, die Bodenvegetation jedoch nach wie vor der Blaubeer-Formengruppe (entsprechend Nährkraftstufe „arm“) zuzuordnen ist (LFG 1999).

Tab. 5: Kennzeichnung harmonischer Humusformen

Name der Humusform	Stufe	Kurzform	Horizontfolge	C/N	Nährkraft	Basensättigung (V-Wert %)	pH _{KCL}	Einschätzung der Säure-Basenstufe	Charakteristische Formengruppen auf mäßig frischen Standorten
Mineralbodenhumusformen									
Mull	7	Mu	OI-Ah	11,6-14,7	<u>r</u> eich	≥ 46	≥ 4,8	basenreich	Lungenkraut-FG
Mullartiger Moder	6	MM	OI-Of-Ah	14,2-18,5	<u>k</u> räftig	30-46 (-48)	5,0-4,0	ziemlich basenreich	Riesenschwingel-FG
Auflagehumusformen									
Moder	5	Mo	OI-Of-Ah	17,8-23,8	<u>m</u> ittel	18-30 (-32)	4,2-3,2	mäßig basenhaltig	Sauerklee-FG
Rohhumusartiger Moder	4	RM	OI-Of-Oh-Ah	22,7-31,2	<u>z</u> iemlich arm	10-18 (-20)	≤ 3,4	ziemlich basenarm	Kräuter-Blaubeer-FG
Rohhumus	3	Ro	OI-Of-Oh-Ah	29,4-41,4	<u>a</u> rm	6-10 (-12)	≤ 3,2	basenarm	Blaubeer-FG
Magerrohhumus	2	Ma	OI-Of-Oh-Ah	≥ 38,4	sehr arm (<u>d</u>)	6-10 (-12)	≤ 3,2		Zypressenmoos-FG
Hungerrohhumus	1	Hu	OI-Of-Oh-Ah	≥ 38,4	<u>e</u> xtrem arm	6-10 (-12)	≤ 3,2		Flechten-FG

Quelle: LFG 1999, SCHULZE 1996.

Ein Nachlauf der Vegetationsentwicklung liegt dann vor, wenn die Nährkraftstufe nach dem Analysenbefund um ein oder zwei Stufen höher (bei Stickstoff- oder Baseneutrophierung) beziehungsweise bei Versauerung niedriger liegt, als die Vegetationsform zeigt (LFG 1999). Vegetationsnachlauf lässt auf einen schnellen Verlauf des Wandels schließen, zu berücksichtigen ist die Wandlungsbereitschaft des Bodens. Für den Wandel der Stickstoffstufe hängt sie vom Humusvorrat, bei der Säure-Basenstufe vom Sorptionsvermögen und dem Basenvorrat ab, zudem sind die Ausgangs-Humusform und die Ausgangs-Säure-Basenstufe relevant (KOPP 2003a).

Rohhumus bildet sich insbesondere bei extrem nährstoffarmen und grobkörnigen Böden unter einer Vegetationsdecke, die schwer abbaubare und nährstoffarme Streu bildet. Moder bildet sich vor allem bei relativ nährstoffarmen Böden unter krautarmen Laub- und Nadelwäldern. Mull bildet sich in Böden unter günstigen Wasser- und Luftverhältnissen und relativ hohen Nährstoffgehalten, in denen die Streu rasch zerkleinert und abgebaut wird. Er ist an eine Vegetation gebunden, die eine nährstoffreiche, leicht abbaubare Streu liefert und bildet sich bevorzugt unter krautreichen Laubwäldern (SCHEFFER 2002).

Für Kiefernwälder des frischen bis mäßig frischen Standortbereichs wurden darüber hinaus auf der Basis von ca. 1.050 Vegetationsaufnahmen 61 Standortweisergruppen der Arten der Bodenvegetation (Artengruppen) ausgewiesen (KONOPATZKI 1993). Eine Synthese der in der forstlichen Standorterkundung geläufigen ökologischen Artengruppen mit dem Prinzip der ökologischen Zeigerwerte stellen zweidimensionale Zeigerarten-Ökogramme dar (EWALD 2007).

2.2.6 Naturraumkundliche Auswertung auf chorischer Ebene

(B. Litterski & A. Küstner)

Für viele Fragestellungen ist es wichtig, von kleinflächigen Erhebungen auf topischer Ebene ausgehend Voraussagen für Landschaften (chorische Ebene) zu treffen, wofür die Naturraumkarte des Landes Mecklenburg-Vorpommern eine wichtige Grundlage bildet. In der Naturraumkarte sind Naturraumeinheiten auf chorischer Ebene abgegrenzt und durch Standorteigenschaften charakterisiert. Es werden die auf mikrochorischer Ebene (≥ 100 ha) ausgewiesenen Naturräume durch eine von vierzehn Reliefkomponenten, eine von dreizehn Substratkomponenten, einen der sechs Hydromorphiegrade, eine von neun Nährkraftstufen und eine von fünf Klimastufen gekennzeichnet. Details zur Naturraumkarte Mecklenburg-Vorpommerns sind in BARTH et al. (2004) und LUNG (2005) dargestellt.

Die untersuchten Flächen wurden auf der Naturraumkarte Mecklenburg-Vorpommern lokalisiert und den typisierten Mikrochoren zugeordnet³. Dadurch können die auf topischer Ebene erhobenen Vegetationsdaten zu flächenhaften Aussagen mit Bezug zu den jeweiligen Naturräumen abgeleitet werden. Für 21 der 24 Untersuchungsflächen lagen Standorteigenschaften vor (Tab. 6), die restlichen lagen zum Beispiel so ortsnah, daß keine naturräumliche Zuordnung möglich war. Auf der Basis dieser Zuordnung konnten erste Hinweise einer naturraumbezogenen Entwicklung von Sukzessionswäldern abgeleitet werden.

³ Die digitale Naturraumkarte Mecklenburg-Vorpommerns wurde von der Landesforstverwaltung Mecklenburg-Vorpommerns zur Verfügung gestellt.

Tab. 6: Komponenten der Untersuchungsflächen aus der Naturraumkarte Mecklenburg-Vorpommerns

Nr.	Hydromorphie	Substrat	Nährkraft	Klima	Relief	NR-Nr.
1	mäßig hydromorph	Sand-Mosaike	ziemlich arm	küstenfeucht	Küstendünenfelder (u)	1383
2				küstenfeucht		1442
3	anhydromorph	Sand-Geschiebelehm-Mosaike	kräftig bis reich	küstenfeucht	wellige Platten (wü)	1391
4	anhydromorph	Sand-Geschiebelehm-Kreide-Mosaike	kräftig	küstenfeucht	Hänge (hü)	1426
5				küstenfeucht		1366
6	stark hydromorph	Geschiebelehm-Sand-Mosaike	kräftig	feucht	wellige Platten (w)	1701
7	anhydromorph	Sand-Geschiebelehm-Mosaike	kräftig bis reich	feucht	wellige Platten (w)	1702
8	anhydromorph	Geschiebelehm-Mosaike	reich	mäßig küstenfeucht	wellige Platten (wü)	2277
9	anhydromorph	Geschiebelehm-Sand-Mosaike	kräftig	mäßig küstenfeucht	wellige Platten (wü)	2114
10	anhydromorph	Geschiebelehm-Sand-Mosaike	kräftig	mäßig küstenfeucht	wellige Platten (wü)	2114
11	anhydromorph	Geschiebelehm-Sand-Mosaike	kräftig	mäßig küstenfeucht	wellige Platten (wü)	2114
12	anhydromorph	Sand-Mosaike	mittel	mäßig küstenfeucht	(Binnen-) Dünenfelder (d)	2785
13	anhydromorph	Sand-Mosaike	mittel bis kräftig	mäßig küstenfeucht	wellige Platten (wü)	2869
14	anhydromorph	Geschiebelehm-Sand-Mosaike	kräftig	mäßig küstenfeucht	Berge, Rücken, Riedel (vü)	2686
15	anhydromorph	Geschiebelehm-Sand-Mosaike	kräftig	mäßig küstenfeucht	Berge, Rücken, Riedel (v)	2686
16	anhydromorph	Sand-Mosaike	mittel	mäßig küstenfeucht	wellige Platten (w)	2802
17	anhydromorph	Sand-Mosaike	mittel	mäßig küstenfeucht	wellige Platten (w)	2802
18	anhydromorph	Sand-Mosaike	mittel	mäßig küstenfeucht	wellige Platten (w)	2802
19	wenig hydromorph	Geschiebelehm-Mosaike	reich	feucht	wellige Platten (w)	11910
20	mäßig hydromorph	Geschiebelehm-Mosaike	kräftig bis reich	mäßig trocken	flache Platten (f)	5260
21	anhydromorph	Sand-Mosaike	ziemlich arm	feucht	flache Platten (f)	3718
22	anhydromorph	Sand-Mosaike	mittel	mäßig küstenfeucht	wellige Platten (w)	2370
23	mäßig hydromorph	Sand-Mosaike	mittel	küstenfeucht	flache Platten (f)	975
24				küstenfeucht		926

2.3 Systematische Übersicht vorhandener Sukzessionswälder (B. Litterski & A. Küstner)

2.3.1 Kiefern-Vorwälder

Charakteristik der Gesamtverbreitung der Hauptbaumart

Die Gewöhnliche Kiefer (*Pinus sylvestris*) ist eine weit verbreitete eurasische Art mit Schwerpunkt in der borealen Florenzone und subozeanisch-subkontinentalen Gebieten (Arealformel: sm/mo-b c2-6 EURAS)⁴. Sie ist eine Art der trockenen Kiefernwälder, Nadel-Laubmischwälder und Moor-Kiefernwälder (JÄGER & WERNER 2005).

Verbreitung in Mecklenburg-Vorpommern

Pinus sylvestris ist in Mecklenburg-Vorpommern in Kiefernwäldern und -forsten weit verbreitet. Das soziologische Spektrum geben die Tabellen 7 und 8 wieder, im Bereich der Wälder liegt der soziologische Schwerpunkt klar in der Klasse Vaccinio-Piceetea, hohe Stetigkeiten werden auch innerhalb der sich im Sukzessionsverlauf anschließenden Birken-Stieleichenwäldern (Klasse Quercetea robori-petraeae) erreicht (Tab. 7).

Tab. 7: Stetigkeit von *Pinus sylvestris* in Gehölzvegetationsklassen trockener bis frischer Standorte Mecklenburg-Vorpommerns

Rhamno-Prunetea	Vaccinio-Piceetea	Quercetea rob.-petraeae	Carpino-Fagetea
8	85	32	5

Quelle: BERG et al. 2001.

Tab. 8: Stetigkeit von *Pinus sylvestris* in ausgewählten Offenlandvegetationsklassen trockener bis frischer Standorte Mecklenburg-Vorpommerns

Stellarietea	Calluno-Ulicetea	Koelerio-Corynep.	Festuco-Brometea	Molinio-Arrhenath.	Trifolio-Geran. sanguinei	Artemisietea vulgaris
0	12	4	2	0	8	3

Quelle: BERG et al. 2001.

Ausgewählte Referenzflächen

Es wurden fünf Referenzflächen (vgl. Tab. 1, Fläche 12, 15, 17, 22, 23) ausgewählt, die nachfolgend kurz beschrieben sind. Die ehemals ackerbaulich genutzte, ca. 8 ha große Fläche 12 weist einen Kiefern-Vorwald im Alter von ca. 60 Jahren auf (Abb. 3). Im Bestand traten zum Teil außerhalb der Aufnahmefläche Jungpflanzen von *Quercus robur*, *Fagus sylvatica* und *Sorbus aucuparia* auf. Die Nahe der Ortschaft Loddin gelegene Fläche grenzt an eine magere, regelmäßig gemähte Fläche. Die Fläche wird stark durch Freizeitnutzung beeinflusst.

⁴ Arealformeln beschreiben das Gesamtareal einer Art und sind die kodierte Textform einer Arealkarte. Sie beinhalten folgende Teilinformationen: Zonalität, Ozeanität und Höhenstufenbindung. Weitere Informationen in JÄGER & WERNER (2005).

Fläche 15 befindet sich bei Pudagla, am Fuß des Glaubensberges nahe dem Schmollen-See. Der Kiefern-Vorwald, unterbrochen von Robinien-Beständen, erstreckt sich auf einem mittleren, mäßig frischen Standort über eine Fläche von ca. 5 ha. Weite Bereiche der Fläche wurden ehemals ackerbaulich genutzt, davon ausgenommen waren die steileren Hänge. Kleinere Flächen weisen Reste einer Bebauung auf. Der Bestand grenzt an eine Kiefern-Aufforstungsfläche, an einen Weg und die daran angrenzende Erlen-Sukzessionsfläche am Schmollensee. Die Fläche weist unterschiedliche Altersstadien auf, es traten ca. 40 bis 110 Jahre alte Bestände auf. Untersucht wurde ein ca. 25 m hoher Bestand innerhalb der Fläche. Eine junge, ca. 20 Jahre alte Sukzessionsfläche (Fläche 17) mit *Pinus sylvestris* wurde bei Benz ausgewählt, sie grenzt an einen älteren Birken-Kiefern-Bestand, Grünland und ländliche Wege. Teile des Grünlands weisen Jungwuchs von *Quercus robur* auf (Abb. 4).

Des Weiteren wurde ein Kiefern-Vorwald bei Gristow untersucht (Fläche 22). Die Fläche grenzt an das Betriebsgelände des Riemser Arzneimittelwerkes und andere Sukzessionsbestände, die sich beispielsweise in einer ehemaligen Kiesgrube entwickelt haben. Der ca. 18- bis 25-jährige Bestand stockt auf einem mäßig frischen, mittleren Standort (M2). Die ehemals ackerbaulich genutzte Untersuchungsfläche 23 befand sich bei Fuhlendorf. Der Kiefern-Vorwald grenzt an Magerrasen und bebautes Gelände. Der etwa 30 Jahre alte Bestand ist relativ licht und weist eine ausgeprägte Strauchschicht auf. Der leicht durchforstete Baumbestand wächst auf einem ziemlich armen, mäßig frischen Standort (Z2) und wird überwiegend von *Pinus sylvestris* gebildet, vereinzelt tritt *Betula pendula* auf.

Vegetationskundliche Analyse der untersuchten Kiefern-Vorwälder

Die fünf untersuchten Kiefernwälder (Anhang A 2, Tab. 9) traten auf sandigen und schluffigen Sanden bei pH-Werten (Oberboden) von zumeist 3,8 bis 4,0 auf. In einem Fall wurde ein pH-Wert von 3,4 ermittelt, dieser niedrige Wert kann Ausdruck der durch die hohen Stickstoffgehalte bedingten Versauerung sein (vgl. Abschnitt 2.4). Es handelt sich um ziemlich arme oder mittlere, mäßig frische Standorte (Z2, M2).

Von der noch in den 1950er Jahren im nordostdeutschen Tieflandes weit verbreiteten Flechten-Formengruppe, die mit zunehmender Stickstoffimmission zurück ging (LFG 1999), tritt nur noch *Dicranum scoparium* in einer Aufnahme auf. Es handelt sich hierbei um einen der älteren Vorwaldbestände, die Art kann als Relikt vergangener Zustände gedeutet werden. Es handelt es sich um einen Bestand auf sandigem Sand, auf dem sich Veränderungen aufgrund von Stickstoffimmissionen langsamer bemerkbar machen.

Von den Arten der für Rohhumus charakteristischen Blaubeer-Formengruppe treten drei Gefäßpflanzen (*Avenella flexuosa*, *Lonicera periclymenum*, *Melampyrum pratense*) und zwei Moose (*Scleropodium purum*, *Pleurozium schreberi*) auf. Während in herkömmlichen Kiefernwäldern *Vaccinium myrtillus* und *Avenella flexuosa* den Grundbestand bilden, tritt in den ersten drei der in Tab. 9 aufgeführten Kiefern-Sukzessionswälder lediglich *Avenella flexuosa* mit höherer Deckung auf. Von den Arten der für Moder typischen Sauerklée-Formengruppe treten insgesamt elf Gefäßpflanzen (z. B. *Dactylis glomerata*, *Holcus lanatus*, *Fragaria vesca*, *Moeringia trinerva*, *Mycelis muralis*) und ein Moos (*Atrichum undulatum*) in den Aufnahmen der Kiefern-Vorwälder auf. Höhere Deckung erreicht lediglich *Holcus lanatus*, eine schwache Art der Formengruppe, in der Aufnahme 23.



Abb. 3: Durch Sukzession entstandener Kiefernwald bei Loddin (Fläche 12), charakteristisch ist die starke Astbildung
Foto: B. Litterski, 19. Juni 2007.

Von den Arten der für mullartigen Moder charakteristischen Riesenschwingel-Formengruppe sind insgesamt acht Arten in den Aufnahmen vertreten, wobei meist nur eine Art spärlich pro Aufnahme auftritt. Lediglich in Aufnahme 17 kommen sechs Arten der Riesenschwingel-Formengruppe, davon *Geranium robertianum* und *Impatiens noli-tangere*, mit höheren Deckungswerten, vor. Höhere Deckungen erreichen in den Aufnahmen zudem teilweise auch Eutrophierungszeiger, wie *Rubus* sp. in der Krautschicht der Aufnahmen 15, 22, 23 beziehungsweise Strauchschicht von 12 und 22 und *Sambucus nigra* in der Strauchschicht der Flächen 17 und 23 (vgl. Anhang A 2).



Abb. 4: Ein ca. 20 Jahre alter Bestand von *Pinus sylvestris* (Fläche 17), der sich durch natürliche Sukzession gebildet hat. Auch Schlusswaldarten, wie *Quercus robur* im Vordergrund, können als frühe Besiedler von Flächen auftreten.
Foto: B. Litterski, 19. Juni 2007.

Die Kiefern-Vorwälder sind in Tab. 9 nach zunehmender Nährkraft angeordnet und können nach dem Auftreten der bestimmenden Formengruppen den Vegetationsformen Blaubeer- (12, 15), Blaubeer-Sauerklee- (23), Sauerklee- (22) und Riesenschwingel- (17) Kiefern-Vorwald zugeordnet werden. In der Mooschicht fällt auf, dass *Pleurozium schreberi* auf den Blaubeer-Kiefern-Vorwald der Fläche 15 beschränkt bleibt, während *Scleropodium purum* auf der durch deutlich höhere Stickstoffgehalte gekennzeichneten Fläche 12 (vgl. Abschnitt 3.3) vorkommt und bis in den Sauerklee-Kiefern-Vorwald hinein reicht. Diese beiden Moose wurden in jüngerer Zeit als Bioindikatoren zum Nachweis von regionalen Stickstoffdepositionen ausgewiesen (BARTHOLMESS et al. 2007).

In vier der fünf Fälle (12, 15, 23, 17) handelt es sich mit Sicherheit um ehemalige Ackerflächen, die Nutzungsaufgabe erfolgte im Zeitraum von 1900 bis 1960 (15), 1955 (12), 1980 (22, 23) und 1990 (17). Die Bestände sind umso nährstoffreicher, je länger sie ackerbaulich genutzt wurden beziehungsweise je später sie aus der Nutzung fielen.

Tab. 9: Vegetationsformen, ausgewählte Standortsmerkmale und Arten der Kiefern-Vorwälder

Vegetationform	Kiefern-Vorwälder					Stetigkeit			
	Blaubeer-Kiefern-Vorwald	Blaubeer-Kiefern-Vorwald	Blaubeer-Sauerklee-Kiefern-Vorw.	Sauerklee-Kiefern-Vorwald	Riesenschwingel-Kiefern-Vorwald				
Aufnahmenummer	15	12	23	22	17		Formengruppe	Zeigerwerte	
pH-Wert	3,8	3,4	3,8	4,0	4,0				
Bodenart	Ss	Su	Su	Su	Su				
Nährkraft-, Feuchtestufe	M2	Z2	Z2	M2	M2			R	N
<i>Dicranum scoparium</i>	+	-	-	-	-	20	Flechten-FG	4	
<i>Lonicera periclymenum</i>	-	+	2a	-	-	40	Blaubeer-FG	3	4
<i>Avenella flexuosa</i>	4	2a	2b	-	+	80	Blaubeer-FG	2	3
<i>Melampyrum pratense</i>	-	+	r	-	-	40	Blaubeer-FG	3	2
<i>Scleropodium purum</i>	-	4	2m	2a	-	60	Blaubeer-FG	5	
<i>Pleurozium schreberi</i>	4	-	-	-	-	20	Blaubeer-FG	2	
<i>Dactylis glomerata</i>	+	-	+	1	-	60	Sauerklee-FG	x	6
<i>Poa pratensis</i>	-	-	-	-	+	20	Sauerklee-FG	x	6
<i>Dryopteris filix-mas</i>	-	-	-	+	-	20	Sauerklee-FG	5	6
<i>Holcus lanatus</i>	-	-	4	-	+	40	Sauerklee-FG	x	5
<i>Arrhenatherum elatius</i>	-	-	-	+	-	20	Sauerklee-FG	7	7
<i>Calamagrostis epigejos</i>	-	-	-	+	-	20	Sauerklee-FG	x	6
<i>Fragaria vesca</i>	-	-	-	-	1	20	Sauerklee-FG	x	6
<i>Moehringia trinerva</i>	-	r	-	-	+	40	Sauerklee-FG	6	7
<i>Galeopsis tetrahit</i>	-	-	r	-	+	40	Sauerklee-FG	x	6
<i>Convallaria majalis</i>	+	-	-	-	-	20	Sauerklee-FG	x	4
<i>Mycelis muralis</i>	-	-	-	-	1	20	Sauerklee-FG	x	6
<i>Atrichum undulatum</i>	-	-	-	1	-	20	Sauerklee-FG	4	
<i>Galium aparine</i>	-	-	-	-	+	20	Riesenschwingel-FG	6	8
<i>Geum urbanum</i>	-	-	-	r	-	20	Riesenschwingel-FG	x	7
<i>Urtica dioica</i>	-	-	-	-	+	20	Riesenschwingel-FG	7	9
<i>Geranium robertianum</i>	-	+	-	-	2a	40	Riesenschwingel-FG	x	7
<i>Impatiens noli-tangere</i>	-	-	-	-	2a	20	Riesenschwingel-FG	7	6
<i>Polygonatum multifl.</i>	+	-	-	-	-	20	Riesenschwingel-FG	6	5
<i>Alliaria petiolata</i>	-	-	-	-	+	20	Riesenschwingel-FG	7	9
<i>Humulus lupulus</i>	-	-	-	-	r	20	Riesenschwingel-FG	6	8

Im Folgenden sei die Verjüngung in den Beständen betrachtet (Anhang A 2, Tab. 10). In den ersten drei Beständen, in denen die Blaubeer-Formengruppe noch deutlich präsent ist, treten in der Baum-, Strauch- und Krautschicht spontan Gehölzarten, wie *Quercus robur*, *Sorbus aucuparia*, *Betula pendula*, *Ilex aquifolium* und *Taxus baccata* auf. Die genannten Arten trifft man zum Teil auch in herkömmlichen Kiefernwäldern häufig an. Dazu treten auch Störungszeiger auf (vgl. Anhang A 2). Sporadisch tritt, bei höheren Stickstoffgehalten, in den Beispielen 12 und 23 *Corylus avellana* hinzu. In der Strauchschicht der Fläche 23 wird das Erscheinungsbild von *Ilex aquifolium*, *Sambucus nigra* und *Prunus serotina* geprägt. Auffällig waren die Verjüngung von *Quercus robur* und das gehäufte Auftreten von *Lonicera periclymenum*.

Tab. 10: Baumschichten und Verjüngung in den Kiefern-Vorwäldern

		Kiefern-Vorwälder					Stetigkeit
		15	12	23	22	17	
	Aufnahmenummer	15	12	23	22	17	
	Höhe in m	25	23	17	15-17	-	
	Deckung Baumschicht in %	45	70	50	40	65	
	Deckung 2. Baumschicht in %	-	2	-	2	-	
	Deckung Strauchschicht in %	5	8	30	40	10	
	Deckung Krautschicht in %	60	15	100	10	35	
	Deckung Moosschicht in %	50	70	1	30	5	
B1:	<i>Pinus sylvestris</i>	3	4	3	3	4	100
	<i>Betula pendula</i>	-	-	1	-	-	20
B2:	<i>Sorbus aucuparia</i>	-	2a	-	-	-	20
	<i>Acer campestre</i>	-	-	-	+	-	20
	<i>Acer platanoides</i>	-	-	-	+	-	20
	<i>Cerasus avium</i>	-	-	-	+	-	20
S:	<i>Acer pseudoplatanus</i>	-	-	-	r	r	40
	<i>Fraxinus excelsior</i>	-	-	-	-	r	20
	<i>Acer campestre</i>	-	-	-	2a	-	20
	<i>Corylus avellana</i>	-	r	r	-	-	40
	<i>Quercus robur</i>	r	1	r	+	-	80
	<i>Sorbus aucuparia</i>	1	1	+	2b	+	100
	<i>Cerasus avium</i>	-	-	-	+	-	20
	<i>Ilex aquifolium</i>	-	-	2a	-	-	20
	<i>Taxus baccata</i>	-	-	r	-	-	20
K:	<i>Quercus robur</i>	1	+	2m	+	r	100
	<i>Fraxinus excelsior</i>	-	-	-	-	r	20
	<i>Fagus sylvatica</i>	-	-	-	-	r	20
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	-	-	-	+	-	20
	<i>Betula pendula</i>	r	-	-	-	-	20
	<i>Sorbus aucuparia</i>	+	+	+	r	-	80
	<i>Acer campestre</i>	-	-	-	+	-	20
	<i>Taxus baccata</i>	-	-	r	r	-	40
	<i>Ilex aquifolium</i>	-	-	+	-	-	20

Der Sauerklee-Kiefern-Vorwald (22) weist eine gering deckende untere Baumschicht mit *Acer campestre* et *platanoides* sowie *Cerasus avium* und eine ausgeprägte Strauchschicht, in der *Acer campestre*, *Crataegus monogyna*, *Sorbus aucuparia* und *Rubus* sp. höhere Deckungen erreichten, auf. Besonders auffällig ist auf der Fläche 22 die spontane Verjüngung von *Acer campestre*, der in der Strauchschicht schon mit nennenswerter Deckung auftritt.

Im Riesenschwengel-Kiefern-Vorwald (Nr. 17) treten *Quercus robur* und *Sorbus aucuparia* selten auf, Arten mesophiler Laubmischwälder (*Acer pseudoplatanus*, *Fagus sylvatica*, *Fra-*

xinus excelsior) treten zudem, ebenfalls selten, in der Strauch- und/oder Krautschicht auf. Der Riesenschwengel-Kiefern-Vorwald weist eine Strauchschicht mit etwa 10 % Deckung auf, wobei diese insbesondere durch *Sambucus nigra* geprägt wird (Anhang A 2).

Auswertung vorhandener Literaturstudien

Pinus sylvestris wird, zusammen mit *Betula pendula*, oft als erster Pionier auf offenen Böden beschrieben (HARD 1975, LEUSCHNER 1994, MÜLLER & ROSENTHAL 1998). Unter einer geschlossenen Vegetationsdecke kann sie nicht keimen, sie ist auf Störstellen mit offenem Boden angewiesen (LEIBUNDGUT 1964, BRECHTEL 1969). Waldbautechnischen Fragen der Kiefern-Naturverjüngung in einem 120jährigen Kiefernreinbestand bei Frankfurt/Main widmet sich die Arbeit von BRECHTEL (1969). Man findet sie auf aufgelassenem Acker oft, meist aber mit geringer Flächendeckung (WOLF 1980).

Kiefern (*Pinus sylvestris*, *Pinus nigra*) sind an der Sukzession an Muschelkalksteilhängen im Mittleren Saaleetal beteiligt (HEINRICH & VOIGT 2007). Auch aus Hessen wird die Entwicklung von Kiefern-Vorwäldern auf Muschelkalk aus brachliegender Halbtrockenrasen (Gentiano-Kolerietum) beschrieben, wobei die Entwicklung entweder direkt über Kiefernjungwuchs oder über Schlehen-Gebüsche erfolgen kann (HAKES 1987). Die entstehenden Kiefern-Vorwälder werden in der Krautschicht oft von der Fiederzwenke beherrscht und bilden ein recht stabiles Stadium (HAKES 1987). Auf einer jüngeren Sturmwurflläche in Baden-Württemberg trat *Pinus sylvestris* als dominierende Baumart auf (SCHÖLCH 1998). Im Rahmen der Waldbiotopkartierung Thüringen wurden von insgesamt 14.202 Sukzessionswäldern auf insgesamt 12.727 ha 501 Bestände als Typ Kiefern- und Kiefern-Birken-Pionierwald ausgewiesen. Diese 501 Bestände nahmen eine Fläche von insgesamt 781 ha ein (HENKEL et al. 2008).

2.3.2 Birken-Vorwälder (unter Einschluss weiterer Vorwaldtypen)

Charakteristik der Gesamtverbreitung der Hauptbaumarten

An die Vorwälder mit Gewöhnlicher Birke (*Betula pendula*) werden Bestände angeschlossen, in denen neben der Birke auch *Quercus robur*, *Carpinus betulus* und *Fagus sylvatica* auftraten. In einem Beispiel dominierte die Hainbuche (*Carpinus betulus*).

Betula pendula ist eine weit verbreitete Art, deren Verbreitungsgebiet von der submeridionalen bis zur borealen Florenzone reicht (Arealformel: sm-b c1-7 EUR-WSIB). Sie ist eine Art trockener bis feuchter Schlag- und Vorwaldgehölze, lichter Laub- und Nadelwälder sowie der Magerweiden und Heiden (JÄGER & WERNER 2005). Die Hainbuche (*Carpinus betulus*) ist eine europäische Art mit Verbreitungsschwerpunkt in Mitteleuropa (Arealformel: sm/mo-temp c2-4 EUR). *Carpinus betulus* ist eine Art feuchter bis mäßig trockener Laubmischwälder (JÄGER & WERNER 2005).

Verbreitung in Mecklenburg-Vorpommern

Betula pendula ist in Mecklenburg-Vorpommern in den Klassen Vaccinio-Piceetea, Quercetea robori-petraeae und in der Klasse Calluno-Ulicetea mit hoher Stetigkeit vertreten. *Carpinus betulus* ist eine Art mit Kennwert für die Klasse der Carpino-Fagetea. Sie kommt in Mecklenburg-Vorpommern außerdem mit vergleichsweise hoher Stetigkeit in der Klasse der Carpino-Fagetea vor (vgl. BERG et al. 2001 sowie Tab. 11 und 12).

Tab. 11: Stetigkeit von *Betula pendula* und *Carpinus betulus* in Gehölzvegetationsklassen trockener bis frischer Standorte Mecklenburg-Vorpommerns

	Rhamno-Prunetea	Vaccinio-Piceetea	Quercetea rob.-petraeae	Carpino-Fagetea
<i>Betula pendula</i>	1	25	21	5
<i>Carpinus betulus</i>	1	0	2	12

Quelle: BERG et al. 2001.

Tab. 12: Stetigkeit von *Betula pendula* und *Carpinus betulus* in ausgewählten Offenlandvegetationsklassen trockener bis frischer Standorte Mecklenburg-Vorpommerns

	Stellarietea	Calluno-Ulicetea	Koelerio-Coryneph.	Festuco-Brometea	Molinio-Arrhenath.	Trifolio-Geran. sanguinei	Artemisietea vulgaris
<i>Betula pendula</i>	0	23	1	1	1	7	2
<i>Carpinus betulus</i>	8	0

Quelle: BERG et al. 2001.



Abb. 5: Vermutlich durch spontane Sukzession auf einer ehemaligen Weidefläche entstandener Birken-Eichen-Vorwald. (Fläche 3, Bakenberg/Rügen)
Foto: B. Litterski, 10. März 2007.

Ausgewählte Referenzflächen

Als Referenzflächen wurden fünf Birken-Vorwälder (vgl. Tab. 1, Nr. 3, 7, 10, 16, 19) und ein Hainbuchen-Vorwald (Tab. 1, Nr. 9) ausgewählt. Die Fläche 3 ist durch ältere Exemplare von *Betula pendula* und *Quercus robur* (Abb. 5) gekennzeichnet und tendiert schon in Richtung Zwischenwald. Der Bestand grenzt an weitere Sukzessionsflächen und eine Feriensiedlung. Auffällig waren zudem ältere Exemplare von *Sambucus nigra* in der Fläche. Die Fläche 7 ist durch Birken-Vorwälder unterschiedlichen Alters gekennzeichnet. Erfasst wurde ein älterer Bestand von ca. zwölf Meter Höhe (Abb. 7). Jüngere angrenzende Sukzessionsstadien waren durch zwei bis drei Meter hohe Exemplare von *Betula pendula* oder kleinflächig auch durch einen reinen Jungwuchs von *Populus tremula* gekennzeichnet. Die Fläche befindet sich in Ortslage und grenzt an frisch umgebrochene Ackerbrachen, kleinere Ackerbrachen und Straßen. Der Bestand war sehr lückig und durch truppweises Wachstum der Birken gekennzeichnet.

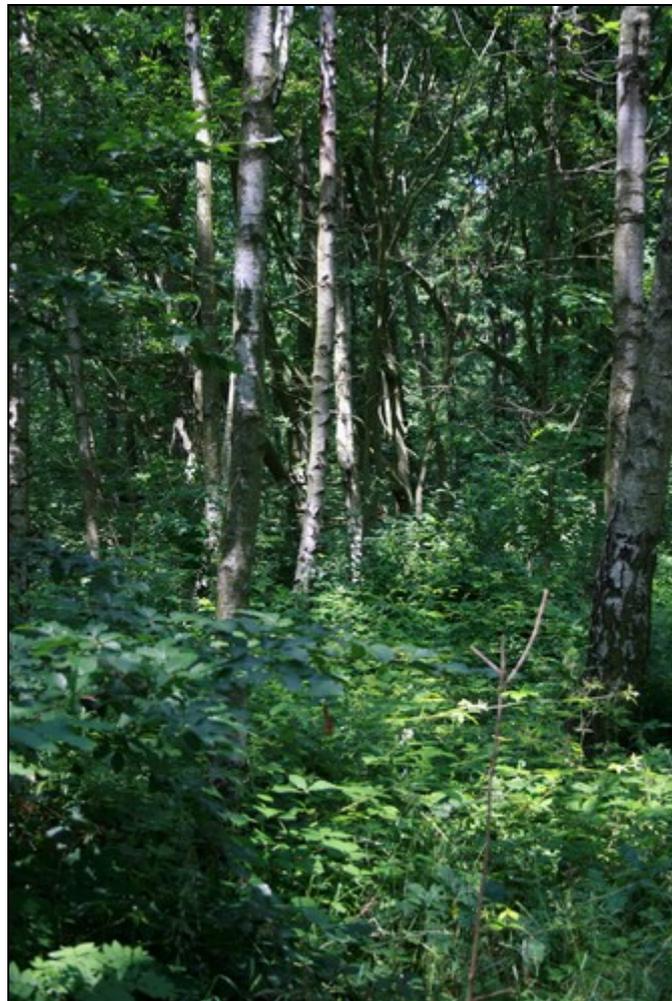


Abb. 6: Birken-Vorwald bei Benz mit reichlicher Verjüngung und Auftreten von Brombeer-Gebüsch (Fläche 16)
Foto: B. Litterski, 19. Juni 2007

Die ca. ein Hektar große, ehemals ackerbaulich genutzte Fläche 16 (Abb. 6) ist neben der Birke bestanden von 40 bis 50 Jahre alten Bäumen (*Pinus sylvestris*, *Quercus robur*, *Fraxinus excelsior* und *Acer pseudoplatanus*). Auffällig ist die ehemalige Waldgrenze mit weit ausladenden Eichen, unter denen sich keine Gehölze ansiedelten. Die Fläche grenzt an Laubmischwald, Grünland und eine Straße. Bei der ca. zwei Hektar großen Referenzfläche 19 handelt es sich um eine als Weidenheger genutzte Fläche, diese Nutzungsform wurde vor ca. 40 Jahren aufgegeben. Standortlich grenzt die Fläche auf einer Seite an Wald auf kräftig, mäßig frischen und zum Teil auch auf wechselfrischen Standort (K2 und WK2) und auf den übrigen drei Seiten an Ackerflächen. Als Referenzflächen wurden weiterhin zwei ca. 13 bis 14 m hohe Bestände in einem durch spontane Sukzession nach Aufgabe der Ackernutzung entstandenen Vorwaldgürtel (Tab. 1, Fläche 9, 10) auf der Insel Vilm (Großer Vilm) ausgewählt. Auf Fläche 10 traten ältere Exemplare von *Betula pendula* neben *Acer pseudoplatanus*, *Carpinus betulus* und *Fagus sylvatica* auf, während Fläche 9 durch Dominanz von *Carpinus betulus* geprägt war. Der Vorwaldgürtel (Abb. 8) grenzt an einen Buchenwald und Sukzessionsflächen auf Grünland.



Abb. 7: Durch spontane Sukzession auf einer aufgelassenen Ackerfläche entstandener Birken-Vorwald (Fläche 7, Tilzow/Rügen)
Foto: A. Küstner, 2. Mai 2007.

Vegetationskundliche Analyse der untersuchten Birken-Vorwälder

Die fünf untersuchten Birken-Vorwälder (Anhang A 2, Tab. 13) traten auf sandigem, schluffigem und lehmigem Sand sowie auf sandigem Lehm auf, damit weisen Birken-Vorwälder eine recht weite standörtliche Amplitude auf. Die im Oberboden ermittelten pH-Werte reichen von 3,8 (sandiger Sand) bis 4,5 (sandiger Lehm). Die Birke ist in der Lage, auch etwas anspruchsvollere

Standorte zu besiedeln, als die Kiefer. Die Hainbuche dominierte in einem Bestand auf lehmigem Sand.



Abb. 8: Vorwaldgürtel mit *Carpinus betulus* und älteren Exemplaren von *Betula pendula* auf der Insel Vilm (Fläche 7), angrenzend der Buchenwald
Foto: A. Küstner, 15. Mai 2007.

Von den Arten der Blaubeer-Formengruppe treten in den Birken-Vorwäldern insgesamt drei Gefäßpflanzen (*Avenella flexuosa*, *Lonicera periclymenum*, *Melampyrum pratense*) auf, Moose fehlen. Arten der Blaubeer-Formengruppe treten lediglich im Beispiel 16 noch stärker in Erscheinung. Von den Arten der Sauerklee-Formengruppe treten in den Birken-Vorwäldern insgesamt vierzehn Gefäßpflanzen und zwei Moose in den Aufnahmen auf, höhere Deckungswerte erreichen *Dryopteris filix-mas* und *Arrhenatherum elatius* (Nr. 16), *Holcus lanatus* und *Calamagrostis epigejos* (Nr. 7) sowie *Oxalis acetosella* (Nr. 3 und 19). Die beiden Moose traten nur in je einer Aufnahme auf (Tab. 13). Zu den elf, auftretenden Gefäßpflanzen der Riesenschwingel-Formengruppe gehören in den Birken-Vorwäldern beispielsweise *Galium aparine*, *Geum urbanum*, *Urtica dioica*, *Circaea lutetiana* und *Galium odoratum*. Diese können zum Teil, insbesondere in den Aufnahmen 3 und 19, auch höhere Deckungswerte erreichen. Die Lungenkraut-Formengruppe ist in den Birken-Vorwäldern durch insgesamt fünf Gefäßpflanzen vertreten, wobei lediglich *Ranunculus ficaria* und *Veronica hederifolia*, insbesondere in Aufnahme 10, höhere Deckungswerte erreichen. Zu dieser anspruchsvollen Formengruppe gehören darüber hinaus die mit geringer Deckung auftretenden Arten *Angelica sylvestris*, *Rumex sanguineus* und *Sanicula europaea* in der Aufnahme 19.

Die Birken-Vorwälder sind in Tab. 13 nach zunehmender Nährkraft angeordnet und können den Vegetationsformen Sauerklee- (7, 16), Riesenschwingel- (3, 19) und Lungenkraut- (10) Birken-Vorwald zugeordnet werden. Der Hainbuchen-Vorwald ist nur durch das Auftreten weniger Ar-

ten in der Krautschicht gekennzeichnet, er kann als Sauerklee-Hainbuchen-Vorwald bezeichnet werden.

Auf den Standorten 10 und 16 wurde die Ackernutzung bereits 1960 aufgegeben, für die Ausprägung der auftretenden Unterschiede ist wohl im Wesentlichen die Bodenart mit verantwortlich. Der Sauerklee-Birken-Vorwald (Nr. 16) ist, wie der auch nach Aufgabe der Ackernutzung sich in jüngerer Zeit entwickelnde Bestand auf Fläche 7, auf schluffigem Sand ausgebildet. Der Lungenkraut-Birken-Vorwald (Nr. 10) tritt hingegen auf Substrat mit lehmigem Anteil auf und weist neben *Betula pendula* weitere Baumarten in der Baumschicht auf (vgl. Tab. 4). Die Fläche 19 wurde bis 1965 als Weidenheger genutzt, der Riesenschwingel-Birken-Vorwald entwickelte sich im Anschluss daran auf der durch die Bodenart sandiger Lehm gekennzeichneten Fläche durch spontane Sukzession. Über die Fläche 3 ist uns wenig bekannt, es handelt sich um einen älteren Vorwald mit Birke und Eiche, was möglicherweise das Auftreten der Riesenschwingel-Formengruppe erklärt.

Im Sauerklee-Hainbuchen-Vorwald (Nr. 9) ist *Betula pendula* an der Bildung der Baumschicht beteiligt, in der Krautschicht treten Jungpflanzen von *Acer pseudo-platanus*, *Carpinus betulus* und *Fagus sylvatica* auf. Betrachtet man die Verjüngung in den einzelnen Birken-Vorwäldern, so fällt auf, dass sich in dem älteren Bestand des Sauerklee-Birken-Vorwaldes (Nr. 16) bereits eine artenreiche zweite Baumschicht mit etwa gleichen Anteilen von *Acer pseudo-platanus*, *Fagus sylvatica*, *Fraxinus excelsior* und *Quercus robur* ausgebildet ist, während sich auf Fläche 7 eine Verjüngung von insbesondere *Acer pseudo-platanus* erst in der Krautschicht zeigt (Tab. 14). Das Auftreten von mehreren Arten der mesophilen Laubmischwälder (z. B. *Carpinus betulus*, *Fraxinus excelsior*, *Fagus sylvatica*) in der zweiten Baumschicht oder Strauchschicht kennzeichnet die Verjüngung in dem auf sandigem Lehm auftretenden Riesenschwingel-Birken-Vorwald (19). Im Lungenkraut-Birken-Vorwald (Nr. 10) sind Arten wie *Carpinus betulus*, *Fagus sylvatica* und *Acer pseudo-platanus* bereits in der einer Baumschicht mit *Betula pendula* vorhanden (Tab. 14). Insgesamt ist in den meisten der Birken-Vorwälder eine sehr rasche Entwicklung von Arten der mesophilen Laubmischwälder und gute Verjüngung zu konstatieren, die lediglich auf jüngeren Standorten (Nr. 7) oder sehr sandigen Standorten (Fläche 3) nicht oder noch nicht zu beobachten ist. *Acer pseudo-platanus* tritt in der Krautschicht des jüngsten Bestands (Nr. 7) mit der höchsten Deckung auf.

Tab. 13: Vegetationsformen, ausgewählte Standortsmerkmale und Arten der Birken-Vorwälder

Vegetationform	Birken-Vorwälder						Stetigkeit	Formengruppe	Zeigerwerte	
	Sauerklee-Hainbuchen-Vorwald	Sauerklee-Birken-Vorwald	Sauerklee-Birken-Vorwald	Riesenschwingel-Birken-Vorwald	Riesenschwingel-Birken-Vorwald	Lungenkraut-Birken-Vorwald			R	N
Aufnahmenummer	9	16	7	3	19	10				
pH-Wert	4,0	4,3	4,4	3,8	4,5	4,0				
Bodenart	Sl	Su	Su	Ss	Ls	Sl				
Nährkraft-, Feuchtestufe		K2		M2	K2					
<i>Lonicera periclymenum</i>	-	1	-	+	+	-	50	Blaubeer-FG	3	4
<i>Avenella flexuosa</i>	-	1	-	-	-	-	17	Blaubeer-FG	2	3
<i>Melampyrum pratense</i>	-	1	-	-	-	-	17	Blaubeer-FG	3	2
<i>Rubus idaeus</i> (S)	-	-	-	-	+	-	17	Sauerklee-FG	x	6
<i>Dactylis glomerata</i>	-	1	-	+	+	-	50	Sauerklee-FG	x	6
<i>Poa pratensis</i>	-	-	+	-	+	-	33	Sauerklee-FG	x	6
<i>Dryopteris filix-mas</i>	-	2a	-	-	1	-	33	Sauerklee-FG	5	6
<i>Holcus lanatus</i>	-	-	2m	-	-	-	17	Sauerklee-FG	x	5
<i>Arrhenatherum elatius</i>	-	2b	-	-	-	-	17	Sauerklee-FG	7	7
<i>Calamagrostis epigejos</i>	-	-	3	-	-	-	17	Sauerklee-FG	x	6
<i>Fragaria vesca</i>	-	+	-	-	+	-	33	Sauerklee-FG	x	6
<i>Moehringia trinerva</i>	-	+	-	-	-	-	17	Sauerklee-FG	6	7
<i>Oxalis acetosella</i>	-	+	-	1	2a	r	67	Sauerklee-FG	4	6
<i>Anemone nemorosa</i>	+	-	-	-	-	r	33	Sauerklee-FG	x	x
<i>Milium effusum</i>	-	-	-	-	+	-	17	Sauerklee-FG	5	5
<i>Achillea millefolium</i>	-	r	-	-	-	-	17	Sauerklee-FG	x	5
<i>Epilobium angustifolium</i>	-	-	r	-	-	-	17	Sauerklee-FG	5	8
<i>Atrichum undulatum</i>	+	-	-	-	-	2m	33	Sauerklee-FG	4	
<i>Plagiomnium affine</i>	-	2m	-	-	-	-	17	Sauerklee-FG	5	
<i>Galium aparine</i>	-	1	+	2a	-	+	67	Riesenschwingel-FG	6	8
<i>Geum urbanum</i>	-	1	+	2b	+	-	67	Riesenschwingel-FG	x	7
<i>Urtica dioica</i>	-	-	r	+	2a	-	50	Riesenschwingel-FG	7	9
<i>Geranium robertianum</i>	-	1	-	-	-	-	17	Riesenschwingel-FG	x	7
<i>Impatiens noli-tangere</i>	-	+	-	-	-	-	17	Riesenschwingel-FG	7	6
<i>Polygonatum multifl.</i>	-	+	-	-	-	-	17	Riesenschwingel-FG	6	5
<i>Lapsana communis</i>	-	-	-	-	+	-	17	Riesenschwingel-FG	x	7
<i>Circaea lutetiana</i>	-	-	-	-	2a	-	17	Riesenschwingel-FG	7	7
<i>Carex sylvatica</i>	-	-	-	-	+	-	17	Riesenschwingel-FG	6	5
<i>Festuca gigantea</i>	-	-	-	-	1	-	17	Riesenschwingel-FG	6	6
<i>Galium odoratum</i>	-	-	-	-	2a	-	17	Riesenschwingel-FG	6	5
<i>Melica uniflora</i>	r	-	-	-	-	-	17	Riesenschwingel-FG	6	6
<i>Ranunculus ficaria</i>	-	-	+	-	-	1	33	Lungenkraut-FG	7	7
<i>Veronica hederifolia</i>	-	-	-	1	-	2a	33	Lungenkraut-FG	7	7
<i>Angelica sylvestris</i>	-	-	-	-	+	-	17	Lungenkraut-FG ¹	7	3
<i>Rumex sanguineus</i>	-	-	-	-	+	-	17	Lungenkraut-FG	7	7
<i>Sanicula europaea</i>	-	-	-	-	+	-	17	Lungenkraut-FG	8	6

Riesenschwingel-Lungenkraut-Formengruppe

Tab. 14: Verjüngung in den Birken-Vorwäldern

		Birken-Vorwälder						
	Aufnahmenummer	9	16	7	3	19	10	
	Höhe in m	13-14	30	12	16-20	17	13-14	
	Deckung 1. Baumschicht in %	95	50	50	15	40	95	Stetigkeit
	Deckung 2. Baumschicht in %	-	7	-	-	10	-	
	Deckung Strauchschicht in %	0	10	<1	10	8	<1	
	Deckung Krautschicht in %	1	95	60	30	80	15	
	Deckung Moosschicht in %	5	1	<1	<1	40	10	
B1:	<i>Betula pendula</i>	1	3	3	2a	3	3	
	<i>Quercus robur</i>	-	-	-	1	-	-	17
	<i>Populus tremula</i>	-	-	-	+	-	-	17
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	-	-	-	-	-	1	17
	<i>Carpinus betulus</i>	5	-	-	-	-	2a	33
	<i>Fagus sylvatica</i>	-	-	-	-	-	2a	17
B2:	<i>Fraxinus excelsior</i>	-	1	-	-	2a	-	33
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	-	1	-	-	-	-	17
	<i>Carpinus betulus</i>	-	-	-	-	2a	-	17
	<i>Fagus sylvatica</i>	-	1	-	-	-	-	17
	<i>Quercus robur</i>	-	1	-	-	-	-	17
S:	<i>Acer pseudoplatanus</i>	-	+	+	-	-	-	33
	<i>Fraxinus excelsior</i>	-	+	-	-	-	-	17
	<i>Acer campestre</i>	-	+	-	-	-	-	17
	<i>Carpinus betulus</i>	-	-	-	-	+	-	17
	<i>Fagus sylvatica</i>	-	-	-	-	r	+	33
K:	<i>Quercus robur</i>	-	1	-	-	+	-	33
	<i>Fraxinus excelsior</i>	-	+	-	-	+	-	33
	<i>Fagus sylvatica</i>	+	-	-	-	-	r	33
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	+	+	2a	-	+	1	83
	<i>Betula pendula</i>	-	-	+	-	-	-	17
	<i>Carpinus betulus</i>	+	-	-	-	-	+	33
	<i>Sorbus aucuparia</i>	-	r	-	-	r	-	33
	<i>Cerasus avium</i>	-	-	+	-	-	-	17
	<i>Corylus avellana</i>	-	-	-	-	+	-	17

Auswertung vorhandener Literaturstudien

Betula pendula wird sehr oft als Pionierbaumart auf Brachflächen beschrieben (HARD 1975, SCHMIDT 1981, FABER 1982, MÜLLER & ROSENTHAL 1998, LEDER 2001, WERSENGER et al. 2004 u. a.). Sie hat vor allem auf offenem Boden, bei fehlender Sommertrockenheit und mäßigen Nährstoffbedingungen sehr gute Ausgangsbedingungen (SCHMIDT 1981, 1998). Begünstigend wirken sich Störstellen aus (LEUSCHNER 1994). In den in Nordrhein-Westfalen von LEDER (2002) durchgeführten Untersuchungen lag der Schwerpunkt des Vorkommens der Birken auf grundfeuchten Niederungssanden. Es werden reine Birkenbestände, Birken-Vogelbeere- und Birken-Faulbeerbestände unterschieden (LEDER 2002). Bei Untersuchungen in der Tschechischen Republik wurde ebenfalls festgestellt, dass *Betula pendula* die häufigste Baumart bei Sukzessionen ist, *Sambucus nigra* und *Pinus sylvestris* folgen (PRACH et al. 2001). FABER (1982) erfasste 13 Birkenreinbestände waldbaulich-ertragskundlich. WITTEK & KUGLER (2006) erfassten einen ca. 60 Jahre alten Birken-Sukzessionsbestand auf einem K2-Standort mit der Humusform Mull.

LEUSCHNER (1994) untersuchte die Birkenverjüngung in der Lüneburger Heide in neun Birken-Eichenwäldern (*Betulo-Quercetum*). Er postuliert, dass Birken-Eichenwald-Gesellschaften auf

trockenen Böden (*Betulo-Quercetum roboris*) im vormittelalterlichen Wald nur kurzlebige Pionierwälder waren. PETERS (1992, zitiert in LEUSCHNER 1997) nimmt an, dass die relative Häufigkeit von Eichen gegenüber Buchen im Schlusswald zunimmt, wenn die Frequenz natürlicher großflächiger Störungen steigt, zum Beispiel durch Sturmgefährdung in Küstennähe. Auf ehemaligen Ackerterrassen im mittleren Thüringer Wald weisen WULF & HELLMANN (1999) einen *Betula pendula*-Dominanzbestand nach. Auf einer jüngeren Sturmwurflläche und älteren Kahlschlagflächen in Baden-Württemberg trat *Betula pendula* als dominierende Baumart auf (SCHÖLCH 1998). Birken-Zitterpappel-Vorwälder (*Hieracio piloselloidis-Betuletum pendulae*) sind in ehemaligen Tagebauen und Kippen der Bergbaufolgelandschaft weit verbreitet (KLEINKNECHT 2001, 2002). KLEINKNECHT (2001, 2002) unterscheiden verschiedene Varianten auf sandigen bis lehmig-tonigen, basenarmen bis etwas basenreichen Standorten. Ein *Betula*-Vorwaldstadium beschreibt DIERSCHKE (1988), es entwickelte sich auf einer infolge eines Straßenbaus entstandenen Kahlschlagfläche in einem Buchenwald östlich von Göttingen. Die untersuchte Dauerfläche befand sich auf einem Pseudogley. Die innerhalb weniger Jahrzehnte erfolgte Entwicklung eines Birken-Pappel-Vorwaldes im FND Hühnerberg (Lewitz, Mecklenburg) beschreiben BERG & KINTZEL (1999). Die Sukzession verläuft insbesondere in feuchteren Bereichen (z. B. Borstgras-Rasen) sehr rasch und verlangsamt sich bei zunehmender Trockenheit. Dominantes Gehölz ist *Betula pendula*, es treten weiterhin z. B. *Sambucus nigra*, *Anthriscus sylvestris*, *Deschampsia cespitosa* und *Poa pratensis* auf. In der Waldbiotopkartierung Thüringens wurden 9.617 Birken-Pionierwälder auf insgesamt 8.588 ha ausgewiesen (HENKEL et al. 2008) und stellen damit ca zweidrittel aller in Thüringen erfassten Sukzessionswälder dar.

Die Eiche ist als Pionierbaumart großer Freiflächen im Höhenpleistozän, vor allem in ozeanischen Gebieten bekannt (vgl. NIELSEN et al. 1987 für jütländische Heiden, BREHM 1985 für Schleswig-Holstein, zitiert in LEUSCHNER 1994). Auf offenen, nährstoffärmsten Sandrohböden kann sie sehr schnell aufkommen (MÜLLER & ROSENTHAL 1998). In Hessen wurden Eichenmischbestände untersucht (FABER 1982). Die Entwicklung eines dichten Stangenholzes mit *Quercus robur*, *Q. petraea*, *Betula pendula*, *Fraxinus excelsior*, *Acer pseudoplatanus* schildert SCHREIBER (1993) von Sukzessionsparzellen in Baden-Württemberg. Eine detaillierte Zusammenfassung und Diskussion der Verjüngung von *Quercus robur* und *Quercus petraea* liefert die Studie von REIF & GÄRTNER (2007). Auf älteren, natürlich wiederbewaldeten Kahlschlagflächen bei Pforzheim und bei Herrenburg in Baden-Württemberg trat die Hain-Buche, auf einer Fläche bei Überlingen die Buche als dominierende Baumart auf (SCHÖLCH 1998).

2.3.3 Ahorn-Vorwälder

Charakteristik der Gesamtverbreitung der Hauptbaumarten

Spitz-Ahorn (*Acer platanoides*) und Berg-Ahorn (*Acer pseudoplatanus*) sind Baumarten mit Schwerpunkt in subozeanischen Gebieten des temperaten Europas (Arealformel: *Acer platanoides*: sm/mo-temp c2-5 EUR, *Acer pseudoplatanus*: sm/mo-temp c2-4 EUR, Neophyt: c1, JÄGER & WERNER 2005). *Acer platanoides* ist eine Art der planaren bis submontanen, frischen bis mäßig feuchten Laubmischwälder, städtischer und stadtnaher Brachen, Vorwälder und Forste. *Acer pseudoplatanus* ist eine Art planarer bis hochmontaner, sickerfrischer bis feuchter, lehmiger bis schuttreicher Laubmischwälder. Beide Arten gelten als nährstoffanspruchsvoll (JÄGER & WERNER 2005). *Acer pseudoplatanus* wird von HÄRDTLE et al. (2004) als Pionierbaum- oder Zwischenholzbaumart basenreicher Standorte bezeichnet.

Verbreitung in Mecklenburg-Vorpommern

Acer platanoides und *Acer pseudoplatanus* sind in Mecklenburg-Vorpommern als Arten mit Kennwert in die Klasse Carpino-Fagetea und Ordnung Aceretalia pseudoplatani eingeordnet (vgl. BERG et al. 2001 sowie Tab. 15). Eine Analyse der Vegetationsdatenbank Mecklenburg-Vorpommerns ergab, dass sich der Spitz-Ahorn (*Acer platanoides*) mit höherer Deckung (>10 %) vorwiegend in Hangwäldern, z. B. im Cynancho- oder Carici-Fagetum findet. In der Offenlandvegetation sind Spitz-Ahorn und Berg-Ahorn nur mit geringer Stetigkeit vertreten (Tab. 16).

Tab. 15: Stetigkeit von *Acer platanoides* in Gehölzvegetationsklassen trockener bis frischer Standorte Mecklenburg-Vorpommerns

	Rhamno-Prunetea	Vaccinio-Piceetea	Quercetea rob.-petraeae	Carpino-Fagetea
<i>Acer platanoides</i>	8	0	0	30
<i>Acer pseudoplatanus</i>	7	4	7	44

Quelle: BERG et al. 2001.

Tab. 16: Stetigkeit von *Acer platanoides* in ausgewählten Offenlandvegetationsklassen trockener bis frischer Standorte Mecklenburg-Vorpommerns

	Stellarietea	Calluno-Ulicetea	Koelerio-Coryneph.	Festuco-Brometea	Molinio-Arrhenath.	Trifolio-Geran. sanguinei	Artemisietea vulgaris
<i>A. platanoides</i>	1	.	0	1	0	1	3
<i>A. pseudoplat.</i>	0	0	1	1	0	4	3

Quelle: BERG et al. 2001.

Ausgewählte Referenzflächen

Mit Fläche 1 (vgl. Tab. 1) wurde ein kleiner Bestand in einer Senke hinter einer Graudüne ausgewählt, der in der Baumschicht überwiegend von *Acer platanoides* aufgebaut wird (Abb. 9). Eventuell handelt es sich hier um eine primäre Sukzession. Die anderen drei Referenzflächen (Tab. 1, Flächen 11, 18, 20) wiesen Berg-Ahorn-Vorwälder auf, die sich nach Auflassung ehemaliger Ackerflächen entwickelten. Es wurde ein älteres Vorwaldstadium mit dominierendem Berg-Ahorn (*Acer pseudoplatanus*), das von KULB (2006) von der Insel Vilm kurz beschrieben wurde, untersucht (Fläche 11). Es handelt sich um einen Standort, der bis ca. 1960 als Acker genutzt wurde. Fläche 18 weist einen ca. 13 m hohen Berg-Ahorn-Bestand auf, der an Acker, Laubwald und Straße grenzt. Die Ackernutzung wurde ca. 1970 aufgegeben. Die Referenzfläche 20 wurde bis 1985/1986 noch als Acker bewirtschaftet. Derzeit stockt ein gut gewachsener Wald mit Dominanz von Berg-Ahorn auf der Fläche. Dieser Berg-Ahorn-Vorwald grenzt an eine Ackerfläche und Laubmischwald, in dem auch ältere Exemplare von *Acer pseudoplatanus* auftreten. Umliegende Wälder befinden sich auf R2-Standorten. Die auftretenden Eschen weisen Wildschäden auf, während der Berg-Ahorn davon nicht betroffen ist.



Abb. 9: Vorwald mit Spitz-Ahorn (Fläche 1, Drewoldke). Daneben befindet sich ein durch spontane Sukzession entstandener Kiefernbestand.
Foto: B. Litterski, 10. März 2007.

Vegetationskundliche Analyse der untersuchten Ahorn-Vorwälder

Im durch *Acer platanoides* geprägten Vorwald (Nr. 1) auf sandigem Sand wurde im Oberboden ein pH-Wert von 5,6 ermittelt. Die drei durch *Acer pseudoplatanus* geprägten Vorwälder (Anhang A 2, Tab. 17) waren auf schluffigem Sand (Nr. 18), lehmigem Sand (Nr. 11) beziehungsweise sandigem Lehm (Nr. 20) bei pH-Werten (Oberboden) von 4,0 bis 4,4 ausgebildet.

Im *Acer platanoides*-Vorwald treten zwei Arten der Blaubeer- und vier Arten der Sauerklee-Formengruppe auf, er ist zudem durch ein Moos (*Dicranum scoparium*) aus der Flechten-Formengruppe gekennzeichnet. In den *Acer pseudoplatanus*-Beständen wurden insgesamt sechs Gefäßpflanzen und zwei Moose der Sauerklee-Formengruppe, neun Arten der Riesenschwingel-Formengruppe und drei Arten der Lungenkraut-Formengruppe nachgewiesen. Höhere Deckungen erreichen von den Gefäßpflanzen der Sauerklee-Formengruppe *Stellaria holostea*, *Oxalis acetosella*, *Dryopteris filix-mas* in der Aufnahme mit der Nr. 20. Von den Arten der Riesenschwingel-Formengruppe weisen *Geum urbanum*, *Impatiens noli-tangere*, *Geranium robertianum* und *Galeobdolon luteum* höhere Deckungen auf (Tab. 17).



Abb. 10: Älteres Vorwald-Stadium mit Berg-Ahorn auf der Insel Vilm (Fläche 11).
Strauch-, Kraut- und Moosschicht sind nur spärlich entwickelt
 Foto: A. Küstner, 15. Mai 2007.

Der *Acer platanoides*-Bestand weist sowohl Arten der Blaubeer- als auch der Sauerklee-Formengruppe mit höheren Deckungen auf und kann als Sauerklee-Blaubeer-Spitzahorn-Vorwald charakterisiert werden. Alle drei Aufnahmen mit *Acer pseudoplatanus* lassen sich aufgrund der Artenkombination als Riesenschwingel-Bergahorn-Vorwald bezeichnen. Der sich nach Aufgabe der Ackernutzung ab 1986 rasch entwickelnde Bestand auf sandigem Lehm (Nr. 20) ist in allen drei Formengruppen durch die höchste Zahl auftretender Arten gekennzeichnet, während die Bestände sowohl auf lehmigem als auch schluffigem Sand deutlich artenärmer sind. Dies ist möglicherweise auf die Unterschiede in der Bodenart oder in jüngerer Zeit verbesserte Bedingungen für *Acer pseudoplatanus* zurückzuführen. Auf Fläche 11 lässt die dichte Baumkrone kaum Unterwuchs zu, lediglich an lichterem Stellen treten einige Arten in der Krautschicht auf (Abb. 10).

Im Sauerklee-Blaubeer-Spitzahorn-Vorwald (Nr. 1) ist *Acer pseudoplatanus* an der Bildung der Baumschicht beteiligt. Sehr selten treten zudem *Pinus sylvestris* und *Quercus robur* in der Baumschicht dieses Bestandes auf. Die Strauchschicht wird durch das Auftreten von *Acer pseudoplatanus* geprägt (Tab. 18).

Während in den ebenfalls auf reicheren Standorten auftretenden Birken-Vorwäldern zum Teil eine zweite Baum- und/oder Strauchschicht entwickelt war, fehlen weitere Gehölzschichten in den Riesenschwingel-Berg-Ahorn-Vorwäldern weitestgehend. Dies hängt möglicherweise mit der unterschiedlichen Lichtsituation in den Vorwäldern zusammen. Zum Teil, insbesondere im jüngsten Bestand auf sandigem Lehm (Nr. 20) sind aber Baumarten wie *Carpinus betulus*, *Fraxinus excelsior*, *Ulmus glabra* am Aufbau der ersten Baumschicht beteiligt. In der Kraut-

schicht verjüngt sich insbesondere *Acer pseudoplatanus*, seltener treten *Acer platanoides*, *Carpinus betulus*, *Fagus sylvatica*, *Fraxinus excelsior*, *Quercus robur* und *Ulmus glabra* auf (vgl. Tab. 18).

Tab. 17: Vegetationsformen, ausgewählte Standortmerkmale und Arten der Ahorn-Vorwälder

Vegetationform	Ahorn-Vorwälder				Stetigkeit	Formengruppe	Zeigerwerte	
	Sauerklee-Blaubeer-Spitz-Ahorn-Vorwald	Riesenschwingel-Berg-Ahorn-Vorwald	Riesenschwingel-Berg-Ahorn-Vorwald	Riesenschwingel-Berg-Ahorn-Vorwald			R	N
Aufnahmenummer	1	11	18	20				
pH-Wert	5,6	4,4	4,3	4,0				
Bodenart	Ss	Sl	Su	Ls				
Nährkraft-, Feuchtestufe	Z2		K2	R2				
<i>Dicranum scoparium</i>	2m	-	-	-	25	Flechten-FG	4	
<i>Lonicera periclymenum</i>	r	-	-	-	25	Blaubeer-FG	3	4
<i>Avenella flexuosa</i>	2a	-	-	-	25	Blaubeer-FG	2	3
<i>Calamagrostis epigejos</i>	1	-	-	-	25	Sauerklee-FG	x	6
<i>Polypodium vulgare</i>	2a	-	-	-	25	Sauerklee-FG	2	2
<i>Poa nemoralis</i>	1	-	-	-	25	Sauerklee-FG	5	4
<i>Poa pratensis</i>	-	-	+	+	50	Sauerklee-FG	x	6
<i>Dryopteris filix-mas</i>	-	+	-	1	50	Sauerklee-FG	5	6
<i>Oxalis acetosella</i>	-	-	-	2m	25	Sauerklee-FG	4	6
<i>Anemone nemorosa</i>	-	-	+	-	25	Sauerklee-FG	x	X
<i>Milium effusum</i>	-	+	-	+	50	Sauerklee-FG	5	5
<i>Stellaria holostea</i>	-	-	-	2a	25	Sauerklee-FG	6	5
<i>Atrichum undulatum</i>	-	2m	+	-	50	Sauerklee-FG	4	
<i>Plagiomnium affine</i>	2m	-	-	1	50	Sauerklee-FG	5	
<i>Galium aparine</i>	+	+	+	-	75	Riesenschwingel-FG	6	8
<i>Geum urbanum</i>	-	+	2b	2b	75	Riesenschwingel-FG	x	7
<i>Urtica dioica</i>	-	-	r	+	50	Riesenschwingel-FG	7	9
<i>Geranium robertianum</i>	-	+	1	+	75	Riesenschwingel-FG	x	7
<i>Impatiens noli-tangere</i>	-	-	3	2a	50	Riesenschwingel-FG	7	6
<i>Circaea lutetiana</i>	-	-	-	+	25	Riesenschwingel-FG	7	7
<i>Carex sylvatica</i>	-	-	-	+	25	Riesenschwingel-FG	6	5
<i>Galeobdolon luteum</i>	-	-	-	2b	25	Riesenschwingel-FG	7	5
<i>Stachys sylvatica</i>	-	-	-	r	25	Riesenschwingel-FG	7	7
<i>Adoxa moschatellina</i>	-	-	+	+	50	Lungenkraut-FG	7	8
<i>Veronica hederifolia</i>	+	-	-	-	25	Lungenkraut-FG	7	7
<i>Deschampsia cespitosa</i>	-	-	-	+	25	Lungenkraut-FG	x	3
<i>Aegopodium podagraria</i>	-	-	-	+	25	Lungenkraut-FG	7	8

Tab. 18: Baumschichten und Verjüngung in den Ahorn-Vorwäldern

		Ahorn-Vorwälder					
	Aufnahmenummer	1	11	18	20		
	Höhe in m	7-8	17-18	13,5	17		
	Deckung 1. Baumschicht in %	10	75	70	80	Steigigkeit	
	Deckung 2. Baumschicht in %	-	-	-	-		
	Deckung Strauchschicht in %	20	<1	<1	<1		
	Deckung Krautschicht in %	70	7	70	80		
	Deckung Mooschicht in %	5	10	<1	10		
B1:	<i>Acer pseudoplatanus</i>	1	4	4	4		100
	<i>Acer platanoides</i>	2m	-	-	-		25
	<i>Carpinus betulus</i>	-	1	-	1	50	
	<i>Fraxinus excelsior</i>	-	-	-	1	25	
	<i>Ulmus glabra</i>	-	-	-	1	25	
	<i>Pinus sylvestris</i>	r	-	-	-	25	
	<i>Quercus robur</i>	r	-	-	-	25	
S:	<i>Acer pseudoplatanus</i>	1	-	-	-	25	
	<i>Carpinus betulus</i>	-	r	-	-	25	
K:	<i>Acer pseudoplatanus</i>	-	2a	1	1	75	
	<i>Acer platanoides</i>	1	-	-	+	50	
	<i>Quercus robur</i>	-	-	+	r	50	
	<i>Fraxinus excelsior</i>	-	-	r	+	50	
	<i>Fagus sylvatica</i>	-	r	r	-	50	
	<i>Carpinus betulus</i>	-	r	-	+	50	
	<i>Ulmus glabra</i>	-	-	-	1	25	

Auswertung vorhandener Literaturstudien

Auf einer Versuchsfläche in Göttingen sind *Acer platanoides* und *Acer pseudoplatanus* schon in der ersten Vegetationsperiode mit Keimlingen vertreten (SCHMIDT 1981). Der Berg-Ahorn ist auf basenreichen Äckern oft, meist aber mit geringer Flächendeckung vertreten (WOLF 1980). *Acer platanoides* und *Acer pseudoplatanus* können bestandsbildend auf Trümmerflächen Berlins auftreten (KÖHLER & SUKOPP 1963). Auf Ruderalflächen, schattigen, frischen Trümmer-Plätzen der Berliner Innenstadt, werden *Sambucus nigra*-*Acer negundo*-Gehölze beschrieben, in denen auch *Acer platanoides* und *Robinia pseudoacacia* als Gehölze auftreten (KÖHLER & SUKOPP 1963).

Auf ehemaligen Ackerterrassen im mittleren Thüringer Wald weisen WULF & HELLMANN (1999) eine *Acer pseudoplatanus*-Pionierwaldgesellschaft nach, in deren Baumschicht auch *Betula pendula*, *Fraxinus excelsior*, *Prunus avium* und *Fagus sylvatica* auftreten. Diese Gesellschaft ist mit fünf Aufnahmen die häufigste Vorwald-Gesellschaft in der Untersuchung. Auf einer jüngeren Sturmwurflläche in Baden-Württemberg trat Berg-Ahorn als dominierende Baumart auf (SCHÖLCH 1998). In der Waldbiotopkartierung Thüringens wurden 1.067 Eschen- und / oder Ahorn-Pionierwälder auf insgesamt 1.402 ha ausgewiesen (HENKEL et al. 2008).

2.3.4 Eschen-Vorwälder

Charakteristik der Gesamtverbreitung der Hauptbaumart

Die Gemeine Esche (*Fraxinus excelsior*) ist von der submeridionalen Zone, in der sie montan auftritt, bis zur temperaten Florenzone in Europa verbreitet. Sie kommt in ozeanischen und suboceanischen Gebieten vor (Arealformel: sm/mo-temp c1-5 EUR, JÄGER & WERNER 2005). *Fraxi-*

Fraxinus excelsior ist in Deutschland eine Art der frischen bis feuchten Laubmischwälder, sie tritt auch in Auenwäldern und trockenen Hangwäldern auf (JÄGER & WERNER 2005). Sie wird von HÄRDTE et al. (2004) als Pionierbaumart basenreicher Standorte bezeichnet.

Verbreitung in Mecklenburg-Vorpommern

Fraxinus excelsior ist eine sehr häufige Baumart, sie gilt in Mecklenburg-Vorpommern als Art mit Kennwert für die Klasse der Carpino-Fagetea (BERG et al. 2001). Die Stetigkeit der Art in ausgewählten Klassen der Offenlandvegetation und in den Klassen der Gehölzvegetation ist in Tab. 19 und 20 dargestellt.

Tab. 19: Stetigkeit von *Fraxinus excelsior* in Gehölzvegetationsklassen trockener bis frischer Standorte Mecklenburg-Vorpommerns

Rhamno-Prunetea	Vaccinio-Piceetea	Quercetea rob.-petraeae	Carpino-Fagetea
6	.	6	47

Quelle: BERG et al. 2001.

Tab. 20: Stetigkeit von *Fraxinus excelsior* in ausgewählten Offenlandvegetationsklassen trockener bis frischer Standorte Mecklenburg-Vorpommerns

Stellarietea	Calluno-Ulicetea	Koelerio-Coryneph.	Festuco-Brometea	Molinio-Arrhenath.	Trifolio-Geran. sanguinei	Artemisietea vulgaris
18	.	0	3	0	5	5

Quelle: BERG et al. 2001.

Ausgewählte Referenzflächen

Die drei ausgewählten Referenzflächen liegen im unmittelbaren Küstenbereich. *Fraxinus excelsior* bildet aber auch in anderen Gebieten Mecklenburg-Vorpommerns, z. B. im Naturpark Mecklenburgische Schweiz und Kummerower See, Bestände auf aufgelassenem Grünland (W. Wiehle, mdl.). Bei den erfassten Flächen handelt es sich um Bestände, die in der Regel fast ausschließlich stangenholzartig aus Gemeiner Esche aufgebaut sind (Abb. 11). Im NSG Nordufer Wittow mit Hohen Dielen wurde ein Eschen-Vorwald als Referenzfläche (Tab. 1, Fläche 4) ausgewählt. Das inaktive Kliff im NSG ist westlich von Varnkevitz von Sanddorn-Holunder-Gebüsch, in dem bereits *Sorbus aucuparia* auftritt, sowie östlich von Varnkevitz insbesondere von Eschen-Vorwald besiedelt (Abb. 12). Weiterhin wurde eine ungenutzte Fläche nahe der Ortschaft Glowe (Tab. 1, Fläche 2), in der ebenfalls *Fraxinus excelsior* als Hauptbaumart auftritt untersucht. Sie grenzt an eine Straße, die Ortschaft und weitere durch Sukzession entstandene Bestände. Die dritte untersuchte Fläche (Abb. 13) befindet sich auf der Greifswalder Oie (Tab. 1, Fläche 8) und ist am Rand eines alten Hudewaldes gelegen. Sie grenzt an eine Weidefläche.



Abb. 11: Jüngerer Vorwald mit *Fraxinus excelsior* am Nordstrand von Wittow
(Fläche 4)
Foto: B. Litterski, 18. Februar 2007.



Abb. 12: Eschen-Vorwald Nordstrand von Wittow (Fläche 4)
Foto: B. Litterski, 18. Februar 2007.



Abb. 13: Älterer Eschen-Vorwald auf der Greifswalder Oie (Fläche 8)
Foto: A. Küstner, 10. Mai 2007.

Vegetationskundliche Analyse der untersuchten Kiefern-Vorwälder

Die drei durch *Fraxinus excelsior* geprägten Vorwälder (Anhang A 2, Tab. 21) waren auf reichen Standorten, z. B. sandigem Lehm (Nr. 2) bei einem pH-Wert (Oberboden) von 6,7 ausgebildet. In diesen Beständen wurden insgesamt zwei Arten der Blaubeer-Formengruppe (nur in Aufnahme 2), fünf Arten der Sauerklee-Formengruppe (in Aufnahme 2 und 8), fünf Arten der Riesenschwingel-Formengruppe und vier Arten der Lungenkraut-Formengruppe beziehungsweise der für ähnlich reiche, aber trockene Standorte kennzeichnenden Duftprimel-Formengruppe nachgewiesen. Höhere Deckungen erreichen von den Gefäßpflanzen der Sauerklee-Formengruppe *Poa pratensis* und *Arrhenatherum elatius*. Von den Arten der Riesenschwingel-Formengruppe weisen *Geum urbanum*, *Geranium robertianum* und *Brachypodium sylvaticum* höhere Deckungen auf. In je einer Aufnahme treten von den Arten der Lungenkraut-Formengruppe *Ranunculus ficaria* und *Adoxa moschatellina* häufiger auf (Tab. 21, Anhang A 2).

Tab. 21: Vegetationsformen, ausgewählte Standortsmerkmale und Arten der Eschen-Vorwälder

Vegetationform	Eschen-Vorwälder			Stetigkeit	Formengruppe	Zeigerwerte	
	Riesenschwingel-Eschen-Vorwald	Riesenschwingel-Eschen-Vorwald	Eschen-Vorwald			R	N
Aufnahmenummer	2	8	4				
pH-Wert	6,7						
Bodenart	Ls					R	N
<i>Lonicera periclymenum</i>	+	-	-	33	Blaubeer-FG	3	4
<i>Luzula pilosa</i>	r	-	-	33	Blaubeer-FG	5	4
<i>Dactylis glomerata</i>	+	-	-	33	Sauerklee-FG	x	6
<i>Poa pratensis</i>	1	-	-	33	Sauerklee-FG	x	6
<i>Holcus lanatus</i>	-	+	-	33	Sauerklee-FG	x	5
<i>Arrhenatherum elatius</i>	-	1	-	33	Sauerklee-FG	7	7
<i>Atrichum undulatum</i>	3	-	-	33	Sauerklee-FG	4	
<i>Galium aparine</i>	+	+	-	67	Riesenschwingel-FG	6	8
<i>Geum urbanum</i>	2b	3	-	67	Riesenschwingel-FG	x	7
<i>Geranium robertianum</i>	2b	-	-	33	Riesenschwingel-FG	x	7
<i>Alliaria petiolata</i>	+	-	-	33	Riesenschwingel-FG	7	9
<i>Brachypodium sylvat.</i>	3	-	-	33	Riesenschwingel-FG	6	6
<i>Ranunculus ficaria</i>	-	2m	-	33	Lungenkraut-FG	7	7
<i>Adoxa moschatellina</i>	2m	-	-	33	Lungenkraut-FG	7	8
<i>Deschampsia cespitosa</i>	-	-	+	33	Lungenkraut-FG	x	3

Zwei der drei Aufnahmen lassen sich aufgrund der Artenkombination der Vegetationsform Riesenschwingel-Eschen-Vorwald zuordnen. Die Aufnahme 4 erfolgte sehr zeitig im Jahr, es wurden deshalb nur wenige Arten in der Krautschicht angetroffen. Eine genaue vegetationskundliche Zuordnung ist deshalb nicht möglich. Über die vorangegangene Nutzung der Flächen liegen uns keine Informationen vor, vermutlich handelt es sich bei den Flächen 4 und 8 um ehemalige Grünlandflächen. Von den Gehölzen erreicht in den untersuchten Eschen-Vorwäldern lediglich *Fraxinus excelsior* sowohl in der Baum- als auch der Strauchschicht höhere Deckungswerte, sporadisch treten außerdem auf Fläche 2 *Acer platanooides* in der Baum- und Krautschicht, auf Fläche 8 *Acer pseudoplatanus*, *Corylus avellana*, *Ulmus glabra* in der Strauchschicht und *Carpinus betulus* in der Krautschicht auf (Tab. 22).

Tab. 22: Baumschichten und Verjüngung in den Eschen-Vorwäldern

	Aufnahmenummer	2	8	4	Stetigkeit
	Höhe in m	12-14	16	12	
	Deckung 1. Baumschicht in %	5	30	10	
	Deckung 2. Baumschicht in %	-	-	-	
	Deckung Strauchschicht in %	20	10	20	
	Deckung Krautschicht in %	60	95	5	
	Deckung Mooschicht in %	50	60	50	
B1:	<i>Fraxinus excelsior</i>	2m	3	2a	100
	<i>Acer platanoides</i>	+	-	-	33
S:	<i>Acer pseudoplatanus</i>	-	+	-	33
	<i>Fraxinus excelsior</i>	1	+	1	100
	<i>Corylus avellana</i>	-	+	-	33
	<i>Ulmus glabra</i>	-	+	-	33
K:	<i>Fraxinus excelsior</i>	+	-	-	33
	<i>Carpinus betulus</i>	-	+	-	33
	<i>Acer platanoides</i>	+	-	-	33

Auswertung vorhandener Literaturstudien

Es finden sich wenige Untersuchungen in der Literatur, die sich den Eschen-Vorwäldern widmen. Aus dem Göttinger Raum wird beschrieben, dass die Keimlinge von *Fraxinus excelsior* durch Trockenheit in der ersten Vegetationsperiode eingingen und nur in vereinzelt Exemplaren die Strauchschicht erreichten (SCHMIDT 1983). Vorwald-Mischbestände mit *Fraxinus excelsior* sind durch die Dauerflächenbeobachtungen bei Göttingen belegt. Sie bildeten später zusammen mit *Salix caprea* einen Vorwald-Mischbestand auf einem nährstoffreichen Standort (SCHMIDT 1993, 1998). SCHREIBER (1993) beschreibt die frühzeitige Etablierung von Eschen beziehungsweise Eschen und Berg-Ahorn auf fruchtbaren, leistungsfähigen Standorten, die sich in den Bracheversuchen in Baden-Württemberg zeigte. Auf einem 65 Jahre alten Feld bei mittlerem Feuchtegrad im Böhmisches Karstgebiet nahe Prag startet die Art im Unterstand, während *Crataegus* dominiert (PRACH et al. 2007). Das Vorkommen der Art wird auf aufgelassenem Ackerland basenreicher Böden als selten bis oft, ohne nennenswerte Flächendeckung beschrieben (WOLF 1980).

Ein Eschen-Vorwaldstadium, das sich nach Kahlschlag im Zuge der sekundären progressiven Sukzession entwickelt hat, beschreibt DIERSCHKE (1988). Der Bestand entwickelte sich auf Braunerde am östlichen Rand des Göttinger Waldes. Pionierwälder mit *Fraxinus excelsior* finden sich auf dem Röthang in der Muschelkalklandschaft des Mittleren Saaletales (HEINRICH & VOIGT 2007). Auf jüngeren, natürlich wieder bewaldeten Sturmwurfflächen in Baden-Württemberg tritt die Esche zum Teil als dominierende Baumart auf (SCHÖLCH 1998). In der Darstellung der Ergebnisse der Waldbiotopkartierung Thüringens (HENKEL et al. 2008) sind die sich auch in unseren Untersuchungen sehr nahestehenden Eschen- und/oder Ahorn-Pionierwälder nicht getrennt ausgewiesen (vgl. Abschnitt 3.2.3).

2.3.5 Aspen-Vorwälder

Charakteristik der Gesamtverbreitung der Hauptbaumart

Die Aspe beziehungsweise Zitter-Pappel (*Populus tremula*) ist eine typische Pionierbaumart mit einem weit verbreiteten Areal erstreckt sich von der meridionalen Zone, in der sie montan auf-

tritt, bis zur borealen Zone. Das Verbreitungsgebiet reicht weit ins Innere Eurasiens (Arealformel: m/mo-b c1-7 EURAS, JÄGER & WERNER 2005). Die Aspe ist in Deutschland eine Art lichter Wälder, Waldschläge und Gebüsch, sie kommt in Xerothermrassenhängen, trockenen Mooren und auf Ruderalstellen vor. Sie kann auf trocknen bis nassen, sandigen bis tonigen Standorten auftreten (JÄGER & WERNER 2005).

Verbreitung in Mecklenburg-Vorpommern

Populus tremula ist eine weit verbreitete Art in Mecklenburg-Vorpommern. Das soziologische Spektrum reicht von der Klasse Molinio-Betuletea pubescentis (vgl. BERG et al. 2001) bis hin zur Klasse der Carpino-Fagetea und Calluno-Ulicetea, wobei in keiner Klasse höhere Stetigkeiten erreicht werden (Tab. 23, 24). Es handelt sich um eine.

Tab. 23: Stetigkeit von *Populus tremula* in Gehölzvegetationsklassen trockener bis frischer Standorte Mecklenburg-Vorpommerns

Rhamno-Prunetea	Vaccinio-Piceetea	Quercetea rob.-petraeae	Carpino-Fagetea
3	2	5	5

Quelle: BERG et al. 2001.

Tab. 24: Stetigkeit von *Populus tremula* in ausgewählten Offenlandvegetationsklassen trockener bis frischer Standorte Mecklenburg-Vorpommerns

Stellarietea	Calluno-Ulicetea	Koelerio-Coryneph.	Festuco-Brometea	Molinio-Arrhenath.	Trifolio-Geran. sanguinei	Artemisietea vulgaris
.	5	2	1	0	5	1

Quelle: BERG et al. 2001.

Aus der Vegetationsdatenbank Mecklenburg-Vorpommerns wurden alle Vegetationsaufnahmen ausgewählt, in denen *Populus tremula* mehr als 10 % Deckung in der Baumschicht aufweist. Im Ergebnis lagen 140 Vegetationsaufnahmen vor, von denen nach Abzug der Wälder auf Moorstandorten und einiger als Forst ausgewiesener Bestände 38 Vegetationsaufnahmen verblieben (vgl. Anhang A 4). 14 Wälder waren nur durch die Baumart *Populus tremula* gekennzeichnet. In 13 der Wälder kam *Betula pendula* als zweite Baumart vor, je 5 Wälder waren durch Auftreten von *Quercus robur* oder *Alnus glutinosa* gekennzeichnet. Etwa die Hälfte der erfassten Bestände wies eine ausgeprägte Strauchschicht mit *Populus tremula*, *Sambucus nigra* oder *Prunus spinosa* auf. Zum Teil traten zudem Laubbäume, wie z. B. *Betula pendula*, *Quercus robur*, *Fagus sylvatica*, *Acer pseudoplatanus* und *Fraxinus excelsior* in der Strauchschicht auf. Die Vielzahl der mit geringer Stetigkeit auftretenden Arten weist auf die weite Amplitude der Baumart hin. Sie reicht von sandigen Standorten bis hin zu den reicheren Böden. Charakteristisch ist für eine Vielzahl der Aufnahmen das Auftreten von weit verbreiteten nitrophilen Arten, wie *Dactylis glomerata*, *Galium aparine*, *Urtica dioica* und *Anthriscus sylvestris*. Einige wenige Aufnahmen von SERÜGEN weisen charakteristische Arten älterer Laubwälder (z. B. *Convallaria majalis*, *Melica uniflora*, *Lamium galeobdolon*) auf.



Abb. 14: Durch Ausläufer in das Grünland vorgedrungene Jungpflanzen von *Populus tremula*. Die Jungpflanzen bleiben selbst bei wieder einsetzender Mahd vital, da rasch ein neuer Austrieb gebildet wird (Ortsrand von Altenkirchen, Fläche 5)
Foto: B. Litterski, August 2006.

Untersucht wurden vier Referenzflächen mit unterschiedlichen Standortverhältnissen. Der am Ortsrand von Altenkirchen gelegene kleine Vorwald (Tab. 1, Nr. 5) besteht fast ausschließlich aus *Populus tremula*, es treten lediglich in älteren Teilbereichen einzelne Exemplare von *Fraxinus excelsior* auf. Die Aspe ist bereits bei Aussetzen der zweiten Mahd in kürzester Zeit in der Lage, durch Ausläufer in das angrenzende Grünland vorzudringen (Abb. 14). Bei Wiedereinsetzen der Mahd im Folgejahr werden die jungen Pflanzen zwar mit abgemäht, treiben aber sehr rasch wieder aus. Im Vorwaldbestand treten unterschiedliche Altersstadien auf. Die jüngeren Randbereiche sind durch sehr dichte Bestände von *Populus tremula* gekennzeichnet (Abb. 15), während in älteren Teilen bereits eine Auflockerung infolge der interspezifischen Konkurrenz erfolgte.



Abb. 15: Dichte Bestände von *Populus tremula* im Vorwald-Randbereich (Ortsrand von Altenkirchen, Fläche 5)
Foto: B. Litterski, 17. Februar 2007.

Des Weiteren wurde eine ca. 0,5 ha große Fläche auf dem Glaubensberg bei Pudagla (Tab. 1, Nr. 14) ausgewählt. Der Bestand stockt auf einem mittleren, mäßig frischen Standort (M2) und grenzt an Laubwald und einen Kiefernforst sowie an eine Waldwiese, auf die sich *Populus tremula* ausbreitet. Die dritte untersuchte Referenzfläche (Tab. 1, Nr. 21) liegt zwischen Grambin und Ueckermünde, unweit des Floß-Grabens. Die sehr kleine, streifenförmig am Waldrand ausgebildete Fläche grenzt an andere in einer Geländesenke gelegene Sukzessionswälder und Grünland. Nahe dem Vorwald befinden sich auch ältere Exemplare von *Populus tremula*. Der Bestand befand sich vermutlich auf einem armen, mäßig frischen Standort (A2). Die vierte untersuchte Referenzfläche (Tab. 1, Nr. 24) liegt bei Fuhlendorf. Der lichte ältere Vorwald wird von *Populus tremula* und einzelnen Exemplaren von *Quercus robur* aufgebaut. Der Bestand grenzt an einen im Bereich einer Kiesgrube entwickelten Kiefern-Stieleichen-Sukzessionswald, Sandentnahmestellen und Magerrasen mit kleineren Kiefern und Pappeln aus Sukzession. Er befindet sich auf einem ziemlich armen und mäßig frischen Standort (Z2).

Vegetationskundliche Analyse der untersuchten Aspen-Vorwälder

Populus tremula besitzt als Vorwaldart eine breite ökologische Amplitude. Untersucht wurden vier Bestände, die auf sandigem, schluffigem und lehmigem Sand bei pH-Werten von 3,7 bis 4,6 auftraten (Anhang A 2, Tab. 25).

Arten der Blaubeer-Formengruppe sind insbesondere in der Aufnahme 24 vertreten, höhere Deckungswerte erreicht von den Arten dieser Formengruppe *Avenella flexuosa* in den Aufnahmen 14 und 24. In den Aspen-Vorwäldern wurden insgesamt sieben Arten der Sauerklee-Formengruppe nachgewiesen, wobei höhere Stetigkeitswerte *Agrostis capillaris* und *Dactylis glomerata* er-

reichen. Von den sechs nachgewiesenen Arten der Riesenschwingel-Formengruppe weist *Galium aparine* die höchste Stetigkeit auf. Mit höherer Deckung treten insbesondere *Geum urbanum* (Nr. 5) und *Urtica dioica* (Nr. 21) auf.

Aufgrund der auftretenden Formengruppen werden die Vorwälder als Blaubeer-Sauerklee-Aspen-Vorwald (Nr. 14 und 24), Sauerklee-Riesenschwingel-Aspen-Vorwald (Nr. 21) und Riesenschwingel-Aspen-Vorwald (Nr. 5) bezeichnet (Tab. 25).

Tab. 25: Vegetationsformen, ausgewählte Standortmerkmale und Arten der Aspen-Vorwälder

Vegetationform	Aspen-Vorwälder				Stetigkeit	Formengruppe	Zeigerwerte	
	Blaubeer-Sauerklee-Aspen-Vorwald	Blaubeer-Sauerklee-Aspen-Vorwald	Sauerklee-Riesenschwingel-Aspen-Vorwald	Riesenschwingel-Aspen-Vorwald			R	N
Aufnahmenummer	24	14	21	5				
pH-Wert	3,8	3,7	4,5	4,6				
Bodenart	Su	Su	Ss	Sl				
Nährkraft-, Feuchtestufe	Z2	M2	A2					
<i>Lonicera periclymenum</i>	+	-	-	-	25	Blaubeer-FG	3	4
<i>Avenella flexuosa</i>	2b	3	-	-	50	Blaubeer-FG	2	3
<i>Scleropodium purum</i>	+	-	-	-	25	Blaubeer-FG	5	
<i>Dactylis glomerata</i>	+	+	-	+	75	Sauerklee-FG	x	6
<i>Calamagrostis epigejos</i>	-	-	1	-	25	Sauerklee-FG	x	6
<i>Achillea millefolium</i>	+	-	-	-	25	Sauerklee-FG	x	5
<i>Polypodium vulgare</i>	-	r	-	-	25	Sauerklee-FG	2	2
<i>Agrostis capillaris</i>	3	+	2a	-	75	Sauerklee-FG	4	4
<i>Holcus mollis</i>	-	+	-	-	25	Sauerklee-FG	2	3
<i>Plagiomnium affine</i>	+	-	+	-	50	Sauerklee-FG	5	
<i>Galium aparine</i>	+	r	r	1	100	Riesenschwingel-	6	8
<i>Geum urbanum</i>	-	-	+	3	50	Riesenschwingel-	x	7
<i>Urtica dioica</i>	-	-	2a	+	50	Riesenschwingel-	7	9
<i>Geranium robertianum</i>	-	r	-	-	25	Riesenschwingel-	x	7
<i>Lapsana communis</i>	-	-	+	-	25	Riesenschwingel-	x	7
<i>Galeobdolon luteum</i>	-	r	-	-	25	Riesenschwingel-	7	5
<i>Ranunculus ficaria</i>	-	-	-	2b	25	Lungenkraut-FG	7	7

Die Verjüngung in den Aspen-Vorwäldern ist spärlich, sehr sporadisch treten insbesondere in der Krautschicht *Quercus robur*, *Fraxinus excelsior*, *Fagus sylvatica*, *Acer platanoides*, *Sorbus aucuparia* und *Populus tremula* auf (Tab. 26).

Tab. 26: Baumschichten und Verjüngung in den Aspen-Vorwäldern

		Aspen-Vorwälder				
	Aufnahmenummer	24	14	21	5	Stetigkeit
	Höhe in m	17	12-14	7-12	8	
	Deckung 1. Baumschicht in %	35	50	75	15	
	Deckung 2. Baumschicht in %	-	-	-	-	
	Deckung Strauchschicht in %	5	<1	5	<1	
	Deckung Krautschicht in %	100	70	40	50	
	Deckung Moosschicht in %	<1	20	1	70	
B1:	<i>Populus tremula</i>	3	3	4	2b	100
	<i>Quercus robur</i>	1	-	-	-	25
S:	<i>Quercus robur</i>	+	-	-	-	25
	<i>Populus tremula</i>	-	+	+	+	75
K:	<i>Quercus robur</i>	+	+	+	-	75
	<i>Fraxinus excelsior</i>	-	r	-	-	25
	<i>Fagus sylvatica</i>	-	r	-	-	25
	<i>Acer platanoides</i>	-	r	-	-	25
	<i>Sorbus aucuparia</i>	-	+	-	-	25
	<i>Populus tremula</i>	-	-	+	-	25

Auswertung vorhandener Literaturstudien

Populus tremula wird in der Literatur als polykormonbildende Art charakterisiert, die eine schnelle Bewaldung ermöglicht (SCHMIDT 1983). In einer Studie wandert sie ca. 15 Jahre nach Bruchfällen der Fläche ein (FALINSKI 1980), während sie in untersuchten Feuchtgrünlandbrachen auch nach 30 Jahren kein nennenswertes Vordringen erkennen lässt (ROSENTHAL & MÜLLER 1988, zitiert in MÜLLER & ROSENTHAL 1998). Im Höhenpleistozän kommt *Populus tremula* lokal als Pionier größerer Freiflächen vor (LEUSCHNER 1994). Auf aufgelassenem Ackerland ist *Populus tremula* oft, meist mit geringer Flächendeckung vorhanden (WOLF 1980).

Auf Kahlschlägen in Brandenburg ist das *Agrostio tenuis-Populetea tremulae* Pass. 68 belegt. Die ca. 60 bis 80 % deckenden und 5 bis 10 m hohen Vorwälder bestehen aus *Populus tremula*, ergänzt durch *Betula pendula*. In der Krautschicht sind *Agrostis tenuis*, *Avenella flexuosa*, *Holcus mollis* und *Poa angustifolia* kennzeichnend (PASSARGE 1998). Das *Agrostio tenuis-Populetea tremulae* wird zur Klasse der *Franguletea* Doing (1962) 1969, die Synonym zur Klasse *Rhamno-Prunetea* ist (LINKE 2004), gestellt (PASSARGE 1998). Auf ehemaligen Ackerterrassen im mittleren Thüringer Wald weisen WULF & HELLMANN (1999) mit einer Aufnahme eine *Populus tremula*-Gesellschaft nach. In der Waldbiotopkartierung Thüringens wurden 1.172 Aspen-Pionierwälder auf insgesamt 705 ha ausgewiesen (HENKEL et al. 2008).

2.3.6 Erlen-Vorwälder

Charakteristik der Gesamtverbreitung der Hauptbaumart

Alnus glutinosa ist eine weit verbreitete europäische Art, deren Verbreitungsgebiet bis Westsibirien reicht [Arealformel: m/mo-b c1-5 EUR-(WSIB), JÄGER & WERNER 2005]. *Alnus glutinosa* ist eine Art sicker- bis staunasser, zeitweilig überfluteter Auen- und Bruchwälder (JÄGER & WERNER 2005).

Verbreitung in Mecklenburg-Vorpommern

In Mecklenburg-Vorpommern ist *Alnus glutinosa* eine Art mit Kennwert in der Klasse Alnetea glutinosae, in Klassen trockener bis frischer Standorte fehlt sie oder ist mit geringer Stetigkeit vertreten (Tab. 27, 28). Eine Analyse der Vegetationsdatenbank Mecklenburg-Vorpommerns zeigte, dass *Alnus glutinosa* außerhalb der Klasse Alnetea glutinosae vor allem in Pfeifengras-Erlenwäldern oder Erlen-Eschenwäldern mit höherer Deckung (10 %) auftritt.

Tab. 27: Stetigkeit von *Alnus glutinosa* in Gehölzvegetationsklassen trockener bis frischer Standorte Mecklenburg-Vorpommerns

Rhamno-Prunetea	Vaccinio-Piceetea	Quercetea rob.-petraeae	Carpino-Fagetea
.	1	2	5

Quelle: BERG et al. 2001.

Tab. 28: Stetigkeit von *Alnus glutinosa* in ausgewählten Offenlandvegetationsklassen trockener bis frischer Standorte Mecklenburg-Vorpommerns

Stellarietea	Calluno-Ulicetea	Koelerio-Coryneph.	Festuco-Brometea	Molinio-Arrhenath.	Trifolio-Geran. sanguinei	Artemisietea vulgaris
.	0	.	.	0	1	1

Quelle: BERG et al. 2001.

Ausgewählte Referenzflächen

Fläche 6 (vgl. Tab. 1) grenzt an einen mesophilen Laubmischwald. Sie befindet sich bei Bergen in einem durch Straße und Bahnlinie gebildeten Dreieck. Dieser Bestand (Abb. 16) besteht fast ausschließlich aus *Alnus glutinosa*, einzelne Exemplare von *Betula pendula* treten auf der Fläche auf. Am Rand des angrenzenden mesophilen Laubmischwaldes befindet sich eine kleine Senke mit einzelnen Erlen, die offensichtlich als Mutterbäume auftraten. Auch die Traubenkirsche tritt als älteres Exemplar am Rand der Fläche auf.

Auf der ca. 0,5 ha großen Sukzessionsfläche Nr. 13, die ehemals zu einem Ferienlager gehörte, entwickelte sich ein ca. 15 Jahre alter Erlen-Vorwald (Abb. 17), in dem *Urtica dioica* dominiert. Die Entwicklung fand in einer umzäunten Fläche statt. Der Bestand grenzt an einen Erlenwald auf einem organischen Standort und bebaute Flächen. Der Vorwald befindet sich auf einer mit Sand aufgeschütteten Fläche, auf der ein im Freiland aufgewachsener Altbaum von *Alnus glutinosa* auf der Fläche steht. Ein Teil der jungen Erlen ist durch innerspezifische Konkurrenz abgestorben.



Abb. 16: Vorwald mit *Alnus glutinosa* (Fläche 6, bei Bergen)
Foto: A. Küstner, 2. Mai 2007.



Abb. 17: Erlenwald bei Ückeritz (Fläche 13)
Foto: B. Litterski, 19. Juni.2007.

Vegetationskundliche Analyse der untersuchten Erlen-Vorwälder

Die zwei untersuchten Erlen-Vorwälder (Anhang A 2, Tab. 29) wurden auf standörtlich von den bisher besprochenen Vorwaldtypen abweichenden Standorten nachgewiesen. Bei Aufnahme 6 handelt es sich um einen Nassstandort, bei Aufnahme 13 um einen organischen Standort, auf den eine Sandschicht aufgebracht wurde.

Die beiden Bestände sind durch Arten der Sauerklee- und insbesondere der Riesenschwingel-Formengruppe gekennzeichnet. Höhere Deckungen erreichen aus der Sauerklee-Formengruppe *Poa pratensis* und in Aufnahme 6 auch das Laubmoos *Atrichum undulatum*, aus der Riesenschwingel-Formengruppe in beiden Aufnahmen *Galium aparine* und *Urtica dioica*, in Aufnahme 6 zudem *Brachypodium sylvaticum* und *Geum urbanum*.

Der Bestand auf der Fläche 6 wird als Riesenschwingel-Sauerklee-Erlen-Vorwald, der Bestand auf Fläche 13 als Riesenschwingel-Erlen-Vorwald charakterisiert.

Tab. 29: Vegetationsformen, ausgewählte Standortsmerkmale und Arten der untersuchten Erlen-Vorwälder

Vegetationform	Erlen-Vorwälder			Formengruppe	Zeigerwerte	
	Riesenschwingel-Sauerklee-Erlen-Vorwald	Riesenschwingel-Erlen-Vorwald	Steigtigkeit		R	N
Aufnahmenummer	6	13				
pH-Wert	4,5	7,1				
Bodenart	Ls4	Su				
Nährkraft-, Feuchtestufe	NR2	OK2				
<i>Rubus idaeus</i> (S)	+	-	50	Sauerklee-FG	x	6
<i>Poa pratensis</i>	3	1	100	Sauerklee-FG	x	6
<i>Dryopteris filix-mas</i>	+	-	50	Sauerklee-FG	5	6
<i>Oxalis acetosella</i>	-	+	50	Sauerklee-FG	4	6
<i>Atrichum undulatum</i>	3	-	50	Sauerklee-FG	4	
<i>Galium aparine</i>	2m	1	100	Riesenschwingel-FG	6	8
<i>Geum urbanum</i>	2a	+	100	Riesenschwingel-FG	x	7
<i>Urtica dioica</i>	1	5	100	Riesenschwingel-FG	7	9
<i>Impatiens noli-tangere</i>	-	+	50	Riesenschwingel-FG	7	6
<i>Lapsana communis</i>	-	r	50	Riesenschwingel-FG	x	7
<i>Brachypodium sylvat.</i>	3	-	50	Riesenschwingel-FG	6	6

Während der Riesenschwingel-Erlen-Vorwald (Nr. 13) nur durch sporadisches Auftreten von *Fraxinus excelsior* und *Quercus robur* gekennzeichnet ist, treten im Sauerklee-Riesenschwingel-Erlen-Vorwald (Aufnahme 6) *Acer pseudoplatanus*, *Carpinus betulus*, *Fraxinus excelsior* häufig, *Fagus sylvatica* und *Quercus robur* zerstreut in der Krautschicht auf (Tab. 30). Auffällig ist auf Fläche 6 die starke Verjüngung von Arten des mesophilen Laubmischwaldes in der Krautschicht (Abb. 18) und von Gewöhnlicher Traubenkirsche (*Prunus padus*) in der Strauchschicht. In der Krautschicht treten ca. 30 cm hohe Exemplare von *Acer pseudoplatanus*, *Fraxinus excelsior*, *Carpinus betulus* und *Quercus robur* und ein 15 cm hohes Exemplar von *Fagus sylvatica* auf. Die Erlen selbst weisen keine Verjüngung auf, sie treten lediglich in der Baumschicht in zwei unterschiedlichen Höhen (ca. 5 m und ca. 9 bis 10 m) auf. Sie weisen nur Kernwuchs auf und sind relativ gerade gewachsen. Offensichtlich ist der Standort derzeit deutlich trockener, als noch zum Zeitpunkt der Erlen-Besiedelung.



Abb. 18: Verjüngung von *Acer pseudoplatanus* und *Quercus robur* im Erlen-Vorwald (Fläche 6, bei Bergen)
Foto: A. Küstner, 2. Mai 2007.

Auswertung vorhandener Literaturstudien

SCHREIBER (1993) bezeichnet Erlen als sehr ausbreitungsfreudig, das belegen auch Untersuchungen auf Feuchtwiesen und -weiden (vgl. z. B. RUNGE 1985, MÜLLER & ROSENTHAL 1998). Auf einer älteren, natürlich wieder bewaldeten Kahlschlagfläche bei Oberkirch in Baden-Württemberg trat die Schwarz-Erle als dominierende Baumart auf (SCHÖLCH 1998). LAMPRECHT (1983)

stellt fest, dass *Alnus glutinosa* auf stark humosen, ständig frischen bis nassen, tiefgründigen Lehm Böden mit gut erreichbarem Grundwasser am besten gedeiht.

Tab. 30: Baumschichten und Verjüngung in den Erlen-Vorwäldern

		Erlen-Vorwälder		
	Aufnahmenummer	6	13	Steigkeit
	Höhe in m	9-10	10	
	Deckung 1. Baumschicht in %	15	85	
	Deckung 2. Baumschicht in %	-	-	
	Deckung Strauchschicht in %	5	0	
	Deckung Krautschicht in %	85	90	
	Deckung Moosschicht in %	75	0	
B:	<i>Alnus glutinosa</i>	2a	5	50
S:	<i>Corylus avellana</i>	+	-	25
K:	<i>Quercus robur</i>	+	r	50
	<i>Fraxinus excelsior</i>	1	+	50
	<i>Fagus sylvatica</i>	+	-	50
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	1	-	50
	<i>Carpinus betulus</i>	1	-	50

2.3.7 Sonstige Vorwälder

Das Carpino-Salicetum caprae Pass. 1981 (Klasse Rhamno-Prunetea) ist vom Harzrand und nordostdeutschen Tiefland (PASSARGE 1981, PASSARGE 1998) belegt. Es tritt auf Kahlschlägen und Ruderalflächen auf. In dieser Gesellschaft bildet *Salix caprea*, gemeinsam mit *Betula pendula*, *Populus tremula* und aufkommenden Jungwüchsen von *Fagus sylvatica*, *Carpinus betulus* und *Quercus robur* fünf bis zehn Meter hohe, 60 bis 80 % deckende Vorwaldgehölze. Im Unterwuchs sind außer *Rubus idaeus* kaum Sträucher vertreten. Waldpflanzen, wie *Poa nemoralis*, *Moeringia trinerva*, *Milium effusum* und *Stellaria holostea*, dazu *Calamagrostis epigejos*, *Urtica dioica* und andere, charakterisieren die Bodenvegetation (PASSARGE 1998). Vom Salicetum caprae Schreier 1955 liegen kaum Vegetationsaufnahmen aus Mecklenburg-Vorpommern vor, es wird deshalb von LINKE (2004) keine Entscheidung über den Assoziationsrang und die systematische Stellung der Gesellschaft getroffen. MEISEL & HÜBSCHMANN (1973) finden Keimlinge und ältere Exemplare von *Salix caprea* neben anderen Gehölzen auf brachliegendem Ackerland. Auf einem Versuchsstreifen in Göttingen konnte sich die Art gleichmäßig verteilen, nachdem sie in der ersten Vegetationsperiode sehr viele Keimlinge hervorgebracht hatte (SCHMIDT 1981). Im Höhenpleistozän wird die Sal-Weide als lokaler Pionier größerer Flächen beschrieben (LEUSCHNER 1994). In einer Studie wurden sechs Weidenrein- und fünf Weidenmischbestände untersucht (FABER 1982). Auf ehemaligen Ackerflächen mit Vorwaldstadium beobachtet er *Betula pendula* und *Salix caprea* als die dominierenden Gehölzarten. Ein Vorwaldstadium mit *Betula pendula* und *Salix caprea* beschreibt VON BORSTEL (1974). Die Bäume erreichen je nach Brachealter (6 bis 15 Jahre) 2 bis 6 m Höhe, wobei sie innerhalb des Bestandes eine verhältnismäßig einheitliche Höhe erreichen (VON BORSTEL 1974).

Bei frühzeitiger Einwanderung von Pionierbaumarten bilden sich Vorwaldgebüsche aus Birke und Weide (MÜLLER & ROSENTHAL 1998). Auf einem eingezäunten Versuchsfeld mit Pflanzung von 1-2-jährigen Buchen sind 82 % der Pionierbaumarten Sal-Weiden. Die Ansiedlung der Weiden ist aufgrund unterschiedlicher standörtlicher Verhältnisse unregelmäßig. Nach 15 Jahren hat

sich die Individuendichte durch Selbstregulierungsprozesse um 92 % verringert (LEDER 2001). Salweiden finden auf besser nährstoffversorgten Standorten in Nordrhein-Westfalen gute Keim- und Entwicklungsmöglichkeiten, auf mäßig trockenem Kalkverwitterungslehm dominierte der reine Salweiden-Typ, gefolgt vom reinen Vogelbeeren- beziehungsweise Salweiden-Vogelbeeren-Typ (LEDER 2002).

Schwarznessel-Robinien-Gehölze kommen in Mecklenburg-Vorpommern nur kleinflächig und zerstreut vor, sie nehmen von Nordwest nach Südost zu (LINKE 2004). Die Robinie tritt (bisher) fast ausschließlich in dieser Gesellschaft auf und lediglich mit geringer Stetigkeit in Kiefernwäldern (vgl. BERG et al. 2001). Robinienbestände sind die am häufigsten auftretenden Gehölzbestände auf Trümmerflächen Berlins (KÖHLER & SUKOPP 1963).

Auf ehemaligen Ackerterrassen im mittleren Thüringer Wald weisen WULF & HELLMANN (1999) das Sorbetum aucupariae mit einer Vegetationsaufnahme nach. *Crataegus* formt oft dichte Busch-Wälder (GRIME et al. 1988, PRACH et al. 2007). Sukzessionsstadien mit Obstgehölzen auf aufgelassenen Grünlandflächen beschreibt KULB (2006) von der Insel Vilm. Wildobstbäume können kennzeichnend für Sukzessionswäldchen auf ehemaligen Ackerterrassen im Naturpark Thüringer Wald sein (BRETTFELD & BOCK 1994). Das Schwarzholunder-Ruderalgebüsch (*Lamio albae-Sambucetum nigrae* Linke, Klasse Rhamno-Prunetea), in dem bei fortschreitender Sukzession Ahorn-Arten (*Acer platanoides*, *Acer pseudo-platanus*) auftreten können, beschreibt LINKE (2003). Sanddorn-Schwarzholunder-Gebüsche (*Hippophao rhamnoidis-Sambucetum nigrae* Boerboom 1960) können als sehr stabile Sukzessionsstadien auf küstennahen Standorten vorkommen (LINKE 2004).

Im Rahmen der Waldbiotopkartierung Thüringens wurden neben den bereits dargestellten Birken-, Aspen-, Eschen- und/oder Ahorn- sowie Kiefern- und Kiefern-Birken-Pionierwäldern 856 Bestände vom Typ Ebereschen-Pionierwald auf insgesamt 422 ha, 602 Bestände vom Typ Weichlaubbaum-Pionierwald auf insgesamt 485 ha und Fichten-, Fichten-Birken-, Fichten-Ebereschen sowie Kiefern-Fichten-Pionierwälder (196 Bestände, 190 ha) und undifferenzierte Pionierwälder (191 Bestände, 154 ha) ausgewiesen (HENKEL et al. 2008).

2.4 Bodenuntersuchungen in ausgewählten Beständen (B. Litterski, A. Küstner & U. Hampicke)

Detaillierte Bodenuntersuchungen erfolgten in fünf ausgewählten Beständen auf der Insel Usedom (vgl. Abschnitt 2.2.4). Nach einer kurzen Beschreibung der visuellen Merkmale folgt eine Darstellung der laboranalytischen Kennwerte der untersuchten Humusformen.

Am ersten Standort (Tab. 1, Nr. 12) tritt unter Kiefern eine Auflagehumusform auf. Auf die unter der Moosdecke ausgebildete Streuschicht (L) folgt eine 5 bis 9 cm mächtige Humusauflage (Of: ca. 4-6 cm, Oh: ca. 1-3 cm). Der darunter liegende Sand weist kaum Humus-Anteile auf, ein humoser A-Horizont tritt gegenüber der Auflage stark zurück (Abb. 19a). Die Humusform am Standort 2 (Tab. 1, Nr. 15) ist ebenfalls eine Auflagehumusform. Allerdings ist die organische Auflage hier weniger mächtig. Insgesamt beträgt die Mächtigkeit der L- und O-Schichten etwa 3 cm, wobei ca. 1 cm auf die Litterschicht entfallen (Abb. 19b). Die Mineralbodenhumusform am Standort 3 (Tab. 1, Nr. 14) ist dadurch gekennzeichnet, dass die auf dem Sand vorhandene organische Auflage nur wenige Millimeter Mächtigkeit aufweist oder fast fehlt. Of- und Oh-Horizont sind kaum trennbar, sofern beide überhaupt auftreten (Abb. 19c). Nach den von SCHEFFER (2002)

gemachten Angaben würde man von einem Mullmoder, der durch Auftreten von beiden O-Horizonten gekennzeichnet ist, oder einem Modernmull (F-Mull), dem ein Oh-Horizont fehlt, sprechen. Der Bestand befindet sich an einem Hang.



a) Auflagehumusform am Standort 1



b) Auflagehumusform am Standort 2



c) Mineralbodenhumusform am Standort 3



d) Mineralbodenhumusform am Standort 4



e) Mineralbodenhumusform am Standort 5

Abb. 19: Humusformen an den Standorten

Der Standort 4 (Tab. 1, Nr. 17) ist in sich reliefiert und inhomogen. Die Probestellen B und C sind an einem leichten Hang mit lehmigem Sand als Bodenart gelegen, während die anderen Probestellen sich in ebener Lage mit schluffigem Sand als Bodenart befinden. Die Probestellen sind überwiegend durch rasche Einarbeitung der organischen Substanz (vgl. Abb. 19d) und wenig unzersetztes Material gekennzeichnet, weisen zum Teil aber auch unzersetztes Material und eine starke Verfilzung der Schichten auf (Probestelle D). Am Standort 5 (Tab. 1, Nr. 18) herrschen günstige Voraussetzungen zum schnellen Abbau der Streu, es ist eine Mineralbodenhumusform entwickelt. Die Blätter der auftretenden Laubbäume liefern eine leicht zersetzbare Streu, zudem weist der Boden in der Oberbodenuntersuchung die höchsten pH-Werte unter den untersuchten Standorten auf. Das Auftreten von Regenwürmern fiel schon bei der Probennahme auf. Der leicht braungrau gefärbte Ah-Horizont (Abb. 19e) weist eine Mächtigkeit von etwa 2 bis 3 cm auf. Die Fläche ist ganz leicht geneigt. An den etwas höher gelegenen Probestellen D und E ist noch eine etwa 0,5 cm mächtige organische Auflageschicht vorhanden, während an den anderen drei Probestellen keine organischen Auflageschichten auftreten.

Die pH-Werte der Humusformen schwanken von 2,8 bis 3,0 (Standort 1), 2,7 bis 3,1 (Standort 2), 4,9 bis 5,8 (Standort 3), 4,7 bis 6,3 (Standort 4) und 4,5 bis 4,9 (Standort 5). Besonders deutlich zeigt sich der Unterschied zwischen den Kiefernwaldstandorten mit Auflagehumusformen und den Laubwald-Standorten mit Mineralbodenhumusformen. Zudem wird deutlich, dass Unterschiede im Relief, wie sie an den Standorten 3 und 4 auftraten, zu einer stärkeren Varianz der pH-Werte führen (Tab. 31, Abb. 20).

Die Gesamtsumme der löslichen und austauschbaren Kationen (T-Wert) variiert an den Standorten mit Auflagehumusformen von 124 bis 136 mmol/100 g Boden (Fläche 1) beziehungsweise 80 bis 113 mmol/100 g Boden (Fläche 2). Wir gehen davon aus, dass die Austauschkapazität bei den untersuchten Böden vorwiegend organischer Natur ist und durch Bindung an organische Huminstoffe bedingt ist. Sie ist am Standort 1, der Kohlenstoffgehalte von 38,8 bis 40,6 % aufweist, deutlich höher als am durch Kohlenstoffgehalte von 25,7 bis 33,6 % gekennzeichneten Standort 2. An den Standorten mit Mineralbodenhumusformen variiert der T-Wert von 56 bis 79 mmol/100 g Boden (Fläche 3), 26 bis 52 mmol/100 g Boden (Fläche 4) beziehungsweise 36 bis 50 mmol/100 g Boden (Fläche 5). Die organischen Kohlenstoffgehalte sind mit 11,4 bis 17,6 % (Fläche 3), 3,1 bis 10,9 % (Fläche 4) und 5,1 bis 11,7 % (Fläche 5) deutlich niedriger (Tab. 31). Die Kohlenstoffgehalte weisen darauf hin, wie stark der Humus im Boden mit dem Mineralkörper vermischt ist. Der Kohlenstoffgehalt der organischen Substanz (Humus) liegt meist bei 50 % (SCHEFFER 2002), in unseren Untersuchungen sind immer, ansteigend von Fläche 1 bis 5, auch mineralische Anteile enthalten. Da es sich um Sandböden handelt, ist die Austauschkapazität des mineralischen Anteils entsprechend gering.

Die Basensättigung, ausgedrückt als prozentualer V-Wert, variiert an den Standorten 1 und 2 von 9 bis 14 %, die damit als basenarm (b3) bis ziemlich basenarm (b4) charakterisiert werden können. Der Standort 3 ist basenreich (b7), die Basensättigung variiert von 49 bis 60. Standort 4 ist mit einer Varianz von 41 bis 70 % durch basenreiche (b7) oder ziemlich basenreiche Bedingungen (b6) gekennzeichnet. Standort 5 ist relativ einheitlich und ziemlich basenreich (b6), wobei die V-Werte von 36 bis 43 % schwanken. Auch bei der Basensättigung unterscheiden sich Kiefern- und Laubwald-Standorte sehr markant und weisen die Standorte 3 und 4 die größte Varianz auf (vgl. Tab. 31 sowie Abb. 20).

Tab. 31: Übersicht über die ermittelten laboranalytischen Kennwerte

Fläche	Nr.	WG Masse-%	S-Wert H-Wert T-Wert mmol _c /100g Boden			V-Wert %	N _t %	C _{org} %	C/N	pH- Wert
			S-Wert	H-Wert	T-Wert					
1 Loddin Blaubeer- Kiefern-Vorwald	A	8,8	12	124	136	9	1,4	38,8	28,1	2,8
	B	8,1	11	113	124	9	1,3	39,4	30,3	2,8
	C	7,5	17	108	125	14	1,4	39,7	27,9	3,0
	D	8,6	15	109	125	12	1,3	40,6	30,4	2,9
	E	8,4	11	120	131	9	1,3	39,7	31,6	2,8
2 Pudagla Blaubeer- Kiefern-Vorwald	A	5,9	13	81	94	14	0,8	27,0	31,8	3,0
	B	5,7	13	84	97	13	0,9	25,9	29,4	3,0
	C	6,0	10	96	106	9	0,8	27,3	35,0	2,7
	D	4,8	11	103	113	9	1,0	33,6	32,7	2,8
	E	7,1	10	70	80	13	0,9	25,7	28,8	3,1
3 Pudagla Blaubeer- Sauerklee- Aspen-Vorwald	A	3,6	32	33	65	49	0,8	14,4	17,7	4,9
	B	3,7	31	32	63	49	0,8	14,4	19,1	5,0
	C	3,3	28	28	56	50	0,7	11,4	17,4	5,2
	D	3,2	32	29	61	52	0,8	13,4	17,6	5,6
	E	5,4	47	32	79	60	0,9	17,6	19,7	5,8
4 Benz Sauerklee- Birken-Vorwald	A	1,9	18	24	42	42	0,4	7,0	18,9	4,7
	B	1,0	14	12	26	54	0,2	3,1	17,6	5,7
	C	1,6	26	11	37	70	0,3	4,7	17,3	6,3
	D	3,0	21	31	52	41	0,5	10,9	20,0	4,8
	E	2,0	19	24	43	43	0,4	7,1	17,1	4,9
5 Alt Sallenthin Riesenschwingel- Berg-Ahorn- Vorwald	A	1,4	15	20	36	43	0,3	5,1	17,8	4,9
	B	1,8	17	23	40	42	0,4	6,1	15,8	4,8
	C	2,4	16	25	41	40	0,4	6,6	15,5	4,8
	D	2,2	20	31	50	39	0,7	11,7	17,0	4,6
	E	2,2	18	31	48	36	0,5	8,9	16,3	4,5

Am Standort 1 variiert das C/N-Verhältnis von 28,1 bis 31,6, damit ist die Humusform als rohhumusartiger Moder (n4) anzusprechen. Am Standort 2 ist das C/N-Verhältnis etwas weiter, es variiert von 28,8 bis 35,0 (Standort 2) und liegt damit überwiegend im unteren Bereich der für Rohhumus (n3) typischen Wertespanne (vgl. Tab. 31 sowie Abb. 21). An den Standorten 3 und 4 variiert das C/N-Verhältnis von 17,4 bis 19,7 (Standort 3) beziehungsweise 17,1 bis 20,0 (Standort 4). Insgesamt kann die Humusform als mullartiger Moder (n6) charakterisiert werden, wobei einige Werte bis in die für Moder (n5) charakteristische Spanne reichen. Am Standort 5 liegen alle Werte (C/N: 15,5 bis 17,8) im Bereich der für mullartigen Moder (n6) typischen Wertespannen.

Betrachtet man die prozentualen Stickstoffanteile, so fällt auf, dass der Standort 1 die höchsten Werte aufweist. Sie liegen mit 1,3 bis 1,4 % deutlich höher als auf der ebenfalls mit Blaubeer-Kiefern-Vorwald bestandenen Fläche 2, die Werte von 0,8 bis 1,0 aufweist (Tab. 31, Abb. 21).

Tab. 32: Pearson-Korrelationskoeffizienten (r) und Signifikanzniveaus (p)

	S-Wert	H-Wert	T-Wert	V-Wert	%C	%N	C/N
pH-Wert	r = 0,72 p = 0,001	r = -0,93 p = 0,001	r = -0,86 p = 0,001	r = 1,00 p = 0,001	r = -0,88 p = 0,001	r = -0,76 p = 0,001	r = -0,91 p = 0,001
%N	r = -0,18 n. s.	r = 0,90 p = 0,001	r = 0,95 p = 0,001	r = -0,74 p = 0,001	r = 0,96 p = 0,001		
%C	r = -0,40 p = 0,05	r = 0,98 p = 0,001	r = 0,99 p = 0,001	r = -0,90 p = 0,001			

Die Untersuchungen zeigen zudem, dass deutliche Beziehungen zwischen der Basensättigung und dem pH-Wert bestehen (Abb. 22), der Pearson-Korrelationskoeffizient r beträgt 1,00 (Tab. 32). Dies weist darauf hin, dass Einschätzungen zur Säuren-Basenstufe in gewissem Maße, wie in Tab. 5 dargestellt, schon mit Hilfe des relativ einfach zu bestimmenden pH-Wertes möglich sind. Allerdings zeigt ein Vergleich mit der in SCHEFFER (2002, S. 118) dargestellten Abbildung, dass die Beziehungen in Abhängigkeit von den Bodenverhältnissen variieren können.

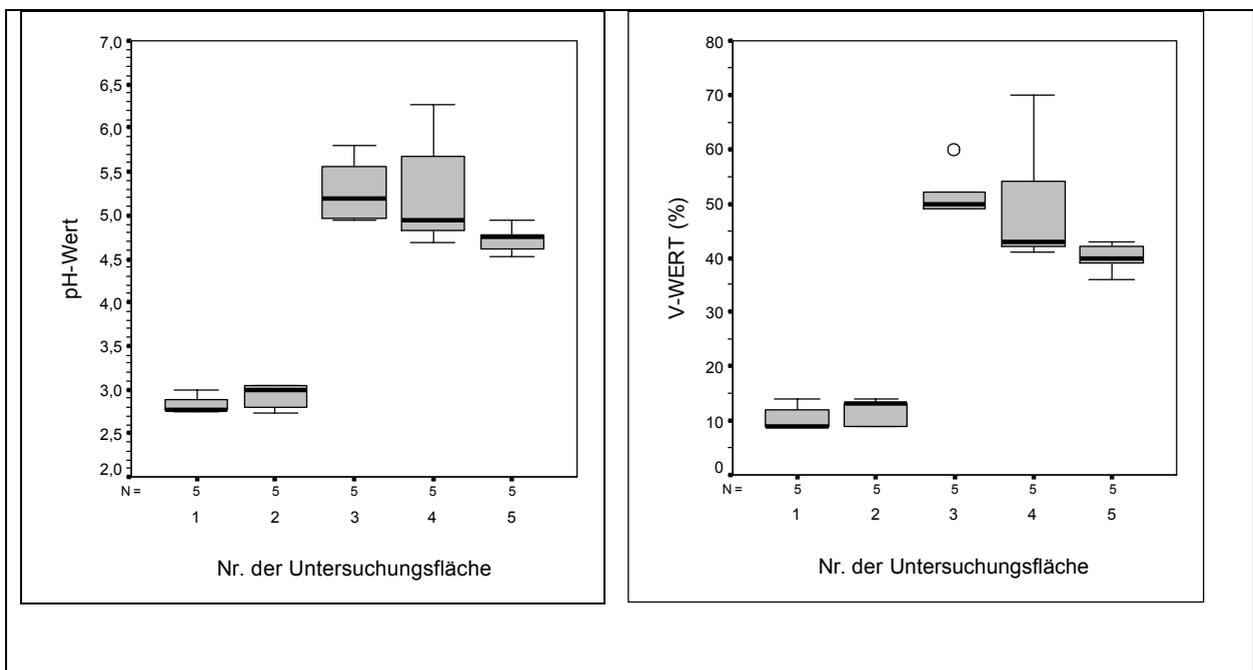


Abb. 20: pH-Werte und Basensättigung (V-Wert) der untersuchten Humusformen

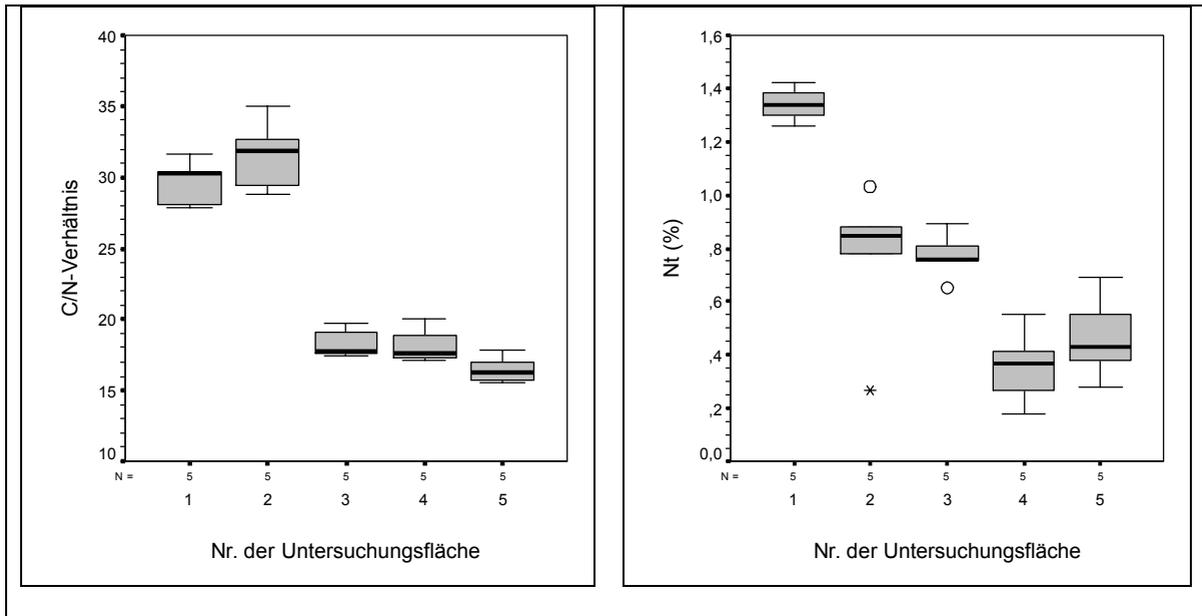


Abb. 21: Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnis und Stickstoffgehalte der untersuchten Humusformen

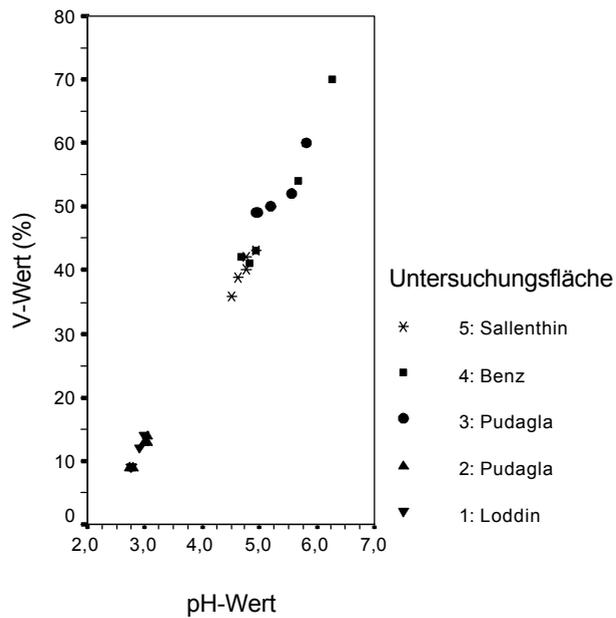


Abb. 22: Beziehung zwischen pH-Wert und Basensättigung der untersuchten Humusformen

Die Analyse der Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte (Abb. 23) zeigt, dass sich die Auflagehumusformen (Untersuchungsfläche 1 und 2) deutlich von den Mineralbodenhumusformen unterscheiden. Innerhalb der jeweiligen Humusformen bestehen annähernd lineare Beziehungen zwischen den Kohlenstoff- und Stickstoffgehalten ($r=0,96$, vgl. Tab. 32).

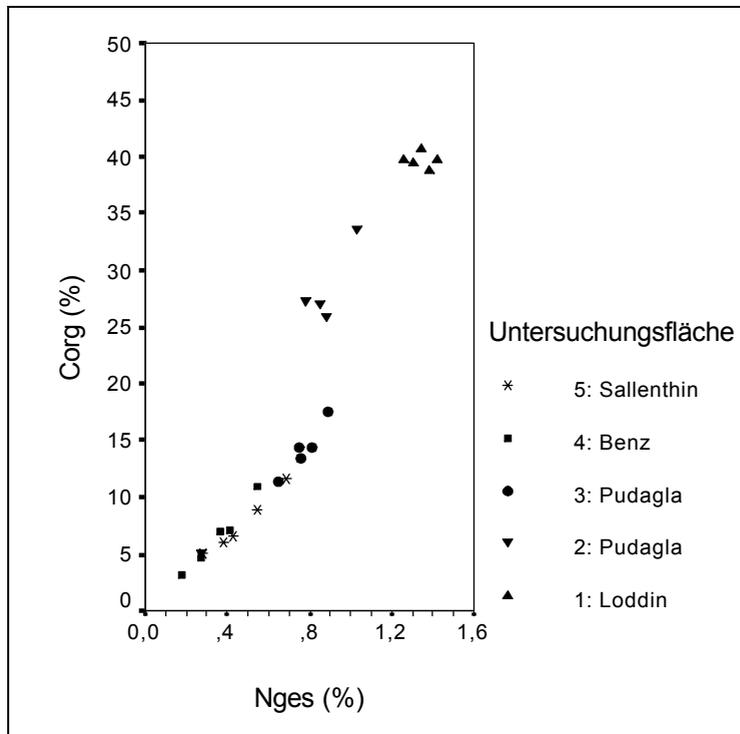


Abb. 23: Beziehung zwischen Kohlenstoff- und Stickstoffgehalten

Zusammengefasst lässt sich auf der Basis der ermittelten Werte (vgl. Tab. 31, Abb. 20, Abb. 21) und der aufgeführten Kennwerten (vgl. Tab. 5) die in Tabelle 33 dargestellte Einschätzung treffen.

Tab. 33: Ermittelte Zustands-Eigenschaften der untersuchten Flächen

Vegetation		Stickstoffstufe		Säure-Basenstufe	
1	v3 Blaubeer-Kiefern-Vorwald	n4 (n3)	Rohhumusartiger Moder (z)	b3 (b4)	basenarm
2	v3 Blaubeer-Kiefern-Vorwald	n3 (n4)	Rohhumus (a)	b4 (b3)	ziemlich basenarm
3	v3/5 Blaubeer-Sauerklee-Aspen-Vorwald	n6 (n5)	Mullartiger Moder (k)	b7	basenreich
4	v5 Sauerklee-Birken-Vorwald	n6 (n5)	Mullartiger Moder (k)	b6 (b7)	ziemlich basenreich
5	v6 Riesenschwingel-Berg-Ahorn-Vorwald	n6	Mullartiger Moder (k)	b6	ziemlich basenreich

2.5 Vergleichende Analyse der Untersuchungsflächen

(B. Litterski, A. Küstner)

2.5.1 Struktur und Verjüngung

Für die Analyse von Strukturen der Verjüngung werden die vorliegenden Daten durch multivariate Verfahren in Ordinationsplots (DCA-Scatterplots) gruppiert. Dabei werden Flächen, deren Artenzusammensetzungen ähnlich sind, nahe einander und Flächen, die unähnlicher sind, entfernt voneinander angeordnet. Mithilfe der indirekten Gradientenanalyse (DCA)⁵ (Abb. 24) können die ausgewählten Wälder in zwei voneinander getrennte Gruppen abgegrenzt werden. Die erste Gruppe wird aus den Flächen gebildet, die als (Vor-)Waldentwicklungsstadium I bezeichnet werden (siehe Abschnitt 2.2.3). Sie gruppieren sich im Scatterplot (Abb. 24) links unten. Es handelt sich um jüngere Bestände, die sich auf Flächen entwickelten, auf denen eine Nutzungsaufgabe zumeist zwischen 1980 und 1990 erfolgte. Auf Fläche 9, bei der die Nutzungsaufgabe bereits 1960 erfolgte, prägen junge Hainbuchen zwischen einzelnen älteren Birken das Erscheinungsbild.

Als (Vor-)Waldentwicklungsstadium II werden ältere Bestände mit mehr oder weniger jüngeren Bäumen im Unterstand bezeichnet. Auf einigen dieser Flächen (Nr. 2, 11, 12, 16 und 20) wachsen junge Bäume mit einem Brusthöhenmdurchmesser (BHD) kleiner 3 cm, während auf den übrigen Untersuchungsflächen nur durchmesserstärkere Bäume vorkommen. Dieses Stadium umfasst Bestände, die sich nach zwischen 1955 und 1980 erfolgter Nutzungsaufgabe entwickelten, zum Teil aber auch jüngere Bestände auf sehr gut versorgten Standorten (Nr. 20 und 17). Eine Ausnahme bildet die im Scatterplot links oben gelegene Fläche 4. Auf ihr stockt ein lockerer Bestand aus älteren Bäumen (BHD über 20 cm), zwischen denen sich sehr viele Jungbäume mit einem BHD von 1,3 bis 7,8 cm angesiedelt haben. Vermutlich sind sie durch relativ gleichzeitiges Auflaufen von Keimlingen aus Samen der Altbäume entstanden. Diese Vermutung kann allerdings nur durch Überprüfung der genauen Altersstruktur, zum Beispiel durch Baumringzählung, bestätigt oder verworfen werden.

Der unterschiedliche Strukturaufbau der untersuchten Bestände lässt sich mit Hilfe eines Säulendiagramms (Abb. 25) gut sichtbar machen. Hier wurden die absoluten Stammzahlen, hochgerechnet auf 1 ha, der fünf BHD-Gruppen (bis 3 cm, bis 6 cm, bis 9 cm, bis 12 cm und ab 12 cm) je Untersuchungsfläche dargestellt. Die Abstufungen der Wälder vom (Vor-) Waldentwicklungsstadium I zum Stadium II lassen sich auch an dieser Darstellungsform gut erkennen. Der Übergang zwischen beiden Stadien ist durch das Vorkommen an durchmesserstärkeren Stämmen und die Gesamtzahl an Stämmen abgegrenzt.

Fläche 22 (Gristow, Sauerklee-Kiefern-Vorwald) stellt eine Übergangsform zwischen den beiden Entwicklungsstadien dar. Dieser Wald liegt bei der Darstellung der DCA-Analyse eindeutig im Stadium I (jüngere Wälder), wenn auch randlich. Immerhin 20 % aller Stämme in der Strukturaufnahme haben einen BHD größer als 12 cm, es wurde kein Stamm mit einem BHD kleiner als 3 cm aufgenommen und nur 10 % der Stämme wiesen einen BHD bis 6 cm auf. Auch die Gesamtstammzahl von ca. 670 pro ha tendiert eher in Richtung Vor-Waldentwicklungsstadium II. Nach den im Projekt verwendeten Kriterien zur Unterscheidung zwischen beiden Entwicklungsstadien handelt es sich um das Stadium I (siehe Abschnitt 2.2.3). Allerdings entsprechen die Wer-

⁵ DCA = Detrended Correspondence Analysis.

te der Kriterien Baumhöhe (17 m) und Anzahl Bäume mit Umfang > 40 cm/30 m² (2) nur knapp diesem (Vor-)Waldentwicklungsstadium.

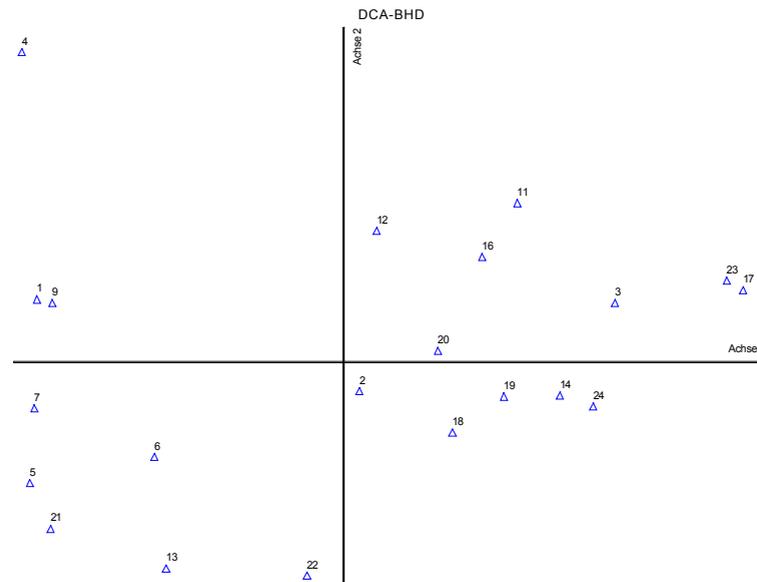


Abb. 24: DCA-Scatterplot der Brusthöhendurchmesser (BHD) für 21 Untersuchungsflächen

Interessant ist auch bei den Darstellungen der Säulendiagramme der Sonderfall Fläche 4 (Varnkevitze). Es zeigt sich der hohe Anteil an Bäumen mit einem BHD bis 3 cm, die absolute Anzahl ist allerdings genauso groß wie die auf der Fläche 1 (Drewoldke). Durch die unterschiedliche Altersstruktur der restlichen Bäume beträgt die Gesamtzahl an Stämmen in Varnkevitze jedoch nur 60 % der von Fläche 1.

Die Gesamtzahlen der Stämme pro Hektar liegen beim (Vor-)Waldentwicklungsstadium I zwischen ca. 1.050 und 2.650, beim Stadium II zwischen 130 und 670 (Abb. 25). Bei letzteren fallen Fläche 2 (Riesenschwengel-Eschen-Vorwald), 18 und 20 (Riesenschwengel-Berg-Ahorn-Vorwald) und 24 (Blaubeer-Sauerklee-Aspen-Vorwald) mit relativ vielen Stämmen pro Hektar (400 bis ca. 670) auf. Es handelt sich hierbei um die zumeist erst in jüngerer Zeit entwickelten Bestände (vgl. Tab. 1). Auf den restlichen Untersuchungsflächen des Stadiums II stocken zwischen ca. 130 und 270 Bäume. Es zeigt sich deutlich die mit zunehmendem Alter der Bestände erfolgende Abnahme der Stammzahl, wobei aber die Trophie der Standorte die Struktur und das Wachstum der Bestände mit bestimmen.

Betrachtet man die Verjüngung ausgewählter Baumarten (Tab. 34), so zeigt *Acer pseudoplatanus* auf den untersuchten Flächen die beste Verjüngung. Er kommt mit einer Stetigkeit von 42 % in der Krautschicht vor und weist von den Phanerophyten die höchsten Deckungswerte in der Krautschicht auf. In der Strauchschicht kommt er auf einem Viertel der Flächen vor. In den Birken-Vorwäldern ist die Verjüngung des Berg-Ahorns am besten, in den Kiefern-Vorwäldern tritt eine Verjüngung nur bei höherer Trophie (Nr. 22 und 17) auf, in den Aspen-Vorwäldern wurde keine Verjüngung festgestellt.

Tab. 34: Vergleichende Betrachtung ausgewählter Baumarten in den einzelnen Schichten der untersuchten Flächen

	Kiefern-Vorwälder					Stetigkeit	Birken-Vorwälder					Stetigkeit	Ahorn-Vorwälder				Stetigkeit	Eschen-Vorwälder				Stetigkeit	Aspen-Vorwälder				Stetigkeit	Erlen-Vorw.		Stetigkeit	Gesamt
	Blaubeer-Kiefern-Vorwald	Blaubeer-Kiefern-Vorwald	Blaubeer-Sauerklee-Kiefern-Vorwald	Sauerklee-Kiefern-Vorwald	Riesenschwengel-Kiefern-Vorwald		Sauerklee-Hainbuchen-Vorwald	Sauerklee-Birken-Vorwald	Sauerklee-Birken-Vorwald	Riesenschwengel-Birken-Vorwald	Riesenschwengel-Birken-Vorwald		Lungenkraut-Birken-Vorwald	Sauerklee-Blaubeer-Spitz-Ahorn-Vorw.	Riesenschwengel-Berg-Ahorn-Vorwald	Riesenschwengel-Berg-Ahorn-Vorwald		Riesenschwengel-Berg-Ahorn-Vorwald	Riesenschwengel-Eschen-Vorwald	Riesenschwengel-Eschen-Vorwald	Eschen-Vorwald		Blaubeer-Sauerklee-Aspen-Vorwald	Blaubeer-Sauerklee-Aspen-Vorwald	Sauerklee-Riesenschwi-Aspen-Vorw.	Riesenschwengel-Aspen-Vorwald		Riesenschwengel-Sauerklee-Erlen-V.	Riesenschwengel-Erlen-Vorwald		
Aufnahmenummer	15	12	23	22	17		9	16	7	3	19	10		1	20	18	11		2	8	4		24	14	21	5		6	13		
<i>Acer campestre</i> (B2)	-	-	-	+	-	20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4
<i>Acer campestre</i> (S)	-	-	-	2a	-	20	-	+	-	-	-	-	17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8
<i>Acer campestre</i> (K)	-	-	-	+	-	20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4
<i>Acer platanoides</i> (B1)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2m	-	-	-	25	+	-	-	33	-	-	-	-	-	-	-	-	8
<i>Acer platanoides</i> (B2)	-	-	-	+	-	20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4
<i>Acer platanoides</i> (K)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	+	-	-	50	+	-	-	33	-	r	-	-	25	-	-	-	17
<i>Acer pseudoplatanus</i> (B1)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	17	1	4	4	4	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	21	
<i>Acer pseudoplatanus</i> (B2)	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	
<i>Acer pseudoplatanus</i> (S)	-	-	-	r	r	40	-	+	+	-	-	33	1	-	-	-	25	-	+	-	33	-	-	-	-	-	-	-	-	25	
<i>Acer pseudoplatanus</i> (K)	-	-	-	+	-	20	+	+	2a	-	+	83	-	1	1	2a	75	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	50	42	
<i>Carpinus betulus</i> (B1)	-	-	-	-	-	-	5	-	-	-	2a	33	-	1	-	1	50	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	17	
<i>Carpinus betulus</i> (B2)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2a	17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	
<i>Carpinus betulus</i> (S)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	17	-	-	-	r	25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8	
<i>Carpinus betulus</i> (K)	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	33	-	+	-	r	50	-	+	-	33	-	-	-	-	-	1	-	50	25	
<i>Fagus sylvatica</i> (B1)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2a	17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	
<i>Fagus sylvatica</i> (B2)	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	
<i>Fagus sylvatica</i> (S)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	r	+	33	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8	
<i>Fagus sylvatica</i> (K)	-	-	-	-	r	20	+	-	-	-	r	33	-	-	r	r	50	-	-	-	-	-	r	-	25	+	-	50	29		
<i>Fraxinus excelsior</i> (B1)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	25	2m	3	2a	100	-	-	-	-	-	-	-	-	17	
<i>Fraxinus excelsior</i> (B2)	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	2a	33	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8	
<i>Fraxinus excelsior</i> (S)	-	-	-	-	r	20	-	+	-	-	-	17	-	-	-	-	-	1	+	1	100	-	-	-	-	-	-	-	-	21	
<i>Fraxinus excelsior</i> (K)	-	-	-	-	r	20	-	+	-	-	+	33	-	+	r	-	50	+	-	-	33	-	r	-	25	1	+	100	38		
<i>Quercus robur</i> (B1)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	17	r	-	-	-	25	-	-	-	-	1	-	-	25	-	-	-	-	13	
<i>Quercus robur</i> (B2)	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	
<i>Quercus robur</i> (S)	r	1	r	+	-	80	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	25	-	-	-	21		
<i>Quercus robur</i> (K)	1	+	2m	+	r	100	-	1	-	-	+	33	-	R	+	-	50	-	-	-	-	+	+	+	75	+	r	100	58		

Quercus robur kann sich auf den Untersuchungsflächen ähnlich gut wie der Berg-Ahorn vermehren, weist aber insgesamt einen anderen ökologischen Schwerpunkt auf. In der Krautschicht kommt die Stiel-Eiche auf fast 60 % aller Flächen vor, in der Strauchschicht immer noch mit einer Stetigkeit von 21 %. Sie erreicht aber nicht die Deckungswerte, wie sie der Berg-Ahorn insbesondere in den Birken- und Ahorn-Vorwäldern aufweist. Vor allem in den Kiefern-Vorwäldern kann sich die Stiel-Eiche aber erfolgreich vermehren, sie war in allen Vegetationsaufnahmen in der Krautschicht und in 4 von 5 Aufnahmen in der Strauchschicht präsent. Es ist davon auszugehen, dass sie *Pinus sylvestris* in den Kiefernwäldern ablösen und die nächste Baumgeneration bilden wird. In den reichen Eschen-Vorwäldern tritt *Quercus robur* nicht auf.

Die typischen Pionierarten wie *Populus tremula*, *Pinus sylvestris* und *Betula pendula* vermehren sich kaum beziehungsweise nicht, lediglich *Sorbus aucuparia* weist insbesondere in den Kiefernwäldern eine hohe Stetigkeit in der Strauch- und Krautschicht auf (vgl. Anhang A 2). Dafür wachsen, vor allem mit *Acer pseudoplatanus*, *Quercus robur*, *Carpinus betulus* und *Fagus sylvatica* Arten heran, die eine neue Baumgeneration und damit wertvolle Mischbestände bilden können. In den Ahorn- und Eschen-Vorwäldern kann als Mischbaumart auch *Ulmus glabra* auftreten.

Die Birken-Vorwälder sind mit durchschnittlich drei und maximal fünf Phanerophyten der Waldtyp mit der größten Artenvielfalt in den Baumschichten. Eine Strauchschicht aus Phanerophyten ist besonders in den Kiefern-, aber auch den Eschen- und Birken-Wäldern ausgeprägt (vgl. Anhang A 2, Tab. 34).

2.5.2 Vegetation und Standort

Die Ähnlichkeitsanalyse (Abb. 26) zeigt, dass sich die Aufnahmen von Beständen mit einer bestimmten dominierenden Baumart zumeist untereinander ähneln und von den Aufnahmen mit anderen Baumarten deutlich abweichen. Deutliche Ähnlichkeiten weisen die drei Bestände mit *Acer pseudoplatanus* auf, diese ähneln zudem den erfassten Eschen-Beständen. Die Aufnahmen mit *Pinus sylvestris* gruppieren sich überwiegend links oben, die Aufnahmen mit *Betula pendula* rechts oben. Sehr ähnlich sind drei der vier Aufnahmen mit *Populus tremula* (14, 21, 24), die auf ziemlich armen bis mittleren Standorten wachsen. Die Aufnahme 5 (Riesenschwengel-Aspen-Vorwald) befand sich auf einem reicheren Standort, dort trat als zusätzlich Baumart schon *Fraxinus excelsior* auf. Diese Aufnahme ähnelt zwei der drei erfassten Eschenbestände (Nr. 4 und 8). Der Spitz-Ahorn Vorwald ähnelt wohl aufgrund der auftretenden Arten der Blaubeer-Formengruppe den Kiefern-Vorwäldern. Auf mögliche kausale Zusammenhänge der Vegetationsdifferenzierung innerhalb der untersuchten Sukzessionswälder kann aufgrund der vorliegenden Daten nicht vertieft eingegangen werden, da nicht alle relevanten Informationen zu Standort und vorangegangener Nutzung vorlagen.

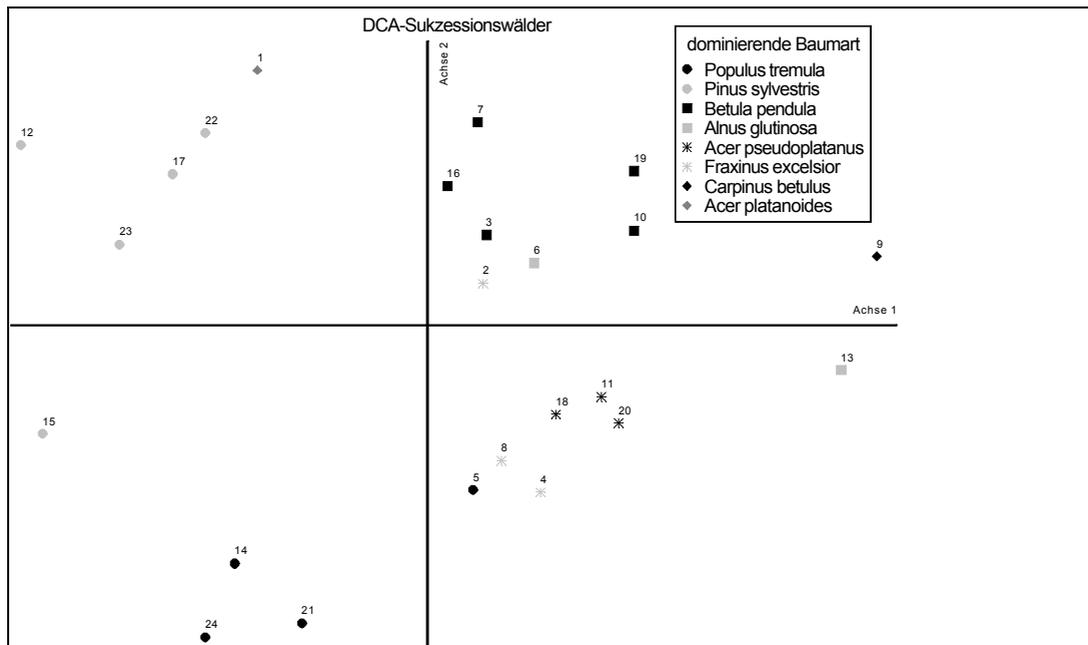


Abb. 26: DCA-Scatterplot der 24 Vegetationsaufnahmen

Tab. 35: Parameter der DCA-Achsen

Gesamtvarianz	9,7530		
	Achse 1	Achse 2	Achse 3
Eigenwert	0,8459	0,6254	0,4795
Länge des Gradienten	6,441	4,144	3,757

Die meisten Sukzessionswälder wurden auf schluffigem Sand nachgewiesen. Sieht man einmal vom stark sandigen Lehm ab, der nur einmal angetroffen wurde (Nr. 6), so gibt es auf allen Substraten unterschiedliche Entwicklungsmöglichkeiten (Tab. 36). Auf den mit Erlen-Vorwäldern bestandenen Flächen 6 und 13 herrschen zudem grundsätzlich andere Bedingungen (Nassstandort beziehungsweise organischer Standort mit Sandüberdeckung).

Neben dem Substrat ist auch der pH-Wert ein relevantes Standortmerkmal für die Entwicklung der Sukzessionsbestände. Auf sandigem Sand wurden ein Blaubeer-Kiefern-Vorwald sowie ein älterer Riesenschwingel-Birken-Vorwald gefunden. Bei höheren pH-Werten wurden ein Aspen-Vorwald und ein Spitz-Ahorn-Vorwald angetroffen. Auf schluffigem Sand entwickelten sich Kiefern-Vorwälder, die in der Krautschicht durch unterschiedliche Formengruppen charakterisiert waren. Auf den lehmigeren Substraten traten keine Kiefern-Vorwälder mehr auf. Entwickelt waren auf lehmigem Sand Bestände, in denen *Betula pendula*, *Carpinus betulus* oder *Acer pseudoplatanus* dominierten. Auch *Populus tremula* ist in der Lage, Vorwälder auf lehmigem Sand zu bilden. Mit höheren pH-Werten trat auf lehmigem Sand verstärkt die Riesenschwingel-Formengruppe in Erscheinung, die dann auf sandigem Lehm in allen nachgewiesenen Sukzessionsbeständen bestimmend wird (Tab. 36).

Tab. 36: Substrat und pH-Werte im Oberboden, dominierende Baumart und Vegetationsformen

Substrat	Nr.	pH-Wert	dominierende Baumart	Vegetationsform
sandiger Sand	15	3,8	<i>Pinus sylvestris</i>	Blaubeer-Kiefern-Vorwald
	3	3,8	<i>Betula pendula</i>	Riesenschwingel-Birken-Vorwald
	21	4,5	<i>Populus tremula</i>	Sauerklee-Riesenschwingel-Aspen-Vorwald
	1	5,6	<i>Acer platanoides</i>	Sauerklee-Blaubeer-Spitz-Ahorn-Vorwald
schluffiger Sand	12	3,4	<i>Pinus sylvestris</i>	Blaubeer-Kiefern-Vorwald
	23	3,8		Blaubeer-Sauerklee-Kiefern-Vorwald
	22	4,0		Sauerklee-Kiefern-Vorwald
	14	3,7	<i>Populus tremula</i>	Blaubeer-Sauerklee-Aspen-Vorwald
	24	3,8		
	16	4,3	<i>Betula pendula</i>	Sauerklee-Birken-Vorwald
	7	4,4		
	18	4,3	<i>Acer pseudoplatanus</i>	Riesenschwingel-Berg-Ahorn-Vorwald
	13	7,1	<i>Alnus glutinosa</i>	Riesenschwingel-Erlen-Vorwald
lehmiger Sand	9	4,0	<i>Carpinus betulus</i>	Sauerklee-Hainbuchen-Vorwald
	10		<i>Betula pendula</i>	Lungenkraut-Birken-Vorwald
	11	4,4	<i>Acer pseudoplatanus</i>	Riesenschwingel-Berg-Ahorn-Vorwald
	5	4,6	<i>Populus tremula</i>	Riesenschwingel-Aspen-Vorwald
stark sandiger Lehm	6	4,5	<i>Alnus glutinosa</i>	Riesenschwingel-Sauerklee-Erlen-Vorwald
sandiger Lehm	20	4,0	<i>Acer pseudoplatanus</i>	Riesenschwingel-Berg-Ahorn-Vorwald
	19	4,5	<i>Betula pendula</i>	Riesenschwingel-Birken-Vorwald
	2	6,7	<i>Fraxinus excelsior</i>	Riesenschwingel-Eschen-Vorwald

Bei der Artenverteilung der jeweiligen Formengruppen wurden lediglich eine Art der Flechten-Formengruppe und fünf Arten der Blaubeer-Formengruppe in den Sukzessionswäldern nachgewiesen (Tab. 37). Arten, die auf mäßig frischen Standorten für Rohhumus oder ärmere Humusformen charakteristisch sind, spielen somit kaum eine Rolle. Hingegen sind die für Moder typischen Arten der Sauerklee-Formengruppe mit insgesamt 24 Arten ebenso wie die für mullartigen Moder typischen Arten der Riesenschwingel-Formengruppe mit 17 Arten sehr gut vertreten. Die für Mull typische Lungenkraut-Formengruppe ist mit insgesamt neun Arten in den Aufnahmen enthalten. Innerhalb der durch einzelne Baumarten dominierten Sukzessionsbestände ist eine differenzierte Betrachtung erforderlich, da es zum Teil deutliche Unterschiede in der Trophie der Standorte gibt (vgl. Abschnitt 3.1).

Als besonders charakteristische Formengruppe wird die Blaubeer-Formengruppe lediglich in zwei Kiefern-Vorwäldern ausgewiesen. Eine nahezu ausgewogene Kombination von Arten der Blaubeer- und Sauerklee-Formengruppe, die wohl auf rohhumusartigen Moder hinweist, charakterisiert einen Kiefern-Vorwald, zwei Aspen-Vorwälder und mit leichter Dominanz der Sauerklee-Formengruppe den Spitz-Ahorn-Vorwald. Die Sauerklee-Formengruppe ist besonders charakteristisch für zwei der Birken-Vorwälder und den an diese Gruppe angeschlossenen Hainbuchen-Vorwald, während die Berg-Ahorn- und Eschen-Vorwälder (fast) ausschließlich durch die Riesenschwingel-Formengruppe geprägt werden. Zumeist treten in den Sukzessionswäldern auch Arten benachbarter Formengruppen auf, die zur Einschätzung herangezogen werden (Tab. 37).

Tab. 37: Anzahl der Arten der jeweiligen Vegetationsformengruppen in den untersuchten Flächen

	Kiefern-Vorwälder					Birken-Vorwälder						Ahorn-Vorwälder				Eschen-Vorwälder			Aspen-Vorwälder				Erlen-Vorwälder			Gesamt					
	Blaubeer-Kiefern-Vorwald	Blaubeer-Kiefern-Vorwald	Blaubeer-Sauerklee-Kiefern-Vorwald	Sauerklee-Kiefern-Vorwald	Riesenschwingel-Kiefern-Vorwald	Sauerklee-Hainbuchen-Vorwald	Sauerklee-Birken-Vorwald	Sauerklee-Birken-Vorwald	Riesenschwingel-Birken-Vorwald	Riesenschwingel-Birken-Vorwald	Lungenkraut-Birken-Vorwald	Sauerklee-Blaubeer-Spitz-Ahorn-Vorw.	Riesenschwingel-Berg-Ahorn-Vorwald	Riesenschwingel-Berg-Ahorn-Vorwald	Riesenschwingel-Berg-Ahorn-Vorwald	Riesenschwingel-Eschen-Vorwald	Riesenschwingel-Eschen-Vorwald	Eschen-Vorwald	Blaubeer-Sauerklee-Aspen-Vorwald	Blaubeer-Sauerklee-Aspen-Vorwald	Sauerklee-Riesenschw.-Aspen-Vorwald	Riesenschwingel-Aspen-Vorwald	Riesenschwingel-Sauerklee-Erlen-Vorw.	Riesenschwingel-Erlen-Vorwald							
Aufn.	15	12	23	22	17	9	16	7	3	19	10	1	11	18	20	2	8	4	24	14	21	5	6	13							
Flechten-Formengruppe	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1					
Blaubeer-Formengruppe	2	4	4	1	1	5	-	3	-	1	1	3	2	-	-	-	2	3	1	-	-	3	-	-	-	5					
Sauerklee-Formengruppe	2	1	3	5	6	12	2	8	4	2	7	3	16	4	3	3	6	11	2	2	-	5	4	4	3	1	7	4	2	5	24
Riesenschwingel-Formengruppe	1	1	-	1	6	8	1	5	3	3	7	1	12	1	3	5	7	9	5	2	-	5	1	3	4	3	6	4	5	6	17
Lungenkraut-Formengruppe	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	3	2	5	1	-	1	3	4	1	1	2	4	-	-	-	1	1	-	-	-	9

Tab. 38: Verteilung von Zeigerarten in den untersuchten Flächen

	Kiefern-Vorwälder					Birken-Vorwälder						Ahorn-Vorwälder				Eschen-Vorwälder			Aspen-Vorwälder				Erlen-Vorwälder			Gesamt					
	15	12	23	22	17	9	16	19	3	7	10	1	11	18	20	2	8	4	24	14	21	5	6	13							
Anzahl Arten Stickstoffzahl 1 - 3	2	3	3	1	2	7	-	2	1	1	-	4	4	-	-	1	5	1	-	2	3	4	5	-	-	9	-	1	1	16	
Anzahl Arten Stickstoffzahl 4 - 6	4	2	10	12	10	31	2	13	18	4	5	1	31	6	3	7	8	15	11	3	1	15	7	5	5	2	17	8	3	10	65
Anzahl Arten Stickstoffzahl 7 - 9	-	2	3	5	13	17	1	13	12	5	9	5	25	5	6	11	16	22	10	10	2	16	5	4	7	5	13	5	6	9	41
Anzahl Arten Reaktionszahl 1 - 3	2	4	3	-	1	6	-	4	1	1	1	-	4	5	-	-	-	5	2	-	-	2	3	3	-	-	5	1	-	1	11
Anzahl Arten Reaktionszahl 4 - 6	6	7	7	6	5	20	2	8	10	4	2	3	20	6	4	2	7	13	7	-	-	7	7	4	5	2	12	5	3	6	45
Anzahl Arten Reaktionszahl 7 - 9	-	-	6	11	7	21	2	7	12	2	4	3	21	1	3	4	12	15	9	8	5	17	5	4	5	4	15	5	3	6	49

Tab. 39: Übersicht über dominierende Baumarten in Sukzessionswäldern auf mineralischen unvernässten Standorten in Abhängigkeit von Stamm-Feuchte und Stamm-Nährkraftstufe

	R (Reich)	K (Kräftig)	M (Mittel)	Z (Ziemlich arm)	A (Arm)
Trocken					
Mäßig frisch	<u><i>Acer pseudoplatanus</i></u> <i>Fraxinus excelsior</i>	<u><i>Acer pseudoplatanus</i></u> <u><i>Betula pendula</i></u> <i>Fagus sylvatica</i> <i>Populus tremula</i>	<u><i>Betula pendula</i></u> <u><i>Pinus sylvestris</i></u> <u><i>Populus tremula</i></u> <i>Salix sp.</i>	<u><i>Acer platanoides</i></u> <u><i>Betula pendula</i></u> <u><i>Pinus sylvestris</i></u> <u><i>Populus tremula</i></u> <i>Quercus robur</i>	<i>Betula pend.</i> <i>Pinus sylv.</i> <u><i>Populus tremula</i></u>
Frisch		<i>Fagus sylvatica</i> <i>Fraxinus excelsior</i>	<i>Betula pendula</i> / <i>Pinus sylvestris</i>	<i>Betula pendula</i> <i>Pinus sylvestris</i>	

Quelle: Befragung der Forstämter und eigene Erhebungen (unterstrichen) sowie Karten der forstlichen Standortskartierung, letztere nicht für alle Untersuchungsgebiete vorliegend.

Bei den Zeigerwerten aller in den Aufnahmen auftretenden Arten sind sowohl Arten stickstoffarmer als auch bodensaurer Standorte deutlich weniger vertreten als Arten stickstoff- und basenreicher Böden (Tab. 38). Viele Arten verhalten sich zudem indifferent (vgl. Anhang A 2). Hinsichtlich des Spektrums der Zeigerwerte weisen die 24 untersuchten Standorte deutliche Unterschiede auf. Basenzeiger (Reaktionszahl 7 bis 9) fehlen lediglich auf den beiden mit Blaubeer-Kiefern-Vorwald bestandenen Flächen 15 und 12, während Arten stickstoffreicher Standorte (Stickstoffzahl 7 bis 9) nur auf einer der Flächen (Nr. 12) fehlen. Auf die standörtlichen Unterschiede zwischen beiden Flächen geht Abschnitt 3.3 sowie Tab. 36 ein.

Es fällt zudem auf, dass sowohl Säurezeiger (Reaktionszahl 1 bis 3) als auch Arten stickstoffarmer Standorte (Stickstoffzahl 1 bis 3) insbesondere in den Riesenschwingel-Bergahorn-Vorwäldern (Fläche 11, 18, 20) fast vollständig fehlen. Arten stickstoffreicher Standorte (Stickstoffzahl 7 bis 9) überwiegen im Riesenschwingel-Bergahorn-Vorwald, können aber auch in einigen der Kiefern- und Birken-Vorwälder einen hohen Anteil der auftretenden Arten darstellen (Tab. 38).

In Abhängigkeit von Stamm-Feuchte und Stamm-Nährkraft wurden die meisten Sukzessionswälder auf mineralischen unvernässten Standorten im mäßig frischen Bereich angetroffen (Tab. 39). Aus dem trockenen Bereich lagen keine, aus dem frischen Bereich deutlich weniger Meldungen vor. Zudem wird deutlich, dass sowohl die nährstoffreichsten als auch die nährstoffärmsten Standorte nur durch wenige Baumarten charakterisiert sind, auf den drei mittleren Stufen aber deutlich mehr Möglichkeiten der Entwicklung möglich sind (Tab. 39).

Ordnet man die nachgewiesenen Vegetationsformen nach den Standortgruppen, wobei diese aufgrund der geringen Stichprobe zum Teil zusammengefasst wurden, und nach dem Zeitpunkt der Nutzungsaufgabe, sofern dieser bekannt oder verlässlich abschätzbar ist, so zeigt sich die Bedeutung des Zeitpunkts der Nutzungsaufgabe (Tab. 40).

Auf den älteren Flächen, auf denen die Nutzung lediglich bis etwa 1960 erfolgte, waren auf armen bis mittleren Standorten Kiefern-Vorwälder ausgebildet. Diese gehören derzeit zur Vegetationsform Blaubeer-Kiefern-Vorwald. Bei Nutzungsaufgabe in jüngerer Zeit (nach 1970) weisen die Flächen eine deutlich höhere Trophie auf und sind auf armen bis ziemlich armen Standorten durch Kiefern- oder Spitz-Ahorn-Vorwälder gekennzeichnet, in denen neben der Blaubeer-For-

mengruppe die Sauerklee-Formengruppe von Bedeutung ist. Auf mittleren Standorten wurden Sauerklee- oder Riesenschwingel-Kiefern-Vorwälder nachgewiesen (Tab. 40).

Tab. 40: Standortsgroupe und Nutzungsaufgabe ausgewiesener Vegetationsformen

	Arme und ziemlich arme Standorte (A2, Z2)	Mittlere Standorte (M2)	Kräftige und reiche Standorte (K2, R2)
Nutzungsaufgabe bis etwa 1960	Blaubeer-Kiefern-Vorwald (12)	Blaubeer-Kiefern-Vorwald (15)	Sauerklee-Birken-Vorwald (16) Riesenschwingel-Birken-Vorwald (19) <i>Lungenkraut-Birken-Vorwald (10)</i> <i>Sauerklee-Hainbuchen-Vorwald (9)</i> <i>Riesenschwingel-Berg-Ahorn-Vorwald (11)</i>
Nutzungsaufgabe nach 1970	Blaubeer-Sauerklee-Kiefern-Vorwald (23) <i>Sauerklee-Blaubeer-Spitz-Ahorn-Vorwald (1)</i> <i>Sauerklee-Riesenschwingel-Aspen-Vorwald (21)</i>	Sauerklee-Kiefern-Vorwald (22) Riesenschwingel-Kiefern-Vorwald (17)	Riesenschwingel-Berg-Ahorn-Vorwald (18, 20) <i>Riesenschwingel-Aspen-Vorwald (5)</i>

Kursiv: Nutzungsaufgabe aus dem Alter der Bestände oder Standortgruppe nach dem Substrat geschätzt.

Bei den kräftigen und reichen Standorten, auf denen die Nutzungsaufgabe bis etwa 1960 erfolgte, dominiert die Birke als Hauptbaumart. Hier wurde eine Vielzahl von Möglichkeiten der Entwicklung in der Krautschicht beobachtet. Die Entwicklung eines Riesenschwingel-Berg-Ahorn-Vorwaldes auf der Insel Vilm fällt ebenfalls in diesen Zeitraum. Auf kräftigen bis reichen Standorten, die nach 1970 aus der Nutzung fielen, wurden keine Birken-Vorwälder gefunden. Der Berg-Ahorn scheint hingegen in Kombination mit der Riesenschwingel-Formengruppe auf diesen Standorten in jüngerer Zeit an Bedeutung zu gewinnen (Tab. 40).

2.5.3 Naturräumliche Aussagen

Die Methode komplexer Standortsbetrachtung auf topischer Ebene und deren Zusammenfassung zu Mosaiktypen auf chorischer Ebene (KOPP et al. 1982) eröffnet die Möglichkeit, Naturräume nicht nur in einem zeitweiligen Zustand, sondern in ihrer dynamischen Entwicklung zu charakterisieren. In der Naturraumkarte Mecklenburg-Vorpommerns können Erkenntnisse von Detailkartierungen auf topischer Ebene in die chorische (Mosaik-) Ebene übertragen werden. Dadurch ist der Übergang von punktuell erfassten Gegebenheiten zu einer flächendeckenden Landschaftsanalyse und -bewertung möglich. Die von uns durchgeführten Untersuchungen können allerdings aufgrund der geringen Stichprobenzahl nur erste Hinweise geben.

Nimmt man eine Auswertung nach der Substratgruppierung auf chorischer Ebene vor (Tab. 41), so zeigt sich, dass im Bereich der Sand-Mosaik überwiegend Kiefern-Vorwälder, aber auch Birken-, Ahorn- oder Aspen-Vorwälder angetroffen wurden. Bei höherer Nährkraft wurde ein Erlen-Vorwald nachgewiesen. Im Bereich der Sand-Geschiebelehm-Mosaik wurden bisher lediglich Birken-Vorwälder untersucht. Eschen-Vorwälder wurden in durch Sand-Geschiebelehm-Kreide- oder Geschiebelehm-Mosaik gekennzeichneten Naturräumen angetroffen.

Tab. 41: Naturräumliche Komponenten der untersuchten Bestände

Substrat	Nr.	Nährkraft		Hydromorphie	Dominierende Baumart
Sand-Mosaike	21	ziemlich arm	feucht	anhydromorph	<i>Populus tremula</i>
	1		küstenfeucht	mäßig hydromorph	<i>Acer platanoides</i>
	23	mittel	mäßig küstenfeucht	anhydromorph	<i>Pinus sylvestris</i>
	12				<i>Pinus sylvestris</i>
	17				<i>Pinus sylvestris</i>
	22				<i>Pinus sylvestris</i>
	16				<i>Betula pendula</i>
	18	<i>Acer pseudoplat.</i>			
13	mittel bis kräftig			<i>Alnus glutinosa</i>	
Sand-Geschiebelehm-Mosaike	3	kräftig bis reich	küstenfeucht	anhydromorph	<i>Betula pendula</i>
	7		feucht		<i>Betula pendula</i>
Sand-Geschiebelehm-Kreide-Mosaike	4	kräftig	küstenfeucht	anhydromorph	<i>Fraxinus excelsior</i>
Geschiebelehm-Sand-Mosaike	15	kräftig	mäßig küstenfeucht	anhydromorph	<i>Pinus sylvestris</i>
	10			anhydromorph	<i>Betula pendula</i>
	9				<i>Carpinus betulus</i>
	11				<i>Acer pseudoplat.</i>
	14				<i>Populus tremula</i>
	6	feucht	stark hydromorph	<i>Alnus glutinosa</i>	
Geschiebelehm-Mosaike	20	kräftig bis reich	mäßig trocken	mäßig hydromorph	<i>Acer pseudoplat.</i>
	19	reich	feucht	wenig hydromorph	<i>Betula pendula</i>
	8		mäßig küstenfeucht	anhydromorph	<i>Fraxinus excelsior</i>
	2		küstenfeucht		<i>Fraxinus excelsior</i>

Im Bereich der Geschiebelehm-Sand-Mosaike sind ebenfalls vielfältige Entwicklungen möglich, es zeigt sich der differenzierende Einfluss der Hydromorphiekomponente. Unter stark hydromorphen Verhältnissen und feuchtem Klima etablierte sich auf Fläche 6 *Alnus glutinosa* als dominante Vorwaldart. Bei anhydromorphen Verhältnissen und mäßig küstenfeuchtem Klima treten mehrere Möglichkeiten der Bestandsentwicklung auf, die sich durch keine der betrachteten Komponente unterscheiden. Bei den Geschiebelehm-Mosaiken deuten sich Unterschiede im Hydromorphiegrad und den Klimastufen an. Hier traten die Bestände Nr. 19 und 20 auf, die aus waldbaulicher Sicht am meisten überzeugten.

Die Klimastufe weist möglicherweise schon auf Unterschiede bei den Baumarten Berg-Ahorn und Esche hin, die Esche bevorzugt etwas das küstenfeuchte Klima, während der Berg-Ahorn auch im mäßig trockenen Klima angetroffen wurde. Zur Absicherung und Vervollständigung der Aussagen sind weitere Erhebungen erforderlich.

2.6 Diskussion

2.6.1 Sukzession beeinflussende Faktoren

(A. Küstner & B. Litterski)

In Abhängigkeit von den Standortverhältnissen kann sich eine Vielzahl von Baumarten durch spontane sekundäre Sukzession etablieren. Kennzeichnendes Merkmal der Sukzession auf Ackerflächen scheint die rasche Besiedlung durch eine Baumart zu sein, in Abhängigkeit von den Standortverhältnissen erfolgen die Verjüngung und das Auftreten weiterer Gehölze.

Sekundärsukzessionen verlaufen nach dem Initial-Floristic-Composition-Modell (EGLER 1954, zitiert in SCHÖLCH 1998), nach dem die Besiedlung einer Landfläche durch nahezu alle vorhandenen Arten erfolgt. Bäume verschiedener Arten, Pionier- und Schlusswaldarten, können also bereits in der Anfangsphase der Sukzession vorhanden sein, dadurch ergibt sich eine große Vielzahl von Möglichkeiten. SCHÖLCH (1998) weist für Kahlflächen in Baden-Württemberg die Gültigkeit des Modells nach. In der Literatur werden verschiedene Faktoren diskutiert, die die Sukzession brach gefallener Flächen beeinflussen.

Das Makroklima, insbesondere thermische und hygrische Faktoren, beeinflusst die regional vorhandenen Artenkombinationen, damit wird auch der Sukzessionsverlauf grundlegend geprägt. Es liegen aber nur wenige, vergleichbare Untersuchungen über größere geographische Räume vor. Auf die Bedeutung des Makroklimas als prägenden Landschaftsfaktor verweisen PRACH & ŘEHOUNKOVÁ (2006). Ein Breiten- oder Längengrad-abhängiges Muster der Sukzessionsprozesse konnten PRACH et al. (2007) nicht finden, doch zeigte sich eine Abnahme von Waldarten in trockeneren und wärmeren Regionen. KLOTZ (1997) stellt fest, dass „eine zu erwartende Gebüschbeziehungsweise Vorwaldentwicklung unter den Bedingungen des mitteldeutschen Trockengebietes wahrscheinlich bedeutend länger dauert als angenommen beziehungsweise durch Sukzessionsexperimente in niederschlagsreicheren Gebieten in Deutschland belegt wird“. Diese Aussage stützt sich unter anderem auf Untersuchungen des 1987 angelegten Dauersukzessionsversuches Zöberitz. SCHIEFER (1981) stellte bei Untersuchungen auf Bracheflächen in Baden-Württemberg fest, dass die Geschwindigkeit der Vegetationsentwicklung mit zunehmender Höhenlage und kühlerem Klima abnimmt. Auf Standorten kühl-montaner Klimalage kam es zur Streuakkumulation (SCHIEFER 1981). Auch SCHREIBER (1993) weist auf den Einfluss klimatischer Bedingungen in Hinblick auf die Geschwindigkeit der Sukzession hin. KOHLER & SUKOPP (1963) betonen die Abhängigkeit der Gehölzentwicklung von mikroklimatischen Verhältnissen, so trat in Berlin im Schutz einer südexponierten Hauswand ein Reinbestand von Robinie auf, während sich unweit davon unter einer nordexponierten Hauswand ein Ahornbestand entwickelt hat.

Der Charakter der umgebenen Landschaft wird von vielen Autoren als entscheidend für den Verlauf einer Sukzession angesehen (PICKETT et al. 1987, TILMAN 1988 zitiert in PRACH et al. 2007, WALKER & DEL MORAL 2003). Die Erreichbarkeit des Wuchsortes hat eine besondere Relevanz (ELLENBERG 1956) für die Besiedlung offener Flächen und die darauf folgende Sukzession (SCHMIDT 1981, MÜLLER & BOLTE 1985 zitiert in MÜLLER & ROSENTHAL 1998). Rand-Effekte werden von DOVČIAK et al. (2005) als oft bedeutend eingeschätzt. PRACH et al. (2001) unterscheiden bei frühen Sukzessionsstadien zwei grundlegende Gruppen von Sukzessionsserien, die „ruderales“ Gruppe tritt in landwirtschaftlich genutzten oder urbanen Räumen auf, während die „nicht-ruderales“ Gruppe in waldgeprägten Landschaften auftritt. In späteren Sukzessionsstadien,

die durch Gräser und eingestreute Bäume und Sträucher charakterisiert sind, treten die Unterschiede zurück (PRACH et al. 2001). Vor allem die Entfernung zu samenspendenden Mutterbäumen sowie deren Samenproduktion bestimmt, ob sich Bäume auf einer Brachfläche ansiedeln können (MEISEL & HÜBSCHMANN 1973, HARD 1975, WOLF 1980, FABER 1982, OLSSON 1987, SCHMIDT 1993, 1998, LEDER 2001, GARDESCU & MARKS 2004).

Das Nährstoffangebot am Standort wird von vielen Autoren als ein entscheidender Faktor für die Sukzession beschrieben (MEISEL & HÜBSCHMANN 1973, VON BORSTEL 1974, HARD 1975, PICKETT et al. 1987, TILMAN 1988 zitiert in PRACH et al. 2007, SCHMIDT 1993, WALKER & DEL MORAL 2003 zitiert in PRACH et al. 2007, PRACH et al. 2001, PRACH et al. 2007). Die schnelle Einwanderung von Gehölzen auf Sandpionierflächen hat allerdings gezeigt, dass die früher aufgestellte Hypothese, wonach Sukzessionen vor allem nährstofflimitiert sind und das Stickstoffangebot darüber entscheidet (TILMAN 1988 zitiert in MÜLLER & ROSENTHAL 1998, TILMAN 1990 zitiert in RODE et al. 1996), nicht haltbar ist (MÜLLER & ROSENTHAL 1998). Auf eutrophen Standorten postulieren MÜLLER & ROSENTHAL (1998) eine stark verzögerte Bewaldung (außer bei „safe site“- induzierten Waldsukzessionen), während auf oligotrophen Standorten mit einer rapiden Gehölzsukzession zu rechnen ist, sofern die Etablierung der Jungpflanzen nicht durch Nässe, Trockenheit oder zoogene Einflüsse verhindert wird. In der Bergbaufolgelandschaft verläuft die Besiedlung auf tertiären Substraten langsamer als auf quartären Substraten (KLEINKNECHT 2001). Studien zeigten, dass die Bedeutung der Stickstoffzeiger in den zurückliegenden Jahrzehnten in den Wäldern Mitteleuropas generell zugenommen hat (FISCHER 1999), dies hat auch Konsequenzen für die Etablierung von Sukzessionswäldern.

Auch die Bodenfeuchte wird als wichtiger Faktor genannt (PICKETT et al. 1987, TILMAN 1988 zitiert in PRACH et al. 2007, WALKER & DEL MORAL 2003 zitiert in PRACH et al. 2007, PRACH et al. 2001, PRACH et al. 2007). Hohe Grundwasserstände und allzu lange Überschwemmungen können ein Aufkommen von Gehölzen verhindern (MÜLLER & ROSENTHAL 1998), ebenso Sommertrockenheit auf durchlässigen Böden (FRESE unveröff. zitiert in MÜLLER & ROSENTHAL 1998). In Untersuchungen ungestörter Sukzession auf Bracheparzellen in Baden-Württemberg konnte gezeigt werden, dass die frühe Vegetationsentwicklung auf mäßig frischen Standorten viel größer als auf trockenen Standorten ist (SCHIEFER 1981). Vor allem auf mäßig frischen bis trockenen und auf nassen Standorten kommt es zur Anhäufung dichter Streudecken (SCHIEFER 1981).

Witterungsbedingungen (Spätfröste und Frosttrocknis) können die Sukzession sehr stark beeinflussen (WOLF 1980, SCHMIDT 1981, SCHREIBER 1997, DOVČIAK et al. 2005), besonders die Bedingungen der ersten Vegetationsperiode bestimmen die Zusammensetzung der Strauchschicht (HARD 1972 zitiert in SCHMIDT 1981, SCHMIDT 1981) und damit den Ausgangspunkt für die Wiederbewaldung. Die Bedeutung zufälliger Ereignisse betonen auch SCHMIDT (1983) und MÜLLER & ROSENTHAL (1998).

Der Verlauf von Sukzessionen auf Brachflächen hängt maßgeblich von der früheren Bewirtschaftung der Fläche ab (HARD 1975, PICKETT et al. 1987, TILMAN 1988 zitiert in PRACH et al. 2007, PRACH et al. 2007). MC CUNE & ALLEN (1985) zeigten eine Korrelation zwischen unterschiedlichen Waldsukzessionen auf einander sehr ähnlichen Standorten mit ihren unterschiedlichen historischen Entwicklungen. Die frühere Bewirtschaftung beeinflusst die Samenbank, aus welcher wiederum der Bewuchs am Anfang der Sukzession maßgeblich resultiert. Die Ausgangsvegetation stellt, durch die Dichte der Grasnarbe, eine Wurzelkonkurrenz für Baumkeimlinge dar (RÖH-

RIG 1966 zitiert in FABER 1982, MEISEL & HÜBSCHMANN 1973, WOLF 1980, SCHMIDT 1981, FABER 1982, SCHMIDT 1983). Bei dichter Grasnarbe können Gehölze nur auf sogenannten „safe sites“ (MÜLLER & ROSENTHAL 1998), vegetationslosen Kleinflächen, z. B. durch Maulwürfe, Ameisen oder Wühlmäuse (FABER 1982) keimen. Neben der Wurzelkonkurrenz um Nährstoffe und Wasser kann auch die Konkurrenz um Licht hemmend auf das Wachstum der Baumkeimlinge wirken (SCHMIDT 1981, 1983, MÜLLER & ROSENTHAL 1998). Die Einwanderung von Gehölzen wird durch die Dichte der aus abgestorbenen Pflanzenresten bestehenden Narbe erschwert (FABER 1982). SCHREIBER (1997) stellt fest, dass die mehr oder weniger dichte Grasnarbe brachliegender Rasen keinesfalls ungünstig für die Keimung von Gehölzen ist. Eine verdämmende Wirkung liegt selten vor.

Die Verbreitungseigenschaften der Bäume, wie die Art der Samenverbreitung, der Zeitpunkt des Samenfluges, der Zeitpunkt des Keimens und die Samenmenge sind eine der Ursachen für die Entstehung verschiedener Wiederbewaldungstypen (FABER 1982, MÜLLER & ROSENTHAL 1998). Der Erfolg von Regenerationsbestrebungen wird trotz geeigneter Standortbedingungen häufig durch die geringe Langlebigkeit der Samen vieler Zielarten im Boden sowie mangelnder Zuwanderung aufgrund fehlender Diasporenquellen und/oder Ausbreitungsmedien begrenzt (KAPFER 1988, MÜLLER et al. 1992, ROSENTHAL 1992, HELLBERG 1995, BAKKER et al. 1997, POSCHLOD et al. 1997 alle zitiert in MÜLLER & ROSENTHAL 1998). Doch auch die vegetative Einwanderung von Gehölzen durch Polykormone ist möglich (JAKUCS 1969, LOHMEYER & BOHN 1973, HARD 1975, WOLF 1980, MÜLLER & ROSENTHAL 1998).

Der Zusammenhang zwischen Zeit und Vegetationsentwicklung wird oft überschätzt (FABER 1982). Die „zeitlichen Überschneidungen sind im Einzelnen so groß, dass eine allgemeingültige zeitliche Fixierung des Entwicklungsverlaufs nicht abgeleitet werden kann“ (VON BORSTEL 1974). PRACH & ŘEHOUNKOVÁ (2006) finden dagegen, dass von 36 weltweit, verteilten Studien über Sukzessionen das Alter des Bestandes in 23 Fällen signifikant die Vegetation beeinflusst.

Weiter werden Faktoren, wie Störeinflüsse durch Mahd und Verbiss durch Wild oder Weidetiere (WOLF 1980, SCHMIDT 1981, FABER 1982, ELLENBERG 1988 zitiert in MÜLLER & ROSENTHAL 1998, MÜLLER & ROSENTHAL 1998) und Insektenkalamitäten (BROWN & GANGE 1992, DAVIDSON 1993 zitiert in MÜLLER & ROSENTHAL 1998) diskutiert. Naturverjüngungen können durch Schalenwild-Verbiss in der Vitalität und Individuendichte beeinflusst werden, dies kann bis zur völligen Ausschaltung der Verjüngung führen (vgl. z. B. JEDICKE & HAKES 2005). Dornsträucher, wie die sich durch Polykormonbildung ausbreitende Schlehe (*Prunus spinosa*), können vor Verbiss schützen. Untersuchungen im östlichen Nordamerika zeigten, dass dichte Bestände von Sträuchern einen Einfluss auf die Vegetationsentwicklung haben können, indem sie das Eindringen von Bäumen für Jahrzehnte verhindern (NIERING et al. 1986, PUTZ & CANHAM 1992, zitiert in GARDESCU & MARKS 2004). Etablierte Sämlinge von Sträuchern sind oftmals widerstandsfähiger und wachsen oft schneller als Sämlinge von Bäumen (GARDESCU & MARKS 2004).

2.6.2 Zeitdauer der Sukzession (A. Küstner & B. Litterski)

Eine allgemeingültige Antwort auf die Frage, wann Bäume eine brachliegende Fläche besiedeln, lässt sich nicht geben. In der Literatur findet man oft Angaben zwischen 10 und 15 Jahren (auf frischen bis feuchten Standorten) (FALINSKI 1980, MAYER 1992, PRACH et al. 2007). MEISEL & HÜBSCHMANN (1973) fanden erste Holzgewächse auf fünf- bis zehnjährigen Brachen. Anderer-

seits wird beschrieben, dass Baumkeimlinge schon in der ersten Vegetationsperiode auftreten und nach nur vier Jahren eine Strauchschicht bilden können (SCHMIDT 1981), nach 25 Jahren erreichen die höchsten Bäume auf tiefgründigem Auenlehm eine Höhe von 25 m (SCHMIDT 1993). Ackerbrachen werden nur von Gehölzen erobert, wo Baum- und Straucharten bereits in den ersten Jahren aufkommen und noch wenig von Konkurrenten bedrängt werden (SCHMIDT 1983).

Die von HARD (1976) postulierte Gehölzfreiheit von Wiesenbrachen für einen langen Zeitraum wird von MÜLLER & ROSENTHAL (1998) aufgrund von eigenen Beobachtungen und Studien von SCHREIBER (1993, 1997) teilweise in Frage gestellt. Es wird jedoch auch von Flächen berichtet, die nach jahrzehntelangem Brachliegen keinen Baumbewuchs zeigen (WOLF et al. 1984 zitiert in MÜLLER & ROSENTHAL 1998, LEPŠ & ŠTURSA 1989, BETTINGER 1996 zitiert in MÜLLER & ROSENTHAL 1998, SCHREIBER 1997, RUPRECHT 2005).

Durch seit 1976 durchgeführte detaillierte Untersuchungen zur Gehölzdeckung im NSG Leutratl bei Jena, Darstellung durch Strukturbilder und Modellierung konnte festgestellt werden, dass sich der Prozess der Verbuschung und Wiederbewaldung über einen Zeitraum von 50 bis 100 Jahren erstreckt. Die zeitliche Entwicklung der Bäume ist standort- und nutzungsabhängig (HEINRICH & VOIGT 2007). HAKES (1987) schilderte, wie Enzian-Schillergrasrasen mit besonders günstiger Disposition nach 20 bis 25 Jahren von Kiefern-Pionierwäldern bedeckt waren.

Auch SCHREIBER (1993, 1997) konstatierte, dass die Geschwindigkeit der Etablierung und Ausdehnung von Gehölzen von Standortverhältnissen gesteuert wird. Er führte Beispiele von Studien auf, nach denen eine Wiederbewaldung auf brachgefallenen Wiesen und Weiden einen Zeitraum von etwa 30 Jahren umfasst. Auf fruchtbarsten Standorten sind beispielsweise nach nicht einmal 20 Jahren über 10 m hohe Eschen-Ahornwälder entstanden.

Die Bedeutung der Standortverhältnisse wird auch durch unsere Untersuchungen bestätigt. Bei vorangegangener Ackernutzung bis 1985 war auf sandigem Lehm bereits im Jahr 2007 ein ca. 17 Meter hoher Riesenschwingel-Berg-Ahorn-Vorwald entwickelt, auf schluffigem Sand war 2007 hingegen nur ein ca. 13 Meter hoher Riesenschwingel-Berg-Ahorn-Vorwald vorhanden, obwohl die Aufgabe der Ackernutzung bereits 1970 erfolgte. Zur Nutzungsabhängigkeit der zeitlichen Entwicklung von Baumarten sind keine genaueren Angaben möglich, da zumeist ehemalige Ackerstandorte untersucht wurden.

2.6.3 Vorwaldgesellschaften und Standort (B. Litterski)

Bei sekundären Sukzessionswäldern ist davon auszugehen, dass sich mehrere relevante Vorgänge bei ihrer Herausbildung überlagern. Eine klare begriffliche Trennung ist erforderlich. Im Verlauf einer Sukzession können exogene Faktoren (z. B. Standortmerkmale einschließlich ihrer Veränderungen infolge menschlicher Einflüsse) und endogene Faktoren wirken. Es wird angenommen, dass bei einer progressiven Sukzession, einer Vegetationsentwicklung im Sinne der soziologischen Progression, endogene Faktoren gegenüber den exogenen Faktoren zunehmend an Bedeutung gewinnen. Mit zunehmender Organisationshöhe beeinflusst die Vegetation immer stärker ihren Standort, z. B. durch Bodenentwicklung und Ausbildung eines Mikroklimas (DIERSCHKE 1994). Diese Tatsachen lassen sich an Primärsukzessionen auf Dünen sehr gut beobachten. Auf trockenen humusarmen Graudünen, auf denen vor 1990 die Sukzession durch Küstenschutzmaßnahmen ständig unterbrochen wurde und auf denen sich nach wenigen Jahren die Gesellschaft

Festuco-Galietum littoralis einstellte, siedeln sich derzeit junge Kiefern an. Diese Ansiedlung geht sofort mit einer Veränderung der auftretenden Arten und Veränderungen von Standortbedingungen einher, Arten angrenzender lichter Dünenkiefernwälder (z. B. *Avenella flexuosa*, *Cladonia*-Arten, *Cetraria islandica*) sind schon in diesen frühen Stadien der Waldentwicklung anzutreffen. Schlussfolgert man von den Arten auf den Standort, dann wird er bodensaurer und humusreicher. Geht man von der Tatsache aus, dass in frühen Stadien exogene Faktoren stärker bestimmend sind, im Verlauf der Höherentwicklung die Vegetation hingegen den Standort in zunehmendem Maße bestimmt, dann ergibt sich als Konsequenz, dass frühe Entwicklungsstadien einen stärkeren Bezug zum Standort aufweisen und die standörtliche Vielfalt mit zunehmender Vegetationsentwicklung ohne Nährstoff entziehende Nutzungen eingeengt wird. KOPP et al. (2002) weisen darauf hin, dass sich in Totalreservaten ohne Holznutzung ein Zustand einstellt, der das Standortsspektrum eingeschränkter widerspiegelt, als ein Stoffkreislauf mit nachhaltiger Holznutzung. Das in Europa entwickelte Konzept der Polyklimax-Theorie geht davon aus, dass sich in Abhängigkeit von den Standortverhältnissen verschiedene Schlussgesellschaften einstellen (DIERSCHKE 1994).

Allerdings muss festgestellt werden, dass Klimax-Theorien und die darauf aufbauenden Konzepte zur Potentiell natürlichen Vegetation beziehungsweise zur Stamm-Vegetationsform sich nur auf einen bestimmten Zeitpunkt beziehen. Die Potentiell Natürliche Vegetation (PNV) ist „die gedanklich festgelegte (schlagartig vorhandene), höchstentwickelte Vegetation (Schlussgesellschaft), die den zu diesem Zeitpunkt gegebenen Standortbedingungen entspricht“ (DIERSCHKE 1994). Anthropogene Veränderungen werden berücksichtigt, allerdings weniger die Standortveränderungen, die innerhalb der Entwicklung von Gesellschaften ablaufen. Es ist davon auszugehen, dass sich im Laufe der Waldentwicklung verschiedene miteinander korrespondierende Vegetations- und Standortzustände einstellen und eine Bodenverbesserung stattfindet. Die Nährstoff-Anreicherung im Verlauf der Sukzessionen und die sich daraus ergebenden Schwachstellen der PNV diskutiert LEUSCHNER (1997).

Im Laufe einer Sukzession lösen sich verschiedene Waldentwicklungsstadien ab. Man unterscheidet dabei gewöhnlich Vorwald, Zwischenwald und Hauptwald, wobei vorrangig Baumarten zur Abgrenzung der Waldstadien herangezogen werden. Diese Unterscheidung nach den Baumarten hat aber bei sehr rasch verlaufenden Veränderungen (vgl. z. B. KOPP 2003b), doch deutliche Schwächen, da die Lebensform der Phanerophyten sehr lange auf einem Standort verharren kann, auch wenn sich die Standortbedingungen schon längs verändert haben. Zudem zeigt die vorliegende Studie, dass bei sekundären Sukzessionen nicht nur die klassischen Pionierbaumarten sondern auch Arten späterer Waldentwicklungsstadien in der Lage sind, Vorwälder zu bilden.

Die vorliegende Untersuchung bestätigt, dass die im Rahmen der forstlichen Standorterkundung erarbeiteten Unterlagen auch für die Charakterisierung der Sukzessionswälder eine wichtige Grundlage darstellen und unter den veränderten Bedingungen des Landnutzungswandels weiterentwickelt werden müssen. Weiterhin konnte gezeigt werden dass sich in Abhängigkeit von den Standortverhältnissen eine Vielzahl von Baumarten durch spontane sekundäre Sukzession etablieren kann. Kennzeichnendes Merkmal der Sukzession auf Ackerflächen scheint die rasche Besiedlung durch eine Baumart zu sein. In Abhängigkeit von den Standortverhältnissen erfolgen die Verjüngung und das Auftreten weiterer Gehölze.

Bei den im Verlauf von sekundären Sukzessionen sich etablierenden Vorwaldgesellschaften zeigt sich eine größere Vielfalt, als bei den im Rahmen der Darstellung von Stamm-Vegetationsformen

aufgeführten Vorwald-Beständen [vgl. LFG 1999 (Entwurf Kopp & Jeschke 1992)]. Während jene (vgl. LFG 1999, S. 337 ff.) zwischen Birken-, Birken-Kiefern- und Kiefern-Birken-Vorwald in Abhängigkeit von Klima-, Stamm-Feuchte- und Stamm-Nährkraft-Stufe differenzieren und der Kiefer lediglich im Bereich der Stamm-Nährkraftstufe Arm Bedeutung beimessen, zeigen unsere Untersuchungen der sekundären Sukzession eine breitere Amplitude der Kiefer sowie das Auftreten weiterer Vorwaldarten (z. B. *Acer pseudoplatanus*).

KOPP (2003b) bezeichnet Vorwälder, die sich nach Aufgabe der Nutzung auf Acker- oder Grünlandflächen entwickeln, als Regradationsvorwälder. In einer Darstellung, die sich auf das (innen-) feuchte Küstenklima bezieht, (KOPP 2003b, S. 28) wird postuliert, dass sich diese Regradationsvorwälder bei Abweichungen von ein bis vier Nährkraftstufen von der Stamm-Nährkraft einstellen. Bei geringen Abweichungen um eine Stufe unterscheidet KOPP (2003b, S. 28) in Abhängigkeit von der Stamm-Nährkraftstufe folgende Regradationsvorwälder:

Reich	Riesenschwengel-Birken-Regradationsvorwald
Kräftig	Sauerklee-Birken-Regradationsvorwald
Mittel	Sauerklee-Drahtschmielen-Birken-Regradationsvorwald
Ziemlich Arm	Drahtschmielen-Kiefern-Birken-Regradationsvorwald
Arm	Heide-Kiefern-Regradationswald.

In den von uns im mäßig küstenfeuchten Klima durchgeführten Untersuchungen der sekundären Sukzessionswälder befinden sich drei der auf Usedom detailliert untersuchten Flächen (1=12, 4=16, 5=18) in Hinblick auf die Nährkraft die Zustands- und Stammeigenschaften des Bodens weitestgehend in Einklang (vgl. Tab. 5 und 32). Bei den beiden anderen, nahe gelegenen Standorten (2=15 und 3=14) gibt es Abweichungen, die aber wohl Folge der im reliefreichen Gebiet stark wechselnden Stamm-Eigenschaften sind. Es ist wahrscheinlich, dass diese beiden Gebiete nicht durch die Stamm-Nährkraftstufe M, sondern durch jeweils andere Stamm-Nährkraftstufe gekennzeichnet sind. Möglicherweise hat sich in Folge der Ackernutzung in der reliefreichen Landschaft eine Veränderung der Stammeigenschaften ergeben.

Betrachtet man die Vegetationsentwicklung, so zeigen sich einige interessante Gesichtspunkte. Auf der Fläche 5 befinden sich alle erhobenen Parameter in Einklang. Es liegt die Vermutung nahe, dass Fremdstoffeinflüsse (Basen- und Stickstoffeutrophierung) in gleichem Maße wirkten und nach der Aufgabe der Ackernutzung (1970) sich auf dem kräftigem Standort der Riesenschwengel-Bergahorn-Vorwald in Harmonie zu den gegebenen, gleichlaufend veränderten Standortverhältnissen etablieren konnte.

Auf Fläche 4, bei der es sich ebenfalls um einen kräftigen Standort handelt, entwickelte sich, in Übereinstimmung mit KOPP (2003b), ein Sauerklee-Birkenvorwald. Die ackerbauliche Nutzung wurde hier bereits 1960 aufgegeben. Folgt man der forstlichen Standortlehre, so weist die Vegetationsentwicklung einen um eine Stufe ärmeren Zustand auf, als die Standorteigenschaften. Es gibt zudem keine Übereinstimmung der Stickstoff- und der Säure-Basenstufe, die Stickstoffstufe ist niedriger als die Säure-Basenstufe. Die genauen Ursachen können im Rahmen der Studie nicht geklärt werden, möglicherweise spielt aber der Zeitpunkt der Nutzungsaufgabe eine Rolle für die unterschiedliche Entwicklung. Es ist eine bekannte Tatsache, dass die Stickstoffdüngermengen insbesondere in den 1950er Jahren noch sehr gering waren (vgl. LITTERSKI 2005), zudem akkumuliert sich der Stickstoff aus der Luft auf den Flächen. Möglicherweise kam es bei stickstoffär-

meren Ausgangsbedingungen zur Entwicklung des Birken-Vorwaldes, der sich jetzt bei gegebener höherer Stickstoff- und Säure-Basenstufe in Richtung eines anspruchsvolleren Laubwaldes entwickelt. Diese Entwicklung wird durch die Arten in der zweiten Baumschicht und bereits auftretende Arten der Riesenschwingel-Formengruppe deutlich.

Der kurzlebige Aspen-Vorwald auf Fläche 3 fällt aus der Reihe und lässt kaum verallgemeinerungswürdige Aussagen zu. Eine hohe Varianz der betrachteten Humusparameter trat insbesondere bei den Standorten 3 und 4 auf, diese weisen Reliefunterschiede auf und sind auch in der Vegetation stärker als die anderen untersuchten Standorte durch ein Auftreten von Arten verschiedener Formengruppen gekennzeichnet.

Die zwei untersuchten Blaubeer-Kiefern-Vorwälder sind entweder in Hinblick auf die Säure-Basenstufe oder in Hinblick auf die Stickstoffstufe als basenarm beziehungsweise arm einzuschätzen, bei beiden Wäldern zeigen sich Übergänge in die nächst höhere Stufe. Auftretende Unterschiede in der Kraut- und Mooschicht der Kiefernwälder stehen im Einklang mit den laboranalytischen Kennwerten. In der Vegetation wird die höhere Stickstoffstufe auf der Fläche 2 in stärkerem Maße als die Erhöhung der Säure-Basenstufe widerspiegelt. Sehr deutlich reagieren Arten der Mooschicht. Auf Fläche 1 zeigt sich, dass die standortsspezifische Stickstoffsättigung erreicht ist und der Bestand in einen Zustand des Stickstoffabbaus im Boden mit begleitender Versauerung übergeht, dies würde die tendenziell niedrigere Säure-Basenstufe des Auflagehumus und die sehr geringen pH-Werte im Oberboden erklären.

Es zeigte sich, dass bisherige Darstellungen (vgl. z. B. KOPP 2003b) die Birke, zweifelsohne eine wichtige Pionierbaumart, überbewerten. Möglich sind bei Auftreten geeigneter Baumarten in der Nähe auch Sukzessionen, die mit Riesenschwingel-Ahorn-Vorwald beginnen. Die Untersuchungen zeigten zudem, dass im Bereich der Nährkraftstufe ziemlich arm und arm Blaubeer-Kiefern-Vorwälder auftreten und die Birke nicht unbedingt von Bedeutung ist.

Relevant ist in Zusammenhang mit den durchgeführten Untersuchungen auch der sehr rasche Zustandswandel in den Wäldern des nordostdeutschen Tieflandes, auf den KOPP (2003a) detailliert eingeht. Während in den 1950er Jahren noch große Flächen der bewaldeten Naturräume Flechten- bis Blaubeer-Kiefernbestände aufwiesen, im nordostdeutschen Tiefland waren dies allein 0,8 Mio. ha von insgesamt 1,7 Mio. ha, begannen in den 1970er Jahren die durch Hungerrohhumus und Flechten-Kiefernbestand gekennzeichneten Vegetationsformen, die als stärkste Degradationsstufen bewertet wurden, zu verschwinden (KOPP 2003a).

KOPP (2003a) geht davon aus, dass bis zum Ende der 1980-er Jahre weite Teile Mecklenburg-Vorpommerns in Hinblick auf den Stickstoff- und Säure-Basenstatus die Wandlungsstufe 0 aufwiesen und zu Beginn des 21. Jahrhunderts bei der Stickstoffwandlungsstufe 1 angekommen waren. Dieser schnelle Wandel ist zweifelsohne auch in der Landschaft zu beobachten und widerspiegelt sich auch in den Roten Listen. Allerdings erscheint die in Konsequenz aus den Darstellungen von KOPP (2003a) folgende Annahme von einem Ende der 1980er Jahre als in weiten Teilen Mecklenburg-Vorpommerns „harmonischen“ Zustand doch zweifelhaft. Möglich wäre hingegen auch, dass sich schon in den 1950er Jahren die Vegetation im Nachlauf von ein oder zwei Stufen zu den veränderten Standortverhältnissen befand. Diese Möglichkeit wird durch die bei der Betrachtung der Kennwerte für die Stickstoff- und Säure-Basenstufe auffallende Tatsache unterstützt, dass gerade die ärmeren Stufen nur durch die Vegetation voneinander abgegrenzt werden.

Zudem ist davon auszugehen, dass „Disharmonie“ nicht nur auf den extrem nassen und trockenen Standorten eine natürliche Eigenschaft ist, sondern dass auch bei Wäldern mäßig frischer Standorte die auftretenden Kombinationen von Stickstoff- und Säure-Basenstufe deutlich vielfältiger sein können und die Kombination basenreich beziehungsweise ziemlich basenreich und stickstoffarm, muss in Anbetracht des auch in reicheren Wäldern zumindest bei den Kryptogamen erfolgten Florenwandels, in Erwägung gezogen werden. Es wäre durchaus denkbar, dass sich die natürlichen Unterschiede auf mittleren Standorten nur zeitlich eher in Folge des anthropogen bedingten Zustandswandels nivellierten und jetzt nur noch auf den Extremstandorten, die beispielsweise durch höhere Auswaschung von Stickstoff gekennzeichnet sind, wahrgenommen werden können.

Die vorangestellten Diskussionspunkte schmälern aber keinesfalls den Wert der vorliegenden Erkenntnisse aus der forstlichen Standorterkundung, sondern unterstreichen eher die Notwendigkeit weiterer detaillierter vegetations- und standortkundlicher Untersuchungen. Die vorgelegte Studie zeigt, dass die erhobenen exakten Standortdaten zum Verständnis der im Rahmen sekundärer Sukzessionen in unterschiedlichen Zeiträumen ablaufenden Vegetationsentwicklungen beitragen können. Wie von PRACH & ŘEHOUNKOVÁ (2006) betont, kann nur ein weiterführender Vergleich von exakten, regionalen Einzeluntersuchungen über eine geographisch breitere Skala zwischen spezifischen und generellen Entwicklungsmustern differenzieren.

2.7 Ökologische Leistungen von Sukzessionswäldern (B. Litterski & A. Küstner)

Vorwälder können, wie andere Wälder, bestimmte Umweltwirkungen zeigen und Schutzfunktionen erfüllen. Einige wichtige ökologische Leistungen sind in Tabelle 42 aufgelistet.

Es gibt auch weitere waldbauliche Vorzüge, so kann beispielsweise die Eiche unter Einbezug des Pionier- oder Vorwaldes weitständig und damit Kosten sparend gepflanzt werden. Die benachbarten Pionierbäume tragen als „Treib- und Füllhölzer“ zu einer feineren Bestattung und schnellerem Höhenwachstum bei (ANGST et al. 2000, zitiert in JEDICKE & HAKES 2005). Das natürliche Ankommen und Ausfallen der Pionierbaumarten kennzeichnet sie als „Pfleger auf Zeit“ (SCHÖLCH 1998). SCHÖLCH (1998) schätzt ein: „Mit der Beschränkung auf lenkende Maßnahmen, beispielsweise der Ergänzung der natürlichen Verjüngung anstelle flächigen Pflanzens, punktuelle Konkurrenzregelung anstelle flächiger „Reinigungen“, Sicherung der Qualität potentieller Endbestandsbäume anstelle möglichst vieler Bäume, dürfte es gelingen, die waldbauliche Intensität ohne Schaden zu vermindern sowie Naturnähe und finanzielle Leistung einander anzunähern.“

Die von uns untersuchten Vorwälder weisen, abgesehen von einigen wenigen Arten wie *Ilex aquifolium*, *Taxus baccata* und *Epipactis helleborine*, aus floristischer Sicht kaum bedeutsame Arten auf. Es konnte aber gezeigt werden, dass eine sehr rasche Besiedlung der Flächen stattfindet und vielfältige Entwicklungen in allen Schichten möglich sind. Besonders bemerkenswert ist die Vielzahl der unterschiedlichen Baumarten, die an auftretenden Baum- und Strauchschichten beteiligt sein können. In der Waldbiotopkartierung Thüringens betrug der Flächenanteil der Pionierwälder mit deutlicher vertikaler Schichtung (mehr als eine Gehölzschicht) über 60 % (vgl. HENKEL et al. 2008).

Tab. 42: Ökologische Leistungen des Vorwaldes

Bodenverbesserung	Vor allem auf feuchten Standorten erhöht sich im Verlauf der Sukzession der Humusgehalt im Boden (MEISEL 1973, REICHEL 1977, zitiert in REIF 1997). Die Akkumulation von Humus führt zu einer Bodenverbesserung. Durch Vorwälder erfolgt eine Vorbereitung des Bodens für später folgende Arten durch Aufschluss des Bodens, Lieferung leicht zersetzbarer Streu und andere Eigenschaften (LEDER 1992). Die Streu von Frühbesiedlern ist gut zersetzlich und setzt den Stoffkreislauf rasch wieder in Gang (RÖHRIG et al. 2006).
Erosionsschutz	Insgesamt gesehen vermindert sich bei Sukzession auf Brachflächen die Erosionsgefahr, nur an Steilhängen kann anfänglich eine lokal höhere Gefährdung eintreten (REIF 1997). Frühbesiedler bedecken Kahlflächen und größere Bestandeslücken schnell, schützen den Boden vor Erosion und übermäßiger Ausbreitung der Bodenvegetation (RÖHRIG et al. 2006).
Wasserhaushalt	Auf vernässenden Böden können die Bäume als Wasserpumpe wirken und zur Regulierung des Wasserhaushalts beitragen (vgl. LEDER 2001). Eine Vernässung kann durch Verfall von Drainagegräben und -rohren eintreten (STÄHLIN et al. 1972, zitiert in REIF 1997). Brachstadien führen zu einem tendenziell ausgeglichenen Wasserhaushalt (REIF 1997). Der Abfluss ins Grundwasser ist aber unter landwirtschaftlich genutzten Böden höher.
Bestandsklima	Durch Vorwälder können die klimatischen Extreme einer Freifläche gemildert werden, der Wald entwickelt ein eigenes Bestandsklima. Dies führt zur Veränderung der Bodenvegetation und begünstigt den Verrottungsprozess des Reisigs (vgl. LEDER 2001).
Windschutz	Durch Vorwälder kann eine Abschwächung des Windes erreicht werden. Durch den Windschutz werden in angrenzenden Bereichen die Extreme abgeschwächt, der verringerte Entzug von Feuchtigkeit kann in Trockenjahren durchaus bedeutend sein und zu deutlichen Mehrerträgen bei windgeschützten landwirtschaftlichen Kulturen führen (vgl. MAYER 1992). Frühbesiedler stellen einen Wind- und Strahlungsschutz für später verjüngte empfindlichere Arten dar (RÖHRIG et al. 2006).
Waldbau	Die Stellung der typischen Vorwaldarten ist aus waldbaulicher Sicht umstritten, sie werden als „Forstunkraut“ oder wertvolle Mischbaumarten betrachtet (vgl. LEDER 2002). GÜRTH & VOEHRINGER (1993) betonen, dass Weichhölzer als Füll- und Treibholz in den ersten Jahren günstig sind und zudem den Wildverbiss von der Eiche ablenken. Ein nicht zu unterschätzender Vorteil der Naturverjüngung besteht in der absoluten Garantie, die bewährte einheimische (Eichen-)herkunft nachzuziehen (GÜRTH & VOEHRINGER 1993).
Biotop- und Artenschutz	Bei ungestörter Sukzession lässt sich eine Diversität erreichen, die deutlich höher liegt als in der heutigen Intensivlandwirtschaft (SCHMIDT 1998). Typische Vorwaldarten, wie <i>Populus tremula</i> und <i>Sorbus aucuparia</i> , können eine Bedeutung für den Biotop- und Artenschutz haben. Die Entwicklung einiger seltener Schmetterlinge ist an Weichlaubhölzer gebunden, Vogelbeeren stellen eine wichtige Nahrungsquelle für Vögel dar (vgl. LEDER 2002). Die zweiwichtigste Baumart für die Insektenvielfalt stellen (nach der Eiche mit 298 phytophagen Insekten) die Weiden dar (HEYDEMANN 1982, zitiert in JEDICKE & HAKES 2005). Langfristig erfolgt durch Sukzession eine Erhöhung der ökologischen Stabilität (REIF 1997).

Die Bewertung der genannten Umweltwirkungen hängt maßgeblich von den naturschutzfachlichen Zielstellungen und regionalen Gegebenheiten ab. Waldmehrung an ungeeigneten Standorten kann zu Konflikten mit dem Naturschutz führen. Diese werden in der Literatur seit längerem diskutiert. Die ökologischen Leistungen der Offenlandschaft stellen HAMPICKE et al. (2005) dar. Der Wald hat andere Vorteile, wünschenswert sind ein ausgewogenes Verhältnis von Offenlandschaft und Wald und eine regionalisierte Betrachtung.

3 Ökonomische Analyse (U. Hampicke & A. Schäfer)

3.1 Naturschutzfachliche, gesellschaftliche und ökonomische Ziele der Waldmehrung und Ziel der ökonomischen Analyse

Waldmehrung kann planlos oder zielgerichtet erfolgen. Bei der Erstaufforstung ist zu unterstellen, dass diese zielorientiert durchgeführt wird. Dabei können aus naturschutzfachlicher, gesellschaftlicher und ökonomischer Sicht verschiedene Zielstellungen unterschieden werden:

- Naturschutzfachliche Aspekte: Eine Neuwaldbildung kann aktiv durch Erstaufforstung oder passiv durch Nutzungsaufgabe mit anschließender Sukzession erfolgen. Problematisch ist in beiden Fällen die Zerstörung von Lebensräumen für wertvolle Tier- und Pflanzenarten in der Offenlandschaft. Dort wo eine Neuwaldbildung unbedenklich erscheint, ist zu prüfen, ob infolge einer Sukzession deutlich herausragende ökologische Leistungen von Sukzessionswäldern gegenüber der Erstaufforstung zu erwarten sind.
- Multifunktionale Waldbewirtschaftung: Waldmehrung wird als ein Beitrag zur nachhaltigen Bewirtschaftung und zur Erfüllung aller Waldfunktionen gesehen. Die Sicherung natürlicher Lebensgrundlagen (Wasser, Klima, Luft) und die Verbesserung der Eigenversorgung mit dem nachwachsenden Rohstoff Holz werden oft als Begründung für Neuwaldbildung angeführt. Wesentliche Merkmale multifunktionaler Wälder sind eine naturnahe standortgerechte Baumartenmischung mit einer vertikalen und horizontalen Strukturierung sowie einer standortgerechten Artenvielfalt mit der auch Produktionsrisiken reduziert werden können.
- Finanzielle Aspekte und Rentabilität: Wenn die landwirtschaftliche Nutzung nicht mehr rentabel durchgeführt werden kann oder es bessere Einkommensmöglichkeiten außerhalb der Landwirtschaft und auch anderswo gibt, dann fallen die Flächen brach. Die Entscheidung, ob in einer solchen Situation eine gezielte Aufforstung durchgeführt werden soll, trifft letztlich der Eigentümer der Fläche. Dabei ist er mit der Tatsache konfrontiert, dass die Aufforstung zunächst mit hohen Investitionen verbunden ist und finanziell einträgliche Erlöse durch die Holznutzung erst nach mehreren Jahrzehnten kostenaufwändiger Pflege realisiert werden können. Aus einzelwirtschaftlicher Sicht stellt sich somit die Frage, ob es kostengünstigere Alternativen zur konventionellen Erstaufforstung gibt und wie die wirtschaftliche Attraktivität durch einen zeitnahen Mittelrückfluss gesteigert und dadurch die Rentabilität sichergestellt werden kann.

Ziel der ökonomischen Analyse ist die Einschätzung von Varianten kostengünstiger Verfahren zur Waldmehrung in Mecklenburg-Vorpommern, welches eine deutliche Erhöhung des Waldanteils auf den bundesdeutschen Durchschnitt von 30 % anstrebt. Die Voraussetzung dafür wäre eine Umwandlung von gut 10 % der jetzigen landwirtschaftlichen Nutzfläche. Das von der Landesregierung verabschiedete Waldentwicklungsprogramm sah ursprünglich die Neuaufforstung von etwa 1.300 ha jährlich vor. Bei Realisierung dieser Größenordnung würde es etwa 140 Jahre dauern, bis die insgesamt angestrebte Neuaufforstungsfläche von 180 Tba erreicht wäre. Tatsächlich konnte im Zeitraum von 1990-2000 lediglich eine Zunahme der Waldfläche in Höhe von 5.300 ha (= 482 ha pro Jahr) durch Neuaufforstungen einschließlich Sukzession sowie Ausgleichs- und Ersatzaufforstungen realisiert werden (MELFF 2002, S. 119).

Bei den infrage kommenden Flächen sind in Mecklenburg-Vorpommern vor allem nicht rentabel zu bewirtschaftende Acker- und Grünlandstandorte betroffen. Letztere sind hier überwiegend Niedermoorstandorte, deren Bewirtschaftung auch aus ökologischer Sicht (Ressourcenschutz, Klimarelevanz usw.) problematisch ist. Nachhaltige forstliche Nutzungen können hier nur nach Wiedervernässung in einem begrenzten Bereich erfolgen (SCHÄFER & JOOSTEN 2005). Bei der ökonomischen Analyse der Waldmehrung werden daher vornehmlich Ackerstandorte betrachtet.

3.2 Waldmehrung, Knappheit und forstwirtschaftliche Handlungsalternativen

Ökonomie ist die Lehre vom Umgang mit Knappheit. Bei der Waldmehrung werden knappe finanzielle Mittel für die Holzproduktion benötigt. Holz ist ein knappes Gut und die Produktion desselben ist ebenfalls mit dem Einsatz knapper Produktionsfaktoren verbunden. Im durchgeführten Projekt werden „Sukzessionswälder als Flächennutzungsalternative“ zur herkömmlichen Erstaufforstung und allen anderen infrage kommenden Flächennutzungen verstanden. Aus ökonomischer Sicht geht es dabei um die Beurteilung der forstwirtschaftlichen Handlungsalternativen. Das Kriterium der ökonomischen Effizienz verlangt, entweder mit einem gegebenen Bündel an Aufwandsfaktoren ein maximales Ergebnis zu erzielen oder ein gegebenes Ziel mit minimalem Aufwand zu erreichen. Bei der zielgerichteten Waldmehrung durch Erstaufforstung werden knappe finanzielle Mittel beansprucht. Das bedeutet, dass es eine künstliche Waldmehrung nicht zum Nulltarif gibt.

Mit der Umwandlung von Grün- oder Ackerland zu Wald wird die zukünftige Flächennutzung festgelegt. Alle alternativen Nutzungsoptionen werden dann nach geltendem Gesetz weitgehend ausgeschlossen. Der Grundsatz „Einmal Wald, immer Wald“ schließt auch alle in Zukunft durch alternative Nutzungsmöglichkeiten erzielbaren Einkommen beziehungsweise Nutzenstiftungen aus. Opportunitätskosten sind der entgangene Nutzen, der bei den in Frage kommenden Alternativen durch die Entscheidung für die eine und gegen die anderen Möglichkeiten entsteht. Private und öffentliche Flächeneigentümer, die eine Aufforstung von einzelwirtschaftlichen Erwägungen abhängig machen, benötigen fundierte Entscheidungshilfen, welche die langfristigen finanziellen Auswirkungen und die Rentabilität des eingesetzten Kapitals aufzeigen. Aus ökonomischer Sicht ist zu prüfen, ob der Einsatz knapper Ressourcen für die Holzproduktion wirtschaftlich gerechtfertigt werden kann und ob kostengünstigere Alternativen vorhanden sind.

Nachfolgend werden forstwirtschaftliche Handlungsalternativen für die ertragsschwachen Ackerstandorte beschrieben. Für die ökonomische Beurteilung der Alternativen „Aufforsten“ oder „Natürliche Sukzession“ müssen alle mit der Entscheidung anfallenden Kosten und Erlöse ermittelt werden. Anschließend kann dann mit Hilfe nachvollziehbarer Modellrechnungen eine ökonomische Analyse nach den einschlägigen Methoden der dynamischen Investitionsrechnung erfolgen. Aufgrund der Langfristigkeit forstlicher Produktionsverfahren sind insbesondere für die in der Zukunft zu erzielenden Holzerlöse und Erntekosten keine Daten verfügbar. Bei der Kalkulation müssen daher verschiedene Annahmen getroffen und durch Sensitivitätsanalysen abgesichert werden.

3.3 Erhebung der Ökonomik forstlicher Produktionsverfahren

Bei der ökonomischen Analyse wurde in einem ersten Arbeitsschritt geprüft, welche Informationen zur Verfügung stehen und wie diese Informationen aus ökonomischer Sicht zu beurteilen sind. Ausgangspunkt der ökonomischen Analyse sind die in der Praxis dominierenden Verfahren

der Erstaufforstung. In Zusammenarbeit mit der Bundesforschungsanstalt für Holzwirtschaft (BFH) wurde geprüft, welche Informationen über Kosten für Bestandesbegründungsverfahren und in welcher Differenzierung vorhanden sind und ohne größeren Aufwand für die Zwecke des Vorhabens bereitgestellt werden können.

Im Rahmen der Evaluierung der Erstaufforstung stehen die ausgereichten öffentlichen Mittel auf einer Makroebene zur Verfügung. Die ausgewerteten Studien zur Erstaufforstung geben einen groben Überblick über die volkswirtschaftliche Größenordnung der Erstaufforstung. Hinsichtlich der Verfügbarkeit der Daten und den methodischen Anforderungen müssen Einschränkungen hingenommen werden. Ein wesentlicher Nachteil bereits vorliegender Studien besteht darin, dass es sich überwiegend um aggregierte Daten handelt, die nur eingeschränkt in einer volkswirtschaftlichen Kosten-Analyse verwandt werden können.

Im Fortgang des Projektes wurden die Verfahrenskosten der Erstaufforstung schrittweise hergeleitet. Im Unterschied zu den bereits vorliegenden Studien wurden die Kosten ermittelt, die den tatsächlichen Werteverzehr für den Einsatz knapper Produktionsfaktoren der Erstaufforstung reflektieren.

Für die ökonomische Analyse der forstlichen Handlungsalternativen wurden weitere Daten aus öffentlich zugänglichen Quellen beziehungsweise Kalkulationshilfen gesichtet und ausgewertet. Entsprechend dem regionalen Schwerpunkt des Vorhabens wurden vorhandene Daten an die Verhältnisse aus dem norddeutschen Flachland angepasst. Im Unterschied zur kleinteiligen Agrarstruktur in deutschen Mittelgebirgslandschaften kommen hier, insbesondere auf schwach produktiven Standorten, auch größere Flächeneinheiten für die Neuwaldbildung in Frage. Für die Herleitung der Verfahrenskosten der Erstaufforstung von der Flächenvorbereitung bis zur gesicherten Kultur wurden entsprechende Anpassungen vorgenommen. Im Einzelnen wurden folgende Datenquellen berücksichtigt:

- Die Faustzahlen des Kuratoriums für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft enthalten sehr umfangreiche und aktuelle Angaben über Arbeitszeitbedarf, Maschinenkosten und dergleichen für die Flächenvorbereitung (KTBL 2005).
- Die Übersicht zu manuellen, maschinenunterstützten und maschinellen Pflanzverfahren des Kuratoriums für Waldarbeit und Forsttechnik aus dem Jahre 1997 enthalten Angaben über geeignete Sortimente und zum Zeitbedarf manueller sowie maschineller Pflanzverfahren (KWF 1997).
- Die detaillierten Daten der WBR NRW geben Auskunft über die Wiederbewaldung. Bei verschiedenen Kostenpositionen (Pflanzanzahlen und -preise) wurden die Mengen- und Preisangaben für die Erstaufforstung entsprechend angepasst (WBR NRW, lfd.).
- Ergänzend dazu wurden die von der Thüringer Landesanstalt für Wald, Jagd und Fischerei zusammengestellten Kalkulationshilfen der Erstaufforstung herangezogen. Diese ermöglichen eine an verschiedenen Ausgangssituationen angepasste Abschätzung des Kosten (TLWJF 2003).
- Für die Zusammenstellung von Modell-Kalkulationen wurden auch die für die Wiederaufforstung üblichen Faustzahlen für Arbeitsleistungen, Zeitbedarf und Kosten von Maßnahmen zur Bestandesbegründung und Pflege im Forst- Holz- und Jagd-Taschenbuch berücksichtigt (FHJ-TASCHENBUCH 2003).

3.4 Verfahrenskosten Bestandesbegründung

Die Verfahrenskosten der Erstaufforstung werden nachfolgend für die in Tabelle 44 dargestellten Baumarten schrittweise hergeleitet. Eine nach Baumarten differenzierte, sehr detaillierte und jährlich aktualisierte Übersicht zu den Aufforstungskosten bei Wiederbewaldung liefern die WBR NRW (2004). Bei der Erstaufforstung in Mecklenburg-Vorpommern müssen neben anderen topographischen Begebenheiten auch die großräumigeren agrarstrukturellen Verhältnisse berücksichtigt werden. Bei der Herleitung der Kosten werden hier verschiedene Anpassungen, insbesondere bei der Flächenvorbereitung und der Pflanzung vorgenommen. Bei der Mindestpflanzenstückzahl werden die in Mecklenburg-Vorpommern empfohlenen Pflanzmengen angesetzt. Zum Vergleich werden auch aktuelle Daten aus Kalkulationshilfen aus Nordrhein-Westfalen und Thüringen herangezogen. Die in verschiedenen forstwirtschaftlichen Standardwerken (z. B. Kalkulationshilfen im Forst, Holz und Jagdtaschenbuch, FHJ Taschenbuch, lfd.) angeführten Kosten sind zum Teil sehr pauschal geschätzt und differenzieren nicht nach lokalen Besonderheiten. Außerdem können aufgrund mangelnder Angaben einige Kostenschätzungen im Detail nicht nachgeprüft werden, weil z. B. Angaben über Arbeitskraftstunden je Hektar, Lohn- und -nebenkosten nicht detailliert ausgewiesen werden.

3.4.1 Flächenvorbereitung

Durch entsprechende Bodenbearbeitung sollen günstige Bedingungen für die anschließende Pflanzung geschaffen werden. Auf einer gut vorbereiteten Fläche mit einem lockeren und krümeligen Boden ist die Pflanzung wesentlich einfacher zu bewerkstelligen. Durch die Bodenbearbeitung wird die Begleitvegetation zurückgedrängt und die damit verbundenen Probleme (Frost, Mäuse) für den Anwuchserfolg reduziert. Auch in der anschließenden Anwuchsphase kann die Konkurrenzsituation der gepflanzten Bäume verbessert werden. Notwendigkeit und Umfang der Flächenvorbereitung sind von der vorherigen Nutzung, dem Zeitpunkt der Nutzungsaufgabe und vom Pflanzverfahren abhängig. Der Umfang der erforderlichen Bodenarbeiten hängt zudem sehr stark von den standörtlichen Bedingungen ab.

In vielen Fällen, vor allem bei maschineller Pflanzung auf leichten bis mittelschweren Ackerböden, kann auf eine vollflächige Bodenbearbeitung verzichtet werden. Bei schwierigeren Bodenverhältnissen können entsprechende Pflanzmaschinen eine kombinierte Tiefenlockerung zusammen mit der Pflanzung in einem Arbeitsgang ausführen (ANONYMUS 2000).

Bei starker Konkurrenz der Begleitvegetation (Grünlandflächen) ist gegebenenfalls eine streifenweise Bodenbearbeitung erforderlich. Dazu müssen die Flächen vollständig oder teilweise mit Pflug oder Grubber gepflügt und anschließend mit der Egge eingeebnet werden. Bei vorhandenen Verdichtungszonen zwischen Pflughorizont und Unterboden muss gegebenenfalls bis zu 0,8 m tief umgebrochen werden. In den Bundesländern gibt es hierzu unterschiedliche Empfehlungen.

In Mecklenburg-Vorpommern wird für alle Bodenarten eine Auflockerung mittels Streifenpflug und dem Einsatz eines Bodenmeisels bis etwa 10-15 cm unter dem Ackerhorizont empfohlen (LEMKE 2007). In Thüringen soll ein Tiefumbruch auf wenige Ausnahmefälle beschränkt bleiben, zumal dort nach den Erfahrungen der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft eine Verdichtung zwischen Pflughorizont und Unterboden nur bei maximal 25% der Ackerböden zu erwarten ist (KAHLERT 2002). Aus ökonomischer Sicht sind die dabei entstehenden Kosten bis zu 375 EUR/ha (FHJ-Taschenbuch 2008, S. 198) zu beachten und die damit verbundenen Vor- und

Nachteile (Humusabbau, Erosion und Nährstoffaustrag und gegebenenfalls zusätzliche Pflanzenschutzmaßnahmen) abzuwägen. Vor Ort ist im Einzelfall zu prüfen, ob durch Baumartenwahl beziehungsweise -mischung mit wurzelintensiven Baumarten (z. B. Birke, Eiche, Esche, Hainbuche) ein Tiefumbruch unterbleiben kann und sich dadurch Kosten einsparen lassen.

Tab. 43: Kosten der Flächenvorbereitung

	20-ha-Schlag	2-ha-Schlag
leichter Boden	EUR/ha	
Pflügen mit Anbaudrehpflug	77,28	96,31
Einebnen mit Scheibenegge	21,66	29,69
Insgesamt	98,94	126,00
mittelschwerer Boden		
Pflügen mit Anbaudrehpflug	113,86	
Einebnen mit Scheibenegge	33,89	
Insgesamt	147,75	

Quelle: Eigene Berechnungen nach KTBL 2006, S. 307.

In Tabelle 43 sind die Kosten der Flächenvorbereitung für zwei unterschiedliche Schlaggrößen auf leichten und mittelschweren Ackerböden aufgelistet. Bei der Kalkulation wurden Lohnkosten in Höhe von 19,57 EUR je Arbeitskraftstunde (Akh) inklusive Lohnnebenkosten und Treibstoffkosten in Höhe von 0,50 EUR je Liter Diesel (ohne Mineralöl- und Umsatzsteuer) zugrunde gelegt. Der Zeitbedarf für die Flächenvorbereitung beträgt bei den leichten (mittelschweren) Ackerböden 1,15 (2,27) Akh je ha.

Im Ergebnis zeigt sich, dass auf leichten Ackerböden schlaggrößenabhängige Kostenvorteile, insbesondere beim Pflügen vorhanden sind. Bei den mittelschweren Böden sind die Kosten gleich hoch. Die Kostenrahmensätze für die Bodenvorarbeiten und Flächenvorbereitung bei Erstaufforstungen in Thüringen liegen mit 204 bis 399 EUR je ha deutlich darüber. Für die Modellkalkulation wird dort ein Mittelwert von 206 EUR je ha angenommen. Der Zeitbedarf für die Flächenvorbereitung wird mit 2,5 Stunden je ha angegeben (WENZEL 2003, S. 64).

3.4.2 Pflanzsortiment und -verbände

Bei Erstaufforstungen müssen grundsätzlich standortgerechte Baumarten aus den empfohlenen Herkunftsgebieten verwendet werden. Bei dem Pflanzsortiment können verschiedene Pflanzenalter und -größen ausgewählt werden. Bei der Erstaufforstung werden in der Regel wurzelnackte unverschulte Pflanzen⁶ mit ca. 30-60 cm Höhe verwendet, lediglich bei Fichte und Douglasie werden verschulte Pflanzen empfohlen (WENZEL 2003, S. 65). Kleinere Pflanzen lassen sich zwar besser pflanzen, sind aber auf Kahl- beziehungsweise Freiflächen empfindlicher als größere Pflanzen. Bei guten Pflanzbedingungen (wenig Rohhumusaufgabe, kaum Konkurrenzvegetation) und geringem Verbissdruck oder Schutzmaßnahmen (z. B. Zaun) können durchweg kleinere Pflanzsortimente gewählt werden.

⁶ Verschulte Pflanzen werden in der Baumschule ein- oder mehrmals umgepflanzt; siehe http://www.baumschulepflanzen.de/pflanzen_versand/verkaufsgroessen_richtlinien.shtml

Bei starker Konkurrenzvegetation ist notgedrungen ein größeres Pflanzsortiment zu wählen. Allerdings sind hier auch höhere Kosten zu kalkulieren. Zudem müssen die Risiken des Anwuchserfolges aufgrund einer schlechteren Wurzelentwicklung sowie die langfristigen Auswirkungen auf die Bestandesstabilität abgewogen werden. Untersuchungen der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft belegen, dass pflanzungsbedingte Wurzeldeformationen und zu groß gewählte Pflanzsortimente auch noch nach Jahrzehnten die Wurzeltiefe und -intensität beeinträchtigen. Die Untersuchungen zeigen zudem, dass größere Pflanzsortimente (> 80 cm) den Wurzelraum nicht so gut erschließen können und größere Pflanzen schlechter aus dem Bohrloch herauswachsen (NÖRR & BAUMER 2002, S. 34).

Bei Erstaufforstungen wird generell die Begründung von Mischbeständen empfohlen. Auch in der Praxis werden größere Flächen in der Regel mit verschiedenen Baumarten aufgeforstet. Die Mischungen können einzelbaum- oder reihenweise sowie flächig (trupp-, gruppen- und horstweise) erfolgen. Bei der Begründung von Mischbeständen sind die Hauptbaumarten (Flächenanteil >40%) von den Mischbaumarten (Flächenanteil bis zu 40%) sowie den Nebenbaumarten mit dienender Funktion (Flächenanteil bis zu 30%) zu unterscheiden. Letztere dienen der Bodenverbesserung, dem Schutz des Bodens vor unerwünschter Begleitvegetation sowie der Qualitätsverbesserung des Hauptbestandes. Bei der Kalkulation der Aufforstungskosten sind entsprechende Mischbestände anteilig zu berechnen.

3.4.3 Pflanzenankauf und -behandlung

Bei den in Tabelle 44 angegebenen Mengen handelt es sich um die in Mecklenburg-Vorpommern vorgegebenen Mindestpflanzanzahlen je Hektar. Bei den Pflanzsortimenten werden keine weiteren Vorgaben gemacht. Aus betriebswirtschaftlicher Sicht werden sich diese an den Wachstums- und Qualitätserwartungen der infrage kommenden Baumarten orientieren. Zu bedenken ist, dass die Wahl des Pflanzsortimentes und der Pflanzverbände die Kosten der Bodenarbeiten, die Pflanzenkosten, die Kosten der Pflanzung sowie der Jungwuchs- und Jungbestandspflege beeinflussen. Werden beispielsweise die Pflanzverbände zu weit gewählt, dann ist mit einem späteren Bestandesschluss zu rechnen. Außerdem besteht die Gefahr, dass zu weit stehende Bäume astig werden und nicht die gewünschte Holzqualität liefern. Damit wird deutlich, dass bereits bei der Bestandesbegründung nachfolgende Kosten beziehungsweise -einsparungen zu beachten sind und ein langfristiges Pflegekonzept bereits in einer frühen Planungsphase erforderlich ist.

Bei der Auswertung von aktuellen Preislisten verschiedener Forstbaumschulen wurden durchweg etwas höhere Preise als die in den oben genannten Kalkulationshilfen angegebenen festgestellt. Bei den in Tabelle 44 aufgelisteten Preisen handelt es sich um aktuelle Katalogpreise je 1.000 Stück. Ausgewertet wurden Preislisten der in Norddeutschland ansässigen Forstbaumschulen: Lüdemann aus Rellingen, Müller-Münchehof aus Seesen und Billen aus Bösinghausen/Göttingen. Bei den verschiedenen Anbietern gibt es kaum größere Abweichungen bei den Preisen für die Pflanzen. Bei großflächiger Pflanzung werden entsprechend größere Pflanzenmengen benötigt. Die in der Praxis üblichen Mengenrabatte bis zu 20% werden hier in Anschlag gebracht (WBR NRW 2004).

Die Qualität und die bis zur Pflanzung erforderliche Behandlung der Pflanzen beim Transport und der zwischenzeitlichen Lagerung in entsprechenden Behältnissen und Einschlagstellen sind von hoher Bedeutung für den Kulturerfolg. Wurzelnackte Pflanzen dürfen nicht austrocknen und müssen am Pflanzort sofort eingeschlagen werden. Die Kosten für Transport und Einschlag der

Pflanzen wurden nach WBR NRW (2004) entsprechend dem dort angegebenen Zeitbedarf für die Behandlung der verschiedenen Baumarten kalkuliert.

Tab. 44: Pflanzsortimente, -zahlen und -preise

	Alter ¹⁾	Höhe	Stk./ha	EUR/Pflanze
Ahorn	2-jährig: 1/1;	50-80	4.000	0,88
Birke	2-jährig: 1/1;	30-50	3.500	0,60
Buche	2-jährig: 2/0#	30-50	8.000	0,62
Douglasie	3-jährig: 2/1	20-40	2.000	0,71
Eiche	1-jährig: 1/0	30-50	6.000	0,49
Erle	2-jährig: 1/1	30-50	3.500	0,60
Esche	2-jährig: 1/1;	30-50	4.000	0,75
Fichte	4-jährig: 2/2	25-50	3.000	0,40
Hainbuche	2-jährig: 2/0	30-50	3.000	0,55
Kiefer	2-jährig: 2/0#	15-30	10.000	0,19
Kirsche	2-jährig: 1/1;	50-80	4.000	1,11
Lärche	2-jährig: 1/1	25-50	2.500	0,52
Roteiche	2-jährig: 2/0#;	30-50	4.000	0,73

1) 1/1 = zweijährig verschult; 2/1 = dreijährig verschult; 2/0# = zweijährig unterschritten. Quelle: Pflanzzahlen nach LANDESFORST MECKLENBURG-VORPOMMERN, o.J., Preise Katalogpreise je 1.000 Stk. ohne Umsatzsteuer, Herbst 2007/Frühjahr 2008.

3.4.4 Manuelle und maschinelle Pflanzung

Für kleinflächige beziehungsweise nicht maschinene geeignete Flächen gibt es verschiedene manuelle Pflanzverfahren, auf die hier nicht weiter eingegangen werden soll (vgl. hierzu z. B. BURTH et al. 1997, HEUKAMP & WAGNER 1998), da bei Aufforstungen auf Freiflächen in den meisten Fällen eine maschinelle Pflanzung in Frage kommt. Bereits bei einer Aufforstungsfläche von mehr als einem Hektar und bei Pflanzverbänden ab 3.000 Pflanzen je Hektar sind maschinelle Pflanzverfahren kostengünstiger als eine manuelle Pflanzung. Bei den maschinellen Verfahren besteht ein breites Anwendungs- und Leistungsspektrum⁷. In der Regel werden bei einer großflächigen Aufforstung mehrreihige Pflanzmaschinen eingesetzt. Neben der hohen Produktivität werden eine geringe Befahrungintensität, das exakte Einhalten des Reihenabstandes sowie eine gleich bleibende Arbeitsqualität als Vorteile genannt (BURTH et al. 1997).

Aus betriebswirtschaftlicher Sicht ist abzuwägen, ob die Pflanzung in Eigenregie oder durch verleierte Lohnunternehmer mit entsprechender Maschinenausstattung durchgeführt werden soll. Durch den Einkauf größerer Mengen an Pflanzen und/oder durch die Kombination der Pflanzung durch eine Baumschule können durch Komplettlösungen weitere Kosten eingespart werden. In Tabelle 45 sind die der Kalkulation zugrunde liegenden Annahmen und Kostensätze noch einmal zusammenfassend aufgelistet.

⁷ Vergleiche hierzu www.kwf-online.de/deutsch/information/markt/t30.htm.

Tab. 45: Annahmen und Zusammensetzung der Bestandesbegründungskosten

Lohnkosten	Akkordsollverdienst 11,56 EUR/Std. Lohnnebenkosten 80%.
Flächenvorbereitung	Arbeitszeitbedarf nach Tabelle 1. Treibstoffkosten: 0,50 EUR/l Diesel ohne Steuern.
Pflanzenankauf	Nach aktuellen Katalogpreisen für 1.000 Pflanzen. Bei großflächiger Erstaufforstung abzüglich 20% Rabatt.
Pflanzenbehandlung	Transport, Einschlag usw., je nach Baumart und Pflanzenzahl. Zeitbedarf 1,5-3 Std./Tsd. Pflanzen
Pflanzkosten	Manuelle Pflanzung je nach Baumart und Pflanzenzahl. Kalkulation nach WBR NRW 2004. Maschinelle Pflanzung: 0,20 EUR/Pflanze; Mittelwert nach WENZEL 2007

Quelle: verändert übernommen nach WBR NRW 2004.

Für die Kalkulation der Begründungskosten werden zwei verschiedene Varianten berechnet: Für kleinere Schläge erfolgt die Pflanzung manuell mit Flächenvorbereitung (Variante A), bei größeren Schlägen maschinell und ohne vorherige Bodenbearbeitung (Variante B). Bei Variante A werden die in Tabelle 46 hergeleiteten Kosten für die Bodenbearbeitung und das Pflügen angenommen.

Bei Variante B werden für die Bodenbearbeitung keine Kosten angenommen. Bei den Kosten für die Pflanzenbehandlung werden die Kostensätze der WBR NRW zugrunde gelegt und den Kosten für das Pflanzmaterial zugeschlagen. Die gegenüber Variante A geringeren Kosten bei Variante B resultieren aus einem angenommenen Mengenrabatt von 20 %. Die Pflanzkosten in Variante A werden nach WBR NRW berechnet. Bei Variante B werden die Kosten der maschinellen Pflanzung auf der Grundlage von Literaturangaben geschätzt. Diese liegen nach verschiedenen Kalkulationsgrundlagen in Höhe von 0,10 bis 0,30 EUR je Pflanze (z. B. WENZEL 2003). Für die Kalkulation der maschinellen Pflanzkosten werden hier 0,20 EUR je Pflanze angenommen.

An dieser Stelle soll noch einmal auf einen gegebenenfalls erforderlichen Tiefumbruch (siehe oben) und mögliche Kosteneinsparungen durch den Einsatz geeigneter Pflanzmaschinen eingegangen werden. Mit einer speziell entwickelten Pflanzmaschine für Erstaufforstungsflächen mit verdichtetem Untergrund kann eine maschinelle Pflanzung auch bei stark verdichteten Böden erfolgen. Bei dem Verfahren wird durch eine Kombination von Tiefenlockerung und maschineller Pflanzung ein kontinuierlicher Pflanzspalt mit einer klassischen Hohlschar hergestellt. Die Pflugsohle wird dabei durch einen aus der Hohlschar herausragenden Bodenmeisel aufgelockert. Das Verfahren ist insbesondere für das Setzen großer Pflanzen (Sproßlänge 60-180 cm) geeignet (KWF 2000a).

Die Kosten des Verfahrens wurden bei damaligen Preisen (0,80 DEM je Pflanze) für die Erstaufforstung einer Grünlandfläche mit Stieleichen (Sproßlänge 80-100 cm) kalkuliert und als ein kostengünstiges Verfahren bezeichnet. Derzeit kostet eine Stieleiche (1+3, 80-120) jedoch 1,17 EUR (ohne Umsatzsteuer, abzüglich 20% Rabatt). Bei 3.850 Pflanzen je ha zuzüglich 200 EUR für Transport und Pflanzenbehandlung kostet das Pflanzmaterial 4.505 EUR je ha. Beim Einsatz einer zweireihigen Pflanzmaschine werden die Pflanzkosten mit 1,45 DEM (= 0,74 EUR) je Pflanz-

ze angegeben. Unter der Annahme, dass sich die Pflanzkosten nicht erhöht haben, belaufen sich die Begründungskosten nach diesem Verfahren auf 7.554 EUR je ha: Sie liegen damit deutlich über den in Tabelle 4 berechneten Kosten. Zu bedenken ist jedoch, dass durch den Einsatz von größeren Pflanzsortimenten Kosten für die Kulturpflege reduziert und gegebenenfalls auch Kosten für den Bau eines Zaunes eingespart werden können (KWF 2000a).

Tab. 46: Verfahrenskosten Bestandesbegründung (in EUR/ha)

A) Kleinflächige Erstaufforstung, manuelle Pflanzung mit Flächenvorbereitung				
	Bodenbe- arbeitung	Pflanzen	Pflanzkosten	Summe
Ahorn	119	3.728	2.095	5.942
Birke	119	2.246	1.833	4.198
Buche	119	5.210	3.218	8.546
Douglasie	119	1.524	666	2.309
Eiche	119	4.567	2.413	7.100
Erle	119	2.246	1.833	4.198
Esche	119	3.208	2.095	5.422
Fichte	119	1.356	999	2.474
Hainbuche	119	1.806	999	2.924
Kiefer	119	2.316	2.462	4.897
Kirsche	119	3.486	1.571	5.176
Lärche	119	1.430	832	2.381
Roteiche	119	3.858	2.619	6.596
B) Großflächige Erstaufforstung mit Pflanzmaschine, ohne Flächenvorbereitung				
Ahorn		3.024	800	3.824
Birke		1.826	700	2.526
Buche		4.218	1.600	5.818
Douglasie		1.240	400	1.640
Eiche		3.691	1.200	4.891
Erle		1.826	700	2.526
Esche		2.608	800	3.408
Fichte		1.116	600	1.716
Hainbuche		1.476	600	2.076
Kiefer		1.936	2.000	3.936
Kirsche		2.820	600	3.420
Lärche		1.170	500	1.670
Roteiche		3.128	1.000	4.128

3.5 Verfahrenskosten Kultursicherung

Nach der Begründung des Bestandes stellt sich die Frage, ob weitere Kosten für die Sicherung der Kultur kalkuliert werden müssen. Im Einzelnen können Kosten für folgende Maßnahmen anfallen: Nachbesserung, Freischneiden, Mäusebekämpfung und partieller oder flächiger Schutz gegen Wildschäden.

3.5.1 Nachbesserung

Aufgrund schlechter Pflanzenqualität, unsachgemäßer Pflanzung und witterungsbedingten Ausfällen (Frost, Trockenheit u.a.) sind Ausfälle bis zu einem bestimmten Teil noch tolerierbar. Bei Ausfällen über 20 % und größeren Lücken (> 10 m) im Bestand muss über die Notwendigkeit einer Nachbesserung nachgedacht werden.

Bei Nachpflanzungen sollte im spezifischen Fall immer abgewogen werden, ob lückige Bestände durch natürliche kostengünstige Sukzession geschlossen werden können. Unterbleibt eine natürliche Sukzession in den vorhandenen Lücken, dann können zu einem späteren Zeitpunkt immer noch raschwüchsige, konkurrenzstarke Baumarten (z. B. Bergahorn, Douglasie, Fichte) nachgepflanzt werden. Bei hochwertigen Edellaubbaumarten und/oder einer bereits durchgeführten Zäunung wird man eher nachpflanzen als bei geringwertigen Baumarten und größeren Flächen.

3.5.2 Freischneiden

Bei starker Konkurrenzvegetation oder flächigem Ausbreiten von z. B. Küstnerfarn oder Brombeere ist bei kleineren Flächen eine manuelle (Sense, Sichel) und bei größeren Flächen eine motor-manuelle (Freischneider) oder maschinelle (Motormäher, Mulchgerät) Beseitigung erforderlich.

3.5.3 Mäusebekämpfung

Kurzschwanzmäuse (Erd-, Feld-, Rötel- und Schermaus) können erhebliche Schäden durch Nagefraß an Rinden und Wurzeln an den aufgeförmsteten Bäumen verursachen. Bei zur Vergrasung neigenden Flächen kann es nach milden Wintern zur Massenvermehrung (sog. Gradationsjahre) kommen. Für die einzelnen Baumarten werden in der Literatur unterschiedliche Gefährdungsgrade ausgemacht (Tabelle 47).

Tab. 47: Gefährdungsgrade der einzelnen Baumarten gegen Mäusefraß

Gefährdungsgrad	Erd-, Feld- und Rötelmaus	Schermaus
Stark (auch bei Normaldichte)	Ahorn, Buche, Esche, Hainbuche, Kirche, Lärche	Ahorn, Buche, Eiche, Hainbuche, Kirche
Mittel (überwiegend nur bei Gradation)	Douglasie, Fichte, Eiche, Roteiche	Douglasie, Fichte, Lärche
Nicht oder praktisch nicht (auch bei Gradation nicht)	Birke, Erle, Kiefer	Erle, Kiefer

Quelle: verändert übernommen nach MÜLLER-KRÖLING 2001 und TRIEBENBACHER 2007.

Bei mittlerem und starkem Gefährdungsgrad müssen bei den betroffenen Baumarten entsprechende Gegenmaßnahmen ergriffen werden, um kostenaufwändige Nachbesserungen zu vermeiden. Das Risiko ist in den ersten Kulturjahren besonders hoch, insbesondere dann, wenn durch fehlenden Bestandesdichteschluss günstige Bedingungen für eine massenhafte Vermehrung der Mäusepopulationen gegeben sind. Wenn nach fachkundiger Beurteilung eine schwerwiegende Bekämpfung notwendig ist, dann stehen hierfür verschiedene Verfahren zur Verfügung (Tabelle 48).

Tab. 48: Kosten der Mäusebekämpfung

Variante	Quelle	Kosten
		EUR/ha
Mäusebekämpfung mit Köderstation	WENZEL 2003	102 bis 307
Schermausbekämpfung mit Köderstab- oder -station	KWF 2000b, WENZEL 2003, TRIEBENBACHER 2007	70 bis 120
Schermausbekämpfung mit dem Schermauspflug	KWF 2000b, WENZEL 2003	460 bis 1.230

Wegen der nicht regelmäßig in Erscheinung tretenden Schäden können die Kosten für die Mäusebekämpfung nicht in voller Höhe in der Kalkulation der Kultursicherung veranschlagt werden. WENZEL kalkuliert die Kosten der Mäusebekämpfung pauschal in Höhe von 153 EUR/ha für fünf Behandlungen in den ersten fünf Kulturjahren (WENZEL 2003, S. 67). Zu beachten ist, dass die Kosten nach einem flächenhaften Befall deutlich höher sein können und auch noch nach den ersten fünf Kulturjahren anfallen können. Bei verschiedenen Laubholzbaumarten muss mit Schäden sogar bis zum Alter von 20 Jahren gerechnet werden (THIEL 2003, S. 53).

Im schlimmsten Fall muss die Mäusebekämpfung über mehrere Jahre in vollen Umfang durchgeführt und die in Tabelle 48 genannten maximalen Kosten kalkuliert werden. Hier ist dann abzuwägen, ob die dafür erforderlichen Kosten verhältnismäßig sind. Bereits im Vorfeld der Aufforstung ist zu prüfen, ob durch integrierte Pflanzenschutzmaßnahmen (z. B. Förderung der natürlichen Feinde, Nahrungsentzug und Schaffung schattiger Verhältnisse durch mehrjährige Schutzpflanzendecken) das Befallsrisiko reduziert werden kann. Außerdem sind auch hier wieder kleinere und größere Schläge sowie die Art der Vornutzung zu unterscheiden. Bei Grünlandaufforstungen in der Nähe von Wäldern oder Gebüschgruppen wird eher eine massenhafte Ausbreitung stattfinden können als auf einer vormalig großen, ackerbaulich genutzten Fläche. Zudem ist zu beachten, dass vor dem Einsatz chemischer Mittel ein flächendeckender Befall über Probefänge nach dem Pflanzenschutzmittelgesetz ermittelt werden muss.

3.5.4 Zaunschutz

Bei erhöhtem Wilddruck und kleinflächigen Aufforstungen ist in der Regel ein Zaunschutz unumgänglich. Bei der Kalkulation sind neben den Sach- und Lohnkosten für die Errichtung des Zaunes auch Kosten für die Unterhaltung sowie den Abbau zu berücksichtigen.

Tab. 49: Kosten für Zaunschütz

	Fläche in ha	Zaunlänge in m	EUR pro lfd. m	EUR je ha
Rehwild-Hasen-Pfostenzaun Hexagon-Sechseckgeflecht 2,30 EUR/lfm Lohn 2,40 EUR/lfm, Maschinenkosten 0,20 EUR/lfm, Unterhalt 1,40 EUR/lfm, Abbau 1,20 EUR/lfm.	1	400	7,40	2.960
	5	894		1.324
Rotwild-Pfostenzaun Leichtes Ursusgeflecht Zinalu (200/22/15) 2,30 EUR/lfm, Lohn 3,70 EUR/lfm, Maschi- nenkosten 0,20 EUR/lfm, Unterhalt 3,50 EUR/lfm, Abbau 1,85 EUR/lfm.	1	400	11,55	4.620
	5	894		2.066
Rotwild-Pfostenzaun Schweres Ursus-Knotengitter (140/12/15) 4,00 EUR/lfm, Lohn 3,70 EUR/lfm, Maschi- nenkosten 0,20 EUR/lfm, Unterhalt 3,50 EUR/lfm, Abbau 1,85 EUR/lfm.	1	400	13,25	5.300
	5	894		2.370

Quelle: Eigene Berechnungen nach FHJ 2003, S. 230.

Für die Kalkulation wird in der Tabelle 49 eine quadratische Grundform unterstellt. Je nach Geländeform und Zuschnitt des Schrages können sich in der Praxis andere Grundformen ergeben, die eine längere Zaunlänge je Hektar erfordern und somit höhere Kosten verursachen.

Die Kosten für den Abbau des Zaunes nach etwa 10-15 Jahren Standzeit werden kalkulatorisch mit dem halben Lohnansatz, der für den Aufbau benötigt wird, veranschlagt. Die Unterhaltskosten werden für die Dauer von zehn Jahren pauschal pro laufenden Meter veranschlagt.

Wird anstelle eines Pfostenzaunes ein Stützenzaun errichtet, dann können die Kosten etwa um 10% reduziert werden. Bei disponierten Baumarten kann durch gezielte Verbiss- und Fegeschutzmassnahmen gegebenenfalls eine Zäunung unterbleiben. Die oben ausgewiesenen Kosten für Verbiss- und Fegeschutz liegen bei kleineren Flächen deutlich unter denen für eine vollständige Zäunung der aufgeforsteten Flächen. Tabelle 50 enthält alle für die Kalkulation der Kosten der Kultursicherung getroffenen Annahmen.

Tab. 50: Annahmen und Zusammensetzung der Kosten für Kultursicherung

Lohnkosten	Akkordsollverdienst 11,56 EUR/Std. Lohnnebenkosten 80%.
Nachbesserung	Nicht bei wirtschaftlich geringwertigen Baumarten. Kostenansatz: 10% der Lohn- und Sachkosten
Freischneiden	Bei entsprechender Flächenvorbereitung und auf ehemaligen Ackerflächen nur in Ausnahmefällen erforderlich. Nicht bei großen Pflanzen und wirtschaftlich geringwertigen Baumarten.
Mäusebekämpfung	Bei disponierten Arten Baumarten nach Gefährdungsgrad (Tabelle 5). Für die Kalkulation der Kosten wird der Mittelwert nach Tabelle 6 veranschlagt. Mittlere Gefährdung: 205 EUR je ha; Starke Gefährdung: 850 EUR je ha.
Verbisschutz	Chemischer Verbisschutz bei disponierten Baumarten, maximal zweimal Pflanzen. Zeitbedarf 2,5-3 Std./Tsd. Pflanzen, Mittelbedarf 2.5 l/Tsd. Pflanzen.
Fegeschutz	Chemischer Fegeschutz bei disponierten Baumarten, maximal zweimal Pflanzen. Zeitbedarf 3-3,5 Std./Tsd. Pflanzen, Mittelbedarf 8-10 kg/Tsd. Pflanzen.

Quelle: verändert übernommen nach WBR NRW 2004 und WENZEL 2003.

Bei den in Tabelle 51 aufgelisteten Kosten nach den hier betrachteten Baumarten entsprechend den oben im einzelnen dargelegten Erfordernissen und den in Tabelle 50 getroffenen Annahmen.

Tab. 51: Kosten der Kultursicherung (in EUR/ha)

	Nachbesserung	Freischneiden	Mäusebekämpfung	Verbisschutz	Fegeschutz
Ahorn	178		850	240	
Birke					
Buche	530	416	850		
Douglasie	88	381	205	430	
Eiche	428	416	850		
Erle	159				468
Esche	208		205	240	
Fichte	80	347	205		
Hainbuche	222	416	850		
Kiefer					
Kirsche	121		850	240	468
Lärche	111	277	205		574
Roteiche	239		205	325	

Bei den Bestandesbegründungskosten inklusive Kultursicherung sind im Ergebnis deutliche Unterschiede hinsichtlich der beiden Varianten kleinflächige und großflächige Aufforstung zu verzeichnen. Die Ursachen liegen bei Variante A in den höheren Kosten infolge manueller Pflanzung und Kosten für die Flächenvorbereitung und Kostenvorteilen durch maschinelle Pflanzung ohne Flächenvorbereitung sowie dem angenommenen Mengenrabatt in Höhe von 20 % bei Variante B.

Tab. 52: Verfahrenskosten Erstaufforstung inklusive Kultursicherung (in EUR/ha)

A) Kleinflächige Erstaufforstung, manuelle Pflanzung mit Flächenvorbereitung			
	Bestandesbegründung	Kultursicherung	Insgesamt
Ahorn	5.942	1.268	7.210
Birke	4.198		4.198
Buche	8.546	1.796	10.342
Douglasie	2.309	1.104	3.413
Eiche	7.100	1.694	8.794
Erle	4.198	627	4.825
Esche	5.422	653	6.075
Fichte	2.474	602	3.076
Hainbuche	2.924	1.488	4.412
Kiefer	4.897		4.897
Kirsche	5.176	1.679	6.855
Lärche	2.381	1.167	3.548
Roteiche	6.596	769	7.365
B) Großflächige Erstaufforstung mit Pflanzmaschine, ohne Flächenvorbereitung			
	Bestandesbegründung	Kultursicherung	Insgesamt
Ahorn	3.824	1.268	5.092
Birke	2.526		2.526
Buche	5.818	1.796	7.614
Douglasie	1.640	1.104	2.744
Eiche	4.891	1.694	6.585
Erle	2.526	627	3.153
Esche	3.408	653	4.061
Fichte	1.716	602	2.318
Hainbuche	2.076	1.488	3.564
Kiefer	3.936		3.936
Kirsche	3.420	1.679	5.099
Lärche	1.670	1.167	2.837
Roteiche	4.128	769	4.897

Bei beiden Varianten sind Lohnnebenkosten eingerechnet. Hier ist zu unterscheiden, ob die Nebenkosten auf betriebs- oder auf volkswirtschaftlicher Ebene kalkuliert werden. Bei einer betriebswirtschaftlichen Kalkulation müssen die Lohnnebenkosten berücksichtigt werden da sie vom Unternehmen getragen werden müssen und infolge der Erstaufforstung tatsächlich anfallen. Bei einer volkswirtschaftlichen Kosten-Nutzen-Analyse stellen diese Ausgaben jedoch keinen direkten Werteverzehr für die Holzproduktion dar, sondern werden für sozialversicherungspflichtige Leistungen (Krankheit, Altersvorsorge und dergleichen) gezahlt.

Die Kosten der Kultursicherung können, müssen aber nicht unbedingt anfallen wenn vorbeugende und entsprechende waldbauliche Maßnahmen (z. B. Baumartenmischung) ergriffen werden und bei akzeptablen Wilddichten keine Kosten für Fege- und Verbisschutz sowie Zäunung anfallen. Hier ist zu diskutieren, ob die Kosten, die für Maßnahmen gegen Wildschäden nach Kulturbegründung und darüber hinaus anfallen, der Holzproduktion zuzurechnen sind. Nach geltenden Jagdgesetzen ist die Wilddichte so zu regeln, dass ein Schutz gegen Wildschäden unterbleiben kann. Nach § 1 (2) Bundesjagdschutzgesetz ist „die Hege so durchzuführen, dass Beeinträchtigungen einer ordnungsgemäßen land- und forstwirtschaftlichen Nutzung, insbesondere Wildschäden, möglichst vermieden werden“. Im Rahmen einer volkswirtschaftlichen Kosten-Nutzen-Analyse ist die Frage, wer die Kosten trägt, nicht von Belang.

3.6 Varianten kostengünstiger Waldmehrung

In vielen Bundesländern soll die Waldmehrung nach den Zielen und Grundsätzen der naturnahen Forstwirtschaft erfolgen. Die Entwicklung ungleichaltriger Mischwälder wird dabei als eine wichtige Zielsetzung gesehen. Vorrangiges waldbauliches Ziel ist die Produktion vielseitig verwertbaren Holzes, insbesondere starken Wertholzes. In den meisten Fällen werden Erstaufforstungen in Deutschland mit der Zielstellung „Hochwaldbetrieb“ durchgeführt. Die Bandbreite der oben skizzierten Zielstellungen zeigt, dass es sich bei den Alternativen „Sukzession“ versus „Erstaufforstung“ nicht zwingend um eine Entweder-oder Entscheidung für das eine und gegen das andere handelt, sondern vielfältige Übergänge und Zwischenformen denkbar sind und zum Hochwaldbetrieb führen können. Bei der praktischen Umsetzung sind verschiedene Kombinationsmöglichkeiten mit Pionier-, Begleit- sowie Hauptbaumarten möglich.

Bei den nachfolgend aufgelisteten Verfahren werden einige bereits bei der Wiederaufforstung beziehungsweise Verjüngung von vorhandenen Wäldern praktiziert. Folgende Varianten sind aber durchaus unter Freiflächenbedingungen und/oder in Kombination mit natürlicher Sukzession denkbar:

- Saat,
- Ausnutzung von Sukzessionsabläufen und zielgerichtete Begründung von Vorwäldern mit Pionierbaumarten,
- Integration von schnellwüchsigen Baumarten und Edellaubhölzern als Schutzschirm für die Hauptbaumarten, die langfristig in einen Hochwald überführt werden,
- extensive Pflanzverbände in Teilflächenkultur durch Trupp-Pflanzung und Pflanzung in Kleinstgruppen und Nesterpflanzung sowie Kleinbestandsparzellen und
- räumlich-zeitliche Kombinationsmöglichkeiten durch Pflanzung in Weitverbänden mit/ohne Integration von Kurzumtrieb-Bestockungen.

3.6.1 Bestandesbegründungen durch Saat

Bis in 19. Jahrhundert wurden devastierte Flächen zu großen Teilen durch Laub- und Nadelholzsäaten aufgeforstet. Im 18. Jahrhundert wurden in Norddeutschland Kiefern säaten in größerem Umfang durchgeführt (RÖHRIG et al. 2006, S. 154 ff.). Durch verbesserte Anzuchttechniken erfolgte Ende des 19. Jahrhunderts ein allmählicher Übergang zur Pflanzung. Nadelbaumsäaten sind heute nur noch in Nordeuropa verbreitet. Eichen- und Bucheckern-Säaten haben auf entsprechenden Standorten eine lange forstliche Tradition (LEDER 1996, S. 15). Laubbaumsäaten werden in der Praxis insbesondere bei der Verjüngung von Eichen- und Buchenbeständen zunehmend wieder praktiziert.

Im Zuge des Waldumbaus können vollflächige Säaten (z. B. Buchen-Voranbau) eine kostengünstige Alternative zu Pflanzungen sein (NÖRR 2004). Auch in Mecklenburg-Vorpommern soll die Saat verstärkt als Verjüngungsverfahren bei der sukzessiven Überführung von Kiefernbeständen in Laubbaumbestockungen durchgeführt werden (vgl. Merkblatt C2 der LANDESFORST MECKLENBURG-VORPOMMERN, o.J.).

Tab. 53: Saatverfahren und Saatgutbedarf

Autor	Land/Region	Verfahren	kg/ha
BURGER 1944	Schweiz	Rillen-/Leitersaat auf Hackstreifen, Freifläche	550 - 600
ANSCHÜTZ 1978	Pfalz	Streifenweise Bodenbearbeitung, Rillensaat, lockerer Schirm	750
NÜSSELEIN 1978; FLEDER 1981	Spessart	Streifenweise Bodenbearbeitung, Rillensaat, lockerer Schirm	600 - 900
RIPKEN, 1979	Niedersachsen	Vollumbruch, Freifläche, Rillensaat	400
LIMBERGER 1994	Baden-Württemberg	Windwurffläche, Rillensaat, auf Pflugstreifen	140
PREUHSLEER et al. 1994	Bayern	Vorausfaat unter Kiefer, Rillensaat auf Frässtreifen	380 - 600
MEHL 2000	Mecklenburg-Vorpommern	Vorausfaat unter Kiefer, Rillensaat auf Frässtreifen	155 - 230
GOTTFRIEDSEN 2002	Schleswig-Holstein	Erstaufforstung, Vollumbruch, Rillensaat	300

Quelle: verändert übernommen nach RUMPF, o.J.

In Kombination mit anderen Begründungsvarianten und zur Ergänzung bei bereits fortgeschrittener Sukzession können Streifen- und Rillen- oder Plätzsäaten die Vorwaldbegründung unterstützen. Durch den Einsatz von Saatmaschinen kann eine Saat zügig und vergleichsweise kosten-

günstig durchgeführt werden. Im Unterschied zur Pflanzung ermöglichen Saaten eine ungestörte, artspezifische Wurzelentwicklung (NÖRR 2004). Allerdings ist zu bedenken, dass bei Saaten ein höheres Ausfallrisiko als bei der Pflanzung durch Insekten und Tierfraß sowie nach der Keimung durch ungünstige Witterungseinflüsse (Frost, Hitze, Trockenheit) besteht. Auf Standorten mit starker Begleitvegetation sind Saaten nur bedingt empfehlenswert. Bei lockeren und sandigen Ackerböden kann das Saatgut durch Wind verweht beziehungsweise übererdet werden. Die Saat kann zwar billiger als eine Pflanzung sein, die Pflegekosten in den ersten Jahren müssen jedoch auch berücksichtigt werden. Bei der Saat sind neben den Kosten für das Saatgut vergleichsweise höhere Kosten für die Bodenvorbereitung, den Schutz gegen Konkurrenz und Schädlinge sowie Pflege zu kalkulieren.

Als ein einfaches und in Vergessenheit geratenes Walderneuerungsverfahren wird in der Literatur die Birken-Schneesaat genannt (z. B. HARTIG & LEMKE 2002 und die dort angegebene Literatur). Obwohl in den meisten Fällen eine Birkenansamung auf natürlichem Wege erfolgt, kann eine zielgerichtete Saat dann erforderlich werden, wenn keine Altbirken vorhanden sind. Als ein wesentlicher Vorteil der Saat wird angeführt, dass verpflanzte Birken nicht so gut anwachsen. Für die Birkensaat ist, wenn überhaupt, nur eine leichte Bodenbearbeitung erforderlich. Bei Vorwaldbegründung werden nach Literaturangaben etwa 25 kg bei Streifen- und 50 kg Samen je ha bei Vollaat benötigt (ROHMEDE 1948, BERGMANN 1993, zit. in HARTIG & LEMKE 2002). Nach aktueller Preisliste der Forsts Saatgut-Beratungsstelle Oerrel⁸ kostet ein Kilogramm Sandbirkensamen zwischen 89 und 189 EUR. Bei einem Mittelwert von 139 EUR je kg kostet das Saatgut für eine Streifensaart 3.475 EUR beziehungsweise für eine Vollaat 6.950 EUR je ha. Veranschlagt man die Kosten für die Bodenvorbereitung in Höhe von etwa 100 EUR je ha (nach Tabelle 43 und die Kosten für eine maschinelle Saat auf etwa 240 EUR je ha (nach NÖRR 2004), dann liegen die Kosten mit 3.815 EUR bei der Streifensaart und 7.290 EUR je ha bei Vollaat deutlich höher als bei der Pflanzung. Bedenkt man das mitunter hohe Ausfallrisiko, dann kann eine Birkensaat aus ökonomischer Sicht nur bedingt empfohlen werden.

In der jüngeren Zeit werden Buchen- und Eichensaat verstärkt als ein mögliches und kostengünstiges Verjüngungsverfahren bei der Umwandlung von Nadelholzreinbeständen in Mischbestände vorgeschlagen (z. B. AMMER et al. 2001, GOTTFRIEDSEN 2002, NÖRR 2004). Für die Saat sind nicht nur lichte Laub- und Nadelholzbestände sondern auch Freiflächen bedingt geeignet. Allerdings müssen auch hier die Kosten für das Saatgut im Auge behalten werden. In der Literatur werden je nach Verfahren große Spannen hinsichtlich der erforderlichen Saatmenge genannt (Tabelle 11). Bei den Kosten für das Saatgut müssen schwankende Tagespreise in Kauf genommen werden. In Kalkulationen werden in der Literatur unterschiedliche Kosten veranschlagt: In einer Gegenüberstellung zwischen herkömmlichen Pflanzkosten und der Saat aus dem Jahr 2001 werden 3,72 EUR je kg kalkuliert (GOTTFRIEDSEN 2002).

In einem Traubeneichen-Saatversuch in Niedersachsen (RUMPF o.J) werden für die Kalkulation 6-7 EUR je kg angesetzt. In dem Versuch wurden 150 bis 300 kg je ha ausgebracht. Die Saatgutkosten werden mit 975 - 1.950 EUR je ha Nettosaatfläche angegeben. Eine überschlägige Kalkulation der Kosten für die Ausbringung auf einer Freifläche kann wie folgt berechnet werden: leichte Bodenbearbeitung in Höhe von 100 EUR je ha (Tab. 53) zuzüglich maschineller Ausbrin-

⁸ www.landesforsten.de/index.php?id=289

gung (Schlepper mit Sämagrub) 240 EUR je ha. Die Gesamtkosten der Eichensaat betragen dann etwa 1.315 - 2.290 EUR je ha.

Konkurrenz zu Bodenvegetation und zu schattentoleranten Begleitbaumarten (Buche, Bergahorn, Hainbuche u.a.) beschränkt den Erfolg einer Buchensaat.

3.6.2 Ausnutzung von Sukzessionsabläufen

Eine weitere kostengünstige Variante der Waldmehrung sind Vorwälder, die auf natürliche Art und Weise infolge sukzessionaler Vorgänge oder künstlich (Pflanzung in weitem Verband) entstehen. Zu den Vorwaldbaumarten gehören „dienende“ Pionierbaumarten (z. B. Aspe, Birke, Pappel, Eberesche, Robinie, Salweide und Schwarzerle) sowie verschiedene wirtschaftlich interessante Edellaubhölzer (z. B. Bergahorn, Elsbeere, Esche, Kirsche, Walnuss und Wildkirsche). In der forstwirtschaftlichen Literatur und in Empfehlungen einzelner Bundesländer zur Erstaufforstung wird auf die ökologischen Vorteile der Bestandesbegründung unter Vorwald (Windschutz, Frostschutz, Sonnen- und Strahlungsschutz, Ausgleich des Wasserhaushaltes, Erosionsschutz, Humus- und Bodenverbesserung) hingewiesen. Aus waldbaulicher Sicht stellt sich die Frage, ob Vorwälder nach der Sicherung der Wirtschaftsbaumarten zur Erreichung von qualitativ hochwertigem Holz genutzt werden können. In der jüngeren Vergangenheit werden hierzu entsprechende Untersuchungen auf Sturmschadensflächen in Süddeutschland (Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz⁹) durchgeführt.

3.6.3 Trupp- und Nesterpflanzung

Die Trupp- und Nesterpflanzung wird als eine kostengünstige Alternative einer Waldmehrung mit heimischen Laubbaumarten gesehen. Bei der Nesterpflanzung nach SZYMANSKI werden auf nährstoffreichen, wüchsigen Standorten kreisförmige, etwa 200 ein Meter breite Nester mit je 21 einjährigen Eichen-Pflanzen je m² im Abstand von sieben Metern (=4.200 Eichen je Hektar) angepflanzt (SZYMANSKI 1986). Die von Gockel weiter entwickelte Trupp-Pflanzung unterscheidet sich durch die auf ein Meter vergrößerten Pflanzabstände und den -verband. Danach werden um eine zentrale Eiche zwei bis drei konzentrische Kreise im radialen Abstand von jeweils 19 bis 27 Eichen gepflanzt. Der Abstand zwischen den Trupps beziehungsweise Nestern wird durch den Endabstand (Kronendurchmesser) der Hauptbaumarten bestimmt. Im Unterschied zu der Nesterpflanzung werden bei der Trupp-Pflanzung die um einen zusätzlichen äußeren Kreis dienenden Baumarten festgelegt. In der Jugendphase kann die für die Werterziehung der Eichen erforderliche Astreinigung aber auch durch anfliegendes Weichlaubholz erfolgen. Durch eine gezielte konzentrierte Pflanzung und geringere Kultursicherungskosten sind die in der Nestmitte aufwachsenden Eichen vor Wildverbiss relativ gut geschützt (GOCKEL 1995).

Die Flächen zwischen den Trupps können der natürlichen Sukzession überlassen werden. Die Trupp-pflanzung verspricht neben den ökonomischen auch ökologische Vorteile wenn die Flächen zwischen den Trupps der natürlichen Sukzession überlassen werden und dort anfliegende Pioniergehölze als Vorbau dienen. Wenn eine zwischenzeitliche Wertholzerzeugung angestrebt wird, dann können zwischen den Trupps der gewünschten Hauptbaumarten auch Edellaubbäume (Kirsche, Walnuss) und schnell wachsenden Baumarten gepflanzt werden.

⁹ www.wald-rlp.de/index.php?id=3467

Ein Vorteil der Trupp- und Nesterpflanzung ist eine Reduktion der Begründungskosten durch eine deutlich geringere Pflanzenzahl je Hektar. Bei der herkömmlichen Reihenspflanzung werden nach den Richtlinien der deutschen Landesforstverwaltungen bis zu 8.000 Pflanzen je Hektar benötigt. Bei der Truppplanzung werden pro Hektar etwa 100 runde Trupps mit 19 bis zu 27 Eichen gepflanzt. Damit reduziert sich die Pflanzenzahl auf 1.900 bis 2.700 Eichen sowie 1.200 bis 1.600 dienende Bäume. In den vergangenen Jahren wurden in Deutschland verschiedene Versuchsflächen angelegt (GUSSONE & RICHTER 1994, GUERICKE 1996).

Bei einer im Sommer 2000 durchgeführten Auswertung von 1992/93 angelegten Truppbeständen gelangt GOCKEL zu dem Ergebnis, dass die Empfehlungen der Landesforstverwaltungen über Mindestpflanzenzahlen pro Hektar und Baumart neu überdacht werden sollten. Die empfohlenen Reihenspflanzungen sind waldbaulich und naturschutzfachlich nicht zu rechtfertigen und führen zu relativ hohen Kosten (GOCKEL et al. 2001¹⁰).

3.6.4 Räumlich-zeitliche Kombinationsmöglichkeiten

Bei der Kombination von schnellwachsenden Baumarten im Kurzumtrieb und Hochwald-Betriebsziel werden nach 10 bis 15 Jahren die gegen extreme Kahlfächenbedingungen empfindliche Hauptbaumarten (z. B. Buche) unter dem schützenden Kronendach der Vorwaldbaumarten eingebracht. Die Vorwaldbaumarten werden nach und nach genutzt. Durch die Entnahme von gut gepflegten Wertholzbaumarten (z. B. Wildkirsche) können bereits gute Vorerträge erzielt werden (LEDER 1996).

Bei den zweihiebigen Erstaufforstungssystemen wird die Produktion von Holzbiomasse im Kurzumtrieb mit schnellwüchsigen Pappel- und Weidensorten mit den Baumarten für den Hauptbestand (z. B. Ahorn, Esche, Kirsche) kombiniert (RÖHE 2007).

Die hier kurz skizzierten Varianten kostengünstiger Waldmehrung versprechen neben den ökonomischen auch ökologische Vorteile gegenüber der konventionellen Reinbestandsaufforstung. In der forstwirtschaftlichen Literatur werden zahlreiche Verfahren kostengünstiger Waldmehrungsstrategien beschrieben, die teilweise auch in der Praxis umgesetzt werden. Mangelnde Kenntnis besteht hinsichtlich ertragskundlicher Angaben von forstlich weniger interessanten Pioniergehölzen und bei wichtigen waldbaulichen Fragestellungen, wie mögliche Pflanzschemas, Entwicklung und Konkurrenz der „dienenden“ Pioniergehölze mit den gewünschten Hauptbaumarten. Hier besteht weiterer Forschungsbedarf.

3.7 Finanzwirtschaftlicher Vergleich: Eichenaufforstung versus Sukzessionswald

Die Pflanzung eines Baumes oder eines ganzen Waldes sind Investitionen, die erst weit in der Zukunft Erträge erbringen. Sie sind mit denselben finanzwissenschaftlichen Methoden auf ihre Rentabilität und damit Rechtfertigung zu prüfen, die bei allen anderen Investitionen vorgenommen werden. Eine solche Prüfung ist besonders unverzichtbar, wenn Mittel der Öffentlichkeit eingesetzt werden. Zwar sind die meisten nicht-forstlichen Investitionen von kürzerer Lebensdauer, einige reichen aber auch weit in die Zukunft. Der Bundes-Verkehrswegeplan schreibt in Verbindung mit der Bundeshaushaltsordnung eine Kosten-Nutzen-Analyse mit einem Erfas-

¹⁰ siehe auch www.baumschule.de/aktuell/eichen-biogruppen.html.

sungszeitraum von 75 Jahren vor. Auch kann argumentiert werden, dass gerade eine lange Ausreifungszeit einer Investition – bei der Anlage eines Waldes und bestimmten Baumarten von weit über 100 Jahren – eine besonders sorgfältige finanzwissenschaftliche Prüfung verlangt.

Finanzwissenschaftliche Exaktheit ist nichts Neues in der deutschen Forstwissenschaft. Im Jahre 1849 veröffentlichte Martin Faustmann seine berühmte Schrift über die Bewertung von nicht hiebreifen Waldbeständen. Was heute als „Faustmann-Formel“ durch die Welt geht,¹¹ ist zwar nicht von ihm selbst, er legte jedoch ihre Grundlagen.

Faustmanns Werk wird heute in aller Welt geachtet. Im Jahre 1999 fand – 150 Jahre nach der Veröffentlichung – in Faustmanns Wirkungsstätte, dem Schloss Kranichstein bei Darmstadt ein Internationaler Kongress statt. Nach einem zweiten Kongress in Baton Rouge, Louisiana, werden sich im Jahre 2009 wieder die führenden Forstökonomien der Welt in Kranichstein versammeln (näheres in www.faustmann-conference.de).

Als letzter Vertreter der an Faustmann orientierten „Bodenreinertragslehre“ in Deutschland gilt gemeinhin Max Endres (geb. 1860). Seither ist die Lehre unwillkommen. Es wird behauptet, dass im Walde andere Verhältnisse herrschten als in der übrigen Wirtschaft und dass daher hier die allgemeinen Grundsätze der Kosten-Nutzen-Analyse, insbesondere die dynamische Investitionstheorie, nicht anwendbar seien. Es ist hier nicht der Platz, den Ursachen für diese Auffassung nachzugehen; es kann nur deutlich das eingangs Gesagte wiederholt werden, dass jede Investition, auch eine forstliche, der wissenschaftlich anerkannten Rentabilitätsprüfung unterworfen werden muss, ganz einfach weil alle dort eingesetzten Mittel auch alternative Verwendungen zuließen.

Im Folgenden wird mit den Mitteln der dynamischen Investitionsrechnung ein finanzwirtschaftlicher Vergleich zwischen einem gepflanzten Wald und einem Sukzessionswald angestellt.

3.7.1 Ökonomik eines gepflanzten Eichenwaldes

Die Ausführungen in den voranstehenden Abschnitten geben ein sicheres Fundament für die Abschätzung von Vorbereitungs-, Pflanz- und Kultursicherungskosten sowie über Varianten kostengünstiger Waldmehrunungsverfahren. Insbesondere der Tabelle 52 ist zu entnehmen, dass eine großflächige Erstaufforstung mit einer Pflanzmaschine und unter Verzicht auf Flächenvorbereitungsmaßnahmen bei der Baumart Eiche den ausgewerteten Quellen zufolge mit 6.585 EUR pro ha zu veranschlagen ist.

Dies kann als Mindestsatz unterstellt werden, wenn effiziente Technik einsetzbar ist und die Flächen keiner besonderen Vorbereitung bedürfen, was bei der Erstaufforstung von Ackerland angenommen werden kann. HAUB & WEIMANN (2000) geben für die Kulturkosten als Mittelwert aus allen Landesforstämtern der Flächenstaaten bei der Eiche 9.845 EUR pro ha an, also rund 50% mehr. Wir setzen voraus, dass eine Erstaufforstung mit Eichen standortkundlich und waldbau-

¹¹ Sie lautet $\frac{V'(T)}{V(T)} = \frac{j}{1 - e^{-jT}}$ mit T als der optimalen Umtriebszeit, j als dem (stetigen) Diskontsatz und V'/V als

der Wachstumsrate des Waldwertes zum Zeitpunkt des optimalen Umtriebs. Näheres in CLARK 1990 sowie jedem Lehrbuch der Ressourcenökonomie.

lich vertretbar ist, obwohl während der Pionierstadien spontan in den meisten Fällen andere Baumarten auftreten würden.

Auf der Basis dieser und weiterer Daten wird im Folgenden ein sehr einfaches, aber den Kern des Problems herauschälendes Modell erarbeitet, welches die Ökonomik der Erstaufforstung mit der alternativen Gewährung freier Sukzession über einen Pionierwald zu vergleichen gestattet. Für das Modell seien die Erstaufforstungskosten noch einmal abgerundet und mit nur 6.000 EUR pro ha angenommen.

HAUB & WEIMANN (2000) beziffern den erntekostenfreien Erlös für einen 180-jährigen Eichebestand auf 47.115 EUR pro ha. Die Ertragstafel JÜTTNER 1955 in SCHOBER (1987, S. 12) weist für die erste Ertragsklasse und bei mäßiger Durchforstung eine Derbholzmasse von 482 Vorratsfestmeter pro ha (= 337 Erntefestmeter ohne Rinde) für den verbleibenden Bestand aus. Damit errechnet sich einen mittlerer Preis pro Erntefestmeter von rund 125 EUR, was plausibel erscheint. Zum Vergleich: 2008 lag der entsprechende Preis bei etwa 141 EUR (WBR NRW, lfd.).

Beobachtungen zeigen übereinstimmend, dass mitteleuropäische Wälder in den vergangenen Jahren schneller als nach den Angaben von Ertragstafeln wuchsen. Diesem Effekt wird im Vorliegenden dadurch Rechnung getragen, dass der bei HAUB & WEIMANN (2000) angegebene Wert für die erntekostenfreie Endnutzung im Modell schon beim Alter 140 erreicht sei – ohne Zweifel eine krasse Anpassung, die die Ökonomik dieser Eichenkultur schönfärbt. Für den Erlös der Endnutzung im Jahre 140 abzüglich der hier mit nur 3.000 EUR pro ha angesetzten Kosten für die Wiederbegründung der Kultur (bei diesem günstigen Wert weitestgehend über die Naturverjüngung) sei daher 44.000 EUR pro ha angesetzt. Mit 3% p.a. abdiskontiert auf den Zeitpunkt der Waldbegründung ergibt sich ein Barwert von 702 EUR pro ha.

Das von HAUB & WEIMANN vorgelegte Modell wird hier wie folgt modifiziert und vereinfacht.

Tab. 54: Kosten, Erlöse und Barwert der Eichenkultur

Alter		EUR / ha	Barwert (i = 0,03)
0	Kulturkosten	- 6.000	- 6.000
31	Durchforstungserlös	- 44	-18
47	- „ -	240	60
62	- „ -	1.135	182
78	- „ -	2.595	259
93	- „ -	3.814	244
109	- „ -	4.428	177
129	- „ -	8.022	177
140	Endnutzung	44.000	702
	Insgesamt		4.217

Für die Kulturkosten wird der oben angegebene, niedrige Wert verwendet. Der gesamte Zeithorizont wird von 180 auf 140 Jahre verkürzt und mit ihm proportional die Termine der Durchforstungserlöse. Zur Reduzierung der Rechenarbeit werden schließlich die bei HAUB & WEIMANN für 10-jährige Intervalle ausgewiesenen Durchforstungserlöse jeweils zu einem Paar à 20 Jahre zusammengefasst. Beispiel: Die bei HAUB & WEIMANN ausgewiesenen Durchforstungserlöse für die Jahre 31 bis 40 und 41 bis 50 von -22 beziehungsweise -20 EUR pro ha werden summiert und auf einen Wert, zunächst für das Alter 40 gebracht; anschließend wird das Alter 40 mit 140/180 auf das Alter 31 reduziert.

Wie unten näher ausgeführt, errechnet sich bei einem Zinssatz von $i = 0,03$ (3% p.a.) ein Barwert der Holzerlöse von 1.783 EUR pro ha. Werden davon die Kulturkosten abgezogen, entsteht ein Verlust von 4.217 EUR pro ha. Es ist hervorzuheben, dass diese Werte allein für den Vergleich mit dem Sukzessionswald ermittelt werden, nicht aber absolute Gültigkeit beanspruchen. Der wirkliche Barwert des gepflanzten Eichenwaldes liegt niedriger, weil die laufenden Kosten pro Jahr in die Rechnung einbezogen werden müssen.

3.7.2 Sukzession und spontane Waldbildung

Ein ehemaliger Acker möge völlig sich selbst überlassen bleiben. Es wird sich in Abhängigkeit von Standort und Diasporenpotenzial in der Umgebung ein Pionierwald bilden. Die auf detaillierten Beobachtungen an der Ostseeküste beruhenden Ausführungen in den Kapiteln 2 und 3 dieser Studie geben wertvolle Anhaltspunkte für eine Voraussage über den zu erwartenden Typ des Pionierwaldes. Nach Jahrzehnten wird der Pionierwald in eine Schlussgesellschaft mit Schattbaumarten, vielfach die Buche, übergehen. Durch relativ unaufwändige forstliche Maßnahmen kann hier jedoch auch Einfluss auf die Entwicklung genommen werden.

Wir unterstellen für das Modell eine 80-jährige Pionierwaldphase. Dieser Zeitraum kann nicht ohne Willkür gewählt werden, was jedoch für die Ergebnisse kaum von Belang ist. Als Anhaltspunkt dient, dass ein sehr wichtiger Pionierbaum, die Birke, etwa dieses Alter bei der Hiebreife erlangt. Es sei vereinfachend unterstellt, dass sich derselbe Eichenwald, der im vorigen Abschnitt durch Pflanzung begründet wird, nach Abschluss der Pionierwaldphase von selbst und kostenlos bildet. Er werde im Jahr $80 + 140 = 220$ hiebreif. Es bestehe mit anderen Worten die Wahl, einen Eichenwald mit erheblichen Kosten jetzt in 140 Jahren oder kostenlos in 220 Jahren ernten zu können.

Der Barwert beträgt im zweiten Fall $1.782 \text{ EUR} / 1,03^{80} = 167$ und werde im weiteren Vergleich zur Vereinfachung mit Null angesetzt. Die Sukzession kostet nichts und bringt nichts; der gepflanzte Wald kostet 4.217 EUR pro ha. Diese Annahme ist im Übrigen sehr robust gegenüber unterschiedlichen Prognosen über die spontane Entwicklung nach der Pionierwaldphase. Sollte sich ein holzwirtschaftlich schlechterer Wald entwickeln, änderte sich nichts an den Modellaussagen; auch er besäße einen Wert von Null.

3.7.3 Varianten

Die Annahme, dass der Sukzessionswald während 80 Jahren keinen monetären Wert erbringe, ist nicht zuletzt im Zeitalter der Wiedererentdeckung des Brennholzes extrem. Obwohl sogar an eine gewisse Wertholzerzeugung, etwa mit der Birke, zu denken ist, sei in der Variante nur angenommen, dass der Pionierwald ab dem Alter 25 jährlich bescheidene 3 Festmeter Brennholz zum e-

benfalls bescheidenen Preis von 10 EUR pro Festmeter erzeuge. Dies summiert sich mit der Annuitätenformel zu einem Barwert von

$$\frac{30(1,03^{55} - 1)}{0,03 \cdot 1,03^{55} \cdot 1,03^{25}} = 384, \text{ was auf 400 EUR gerundet sei.}$$

Im Standardverlauf oben wurde von laufenden Kosten der Bewirtschaftung völlig abgesehen. Laufende Kosten können sehr verschieden definiert werden und werden daher in Untersuchungen und Statistiken sehr unterschiedlich ausgewiesen. Der Agrarbericht der Bundesregierung 2007 weist für das Jahr 2005 im Staatswald einen Aufwand ohne Holzernte von 253 EUR pro ha Holzbodenfläche aus (Tabelle 45, S. 104). HAUB & WEIMANN beziffern die mittleren Kosten für Waldpflege, Waldschutz und Wegebau bei der Eiche mit 46 EUR pro ha (Abb. 3, S. 1196). Die Buchführungsergebnisse der Testbetriebe zum AGRARBERICHT 2005 beziffern den Aufwand im Staatswald für Waldpflege, -schutz, -erschließung und Wegebau mit zusammen 38 EUR pro ha (Pos. 76 bis 79, S. 97). Der eingangs genannte hohe Wert beinhaltet offensichtlich neben anderen Aufwandspositionen auch den Betreuungs- und Verwaltungsaufwand. Es sei im Modell unterstellt, dass dieser für gepflanzten und Sukzessionswald in gleicher Höhe anfallt und sich beide allein im Aufwand für technische Maßnahmen, wie Waldschutz, Wegebau usw. unterscheiden. Diese Aufwandsdifferenz wird in der Variante mit 30 EUR pro ha und Jahr angesetzt, woraus sich eine Gutschrift für den Sukzessionswald von

$$\frac{30(1,03^{80} - 1)}{0,03 \cdot 1,03^{80}} = 906, \text{ abgerundet auf 900 EUR, ergibt.}$$

Auf Grund seiner Leistungen bei der Brennholzerzeugung und seiner geringeren laufenden Kosten erhält damit der Sukzessionswald in der Variante einen zusätzlichen Kostenvorteil gegenüber dem gepflanzten Wald von 1.300 EUR pro ha (Barwert).

Der gepflanzte Eichenwald erzielt einen Barwert von -4.217 EUR pro ha; die Sukzession ohne Leistungen und Kostenvorteile gegenüber dem gepflanzten Wald von Null. Werden die letzteren in mäßiger Höhe mit einem Barwert von 1.300 EUR pro ha angesetzt, so vergrößert sich die Erfolgsdifferenz zwischen beiden auf -5.517 EUR pro ha. Mit

$$K = \frac{R}{i}$$

zu 3% p.a. verrentet, ist der gepflanzte Wald der Sukzession im ersten Fall um jährlich 127 EUR und im zweiten Fall um 165 EUR pro ha und Jahr unterlegen.

Der Barwert der unendlichen Folge von Baumgenerationen ergibt sich mit

$$PV = \frac{V}{1 - \frac{1}{(1+i)^{140}}}$$

Wegen der großen zeitlichen Ferne der künftigen Baumgenerationen tragen diese selbst bei geringem Diskontsatz nur sehr wenig zum Barwert bei und können daher vernachlässigt werden. Das Defizit des gepflanzten Waldes würde von -4.217 EUR auf -4.285 EUR pro ha steigen.

Wie stark defizitär das Forstwesen in Deutschland wirklich arbeitet, wird deutlich, wenn die gesamten laufenden Kosten einschließlich Verwaltungskosten, wie oben mit 253 EUR pro ha und Jahr ausgewiesen, Berücksichtigung finden. Kapitalisiert ergeben sie einen Barwert von 8.299 EUR pro ha und Jahr. Der gepflanzte Eichenwald im Modell schnitte mit einem Barwert von -12.516 EUR pro ha ab. Am Rande sei vermerkt, dass dem Einwand, hier werde (öffentliches) Geld verschwendet, *allein* mit dem Hinweis auf Nicht-Holz-Leistungen begegnet werden kann.

Im vorliegenden interessieren jedoch nicht absolute Werte, sondern allein der Vergleich zwischen dem gepflanzten und dem Sukzessionswald. Werden für beide – abgesehen von der in der Variante definierten Abweichung – gleiche Werte vorausgesetzt, so ist deren absolute Höhe unerheblich.

3.7.4 Sensitivitätstests

Das Ergebnis jeder Kosten-Nutzen-Analyse, auch der einfachsten, muss mittels Sensitivitätstests auf seine Stabilität gegenüber der Variation von Annahmen geprüft werden. Als strittig beziehungsweise variabel in der Zukunft können der Zinssatz und künftige Holzpreise angesehen werden. Ferner soll die Möglichkeit niedrigerer Kulturkosten (vgl. Abschnitt 3.6) untersucht werden. Ein niedrigerer Zinssatz, höhere künftige Holzpreise sowie niedrigere Kulturkosten begünstigen den gepflanzten Wald gegenüber dem Sukzessionswert beziehungsweise reduzieren seine finanzwirtschaftliche Nachteiligkeit.

Wir führen den Sensitivitätstest so durch, dass der Zinssatz und die Kulturkosten ermittelt werden, bei denen der gepflanzte Wald mit dem Sukzessionswald gleichzieht. Bezüglich der Preissteigerungsrate des Holzes genügt eine kleine Zusatzüberlegung. Das gesamte Modell lautet:

$$-44(1+i)^{-31} + 240(1+i)^{-47} + 1.135(1+i)^{-62} + 2.595(1+i)^{-78} + 3.814(1+i)^{-93} + 4.428(1+i)^{-109} + 8.022(1+i)^{-129} + 44.000(1+i)^{-140} - K - \frac{A((1+i)^{55} - 1)}{i(1+i)^{80}} - \frac{A((1+i)^{80} - 1)}{i(1+i)^{80}} = 0$$

mit K als den Kulturkosten und A der (zufällig) gleich angenommenen Annuität für Brennholzverkauf und laufende Kosten. Man erkennt die Werte aus der obigen Tabelle und die Formeln aus dem Abschnitt „Varianten“ wieder.

Zunächst sei $A = 0$ angenommen, das heißt der Sukzessionswald erbringe weder eine Brennholzleistung noch einen Vorteil bei den Unterhaltskosten. Bei Kulturkosten von 6.000 EUR errechnet sich ein Wert für i^* von 0,01917. Bei einem Zinssatz von knapp unter 2% p.a. schneidet der gepflanzte Wald mit plusminus Null ab, so hoch ist seine interne Verzinsung bei Nichtberücksichtigung weiterer laufender Kosten. Da bei $A = 0$ der Erfolg des Sukzessionswaldes auch mit Null angenommen ist (weil sich der Erlös aus dem natürlich wachsenden Folgewald nahezu auf Null abzinst), sind beide gleichwertig.

Der Zusammenhang mit einer Holzpreissteigerungsrate ist wie folgt:

$$\frac{1+s}{1+i} = \frac{1}{1+i^*}, \text{ daher}$$

$$s = \frac{1+i}{1+i^*} - 1$$

i^* ist wie oben die interne Verzinsung der Investition. Liegt i darüber, so muss es eine kontinuierliche Preissteigerungsrate für Holz s im verlangten Umfang geben. Für $i = 0,03$ muss $s = 0,010626$ sein. Zu bedenken ist, dass s nicht eine allgemeine Inflationsrate ist, sondern die Rate, mit der der Holzpreis stärker als alle anderen Güter wächst (vgl. unten). Bei der genannten Rate von gut 1% p.a. würde der Holzpreis im Zeitraum einer Rotation real gegenüber allen anderen Gütern auf das 4,4-fache wachsen. Es ist plausibel, dass ein wachsender Holzpreis eine geringe interne Verzinsung ausgleichen kann. Zu beachten ist, dass die letztere Rechnung der Vereinfachung halber den kleinen Fehler aufweist, den künftigen Holzerlös des Folgewaldes der Sukzession immer noch auf Null abzudiskontieren, was von einer gewissen Preissteigerung ab nicht mehr statthaft ist. Der Sukzessionswald wird mit anderen Worten in diesem nicht ganz korrekten Vergleich wiederum benachteiligt.

Bei $i = 0,03$ und $s = 0$ führen Kulturkosten von 1.782 EUR pro ha zu einer internen Verzinsung des gepflanzten Waldes von Null und damit zum Gleichstand mit dem Sukzessionswald.

Interessanter ist freilich die Variante mit $A = 30$, denn es ist unwahrscheinlich, dass der Sukzessionswald gar keinen monetären Nutzen stiftet. Im Gegenteil kann dieser auch wesentlich höher geschätzt werden. Der Standardlauf mit $K = 6.000$ verlangt für den gepflanzten Wald den sehr niedrigen Zinssatz von $i = 0,016697$, also zwischen 1,6 und 1,7% p.a. Natürlich sind beliebig viele weitere Kombinationen von Annahmen möglich.

3.7.5 Diskussion der Modellrechnung

Das vorgelegte Modell trifft alle Annahmen so, dass sie, teils sehr erheblich, den gepflanzten Wald gegenüber dem Sukzessionswald begünstigen. Bei gleichen Erlösen für Endnutzung und Zwischennutzungen wird die Rotation gegenüber einer Standardversion in der Literatur erheblich verkürzt. Die Kulturkosten sind gegenüber üblichen Angaben verringert. Der Sukzessionswald liefert nur geringe Brennholzerträge und besitzt nur einen geringen Kostenvorteil bei den laufenden Aufwendungen. Trotzdem bleibt es schwierig, den gepflanzten Wald gegenüber der Sukzession finanzökonomisch zu rechtfertigen.

Plausiblerweise fördern geringe Kulturkosten die Rentabilität des gepflanzten Waldes und damit seine Konkurrenzkraft mit dem Sukzessionswald sehr erheblich. Da sie zum Zeitpunkt Null erfolgt, geht jede Kürzung undiskontiert in die Rechnung ein. Aus diesem Grunde sind Varianten kostengünstiger Waldmehrung (vgl. Abschnitt 3.6) von hohem Interesse.

Bei der hier getroffenen Standardannahme für die Kulturkosten erreicht der gepflanzte Wald mit den hier unterstellten günstigen Bedingungen einen finanzökonomischen Gleichstand mit dem Sukzessionswald nur bei einer Kombination recht extremer Annahmen. Im Allgemeinen spricht vielmehr alles dafür, dass der Sukzessionswald finanziell besser abschneidet, wenn nur die Holzherzeugung zählt. Der gepflanzte Wald erreicht Gleichstand mit dem Sukzessionswald bei einem Zinssatz von etwa 1,9 % p.a., wenn letzterer gar keinen, und bei einem von 1,67 %, wenn letzterer einen geringen Erlös und Vorteil bei den laufenden Kosten erzielt, was eher wahrscheinlich ist.

Hier ist auf den Status dieses Verrechnungszinssatzes hinzuweisen: Es ist finanzökonomisch nur sinnvoll, in den Wald durch Pflanzung zu investieren, wenn der *Vergleichszinssatz*, der alternativ erzielt werden könnte, höchstens so hoch ist. Ein negativer Barwert beim Zinssatz von 3% p.a. gibt den Betrag an, den derjenige, der in den Wald anstatt in Alternativen investiert, verliert.

Von Bedeutung ist die Frage, ob der Vergleichszinssatz nominal oder real zu wählen ist. Der Nominalzinssatz nimmt die erwartete Geldentwertung vorweg und ist grob die Summe aus Realzins und Inflationsrate. Es gibt sechs Möglichkeiten:

- a) alle Preise sind stabil: Hier besteht das Problem nicht.
- b) Holzpreise steigen nicht, alle übrigen Preise steigen: Hier muss der Alternativzinssatz nominal gewählt werden.
- c) Holzpreise und alle übrigen Preise steigen mit derselben Rate: Hier ist wie in allen folgenden Fällen die Rechnung nach dem obigen Muster streng genommen falsch, alle Erlöse in der Zukunft müssten mit der Inflationsrate erhöht werden. Der in Wirklichkeit durch die Methode ermittelte Barwert wäre höher. Korrektheit wird wiederum hergestellt, wenn der Vergleichszinssatz real gewählt wird.
- d) Holzpreise steigen, andere Preise aber nicht: Der (in diesem Falle reale) Vergleichszinssatz kann um die Rate der Holzpreissteigerung reduziert werden.
- e) Holzpreise steigen schwächer als die übrigen Preise: Es ist ein Vergleichszins zwischen Real- und Nominalzins zu wählen.
- f) Holzpreise steigen stärker als die übrigen Preise: Ein Vergleichszins unter dem Realzins ist korrekt.

Jahrzehntelang war in Deutschland Fall e) gegeben. In den vergangenen Jahren sind die Preise etwas angestiegen. Aus forstlicher Sicht wird gehofft, dass dieser Trend in Zukunft anhält; Prognosen sind hier nicht möglich. Wird der Fall c) unterstellt, so müssen die hier bezifferten Vergleichszinssätze real sein. Sehr lange Zeitreihen belegen eine Schwankung von Realzinsen (marginaler Kapitalproduktivität) um 3% p.a. in der Vergangenheit, entsprechend Kaldors „stilisierten Fakten“¹². Es ist nicht absehbar, ob sich dies künftig ändert. Die oben bezifferten Vergleichszinssätze für die Parität von gepflanztem und Sukzessionswald sind niedrig. Gleichwohl mögen insbesondere für kleine Waldbesitzer mit schlechtem Zugang zu Kapitalmärkten und unter Berücksichtigung steuerlicher Aspekte diese Werte nicht unangemessen sein. Es ist jedoch an die unterstellten günstigen Annahmen des gepflanzten Waldes zu erinnern – dass unter den getroffenen Annahmen dieser finanzwirtschaftlich vorteilhaft bleiben soll, ist nicht wahrscheinlich.

Mit der oben eingeführten Preissteigerungsrate s ist dem Fall f) Genüge getan worden. Zu beachten ist, dass selbst eine niedrig erscheinende Rate r dauerhaft zu hohen absoluten Preissteigerungen führen; ein Beispiel ist oben schon angeführt worden.

3.7.6 Weitere Aspekte

Die Betrachtungen haben eindeutig erwiesen, dass eine finanzökonomische Vorteilhaftigkeit eines gepflanzten Eichenwaldes nur in Ausnahmefällen gegeben ist. Das Ergebnis ist nun in einen weiteren Rahmen zu stellen.

Hätte als Alternative die Pflanzung von Fichten oder Douglasien bestanden, so hätte der Sukzessionswald zweifellos schlechter abgeschnitten. Waldmehrungen mit diesen Baumarten sind indessen – zumindest dem Förderregime nach zu urteilen – mit guten Gründen wenig erwünscht. Die Buche hätte rechnerisch schlechter abgeschnitten als die Eiche, jedoch sind Buchenaufforstungen auf blankem Boden ökologisch und waldbaulich ebenso wenig attraktiv. Somit erscheint die Eichenkultur als Alternative zur Sukzession am sinnvollsten.

Bevor noch einmal ökologische Aspekte angesprochen werden, ist darauf hinzuweisen, dass auch rein betriebswirtschaftlich die finanzökonomische Rentabilität nicht das einzige Entscheidungskriterium ist. Besonders für landwirtschaftliche Betriebe sind Liquiditätsaspekte von Bedeutung. Während der gepflanzte Bestand sehr lange ohne Erträge bleibt, kann im Sukzessionswald schon recht bald, unter Umständen schon eher als nach den angenommenen 25 Jahren, mit Brennholzerträgen gerechnet werden. Die Liquiditätslage der Eigentümer von Waldmehrungsflächen, etwa Kommunen, wird durch den Verzicht auf Ausgaben für die Kulturbegründung positiv beeinflusst. Es kann sogar postuliert werden, dass bei Abwesenheit von Förderungen für die Erstaufforstung dieser Aspekt eine große Bedeutung erlangen würde.

Selbst in ökonomischer Sicht ist die *Holz*wirtschaft nicht das einzige Kriterium. Monetarisierbare Landeskulturleistungen auf den Gebieten des Erosions- und Immissionsschutzes der Wasserwirtschaft, der Bienenhaltung und anderer sind für die Gesellschaft wichtig. Es liegen aber keine Informationen über die Vorteilhaftigkeit gepflanzter oder spontan wachsender Bestände vor.

¹² Der von NICHOLAS KALDOR in die Wachstumstheorie eingeführte Begriff bezeichnet qualitative Eigenschaften der Zeitreihen ökonomischer Größen, u.a. auch der Kapitalproduktivität (KALDOR 1961).

Schließlich sind Erholungseignung und Naturschutzwert zu diskutieren. In Deutschland liegen kaum belastbare Kenntnisse über die Präferenzen von Erholungssuchenden und Spaziergänger für bestimmte Waldtypen vor (vgl. Liebe 2007). So kann auch nur gemutmaßt werden, wie Sukzessionswälder vom Publikum angenommen werden. Einige Formen, wie „Birkenwäldchen“ auf städtischen Brachflächen, an Stadträndern (z.B. dem ehemaligen Mauerstreifen um West-Berlin) und Industriebrachen erfreuen sich offensichtlich der Beliebtheit. Für andere Formen mag dies weniger gelten.

Der Naturschutzwert spontan entstehender Sukzessionswälder kann aufgrund mangelnder Untersuchungen nicht umfassend dargestellt werden. Obwohl die vegetationskundlichen Studien im Rahmen des vorliegenden Projektes erwartungsgemäß keine bedeutenden Funde erbrachten, ist davon auszugehen, dass umfassendere, insbesondere zoologische Studien dies Bild jedoch stark ändern würden. Einige Pionierbaumarten, wie die Aspe, sind als obligate Heimstätten für Tiere, etwa als Raupenfutterpflanzen, von herausragender Bedeutung. Die Seltenheit gewisser Tiere, wie etwa des Großen Eisvogels (*Limenitis populi*, Tagfalter) erklärt sich zum Teil daraus, dass solche Bäume im „gewöhnlichen“ Forst ungerne geduldet werden.

Werden die nicht-holzwirtschaftlichen und nicht-monetären Wertaspekte in die Betrachtung einbezogen, so mag selbst in den (wenigen) Fällen viel für den Sukzessionswald sprechen, in denen seine holz- und finanzwirtschaftliche Vorteilhaftigkeit fraglich ist, insbesondere wegen niedriger Verrechnungsdiskontsätze der Flächenbesitzer.

4 Diskussion

Die ursprünglich vorgesehene Projektlaufzeit von 15 Monaten war für die Bearbeitung der umfangreichen Untersuchungen sehr ambitioniert. Der Projektfortschritt wurde mit Vorlage des ersten Zwischenberichtes im Mai 2007 dokumentiert. Nach kostenneutraler Verlängerung um vier Monate wurden alle im Projektantrag formulierten Ziele realisiert.

Für die Erreichung der Projektziele war der am 1. Februar 2008 im Internationalen Begegnungszentrum „Felix Hausdorff“ in Greifswald durchgeführte Workshop sehr hilfreich. Die teilnehmenden externen Experten aus den Bereichen Vegetationsökologie, Waldbau, Standortkunde und Forstökonomie gaben wesentliche Impulse in der Endphase des Projektes. Zahlreiche Anregungen konnten bei den weiteren Auswertungen noch berücksichtigt werden.

Die Zusammenarbeit mit den am Projekt beteiligten Projektpartnern, dem Institut für Ökonomie der Forst- und Holzwirtschaft am Johann Heinrich von Thünen-Institut und dem Institut für Dauerhaft Umweltgerechte Entwicklung von Naturräumen der Erde (DUENE) e.V., verlief sehr zielorientiert. Die Mitwirkung der Projektpartner erfolgte über die gesamte Projektlaufzeit. Die Ergebnisse der Untersuchungen wurden während des o.g. Workshops präsentiert.

Auch die Zusammenarbeit mit externen Forst- und Naturschutzbehörden verlief sehr konstruktiv und harmonisch. Hervorzuheben ist das Engagement von Herrn Dr. Röhe vom Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz in Schwerin. Wertvolle Unterstützung erfuhr das Projekt durch die von Herrn Dr. Röhe initiierte landesweite Umfrage bei den Forstämtern bezüglich des flächenmäßigen Umfangs von Sukzessionswäldern in Mecklenburg-Vorpommern.

Es ist vorgesehen die Thematik am Institut für Botanik und Landschaftsökologie der Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald weiter zu bearbeiten. Geplant ist unter anderem ein Dissertationsvorhaben von Herrn Christian Schröder am Lehrstuhl von Prof. Dr. Stefan Zerbe.

5 Öffentlichkeitsarbeit

Erste Ergebnisse wurden im Rahmen des o.g. Workshops vorgestellt und diskutiert.

Die Untersuchungen zu den politischen Aspekten der Neuwaldbildung durch Sukzessionswälder wurden als Arbeitsbericht des Institutes für Ökonomie der Forst- und Holzwirtschaft am Johann-Heinrich-von-Thünen-Instituts unter dem Titel Neuwaldbildung durch Sukzession: Flächenpotentiale, Hindernisse, Realisierungschancen“ veröffentlicht (http://bfafh.de/bibl/pdf/oef_08_05.pdf).

Die Ergebnisse der vegetations- und standortkundlichen Untersuchungen wurden zur Veröffentlichung in der Zeitschrift Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz eingereicht. Es ist vorgesehen, weitere Teilergebnisse des Projektes in entsprechenden Publikationen einer breiteren Öffentlichkeit bekannt zu machen.

6 Fazit

Die interdisziplinäre Vorgehensweise hat sich bewährt. Änderungen in der Zielsetzung waren nicht erforderlich. Abschließend soll noch einmal auf zwei im Projektantrag aufgestellte Hypothesen eingegangen werden:

Hypothese 1: „Die klimatischen Faktoren sind die bestimmenden Faktoren, während die Standortbedingungen und die vorangegangene Nutzung der Fläche sowie in der Umgebung vorhandenes biotisches Potential modifizierend wirken.“

Die Bedeutung der klimatischen Faktoren für den Verlauf der Sukzessionen ist grundsätzlicher Natur, es liegen aber relativ wenige vergleichende Studien vor. Unsere eigenen Untersuchungen waren, abgesehen vom Literaturstudium, räumlich zu begrenzt, um zu Aussagen zu kommen. Die Bedeutung der Standortfaktoren wurde auf regionaler Ebene durch die Untersuchung der Referenzflächen nachgewiesen, allerdings wären hier weiterführende Untersuchungen für eine stärkere Verallgemeinerung der Ergebnisse erforderlich. Es ist aber davon auszugehen, dass unter Bezug auf die im Rahmen der forstlichen Standorterkundung und Naturraumkunde erarbeiteten Grundlagen verlässliche Aussagen für praktische Anwendungen gewonnen werden können. Die vorangegangene Nutzung spielt eine sehr große Rolle, ehemalige Ackernutzung begünstigt eine sehr rasche, zeitgleiche Besiedlung der Fläche und verläuft anders als die Besiedlung von Grünland. Von besonderer Bedeutung scheint auch der Zeitpunkt der Aufgabe der Nutzung zu sein. Der Einfluss des in der Umgebung vorhandenen biotischen Potentials bestimmte in vielen der untersuchten Beispiele die Erstbesiedlung und Weiterentwicklung der Vorwälder mit, wurde aber im Rahmen des Projektes aber nicht in ausreichend quantifizierbarem Maße dargestellt.

Hypothese 2: „Es bilden sich bei Sukzession oft mosaikartige Bestände aus, wobei überwiegend auf ertragsschwachen Standorten nur wenige Baumarten und auf ertragsreichen Standorten verschiedene Baumarten beteiligt sind.“

Die Untersuchungen zeigten, daß auf mäßig frischen Standorten mit mittlerer Nährkraft die größte Vielfalt an Vorwald-Entwicklungen möglich ist. Auf ärmeren und besonders reichen Standorten

ten ist das Spektrum auftretender Baumarten reduzierter. Es wurde deutlich, daß oftmals sehr eng benachbart, mosaikartig verschiedene Vorwaldgesellschaften entwickelt sein können. Dies zeigten besonders deutlich die Untersuchungen auf der Insel Vilm. Sukzession kann als Variante der Waldmehrung auf verschiedenen mineralischen Standorten in Erwägung gezogen werden. Auf kräftigen bis reichen Standorten können sich Wälder bilden, die auch wirtschaftlich interessant sind.

Der Flächenumfang bereits vorhandener Sukzessionswälder in Deutschland ist weitaus größer als bislang vermutet und die möglichen Potentiale sind auch außerhalb landwirtschaftlicher Produktionsflächen erheblich. Die Ausschöpfung dieser Potentiale verlangt die Beseitigung vorhandener Vorbehalte bei den Flächeneigentümern, die für die zukünftige Aufforstungspraxis von hoher Bedeutung ist. Durch weitere Untersuchungen können wichtige Informationen für die Ausgestaltung kostengünstiger Waldmehrungsstrategien erarbeitet werden. Dabei sollten auch grundlegende waldbauliche und -wachstumskundliche Untersuchungen zu Sukzessionswäldern durchgeführt werden. Damit könnten die derzeit noch vorhandenen Wissenslücken, insbesondere bei den in Abschnitt 3.6 dargestellten Varianten kostengünstiger Waldmehrung geschlossen werden.

Literatur

- Aas G. 2002. Die Gewöhnliche Esche (*Fraxinus excelsior*) - Dendrologische Anmerkungen. LWF-Wissen 34: 1-5.
- Aas, G. 2003. Die Schwarzerle, *Alnus glutinosa* - Dendrologische Anmerkungen. LWF-Wissen 42: 7-10.
- Agrarpolitischer Bericht der Bundesregierung 2007. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (Hrsg.). Berlin 2007.
- Almgren, G., Ingelög, T., Ehnström, B. & Mörtnäs, A. 1984. Ädellövskog - ekologi och skötsel. (Deciduous Woodlands - Ecology and Management). Skogsstyrelsen, Stockholm.
- Ammer, C., Mosandl, R., El Kateb, H., Stölting, R. 2001. Die Entwicklung von Buchensaat im Vergleich zu Pflanzungen. AFZ/Der Wald 56 (23): 1208-1210.
- Angst, C., Brang, P., Lässig, R. 2000. Wiederbewaldung lenken. Wald und Holz 81 (9): 27-30.
- Anonymus 2000. Pflanzung auf Erstaufforstungs- und Rekultivierungsflächen mit Pflanzmaschine auf verdichtetem Untergrund. AFZ/Der Wald 55 (18-19): 970-971.
- Barengo, N. 2001. Spitzahorn - *Acer platanoides* L. Projekt Förderung seltener Baumarten. Professur Waldbau ETHZ, Eidg. Forstdirektion BUWAL 1-8. www.seba.ethz.ch/pdfs/sah.pdf.
- Bärlocher, F. 1999. Biostatistik. Praktische Einführung in Konzepte und Methoden. Georg Thieme Verlag, Stuttgart.
- Barth, H., Baumgart, A., Brandt, V. & Weinauge, H. 2004. Die Naturraum(typen)karte Mecklenburg-Vorpommern im Vergleich mit anderen Naturraumgliederungen des Landes. Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung 43 (3): 11-38.
- Bartholmess, H., Erhardt, W., Frahm, J.-P., Franzen-Reuter, I., John, V., Kirschbaum, U., Stapper, N., Stetzka, K., Thiel, W. R., Türk, R., Windisch, U., Wirth, V. 2007. Biologische Messverfahren zur Ermittlung und Beurteilung der Wirkung von Luftverunreinigungen (Bioindikation). Nachweis von regionalen Stickstoffdepositionen mit den Laubmoosen *Scleropodium purum* und *Pleurozium schreberi*. VDI-Richtlinie 3957 Blatt 19, Entwurf. Düsseldorf: 1-7.
- Berg, Ch. & Kintzel, W. 1999. Vergleichende vegetationskundliche Untersuchungen im FND Hühnerberg (Lewitz) 1972 und 1997. Botanischer Rundbrief für Mecklenburg-Vorpommern 33: 7-22.
- Berg, Ch., Dengler, J. & Abdank, A. 2001. Die Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns und ihre Gefährdung. Tabellenband. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Weissdorn-Verlag, Jena.
- Berg, Ch., Dengler, J., Abdank, A. & Isermann, M. 2004. Die Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns und ihre Gefährdung. Textband. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Weissdorn-Verlag, Jena.
- Borstel, von, U. O. 1974. Untersuchungen zur Vegetationsentwicklung auf ökologisch verschiedenen Grünland- und Ackerbrachen hessischer Mittelgebirge (Westerwald, Rhön, Vogelsberg). Universität Gießen.
- Braun-Blanquet, J. 1928. Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. Springer, Berlin.

- Brechtel, H. M. 1969. Methode zur Untersuchung der Kiefern-Naturverjüngungsfrage. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 140: 193-204.
- Brettfeld, R. & Bock, K.-H. 1994. Terrassenfluren im Naturpark Thüringer Wald – bedrohte historische Kulturlandschaften. Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen 31 (2): 31-41.
- Brown, V. K. & Gange, A. C. 1992. Secondary plant succession: how is it modified by insect herbivory. Vegetatio 101: 3-13.
- Buchführungsergebnisse der Testbetriebe zum Agrarpolitischen Bericht der Bundesregierung 2005. Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (Hrsg.). Berlin 2005.
- Burth, M., Schmitt, H.P., Hofmann, R. 1997. Aktuelle Pflanzverfahren. kwf-Merkblatt Nr. 10/97. Kuratorium Waldarbeit und Forsttechnik e.V., Groß-Umstadt.
- Büsgen, M. & Münch, E. 1927. Bau und Leben der Waldbäume. Fischer, Jena.
- Clark, C.W. 1990. Mathematical bioeconomics. Wiley, New York.
- Dierschke, H. 1988. Pflanzensoziologische und ökologische Untersuchungen in Wäldern Südniedersachsens. IV. Vegetationsentwicklung auf langfristigen Dauerflächen von Buchenwald-Kahlschlägen. Tuexenia 8: 307-326.
- Dierschke, H. 1994. Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Dovciak, M., Frelich, L. E. & Reich, P. B. 2005. Pathways in old-field succession to white pine: seed rain, shade and climate effects. Ecological Monographs 75: 363-378.
- Ellenberg, H. 1956. Aufgaben und Methoden der Vegetationskunde. Ulmer, Stuttgart.
- Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulißen, D. 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2. Aufl., Verlag Erich Goltze, Göttingen.
- Enders, C. & Arenhövel, A. 2001. Die Esche in Thüringen. AFZ/Der Wald 56 (24): 1300-1301.
- Ewald, J. 2007. Beurteilung von Waldstandorten und Waldgesellschaften mit Zeigerarten-Ökogrammen. Tuexenia 27: 7-18.
- Faber, R. 1982. Beiträge zur natürlichen Wiederbewaldung von Brachflächen. Universität Göttingen, Dissertation.
- Falinski, J. B. 1980. Vegetation dynamics and sex structure of the populations of pioneer dioecious woody plants. Vegetatio 43: 23-38.
- Faust, H. 1963. Waldbauliche Untersuchungen an Bergahorn. Dissertation. Forstliche Fakultät, Universität Göttingen.
- FHJ-Taschenbuch 2003. Forst-, Holz- und Jagdtaschenbuch. 56. Jg. Schaper, Alfeld.
- FHJ-Taschenbuch 2008. Forst-, Holz- und Jagdtaschenbuch. 61. Jg. Schaper, Alfeld.
- Firbas, F. 1935. Über die Wirksamkeit der natürlichen Verbreitungsmittel der Waldbäume. Natur und Heimat 6: 1-9, 65-73.
- Firbas, F. 1949. Spät- und nacheiszeitliche Waldgeschichte Mitteleuropas nördlich der Alpen. Bd. 1, Allgemeine Waldgeschichte. Verlag, Jena.
- Fischer, A. 1999. Sukzessionsforschung: Stand und Entwicklung. Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft 11: 157-177.

- Forstliche Standortsaufnahme. 1996. Forstliche Standortsaufnahme. Begriffe, Definitionen, Einteilungen, Kennzeichnungen, Erläuterungen. Bearbeitet und zusammengestellt vom „Arbeitskreis Standortskartierung“ in der „Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung“, 5. Aufl., IHW-Verlage, Eching bei München.
- Frahm, J.-P. & Frey, W. 1983. Moosflora. Ulmer, Stuttgart.
- Gardescu, S. & Marks, P. L. 2004. Colonization of old fields by trees vs. shrubs: seed dispersal and seedling establishment. *Journal of Torrey Botanical Society* 131: 53-68.
- Gockel, H. A., Rock, J. & Schulte, A. 2001. Aufforsten mit Eichen-Trupppflanzungen. *AFZ/Der Wald* 56 (5): 223-226.
- Gockel, H.A. 1995. Die Trupp-Bepflanzung - ein neues Pflanzschema zur Begründung von Eichenbeständen. *Forst und Holz* 50 (18): 570.
- Gottfriedsen, D. 2002. Eichen pflanzen oder säen? *AFZ/Der Wald* 57 (6): 291.
- Griesche, C. o. J. Bauminfoblatt: Die Esche. Schutzgemeinschaft Deutscher Wald (SDW) 18: 1-4. www.sdw.de/pdf/esche.pdf.
- Grime J. P., Hodgson J. G. & Hunt R. 1988. Comparative plant ecology. A functional approach to common British species. Unwin Hyman, London
- Guericke, M. 1996. Versuche zur Begründung von Eichenbeständen durch Nesterpflanzung. *Forst und Holz* (51): 577-583.
- Gulder, H.-J. 2002. Standortansprüche und Wurzelwerk der Esche. *LWF-Wissen* 34: 50-52.
- Gürth, P. & Vöhringer, F. 1993. Eichennaturverjüngung und Eichenpflanzung im Forstbezirk Müllheim. Ein Wachstums- und Kostenvergleich. *Forst und Holz* 48: 672-676.
- Gussone, H.A. & Richter, A. 1994. Eichen-Nester - Zweiter Bericht der Versuche mit Nesterpflanzungen in Norddeutschland. *Forst und Holz* 49 (11): 300-304.
- Hacker, H. 2002. Insekten an Esche. *LWF-Wissen* 34: 44-49.
- Hakes, W. 1987. Einfluß von Wiederbewaldungsvorgängen in Kalkmagerrasen auf die floristische Artenvielfalt und Möglichkeiten der Steuerung durch Pflegemaßnahmen. *Dissertationes Botanicae* 109. Cramer, Berlin.
- Hampicke, U. , Littreski, B. & Wichtmann, W. 2005. Ackerlandschaften. Nachhaltigkeit und Naturschutz auf ertragsschwachen Standorten. Springer, Heidelberg.
- Handbuch Forstliche Analytik 2005. Handbuch Forstliche Analytik. Grundwerk. Eine Loseblatt-Sammlung der Analysemethoden im Forstbereich. Hrsg. vom Gutachterausschuss Forstliche Analytik.
- Hard, G. 1975. Vegetationsdynamik und Verwaldungsprozesse auf den Brachflächen Mitteleuropas. *Die Erde* 4: 243-276.
- Hard, G. 1976. Vegetationsentwicklung auf Brachflächen. *KTBL-Schrift* 195: 3-195.
- Härdtle, W., Ewald, J. & Hölzel, N. 2004. Wälder des Tieflandes und der Mittelgebirge. Ulmer Stuttgart.
- Hartig, M. & Lemke, C. 2002. Birken-Schneesaat. Eine in Vergessenheit geratene Walderneuerungsmethode. *AFZ/Der Wald* 57 (4): 170-173.

- Hartig, T. 1851. Vollständige Naturgeschichte der forstlichen Kulturpflanzen Deutschlands. Berlin.
- Haub, H. & Weinmann, H.-J. 2000. Neue Alterswertfaktoren der Bewertungsrichtlinien. AFZ/Der Wald 22: 1194-1198.
- Hecker, U. 1981. Windverbreitung bei Gehölzen. Mitteilungen der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft 72: 73-92.
- Heilpern, E. 1914. Keimungsphysiologische Untersuchungen. Plant Systematics and Evolution 64: 286-293.
- Heinrich, W. & Voigt, W. 2007. Gehölzaufwuchs an den Röt- und Muschelkalkhängen um Jena (Thüringen) – Ergebnisse von Dauerflächenbeobachtungen im NSG „Leutratal“. Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen 44(1): 1-10.
- Helfer, W. & Blaschke, M. 2002. Pilze an Esche. LWF-Wissen 34: 53-55.
- Helms, S. 2007. Steuerungswirkung des Bodenausgangssubstrates bei der Bildung von Wald-Humusformen. Dissertation, Universität Greifswald.
- Hempel, G. & Wilhelm, K. 1889. Die Bäume und Sträucher des Waldes in botanischer und forstwirtschaftlicher Beziehung. Wien & Olmütz, Ed. Hölzel, 1889-1899, 3 Bände.
- Henkel, A., von Hengel, U., Westhus, W. & Boddenberg, J. 2008. Die Waldbiotopkartierung in Thüringen – Gemeinschaftsprojekt der Forst- und Naturschutzverwaltung erfolgreich abgeschlossen. Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen 45 (1): 2-14.
- Heukamp, B. & Wagner, H.C. 1998. Begründung von Forstkulturen. Auswertungs- und Informationsdienst für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (aid) e.V., Bonn.
- Huldén, E. 1941. Studien über *Fraxinus excelsior* L. Acta Botanica Fennica 28, 1-250.
- Immler, T. 2002. Die Esche im Staatswald der Forstdirektion Oberbayern-Schwaben. LWF-Wissen 34: 36-40.
- Jäger 1841. Anbau und Ertrag von *Acer pseudoplatanus*. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung, S. 42.
- Jäger, E. J. & Werner, K. 2005. Exkursionsflora von Deutschland. Bd. 4, Gefäßpflanzen: Kritischer Band. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- Jakucs, P. 1969. Die Sproßkolonien und ihre Bedeutung in der dynamischen Vegetationsentwicklung (Polykormonsukzession). Acta Botanica Croatica 28: 161-170.
- Jauch, E. 1987. Der Einfluß des Rehwildes auf die Waldvegetation in verschiedenen Forstrevieren Baden-Württembergs. Dissertation, Universität Hohenheim.
- Jedicke, E., Hakes, W. 2005. Management von Eichenwäldern im Rahmen der FFH-Richtlinie. Eichenverjüngung im Wirtschaftswald: durch Prozessschutz ausgeschlossen? Naturschutz und Landschaftsplanung 37 (2): 37-45.
- Jeschke, L. & Linke, C. 2000. Grundlagen der Waldbehandlung in den Nationalparks von Mecklenburg-Vorpommern. Natur und Landschaft 75: 113-116.
- Jones, E.W. 1945. *Acer pseudo-platanus*. Journal of Ecology 32: 220-238.

- Kahlert, K. 2002. Waldbautechnische Aspekte der Erstaufforstung. In: Erstaufforstung landwirtschaftlicher Nutzflächen. Mitteilungen der Thüringer Landesanstalt für Wald, Jagd und Fischerei, H. 20/2003, Gotha, S. 19-48.
- Kaldor, N. 1961. Capital accumulation and economic growth. In: Lutz, F.A. & D.C. Hague (Ed.): The theory of capital: proceedings of a Conference held by the International Economic Association. London. Macmillan, pp. 177-222.
- Kleinknecht, U. 2001. Vegetationskundliche Beschreibung und Einordnung der natürlich aufgewachsenen Birken-Zitterpappel-Vorwälder der Bergbaufolgelandschaft des Leipziger Südraums - das Hieracio piloselloides-Betuletum pendulae ass. Nov. Tuexenia 21: 39-50.
- Kleinknecht, U. 2002. Primäre Gehölzsukzession in der Bergbaufolgelandschaft des Leipziger Südraums. Dissertationes Botanicae 358. Cramer, Berlin.
- Klotz, St. 1997. Die Brachesukzession – ein Beispiel für die Renaturierung von Flächen in der Agrarlandschaft. In: Feldmann, R., Henle, K., Auge, H., Flachowsky, J. Klotz, St. & Krönert, R.: Regeneration und nachhaltige Landnutzung. Konzepte für belastete Regionen. Springer, Berlin, S. 196-198.
- Klötzli, F. 1965. Qualität und Quantität der Rehäsung. Dissertation Technische Hochschule, Zürich.
- Kohler, A. & Sukopp, H. 1963. Über die Gehölzentwicklung auf Berliner Trümmerstandorten. Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft 76: 389-406.
- Kohlermann, L. 1950. Untersuchungen über die Windverbreitung der Früchte und Samen mitteleuropäischer Waldbäume. Forstwissenschaftliches Centralblatt 69: 606-624.
- Kölbel, M. 2002 Verjüngungsökologie der Esche – Ergebnisse aus Naturwaldreservaten. LWF-Wissen 34: 30-35.
- Kölling, C. & Walentowski, H. 2002. Die Rolle der Esche (*Fraxinus excelsior*) in einheimischen Waldgesellschaften. LWF-Wissen 34: 6-20.
- Konopatzky, A. 1993. Standortweisergruppen der Arten der Bodenvegetation. In Schulze, G., 1996. SEA 95 - Anleitung für die forstliche Standortserkundung im nordostdeutschen Tiefland (Standortserkundungsanleitung). Teil A, Standortformen, S. 234-271.
- Kopp, D. 2003a. Zusammenwirken von Standort und Vegetation bei der Erkundung von Waldnaturräumen im nordostdeutschen Tiefland. Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung 42 (1): 1-49.
- Kopp, D. 2003b. Der Entwicklungsaspekt bei der Erkundung der Waldvegetation und ihrer Standorte am Beispiel des nordostdeutschen Tieflandes. Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung 42 (2): 19 - 32.
- Kopp, D., Jäger, K.-D. & Succow, M. 1982. Naturräumliche Grundlagen der Landnutzung. Akademie-Verlag, Berlin.
- Kopp, D. & Schwanecke, W. 1994. Standörtlich-naturräumliche Grundlagen ökologiegerechter Forstwirtschaft. Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin.
- Kopp, D., Jeschke, L. Baumgart, B. & Linke, C. 2002. Bestimmung der Naturnähe von Waldnaturräumen im nordostdeutschen Tiefland auf der Grundlage der Standortserkundung und Forsteinrichtung. Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung 41: 187-241.

- KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V.) 2005. Faustzahlen für die Landwirtschaft. 13., völlig neu bearb. Auflage. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V., Darmstadt.
- KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V.) 2006. Energiepflanzen. Daten für die Planung des Energiepflanzenanbaus. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V., Darmstadt.
- Kulb, I. 2006. Landschaftspflegekonzepte für Grünlandbrachen im Siedlungsbereich des NSG Insel Vilm. Diplomarbeit, Studiengang Landschaftsökologie und Naturschutz, Universität Greifswald.
- KWF (Kuratorium für Waldarbeit und Forsttechnik) 1997. Aktuelle Pflanzverfahren. Merkblatt 10/97. Groß-Umstadt.
- KWF (Kuratorium für Waldarbeit und Forsttechnik) 2000a. Pflanzung auf Erstaufforstungs- und Rekultivierungsflächen mit Pflanzmaschine auf verdichtetem Untergrund. AFZ/Der Wald 55 (21): 970-971.
- KWF (Kuratorium für Waldarbeit und Forsttechnik) 2000b. Schermausbekämpfung mittels Köder-Legeflug und Köderstationsverfahren. AFZ/Der Wald 55 (21): 1080-1081.
- Lamprecht, H. 1983. Die einheimischen und die wichtigsten fremdländischen Baumarten. Selbstverlag des Instituts für Waldbau, Abt. für Waldbau der Tropen und Naturwaldforschung, Göttingen.
- Landesforst Mecklenburg-Vorpommern o. J. Merkblatt zur maschinellen Laubholz-Saat mit der „SäGrimm 2000“, Schwerin.
- Latva-Karjanmaa, T. 2006. Reproduction and population structure in the European aspen. Dissertation, Universität Helsinki, Finland.
- Leder, B. 1992. Weichlaubhölzer. Verjüngungsökologie, Jugendwachstum und Bedeutung in Jungbeständen der Hauptbaumarten Buche und Eiche. Schriftenreihe der Landesanstalt für Forstwirtschaft Nordrhein-Westfalen. Sonderband, Arnsberg.
- Leder, B. 1996. Hinweise für die waldbau-technische Durchführung der Erstaufforstung. LÖBF-Mitteilungen 3/96: 11-18.
- Leder, B. 2001. Wuchsdynamik eines Salweiden-Vorwaldes aus Naturverjüngung. AFZ/Der Wald 56 (9): 478-483.
- Leder, B. 2002. Jugendwachstum und waldbauliche Behandlung von natürlich angesamten Weichlaubhölzern in Laubholzjungwüchsen. In: LÖBF (Hrsg.): Weichlaubhölzer und Sukzessionsdynamik in der naturnahen Waldwirtschaft. Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten / Landesamt für Agrarordnung Nordrhein-Westfalen, Band 4, S. 29-41.
- Leibundgut, H. 1964. Einfluß von Borstgras und Heidelbeere auf die Ansamung von Föhre und Lärche. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 115: 331-336.
- Leibundgut, H. 1991. Unsere Waldbäume - Eigenschaften und Leben. Haupt Verlag, Bern.
- Lemke, E. 2007. Erstaufforstung – Bodenvorbereitung & Pflanzmethoden (ein Beitrag zur Waldmehrung). immerGrün Juni 2007, S. 8-9.

- Lepš, J. & Štursa, J. 1989. Species-area relationship life history strategies and succession – a field test of relationships. *Vegetatio* 83: 249-257
- 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.
- LFG (Landesamt für Forsten und Großschutzgebiete Mecklenburg-Vorpommern) 1999. Forstliche Standortskartierung in Mecklenburg-Vorpommern. Teil B: Standortformen und -gruppen. Bearbeitung: Landesamt für Forsten und Großschutzgebiete Mecklenburg-Vorpommern, Malchin.
- Liebe, U. 2007. Zahlungsbereitschaft für kollektive Umweltgüter. Soziologische und ökonomische Analysen. Wiesbaden.
- Linke, Ch. 2003. Das Schwarzholunder-Ruderalgebüsch (*Lamio albae-Sambucetum nigrae* ass. Nov.) - eine ruderale Gehölzgesellschaft. *Botanischer Rundbrief für Mecklenburg-Vorpommern* 38: 63-75.
- Linke, Ch. 2004. Rhamno-Prunetea – Kreuzdorn-, Schlehen- und Schwarzholunder-Gebüsch. In: Berg, Ch., Dengler, J., Abdank, A. & Isermann, M. 2004. Die Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns und ihre Gefährdung. Textband. Weissdorn-Verlag, Jena, S. 449-458.
- Litterski, B. 2005 Nutzungsgeschichte von Sandäckern Nordostdeutschlands. In: Hampicke, U., Litterski, B. & Wichtmann, W. (Hrsg.). *Ackerlandschaften. Nachhaltigkeit und Naturschutz auf ertragsschwachen Standorten*. Springer, Berlin, S. 17-34.
- Lohmeyer, W. & Bohn, U. 1973. Wildsträucher-Sproßkolonien (Polycormone) und ihre Bedeutung für die Vegetationsentwicklung auf Brachflächen. *Natur und Landschaft* 48 (3): 75-79.
- LUNG (Hrsg.) 2005. Karte der Heutigen Potenziellen Natürlichen Vegetation Mecklenburg-Vorpommerns. Schwerin.
- Mayer, H. 1992. *Waldbau auf soziologisch-ökologischer Grundlage*. Fischer, Stuttgart.
- Mc Cune, B. & Allen, T. H. F. 1985. Will similar forests develop on similar sites? *Canadian Journal of Botany* 63: 367-376.
- McDonough, W. T. 1979. Quaking aspen - seed germination and early seedling growth. Ogden, Utah, USDA Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station: 13.
- Meisel, K. 1973. Über Umfang, räumliche Verteilung und Vegetationsentwicklung von Brachflächen in der Bundesrepublik Deutschland. *Jahrbuch Naturschutz und Landschaftspflege* 22: 9-27.
- Meisel, K. & Hübschmann, A. von 1973. Grundsätze der Vegetationsentwicklung auf Brachflächen. *Natur und Landschaft* 48: 70-74.
- MELFF 2002. 3. Forstbericht des Landes Mecklenburg-Vorpommern (Bericht über den Zustand der Wälder und die Lage der Forstwirtschaft) und gutachtliches Waldentwicklungsprogramm für Mecklenburg-Vorpommern. Landtag Mecklenburg-Vorpommern - 3. Wahlperiode Drucksache 3/2960, Schwerin.

- Müller, J. & Rosenthal, G. 1998. Brachesukzessionen - Prozesse und Mechanismen. Univ. Hohenheim. Tagung Arbeitskreis „Sukzessionsforschung“ der „Reinhold-Tüxen-Gesellschaft“, Berichte des Instituts für Landschafts- und Pflanzenökologie 5: 103-132.
- Müller-Kröling, S. 2001. In Kulturen Gras vermeiden. Bayerisches Landwirtschaftliches Wochenblatt (39): 42.
- Müller-Schneider, P. 1986. Verbreitungsbiologie der Blütenpflanzen Graubündens. Paul Müller Schneider, Zürich.
- Nicolai, V. 1986a. Selbst Bäume schützen sich vor Sonnenbrand. Mitteilungen der DFG 1: 4-6.
- Nicolai, V. 1986b. The bark of trees: thermal properties, microclimate and fauna. Oecologia 69: 148-160.
- Niering, W. A., Dreyer, G. D., Egler, E. F. & Anderson, J. P. 1986. Stability of a *Viburnum lentago* shrub community after 30 years. Bulletin of the Torrey Botanical Club 113: 23-27.
- Nörr, R. 2004. Erfolg von Buchensaaten steigern. LWF Merkblatt der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Nr. 16. Freising.
- Nörr, R. & Baumer, M. 2002. Pflanzung – ein Risiko für die Bestandesstabilität? Die Bedeutung wurzelschonender Pflanzung und ihre Umsetzung im Forstbetrieb. LWF-Bericht Nr. 37. Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft. Freising.
- Olsson, E. G. 1987. Effects of dispersal mechanism on the initial pattern of old-field forest succession. Acta Oecologica 8: 379-390.
- Passarge, H. 1981. Über Saliceten im Unterharz. Hercynia N. F. 18: 261-279.
- Passarge, H. 1998. Gehölz-Gesellschaften auf Waldschlägen Nordostdeutschlands. Tuexenia 18: 63-84.
- Pickett, S. T. A., Collins, S. L. & Armesto, J. J. 1987. Models, mechanisms, and pathways of succession. Botanical Review 53: 335-371.
- Pirc, H. 1994. Ahorne. Ulmer, Stuttgart.
- Pirl, M. 2000. Reproduktionsökologische Untersuchungen an Sträuchern und Bäumen zentraleuropäischer Gehölzfluren. Justus Liebig-Universität Gießen, Dissertation.
- Prach, K. & Řehouňková, K. 2006. Vegetation succession over broad geographical scales: which factors determine the patterns? Preslia 78: 469-480.
- Prach, K., Leps, J. & Rejmánek, M. 2007. Old field succession in Central Europe: local and regional patterns. In: Cramer, V. A. & Hobbs, R. J. (eds). Old fields: Dynamics and restoration of abandoned farmland. Island Press, Washington.
- Prach, K., Pysek, P. & Bastl, M. 2001. Spontaneous vegetation succession in human-disturbed habitats: A pattern across seres. Applied Vegetation Science 4: 83-88.
- Prentice, I.C. & Helmisaari, H. 1991. Silvics of north European trees: compilation, comparisons and implications for forest succession modelling. Forest Ecology and Management 42: 79-93.
- Reichelt, G. & Wilmanns, O. 1973. Vegetationsgeographie. Westermanns, Braunschweig.

- Reif, A. 1997. Sukzession statt Erstaufforstung - eine Alternative? Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 49: 157-165.
- Reif, A. & Gärtner, S. 2007. Die natürliche Verjüngung der laubabwerfenden Eichenarten Stieleiche (*Quercus robur* L.) und Traubeneiche (*Quercus petraea* Liebl.) - eine Literaturstudie mit besonderer Berücksichtigung der Waldweise. Waldoekologie online Heft 5: 79-116.
- Reim, P. 1930. Die Vermehrungsbiologie der Aspe. Mitteilungen der Forstwissenschaftlichen Abteilung der Universität Tartu 16. Tartu.
- Rittershofer, B. 2001. Die Esche, ein vielseitiger Weltenbaum. AFZ/Der Wald 56 (24): 1302-1307.
- Rode, M. W., Dageförde, A. & Görlitz, G. 1996. Einfluß der Baumart auf den Nährstoffeintrag und seine Bedeutung für die natürliche Waldentwicklung auf nährstoffarmen Böden Norddeutschlands. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 26: 139-145.
- Röhe, P. 2007. Zweihiebige Erstaufforstungssysteme. AFZ/Der Wald 62 (2): 78-79.
- Rohmeder, E. 1952. Samenmenge und Saatzeit bei Gründung eines Birkenvorwaldes. Allgemeine Forstzeitung 7: 91-96.
- Röhrig, E., Bartsch, N. & von Lüpke, B.v. 2006. Waldbau auf ökologischer Grundlage. 7. Auflage. Ulmer, Stuttgart.
- Roloff, A. 2001. Biologie und Ökologie der Esche. AFZ/Der Wald 56 (13): 660-661.
- Rumpf, H. o.J. Eichensaat. Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt. Göttingen. http://www.nw-fva.de/fileadmin/user_upload/Sachgebiet/Ertragskunde/vortrag.-eichensaat.pdf
- Runge, F. 1985. 21-,10- und 8-jährige Dauerquadratuntersuchungen in aufgelassenen Grünlandreihen. In: Schreiber, K.-F. (Hrsg.) Sukzession auf Grünlandbrachen. Münstersche Geographische Arbeiten 20: 45-49.
- Ruprecht, E. 2005. Secondary succession in old-fields in the Transsylvanian Lowland (Romania). Preslia 77: 145-157.
- Schäfer, A. & Joosten, H. 2005. Erlenaufforstung auf wiedervernässten Niedermooren. ALNUS-Leitfaden. DUENE. e.V., Greifswald.
- Scheffer, F. 2002. Lehrbuch der Bodenkunde. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- Schiefer, J. 1981. Bracheversuche in Baden-Württemberg. Vegetations- und Standortentwicklung auf 16 verschiedenen Versuchsflächen mit unterschiedlichen Behandlungen (Beweidung, Mulchen, kontrolliertes Brennen, ungestörte Sukzession). Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Institut für Ökologie und Naturschutz, Karlsruhe.
- Schirmer, R. 2002. Beerntung von Eschensaatgut. LWF-Wissen 34: 21-25.
- Schmidt, W. 1981. Ungestörte und gelenkte Sukzession auf Brachäckern. Scripta Geobotanica 15. Goltze, Göttingen.
- Schmidt, W. 1983. Experimentelle Syndynamik - Neuere Wege zu einer exakten Sukzessionsforschung, dargestellt am Beispiel der Gehölzentwicklung auf Ackerbrachen. Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft 96: 511-533.

- Schmidt, W. 1993. Sukzession und Sukzessionslenkung auf Brachäckern - Neue Ergebnisse aus einem Dauerflächenversuch. *Scripta Geobotanica* 20: 65-104.
- Schmidt, W. 1998. Langfristige Sukzession auf brachliegenden landwirtschaftlichen Nutzflächen. Naturschutz durch Nichtstun? *Naturschutz und Landschaftspflege* 30: 254-258.
- Schober, R. 1987. Ertragstabellen wichtiger Baumarten. Frankfurt a.M.
- Schölch, M. 1998. Zur natürlichen Wiederbewaldung ohne forstliche Steuerung; dargestellt an Beispielen aus Baden-Württemberg. Schriftenreihe Freiburger Forstliche Forschung Band 1, Freiburg (Breisgau).
- Schreiber, K.-F. 1993. Standortsabhängige Entwicklung von Sträuchern und Bäumen im Sukzessionsverlauf von brachgefallenem Grünland in Südwestdeutschland. *Phytocoenologia* 23: 539-560.
- Schreiber, K.-F. 1997. Grundzüge der Sukzession in 20-jährigen Grünland-Bracheversuchen in Baden-Württemberg. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 116: 243-258.
- Schulze, G. 1996. SEA 95 – Anleitung für die Forstliche Standortserkundung im nordostdeutschen Tiefland (Standortserkundungsanleitung). Teil A, Standortformen.
- Seibert, P. 1966. Der Einfluß der Niederwaldwirtschaft auf die Vegetation. Bericht über das Internationale Symposium in Stolzenau/Weser 1961 der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde. Den Haag. 336-346.
- Szymansky, S. 1986. Die Begründung von Eichen-Beständen in „Nest-Kulturen“, *Forst und Holz* 41 (1): 3-7.
- Thiel, J. 2003. Waldschutz – Schadfaktoren und Gegenmaßnahmen. In: Erstaufforstung landwirtschaftlicher Nutzflächen. Mitteilungen der Thüringer Landesanstalt für Wald, Jagd und Fischerei, H. 20/2003, Gotha, S. 49-58.
- TLWJF (Thüringer Landesanstalt für Wald, Jagd und Fischerei) 2003. Erstaufforstungen landwirtschaftlicher Nutzflächen. Mitteilungen der Thüringer Landesanstalt für Wald, Jagd und Fischerei 20/2003. Gotha.
- Triebenbacher, C. 2007. 2007 – ein Mäusejahr. *Forstschutz aktuell* 21: 21-27.
- Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern (Hrsg.) 2003. Die Naturschutzgebiete in Mecklenburg-Vorpommern. Demmler, Schwerin.
- Utschig, H. 2003. Waldwachstumskundliche Charakterisierung der Schwarzerle (*Alnus glutinosa* (L.) GAERTNER) am Beispiel der Wuchserie Wasserburg 642. *LWF-Wissen* 42: 23-26.
- Walentowski, H. & Ewald, J. 2003. Die Rolle der Schwarzerle in den Pflanzengesellschaften Mitteleuropas. *LWF-Wissen* 42: 11-19.
- Walker, L. R. & del Moral, R. 2003. Primary succession and ecosystem rehabilitation. Cambridge University Press. Cambridge.
- Wardle, P. 1959. The regeneration of *Fraxinus excelsior* in woods with a field layer of *Mercurialis perennis*. *Journal of Ecology* 47: 483-506.
- WBR NRW lfd. Richtlinien zur Waldbewertung in Nordrhein-Westfalen. Ministerium für Umwelt- und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf.

- Weck, G. 1948. Waldgefügetypen. Allgemeine Forstzeitschrift 3: 85-89.
- Weiser, F. 1965. Untersuchungen generativer Nachkommenschaften von Eschen (*Fraxinus excelsior* L.) trockener Kalkstandorte und grundwasserbeeinflusster Kalkstandorte im Gefäßversuch bei differenzierten Wasser- und Kalkgaben. Forstwissenschaftliches Centralblatt 84: 44-64.
- Wenzel, A. 2003. Betriebswirtschaftliche Betrachtung. In: Erstaufforstung landwirtschaftlicher Nutzflächen. Mitteilungen der Thüringer Landesanstalt für Wald, Jagd und Fischerei, H. 20/2003, Gotha, S. 59-85.
- Wersenger, H., Kunst, A. & Lyr, H. 2004. Waldmehrung durch Ackeraufforstung. AFZ/Der Wald 59 (5): 223-225.
- Williams, B. D. & Johnston, R. S. 1984. Natural Establishment of Aspen from Seed on a Phosphate Mine Dump. Journal of Range Management 37(6): 521-522.
- Wittek, T. & Kugler, S. 2006. Standortkundliche Untersuchungen und Kohlenstoff-Bilanzierung von Forsten in der Grenzheide. Diplomarbeit, Universität Greifswald.
- Wolf, G. 1980. Zur Gehölzansiedlung und -ausbreitung auf Brachflächen. Natur und Landschaft 55: 375-380.
- Wulf, F. & Hellmann, K. 1999. Erfassung und Bewertung des Sukzessionszustandes von ehemaligen Ackerterrassen im mittleren Thüringer Wald. Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen 36 (1): 17-25.
- Zerbe, St. 2001. On the ecology of *Sorbus aucuparia* (Rosaceae) with special regard to germination, establishment and growth. Polish Botanical Journal 46 (2): 229-239.