

**Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik
in Schleswig-Holstein und Hamburg**

(AG. Floristik . . . von 1922)

Herausgegeben von K. Dierßen

Heft 47

Zur Ökologie der Moorbirke *Betula pubescens*
EHRH. in Hochmooren Schleswig-Holsteins
unter besonderer Berücksichtigung von
Regenerationsprozessen in Torfstichen

von
Christian Wagner

Kiel 1994

**Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik
in Schleswig-Holstein und Hamburg**

(AG. Floristik . . . von 1922)

Herausgegeben von K. Dierßen

Heft 47

Zur Ökologie der Moorbirke *Betula pubescens*
EHRH. in Hochmooren Schleswig-Holsteins
unter besonderer Berücksichtigung von
Regenerationsprozessen in Torfstichen

von
Christian Wagner

Kiel 1994

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	IV
Tabellenverzeichnis	VI
Abkürzungen und Begriffsdefinitionen	VII
1. Einleitung	1
2. Zur Taxonomie und intraspezifischen Variabilität von <i>Betula pubescens</i> EHRH. und <i>Betula pendula</i> ROTH.....	4
3. Spät- und nacheiszeitliche Verbreitungsgeschichte der Baum- birken in Schleswig-Holstein.....	7
4. Die Untersuchungsgebiete	11
4.1. Lage und Geologie	11
4.1.1. Dosenmoor	11
4.1.2. Kaltenhofer Moor.....	12
4.2. Klima	12
4.2.1. Allgemeines.....	12
4.2.2. Das Klima im Untersuchungszeitraum.....	14
4.3. Nutzungsgeschichte und Naturschutz.....	16
4.3.1. Dosenmoor	16
4.3.2. Kaltenhofer Moor.....	18
5. Beschreibung der Untersuchungsflächen	19
5.1. Dosenmoor	20
5.2. Kaltenhofer Moor	24
6. Methoden	29
6.1. Vegetationskundliche Analysen	29
6.1.1. Erfassung und Klassifizierung der Vegetation	29
6.1.2. Bestimmung der Birkenarten und -unterarten	34
6.1.3. Volumenzuwachs der Birken.....	35
6.1.4. Großrestbestimmung	36
6.1.5. Vegetationskundliche Luftbildauswertung.....	37
6.2. Messung und Auswertung des mooreigenen Grund- wasserstandes	38
6.3. Chemische Moorwasseranalysen	39
6.4. Ermittlung der akrotelmatischen Abbauaktivität	43
6.5. Statistische Methoden.....	45
7. Zeitplan und Umfang der Untersuchungen	45

8. Ergebnisse.....	47
8.1. Die Vegetation an den untersuchten Standorten	47
8.1.1. Pflanzensoziologische Klassifizierung	47
8.1.2. Klassifizierung nach ökologischen Artengruppen in "Natürlichkeitsstufen"	50
8.2. Beteiligung der Unterarten <i>Betula pubescens</i> EHRH. ssp. <i>pubescens</i> und ssp. <i>carpatica</i> (WALDSTEIN et KITAIBEL) ASCHERSON et GRAEBNER sowie von <i>Betula pendula</i> ROTH am Aufbau der Birkenbestände	53
8.3. Grundwasserdynamik der untersuchten Standorte	54
8.3.1. Jahreszeitlicher Grundwassergang	54
8.3.2. Grundwasser-Dauerlinien (DL)	56
8.3.3. Oszillation der Mooroberfläche	57
8.3.4. Vergleich der Moorstrukturen und der Vegetationseinheiten aufgrund ihrer hydrologischen Kenngrößen -20 cm Über- schreitungsdauer (U_{20}) und mittlerer GW-Stand	58
8.3.5. Klassifizierung der Standorte nach U_{20}	61
8.4. Chemismus des Moorwassers	63
8.4.1. pH-Wert	63
8.4.2. Makro-Nährstoffe	65
8.4.2.1. Natrium	65
8.4.2.2. Kalium	66
8.4.2.3. Kalzium	68
8.4.2.4. Magnesium	69
8.4.2.5. Ammonium	71
8.4.2.6. Phosphat.....	75
8.5. Akrotelmatische Abbauaktivitäten an ausgewählten Standorten	78
8.5.1. Weißtorf	78
8.5.2. Zellulose	78
8.6. Mittlerer jährlicher Volumenzuwachs von <i>B. pubescens</i> und <i>B. pendula</i>	81
8.6.1. Alter der untersuchten Bestände.....	81
8.6.2. Volumenzuwachs der Birken über 2,5 m Höhe	83
8.6.3. Volumenzuwachs der Jungbirken unter 2,5 m Höhe	86
8.7. Birkenverjüngung in wüchsigen Torfmoosgesellschaften.....	88
8.8. Sekundäre Versumpfungsprozesse in den Torfstichkomplexen des Kaltenhofer Moores	93
8.8.1. Sukzession der Moorvegetation seit dem Ende der Abtorfungen ..	93
8.8.2. Klassifizierung der rezenten Vegetation der Transekte I-V	97
8.8.3. Zusammenhang zwischen dem Relief des Alttorfs und der heutigen Verbreitung ausgewählter Arten	100
8.8.4. Schlußfolgerungen aus den Kap. 8.8.1.-8.8.3.	103

8.9. Auswertung der Luftaufnahmen vom Kaltenhofer Moor	106
8.9.1. Zunahme der Bewaldung zwischen 1936 und 1989	106
8.9.2. Luftbildvergleich 1953 - 1976	107
8.9.3. Luftbildvergleich 1976 - 1989	110
8.9.4. Zusammenfassende Rekonstruktion der Moorentwicklung während der letzten hundert Jahre	113
8.10. Syndynamik der Pflanzengesellschaften	115
9. Diskussion	117
9.1. Die Vegetation der Untersuchungsflächen und Transekte	117
9.2. Der Grundwasserfaktor	122
9.3. Chemismus des Moorwassers	127
9.4. Akrotelmatische Abbauaktivitäten	140
9.5. Volumenzuwachs der Birken	146
9.6. Sekundäre Versumpfungsprozesse	151
10. Schlußfolgerungen für den Naturschutz	155
11. Zusammenfassung	158
12. Literaturverzeichnis	161
Danksagung	
<u>Anhang A</u>	
<u>Anhang B</u> (Einlegetasche)	

1. Mittlere Jahresniederschläge in Schleswig-Holstein (1891/1930), nach SCHMITZ (1952).....	13
2. Mittlere Jahresniederschläge in Schleswig-Holstein (1961/1990) und Lage der beiden Untersuchungsgebiete, aus KÄMMER (1992)	13
3. Monatsniederschläge 1988-1990, Stationen Neumünster und Osdorf, sowie langjähriges Niederschlagsmittel (1961/1990) für Neumünster	15
4. Monatssummen der täglichen Evapotranspiration nach Penman im Dosenmoor (DM.), aus AUE (1992).....	16
5. Vegetation des DM., Zustand 1983; nach der Vegetationskarte von MORDHORST (ARBEITSGEMEINSCHAFT DOSENMOOR, 1984)	17
6. Lage der Untersuchungsflächen im DM.	20
7. Transekt 1, DM.: Lage der Standorte und Verbreitung der Jungbirken	21
8. Lage von Transekt 3 (Standorte D13-D19) und Transekt 4 (Standorte D20-D27) am Südrand des DM.	22
9. Transekt 3, DM.: Höhenprofil und Verbreitung des Birkenwaldes	23
10. Transekt 4, DM.: Höhenprofil und Verbreitung des Birkenwaldes	23
11. Lage der Untersuchungsflächen im Kaltenhofer Moor (K.M.)	24
12. Transekt I und sekundäres Randgehänge im K.M.: Höhenprofil und Verbreitung des Birkenwaldes	25
13. Transekt IIIa, K.M.: Höhenprofil und Verbreitung der Birken	27
14. Blattformen der Birken.....	34
15. Zeitplan und Umfang der durchgeführten Untersuchungen.....	46
16. Zusammenhang zwischen Niederschlagssummen und Grundwasserständen am Beispiel je eines bewaldeten Standorts aus beiden Untersuchungsgebieten	55
17: Grundwasser-Kennwerte der Vegetationsperiode 1989 für die Standorte des DM.	59
18: Grundwasser-Kennwerte der Vegetationsperiode 1989 für die Standorte des K.M.	59
19: pH-Werte des Moorwassers an den Standorten D1-D27 und K1-K22.....	64
20: Na-Konzentrationen des Moorwassers.....	65
21: K-Konzentrationen des Moorwassers	67
22: Ca-Konzentrationen des Moorwassers.....	68
23: Mg-Konzentrationen des Moorwassers	70
24: NH ₄ -Konzentrationen des Moorwassers (n=4)	71
25: NH ₄ -Konzentrationen des Moorwassers (n=12)	71
26: Zusammenhang zwischen dem mittleren NH ₄ -Gehalt des Moorwassers und dem Deckungsgrad der Sphagnen (26a) bzw. der Mächtigkeit des neogenen Torfaufwuchses (26b) am jeweiligen Standort.....	74
27: PO ₄ -Konzentrationen des Moorwassers (n=4)	75
28: PO ₄ -Konzentrationen des Moorwassers (n=12)	75
29: Zusammenhang zwischen dem mittleren PO ₄ -Gehalt des Moorwassers und dem Deckungsgrad der Sphagnen (29a) bzw. der Mächtigkeit des neogenen Torfaufwuchses (29b) am jeweiligen Standort.....	77
30: Prozentuale Trockenmasseverluste der Zellulose in 'litter bags' von 21 µm und 1 mm Maschenweite	79
31: Mittleres Alter und Altersamplitude der Birken im DM.	82
32: Mittleres Alter und Altersamplitude der Birken im K.M.	82
33: Mittlerer jährl. Volumenzuwachs der Birken (> 2,5 m Höhe), DM.	84
34: Mittlerer jährl. Volumenzuwachs der Birken (> 2,5 m Höhe), K.M.	84
35: Mittlerer jährl. Volumenzuwachs der Jungbirken (< 2,5 m Höhe) in beiden Untersuchungsgebieten.....	87

36: Wiederausbreitung eines vitalen <i>Sph. fallax</i> -Bestandes in das Degenerationsstadium einer <i>Sph. fallax</i> - <i>Eriophorum angustifolium</i> -Schwingdecke mit zahlreichen Birkenkeimlingen, K.M. (Photo)	89
37: Jungbirke mit Adventivwurzelbildung in regenerierendem Handtorfstich	90
38: Wurzelbild (Grobwurzeln) einer Jungbirke aus einem <i>Molinia</i> -Stadium, DM. (Photo)	91
39: Wurzelbild einer Jungbirke aus dem <i>Erico</i> - <i>Sphagnetum magellanicum</i> eines regenerierenden Handtorfstichs, DM. (Photo)	91
40: Torfprofil mit Bunkerde	94
41: K.M., Stand der Bewaldung 1936	107
42: K.M., Stand der Bewaldung 1989	107
43: K.M., Luftbild vom 12.3.1953	108
44: K.M., Luftbild vom 19.4.1976	108
45: K.M., Luftbild vom 19.4.1976, Ausschnitt aus dem SO des Moores	110
46: K.M., Luftbild vom 26.3.1989, Ausschnitt aus dem SO des Moores	110
47: Vegetation nordöstlich des Kleinen Teichs, K.M. (Photo aus SCHULZ-EPPERS, 1978)	112
48: Derselbe Ausschnitt wie in Abb. 47, Mai 1992 (Photo)	112
49: Initialstadium der Versumpfung eines <i>Molinia</i> -Moorbirkenwaldes, K.M., östlich des Großen Teichs (Photo)	114
50: Fortgeschrittenes Stadium der Versumpfung eines <i>Molinia</i> -Moorbirkenwaldes, K.M., östlich des Großen Teichs (Photo)	114
51: Syndynamische Beziehungen der wichtigsten Pflanzengesellschaften: Sukzession auf unbewaldeten Flächen	115
52: Syndynamische Beziehungen der wichtigsten Pflanzengesellschaften: Sukzession auf bewaldeten Flächen	116
53: Hauptwurzelsystem von <i>Betula pubescens</i> auf grabennahem Hochmoorstandort; a: Graben funktionsfähig, b: Graben zugewachsen / angestaut	126

54: Grundwasser-Dauerlinien, D1-D9	
55: Grundwasser-Dauerlinien, D10-D18	
56: Grundwasser-Dauerlinien, D19-D27	
57: Grundwasser-Dauerlinien, K1-K9	
58: Grundwasser-Dauerlinien, K10-K18	
59: Grundwasser-Dauerlinien, K19-K22	

Anhang A

60: Legende zu den Bohrprofilen der Transekte I-V	
61: Transekt I, K.M.: Bohrprofil und Verbreitung der Birken	
62: Transekt II: K.M.: Bohrprofil und Verbreitung der Birken	
63: Transekt IIIa: K.M.: Bohrprofil und Verbreitung der Birken	
64: Transekt IIIb: K.M.: Bohrprofil und Verbreitung der Birken	
65: Transekt IV: K.M.: Bohrprofil und Verbreitung der Birken	
66: Transekt V: K.M.: Bohrprofil und Verbreitung der Birken	

Anhang B

Tabellenverzeichnis

Seite

1. Monatsmitteltemperaturen 1989 und 1990, Stationen Neumünster und Holtenau sowie langjährige Monatsmittel (1961/1990) für Schleswig-Holstein.....	14
2. Jahresniederschläge 1988-1990 sowie langjährige Jahresmittel (1961/1990), Stationen Neumünster und Osdorf.....	16
3. Hauptcharakteristika der Standorte D1-D27 im DM.....	28
4. Hauptcharakteristika der Standorte K1-K22 im K.M.....	28
5. Die Vegetation der Standorte D1-K22, Übersichtstabelle.....	48
6. Klassifizierung der Vegetation nach dem Anteil der Ombrominerobionten in "Natürlichkeitsstufen".....	51
7. Anteil der Birkenarten und -unterarten an den Beständen der Untersuchungsflächen.....	53
8. Zusammenhang zwischen Grundwasseramplitude und Oszillation der Mooroberfläche an ausgewählten Standorten.....	58
9. Grundwasser-Klassifizierung der Standorte nach der -20 cm Überschreitungsdauer (U_{20}).....	62
10. Korrelierung der "Natürlichkeitsstufen" der Vegetation mit den Grundwasser-Klassen.....	62
11. Korrelationskoeffizienten (r) zwischen dem mittleren Grundwasserstand und den Mittelwerten der chemischen Moorwasserparameter.....	64
12. Zusammenhang zwischen dem Deckungsgrad der Sphagnen bzw. der Mächtigkeit des Aufwuchses und den mittleren NH_4^- und PO_4^- Konzentrationen des Moorwassers im K.M.....	74
13. Korrelationskoeffizienten (r) zwischen der prozentualen Sphagnendeckung bzw. der Aufwuchsmächtigkeit und den Mittelwerten der Moorwasser-Parameter im K.M.....	74
14. Moorstrukturen und Vegetationseinheiten der Standorte D1-K22.....	77a
15. Korrelationskoeffizienten (r) zwischen dem mittleren Grundwasserstand und den Volumenzuwachsraten der Birken in den verschiedenen Größen- und Altersklassen.....	85
16. Die Vegetation der Transekte I-V, Übersichtstabelle.....	98
17. Hydrologisches Klassifizierungssystem nach AUE (1992).....	123
18. Anwendung des hydrologischen Klassifizierungsverfahrens von AUE (1992) auf die Standorte beider Untersuchungsgebiete sowie Korrelierung dieses Verfahrens mit der Klassifizierung nach U_{20}	124
19. NH_4^- -Moorwasserkonzentrationen im Literaturvergleich.....	133
20. Mittlere N/P/K-Verhältnisse in verschiedenen Strukturbereichen beider Untersuchungsgebiete.....	139
21. Durchschnittliche jährliche Volumenzuwachsraten der Birken im Literaturvergleich.....	149
22. Hydrologische Kennwerte für die Vegetationsperioden 1989 und 1990	<u>Anhang A</u>
23. Ergebnisse der chemischen Moorwasseranalysen (dreiteil. Tab.)	
24. Vorzeichentest (nach Dixon & Mood) auf Signifikanz der Unterschiede zwischen den pH-Meßreihen	
25. Vorzeichentest, Na-Meßreihen	
26. Vorzeichentest, K-Meßreihen	
27. Vorzeichentest, Ca-Meßreihen	
28. Vorzeichentest, Mg-Meßreihen	

29. Vorzeichentest, NH_4 -Meßreihen, 16 ausgewählte Standorte
30. Vorzeichentest, PO_4 -Meßreihen, 16 ausgewählte Standorte
31. Ergebnisse der Zellulosezersetzung im 'litter bag' Versuch
32. Oberflächennahe Zellulosezersetzung: Prüfung auf Signifikanz der Unterschiede im U-Test nach Wilcoxon, Mann & Whitney
33. Zellulosezersetzung im unteren Akrotelm: U-Test (s. Tab. 32)
34. Durchschnittlicher jährlicher Volumenzuwachs von *B. pubescens*, Bäume > 2,5 m Höhe
35. Durchschnittlicher jährlicher Volumenzuwachs von *B. pubescens*, Jungbirken < 2,5 m Höhe
36. Die Vegetation der Standorte D1-K22: Birkenarme Regenerationsflächen
37. Die Vegetation der Standorte D1-K22: Sekundärer Moorbirkenwald mit Regeneration
38. Die Vegetation der Standorte D1-K22: Birkenarme Hochmoordegenerationsstadien
39. Die Vegetation der Standorte D1-K22: Sekundärer Moorbirkenwald, oligotrophe Ausbildg. ohne Regeneration u. mesotrophe Ausbildg.
- 40.-43. Die Vegetation der Transekte I-V: Birkenarme Regenerationsflächen (1-4)
44. Die Vegetation der Transekte I-V: Sekundärer Moorbirkenwald mit Regeneration
45. Transekt I: Artmächtigkeit der wichtigsten Phanerogamen und Moose
46. Transekt V: Artmächtigkeit der wichtigsten Phan. u. Moose
47. Transekt II: Artmächtigkeit der wichtigsten Phan. u. Moose
48. Transekt IIIa: Artmächtigkeit der wichtigsten Phan. u. Moose
49. Transekt IIIb: Artmächtigkeit der wichtigsten Phan. u. Moose
50. Transekt IV: Artmächtigkeit der wichtigsten Phan. u. Moose

Abkürzungen und Begriffsdefinitionen

- Akrotelm:** Im Jahresverlauf zumindest zeitweise unter Lufteinfluß stehende oberste Torfschicht eines Hochmoors, in welcher der größte Teil der Mineralisierungs- und Humifizierungsprozesse stattfindet (nach INGRAM, 1983).
- Alttorf:** Nach dem Torfabbau verbliebener, meist stark humifizierter und kompakterer Rest des ehemaligen Torfkörpers (im Unterschied zum Aufwuchs, s. u.).
- Aufwuchs:** Junge (max. ca. 100 Jahre alte) Schichten aus schwach bis mäßig humifiziertem, gering kompaktiertem Torf, die sich infolge eines steigenden Grundwasserspiegels über dem Alttorf abgelagert haben.
- Bunkerde:** Abraum aus der lebenden Pflanzendecke samt der von ihr durchwurzelten Torfschicht (REIMANN, 1989: 96).

Catotelm:	Im Jahresverlauf ständig mit Wasser gesättigter, anaerober Torfkörper eines Hochmoors mit sehr geringer biologischer Aktivität (nach INGRAM, 1983).
DL:	Grundwasser-Dauerlinie = Summenkurve der absteigend sortierten Grundwasserstände eines Untersuchungszeitraums.
DM.:	Dosenmoor
Entkusseln:	Beseitigung des Gehölzaufwuchses (ohne Zwergsträucher) im Rahmen von Hochmoorregenerationsmaßnahmen (EIGNER & SCHMATZLER, 1980: 54).
Grenzhorizont (hier):	Übergangszone zwischen dem Alttorf und dem darüberliegenden Aufwuchs, meist reich an Holz- und <i>Molinia</i> -Resten; <u>nicht</u> zu verwechseln mit dem "Weber'schen Grenzhorizont" (vgl. z.B. OVERBECK, 1975)!
GW:	(mooreigenes) Grundwasser
Keiml. (=K.):	Keimling
K.M.:	Kaltenhofer Moor
"litter bag":	Säckchen aus Nylongaze definierter Maschenweite zur Messung der Abbauraten verschiedener Substrate am Standort.
neogener Torf:	s. Aufwuchs
Regeneration (hier):	Wiederausbreitung der Torfmoosvegetation (unter Einschluß mesotraphenter Arten) infolge steigenden Grundwasserstandes (s. Kap. 10.).
Sph.:	Sphagnum (Torfmoos)
TM:	Trockenmasse
Transekt:	Ca. 1 bis wenige Meter breiter Streifen von meist quadratischen Untersuchungsflächen zur Darstellung der Vegetationsveränderung entlang eines ökologischen Gradienten.
U₂₀:	Grundwasserkenngröße: Dauer der -20 cm Überschiebung des Grundwassers (ausgedrückt in % der Meßperiode).

1. Einleitung

In der von Menschen kaum beeinflussten Naturlandschaft des mitteleuropäischen Flachlandes stellten Hochmoore zunächst eine der wenigen Unterbrechungen des Waldbestandes dar. Besonders im nordwestlichen Niedersachsen erreichten die baumfreien Moorkomplexe gewaltige Ausmaße. Sie bedeckten in manchen Gebieten, so z.B. im Emsland, über 50% der Gesamtfläche (vgl. EIGNER & SCHMATZLER, 1991: 53). Schleswig-Holstein ist mit ursprünglich ca. 45000 ha, entsprechend knapp 3% der Landesfläche (RUNDE, 1880), ebenfalls als reich an Hochmooren zu bezeichnen. Die ausgedehnten Moore konzentrierten sich hier vor allem auf die Sanderflächen der Geest und die Geestrandbereiche der Fluß- und Seemarschen in der westlichen Landeshälfte. Jedoch waren auch im östlichen Hügelland zahlreiche kleinere Hoch- und Übergangsmoore inselartig in die weitgehend geschlossenen Waldflächen eingestreut.

Die heutige Landschaft des nordwestdeutschen Flachlandes bietet ein vollständig anderes Bild: Durch landwirtschaftliche Nutzung, Aufforstung, bäuerliche und industrielle Abtorfung wurden in Niedersachsen über 75%, in Schleswig-Holstein fast 90% der Hochmoorflächen zerstört. Auch die verbliebenen Reste weisen eine meist durch Entwässerung und Torfstich stark degenerierte Vegetation auf, in der die Moorbirke *Betula pubescens* EHRH. je nach Austrocknungsgrad und Alter der Flächen vielfach eine dominierende Rolle erlangt (vgl. DRACHENFELS et al., 1984 und EIGNER & SCHMATZLER, 1991). In einer Art "Reliefumkehr" der ursprünglichen Verhältnisse liegen die Restmoore heute oft als bewaldete Inseln in einer weitgehend ausgeräumten Agrarlandschaft.

Die wissenschaftliche Erkundung der Hochmoore setzte im vergangenen Jahrhundert fast gleichzeitig mit ihrer großflächigen Erschließung und Ausbeutung ein. Die Erkenntnisse von DAU (1821) über die ausschließliche Ernährung der Hochmoore aus der Luft (Ombrotrophie) markieren einen wichtigen Startpunkt auf dem Weg zum Verständnis des Ökosystems.

Seitdem stand die Zahl der vegetationskundlichen und ökologischen Arbeiten in starkem Gegensatz zur Anzahl der noch verbliebenen Moore (Literaturübersichten finden sich u.a. bei OVERBECK, 1975; KINZEL, 1982; CLYMO, 1983 und GÖTTLICH, 1990). MÜLLER (1965, 1968, 1973) und JAHNS (1969) waren die letzten Botaniker, die den noch halbwegs natürlichen Zustand größerer nw-deutscher Flachlandhochmoore studieren konnten.

Seit den 80er Jahren richtet sich das Interesse moorökologischer Arbeiten in Mitteleuropa - zwangsläufig - verstärkt auf Sekundärstandorte in anthropogen veränderten Hochmooren (z.B. DIETZE, 1981; PFADENHAUER & KINBERGER, 1985; BERTRAM, 1988; POSCHLOD, 1988; LÜTT, 1992). In den meisten dieser Untersuchungen steht die Vegetationsentwicklung baumfreier Handtorfstiche

im Vordergrund. Moorbirkenbestände werden als stark degenerierte Hochmoorstadien vielfach ausgeklammert bzw. am Rande abgehandelt.

Aus dem östlichen Mitteleuropa existieren eine Reihe von pflanzensoziologischen Bearbeitungen primärer Moorbirkenwälder auf Torf (z.B. HUECK, 1929; PASSARGE, 1961; MATUSKIEWICZ, 1963; PASSARGE & HOFMANN, 1968). Sekundärbestände von *Betula pubescens* auf entwässerten Hochmooren wurden jedoch in ganz Mitteleuropa bislang erst wenig eingehend bearbeitet. In Süddeutschland hat BRIEMLE (1980) die Sekundärbewaldung von Moorbrachen, worunter er auch ehemalige Abtorfungsflächen rechnet, beschrieben. Im Unterschied zu nordwestdeutschen Hochmoorflächen sind hieran neben *Betula pubescens* *Pinus sylvestris*, *Picea abies* sowie *Pinus mugo* und *Frangula alnus* beteiligt (BRIEMLE, 1980: 88).

Aus Niedersachsen und Schleswig-Holstein liegen durch die Gebietsmonographien von WEBER (1978a), BURMESTER (1987) und LUTT (1988) pflanzensoziologische Untersuchungen sekundärer Moorbirkenwälder auf Hochmooren vor. Ökologische Fragestellungen werden in diesen Arbeiten zwar angesprochen, bilden jedoch keinen eigenen Untersuchungsschwerpunkt. Gleiches gilt für die pflanzensoziologische Bearbeitung minerotropher Wälder von *Betula pubescens* s.l. in zentraleuropäischen Mittelgebirgen (LOHMEYER & BOHN, 1972; NOIRFALISE et al., 1973; MERIAUX et al., 1980; BUSHART, 1989; SCHÖNERT, 1989).

Ein großer Teil des Wissens über die Ökologie der Sammelart *Betula pubescens* s.l. stammt bislang aus Nord- und Nordwest-Europa. Dies resultiert zum einen aus der wirtschaftlichen Bedeutung, die diese Baumart in Skandinavien, besonders in Finnland, besitzt (z.B. SARVAS, 1948; HUIKARI, 1954; KAUNISTO, 1972; MÄLKÖNEN, 1977; VALK, 1982, zit. in PERALA & ALM, 1990). Zum anderen rührt das Interesse skandinavischer Autoren daher, daß *B. pubescens* in der Unterart *fortuosa* in den nordeuropäischen Gebirgen vielfach die Baumgrenze bildet. In Schweden hat sich vor allem KULLMANN mit den Höhenschwankungen der Baumgrenze befaßt und Schlußfolgerungen auf zurückliegende Klimaveränderungen daraus abgeleitet (z.B. KULLMANN, 1979, 1986, 1989).

In Großbritannien war die Verjüngung von *B. pubescens* in *Calluna*-Heiden und die nachfolgende Veränderung der Bodeneigenschaften im entstehenden Birkenbestand Gegenstand ökologischer Untersuchungen (z.B. GARDINER, 1968; KINNAIRD, 1974; MILES & KINNAIRD, 1979; MILES & YOUNG, 1980; GIMINGHAM, 1984; MILLER, 1984). Daneben existieren zahlreiche Arbeiten über taxonomische und genetische Fragen innerhalb der europäischen Birkenarten (s. Kap. 2).

Einen umfassenden Literaturüberblick über die Fortpflanzungsökologie der europäischen und nordamerikanischen Baumbirken geben PERALA & ALM (1990).

Ungeachtet des geringen Interesses, das sie in der Wissenschaft fanden, rückten die sekundären Moorbirkenwälder NW-Deutschlands mit dem Aufkommen der Bestrebungen zur Regeneration von Hochmooren in den späten 70er Jahren in das Blickfeld des Naturschutzes. Eine ähnliche Entwicklung war auch in den Niederlanden und Dänemark zu beobachten. In zahlreichen Veröffentlichungen über Wege und Möglichkeiten der gezielten Moorregeneration wurde die Beseitigung des Gehölzaufwuchses, das sogenannte "Entkusseln", als eine entscheidende Grundmaßnahme zur Förderung der ursprünglichen Vegetation genannt. Neben Beschattung und Laubfall galt insbesondere der Wasserentzug durch die Birken als wichtigster Grund für die Notwendigkeit der Eingriffe (z.B. TUXEN, 1976; WEBER, 1978a; EIGNER & SCHMATZLER, 1980; WITTIG, 1980; EIGNER, 1982). Der anfängliche Einsatz chemischer Mittel gegen wiederaustreibende Birken (vgl. EIGNER & SCHMATZLER, 1980: 62) und die teilweise an "Schädlingsbekämpfung" erinnernde Wortwahl mancher Autoren zeugen vom Enthusiasmus, aber auch vom technischen Machbarkeitsdenken in dieser Pionierphase der Hochmoorregeneration.

Wissenschaftliche Untersuchungen über die Auswirkungen der zahlreich durchgeführten Entwaldungsmaßnahmen wurden in Schleswig-Holstein erst Mitte der 80er Jahre begonnen. WAGNER & MÜLLER (1986) konnten in ihrer Arbeit eine positive Wirkung des Entkusselns auf die Hydrologie der betroffenen Standorte belegen. Gleichzeitig wiesen sie jedoch darauf hin, daß sich auf den untersuchten Flächen ein Jahr nach Entwaldung und Grabenanstau noch keine hochmoortypischen Grundwasserverhältnisse eingestellt hatten. Als besonderes Problem zeigte sich das ungebrochene Vermehrungspotential der Moorbirken auch auf den vernäßten Flächen.

In jüngster Zeit häufen sich Hinweise auf eine schädigende bzw. vegetationsverändernde Wirkung atmosphärischer Deposition auf Moorökosysteme, vor allem auf die Torfmoose (z.B. RUDOLPH & VOIGT, 1986; GORHAM et al., 1987; LEE et al., 1987; KIRCHHOFF, 1989; ZOLLER & SELLDORF, 1989; LÜTKE TWENHÖVEN, 1992).

Schleswig-Holstein zeichnet sich als agrarisch geprägter Raum durch (gemessen am bundesweiten Mittel) überdurchschnittlich hohe Ammonium-Einträge aus. So lag die Gesamtdeposition nach AUSSENTHAL et al. (1991: 23 ff.) 1989 bei 11,9 kg/ha $\text{NH}_4\text{-N}$ (Mittel der alten Bundesrepublik: 9,0 kg/ha). Dazu kamen als weitere Stickstoffquelle 6,2 kg/ha $\text{NO}_3\text{-N}$ (BRD: 6,7 kg/ha).

Direkte Untersuchungen zur Auswirkung der hohen exogenen Stickstoffzufuhr auf die Bewaldungsfähigkeit von Hochmooren fehlen bisher. In der Literatur wird jedoch verschiedentlich die Zunahme der Birkenbedeckung auch auf nassen, z.T. schwingdeckenartigen Standorten während der letzten Jahrzehnte beschrieben (z.B. SCHOUWENAARS, 1982; TUXEN, 1983; BORCHERT, 1988; JESCHKE et al., 1989). JESCHKE et al. stellen die Vermutung auf, daß hohe N-Immissionen ursächlich für dieses Phänomen verantwortlich zu

machen sind. Eine ähnliche Einschätzung vertrat bereits SCHMEIDL (1978: 196) bei der Beurteilung der Kiefern Ausbreitung auf südbayerischen Mooren. Auch in den beiden Untersuchungsgebieten der vorliegenden Arbeit sind Jungbirken in regenerierenden Handtorfstichen sowie geschlossene Birkenbestände in nassen, torfmoosreichen Flächen vielfach zu beobachten. Unterstellt man die Richtigkeit des oben angesprochenen Zusammenhangs, so sind die Erfolgsaussichten der mit großem Aufwand betriebenen Hochmoorregenerationsmaßnahmen grundsätzlich in Frage zu stellen. Dies würde bedeuten, daß unter den derzeitigen Depositionsbedingungen der sekundäre Moorbirkenwald auch auf optimal vernähten Flächen mit bereits wieder geschlossener Torfmoosdecke die Schlußgesellschaft der Sukzession bildet.

Die vorliegende Arbeit versucht, das Wissen über die Ökologie von *Betula pubescens* auf Hochmoorstandorten zu erweitern und so zu einem vertieften Verständnis der Zusammenhänge zwischen Bewaldung, abiotischen Standortfaktoren, Torfschwund sowie Torfakkumulationsprozessen beizutragen. Zu diesem Zweck wurden in zwei schleswig-holsteinischen Mooren 49 Standorte ausgewählt. Über insgesamt 3 Jahre wurden die sehr unterschiedlichen Stadien und Ausbildungen des Moorbirkenwaldes auf ihre Grundwasserdynamik, ihre Nährstoffverhältnisse, die Zuwachsleistung der Birken sowie die mikrobielle Zellulose- und Torfzersetzung hin untersucht. Darüberhinaus erfolgte in einem der Untersuchungsgebiete die Anlage von 6 Transekten in (teilweise) bewaldeten Regenerationskomplexen. Durch die Kombination von oberflächennahen Torfbohrungen mit der Analyse der rezenten Vegetation und der Interpretation älterer Luftbilder war es möglich, die Entstehung dieses für NW-Deutschland bislang kaum beschriebenen Vegetationstyps aufzuklären. Daraus ergeben sich wichtige Schlußfolgerungen über das Verhalten von *Betula pubescens* in regenerierenden Hochmooren unter den gegenwärtigen Klima- und Immissionsbedingungen Schleswig-Holsteins.

2. Zur Taxonomie und intraspezifischen Variabilität von *Betula pubescens* EHRH. und *Betula pendula* ROTH

Die taxonomische Stellung der europäischen Baumbirken, die von LINNE im Jahr 1753 als eine einzige Art (*Betula alba*) beschrieben wurden, bereitet den Systematikern seit jeher Schwierigkeiten. Von EHRHART wurde *Betula alba* L. 1791 in zwei Arten, *B. pubescens* und *B. verrucosa* aufgeteilt. Später stellte sich heraus, daß letztere mit der drei Jahre zuvor von ROTH beschriebenen *B. pendula* identisch war, so daß dieser Name als der gültige

anzusehen ist. Vielfach wird jedoch auch heute noch *B. verrucosa* EHRH. als Synonym für *B. pendula* ROTH verwendet.

Die beiden Arten wurden in diesem Jahrhundert von vielen Autoren in weitere Spezies aufgegliedert, so z.B. von GUNNARSON (1925), JENTYS-SZAFEROWA (1950) und MANG (1989); Angaben hierzu finden sich bei NATHO (1964) und GARDINER (1984). Der systematische Rang dieser "Arten" ist jedoch nach wie vor umstritten. Heute werden in den meisten Florenwerken und Bestimmungsbüchern (z.B. WALTERS, 1964; GARCKE, 1972; KRÜSSMANN 1976; HEGI, 1981; Oberdorfer, 1983) für Mitteleuropa nur *B. pendula* (mit einem Chromosomensatz von $2n=28$) und *B. pubescens* ($2n=56$) neben den beiden strauchförmigen Spezies *B. humilis* SCHRANK und *B. nana* L. als sichere Arten genannt.

Die Ursachen für die taxonomischen Unsicherheiten liegen sowohl in der ausgeprägten morphologischen Variabilität, besonders von *B. pubescens*, als auch in der innerhalb der Gattung *Betula* weit verbreiteten Neigung zur Hybridisierung begründet (vgl. KENWORTHY et al., 1972). Die Frage nach spontan auftretenden Kreuzungen innerhalb der Sammelart *Betula alba* ist jedoch stark umstritten. GUNNARSON (1925) äußerte die These, daß reine Arten viel seltener seien als Hybriden zwischen ihnen. Auch NATHO (1964: 190) geht von bis zu 30% hybridogenen Exemplaren in mitteleuropäischen Populationen aus. Dagegen erkennt z.B. DIETERICH (1963: 115) im gesamten Tieflandsbereich zwischen Nordjütland und Holland nur 2 Bäume als erwiesene Hybriden *B. pendula* x *pubescens* an. Bei 312 weiteren, cytologisch untersuchten Exemplaren konnte er keine intermediären Chromosomensätze von $2n=42$ finden.

Auch GILL & DAVY (1983), BROWN & WILLIAMS (1984) und PELHAM et al. (1984) beurteilen die Möglichkeiten zum spontanen Auftreten von Hybriden zwischen den beiden Arten als sehr gering und entsprechende Berichte als bisher selten bewiesen. Von BROWN & AL-DAWOODY (1977) und BROWN & WILLIAMS (1984) werden aus Großbritannien eine ganze Reihe von Birken mit einer Chromosomenzahl zwischen 28 und 56 beschrieben. Dabei handelt es sich nach Meinung der Autoren in der Regel jedoch um *B. pubescens*-Exemplare mit abweichendem (aneuploidem) Chromosomensatz. BROWN & WILLIAMS (1984: 56) nennen verschiedene Phänomene, die bei der Meiose zur Bildung von aneuploiden und polyploiden Gameten und somit zu intermediären Chromosomensätzen der Tochtergeneration führen können. Eine Chromosomenzahl von $n=42$ findet sich außerdem auch bei autotriploiden *B. pendula*-Exemplaren, die verschiedentlich beschrieben wurden (z.B. DIETERICH, 1963; BROWN & AL-DAWOODY, 1977). Sie ist demzufolge kein ausreichender Beleg für mutmaßliche Hybriden zwischen beiden Baumbirkenarten.

Die Möglichkeit der phänotypischen Unterscheidung von *Betula pubescens* und *B. pendula* nach Blattmerkmalen werden ebenfalls unterschiedlich beurteilt. JENTYS-SZAFEROWA (1950), GARDINER (1972), GARDINER & PEARCE (1979) und PELHAM et al. (1988) konnten die Arten in ihren Untersuchungen

mit Hilfe statistischer Prüfung von verschiedenen Blattvariablen eindeutig voneinander trennen. Als diagnostisch wichtige Merkmale für *B. pubescens* werden von den Autoren meist der gegenüber *B. pendula* stumpfere Blattapex, die in Richtung Blattmitte verschobene größte Blattbreite, die Behaarung zumindest der Aderwinkel auf der Blattunterseite sowie der kürzere Blattstiel genannt. GILL & DAVY (1983) beschreiben dagegen Mischpopulationen aus Ostengland, in denen die Birken zwar aufgrund ihrer Chromosomenbestecke, nicht jedoch nach den Blattmerkmalen jeweils einer der beiden Arten zugeordnet werden konnten.

Weitgehende Einigkeit besteht bei den verschiedenen Autoren darin, daß die Blattvariabilität bei *B. pubescens* viel größer ist als bei *B. pendula*. Sie umfaßt auch die Blattformen der Hybriden zwischen beiden Arten (vgl. BROWN et al., 1982; GILL & DAVY, 1983), die mithin auch habituell nicht sicher von *B. pubescens* zu unterscheiden sind.

Als ein wesentlicher Faktor für die Variabilität von *B. pubescens* wurden die Bodeneigenschaften des Standorts herausgearbeitet (z.B. GILL & DAVY, 1983; DAVY & GILL, 1984; PELHAM et al., 1988). Darüberhinaus existieren im Gesamtverbreitungsgebiet dieser Art jedoch auch regionale Unterschiede hinsichtlich Wuchsform, Blattform und -behaarung, die zu einer Aufgliederung in mehrere Arten durch einige Autoren führten. Wie bereits oben erwähnt, wird diesen Sippen heute meist nur der Rang von Unterarten zuerkannt. So werden z.B. *Betula pubescens* ssp. *carpatica* (WALDST. et KIT.) ASCHERSON & GRAEBNER und *B. pubescens* ssp. *tortuosa* (LEDEB.) NYMAN von *B. pubescens* ssp. *pubescens* oder *B. pubescens* EHRH. sensu stricto (vgl. GARDINER, 1984) abgetrennt.

Die Verbreitung von *B. pubescens* ssp. *tortuosa* erstreckt sich vom äußersten Norden und den Gebirgen Skandinaviens, wo sie vielfach die Baumgrenze bildet, bis nach Rußland (vgl. HEGI, 1981: 154; GARDINER, 1984: 13; KULLMAN, 1986: 13). Ursprünglich beschrieben wurde sie als *B. tortuosa* LEDEB. aus dem Altaigebirge in Zentralasien (HÄMET-AHTI, 1987: 449).

Die Karpatenbirke *B. pubescens* ssp. *carpatica* hat ihren Verbreitungsschwerpunkt in den Gebirgen Mittel- und SO-Europas (JENTYS-SZAFEROWA, 1950: 19; GARDINER, 1984: 21). Erst relativ spät, nach den Arbeiten von STÖCKER (1967) im Harz und LOHMEYER & BOHN (1972) in der Hohen Rhön, wurde ihre weite Verbreitung in den deutschen Mittelgebirgen bekannt. So wurde sie in der Folge aus dem Schwarzwald (B. & K. DIERSSEN, 1984), dem Hunsrück (BUSHART, 1989) und der Hoheifel (SCHÖNERT, 1989) beschrieben. Nach HEGI (1981: 154) kommt die Karpatenbirke zerstreut auch auf Feuchtheiden und Heidemooren des Norddeutschen Tieflands, vor allem in der Nähe der Ostseeküste, vor.

Sowohl für *B. pubescens* ssp. *tortuosa* als auch für *B. pubescens* ssp. *carpatica* wird die Entstehung durch introgressive Hybridisierung von *B. pubescens* EHRH. mit *B. nana* L. diskutiert (NATHO, 1964: 191; VERWIJST,

1988: 29). Hierunter versteht man nach ALLARD (zit. in KENWORTHY et al., 1972: 536) "die Hybridisierung zwischen zwei Arten, gefolgt von der Rückkreuzung mit einer der beiden Elternarten, so daß bestimmte Merkmale der einen Art auf die andere übertragen werden, ohne deren taxonomische Einheit zu beeinträchtigen" (Übers. des Verfassers). Rezente Hybriden zwischen *B. pubescens* und *B. nana* werden z.B. von ELKINGTON (1968), KENWORTHY et al. (1972) und RINGLER (1989) beschrieben.

GARDINER (1984) hält die beiden Unterarten ssp. *tortuosa* und ssp. *carpatica* für morphologisch nicht unterscheidbar und schlägt vor, sie unter dem (älteren) Namen ssp. *tortuosa* zu vereinigen.

In der vorliegenden Arbeit wird jedoch an der bisher üblichen Bezeichnung *B. pubescens* ssp. *carpatica* für die mitteleuropäische Unterart festgehalten. Sie unterscheidet sich von ssp. *pubescens* in erster Linie durch die "...gelbliche bis rötliche Rinde, die Neigung zu frühzeitigem Verkahlen und die annähernd rautenförmigen Blätter" (HEGI, 1981: 155). Von NATHO (in ROTHMALER, 1982: 135) werden die Blattmerkmale der von ihm als getrennte Arten gewerteten Birken folgendermaßen beschrieben:

- *B. pubescens* EHRH.: "Blätter (...) behaart, kurz zugespitzt, breitester Teil unterhalb der Mitte, Basis gerundet oder herzförmig."
- *B. carpatica* WALDST. et KIT.: "Blätter im Alter kahl (...), rund-rautenförmig oder rund-eiförmig, zugespitzt, in der Mitte am breitesten, Basis gerundet oder etwas keilförmig."

Nach diesen Blattmerkmalen wurde die Bestimmung der beiden Unterarten in den Populationen der Untersuchungsgebiete durchgeführt (s. Kap. 6.1.2.)

3. Spät- und nacheiszeitliche Verbreitungsgeschichte der Baumbirken in Schleswig-Holstein

Vorkommen der Gattung *Betula* sind in Mitteleuropa bereits aus dem Spättertiär durch Pollenfunde gut dokumentiert (DICKSON, 1984: 2). Während der pleistozänen Klimaschwankungen wurde das mitteleuropäische Pflanzenkleid mehrfach durch Birkenwälder geprägt, die sich vor allem in den Übergangsphasen zwischen Warm- und Kaltzeiten ausbreiten konnten. So beschreibt z.B. BEHRE (1974) aus Niedersachsen einen borealen Wald von vor ca. 60000 Jahren, in dem die beiden Baumbirkenarten *B. pubescens* und *B. pendula* vertreten waren. Während der eigentlichen Kälteperioden war die Gattung in der Zwergstrauchtundra der Periglazialgebiete nur durch die Zwergbirke *B. nana* vertreten. Im Fall des letzten Glazials, der Weichselvereisung, dauerte dieser Zeitraum ca. 45000 Jahre (DICKSON, 1984: 2 f.).

Naturgemäß sind wir über die Verbreitungsgeschichte der Birken nach dem (vorläufig) letzten Zurückweichen der Gletscher aus Mitteleuropa am genauesten informiert. Dennoch bestanden auch hierbei längere Zeit Unsicherheiten, besonders über die erstmalige Ausbreitung von *B. pubescens* im Spätglazial. Sie resultierten zum einen aus der Ähnlichkeit der Pollen von *B. pubescens/pendula* und *B. nana*, die sich nur mit großem Aufwand größenstatistisch voneinander trennen lassen (vgl. USINGER, 1975, 1977). Zum anderen führte die unterschiedliche Auflösengenauigkeit der verschiedenen Pollendiagramme zu Fehlentscheidungen in der zeitlichen Einordnung der Befunde (USINGER, 1985).

Die folgenden Ausführungen orientieren sich, soweit nicht anders angegeben, an USINGER (1985), der eine zusammenfassende Darstellung der Vegetationsentwicklung im Spätglazial Schleswig-Holsteins gibt. Demnach erfolgte die eigentliche Ausbreitung der Baumbirken (in diesem Fall *B. pubescens* EHRH.) entgegen früheren Annahmen erst zu Beginn des Alleröds, vor ca. 12000 Jahren. Ältere Untersuchungen aus Dänemark, Südschweden und Großbritannien hatten scheinbar die Existenz von geschlossenen Birkenwäldern bereits vor dem Alleröd, während der Erwärmungsphase des Bölling-Interstadials (i.S.v. IVERSEN, 1942), belegt. Nachforschungen in Schleswig-Holstein mit größenstatistischer Trennung der Birkenpollen konnten zwar eine vorallerödzeitliche Wärmeschwankung bestätigen (USINGER, 1975, 1978). Sie ergaben jedoch den schwer zu erklärenden Befund, daß die Klimaverbesserung auf der schleswig-holsteinischen Geest die Existenz von Birkenwäldern ermöglicht haben sollte, während sich im östlichen Hügelland nur eine Strauchformation mit *B. nana* ansiedeln konnte. Erst durch Einbeziehung der Pollen von *Hippophaë*, *Helianthemum*, *Juniperus*, *Empetrum*, *Populus* u.a. konnte USINGER (1985) nachweisen, daß es in Schleswig-Holstein doch zu einer weitgehend einheitlichen Waldausbreitung gekommen ist: Während der ersten Erwärmungsphase des Spätglazials ist *B. pubescens* zwar nachweisbar, sie stellt aber ein seltenes Element in der Strauchvegetation aus *B. nana*, *Hippophaë* und *Juniperus* dar.

Nach einer relativ kurzzeitigen Abkühlung in der Älteren Tundrenzeit (Dryas 2) konnte sich *B. pubescens* mit dem Beginn der Alleröd-Wärmeschwankung rasch ausbreiten, was zu einer weitgehenden Verdrängung der lichtbedürftigen Zwergbirke und anderer Tundren-Arten führte. Ältere Untersuchungen gingen für das südliche und südöstliche Schleswig-Holstein von einer Zweigliederung des Alleröds in eine Birken- und eine Kiefern-dominierte Phase aus (z.B. FIRBAS, 1949; AVERDIECK, 1957; ALETSEE, 1959). USINGER (1985) konnte jedoch drei deutliche Baumbirken-Minima in einer Reihe allerödzeitlicher Pollendiagramme aufzeigen, wovon mindestens zwei auf Temperaturrückschläge schließen lassen. Im mittleren Alleröd kommt es

schließlich zu einer ersten Ausbreitung der Kiefer. Nur im Südosten des Landes wird sie gegen Ende des Interstadials bestandsbildend, in den übrigen Landesteilen kann sich *B. pubescens* auch zu dieser Zeit noch als dominante Baumart behaupten¹. *B. pendula* war nach SCHÜTRUMPF (zit. in FIRBAS, 1949) bereits in der ersten Hälfte des Alleröds im südlichen Schleswig-Holstein vertreten. AVERDIECK (1957: 54) konnte sie dagegen für diese Zeit nicht nachweisen, und auch USINGER (1981: 102) datiert das erste Auftreten der Hängebirke "wenn überhaupt" ins späte Alleröd.

Die erneute Klimaverschlechterung zu Beginn der nach AVERDIECK (1957: 52) max. 800 Jahre dauernden Jüngerer Tundrenzeit (Dryas 3) führt zu einem drastischen Rückgang von *B. pubescens* in Schleswig-Holstein, bei gleichzeitiger Wiederausbreitung der Zwergbirke. Nach USINGER (1981: 98) konnte sich die Baumbirke in der Parktundren-Landschaft zwar halten; sie war jedoch, besonders in der nördlichen Landeshälfte, sehr selten.

Mit dem Beginn des Präboreals, ca. 10000 Jahre vor heute (STRAKA, 1975: 90), erfahren die Baumbirken infolge rasch steigender Temperaturen erneut eine starke Förderung. Es breiten sich dichte Birkenwälder im nordwestlichen Mitteleuropa aus, die die Vertreter der offenen Parktundra bald weitgehend verdrängen (AVERDIECK, 1957: 51). In der zweiten Hälfte des Präboreals wird die Birke von der sich erneut ausbreitenden Kiefer bedrängt. Im Gegensatz zum Alleröd ist nun auch die Hasel am Aufbau der Kiefern-Birken-Wälder beteiligt.

Der Beginn des trocken-warmen Boreals vor ca. 9500 Jahren (STRAKA, 1975: 90) markiert den großflächigen Rückzug der Birken aus Mitteleuropa und die beginnende Ausbreitung des Eichenmischwaldes. *B. pubescens* wird im Flachland zunehmend auf arme, nasse Standorte, vor allem auf die entstehenden Moore, abgedrängt (vgl. STRAKA, 1975: 109). *B. pendula* findet außerdem Rückzugsmöglichkeiten in den Eichenwäldern auf sehr armen, trockenen Geestböden. Die ehemalige Verbreitung dieser Eichen-Birkenwälder (*Quercus robur*-*Betuletum verrucosae* Tx. 37) läßt sich heute nur schwer rekonstruieren, da die Birkenpollen nicht nach ihrer Herkunft von Moor- oder Mineralbodenstandorten unterschieden werden können (FIRBAS, 1949).

Bereits in der Jungsteinzeit, verstärkt aber in den vergangenen 2000 Jahren, wurden Birken in Mitteleuropa durch die landwirtschaftliche Tätigkeit des Menschen gefördert (STRAKA, 1975: 109). Als Pionierbäume fanden sie auf Rodungsflächen geeignete Standorte. Sie wurden zusätzlich durch die Verarmung der Waldböden infolge von Streu- und Plaggennutzung sowie Waldweide begünstigt. Nach ELLENBERG (1982: 255 f.) wurden auf der Geest viele ehemaligen Buchen-Eichenwälder erst durch jahrhundertelange Niederwaldwirtschaft zu Eichen-Birkenwäldern degradiert.

¹Nach Aletsee (1959: 29) liegt das Dosenmoor etwa auf der Grenze der spätglazialen (starken) Kiefernausbreitung.

Nach dieser Phase der Förderung durch den wirtschaftenden Menschen, deren Höhepunkt in etwa mit dem Höchststand der Heideverbreitung zusammenfallen dürfte, wurden die Birken (besonders *B. pendula*) auf den trockenen Standorten durch Kiefern- und Fichtenaufforstungen stark zurückgedrängt. DIERSSEN et al. (1988: 98) zufolge sind in Schleswig-Holstein heute keine Bestände des (trockenen) Eichen-Birkenwaldes mehr vorhanden (vgl. HÄRDTLE, 1989: 37).

In der gleichen Zeit erfuhr *B. pubescens* durch die weitgehende Entwässerung fast sämtlicher Hochmoore des nw-deutschen Flachlandes eine Verschiebung ihres Standortspektrums: Sie konnte ihre Vorkommen, die ursprünglich auf Randsumpf, Kolkränder, Rüllenbäche und vielleicht auch Randgehänge¹ beschränkt waren, auf die gesamten Hochflächen, bzw. deren abgetorfte Reste, ausweiten. Auf der anderen Seite wurden die primären Standorte des Birken-Bruchwaldes an den Rändern von Schwingdecken oligotroph-dystropher Seen durch Entwässerung und Eutrophierung vielfach vernichtet. Entsprechende Verlandungsgesellschaften finden sich heute in Schleswig-Holstein nur mehr an wenigen Seen, vor allem im Südosten des Landes (vgl. LÜTT, 1990: 31 ff.).

Die heutige Verbreitung beider Baumbirkenarten:

Das heutige Verbreitungsgebiet von *B. pubescens* EHRH. erstreckt sich mit mehreren Unterarten (s. Kap. 2.) von Island, Südgrönland (GARDINER, 1984: 13) und dem äußersten Norden Skandinaviens bis zu den Pyrenäen, dem Südfuß der Alpen, den Karpaten und dem Kaukasus. Im Osten reicht es bis an den Jenissei, die Nord- und Südgrenzen werden in Asien etwa vom 70. bzw. 50. Breitengrad markiert (HEGI, 1981: 154). Die Verbreitung von *B. pendula* deckt sich in Mittel- und Osteuropa weitgehend mit jener von *B. pubescens*, insgesamt ist die Art jedoch südlicher verbreitet. Ihre Vorkommen reichen in Europa südwärts bis Zentralspanien, Sizilien und Nordgriechenland (HEGI, 1981: 143). Dagegen fehlt sie auf Island und in den nord-skandinavischen Gebirgen.

Die unterschiedlichen geographischen Verbreitungsschwerpunkte beider Arten finden eine gewisse Entsprechung in ihren ökologischen Amplituden. So ist *B. pubescens* bevorzugt auf feuchten, kalkarmen Moorböden (HEGI, 1981: 153), staunassen Mineralböden und auf den Blockmeeren der Mittelgebirge (vgl. DIETERICH, 1963: 113) zu finden. *B. pendula* steht dagegen nach HEGI (1981: 147) "mit Vorliebe an trockenen und warmen Standorten auf mäßig feuchten, lockeren Böden (...)". HEGI nennt sie jedoch auch für Flachmoore und (wenngleich auch als selten) für Hochmoore. GILL & DAVY (1983: 434) zufolge ist die ökologische Trennung der beiden Baumbirken an

¹Nach GROSSE-BRAUCKMANN (1969) waren die Randgehänge nw-deutscher Hochmoore typischerweise wohl unbewaldet. Die Beobachtungen von DAU (zit. in ALETSEE, 1967: 202) bestätigen dieses Bild für Schleswig-Holstein.

Sekundärstandorten weit weniger ausgeprägt als an ihren primären Vorkommen. Auch DIETERICH (1963: 113) erwähnt eine weitgehende Überlappung der ökologischen Amplituden, einschließlich der Extremstandorte.

4. Die Untersuchungsgebiete

Für die Untersuchungen zur Ökologie der Moorbirke *Betula pubescens* EHRH. wurden zwei Hochmoore in der Jungmoräne Schleswig-Holsteins ausgewählt: das Dosenmoor (DM.) unmittelbar nordöstlich von Neumünster-Einfeld und das Kaltenhofer Moor (K.M.) ca. 12 km nordwestlich von Kiel, auf der Halbinsel des "Dänischen Wohlds", zwischen Kieler Förde und Eckernförder Bucht (Abb. 2). Die beiden Untersuchungsgebiete repräsentieren in ihrem heutigen Zustand zwei verschiedene Moortypen. Unterscheidende Kriterien sind dabei außer der Größe die Intensität der früheren Nutzung, die heutige Vegetationsdecke sowie der Umfang technischer Eingriffe mit dem Ziel der Hochmoorregeneration.

4.1. Lage und Geologie

4.1.1. Dosenmoor

Das 575 ha große atlantische Plateauhochmoor liegt am südwestlichen Rand des östlichen Hügellandes. Vom benachbarten Einfeld See ist es nur durch einen langgezogenen Kamesrücken aus Schmelzwassersedimenten getrennt (FRÄNZLE, 1981: 20). Seine Entstehung verdankt das Moor - als typisches Verlandungshochmoor der Jungmoräne - weichselzeitlichen Toteismassen. Sie wurden beim Niedertauen des ersten Eisvorstoßes isoliert und beim zweiten Vorstoß des Gletschers unter Moränen und evtl. weiterem Toteis begraben. Während der Wärmeschwankung des Alleröds setzte das Tieftauen des verschütteten Eises ein. In den sich bildenden flachen Seen kam es zur Sedimentation von Tonen, vermengt mit organischem Material (FRÄNZLE, 1981: 20). Die vollständigen Hohlformen des Dosenmoorbeckens und des Einfeld Sees entstanden erst beim endgültigen Tieftauen des verschütteten Eises im Präboreal und Boreal. Während der Einfeld See bis heute offen blieb, verlandete der (oder die) ehemalige(n) Dosenmoorsee(n) infolge früh unterbrochener Schmelzwasserzufuhr (FRÄNZLE, 1981: 24). SCHUSCHAN (1989: 8) konnte über 80 cm mächtigen organischen Mudden ca. 1 m Niedermoor- und Übergangstorf feststellen. Die Phase der Hochmoorbildung setzte nach SCHUSCHAN (1989: 11) vor ca. 6000 Jahren ein. Seit dieser Zeit wurden ca. 630 cm Schwarz- und Weißtorf akkumuliert. Die Gesamtmächtigkeit der Sedimente beträgt nach FRÄNZLE (1981: 23) bis zu 11 m. Sie ist lokal sehr

unterschiedlich. Stellenweise ist das Moor auch "wurzelecht", d.h. durch Transgression direkt über mineralischem Untergrund, aufgewachsen (MULLER, 1985: 28).

Die Entwässerung des DM. erfolgt heute überwiegend nach Süden durch die Dosenbek, die ihr Wasser über Schwale und Stör der Elbe zuführt.

4.1.2. Kaltenhofer Moor

Während das DM. aufgrund seiner Flächenausdehnung Anklänge an die großen Versumpfungsmoore der Geest zeigt, repräsentiert das K.M. den Typus des kleinen Verlandungsmoores, der in der Jungmoräne von Dänemark über Schleswig-Holstein bis nach Mecklenburg weit verbreitet ist. Im Umkreis der Ortschaft Felm, im Zentrum der Landschaft "Dänischer Wohld", liegen allein vier dieser Hochmoore. Davon besitzt das K.M. mit einer verbliebenen Ausdehnung von 54 ha (CLAUSEN, 1985) die größte Restfläche. Gleich dem DM. verdankt es seine Entstehung der Verlandung eines spätglazialen Sees, der durch das Abtauen verschütteten Toteises entstand¹. Die Sedimentation in diesem Seebecken setzte nach LANGE (1954) bereits in der älteren Tundrenzeit und verstärkt im Alleröd ein. Die Phase der Vermoorung begann diesen Untersuchungen zufolge im Atlantikum mit der Ablagerung von Braunmoostorfen (LANGE, 1954: 28). Im Südosten des Moores konnte GROSPIETSCH (1953: 361) über 30 cm Sphagnum-Schilftorf 2,7 m Schwarztorf und darüber 1 m Weißtorf erbohren. Die ursprüngliche Weißtorfschicht war mit Sicherheit wesentlich mächtiger. Sie ist jedoch den großflächigen Abtorfungen der Vergangenheit zum Opfer gefallen (s.u.). Die Gesamtmächtigkeit der limnischen und telmatischen Ablagerungen ist nach den Ergebnissen von LANGE (1954: 7) mit mehr als 9,3 m anzusetzen.

4.2. Klima

4.2.1. Allgemeines

Die Lage Schleswig-Holsteins auf der Cimbrischen Halbinsel zwischen Nord- und Ostsee drückt sich in einem kühlgemäßigten, subozeanischen Klima aus. Die Jahregänge von Niederschlag und Temperatur sind relativ ausgeglichen, charakteristisch sind jedoch starke Abweichungen der Monatsmittel einzelner Jahre von den langjährigen Durchschnittswerten (RAABE, 1987: 16). Innerhalb des Landes existiert ein thermisches Ozeanitätsgefälle von NW nach SO. So beträgt die Jahresschwankung der Temperatur in Westerland auf Sylt 14,8°C, während sie in Lübeck bei 17,0°C liegt (RAABE, 1987: 16). Die

¹Detaillierte Angaben zur Glazialmorphogenese des Dänischen Wohlds finden sich z.B. bei GRIPP (1954) und SEIFERT (1954).

Jahresniederschläge zeigen demgegenüber eine reliefbedingte, zweigipflige Verteilung (Abb. 1 und 2): Sie sind maximal im Bereich der Hohen Geest und der Schleswig'schen Jungmoränen und fallen sowohl zur Westküste als auch nach Osten hin ab.

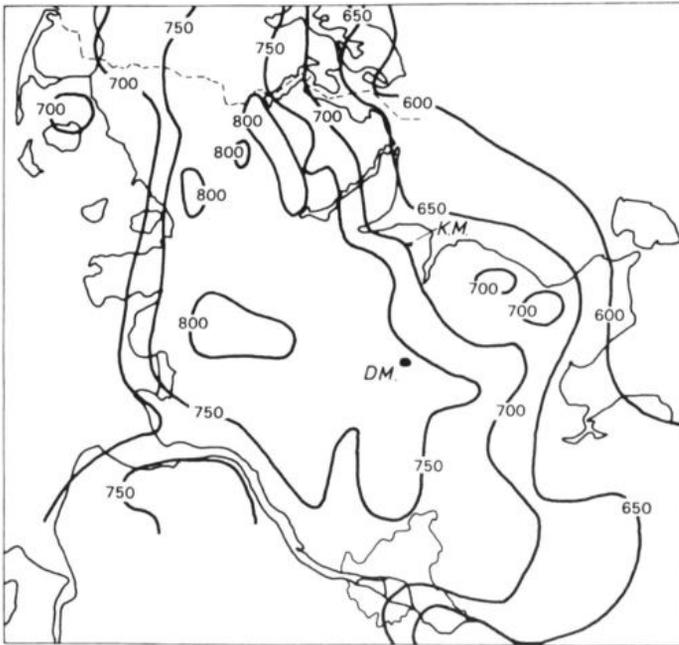


Abb. 1: Mittlere Jahresniederschläge in Schleswig-Holstein (1891/1930), nach SCHMITZ (1952: 66) verändert.

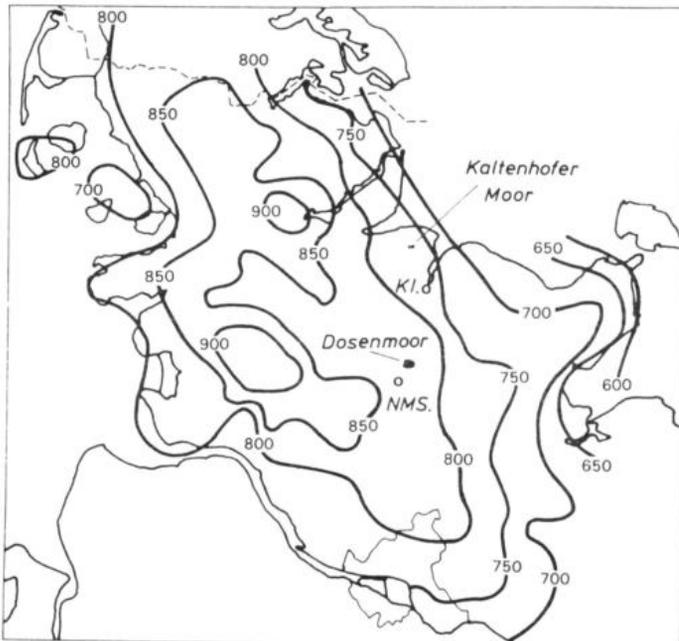


Abb. 2: Mittlere Jahresniederschläge in Schleswig-Holstein (1961/1990) und Lage der beiden Untersuchungsgebiete, aus KAMMER (1992: 6), verändert;
 Kreissignatur:
 KI. = Kiel,
 N.M.S. = Neumünster.

Nach ALETSEE (1959: 7) verläuft die 725 mm Isohyete durch das Dosenmoor (dies stimmt allerdings mit der Isohyetenkarte von SCHMITZ, 1952, nicht ganz überein, vgl. Abb. 1). Es soll damit nahe der östlichen Verbreitungsgrenze ombrotropher Moore in Schleswig-Holstein liegen, die SCHMITZ mit 711 mm Jahresniederschlag angibt. Aus dem Vergleich der Abb. 1 und 2 ergibt sich jedoch eine Zunahme der langjährigen Niederschlagsmittel zwischen der von ALETSEE und SCHMITZ ausgewerteten Meßperiode (1891/1930) und der aktuellen (1961/1990) mit entsprechender Verschiebung der Isolinien. AUE (1992: 24) macht auf die Fragwürdigkeit der Übertragung heutiger, vergleichsweise kurzfristiger Meßreihen auf die jahrtausendelange Entwicklungsgeschichte der Hochmoore (während sehr unterschiedlicher Klimaperioden) aufmerksam. Bereits zwischen dem von ihm ausgewerteten Zeitraum 1951/1980 und der aktuellen Meßperiode 1961/1990 errechnet sich für die Station Neumünster eine Zunahme der mittleren Jahresniederschläge von 803 auf 825 mm (Angaben des WETTERAMTES SCHLESWIG). Innerhalb von nur 60 Jahren hat somit die durchschnittliche Jahressumme der Niederschläge im Bereich des Dosenmoores um genau 100 mm zugenommen! Dies bedeutet eine nicht unerhebliche Verbesserung der klimatischen Rahmenbedingungen für ein rezentes Hochmoorwachstum.

Aus beiden Isohyetenkarten geht die deutlich geringere Niederschlagsmenge im K.M. hervor. An der Station Osdorf, wenige Kilometer westlich des Moores, beträgt das langjährige Jahresmittel (1961/1990) 754 mm. Es liegt somit um 70 mm unter dem Wert des Dosenmoores.

4.2.2. Das Klima im Untersuchungszeitraum

		Jan.	Febr.	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.	Dez.	Mittel
Neumünster	1989	4,3	4,5	6,9	7,0	13,4	16,1	17,3	16,2	14,6	10,5	3,6	2,6	9,8
Holtenua	1989	4,4	4,7	6,7	6,3	12,5	15,5	16,9	16,1	14,5	10,8	4,5	2,9	9,7
Neumünster	1990	4,4	6,4	7,1	7,9	13,6	15,0	16,0	17,2	12,1	10,7	5,0	2,7	9,8
Holtenua	1990	4,5	6,4	6,9	7,7	12,9	14,6	15,6	17,6	12,2	10,9	5,1	2,7	9,8
Schl.-Holst. (1961/1990)		0,3	0,7	3,1	6,3	11,3	14,8	16,2	16,1	13,2	9,5	5,1	1,9	8,2

Tab. 1: Monatsmitteltemperaturen [°C] 1989 und 1990, Stationen Neumünster (Dosenmoor) und Holtenua (Kaltenhof Moor) sowie langjährige Monatsmittel (1961/1990) für Schleswig-Holstein; mit freundlicher Genehmigung des Wetteramtes Schleswig.

Die Monatsmitteltemperaturen der Jahre 1989 und 1990 sind für die entsprechenden Stationen in der Nähe beider Untersuchungsgebiete in Tab. 1 zusammengestellt. Zum Vergleich sind die langjährigen Mittelwerte für Schleswig-Holstein (1961/1990) mit angegeben. Beide Jahre waren durch ausgesprochen milde Wintermonate gekennzeichnet. Der Sommer 1989 war (mit Ausnahme des Monats August) deutlich wärmer als der darauffolgende. Aus der Tabelle geht ferner das im Vergleich zur Station Holtenua leicht kontinental getönte Temperaturregime im Gebiet des DM. hervor. Zwischen der

Station Holtenau (Flugplatz) und dem K.M. dürfte nur ein geringer Unterschied bestehen. Temperaturwerte werden an der Station Osdorf leider nicht gemessen.

In Abb. 3 sind die Monatsniederschläge des Untersuchungszeitraums in Neumünster und Osdorf im Vergleich zum langjährigen Mittel der Station Neumünster (1961/1990) dargestellt. Der Frühsommer 1989 war durch eine Trockenperiode gekennzeichnet, die erst durch die sehr hohen Niederschläge Ende Juli beendet wurde. Die Niederschläge der Jahre 1988 und 1990 waren insgesamt höher als 1989 und gleichmäßiger verteilt. Besonders auffällig sind die extrem hohen Sommerniederschläge des Jahres 1989 im Bereich Neumünster. Sie führten dazu, daß auch in diesem Jahr (wie 1988 und 1990) das langjährige Mittel von 825 mm überschritten wurde, während die Niederschläge im Dänischen Wohld unter dem Durchschnittswert blieben (Tab. 2). Nach FRÄNZLE (1981: 9) sind hohe Sommerregen-Intensitäten im Bereich des Dosenmoores charakteristisch. Sie unterstreichen die oben erwähnten schwach kontinentalen Züge des Gebietes.

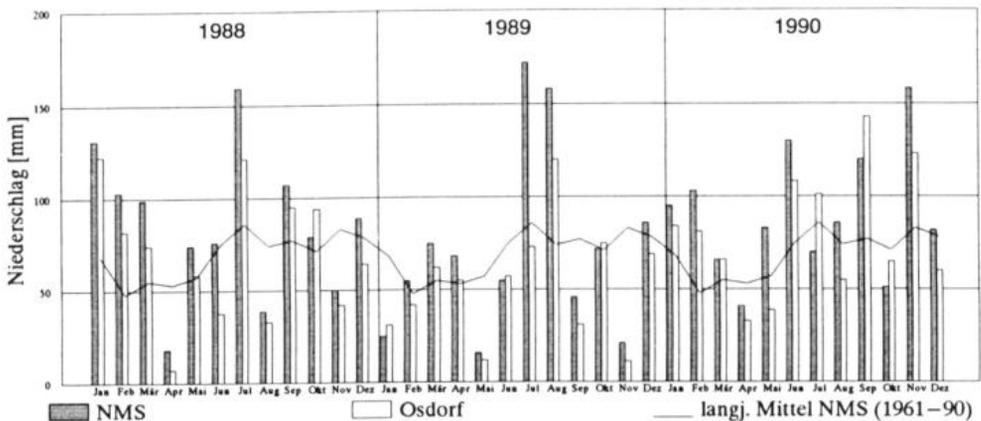


Abb. 3: Monatsniederschläge 1988-1990, Stationen Neumünster (für das DM.) und Osdorf (für das K.M.), sowie langjähriges Niederschlagsmittel (1961/1990), Neumünster.

Die Unterschiede zwischen beiden Untersuchungsgebieten treten besonders deutlich in der Vegetationsperiode 1989 in Erscheinung (Tab. 2): In diesem Zeitraum fielen im Bereich des K.M. 166 mm weniger Niederschlag als in der Nähe des DM. Diese Tatsache ist bei der Auswertung der Grundwasserdaten zu berücksichtigen.

	Neumünster	Osdorf
1988	1024	830
1989	894	638
(1.4.–31.10.89)	587	421
1990	1085	958
1961/1990	825	754

Tab. 2: Jahresniederschläge [mm] 1988–1990 sowie langjährige Jahresmittel (1961/1990), Stationen Neumünster (Dosenmoor) und Osdorf (Kaltenhofer Moor); mit freundlicher Genehmigung des Wetteramtes Schleswig.

Infolge des warm-trockenen Frühsommers war das Jahr 1989 durch die höchsten Verdunstungswerte des Untersuchungszeitraumes gekennzeichnet (Abb. 4). Für die Auswertung der Grundwasserstände bot deshalb die Vegetationsperiode 1989 die günstigsten Voraussetzungen (s. Kap. 6.2.).

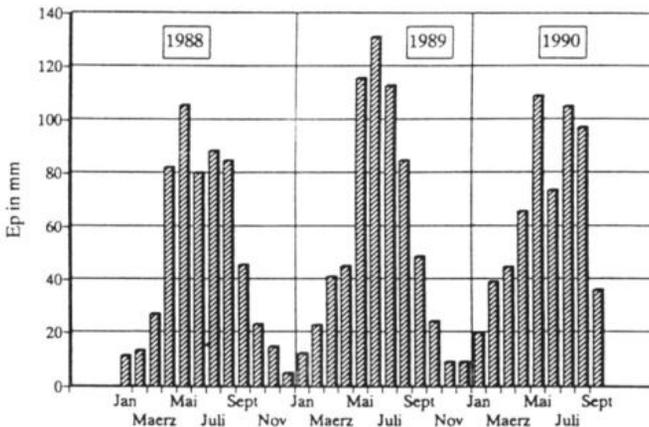


Abb. 4: Monatssummen der täglichen Evapotranspiration nach Penman im DM., aus AUE (1992: 27), verändert.

4.3. Nutzungsgeschichte und Naturschutz

4.3.1. Dosenmoor

Obwohl es als eines der am besten erhaltenen Hochmoore Schleswig-Holsteins gilt, ist auch das DM. in der Vergangenheit nicht von flächenhafter Entwässerung und großräumigen Abtorfungsmaßnahmen verschont geblieben. Nach DAU (1821) waren vor 170 Jahren noch drei Viertel der Fläche weitgehend unberührt. Die bäuerlichen Abtorfungen hatten bis dahin sämtliche Randbereiche erfaßt und waren im Südosten ca. 200 m ins Moor vorgedrungen (DAU, 1821: 82). Eindrucksvoll beschreibt DAU das aufgewölbte Moorzentrum, das noch vollständig von nassen, wüchsigen Hochmoor-Pflanzengesellschaften bedeckt war. In der Mitte des 19. Jahrhunderts wurde der Torfabbau zwecks Brenntorfgewinnung intensiviert. Nach RUNDE (1880) waren 30 Jahre

später noch etwa 120 ha ungenutzt. Mitte des 20. Jahrhunderts begann der industrielle Abbau auf einer ca. 80 ha großen Fläche in der südlichen Moorhälfte. Die ehemals zusammenhängende, vorentwässerte Hochfläche wurde dadurch in zwei Teile getrennt (s. Abb. 5): das Moorzentrum und ein schmaler Halbring südlich der industriellen Abtorfungszone. An diesen schließt sich das stark überformte, aber noch deutlich erkennbare Randgehänge an, das zur Dosenbek bzw. dem südlichen Randgraben hin abfällt. In der nördlichen Moorhälfte sind große Flächen im Handtorfstichverfahren abgetorft. Flächen mit "heiler Haut" finden sich, direkt an den Hauptdamm angrenzend, im mittleren und östlichen Teil des Moores. Eine detaillierte Darstellung der Nutzungsgeschichte gibt MÜLLER (1985).

- | | | | |
|--|--|---|--|
|  | Heidekrautstadium mit <i>Calluna</i> ,
<i>Erioph. vaginatum</i> oder <i>Empetrum</i> |  | Sphagnumreiche Regenerationsflächen in Torfstichen |
|  | Heidekrautstadium mit <i>Erica</i> |  | Grünland |
|  | <i>Molinia</i> -Stadium |  | offenes Wasser |
|  | Moorbirkenwald (einschließlich
Jungwuchs und nährstoffreichere
Standorte der Moorränder) | | |

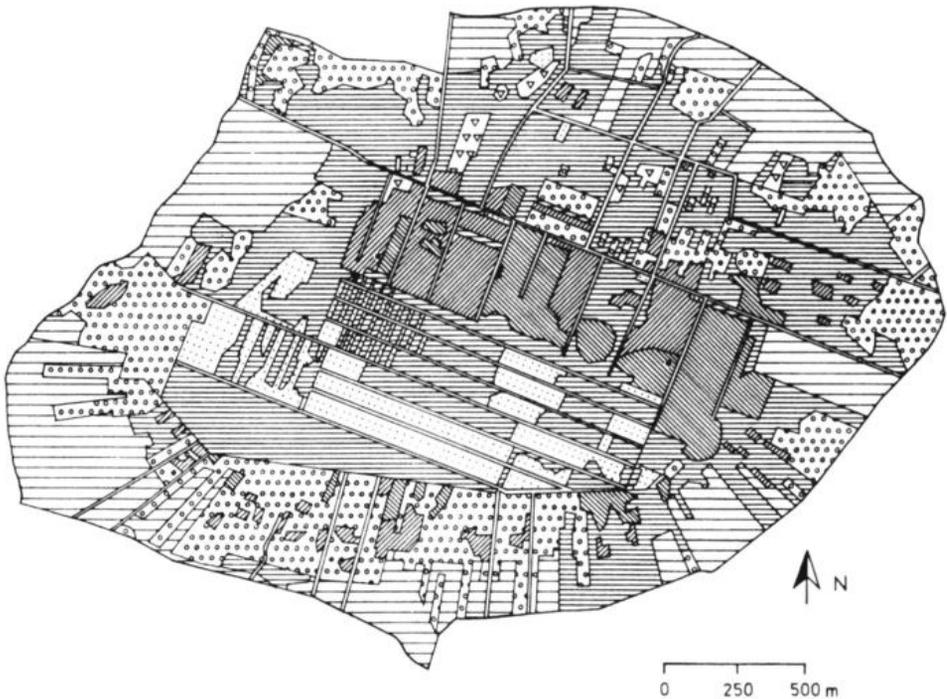


Abb. 5: Vegetation des DM., Zustand 1983; nach der Vegetationskarte von MORDHORST (ARBEITSGEMEINSCHAFT DOSENMOOR, 1984), stark vereinfacht nach TIBURTIUS & IRMLER (1990).

1976 konnten die Verträge mit der Torffirma in Neumünster-Einfeld beendet werden. 5 Jahre später erfolgte die Ausweisung des 521 ha großen Naturschutzgebietes "Dosenmoor". Bereits 1978 wurden erste Wiedervernässungsmaßnahmen eingeleitet, die in der Folgezeit zum größten Hochmoor-Regenerationsprojekt des Landes ausgeweitet wurden (vgl. EIGNER & SCHMATZLER, 1980; ARBEITSGEMEINSCHAFT DOSENMOOR, 1984). Während der 80er Jahre wurde die gesamte Hochfläche südlich des Hauptdamms sowie die industrielle Abtorfungszone durch Grabeneinstau vernäßt. Parallel dazu liefen Versuche zur aktiven Wiedervernässung des Moorzentrums durch drei künstliche Kolke sowie Schlauchverrieselung (MÜLLER, 1980, 1981; AUE 1988). Die Hochfläche südlich des Hauptdamms wurde fast vollständig von Birkenaufwuchs befreit. Grundlage für diese Maßnahmen war u.a. die von MORDHORST erstellte Vegetationskarte (ARBEITSGEMEINSCHAFT DOSENMOOR, 1984) sowie eine pflanzensoziologische Bearbeitung durch FAASS (1984). Eine veränderte Fassung der MORDHORST'schen Karte ist in Abb. 5 wiedergegeben.

Bis Mitte der 80er Jahre wurden vor allem im Moorzentrum verschiedene Pflegemethoden (z.B. Mahd, Beweidung mit Moorschnucken) angewandt, um die dort noch vorhandenen vergleichsweise wenig degenerierten Vegetationsstadien zu fördern (vgl. EIGNER & SCHMATZLER, 1980). Davon wurde nur das wiederholte Nachentkusseln der Jungbirken per Hand beibehalten. Auch die aktive Bewässerung wurde mittlerweile eingestellt (vgl. AUE 1991). Die Nordhälfte des Moores wurde erst Ende der 80er Jahre von ersten Aufstaumaßnahmen erfaßt. Entkusselungen der Birkenbestände wurden dort (anders als im südlichen Randwaldgürtel) bisher nicht durchgeführt.

4.3.2. Kaltenhofer Moor

Über die ältere Abtorfungsgeschichte des K.M. konnten leider keinerlei Unterlagen gefunden werden. Nach dem Luftbild von 1936 und den Berichten Ortsansässiger zu schließen, muß der großflächige Abbau im Moorzentrum bereits Anfang dieses Jahrhunderts, spätestens mit dem ersten Weltkrieg beendet gewesen sein. Im und nach dem Zweiten Weltkrieg kam es zur jüngsten Abtorfungsphase im K.M. In den Jahren bis 1949 entstanden der "Große" und der "Kleine Teich" (s. Abb. 11) sowie zwei Torfstiche am westlichen Moorrand (genauerer dazu in Kap. 8.9.). Nach den Erzählungen von Einheimischen wurde der Abbau vor allem von Bewohnern des Flüchtlingslagers am Rande von Kaltenhof durchgeführt. Der Torf wurde als Brennmaterial im Lager selbst verbraucht, bzw. von der Gemeinde Dänischenhagen an Bedürftige verteilt. JUNGJOHANN (1953: 5) zufolge wurde im Sommer 1953 noch von zwei Familien Torf gestochen. Der Abbau sollte jedoch im darauffolgenden Jahr eingestellt werden. Der wahrscheinlich letzte Rest der ursprünglichen Oberfläche findet sich nach CLAUSEN (1985: 20) im sogenannten "Hirschdamm", der als ehemaliger Torftransportdamm das Moor

von NW nach SO durchzieht und so in zwei ungleiche Hälften teilt (s. Abb. 11)

Bereits 1942 wurde das K.M. mit einer Gesamtfläche von 54 ha als NSG ausgewiesen (CLAUSEN, 1985). Es wurde jedoch kein eindeutiges Schutzziel formuliert. Durch die Genehmigung der oben genannten Abtorfungen, jährliche Grabenräumungen am Ostrand des Moores und die Holznutzung randlicher Fichtenanpflanzungen fanden und finden direkte Eingriffe in den Naturhaushalt statt, die einem umfassenden Schutz des Moores zuwiderlaufen. Bereits 1979 wurden vom betreuenden Verband, der "Schutzgemeinschaft Uthörn" Regenerationsmaßnahmen geplant. Bis auf die südliche Abdämmung des Hauptgrabens am Hirschdamm (s.o.) scheiterten alle Planungen bisher am Widerstand der Besitzer des Moores.

Heute bietet das K.M. auf den ersten Blick das Bild eines nahezu geschlossenen Birkenwaldes. Die höhergelegenen Bereiche werden in der Krautschicht überwiegend von *Molinia* und *Empetrum* eingenommen. Initialstadien des Moorbirkenwaldes auf degenerierender Moorheide finden sich inselartig besonders im Moorteil westlich des Hirschdamms. In den zentral gelegenen Abtorfungszonen sowie in den alten Torfstichen im Nordosten und Südosten des Moores existieren relativ großflächige Regenerationskomplexe, die an den Rändern ebenfalls von mehr oder weniger ausgedehnten Birkenbeständen bewachsen sind. Etwa 40% des Großen Teiches sowie fast der gesamte Kleine Teich sind durch Schwingrasenbildung verlandet.

Die ausgedehnten, z.T. sehr alten Moorbirkenwälder im K.M. waren - neben dem seit Mitte der 50er Jahre wenig direkt beeinflussten Zustand des Moores - ein wichtiges Kriterium, das Gebiet in die Untersuchungen miteinzubeziehen.

Nach der grundlegenden Arbeit von JUNGJOHANN (1953) über die Torfstichregeneration wurden im K.M. insbesondere faunistische (SCHMIDT, 1963) und mikrofloristische Untersuchungen durchgeführt (BAMLER, 1973; SCHULZEPPERS 1978; UNTIED-SIMON & MÜLLER, 1987). Eine genaue Vegetationskartierung existiert bis heute nicht. Sie wurde im Frühjahr 1992 vom Landesamt für Naturschutz in Kiel in Auftrag gegeben.

5. Beschreibung der Untersuchungsflächen

Der größte Teil der ökologischen Untersuchungen erfolgte an 49 Standorten. Die Auswahl dieser Flächen im Frühjahr 1988 verfolgte das Ziel, ein möglichst breites Spektrum der in beiden Mooren vorkommenden Moorbirkenwald-Ausbildungen zu erfassen. Hochmoordegenerationsstadien in unterschiedlich weit fortgeschrittenen Phasen der Bewaldung sowie

baumfreie bzw. -arme Regenerationsflächen wurden ebenfalls in die Untersuchungen mit einbezogen. Diese 49 Flächen (im Dosenmoor D1-D27, im Kaltenhofer Moor K1-K22) werden im folgenden als "Standorte" bezeichnet, wenn sie von den übrigen Untersuchungsflächen (z.B. den Transekten I-V im K.M.) unterschieden werden sollen.

In diesem Kapitel werden die Untersuchungsflächen kurz vorgestellt; eine Darstellung und Klassifizierung der Vegetation der Standorte findet sich in Kap. 8.1. sowie in den Vegetationstabellen Tab. 36 - 39 im Anhang A. Die Hauptcharakteristika der Standorte sind nochmals in den Tab. 3 und 4 am Ende dieses Kapitels zusammengefaßt.

5.1. Dosenmoor



Abb. 6: Lage der Untersuchungsflächen im DM. D: Einzelstandorte, T: Transekte (T1 = D3-D6, T2 = D9-D12, T3 = D13-D19, T4 = D20-D27), BK: "Birkenkolk", I und II: Handtorfstichzonen; weitere Erläuterungen im Text. Kartengrundlage: TK 1:25000, Blatt 1826 Bordes-
holm (Länge der Gitterlinien = 1 km); mit freundlicher Genehmigung des Landesver-
messungsamtes Schleswig-Holstein vom 5.11.1992.

Die 27 Standorte des Untersuchungsprogramms verteilen sich auf drei verschiedene Moorbereiche (Abb. 6):

- zentrale Flächen nördlich des Hauptdamms, bis 1991 noch nicht in Regenerationsmaßnahmen einbezogen (D1-D6),
- zentrale Flächen südlich des Hauptdamms, seit Beginn bzw. Mitte der 80er Jahre durch Grabenanstau vernäßt bzw. aktiv bewässert und teilweise entkusselt (D7-D12),
- Reste der ehemaligen Moorhochfläche und das anschließende Randgehänge im südlichen Randbereich zwischen der industriell abgetorfte Zone und der Dosenbek, dem natürlichen Vorfluter des Moores (D13-D27). Hier wurden 1985 nur auf einer Parzelle (D20-D26) Regenerationsmaßnahmen in Form von Grabenanstau und Entkusselung durchgeführt.

Kurzcharakterisierung der Standorte:

D1: Handtorfstich unmittelbar nördlich des Hauptdamms, ca. 2 m unter Dammniveau; Jungbirken in regenerierender Moorvegetation, deren Torfmoosdecke noch nicht vollständig geschlossen ist.

D2: Trockener, von Stichkanten umgebener Torfsockel mit dichtem Jungbirkenbestand.

D3-D6 (Transekt 1, Abb. 7): Vorentwässerte Hochmoorfläche mit starker Bewaldungstendenz; Jungbirken meist 8-12 Jahre alt.

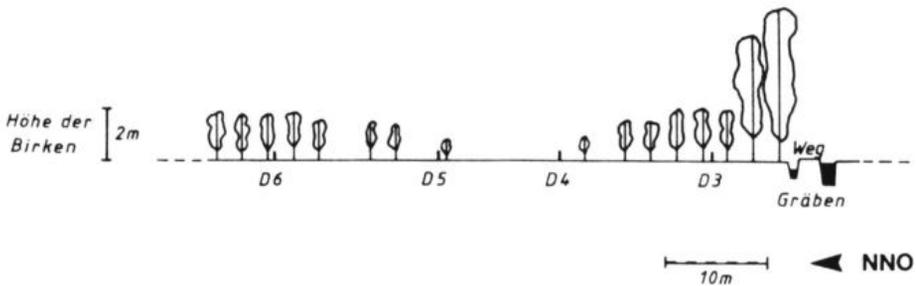


Abb. 7: Transekt 1, DM.: Lage der Standorte und Verbreitung der Jungbirken, schematisch; (Weg = Hauptdamm durch das DM.).

D7-D8: Durch Schlauchverrieselung aktiv bewässerte, nicht abgetorfte Fläche in Kuppenlage, in der Nähe eines künstlichen Kolkes. Anfang der 80er Jahre wurde hier ein dichter Jungbirkenbestand gefällt und maschinell untergemulcht; danach Beginn der Verrieselungsversuche. Die Fördermengen der betreffenden Pumpe werden von AUE (1991: 34) im Vergleich mit den übrigen Flächen als sehr hoch angegeben (ca. 10 m³/h).

D9-D12 (Transekt 2): Horizontale Moorparzelle mit ursprünglicher (?) Oberfläche; Randgräben bereits Anfang der 80er Jahre angestaut, die Fläche wird indirekt wohl auch durch die Bewässerung des höhergelegenen Moorzentrums vernäßt. 1985 Entkusselung eines ca. 20 Jahre alten Moorbirkenbestandes im nördlichen Teil der Parzelle (D11 und D12).

D13-D19 (Transekt 3, Abb. 8 und 9): Die Untersuchungsflächen umfassen in loser Abfolge Standorte vom sekundären Lagg über das (durch Handtorfstich überformte) Randgehänge bis auf die noch relativ baumarme restliche Hochfläche im Süden des Moores. Aus einem Luftbild von 1943 und den Beschreibungen von GROSPIETSCH (1953) geht hervor, daß dieser Bereich – wie das gesamte Moor – noch nach dem Zweiten Weltkrieg nahezu unbewaldet war. Der Moorbirkenwald im sekundären Lagg (D13) erfährt einen Mineralbodenwassereinfluß durch holzreichen Niedermoortorf in 20 cm Tiefe sowie zusätzlich durch episodische Überschwemmungen durch die Dosenbek nach Starkregenereignissen (zweimal im Untersuchungszeitraum). Auch bei D14 ist ein minerotropher Einfluß durch Niedermoortorf in 50 cm Tiefe nachzuweisen.

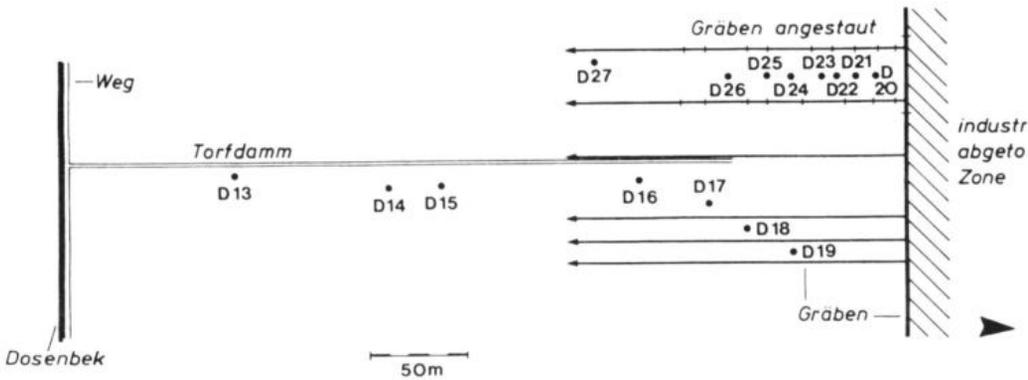


Abb. 8: Lage von Transekt 3 (Standorte D13-D19) und Transekt 4 (Standorte D20-D27) am Südrand des DM. (vgl. Abb. 6).

D20-D27 (Transekt 4, Abb. 8 und 10): 25 m breite Moorparzelle, die 1985 im Rahmen eines Forschungsprojektes in ihrem mittleren Teil (D22-D25) vollständig entkusselt und, mit Ausnahme von D27, an drei Seiten angestaut wurde (vgl. WAGNER & MÜLLER, 1986). Durch die industriellen Abtofrungen im Norden der Fläche hat sich nach dort ein kleines sekundäres Randgehänge ausgebildet (D20 und D21). Im Südteil des Transekts existieren vermutlich noch halbwegs natürliche Gefälleverhältnisse.

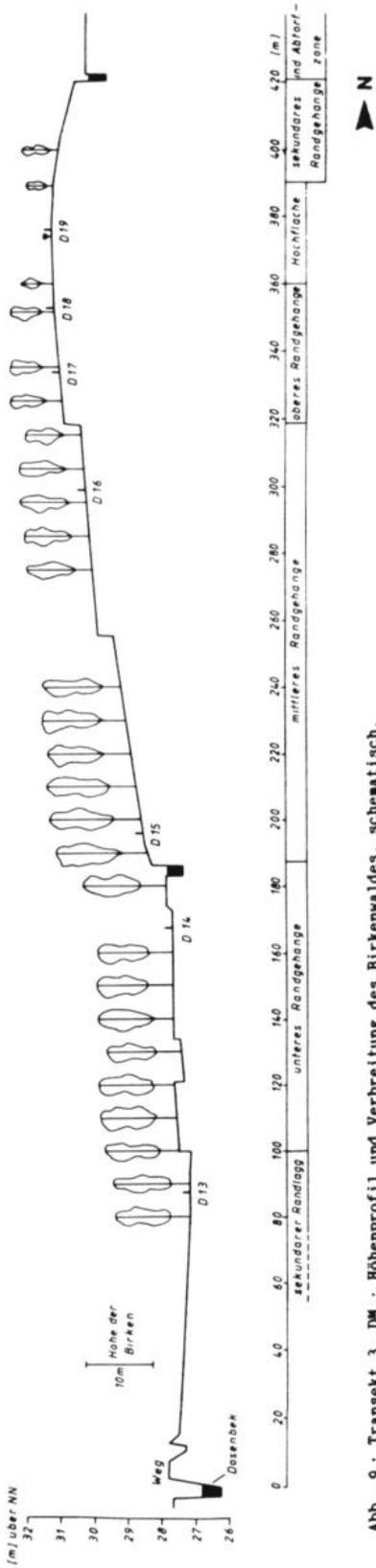


Abb. 9 : Transekt 3, DM.: Höhenprofil und Verbreitung des Birkenwaldes, schematisch.

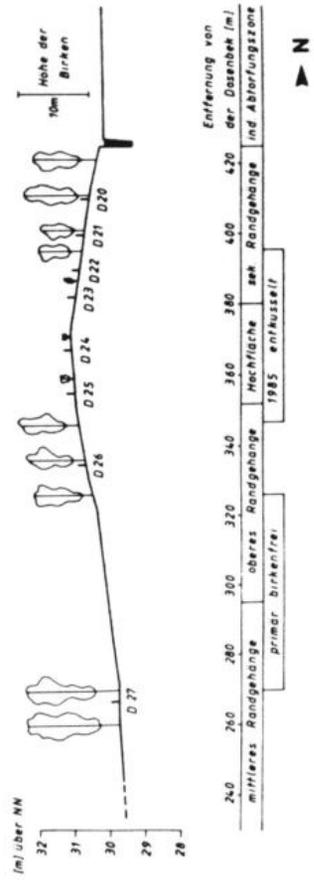


Abb. 10 : Transekt 4, DM.: Höhenprofil und Verbreitung des Birkenwaldes, schematisch.

Einzelne zusätzliche Untersuchungen wurden im Dosenmoor in den Handtorfstichzonen I und II, sowie am sogenannten "Birkenkolk" durchgeführt (siehe Abb. 6).

5.2. Kaltenhofer Moor

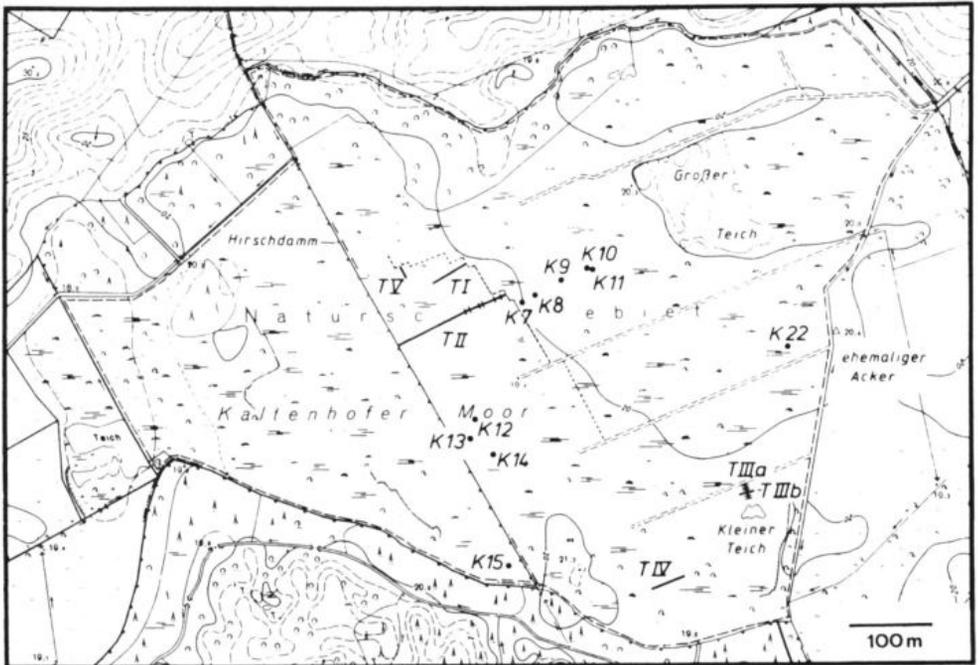


Abb. 11: Lage der Untersuchungsflächen im K.M.; K: Einzelstandorte, T: Transekte (TII = K1-K6, mit Verlängerung nach SW, TIIIa = K16-K21); kurzgestrichelte Linie: Stichkante der zentralen Abtorfungsfläche (=Zentralfläche). Kartengrundlage: Deutsche Grundkarte 1:5000, 3568 Rechts 6032 Hoch, Stodthagen; mit freundlicher Genehmigung des Landesvermessungsamtes Schleswig-Holstein vom 5.11.1992.

Die Untersuchungsflächen beschränken sich mit Ausnahme von K15 auf die größere Moorthälfte nordöstlich des Hirschdamms, der als ehemaliger Torftransportdamm das Moor von NW nach SO durchzieht. Innerhalb dieses Gebietes konzentrieren sich die bearbeiteten Standorte auf die ausgedehnten, zentralen Torfstichkomplexe (K1-K6, K12-K14), auf das sekundäre Randgehänge zwischen dieser Stichzone und dem "Großen Teich" (K7-K11) sowie auf den Torfstichkomplex des "Kleinen Teiches" am östlichen Moorrand (K16-K21). Zwei Einzelstandorte (K15 und K22) erfassen minerotroph beeinflusste Verhältnisse am Ostrand des Moores. Die Lage sämtlicher Untersuchungsflächen ist aus der Übersichtskarte in Abb. 11 zu sehen.

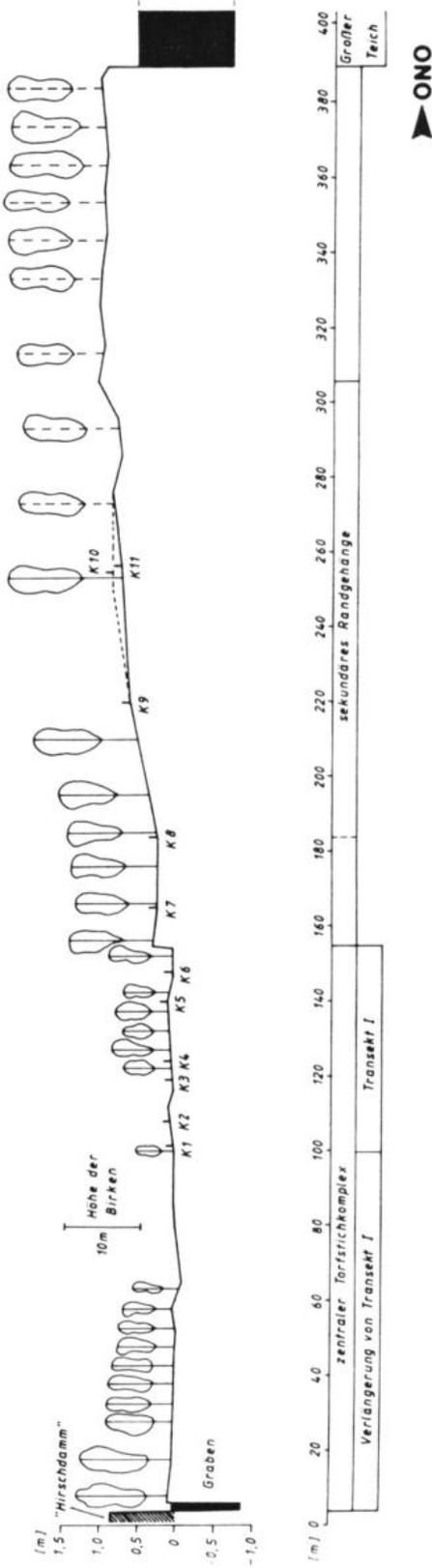


Abb. 12: Transekt I und sekundäres Randgehänge, K.M.: Höhenprofil und Verbreitung des Birkenwaldes, schematisch; gestrichelte Birkenstämme: Höhe nicht gemessen; gestrichelte Mooroberfläche: Standort ca. 10 m nordwestlich der Transektlinie.

Kurzcharakterisierung der Standorte:

- K1-K6 (Transekt II, Abb. 12): Dieses Transekt umfaßt auf einer Länge von 55 m den Übergang von der nahezu baumfreien Bult-Schlenken-Vegetation im zentralen Torfstichkomplex zum (scharf abgegrenzten) Moorbirkenwald in verschiedenen, sphagnenreichen Ausbildungen am Rand der Abtorfungszone. Im Zuge der Torfprofiluntersuchungen wurde es nach SW bis zum Hirschdamm auf eine Gesamtausdehnung von 152 m verlängert. In diesem Abschnitt wurden jedoch keine Vegetationsaufnahmen bzw. Messungen ökologischer Parameter durchgeführt.
- K7 (Abb. 12): Homogener Birkenbestand auf weitgehend horizontaler Mooroberfläche am Fuß des sekundären Randgehänges, ca. 10 m von der Kante des zentralen Torfstichkomplexes entfernt. Die mosaikartig verteilte Krautvegetation mit z.T. rechteckigen Grenzen deutet möglicherweise auf eine frühere Abplaggung oder flache Abtorfung hin, jedoch sind keine Niveauunterschiede erkennbar.
- K8-K11: (Sekundäres Randgehänge, Abb. 12): Die in loser Folge aneinandergereihten Standorte auf dieser nach SW geneigten Fläche schließen, wie auch K7, um ca. 20 m südöstlich versetzt an Transekt II an. Möglicherweise handelt es sich um die stark gesackte ursprüngliche Mooroberfläche, es konnten zumindest keine eindeutigen Abtorfungsspuren im Gelände ausgemacht werden.
- K12-K14: Alter Moorbirkenwald mit Regeneration der torfbildenden Vegetation am SO-Rand des zentralen Torfstichkomplexes.
- K12: Lichter, alter Birkenbestand auf horizontaler Mooroberfläche. Wie auch bei K13 wird der Aspekt dieses feuchten Moorwaldes im Mai durch die Fruchtstände des Scheidigen Wollgrases bestimmt. Der eigentliche Meßpunkt liegt außerhalb der torfmoosreicheren NO-Hälfte der Fläche. 10 m weiter östlich befindet sich ein Graben mit sehr hohem Wasserstand, dessen Ränder vollständig mit Sphagnen überwachsen sind.
- K13: Nasser *Eriophorum vaginatum*-Birkenwald, dessen Torfmooschicht deutliche Ausbreitungstendenz zeigt; spärlicher Birkenjungwuchs, z.T. absterbend. Südwestlich von K13 liegt ein stark vernäßer *Pinus mugo*-Bestand mit baum- und strauchförmigen Exemplaren dieser Kieferntart. Die bereits von JUNGJOHANN (1953) erwähnten, angepflanzten Bergkiefern auf dem Hirschdamm sind inzwischen weitgehend abgestorben. Sie haben sich jedoch von dort nach beiden Seiten in die angrenzenden Moorflächen ausgebreitet.
- K14: Von den drei Birkenstandorten in diesem Bereich der am stärksten vernäßte; Sphagnendeckung fast 70%, mit ebenfalls deutlicher Ausbreitungstendenz. Größter Baum *Betula pendula*; *B. pubescens*-Exem-

plare teilweise abgestorben. Randgraben mit sehr hohem Wasserstand, weitgehend mit Torfmoosen zugewachsen.

K15 (sekundärer Lagg): Sehr nasser, minerotroph beeinflusster Torfstichkomplex am SO-Rand des Moores mit großen Moorbirken, *Alnus glutinosa* und *Frangula alnus*. Mineralboden in ca. 80 cm Tiefe unter den stark wüchsigen Torfmoospolstern festgestellt. Im Süden fällt der Stodthagener Forst gegen diesen Torfstich bzw. dessen Ränder hin ab. Die aufgeföresteten Fichten stocken dort ebenfalls auf Torf. Der ursprüngliche Randsumpf des Moores ist somit innerhalb des heutigen Forstes zu vermuten.

K16-K21 (Transekt IIIa, Abb. 13): 2-5 m breiter Birkenstreifen innerhalb eines gut wüchsigen Hochmoor-Regenerationskomplexes; die Bäume erstrecken sich mit abnehmender Höhe von der Torfstichkante bis zu den Schwingdecken im Verlandungsbereich des Kleinen Teiches.

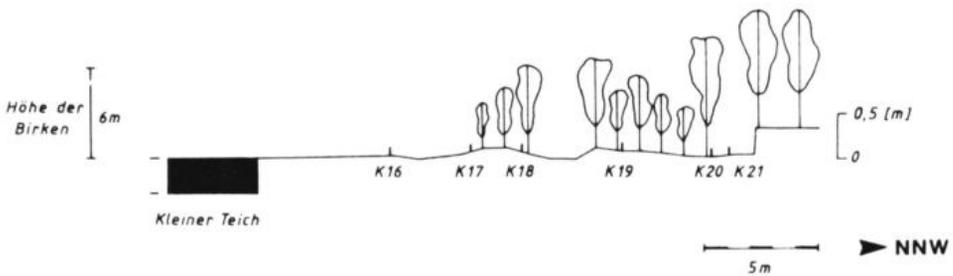


Abb. 13: Transekt IIIa, K.M.: Höhenprofil und Verbreitung der Birken, schematisch.

K22: Mesotropher Birkenwald am Ostrand des Moores mit ausgeprägter *Frangula alnus*-Strauchschicht und zahlreichen großen Exemplaren von *Dryopteris austriaca*; viele tote Birkenstämme im dichten, relativ altershomogenen Bestand.

Die aktuelle Verjüngung beider Birkenarten ist an fast sämtlichen Standorten des Kaltenhofer Moores sehr gering. Nur bei K15 und K22 existiert eine Strauchschicht mit mehr als 10% Deckung auf größerer Fläche. Bewaldungsphasen degenerierender *Erica*-Stadien mit dichtem Moorbirkenjungwuchs, ähnlich denen im DM., sind im K.M. zwar ausgebildet, wurden jedoch nicht mit erfaßt.

Zusätzlich zu den oben genannten 22 Standorten wurden folgende Flächen in Untersuchungen mit spezieller Fragestellung einbezogen (s. Abb. 11):

Transekte I, IIIb, IV und V: Erbohrung oberflächennaher Torfprofile

Zentralfläche: Zuwachsbestimmungen an einzelnen Jungbirken in Regenerationsflächen mit geschlossener Torfmoosdecke (Kap. 8.6.).

"Acker": Zuwachsbestimmungen in einem dichten Bestand junger Moorbirken an der Ostseite des Moores. Diese ehemalige Moorfläche wurde bis in die 70er Jahre als Maisacker, später als Grünland genutzt; seit ca. 1983 liegt sie brach und unterliegt seitdem einer raschen Bewaldung.

In den Tab. 3 und 4 sind die Hauptcharakteristika der Standorte beider Untersuchungsgebiete zusammengefaßt:

	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D7	D8	D9	D10	D11	D12	D13	D14	D15	D16	D17	D18	D19	D20	D21	D22	D23	D24	D25	D26	D27	
Morphologie: Ursprüngliche Mooroberfläche erhalten Handortsfisch Oberflächengefälle > 1%	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Hydrologie: Offene Gräben/ Kanten in <10m Entfernung Gräben verfallen/ zugewachsen Gräben angestaut (Regenerationsmaßnahme) Aktive Bewässerung ()	-	x	x	x	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bewaldung: Jungbirkendeckung (<12 J.) <30% (" ") >30% *„Altbestand“ (>12 J.) Birken entkusselt (Regenerationsmaßnahme) (Jahr des Entkusselns)	x	-	x	x	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tab. 3: Hauptcharakteristika der Standorte D1 – D27 im Dosenmoor.

	K1	K2	K3	K4	K5	K6	K7	K8	K9	K10	K11	K12	K13	K14	K15	K16	K17	K18	K19	K20	K21	K22						
Morphologie: Ursprüngliche Mooroberfläche erhalten Handortsfisch Oberflächengefälle > 1%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hydrologie: Offene Gräben/ Kanten in <10m Entfernung Gräben verfallen/ zugewachsen Gräben angestaut (Regenerationsmaßnahme) * Aktive Bewässerung ()	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bewaldung: Jungbirkendeckung (<12 J.) <30% (" ") >30% *„Altbestand“ (>12 J.) Birken entkusselt (Regenerationsmaßnahme) (Jahr des Entkusselns)	x	-	x	x	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

* (x): Die Ablichtung des Grabens am Hirschdamm (1980) hatte vermutlich einen vernünftigen Einfluss auf diese Standorte

Tab. 4: Hauptcharakteristika der Standorte K1 – K22 im Kaltenhofer Moor.

6. Methoden

6.1. Vegetationskundliche Analysen

6.1.1. Erfassung und Klassifizierung der Vegetation

Die Vegetation an jedem der in Kap. 5. beschriebenen 49 Standorte wurde durch pflanzensoziologische Aufnahmen nach der Methode von BRAUN-BLANQUET erfaßt (BRAUN-BLANQUET, 1964; DIERSSEN, 1990). Die Größe der einzelnen Aufnahmeflächen lag je nach Vegetationstyp zwischen 2 m² und 100 m². Die geforderte Homogenität war in der Bodenschicht von jüngeren Bewaldungsstadien degenerierter Moorflächen sowie von Moorbirkenwäldern mit Regeneration der torfbildenden Vegetation oft nur in eingeschränkter Weise gegeben. In diesen Fällen wurden möglichst homogene Baumbestände gewählt und die z.T. mosaikartige Kraut- und Moosschicht als charakteristisch mit erfaßt.

Soweit möglich, wurden im DM. jeweils mehrere Standorte auf einer bzw. mehreren zusammenhängenden Moorparzellen ausgewählt, um durch diese Transekte (im weiteren Sinn) Vegetationsgradienten darstellen zu können. Zum detaillierten Studium der sehr viel kleinräumigeren Zonierung in den Torfstichkomplexen des K.M. wurden dort insgesamt 5 Transekte (im eigentlichen Sinn) angelegt. Die Vegetationsaufnahmen erfolgten hier, zusammen mit den Torfprofilbohrungen, in lückenloser bzw. sehr enger Folge. Im Unterschied zu den 49 Standorten wurden auf den 2-9 m² großen Flächen dieser Transekte nur die Phanerogamen, Sphagnen und *Aulacomnium palustre* als diagnostisch wichtige Arten aufgenommen.

Die Schätzung der Artmächtigkeit aus Häufigkeit (Abundanz) und Deckungsgrad (Dominanz) erfolgte nach der von REICHELT & WILMANN (1973) verfeinerten BRAUN-BLANQUET'schen Skala. Danach bedeuten:

r :	1	Individuum/Aufnahmefläche, Deckung	< 5%
+	2-5	Individuen/ " "	< 5%
1 :	6-50	" / " "	< 5%
2m:	>50	" / " "	< 5%
2a:		Individuenzahl beliebig , "	5-15%
2b:		" " "	16-25%
3 :		" " "	26-50%
4 :		" " "	51-75%
5 :		" " "	76-100%

In den Übersichtstabellen (Kap. 8.1.) wird zusätzlich "0", d.h. "nicht vorhanden" bei der Angabe der Artmächtigkeitsamplituden verwendet. Die Soziabilität der Pflanzen wurde nicht erfaßt.

Da versucht wurde, mit dem Kollektiv von 49 Probeflächen eine möglichst breite Spanne der in beiden Gebieten anzutreffenden Moorbirkenstandorte zu erfassen, ergibt sich zwangsläufig, daß sich die einzelnen Vegetationsaufnahmen nur begrenzt zu Vegetationstypen zusammenfassen lassen. Dennoch wurde der Versuch unternommen, die Aufnahmen durch Tabellenarbeit in ein System abgestufter floristischer Ähnlichkeit zu bringen und, in Anlehnung an die BRAUN-BLANQUET'sche Methode, mit Hilfe von Kenn- und Differentialarten definierten Assoziationen zuzuordnen bzw. (in den meisten Fällen) als ranglose Gesellschaften zu beschreiben. Um eine Korrelierung der Vegetation mit ökologischen Parametern zu ermöglichen, wurde eine weitere Untergliederung in Subassoziationen bzw. Ausbildungen sowie Varianten und gegebenenfalls Subvarianten vorgenommen. Naturgemäß sind viele dieser "Einheiten" nur durch einen oder wenige Standorte repräsentiert. Die Herausarbeitung abstrakter Typen lag jedoch nicht im Interesse der Untersuchung. Vielmehr verfolgte die Verarbeitung der Aufnahmen zu Tabellen das Ziel, die realen Pflanzenbestände übersichtlich zu dokumentieren und mit anderweitig beschriebenen Beständen vergleichbar zu machen.

Um dem anthropogen stark veränderten und z.T. sehr dynamischen Charakter der aktuellen Moorvegetation gerecht zu werden, wurde die übliche Methode dahingehend abgewandelt, daß als Differentialarten auch quantitative Trennarten verwendet werden (vgl. KLINGER, 1985). Dementsprechend sind in den beiden Übersichtstabellen von Kap. 8.1. die Mächtigkeitsamplituden der Arten anstelle ihrer Stetigkeiten angegeben. Diese Betonung der Artmächtigkeit wird für notwendig erachtet, um das heutige Vegetationsbild, das von dem ursprünglichen Zustand früher definierter Assoziationen meist weit entfernt ist, differenziert beschreiben zu können. In gleicher Weise wie die Standorte D1-K22 werden auch die insgesamt 88 Aufnahmen der Transekte I-V in Gesellschaftstabellen sowie einer zusammenfassenden Übersichtstabelle dargestellt. Pflanzen auf Sonderstandorten innerhalb der Aufnahmeflächen, wie z.B. Totholz oder dem Stammfuß von Birken, sind in den Gesellschaftstabellen eingeklammert (); in den Übersichtstabellen werden sie nicht berücksichtigt. Arten, die aus benachbarten Bereichen in die Aufnahmefläche ragten, sind mit XÜ gekennzeichnet. Im Kopf der Gesellschaftstabellen der 49 Standorte sind neben der Standortbezeichnung und der Größe der Aufnahmefläche die Artenzahl und die Schichtung der Vegetation angegeben.

Hierbei werden unterschieden:

- B.: Baumschicht >3 m Höhe; gegebenenfalls werden zwei Schichten B.1 und B.2 (mit variablen Höhengrenzen) getrennt erfaßt.
- Str.: Strauchschicht bis 3 m Höhe; Unterteilung in:
 - Str.1: >0,5-3 m Höhe
 - Str.2: <0,5 m Höhe (ohne Zwergsträucher)
- Krautschicht: Krautige Pflanzen und Zwergsträucher
- Mooschicht

Jungbirkenbestände werden in den Tabellen nicht gesondert ausgegliedert, sondern je nach ihrer Dichte als "birkenarme" Flächen behandelt (bis 30% Deckung) oder aber den "Moorbirkenwäldern" (über 30% Deckung) zugeordnet. Der Begriff des "Waldes" wird in dieser Arbeit demnach nicht im üblichen, physiognomischen Sinn gebraucht, sondern bezeichnet sowohl Baumbestände (über 3 m Höhe) von sehr unterschiedlicher Dichte und Flächenausdehnung als auch mehr oder weniger geschlossene Jungbirkenbestände. Aus den oben dargestellten Angaben zur Schichtung der Vegetation läßt sich aber ohne weiteres ein anschauliches Bild der jeweiligen Formation gewinnen.

Zur Charakterisierung der Arten werden in den Gesellschaftstabellen der Standorte und Transekte sowie in beiden Übersichtstabellen folgende weiteren Abkürzungen verwendet:

- Ch. = Charakterart einer Assoziation
- D. = bezeichnende Art einer ranglosen Gesellschaft
- D.Regen. = sämtliche Torfmoosarten, als Anzeiger für eine Regeneration der Moorvegetation gewertet¹
- d. = Differenzialart einer Subassoziatio n / Ausbildung
- d.var. = Differenzialart einer Variante oder Subvariante

Als Index erhalten diese Abkürzungen die Nummer der jeweiligen Vegetationseinheit (in den Gesellschaftstabellen), bzw. die entsprechende Spaltennummer (in den Übersichtstabellen).

Abweichend von der Methode BRAUN-BLANQUET's wurden die nicht differenzierenden Arten (sogenannte "Begleiter") nicht nach syntaxonomischen Einheiten gegliedert. Nach einem Vorschlag von MÜLLER (1976) erfolgte ihre

¹ Im Gegensatz zur Einschätzung von z.B. SCHMATZLER & TUXEN (1980: 161) werden auch die mesotraphenten Arten *Sph. palustre* und *Sph. fimbriatum* als (hydrologische) Differenzialarten für Vegetationseinheiten mit beginnender Regeneration gewertet; die Begründung hierfür ergibt sich aus den Transektuntersuchungen in Kap.8.8.

Klassifizierung statt dessen nach ökologischen Gesichtspunkten, in einem System, dem die unterschiedliche Anpassung der Arten an die Strukturbereiche natürlicher Hochmoore zugrunde liegt.

Die Abkürzungen in den Vegetationstabellen haben dabei folgende Bedeutung:

Ombr.: **Ombrominerobionten**, d.h. Pflanzen, die als "echte Hochmoorarten" die Wachstumskomplexe natürlicher (hier: atlantischer) Hochmoore besiedeln können.

Kremn.: **Kremnominerobionten**, d.h. Pflanzen, die in wüchsigen Hochmooren auf die trophisch begünstigten Standorte der Randgehänge, Kolk-ränder und Rüllenbäche beschränkt sind. Die Arten dieser Gruppe sind im weiteren Sinne ebenfalls fakultativ ombrotraphent, da sie nicht auf eine Nährstoffversorgung durch Mineralbodenwasser angewiesen sind. Sie stellen einen Großteil derjenigen Sippen, die von einer Entwässerung der Hochmoore profitieren und durch starke Expansion die ursprüngliche Vegetation der Hochflächen verdrängen können.

Limn.: **Limnominerobionten**, d.h. Pflanzen, die in ihren natürlichen Hochmoorvorkommen auf die offenen Wasserflächen der Kolke, Flarken und Rüllenbäche beschränkt bleiben.

Eumin.: **Euminerobionten**, d.h. Pflanzen der Mineralbodenwasserstandorte, die nicht in der Lage sind, in ungestörten Hochmooren Strukturen oberhalb des minerogenen Grundwassereinflusses zu besiedeln ("Mineralbodenwasserzeiger" im Sinne von DU RIETZ, 1954).

Die Zuordnung von Pflanzenarten zu diesen ökologisch definierten Gruppen kann bekanntermaßen nur regionale Gültigkeit besitzen (vgl. hierzu ALETSEE, 1967; MULLER, 1965, 1976; DIERSSEN, 1982; ELLENBERG, 1982; BICK, 1985). Auf der Grundlage der Angaben von ALETSEE für Schleswig-Holstein, von MULLER für das nordwestliche Niedersachsen, z.T. allerdings abgewandelt nach eigenen Beobachtungen, wurden die festgestellten Arten folgendermaßen eingestuft:

Ombrominerobionten:

Eriophorum vaginatum
Eriophorum angustifolium
Rhynchospora alba
Erica tetralix
Calluna vulgaris
Oxycoccus palustris
Andromeda polifolia
Drosera rotundifolia
Sphagnum magellanicum
Sph. papillosum

Kremnominerobionten:

Betula pubescens
Betula pendula
Frangula alnus
Picea abies
Empetrum nigrum
Molinia caerulea
Deschampsia flexuosa
Vaccinium myrtillus
Dryopteris carthusiana
Trientalis europaea

Sph. rubellum
Sph. fallax
Sph. cuspidatum
Sph. tenellum
Aulacomnium palustre
Pohlia nutans aggr.
Polytrichum strictum
Odontoschisma sphagni
Cephalozia connivens
Cephaloziella elachista
Kurzia pauciflora

Sph. palustre
Sph. nemoreum
Sph. subnitens
Sph. fimbriatum
Campylopus pyriformis
Hypnum cupressiforme aggr.
Leucobryum glaucum
Pleurozium schreberi
Dicranum scoparium
D. bonjeanii
Polytrichum gracile
Calypogeia muelleriana
C. fissa
Cladonia-Flechten aus Tab. 38 Anhang A

Limnominerobionten:

Drepanocladus fluitans

Euminerobionten:

alle übrigen

Wie aus der obigen Zusammenstellung erkennbar ist, wurde der Begriff der Ombrominerobionten in eingeschränkter Bedeutung gebraucht. Er bezeichnet in der vorliegenden Untersuchung nur die Arten der Hochmoor-Wachstums-komplexe. Somit werden einige Sippen, die MÜLLER (1965, 1968) als fakultativ ombrotroph beschriebt (z.B. *Pleurozium* und *Empetrum*), als Kremnominerobionten eingestuft, da sie in beiden Untersuchungsgebieten wüchsige Moorflächen eindeutig meiden.

In einem zweiten Klassifizierungsansatz wurden die 49 Standorte nach "Natürlichkeitsstufen" gegliedert. Hierfür kam die bei SCHRAUTZER (1988: 12) beschriebene Methode zur Ermittlung von Hemerobiestufen (= Skala zur summenmässigen Erfassung anthropogener Eingriffe) in abgewandelter Form zum Einsatz: Das Gesamtartenbesteck jeder Vegetationsaufnahme (ohne Sonderstandorte und mit "cf" bestimmte Arten) wurde in die oben definierten ökologischen Gruppen eingeteilt. Die Klassifizierung der Standorte erfolgte sodann nach dem jeweiligen prozentualen Anteil der Ombrominerobionten in 20%-Schritten auf einer 5-stufigen Skala. Auf eine Verwendung der Begriffe "oligo-", "meso-" und "euhemerob" wurde verzichtet, da diese für Hochmoorgesellschaften bisher nicht definiert sind.

Die auf diese Weise ermittelten "Natürlichkeitsstufen" 1-5 bezeichnen also den nach ökologischen Artengruppen definierten Grad der Ähnlichkeit der Standorte mit der Vegetation von Wachstumskomplexen ungestörter Hochmoore NW-Deutschlands. Dabei bedeuten:

- Stufe 1 (>80% Ombrominerobionten): hoher Natürlichkeitsgrad
- Stufe 5 (0-20% Ombrominerobionten): sehr geringer Natürlichkeitsgrad

Die Benennung der Gefäßpflanzen erfolgte nach ROTHMALER (1982), die der Moose nach FRAHM & FREY (1983), jene der Flechten nach WIRTH (1980). Das

Laubmoos *Leucobryum glaucum* wurde als eine Art angesehen und nicht in *L. glaucum* und *L. juniperoideum* unterschieden (vgl. DULL & MEINUNGER, 1989: 214)

6.1.2. Bestimmung der Birkenarten und -unterarten

In den Vegetationstabellen und bei der Auswertung sämtlicher ökologischer Parameter wurden nur die beiden sicheren Arten *Betula pubescens* EHRH. s.l. und *B. pendula* ROTH unterschieden (vgl. Kap. 2.). Eine Untergliederung von *B. pubescens* in die Unterarten ssp. *pubescens* und ssp. *carpatica* wurde zwar durchgeführt, jedoch besitzen die Ergebnisse wegen des hohen Anteils an intermediären Formen nur orientierenden Charakter. Als Einheiten für eine Korrelierung mit den Standorteigenschaften konnten sie nicht verwendet werden.

B. pendula konnte aufgrund folgender Merkmale in der Regel klar von *B. pubescens* unterschieden werden:

Borke der Stammbasis meist stark verdickt und aufgerissen, Blätter gänzlich unbehaart, grob doppelt gesägt, Nerven auf der Blattunterseite nahezu vollständig in die Lamina eingesenkt (gutes Unterscheidungsmerkmal, das in der Bestimmungsliteratur meist nicht erwähnt wird). In Abb. 14a sind zwei typische *Betula pendula*-Blätter dargestellt.

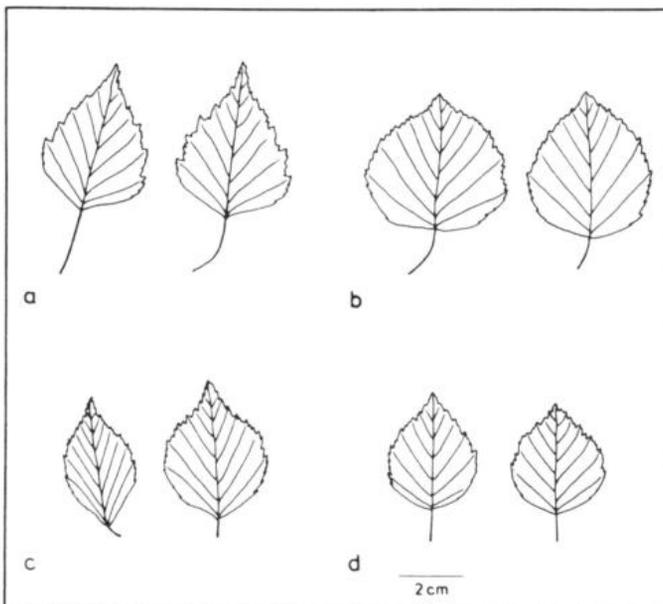


Abb. 14: Blattformen der Birken: a: *Betula pendula*, b: *Betula pubescens* ssp. *pubescens*, c: *Betula pubescens* ssp. *carpatica*, d: intermediäre Formen zwischen b und c.

Die beiden Unterarten der Moorbirke wurden ebenfalls nach Blattmerkmalen bestimmt, wie sie in der Literatur beschrieben werden (s. Kap. 2.). Kennzeichen der Fruchtschuppen (vgl. z.B. ROTHMALER, 1981: 134) fanden keine Berücksichtigung, da weibliche Blütenkätzchen in vielen Fällen nicht vorhanden bzw. unzugänglich waren. Neben der mehr oder weniger rhombischen Blattform von ssp. *carpatica* wurde die Steilheit der Blattnerven als wichtiges Kriterium erachtet (Abb. 14b und c). In vielen Fällen war keine eindeutige Zuordnung zu einer der beiden Subspezies möglich. Blattbeispiele solch intermediärer Formen sind in Abb. 14d wiedergegeben.

6.1.3. Volumenzuwachs der Birken

Um die Vitalität der Birken unter verschiedenen Standortbedingungen quantifizierbar zu machen, wurde die durchschnittliche jährliche Zuwachseleistung der Bäume nach einer vereinfachten Methode bestimmt. Der als Meßgröße verwendete Volumenzuwachs wurde hierbei, in Abwandlung der in der Waldertragskunde üblichen Methoden (z.B. MITSCHERLICH, 1970), folgendermaßen definiert:

$$\text{mittl. Vol.zuwachs/Jahr} = \frac{\text{Grundfläche in 1 m Höhe} \times (\text{Höhe} - 1 \text{ m})}{\text{Alter in 1 m Höhe}}$$

Die Grundfläche wurde über den Stammumfang errechnet. Die Meßhöhe von 1 m (anstelle der sonst üblichen "Brusthöhe" = 1,3 m) wurde gewählt, um die Abweichungen zwischen dem ausgezählten und dem tatsächlichen Alter zu begrenzen. Baumhöhen bis 4 m wurden an einer entsprechend langen Meßlatte direkt abgelesen, höhere Bäume wurden mit Hilfe dieses Maßstabs geschätzt. Die Altersbestimmung erfolgte an Bohrkernen, die mittels Jahrringbohrer gewonnen und unter dem Binokular im Labor ausgezählt wurden. Zur Verwendung kam jeweils der Mittelwert aus drei Zählungen.

Die Zuwachsmessungen an Jungbirken unter 2,5 m Höhe erfolgten, abweichend von den größeren Bäumen, an der Stammbasis. Folglich gehen bei ihnen die basale Grundfläche (d.h. in ca. 20 cm Höhe), die tatsächliche Höhe und die basal ermittelte Anzahl der Jahrringe in die obige Formel mit ein.

Die Stammform und die Verzweigungen der Krone wurden bei den Berechnungen nicht durch eine "Formzahl" (MITSCHERLICH, 1970: 79) berücksichtigt. Errechnet wurde also der durchschnittliche jährliche Volumenzuwachs eines Zylinders oberhalb 1 m Höhe bzw. oberhalb der Stammbasis.

Für die Zuwachsuntersuchungen wurden nur die herrschenden (dominanten) und zwischenständigen (codominanten) Birken an jedem Standort berücksichtigt (vgl. SCHWEINGRUBER, 1986), insgesamt 232 Bäume. Polykormone wurden wie getrennte Exemplare behandelt, da die tatsächliche Individualität dicht benachbarter Stämme im Gelände oft nicht zu entscheiden ist.

Der Volumenzuwachs ist als Funktion aus der mittleren Jahrringbreite und der bereits erreichten Grundfläche und Höhe vom Lebensalter der Bäume abhängig (MITSCHERLICH, 1970: 83). Deshalb wurde die Auswertung der Messungen bei den größeren Birken getrennt für vier Altersklassen (11-20, 21-40, 41-60 und >61 Jahre) vorgenommen. Die Ergebnisse können nur innerhalb jeder dieser Klassen sowie innerhalb der Jungbirken (unter 2,5 m) verglichen werden.

6.1.4. Großrestbestimmung

Auf jeder Vegetationsaufnahme- und Torfprofilfläche der Transekte I-V wurde ein oberflächennahes Torfprofil erbohrt, das den Aufwuchs und die obersten Dezimeter des darunterliegenden Alttorfs umfaßte (Begriffsdefinitionen auf S. VII und VIII im Vorspann). Die Bohrtiefe betrug in den meisten Fällen 1 m, selten 1,5 m. Für die Arbeiten kam ein Russischer Kammerbohrer zum Einsatz (Kammerdurchmesser 80 mm); wertvolle Einsichten in die Stratigraphie der Regenerationskomplexe ergaben sich aber auch beim Abtasten der unterschiedlichen Horizonte mit bloßen Händen. Mit Hilfe eines Nivelliergerätes der Firma Zeiss wurde die relative Höhenlage der Bohrpunkte in Bezug auf einen Standpunkt außerhalb des Torfstiches ermittelt.

In der Regel wurde die Torfart des Aufwuchses direkt nach der Probenahme im Feld bestimmt. Mikroskopische Analysen nach den Angaben von GROSSE-BRAUCKMANN (1972, 1974) erfolgten nur in Zweifelsfällen, z.B. zum Nachweis von Bunkerde.

Folgende Torfarten wurden bei der Analyse der Bohrprofile unterschieden:

Sphagna cuspidata-Torf (in 4 Zersetzungsstufen)

Sphagna cymbifolia-Torf (in 3 Zersetzungsstufen)

Eriophorum vaginatum-Torf

Molinia caerulea-Torf (Laubstreu und/oder Speicherinternodien)

Birkenstreu-Torf

sowie einige weitere, selten vorkommende Ablagerungen.

Lebende *Eriophorum angustifolium*-Rhizome und -Blattscheiden sind aufgrund der hohen rezenten Deckung dieser Art in fast allen *Cuspidata*- und vielen *Cymbifolia*-Torfen enthalten. Sie wurden nicht gesondert erfaßt. Mischungen der verschiedenen pflanzlichen Reste werden in den Graphiken durch die Kombination der entsprechenden Signaturen dargestellt. Eine genaue quantitative Auswertung der Großreste erfolgte nicht; die mengenmäßigen Anteile der Pflanzenreste in Mischsignaturen werden durch die Dichte der Signaturen lediglich angedeutet. Eine Analyse des unterliegenden Alttorfs erfolgte in der Regel nur zum Nachweis von Bunkerde. In allen Fällen konnte jedoch der Alttorf eindeutig als Hochmoortorf angesprochen werden.

6.1.5. Vegetationskundliche Luftbildauswertung

Die Datierung der durch die Bohrprofile ermittelten Entwicklungsphasen des Kaltenhofer Moors wurde u.a. durch den Vergleich verschieden alter Luftaufnahmen vorgenommen. Die Photos dienten ferner zur Rekonstruktion des Bewaldungsprozesses während der letzten 50 Jahre.

Für die Auswertungen standen folgende Luftbilder (in sehr unterschiedlicher Qualität) zur Verfügung:

- 1) Sept. 1936: 1:25000 (vergrößert auf 1:10000), Bildflug: Luftwaffe der "Wehrmacht", Archiv: Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung, Bonn
- 2) 12.3.1953: 1:10000 (vergrößert auf 1:7200), Bildflug: RAF, TK 25 / Bildnr.: 1526/54
- 3) 19.4.1976: 1:3100, Bildflug: Kiel - Eckernförde, Str./Nr.: 5/678
- 4) 26.3.1989: 1:3100, Bildflug: Kiel - Lübeck, Str./Nr.: 5/247
- 5) 13.6.1989: 1:10000, Infrarotaufnahme der Fa. Hansa-Luftbild, Münster, Westf., freundlicherweise zur Verfügung gestellt vom Landesamt für Naturschutz in Kiel-Wellsee

Vervielfältigung der Luftbilder 2-4 mit freundlicher Genehmigung des Landesvermessungsamtes Schleswig-Holstein vom 8.7.1992.

Von den beiden im Sommerhalbjahr entstandenen Aufnahmen (1936 und 1989) wurden Karten zur Darstellung der Bewaldungsverhältnisse angefertigt. Das Farbspektrum der Infrarotaufnahme ermöglichte, unter Verwendung eines 3D-Sichtgerätes, eine weitgehende Differenzierung der Waldvegetation in Birken (jeweils zwei Höhen- und Deckungsklassen), Nadelgehölze sowie Laubwald auf Mineralboden.

Die Helligkeitsstufen der Schwarzweißaufnahme vom März 1989 wurden in Geländebegehungen auf die heutige Vegetation geeicht. Dabei konnten folgende diagnostisch wichtige Einheiten unterschieden werden:

- weiß bis grauweiß: *Molinia* (Laubstreu)
- hellgrau (in Torfstichen): *Sphagnum fallax*-*Eriophorum angustifolium*-dominierte Wachstumskomplexe
- dunkel- bis schwarzgrau: Heidestadien (*Erica*- oder *Calluna*-dominiert)

Diese Ergebnisse wurden auf die Luftbilder von 1976 und 1953 übertragen. Unter Einbeziehung der mündlichen Mitteilungen von JUNGJOHANN, der Ergebnisse aus den Torfprofilen und der eigenen Geländekenntnis wurde auf diese Weise versucht, die verschiedenen hydrologischen Phasen des Kaltenhofer Moors in diesem Jahrhundert zu rekonstruieren.

6.2. Messung und Auswertung des mooreigenen Grundwasserstandes

Die Grundwasserdynamik der 49 Standorte wurde durch 14-tägige Able- sungen des Wasserstandes in PVC-Rohren (im folgenden als "GW-Rohre" bezeichnet) ermittelt. Diese besitzen bei einem Innendurchmesser von 28 mm eine Länge von 1 m (an besonders trockenen Standorten wurden 1,5 m lange Rohre verwendet) und sind in Abständen von 10 cm kreuzweise perforiert. Da sie tödliche Fallen für Spitzmäuse, Mooreidechsen und andere Tiere darstellen, wurden sie oben mit Korken verschlossen.

Das Ablesen des Wasserstandes erfolgte mit Hilfe zweier Elektroden am unteren Ende einer Meßplatte, die an ein Leitfähigkeits-Meßgerät angeschlossen waren. Bezugsniveau war in den meisten Fällen die Oberfläche des un- bewachsenen Torfes. Da die Standortbedingungen der Moorbirken, nicht aber jene der Sphagnen im Mittelpunkt der Untersuchungen standen, wurde in wüchsigen Torfmoospolstern nicht (wie sonst üblich) die Köpfchenoberfläche der Moose als Referenzhöhe gewählt. Die exakte Festlegung eines "birkentypischen" Höhenniveaus ist an solchen Standorten nicht möglich, wie sich im Laufe der Untersuchungen herausstellte. Behelfsweise wurde in geschlossenen Torfmoosrasen derjenige Horizont als Bezug genommen, der sich bei einer Druckbelastung durch die aufgestellte Meßplatte (220 g/cm²) als druckfest erwies. Mit einem Betrag von 5–10 cm unter Köpfchenober- fläche entspricht dies in etwa der Einsinktiefe einer 1 m hohen Jungbirke, die an der Oberfläche eines Sphagnumpolsters gekeimt ist.

Die Auswertung der Wasserstandsablesungen erfolgte in erster Linie durch Grundwasser-Dauerlinien (DL). Diese Summenkurven der absteigend sortier- ten GW-Meßwerte wurden von NIEMANN (1963, 1973) in die Vegetationskunde eingeführt und seither bei zahlreichen Untersuchungen an GW-beeinflußten Vegetationstypen angewandt (z.B. KLÖTZLI, 1969; B. & K. DIERSSEN, 1984; WAGNER & MÜLLER, 1986; SCHRAUTZER, 1988; SCHOLLE, 1991). Die Höhe der Wasserstände wird hierbei auf der Ordinate aufgetragen, während die Abszisse die Dauer der erreichten GW-Niveaus (in Wochen oder in % des Meßzeitraums) darstellt.

In der vorliegenden Arbeit basieren die DL auf insgesamt 13 Able- sungen während der Vegetationsperiode 1989 (17.4. – 27.10.89).

Von einer Darstellung von Jahres-Dauerlinien wurde abgesehen, da im Hoch- moor die entscheidenden hydrologischen Unterschiede zwischen den meisten Standorten im Sommerhalbjahr auftreten (vgl. WAGNER & MÜLLER, 1986).

Die zeitliche GW-Dynamik, die aus Dauerlinien nicht ablesbar ist, wird exem- plarisch an je einer GW-Ganglinie aus beiden Untersuchungsgebieten darge- stellt. Innerhalb beider Moore ist der prinzipielle Verlauf dieser Kurven so ähnlich, daß auf eine vollständige Wiedergabe aller 49 Standorte verzichtet werden kann.

Als wichtige statistische Kenngrößen werden u.a. die relative Dauer der –20 cm Überschreitung des Wasserspiegels (U_{20}) sowie der mittlere

GW-Stand errechnet. Auf der Grundlage dieser Kennwerte erfolgt die hydrologische Klassifizierung aller Standorte in einem 5-stufigen System.

An 9 Standorten innerhalb der Transekte II und IIIa wurden Messungen zur Oszillation der Mooroberfläche in regenerierenden Torfstichen durchgeführt. Als Sackungspegel dienten 3 m lange Holzlatten (2,5 x 2,0 cm), deren oberes Ende mit einer mm-Skalierung versehen war. Die Länge der Pegel war nicht ausreichend, um sie im mineralischen Untergrund zu verankern. Die gefundenen Werte besitzen deshalb nur orientierenden Charakter, erlauben jedoch eine Abschätzung des Einflusses, den das Phänomen der "Mooratmung" auf die GW-Messungen ausübt. Auf der Skala konnte sowohl die Höhenveränderung der GW-Rohre als auch die Quellung und Sackung der Mooroberfläche abgelesen werden. Um Fehler durch aufwachsende Torfmoose zu minimieren, wurden die Moose zu Beginn der Untersuchungen 3 cm unter den Köpfchen abgeschnitten und bei jeder Ablesung eine 50 g schwere, hufeisenförmige Kunststoffplatte um den Pegel gelegt, an deren Oberseite die Skala abgelesen wurde.

Zur Vermeidung von Fehlern durch das Gewicht der Meßperson, wurden die betreffenden Standorte 1-2 m vor dem Meßpunkt mit Tritthölzern versehen, die mit 3 m langen Holzlatten im Torf verankert waren.

6.3. Chemische Moorwasseranalysen

Parallel zu den 14-tägigen GW-Ablesungen erfolgte die Probennahme für chemische Moorwasseranalysen (Einzelheiten zu den Meßperioden der verschiedenen Parameter s. Kap. 7.).

Meßbrunnen:

Die Entnahme der Wasserproben für die chemischen Analysen erfolgte an sämtlichen Standorten einheitlich aus Meßbrunnen, die mit Hilfe eines Stechrohrbohrers nach KULLENBERG bzw. LIVINGSTONE, modifiziert von USINGER, in der Nähe der GW-Rohre in den Torf eingebracht wurden. Zum Einsatz kamen dabei handelsübliche PVC-Drainagerohre (80 mm Außendurchmesser), die mit 5 Perforationsreihen (Porenabstand jeweils 1,4 cm) ausgestattet sind. Um ein Eindringen von Bodentieren und Torfschlamm durch die 1 x 4 mm großen Löcher auszuschließen, wurden die Rohre mit Nylonstrümpfen überzogen, bevor sie in die Bohrlöcher versenkt und mit einem Kunststoffdeckel verschlossen wurden. Trotzdem konnte bei einzelnen Meßbrunnen nicht vollständig verhindert werden, daß Collembolen in die Wassersäule gelangten und so zu einer gewissen Kontamination führten.

Die Längenbemessung der Drainagerohre erfolgte individuell für jeden Standort, und zwar wurde sie auf 20 cm unter dem jeweiligen minimalen GW-Stand während der Vegetationsperiode 1988 festgelegt. Leider erwies sich diese Tiefe für die trockenere Vegetationsperiode 1989 vielfach als unzurei-

chend, so daß ein Teil der Meßbrunnen am 26.6., 9.7. und 22.8.89 ausgetrocknet war. Diese Termine wurden bei der Auswertung für sämtliche Standorte verworfen. Die Meßpunkte D15 und K10 waren an weiteren 2 bzw. 3 Ablesetagen ohne Wasser, so daß die Nährstoffgehalte hier lediglich aus 4 bzw. 5 anstatt der sonst 8 Ableesungen ermittelt werden konnten.

Kontrolle von Kontaminationen:

Vor dem Ausbringen wurden die PVC-Rohre mehrfach mit bidestilliertem Wasser gespült und mindestens 24 h darin gelagert. Kontrollmessungen zum Nachweis einer möglichen Kontamination des Moorwassers durch das Kunststoffmaterial ergaben bei Na, K und Mg keine erhöhten Werte; bei Ca war jedoch im Labor anfangs eine deutliche Ionenabgabe der Rohre zu verzeichnen. Diese war nach 4 Wochen unter 1% des Ausgangswertes gesunken und wurde danach als vernachlässigbar gering angesehen.

Die ersten Probennahmen im Gelände erfolgten am 17.4.1989, 4 Wochen nach dem Ausbringen der Meßbrunnen. Bei drei der 49 Standorte (K12, K13 und K19) trat eine deutliche Kontaminierung durch das Bohren der Brunnenlöcher, vermutlich infolge von Torf-Quetschungen, auf. Die Ca-, Mg- und z.T. auch K- und pH-Werte an diesen Punkten waren zu Beginn der Meßperiode stark erhöht und zeigten bis weit in die Vegetationsperiode hinein eine stetig sinkende Tendenz. Die offensichtlich verfälschten Werte wurden im Fall von K19 eliminiert, bei K12 und K13 wurde das Winterhalbjahr als Berechnungsgrundlage herangezogen. In den Tabellen und Abbildungen sind diese nur eingeschränkt vergleichbaren Werte entsprechend gekennzeichnet.

Probennahme:

Die Wasserproben wurden jeweils 10 cm unterhalb des GW-Spiegels mit Hilfe einer Glaspipette entnommen und in 50 ml Kautex-Flaschen abgefüllt. Bei Bedarf wurde die Pipette durch einen Silikonschlauch verlängert. Sämtliche Geräte waren im Labor mindestens 12 h im Säurebad gelagert und danach zweimal mit aqua dest. gespült worden. Vor jeder einzelnen Probennahme erfolgte die Reinigung der Pipette mit aqua dest. und Standortwasser. Während der ca. dreistündigen Beprobung im Moor wurden die Wasserflaschen in einer Kühlbox transportiert. Unmittelbar nach der Rückkehr ins Labor wurden die Proben abfiltriert (Faltenfilter der Firma Schleicher & Schüll) und bis zur AAS-Messung am nächsten Morgen in Scintillationsgefäßen gekühlt aufbewahrt. Die in der Vegetationsperiode 1990 gesammelten Wasserproben für die NH_4^- und PO_4^- -Bestimmungen wurden nach dem Abfiltrieren bei $-18\text{ }^\circ\text{C}$ eingefroren. Die entsprechenden Messungen am Autoanalyzer erfolgten im Frühjahr 1991, ein Jahr nach der Entnahme der ersten Proben.

Genaue Angaben zu den Untersuchungszeiträumen der einzelnen Nährstoffparameter finden sich in Kap. 7.

pH-Messungen:

Die H^+ -Konzentration des Moorwassers wurde mit einem Gerät der Firma WTW, Typ pH 91 gemessen. Als Elektroden kamen die Einstabmeßketten WTW, Typ E56 und Ingold, Typ 405-KN2 zum Einsatz.

Eine Korrektur der pH-Werte aufgrund der geringen Gesamt-Ionenkonzentrationen des Moorwassers, wie von SJÖRS (1950) und HÖLZER (1977) vorgeschlagen, wurde nicht durchgeführt. Dies soll zum einen die Vergleichbarkeit der Ergebnisse mit der Mehrzahl der (ebenfalls unkorrigierten) Literaturangaben erleichtern. Zum anderen sind in beiden Untersuchungsgebieten die niedrigsten pH-Werte meist mit hohen Ionenkonzentrationen gepaart, so daß zumindest an diesen trockenen Standorten nicht unbedingt mit einem großen pH-Fehler zu rechnen ist. Ein einheitlicher Korrekturfaktor erscheint darüberhinaus angesichts des weiten Spektrums an untersuchten Standorten nicht sinnvoll, deshalb wurde vollständig auf eine Umrechnung der Werte verzichtet.

Anders als bei den Nährstoffkonzentrationen wurden für den pH-Wert nicht die arithmetischen Mittel sondern die Medianwerte der Vegetationsperiode 1989 errechnet. Die Berechnung von Mittelwerten wird in der Literatur zwar vielfach vorgenommen, ist jedoch wegen der logarithmischen Skalierung des pH-Wertes mathematisch nicht zulässig.

Elektrische Leitfähigkeit:

Die Leitfähigkeit des Wassers wird als leicht zu bestimmender Parameter vielfach in moorökologischen Arbeiten angegeben. Nach SJÖRS (1950) und HÖLZER (1977, 1982) wird ihr Wert in Hochmooren weitgehend durch die hohen H^+ -Konzentrationen bestimmt. Diese werden bereits durch den pH-Wert erfaßt (s.o.). Da in der vorliegenden Untersuchung die wichtigen Makro-Nährstoffe ebenfalls direkt gemessen wurden, besitzt die elektrische Leitfähigkeit keine zusätzliche Aussagekraft über die Nährstoffversorgung der Pflanzen. Auf eine Darstellung und Interpretation der ermittelten Leitfähigkeitswerte wurde deshalb zugunsten einer Straffung der Arbeit verzichtet.

Natrium, Kalium, Kalzium und Magnesium:

Die Moorwasserkonzentrationen der Alkali- und Erdalkalimetalle wurden an einem Atomabsorptions-Spektralphotometer der Fa. Perkin Elmer, Typ PE 373 in der Luft-Acetylen-Flamme gemessen. Errechnet wurden die Mittelwerte aus jeweils zwei Messungen. Dies erwies sich aufgrund der geringen Standardabweichungen als ausreichend.

Die Messungen wurden während des größten Teils der Vegetationsperiode 1989 (17.4. - 26.9.) ohne die Zugabe von Ionisationspuffern durchgeführt. Bei Kontrolluntersuchungen am 22.8., 4.9. und 26.9. stellte sich heraus, daß bei der Verwendung eines 0,2%-igen Caesium-Lanthan-Puffers (nach KIRCHHOFF, 1989) z.T. erhebliche Meßwertdifferenzen auftreten. Die durchschnitt-

lichen Abweichungen des Cs-La-Ansatzes betragen bei K +40% (+19% bis +56%), bei Ca +28% (-17% bis +104%) und bei Mg -28% (-18% bis -40%). Lediglich bei Na waren sie mit +1% bis +5% vernachlässigbar gering. Wegen der starken Streuung dieser Werte, vor allem bei Ca, war es nicht möglich, Korrekturfaktoren für die bis zum 22.8.89 ermittelten Ergebnisse zu errechnen. Die Fortsetzung der Meßreihe vom 9.10.89 - 30.3.90 erfolgte unter Verwendung des Cs-La-Puffers.

Für die Auswertung der Nährstoffanalysen wurde trotz der oben genannten Abweichungen die erste Hälfte der Meßperiode (bis 26.9.89) herangezogen. Dies geschah aus der Überlegung, daß zumindest bei laubwerfenden Phanerogamen wie den Birken die Nährstoffversorgung während der Vegetationsperiode von entscheidender Bedeutung ist.

Zur Auswertung der Kationenkonzentrationen wurden die arithmetischen Mittelwerte, die Standardabweichungen und die Amplituden während der (verkürzten) Vegetationsperiode 1989 (17.4. - 26.9.) errechnet.

Ammonium und Phosphat:

Die Bestimmung dieser beiden Ionen erfolgte an einem Technicon Autoanalyzer nach den Anleitungen der Herstellerfirma.

Zur Messung von NH_4 wurden die Proben mit Salicylatreagenz, Na-Hypochloridlösung, NaOH und Na-Nitroprussit versetzt und die Extinktion bei 660 nm bestimmt. Die Nachweisgrenze der verwendeten Methode lag bei 0,02 mg NH_4/l . Sie wurde nach den Angaben von SCHNUG (1985) durch 20-fache Messung der Blindwert-Extinktion errechnet. Ein Dialysator zur Eliminierung der Huminstoffe konnte bei der Ammoniumbestimmung aus meßtechnischen Gründen nicht eingesetzt werden. In zwei Kontrollversuchsreihen wurde deshalb die Eigenextinktion der gefärbten Moorwasserproben ermittelt, indem die Reagenzien Salicylat und Hypochlorid durch aqua dest. ersetzt wurden. Der durch die Huminstoffe bedingte Meßfehler lag in den meisten Fällen zwischen 0 und 5% der Gesamttextinktion, er wurde deshalb als zu vernachlässigend eingestuft. In Einzelfällen wurden jedoch deutlich höhere Abweichungen gemessen. Eine Diskussion dieser Fehlerquelle wird in Kap. 9.3. durchgeführt.

Die eingesetzten Papierfaltenfilter wurden auf eine mögliche NH_4 -Abgabe hin getestet. Die aus zehn Filtern ausgewaschenen Ammoniummengen lagen im Schnitt unterhalb der Nachweisgrenze, so daß dieser Faktor nicht weiter berücksichtigt zu werden brauchte.

Die Bestimmung der Phosphatkonzentration erfolgte nach der üblichen Molybdänblau-Methode (z.B. FRIMMEL et al., 1988) bei 660 nm Wellenlänge. Die Nachweisgrenze (ermittelt nach der oben genannten Methode von SCHNUG, 1985) lag bei 0,02 mg PO_4/l . Um die Eigenextinktion der Huminstoffe (s.o.) und Interferenzen mit den Reagenzien auszuschalten, wurde ein

Cellophan-Dialysator eingesetzt, der für höhermolekulare Verbindungen unpassierbar ist. Dieses Vorgehen hatte zunächst den Nachteil, daß mit den Huminstoffen auch die organisch gebundene P-Fraktion, die zumindest in Anteilen unter bestimmten Bedingungen pflanzenverfügbar ist (vgl. FRANCKO & HEATH, 1983), mit aus der Lösung eliminiert wurde. Da mit sehr geringen P-Konzentrationen im Moorwasser zu rechnen war (vgl. GORHAM et al., 1985; DAMMAN, 1986), sollte dieser Anteil jedoch mit erfaßt werden. Deshalb wurde dem Dialysator eine starke Ansäuerung der Proben auf ca. pH 2,0 vorgeschaltet, um auf diese Weise die Fe-P-Huminstoffkomplexbindungen zu lösen (vgl. AIKEN et al., 1985) und das freigesetzte Phosphat in der anschließenden Farbreaktion meßbar zu machen.

Die in der vorliegenden Untersuchung ermittelten P-Gehalte des Moorwassers geben somit nicht nur die eigentlichen Orthophosphat-Konzentrationen, sondern die größere Fraktion des sogenannten "SRP" ("soluble reactive phosphate", FRANCKO & HEATH, 1983) wieder. Dies gilt nach STEINBERG & SCHRIMPF (1980) und TARAPCHAK & RUBITSCHUN (1981) generell für alle Phosphatmessungen mit der Molybdänblau-Methode, da durch das stark saure Milieu der Reagenzien hochmolekulare P-Verbindungen aufgebrochen werden. Zur Vereinfachung wird im Text jedoch in der Regel von PO_4 bzw. Phosphat gesprochen, wenn die gemessene P-Fraktion benannt werden soll.

Wie bei den vorangehend besprochenen Parametern erfolgte die Auswertung der Daten auch bei Ammonium und Phosphat über die Berechnung von arithmetischen Mittelwerten, Standardabweichung und Amplituden (zur weiteren statistischen Auswertung s. Kap. 6.5.).

Auf die Darstellung der Einzelmeßergebnisse und damit auch der Jahresgänge aller 49 Standorte mußte aus Platzgründen verzichtet werden. Die Werte liegen für sämtliche Parameter im Botanischen Institut der Universität vor und können dort eingesehen werden.

6.4. Ermittlung der akrotelmatischen Abbauaktivität

An zehn ausgewählten Standorten (sieben im DM., drei im K.M.) wurden Versuche zur Messung der Abbauaktivität der akrotelmatischen Bodenorganismen durchgeführt. Zum Einsatz kam die bei Zersetzungsuntersuchungen vielfach angewandte 'litter bag' Methode (z.B. CLYMO, 1965, 1983; SONESSON, 1973; COULSON & BUTTERFIELD, 1978; BARTSCH & MOORE, 1984; SMITH & WALTON, 1986). Hierbei wird das zu zersetzende Substrat über eine bestimmte Zeit in Kunststoffsäckchen ('litter bags') von definierter Maschenweite am Standort gelagert und die Abbaurate z.B. über den Trockenmassenverlust bestimmt.

Die vorliegenden Untersuchungen wurden mit zwei verschiedenen Substraten durchgeführt:

1. *Sphagnum imbricatum*-Weißtorf der Zersetzungsstufe 2-3 (nach der Skala von v. POST); das Material wurde feuchten Stechsoden aus dem Himmelmoor

bei Quickborn entnommen, von *Eriophorum vaginatum* befreit und durch Mischen weitgehend homogenisiert.

2. Zellulose, in Form von handelsüblichem, ungebleichtem Zellstoff; dieses Substrat, das in schwach zersetzten Hochmoortorfen etwa 15-20% der Trockenmasse ausmacht (GROSSE-BRAUCKMANN, 1990: 215), wurde als leicht zersetzbares, standardisiertes Material zur besseren Vergleichbarkeit der Abbauprodukte eingesetzt.

Um den Anteil der Bodenmesofauna an der Zersetzung abschätzen zu können, kamen im Zellulose-Test 'litter bags' zweier verschiedener Maschenweiten (21 μm und 1 mm) zum Einsatz. Die Einwaage der Proben betrug 10-12 g, gemessen nach einer Trocknung bei 55°C bis zur Gewichtskonstanz. Weißtorf wurde wegen der Gefahr unkontrollierter Substanzverluste nur in 21 μm Gaze gelagert; hier lag die Einwaagemenge bei ca. 4 g.

Der Zelluloseabbau wurde an allen Standorten in mindestens zwei verschiedenen Tiefen getestet: 3-5 cm unter der Mooroberfläche (an sehr nassen Standorten wurden die Proben wenige Zentimeter oberhalb des GW-Bezugsniveaus in flachen Bulten gelagert), sowie im "unteren Akrotelm". Dieser zweite Horizont wurde für alle Meßpunkte als die Tiefe des mittleren GW-Standes während der Vegetationsperiode 1988 individuell ermittelt. Nur bei D27 wurde mit -50 cm ein (relativ) höheres Niveau gewählt, um einen zu großen Eingriff in die Lagerungsverhältnisse des Torfes beim Eingraben der Proben zu vermeiden. An zwei Standorten fand zusätzlich die Messung der Zellulosezersetzung im Catotelm (=10 cm unter dem minimalen Wasserstand von 1988) in 21 μm 'litter bags' statt. Die Abbauraten des Weißtorf-Substrates wurden nur im oberen Horizont getestet, da allenfalls hier meßbare Verluste zu erwarten waren.

Jeder Ansatz (Standort/Substrat/Lagerungstiefe) umfaßte 5 Parallelproben, nur die catotelmatische Zersetzung wurde lediglich an 3 Parallelen gemessen. Die Lagerungsdauer am Standort betrug für alle Zellulose- und 50% der Weißtorfproben 1 Jahr (1.5.1989 - 1.5.1990), die zweite Hälfte der Weißtorfproben wurde noch ein zweites Jahr, bis zum 1.5.1991 gelagert.

Die Ermittlung der Abbauraten erfolgte über die Messung der Trockenmasse-(TM-)Verluste, bei einer Nachweisgrenze von 0.01 g. Dazu wurden die Proben nach dem Einholen wiederum bei 55°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und (wie bei Versuchsbeginn) zusammen mit den 'litter bags' gewogen. Kontrollversuche erbrachten keine nachweisbaren Massenverluste des Nylonmaterials bei einjähriger Lagerung am Standort. Aus dem Zellulose-Ansatz mit 1 mm Maschenweite wurden die z.T. zahlreich eingewachsenen Feinwurzeln aussortiert und die gemessenen Substanzverluste um diesen Gewichtsanteil korrigiert.

6.5. Statistische Methoden

Außer den in den Kap. 6.2. bis 6.4. genannten Kennwerten der beschreibenden Statistik (vgl. BORTZ, 1989) kamen zur Absicherung von Mittelwertsdifferenzen und zur Überprüfung von Zusammenhängen zwischen gemessenen Parametern folgende statistische Tests zur Anwendung:

Vorzeichentest von Dixon und Mood (SACHS, 1984, S. 247 ff):

Dieser Schnelltest dient zur Prüfung des Unterschieds zwischen den zentralen Tendenzen zweier verbundener Stichproben, wie z.B. zeitlicher Meßreihen. Anders als etwa beim t-Test oder beim Wilcoxon-Test müssen die einzelnen Paare dabei nicht der gleichen Grundgesamtheit entstammen. Der Vorzeichentest wurde zur Prüfung der Differenzen zwischen 16 bzw. 17 ausgewählten Standorten hinsichtlich ihrer abiotischen Faktoren, mittlerer GW-Stand, pH-Wert sowie sämtlicher gemessener Nährionen, angewandt. Wesentlicher Vorteil dieses Tests ist, daß durch den paarweisen Vergleich von Meßwerten die Varianzen innerhalb der einzelnen Meßreihen nicht zum Tragen kommen. Aus diesem Grunde konnte auch für Na, K, Ca und Mg die gesamte Vegetationsperiode (17.4. - 27.10.1989) zugrunde gelegt werden, obwohl die Analysemethode innerhalb dieses Zeitraums abgeändert wurde (vgl. Kap. 6.3.).

U-Test von Wilcoxon, Mann und Whitney (SACHS, 1984, S. 230 ff):

Im Unterschied zum parametrischen t-Test setzt dieser Rangtest für den Vergleich zweier unabhängiger Stichproben keine Normalverteilung der Meßwerte voraus. Er wurde deshalb für die Prüfung der Differenzen zwischen den Abbauaktivitäten der 10 'litter bag' Standorte angewandt, deren Parallelproben z.T. erhebliche Streuungen aufwiesen.

Zur Überprüfung von Zusammenhangshypothesen zwischen verschiedenen Parametern des Untersuchungsprogramms wurden ferner Korrelationskoeffizienten (r) berechnet und nach SACHS (1988: 123 ff) auf statistische Signifikanz hin getestet.

Sofern nicht anders vermerkt, wird bei allen genannten Tests eine Signifikanzgrenze von $P = 0.05$ (5% Irrtumswahrscheinlichkeit) bei zweiseitiger Fragestellung zugrunde gelegt.

7. Zeitplan und Umfang der Untersuchungen

Die Freilandarbeiten erstreckten sich insgesamt über den Zeitraum von April 1988 bis Mai 1991, wobei im ersten Jahr vor allem die Standorte

ausgewählt, die Grundwasserbrunnen und Meßrohre installiert sowie hydrologische Voruntersuchungen durchgeführt wurden. Der eigentliche Versuchszeitraum umfaßt die Zeit von April 1989 bis Mai 1991.

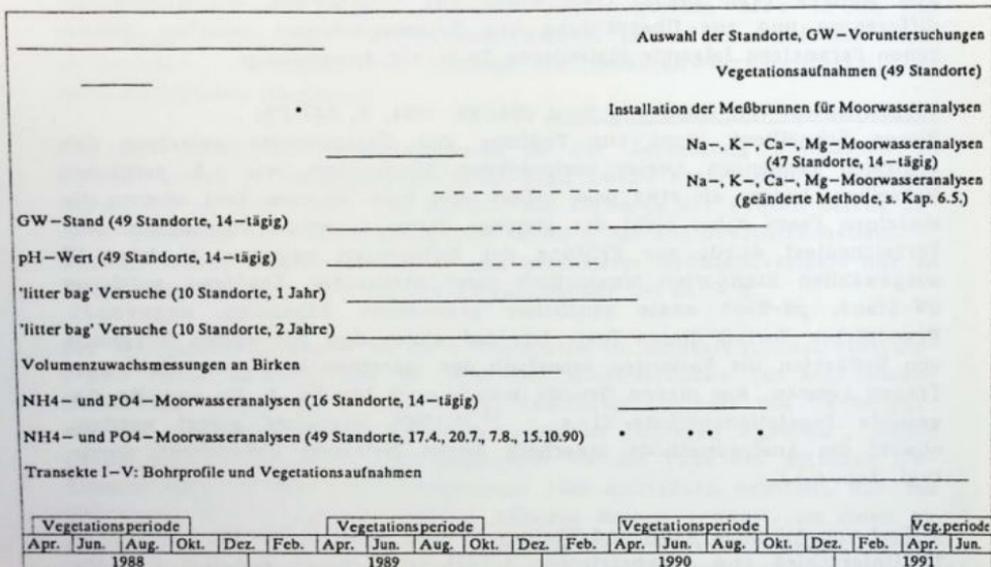


Abb. 15: Zeitplan und Umfang der durchgeführten Untersuchungen; gestrichelt: Meßergebnisse wurden nicht in die Auswertung einbezogen (s. Kap. 6.5.).

Die Dauer und Verteilung der wichtigsten Untersuchungen sind in Abb. 15 wiedergegeben. Wie bereits in Kap. 6.2. und 6.3. dargestellt, wurde die Auswertung der hydrologischen und der trophischen Parameter jeweils für die Vegetationsperiode 1989 bzw. 1990 durchgeführt, die Mittelwerte des Winterhalbjahres werden nur z.T. ergänzend mit angegeben. Die Messung von NH₄ und PO₄ konnte aus arbeitstechnischen Gründen nicht in derselben Vegetationsperiode wie diejenige von Na, K, Ca und Mg erfolgen. Darüberhinaus war es nicht möglich, sämtliche 49 Standorte für Ammonium und Phosphat 14-tägig zu beproben. So wurden 16 Standorte für die zweiwöchentliche Probennahme ausgewählt. An den verbliebenen 33 Standorten wurden die beiden Parameter nur an 4 Terminen, nämlich am 17.4., 20.7. (relativ hoher GW-Stand), 7.8. (minimaler GW-Stand) und am 15.10.1990 gemessen.

Bei der Berechnung der Korrelationen zwischen Nährstoffkonzentrationen und mittlerem GW-Stand wurden die hydrologischen Werte des jeweiligen Untersuchungszeitraumes zugrunde gelegt.

8. Ergebnisse

8.1. Die Vegetation an den untersuchten Standorten

8.1.1. Pflanzensoziologische Klassifizierung

Die Vegetation der 49 Standorte wurde nach der in Kap. 6.1.1. beschriebenen Methode erfaßt. Die einzelnen Vegetationsaufnahmen finden sich, gegliedert nach birkenarmen Regenerationsflächen, sekundärem Moorbirkenwald mit Regeneration, birkenarmen Hochmoordegenerationsstadien und sekundärem Moorbirkenwald ohne Regeneration, in den Gesellschaftstabellen Tab. 36-39, Anhang A. Eine Zusammenstellung der unterschiedenen Pflanzengesellschaften ist in Tab. 5 wiedergegeben. Diese Übersichtstabelle berücksichtigt nur die differenzierenden Arten. In der Legende wird auf die Nummern der entsprechenden Gesellschaftstabellen im Anhang verwiesen. Zusätzlich ist hinter dem Namen jeder Vegetationseinheit die entsprechende Abkürzung angegeben, die bei der Besprechung der abiotischen Parameter verwendet wird.

Für das Studium der Bewaldungsfähigkeit von Hochmooren unter den aktuell gegebenen Immissionsbedingungen waren die hochmoorartigen, birkenarmen Zentralflächen der Torfstichkomplexe im Kaltenhofer Moor von besonderem Interesse (Tab. 36, Anhang A). Hier stellte sich zu Beginn der Untersuchungen die Frage, ob die heute wirksamen ökologischen Bedingungen tatsächlich keine Bewaldung zulassen, oder ob nicht vielmehr diese restlichen Freiflächen des Moores, trotz der gegenwärtigen Regeneration einer hochmoorartigen Vegetation, als Relikte zu betrachten sind, deren Bewaldung über kurz oder lang erfolgen wird.

Desgleichen galt es, die Natur der Moorbirkenwälder mit einer Regeneration der torfbildenden Vegetation in der Kraut- und Moosschicht zu klären. Dieser Vegetationstyp konnte nur im K.M. gefunden werden (Tab. 37, Anhang A).

Die Einordnung von D22, D24, K19 und K8 als Initialstadien der Regeneration innerhalb der jeweiligen Gesellschaften trägt z.T. hypothetischen Charakter, da die Deckung der als Regenerationszeiger gewerteten Torfmoose bisher gering ist. Die vorgenommene Klassifizierung läßt sich jedoch durch die beobachtete Ausbreitungstendenz der Sphagnen (D22, D24), bzw. durch die Einbettung des Standorts in umliegende Regenerationsflächen (K19) begründen. Nur im Fall von K8 ist diese Aussage tatsächlich als spekulativ anzusehen. Bei der Auswertung der ökologischen Parameter im folgenden Teil der Arbeit wird verschiedentlich Bezug darauf genommen werden.

Spaltennummer	Name der Pflanzengesellschaft	Abkürzung des Namens	Spaltennummer	Name der Pflanzengesellschaft	Abkürzung des Namens
1–6	Birkenarme Regenerationsflächen (s. Tab. 36, Anhang B):	R	15–17	Birkenarme Hochmoordegenerationsstadien (= Initialstadien des sek. Moorbirkenwaldes; s. Tab. 38, Anhang B)	D
1	<u>Sphagnum</u> – Rhynchosporium albae OSV.23 cm. KOCH 26 Subassoziation von Sphagnum fallax	R, Sph – Rhyn	15	<u>Erica</u> – Stadium, Ausbildung mit Vernässungszeigern	D, Erica
2–4	<u>Erico</u> – Sphagnetum magellanic (OSV.23). MOORE 68	R, Erico – Sph, fal	16	<u>Eriophorum vaginatum</u> – Stadium	D, E, vag
2	Subassoziation von Sphagnum fallax	R, Erico – Sph, Ubg	17	<u>Molinia</u> – Stadium	D, Mol
3	Übergangsstadium zwischen der Subassoziation von Sphagnum fallax und der typischen Subassoziation (vgl. Transekte I–V, Tab. 16)		18–24	Sekundärer Moorbirkenwald, oligotrophe <u>Ausbildungen ohne Regeneration</u> (s. Tab. 39, Anhang B)	M
4	Kremmnierobionten – reiche Ausbildung	R, Erico – Sph, Krem	18	Ausbildung von Eriophorum vaginatum	M, E, vag
5–6	<u>Sphagnum</u> – Empetrum – Gesellschaft	R, Sph – Emp, fal	19–20	Ausbildung von Empetrum nigrum junges Stadium	M, Emp, jung M, Emp, reif
5	Ausbildung mit Sphagnum fallax	R, Sph – Emp, rub	20	ausgereiftes Stadium	
6	Ausbildung mit Sphagnum rubellum (hypothetisches Initialstadium der Regeneration)		21–23	Ausbildung von Molinia caerulea Variante von Eriophorum vaginatum typische Variante Variante von Deschampsia flexuosa	M, Mol, E, vag M, Mol, typ M, Mol, D, flex
7–14	Sekundärer Moorbirkenwald, oligotrophe <u>Ausbildungen mit Regeneration</u> (s. Tab. 37, Anhang B):	MR	24	Ausbildung von Deschampsia flexuosa	M, D, flex
7	Ausbildung mit der Sphagnum fallax – Erica – Gesellschaft	MR, fal – Erica	25–27	Sekundärer Moorbirkenwald, <u>mesotrophe</u> <u>Ausbildungen</u> (s. Tab. 39, Anhang B)	M, meso
8–10	Ausbildung mit der Sphagnum fallax – Eriophorum vaginatum – Gesellschaft	MR, fal – E, vag, typ	25	Trennarten – freie Ausbildung	M, meso, typ
8	typische Variante	MR, fal – E, vag, cusp	26	Ausbildung mit Alnus glutinosa im sekundären Lagg	M, meso, Alnus
9	Variante von Sphagnum cuspidatum	MR, fal – E, vag, Krem	27	Eumierobionten – reiche Ausbildung	M, meso, Eumin
10	Kremmnierobionten – reiche Variante				
11	Ausbildung mit der Sphagnum fallax – Empetrum – Gesellschaft (Initialstadium der Regeneration)	MR, fal – Emp			
12–14	Ausbildung mit der Sphagnum fallax – Molinia – Gesellschaft	MR, fal – Mol, oligo			
12	oligotrophe Variante				
13–14	mesotrophe Variante				
13	typische Subvariante	MR, fal – Mol, meso, typ			
14	Kremmnierobionten – reiche Subvariante (K8: hypothetisches Initialstadium der Regeneration)	MR, fal – Mol, meso, Krem			

Birkenarme Hochmoordegenerationsstadien mit einer Dominanz von *Erica*, *Eriophorum vaginatum* bzw. *Molinia* (Tab. 38, Anhang A) sind charakteristisch für die zentralen Hochflächen des DM. Auf unabgetorfte Mooroberfläche ist hier das *Empetrum*-Stadium ebenfalls sehr verbreitet, es wurde jedoch nicht in die Untersuchungen einbezogen. Ohne die intensiven Entkusselungsmaßnahmen während der vergangenen zehn Jahre wäre der Flächenanteil der baumarmen Degenerationsstadien weitaus geringer, als es heute der Fall ist. Auf den nicht abgetorften Hochflächenresten nördlich des Hauptdamms sowie am Südrand des Moores sind baumfreie Parzellen meist nur noch kleinflächig in den Birkenwald eingestreut, ihr Anteil vergrößert sich jedoch auch hier wieder durch bereits durchgeführte oder geplante Entbirkungsmaßnahmen (vgl. Kap. 4.4.). Im K.M. sind mehr oder weniger baumarme Degenerationsstadien der ursprünglichen Vegetation nur auf wenigen inselartigen Flächen, meist westlich des Hirschdamms zu finden. Sie wurden durch das Netz der 22 Standorte nicht erfaßt. Vitaler Moorbirkenjungwuchs auf den meisten dieser Lichtungen zeigt die weitere Entwicklungstendenz der Flächen bereits an.

Die größte Gruppe der untersuchten Standorte wird von den oligotrophen Moorbirkenwäldern ohne Regeneration gebildet (Tab. 39, Anhang A). Hierunter fallen in beiden Mooren die Untersuchungsflächen in den Randgehängen sowie einzelne Stichkanten-nahe Standorte, wie z.B. D2 und K7. Die Unterteilung dieser Birkenwaldgesellschaft erfolgte analog derjenigen des Moorbirkenwaldes mit Regeneration nach der Dominanz von *Eriophorum vaginatum*, *Empetrum nigrum*, *Molinia caerulea* und zusätzlich *Deschampsia flexuosa* in der Krautschicht. Eine Ausbildung von *Erica tetralix* ist innerhalb der ausgewählten Standorte nicht repräsentiert, existiert jedoch kleinflächig in beiden Untersuchungsgebieten.

Die mesotrophen Ausbildungen des Moorbirkenwaldes (Tab. 39, Anhang A) sind durch drei sehr unterschiedliche Standorte vertreten. Während es sich bei D13 und K22 um vergleichsweise trockene Birkenwälder ohne Torfmoose handelt, fällt der sekundäre Laggstandort K15 durch eine nahezu geschlossene Sphagnumdecke auf. In der Umgebung des Meßpunktes deuten üppige *Sphagnum palustre* und *Sph. fimbriatum* Polster auf eine mögliche Verarmung des Standorts durch weiteres Aufwachsen in der Zukunft hin. Wegen des Vorkommens der Euminerobionten *Alnus glutinosa* und *Carex rostrata* wurde K15 jedoch nicht zu den oligotrophen Moorbirkenwäldern mit Regeneration gestellt.

8.1.2. Klassifizierung nach ökologischen Artengruppen in "Natürlichkeitsstufen"

In einem zweiten methodischen Ansatz wurde die Vegetation der Standorte, wie in Kap. 6.1.1. beschrieben, nach ökologisch definierten Artengruppen in

5 Klassen unterteilt. Da hierbei der Anteil der Ombrominerobionten (im engeren Sinn) jenem der Kremno-, Limno- und Euminerobionten gegenübergestellt wird, ergibt sich ein Ordnungssystem nach abgestufter "Natürlichkeit" bzw. "Hochmoornähe" der Standorte. Als Maßstab wird die Vegetation voll wüchsiger nw-deutscher Hochmoore zugrunde gelegt.

Das Ergebnis des Klassifizierungsansatzes zeigt Tab. 6.

"Natürlichkeitsstufe"	Standort	Ombrominerobionten		Kremnominerobionten		Limnominerobionten		Euminerobionten		Gesamtartenzahl	
		%	abs.	%	abs.	%	abs.	%	abs.		
1	K 17	82	14	18	3					17	
2	K 2	80	8	10	1			10	1	10	
	K 18	73	11	20	3			7	1	15	
	K 16	70	7	20	2	10	1			10	
	K 4	69	9	31	4			0		13	
	K 1	69	11	25	4			6	1	16	
	K 3	67	8	25	3			8	1	12	
	D 1	67	16	29	7	4	1			24	
	K 6	67	6	33	3			0		9	
	D 8	64	16	36	9					25	
3	D 6	60	9	27	4			13	2	15	
	D 5	58	15	35	9			8	2	26	
	K 5	58	7	42	5			0		12	
	D 7	57	13	43	10					23	
	D 10	56	10	39	7			6	1	18	
	K 19	55	6	45	5			0		11	
	D 22	53	8	40	6			7	1	15	
	D 9	53	9	41	7			6	1	17	
	D 25	53	8	47	7			0		15	
	D 4	48	11	43	10			9	2	23	
	D 23	47	9	47	9			5	1	19	
	D 24	47	8	53	9			0		17	
	K 20	45	5	45	5			9	1	11	
	K 21	44	4	44	4	11	1	0		9	
	K 13	42	10	46	11			13	3	24	
4	D 11	40	8	55	11			5	1	20	
	D 19	39	9	43	10			17	4	23	
	D 20	38	9	42	10			21	5	24	
	D 21	38	5	54	7			8	1	13	
	D 17	36	5	57	8			7	1	14	
	K 12	35	7	55	11			10	2	20	
	D 18	33	6	56	10			11	2	18	
	D 3	33	3	67	6			0		9	
	D 12	29	6	52	11			19	4	21	
	K 14	26	7	63	17			11	3	27	
		D 2	25	2	63	5			13	1	8
	5	D 14	20	2	70	7			10	1	10
D 26		19	4	57	12			24	5	21	
K 7		19	3	75	12			6	1	16	
K 15		13	3	54	13	4	1	29	7	24	
D 13		10	2	43	9			48	10	21	
D 16		10	2	45	9			45	9	20	
K 8		9	2	61	14			26	6	23	
K 22		7	2	43	13			50	15	30	
K 11		7	1	57	8			36	5	14	
D 27		7	1	57	8			36	5	14	
D 15		6	1	47	8			47	8	17	
K 9		0	0	45	5			55	6	11	
	K 10	0	0	60	9			40	6	15	

Tab. 6: Klassifizierung der Vegetation nach dem Anteil der Ombrominerobionten in "Natürlichkeitsstufen".

Durch die Einbeziehung des vollständigen Artenbestecks sowie durch die Einstufung der beiden Baumbirkenarten als Kremnominerobionten (gleichwertig neben den anderen Arten aus dieser Gruppe) ergeben sich einige interessante Unterschiede zu der im vorangehenden Kapitel besprochenen pflanzensoziologischen Klassifizierung:

Von den fünf Standorten des DM., die als baumarme Regenerationsflächen eingestuft wurden, sind nur zwei, nämlich der Handtorfstich D1 und einer der aktiv bewässerten Standorte (D8), in den ersten beiden Natürlichkeitsklassen zu finden. Dagegen fallen D7 sowie D22 und D24 zusammen mit den meisten birkenarmen Degenerationsstadien in Klasse 3 des Schemas. Dabei ist anzumerken, daß sich die Stellung von D1 und D8 nur aus der hohen Gesamtartenzahl dieser Standorte ergibt. Absolut betrachtet weisen sie sehr viel mehr Kremnominerobionten auf als der Durchschnitt ihrer Klasse. Standorte ganz ohne Kremnominerobionten sind im Kollektiv der 49 Untersuchungsflächen nicht vertreten.

Ein Drittel der Moorbirkenwaldstandorte mit Regeneration findet sich zusammen mit den baumarmen Regenerationsflächen in Klasse 2 wieder. Dies spricht auf deutliche Weise für den hohen Natürlichkeitsgrad dieser torfmoosreichen Birkenbestände.

Als weniger hochmoornah ist die aktuelle Vegetationszusammensetzung der alten Moorbirkenwälder im zentralen Torfstichkomplex des K.M. K12 - K14 einzustufen (Klassen 3 und 4). Hierzu trägt neben dem Vorkommen mehrerer kremnominerobiontischer Sphagnenarten vor allem der hohe Anteil der übrigen kremnominerobiontischen Laubmoose bei (vgl. Tab. 37, Anhang B). Die Häufung dieser Moosarten bodensaurer Wälder und die Flechtenvorkommen von K14 stehen in auffälligem Gegensatz zur Nässe dieser Moorbirkenstandorte.

Klasse 4 des Schemas wird, bis auf die eben erwähnten Flächen K12 und K14, ausschließlich von Standorten des DM. gebildet. Hier finden sich neben den *Eriophorum vaginatum*- und *Empetrum*-reicheren Ausbildungen des Moorbirkenwaldes ohne Regeneration auch die stärker degenerierten baumarmen Hochmoorstadien.

Klasse 5 mit dem geringsten Anteil an ombrotrophenten Arten vereinigt schließlich die *Molinia*- und *Deschampsia flexuosa*-dominierten Moorbirkenwälder aus den Randgehängen beider Moore mit den (sehr viel feuchteren) minerotroph beeinflussten Standorten der Moorränder. Auffälligerweise ist auch K8 trotz seiner Sphagnenvorkommen (vgl. Tab. 37, Anhang B) in dieser "hochmoorfernsten" Klasse zu finden. Dies unterstreicht den bereits genannten spekulativen Charakter der Einordnung dieses Bestandes als Initialstadium der Regeneration.

8.2. Beteiligung der Unterarten *Betula pubescens* EHRH. ssp. *pubescens* und ssp. *carpatica* (WALDSTEIN et KITAIBEL) ASCHERSON et GRAEBNER sowie von *Betula pendula* ROTH am Aufbau der Birkenbestände

An sämtlichen Standorten mit Baumbeständen über 2,5 m Höhe, einschließlich der Transekte II und IIIa im K.M., wurde eine Bestimmung der Birkenarten und -unterarten nach Blattmerkmalen durchgeführt (s. Kap. 6.1.2.). Das Ergebnis ist in Tab. 7 wiedergegeben.

Standort	B. pendula		B. pubescens s.l.	B. pubescens ssp. pubescens		B. pubescens ssp. carpatica		B. pubescens intermediäre Formen	
	abs.	in % aller Birken	abs.	abs.	in % von B. pub. s.l.	abs.	in % von B. pub. s.l.	abs.	in % von B. pub. s.l.
II,0 (=K1)			2			1		1	
II,19	1		4	3				1	
II,22 (=K4)			4	2		2			
II,25			5	2		2		1	
II,28			1					1	
Transekt II II,31			1					1	
(Benennung II,34			5	1		4			
der Standorte II,37			3			1		2	
s. Kap.8.8.) II,40 (=K5)			3	2		1			
II,43			3					3	
II,46 (=K6)			2					2	
II,49			1	1					
II,52			2			1		1	
Summe bzw. %	1	3%	36	11	31%	12	33%	13	36%
K7	1		7	2		3		2	
K8	2		12	1		6		5	
K9	1		1			1			
K11	1		1			1			
K12			5	2		2		1	
K13			6	6					
K14	1		4	3		1			
K15			8	2		3		3	
K22	1		7	6				1	
Summe bzw. %	7	12%	51	22	43%	17	33%	12	24%
IIIa,12			4	3				1	
IIIa,11			1	1					
IIIa,10 (=K18)			3	3					
IIIa,8			1	1					
Transekt IIIa IIIa,7			2					2	
(Benennung IIIa,6 (=K19)			3	2				1	
der Standorte IIIa,5	1		2			2			
s. Kap.8.8.) IIIa,4			2	2					
IIIa,3			2	1				1	
IIIa,2 (=K20)			2					2	
IIIa,1 (=K21)			2			2			
Summe bzw. %	1	4%	24	13	54%	4	17%	7	29%
Kaltenhofer Moor gesamt:	9	8%	111	46	41%	33	30%	32	29%
D13	1		8	1		4		3	
D14			6			6			
D15	1		12	1		8		3	
D16	1		11	2		6		3	
D17	1		4	1		2		1	
D18			4			4			
D20	1		6	1		5			
D21			9	1		5		3	
D26	1		6	2		2		2	
D27			5			5			
Dosenmoor gesamt:	6	8%	71	9	13%	47	66%	15	21%
beide Moore gesamt:	15	8%	182	55	30%	80	44%	47	26%

Tab. 7: Anteil der Birkenarten und -unterarten an den Beständen der Untersuchungsflächen.

Es wird deutlich, daß es sich auf den meisten Flächen um Mischbestände der Unterarten von *Betula pubescens* EHRH. handelt. Die Hängebirke *B. pendula* ROTH ist mit Anteilen zwischen 3% und 12% am Aufbau der Birkenbestände beteiligt. An vielen Einzelstandorten fehlt sie vollständig. Eine gewisse Häufung ihrer Vorkommen besitzt *B. pendula* in den Randgehängen beider Moore, allerdings wurden Einzelexemplare auch in den nassen Flächen der Transekte II und IIIa gefunden.

Eine Auftrennung von *B. pubescens* in die beiden Unterarten ssp. *pubescens* und ssp. *carpatica* war auf fast allen Flächen nur unvollständig durchführbar. Der mittlere Anteil der Bäume mit intermediären Blatttypen variierte zwischen 21% und 36%. Dennoch konnte ein großer Teil der Moorbirken aufgrund ihrer Blattmerkmale als *B. pubescens* ssp. *carpatica* bestimmt werden (30% im K.M., 66% im DM.). Die geringe Anzahl der Bäume pro Untersuchungsfläche reicht für eine standortökologische Interpretation der Verteilung beider Unterarten nicht aus. Immerhin kann festgehalten werden, daß das Verbreitungsmuster von ssp. *carpatica* weder im K.M. (abgesehen von dem sehr kleinräumigen Transekt IIIa) noch im DM. eine Bevorzugung bestimmter hydrologischer Verhältnisse durch diese Unterart erkennen läßt. Ob sie im DM. tatsächlich doppelt so häufig auftritt wie im K.M. müßte durch weitere Untersuchungen geklärt werden.

Wegen des hohen Anteils an intermediären Exemplaren und des geringen Stichprobenumfangs von insgesamt 182 Exemplaren wird im folgenden bei der Interpretation sämtlicher Meßwerte (wie auch in den Vegetationstabellen) keine Unterscheidung der beiden Unterarten von *B. pubescens* durchgeführt.

8.3. Grundwasserdynamik der untersuchten Standorte

Die Auswertung der GW-Messungen in diesem Kapitel bezieht sich auf die Vegetationsperiode 1989. Die Daten des feuchteren Sommerhalbjahres 1990, die für die 16 ausgewählten Standorte der NH_4 - und PO_4 -Messungen vorliegen, werden nur zu Vergleichszwecken und für bestimmte Fragestellungen herangezogen. Eine Zusammenstellung der hydrologischen Kennwerte U_{20} , mittlerer, minimaler und maximaler GW-Stand sowie Amplitude findet sich für beide Meßzeiträume in Tab. 22, Anhang A.

8.3.1. Jahreszeitlicher Grundwassergang

Die GW-Ganglinien der 49 Standorte weisen in ihrem prinzipiellen Verlauf große Ähnlichkeiten auf – ein Ausdruck der Tatsache, daß beide Moore in derselben Klimaregion liegen.

Abb. 16 gibt je ein repräsentatives Beispiel aus dem DM. und dem K.M. in Verbindung mit den 2-3-wöchentlichen Niederschlagssummen der entsprechenden Klimastationen wieder. Neben dem grundsätzlichen GW-Verlauf während der Vegetationsperiode 1989 wird hieran exemplarisch ein Unterschied zwischen beiden Gebieten deutlich:

Während im K.M. in den meisten Fällen der niedrigste Wasserstand am 22.8. erreicht wurde (an wenigen Standorten schon am 9.7.), liegt das Minimum im DM. fast durchweg beim 26.6. und wird von den Werten der Augustablesung bei weitem nicht mehr erreicht. Der Grund dafür findet sich in den wolkenbruchartigen Niederschlägen am 23./24.7. im Raum Neumünster (mit über 100 mm in ca. 24 h), die über dem K.M. weitaus geringer ausfielen. Die Juli-niederschläge führten im DM. zu einem Sommermaximum des GW-Standes, das an den meisten Meßpunkten die Anfang Mai und Ende Oktober ermittelten Werte noch überstieg. Konsequenterweise konnte die anschließende trockene Periode bis zum 22.8. die weitgehend aufgefüllten Porenräume des Torfes nicht so stark entleeren wie im K.M. Auch das Starkregenereignis am 27.8.1989 brachte im K.M. ca. 25% weniger Niederschlag als im DM. (vgl. Kap. 4.2.). Die nachfolgend besprochenen GW-Dauerlinien weisen demzufolge für das DM. einen "nasserem Kurvenverlauf" auf, als es bei tatsächlich gleichen Witterungsverhältnissen der Fall gewesen wäre. Dies ist bei der Wertung der hydrologischen Unterschiede beider Moore zu berücksichtigen.

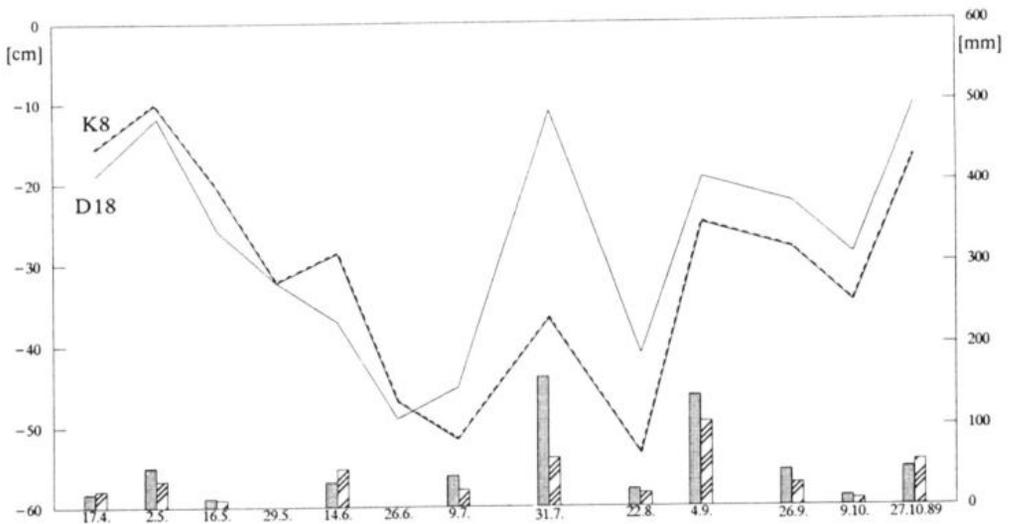


Abb. 16: Zusammenhang zwischen Niederschlagssummen (rechte Skala) und Grundwasserständen (linke Skala) am Beispiel je eines bewaldeten Standorts aus beiden Untersuchungsgebieten. Niederschlag: Station Neumünster (linker Balken) für das DM., Osdorf (rechter Balken) für das K.M.

8.3.2. Grundwasser-Dauerlinien (DL)

Dosenmoor:

Die DL für die Standorte D1-D27 sind in den Abb. 54 - 56, Anhang A, wiedergegeben. Die Wasserstandskurven der Standorte auf der zentralen Hochfläche (D1-D12) lassen sich in drei Gruppen einteilen:

- Die Meßpunkte auf nicht abgetorfte Oberfläche (ohne aktive Bewässerung) D2-D6 und D9-D12 besitzen einen weitgehend diagonalen bis konvex gebogenen Linienverlauf. Die relativ starke Neigung dieser DL zeigt die anhaltende Entwässerung bzw. die durch frühere Entwässerung veränderten Torfeigenschaften dieser Standorte an. Allerdings bestehen deutliche Unterschiede zwischen den dichten Jungbirkenbeständen (D2, D3 und D6) und den noch hochmoorähnlicheren Stadien (D4 und D5). Die beiden letztgenannten Standorte zeichnen sich dementsprechend durch einige Vernäsungszeiger aus, die in den übrigen Degenerationsstadien nicht mehr zu finden sind (s. Tab. 38, Anhang A). Das Anstauen der Parzelle von D9-D12 hat auch nach mehr als 5 Jahren noch nicht zu hochmoortypischen Wasserständen geführt.
- Diese finden sich dagegen im Torfstich D1, der in hydrologischer Hinsicht als ein Beispiel für viele Handtorfstiche nördlich des Hauptdamms zu sehen ist.
- Die beiden aktiv bewässerten Standorte D7 und D8 fallen schließlich völlig aus dem Rahmen sämtlicher übrigen Meßpunkte. Die während des Sommerhalbjahres verrieselten Wassermengen (vgl. Kap. 5.1.) führen auf dieser Moorkuppe zu fast gleichbleibend hohen Wasserständen direkt an der Mooroberfläche und zu entsprechend großen Abflussumengen. Derartig horizontale Dauerlinien würden sich in unbeeinflussten Hochmooren allenfalls in den nassesten Schwingdeckenbereichen finden, jedoch nicht in konsolidierten Torfen wie im Fall der hier betrachteten Standorte.

Im südlichen Moorbereich werden die höchsten Wasserstände mit konvex geformten DL auf der angestauten Entkusselungsparzelle (D22-D24) erreicht. Von ihrer Form her sind diese Kurven durchaus mit jenen aus wüchsigen Regenerationsflächen im K.M. vergleichbar.

Die Minima der beobachteten Wasserstände finden sich erwartungsgemäß im mittleren Teil des überformten Randgehänges, der das stärkste Gefälle und die höchsten Geländekanten aufweist (D15 und D27). Hier stieg der GW-Stand im Beobachtungszeitraum nie über -56 bzw. -77 cm.

Kaltenhofer Moor:

Die DL der Standorte K1-K22 sind in den Abb. 57 - 59, Anhang A, wiedergegeben.

Trotz der deutlich ausgebildeten Vegetationszonierung im Bereich von Transekt II (s. Kap. 8.8.3.) besitzen die Dauerlinien der dazugehörigen Meßpunkte K1-K6 eine nahezu identische Form. Die um 10-15 cm schwanken-

den Höhenlagen der Kurven geben in erster Linie das Kleinrelief der Fläche wieder; sie sind also nicht als Folge etwa der unterschiedlichen Bewaldungsverhältnisse zu interpretieren.

Die gleiche Übereinstimmung der Wasserstands-Summenkurven kennzeichnet die Meßpunkte des Transekts IIIa (K16-K21). Sie repräsentieren sehr unterschiedliche Vegetationseinheiten, vom *Sphagno-Rhynchosporium* bis zum Moorbirkenwald mit beginnender *Sphagnum fallax*-Ausbreitung. Mit Ausnahme der aktiv bewässerten Standorte im DM. finden sich hier, im Einflußbereich des Kleinen Teiches, die ausgeglichensten GW-Verhältnisse sämtlicher Untersuchungsflächen.

Bemerkenswert sind die DL der alten Moorbirkenbestände im südlichen Bereich des zentralen Torfstichkomplexes (K12-K14): Auch sie zeigen sehr oberflächennahe GW-Stände während des größten Teils der Vegetationsperiode an. Bei K12 und K13 sinken diese in sommerlichen Trockenperioden kurzzeitig auf -30 bis -35 cm ab. Der Kurvenverlauf von K14 ist sogar nahezu identisch mit jenem von K1 auf der zentralen, wüchsigen Moorfläche. Ganz anders liegen hingegen die Verhältnisse im sekundären Randgehänge des K.M. (Abb. 58): Hier sinken die GW-Stände mit zunehmender Höhe über der zentralen Abtorfungszone kontinuierlich ab; bei K11 fallen sie zeitweise bis unter -70 cm. Einen DL-Verlauf weit unterhalb der Mooroberfläche besitzt auch der Stichtanten-nahe Standort K7.

Der im Südosten des Moores ausgebildete sekundäre Randsumpf (K15) ist weitaus nasser als das entsprechende Strukturelement D13 im DM., wie aus dem Vergleich der Abb. 55 und 58 zu entnehmen ist. Dies steht in Übereinstimmung mit der sehr unterschiedlichen Vegetation an beiden Standorten (vgl. Tab. 39, Anhang B).

Da als Bezugsoberfläche in Sphagnumpolstern nicht das Niveau der Torfmoosköpfchen sondern die Höhe des "druckfesten" Torfes gewählt wurde, geben die in einigen DL (K1, K4, K14) zum Ausdruck kommenden Überstauphasen nicht den optischen Eindruck der entsprechenden Standorte während der Nässeperioden wieder. Sämtliche Kurven beschreiben vielmehr die hydrologischen Verhältnisse, wie sie im Stammfußbereich einer Jungbirke an diesen Standorten charakteristisch sind (vgl. Kap. 6.2.).

8.3.3. Oszillation der Mooroberfläche:

Die Ergebnisse der Messungen des Phänomens, das in der Literatur als "Mooratmung" bekannt ist (z.B. BADEN & EGGELSMANN, 1964; INGRAM, 1983), sind in Tab. 8 zusammengestellt. Im Gegensatz zu den DL wurde bei dieser Untersuchung der gesamte Grundwasser-Jahresgang vom 17.4.1989 - 30.3.1990 ausgewertet.

Standort:	K1	K2	K6	K16	K17	K18	K19	K20	K21
a) Oszillation der GW-Rohroberkante	0.2	0.3	0.1	4.6	0.5	0.2	1.1	1.5	4.3
b) Oszillation der Mooroberfläche	2.1	- *	2.2	9.5	1.8	1.1	1.3	2.5	5.8
GW-Amplitude (17.4.1989–30.3.1990)	30.0	35.0	32.5	19.0	14.5	18.0	15.0	21.0	19.5
c) GW-Amplitude + a)	30.2	35.3	32.6	23.6	15.0	18.2	16.1	22.5	23.8
b) in % von c)	6.9	- *	6.7	40.0	12.0	6.1	8.1	11.1	24.4

* Meßwerte durch Wachstum der Sphagnen verfälscht

Tab. 8: Zusammenhang zwischen Grundwasseramplitude und Oszillation der Mooroberfläche [cm] an ausgewählten Standorten; Erläuterungen im Text.

Mit über 4 cm größer als erwartet sind die Höhengschwankungen, denen die GW-Rohre an den nassesten Standorten (K16 und K21) ausgesetzt waren. Offensichtlich reicht die als Standardmaß verwendete Rohrlänge von 70 cm im Torf nicht aus, um an wassergesättigten Standorten ein konstantes Niveau der Rohroberkante zu garantieren. Wenn also die tatsächliche Schwankungshöhe des Wasserstandes errechnet werden soll, so sind die in der Tabelle unter a) angegebenen Werte zu den gemessenen GW-Amplituden zu addieren.

Ökologisch relevant sind jedoch nur diejenigen GW-Amplituden, denen die Vegetation an der Mooroberfläche tatsächlich ausgesetzt ist. Bei einem etwaigen Oszillationsvermögen des Torfes sind sie geringer als die oben genannten absoluten Schwankungshöhen des Wasserstandes. Die Dämpfung der Wasserstandsamplituden durch Hebung und Senkung der Vegetationsoberfläche war an den nassesten Standorten mit 6 bis fast 10 cm von erheblicher Bedeutung (in Tab. 8 unter b). Von der errechneten tatsächlichen Schwankungshöhe (c) wurden bei K16 und K21 40% bzw. 24% auf diese Weise ausgeglichen.

Die starke Abnahme der "Mooratmung" innerhalb von Transekt IIIa findet ihre Erklärung in den unterschiedlichen Aufwuchsmächtigkeiten der Meßpunkte (s. Kap. 8.8.1.). Wie zu erwarten, ist nur der neu gebildete, kaum kompaktierte Torf in der Lage, mit starken Volumenänderungen auf unterschiedlichen Wassergehalt zu reagieren. Der Vergleich zwischen K1 und K16 legt den Schluß nahe, daß es sich bei Transekt II um kompakteren Aufwuchstorf mit höheren Feststoffanteilen handelt. Dies konnte bei der Untersuchung der Bohrprofile bestätigt werden.

8.3.4. Vergleich der Moorstrukturen und der Vegetationseinheiten aufgrund ihrer hydrologischen Kenngrößen -20 cm Überschreitungsdauer (U_{20}) und mittlerer GW-Stand

Die aus den DL ableitbaren Kenngrößen U_{20} und mittlerer Wasserstand sind für alle 49 Standorte in den Abb. 17 und 18 dargestellt. Die Vegetations-

einheiten der einzelnen Standorte sowie die durch sie repräsentierten Moorstrukturen sind in der herausklappbaren Tab. 14 auf Seite 77a zusammengestellt. Sie ist für die folgende Auswertung der beiden Abbildungen mit heranzuziehen.

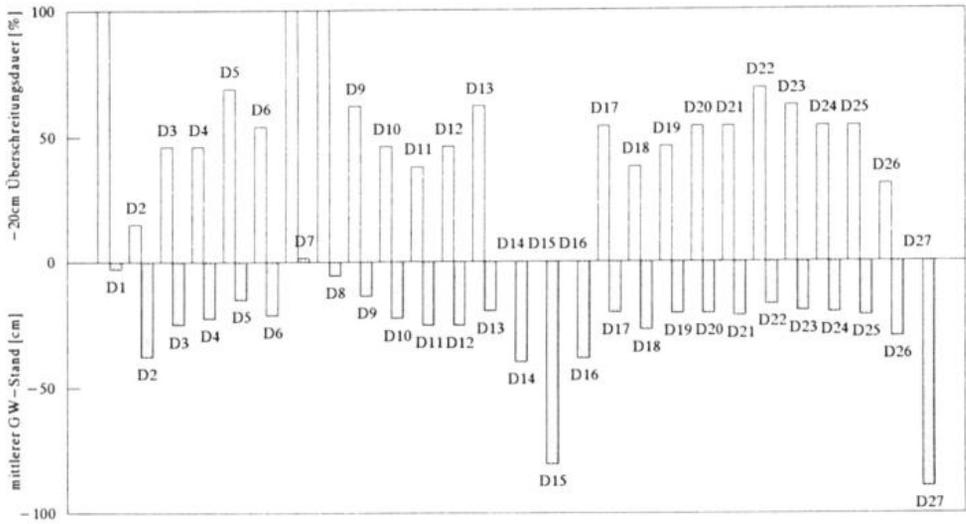


Abb. 17: Grundwasser-Kennwerte der Vegetationsperiode 1989 für die Standorte des DM.: -20 cm Überschreitungsdauer 020 (in % des Meßzeitraums) und mittlerer GW-Stand (n=13).

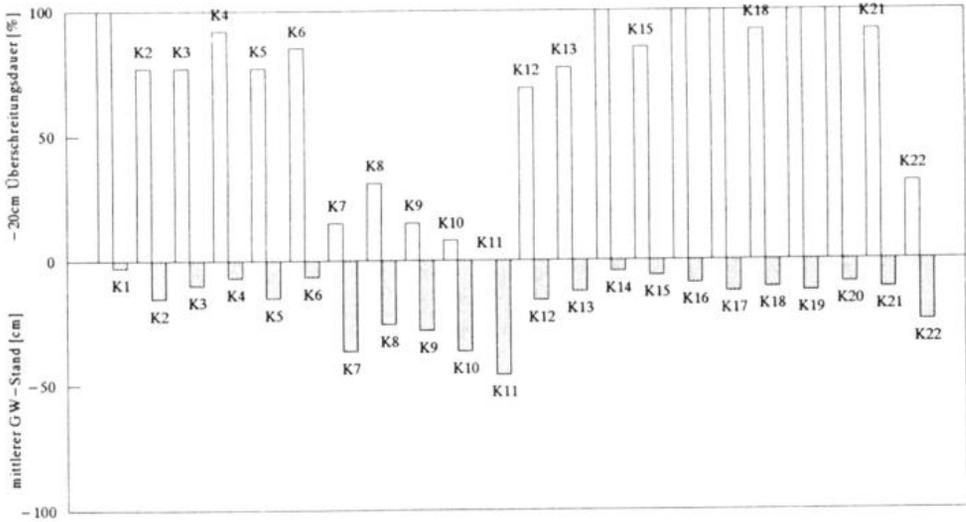


Abb. 18: Grundwasser-Kennwerte der Vegetationsperiode 1989 für die Standorte des K.M.: 020 und mittlerer GW-Stand (n=13).

Im Dosenmoor wird die herausgehobene Stellung des Handtorfstichs D1 und der aktiv bewässerten Flächen D7 und D8 ebenso deutlich wie die besonders niedrigen GW-Stände im Bereich des unteren und mittleren Randgehänges und auf dem Torfsockel von D2 (Abb. 17). Auf den Hochflächen des Moores verweilte das Grundwasser zwischen 40% und 70% des Beobachtungszeitraumes oberhalb von -20 cm. Hierbei fällt auf, daß die nicht angestaute Fläche von Transekt 1 (D3-D6) sich nicht wesentlich von der angestauten Parzelle D9-D12 unterscheidet. Positivere Kennwerte besitzt ein Teil der Entkusselungsfläche im Süden des Moores (D22 und D23). Die U_{20} -Werte der beiden noch bewaldeten Standorte D20 und D21 auf dieser Moorparzelle sind mit jeweils 54% ebenfalls relativ hoch. Wie bereits in WAGNER & MÜLLER (1986) erwähnt, haben die Anstaumaßnahmen hier zu einer Angleichung der GW-Stände zwischen entkusselten und bewaldeten Standorten geführt.

Ein weitgehend anderes Bild bietet die Darstellung der GW-Kenndaten aus dem K.M. (Abb. 18): Bei zwei Dritteln der Standorte fällt hier der GW-Spiegel nie oder an weniger als 25% der Ablesetage unter die Marke von -20 cm. Gleichzeitig bewegen sich die mittleren Wasserstände zwischen -3 und -15 cm, was als optimal für die Etablierung hochmoorspezifischer Pflanzengesellschaften betrachtet werden kann. Wie bereits bei der Beschreibung der DL erwähnt, fallen auch die alten Moorbirkenbestände K13, K14 und mit geringer Einschränkung auch K12 in diese hydrologisch günstigste Gruppe der untersuchten Standorte. Trotz des mächtigen Baumbestandes weisen sie somit für eine Moorregeneration deutlich bessere GW-Bedingungen auf als sämtliche entkusselten und angestauten Meßpunkte im DM. Auf die stark abfallenden GW-Stände im Bereich des sekundären Randgehänges (K8-K11) wurde bereits oben hingewiesen.

Wie aus den U_{20} -Werten der 16 ausgewählten Standorte erkennbar (Tab. 22, Anhang A), führten die höheren Niederschläge während der Vegetationsperiode 1990 zu ausgeglicheneren GW-Verhältnissen. In diesem Zeitraum erreichten die Standorte auf den unabgetorften Oberflächen des DM. dieselben hydrologischen Kennwerte wie die Regenerationsflächen des K.M. in der trockeneren Vorjahresperiode.

Bei einer Auswertung der Abb. 17 und 18 nach Vegetationseinheiten wird nochmals deutlich, daß sich unter den Standorten mit U_{20} -Werten von über 75% (in der Vegetationsperiode 1989) sowohl baumarme Regenerationsflächen als auch Birkenwälder mit regenerierender Moorvegetation in der Bodenschicht befinden. Dabei spielt es offensichtlich keine Rolle, ob unter dem Birkenschirm eine *Sphagnum fallax-Erica*-, *Sph. fallax-Eriophorum vaginatum*- oder *Sph. fallax-Molinia*-Gesellschaft ausgebildet ist. Diese unterschiedlichen Pflanzengesellschaften lassen sich durch den GW-Faktor nicht differenzieren. Aus der Gruppe der Standorte mit Regeneration fallen lediglich D22, D24 und K8 durch geringere Verweilzeiten des GW oberhalb der

Marke von -20 cm heraus. Ihre Einordnung bereitete auch bei der pflanzensoziologischen Bearbeitung Schwierigkeiten. Vor allem bei K8 gehen die festgestellten Sphagnenvorkommen möglicherweise auf lokale Vernässungen zurück, die durch den GW-Meßpunkt nicht wiedergegeben werden.

Die baumarmen Hochmoordegenerationsstadien und die Moorbirkenwälder ohne Regeneration lassen sich besser, wenngleich auch nicht vollständig, anhand der beiden ausgewählten GW-Kenngrößen differenzieren: Der trockene Flügel der Birkenwälder mit den Ausbildungen von *Molinia* (typ. Var. und Var. von *Deschampsia flexuosa*) und von *D. flexuosa* läßt sich durch die fast vollständig fehlenden oberflächennahen Wasserstände, bei entsprechend tiefen GW-Mittelwerten, von allen übrigen Vegetationseinheiten abtrennen. Die *Eriophorum vaginatum*-Variante der *Molinia*-Birkenwälder vermittelt hinsichtlich der U_{20} -Werte zwischen den trockenen und den feuchten Birkenwaldgesellschaften, die in der Krautschicht von *E. vaginatum* oder *Empetrum* dominiert werden. Allerdings ist das Reifestadium des *Empetrum*-Birkenwaldes (K9) durch einen sehr niedrigen U_{20} -Wert charakterisiert.

Eine hydrologische Differenzierung zwischen der *E. vaginatum*-Ausbildung des Moorbirkenwaldes und den verschiedenen baumarmen Degenerationsstadien, sowie innerhalb der letzteren, scheint nicht möglich zu sein. Die U_{20} -Werte der entsprechenden Standorte im DM. bewegen sich alle zwischen ca. 40-60%. Der Grund für diese zunächst überraschende Tatsache liegt vermutlich darin, daß die Hälfte dieser Flächen (D9-D12 und D21-D25) durch Aufstaumaßnahmen 4-8 Jahre vor der Untersuchung Veränderungen in ihrem GW-Regime erfahren haben. Eine Anpassung der Vegetation an diese neuen hydrologischen Bedingungen hat seitdem erst unvollständig stattgefunden (s.u.).

8.3.5. Klassifizierung der Standorte nach U_{20}

In Tab. 9 sind die 49 untersuchten Standorte in einem einfachen Klassifizierungsschema zusammengestellt. Differenzierender Faktor ist der U_{20} -Wert während der Vegetationsperiode 1989, zusätzlich wird die Spanne der mittleren GW-Stände mit angegeben.

Abschließend sollen diese GW-Klassen mit den in Kap. 8.1.2. dargestellten "Natürlichkeitsstufen" der Vegetation korreliert werden. Dazu wird die Verteilung der Standorte aus den "Natürlichkeitsstufen" 1-5 auf die ebenfalls 5 GW-Klassen untersucht. Das Ergebnis dieser Berechnung ist in Tab. 10 dargestellt. Wie aufgrund der bisherigen Analysen zu erwarten, zeigt sich eine gute Korrelation zwischen beiden Klassifikationen, d.h. die Standorte mit der "natürlichsten" Vegetation fallen in die oberen beiden GW-Klassen und auch die unteren drei "Natürlichkeitsstufen" finden sich mit

der Mehrheit ihrer Standorte entsprechend in den unteren GW-Klassen wieder.

GW-Klasse	Standorte	-20 cm Überschreitungs- dauer [in % der Meßperiode]	mittlerer GW-Stand [cm]
1	D7, K1, D1, K14, D8, K16, K20, K19, K17	100	+1.6 bis -12.7
2	K4, K18, K21, K15, K6, K3 K13, K5, K2	75 - 99	-6.5 bis -15.2
3	D5, K12, D22, D9, D23, D13, D24, D17, D20, D6, D25, D21	50 - 74	-13.5 bis -21.5
4	D19, D4, D10, D3, D12, D11, D18, K22, K8, D26	25 - 49	-20.7 bis -29.9
5	K9, K7, D2, K10, D16, D14, K11, D15, D27	0 - 24	-28.2 bis -89.4

Tab. 9: Grundwasser-Klassifizierung der Standorte nach der -20 cm Überschreitungs-dauer (\bar{U}_{20}).

"Natürlichkeitsstufe" der Vegetation	GW-Klassen				
	1	2	3	4	5
1 (n=1)	1 100%				
2 (n=9)	4 44%	5 56%			
3 (n=15)	3 20%	3 20%	7 47%	2 13%	
4 (n=11)	1 9%		4 36%	5 46%	1 9%
5 (n=13)		1 8%	1 8%	3 23%	8 61%

Tab. 10: Korrelierung der "Natürlichkeitsstufen" der Vegetation mit den Grundwasser-Klassen; angegeben ist, zu welchen Anteilen sich die Standorte der "Natürlichkeitsstufen" auf die GW-Klassen aufteilen.

Interessant ist jedoch, daß eine ganze Reihe von Standorten um ein bis zwei, z.T. sogar drei Stufen günstigere GW-Verhältnisse aufweisen, als aufgrund ihres Arteninventars zu erwarten wäre. Dies betrifft im DM. die Flächen D1, D7, D8, D12, D13, D17, D20, D21, D26 und im K.M. K1, K5, K8, K13-K16 und K19-K22. Verständlicherweise befinden sich sämtliche minerotroph beeinflussten Standorte (D1, D13, K15, K22) in dieser Gruppe. Bei ihnen wird der Anteil hochmoorfremder Vegetation nicht durch niedrige Wasserstände sondern durch ein besseres Nährstoffangebot gefördert. Das gleiche

gilt ebenfalls für die Stichtanten-nah gelegenen Standorte K20 und K21 sowie für die aktiv bewässerten Flächen D7 und D8 (s.u.).

Bei den übrigen Standorten ist die aufgezeigte Diskrepanz jedoch als Hinweis auf den teilweise reliktsichen Charakter der gegenwärtigen Vegetationszusammensetzung zu werten. Hier haben sich die Grundwasserverhältnisse in der jüngeren Vergangenheit verbessert (im DM. durch Anstaumaßnahmen, im K.M. durch weitgehend natürliche Prozesse, s. Kap. 8.8. und 8.9.). Die Vegetation stellt sich erst allmählich auf die neuen Bedingungen ein, da viele Kremnominerobionten, wie *Betula pubescens* und *Molinia*, ein langes Beharrungsvermögen besitzen.

Negative Abweichungen der "Natürlichkeitsstufen" von den entsprechenden GW-Klassen sind bei der in Tab. 10 dargestellten Korrelation sehr viel seltener. Nur D2, D4 und D10 wurden von ihrer Vegetationszusammensetzung her um eine Stufe besser einklassifiziert als aufgrund ihres hydrologischen Kennwertes. In Analogie zu den oben gemachten Ausführungen kann angenommen werden, daß an diesen Standorten eine weitere Degeneration der ursprünglichen Hochmoorvegetation eintreten wird.

8.4. Chemismus des Moorwassers

8.4.1. pH-Wert

Die pH-Medianwerte sämtlicher Standorte für die Vegetationsperiode 1989 sind in Abb. 19 dargestellt. Die numerischen Werte finden sich, zusammen mit den Angaben über Standardfehler und Amplituden, in Tab. 23, Anhang A. Für die Interpretation der Abbildung ist wiederum Tab. 14 auf Seite 77a hinzuzuziehen.

Die drei minerotroph beeinflussten Standorte des DM. heben sich mit mittleren pH-Werten zwischen 4,2 und 4,6 deutlich von sämtlichen anderen Untersuchungsflächen ab. Im K.M. werden relativ hohe Werte (3,8-4,0) in den Regenerationskomplexen am Kleinen Teich erreicht. Hier ist allerdings eine Beeinflussung durch Mineralbodenwasser aufgrund der Vegetationszusammensetzung sowie der anderen Moorwasser-Parameter (s. Kap. 8.4.2.) sehr unwahrscheinlich.

Die trockensten, *Molinia*- oder *Deschampsia flexuosa*-dominierten Birkenwälder des K.M. fallen auf der anderen Seite durch extrem niedrige Medianwerte von pH 3,2-3,3 auf. Sämtliche übrigen Standorte liegen in einem engen mittleren pH-Bereich von 3,4-3,7. Hier lassen sich, wie aus Tab. 24, Anhang A, hervorgeht, nur wenige signifikante Unterschiede zwischen den sehr verschiedenen Vegetationstypen der ausgewählten Standorte nachweisen.

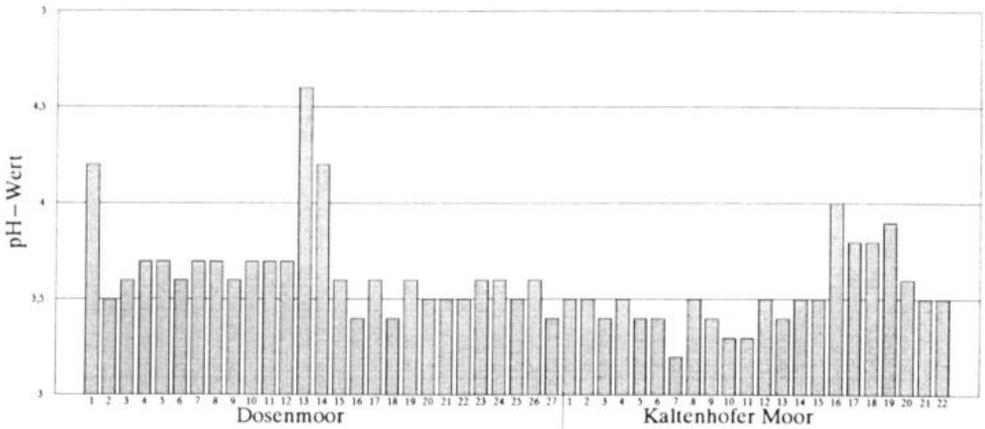


Abb. 19: pH-Werte des Moorwassers an den Standorten D1-D27 und K1-K22. Dargestellt sind die Medianwerte aus $n=10$ Einzelmessungen während der Vegetationsperiode 1989 (D27 und K14: $n=9$, K10: $n=8$); bei K13 wurde wegen anfänglicher Kontamination das Winterhalbjahr (9.10.1989–30.3.1990, $n=9$) ausgewertet, vgl. Kap. 6.3.

Insgesamt ergibt sich aus Abb. 19 eine Tendenz zu niedrigeren pH-Werten im K.M. In diesem Gebiet unterscheiden sich die Regenerationsflächen (abgesehen von den oben genannten Standorten am Kleinen Teich) nicht von den trockeneren Moorbirkenwäldern des unteren Randgehänges (K8 und K9), während im DM. die niedrigeren pH-Werte meist an trockenen und bewaldeten Standorten anzutreffen sind. In beiden Untersuchungsgebieten läßt sich eine signifikante, jedoch nur schwache Korrelation zwischen den pH-Medianwerten und den mittleren Wasserständen der einzelnen Standorte nachweisen (Tab. 11).

	GW: pH	GW: Na	GW: K	GW: Ca	GW: Mg	GW: NH ₄	GW: PO ₄
Dosenmoor	0.451 *	-0.818 **	-0.556 **	-0.458 *	-0.929 **	-0.790 **	-0.804 **
Kaltenh. Moor	0.527 *	-0.339	0.025	-0.221	-0.428	-0.705 **	-0.518 *
beide Moore	0.329 *	-0.384 *	-0.247	-0.174	-0.708 **	-0.766 **	-0.700 **

Irrtumswahrscheinlichkeit: * $p < 0.05$ ** $p < 0.01$

Tab. 11: Korrelationskoeffizienten (r) zwischen dem mittleren GW-Stand und den Mittelwerten der chemischen Moorwasser-Parameter; Anzahl der ausgewerteten Standorte: DM.: $n=24$ (für pH) bzw. $n=22$ (für alle übrigen Parameter), K.M.: $n=20$.

Der sekundäre Laggstandort K15 unterscheidet sich durch seinen pH-Medianwert nicht von den zentralen Regenerationsflächen des K.M. Offensichtlich haben die wüchsigen Sphagnumdecken über dem in 80 cm Tiefe anstehenden Mineralboden bereits wieder zu einer starken (oberflächlichen) Versauerung dieses nassen Birkenwaldes beigetragen. Lediglich der zeitweilige pH-Anstieg bis auf 4,2 (s. Tab. 23, Anhang A) deutet auf einen geringfügigen Einfluß minerotrophen Wassers in diesem Bereich hin.

Bei K22 ist eine direkte Beeinflussung durch Mineralbodenwasser aufgrund des pH-Wertes als unwahrscheinlich anzusehen. Sowohl der Medianwert als auch die Amplitude während der Vegetationsperiode sind niedrig bzw. gering und unterscheiden sich nicht signifikant von den Werten der ombrotrophen Standorte (s. Tab. 24, Anhang A). Die Tatsache, daß hier sowohl eine mesotrophe Vegetation als auch z.T. deutlich erhöhte Nährstoffkonzentrationen im Moorwasser anzutreffen sind, erklärt sich vermutlich aus der exponierten Lage dieses Standorts am unmittelbaren Ostrand des Moores.

8.4.2. Makro-Nährstoffe

Die numerischen Werte der arithmetischen Mittel, Standardabweichungen und Amplituden für sämtliche der in diesem Kapitel besprochenen Nährstoffe finden sich in Tab. 23, Anhang A. In die Interpretation der Blockdiagramme ist auch hier Tab. 14 auf Seite 77a einzubeziehen, in der die Vegetationseinheiten und Strukturelemente der einzelnen Standorte zusammengefaßt sind. Die Standorte D25 und D26 wurden in der Meßperiode 1989 nicht beprobt, so daß hierfür keine Ergebnisse der entsprechenden Kationenuntersuchungen mitgeteilt werden können.

8.4.2.1. Natrium

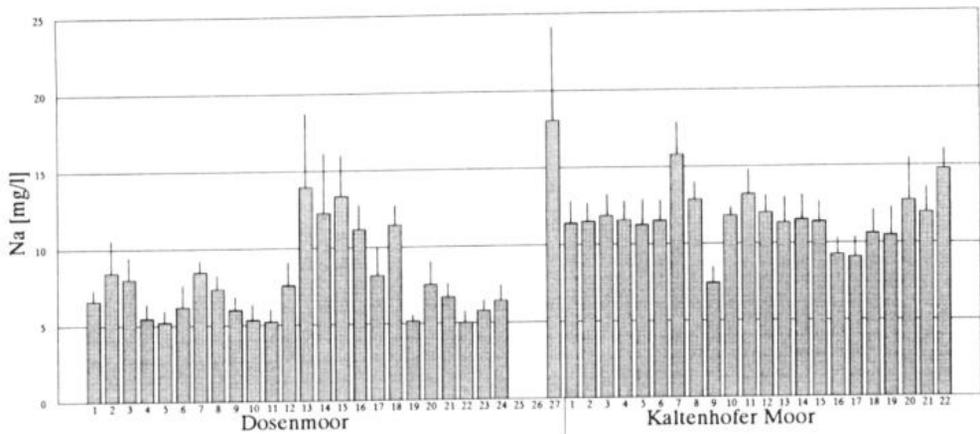


Abb. 20: Natrium-Konzentrationen des Moorwassers an den Standorten D1-D27 (ohne D25 und D26) und K1-K22. Angegeben ist jeweils der arithmetische Mittelwert plus Standardabweichung für die Meßperiode 17.4.-26.9.1989. Anzahl der Einzelmessungen: n=8, davon abweichend: D15 (n=6) und K10 (n=5), vgl. Kap. 6.3.

Dieses nicht im eigentlichen Sinn als pflanzlicher Makro-Nährstoff zu bezeichnende Element wurde in die Auswertung einbezogen, da es interessante Aussagen über den Vergleich beider Moore ermöglicht. Wie aus der Darstellung der Mittelwerte in Abb. 20 erkennbar wird, ergeben sich die Na-Gehalte des Moorwassers offensichtlich aus der sich überlagernden Wirkung zweier Einflußfaktoren:

- Ein vermutlich exogener Faktor führt im K.M. zu im Schnitt fast doppelt so hohen Na-Konzentrationen wie im DM. Es liegt nahe, diesen auffallenden Unterschied mit der Ostsee-exponierten Lage des K.M. auf der Halbinsel des "Dänischen Wohlds" in Verbindung zu bringen (s. Kap. 9.3.).
- Eine zweite Größe, die für das Zustandekommen der festgestellten Na-Konzentrationen verantwortlich ist, tritt nur im DM. deutlich zu Tage: die Höhe des mittleren GW-Standes an den jeweiligen Standorten. Der Korrelationsfaktor zwischen den mittleren Na- und GW-Werten der nicht minerotroph beeinflussten Standorte ist statistisch hochsignifikant (Tab. 11). Dagegen läßt sich im K.M. keine gesicherte Beziehung nachweisen und auch über beide Moore gerechnet ist der Korrelationsfaktor sehr niedrig. Im DM. fallen dementsprechend die Standorte des Randgehänges (und der sekundäre Randsumpf D13) durch hohe Na-Gehalte auf, im K.M. sind es – in sehr viel geringerer Weise – ebenfalls einzelne Standorte des Randgehänges sowie K22 am östlichen Moorrand. Die Werte auf den weniger stark degenerierten bzw. auf den angestauten Standorten des DM. sind demgegenüber als sehr gering einzustufen.

Der oben genannte Unterschied zwischen beiden Gebieten wird auch beim Test auf signifikante Differenzen zwischen den Meßreihen der 17 ausgewählten Standorte deutlich (Tab. 25, Anhang A):

Die beste Differenzierung durch Na ergibt sich zwischen den beiden Mooren, etwas geringer ist sie innerhalb des DM., während sich im K.M. fast nur K16 und K22 signifikant von den übrigen ausgewählten Standorten unterscheiden.

8.4.2.2. Kalium

Die Kalium-Mittelwerte und -Standardabweichungen während der Vegetationsperiode 1989 sind für die 47 untersuchten Standorte in Abb. 21 dargestellt. Im Gegensatz zu Na zeigt dieses sehr mobile Kation große Konzentrationsschwankungen zwischen den einzelnen Meßterminen. Die Standardabweichungen erreichen teilweise dieselbe Größenordnung wie der arithmetische Mittelwert. Dieser Effekt tritt vor allem im DM. auf, während sich im K.M. nur die minerotrophen Standorte durch eine starke Streuung der Meßwerte auszeichnen.

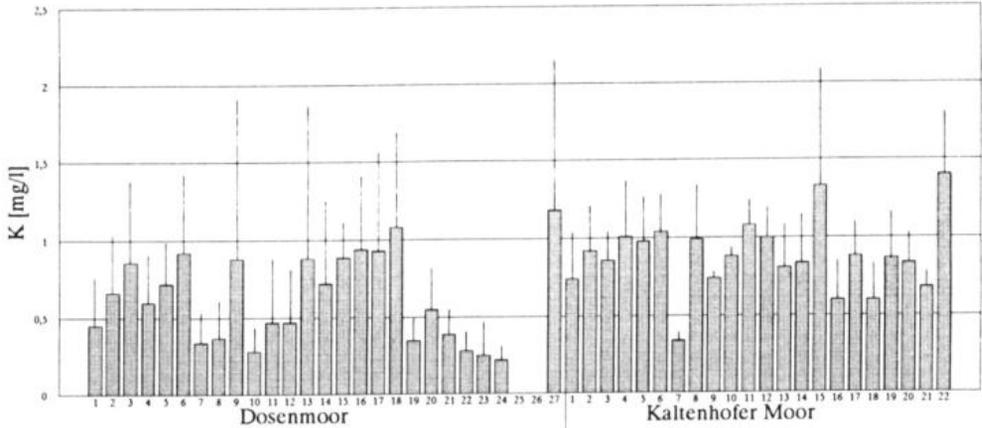


Abb. 21: Kalium-Konzentrationen des Moorwassers. Erläuterungen s. Abb. 20. Abweichende Meßperiode: K12 und K13 (9.10.1989-30.3.1990, n=9), abweichende Anzahl der Einzelmessungen: D15 (n=7), K10 (n=5) und K19 (n=5).

Insgesamt sind im K.M. höhere Kalium-Konzentrationen festzustellen als im Vergleichsgebiet, bei gleichzeitig geringerer Differenzierung der verschiedenen Strukturbereiche durch diesen Parameter. Die Mittelwerte liegen hier meist zwischen 0,7–1,0 mg/l. Nur der Stichtanten-nahe Standort K7 zeichnet sich durch gleichbleibend niedrigere K-Werte aus, während andererseits die randlichen Standorte K15 und K22 durch Mittelwerte von deutlich über 1,0 mg/l (bei hohen Schwankungsamplituden) auffallen. Dementsprechend lassen sich im K.M. nur sehr wenige der ausgewählten Standorte durch diesen Faktor statistisch gesichert von den übrigen unterscheiden (Tab. 26, Anhang A).

Im DM. werden die Standorte deutlicher durch ihre mittleren K-Konzentrationen aufgetrennt (Abb. 21). Infolge der stark schwankenden Meßwerte während der Untersuchungsperiode erlauben die Mittelwerte jedoch nur eine eingeschränkte Unterscheidung der Standorte untereinander, wie auch zwischen den beiden Mooren, was aus dem Vorzeichentest in Tab. 26 erkennbar wird. Niedrige K-Mittelwerte zwischen 0,3 und 0,4 mg/l kennzeichnen die aktiv bewässerten Flächen sowie die meisten der angestauten, z.T. entkusselten Standorte auf der zentralen und der südlichen Hochfläche. Hohe Werte zwischen 0,7 und 1,1 mg/l finden sich in den dichteren Jungbirkenstadien (D2, D3, D6) und in den Moorbirkenwäldern des Randgehänges wie des sekundären Laggs.

Aus den oben getroffenen Feststellungen läßt sich bereits schließen, daß im K.M. während der Untersuchungsperiode keine signifikante Beziehung zwischen den mittleren K-Konzentrationen und dem Mittel des Grundwasser-

standes bestand. Dagegen war im DM. eine mäßig starke, jedoch hochsignifikante Abhängigkeit zwischen diesen beiden Parametern festzustellen (Tab. 11).

8.4.2.3. Kalzium

Die Mittelwerte und Standardabweichungen der Ca-Moorwasserkonzentrationen sind in Abb. 22 dargestellt. Aufgrund ihrer Ca-Gehalte lassen sich die Standorte D13 und D14 am Südrand des DM. eindeutig als minerogen beeinflusst kennzeichnen. Neben den in 20 bzw. 50 cm anstehenden Niedermoortorfen sind hierfür im Fall von D13 gelegentliche Überschwemmungen durch die Dosenbek nach außergewöhnlichen Regenereignissen verantwortlich (vgl. Kap. 5.1.) Dies konnte z.B. am 31.7.89 beobachtet werden. Der Ca-Gehalt im Meßbrunnen von D13 betrug an diesem Tag über 30 mg/l. Dagegen fällt der randliche Standort K22 durch einen vergleichsweise geringen Ca-Mittelwert auf. Der mesotrophe Charakter der Vegetation an diesem Standort läßt sich offensichtlich nicht auf dieses Element zurückführen.

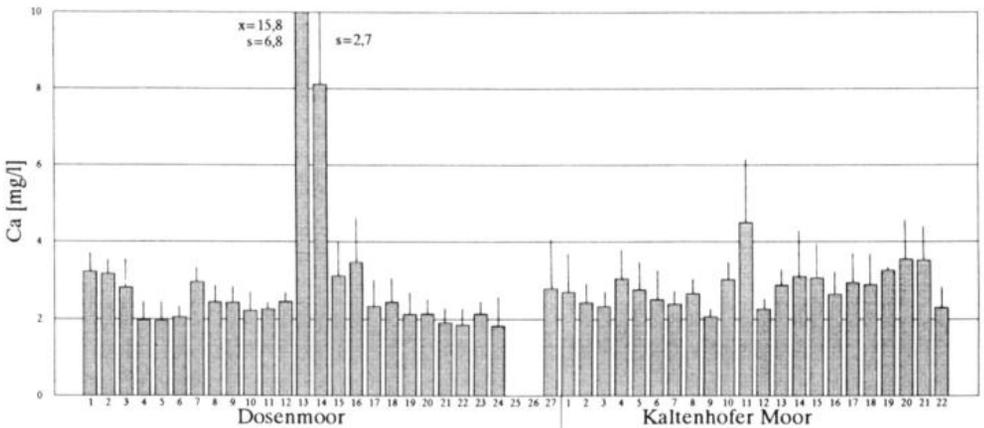


Abb. 22: Kalzium-Konzentrationen des Moorwassers. Erläuterungen s. Abb. 20. Abweichende Meßperiode: K12 und K13 (9.10.1989–30.3.1990, n=9), abweichende Anzahl der Einzelmessungen: D15 (n=7), K10 (n=5) und K19 (n=5).

Abgesehen von den minerotropen Standorten des DM. und von dem Ca-reichen Meßpunkt K11 im Randgehänge des K.M. sind sowohl die Unterschiede zwischen den Standorten als auch die Streuungen innerhalb der Meßreihen deutlich geringer als bei dem vorangehend besprochenen Element Kalium. Die kleine Spanne zwischen den Ca-Mittelwerten der meisten Stand-

orte macht sich in der geringen Anzahl signifikanter Unterschiede bei den ausgewählten Meßpunkten, besonders innerhalb des K.M., bemerkbar (Tab. 27, Anhang A).

Im DM. erscheinen die Ca-Konzentrationen auf den beiden baumarmen Regenerationsflächen D1 und D7 geringfügig erhöht. Im ersten Fall liegt vermutlich ein schwacher, aber stetiger Eintrag aus den Kiesschüttungen des angrenzenden Hauptdamms vor. Im Fall der aktiv bewässerten Fläche D7 könnte die Anreicherung eventuell als Hinweis auf erhöhte Ca-Einträge durch die Schlauchverrieselung zu interpretieren sein; dies wird aber durch den benachbarten Standort D8 nicht bestätigt. Im Gegensatz zu den Verhältnissen bei K liegt Ca in den unterschiedlichen Bewaldungsstadien von Transekt I (D4-D6) in ähnlich niedrigen Konzentrationen vor wie auf der angestauten Entkusselungsfläche D22-D24. Die höchsten Ca-Gehalte im Moorwasser ombrotropher Standorte (i.w.S., vgl. Kap. 9.1.) finden sich im DM. (abgesehen von D7) im dichten, entwässerten Jungbirkenbestand (D2) sowie in den Molinia-Ausbildungen des Birkenwaldes im überformten Randgehänge (D15 und D16).

Die im DM. erkennbare Tendenz zu geringeren Ca-Konzentrationen in den weniger stark degenerierten Hochmoorstadien läßt sich im K.M. nicht in der gleichen Form wiederfinden. Hier streuen die Mittelwerte z.B. innerhalb von Transekt II (K1-K6) wie auch im anschließenden Randgehänge (mit Ausnahme von K11) im Bereich zwischen 2,0-3,0 mg/l, ohne daß eine klare Beziehung zum jeweiligen Vegetationstyp erkennbar wäre. Nur bei Transekt IIIa (K16-K21) ist aus Abb. 22 eine Zunahme der mittleren Ca-Konzentrationen von den baumfreien Regenerationsflächen zu den Moorbirkenbeständen (mit Regeneration) abzulesen.

Dementsprechend läßt sich wie bei den vorangegangenen Elementen im DM. eine signifikante, wenngleich nur schwach ausgeprägte Korrelation zwischen den Ca- und den GW-Mittelwerten nachweisen. Dagegen ist im K.M. wiederum keine derartige Abhängigkeit festzustellen (Tab. 11.).

8.4.2.4. Magnesium

Die graphische Darstellung der Mg-Mittelwerte in Abb. 23 ergibt eine in den Grundzügen ähnliche Verteilung wie bei Na: Die Standorte des DM. sind im Schnitt durch deutlich niedrigere Mg-Gehalte des Moorwassers gekennzeichnet, zudem werden sie durch dieses Element besser differenziert als die Vergleichsflächen im K.M. Folglich finden sich bei den ausgewählten Meßpunkten (s. Tab. 28, Anhang A) sowohl innerhalb des DM. als auch beim Vergleich beider Gebiete mehr hochsignifikante Unterschiede als innerhalb des K.M.

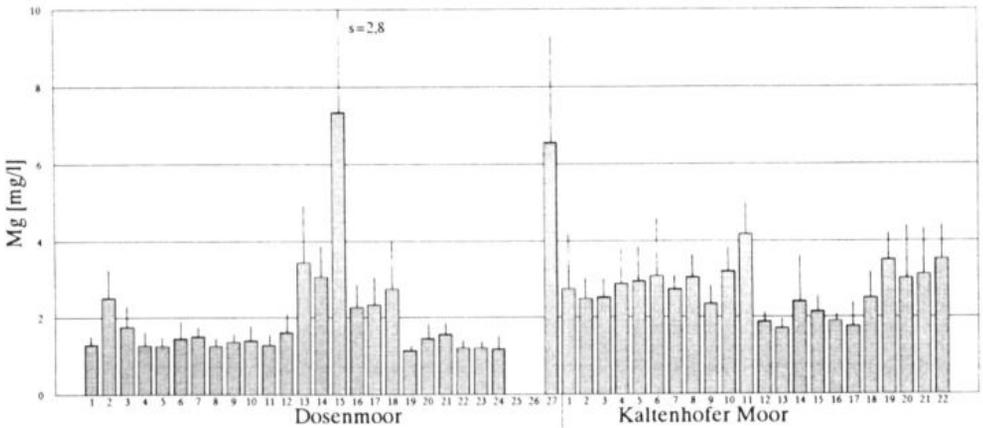


Abb. 23: Magnesium-Konzentrationen des Moorwassers. Erläuterungen s. Abb. 20. Abweichende Meßperiode: K12 und K13 (9.10.1989-30.3.1990, n=9), abweichende Anzahl der Einzelmessungen: D15 (n=7), K10 (n=5) und K19 (n=5).

Die Mg-Mittelwerte von D1-D27 verlaufen in auffälliger Weise gegengleich zu den mittleren GW-Ständen der jeweiligen Standorte (vgl. Abb. 17). Diese bereits optisch erkennbare, negative Korrelation findet rechnerisch ihren Ausdruck in einem hochsignifikanten Koeffizienten, wohingegen sich im K.M. keine entsprechende Beziehung statistisch absichern läßt (Tab. 11).

Auf die Werte für die einzelnen Strukturbereiche des DM. soll hier nicht im Detail eingegangen werden – die entscheidenden Unterschiede ergeben sich unmittelbar aus Abb. 23 unter Verwendung von Tab. 14 auf Seite 77a.

Herausgestellt sei lediglich, daß sich die Mächtigkeit des durchlüfteten Torfkörpers im Randgehänge bei D15 und D27 in stark erhöhten Mg-Werten des Moorwassers unterhalb dieses Mineralisationshorizontes ausdrückt. Dies gilt in abgeschwächter Form auch für K11. Dagegen fallen die minerotrophen Standorte D13 und D14 durch nur mäßig erhöhte Mg-Mittelwerte auf. Für die vergleichsweise hohen Werte unter der Moorbirkengruppe von D18 (auch dies eine Parallele zur Na-Verteilung) kann bisher keine Erklärung gegeben werden. Der hohe GW-Stand und die Lage am Rand der restlichen Moorhochfläche ließen hier eigentlich ähnliche Konzentrationen wie bei D20 und D21 erwarten.

Im K.M. deutet sich bei Transekt IIIa, entsprechend den Verhältnissen bei Na und Ca, eine Zunahme der Mg-Gehalte vom Zentrum zu den Rändern des Torfstichkomplexes an. Allerdings umfaßt die Mg-Amplitude dieser hochmoorartigen Vegetationstypen die entsprechenden Konzentrationen dreier Standorte aus dem sekundären Randgehänge.

8.4.2.5. Ammonium

Anders als bei den vorangehend besprochenen Nährionen ergeben die Mittelwerte für NH_4 eine feinabgestufte Auftrennung der Standorte in beiden Untersuchungsgebieten (Abb. 24 und 25). Dabei ist jedoch zu beachten, daß die Amplituden der Ammoniumkonzentrationen (Tab. 23, Anhang A) sowohl bei 4- als auch bei 12-maliger Probennahme sehr hoch waren. Das Maximum der NH_4 -Gehalte wurde an fast allen Standorten während des tiefsten Wasserstandes am 7.8.1990 festgestellt.

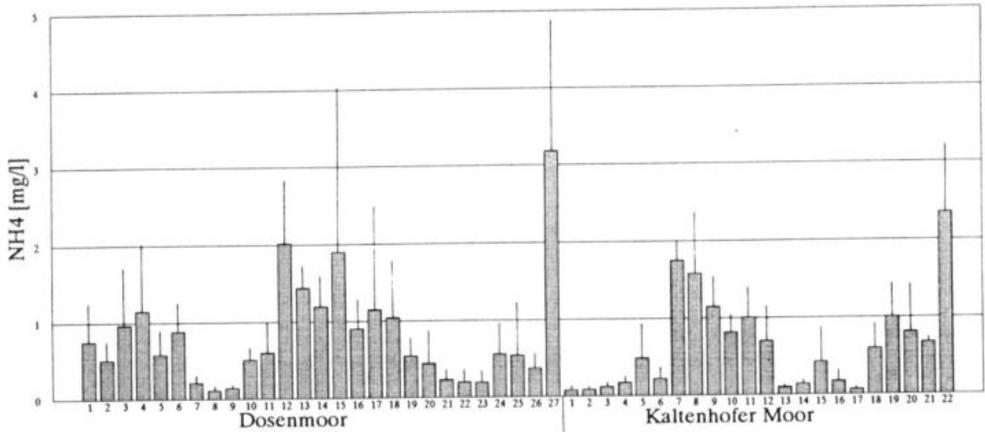


Abb. 24: Ammonium-Konzentrationen des Moorwassers (n=4) an den Standorten D1-D27 und K1-K22. Angegeben ist jeweils der arithmetische Mittelwert plus Standardabweichung der 4 Einzelmessungen in der Vegetationsperiode 1990.

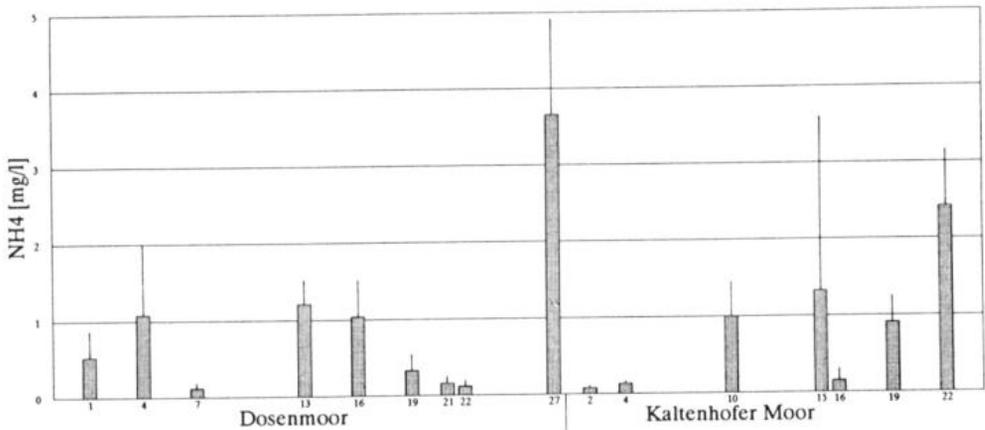


Abb. 25: Ammonium-Konzentrationen des Moorwassers (n=12) an 16 ausgewählten Standorten. Angegeben ist jeweils der arithmetische Mittelwert plus Standardabweichung der 12 Einzelmessungen in der Vegetationsperiode 1990.

Die starke Streuung der Einzelwerte um das arithmetische Mittel geht auch aus den Standardabweichungen hervor, die z.T. die Größenordnung des jeweiligen Mittelwertes erreichen oder, wie im Fall von K15 (Abb. 25), sogar noch darüber liegen. Da es sich jedoch um zeitlich verbundene Meßreihen handelt, bei denen die Konzentrationsschwankungen mehr oder weniger gleichzeitig erfolgten, lassen sich dennoch die meisten der 16 ausgewählten Standorten (bei $n=12$ Ablesungen) statistisch signifikant voneinander unterscheiden (Tab. 29, Anhang A).

Die folgende Auswertung der Ammonium-Messungen wird auf der Grundlage der viermaligen Ablesungen durchgeführt, die für alle Standorte vorliegen (Abb. 24). Eine Verdreifachung der Meßtermine von 4 auf 12 führte bei den betreffenden 16 Standorten zu ähnlichen Ergebnissen (Abb. 25). Hier sind die Konzentrationen der NH_4 -ärmsten Flächen sogar noch etwas geringer, während sich bei den reicheren Flächen Abweichungen in beide Richtungen ergeben, die jedoch am Gesamtbild nichts ändern. Lediglich der sekundäre Laggstandort K15 unterscheidet sich erst bei zweiwöchentlicher Probennahme deutlich von den meisten der nicht minerotrophen Regenerationsflächen.

Insgesamt finden sich im DM. sehr geringe NH_4 -Konzentrationen auf der aktiv bewässerten Fläche und auf den angestauten, z.T. entkusselten Parzellen, im K.M. vor allem in den baumarmen Bereichen der regenerierenden Torfstichkomplexe. Bemerkenswert sind die ebenfalls minimalen Ammoniumgehalte des Moorwassers in den alten Moorbirkenbeständen mit Regeneration K13 und K14 (nicht jedoch von K12, s.u.).

Die in zunehmender Bewaldung befindlichen Degenerationsstadien D3-D6 unterscheiden sich - anders als bei Na, Ca und Mg - durch höhere NH_4 -Gehalte deutlich von den bewässerten bzw. entkusselten und angestauten Flächen des DM. Der hohe Mittelwert bei D4 geht allerdings möglicherweise auf eine zeitweilige Kontamination des Standorts durch Rehharn zurück, da diese Moorparzelle einem starken Äsungsdruck unterliegt. Der regenerierende Handtorfstich D1 weist vergleichsweise hohe Konzentrationen auf, die vermutlich, wie im Fall von Ca, auf den Eintrag aus der Kiesschüttung des Hauptdamms zurückzuführen sind. Hinzu kommen Mineralisierungsprozesse in den mehr als 1 m hohen Stichtanten. Für die extrem hohen Meßwerte von D12 kann keine sichere Erklärung gegeben werden. Die auffällige Häufung euminerotraphenter Arten an diesem Standort (vgl. Tab. 38, Anhang A) zeugt ebenfalls von einer lokalen Stickstoffanreicherung, die allerdings mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht auf Mineralbodenwassereinfluß zurückgeht. Naheliegend ist auch hier eine Nährstoffzufuhr durch Tierexkremete.

Das großräumige Transekt am Südrand des DM. ergibt eine fast ununterbrochene Abnahme der NH_4 -Moorwassergehalte vom unteren Randgehänge (D15) bis auf die heute birkenfreien Standorte der restlichen Hochfläche. Die

nördlichen Teile der Entkusselungsparzelle (D22 und D23) lassen sich dabei durchaus mit den hochmoorähnlichsten Bereichen des K.M. vergleichen. Bemerkenswert sind die niedrigen Werte der noch bewaldeten, aber ebenfalls angestauten Ränder dieser Fläche (D20, D21 und D26). Die mit Abstand höchsten NH_4 -Mittelwerte wurden an dem tiefentwässerten Standort D27 im mittleren Randgehänge festgestellt.

Im K.M. zeichnet sich gleichfalls das sekundäre Randgehänge durch hohe Ammonium-Konzentrationen aus, hier allerdings vor allem der untere Teil der geneigten Fläche. Auffallend ist in diesem Untersuchungsgebiet die deutliche Zunahme der Werte innerhalb der beiden Transekte II und IIIa, jeweils vom Zentrum der Regenerationsfläche zu den Rändern. Auf dieses Phänomen wird im folgenden genauer eingegangen. Das Maximum der NH_4 -Konzentrationen wird im K.M. bei K22 am östlichen Moorrand erreicht. Zusammen mit den ebenfalls hohen Phosphatwerten (s.u.) erklärt sich vermutlich dadurch der mesotrophe Charakter der Vegetation an diesem Standort.

Die in den obigen Ausführungen implizierte Abhängigkeit der mittleren NH_4 -Gehalte des Moorwassers ombrotropher Standorte (i.w.S.) von der Höhe des mittleren Wasserstandes bestätigt sich in der Korrelationsanalyse (Tab. 11). Im DM. ist dieser (negative) Zusammenhang etwas stärker als im K.M., jedoch ist er sowohl bei getrennter wie auch bei gemeinsamer Auswertung beider Gebiete statistisch hochsignifikant. Dies ist als Hinweis darauf zu werten, daß die im Grundwasser auffindbaren NH_4 -Mengen in erster Linie von der Mächtigkeit der mineralisierenden Torfhorizonte abhängig sind und nicht – wie bei Na, K, und Mg – stark durch lagespezifische Faktoren des jeweiligen Moores (natürliche und anthropogen bedingte Stoffeinträge) überprägt werden.

Dennoch zeigen im K.M. die Moorbirkenwälder mit Regeneration ein sehr heterogenes Bild. Ungeachtet der fast durchgängig hochmoortypischen Grundwasserstände dieser Standorte treten gravierende Differenzen in den mittleren NH_4 -Konzentrationen auf (Abb. 24). Bei genauerer Betrachtung der Vegetationsverhältnisse ergeben sich als vermutlich entscheidende Faktoren: der Deckungsgrad der Torfmoose sowie die Mächtigkeit der bisher neugebildeten Sphagnumablagerungen (Aufwuchs) an den einzelnen Meßpunkten (Tab. 12, Abb. 26a und b). So zeichnen sich die NH_4 -reichen Standorte durch (bisher) geringe Deckung der torfproduzierenden Moose und entsprechend niedrige Aufwuchshöhen in unmittelbarer Nähe der Meßbrunnen aus. Markante Ausnahmen hiervon sind lediglich die beiden sehr Stichtanten-nah gelegenen Punkte K20 und K21. Da sie zudem direkt neben einer Torfbank liegen, was aus den Aufwuchsmächtigkeiten nicht ersichtlich ist, wurden sie aus den Korrelationsberechnungen ausgeklammert (Tab. 13).

Standort	Sphagnen- deckung* [%]	Aufwuchs- mächtigkeit [cm]	NH4 [mg/l]	PO4 [mg/l]	* Umgerechnet aus den Braun-Blanquet'schen Artmächtigkeitsklassen nach folgendem Schlüssel: r, +, 1 = 0% 2m = 1% 2a = 10% 2b = 20% 3 = 37.5% 4 = 62.5% 5 = 87.5%
K1	63,5	28	0,08	0,01	
K2	82,5	48	0,09	0,00	
K3	20,0	53	0,12	0,00	
K4	63,5	40	0,17	0,01	
K5	63,5	15	0,49	0,07	
K6	82,5	57	0,22	0,01	
K8	3,0	0	1,58	0,08	
K12	6,0	0	0,70	0,12	
K13	60,5	25	0,10	0,00	
K14	63,0	25	0,14	0,00	
K16	100,0	27	0,17	0,00	
K17	75,0	30	0,07	0,01	
K18	12,0	11	0,59	0,00	
K19	1,0	2	1,01	0,16	
(K20)	87,5	27	0,81	0,00	
(K21)	62,5	41	0,67	0,00	

Tab. 12: Zusammenhang zwischen dem Deckungsgrad der Sphagnen bzw. der Mächtigkeit des Aufwuchses und den mittleren NH4- und PO4-Konzentrationen des Moorwassers im Kaltenhofer Moor (Standorte im Einflußbereich von Torfstichkanten eingeklammert).

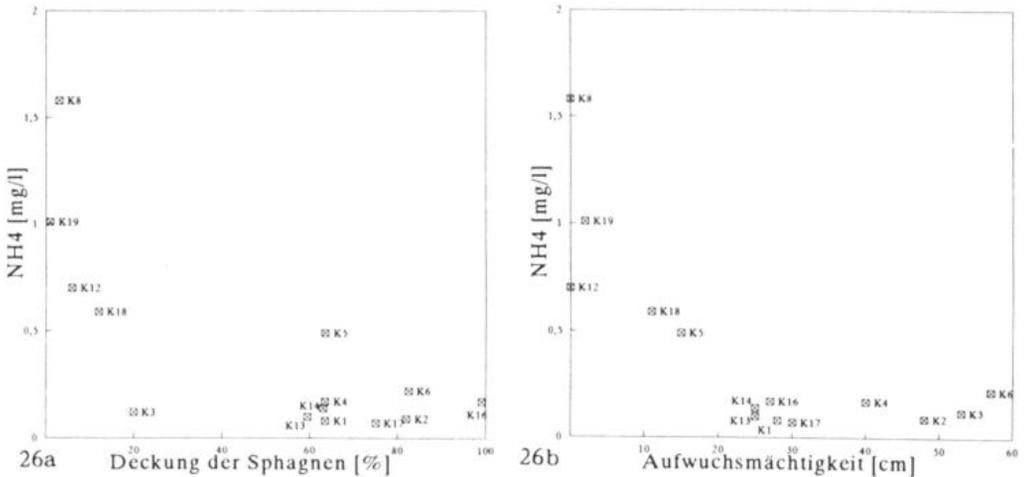


Abb. 26: Zusammenhang zwischen dem mittleren Ammonium-Gehalt des Moorwassers (n=4) und dem Deckungsgrad der Sphagnen (26a) bzw. der Mächtigkeit des neogenen Torfaufwuchses (26b) am jeweiligen Standort.

	NH4	PO4	Na	K	Ca	Mg
Sphagnendeckung	-0.742 **	-0.648 *	-0.436	-0.101	-0.006	-0.300
Aufwuchsmächtigkeit	-0.748 **	-0.707 **	-0.043	0.114	-0.282	-0.048
Irrtumswahrscheinlichkeit:			* p < 0.05		** p < 0.01	

Tab. 13: Korrelationskoeffizienten (r) zwischen der prozentualen Sphagnendeckung bzw. der Aufwuchsmächtigkeit und den Mittelwerten der Moorwasser-Parameter im Kaltenhofer Moor (Anzahl der Standorte n=14, s. Tab. 12).

Bei vorsichtiger Interpretation der Abb. 26 läßt sich der Schluß ziehen, daß eine entscheidende Abnahme der NH_4 -Konzentrationen im Moorwasser bei einer Mächtigkeit der Torfmoosdecke von 25-30 cm, bzw. bei einem Deckungsgrad der Sphagnen von ca. 60% eintritt, und zwar sowohl auf bewaldeten wie auf unbewaldeten Regenerationsflächen. Die z.T. sehr unterschiedlichen Ammonium-Gehalte innerhalb ähnlicher Vegetationseinheiten kennzeichnen somit meistens initiale bzw. fortgeschrittene Stadien der Regeneration.

8.4.2.6. Phosphat

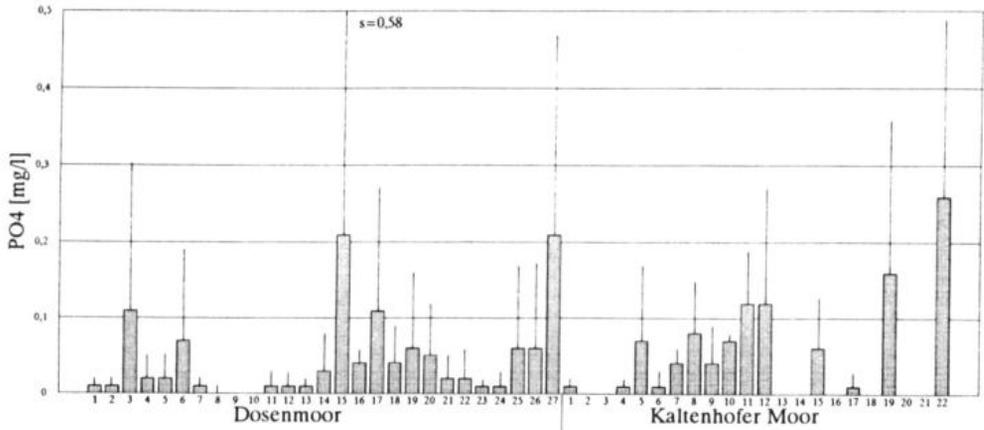


Abb. 27: Phosphat-Konzentrationen des Moorwassers ($n=4$) an den Standorten D1-D27 und K1-K22. Angegeben ist jeweils der arithmetische Mittelwert plus Standardabweichung der 4 Einzelmessungen in der Vegetationsperiode 1990.

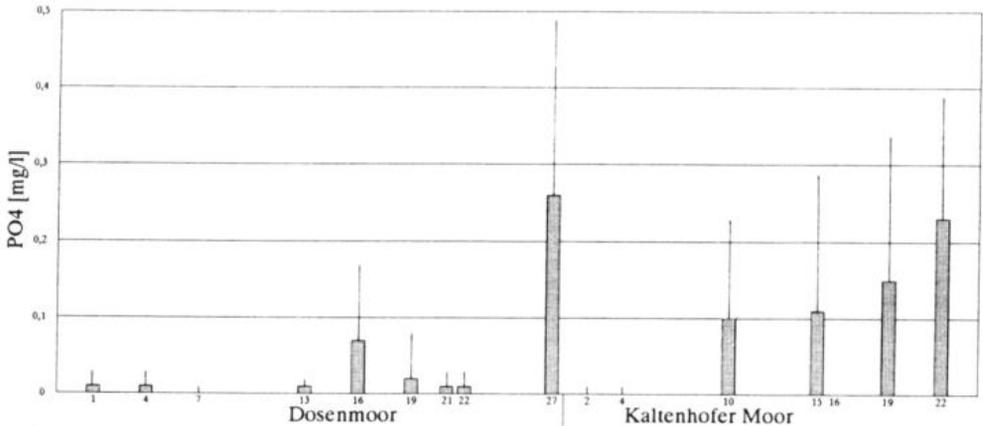


Abb. 28: Phosphat-Konzentrationen des Moorwassers ($n=12$) an 16 ausgewählten Standorten. Angegeben ist jeweils der arithmetische Mittelwert plus Standardabweichung der 12 Einzelmessungen in der Vegetationsperiode 1990.

Die Ergebnisse der PO_4 -Messungen sind in Abb. 27 (4 Ablesestermine) und Abb. 28 (12 Ablesestermine) dargestellt. Beide Diagramme zeigen auf den ersten Blick, daß große Differenzen hinsichtlich der festgestellten Mittelwerte zwischen den untersuchten Standorten bestehen. Darüberhinaus werden an den Standardabweichungen die starken Schwankungen deutlich, denen die PO_4 -Konzentrationen an fast allen Meßpunkten unterlagen. Wie bei NH_4 traten auch hier die Maximalwerte in der Regel während der Trockenphase im August auf, so daß sie an den meisten Standorten auch bei nur viermaliger Probennahme erfaßt wurden. Die Zahlenwerte der in den Diagrammen dargestellten Kenngrößen sowie die Amplituden der Meßwerte sind in Tab. 23, Anhang A, enthalten. Die folgenden Ausführungen beziehen sich wie bei NH_4 zunächst nur auf die für alle Standorte vorliegende Meßreihe mit vier Ablesesterminen.

Bei fast einem Viertel der Standorte ließ sich im Durchschnitt überhaupt kein Phosphat nachweisen. Auch während der Trockenperiode im August lagen hier die PO_4 -Konzentrationen unterhalb der Nachweisgrenze. Dies gilt im DM. für eine aktiv bewässerte (D8) sowie für zwei angestaute, primär baumfreie Flächen (D9 und D10), im K.M. sowohl für baumfreie als auch bewaldete Regenerationsflächen in den zentralen Torfstichkomplexen. Ein weiteres Drittel sämtlicher Meßpunkte weist mittlere PO_4 -Gehalte zwischen 0.01 und 0.02 mg/l auf. Bei den meisten von ihnen wurde die Nachweisgrenze von 0.02 mg/l nur bei der Augustablesung überschritten.

Deutlich höhere Werte finden sich im DM. lediglich im bereits stärker bewaldeten Bereich von Transekt 1 (D3 und D6) sowie im Randgehänge, wobei hier die am tiefsten entwässerten Standorte D15 und D27 wie bei NH_4 die höchsten PO_4 -Konzentrationen aufweisen. Auch im K.M. zeichnet sich das (sekundäre) Randgehänge durch vergleichsweise hohe mittlere Phosphat-Gehalte des Moorwassers aus. Diese werden jedoch auch an denjenigen Standorten innerhalb der regenerierenden Flächen erreicht (K5, K12) bzw. überschritten (K19), die bisher noch über keine geschlossene Sphagnumdecke verfügen. Tatsächlich läßt sich auch für PO_4 eine negative Korrelation zwischen den Moorwasserkonzentrationen und dem Deckungsgrad der Torfmoose bzw. der Mächtigkeit des Aufwuchses statistisch absichern (Tab. 13). Abb. 29a und b zeigen die entsprechenden Punktwolken. Wie bei NH_4 wurden auch hier die randlichen Standorte K20 und K21 aus den Berechnungen aus-geklammert.

Die im Vergleich zum DM. hohen PO_4 -Konzentrationen der nicht regenerierenden Standorte des K.M. sowie jene der Regenerationsinitialstadien (s.o.) weisen auf eine vermutlich stärkere Immissionsbelastung dieses kleinen Moores durch die intensive Landwirtschaft in der unmittelbaren Umgebung hin. Sie wurde bereits bei der Auswertung der Alkali- und Erdalkalimetalle angesprochen. Mit großer Sicherheit gilt sie zumindest für den am Ostrand gelegenen Standort K22.

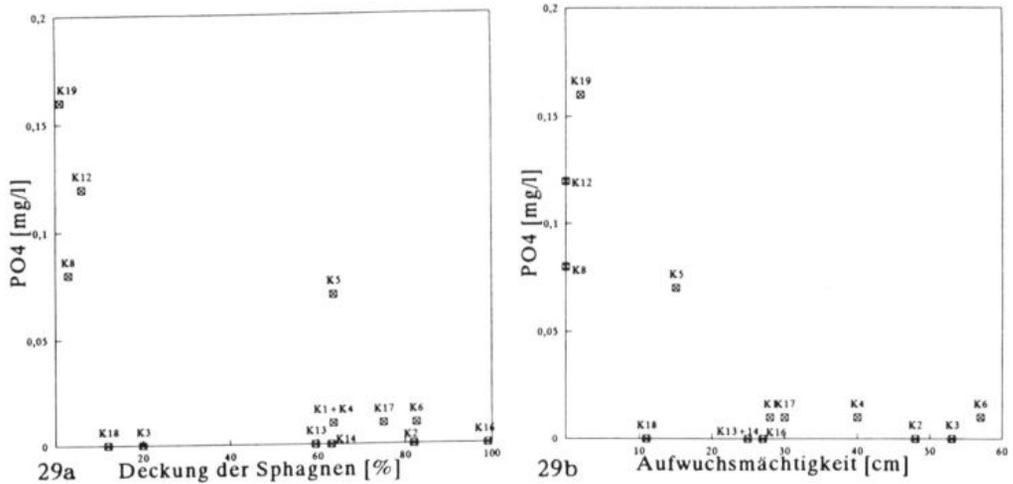


Abb. 29: Zusammenhang zwischen dem mittleren Phosphat-Gehalt des Moorwassers (n=4) und dem Deckungsgrad der Sphagnen (29a) bzw. der Mächtigkeit des neogenen Torfaufwuchses (29b) an jeweiligen Standort.

Auch für Phosphat läßt sich eine negative Korrelation zwischen der mittleren Moorwasserkonzentration und dem mittleren GW-Stand (der 4 Meßtermine) statistisch absichern (Tab. 11). Sie ist für das K.M. deutlich schwächer als für das DM., was sich möglicherweise mit der oben beschriebenen, stärker exogenen Beeinflußung des P-Haushaltes im K.M. erklären läßt. Dennoch ist der über beide Moore gerechnete Korrelationskoeffizient hochsignifikant – ein Hinweis auf die dominierende Rolle des Grundwasserstandes für das Zustandekommen der meßbaren PO₄-Konzentrationen. Minerotrophe Standorte wurden bei der Berechnung der Koeffizienten wiederum ausgeklammert.

In Abb. 28 sind die Phosphat-Mittelwerte der 16 ausgewählten Standorte aus n=12 Ablesungen dargestellt. Wie bei Ammonium stabilisieren sich die niedrigen Durchschnittswerte bei einer Verdreifachung des Stichprobenumfangs während der Vegetationsperiode. Dagegen liegen die Mittelwerte der P-reicheren Standorte z.T. noch deutlich über denjenigen aus n=4 Ablesungen. Dies gilt wiederum in besonderem Maße für den sekundären Lagg (K15). Hier treten extreme Amplituden auf, die sich erst bei einem 14-tägigen Meßrhythmus annähernd erfassen lassen (s. Tab. 23, Anhang A). Die oben genannten hohen Schwankungsraten der PO₄-Konzentrationen sind auch der Grund, warum sich unter den ausgewählten Standorten nur jene mit hohen Mittelwerten gegenüber den meisten P-armen Flächen als signifikant verschieden absichern lassen (Tab. 30, Anhang A). Die Unterschiede zwischen den Meßpunkten mit Durchschnittswerten zwischen 0.00 und 0.02 mg/l Phosphat sind dagegen statistisch nicht relevant.

Tab. 14 (S. 77a) befindet sich aus drucktechnischen Gründen am Ende von Anhang A.

8.5. Akrotelmatische Abbauaktivitäten an ausgewählten Standorten

8.5.1. Weißtorf

Der 'litter bag' Versuchsansatz mit gering zersetztem *Sphagnum imbricatum*-Weißtorf als Substrat erbrachte an keinem der zehn ausgewählten Standorte eindeutig meßbare Substanzverluste, anhand derer sich Schlüsse über die Geschwindigkeit der in den Torfen ablaufenden Mineralisationsprozesse ziehen ließen. Nach 1 Jahr Lagerungsdauer wenige Zentimeter unter der Mooroberfläche lag die Trockenmasse (TM) der Einwaage in den meisten Zersetzungssäckchen um 0,2–1,8% über dem Startgewicht von durchschnittlich 4 g. Einzig am Standort K10 im Randgehänge des K.M. wurde bei allen fünf Parallelen eine TM-Konstanz bzw. eine TM-Abnahme um maximal 0,05 g (=1,3%) festgestellt. Dies kann als Hinweis darauf gewertet werden, daß die für Zellulose ermittelten maximalen Abbauraten an diesem Standort (s.u.), relativ betrachtet, auch für die Weißtorfzersetzung gelten. Der 2-Jahresansatz der Weißtorf 'litter bags' ergab bei der Auswertung ein sehr ähnliches Bild: Hier wiesen 86% der Proben eine Zunahme der TM um 0,2–5% auf.

Dieses Phänomen läßt sich nur durch den Eintrag von Stoffen bzw. lebender Biomasse aus dem umgebenden, unterschiedlich stark zersetzten Torfsubstrat in die 'litter bags' erklären. Hauptfaktor hierbei dürften eingewaschene Huminstoffe in gelöster oder feinpartikulärer Form sein, die in den Hyalozysten des Testsubstrates adsorbiert wurden. Zu einem gewissen Teil könnte auch die Biomasse der in den Nylonsäckchen aufgewachsenen, torfabbauenden Mikroflora für die TM-Zunahme der Proben verantwortlich sein. Im Ergebnis wurden eventuelle Substanzverluste infolge von Mineralisierungsprozessen durch Stoffeinträge (im weiteren Sinne) mehr als kompensiert.

8.5.2. Zellulose

Im Gegensatz zum Weißtorf erwies sich das eingesetzte Zellulosematerial als durchaus geeignetes Substrat, um Abbauvorgänge in den Torfen verschiedener Standorte vergleichend zu untersuchen. Die Diagramme in Abb. 30 zeigen die prozentualen TM-Verluste an den zehn Meßpunkten, jeweils für das Oberflächenniveau und das untere Akrotelm. Bei D21 und K2 wurde zusätzlich die catotelmatische Zersetzungsrate unterhalb des minimalen GW-Standes mit erfaßt. In der Abbildung sind sowohl die Ergebnisse der 21 µm- als auch jene der 1 mm Netze dargestellt. Zur Charakterisierung der Standorte ist zusätzlich der mittlere Wasserstand während der einjährigen Versuchsperiode sowie die jeweilige Vegetationseinheit (vgl. Kap. 8.1.1.) mit angegeben. Die Lagerungstiefe der Proben wurde auf das GW-Niveau 0 (= "Fluroberfläche") bezogen. Werte über Null an sehr nassen Standorten

bedeuten, daß das Substrat oberhalb dieser Referenzfläche in niedrigen Bulnen gelagert wurde.

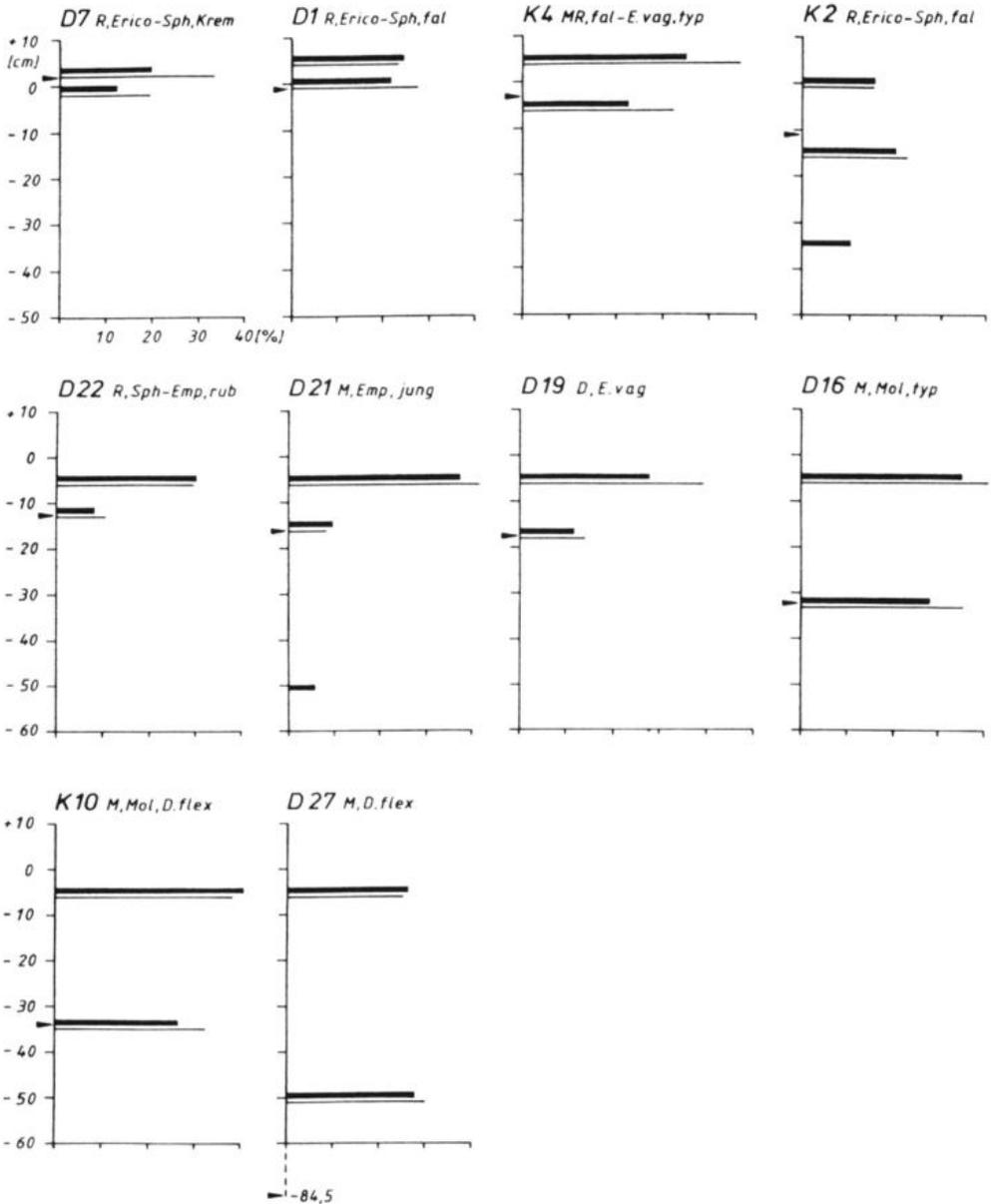


Abb. 30: Prozentuale Trockenmassenverluste der Zellulose in 'litter bags' von 21 µm (Balken) und 1 mm (Linien) Maschenweite, Meßperiode 1.5.1989-1.5.1990. y-Achse: Lagerungstiefe der Proben relativ zur Mooroberfläche (=GW-Niveau 0); Pfeilsignatur: mittlerer GW-Stand im Versuchszeitraum; weitere Erläuterungen im Text.

An den meisten Standorten zeigen die jeweils 5 Parallelen des gleichen Ansatzes erhebliche Streuungen (Tab. 31, Anhang A), so daß eine statistische Sicherung der Differenzen auch auf 10%-Fehlerniveau bei weitem nicht in allen Fällen möglich ist (Tab. 32 und 33, Anhang A). Der folgende Vergleich zwischen den einzelnen Standorten und Horizonten beruht auf den Ergebnissen der 'litter bags' mit 21 μm Maschenweite; der 1 mm Ansatz wird am Ende des Kapitels besprochen.

Die höchsten Abbauraten mit bis zu 40% durchschnittlichem TM-Verlust (entsprechend ca. 4,5 g Zellulose) ergeben sich bei 8 von 10 Meßpunkten erwartungsgemäß in dem am besten durchlüfteten Bereich direkt unter der Mooroberfläche. Hohe Werte werden hierbei besonders an bewaldeten Standorten erreicht (D16, D21, K4, K10). Die zellulolytische Aktivität auf der Entkusselungsfläche D22 läßt sich wegen der starken Streuung der Parallelproben von diesen Waldstandorten nur gegenüber K10 als signifikant geringer unterscheiden (Tab. 32, Anhang A).

Auffallend ist, daß sich unter den genannten Flächen sowohl Moorbirkenwälder mit Regeneration (K4) als auch die trockenen Birkenbestände der Randgehänge (D16, K10) befinden. Offensichtlich spielt das sehr unterschiedliche Grundwasserregime dieser Standorte für die oberflächennahe Zellulosezersetzung nur eine untergeordnete Rolle.

Die baumarmen 'litter bag' Meßpunkte D1, D7, D19 und K2 zeigen gegenüber der erstgenannten Gruppe signifikant niedrigere Abbauraten im obersten Torfhorizont (Tab. 32). Die Zersetzungsaktivitäten von D1 lassen sich gegenüber den anderen Regenerationsflächen als signifikant höher charakterisieren - ein Ergebnis, daß möglicherweise mit der minerotropen Beeinflussung dieses Handtorfstiches (vgl. Kap. 8.4.) zu erklären ist. Demgegenüber sind die Substanzverluste bei D27 mit durchschnittlich 26% vergleichsweise gering.

Ein etwas verändertes Bild ergibt sich bei der Auswertung der Zelluloseabbauraten im unteren Acrotelm. Hier fällt in erster Linie das abrupte Absinken der Werte an den beiden angestaute Standorten D21 und D22 auf. Unabhängig vom ihrem bewaldeten bzw. entkusselten Zustand werden an beiden Meßpunkten in nur 13-15 cm Tiefe fast ebenso niedrige Zersetzungs-raten erreicht wie im Catotelm von D21. Einen ähnlichen, wenngleich schwächeren Rückgang der Abbauaktivitäten in einem etwas tieferen Bodenniveau zeigt der nicht angestaute Meßpunkt D19. Die herausgehobene Stellung von D21 und D22 wird vor allem bei der Betrachtung der Birkenwaldstandorte des Randgehänges (D16, D27 und K10) deutlich: Hier werden noch in 32 bis 50 cm Tiefe annähernd so hohe Abbauraten erreicht wie bei D22 an der Oberfläche.

Höhere Zersetzungsaktivitäten, als aufgrund der hochmoorartigen Vegetation zu erwarten waren, kennzeichnen die Standorte D1, K2 und K4. Auf die

besondere trophische Situation von D1 wurde bereits mehrfach hingewiesen. Nach einer Erklärung verlangen dagegen die hohen Umsatzraten auf der baumfreien Regenerationsfläche K2. Noch in 35 cm Tiefe liegt hier die (catotelmatische) Zelluloseabbaurate bei mehr als 10% im Jahr und damit doppelt so hoch wie der entsprechende Wert von D21. Eine Diskussion dieses Befundes, wie auch der übrigen Ergebnisse aus Kapitel 8.5., erfolgt in Kap. 9.4.

Der Zellulose-Vergleichsansatz mit 'litter bags' von 1 mm Maschenweite diente der Abschätzung des Anteils, den die Mesofauna der unterschiedlichen Moorstandorte am Zustandekommen der Abbauraten hat.

Anders als erwartet, decken sich an vielen Meßpunkten die Zellulose-Verlustraten in den grobmaschigen Säckchen weitgehend mit den Werten, die für 21 µm Maschenweite gefunden wurden (Abb. 30). Hierunter befinden sich sowohl unbewaldete Flächen als auch Waldstandorte wie D27, K10 (Oberfläche) und D21 (unteres Akrotelm). Deutliche Steigerungsraten der Zersetzung durch die vergrößerte Maschenweite konnten an den Meßpunkten D7, D16, K4 (jeweils in beiden Horizonten) sowie bei D19 (Oberfläche) und K10 (unteres Akrotelm) festgestellt werden. Diese Gruppe von Standorten ist hinsichtlich Bewaldung, GW-Haushalt und Nährstoffversorgung ebenfalls sehr heterogen. Insgesamt machte sich im unteren Akrotelm eine Förderung der zellulolytischen Aktivität durch den Einschluß der Bodenmesofauna häufiger bemerkbar (an 9 von 10 Standorten) als an der Mooroberfläche (nur an 5 von 10 Standorten).

8.6. Mittlerer jährlicher Volumenzuwachs von *Betula pubescens* und *Betula pendula*

8.6.1. Alter der untersuchten Bestände

In den Abb. 31 und 32 ist das jeweilige Durchschnittsalter sowie die Altersamplitude der Birkenbestände wiedergegeben, an denen die Volumenzuwachsmessungen vorgenommen wurden. Bei den Berechnungen wurde nicht zwischen *Betula pubescens* s.l. und *B. pendula* unterschieden. Die Stämme polykormer Individuen wurden als einzelne Exemplare gewertet, soweit sie das Kriterium der Dominanz oder Codominanz innerhalb der Bestandeshierarchie erfüllten (s. Kap. 6.1.3.). Zu beachten ist, daß das Alter der "großen" Birken (ab 2,5 m) in 1 m Höhe bestimmt wurde. Zu den in beiden Diagrammen dargestellten Altersangaben ist folglich eine bestimmte Anzahl von Jahren zu addieren, wenn das tatsächliche Lebensalter der Bäume berechnet werden soll. Durch stichprobenartige Bohrungen an der Basis mehrerer Stämme wurde ein Betrag von 4-8 Jahren ermittelt. Er stimmt gut mit den Altersbestimmungen an ca. 1 m hohen Jungbirken überein (vgl. z.B. die Standorte D1, D19, Entkuss.fl. und T1 in Abb. 31).

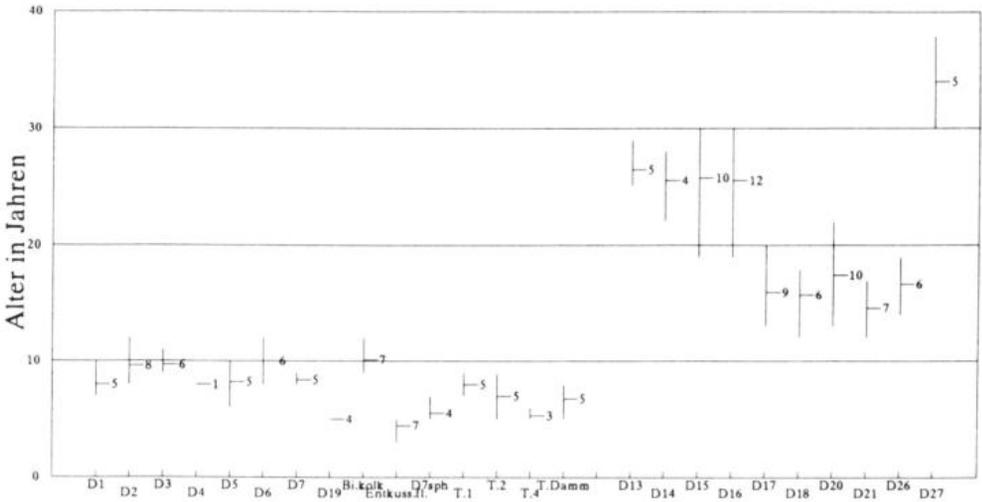


Abb. 31: Mittleres Alter (waagrechte Linien) und Altersamplitude (senkrechte Linien) der Birken im DM. Die Jungbirken der Standorte D1-T.Damm wurden basal gemessen, die größeren Bäume von D13-D27 in 1 m Höhe (s. Text). Die Zahlen geben die Anzahl der untersuchten Individuen an; Erläuterung der Sonderstandorte in Abb. 35.

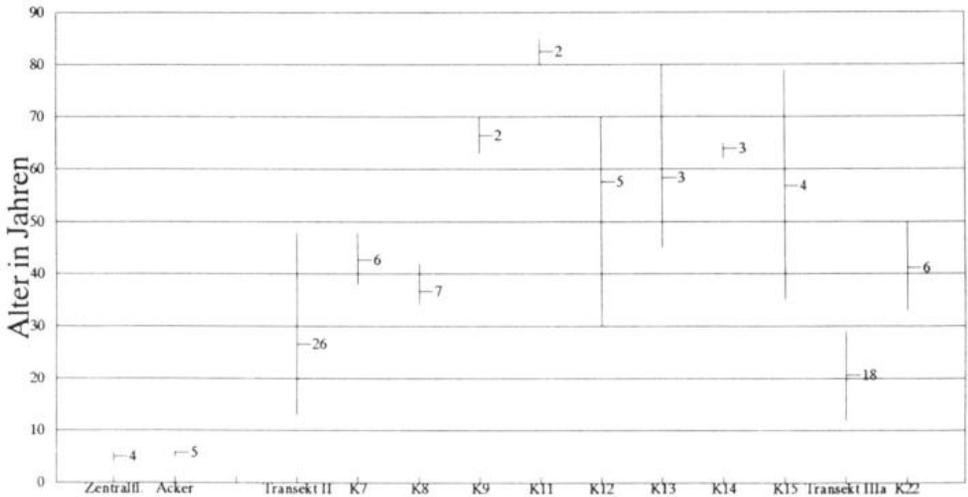


Abb. 32: Mittleres Alter und Altersamplitude der Birken im K.M. Die Jungbirken der beiden linken Standorte wurden basal gemessen, die restlichen Bäume in 1 m Höhe; weitere Erläuterungen s. Abb. 31.

Aus den Abb. 31 und 32 wird das niedrigere Durchschnittsalter der untersuchten Birkenbestände im DM. deutlich. Die ältesten Bäume im südlichen Randgehänge des Moores besaßen 1989 ein tatsächliches Alter von ca. 34-46 Jahren. Wie aus der Struktur der übrigen Birkenwälder im DM. zu schließen ist, dürften sich im gesamten Moor kaum wesentlich ältere Bäume finden.

Auch aus dem Luftbild von 1944 im Maßstab 1:25000 läßt sich trotz gewisser Unschärfe entnehmen, daß die Moorfläche einschließlich der Randgehänge zu diesem Zeitpunkt nahezu baumfrei war. Dies wird durch die Beschreibungen von GROSPIETSCH (1953: 411) bestätigt. Die Bewaldung der südlichen Untersuchungsflächen erfolgte vor allem zwischen 1950 und 1970, beginnend in den trockensten Teilen des teilweise abgetorfte Randgehanges (D27) und im sekundären Lagg (D13). Auf den Resten der ehemaligen Hochfläche ist dieser Prozess bis heute nicht abgeschlossen (D19).

Die Jungbirkenbestände nördlich des Hauptdamms (D1-D6) sind mit einem mittleren Alter von 8-10 Jahren charakteristisch für diesen Moorbereich. Auch hier finden sich entlang von Dämmen und Gräben ältere Bäume, die jedoch in den Untersuchungen nicht mit erfaßt wurden.

Demgegenüber gibt es im K.M. kaum großflächige Bestände junger Birken. Der heute weitgehend geschlossene Waldbestand dieses Moores (vgl. Abb. 50) weist ein insgesamt höheres Durchschnittsalter auf als im DM. Aus Abb. 32 wird erkennbar, daß auch im K.M. die ältesten Moorbirken der Untersuchungsflächen im (sekundären) Randgehänge zu finden sind (K11). Bäume mit einem tatsächlichen Alter zwischen ca. 70 und 85 Jahren stehen aber auch in der Nähe des Hirschdamms (K12-K15), auf Flächen, die heute zu den nassesten des gesamten Moores zählen. Auf dem Luftbild von 1936 sind diese Bestände bereits gut zu erkennen (vgl. Abb. 49). Das mit Abstand geringste Durchschnittsalter weisen die Moorbirkenwälder in den regenerierenden Torfstichkomplexen auf (Transekte II und IIIa).

Anders als im DM. befinden sich die alten Birkenbestände des K.M. bereits in der Terminalphase ihrer Entwicklung. Windbruch und der stellenweise starke Befall durch den Birkenporling *Piptoporus betulinus* (vgl. WITTEW, 1992) führen zu einer allmählichen Auflockerung des Kronendaches besonders in den trockeneren Bereichen des Randgehanges. Eine Verjüngung der Bestände in der dichten *Molinia*- und *Empetrum*-Vegetation ist dort offenbar nur eingeschränkt möglich.

8.6.2. Volumenzuwachs der Birken über 2,5 m Höhe

Die mittleren jährlichen Volumenzuwächse von *Betula pubescens* und *B. pendula* sind, getrennt für vier Altersklassen, in den Abb. 33 (Dosenmoor) und 34 (Kaltenhofer Moor) dargestellt; Mittelwerte und Standardabweichungen finden sich in Tab. 34, Anhang A. Auf eine statistische Sicherung der in diesem und dem folgenden Kapitel beschriebenen Mittelwertdifferenzen muß wegen der vielfach zu geringen Besetzungszahlen der einzelnen Altersklassen verzichtet werden.

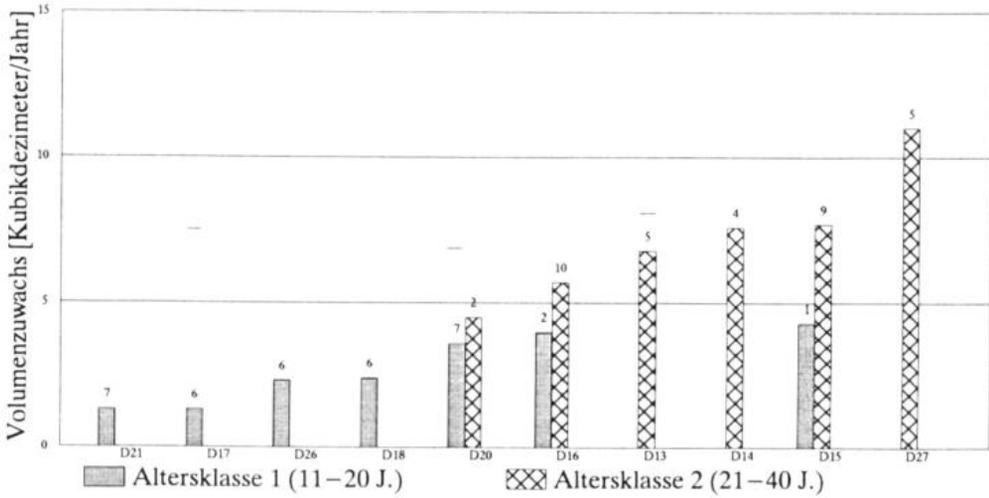


Abb. 33: Mittlerer jährlicher Volumenzuwachs der Birken (> 2,5 m Höhe) im DM. Balken: *B. pubescens*, waagrechte Linien: *B. pendula*. Die Anzahl der untersuchten Individuen ist auf den Balken angegeben, bei *B. pendula* beträgt sie jeweils n=1.

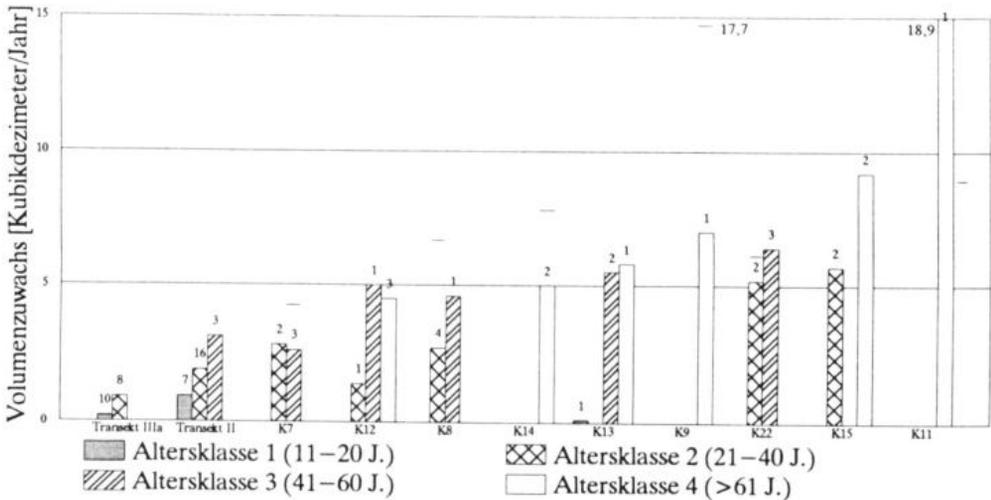


Abb. 34: Mittlerer jährlicher Volumenzuwachs der Birken (> 2,5 m Höhe) im K.M. Erläuterungen s. Abb. 33.

Die bereits aufgezeigte jüngere Altersstruktur der Moorbirken im DM, wird beim Vergleich der beiden Diagramme ebenso deutlich wie ihre auffallend höhere Zuwachsraten. Innerhalb des DM, ergeben sich maximale Volumenzuwachsraten sowohl im sekundären Lagg als auch im unteren und mittleren Randgehänge. "Spitzenreiter" ist der am tiefsten entwässerte Standort D27. Deutlich geringer sind die Zuwächse auf der südlichen Hochfläche. D20 (bis

1985 im Drainagebereich des angrenzenden großen Grabens) vermittelt zwischen beiden Standorttypen. Der niedrige Wert von *Betula pubescens* bei D17 dürfte mit ziemlicher Sicherheit auf die Dominanz der benachbarten, weitaus größeren *B. pendula* zurückzuführen sein.

Im K.M. nimmt die Produktivität der Birken von den Regenerationsflächen am Kleinen Teich und im zentralen Torfstichkomplex (Transekte II und IIIa) über das untere (K8 und K9) zum oberen Randgehänge (K11) hin zu. Vergleichsweise hohe Zuwachsraten in den oberen beiden Altersklassen besitzen auch die am Südrand der zentralen Torfstichzone gelegenen Standorte K12–K14 (Moorbirkenwälder mit Regeneration), die heute sehr hohe GW-Stände aufweisen. Ein Indiz für eine zurückliegende Änderung der Wachstumsbedingungen in diesem Bereich bieten die beiden jüngsten Einzelbäume bei K12 und K13: Ihre Volumenzuwächse liegen mit großem Abstand unter denjenigen der älteren Birken und bewegen sich in der Größenordnung jener der Transekte II und IIIa.

Durch auffallend geringe mittlere Wachstumsraten zeichnet sich K7 aus. Unter den gemessenen abiotischen Parametern besitzen lediglich Kalium sowie der pH-Wert auf dieser Untersuchungsfläche besonders niedrige Durchschnittswerte (vgl. Kap. 8.4.). Es muß hier jedoch offen bleiben, ob diese Faktorenkombination eventuell für das reduzierte Wachstum der Moor- und Hängebirken verantwortlich ist.

Mit Ausnahme von K11 übertrifft *B. pendula* an sämtlichen ihrer Standorte *B. pubescens* deutlich in ihrem Wachstum, z.T. sogar um das mehrfache. Im Fall von D17 und K9 mag dabei ein direkter Nährstoffmangel der einmal unterlegenen Moorbirken vorliegen, insgesamt drückt sich in diesen Daten jedoch ein höheres Wuchspotential der Hängebirke auch auf Hochmoortorfen aus.

Anzahl der Standorte	Birken unter 2.5 m Höhe (n=7)	Birken über 2.5 m Höhe			
		11–20 J. (n=10)	21–40 J. (n=13)	41–60 J. (n=6)	über 61 J. (n=6)
Korrelationskoeffizient GW : Vol.zuwachs	-0.854 *	-0.769 *	-0.747 *	0.223	-0.793

Tab. 15: Korrelationskoeffizienten (r) zwischen dem mittleren GW-Stand und den Volumenzuwachsraten der Birken in den verschiedenen Größen- und Altersklassen; Signifikanzniveau s. Tab. 13.

Wie bereits aus der vorangehend besprochenen Verteilung der Volumenzuwachsraten auf die einzelnen Moorstrukturen zu erkennen ist, besteht eine negative Beziehung zwischen diesem Parameter und den mittleren GW-Ständen der Standorte. In drei der vier Altersklassen wurden Korrelationskoeffizienten zwischen $-0,75$ und $-0,79$ errechnet, wovon sich wegen der geringen Stichprobenumfänge jedoch nur zwei statistisch absichern lassen

(vgl. Tab. 15). In der Altersgruppe von 41–60 Jahren scheint dagegen eine schwach positive Wirkung hoher Wasserstände auf das Wachstum der Birken vorzuliegen. In dieser (ebenfalls nur gering besetzten) Klasse befinden sich jedoch neben dem oben angesprochenen Standort K7 auch die alten Moorbirkenbestände mit Regeneration (K12 und K13). Ihr Hauptwachstum erfolgte mit ziemlicher Sicherheit unter erheblich trockeneren Standortbedingungen, als sie heute gegeben sind (s. Kap. 8.9.). Eine Korrelation der gemessenen GW-Mittelwerte wäre demnach nur mit den aktuellen jährlichen Zuwachsraten der Bäume zu erwarten; sie konnten mit der verwendeten Methode aber nicht bestimmt werden. In eingeschränkter Weise gilt diese Feststellung auch für die 1985 angestauten Standorte im Süden des DM. (D20, D21, D26). So ist davon auszugehen, daß die aktuellen Volumenzuwächse etwa von D20 und D16 sich deutlicher voneinander unterscheiden als aus den Durchschnittswerten in Abb. 33 hervorgeht.

Die minerotrophen Standorte D13, D14, K15 und K22 wurden aus den Berechnungen zur GW-Abhängigkeit des Volumenzuwachses ausgeklammert. An diesen Standorte liegen die Wachstumsraten zwar unter jenen der trockensten Bereiche in den Randgehängen, sind jedoch (mit Ausnahme von K22) weitaus höher als an ähnlich nassen Meßpunkten ohne zusätzliche Nährstoffzufuhr durch minerogenes Grundwasser.

8.6.3. Volumenzuwachs der Jungbirken unter 2,5 m Höhe

Die durchschnittlichen jährlichen Volumenzuwachsraten der Jungbirkenbestände sind in Abb. 35 dargestellt; die numerischen Werte der aufgetragenen Größen finden sich in Tab. 35, Anhang A.

Die niedrigsten Zuwachsraten zeigen auch bei den Jungbirken die Exemplare in tiefgelegenen Handtorfstichen mit wüchsigen Torfmoos-Gesellschaften, und zwar sowohl im K.M. als auch im DM. An diesen Standorten liegen die Werte jeweils unter 0,02 dm³/Jahr. Nur bei D1 betragen sie 0,03 dm³/Jahr, was vermutlich mit der noch nicht vollständig geschlossenen Sphagnumdecke am Wuchsort der Birken sowie mit der in Kap. 8.4. aufgezeigten minerotrophen Beeinflussung des Torfstichs zusammenhängt. 4–12 mal höhere Wachstumsraten als die Exemplare in den regenerierenden Torfstichen 1–4 besitzen die Jungbirken auf den Dämmen zwischen diesen Torfkühen. Die beiden Standortbereiche unterscheiden sich durch eine Niveaudifferenz von nur 20–30 cm. Die stärkere Durchlüftung sowie das Fehlen von Torfmoosbeständen auf den Dämmen ermöglichen dort jedoch ein weitaus besseres Gedeihen der Birken.

Vergleichsweise hohe Zuwachsleistungen von durchschnittlich 0,13 dm³/Jahr zeigen die Jungbirken von D7. Die Fließwasserbedingungen infolge der aktiven Bewässerung an diesem Standort sind offensichtlich dafür verantwortlich zu machen, daß trotz der gleichmäßig hohen Wasserstände der

Volumenzuwachs z.T. um das mehr als 10-fache über dem Wert der ähnlich nassen Torfstiche 1-4 liegt. Wie in Kap. 8.4.2. gezeigt wurde, sind die Nährstoffkonzentrationen des Moorwassers bei D7 nicht signifikant erhöht, so daß der wachstumsfördernde Effekt tatsächlich von der großen Menge des verrieselten Wassers ausgehen muß. Allerdings muß festgehalten werden, daß die Torfmoosdecke am Standort D7 bisher nicht vollständig geschlossen ist. Dies ist bei den benachbarten Jungbirken der Fall, die in Abb. 35 mit D7_{sph} benannt sind. Ihr Zuwachs fällt mit 0,02 dm³/Jahr sehr gering aus, obwohl sie den gleichen hydrologischen Bedingungen unterworfen sind. Möglicherweise zeigt sich hier die nährstoffverarmende Wirkung einer sich ausbreitenden Sphagnendecke auch unter den Bedingungen aktiver Vernässung. Bei den anderen Blütenpflanzen, die in ihrer Vitalität durch die Regenerationsmaßnahme ebenfalls deutlich gefördert werden (*Molinia caerulea*, *Eriophorum vaginatum* und *E. angustifolium*), läßt sich allerdings keine derartige Wachstumsverminderung in geschlossenen Torfmoosrasen beobachten.

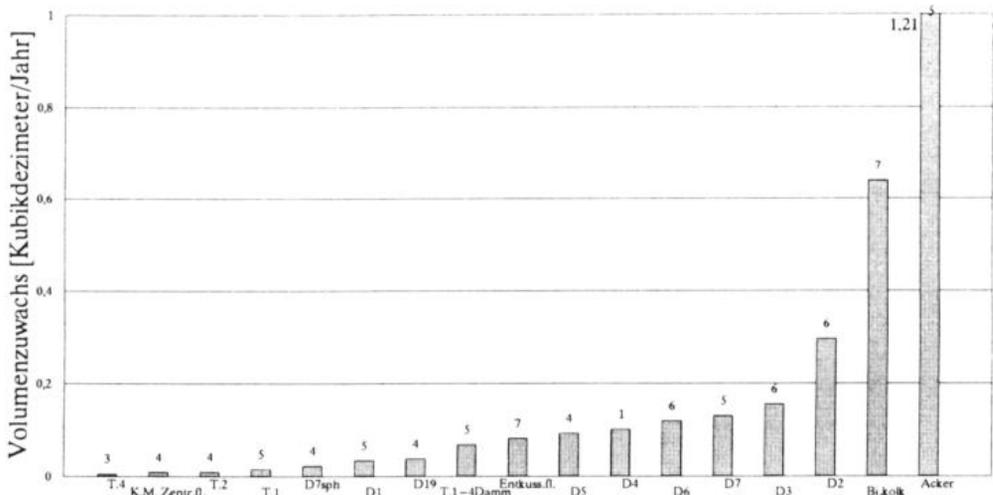


Abb. 35: Mittlerer jährlicher Volumenzuwachs der Jungbirken (< 2,5 m Höhe) in beiden Untersuchungsgebieten. Sonderstandorte: T.1-T.4: regenerierende Torfstiche in der Handtorfstichzone I (DM.), K.M. Zentr.fl.: baumarme Regenerationsfläche im Zentrum des K.M., D7sph: Sphagnenpolster im Umfeld des aktiv bewässerten Standorts D7, Entkuss.fl.: Entkusselungsfläche zwischen D22 u. D25, Birkenkolk: Birkengruppe in der Nähe des "Birkenkolks" (zentrale Hochfläche des DM.), Acker: aufgelassener ehemaliger Acker am O-Rand des K.M.; weitere Angaben s. Kap. 5.

Im mittleren Zuwachsbereich um 0,1 dm³/Jahr liegen die sich bewaldenden, *Erica*- bzw. *Eriophorum vaginatum*-dominierten Degenerationsstadien D19 und D4-D6 sowie die auf der Entkusselungsparzelle aufgewachsenen Jungbirken-

bestände. Vergleichsweise hohe Werte mit bis zu 0,3 dm³/Jahr erreichen die grabennahen, *Molinia*-beherrschten Standorte D2 und D3.

Innerhalb der Standorte des DM. (D1-D6 und D19) läßt sich eine signifikante, negative Korrelation zwischen dem Volumenzuwachs der Jungbirken und den jeweiligen mittleren Wasserständen während der Vegetationsperiode 1989 nachweisen (Tab. 15).

Die weitaus größten Volumenzuwächse von Jungbirken innerhalb des DM. wurden in der Nähe des sogenannten "Birkenkolks" auf der höchsten Erhebung des westlichen Moorabschnittes gemessen. Neben dem ausgeprägten Relief sind auf dieser Fläche mit Sicherheit die Moorbrände in den 70er Jahren für die hohen Wuchseleistungen der Bäume verantwortlich. Die Hydrologie dieses Moorbereiches, der sich auch durch starke Wiederverbuschungstendenz nach Entkusselungsmaßnahmen auszeichnet, hat AUE (1991, 1992) im Detail untersucht.

Daß *B. pubescens* auch auf diesem so begünstigten Standort noch nicht ihre höchsten Zuwachsraten erreicht, zeigt der Vergleich mit dem ehemaligen Acker am Ostrand des K.M.: Auf diesem mehrere Jahrzehnte lang entwässerten und gedüngten Torfsubstrat (hier wurden bis zu 1,11 mg/l Phosphat gemessen!) erreichen die Moorbirken eine durchschnittliche Zuwachsrate von 1,2 dm³/Jahr, und damit ca. 120-mal so viel wie in den regenerierenden Torfstichen des DM. (Abb. 35).

8.7. Birkenverjüngung in wüchsigen Torfmoosgesellschaften

Im Juni 1989 wurden in der Handtorfstichzone I des DM. 35 regenerierende Torfstiche auf die Verjüngung von Birken hin untersucht. Die durchschnittliche Größe der Abtorfungsflächen lag bei ca. 60 m² (minimal 6 m², maximal 150 m²).

Von den 24 Torfstichen mit schwingenden Decken der *Sphagnum cuspidatum-Eriophorum angustifolium*- bzw. der *Sphagnum fallax-E. angustifolium*-Gesellschaft enthielten genau 50% 3-20 cm hohe Jungpflanzen von *Betula spec.*, z.T. in großer Zahl. In einigen von ihnen fanden sich auch mehrere 20-70 cm hohe Jungbirken. Sehr auffällig war, daß die meisten Birkensamen offensichtlich nicht in voll wüchsigen Torfmoosdecken gekeimt waren: Viele dieser Schwingdecken unterliegen einem Zyklus, in dem vitale *Sph. cuspidatum/Sph. fallax-E. angustifolium*-Bestände von Degenerationsstadien abgelöst werden. Hierbei sterben sowohl die Torfmoose als auch das Wollgras weitgehend ab und werden z.T. von *Zygonium*-Jochalgen überzogen. Die bräunlichen Abbaustadien finden sich oft in der Mitte der Torfstiche, während die Ränder der Schwingdecke weiterhin vital sind. Von dort aus können die degenerierten Bereiche durch eine vorrückende *Sphagnum*-Front wieder in den Wachstumskomplex miteinbezogen werden (Abb. 36).



Abb. 36: Wiederausbreitung eines vitalen *Sph. fallax*-Bestandes in das Degenerationsstadium einer *Sph. fallax-Eriophorum angustifolium*-Schwingdecke mit zahlreichen Birkenkeimlingen, K.M., September 1990.

Die Gründe für diese zyklischen Prozesse in nassen, kaum betretbaren Schwingdecken sind bisher offensichtlich nicht bekannt. In der Literatur konnten keine Hinweise auf das Phänomen gefunden werden. Es handelt sich hierbei nicht um das z.B. von SIMON (1986) beschriebene kreisförmige Absterben von Torfmoosbeständen durch eine Infektion mit sphagnicolen Pilzen.

Entscheidend für die in diesem Kapitel besprochenen Zusammenhänge ist die Tatsache, daß die Degenerationsstadien der Torfmoos-Wollgras-Bestände ein bevorzugtes Keimbett für Birkensamen darstellen. Neben vorteilhaften Wasserverhältnissen sind es wohl besonders die guten Lichtbedingungen durch das Ausfallen der Torfmoose, die die erste Lebensphase der Birken an den extremen Standorten begünstigen. In einigen Torfstichen des DM. und in den Schwingdecken des Großen Teiches im K.M. konnte beobachtet werden, daß nach dem erneuten Schließen der Torfmoosdecke im darauffolgenden Jahr der größte Teil der Birkenkeimlinge wieder verschwunden war, und auch die verbliebenen hatten Mühe, nicht von den nunmehr vitalen Sphagnen überwachsen zu werden (vgl. Abb. 36). Die Überlebenschancen der mehrjährigen Jungbirken in diesen nassen Schwingdecken sind gleichfalls als gering einzuschätzen, da die Bäumchen mit zunehmendem Gewicht immer weiter in die umliegende Schwingdecke einsinken (vgl. JESCHKE et al., 1989: 186).

Anders zeigten sich die Verhältnisse bei den Torfstichen mit wüchsigen *Sphagnum magellanicum*- bzw. *Sph. palustre*-Bultgesellschaften. 8 von 11 untersuchten Abtorfungsflächen mit entsprechender Bultvegetation wiesen einzelne, meist wenige Dezimeter (maximal 1,6 m) hohe Jungbirken auf. Kleine Keimpflanzen waren hingegen ausgesprochen selten. Bei genauerer Untersuchung stellte sich heraus, daß die meisten der kleinen Bäume keineswegs in wüchsigen Sphagnumpolstern gekeimt waren, wie zunächst angenommen wurde. Vielmehr fand sich in 20–30 cm Tiefe unter dem Köpfchenniveau der Moose eine *Molinia*-Lage mit abgestorbenen Speicherinternodien, auf der die Jungbirken wurzelten. Die Hauptmasse der Birken-Feinwurzeln war jedoch nicht im darunterliegenden, stark zersetzten Torf (10–15 cm unter dem heutigen GW-Spiegel) zu finden, sondern in Form von Adventivwurzeln, die sich weit in der sogenannten "grauen Schicht" des Sphagnenbultes (nach BURGEFF, 1961) verzweigten (Abb. 37).

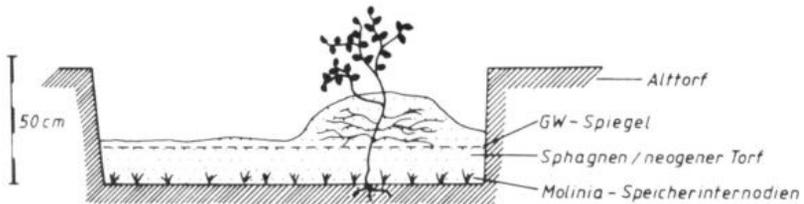


Abb. 37: Jungbirke mit Adventivwurzelbildung in regenerierendem Handtorfstich, schematisch.

Diese Beobachtungen konnten an den meisten der 8 entsprechenden Torfstiche bestätigt werden. Sie sind in mehrfacher Hinsicht aufschlußreich:

- Zum einen zeigen sie, daß die Jungbirken in regenerierenden Bultkomplexen von Handtorfstichen des DM. in vielen Fällen als Relikte aus der Zeit vor der Wiederausbreitung der Torfmoose zu deuten sind. Eine erfolgreiche Keimung zum heutigen Zeitpunkt erscheint bei der gegenwärtigen Wüchsigkeit der Sphagnen wenig wahrscheinlich.
- Zum anderen belegen sie in eindeutiger Weise die Vernässung der betreffenden Torfstiche, obwohl in dieser Zone nördlich des Hauptdamms bis dahin keine gezielten Anstaumaßnahmen erfolgt waren (Stand 1991). Aus dem Lebensalter der kleinen Birken geschlossen (vgl. Kap. 8.6.1.), liegt der Zeitpunkt der allmählichen Überflutung der Standorte maximal 6–8 Jahre zurück (Bezugsjahr 1989). Er fällt genau mit dem Beginn der großflächigen Wiedervernässungsmaßnahmen im Moorzentrum zusammen. Vermutlich ist sowohl Druckwasser aus dem höher gelegenen, angestauten Moorbereich südlich des Damms, als auch die verringerte Vorflut des teilweise zugewachsenen Grabens im Norden und Westen der Stichzone für die Vernässung der Handtorfstiche verantwortlich.

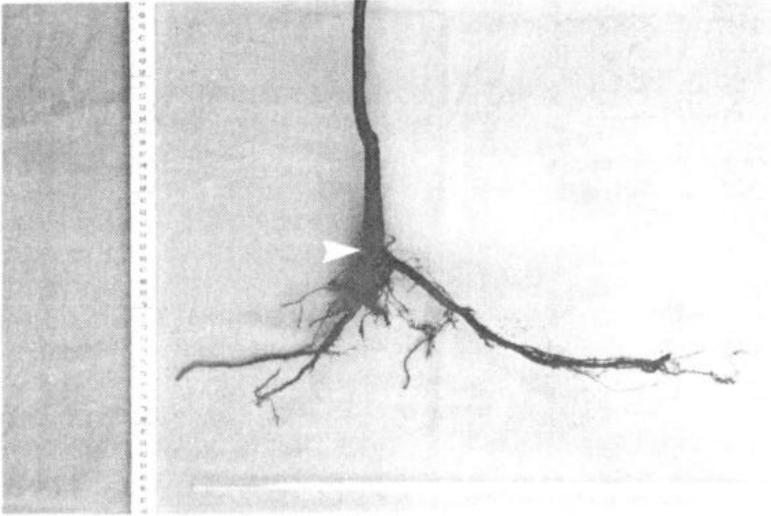


Abb. 38: Wurzelbild (Grobwurzeln) einer Jungbirke aus einem *Molinia*-Stadium, DM. Der Pfeil markiert den Sproß-Wurzel-Übergang (s. Text), der Glasstab den Wasserstand zum Zeitpunkt der Entnahme (Mai 1991).

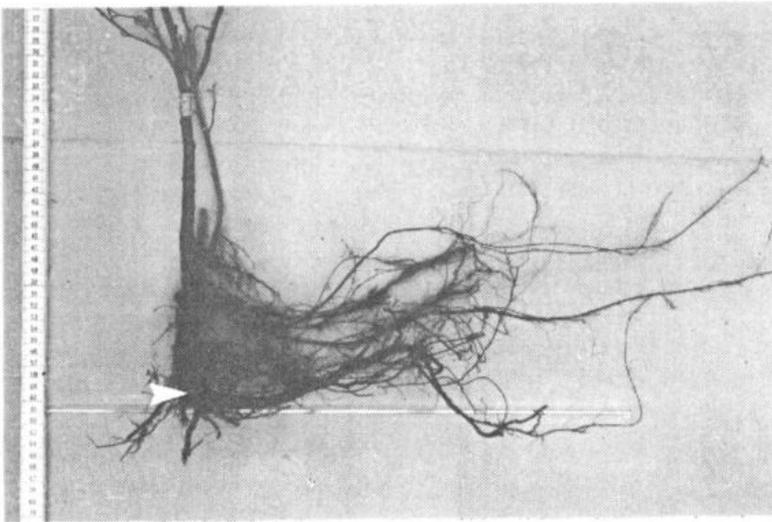


Abb. 39: Wurzelbild einer Jungbirke aus dem *Erico-Sphagnetum magellanicum* eines regenerierenden Handtorfstichs, DM. Der Klebestreifen am Stamm markiert die Höhe des Sphagnum-polsters, weitere Erläuterungen s. Abb. 38.

- Der dritte Aspekt betrifft die offensichtlich vorhandene Anpassungsfähigkeit der kleinen Birken an ihre sich stark verändernden Standortverhältnisse. Sie soll im folgenden etwas genauer dargestellt werden:

Die Abb. 38 und 39 zeigen die Wurzelbilder einer jungen Moorbirke von einem trockenen *Molinia*-Standort sowie eines Exemplares aus einem Torfstich mit regenerierenden Sphagnumbulten, jeweils aus dem DM. Die Grenze zwischen Sproß und primären Wurzeln (Pfeilmarkierung) wurde mikroskopisch an Querschnitten bestimmt, und zwar als die Zone, in der die dickwandigen Markzellen im Zentrum des Sprosses in die zentralen Leitgefäße der Wurzel übergehen.

Aus dem Vergleich der Wurzelbilder wird erkennbar, daß junge Moorbirken bis zu einem gewissen Grad in der Lage sind, einen steigenden Wasserspiegel durch Adventivwurzelbildung und entsprechende Höherverlagerung des aktiven Wurzelraumes zu kompensieren. Hierin liegt eine interessante Parallele zur jährlichen Höherverlagerung "echter" Hochmoorpflanzen wie *Oxycoccus palustris* oder *Drosera rotundifolia* in wüchsigen Sphagnumrasen (vgl. z.B. GROSSE-BRAUCKMANN, 1963). Für die kleinen Bäume kommt es dabei zu einer krassen Verschlechterung ihrer Ernährungssituation. Dies ergibt sich aus den in Kap. 8.6. dargestellten, extrem geringen Zuwachsraten an den entsprechenden Standorten und ist auch bereits äußerlich bei vielen Exemplaren an abgestorbenen Zweigen zu erkennen. Die dafür verantwortlichen Faktoren werden in Kap. 9.3. ausführlich diskutiert.

Der Vollständigkeit halber sei angeführt, daß nicht alle der in Torfstich-Bultkomplexen des DM. gefundenen Jungbirken mit ihrer Stammbasis bis auf die Torfoberfläche unterhalb des Sphagnumpolsters hinabreichten. Ein Teil von ihnen war auf einer bereits vorhandenen Torfmoosunterlage gekeimt. Es ist jedoch wahrscheinlich, daß die Moose zum damaligen Zeitpunkt eine geringere Vitalität besaßen als unter den heutigen Bedingungen des gestiegenen Wasserstandes.

Als Fazit der Torfstichuntersuchungen im DM. läßt sich zusammenfassen, daß unter den Rahmenbedingungen eines tendenziell steigenden Wasserstandes die Vitalität und damit auch die Überlebenschancen von Jungbirken in regenerierenden Handtorfstichen (ohne minerotrophen Einfluß) als gering einzuschätzen sind. Dies gilt besonders für die Neuansiedlung der Birken in nassen Schwingdecken, aber auch für Jungbäume auf konsolidierten Torfen, die erneut von einem sich ausbreitenden Sphagnumbult umwachsen werden. Aufgrund der geringen Zuwachsraten ist auch bei einem längerfristigen Überleben der Bäume nicht mit einer Verdrängung der torfbildenden Moorvegetation zu rechnen.

8.8. Sekundäre Versumpfungsprozesse in den Torfstichkomplexen des Kaltenhofer Moores

Die torfmoosreichen Moorbirkenbestände des K.M., die als breiter Gürtel die noch verbliebenen offenen Regenerationsflächen der Abtorfungszone umgeben, wurden zu Beginn der Untersuchungen als Bewaldungsstadien ehemals baumfreier Wachstumskomplexe interpretiert. Doch die in Kap. 8.7. dargestellten Beobachtungen an kleinen Handtorfstichen des DM. ließen starke Zweifel an der Richtigkeit dieser Sichtweise aufkommen. Um die Entstehung der Birkenbestände im K.M. und die wichtigsten Sukzessionsstadien seit dem Ende der Abtorfungen zu klären, wurden im Herbst 1990 die Bohrprofile der Transekte I-V angelegt. Die Ergebnisse der Großrestanalysen sind in den Abb. 60 - 66, Anhang B, dargestellt, die zu Gesellschaftstabellen verarbeiteten Vegetationsaufnahmen finden sich in den Tab. 40 - 44, Anhang A.

Die in den folgenden Abschnitten verwendeten Begriffe Aufwuchs, Altort, Grenzhorizont und Bunkerde werden im Vorspann auf den S. VII und VIII definiert.

8.8.1. Sukzession der Moorvegetation seit dem Ende der Abtorfungen

Transekt I (Abb. 61): Der bis zu 60 cm mächtige Aufwuchs im NW der Zentralfläche besteht überwiegend aus *Cuspidata*-Torf, entsprechend der heutigen Vegetationsdecke wohl mehrheitlich aus *Sphagnum fallax*-Ablagerungen. *Cymbifolia*-Torfe fanden sich nur in drei Bohrkernen. Sie entwickelten sich aus einem *Molinia*-/*Calluna*-/*Eriophorum vaginatum*-Bultstadium (Bohrung I,0) bzw. auf einer *Cuspidata*-Unterlage (I,3 und I,12). Die Ablagerungen oberhalb des Grenzhorizonts sind in vielen Fällen durch z.T. dicht gepackte Speicherinternodien von *Molinia* sowie gehäuftes Vorkommen von *E. vaginatum* und *Calluna*-Astholz gekennzeichnet. Diese Pflanzenreste weisen - 50 cm unter dem heutigen Moorwasserspiegel - auf eine Vegetationszusammensetzung hin, die für stark entwässerte Hochmoorstadien bezeichnend ist.

Transekt II (Abb. 62): Im Bereich des verlängerten Transekts wurden insgesamt 36 Bohrkernkerne entnommen. Sie erfassen die gesamte Breite der Zentralfläche von 152 m, einschließlich ihrer bewaldeten Ränder. Es offenbart sich unter der heutigen, im Prinzip horizontalen Vegetationsoberfläche ein zum Zentrum hin tellerförmig eingetieftes Abtorfungsrelief. Nach SW wird es durch den ursprünglich ca. 90 cm tiefen Randgraben und den anschließenden Damm begrenzt, nach NO schließt sich, entsprechend Transekt I, der tiefste und vermutlich jüngste Torfstich dieses Bereichs an.

Die Vegetationsschicht an der Basis des jungen Torfaufwuchses wird an beinahe sämtlichen Bohrpunkten von einem *Molinia*- bzw. *Calluna*-Stadium

gebildet, das in 2 bis max. 20 cm Höhe von Sphagnumablagerungen meist geringen Zersetzungsgrades abgelöst wird. Nur an den hochgelegenen Rändern des Alttorfreliefs lassen sich *Molinia*-Ablagerungen durchgängig bis in die lebende Pflanzendecke nachweisen.

Dieses trockenheitsanzeigende Stadium, mehrere Dezimeter unter dem heutigen Wasserstand, kann auf eindrucksvolle Weise auch mit bloßen Händen ertastet werden: Die Oberfläche des stark kompaktierten Grenzhorizonts ist übersät mit aufrecht stehenden Speicherinternodien des Pfeifengrases sowie mit liegenden, bis zu Kleinfinger-dicken Ästen der Besenheide. In der heutigen Vegetation der baumfreien Zentralfläche erreichen dagegen beide Arten nicht einmal mehr eine Deckung von 3%.

Bei 4 von 24 gezielt durchgeführten Nachbohrungen ließ sich eine 15–30 cm mächtige Bunkerdeschicht unterhalb des Grenzhorizonts nachweisen, meist in Form einer weiteren, schwach zersetzten *Molinia*-Lage inmitten des stark humifizierten, kompakten Alttorfs (Abb. 40). In 4 weiteren Fällen konnte die Existenz eines solchen umgelagerten Horizonts nicht eindeutig belegt werden, sie ist jedoch wahrscheinlich. Daraus ergibt sich, daß der durch die Bohrungen ermittelte Grenzhorizont zumindest nicht auf der Gesamtlänge des Transekts das tatsächliche Abtorfungsniveau bezeichnet. Dieses liegt an den betreffenden Stellen vielmehr um einen bis wenige Dezimeter tiefer und wurde durch das Auftragen der Bunkerde erhöht.

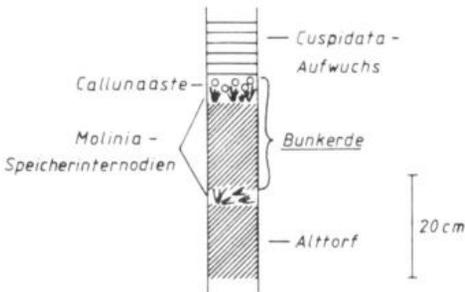


Abb. 40: Torfprofil mit Bunkerde, schematisch. Die Speicherinternodien des unteren *Molinia*-Horizonts sind zum großen Teil waagrecht gelagert.

Die Existenz einer weiteren *Molinia*-Lage unterhalb der Bunkerdeschicht legt den Schluß nahe, daß auch die eigentliche Abtorfungsoberfläche infolge von Entwässerung eine stark degenerierte Hochmoorflora aufwies. Die Bunkerde wurde auf der Zentralfläche des K.M. nicht, wie sonst vielfach üblich (vgl. JUNGJOHANN, 1953; POSCHLOD, 1990), in wassergefüllte Torfstiche geworfen. Die senkrechte Anordnung der *Molinia*-Strünke und ihrer Wurzeln im Grenzhorizont belegt vielmehr, daß die Vegetationssoden in natürlicher Lagerung auf die trockenen Sohlen der bereits abgetorften Stiche umgesetzt wurden, wo die Pflanzen vermutlich noch eine gewisse Zeit lang weiterwachsen konnten. Unabhängig von der Frage, ob möglicherweise auf der gesamten

Länge des Transekts eine Bunkerdeschicht existiert, die an manchen Bohrpunkten nicht erkannt wurde, ergibt sich durch die obigen Ausführungen, daß vor dem Wiedereinsetzen des Torfwachstums großflächig ein Trockenheits- bzw. Wechselfeuchte-anzeigendes Hochmoordegenerationsstadium bestand. Mit großer Wahrscheinlichkeit enthielt es keine nennenswerten lebenden Anteile der heutigen Vegetation. Eine Ausnahme bildet nur der nordöstliche Randtorfstich. Hier erfolgte die Torfakkumulation über Schwingdeckenbildung, in deren Verlauf *Sphagnum cuspidatum* von *Sph. fallax* abgelöst wurde (s. LÜTT, 1992: 178 ff.).

Das Aufwachsen der heutigen, max. 57 cm mächtigen Torfmoosablagerungen geschah auch auf der übrigen Fläche nicht in einheitlicher Weise. Je nach Mikrotopographie und Hydrologie der Kleinstandorte wurde das basale *Molinia*-/*Calluna*-Stadium von mäßig bis schwach zersetzten *Cuspidata*- oder *Cymbifolia*-Torfen überdeckt oder zunächst von einem *Eriophorum vaginatum*-reichen Stadium abgelöst. Die in festgelegten Abständen durchgeführten Bohrungen lassen *Cymbifolia*-Torfe unterrepräsentiert erscheinen. Die rezente Verbreitung von *Sphagnum magellanicum* ist im baumfreien Teil des Transekts bedeutend ausgedehnter, als es durch die Profile wiedergegeben wird.

Im südwestlichen Drittel der Untersuchungsfläche konnte sich bisher erst eine 10–15 cm dicke Sphagnumdecke entwickeln, die an vielen Stellen noch durch *Betula*-, *Empetrum*- bzw. *Molinia*-Streuaufgaben unterbrochen ist. Es handelt sich hierbei offenbar um die Ausdehnung der wüchsigen Moorbereiche auf einen alten Moorbirkenbestand, der sich im aktuellen Zustand der Versumpfung befindet. Diese Standortverhältnisse wurden im Rahmen des Meßprogramms durch die benachbarten Flächen K12–K14 erfaßt.

Der Graben nordöstlich des Hirschdamms wurde als Hauptvorfluter der gesamten östlichen Moorhälfte nach dem Ende der Abtorfungen teilweise mit Bunkerde verfüllt, wie aus dem Bohrprofil in Abb. 62 zu erkennen ist. Im Zuge des nachfolgend ansteigenden Wasserspiegels konnte über diesen Ablagerungen bis heute eine ca. 60 cm mächtige *Cuspidata*-Torfschicht aufwachsen. Beide Vorgänge waren – zusammen mit dem Zuwachsen von mindestens fünf einmündenden Seitengräben – die entscheidenden Voraussetzungen für die Vernässung der abgetorften Zentralfläche und die nachfolgende Ausbildung des heutigen Regenerationskomplexes. Auf die verschiedenen Phasen dieses Prozesses wird in Kap. 8.9. genauer eingegangen.

Transekt IIIa (Abb. 63): Das Relief unter der heutigen Vegetationsoberfläche zwischen den Schwingdecken rings um den Kleinen Teich und der Torfstichkante ist durch zwei Alttorfrücken und mehrere kleine Erhebungen gegliedert. Bunkerde mit einer Mächtigkeit von 10–30 cm konnte nur im randlichen Torfstich nachgewiesen werden. Die breiartige Konsistenz und die intensive

Durchmischung unterschiedlich stark zersetzter Pflanzenreste lassen vermuten, daß die Bunkerde in diesem Fall in einen bereits wassergefüllten Torfstich eingebracht wurde. Wie die teichnah gelegenen Bohrpunkte auch, verlandete er im weiteren Verlauf über Schwingdeckenbildung. Im Gegensatz dazu lassen sich trockenere Vegetationsstadien der Vergangenheit im Bereich der Alttorferhebungen nachweisen, und zwar in Form von *Eriophorum vaginatum*-, *Calluna*-, *Molinia*- bzw. *Sphagna Cymbifolia*-Stadien. Die Kuppen der Torfrücken sind, obwohl nur 10–15 cm über der umgebenden Mooroberfläche gelegen, erst teilweise in die wüchsigen Regenerationsbereiche miteinbezogen. Mehrmals finden sich auch dünne Sphagnumablagerungen, die von *E. vaginatum*-, *Empetrum*- bzw. *Betula*-Streu überdeckt sind. Bei einem Teil der Bohrpunkte wurde nur die Aufwuchsmächtigkeit, nicht aber die -zusammensetzung bestimmt (Leerbalken in Abb. 63).

Transekt IIIb (Abb. 64): Auch das Querprofil der Untersuchungsfläche am Kleinen Teich offenbart ein reiches Alttorfrelief, das bei der Betrachtung der gegenwärtigen Vegetationsoberfläche nicht ohne weiteres zu vermuten ist. Die bei Transekt IIIa getroffenen Aussagen über die Schwingdeckenverlandung der tieferen Torfstiche werden durch die Schichtenfolgen des Querprofils bestätigt.

Bis auf die Bohrpunkte IIIb,10 und IIIb,11 (=Schnittpunkt mit Transekt IIIa) sind auch die hochgelegenen Alttorfbereiche bereits von geschlossenen Sphagnumdecken überwachsen. Interessant ist dabei die Bildung von *Cymbifolia*- (hier: *Sph. magellanicum*-) Ablagerungen direkt über dem Grenzhorizont bei IIIb,2 und IIIb,4. Dem Anschein nach hat sich die *Sph. magellanicum*-Decke von dort aus seitlich über *Sph. fallax* im benachbarten, tiefergelegenen Bereich ausgebreitet. Auch außerhalb der Transekte konnte in beiden Untersuchungsgebieten die Funktion ausreichend vernäßter Torfdämme und auch *Molinia*-Bulte als Initialen für *Sph. magellanicum*-Bulte mehrfach festgestellt werden.

Transekt IV (Abb. 65): Dieses Profil erschließt einen (unvollständigen) Querschnitt durch die im äußersten SO des Moores gelegene Regenerationsfläche. Hier sind bis zu 70 cm mächtige Jungtorfbildungen aufgewachsen und haben das ehemals ausgeprägte Abtorfungsrelief weitgehend nivelliert.

Hauptcharakteristikum der Fläche ist der Torfdamm bei Bohrung IV,18. Während er auf der Luftaufnahme von 1976 (s. Kap. 8.9.3.) noch als heller, *Molinia*-dominierter Strang erkennbar ist, wird inzwischen auch die Dammkrone von einer 20 cm mächtigen *Sph. fallax*-Schicht überdeckt. Von *Molinia* sind nur mehr spärliche Bestände vorhanden. Entsprechend den Beobachtungen an den Transekten I und II finden sich in den höhergelegenen, östlichen und zentralen Bohrungen von Transekt IV Reste von *Molinia*- und *Calluna*-reichen Vegetationseinheiten an der Basis des Torfaufwuchses. Der zentrale und der westliche Torfstich sind dagegen über Schwingdeckenbildung verlandet.

Die Bohrkerne IV,3 und IV,6 geben den aktuellen Versumpfungsbereich wieder, der die Regenerationsfläche auf der gesamten Nord- und Ostseite in unterschiedlicher Breite umgibt. Auch hier lassen sich, wie schon für Transekt II beschrieben, subfossile *Calluna*-Äste in geringer Tiefe unter heutigen *Sph. cuspidatum*-Schlenken mit bloßen Händen ertasten. Im gegenwärtigen Vegetationsbild spielt *Calluna* nur eine verschwindend geringe Rolle.

Transekt V (Abb. 66): Die vier Bohrungen erschließen unter anderem einen ca. 25 cm hohen Torfdamm, der auf dem Luftbild von 1976 noch deutlich erkennbar ist (s. Kap. 8.9.3.). 14 Jahre später ist hier wie bei Transekt IV die Dammkrone in die aufwachsende Mooroberfläche integriert und lediglich noch an ihrer andersartigen Vegetationszusammensetzung erkennbar. Auch in diesem westlichen Randbereich der zentralen Abtorfungszone erfolgte das Aufwachsen der basalen *Cuspidata*-Torfe aus einem *Molinia*- bzw. *Calluna*-dominierten Degenerationsstadium. Nur im randlichen Torfstich könnte auch eine Schwingdeckenverlandung erfolgt sein. Auffallenderweise ist der *Sph. magellanicum*-Bult über einer leichten Alttorferhebung angesiedelt, wie dies auch bei einigen anderen Transekten zu beobachten ist.

8.8.2. Klassifizierung der rezenten Vegetation der Transekte I-V

Die im Bereich der Transekte I-V im Kaltenhofer Moor unterschiedenen Pflanzengesellschaften sind in Tab. 16 zusammenfassend dargestellt. Die einzelnen Vegetationsaufnahmen finden sich in den Tabellen 40 - 44, Anhang A; auf die Nummern der jeweiligen Gesellschaftstabellen wird in der Legende der Übersichtstabelle (Tab. 16) verwiesen.

Im Unterschied zu den Vegetationsaufnahmen der 49 Standorte (Kap. 8.1.1.) enthalten diese Tabellen nicht das vollständige Artenspektrum. Aufgrund der höheren Anzahl der Aufnahmen, die z.T. in lückenloser Folge erstellt wurden (Transekt II nördlicher Teil und Transekt IIIa), ermöglichen sie dennoch eine detaillierte Darstellung der gegenwärtigen Vegetationsverhältnisse in den Regenerationskomplexen des K.M.

Die *Sphagnum cuspidatum*-*Eriophorum angustifolium*-, *Sph. fallax*-*E. angustifolium*-, *Sph. fallax*-*Erica*- und die *Sph. palustre*-*Molinia*-Gesellschaft wurden bei der Auswahl der 49 Standorte nicht erfaßt (vgl. Kap. 8.1.1.). Das gleiche gilt für die Ausbildung des Moorbirkenwaldes mit der *Sph. fallax*-*E. angustifolium*-Gesellschaft, die allerdings auch in den Transekten I-V nur durch eine Aufnahme repräsentiert ist. Die Zusammenstellung in Tab. 16 macht deutlich, daß sich bis auf das *Sphagno*-*Rhynchosporium* und das *Erico*-*Sphagnetum* fast alle Gesellschaften der offenen Regenerationsflächen auch als Bodenschicht in den Birkenwäldern mit Regeneration finden lassen.

Spaltennummer	Name der Pflanzengesellschaft	Spaltennummer	Name der Pflanzengesellschaft
1–13	Birkenarme Regenerationsflächen (Tab. 40–43, Anhang B):	14–21	Sekundärer Moorbirkenwald mit Regeneration (Tab. 44, Anhang B)
1	<u>Sphagnum cuspidatum</u> – <u>Eriophorum angustifolium</u> – Gesellschaft	14	Ausbildung mit der <u>Sphagnum fallax</u> – <u>Eriophorum angustifolium</u> – Gesellschaft
2–3	<u>Sphagno</u> – <u>Rhynchosporium albae</u> OSV.23 em. KOCH 26	15	Ausbildung mit der <u>Sphagnum fallax</u> – <u>Erica</u> – Gesellschaft
2	Subassoziation von <u>Sphagnum cuspidatum</u>	16–17	Ausbildung mit der <u>Sphagnum fallax</u> – <u>Eriophorum vaginatum</u> – Gesellschaft
3	Subassoziation von <u>Sphagnum fallax</u>	16	typische Variante
4–6	<u>Sphagnum fallax</u> – <u>Eriophorum angustifolium</u> – Gesellschaft	17	Variante von <u>Sphagnum cuspidatum</u>
4	typische Ausbildung	18	Ausbildung mit der <u>Sphagnum fallax</u> – <u>Empetrum</u> – Gesellschaft
5	<u>Eriophorum vaginatum</u> – reiche Ausbildung	19–21	Ausbildung mit der <u>Sphagnum fallax</u> – <u>Molinia</u> – Gesellschaft
6	<u>Oxycoccus palustris</u> – reiche Ausbildung (= Übergang zum <u>Erico</u> – <u>Sphagnetum magellanicum</u>)	19	oligotrophe Variante
7–10	<u>Erico</u> – <u>Sphagnetum magellanicum</u> (OSV.23) MOORE 68	20	mesotrophe Variante
7	Subassoziation von <u>Sphagnum fallax</u>	21	Initialstadium der Regeneration (mesotrophe Variante)
8	Übergangsstadien zwischen 4.1. und 4.3.		
9–10	typische Subassoziation		
9	<u>Calluna vulgaris</u> – reiche Variante		
10	<u>Eriophorum angustifolium</u> – reiche Variante		
11	<u>Sphagnum fallax</u> – <u>Erica</u> – Gesellschaft		
12	<u>Sphagnum fallax</u> – <u>Empetrum</u> – Gesellschaft		
13	<u>Sphagnum palustre</u> – <u>Molinia</u> – Gesellschaft		

In einigen Bereichen der zentralen Torfstichzone ist auch das *Erico-Sphagnetum magellanici typicum* unter isolierten Baumgruppen bzw. in lichten Birkenbeständen anzutreffen. Dieser Vegetationstyp wurde beim Anlegen der Transekte nicht erfaßt, für die Deutung der syndynamischen Beziehungen zwischen den Pflanzengesellschaften ist er jedoch von großer Wichtigkeit.

In den Kopfzeilen der Tab. 40 - 44 und der Übersichtstabelle 16 sind jeweils die Aufwuchsmächtigkeiten an den einzelnen Aufnahmepunkten bzw. deren Durchschnittswerte für die Gesellschaften enthalten. Die geringsten Schichtdicken sind fast durchweg in den Moorbirkenwäldern mit Regeneration zu finden. Eine Ausnahme bildet dabei die Ausbildung mit der *Sph. fallax-E. vaginatum*-Gesellschaft, besonders in der Variante mit *Sph. cuspidatum*. Dieser Vegetationstyp ist für die meist tief ausgetorften Ränder der Regenerationsflächen bezeichnend. Auf den baumarmen Flächen finden sich die größten Aufwuchsmächtigkeiten unter der *Sph. fallax-E. angustifolium*-Gesellschaft. Aufschlußreich sind die sehr unterschiedlichen Werte innerhalb des *Erico-Sphagnetum magellanici*. Sie geben einen Hinweis auf die polygenetischen Entstehungsmöglichkeiten der Hochmoorbultgesellschaft (s. Kap. 8.10.)

8.8.3. Zusammenhang zwischen dem Relief des Alttorfs und der heutigen Verbreitung ausgewählter Arten

Im folgenden Abschnitt wird die Verbreitung der Moorbirken und anderer ausgewählter Arten (Tab. 45 - 50, Anhang A) im Zusammenhang mit den in Kap. 8.8.1. besprochenen Aufwuchsmächtigkeiten betrachtet.

Transekt I (Tab. 45, Abb. 61): Die von *Sph. fallax* dominierte, gering reliefierte Vegetationsdecke wird in auffälliger Weise durch mehrere Birkengruppen untergliedert. Eine Erklärung für dieses Verbreitungsmuster der Moorbirken, das offenbar keinem Gradienten von der Torfstichkante zur - mitte folgt, findet sich in den Aufwuchsdicken unterhalb der heutigen Vegetationsoberfläche:

Die Bäume zwischen den Profilpunkten I,12 und I,45 markieren an sämtlichen Standorten erhöhte Bereiche des Alttorfreliefs. Die Höhendifferenzen zu den baumfreien Nachbarflächen betragen z.T. nur 10 cm, im Falle des Torfsockels zwischen I,39 und I,43 jedoch 43 cm. Bei den Erhebungen des Alttorfes kann es sich sowohl um das ursprüngliche Abtorfungsrelief als auch um verschieden mächtig aufgebrachte Bunkerde handeln. Einige der Torfsockel in diesem und in den übrigen Transekten stellen möglicherweise ehemalige "Wasserbänke", also Torfdämme, deren Krone zwecks Flutung der jüngsten Torfstiche abgetragen wurde, dar (vgl. JUNGJOHANN, 1953: 8).

Eine Ausnahme im Verbreitungsmuster der Bäume bilden die Jungbirken zwischen I,0 und I,6: Sie stocken auf 40–50 cm mächtigem *Cymbifolia*-Aufwuchs. Ihre Existenz im ansonsten nahezu baumfreien Zentrum des Torfstiches liegt vermutlich in einem lokal erhöhten Nährstoffangebot begründet. Darauf weist sowohl das einzige *Carex nigra*-Vorkommen der Fläche in unmittelbarer Nähe der Birken als auch das spärliche Auftreten von *Molinia* hin.

Während *Sph. fallax* und *Eriophorum angustifolium*, entsprechend dem hohen Vernässungsgrad der Fläche, fast gleichmäßig über die Gesamtlänge des Transekts verbreitet sind, zeigen die übrigen Arten eine unterschiedlich starke Parallele zu den Vorkommen der Birken: *Aulacomnium palustre* ist auf die Bereiche zwischen den Bäumen beschränkt, auch *E. vaginatum* zeigt zumindest in seiner Deckung eine Beziehung zu eher geringen Aufwuchsmächtigkeiten innerhalb der Birkengruppen und an deren Rändern. *Erica* besitzt demgegenüber eine weite Verbreitungsamplitude, meidet aber die tiefsten Bereiche des Torfstiches. Mehr oder weniger deutlich auf die baumarmen Regenerationsflächen beschränkt sind *Sph. magellanicum*, *Sph. papillosum*, *Calluna*, *Andromeda* und *Oxycoccus palustris*, wobei die beiden letztgenannten Arten auch in der nordwestlichen Birkengruppe in geringer Deckung zu finden sind.

Transekt II (Tab. 47, Abb. 62): Auch in diesem Teil der Zentralfläche sind die Bäume auf die ansteigenden Ränder und eine Erhebung in der Mitte des Alttorfprofils beschränkt. Eine Ausnahme bildet die jüngere Birkengruppe im (tiefsten) Randtorfstich. Hier profitieren die Bäume von der besseren Nährstoffversorgung durch die freiliegenden Torfstichkanten und durch zufließendes Hangwasser. Darauf weisen auch die Vorkommen von *Molinia* und *Sph. fimbriatum* hin.

Auffällig ist das gehäufte Auftreten toter Birkenstämme (über 30 Jahre alt) am grabennahen Rand des Transekts. Dieser Bereich weist deutliche Anzeichen der Versumpfung, jedoch noch keine geschlossene Torfmoosdecke auf. Als charakteristisch ist auch die abgestorbene Fichte im südwestlichen Birkenbestand anzusehen: Wie an verschiedenen Stellen des K.M. beobachtet werden konnte, ist *Picea abies* weniger als *Betula pubescens*, und auch *B. pendula*, in der Lage, steigende Wasserstände auf ehemals entwässerten Moorflächen zu tolerieren.

Die Verteilung der ausgewählten Arten von Transekt II zeigt eine Bevorzugung der baumfreien Flächen durch die hochmoortypischen Sphagnen und Phanerogamen. Bis auf *Sph. papillosum* sind diese Arten allerdings auch im geschlossenen Birkenbestand in geringen Anteilen vertreten. Demgegenüber besitzen *Eriophorum vaginatum* und *Molinia* eine weite Verbreitungsamplitude, ihre Hauptvorkommen liegen jedoch innerhalb der Birkenbestände. Ausschließlich auf den Moorbirkenwald bzw. den Randtorfstich beschränkt

sind die mesotraphenten Torfmoose *Sph. palustre* und *Sph. fimbriatum*. Auch *Sph. cuspidatum* hat hier - und nicht auf der baumfreien Fläche - seinen Verbreitungsschwerpunkt.

Transekt IIIa (Tab. 48, Abb. 63): Während der Deckungsgrad der Moorbirken von den teichnächsten Standorten bis zur Torfstichkante mehr oder weniger stetig zunimmt, stehen die eigentlichen Wuchsorte der Bäume auch auf dieser Fläche in enger Beziehung zum Alttorfrelief des Untergrundes. Dies ist insofern bemerkenswert, als die Aufwuchsmächtigkeiten im Bereich von Transekt IIIa insgesamt gering sind. Schon die kleine Vertiefung zwischen den Bohrpunkten IIIa,10 und IIIa,7 stellt mit 30 cm Aufwuchs offensichtlich ein wirksames Besiedlungshindernis für Birken dar. Die in der Abbildung gestrichelt eingezeichneten Bäume stehen am unmittelbaren Rand des randlichen Torfstichs und wurzeln im angrenzenden, niedrigen Torfdamm. Sie können in diesem Zusammenhang nicht als echte "Torfstichbesiedler" gelten. Die max. 50 cm hohen Jungbirken der teichnahen Schwingdecken sind durchweg von sehr geringer Vitalität, ihre Überlebenschancen dürften als niedrig einzustufen sein (vgl. Kap. 8.7.).

Die Deckungswerte der übrigen Arten zeigen im wesentlichen die Abfolge von nassen Hochmoor-Schlenkengesellschaften über wüchsige Bultstadien (im Bereich von K17) zu den erst unvollständig von *Sph. fallax* überwachsenen Altorkuppen im birkenbestandenen Teil der Fläche. Ähnlich wie bei Transekt II läßt sich die bessere Nährstoffversorgung in den Stichtanten-nächsten Bereichen unmittelbar aus dem Vorkommen der mesotraphenten Sphagnen und aus der höheren Deckung von *Molinia* erschließen. Das Pfeifengras besiedelt als einziger Kremnominerobiont auch Flächen des *Sphagno-Rhynchosporietums*. Einzelne von *Sph. cuspidatum* überwachsene Bultreste deuten jedoch darauf hin, daß diese vorgelagerten Standorte reliktsicher Natur sind.

Transekt IIIb (Tab. 49, Abb. 64): Hinsichtlich der Standorte von *Betula pubescens* zeigt das Querprofil von Transekt III dieselbe Abhängigkeit vom Untergrundrelief, wie bereits für die vorangegangenen Flächen besprochen wurde. Die relativ hohe Jungbirkendeckung über 50 cm mächtigen *Cuspidata*-Ablagerungen im südwestlichen Torfstich erklärt sich vermutlich auch hier aus erhöhten Nährstoffgehalten. In diesem Fall ist das Vorkommen einzelner Schilfhalme als entsprechendes Indiz zu werten.

Sph. magellanicum besitzt zusammen mit *Erica*, *E. vaginatum* und *Sph. fallax* eine weite Verbreitung innerhalb des Transekts. Es dringt sogar bis unmittelbar unter die isolierten Birkenbestände vor, wenn auch in bisher geringerer Artmächtigkeit. Die Konkurrenz zwischen den beiden Torfmoosarten läßt sich in der Tabelle an den sich meist komplementär verhaltenden Deckungsanteilen ablesen. Das bultbildende *Sph. magellanicum* zeigt auch hier eine gewisse Bevorzugung höher gelegener Altorkbereiche.

In ihrem Vorkommen ausschließlich auf die birkenbestandenen Torfstränge beschränkt sind die Arten *Aulacomnium palustre*, *E. vaginatum* und *Molinia*.

Transekt IV (Tab. 50, Abb. 65): Im Transgressionsbereich der Regenerationsfläche fallen mit zunehmender Mächtigkeit des Aufwuchses die Kremno-minerobionten *Sph. nemoreum*, *Sph. palustre*, *Betula pubescens*, *Molinia* (in dieser Reihenfolge) sowie *E. vaginatum* in der heutigen Vegetationsdecke aus. 15 m vom Rand des *Molinia*-Birkenwaldes entfernt, ist zunächst keine der genannten Arten mehr anzutreffen. Weiter zum Zentrum der Fläche hin existieren jedoch charakteristische Verbreitungseinseln von *B. pubescens*, *Molinia*, *E. vaginatum* sowie *Aulacomnium palustre*, die sich exakt mit dem Torfdamm sowie zwei weiteren Alttorferhebungen zur Deckung bringen lassen.

Transekt V (Tab. 46, Abb. 66): Auch hier beherbergt der oberflächlich nahezu eingeebnete Torfdamm reliktsche Vorkommen derjenigen Arten, für die die trophische bzw. hydrologische Situation in den benachbarten Moorwachstumsbereichen bereits zu ungünstig geworden ist. Neben strauchförmigen Exemplaren der Moorbirke sind dies *Calluna*, *E. vaginatum*, *Aulacomnium palustre*, *Empetrum*, *Molinia* und *Sph. palustre*. Die pflanzensoziologische Einordnung dieser Übergangsgesellschaft muß in jedem Falle unbefriedigend bleiben. So ist die Zuordnung zur *Sph. fallax*-*Empetrum*-Gesellschaft in Tab. 43, Anhang A, nur als eine Möglichkeit zu sehen. Die weitere Entwicklung zur *Sph. fallax*-*E. angustifolium*-Gesellschaft ist, bei anhaltendem Aufwachsen der Flächen, bereits vorgezeichnet.

8.8.4. Schlußfolgerungen aus den Kap. 8.8.1 – 8.8.3.

Zusammen mit den Aufnahmen der heutigen Vegetation belegen die oberflächennahen Bohrprofile aus den großflächigen Torfstichen des K.M. die Entstehung hochmoorartiger Regenerationsflächen aus ehemals von *Molinia* und *Calluna* geprägten Degenerationsstadien. Diese Sukzession ist nur bei einem zeitgleich ablaufenden, massiven Grundwasseranstieg vorstellbar. Im Verlauf dieses Versumpfungsprozesses wurden bis zu 60 cm hohe Torfdämme überwachsen, so daß sich über einem kleingekammerten Abtorfungsrelief zusammenhängende Wachstumskomplexe ausbilden konnten, die an ihren Rändern deutliche Transgressionerscheinungen zeigen.

Die Standorte der Moorbirken markieren in diesen Flächen jeweils die höchsten Erhebungen des Alttorfes unterhalb der heutigen Vegetationsoberfläche. Die dazwischen gelegenen (ehemaligen) Torfstiche sind ab einer Aufwuchsmächtigkeit von ca. 30–40 cm in der Regel für Birken nicht mehr besiedelbar. Lediglich an trophisch begünstigten Sonderstandorten sind neogene Torfe bis zu 60 cm Dicke unter meist jüngeren Birken zu finden.

Andererseits sind bei weitem nicht alle Bereiche mit weniger als 30 cm Aufwuchs von Bäumen bestanden. Vermutlich sind die Geschlossenheit der Vegetationsdecke seit dem Ende der Abtorfungen und die Geschwindigkeit der einsetzenden Wiedervernässung die entscheidenden Voraussetzungen für den baumfreien Zustand hochgelegener Alttorfflächen.

Stichprobenartige Untersuchungen ergaben, daß die meisten Birken mit ihrer Stammbasis unmittelbar auf dem Grenzhorizont des Alttorfs standen, dort also gekeimt waren. Bei einigen Exemplaren konnten jedoch 10–15 cm *Cuspidata*-Aufwuchs unterhalb des Wurzelansatzes festgestellt werden; bei diesen war die Keimung auf einer bereits vorhandenen Torfmoosdecke erfolgt. Für die Deutung dieser Beobachtung ist vermutlich entscheidend, daß die Wiedervernässung im K.M. kein stetig ablaufender Prozeß war. Sie wurde im bzw. nach dem Zweiten Weltkrieg durch eine Phase der Austrocknung unterbrochen, wie im folgenden Kapitel gezeigt wird. Die ökologische Bedeutung der erhöhten Alttorfbereiche lag in der Zeit erneut sinkender Wasserstände vermutlich darin, daß sie ein Zusammensinken der flach über ihnen liegenden Sphagnumdecke verhinderten. Die Torfdämme und -kuppen wurden somit aus der zuvor einheitlichen Mooroberfläche "herauspräpariert" und boten ein geeignetes Keimbett für anfliegende Birkensamen. Dagegen konnten die tieferen Torfstichbereiche die Austrocknung durch Sackung zumindest teilweise kompensieren. In dieser Phase fanden die Jungbirken auf den höheren Alttorfbereichen vergleichsweise gute Nährstoffbedingungen vor. Nach dem Wiedereinsetzen des Grundwasserspiegelanstiegs (s. Kap. 8.9.) kam es zu einem erneutem Zusammenschluß und Aufwachsen der Torfmoosdecke auch innerhalb der Birkenbestände. Dieser Prozeß ist je nach Höhenlage der Alttorfflächen bis heute unterschiedlich weit fortgeschritten.

Die entscheidende Schlußfolgerung aus den Ergebnissen der Transekt-Untersuchungen ist also, daß es sich bei den Moorbirkenbeständen der Abtorfungszonen im K.M. nicht um Bewaldungsstadien wüchsiger Regenerationsflächen handelt. Sie sind vielmehr als Versumpfungsstadien von Birkenwäldern zu deuten, die sich in trockeneren Phasen des Moores etablieren konnten.

Wie in Kap. 8.8.3. dargestellt, kommt es im Zuge der Torfakkumulation in den wüchsigen Bereichen des Moores zu einer allmählichen Verdrängung der Degenerationszeiger durch eine hochmoortypische Flora. Dabei lassen sich in der Reihenfolge ihres Ausfallens folgende vier Artengruppen unterscheiden:

1. Arten, die bereits vor dem vollständigen Schluß einer geringmächtigen Torfmoosdecke weitgehend ausfallen:

<i>Vaccinium myrtillus</i>	<i>Pleurozium schreberi</i>
<i>Deschampsia flexuosa</i>	<i>Dicranum scoparium</i>

Die heutige Dominanz beider Arten in den Regenerationskomplexen des K.M. ist ein Hinweis darauf, daß die Flächen noch nicht als ombrotroph i.e.S. anzusprechen sind. Die über die reine Regenwasserzufuhr hinausgehende Nährstoffversorgung erfolgt bei dem tiefwurzelnden Wollgras aus dem stark humifizierten Alttorf, während *Sph. fallax* an der Mooroberfläche vermutlich von zufließendem Wasser aus dem sekundären Randgehänge profitiert. Im Verlauf der weiteren Sukzession ist (bei gleichbleibenden hydrologischen Rahmenbedingungen) ein Rückgang der Deckungsanteile beider Arten anzunehmen.

8.9. Auswertung der Luftaufnahmen vom Kaltenhofer Moor

In den folgenden Abschnitten wird der Versuch unternommen, anhand von Luftbildern aus der Zeit von 1936 - 1989 die in Kap. 8.8. aufgezeigten Entwicklungen im K.M. zeitlich einzuordnen und ihre Flächenausdehnung abzuschätzen.

8.9.1. Zunahme der Bewaldung zwischen 1936 und 1989

Der zurückliegende Bewaldungsprozeß im K.M. geht aus den beiden Karten hervor, die nach Luftbildern von 1936 und 1989 angefertigt wurden.

Vor 1936 (Abb. 41) beschränkten sich die bewaldeten Flächen im eigentlichen Moor auf schmale Bereiche entlang der Dämme und Gräben sowie auf das gesamte sekundäre Randgehänge nordöstlich der zentralen Abtorfungszone. Diese Beobachtung deckt sich gut mit den Altersbestimmungen in den verschiedenen Strukturbereichen des K.M. (vgl. Kap. 8.6.1.). Dichter Baumbestand ist außerdem auf dem Mineralbodenhang am Nordrand des Moores sowie im äußersten Nordwesten zu erkennen. Leider läßt das im September aufgenommene Luftbild keine Aussagen über den hydrologischen Zustand des Moores zu, da *Molinia* als Zeigerart zu dieser Jahreszeit nicht erkennbar ist.

Die Auswertung der Infrarot-Aufnahme aus dem Jahr 1989 gestattete eine differenziertere Darstellung der Baumvegetation (Abb. 42):

Neben dem fast vollständigen Kronenschluß der Birken in weiten Teilen des Moores wird die geringe Größe der Bäume auf den zentralen Regenerationsflächen deutlich. Sie geht sowohl auf das durchschnittlich jüngere Alter als auch auf die niedrige Zuwachsleistung der Birken auf diesen Standorten zurück (vgl. Kap. 8.6.). Auffällig ist außerdem der lichte Charakter der alten Birkenwälder, die bereits 1936 bestanden.

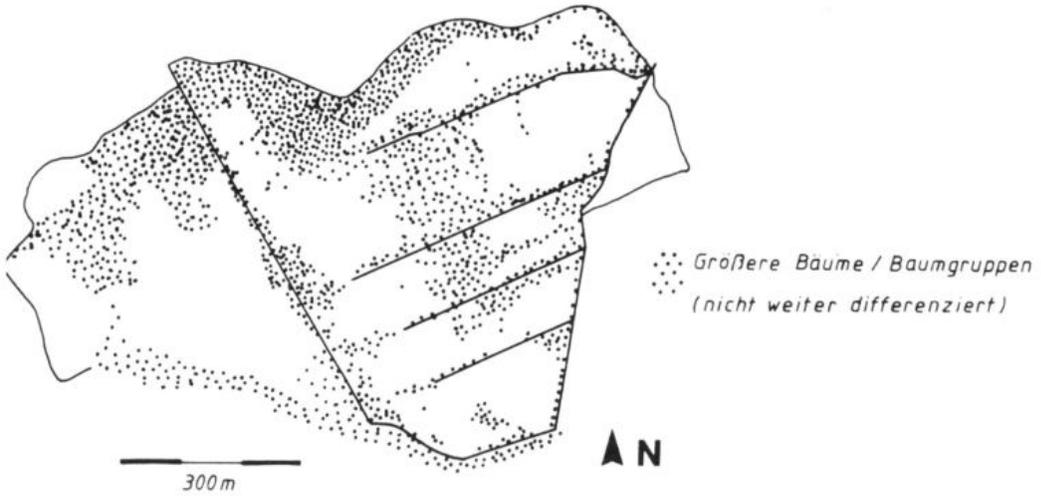


Abb. 41: Kaltenhofer Moor, Stand der Bewaldung 1936.

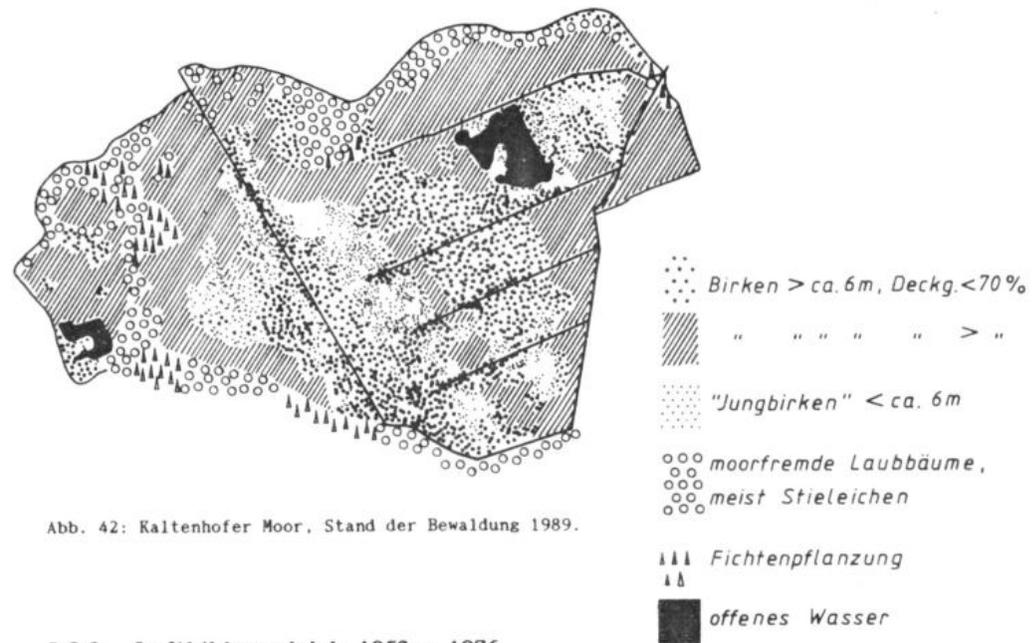


Abb. 42: Kaltenhofer Moor, Stand der Bewaldung 1989.

8.9.2. Luftbildvergleich 1953 – 1976

Trotz ihrer Unschärfe vermittelt die Aufnahme von 1953 den Eindruck eines in vielen Bereichen stark degenerierten Moores (Abb. 43). Der ausgeprägte Helligkeitskontrast zwischen weißen Moliniaflächen und dunklen Bereichen (vermutlich überwiegend Heidestadien, s. Kap. 6.1.5.) weist auf große hydrologische Unterschiede innerhalb des Moores hin.

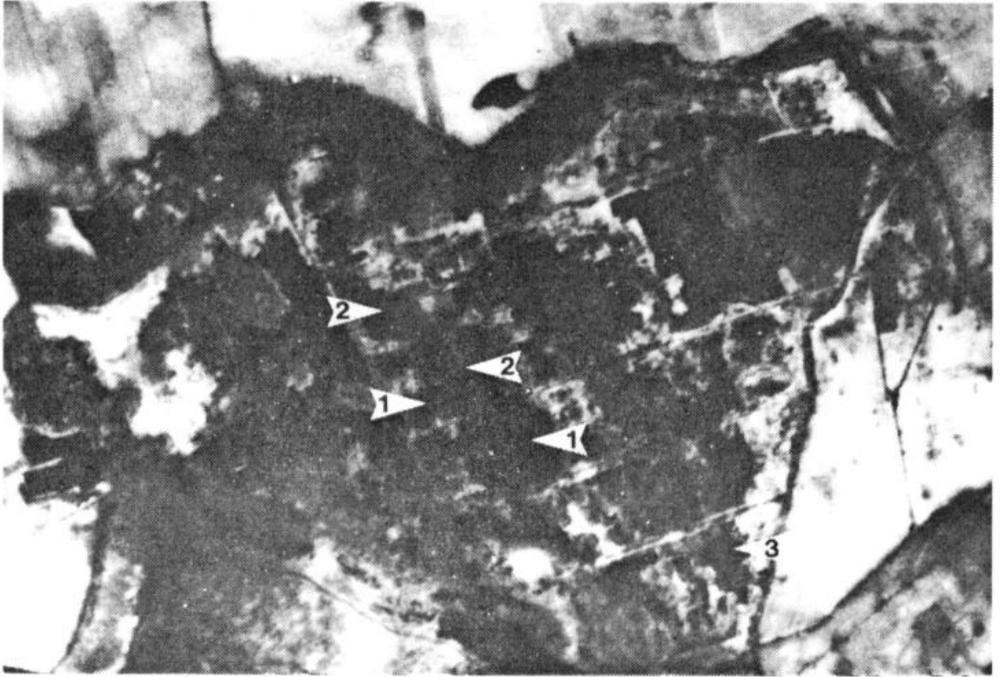


Abb. 43: Kaltenhofer Moor, Luftbild vom 12.3.1953 (ca. 1:7200); Erläuterungen im Text.

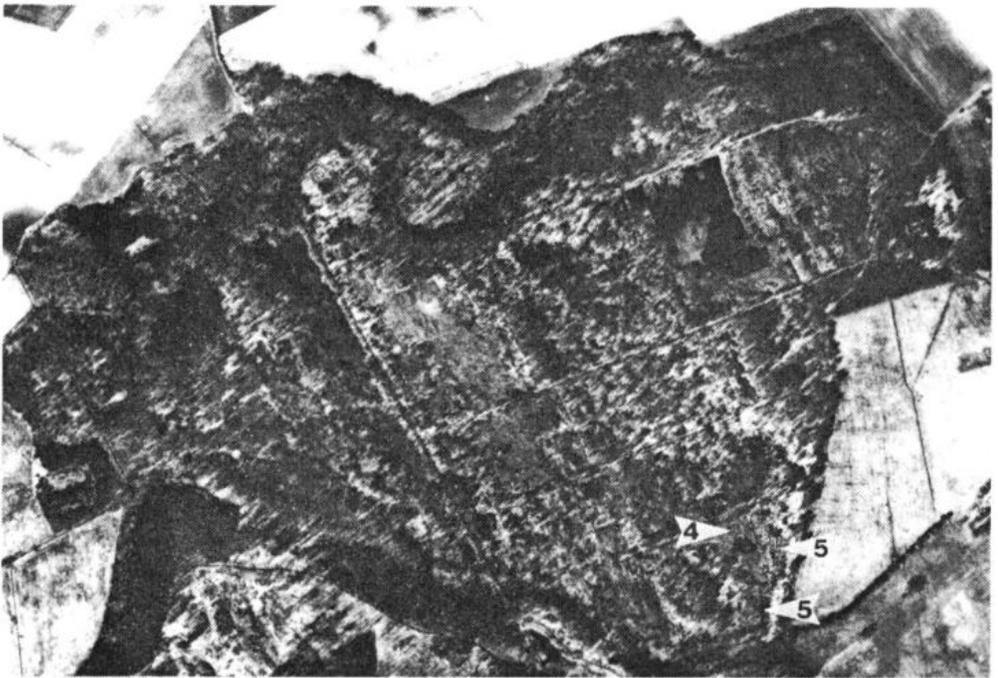


Abb. 44: Kaltenhofer Moor, Luftbild vom 19.4.1976 (ca. 1:7200); Erläuterungen im Text.

- Zentraler Torfstichkomplex: Große Teile der Abtorfungszone waren 1953 von schwarzgrau erscheinenden Heidestadien bedeckt (Pfeile 1). Die Richtigkeit dieser Interpretation wurde von JUNGJOHANN (mdl. Mitt.) bestätigt, der auch in seiner Untersuchung die weitverbreiteten, *Calluna*-reichen Moorstillstandskomplexe beschrieb (JUNGJOHANN, 1953: 46 ff). Nach seiner damaligen Auffassung stellten sie die Schlußgesellschaft der Torfstichregeneration dar. Auch aus den Schilderungen von RUNDESHAGEN (1950: 3) und SCHMIDT (1963: 6) läßt sich das Bild einer eher trockenen, überwiegend mit *Calluna* bestandenen Bultvegetation auf den offenen Moorflächen rekonstruieren. Nassere, regenerierende Flächen gab es zu dieser Zeit nur im Nordteil sowie im langgestreckten Zentrum der Abtorfungszone (Pfeile 2). Gezielte Nachbohrungen bestätigten die Vermutung, daß es sich bei diesen hellgrauen Flächen um die am tiefsten gelegenen Bereiche des Alttorfs handelt. Der Grenzhorizont findet sich hier in 50–55 cm Tiefe unter der heutigen Vegetationsoberfläche, gegenüber 30–35 cm bei den schwarzgrauen Flächen.

Auf dem Luftbild von 1976 (Abb. 44) ist erkennbar, daß sich die hell erscheinenden Moorwachstumskomplexe 23 Jahre später bereits auf die gesamte Zentralfläche ausgebreitet hatten. Westlich des Hirschdamms sind weiterhin schwarzgraue Flächen zu erkennen, die sich auch heute noch in einem Heidestadium befinden.

- Kleiner Teich: Dieser Moorbereich läßt sich auf dem Luftbild nur mit Hilfe der mündlichen Beschreibungen von JUNGJOHANN interpretieren: Demnach waren die Wasserflächen des zentralen Torfstichs 1953 ausgedehnter als heute (Pfeil 3) und im NW existierte eine große, kaum betretbare Schwingdecke.

Auf dem Photo von 1976 erscheint die Teichfläche stark zusammengeschrumpft, und die Bereiche nördlich des Teiches zeigen durch hell-dunkel-Kontraste kleinräumig differenzierte hydrologische Bedingungen an (Pfeil 4). Offenbar sind hier die trockenen, z.T. *Molinia*-bestandenen Alttorfstränge zu erkennen, die in den Transekten IIIa und IIb erbohrt wurden (Kap. 8.8.); eine Schwingdecke scheint nicht mehr vorhanden zu sein. - Die Veränderungen zwischen 1953 und 1976 sind nicht anders als durch eine massive Wasserspiegelabsenkung in dem Torfstichkomplex zu erklären. Diese geht aller Wahrscheinlichkeit nach auf die Neuanlage zweier schmaler Torfstiche südöstlich des Kleinen Teiches zurück (Pfeile 5). Die betreffenden Flächen treten 1953 noch als (hochgelegenes) *Molinia*-Stadium in Erscheinung. Das geringe Alter der Torfstiche ist im Moor auch heute noch an ihrer erst unvollständigen Verlandung erkennbar.



Abb. 45: Kaltenhofer Moor, Luftbild vom 19.4.1976, Ausschnitt aus dem SO des Moores (ca. 1:3700); Erläuterungen im Text.



Abb. 46: Kaltenhofer Moor, Luftbild vom 26.3.1989, Ausschnitt aus dem SO des Moores (ca. 1:3700); Erläuterungen im Text.

Die Abb. 45 und 46 geben jeweils denselben Ausschnitt aus dem zentralen und südöstlichen Teil des Moores wieder.

Die Zunahme der Bewaldung auf den ehemals baumarmen Flächen ist augenfällig. Die Verdichtung des Kronendaches geht jedoch in erster Linie auf das Wachstum von Birken zurück, die bereits 1976 als Jungbäume erkennbar waren (Pfeile 1). Zusätzlich wird der Eindruck durch den schrägeren Aufnahmewinkel von 1989 verstärkt.

- Zentraler Torfstichkomplex: Aus folgende Beobachtungen kann ein weiteres Aufwachsen und die seitliche Ausdehnung der Regenerationsflächen aus dem Vergleich beider Luftbilder geschlossen werden:

Die Dammkrone eines L-förmigen Torfstichs am Nordrand der Fläche, 1976 noch gut erkennbar und z.T. birkenbestanden, wurde durch die umliegende Torfmoosdecke weitgehend überwachsen (Pfeile 2), Bäume sind 1989 nicht mehr erkennbar. Dieser Prozeß wurde auch durch das Bohrprofil von Transekt V aufgezeigt, das genau diesen Bereich erfaßt.

Ein ausgedehntes, Damm-paralleles Streifenmuster der nördlichen Freifläche, in dem 1976 vermutlich noch Spuren der ehemaligen Abtorfung erkennbar waren, ist 1989 nicht mehr zu sehen.

Die dichte *Molinia*-Bedeckung entlang des Hirschdammgrabens und der Quergräben (Pfeile 3) tritt 1989 viel weniger in Erscheinung. Bei Geländebegehungen wird ersichtlich, daß dies nicht eine Folge der zunehmenden Beschattung durch die Birken ist: Das Pfeifengras wird heute zum großen Teil von *Sph. fallax* überwachsen.

- Kleiner Teich: Die Wasserfläche erscheint 1989 vollständig zugewachsen. Das Photo muß allerdings zu einer Zeit niedrigen Wasserstandes entstanden sein, denn auch heute noch ist bei mittlerem GW-Niveau mehr oder weniger offenes Wasser sichtbar. Die Strangstrukturen nördlich des Teiches sind mit kleinen Birken bestanden (Pfeil 4). Gleichzeitig erscheint aber das 1976 erkennbare Relief 1989 weitgehend einnivelliert und von wüchsiger Moorvegetation überzogen, deren hohe *Eriophorum angustifolium*-Deckung der Fläche einen hellgrauen Farbton verleiht. Diese Veränderungen weisen auf einen Anstieg des Wasserspiegels hin, der sich auch durch zwei Photos eindeutig belegen läßt (Abb. 47 und 48).

- Transekt IV: Dieselbe Entwicklung wie am Kleinen Teich hat sich auch am Südrand des Moores vollzogen: Die dunkelgrauen Moorheidestadien von 1976 sind 13 Jahre später dem einheitlichen Hellgrau der nassen Regenerationsflächen gewichen. Ehemals *Molinia*-bestandene Torfdämme (Pfeile 5) bzw. Ränder (Pfeil 6) sind 1989 teilweise von Birken bestanden, jedoch gleichfalls von wüchsiger Torfmoosvegetation bedeckt. Die großen Birken am Südrand der Fläche (Pfeil 7) stehen heute mit ihren Stämmen im Wasser und sind zum großen Teil bereits abgestorben. Die im Bohrprofil von Transekt IV

aufgezeigten Versumpfungsprozesse (vgl. Kap. 8.8.) haben sich demnach in bemerkenswert kurzer Zeit vollzogen.



Abb. 47: Vegetation nordöstlich des Kleinen Teiches, K.M., März 1978; Blickrichtung W (aus SCHULZ-EPPERS, 1978, Anhang).



Abb. 48: Derselbe Ausschnitt wie in Abb. 47, Mai 1992: Die 1978 noch offenen Wasserflächen des Torfstichs im Vordergrund und des Kleinen Teiches (links hinten) sind weitgehend mit *Eriophorum angustifolium* zugewachsen; gleichzeitig ist der Wasserspiegel angestiegen - *Molinia* wurde vollständig von *E. angustifolium* verdrängt, die Damstruktur zwischen den Birken im Mittelgrund ist 1992 in die wüchsige Mooroberfläche einbezogen, die Birken sind kaum gewachsen bzw. größtenteils abgestorben.

8.9.4. Zusammenfassende Rekonstruktion der Moorentwicklung während der letzten hundert Jahre

Auf der Grundlage der Ergebnisse aus Kap. 8.8. und 8.9.1.-8.9.3., ergänzt durch Gespräche, die mit Ortsansässigen geführt wurden, lassen sich die Phasen der Abtorfung, Bewaldung und Regeneration in der östlichen Hälfte des Kaltenhofer Moores folgendermaßen zusammenfassen:

1) Jahrhundertwende - Zweiter Weltkrieg: Erste Phase der Moorregeneration nach dem Ende der Abtorfungen im Moorzentrum (genauer Zeitpunkt unbekannt); Vernässung der tiefgelegenen Torfstichkomplexe in der Mitte und im Südosten des Moores, eventuell eingeleitet durch die partielle Verfüllung des Hauptgrabens am Hirschdamm (vgl. Bohrprofil von Transekt II); Bewaldung entlang der Gräben und Dämme und auf dem sekundären Randgehänge.

2) Zweiter Weltkrieg - 1953: Abtorfung des heutigen Großen Teiches, des Kleinen Teiches und der Torfstiche am westlichen Moorrand (Ende der 40er Jahre); erneut tiefgreifende Entwässerung der zentralen Moorbereiche; nur der SO-Rand des Moores bleibt hiervon offenbar verschont; die Regeneration geht dort zunächst weiter.

3) 1953 - 1976: Beginn der spontanen Wiedervernässung im Moorzentrum durch Verfall des Entwässerungssystems (Zuwachsen der Gräben); gleichzeitig Ansiedlung von Birken auf den höher gelegenen, verheideten Flächen; Trockenphase im Südosten des Moores nach dem Anlegen der letzten Torfstiche am Kleinen Teich, vermutlich Mitte der 50er Jahre; nachfolgend auch hier Besiedlung einiger höhergelegener Torfrücken durch Moorbirken.

4) 1976 - 1992: Weiteres Aufwachsen der zentralen Regenerationsflächen, vermutlich beschleunigt durch das 1980 erfolgte Anstauen des Hirschdammgrabens an seinem südöstlichen Ende (s. Kap. 4.3.2.); seitliche Ausdehnung der Moorwachstumskomplexe auf die bewaldeten, etwas höher gelegenen Flächen innerhalb der Torfstichzone; auch im Südosten des Moores einsetzende Wiedervernässung und Transgression der regenerierenden Bereiche in angrenzende Moorbirkenbestände.

Die Gesamtausdehnung der Flächen mit torfakkumulierender Vegetation beträgt, einschließlich der Initialstadien der Versumpfung, östlich des Hirschdamms zur Zeit 6-8 ha. Darin sind die Schwingdecken des Großen Teiches und die östlich daran anschließenden Moorbirkenwälder noch nicht enthalten. Wegen der hohen Besucherzahlen wurden in diesem Bereich keine Untersuchungsflächen angelegt. Auf etwa 2 ha Fläche lassen sich jedoch dieselben Regenerationsstadien finden, wie sie für die anderen Moorteile beschrieben wurden.

In den Abb. 49 und 50 sind beispielhaft zwei verschieden weit fortgeschrittene Versumpfungsstadien einer *Molinia*-Ausbildung des Moorbirkenwaldes wiedergegeben. Der aus der Vegetationsentwicklung postulierte Wasserspiegelanstieg im Großen Teich um mehrere Dezimeter seit 1953 wurde von JUNGJOHANN (mdl. Mitt.) bestätigt.



Abb. 49: Initialstadium der Versumpfung eines *Molinia*-Moorbirkenwaldes, K.M., östlich des Großen Teichs (Mai 1991).



Abb. 50: Fortgeschrittenes Stadium der Versumpfung eines *Molinia*-Moorbirkenwaldes, K.M., östlich des Großen Teichs (Mai 1991).

8.10. Syndynamik der Pflanzengesellschaften

In den Abb. 51 und 52 sind die syndynamischen Beziehungen zwischen den wichtigsten der in Kap. 8.1. und 8.8. aufgeführten, nicht von Mineralbodenwasser beeinflussten Pflanzengesellschaften dargestellt. Die relative Höhe des mittleren GW-Standes wird durch die vertikale Anordnung der einzelnen Gesellschaften zueinander angedeutet. Grundlage für die Aufstellung der beiden Sukzessionsschemata sind die Bohrprofile und Vegetationsaufnahmen der Transekte I-V im K.M. Daneben fließen auch Beobachtungen rezenter Regenerationsprozesse in den Handtorfstichzonen I und II des DM. in die Darstellungen mit ein.

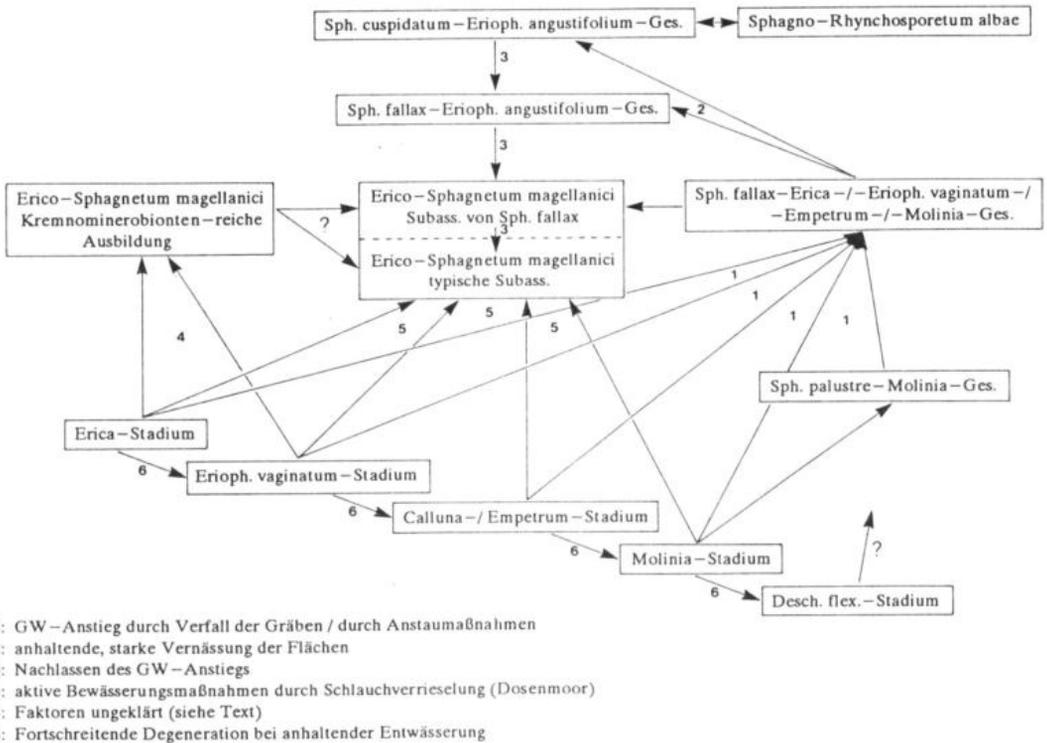
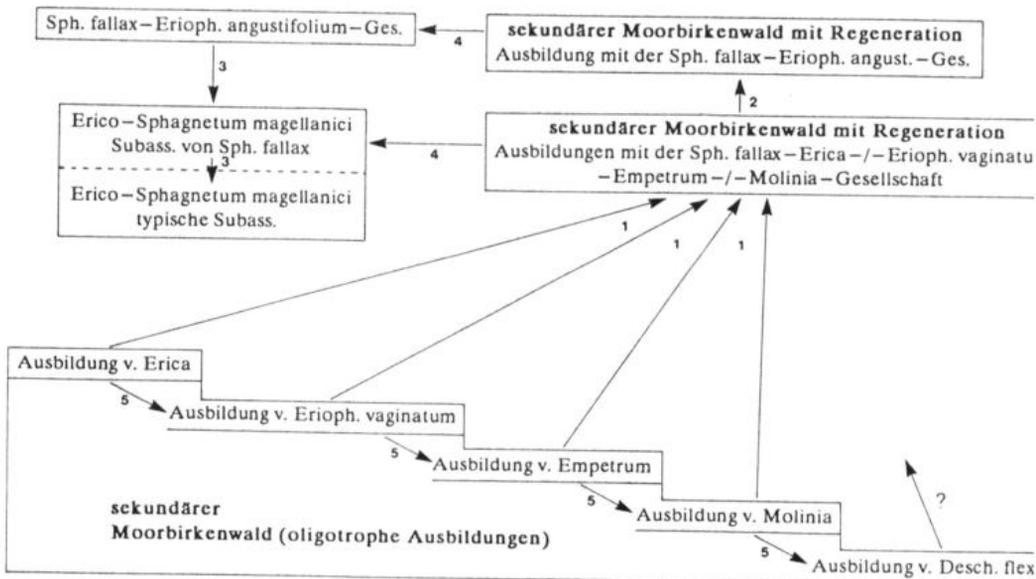


Abb. 51: Syndynamische Beziehungen der wichtigsten Pflanzengesellschaften: Sukzession auf unbewaldeten Flächen; Erläuterungen im Text.



- 1: GW-Anstieg durch Verfall der Gräben / durch Anstaumaßnahmen
- 2: anhaltende, starke Vernässung der Flächen
- 3: Nachlassen des GW-Anstiegs
- 4: allmähliche Auflichtung der Birkenbestände
- 5: Fortschreitende Degeneration bei anhaltender Entwässerung

Abb. 52: Syndynamische Beziehungen der wichtigsten Pflanzengesellschaften: Sukzession auf bewaldeten Flächen; Erläuterungen im Text.

Die Hauptaussagen der beiden Abbildungen lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Eine Regeneration hochmoornaher, torfproduzierender Vegetationseinheiten kann aus unterschiedlich stark entwässerten Degenerationsstadien bzw. Moorbirkenwald-Ausbildungen erfolgen. Die Voraussetzung ist ein allmählicher Anstieg des mooreigenen Grundwassers bis dicht unter die Oberfläche, z.B. durch Verfall des Grabensystems. Dies ist auch bei *Molinia*-dominierten Stadien möglich, wie die Untersuchungen im K.M. belegen. Eine Regeneration aus den am tiefsten entwässerten *Deschampsia flexuosa*-Stadien konnte nicht nachgewiesen werden.
- Die wichtigste Reaktion der Vegetation auf die sich ändernden Grundwasserverhältnisse besteht in der flächenhaften Ausbreitung von *Sph. fallax* in den zuvor torfmoosfreien Gesellschaften (Nr. 1 in beiden Abb.).

- Je nach Intensität und Dauer der Vernässung kann die Weiterentwicklung dieser *Sph. fallax*-Gesellschaften zum *Erico-Sphagnetum magellanicum* auf unbewaldeten Flächen (Abb. 51) entweder direkt oder über den Umweg schlenkenartiger Vegetationstypen vor sich gehen (Nr. 2 und 3).
- Auf bewaldeten Regenerationsflächen (Abb. 52) sind grundsätzlich dieselben Entwicklungen zu beobachten (Nr. 2 und 3). Hier kann die Ausbildung des *Erico-Sphagnetums* jedoch erst im Verlauf der Auflichtung und des allmählichen Absterbens der Birkenbestände erfolgen (Nr. 4). Die Hochmoorbultgesellschaft ist bisher im K.M. unter mehr oder weniger isolierten Baumgruppen erst kleinflächig zu finden.
- Nur auf waldfreien Flächen wurde auch ein direktes Aufwachsen der verschiedenen Hochmoordegenerationsstadien zum *Erico-Sphagnetum magellanicum* beobachtet (Nr. 5 in Abb. 51). Dieser Vorgang wurde an der Basis vieler Aufwuchs-Profile nachgewiesen, er ist rezent in beiden Mooren zu studieren. Die für diese Sukzession ausschlaggebenden Faktoren sind bisher nicht genau bekannt. Neben einer nur geringen Nährstoffanreicherung an der Oberfläche der Standorte hat vermutlich die Geschwindigkeit des GW-Anstiegs einen wichtigen Einfluß.
- Die an der Basis beider Schemata dargestellte fortschreitende Degeneration infolge anhaltender Entwässerung ist aus nw-deutschen Hochmooren vielfach beschrieben worden. Auf weitere Ausführungen wird an dieser Stelle daher verzichtet.

9. Diskussion

9.1. Die Vegetation der Untersuchungsflächen und Transekte

Moorbirken entziehen sich nicht nur als Taxon einer eindeutigen systematischen Gliederung (vgl. Kap. 2.). Ihre meist artenarmen Bestände stellen auch die Pflanzensoziologen vor mannigfache Fragen hinsichtlich ihres Ranges und der Zuordnung im syntaxonomischen System. Dies gilt in besonderer Weise für die sekundären Moorbirkenwälder auf entwässerten Hochmoortorfen. In der Vergangenheit wurden diese Bestände von den meisten Autoren den aus NO-Deutschland beschriebenen primären Moorbirkenbrüchern als *Betuletum pubescentis* (Hueck 29) Tx 37 zugeordnet (z.B. DIERSSSEN, 1973; NOIRFALISE et al., 1973; HARTMANN, 1974; WEBER, 1978b; WITTIG, 1980; BURMESTER, 1987). In neueren Arbeiten wird jedoch vielfach das z.T. deutlich abweichende Artenbesteck der anthropogen bedingten Moorbirkenwälder betont (z.B. BICK, 1985; ARBEITSKREIS "MOORNUTZUNG-LANDESPFLEGE", 1989;

BUSHART, 1989) und die neutralen Bezeichnungen *Betula pubescens*-Gesellschaft bzw. sekundärer Moorbirkenwald gewählt (s. auch SCHRAUTZER et al., 1991). BUSHART (1989: 395 f.) führt aus, daß der trockene Flügel von Moorbirkenwäldern oft nicht den Kriterien von Bruchwäldern genügt. Diese definiert z.B. SCHÖNERT (1989: 417) als Waldgesellschaften, "die (...) auf Torfböden mit hohen - im Jahresverlauf nur geringen Schwankungen unterliegenden - Grundwasserständen stocken." Auf die Birkenwälder in den Randgehängen beider Untersuchungsgebiete trifft diese Bedingung nicht zu. OBERDORFER (1987) erhält den Assoziationsrang für das gesamte *Betuletum pubescentis* nicht mehr aufrecht.

Aus den oben genannten Gründen wurde für die in der vorliegenden Arbeit untersuchten Birkenbestände die Bezeichnung "sekundäre Moorbirkenwälder" gewählt. Auf die Zuordnung dieser Gesellschaften zu höheren synsystematischen Einheiten soll hier nicht weiter eingegangen werden. Erörterungen hierzu finden sich u.a. bei MATUSZKIEWICZ (1963), MERIAUX et al. (1980), BURMESTER (1987), BUSHART (1989) und SCHÖNERT (1989).

Die im Rahmen dieser Untersuchung behandelten sekundären Moorbirkenwälder ohne Regeneration und die birkenarmen Hochmoordegenerationsstadien lassen sich gut mit den für nw-deutsche entwässerte Hochmoore vielfach beschriebenen Vegetationstypen vergleichen (z.B. TUXEN, 1974; WEBER, 1978a, 1978b; WITTIG, 1980; BURMESTER, 1987; ARBEITSGEMEINSCHAFT DOSENMOOR, 1984; KLINGER, 1985; MARTIN, 1990). Auffallend ist allerdings sowohl im K.M. als auch im DM. die regelmäßige Beimischung einzelner Exemplare von *Betula pendula* in die Birkenbestände. Diese Beobachtung steht in Übereinstimmung mit den in Kap. 3. zitierten Feststellungen von GILL & DAVY (1983: 434), wonach die ökologische Trennung der Birkenarten auf Sekundärstandorten gering sei. Dabei ist die Hängebirke durchaus nicht auf die trockensten Bereiche beschränkt. Im DM. gibt es sogar feuchte, unabhgetorfte Flächen mit überwiegender *B. pendula*-Verjüngung. Möglicherweise steht dies in Zusammenhang mit früheren Moorbränden, die der Hängebirke - aus nicht näher bekannten Gründen - nachfolgend bessere Keimungsbedingungen boten. Bisher dürfte das Wuchsvermögen von *B. pendula* auf ombrotrophen Torfen oft unterschätzt worden sein (vgl. B. & K. DIERSSEN, 1974; KAULE, 1974; PERALA & ALM, 1990). Möglicherweise wurde die Art häufiger übersehen. Nach VOLDEN (1977) wird das Wachstum von *B. pendula* auf Torf durch Stickstoffzufuhr gefördert. Sie profitiert daher auf Moorstandorten vermutlich von den stark gestiegenen N-Einträgen (vgl. hierzu Kap. 9.3.).

Ein weiteres Ergebnis der vorliegenden Arbeit ist das häufige Vorkommen von *B. pubescens* ssp. *carpatica* in beiden Untersuchungsgebieten. Obwohl viele Bäume aufgrund ihrer Blattmerkmale nicht eindeutig anzusprechen waren, konnten im K.M. 30%, im DM. sogar 66% der untersuchten *B. pubescens* s.l.-Exemplare als ssp. *carpatica* bestimmt werden. Wie in Kap. 2.

erwähnt, gibt HEGI (1981) die Karpatenbirke für feuchte Heiden und Heide-moore des norddeutschen Tieflandes an. In vegetationskundlichen Gebiets-monographien wird sie jedoch nur selten genannt, so z.B. von WALSEMANN (1967) und LÜTT (1988) für das Salemer Moor im Kreis Herzogtum Lauen-burg. Vor allem MANG / Hamburg (mdl. Mitt.) hat verschiedentlich auf das mögliche Vorkommen der Karpatenbirke in den bewaldeten Hochmooren Schleswig-Holsteins hingewiesen. Die eigenen Untersuchungen deuten darauf hin, daß diese Unterart auf Moorstandorten in Norddeutschland möglicher-weise eine weitere Verbreitung besitzt, als bisher allgemein bekannt ist. KAULE (1974: 231) trifft eine entsprechende Feststellung für die Moore Süddeutschlands; seine Herbarbelege wurden ebenfalls von MANG bestimmt. Untersuchungen zur genauen Verbreitung von *B. pubescens* ssp. *carpatica* werden allerdings durch die große Variabilität innerhalb des *B. pubescens*-Aggregats erschwert. Insbesondere scheint unbekannt zu sein, ob die beiden Unterarten ssp. *pubescens* und ssp. *carpatica* miteinander bastardie-ren, wie man aus der hohen Zahl von Exemplaren mit intermediären Blatt-formen in den beiden untersuchten Mooren schließen könnte. Nach NATHO (1964: 192) sind Kreuzungen der Kleinarten von *B. pubescens* EHRH., wozu er u.a. *B. carpatica* WALDST. et KIT. zählt, mit der Hauptsippe (und unter-einander) sehr wahrscheinlich.

Hochmoorflächen mit größeren zusammenhängenden Wachstumskomplexen finden sich heute in Mitteleuropa fast ausschließlich in den Mooren der Mittelgebirge, so z.B. im Harz (JENSEN, 1961, 1987, 1990), der Rhön (GIES, 1972), dem Schwarzwald (B. & K. DIERSSEN, 1984) und den Vogesen (BICK, 1985), sowie in Süddeutschland; hier vor allem im Wurzacher Ried und in den Mooren des bayerischen Alpenvorlandes (vgl. KAULE, 1974; SCHUCH et al., 1986). In den fast vollzählig entwässerten und zum großen Teil abge-torfte Hochmooren NW-Deutschlands sind ursprüngliche Oberflächen mit wüchsiger Moorvegetation nur in kleinflächigen Resten erhalten geblieben (vgl. u.a. SCHMATZLER, 1981; DRACHENFELS et al., 1984; EIGNER & SCHMATZ-LER, 1991). Hier stellen regenerierende Handtorfstiche zur Zeit die wichtig-sten und oft auch einzigen Refugien für Pflanzengesellschaften der einst-mals ausgedehnten Hochflächen dar.

Die Vegetation bäuerlicher Torfstiche wurde in jüngerer Zeit in Nieder-sachsen eingehend von BERTRAM (1988) untersucht. Er beschreibt überein-stimmend mit anderen Autorinnen und Autoren (JUNGJOHANN, 1953; WITTIG, 1980; DIETZE, 1981; DIERSSEN et al., 1988; MACHAN-LASSNER & STEINER, 1989; LÜTT, 1992) die mögliche Sukzession von *Sphagnum cuspidatum*- oder *Sph. fallax*-geprägten Schwingdecken zu Initialstadien der Hochmoor-Bultgesellschaft. Die in der vorliegenden Arbeit als *Sphagno-Rhynchosporium*, *Sph. cuspidatum-Eriophorum angustifolium*-, *Sph. fallax-E. angustifolium*-Gesellschaft und *Erico-Sphagnetum magellanici* beschriebenen

Vegetationstypen lassen sich gut mit den Angaben aus den oben genannten Untersuchungen vergleichen.

Eine Besonderheit des Kaltenhofer Moores, zumindest für Schleswig-Holstein, ist jedoch die relative Großflächigkeit der Wachstumskomplexe im baumarmen Zentrum. Auf einer Gesamtfläche von ca. 2 ha sind hier Bestände des *Erico-Sphagnetum magellanici*, in wechselnden Anteilen der Subassoziation von *Sph. fallax* und der typischen, *Sph. magellanicum*-dominierten Subassoziation, ausgebildet. Der hochmoorartige Charakter dieser Flächen wird nur durch die fast durchgängig hohen Deckungsgrade von *Eriophorum angustifolium* eingeschränkt. Die dafür verantwortlichen Faktoren werden zusammenfassend in Kap. 9.6. diskutiert.

In der unmittelbaren Nachbarschaft des K.M., im 'Felmer Moor', ist ein sehr ähnlicher, wenn auch kleinerer Regenerationskomplex in einem ehemaligen Torfstichgelände zu finden (vgl. LÜTKE TWENHÖVEN, 1992).

Aus Süddeutschland existiert eine ganze Reihe von Beschreibungen großflächig wachsender Mooroberflächen über ehemaligem Torfstichrelief, und zwar von GROSSMANN (1985) für ein schwach minerotroph beeinflusstes *Eriophoro-Sphagnetum recurvi* Hueck 25 im Nordschwarzwald sowie von PFADENHAUER & KINBERGER (1985), PFADENHAUER (1989), RINGLER (1989) und POSCHLOD (1988, 1990) für ehemalige Handtorfstichgebiete im bayerischen Alpenvorland. Auffallend ist, daß in den zuletzt zitierten Arbeiten *Eriophorum vaginatum* als dominierende Phanerogamenart der Wachstumskomplexe genannt wird, während es im Zentrum des K.M. gegenüber *Erica* und *E. angustifolium* stark in den Hintergrund tritt. Die aus vielen Handtorfstichen beschriebene und auch im DM. anzutreffende *Sph. fallax-E. vaginatum*-Gesellschaft (vgl. B. & K. DIERSSEN, 1984; DIERSSEN et al., 1988; BERTRAM, 1988) konnte im baumfreien Zentrum des K.M. nicht festgestellt werden.

Andererseits waren der Literatur keine Angaben über Vegetationstypen zu entnehmen, die mit der im K.M. anzutreffenden *Sph. fallax-Erica*- und der *Sph. fallax-Empetrum*-Gesellschaft gleichzusetzen wären. Die Ansprache dieser Bestände als Vegetationstypen mit Regeneration begründet sich aus der Kombination von überaltert wirkenden Zwergsträuchern mit einer z.T. vollständig geschlossenen, vitalen *Sph. fallax*-Decke, die bereits eine mehrere Dezimeter mächtige Aufwuchsschicht gebildet hat. Im Unterschied zum *Erico-Sphagnetum magellanici* tritt *Sph. magellanicum* in der *Sph. fallax-Erica*-Gesellschaft (noch) nicht auf, und es sind kaum Bulten ausgebildet. Auch die *Sph. fallax-Molinia*-Gesellschaft ist - als Initialstadium der Hochmoorregeneration (vgl. Kap. 8.10.) - in NW-Deutschland bisher kaum bekannt. So schreibt RAABE (1982: 54): "Von Bentgras-Mooren aber kennen wir bei uns, weder aus zurückliegender Zeit noch aus der Gegenwart ein Beispiel dafür, daß es zu einer Regeneration noch fähig sei. Dasselbe gilt für das

nächste Entwicklungsstadium, wenn sich in dem offenen Bentgrasmoor die Birken einstellen ...".

Die Bedeutung der sekundären Moorbirkenwälder mit Regeneration wird in Kap. 9.6. diskutiert.

Zum Klassifizierungsansatz nach "Natürlichkeitsstufen"

Das Konzept der Hemerobiestufen wurde in Schleswig-Holstein bisher vor allem auf Niedermoor- und Bruchwaldstandorte angewandt. (vgl. DIERSSEN et al., 1985; SCHRAUTZER, 1988; SCHRAUTZER et al., 1991). In der vorliegenden Arbeit wurde die Methode in abgewandelter Form auf die Standorte zweier Hochmoore übertragen.

Das vielleicht wichtigste Ergebnis dieses Ansatzes ist die Feststellung, daß im K.M. die meisten Moorbirkenwälder mit Regeneration einen höheren Grad an Natürlichkeit aufweisen als die angestauten und z.T. entkusselten Standorte des DM. Hingegen bestehen im K.M. zwischen bewaldeten und unbewaldeten Regenerationsflächen in Bezug auf ihre "Hochmoornähe", definiert durch den Anteil der Ombrominerobionten, kaum Unterschiede.

Ein Nachteil der hier durchgeführten Klassifizierung von Einzelstandorten ergibt sich daraus, daß die Gesamtartenzahl Einfluß auf die Zuordnung zum System der "Natürlichkeitsstufen" nimmt. So fällt z.B. K17 (mit 3 Kremnominerobionten unter 17 Arten) als einziger Standort in die Stufe 1, während K2 und K16 mit nur 1 bzw. 2 Kremnominerobionten (unter 10 Arten) Stufe 2 zugeordnet wurden. Weiterhin ist es mit der verwendeten Methode nicht möglich, fehlende Spezies aus der Gruppe der "natürlichen" Arten (hier der Ombrominerobionten) zu erfassen, da jeweils die vorhandene Gesamtartenzahl gleich 100% gesetzt wird.

Dennoch erweist sich der vorgestellte Klassifizierungsansatz als brauchbares Instrument, um die Naturnähe von unterschiedlichen Degenerations- und Regenerationsstadien auf Hochmoorstandorten zu quantifizieren. Dabei muß man sich darüber im klaren sein, daß der objektiven Berechnung der Prozentanteile zuvor subjektive Entscheidungen bei der Abgrenzung der Artengruppen vorausgehen. So wurde die in Kap. 8.1.1. definierte Kategorie der Ombrominerobionten in einem strengeren Sinn gefaßt, als vielfach üblich (s. Kap. 6.1.1.).

Nach USINGER (mdl. Mitt.) erfordert der Begriff der Ombrotrophie im engen Sinn das Vorhandensein einer wachsenden Sphagnumdecke, die durch rasche Aufnahme der eingetragenen Ionen und die anschließende unvollkommene Zersetzung der Moose ständig Nährstoffe aus dem Kreislauf entzieht. Demgegenüber kommt es in den Stillstandskomplexen natürlicher Hochmoore sowie in ihren Entwässerungsstadien zu einer Akkumulation von Nährstoffen

allein durch den stetigen Eintrag aus der Luft. Hinzu kommen Mineralisierungsprozesse in den durchlüfteten Torfschichten. Beide Vorgänge tragen dazu bei, daß sich der Nährstoffhaushalt und die Vegetation von Hochmoorflächen mit stagnierendem Torfwachstum deutlich von jenen der Wachstumskomplexe unterscheiden (vgl. ALETSEE, 1967: 158 f.; KAULE, 1974: 225 ff.). Um diesen Unterschieden Rechnung zu tragen, schlägt USINGER (mdl. Mitt.) den Begriff "metaombrotroph"¹ vor. Er beschreibt Hochmoorflächen, die von minerotrophen Grundwasser unbeeinflusst sind, jedoch einer oberflächlichen Nährstoffanreicherung unterliegen, da sie keine geschlossene torfproduzierende Vegetationsdecke besitzen. Diese Kennzeichnung trifft sowohl auf die Randgehänge und Stillstandskomplexe natürlicher als auch auf die Oberflächen entwässerter Hochmoore zu.

9.2. Der Grundwasserfaktor

Untersuchungen zur Grundwasserdynamik natürlicher Flachlandhochmoore können heute in Mitteleuropa nicht mehr durchgeführt werden. Bei der Bewertung von Grundwasserdaten aus entwässerten Hochmoorresten sind wir weitgehend auf Literaturangaben angewiesen, wie sie etwa MÜLLER (1965, 1968) für nw-deutsche Hochmoore macht (vgl. auch OVERBECK, 1975). Untersuchungsergebnisse über die Hydrologie naturnaher Hochmoorgesellschaften in Norddeutschland existieren auch aus sogenannten Kleinst- oder Heide- mooren (z.B. TUXEN et al., 1977; JECKEL, 1986) sowie aus den Mooregebieten des Oberharzes (JENSEN, 1961, 1987). Einen umfassenden Überblick über den Wasserhaushalt europäischer Hochmoore gibt INGRAM (1983).

Die Grundwasserverhältnisse entwässerter bzw. abgetorfte Hochmoore des norddeutschen Flachlandes sind in den vergangenen 10-15 Jahren zunehmend Gegenstand der Forschung geworden. Ergebnisse hierzu liegen bisher vor allem aus den großräumigen Abtorfungsflächen Niedersachsens vor (z.B. EGGELSMANN, 1981; EGGELSMANN & KLOSE, 1982; BLANKENBURG & KUNTZE, 1987; BLANKENBURG & EGGELSMANN, 1989), aber auch aus dem Dosenmoor (WAGNER & MÜLLER, 1986; AUE, 1988, 1991, 1992).

Bei sämtlichen Autoren besteht Einigkeit darüber, daß ein gleichmäßig oberflächennaher, mooreigener Grundwasserstand die Grundvoraussetzung für ein Überleben bzw. die Wiederausbreitung des *Erico-Sphagnetum magellanici* (als der gegenwärtig wichtigsten torfproduzierenden Hochmoorgesellschaft des nw-deutschen Flachlandes) darstellt. Bei der Auswertung der GW-Daten wurde in der vorliegenden Untersuchung deshalb U_{20} (die Dauer der -20 cm Überschreitung des Wasserstandes) als entscheidender Kennwert für die Klassifizierung der Moorbirkenstandorte gewählt. Wie im Ergebnisteil ausgeführt, gestattet dieses Vorgehen eine deutliche Trennung der regenerieren-

¹ μετα (griech.): hinter, nach, inmitten, zwischen.

den Bereiche des K.M. (unabhängig vom Grad ihrer Bewaldung) von den angestauten, z.T. entkusselten Standorten im DM. sowie von den Birkenstandorten in den Randgehängen beider Moore.

An dieser Stelle sollen nun die wichtigsten Ergebnisse aus Kap. 8.3. mit den Untersuchungen von AUE (1991, 1992) über die Hydrologie des baumfreien, noch deutlich aufgewölbten Zentrums im Dosenmoor verglichen werden.

AUE erstellt für die Auswertung seiner GW-Daten ein hydrologisches Klassifizierungssystem, dem drei Kennwerte, nämlich der mittlere GW-Stand, die Mächtigkeit des Akrotelms (entsprechend dem tiefsten gemessenen GW-Stand) und die GW-Amplitude zugrunde liegen (AUE, 1992: 39 ff.). Durch die Kombination dieser in jeweils 5 Klassen unterteilten Größen läßt sich die GW-Charakteristik von Hochmoorstandorten in differenzierter Weise beschreiben (Tab. 17).

Klasse	mittlerer GW-Stand [cm unter Flur]	Klasse	Mächtigkeit des Acrotelm [cm]	Klasse	GW-Amplitude [cm]
A	< 0	I	0 (dauerhaft gesättigt)	1	0
B	0 – 20	II	> 0 – 20	2	> 0 – 20
C	> 20 – 40	III	> 20 – 40	3	> 20 – 40
D	> 40 – 60	IV	> 40 – 60	4	> 40 – 60
E	> 60	V	> 60	5	> 60

Tab. 17: Hydrologisches Klassifizierungssystem nach AUE (1992: 39 ff.), verändert.

Als günstige Voraussetzungen für eine Regeneration der torfbildenden Moorvegetation werden von AUE die Kombinationen A/II/2 bis B/III/3 genannt. Die Kennwerte A, II und 2 wurden von ihm nur lokal in flachen Handtorfstichen auf angestauten Flächen, sowie am Fuß von Stichkanten gefunden. Nur die Kombination B/III/3 war verbreitet auf angestauten Flächen mit ebenfalls angestauten, höhengleichen Anschlußflächen zu finden.

Den Ergebnissen von AUE liegt der Meßzeitraum von Juli 1988 bis September 1990 zugrunde. Er umfaßt etwas mehr als zwei hydrologische Sommerhalbjahre (Anfang April bis Anfang Oktober) sowie zwei Winterhalbjahre. Der Berechnungszeitraum der in der vorliegenden Arbeit dargestellten Dauerlinien und GW-Kennwerte (Kap. 8.3.) deckt sich weitgehend mit dem hydrologischen Sommerhalbjahr 1989. Es liegen jedoch auch die Wasserstandsdaten von Nov. 1989 bis Anfang Apr. 1990 vor. So ist es möglich, das AUE'sche Klassifizierungssystem sowohl für die Vegetationsperiode 1989 als auch für den Ganzjahreszeitraum Apr. 1989 – Apr. 1990 auf die eigenen GW-Daten zu übertragen und mit dem in Kap. 8.3.5. vorgestellten Klassifizierungsansatz (nach U_{20}) zu vergleichen. Von großem Vorteil ist dabei, daß die verdunstungsreichen Sommermonate 1989 in beiden Untersuchungen erfaßt wurden.

2 GW-Klasse 1 ($\bar{U}_{20} = 100\%$)			GW-Klasse 2 ($\bar{U}_{20} = 75-99\%$)			GW-Klasse 3 ($\bar{U}_{20} = 50-74\%$)			GW-Klasse 4 ($\bar{U}_{20} = 25-49\%$)			GW-Klasse 5 ($\bar{U}_{20} = 0-24\%$)		
Klass. nach AUE			Klass. nach AUE			Klass. nach AUE			Klass. nach AUE			Klass. nach AUE		
Jahr	Veg.- periode		Jahr	Veg.- periode		Jahr	Veg.- periode		Jahr	Veg.- periode		Jahr	Veg.- periode	
D7	AII2	AII2	K4	BIII3	BIII3	D5	BIII3	BIII3	D19	BIII3	CIII3	K9	CIV3	CIV3
K1	AII3	BII3	K18	BIII2	BIII2	K12	BIII3	BIII3	D4	BIV4	CIV3	K7	CV5	CV4
D1	BII3	BII3	K21	BIII2	BIII2	D22	BIII3	BIII3	D10	BIV4	CIV4	D2	CV4	CV4
K14	BII3	BII3	K15	BIII3	BIII3	D9	BIII4	BIII4	D3	BIV4	CIV4	K10	CIV3	CIV3
D8	BII2	BII2	K6	BIII3	BIII3	D23	BIII3	BIII3	D12	BIV4	CIV4	D16	CIV4	CIV3
K16	BII2	BII2	K3	BIII3	BIII3	D13	BIV5	BIV4	D11	BIV4	CIV4	D14	CIV3	CIV3
K20	BII2	BII2	K13	BIII4	BIII3	D24	BIII3	CIII3	D18	CIV4	CIV3	K11	CV5	DV4
K19	BII2	BII2	K5	BIII3	BIII3	D17	BIII3	CIII3	K22	CIII3	CIII3	D15	EV4	EV3
K17	BII2	BII2	K2	BIII3	BIII3	D20	BIII3	CIII3	K8	BIV4	CIV3	D27	EV4	EV3
						D6	BIV4	CIV4	D26	CIV4	CIV4			
						D25	BIII3	CIII3						
						D21	BIV3	CIV3						

Tab. 18: Anwendung des hydrologischen Klassifizierungsverfahrens von AUE (1992) auf die Standorte beider Untersuchungsgebiete (kursiv), sowie Korrelierung dieses Verfahrens mit der Klassifizierung nach \bar{U}_{20} ; die AUE'sche Klassifizierung wurde für ein hydrologisches Jahr (17.4.89–17.4.90) und für die Vegetationsperiode (17.4.–27.10.89) durchgeführt; die fett gedruckten Abweichungen werden im Text besprochen.

In Tab. 18 sind die Ergebnisse der beiden Klassifikationen einander gegenübergestellt. Der Vergleich macht deutlich, daß die durch den \bar{U}_{20} -Anteil ermittelten GW-Klassen 1 und 2 sich nahezu vollständig in den von AUE als optimal bis gut (im Sinne der Wiedervernässung) bezeichneten Kombinationen B/II/2 – B/III/3 wiederfinden. Dies gilt sowohl für die Vegetationsperiode als auch für den Gesamtjahreszeitraum. Anders verhält es sich jedoch bei den GW-Klassen 3 und 4: Hier gibt die Anwendung des AUE'schen Schemas auf die Vegetationsperiode eine deutlich bessere Auftrennung der Standorte (durch den mittleren Wasserstand). Die Einbeziehung der hohen Winterwasserstände führt bei 12 Standorten des DM. zur Einstufung in die Kategorie "B", während sie in der Vegetationsperiode als "C-Standorte" zu werten sind. Mit anderen Worten: Nur bei einer Beschränkung auf die Sommerhalbjahreswerte zeigt sich der ökologisch bedeutsame Unterschied zwischen den angestauten, relativ gut vernässten Flächen des DM. und den regenerierenden Torfstichkomplexen im K.M. Nur 6 der 27 Standorte im DM. weisen auch im Sommerhalbjahr hochmoortypische Kennwerte auf, darunter der Handtorfstich sowie die beiden aktiv bewässerten Standorte.

Für die Bewertung der hydrologischen Ergebnisse muß an dieser Stelle nochmals betont werden, daß die klimatischen Rahmenbedingungen während des Sommerhalbjahres 1989 in beiden Mooren erheblich voneinander abwichen (vgl. Kap. 4.2.). Diese Tatsache relativiert zusätzlich die auf den Untersuchungsflächen des DM. durch Anstaumaßnahmen bisher erreichten hydrologischen Verbesserungen.

AUE (1992: 82 ff) arbeitet die Reliefverhältnisse im Zentrum des DM. als entscheidenden Faktor für die Wasserstände heraus: Die relative Höhenlage innerhalb der anthropogen bedingten Terrassenfolge sowie der Abstand zu dem sekundären Randgehänge bestimmen maßgeblich den maximal erreichbaren Vernässungsgrad der Flächen. Demzufolge sind die nassesten Bereiche Torfstiche innerhalb horizontaler, angestauter Flächen sowie die jeweils tiefsten Geländestufen, die vom Wasserzufluß aus höhergelegenen Flächen profitieren.

Die eigenen Untersuchungsergebnisse unterstützen diese Aussagen in eindeutiger Weise. Eine optimale Vernässung ist nur "von unten herauf" möglich. Dementsprechend ist im Dosenmoor eine flächenhafte Regeneration am ehesten in den tiefliegenden Handtorfstichzonen I und II nördlich des Hauptdamms sowie in den Senken zwischen den kuppenförmigen Aufwölbungen der Hochfläche zu erwarten. In der Tat sind dort die bisher eindrucksvollsten Bestände des *Erico-Sphagnetum magellanici* anzutreffen. Auch die industrielle Abtorfungszone bietet vom Relief her gute Voraussetzungen; wegen der großen Wasserflächen muß hier jedoch ein Torfwachstum über Schwingdeckenbildung erfolgen. Auf den Hochflächenresten am südlichen Rand des DM. erscheint eine Regeneration baumarmer Wachstumsstadien zumindest mittelfristig fraglich. Die für natürliche Moor-Hochflächen zu starke Aufwölbung (vgl. EIGNER & SCHMATZLER, 1990: 21) spiegelt sich in den nicht optimalen GW-Kennwerten dieser Flächen wider.

Wie aus den obigen Ausführungen hervorgeht, erweist sich das AUE'sche Klassifizierungssystem als fruchtbares Konzept. Die in der vorliegenden Arbeit durchgeführte Einstufung der Standorte nach der Überschreitungsdauer des GW-Niveaus von -20 cm führt zu sehr ähnlichen Ergebnissen, wenngleich sie auch einen gewissen Verlust an Detailinformation mit sich bringt. Dafür besitzt sie den Vorteil der besseren unmittelbaren Anschaulichkeit.

Unabhängig von der Verwendung einer der beiden Methoden bleibt festzuhalten, daß die Aussageschärfe über das Regenerationspotential von Hochmoorflächen durch eine Beschränkung auf die GW-Stände des Sommerhalbjahres deutlich erhöht wird. Zu derselben Einschätzung gelangt auch WILDI (1977: 26).

Das vielleicht wichtigste Ergebnis der vorliegenden Untersuchung ist die Feststellung, daß sich auch unter geschlossenen Birkenbeständen Grundwasserverhältnisse einstellen können, die für ein Hochmoorwachstum als optimal anzusehen sind. Diese Aussage steht im Gegensatz zur Einschätzung zahlreicher Moorökologen über die Rolle der Moorbirken, wie sie bislang vehement - zuletzt in etwas differenzierterer Form - vertreten wurde (s. Kap. 1.).

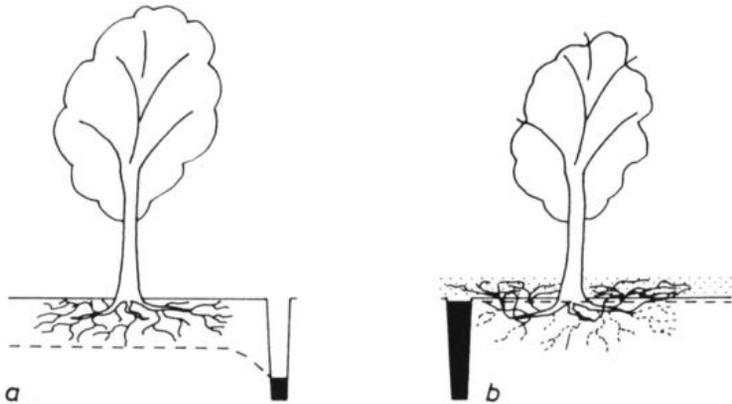


Abb. 53: Hauptwurzelsystem von *Betula pubescens* auf grabennahem Hochmoorstandort, schematisch; a: Graben funktionsfähig, b: Graben zugewachsen / angestaut. Gestrichelte Linie: GW-Spiegel im Torf, schwarz: GW-Stand im Graben, gepunktet: Sphagnen-Aufwuchs.

Unbestritten ist, daß ein aufwachsender Moorbirkenbestand zu einer zunehmenden Austrocknung vorentwässerter Hochmoorflächen führt, welche durch das Einschlagen der Bäume bis zu einem gewissen Grad rückgängig gemacht werden kann. Der hydrologische Einfluß der Birken wird jedoch oftmals überschätzt. Dies resultiert daraus, daß das Zusammenspiel zwischen dem sich etablierenden Birkenbestand und den primär entwässernden Faktoren, Relief und Grabensystem, bislang zu wenig beachtet wurde (vgl. HUIKARI, 1959: 42 ff.). Abb. 53 verdeutlicht diesen Zusammenhang auf schematische Weise: Nur auf vorentwässerten Torfböden können die Bäume ihr Wurzelsystem in die Tiefe erweitern (Abb. 53a). Dabei kommt es zu einer positiven Rückkopplung zwischen der Zuwachs- und damit Verdunstungsleistung der Birken und der zunehmenden Austrocknung der oberen Torfhorizonte. Im Randgehänge des DM. konnten noch in mehr als 50 cm Tiefe lebende Birkenwurzeln angetroffen werden. EGGELSMANN (1981: 62) gibt einen entsprechenden Wurzelhorizont auf Hochmoortorf bis 70 cm Tiefe an.

Offensichtlich ist die Moorbirke aber nicht in der Lage, eine Vernässung ihres Standortes durch Transpiration zu kompensieren, wenn das Relief einen wie auch immer verursachten Anstieg des Grundwassers bis nahe an die Oberfläche ermöglicht. Es kommt im Gegenteil wiederum zu einem positiven Rückkopplungseffekt, diesmal in umgekehrter Richtung: Die steigenden Wasserstände zwingen die Bäume zu einer weitgehenden Umorganisation ihres Wurzelsystems (Abb. 53b). Dies ergibt sich sowohl aus der starken Adventivwurzelbildung der Jungbirken in vernässenden Torfstichen (Kap. 8.7.) als auch aus der Beobachtung, daß in den Moorbirkenwäldern mit Regeneration ein dichter Filz von Birkenfeinwurzeln in der "grauen Schicht" der Torfmoose (BURGEFF, 1961), dicht unter der Oberfläche zu finden ist. Die verringerte Vitalität der Bäume, die an reduzierter Zuwachsleistung (vgl.

Kap. 8.6.), dem partiellen Absterben der Krone und geringerer Blattmasse erkennbar wird, senkt wiederum die Transpirationsleistung des Bestandes.

Nach GILL (1975: 87) wurde bei *Betula*-Arten noch nie eine Adventivwurzelbildung als Anpassung an Überflutung ihrer Standorte beobachtet. PERALA & ALM (1990: 6) zitieren zwei Untersuchungen von TANG & KOZLOWSKI sowie eine Arbeit von NORBY & KOZLOWSKI, wonach *B. papyrifera*-Keimlinge an überfluteten Standorten sproßbürtige Wurzeln ausbilden können. Deren Anteil geht jedoch bereits im Alter von 230 Tagen deutlich zurück.

Die in Kap. 8.7. vorgestellten Ergebnisse belegen, daß *B. pubescens* zumindest bis zu einem Alter von 10 Jahren zur Adventivwurzelbildung befähigt ist. Bei deutlich älteren Birken konnte nicht entschieden werden, ob die innerhalb des Sphagnenaufwuchses tastbaren Wurzeln primärer oder sekundärer Natur waren. Die Bildung sproßbürtiger Wurzeln ist unter den Moorgehölzen auch von der Spirke *Pinus mugo* ssp. *rotundata* bekannt (B. & K. DIERSSEN, 1984: 116).

Bereits 1954 stellte HUIKARI fest, daß *B. pubescens* und *B. pendula* offensichtlich in der Lage sind, ihren Wurzeln in überstauten Böden aus dem Sproß Sauerstoff zuzuführen. Auf diese Weise können sie an der Oberfläche der Wurzelspitzen ein positives Redoxpotential aufrechterhalten (HUIKARI, 1954: 9 f.). Nach Meinung dieses Autors ließe sich deshalb die Baumfreiheit vieler Sümpfe ("swamps") nicht durch Sauerstoffmangel erklären.

CRAWFORD (1972) konnte nachweisen, daß im Zellsaft von *B. pubescens* auf nassen Torfen sehr viel höhere Malatkonzentrationen zu finden sind als auf trockenen Moorstandorten. In der Malatproduktion sieht er eine Anpassung der Bäume an anaerobes Wurzelmilieu, analog der Milchsäureproduktion vieler Tiere in O₂-armer Umgebung. Auch DÄGLING et al. (1981) konnten bei *B. pubescens* Kompensationsmechanismen der Wurzeln gegenüber H₂S feststellen.

Vor diesem Hintergrund erscheint es zunächst erstaunlich, daß Moorbirken an Standorten mit regenerierender Moorvegetation nicht in der Lage sind, ihr ursprüngliches Wurzelsystem in den nunmehr überfluteten Torfhorizonten aufrechtzuerhalten, sondern ihre Haupt-Feinwurzelzone nach oben in die aufwachsende Sphagnumdecke verlegen. Die möglicherweise hierfür verantwortlichen Faktoren werden im folgenden Kapitel diskutiert.

9.3. Chemismus des Moorwassers

Der pH-Wert

Der mittlere Säuregrad des Moorwassers differenziert das Gesamtspektrum der Standorte weitaus schwächer als die Mittelwerte der Nährstoffkonzentrationen, vor allem von NH₄ und PO₄ (Kap. 8.4.1. und 8.4.2.). Bis auf die durch Mineralbodenwasser beeinflussten Flächen im DM. (und K16) sind

sämtliche Meßpunkte als "sehr stark sauer" (nach SCHACHTSCHABEL et al., 1984: 107) zu charakterisieren.

Bei einem Vergleich der häufigsten pH-Medianwerte aus der vorliegenden Untersuchung (pH 3,4 - 3,7) mit den Angaben anderer Autoren wird deutlich, daß die in Kap. 8.4.1. vorgestellten Werte am untersten Rand der für natürliche Hochmoore als typisch angesehenen Spanne liegen. So nennt JENSEN (1961: 64) für Hochmoor-Stufenkomplexe im Harz pH 3,7 - 4,0, MÜLLER (1973: 198 f.) für nw-deutsche Hochmoore pH 3,6 - 4,3, GIES (1972: 148) für das Schwarze Moor in der Rhön pH 3,7 - 4,1 und KINZEL (1982: 423) zitiert die Angaben weiterer Autoren mit pH 3,6 - 4,5. Mittlere pH-Werte von meist über 4,0 fanden auch GORHAM et al. (1985: 354 f.) bei ihrem Hochmoor-Transsekt durch Nordamerika. Nur in kontinentalen Mooren mit stärkerer Sommertrockenheit konnten sie Werte unter pH 3,9 feststellen.

Der Grund für die vergleichsweise niedrigen pH-Werte in beiden Untersuchungsgebieten kann nicht in der fehlenden pH-Korrektur (nach HÖLZER, 1977: 141 f.) zu suchen sein, da eine entsprechende Umrechnung von den zitierten Autoren ebenfalls nicht vorgenommen wurde. Bedeutender ist vermutlich die Tatsache, daß die Wasserproben - anders als bei den meisten moorökologischen Untersuchungen - nicht aus offenen Wasseransammlungen an der Mooroberfläche, sondern aus Meßbrunnen in mehr oder weniger stark entwässerten Torfen entnommen wurden. So liegen die pH-Werte im freien Wasser von Schlenken und Torfstichen des Dosenmoores meist über 3,6 (WERNER, 1990: 18 ff.). Auch für den Großen Teich im Kaltenhofer Moor wurden pH-Werte von 4,2 mitgeteilt (MÜLLER, 1973: 193). Nach den Ergebnissen von MÜLLER (1973) treten in Hochmoorkolken häufig etwas höhere pH-Werte auf als etwa im Wasser von Schlenken. Möglicherweise erklärt dies die vergleichsweise hohen Werte der Meßpunkte K16-K19 am Kleinen Teich im K.M. Sie liegen von allen Standorten am weitesten im Einflußbereich einer offenen Wasserfläche.

Die stärksten Säuregrade mit einem pH-Median von 3,2 - 3,3 wurden an den am tiefsten entwässerten Standorten des K.M. gefunden. Entsprechende Beobachtungen machte auch POSCHLOD (1990: 134), der in trockenen Moorwäldern pH-Werte bis 3,1 ermittelte. Die genauen Mechanismen dieser pH-Absenkung sind in der Literatur noch umstritten. Nach COLLINS et al. (1978: 109) und CLYMO (1983: 197) spielt die Oxidation von H_2S zu H_2SO_4 eine wichtige Rolle. Auch GORHAM et al. (1985: 345) beschreiben diesen Effekt. Ihrer Meinung nach ist jedoch die Bildung von Huminstoffen (besonders Fulvosäuren) im Zuge der Torfhumifizierung von größerer Bedeutung für das Zustandekommen extrem niedriger pH-Werte.

Die hohen H^+ -Konzentrationen im Moorwasser der zentralen Regenerationskomplexe des K.M. können nicht durch Oxidationsprozesse zustande kommen. Hier bietet sich als Erklärung eventuell die Ansäuerung durch den Kationenaustauschmechanismus der Torfmoose an (s.u. unter NH_4). Jedoch

wurden z.B. von MÜLLER (1973), LÜTKE TWENHÖVEN (1992) und LÜTT (1992) Wasserproben direkt aus Sphagnumgesellschaften entnommen und pH-Werte bis über 4,2 festgestellt.

So kann für die Tatsache der insgesamt sehr niedrigen pH-Werte in beiden Untersuchungsgebieten keine vollends befriedigende Erklärung gegeben werden. Zu denken ist sicherlich auch an einen möglichen Einfluß der PVC-Rohre auf die Meßergebnisse. Dieser könnte sowohl in einer H^+ -Abgabe des Kunststoffmaterials als auch in der weitgehenden Abschirmung der Wassersäule gegenüber dem umgebenden Torf liegen. Allerdings konnten bei einzelnen Kontrollmessungen an Standorten mit freiem Oberflächenwasser keine pH-Differenzen innerhalb und außerhalb der Meßbrunnen gefunden werden.

Zusammenfassend bleibt festzustellen, daß sich durch die pH-Medianwerte der Vegetationsperiode 1989 lediglich die minerotrophen Standorte des DM., die Randbereiche des Kleinen Teiches im K.M. sowie (am unteren Ende der Skala) die trockenen Moorbirkenwälder im K.M. vom Gros der übrigen Standorte signifikant unterscheiden. Für eine weitergehende Differenzierung der Untersuchungsflächen bietet die H^+ -Konzentration des Moorwassers kaum Anhaltspunkte.

Natrium, Kalium, Kalzium und Magnesium

Die mittleren Moorwasserkonzentrationen der Alkali- und Erdalkalimetalle weisen z.T. erhebliche Unterschiede zwischen den beiden Untersuchungsgebieten auf. Vor allem in Bezug auf Na, K und Mg (in dieser Reihenfolge) erweist sich das K.M. als nährstoffreicher. Bei Ca ist die Differenz weniger stark ausgeprägt.

Die bereits in Kap. 8.4.2. angesprochene größere Meeresnähe des K.M. (Luftlinienentfernung zur Ostsee ca. 8 km) trägt mit Sicherheit zur Erhöhung der Na, Mg und evtl. auch K-Konzentrationen¹ bei. SCHROETER (1992) konnte im K.M. einen deutlich stärkeren Eintrag mariner Diatomeen als im DM. beobachten. Gegen eine starke marine Beeinflussung des K.M. spricht möglicherweise die Untersuchung von JENSEN-HUSS (1990), die für Schleswig-Holstein eine generell von NW nach SO abnehmende Ozeanität (der Niederschlags-Zusammensetzung) aufzeigt. Allerdings wurde hierbei kein dem K.M. in der Lage vergleichbarer Meßpunkt erfaßt.

Eine zweite Ursache für die höheren Ionengehalte des K.M. ist vermutlich in der stärkeren Beeinflussung durch umliegende landwirtschaftliche Flächen zu suchen. Sie könnte insbesondere die höheren K-Gehalte erklären.

¹ MÜLLER (1973: 215 ff.) stellte für alle drei Ionenarten deutliche Beziehungen zur Ozeanität des jeweiligen Mooregebietes fest.

KIRCHHOFF (1989) ermittelte landwirtschaftliche Emissionsquellen als Hauptfaktoren für lokal schwankende K-Konzentrationen in Sphagnumpflanzen. Die im Norden des K.M. angrenzenden Ackerflächen sind zwar durch einen geschlossenen Waldgürtel abgeschirmt, jedoch nur wenige hundert Meter von den offenen Moorflächen entfernt. Es muß an dieser Stelle offen bleiben, ob neben dem Stoffeintrag durch die Luft auch ein direkter Zufluß minerotrophen Hangwassers aus diesem Bereich stattfindet, der über die im äußersten NW des Moores ausgebildete sekundäre Laggzone hinausreicht. Die Vegetationsverteilung auf den baumfreien Regenerationsflächen läßt keinen entsprechenden Gradienten erkennen. Hier wären jedoch weitere Untersuchungen wünschenswert.

Für eine Differenzierung der Standorte innerhalb beider Moore bieten die hier besprochenen Kationen unterschiedliche gute Möglichkeiten:

Unter den Meßreihen der 17 ausgewählten Standorte ergeben sich die meisten signifikanten Unterschiede bei Mg (im DM. und im K.M.) und Na (im DM.), deutlich weniger bei Ca und K. Aufgrund der z.T. extremen Konzentrationsschwankungen des mobilen K-Ions lassen sich durch diesen Parameter nur wenige Standorte signifikant voneinander unterscheiden. Durch eine Erhöhung der Anzahl der Beprobungstermine könnte die Aussagekraft der K-Messungen vermutlich verbessert werden. Die konstanteren Ca-Gehalte weisen dagegen insgesamt nur geringe Mittelwertsdifferenzen auf, wenn man von den minerotrophen Standorten absieht.

Die Kationengehalte des Moorwassers sind im DM. in erster Linie als Folge der unterschiedlichen Mächtigkeit des aeroben Torfhorizontes zu interpretieren. Bei allen vier Elementen zeigt sich in diesem Untersuchungsgebiet eine signifikante negative Beziehung zur Höhe des mittleren GW-Standes an den ombrotrophen und metaombrotrophen (s. Kap. 9.1.) Standorten. Mineralisierungsprozesse setzen die Ionen in den durchlüfteten Schichten frei, von wo sie nachfolgend durch Niederschläge in die Wassersäule der Meßbrunnen eingewaschen werden. Besonders Na und Mg geben auf diese Weise die Mächtigkeit des Akrotelms an den Standorten im DM. deutlich wieder.

Anders verhält es sich im K.M. Hier läßt sich bei keinem der besprochenen Nährstoff-Parameter eine signifikante Beziehung zu den mittleren Wasserständen der entsprechenden Standorte nachweisen. Die wahrscheinlichste Erklärung für dieses Phänomen ist, daß die moorinternen Prozesse, die im DM. zu den unterschiedlichen Ionenkonzentrationen führen, im (sehr viel kleineren) K.M. durch exogene Nährstoffeinträge überlagert werden. Als vermutliche Quellen wurden oben bereits das Seewasser und die landwirtschaftliche Nutzung genannt.

Eine wesentliche Konsequenz aus der Verteilung der hier besprochenen Parameter ist die Feststellung, daß vermutlich keines der Kationen als

Mangelfaktor maßgeblichen Einfluß auf die Differenzierung der Moorvegetation hat. Dies ergibt sich zum einen aus der Tatsache, daß alle vier Ionen in den hochmoorartigen Regenerationskomplexen des K.M. höhere Konzentrationen aufweisen als an fast sämtlichen Standorten des DM., zum anderen aus der geringen Differenzierung der sehr unterschiedlichen Vegetationstypen innerhalb des K.M. durch diese Nährstoffe. Dementsprechend läßt sich in den Regenerationsflächen bei keinem der vier Ionen eine signifikante Korrelation zur Sphagnum-Deckung oder zur Mächtigkeit des Aufwuchses nachweisen (s. Tab. 13), wie es bei NH_4 und PO_4 der Fall ist.

Die obigen Aussagen werden z.T. durch Angaben in der Literatur gestützt. So schreibt FEIGE (1977: 194), daß der Mg-Gehalt von Hochmoortorfen sogar für eine landwirtschaftliche Nutzung (zunächst) ausreichend ist. Auch KINZEL (1982: 456) stellt, indem er SAEBO (1973) zitiert, fest, daß Ca und Mg wohl keine das Pflanzenwachstum in Hochmooren begrenzenden Faktoren darstellen. Demgegenüber wird K verschiedentlich als primär limitierender Faktor in Hochmoorökosystemen genannt, so z.B. von GOODMAN & PERKINS (1968a, 1968b), WAUGHMAN (1980) und MALMER (1988). Bei den Baumbirken wurde für *Betula pendula* eine Wachstumsförderung durch höhere K-Konzentrationen nachgewiesen (INGESTAD, 1957; MANNERKOSKI, zit. in PERALA & ALM, 1990: 8)

Bei sehr mobilen und deshalb gut pflanzenverfügbaren Ionen wie K (vgl. KUNTZE et al., 1990: 237) ist es nicht möglich, von aktuellen Moorwassergehalten direkt auf einen eventuellen Mangel an diesem Nährstoff zu schließen (POSCHLOD, 1990: 5). Dennoch macht allein die aufgezeigte Verteilung der mittleren K-Gehalte in beiden Mooren eine Limitierung der Birken durch dieses Element unwahrscheinlich. Wie in Kap. 8.6. dargestellt, ist die durchschnittliche Zuwachseistung der Moorbirken im K.M. bei fast doppelt so hohen K-Mittelwerten der Standorte deutlich geringer als im DM.

Ein Vergleich der absoluten Na-, K-, Ca- und Mg-Konzentrationen mit Angaben aus der Literatur soll wegen der in Kap. 6.3. besprochenen methodischen Schwierigkeiten an dieser Stelle unterbleiben. Ausführliche Angaben zu entsprechenden Ionengehalten in europäischen, z.T. auch nordamerikanischen Hochmooren finden sich z.B. bei GIES (1972), LÖTSCHERT & GIES (1973), HÖLZER (1977), KINZEL (1982) und LÜTT (1992).

Ammonium

Als Stickstoffquelle der Moorpflanzen wurde nur Ammonium bei den Moorbwasseranalysen erfaßt. Nitratmessungen erfolgten in orientierenden Vorversuchen; NO_3 konnte aber an keinem der 16 ausgewählten Standorte nachgewiesen werden. In der Literatur besteht weitgehend Einigkeit darüber, daß Nitrat unter den sehr sauren, O_2 -armen Bedingungen lebender Hochmoor

nur in äußerst geringen Mengen bzw. nur kurzzeitig nach Niederschlagsereignissen auftritt (vgl. hierzu MÜLLER, 1973; HÖLZER, 1977; COLLINS et al., 1978; ROSSWALL & GRANHALL, 1980; GORHAM et al., 1985; KÜSTER, 1990). Da gerade die tiefentwässerten Standorte beider Untersuchungsgebiete durch z.T. extrem geringe pH-Werte gekennzeichnet sind und der Vorversuch auch hier keine meßbaren NO_3 -Mengen erbrachte, wurde auf die Erfassung von Nitrat gänzlich verzichtet.

Bei der Ammoniumanalyse in huminstoffreichen Wässern stellt die Eigenfärbung der Proben eine bedeutende Fehlerquelle dar. Dies gilt insbesondere für die Messung mit "Nebülers Reagenz", da hier bei einem Wellenlängenbereich (436 nm) gearbeitet werden muß, in dem Huminstoffe stark absorbieren. Die in der vorliegenden Untersuchung verwendete "Salicylatmethode" mißt den NH_4 -Gehalt bei einer Wellenlänge von 660 nm. Auch in diesem Bereich ist die Lichtabsorption der Huminstoffe noch meßbar, beträgt jedoch weniger als 1/6 derjenigen bei 436 nm. Erst oberhalb von ca. 750 nm Wellenlänge sinkt sie auf Null, wie in Vorversuchen ermittelt wurde. Ein Dialysator zur Eliminierung der Huminstoffe konnte bei der NH_4 -Messung aus technischen Gründen nicht eingesetzt werden. Deshalb wurde in zwei Kontrollmessreihen für sämtliche Standorte festgestellt, wieviel von der (scheinbaren) Ammoniumkonzentration auf die Eigenfärbung des Moorwassers zurückgeht (s. Kap. 6.3.). In den meisten Fällen entsprach dieser Anteil einer absoluten NH_4 -Konzentration zwischen 0,00 und 0,02 mg/l, lag also unterhalb der Nachweisgrenze. Bei einigen Proben wurde jedoch ein NH_4 -Gehalt von 0,06 mg/l vorgetäuscht. Hierunter waren in erster Linie stark gefärbte Proben entwässerter Standorte mit hohen tatsächlichen Ammoniumkonzentrationen von 1,00 mg/l und mehr. In der Regel liegt der durch Huminstoffe verursachte relative Meßfehler zwischen 0 und 5%, kann aber in Einzelfällen bis zu 10% und ausnahmsweise (an den NH_4 -ärmsten Standorten) auch bis 30% ansteigen.

Eine vollständige Doppelmessung sämtlicher Proben konnte aus zeitlichen und finanziellen Gründen nicht durchgeführt werden. Da der Huminstoffgehalt an den einzelnen Standorten je nach Wasserstand schwankt, ist es auch nicht möglich, aus den Kontrollmessungen Korrekturfaktoren zu errechnen. So sind die in Kap. 8.4.5. dargestellten NH_4 -Meßergebnisse um einen gewissen Betrag zu hoch. Dieser ist aber bei den meisten Werten größenordnungsmäßig zu vernachlässigen.

Im Unterschied zu den oben besprochenen Kationen ermöglicht der durchschnittliche NH_4 -Gehalt des Moorwassers eine weitgehende Differenzierung der Standorte (Kap. 8.4.5.). In beiden Mooren läßt sich eine signifikante negative Korrelation zwischen den Ammoniumkonzentrationen und den mittleren GW-Ständen nachweisen. An den Standorten mit Regeneration im K.M. besteht zudem eine negative Beziehung zum Deckungsgrad der Sphagnen

und zur Höhe des neogenen Torfes. Dies gilt für Waldstandorte wie auch für baumfreie Regenerationsflächen.

Diese Ergebnisse sind für die Frage der Bewaldungsfähigkeit von (regenerierenden) Hochmooren durch Birken von großer Bedeutung. Nach PERALA & ALM (1990: 8) ist Stickstoff innerhalb der Gattung *Betula* nach Phosphor der vermutlich zweitwichtigste wachstumsfördernde Nährstoff. Stickstofflimitierung wurde für *B. pendula* z.B. von PAAVILAINEN & NORLAMO (1975), VOLDEN (1977) und INGESTAD (1970, 1971, 1979 und 1981) nachgewiesen, für die nordamerikanische *B. papyrifera* von SCHMIDT et al. und SAFFORD, beide zit. in PERALA & ALM (1990). *B. pubescens* reagiert nach MÄLKÖNEN (1977) wie *B. pendula* stärker auf N- und K-Gaben als auf Phosphor. Bei beiden Birkenarten fanden auch GOOD & WILLIAMS (1986) in Laborversuchen Wachstumssteigerungen als Antwort auf höhere Stickstoffangebote. Diese fielen jedoch bei Exemplaren aus N-armen Biotopen geringer aus als bei den Kontrollvarianten. Insgesamt werden beide Birken von den Autoren als sehr N-effektiv charakterisiert, wobei sowohl NH_4 als auch NO_3 als Stickstoffquelle genutzt werden können. Dies fand auch INGESTAD (1971) bei seinen Versuchen an *B. pendula*.

Autorin / Autor	NH ₄ in mg/l	Vegetationstyp bzw. Moorstruktur
Bertram (1988)	0.39 (0.00–1.03)	Hochmoorbultgesellschaft in Torfstichen, Niedersachsen
Gorham et al. (1985)	– (0.02–0.09)	Hochmoor–Transekt durch Nordamerika
Lütke Twenhöven (1992)	0.3 (0.0–0.8)	Schlenke in Regenerationsfläche des Felmer Moors, Schl.–Holst.
Lütt (1992)	0.1 (0.05–0.31)	Hochmoorbultgesellschaft im Wittenseer und Fockbecker Moor, S.–H.
Vitt & Bayley (1984)	0.02 –	Schlenken in Hochmooren Ontarios, Kanada
Wagner (1992)	1.20 [0.82–1.58]	Randgehänge, bewaldet (D15–D18, K8–K11)
	0.35 [0.23–0.44]	Birkenwald, angestaut (D20, D21, D26)
	0.37 [0.19–0.54]	Entkusselungsparzelle, angestaut (D22–D25)
	0.69 [0.49–1.01]	Birkenwald mit Regeneration, < 25 Aufwuchs (K5, K12, K18, K19)
	0.12 [0.08–0.17]	Birkenwald mit Regeneration, > 25 cm Aufwuchs (K1, K4, K13, K14)*
	0.11 [0.07–0.17]	baumfreie Regenerationsflächen (K2, K3, K16, K17)

* Die Stichkanten–nahen Standorte K6, K20 und K21 wurden nicht berücksichtigt.

Tab. 19: NH₄–Moorwasserkonzentrationen im Literaturvergleich; angegeben sind jeweils Mittelwert und Amplitude der Einzelmessungen (runde Klammern) bzw. Amplitude der Mittelwerte [eckige Klammern].

In Tab. 19 werden die mittleren NH₄–Konzentrationen aus verschiedenen Strukturbereichen beider Moore mit entsprechenden Werten aus der Literatur verglichen.

Es wird deutlich, daß die Ammonium–Gehalte der bewaldeten und unbewaldeten Regenerationsflächen mit mindestens 25 cm Aufwuchs gut mit den für wüchsige *Erico–Sphagnetten* beschriebenen übereinstimmen. Die angestaute Parzelle von Transekt 3 im DM. weist ebenfalls sehr niedrige NH₄–Konzentrationen auf. Weit darüber liegen die Werte der Moorbirkenwälder ohne Regeneration. Hier kommt es wie in den trockeneren baumarmen Degenera-

tionsstadien aufgrund der gesteigerten Mineralisation im Akrotelm (vgl. Kap. 8.5. und 9.4.) und durch die hohen exogenen N-Einträge zu einem drastischen Anstieg der aktuellen NH_4 -Gehalte.

Hohe Stickstoff-Nettomineralisationsraten unter einem trockenen *Betuletum pubescentis* auf Niedermoortorf konnte KLÖTZLI (1969) nachweisen. WILLIAMS & SPARLING (1988) fanden einen starken Anstieg der entsprechenden Werte bei gesenktem Wasserstand auf Deckenmoortorf. Weitere Angaben über die Förderung der N-Nettomineralisation in Torfböden durch niedrige GW-Stände finden sich z.B. bei YERLY (1970), ZIMENKO & MISNIK (1970), FEIGE (1977), sowie GROOTJAHNS et al. (1986).

Angesichts der eingangs zitierten Stickstoffeinträge von ca. 18 kg N/ha pro Jahr in Schleswig-Holstein ist von einer anthropogen bedingten Förderung des Moorbirkenwachstums auf entwässerten Hochmoortorfen auszugehen. Die Untersuchungsergebnisse belegen jedoch, daß die NH_4 -Anreicherung an Birkenstandorten nicht irreversibel ist: Oberflächennahe Vernässung durch gezielte Ansturmaßnahmen oder durch spontane Versumpfungsprozesse (Kap. 9.6.) führt - besonders in Verbindung mit einer Ausbreitung torfproduzierender Sphagnen - zu einer starken Verminderung der meßbaren Ammonium-Moorwassergehalte. Hierbei kommt neben der reduzierten Mineralisationsrate (s.o.) dem Kationenaustauschmechanismus der Torfmoose eine entscheidende Bedeutung zu: Bekanntermaßen sind Sphagnen aufgrund ihrer spezifischen Zellwandstruktur in der Lage, Kationen höchst effektiv zu adsorbieren und dafür H^+ -Ionen an das Milieu abzugeben (vgl. hierzu RUDOLPH & BREHM, 1965; BREHM, 1968, 1971; CLYMO, 1963, 1967, 1987; MALMER, 1988)

In jüngster Zeit beschäftigt sich eine wachsende Zahl von Wissenschaftlern mit der Wirkung N-haltiger Schadstoffdepositionen auf das Wachstum und die Nährstoffgehalte von Sphagnen, so z.B. RUDOLPH & VOIGT (1986), RUDOLPH et al. (1987), GORHAM et al. (1987), LEE et al. (1987), MALMER (1988, 1990), LÜTKE TWENHÖVEN (1992).

Die letztgenannte Untersuchung ist hier von Interesse, da sie in unmittelbarer Nähe des K.M., im 'Felmer Moor' durchgeführt wurde. In den *Erico-Sphagnetum magellanici*-Beständen eines regenerierenden Torfstichkomplexes, vergleichbar mit der Zentralfläche im K.M., hat LÜTKE TWENHÖVEN die Zuwächse und Konkurrenzverhältnisse von *Sph. fallax* und *Sph. magellanicum* bei definierten NH_4 - und NO_3 -Angeboten untersucht. Er kommt dabei zu dem Schluß, daß unter den gegebenen N-Eintragsmengen *Sph. fallax* gegenüber *Sph. magellanicum* einen Konkurrenzvorteil besitzt, da es - bei ausreichender Wasserversorgung - die hohen Angebote an Stickstoff durch größere Wachstumsraten effektiver ausnützen kann.

Bei den Regenerationsprozessen im K.M. ist *Sph. fallax* gegenwärtig vor allem in den Birkenbeständen die dominierende Art. Möglicherweise kommt ihr hier

gerade wegen ihres schnellen Stickstoffumsatzes die wichtige Rolle zu, durch hohe Phytomasseproduktion eine rasche Verarmung der Standorte zu bewirken. Dieser Hypothese steht allerdings die Tatsache entgegen, daß Torfmoose der *Cuspidata*-Sektion, wie *Sph. cuspidatum* (JOHNSON & DAMMAN, 1991) und *Sph. fallax* (LÜTT, 1992) aufgrund der leichteren Zersetzbarkeit ihrer Zellwände schneller mineralisiert werden als beispielsweise *Sph. fuscum* und *Sph. magellanicum*. Dies gilt jedoch in erster Linie unter den hydrologischen Verhältnissen natürlicher Hochmoore. Im Falle regenerierender Torfstiche, mit deutlichem GW-Anstieg über einen längeren Zeitraum, kann es auch zur Akkumulation mächtiger (neogener) *Cuspidata*-Torfe kommen, wie die Bohrprofile im K.M. zeigen (Kap. 8.8.). Unter diesen Bedingungen ist vermutlich gerade das schattentolerante *Sph. fallax* in der Lage, in Moorbirkenwäldern mit Regeneration den während der Entwässerungsphase akkumulierten Stickstoff sowie die anhaltenden atmosphärischen Einträge weitgehend in der Torfsubstanz des Aufwuchses zu binden und somit dem Nährstoffkreislauf bis auf weiteres zu entziehen.

Eine entsprechende Funktion kommt möglicherweise *Sph. palustre* zu. LÜTT (1992: 214) stellte bei dieser Art ähnlich geringe Zersetzungsraten wie bei *Sph. magellanicum* fest. Allerdings ist sie im K.M. auf die nährstoffreicheren Ränder der Torfstiche beschränkt und fällt im Zuge der Versumpfungsprozesse – ebenso wie z.B. *Sph. fimbriatum* – frühzeitig aus (Kap. 8.8.4.).

Phosphat

Die Phosphoranalytik in huminstoffreichen Wässern stellt ein bisher erst unvollkommen gelöstes Problem dar (STEINBERG & SCHRIMPF, 1980; AIKEN et al, 1985). In Gegenwart von Eisen können sich unter aeroben Bedingungen hochmolekulare Fe-PO₄-Huminstoffkomplexe bilden, in denen Phosphor in nicht pflanzenverfügbarer Form vorliegt (STEINBERG & BALTES, 1984: 61). Diese vermutlich kolloidalen Komplexe reagieren jedoch sensibel auf UV-Strahlung, so daß es in sonnenbeschieneenen Moorgewässern auf diese Weise zur Freisetzung der sorbierten PO₄-Ionen kommen kann (FRANCKO & HEATH, 1983: 467). Andererseits führt nach diesen Autoren auch die Reduktion des Eisens von der 3- in die 2-wertige Form zu einer Auflösung der PO₄-Huminstoff-Bindung.

Der letztgenannte Prozeß dürfte in den wasserführenden Schichten, aus denen die Proben der vorliegenden Untersuchung entnommen wurden, eine nicht unwesentliche Rolle spielen, da hier oftmals sehr niedrige Redoxpotentiale herrschen (SIKORA & KEENEY, 1983). Der Anteil des in hochmolekularen, organischen Verbindungen komplexierten Phosphors lag deshalb vermutlich meist unter den für oberflächliche Moorgewässer ermittelten 60-90% (FRANCKO & HEATH, 1983: 468); er schwankte jedoch sicher mit dem Wasserstand.

Eine weitere Möglichkeit zur Spaltung der Fe-PO₄-Huminstoffkomplexe besteht in ihrer starken Ansäuerung (AIKEN et al., 1985: 124). Aus diesem Grund wird, wie bereits in Kap. 6.3. erwähnt, durch die verwendete Molybdänblau-Methode nicht nur tatsächliches Orthophosphat, sondern auch gelöstes, organisch gebundenes PO₄ erfaßt (STEINBERG & SCHRIMPF, 1980; TARAPCHAK & RUBITSCHUN, 1981). Durch die in Kap. 6.3. beschriebene Kombination aus Ansäuerung der Proben und Verwendung eines nachfolgenden Cellophan-Dialysators wurde versucht, die meßtechnischen Komplikationen durch Huminstoffe auszuschalten und dennoch die (reversibel) organisch gebundene P-Fraktion mitzuerfassen.

Die in Kap. 8.4.6. dargestellten Ergebnisse zeigen, daß die Phosphat- bzw. SRP-Konzentrationen an vielen Standorten beider Moore nahe oder unterhalb der Nachweisgrenze liegen. Dieser Befund bestätigte sich für die ausgewählten Meßpunkte bei einer Erhöhung der Anzahl der Probestermine von 4 auf 12. Höhere durchschnittliche Phosphat-Konzentrationen (über 0.04 mg/l) fanden sich lediglich in den bewaldeten Randgehängen sowie, im K.M., auf Alttorfrücken innerhalb der Regenerationsflächen, die noch nicht von einer geschlossenen Sphagnumdecke überzogen sind. Bei der Mehrzahl der regenerierenden Standorte im K.M. (bewaldet wie unbewaldet) ließ sich dagegen an keinem der 4 Meßtermine Phosphat im Moorwasser nachweisen.

Derartig geringe PO₄-Konzentrationen im Porenwasser sind für natürliche Hochmoore bezeichnend. GORHAM et al. (1985: 355) konnten bei einem W-O-Transekt durch Nordamerika bei keiner ihrer 70-80 Wasserproben aus Hochmoortorfen gelöstes PO₄ nachweisen. MÜLLER (1973: 198 f.) gibt für über 200 Meßstellen in Bultkesseln und Schlenken zweier niedersächsischer Hochmoore (Ahlenmoor und Esterweger Dose) mittlere PO₄-Gehalte von weniger als 0.02 mg/l. Sie liegen somit unterhalb der Nachweisgrenze der vorliegenden Untersuchung. Deutlich höhere Werte fand er jedoch z.T. in den Kolken dieser beiden Untersuchungsgebiete.

Auch aus regenerierenden Handtorfstichen in abgetorften Mooren sind äußerst niedrige Phosphat-Konzentrationen aus Wasserproben bekannt, so z.B. aus Niedersachsen von BERTRAM (1988: 123) für die "reine Sph. cuspidatum-Gesellschaft". Die von LÜTT (1992: 63) nach derselben Methode ermittelten PO₄-Gehalte liegen mit durchschnittlich 0.10-0.17 mg/l deutlich über den hier mitgeteilten Werten - wenn auch mit großer Schwankungsamplitude. Da es sich bei den von ihr untersuchten Beständen ebenfalls um wüchsige *Erico-Sphagnetten* in regenerierenden Torfstichen handelt, ist dieser Befund erstaunlich. Die Diskrepanz kann im vorliegenden Rahmen nicht aufgeklärt werden.

Für eine Reihe von Pflanzen ist eine Wachstumslimitierung auf Hochmoorstandorten durch den Mangelfaktor P nachgewiesen, so z.B. für *Eriophorum*

vaginatatum durch TAMM (1954), für *E. angustifolium* (ombrotroph in NW-Europa) durch GOODMAN (1968), sowie für *Carex echinata* durch HAYATI & PROCTOR (1991). Auch der natürliche Stickstoffmangel in Hochmooren wird von manchen Autoren auf eine eigentlich zugrunde liegende P-Limitierung zurückgeführt: Nach ELLENBERG (1977: 19) und DAMMAN (1988a: 303) wird durch sehr niedrige P-Konzentrationen die mikrobielle Stickstoffmineralisation begrenzt.

Sowohl *B. pubescens* als auch *B. pendula* reagieren nach ASLANDER und VALK (beide zit. in PERALA & ALM, 1990) in ihrem Wachstum auf Moorstandorten in erster Linie auf die Düngung mit Phosphor. HELLIWELL & HARRISON (1979) ermittelten den P-Gehalt verschiedener Böden als wichtigsten wachstumsbestimmenden Faktor für *B. pendula*-Keimlinge. Bei beiden Birkenarten fanden PELHAM et al. (1984) Typen, die unterschiedlich gut an Phosphatarme Standorte angepaßt waren.

Für die P-Aufnahme durch Birkenkeimlinge ist eine ausreichende Mykorrhizierung der Wurzeln von großer Bedeutung (LEVISOHN, 1956; DIGHTON, 1983). UNTIED-SIMON & MÜLLER (1987) konnten im Kaltenhofer Moor keine Bevorzugung bestimmter Standorte durch die von ihnen gefundenen Mykorrhizapilze feststellen. Dagegen beobachtete LUTZ (1959) eine Verbesserung der Lebensbedingungen für mykorrhizierende Pilze durch stärkere Belüftung von Hochmoortorfen. Auch DÄGLING et al. (1981) fanden die Ausbildung der ectotrophen Mykorrhiza an *Betula pubescens* nur in trockenen Sphagnumbulten, nicht hingegen unter O₂-Mangelbedingungen.

Nach PERALA & ALM (1990) wird das Wachstum der Birken-Symbionten auch durch akuten P-Mangel gehemmt. Dadurch erschwert sich zusätzlich die Versorgung der Birken auf P-armen Standorten. So wird z.B. das geringe Wuchsvermögen von *B. pendula*-Keimlingen auf schottischen Deckenmooren mit Phosphor-Mangel infolge gehemmter Mykorrhizabildung erklärt (ANONYMUS, 1963, zit. in PERALA & ALM, 1990). Gerade Jungbirken sind hiervon besonders betroffen, da sie in ihrer ersten Lebensphase zunächst einen P-pool durch Neuaufnahme aufbauen müssen, bevor größere Mengen an Nährstoffen durch interne Rückverlagerungen "recycled" werden können (MILLER, 1984).

Wie bei NH₄ wurde auch bei PO₄ eine negative Beziehung zwischen den Moorwasserkonzentrationen und dem mittleren GW-Stand, sowie (im K.M.) der Deckung und Mächtigkeit der aufwachsenden Torfmoossschicht gefunden (Kap. 8.4.6.). Das bedeutet, daß die im Zuge der Entwässerung und Bewaldung ablaufende Akkumulierung von Phosphat in den oberen Torfhorizonten (vgl. DAMMAN, 1986: 389) durch einen erneut ansteigenden, mooreigenen Wasserspiegel unterbunden wird und die Standorte bei Ausbreitung torfproduzierender Sphagnen an gelöstem P verarmen (vgl. WILSON & FITTER, 1984). Deutlich wird dieser Prozeß bei einem Vergleich der Standorte K5, K12 und

K19 mit ihren ebenfalls bewaldeten Nachbarstandorten, an denen die Sphagnumdecke bereits eine Mächtigkeit von mindestens 25 cm erreicht hat. Die absolute Höhe der PO_4 -Mittelwerte an den drei genannten Meßpunkten ist gleichwohl erstaunlich, da sie meist noch über den Werten aus dem sekundären Randgehänge im K.M. liegen. Möglicherweise ist dieser Befund so zu deuten, daß es in vernässenden, zuvor stark mineralisierten Hochmoortorfen durch das sinkende Redoxpotential zu einer vorübergehenden Freisetzung größerer Phosphatmengen kommt (vgl. SCHEFFER, 1977; KUNTZE et al., 1990: 235). Dies könnte auch den "Vitalitätsschub" von *Eriophorum vaginatum* erklären, der in vielen neu vernässten Torfstichen des DM. zu beobachten ist.

Die Frage nach dem oder den limitierenden Faktor(en) für die Verbreitung der Birken in den Regenerationskomplexen des K.M. wurde bereits mehrfach angesprochen. Ohne eine Erfassung der Netto-Mineralisationsraten an den jeweiligen Standorten und die zusätzliche Messung der Nährstoffgehalte in der Phytomasse der Bäume können keine sicheren Aussagen über die Nachlieferung gerade des hochmobilen und deshalb gut verfügbaren Phosphat-Ions (SCHEFFER, 1977: 215) getroffen werden. Dennoch ergeben sich bei der Auswertung der entsprechenden Literatur aus den gemessenen Aktuellgehalten im Moorwasser einige Hinweise, die für eine Phosphat-Limitierung der Birken in den Torfstichen des K.M. sprechen. Sie sollen im folgenden dargestellt werden:

INGESTAD fand bei zahlreichen Laborversuchen mit *Betula pendula*-Keimlingen eine für das Wachstum optimale Nährlösungszusammensetzung von 100 N / 13 P / 65 K / 7 Ca / 8.5 Mg (INGESTAD, 1970, 1971, 1981). Er stellte fest, daß die Gesamtkonzentration in weiten Grenzen schwanken konnte (zwischen 400 und 6000 $\mu S/cm$ elektrische Leitfähigkeit), ohne daß sich ein Einfluß auf die Zuwachsraten der Birkenkeimlinge bemerkbar machte. Die Konzentrationsverhältnisse der Nährionen untereinander waren hingegen von entscheidender Bedeutung für das Wachstum (INGESTAD, 1971).

Die von INGESTAD im Labor gefundenen Werte wurden in Freilanduntersuchungen an Mischbeständen von *B. pubescens* und *B. pendula* in Großbritannien und Finnland weitgehend bestätigt. So fand MILLER (1984: 90) N/P/K-Relationen des jährlichen Nährstoffbedarfs von 100/10/50; bei der Nachlieferung aus dem Boden betragen die Verhältnisse 100/12/41. Die entsprechenden, von MÄLKÖNEN (1977: 22) für die jährliche Aufnahme aus dem Boden gefundenen Werte liegen bei 100/10/43.

In Tab. 20 sind die mittleren Ionenverhältnisse einiger Strukturbereiche aus den beiden untersuchten Mooren wiedergegeben. Ca und Mg wurden aus der Zusammenstellung ausgeklammert, da sie mit über 100% von N jeweils weit über den von INGESTAD angegebenen Anteilen liegen und somit als Mangel-faktoren (wie bereits oben ausgeführt) nicht in Betracht kommen.

	N : P : K (1990) (1989)	NH ₄ -N [mg/l]
Randgehänge, bewaldet (D15–D18, K8–K11)	100 : 3.1 : 110	0.93
Birkenwald, angestaut (D20, D21, D26)	100 : 5.2 : 272	0.27
Entkesselungsparzelle, angestaut (D22–D25)	100 : 3.1 : 135	0.28
Birkenwald mit Regeneration, < 25 Aufwuchs (K5, K12, K18, K19)	100 : 5.1 : 173	0.53
Birkenwald mit Regeneration, > 25 cm Aufwuchs (K1, K4, K13, K14)*	100 : 2.0 : 951	0.09
baumfreie Regenerationsflächen (K2, K3, K16, K17)	100 : 1.6 : 756	0.09

* Die Stichkanten-nahen Standorte K6, K20 und K21 wurden nicht berücksichtigt.

Tab. 20: Mittlere N/P/K-Verhältnisse in verschiedenen Strukturbereichen beider Untersuchungsgebiete; mit angegeben ist der Mittelwert der absoluten NH₄-N-Konzentrationen.

Bei aller Vorsicht, die beim Vergleich der aktuellen Moorwasserkonzentrationen mit den oben zitierten Parametern geboten ist, scheinen doch zwei Schlußfolgerungen möglich:

1. K liegt in sämtlichen Bereichen der Untersuchungsgebiete weit über den von den drei Autoren angegebenen Anteilen von 40–65%. Dabei ist eine starke Zunahme der relativen K-Gehalte vom Randgehänge zu den Standorten mit regenerierender Moorvegetation zu beobachten, so daß K-Mangel nicht für das Fehlen der Birken in mächtigeren Aufwuchsdecken verantwortlich gemacht werden kann. Einschränkend muß jedoch festgehalten werden, daß K und NH₄ nicht in derselben Vegetationsperiode gemessen wurden (Kap. 7.).

2. Die Anteile an P liegen um 62–88% unter dem von INGESTAD als optimal angegebenen Wert und ebenfalls deutlich unter den von MILLER und MÄLKÖNEN ermittelten Verhältnissen.

Einen weiteren Hinweis darauf, daß möglicherweise P-Mangel für den bisher unbewaldeten Zustand der Zentralflächen im K.M. verantwortlich ist, liefert die auffallende Ähnlichkeit der Verbreitung zwischen den Birken und *Eriophorum vaginatum*, für das, wie bereits erwähnt, eine P-Limitierung von TAMM (1954) nachgewiesen wurde. Wie in Kap. 8.8. dargestellt, sind sowohl die Moorbirken als auch das Scheidige Wollgras weitgehend auf die höheren Alttorfbereiche mit erst geringer Aufwuchsmächtigkeit beschränkt.

RUUHIJARVI (1983) stellte in finnischen Mooren eine Beschränkung der Birkenvorkommen auf Torfe mit hohen Fe-PO₄-Gehalten fest.

Für eine Phosphat-Limitierung des Wachstums bzw. der Neuansiedlungsmöglichkeiten von *B. pubescens* in den Regenerationsflächen des K.M. spricht schließlich, daß nach MILLER (1984: 90) P in geringerem Maße als N am Ende der Vegetationsperiode von den Birken aus den Blättern zurückverlagert werden kann (34% gegenüber 47% des jährlichen Bedarfs). Dementsprechend decken die Bäume einen vergleichsweise höheren Teil ihres jährlichen P-Bedarfs aus der Mineralisierung der Laubstreu (37% bei P gegenüber 28% bei N). Diese N/P-Verhältnisse stimmen gut mit den Ergebnissen von MÄLKÖNEN (1977: 22) überein.

Aus diesen Nährstoffbilanzen ergibt sich, daß die P-Versorgung der Birken durch sinkende Moorwasserkonzentrationen beim Wiedereinsetzen der Torfakkumulation vermutlich in stärkerem Maße beeinträchtigt wird als die Versorgung mit Stickstoff.

Zusammenfassend läßt sich aus den eigenen Nährstoffuntersuchungen und der Auswertung der Literatur das Bild einer gravierenden Umstellung der Stoffkreisläufe in den Birkenwäldern mit beginnender Regeneration darstellen. Die für das Birkenwachstum wichtigsten Faktoren sind dabei:

- sinkende N- und P-Mineralisationsraten durch die Verlagerung des Alttorfs ins (anaerobe) Catotelm; dabei möglicherweise vorübergehende Freisetzung größerer P-Mengen (s.o.),
- geringe Mineralisationsraten in der aufwachsenden Sphagnum (fallax) Schicht infolge der weiterhin langsam steigenden Wasserstände; dies betrifft auch die Laubstreu der Birken, die nurmehr unvollständig zersetzt wird,
- Verlagerung des Feinwurzelhorizontes der Birken aus dem stark humifizierten Alttorf in die "graue Schicht" der Torfmoose unterhalb der lebenden Stengelabschnitte,
- Reduzierung der Mykorrhizabildung durch anaerobe Bedingungen, dadurch Verschärfung des P-Mangels insbesondere für Jungbirken,
- Filterwirkung der geschlossenen Torfmoosdecke gegenüber den Birkenwurzeln vor allem im Bezug auf atmosphärischen Eintrag von N und P, die beide sehr effektiv von den Sphagnum aufgenommen werden (MALMER, 1988); dadurch können aus dem Kronendach ausgewaschene Nährstoffe ebenfalls nur unvollständig von den Bäumen wieder zurückgewonnen werden, der kurzgeschlossene Kreislauf (vgl. MÄLKÖNEN, 1977: 22) wird unterbrochen.

9.4. Akrotelmatische Abbauaktivitäten

Zur Ermittlung der mikrobiellen Abbauaktivitäten in Moorböden wurden in der Vergangenheit verschiedene Methoden angewandt. SEGEBERG (1962) errechnete den Substanzverlust der obersten Torfhorizonte aus der Mineralstoffanreicherung in dieser Zone. Hierbei blieben jedoch Auswaschungsver-

luste, anthropogen bedingte Nährstoffeinträge und weitere Transportprozesse als Fehlerquellen unberücksichtigt.

Eine andere Möglichkeit besteht in der Erfassung der gasförmigen Abbauprodukte CO_2 und - in wassergesättigten Torfen - Methan. Diese auf Mineralböden vielfach angewandte Methode wurde z.B. von HEAL et al. (1978), MARTIN & HOLDING (1978) und SVENSSON (1980) auf Hochmoortorfe übertragen. Bei Freilandversuchen besteht jedoch das Problem, die verschiedenen CO_2 -emittierenden Quellen im Boden voneinander zu unterscheiden. Neben den mineralisierenden Mikroorganismen ist hier besonders die Respiration durch Pflanzenwurzeln und Bodentiere zu nennen (vgl. SVENSSON, 1980). Weitere Schwierigkeiten ergeben sich nach CLYMO (1983) durch den Einfluß der Gas-Auffangglocke auf das Mikroklima des Meßpunktes sowie u.a. durch die problematische Erfassung isoliert auftretender Methanblasen (vgl. OVERBECK, 1975).

Für die vergleichende Messung der Abbauraten an mehreren Standorten über Zeiträume von 1-2 Jahren bietet sich die direkte Ermittlung des Substanzverlustes durch die 'litter bag' Methode (CLYMO, 1963) an. Sie hat den großen Vorteil des geringen "apparativen" Aufwandes sowie der Gewährung weitgehend natürlicher Bedingungen während der Lagerung der Testsubstrate am Standort. Doch sind auch hier verschiedene Fehlerquellen zu berücksichtigen, die die Ergebnisse z.T. erheblich beeinflussen können.

So stellt das Ausbringen der Proben in geschlossene Torfmoosdecken einen Eingriff dar, durch den die kapillare Wassernachlieferung der Moose beeinträchtigt wird. Die Sphagnum-Pflänzchen in unmittelbarer Nähe der 'litter bags' waren über einige Wochen sichtbar trockener als der übrige Bestand; danach war dieser Effekt nicht mehr erkennbar. Substanzverluste beim Ausbringen und Einholen der Proben können beim 21 μm -Ansatz als Fehlerquelle weitgehend ausgeschlossen werden. Bei den Proben in der 1 mm-Gaze können geringfügige Verluste im unteren Akrotelm durch das Verkleben von Torf mit der Zellulose aufgetreten sein. Angesichts der bedeutenden Abbau-mengen von 10% bis über 40% ist jedoch auch dieser Fehler vermutlich zu vernachlässigen.

Der Anteil der eingewachsenen Wurzeln lag bei den meisten Proben unter 1% (max. 5%) des TM-Verlustes an Zellulose. Er war damit deutlich geringer, als es beim Betrachten der z.T. reich durchwurzelten Proben zunächst den Anschein hatte.

Bei den feinmaschigen 'litter bags' fand - abgesehen von Ausnahmen - kein Einwachsen von Wurzeln statt. Hier ergibt sich jedoch eine mögliche Fehlerquelle an trockenen Standorten durch ein eigenes, feuchteres Mikroklima in den Zersetzungssäckchen (SMITH & WALTON, 1986: 194). Zwar konnte im Labor bei Vorversuchen keine unterschiedliche Austrocknungsgeschwindigkeit der Zellulose innerhalb und außerhalb der Nylongaze festgestellt werden, jedoch ist ein derartiger Einfluß unter wechselfeuchten Verhältnissen im Torf durchaus denkbar, ja sogar wahrscheinlich.

Besonders in stark humifizierten Torfen werden im Verlauf der Lagerungsdauer gelöste und feinpartikuläre Huminstoffe in die Proben eingewaschen und an den Zellulosefasern bzw. in den Sphagnumhyalozyten adsorbiert. Die Reduzierung der tatsächlichen TM-Verluste durch diese Einwaschungsprozesse kann nur abgeschätzt werden. Im Falle der Zellulose dürfte sie deutlich unter den 1-4% liegen, die CLYMO (1983: 202) als Fehlergröße der 'litter bag' Technik nennt.

Beim Weißtorfansatz wurden jedoch die nur in sehr geringem Umfang ablaufenden Mineralisierungsprozesse durch die Massenzugewinne in fast allen Fällen mehr als aufgewogen. Dieser Effekt verstärkte sich noch bei einer Verlängerung der Lagerungszeit auf 2 Jahre.

Wie in Kap. 8.5. dargestellt, ist es folglich nicht möglich, die Zersetzung von *Sph. imbricatum*-Weißtorf der Humifizierungsstufe 2-3 (nach v. POST) anhand der TM-Verluste im 'litter bag' Versuch zu messen.

Das Ergebnis war in dieser Deutlichkeit nicht erwartet worden. Bekanntlich kommt es bei der Entwässerung von Weißtorfen, die in NW-Deutschland überwiegend aus *Sph. imbricatum* aufgebaut sind, zu sekundären Zersetzungsprozessen, in deren Verlauf die Sphagnumablagerungen zunehmend humifizieren und dabei eine amorphe, krümelige Struktur annehmen (KUBIENA, 1953; PUFFE & GROSSE-BRAUCKMANN, 1963). Auch bei CLYMO (1983: 206) findet sich die Einschätzung, daß fossiler Torf sich rasch zersetzt ("quite rapidly"), wenn er in aerobe Bedingungen gebracht wird.

Die meisten 'litter bag' Experimente widmen sich jedoch der Primärzersetzung von Sphagnum, die für die Stoffkreisläufe in wachsenden Hochmoor-Gesellschaften von Bedeutung ist. Als Substrat werden deshalb in der Regel frisch geerntete Torfmoose eingesetzt, die durch den Trocknungsprozess abgetötet wurden (z.B. CLYMO, 1965; COULSON & BUTTERFIELD, 1978; BARTSCH & MOORE, 1984; SMITH & WALTON, 1986; JOHNSON & DAMMAN, 1991). Von anderen Forschern wird das jüngste Totmaterial aus der "grauen Schicht" verwendet, so z.B. von SONESSON (1973).

Die Zersetzungsraten des frisch geernteten Sphagnum-Materials liegen in den meisten der zitierten Untersuchungen größenordnungsmäßig bei 5-15% des Ausgangsgewichtes, nach einjähriger Lagerungsdauer. Von mehreren Autorinnen und Autoren wird dabei die Sektions-spezifische chemische Zellwandzusammensetzung als entscheidender Faktor für die festgestellten unterschiedlichen Abbauraten der Schlenken- und Bulttorfmoose genannt. So fanden z.B. CLYMO (1965), JOHNSON & DAMMAN (1991) und LÜTT (1992) sehr viel höhere Massenverluste bei Schlenkenarten aus der Sektion der *Cuspidata* als bei den Bultarten der *Acutifolia*- bzw. *Cymbifolia*-Sektion. CLYMO (1965) stellte allerdings auch bei *Sph. papillosum*-Weißtorf aus 60 cm Tiefe noch deutlich meßbare Abbauraten von ca. 6% im Jahr fest, wenn dieses Substrat an der Oberfläche gelagert wurde.

Vor dem Hintergrund dieser Untersuchungen ist anzunehmen, daß sich *Sph. imbricatum* ebenfalls durch sehr geringe Abbauraten auszeichnet. Dies wird allein durch seine Eigenschaft als ausgesprochener Bultbildner sowie als (ehemaliger) Haupt-Torfproduzent der atlantischen Hochmoore nahegelegt. Die geringen TM-Verluste am Standort K10 von max. 1.3% belegen, daß auch das Weißtorfsubstrat einem Abbau unterliegt. Jedoch läuft die Zersetzung mit so geringer Geschwindigkeit ab, daß sie an allen anderen Standorten von den oben genannten Einwaschungsprozessen und der entstehenden mikrobiellen Biomasse aufgewogen wird. Aus diesem Grund können aus dem Weißtorf-Ansatz der 'litter bag' Versuche keine weiteren Schlußfolgerungen über die unterschiedlichen akrotelmatischen Abbauvorgänge der 10 untersuchten Standorte gezogen werden.

Zellulose ist dagegen nach BARTSCH & MOORE (1984: 1247) als standardisiertes Material gut geeignet, um den Einfluß verschiedener Standortbedingungen auf die Zersetzungsaktivität von Bodenorganismen zu prüfen. Als Zellulose abbauende Mikroben kommen in Hochmooren in erster Linie Pilze in Frage. Bakterien sind unter den sauren Bedingungen stark gehemmt (COLLINS et al., 1978; MARTIN & HOLDING, 1978; DICKINSON, 1983; UNTIED-SIMON & MÜLLER, 1987; KÜSTER, 1990). Nach KAZDA (1984: 41) sind vor allem die Gattungen *Penicillium*, *Mortierella*, *Trichoderma*, *Aspergillus* und *Geotrichum* an der Zersetzung der Zellulose beteiligt. SIMON (1986) konnte Zellulase-Aktivität auch bei sphagnicolen Basidiomyceten nachweisen.

Die auf 8 von 10 Probeflächen festgestellte Abnahme der zellulolytischen Aktivität von der Mooroberfläche zum unteren Akrotelm deckt sich mit entsprechenden Angaben in der Literatur (CLYMO, 1965; COLLINS et al., 1978; HEAL et al., 1978; TUOMINEN, 1981). Eine auffällige Ausnahme bildet die Regenerationsfläche K2, in der die Oberflächenproben in niedrigen *Sph. magellanicum*-Bulten gelagert waren. Die Zersetzungsrate dieser 'litter bags' liegt um ca. 30% unter derjenigen im unteren Akrotelm. Möglicherweise waren die Proben in den luftreichen Torfmoosbulten zeitweise starker Austrocknung ausgesetzt. Auch LÜTT (1992: 87) stellte in Torfmoosbeständen die höchsten Zelluloseabbauraten nicht im Bult- sondern im feuchteren Rasenniveau fest. So dürfte es sich bei der an K2 festgestellten Verteilung der Zersetzungsaktivität weitgehend um ein in Sphagnumbulten natürliches Phänomen handeln, allerdings verstärkt durch die in Kap. 6.4. erwähnten Eingriffe beim Ausbringen der Proben.

Zelluloseabbau an der Mooroberfläche: Im Ergebnisteil wurde ausgeführt, daß sich die größten oberflächennahen Abbauraten in Moorbirkenwäldern mit sehr unterschiedlichem GW-Regime fanden. Offensichtlich hat hoch anstehendes Grundwasser keinen limitierenden Effekt auf die zellulolytische Aktivität

in den obersten 5 cm des Moorbodens. Diese scheint im Gegenteil eher durch starke Austrocknung und Ansäuerung behindert zu werden, wie die vergleichsweise geringen Abbauraten am Standort D27 vermuten lassen.

Es liegt nahe, den stärkeren Zelluloseabbau der bewaldeten Versuchsflächen mit der vielfach diskutierten "bodenverbessernden Wirkung" der Birken in Zusammenhang zu bringen (vgl. GARDINER, 1968; MILES, 1981; MILLER, 1984; PERALA & ALM 1990). MILES & YOUNG (1980: 237) konnten bei der Birkenbesiedlung einer ehemaligen *Calluna*-Heide gesteigerte Zellulosezersetzung nachweisen. Die übrigen von ihnen festgestellten Veränderungen, wie höhere N-Mineralisation, günstigere Basenversorgung und höherer P-Gehalt, treffen in der vorliegenden Untersuchung jedoch nur auf die trockenen Birkenwälder der Randgehänge zu, legt man die Moorwasseranalysen dabei zugrunde. Für K4 konnten sie z.B. nicht nachgewiesen werden. Dennoch scheint auch an diesem Standort mit Regeneration eine Förderung des oberflächennahen Zelluloseabbaus durch die Birken zu bestehen. Die Mechanismen dieses Zusammenhangs können aus den gemessenen Parametern nicht abgeleitet werden. Sie sind möglicherweise in einer Aktivierung der Bodenorganismen durch die herbstliche Zufuhr an leicht zersetzbarem Laub, sowie in der intensiven Durchwurzelung der obersten Schichten zu suchen.

Zelluloseabbau im unteren Akrotelm: Für die Stärke des Torfschwundes ist die Mächtigkeit der Bodenhorizonte, in denen Abbauprozesse vor sich gehen, von ausschlaggebender Bedeutung. Aus arbeitstechnischen Gründen war es nicht möglich, pro Standort mehr als zwei bzw. drei Horizonte zu beproben. Deshalb mußte die Tiefe des unteren Akrotelms für jeden Standort von vornherein nach dem mittleren GW-Stand der Vegetationsperiode 1988 festgelegt werden. Es stellte sich heraus, daß dieser Vorjahreswert an 7 von 10 Meßpunkten sehr genau mit dem Wasserstandsmittel des einjährigen Versuchszeitraums übereinstimmte (vgl. Abb. 30). Nur bei D7, K2 und K4 ergaben sich Abweichungen um wenige Zentimeter.

Aus den Untersuchungen von CLYMO (1965) und TUOMINEN (1981: 131) geht hervor, daß an ombrotrophen Standorten unterhalb des mittleren GW-Standes ein drastischer Abfall der zellulolytischen Aktivität zu erwarten ist. Wie die Zersetzungsraten im unteren Akrotelm der Standorte D16-D27 zeigen, bestimmt die Höhe des mittleren Wasserstandes nicht nur die Mächtigkeit des Horizontes, in dem mikrobieller Zelluloseabbau stattfindet; sie hat darüber hinaus auch starken Einfluß auf die Intensität dieses Prozesses. So beträgt der jährliche TM-Verlust an den angestauten Standorten D21 und D22 in 12-15 cm Tiefe nur ein Drittel desjenigen, der im Randgehänge (D16, D27, K10) noch in 32-50 cm Tiefe nachzuweisen ist.

Diese Ergebnisse von der Südfläche des DM. legen die Schlußfolgerung nahe, daß durch Wiedervernässungsmaßnahmen die akrotelmatische Abbauaktivität der Mikroben - unabhängig vom Bewaldungsgrad der Flächen - wirkungsvoll reduziert werden kann. Die Meßpunkte D7 und D19 lassen sich im wesentlichen in diesen Zusammenhang einordnen. Doch an den regenerierenden Standorten D1, K2 und K4 sind mit jeweils ca. 20% auffallend hohe mittlere Zersetzungsraten, bei gleichzeitig hohen GW-Ständen zu verzeichnen. Im Fall von D1 läßt sich dies mit der mineralischen Beeinflussung des Torfstichs erklären, die sich in signifikant höheren pH-, NH_4 - und Ca-Werten ausdrückt (s. Kap. 8.4.). Auf die Regenerationsflächen im K.M. trifft das jedoch nicht zu. Hier könnten allenfalls die gegenüber dem DM. erhöhten Kalium- (vgl. OHLSON, 1987: 1194) und Mg-Konzentrationen eine Förderung der Mikroflora bewirken. Insgesamt sind diese Standorte jedoch als sehr sauer und (in Bezug auf NH_4 und PO_4) nährstoffarm zu charakterisieren. Die großen Zelluloseabbauraten stehen auch im Widerspruch zu den von LÜTT (1992: 179) bei K6, also in unmittelbarer Nachbarschaft der besprochenen Meßpunkte festgestellten hohen Torfakkumulationsraten.

Sowohl der Ansatz mit 'litter bags' von 1 mm Maschenweite als auch die catotelmatische Zersetzungsraten bei K2 (s. Kap. 8.4.) bestätigen die hohe zellulolytische Aktivität auf diesen Regenerationsflächen. Eine plausible Erklärung kann hierfür nicht gegeben werden. Offenbar stößt die Verwertbarkeit des Standardsubstrates Zellulose als Indikator für die im natürlichen System ablaufenden Zersetzungsprozesse hier auf ihre Grenzen.

Anteil der Mesofauna: Die Ergebnisse des 1 mm-Parallelansatzes decken sich bei etwa der Hälfte der Standorte weitgehend mit jenen der 21 μm Säckchen. Überraschenderweise befinden sich hierunter sowohl Regenerationsflächen (K2) als auch trockene Birkenwälder der Randgehänge (K10, D27). Aus Untersuchungen anderer Autorinnen und Autoren (LUTZ & TRAITTEUR-RONDE, 1965; COULSON & BUTTERFIELD, 1978; MARKULLA, 1981) ist bekannt, daß die Destruenten-Fauna in Hochmoortorfen durch tiefere Wasserstände sowie durch Düngung gefördert wird. Dies betrifft besonders die Gruppen der *Oribatiden* (Hornmilben), *Myriapoden* (Tausendfüßler), *Enchytraeiden* und *Lumbriciden* (Regenwürmer). Bei der für Hochmoortorfe charakteristischen Gruppe der *Collembolen* (Springschwänze) wurde hingegen keine entsprechende Beziehung nachgewiesen.

Zu Beginn der 'litter bag' Versuche bestand die Annahme, daß sich die Einbeziehung der Bodenmesofauna (durch die größere Maschenweite) vor allem in den tiefentwässerten Birkenwaldtorfen in einer gesteigerten Zersetzungsraten auswirken müßte. Nach HEAL et al. (1978: 155) beruht dieser Effekt sowohl auf der direkten Zelluloseverdauung der Bodentiere als auch auf ihrer Eigenschaft, die mikrobielle Aktivität zu fördern. Verstärkter Zelluloseabbau bei 1 mm Maschenweite zeigte sich jedoch nur an einem der

bewaldeten Standorte, dafür ebenfalls an zwei sehr nassen Standorten mit Regeneration (D7, K4).

Es bleibt festzustellen, daß sich aus dem 1 mm-Ansatz der 'litter bag' Versuche keine eindeutigen Schlußfolgerungen auf die Bedeutung der Mesofauna unter verschiedenen hydrologischen Bedingungen ziehen lassen. Der Grund hierfür ist ohne direkte faunistische Untersuchungen nicht klar zu bestimmen. Die gewählte Maschengröße von 1 mm trägt durch selektiven Ausschluß der Bodentiere vermutlich zu dem Ergebnis bei. Denkbar ist z.B., daß an den trockensten, am stärksten humifizierten Birkenwald-Standorten das Spektrum zugunsten der größeren Arten (z.B. großer Hornmilben, Dipterenlarven und auch Regenwürmer) verschoben ist. Diese Vertreter könnten nur durch noch größere Maschenweiten der 'litter bags' erfaßt werden. Dies würde jedoch die Fehler durch unkontrollierte Substanzverluste verstärken. So ist es zumindest für das untere Akrotelm fraglich, ob mit einer Maschenweite von deutlich über 1 mm verläßliche Ergebnisse erzielt werden können.

9.5. Volumenzuwachs der Birken

Bei dem angewandten Verfahren zur Ermittlung des durchschnittlichen jährlichen Volumenzuwachses beider Baumbirkenarten handelt es sich um eine vereinfachte Methode. In ihrer Genauigkeit ist sie nicht mit den in der Waldertragskunde bzw. Waldschadensforschung üblichen Verfahren zu vergleichen (z.B. MITSCHERLICH, 1970; PAUCKE et al., 1980; ABETZ, 1985; SCHWEINGRUBER, 1983, 1986; STERBA, 1986). Unberücksichtigt blieben insbesondere die tatsächliche Stamm- und Verzweigungsform der Bäume sowie die unterschiedliche Dichte der Bestände. Dagegen wurde Wert darauf gelegt, nur herrschende und zwischenständige Exemplare in die Auswertung miteinzubeziehen. Genaugenommen hätte auch zwischen diesen beiden Kategorien der Bestandeshierarchie unterschieden werden müssen (vgl. ABETZ, 1985: 177), dies war jedoch aufgrund der ohnehin sehr geringen Besetzungszahlen der einzelnen Altersklassen nicht möglich.

Durch die Auszählung der Jahrringe in 1 m Höhe (bei Bäumen > 2,5 m) blieb das tatsächliche Alter der meisten Birken unbekannt. Dieser Nachteil wurde in Kauf genommen, da eine Berechnung des Volumenzuwachses aus dem basalen Umfang und Alter wegen der dort unregelmäßigen, oft stark verdickten Stammform zu bedeutenden Fehlern geführt hätte. Wie in Kap. 8.6.1. erwähnt, ergaben stichprobenartige Kontrollbohrungen im K.M., daß das an der Basis der Stämme (d.h. ca. 20 cm hoch) ermittelte Alter um etwa 4-8 Jahre über dem in 1 m Höhe lag. Dieser Wert stimmt gut mit den Angaben von BRIEMLE (1980: 200) überein, der auf Hochmoortorfen bei *Betula pubescens* durchschnittliche jährliche Höhenzuwächse von 13 cm feststellte. Selbstverständlich ist jedoch das Alter bis zum Erreichen der Höhe

von 1 m von den Standortbedingungen abhängig, wie an den Zuwachsuntersuchungen bei den Jungbirken deutlich wird.

Nach GREGUSS (1959: 30) und LONGMAN (1984: 103) liegen die Gefäße bei beiden Baumbirkenarten im gesamten Jahrring verstreut, die Jahrringgrenzen sind dennoch insgesamt ziemlich scharf. Bei der Altersbestimmung unter dem Binokular zeigte sich bei einer Reihe von *B. pubescens*-Exemplaren eine unverkennbare Tendenz zur Häufung der großlumigen Gefäße im Frühholz. Bei diesen Bäumen bereitete die Auszählung der Jahrringe keine Schwierigkeiten. Die Mehrzahl der untersuchten Exemplare wies jedoch das typisch zerstreutporige Holz auf.

Bei Jahrringzählungen ist das mögliche Auftreten von intraanuellen Dichteschwankungen, sogenannten "falschen Jahrringen" (SONESSON & HOOGESTEEGER, 1983: 52) zu beachten. Diese können nach SCHWEINGRUBER (1980) besonders in kühl-temperaten Gebieten auftreten, wenn nach einer Trockenperiode Niederschläge im Spätsommer eine zweite Zuwachsphase ermöglichen. SCHWEINGRUBER (1983: 130) zufolge sind sie besonders häufig in Gipfeltrieben von Jungpflanzen zu finden. Nach ECKSTEIN et al. (1990: 3) tritt bei *B. pubescens* ssp. *tortuosa* in Skandinavien auch das gegenteilige Problem ausfallender Jahrringe auf. Es scheint unbekannt zu sein, ob dieses Phänomen auch auf mitteleuropäischen Moorstandorten zu beobachten ist.

In einzelnen Fällen waren "falsche Jahrringe" unter dem Binokular erkennbar; sie wurden aus den Zählungen ausgeschlossen. Auszählungen von Jungbirken bekannten Maximalalters ergaben keine Hinweise auf überhöhte Jahrringzahlen, obwohl sie nach SCHWEINGRUBER (s.o.) besonders hier zu erwarten gewesen wären. In Anbetracht der vergleichsweise hohen Grundwasserstände auf Hochmoortorfen ist in der Regel wohl auch nicht zu erwarten, daß sommerlicher Wassermangel zu einer verfrühten Einstellung der kambialen Teilungstätigkeit führt. Zudem findet der Laubfall der Birken im Moor bereits deutlich früher statt als auf Mineralboden (ab Ende August), so daß eine zweite Wachstumsphase im Spätsommer unwahrscheinlich ist.

Insgesamt sind die Jahrringe des Birkenholzes auch unter dem Binokular z.T. nur schwer zu erkennen. Der Fehler der Altersbestimmungen dürfte deshalb bei etwa 5-10% liegen.

Trotz aller methodischen Einschränkungen zeigt sich, daß der über das Alter gemittelte jährliche Volumenzuwachs geeignet ist, die unterschiedliche Vitalität der Birken an den einzelnen Standorten zu erfassen:

Birken über 2,5 m Höhe: Die Ergebnisse aus Kap. 8.6. machen deutlich, daß das Wachstum der Bäume sowohl durch die tiefen Wasserstände der Randgehänge als auch durch die Nährstoffgunst der nasseren, aber mineralisch beeinflussten Randbereiche gefördert wird. So ergibt sich im Südteil des DM. eine starke Abnahme der Zuwächse vom Lagg und dem Randgehänge auf die

restliche Hochfläche. Die insgesamt geringsten Wachstumsraten weisen die Moorbirkenbestände in den Regenerationsflächen des K.M. auf.

Die Bedeutung der Grundwasserhöhe für das Wachstum der Birken auf ombrotrophen bzw. metaombrotrophen Standorten (vgl. Kap. 9.1.) wird durch die negativen Korrelationen dieser beiden Größen in drei der vier Altersklassen verdeutlicht. Ein signifikanter Zusammenhang konnte wegen der geringen Stichprobenumfänge allerdings nur für die beiden jüngsten Klassen belegt werden. Die schwach positive Korrelation zwischen mittlerem GW-Stand und Zuwachsleistung in der Altersklasse von 41–60 Jahren ist vor allem eine Folge der besonderen Hydrologie der alten Moorbirkenbestände mit Regeneration (K12, K13). Genaueres hierzu wurde in Kap. 8.6. besprochen.

In diesem Zusammenhang verdeutlicht sich ein Nachteil der verwendeten Methode: Sie gestattet keine Aussagen über geänderte Zuwachsraten während der zurückliegenden Lebensphasen eines Baumes. Zwar wurden bei vielen Bohrkernen deutliche Schwankungen der Jahrringbreiten registriert, jedoch reicht eine Einzelbohrung pro Stamm nicht als Datengrundlage für weitergehende Interpretationen aus. Dazu wäre ein mehrfaches Anbohren der Bäume aus verschiedenen Richtungen (z.B. SCHWEINGRUBER, 1983) bzw. die Gewinnung von Baumscheiben (z.B. ECKSTEIN et al., 1989) notwendig. Beides war jedoch aus Zeitgründen nicht durchführbar; zudem sollten die Eingriffe in die Untersuchungsflächen möglichst beschränkt werden.

Die Beziehungen zwischen zurückliegenden Änderungen der Umweltbedingungen und den Zuwachsraten von Bäumen werden von dem noch jungen Wissenschaftszweig der Dendroökologie erforscht (z.B. BROCKMANN et al., 1987; ECKSTEIN, 1989; ECKSTEIN et al., 1989; FRITTS & SVETNAM, 1989). Sie hat in Mitteleuropa besonders durch die Ursachenforschung zum Waldsterben an Bedeutung gewonnen. Für zukünftige Untersuchungen zur Ökologie bewaldeter Hochmoorstandorte, besonders solcher mit Ansätzen zur Regeneration, wäre es interessant, Untersuchungsmethoden der Dendroökologie zu übernehmen. Auf diese Weise könnte ein differenzierterer Einblick in das Zusammenspiel zwischen Grundwasserdynamik und Baumwachstum gewonnen werden, als es im Rahmen der vorliegenden Untersuchung möglich war.

In Tab. 21 werden die mittleren jährlichen Volumenzuwachsraten beider Birkenarten aus verschiedenen Strukturbereichen der Untersuchungsgebiete mit den (umgerechneten) Angaben anderer Autoren aus W- und N-Europa verglichen. In den zitierten Originalarbeiten sind jeweils Durchmesser in Brusthöhe (=1,3 m), Höhe und tatsächliches Alter der Bäume angegeben. Für die Umrechnung in den mittleren jährlichen Volumenzuwachs wurde ein mittleres Alter von 5 Jahren in 1,3 m Höhe angenommen und dieser Wert von den Altersangaben in der Originalliteratur abgezogen. Der Volumenzuwachs wurde somit nach folgender Formel berechnet:

Grundfläche in 1,3 m Höhe x (Höhe - 1,3 m)
Alter - 5 Jahre

Auf diese Weise ist eine annähernde Vergleichbarkeit mit den in 1 m Höhe ermittelten Zuwachsraten der vorliegenden Arbeit gegeben.

Birkenart: Altersklasse:	Betula pubescens				Betula pendula			
	11-20 J.	21-40 J.	41-60 J.	> 61 J.	11-20 J.	21-40 J.	41-60 J.	> 61 J.
1 Brock et al. (1988)	-	0.8	-	-	-	-	-	-
2 Mälkönen (1977)	-	9.8	-	-	-	-	-	-
3 Ovington (1953)	-	-	-	-	1.8	-	-	5.6
4 Ovington & Madgwick (1959)	-	-	-	-	-	1.2-4.7	9.1-14.8	-
5 Pelham et al. (1984)	1.51*	-	-	-	3.58*	-	-	-
6 De Sloover et. al (1974)	-	-	0.3	-	-	-	-	-
7 Wagner (1992)	0.2-0.9	0.9-1.9	3.1	-	-	-	-	-
8 "	2.3-4.3	2.7-11.0	4.6	7.0-18.9	-	6.6	-	8.9-17.7
9 "	-	5.7-6.8	-	9.2	-	8.0	-	-

* 6 Jahre alt

- Standorttypen: 1: Sekundärer Moorbirkenwald auf armem Niedermoortorf, Niederlande
 2: Birken-Mischbestand (84% B. pub., 16% B. pend.) auf rel. trockenem Mineralboden, Finnland
 3: Versuchspflanzung auf Sandboden, Großbritannien
 4: Sekundärer Birken-Mischbestand (ca. 80% B. pub.) auf reichem, entwässerten Niedermoortorf, Großbritannien
 5: Freilandversuch, beide Birkenarten unter gleichen (nicht weiter definierten) Bedingungen, Großbritannien
 6: Minerotropher Moorbirkenwald mit geschlossener Sphagnumdecke, Ardennen, Belgien
 7: Sekundärer Moorbirkenwald in regenerierenden Hochmoor-Torfstichen, Kaltenhofer Moor
 8: Sekundärer Moorbirkenwald auf Hochmoor-Randgehänge, Dosenmoor und Kaltenhofer Moor
 9: Moorbirkenwald in sekundärem Hochmoor-Lagg, Dosenmoor und Kaltenhofer Moor

Tab. 21: Durchschnittliche jährliche Volumenzuwachsraten der Birken [Kubikdezimeter/Jahr] im Literaturvergleich; Originalangaben umgerechnet (s. Text).

Ein auffallendes Ergebnis aus Tab. 21 ist, daß *B. pubescens* auch auf Niedermoortorfen mit geschlossener Sphagnenschicht sehr bis extrem geringe Zuwachsraten aufweist. Sie liegen bei BROCK et al. etwa in der Größenordnung der in den Regenerationskomplexen des K.M. ermittelten Werte, bei DE SLOOVER et al. jedoch noch um eine Zehnerpotenz darunter. Die Tatsache, daß es sich im letzteren Fall um einen ca. 60-jährigen Bestand handelt, macht deutlich, daß aus sehr geringen Zuwachsraten (unter gemäßigten Klimaverhältnissen) nicht ohne weiteres auf die Überlebensfähigkeit der Moorbirken geschlossen werden darf.

Die Zuwachsleistung der Birken in den trockenen Randgehänge-Standorten deckt sich in ihrer Größenordnung gut mit den von MÄLKÖNEN auf Mineralböden gewonnenen Werten; etwas geringer sind die Zuwächse in den Laggzonen beider Moore.

Erstaunlicherweise zeigt *B. pendula* sowohl im Randgehänge als auch im Randsumpf der Hochmoore größere mittlere Wachstumsraten als auf reichem Niedermoororf (in der Altersklasse v. 21-40 J.) bzw. auf Sandboden (über 61 J.). Einschränkend muß festgehalten werden, daß die Daten im DM. und K.M. jeweils auf der Messung von einzelnen Bäumen dieser Art beruhen. Dennoch bestätigt der Literaturvergleich die in Kap. 9.1. getroffene Feststellung über das gute Wuchsvermögen von *B. pendula* auf Hochmoortorfen. Aus den Daten von PELHAM et al. in Tab. 21 geht hervor, daß *B. pendula* unter gleichen Standortbedingungen bis zu 100% höhere Zuwachsleistungen erbringen kann als *B. pubescens*. Auch HEISKANEN (zit. in DIETERICH, 1963: 113) fand höhere Produktivitäten der Hängebirke an trockenen wie feuchten Standorten. PELHAM et al. erklären diese Tatsache u.a. mit der kürzeren Belaubungsperiode der Moorbirke, die auch auf Hochmoorstandorten beobachtet werden kann. Ein weiterer Grund dürfte darüberhinaus in der höheren Fraßresistenz der stark wachshaltigen *B. pendula*-Blätter liegen: Jungbirken dieser Art werden sehr viel weniger von Rehen (bzw. Moorschnucken, bei Beweidungsversuchen) befressen als vergleichbare Exemplare von *B. pubescens*; entsprechende Beobachtungen konnten DAVY & GILL (1984) bei Rotwildverbiß in Großbritannien machen. In noch stärkerem Maße tritt dieser Unterschied beim Befraß durch den Birken-Blattkäfer (*Lochmea caprae*) in Erscheinung: In Befallsjahren werden die einzelnen *B. pendula*-Exemplare durch den selektiven Fraß der Insekten regelrecht freipräpariert. Die Frage, warum trotz der geringeren Zuwachsraten *B. pubescens* auf sekundären Hochmoorstandorten stets die mengenmäßig dominierende Birkenart ist, erscheint vor diesem Hintergrund durchaus offen. Eine Antwort hierauf ist möglicherweise im unterschiedlichen Reaktionsvermögen der Keimlings- und Jugendstadien auf die speziellen Bedingungen entwässerter Hochmoortorfe zu suchen.

Jungbirken unter 2,5 m Höhe: Die Ergebnisse der Jungbirken-Zuwachsraten aus Kap. 8.6. sollen an dieser Stelle nicht mehr im Detail diskutiert werden. Zusammenfassend seien folgende drei Punkte festgehalten:

- Die birkenfeindlichen Standortverhältnisse in regenerierenden Torfstichen zeigen sich in besonderer Deutlichkeit an den extrem geringen Zuwachsraten der Jungbirken. Die hierfür verantwortlichen Faktoren wurden in Kap. 9.3. diskutiert.
- Die rheotrophen (=Fließwasser-) Bedingungen des aktiv bewässerten Standorts D7 führen trotz extrem hoher sommerlicher Wasserstände zu gesteigerten Zuwachsleistungen der Moorbirken. Die Nährstoffarmut des Verrieselungswassers wird sowohl durch die eigenen Untersuchungen (Kap. 8.4.) als auch durch frühere Ergebnisse von AUE (1985) belegt. Es handelt sich also um den fördernden Effekt sich bewegenden, nährstoffarmen Wassers auf das Wachstum anspruchsvollerer Pflanzenarten, wie ihn MÜLLER

(1973) von Kolkrändern niedersächsischer Hochmoore beschreibt (vgl. hierzu auch BOATMAN & ARMSTRONG, 1967; DAMMAN, 1988b; ZIMMERLI, 1988). Da der Modellversuch der aktiven Wiedervernässung im Dosenmoor inzwischen aus hydrologischen und technischen Gründen eingestellt ist (AUE, 1988, 1991), soll die Diskussion dieses Ergebnisses hier nicht weiter vertieft werden.

- Der für Hochmoorverhältnisse unzureichende Vernässungsgrad der angestauten Entkusselungsflächen im Süden des DM. zeigt sich in den vergleichsweise hohen Zuwachsraten der Jungbirken. Sie verdeutlichen die ungebrochene Vitalität der Bäume auf Hochmoorflächen, die aufgrund ihres Reliefs nicht dauerhaft oberflächennah vernäßt werden können, so daß in absehbarer Zeit mit einer flächenhaften Ausbreitung der Torfmoosvegetation zu rechnen wäre. Dies betrifft im DM. weite Teile der restlichen, nicht abgetorften Hochflächen (vgl. Kap. 9.2.).

9.6. Sekundäre Versumpfungsprozesse

In diesem Kapitel soll die Besonderheit der Moorbirkenwälder mit Regeneration vor dem Hintergrund der bisher besprochenen Ergebnisse zusammenfassend dargestellt werden.

Es handelt sich um ca. 20-80 jährige Moorbirkenbestände (mit einzelnen Hängebirken) mit meist weitgehend geschlossener Torfmooschicht in den Randbereichen der hochmoorartigen, baumarmen Regenerationflächen des K.M. Wie diese, sind auch die Birkenwälder durch hochmoortypische Grundwasserstände (Kap. 8.3.) und durch geringe Moorwasserkonzentrationen an Ammonium und Phosphat (Kap. 8.4.2.) gekennzeichnet. Die Bohrprofile (Kap. 8.8.) belegen ein z.T. reichgegliedertes Kleinrelief unter der heutigen Mooroberfläche, mit Niveaudifferenzen zwischen 10 und 70 Zentimeter. Es zeigte sich, daß die Standorte der Birken fast ausschließlich auf die Torfdämme und -kuppen und sonstige hochgelegene Alttorfbereiche unter der wachsenden Torfmoosdecke beschränkt sind. Zusammen mit der Auswertung älterer Luftbilder sowie früherer Moorbeschreibungen ergibt sich aus den Untersuchungen, daß sich das Wiedereinsetzen der Torfakkumulation in den Birkenwäldern in der Regel nach der Etablierung der Bäume vollzogen hat. Somit handelt es sich nicht um Bewaldungsstadien ehemals baumfreier Regenerationsflächen, sondern um Moorbirkenwälder, die durch seitliche Transgression der wachsenden Moorbereiche sekundär versumpfen.

Für den zugrundeliegenden Anstieg des mooreigenen Wasserstandes war im K.M. vermutlich die Kombination folgender Faktoren (in der Reihenfolge ihrer Bedeutung) verantwortlich:

- Zuwachsen und Verfallen des Grabensystems
- partielles Verfüllen des Hauptgrabens am Hirschdamm
- Abdämmung des Hirschdammgrabens am SO-Ende (1980)
- hohe Niederschläge in den 80er Jahren (vgl. Kap. 4.2.)

Nach der Auffassung von SCHNEEBELI (1988, 1989, 1991) ist die Existenz von Waldbeständen wegen ihrer zersetzungsfördernden Wirkung (mit entsprechender Verminderung der hydraulischen Leitfähigkeit) eine notwendige Voraussetzung für die Wiedervernässung entwässerter Hochmoortorfe. Dies kann für Torfstiche in Flachlandmooren nicht bestätigt werden. In beiden Untersuchungsgebieten setzten die Versumpfungsprozesse zuerst in den am tiefsten gelegenen, unbewaldeten Handtorfstichen ein. Wesentlicher als eine Reduzierung der Wasserleitfähigkeit der Torfe dürfte die Verkleinerung des hydraulischen Gradienten sein (AUE, 1992: 118). Sie tritt z.B. beim Zuwachsen von Entwässerungsgräben ein und kann (in reliefbedingten Grenzen) auch durch technische Aufstaumaßnahmen erreicht werden.

Zwischen den oben zusammengefaßten Vorgängen im K.M. und den primären Versumpfungsprozessen im Randbereich transgredierender Hochmoore (vgl. OVERBECK, 1975) bzw. bei der Bildung von Deckenmooren (SMITH & TAYLOR, 1989) lassen sich aus moorökologischer Sicht interessante Parallelen ziehen. Dabei entsprechen sich etwa folgende Strukturen bzw. Faktoren:

primäre Versumpfung
 mineralischer Untergrund
 (meist podsolierte Sande)

sekundäre Versumpfung
 "toter" Alltorf

Mineralbodeninseln

Torfdämme und -kuppen, die
 noch nicht überwachsen sind

Zufluß von minerogenem
 Hangwasser

Zufluß von Niederschlags-
 wasser über das sekundäre
 Randgehänge

Lagg (Randsumpf)

randliche Torfstiche mit
 Nährstoffeintrag aus den
 Stichwänden

In der Beeinflussung durch seitlich zufließendes Wasser liegt ein wesentlicher Unterschied zwischen den beiden Ökosystemen: Während in natürlichen Hochmooren der Zufluß von Mineralbodenwasser auf die Versumpfungzone im Randbereich beschränkt bleibt, liegt z.B. im K.M. der Wachstumskomplex unterhalb des (sekundären) Randgehänges und befindet sich somit als ganzes im Einflußbereich des von dort zulaufenden Hangwassers. In Anlehnung an die Moorklassifizierungen von KAULE (1974) und GÖTTLICH

(1990) könnte man derartige Moorflächen als "pseudosoligen" bezeichnen¹. Ombrotrophe Verhältnisse im strengen Sinn liegen nicht vor, da es durch den Wasserzustrom aus den stark humifizierten Torfen des Randgehänges zu einer gewissen Nährstoffzufuhr kommt.

Mit dem Höherwachsen der neogenen Torfe geht ein schrittweises Ausfallen der Pflanzenarten einher, die als Kremno- und Euminerobionten die Vegetation entwässerter Hochmoore kennzeichnen (Kap. 8.8.). Die Vitalität der Birkenbestände wird stark reduziert, ein flächenhaftes Absterben der Bäume, wie beim Überstauen bewaldeter Moorflächen, ist jedoch (bisher) nicht zu beobachten. Eine Verjüngung der Birken findet sowohl auf den offenen Regenerationsflächen wie auch in den Beständen kaum statt. Die wenigen Jungbirken sind ebenfalls von geringer Vitalität (Kap. 8.6. und 8.7.). Beim weiteren Aufwachsen der Sphagnumdecken ist den Ergebnissen zufolge mit einem allmählichen Auflichten der betroffenen Moorbirkenwälder zu rechnen. Davon profitiert die lichtbedürftige Hochmoorvegetation, wie aus dem Vordringen des *Erico-Sphagnetum magellanici* bis unter isolierte Baumgruppen abzuleiten ist.

Vor diesem Hintergrund erscheint es gerechtfertigt, eine Weiterentwicklung der heutigen versumpfenden Moorbirkenwälder zu baumarmen *Erico-Sphagnetum magellanici*-Beständen im Verlauf von mehreren Jahrzehnten anzunehmen (s. Sukzessionsschema in Kap. 8.10.). Notwendige Voraussetzung hierfür sind allerdings unveränderte hydrologische Rahmenbedingungen. Extreme Witterungsperioden wie der trockene Frühsommer 1992 können durchaus einen Rückschlag des Moorwachstums mit erneuter Ausbreitung von *B. pubescens* zur Folge haben.

Die Beobachtungen in beiden Untersuchungsgebieten unterstützen nicht die Feststellung von LÜTKE TWENHÖVEN (1992: 134), wonach *Sphagnum magellanicum* infolge der hohen N-Immissionen dem konkurrenzkräftigeren *Sph. fallax* bereits heute generell (mit Ausnahme der höheren Bultstandorte) unterlegen sei. Vielmehr konnte die Sukzession von *Cuspidata*- zu *Sph. magellanicum*-Torfen in den Bohrprofilen des K.M. mehrfach belegt werden (Kap. 8.8.1.). Zudem ist das direkte Aufwachsen von *Sph. magellanicum*-Polstern auf "ertrinkenden" Torfdämmen sowohl im K.M. als auch im DM. zu beobachten. Die Konkurrenz der beiden Arten wird im K.M. gegenwärtig vermutlich in erster Linie durch die Stärke des oben genannten, pseudosoligen Einflusses bestimmt. Allerdings ist es denkbar, daß weiterhin steigende N-Immissionen auf längere Sicht doch zu einer generellen Wachstumshemmung von *Sph. magellanicum* führen können. In diese Richtung deuten z.B. die Ergebnisse von RUDOLPH & VOIGT (1986).

¹Die Vorsilbe "pseudo-" soll in diesem Zusammenhang zum Ausdruck bringen, daß das Wasser nicht minerogenen Ursprungs ist.

Rezente Versumpfungsprozesse von Moorbirkenwäldern auf nw-deutschen Flachlandhochmooren wurden in der Literatur in dieser Form bisher nicht beschrieben. SCHWAAR (1982) schildert einen nährstoffreichen Birkenbruchwald im Königsmoor (Niedersachsen), dessen vitale Torfmoospolster (*Sph. palustre* und *Sph. fimbriatum*) auf eine gegenwärtige Oligotrophierung des Standortes hindeuten. Unter den beschriebenen Bedingungen ist jedoch allenfalls langfristig ein Übergang in hochmoorartige Vegetationsstadien zu erwarten. Mit den eigenen Ergebnissen besser vergleichbar sind die Befunde von HANSEN et al. (1978) aus einem Moor auf der dänischen Insel Seeland. Allerdings besteht auch in diesem Gebiet eine mineralische Beeinflussung der versumpften Birkenwälder, so daß eine Weiterentwicklung zu ombrotraphenten Gesellschaften fraglich ist.

C. MÖLLER / Sindal, Dänemark (mdl. Mitt.) schildert die Verbuschung der Randbereiche des Lille Vildmose durch Jungbirken in den 70er Jahren. Während der 80er Jahre sind in diesem größten wüchsigen Hochmoor Nordjütlands fast alle Bäume infolge regenreicherer Sommer wieder abgestorben. Dies dürfte das einzige atlantische Plateauhochmoor sein, in dem ein Wechsel von sich bewaldenden Stillstands- zu baumfreien Wachstumskomplexen heute noch großflächig beobachtet werden kann.

Unter den Mittelgebirgshochmooren befinden sich nach BICK (1985) nur die Moore des Hochharzes wieder in einem Wachstumszustand, der auch seitliche Transgression mit umfaßt. Die hier von HENRION (1989) und JENSEN (1987, 1990) beschriebenen Versumpfungsprozesse in den randlichen Moorwäldern besitzen große Ähnlichkeit mit den Vorgängen im Kaltenhofer Moor. JENSEN (1987: 74) nennt das spontane Zuwachsen von alten Entwässerungsgräben in mehreren Mooren als Hauptursache für die Wiederausbreitung der Wachstumskomplexe. Hinzuweisen ist an dieser Stelle auch auf die Untersuchungen von POSCHLOD (1988, 1990) über Torfstichregeneration in Südbayern. Er dokumentiert Moorbirkenwälder mit einer Aufwuchsmächtigkeit von bis zu 90 cm, macht aber leider keine Angaben über die Entstehung und vermutliche Weiterentwicklung dieses Vegetationstyps.

Der Grenzhorizont an der Basis des neogenen Torfes (s. Kap. 8.8.) entspricht in seiner Art weitgehend den sogenannten Rekurrenzflächen, die in den Torfen nw-deutscher Hochmoore vielfach erbohrt wurden (AVERDIECK, 1957; ALETSEE, 1959; OVERBECK, 1975; SCHWAAR, 1980, 1989). Am bekanntesten von ihnen ist der Schwarz-Weißtorf-Kontakt SWK. Während der Wechsel von hygro- und xeroklinen Phasen (OVERBECK, 1975: 611), mit der entsprechenden Bildung schwach zersetzter Sphagnumtorfe bzw. stark zersetzter, holzreicher Torfe, in der Vergangenheit aber im wesentlichen klimatische Schwankungen widerspiegelte, ist dieser Prozeß in abgetorften Mooren überwiegend anthropogen bedingt. Wie das Beispiel des Lille Vildmose deutlich macht, ist allerdings eine Förderung des gegenwärtigen Moorbuchstums durch die Zunahme des langjährigen Niederschlagsmittels durchaus anzunehmen (vgl. Kap. 4.2.).

Genauere Angaben über die durchschnittlichen Torfakkumulationsraten im K.M. können nicht gemacht werden, da bei den Nachforschungen keine Unterlagen über das Ende der Abtorfungen im Moorzentrum gefunden wurden. LÜTT (1992: 178 ff.) ermittelte durch ^{210}Pb -Datierung im Torfstich von K6 ein Alter des Aufwuchses von 41 Jahren, allerdings bei einem absoluten Datierungsfehler von 16–26 Jahren. Eine Abtorfung in diesem Bereich noch nach dem Zweiten Weltkrieg ist aufgrund der Beschreibungen von JUNGJOHANN (mdl. Mitt.) sehr unwahrscheinlich. Bei Zugrundelegung der oberen Altersgrenze von 67 Jahren ergibt sich für dieses Profil eine jährliche Akkumulationsrate von 1,2 cm. Da die Abtorfung der Flächen aller Wahrscheinlichkeit nach von innen nach außen voranschritt, ist bei den weiter im Zentrum gelegenen Bereichen von einem höheren Alter und dementsprechend geringeren Akkumulationsraten auszugehen. In diesen Berechnungen ist allerdings die Trockenphase nach dem Zweiten Weltkrieg nicht berücksichtigt, so daß die tatsächlichen Akkumulationsraten über diesen Durchschnittswerten liegen. Größenordnungsmäßig stimmt eine Rate von mehr als 1 cm/Jahr gut mit den Angaben aus anderen regenerierenden Torfstichgebieten überein (z.B. GROSSMANN, 1985: 32; POSCHLOD, 1990). An der Oberfläche natürlicher Hochmoore können ebenfalls Aufwuchsraten von bis zu 3 cm/Jahr beobachtet werden, bereits in 50 cm Tiefe sind sie aber auf <2 mm/Jahr abgesunken (OHLSON & DAHLBERG, 1991: 375). Auch MALMER & HOLM (1984: 179 ff.) stellten eine Abnahme der Torfwachstumsrate in 50 cm Tiefe auf 4–15% des Oberflächenwertes fest. Durch ^{210}Pb -Datierung ermittelten sie ein Torfalter am Übergang Akrotelm/Catotelm von mindestens 150 Jahren. Dagegen konnte POSCHLOD (1990: 93) in Südbayern Aufwuchsmächtigkeiten von 200 cm in max. 100 Jahre alten, Torfstichen nachweisen. Derartige Akkumulationsraten sind nur unter den besonderen hydrologischen Bedingungen von Torfstichkomplexen möglich, in denen ein schrittweise zuwachsendes Entwässerungssystem einen Moorwasseranstieg über lange Zeit hin ermöglicht.

10. Schlußfolgerungen für den Naturschutz

Die Motivation zu den Untersuchungen über die Ökologie der Moorbirke ergab sich zu einem wesentlichen Teil aus der großen Bedeutung, die dieser Baumart nach wie vor bei der Durchführung von Hochmoorregenerationsprojekten in Norddeutschland zugeschrieben wird. Es war ein Hauptziel dieser Arbeit, zu einem unvoreingenommenen Bild über die Lebensbedingungen von *Betula pubescens* und ihrer Rolle im Ökosystem anthropogen veränderter Hochmoore beizutragen. Aus den Ergebnissen der vorliegenden Bearbeitung, insbesondere aus dem Vergleich zwischen dem Dosenmoor, dem

schleswig-holsteinischen Modellprojekt in Bezug auf Hochmoorregeneration und dem spontan regenerierenden Kaltenhofer Moor, lassen sich wichtige Schlußfolgerungen für den künftigen Schutz der Moore ziehen:

1. Die Hydrologie der Standorte ist von überragender Bedeutung. Die Frage, ob sich dauerhaft oberflächennahe Wasserstände einstellen können, entscheidet sich am Entwässerungssystem und am Relief der Mooroberfläche. Während erstes durch natürliche Wachstums- und Zerfallsprozesse wie durch gezielte technische Eingriffe veränderbar ist, ist letzteres in Mooren, die nicht mehr der Abtorfung unterliegen, weitgehend vorgegeben. In beiden Untersuchungsgebieten zeigt sich, daß Regenerationsprozesse bisher fast ausschließlich in den am tiefsten gelegenen, schüsselförmig eingesenkten Moorbereichen stattfinden; in der Regel sind dies Handtorfstichkomplexe. Ein erneutes Aufwachsen erfolgt stets "von unten".

2. Moorbirkenbestände verhindern - unabhängig von ihrem Alter und ihrer Dichte - keineswegs das Wiedereinstellen hochmoortypischer Grundwasserstände, wenn diese von den Reliefverhältnissen und der Vorflut her möglich sind.

3. In optimal vernähten Birkenbeständen (auch mit *Molinia*-Krautschicht) kann es zu Versumpfungsprozessen, d.h. zu einer flächenhaften Ausbreitung von Torfmoosen und dem Aufwachsen einer mehrere Dezimeter mächtigen (neogenen) Torfdecke kommen. Dominant ist dabei *Sph. fallax*, die mesotraphenten Arten *Sph. palustre* und *Sph. fimbriatum* fallen rasch aus. Mit zunehmender Auflichtung der Birkenkronen wandern *Sph. magellanicum* und andere hochmoortypische Arten ein und der Übergang zum *Erico-Sphagnetum magellanici* deutet sich an.

4. Auch unter den für Schleswig-Holstein aktuellen Immissionsbedingungen existieren offensichtlich (noch) wirksame Ausbreitungsschranken für Birken in hochmoorartigen Regenerationskomplexen. Dies läßt sich durch die "Nährstofffallen-Funktion" einer ausreichend mächtigen Torfmooschicht (vor allem in Bezug auf NH_4 und PO_4), in Verbindung mit der Verarmung der Standorte durch hoch anstehendes, stagnierendes Moorwasser erklären. Auf entwässerten Hochmoortorfen ohne Regeneration ist dagegen mit einer Förderung des Birkenwachstums durch den hohen Eintrag an N-Verbindungen zu rechnen.

5. Versumpfende Birkenwälder auf wiedervernähten Hochmooren sind von großem Naturschutzwert. Zum einen kann ihre Artenzusammensetzung "natürlicher" (im Sinne von hochmoorähnlicher) sein als jene von Entkusselungsflächen. Zum anderen aber bieten sie die für Mitteleuropa einmalige Möglichkeit, die Prozesse im Randbereich transgredierender Hochmoore in verkleinertem Maßstab zu beobachten. Möglicherweise würde ein Abholzen

der Bäume die Weiterentwicklung der Vegetation zu Hochmoorbultgesellschaften um ein bis wenige Jahrzehnte beschleunigen. Ein derartiger Eingriff wäre aber im Fall des Kaltenhofer Moores nur durch menschliche Ungeduld zu begründen. Das Studium der versumpfenden Moorbirkenwälder kann beim Betrachter die Achtung vor den Selbstregulierungskräften der Natur stärken – ein Gesichtspunkt, der in der Diskussion über Biotopmanagementpläne bisweilen zu kurz kommt (vgl. RINGLER, 1989: 361). Nach der persönlichen Auffassung des Autors kommt dem Schutz ungestörter Abläufe neben dem Arten- und Biotopschutz (vgl. WILMANN & DIERSSEN, 1979) ein eigener, hoher Stellenwert zu. Dies trifft in besonderem Maße auf die hier behandelten Moorbirkenwälder zu.

6. Entkusselungsmaßnahmen sind in der Vergangenheit in ihrer Bedeutung für die Hochmoorregeneration vielfach falsch eingeschätzt worden. Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchungen gestatten eine Neubewertung dieser Eingriffe in die Moorvegetation; demnach sind sie:

- sinnlos, auf Flächen, deren Relief keine optimale Vernässung durch ombrogenes, stagnierendes Wasser zuläßt. Hier ist mit einem steten Wiederaufwachsen der Birkenbestände zu rechnen.
- unnötig und aus Naturschutzgründen abzulehnen (s. unter 5.), auf optimal vernässten Flächen mit bereits regenerierender Moorvegetation. Hier ist der Einfluß der Birken auf den Wasserstand vernachlässigbar gering, und die Schäden durch das Fällen und den Abtransport der Bäume sind auf den hochwertigen Flächen nicht zu verantworten.
- eventuell zu befürworten, nur auf schwach degenerierten Flächen, deren Relief eine optimale Vernässung zuläßt und auf denen in der Zeit bis zum Einsetzen der Regenerationsprozesse ein lokales Aussterben von Hochmoorarten infolge eines sich weiter ausbreitenden Birkenbewuchses verhindert werden soll. Auch hier gebührt den wasserhaltenden Maßnahmen die erste Priorität.

7. Zur Terminologie: Es erscheint nicht sinnvoll, weiterhin eine Trennung der Begriffe "Renaturierung" und "Regeneration" durchzuführen, wie es in der Literatur bisher üblich ist (z.B. EGGELSMANN & KLOSE, 1982; EIGNER & SCHMATZLER, 1991 und – in abgewandelter Form – AUE, 1992). Danach bezeichnet "Renaturierung" das Zurückdrängen hochmoorfremder Lebensgemeinschaften durch menschliche Eingriffe und "Regeneration" das Ziel dieser Bemühungen – ein selbsttätiges Hochmoorwachstum. In der vorliegenden Arbeit wurde der zuletztgenannte Begriff ganz bewußt für alle Prozesse eines sich ausbreitenden Torfmooswachstums gebraucht. Dieses Wachstum kann, unter geeigneten Bedingungen, auf verschiedenen Ebenen beobachtet werden: am einzelnen Sphagnumbult, im regenerierenden Torfstich, im ganzen Torfstichkomplex usw. "Regeneration" ist somit nicht nur das Ziel, sondern auch der Weg dorthin, denn im Zuge der Ausbreitung der

Torfmoose kommt es auch ohne menschliche Eingriffe zu einem mehr oder weniger raschen Ausfällen hochmoorfremder Arten sowie zu einer Rückwirkung auf die Hydrologie im Sinne einer positiven Rückkopplung.

11. Zusammenfassung

In zwei anthropogen überformten Hochmooren Schleswig-Holsteins, dem Dosenmoor (DM.) und dem Kaltenhofer Moor (K.M.), wurden Untersuchungen zur Ökologie der Moorbirke *Betula pubescens* EHRH. durchgeführt. Das Spektrum der ausgewählten Birkenstandorte reichte von regenerierenden Abtorfungszonen über sekundäre Laggstandorte und Randgehänge bis hin zu Resten der ehemaligen Moorhochflächen. Im DM. wurden Moorparzellen unter dem Einfluß technischer Regenerationsmaßnahmen (Grabenanstau, aktive Bewässerung, Entkusselung) mit einbezogen.

Die insgesamt 49 Standorte wurden hinsichtlich ihres Grundwasserhaushalts, ihrer Nährstoffversorgung sowie der Zuwachsleistung und der Vergesellschaftung der Birken untersucht. Auf 10 ausgewählten Flächen erfolgte die Messung der akrotelmatischen Zellulose- und Weißtorfzersetzungsrates unter verschiedenen hydrologischen Bedingungen.

In den Wachstumskomplexen des K.M. wurden zusätzlich 5 Transekte angelegt, in denen die Vegetationsentwicklung seit dem Ende der Abtorfungen durch Großrestanalyse rekonstruiert wurde.

Die Freilanduntersuchungen erstreckten sich über den Zeitraum von April 1988 bis Mai 1991.

Einleitend wird auf Probleme der Taxonomie sowie auf die spät- und postglaziale Verbreitungsgeschichte der europäischen Baumbirken eingegangen.

Die Beschreibung und Klassifizierung der Vegetation erfolgt nach den Methoden der BRAUN-BLANQUET'schen Schule. Die 49 Standorte werden zusätzlich in einem System von 5 "Natürlichkeitsstufen" gegliedert und die Ergebnisse der beiden Klassifizierungsansätze vergleichend diskutiert. Als Besonderheit wird der hohe Anteil von *B. pubescens* ssp. *carpatica* an den Birkenbeständen beider Moore herausgestellt.

Die Hydrologie der Standorte wird durch Grundwasser-Dauerlinien sowie durch die Kennwerte -20 cm Überschreitungsdauer (U_{20}) und mittlerer Wasserstand, jeweils für die Vegetationsperiode 1989, charakterisiert. Ungeachtet der gegenüber dem DM. geringeren Niederschlagsmengen finden sich im K.M. hochmoortypische Grundwasserstände in bewaldeten wie unbewaldeten Abtorfungsflächen mit weitgehend geschlossener Torfmoosdecke. Im DM. werden diese Verhältnisse in Handtorfstichen, jedoch fast nirgends auf

den angestauten und z.T. entkusselten Flächen erreicht. Basierend auf dem U_{20} -Wert wird ein hydrologisches Klassifikationsschema vorgeschlagen und seine Brauchbarkeit durch Vergleich mit einem ähnlichen System aus der Literatur überprüft.

Es wird gezeigt, daß die hydrologischen Kennwerte der Vegetationsperiode eine höhere Aussagekraft über das Regenerationspotential von Hochmoorflächen besitzen als entsprechende Ganzjahreswerte.

Die untersuchten Nährstoffparameter des Moorwassers differenzieren die ausgewählten Standorte beider Moore in sehr unterschiedlicher Weise: Die mittleren Konzentrationen von Na, K, Mg und (in eingeschränkter Form) Ca ermöglichen im DM. eine weitgehende Trennung stärker entwässerter und bewaldeter Vegetationseinheiten von nasseren, hochmoorartigeren Stadien. Dagegen läßt sich im K.M. keine entsprechende Beziehung zwischen mittlerem Grundwasserstand und den genannten Elementen nachweisen. Dies wird mit der größeren Meeresnähe und vermutlich höherer, anthropogen bedingter Nährstoffdeposition im K.M. erklärt. NH_4 und PO_4 zeigen in beiden Mooren eine negative Korrelation zum mittleren Grundwasserstand der Untersuchungsflächen mit entsprechend guter Auftrennung der verschiedenen Moorstrukturen. Innerhalb der Wachstumskomplexe des K.M. besteht darüberhinaus eine negative Beziehung zwischen den Konzentrationen dieser beiden Parameter und dem Deckungsgrad der Sphagnen bzw. der Höhe des neogenen Torfaufwuchses.

Untersuchungen zur akrotelmatischen Abbauaktivität mit der sogenannten 'litter bag' Methode führten nur beim Zellulose-Substrat zu meßbaren Substanzverlusten. *Sphagnum imbricatum*-Weißtorf zeigte dagegen auch nach 2 Jahren noch Trockenmasse-Konstanz bzw. eine leichte -Zunahme, vermutlich infolge von Einwaschungsprozessen. Maximale Zellulose-Zersetzungsraten wurden in den Oberflächenproben bewaldeter Standorte gemessen. Die Hydrologie der Flächen kommt im DM. deutlich in den mikrobiellen Abbauaktivitäten des unteren Akrotelms zum Ausdruck. Ansturmaßnahmen können hier zu einer starken Verminderung des Torfschwundes beitragen. Im K.M. zeigte sich hingegen eine uneinheitliche Beziehung zwischen GW-Stand und Zelluloseabbau. Mögliche Ursachen hierfür werden diskutiert.

Entgegen den Erwartungen führte die Verwendung größerer Maschenweiten (1 mm statt 21 μ m) nicht zu einer generellen Zunahme der Zersetzung durch Beteiligung der Bodenmesofauna an trockenen Birkenwaldstandorten.

Die oberflächennahen Torfprofile der Transekte in den Regenerationskomplexen des K.M. offenbaren eine weitgehende Beschränkung von *Betula pubescens* auf Flächen mit weniger als 30-40 cm Aufwuchsmächtigkeit. Verschiedene Beobachtungen sowie Literaturhinweise deuten darauf hin, daß das Ausfallen der Birken jenseits dieser Grenze vor allem durch den Mangel an PO_4 verursacht sein könnte. Die Untersuchungen an Jungbirken in rege-

nerierenden Handtorfstichen des DM. zeigen eine radikale Umstellung des Wurzelsystems durch Adventivwurzelbildung. Sie wird als Reaktion der Birken auf eine erneute Verarmung ihrer Standorte beim Wiedereinsetzen der Torfakkumulation interpretiert.

Die Großrestanalysen der Torfprofile belegen in Verbindung mit der Auswertung älterer Luftbilder die Entwicklung der Regenerationsflächen im K.M. aus *Molinia*- bzw. *Calluna*-reichen Hochmoordegenerationsstadien. Daraus wird gefolgert, daß im Verlauf des 20. Jahrhunderts ein im wesentlichen spontaner Anstieg des GW-Spiegels erfolgt sein muß. Dieser bis heute wirksame Vernässungsprozess wurde durch erneute Torfstichaktivitäten unmittelbar nach dem Zweiten Weltkrieg unterbrochen.

Die Moorbirkenwälder mit Regeneration erweisen sich vor diesem Hintergrund als sekundäre Versumpfungsstadien ehemals trockener Birkenbestände. Die anfängliche Deutung dieses Vegetationstyps als Bewaldungsstadium zuvor baumfreier Regenerationsflächen ist somit widerlegt.

Die geringen Volumenzuwachsraten und die weitgehend fehlende Verjüngung der Birken in heutigen Moorwachstumskomplexen führen ebenso wie die hochmoortypischen Grundwasser-, NH_4 - und PO_4 -Verhältnisse dieser Standorte zu der Einschätzung, daß auch unter den gegenwärtigen Immissionsbedingungen eine Weiterentwicklung zu baumarmen Regenerationsflächen möglich ist.

Anhand zweier Sukzessionsschemata werden die syndynamischen Beziehungen zwischen den beteiligten Pflanzengesellschaften verdeutlicht. Die moorökologische Besonderheit der "pseudosoligenen", sekundären Versumpfungsstadien wird diskutiert.

Abschließend werden Schlußfolgerungen für den zukünftigen Schutz anthropogen veränderter Hochmoorökosysteme gezogen. Es wird betont, daß die Relief- und Vorflutverhältnisse, nicht aber der Grad der Birkendeckung die entscheidenden Rahmenbedingungen für eine optimale Flächenvernässung setzen. Der hohe Naturschutzwert versumpfender Moorbirkenwälder wird wegen ihrer Ähnlichkeit zu primären Stadien der Hochmoorbildung herausgestellt. Schließlich wird die Frage nach der Berechtigung künftiger Entkesselungsmaßnahmen bei Regenerationsvorhaben aufgeworfen und die Auffassung vertreten, daß diese Eingriffe auf optimal vernässbare Flächen zu beschränken sind, auf denen ein lokales Aussterben von Hochmoorarten bis zum Wiedereinsetzen der Torfakkumulation verhindert werden soll.

12. Literaturverzeichnis

- ABETZ, P. (1985): Ein Vorschlag zur Durchführung von Wachstumsanalysen im Rahmen von Ursachenforschung von Waldschäden in Südwestdeutschland. Allg. Forst- und Jagdzeitung 156 (9/10), 177-187.
- AIKEN, J.R., McKNIGHT, D.M., WERSHAW, R.L. & P. McCARTHY (1985): Humic substances in soil, sediment and water. Geochemistry, isolation and characterization. Wiley-Interscience, New York, 675 S.
- ALETSEE, L. (1959): Zur Geschichte der Moore und Wälder des nördlichen Holstein. Nova Acta Leopoldina, N.F. 21 (139). Leipzig, 51 S.
- ALETSEE, L. (1967): Begriffliche und floristische Grundlagen zu einer pflanzengeographischen Analyse der europäischen Regenwassermoorstandorte. Beitr. Biol. Pflanzen 43 (2), 119-283.
- ARBEITSGEMEINSCHAFT DOSENMOOR (1984): Erläuterungsbericht des Vorentwurfes zur Regenerationsplanung des Naturschutzgebietes "Dosenmoor". Gutachten im Auftrag der Stadt Neumünster, Untere Landschaftspflegebehörde. Neumünster, 69 S.
- ARBEITSKREIS MOORNUTZUNG - LANDESPFLEGE (Hrsg.)(1989): Hochmoor-Regeneration. Telma 19, 147-155.
- AUE, B. (1985): Der Wasserhaushalt unberührter und regenerierender Hochmoore und seine qualitativen Probleme, ergänzt durch eigene Untersuchungen zur Trophie des Moorwassers im Regenerationsmodell 'Dosenmoor' bei Neumünster. Unveröff. Dipl.arb., Univ. Kiel, 122 S.
- AUE, B. (1988): Untersuchungen zum Bodenwasserhaushalt im Naturschutzgebiet Dosenmoor als Begleituntersuchungen über die Auswirkungen der Regenerationsvorhaben, 1. Teil. Gutachten im Auftrag des Amtes für Land- und Wasserwirtschaft Itzehoe und des Landesamtes für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein. Kiel, 155 S.
- AUE, B. (1991): Untersuchungen zum Bodenwasserhaushalt im Naturschutzgebiet Dosenmoor als Begleituntersuchungen über die Auswirkungen der Regenerationsvorhaben, 2. Teil. Gutachten im Auftrag des Amtes für Land- und Wasserwirtschaft Itzehoe und des Landesamtes für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein. Kiel, 133 S.
- AUE, B. (1992): Hydrologische Untersuchungen an vernässten Hochmoorstandorten im Dosenmoor bei Neumünster. Schr.reihe Inst. Wasserwirtsch. Landsch.ökol. Univ. Kiel 17. Kiel, 201 S.
- AUSSENTHAL, R., FRÄNZLE, O., GLIESMANN, S., HEINRICH, U., JENSEN-HUSS, K., KIRCHHOFF, M. & H. RUDOLPH (1991): Untersuchungen zur atmosphärischen Deposition in Schleswig-Holstein. Teilband zum Abschlußbericht, Forschungsvorhaben 10902033: Erarbeitung und Erprobung einer Konzeption für die ökologisch orientierte Planung auf der Grundlage der regionalisierenden Umweltbeobachtung am Beispiel Schleswig-Holstein. Unveröff. Polykopie, Univ. Kiel, 263 S.

- AVERDIEK, F.-R. (1957): Zur Geschichte der Moore und Wälder Holsteins. Ein Beitrag zur Frage der Rekurrenzflächen. Nova Acta Leopoldina, N.F. 19 (130). Leipzig, 152 S.
- BAMLER, H. (1973): Zur Desmidiaceenflora und ihrer Ökologie in einigen Torfstichen des Kaltenhofer Moores bei Kiel (Schleswig-Holstein). Unveröff. Staatsex.arb., Univ. Kiel, 29 S.
- BARTSCH, J. & T.R. MOORE (1984): A preliminary investigation of primary production and decomposition in four peatlands near Schefferville, Québec. Can. J. Botany 63, 1241-1248.
- BADEN, W. & R. EGGELSMANN (1964): Der Wasserkreislauf eines nordwestdeutschen Hochmoores. Schr.reihe Kuratorium f. Kulturbauwesen 12. Hamburg, 156 S.
- BEHRE, K.-E. (1974): Die Vegetation im Spätpleistozän von Osterwanna / Niedersachsen. Geol. Jb. A18, 3-48.
- BERTRAM, R. (1988): Pflanzengesellschaften der Torfstiche nordniedersächsischer Moore und die Abhängigkeit dieser Vegetationseinheiten von der Wasserqualität. Diss. Bot. 126. Berlin, Stuttgart, 192 S.
- BICK, H. (1985): Die Moorvegetation der zentralen Hochvogesen. Diss. Bot. 91. Berlin, Stuttgart, 288 S.
- BLANKENBURG, J. & R. EGGELSMANN (1989): Regenerationsversuch auf hochmoorartigem Leegmoor im Lichtenmoor - hydrologische Ergebnisse (1976/1988). Z. Kulturtechn. Landentw. 31, 117-124.
- BLANKENBURG, J. & H. KUNTZE (1987): Moorkundlich-hydrologische Voraussetzungen der Wiedervernässung von Hochmooren. Telma 17, 51-58.
- BOATMAN, D.J. & W. ARMSTRONG (1967): Some field observations relating the growth of bog plants to condition of soil aeration. J. Ecol. 55, 101-110.
- BORCHERT, A. (1988): Vegetationsverhältnisse des Naturschutzgebietes "Hechtmoor" - ihre Veränderung in den letzten 25 Jahren als Grundlage zur Beurteilung der bisherigen Naturschutzeffizienz. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein. Kiel, 120 S.
- BORTZ, J. (1989): Statistik für Sozialwissenschaftler. 3. Aufl., Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 900 S.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. 3. Aufl., Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 865 S.
- BREHM, K. (1968): Die Bedeutung des Kationenaustausches für den Kationengehalt lebender Sphagnen. Planta 79, 324-345.
- BREHM, K. (1971): Ein Sphagnum-Bult als Beispiel einer natürlichen Ionenaustauschersäule. Beitr. Biol. Pflanzen 47, 287-312.
- BRIEMLE, G. (1980): Untersuchungen zur Verbuschung und Sekundärbewaldung von Moorbrachen im südwestdeutschen Alpenvorland. Diss. Bot. 57. Vaduz, 286 S.

- BROCK, T.C.M., DE LA HAYE, M.A.A. & W. TENNER (1988): History, population structure and phytomass production of *Betula pubescens* in a wetland forest. In: VERHOEVEN, J.T.A., HEIL, G.W. & M.J.A. WERGER (Hrsg.): Vegetation structure in relation to carbon and nutrient economy. SPB Academ. Publ., The Hague, 45-50.
- BROCKMANN, W.G., ECKSTEIN, D. & R.W. ANIOL (1987): Dendroklimatische Untersuchungen zur Bedeutung des Produktionsfaktors Wasser für das Baumwachstum. Forstwiss. Centralblatt 106 (6), 340-354.
- BROWN, J.R. & D.M. AL-DAWOODY (1977): Cytotype diversity in a population of *Betula alba* L. New Phytol. 79, 441-453.
- BROWN, J.R., KENNEDY, D. & D.A. WILLIAMS (1982): The occurrence of natural hybrids between *Betula pendula* Roth and *B. pubescens* Ehrh. Watsonia 14, 133-145.
- BROWN, J.R. & D.A. WILLIAMS (1984): Cytology of *Betula alba* L. complex. Proc. Roy. Soc. Edinb. 85B, 49-64.
- BURGEFF, H. (1961): Mikrobiologie des Hochmoores mit besonderer Berücksichtigung der Erikazeen-Pilz-Symbiose. Fischer, Stuttgart, 197 S.
- BURMESTER, A. (1987): Die Waldvegetation des Himmelmoors bei Quickborn. Unveröff. Dipl.arb., Univ. Hamburg, 76 S.
- BUSHART, M. (1989): Schwarzerlen- und Moorbirkenwälder im westlichen Hunsrück. Tuexenia 9, 391-415.
- CLAUSEN, W. (1985): Das Kaltenhofer Moor - ein stark abgetorfte Hochmoorrest. In: MEIER, O.G. (Hrsg.): Die Naturschutzgebiete des Kreises Rendsburg-Eckernförde und der Stadt Neumünster. Boyens, Heide, 19-26.
- CLYMO, R.S. (1963): Ion exchange in *Sphagnum* and its relation to bog ecology. Ann. Bot., N.S. 27 (106), 309-324.
- CLYMO, R.S. (1965): Experiments on breakdown of *Sphagnum* in two bogs. J. Ecol. 53, 747-758.
- CLYMO, R.S. (1967): Control of cation concentrations, and in particular of pH, in *Sphagnum* dominated communities. In: GOLTERMANN, H.L. & R.S. CLYMO (Hrsg.): Chemical environment in the aquatic habitat. Amsterdam, 273-284.
- CLYMO, R.S. (1983): Peat. In: GORE, A.J.P. (Hrsg.): Ecosystems of the world, 4A: Mires: Swamp, bog, fen and moor. Elsevier, Amsterdam, 159-224.
- CLYMO, R.S. (1987): Interactions of *Sphagnum* with water and air. In: HUTCHINSON, T.C. & K.M. MEEMA (Hrsg.): Effects of atmospheric pollutants on forests, wetlands and agricultural ecosystems. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 513-530.

- COLLINS, V.G., D'SYLVA, B.T.D. & P.M. LATTER (1978): Microbial populations in peat. In: HEAL, O.W. & D.F. PERKINS (Hrsg.): Production ecology of british moors and montane grasslands. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 94-112.
- COULSON, J.C. & J. BUTTERFIELD (1978): An investigation of the biotic factors determining the rates of plant decomposition on a blanket bog. *J. Ecol.* 66, 631-650.
- CRAWFORD, R.M.M. (1972): Physiologische Ökologie: Ein Vergleich der Anpassung von Tieren und Pflanzen an sauerstoffarme Umgebung. *Flora* 61, 209-223.
- DAGLING, W.-D., KLEINSTUCK, H., SOMBORN, U. & C. KUNZE (1981): The mykorrhizae of fen-woodland ecosystems. In: LAST, F.T. & A.S. GARDINER: Forest and woodland ecology. ITE Symposium No. 8, Inst. Terr. Ecol., Cambridge.
- DAMMAN, A. (1986): Hydrology, development, and biogeochemistry of ombrogenous peat bogs with special reference to nutrient relocation in a western Newfoundland bog. *Can. J. Bot.* 64, 384-394.
- DAMMAN, A. (1988a): Regulation of nitrogen removal and retention in Sphagnum bogs and other peatlands. *Oikos* 51 (3), 291-305.
- DAMMAN, A. (1988b): Spatial and seasonal changes in water chemistry and vegetation in an ombrogenous bog. In: VERHOEVEN, J.T.A., HEIL, G.W. & M.J.A. WERGER (Hrsg.): Vegetation structure in relation to carbon and nutrient economy. SPB Academ. Publ., The Hague, 107-119.
- DAU, J.H.C. (1821): Ansicht einiger der größeren und kleineren Moore Holsteins und Schleswigs nebst daraus abgeleiteten Betrachtungen. *Schlesw.-Holst.-Lauenb. Prov.berichte* 4. Kiel, 75-85.
- DAVY, A.J. & J.A. GILL (1984): Variation due to environment and heredity in birch transplanted between heath and bog. *New Phytol.* 97, 489-505.
- DE SLOOVER, J.R., DEVILLEZ, F., DUMONT, J.-M., LEBRUN, J. & F. VANCOP-PENOLLE (1974): Biomasse, contenu en eau et productivité d'une boulaie pubescente en Haute-Ardenne. *Bull. Jard. Bot. Nat. Belg.* 44, 191-218.
- DICKINSON, C.H. (1983): Micro-organisms in peatlands. In: GORE, A.J.P. (Hrsg.): Ecosystems of the world, 4A: Mires: Swamp, bog, fen and moor. Elsevier, Amsterdam, 225-245.
- DICKSON, J.H. (1984): Pleistocene history of *Betula* with special reference to the British Isles. *Proc. Roy. Soc. Edinb.* 85B, 1-11.
- DIERSSEN, B. & K. DIERSSEN (1974): Der Sand- und Moorbirken-Aufwuchs in nw-deutschen Calluna- und Erica-Heiden, ein Naturschutzproblem. *Natur und Heimat* 34, 19-26.
- DIERSSEN, B. & K. DIERSSEN (1984): Vegetation und Flora der Schwarzwaldmoore. *Beih. Veröff. Natursch. Landschaftspfl. Bad.-Württ.* 39. Karlsruhe, 512 S.

- DIERSSEN, K. (1973): Die Vegetation des Gildehausener Vennis (Kreis Grafenschaft Bentheim). Beih. Ber. Naturhist. Ges. 8. Hannover, 120 S.
- DIERSSEN, K. (1982): Die wichtigsten Pflanzengesellschaften der Moore NW-Europas. Conservatoire et Jardin Botaniques, Genf, 373 S.
- DIERSSEN, K. (1990): Einführung in die Pflanzensoziologie (Vegetationskunde). Wiss. Buchges., Darmstadt, 241 S.
- DIERSSEN, K., GLAHN, H.v., HÄRDTLE, W., HÖPER, H., MIERWALD, U., SCHRAUTZER, J. & A. WOLF (1988): Rote Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins. Schr.reihe Landesamt Natursch. Landschaftspf. Schlesw.-Holst. 6. Kiel, 157 S.
- DIERSSEN, K., MIERWALD, U. & J. SCHRAUTZER (1985): Hemerobiestufen bei Niedermoorgesellschaften. Tuexenia 5, 317-329.
- DIETERICH, H. (1963): Untersuchungen zum ökologischen und genetischen Birkenproblem. Silvae Genetica 12 (4), 105-140.
- DIETZE, G. (1981): Beobachtungen zur Neubildung von Hochmoorpflanzengemeinschaften im Altwarmbüchener Moor (Landkreis Hannover). Telma 11, 189-197.
- DIGHTON, J. (1983): Phosphatase production by mycorrhizal fungi. Plant Soil 71, 455-462.
- DRACHENFELS, O.v., MEY, H. & P. MIOTK (1984): Naturschutzatlas Niedersachsen. Natursch. u. Landespfl. Niedersachs. 13. Hannover, 267 S.
- DU RIETZ, E.G. (1954): Die Mineralbodenwasserzeigergrenze als Grundlage einer natürlichen Zweigliederung der Nord- und Mitteleuropäischen Moore. Vegetatio 5/6, 571-585.
- DULL, R. & L. MEINUNGER (1989): Deutschlands Moose, Teil 1. IDH-Verlag, Bad Münstereifel-Ohlerath, 368 S.
- ECKSTEIN, D. (1989): Dendroökologie - Arbeitsweise mit Beispielen aus der Waldschadensforschung. In: Inst. f. Pflanzenphys. Univ. Graz (Hrsg.): Reaktionen von Pflanzen auf Stress. Graz, 63-73.
- ECKSTEIN, D., HOOGESTEGGER, J. & R.L. HOLMES (1990): Insect-related differences in growth of birch and pine at northern treeline in Swedish Lapland. Holarctic Ecol. 0:0, 1-6.
- ECKSTEIN, D., KRAUSE, C. & J. BAUCH (1989): Dendroecological investigation of spruce trees (*Picea abies* (L.) Karst.) of different damage and canopy classes. Holzforschung 43, 411-417.
- EGGELSMANN, R. (1981): Ökohydrologische Aspekte von anthropogen beeinflussten und unbeeinflussten Mooren Nordwestdeutschlands. Diss., Univ. Oldenburg, 175 S.
- EGGELSMANN, R. & E. KLOSE (1982): Regenerationsversuch auf industriell abgetorfem Hochmoor im Lichtenmoor - erste hydrologische Ergebnisse. Telma 12, 189-206.

- EIGNER, J. (1982): Pflegemaßnahmen für Hochmoore im Regenerationsstadium. Inf. Natursch. Landschaftspfl. 3. Wardenburg, 227-237.
- EIGNER, J. & E. SCHMATZLER (1980): Bedeutung, Schutz und Regeneration von Hochmooren. In: ERZ, W. (Hrsg.): Naturschutz Aktuell Nr. 4. Kilda, Greven, 77 S.
- EIGNER, J. & E. SCHMATZLER (1991): Handbuch des Hochmoorschutzes. Bedeutung - Pflege - Entwicklung. In: ERZ, W. (Hrsg.): Naturschutz Aktuell Nr 4. 2. Aufl., Kilda, Greven, 158 S.
- ELKINGTON, T.T. (1968): Introgressive hybridisation between *Betula nana* L. and *B. pubescens* Ehrh. in North-West Iceland. New Phytol. 67, 109-118.
- ELLENBERG, H. (1977): Stickstoff als Standortfaktor, insbesondere für mitteleuropäische Pflanzengesellschaften. Oecolog. Plant. 12 (1), 1-22.
- ELLENBERG, H. (1982): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. 3. Aufl., Ulmer, Stuttgart, 989 S.
- FAASS, B. (1984): Vegetationsuntersuchungen im NSG Dosenmoor. Unveröff. Dipl.arb., Univ. Kiel, 99 S.
- FEIGE, W. (1977): Verfügbarkeit von Pflanzennährstoffen in organischen Böden. Geol. Jb., F4, 175-201.
- FIRBAS, F. (1949): Spät- und nacheiszeitliche Waldgeschichte Mitteleuropas nördlich der Alpen. 1. Allgemeine Waldgeschichte. Fischer, Jena, 480 S.
- FRANZLE, O. (1981): Erläuterungen zur Geomorphologischen Karte 1:25000 der Bundesrepublik Deutschland GMK 25 Blatt 8, 1826 Bordesholm. Berlin, 45 S.
- FRAHM, J.-P. & W. FREY (1983): Moosflora. Ulmer, Stuttgart, 522 S.
- FRANCKO, D.A. & R.T. HEATH (1983): Abiotic uptake and photodependent release from high-molecular-weight humic-iron complexes in bog lakes. In: CHRISTMAN, R.F. & E.T. GJESSING (Hrsg.): Aquatic and terrestrial humic materials. Ann. Arbor Sci. Publ., Michigan, 467-480.
- FRIMMEL, F.H., GRENZ, R. & E. KORDIK (1988): Phosphor in Fließgewässern und seine analytische Bestimmung. Fresenius Z. Anal. Chemie 331, 253-259.
- FRITTS, H.C. & T.W. SWETNAM (1989): Dendroecology: A tool for evaluating variations in past and present forest environments. Adv. Ecol. Res. 19, 111-189.
- GARCKE, A. (1972): Illustrierte Flora. Deutschland und angrenzende Gebiete. 23. Aufl., Parey, Berlin, Hamburg, 1607 S.
- GARDINER, A.S. (1968): The reputation of birch for soil improvement. A literature review. Research and Development Paper 67. Forestry Commission, London.
- GARDINER, A.S. (1972): A biometric study of leaf variation in some British birch populations. Forestry 45, 37-47.

- GARDINER, A.S. (1984): Taxonomy of infraspecific variation in *Betula pubescens* Ehrh., with particular reference to the Scottish Highlands. Proc. Roy. Soc. Edinb. 85B, 13-26.
- GARDINER, A.S. & N.J. PEARCE (1979): Leaf shape as an indicator of introgression between *Betula pendula* and *B. pubescens*. Trans. Bot. Soc. Edinb. 43, 91-103.
- GIES, T. (1972): Vegetation und Ökologie des Schwarzen Moores (Rhön) unter besonderer Berücksichtigung des Kationengehaltes. Diss. Bot. 20, Lehre, 172 S.
- GILL, C.J. (1975): The ecological significance of adventitious rooting as a response to flooding in woody species, with special reference to *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn. Fibra 164, 85-97.
- GILL, J.A. & A.J. DAVY (1983): Variation and polyploidy within lowland populations of the *Betula pendula* / *B. pubescens* complex. New Phytol. 94 (3), 433-451.
- GIMINGHAM, C.H., (1984): Ecological aspects of birch. Proc. Roy. Soc. Edinb. 85B, 65-72.
- GÖTTLICH, K. (Hrsg., 1990): Moor- und Torfkunde. 3. Aufl., Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 529 S.
- GOOD, J.E.G. & T.G. WILLIAMS (1986): Growth responses of selected clones of birch (*Betula pendula* Roth, *Bet. pub.* Ehrh.) and Willow (*Salix caprea* L., *Salix cinerea* L.) to nitrogen in solution culture. Plant Soil 92 (2), 209-222.
- GOODMAN, G.T. (1968): The role of mineral nutrients in *Eriophorum* communities. II. The effects of added ground limestone upon the availability and uptake of inorganic elements in *Eriophorum angustifolium* community. J. Ecol. 56, 545-564.
- GOODMAN, G.T. & D.F. PERKINS (1968a): The role of mineral nutrients in *Eriophorum* communities. III. Growth response to added inorganic elements in two *Eriophorum vaginatum* communities. J. Ecol. 56, 667-683.
- GOODMAN, G.T. & D.F. PERKINS (1968b): The role of mineral nutrients in *Eriophorum* communities. IV. Potassium supply as a limiting factor in a *Eriophorum vaginatum* community. J. Ecol. 56, 685-696.
- GORHAM, E., EISENREICH, S.J., FORD, J. & M.V. SANTELMANN (1985): The chemistry of bog waters. In: STUMM, W. (Hrsg.): Chemical processes in lakes. Wiley-Interscience, New York, 339-363.
- GORHAM, E., JANSSENS, J.A., WHEELER, G.A. & P.H. GLASER (1987): The natural and anthropogenic acidification of peatlands. In: HUTCHINSON, T.C. & K.M. MEEMA (Hrsg.): Effects of atmospheric pollutants on forests, wetlands and agricultural ecosystems. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 493-512.

- GREGUSS, P. (1959): Holzanatomie der Europäischen Laubhölzer und Sträucher. Akademiai Kiadó, Budapest, 330 S.
- GRIPP, K. (1954): Die Entstehung der Landschaft Ost-Schleswigs vom Dänischen Wohld bis Alsen. Meyniana, Veröff. Geol. Inst. Univ. Kiel 2, 81-123.
- GROOTJANS, A.P., SCHIPPER, P.C. & H.J.v.d. WINDT (1986): Influence of drainage on N-mineralization and vegetation response in wet meadows. II. Cirsio-Molinietum stands. Acta Oecolog., Oecol. Plant. 7 (21), Nr. 1, 3-14.
- GROSPIETSCH, T. (1953): Rhizopodenanalytische Untersuchungen an Mooren Ostholsteins. Arch. Hydrobiol. 47 (3), 321-452.
- GROSSE-BRAUCKMANN, G. (1963): Zur Alterszusammensetzung von Torfen. Ber. Deutsch. Bot. Ges. 76, 22-37.
- GROSSE-BRAUCKMANN, G. (1969): Zur Zonierung und Sukzession im Randgebiet eines Hochmoors. Vegetatio 17, 325-341.
- GROSSE-BRAUCKMANN, G. (1972): Über pflanzliche Makrofossilien mitteleuropäischer Torfe. I. Gewebereste krautiger Pflanzen und ihre Merkmale. Telma 2, 19-55.
- GROSSE-BRAUCKMANN, G. (1974): Über pflanzliche Makrofossilien mitteleuropäischer Torfe. II. Weitere Reste (Früchte und Samen, Moose u.a.) und ihre Bestimmungsmöglichkeiten. Telma 4, 51-117.
- GROSSE-BRAUCKMANN, G. (1990): Ablagerungen der Moore. In: GÖTTLICH, K. (Hrsg.): Moor- und Torfkunde. 3. Aufl., Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 175-236.
- GROSSMANN, A. (1985): Die höheren Pflanzen und Moose des Bannwaldes 'Waldmoor-Torfstich', ihre Vergesellschaftung und ihre Standorte. Waldschutzgebiete 3, Mitt. d. Forstl. Vers.- u. Forsch.anst. Baden-Württ.
- GUNNARSSON, G. (1925): Monografi over Skandinaviens Betula. Bot. Arkiv, Arlöv.
- HAMET-AHTI, L. (1987): Mountain birch and mountain birch woodland in NW-Europe. Phytocoenologia 15, 449-453.
- HARDTLE, W. (1989): Potentielle natürliche Vegetation. Ein Beitrag zur Kartierungsmethode am Beispiel der Topographischen Karte 1623 Owschlag. Mitt. AG. Geobot. Schlesw.-Holst. u. Hamb. 40. Kiel, 72 S.
- HANSEN, B., JENSEN, J. & G.S. MOGENSEN (1978): Botanical studies in Gammelmose 1960-1977. Vegetation and ecology. Botanisk Tidsskrift 73 (1), 1-19.
- HARTMANN, K. (1974): Mitteleuropäische Wälder. Zur Einführung in die Waldgesellschaften des Mittelgebirgsraumes in ihrer Bedeutung für Forstwirtschaft und Umwelt. Fischer, Stuttgart, 214 S.

- HAYATI, A.A. & M.C.F. PROCTOR (1991): Limiting nutrients in acid-mire vegetation: Peat and plant analyses and experiments on plant responses to added nutrients. *J. Ecol.* 79, 75-95.
- HEAL, O.W., LATTEY, P.M. & G. HOWSON (1978): A study of the rates of decomposition of organic matter. In: HEAL, O.W. & D.F. PERKINS (Hrsg.): *Production ecology of british moors and montane grasslands*. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 136-159.
- HEGI, G. (1981): *Illustrierte Flora von Mitteleuropa*. III, Teil 1. 3. Aufl., Parey, Berlin, Hamburg, 141-162.
- HELLIWELL, D.R. & A.F. HARRISON (1979): Effects of light and weed competition on the growth of seedlings of four tree species on a range of soils. *Q. J. For.* 73, 160-171.
- HENRION, I. (1989): Langfristige natürliche Wachstums- und Regenerationsprozesse in Mooren des Oberharzes. *Telma*, Beih. 2, 365-380.
- HÖLZER, A. (1977): Vegetationskundliche und ökologische Untersuchungen im Blindensee-Moor bei Schonach (Mittlerer Schwarzwald) unter besonderer Berücksichtigung des Kationengehaltes. *Diss. Bot.* 36. Vaduz, 195 S.
- HÖLZER, A. (1982): Beziehungen zwischen chemischen Parametern des Moorwassers und Pflanzen in den Biberkessel-Mooren an der Hornisgrinde (Nordschwarzwald). *Telma* 12, 37-46.
- HUECK, K. (1929): Die Vegetation und die Entwicklungsgeschichte des Hochmoores am Plötzendiebel (Uckermark). *Beiträge zur Naturdenkmalpflege* 13 (1). Berlin-Lichterfelde, 230 S.
- HUIKARI, O. (1954): Experiments on the effect of anaerobic media upon birch, pine and spruce seedlings. *Comm. Inst. For. Fenn.* 42 (5), 1-12.
- HUIKARI, O. (1959): Metsäojitettujen turvemaiden vesitaloudesta (On the water management of forest drained peat soils). *Comm. Inst. For. Fenn.* 51 (2), 1-45.
- INGESTAD, T. (1957): Studies on the nutrition of forest tree seedlings. I. Mineral nutrition of birch (*Betula verrucosa*). *Physiol. Plant.* 10, 418-439.
- INGESTAD, T. (1970): A definition of optimum nutrient requirements in birch seedlings. I. *Physiol. Plant.* 23, 1127-1138.
- INGESTAD, T. (1971): A definition of optimum nutrient requirements in birch seedlings. II. *Physiol. Plant.* 24, 118-125.
- INGESTAD, T. (1979): Nitrogen stress in birch seedlings. I: Growth technique and growth. *Physiol. Plant.* 45, 137-148.
- INGESTAD, T. (1981): Nutrition and growth of birch and grey alder seedlings in low conductivity solutions and at varied relative rates of nutrient addition. *Physiol. Plant* 52, 454-466.

- INGRAM, H.A.P. (1983): Hydrology. In: GORE, A.J.P. (Hrsg.): Ecosystems of the world, 4A: Mires: Swamp, bog, fen and moor. Elsevier, Amsterdam, 67-158
- IVERSEN, J. (1942): En pollenanalytisk Tidvaestelse af Terkvandslagene ved Norre Lyngby. Med Bemaerkinger om de senglaciale Naturforhold in Danmark. Medd. dansk geol. Foren. 10 (2), 130-151.
- JAHNS, W. (1969): Torfmoosgesellschaften der Esterweger Dose. Schr.reihe Veg.kunde 4. Bad Godesberg, 23-74.
- JECKEL, G. (1986): Grundwasser-Ganglinien unter verschiedenen Pflanzengesellschaften in nordwestdeutschen Heidemooren. Tuexenia 6, 195-204.
- JENSEN, U. (1961): Die Vegetation des Sonnenberger Moores im Oberharz und ihre ökologischen Bedingungen. Schr.reihe Natursch. Landsch.pfl. Niedersachs. 1, Hannover, 85 S.
- JENSEN, U. (1987): Die Moore des Hochharzes. Allgemeiner Teil. Schr.reihe Natursch. Landsch.pfl. Niedersachs. 15, Hannover, 93 S.
- JENSEN, U. (1990): Die Moore des Hochharzes. Spezieller Teil. Schr.reihe Natursch. Landsch.pfl. Niedersachs. 23, Hannover, 118 S.
- JENSEN-HUSS, K. (1990): Raumzeitliche Analyse atmosphärischer Stoffeinträge in Schleswig-Holstein und deren ökologische Bewertung. Diss., Univ. Kiel, 75 S.
- JENTYS-SZAFEROWA, J. (1950): Analysis of the collective species *Betula alba* L. on the basis of leaf measurements. Part 2: *Betula pubescens* Ehrh., *B. tortuosa* Ledeb., *B. carpatica* Waldst. et Kit. Bull. Int. de L'Acad. Polon. Sci. Lettr., Ser. B.1., 1-63.
- JESCHKE, L. LANGE, E. & W. WESTHUS (1989): Zur Vegetationsgeschichte und zur Genese der Torflager im NSG 'Sonder' - Nördliches Thüringer Becken -. Flora 183, 177-188.
- JOHNSON, L.C. & A.W.H. DAMMAN (1991): Species-controlled Sphagnum decay on a South Swedish raised bog. Oikos 61, 234-242.
- JUNGJOHANN, H.-E. (1953): Über die Regeneration des Kaltenhofer Moores. Ein Beitrag zur Moor- und Vegetationskunde Schleswig-Holsteins. Unveröff. Staatsex.arb., Univ. Kiel, 92 S.
- KAMMER, G. (1992): Untersuchungen zur Biologie von Desmidiaceen im Dosenmoor (Schleswig-Holstein). Unveröff. Dipl.arb., Univ. Kiel, 99 S.
- KAULE, G. (1974): Die Übergangs- und Hochmoore Süddeutschlands und der Vogesen. Diss. Bot. 27. Lehre, 345 S.
- KAUNISTO, S. (1972): Lannoituksen vaikutus instutuksen onnistumiseen ja luonnontaimien määrään rahkanevalla. Tuloksia kivisuon koekentältä (Effect of fertilization on the success of planting, and the number of self-sown seedlings on a Sphagnum fuscum bog at Kivisuo Experimental Field). Folia For. 139, 1-11.

- KAZDA, J. (1984): Zur Mikrobiologie des Hochmoores mit besonderer Berücksichtigung von Mykobakterien. Christiana Albertina, N.F. 19. Kiel, 41-42.
- KENWORTHY, J.B., ASTON, D. & S.A. BUCKNALL (1972): A study of hybrids between *Betula pubescens* Ehrh. and *B. nana* L. from Sutherland - an integrated approach. Trans. Bot. Soc. Edinb. 41, 517-539.
- KINNAIRD, J.W. (1974): Effect of site condition on the regeneration of birch (*Betula pendula* ROTH and *Betula pubescens* EHRH.). J. Ecol. 62, 467-474.
- KINZEL, H. (1982): Pflanzenökologie und Mineralstoffwechsel. Ulmer, Stuttgart, 534 S.
- KIRCHHOFF, M. (1989): Untersuchungen zur Umweltbelastung durch Schwermetalle: Akkumulation, Deposition, Verteilung und physiologische Wirkung auf Sphagnen. Diss., Univ. Kiel, 208 S.
- KLINGER, P.U. (1985): Die derzeitige Vegetation der Hochfläche des Weißen Moores bei Heide. Kieler Notizen zur Pfl.kunde in Schlesw.-Holst. u. Hamb. 17 (1), 9-46.
- KLÖTZLI, F. (1969): Zur Ökologie schweizerischer Bruchwälder unter besonderer Berücksichtigung des Waldreservates Moos bei Birmensdorf und des Katzenses. Ber. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, 39. Zürich, 56-123.
- KRUSSMANN, G. (1976): Handbuch der Laubholzkunde, Bd. 1, A-D. 2. Aufl., Parey, Berlin, Hamburg, 486 S.
- KUBIENA, W.L. (1953): Bestimmungsbuch und Systematik der Böden Europas. Enke, Stuttgart, 392 S.
- KUSTER, E. (1990): Mikrobiologie von Moor und Torf. In: GÖTTLICH, K. (Hrsg.): Moor- und Torfkunde. 3. Aufl., Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 262-271.
- KULLMAN, L. (1979): Change and stability in the altitude of the birch tree-limit in the southern Swedish Scandes 1915-1975. Acta phytogeogr. suec. 65, 121 S.
- KULLMANN, L. (1986): Demography of *Betula pubescens* ssp. *tortuosa* sown in contrasting habitats close to the birch tree-limit in Central Sweden. Vegetatio 65 (1), 13-20.
- KULLMANN, L. (1989): Recent retrogression of the forest alpin tundra ecotone (*Betula pubescens* EHRH. ssp. *tortuosa* (Ledeb.) Nyman) in the Scandes mountains, sweden. J. Biogeogr. 16 (1), 83-90.
- KUNTZE, H., BARTELS, R. & B. SCHEFFER (1990): Zum Einfluß des pH-Wertes auf die Bodeneigenschaften Deutscher Hochmoorkulturen. Auswertung eines 60-jährigen Dauerversuches im Königsmoor, Niedersachsen (1927-1988). Telma 20, 221-250.
- LANGE, H. (1954): Es ist pollenanalytisch zu untersuchen, ob und wie weit die Ablagerungen des Kaltenhofer-Moores im Dänischen Wohld bis in die spätglaziale Zeit zurückreichen. Unveröff. Staatsex.arb., Univ. Kiel, 36 S

- LEE, J.A., PRESS, M.C., WOODIN, S. & P. FERGUSON (1987): Responses to acidic deposition in ombrotrophic mires in the U.K. In: HUTCHINSON, T.C. & K.M. MEEMA (Hrsg.): Effects of atmospheric pollutants on forests, wetlands and agricultural ecosystems. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 549-561.
- LEVISOHN, I. (1956): Growth stimulation of forest tree seedlings by the activity of free-living mycorrhizal mycelia. *Forestry* 29, 53-59.
- LÖTSCHERT, W. & T. GIES (1973): Untersuchungen über den Kationengehalt im Hochmoor. II: Jahreszeitliche Veränderungen und Einfluß der Sphagnumvegetation. *Flora*, 162, 244-268.
- LOHMEYER, W. & U. BOHN (1972): Karpatenbirkenwälder als kennzeichnende Gehölzgesellschaften der Hohen Rhön und ihre Schutzwürdigkeit. *Natur u. Landsch.* 47 (7), 196-200.
- LONGMAN, K.A. (1984): Physiological studies of birch. *Proc. Roy. Soc. Edinb.* 85B, 97-113.
- LÜTKE TWENHÖVEN, F. (1992): Untersuchungen zur Wirkung stickstoffhaltiger Niederschläge auf die Vegetation von Hochmooren. Diss., Univ. Kiel, 142 S.
- LÜTT, S. (1988): Vegetationskundliche Untersuchungen im Salemer Moor unter besonderer Berücksichtigung des Naturschutzes. Unveröff. Dipl.arb., Univ. Kiel, 110 S.
- LÜTT, S. (1990): Die Vegetation der Schwarzen Kuhle. *Kieler Notizen zur Pfl.kunde in Schlesw.- Holst. u. Hamb.* 20 (2), 29-66.
- LÜTT, S. (1992): Produktionsbiologische Untersuchungen zur Sukzession der Torfstichvegetation in Schleswig-Holstein. *Mitt. AG. Geobot. Schlesw.-Holst. u. Hamb.* 43, 250 S.
- LUTZ, J.H. (1959): Zur Mooraufforstung. *Mitt. Landkultur, Moor- u. Torfwirtschaft* 7, 61-86.
- LUTZ, J.L. & G. TRAITTEUR-RONDE (1965): Über Zusammenhänge im Artbestand von Pflanzen, Bodenkleintieren und Mikroben des Hochmoores, nebst ökologischen Ausblicken. In: Tüxen, R. (Hrsg): *Biosoziologie. Ber. Int. Sympos. Stolzenau/Weser* (1960) 4, 215-223.
- MACHAN-LASSNER, A. & G.M. STEINER (1989): Vegetationsökologische Untersuchungen im Moorkomplex der Meloner Au (niederösterreichisches Waldviertel) als Grundlage für die Entwicklung von Naturschutzstrategien. *Flora* 182, 153-185.
- MÄLKÖNEN, E. (1977): Annual primary production and nutrient cycling in a birch stand. *Commun. Inst. For. Fenn.* 91 (5), 1-35.
- MALMER, N. (1988): Patterns in the growth and the accumulation of inorganic constituents in the Sphagnum cover on ombrotrophic bogs in Scandinavia. *Oikos* 53, 105-120.

- MALMER, N. (1990): Constant or increasing nitrogen concentrations in Sphagnum mosses in Southern Sweden during the last few decades. *Aquilo Ser. Bot.* 28, 57-65.
- MALMER, N. & E. HOLM (1984): Variation in the C/N quotient of peat in relation to decomposition rate and age determination with ^{210}Pb . *Oikos* 43, 171-182.
- MANG, F.W.C. (1989): Eine kleine Birkenkunde für Norddeutschland. Unveröff. Polykopie eines Vortrages, gehalten am 16.12.89 in Trappenkamp.
- MARKULLA, J. (1981): Maaperäeläinten vertikaalijakauma luonnonti-laisella ja ojitetulla keidasrämeeellä (Vertical distribution of soil animals in a virgin and drained raised bog). *Suo* 32 (4-5), 126-129.
- MARTIN, C. (1990): Die Vegetation des Tetenhusener Moores. Unveröff. Dipl.arb., Univ. Kiel, 67 S.
- MARTIN, N.J. & A.J. HOLDING (1978): Nutrient availability and other factors limiting microbial activity in the blanket peat. In: HEAL, O.W. & D.F. PERKINS (Hrsg.): *Production ecology of british moors and montane grasslands*. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 113-135.
- MATUSZKIEWICZ, W. (1963): Zur systematischen Auffassung der oligotrophen Bruchwaldgesellschaften im Osten der Pommerschen Seenplatte. *Mitt. Flor.-Soz. Arbeitsgem. N.F.* 10, 149-155.
- MERIAUX, J.-L., SCHUMACKER, R., TOMBAL, P. & P. DE ZUTTERE (1980): Contribution à l'étude des boulaies à sphaignes dans le Nord de la France, l'Île-de-France et les Ardennes. In: GEHU, J.-M. (Hrsg.): *La végétation des sols tourbeux. Colloques phytosociologiques* 7, Lille 1978. Vaduz, 477-494.
- MILES, J. (1981): Effects of birch on moorlands. *Inst. of Terr. Ecol., Cambridge*, 18 S.
- MILES, J. & J.W. KINNAIRD (1979): The establishment and regeneration of birch, juniper and Scots pine in the Scottish Highlands. *Scot. For.* 33, 102-119.
- MILES, J. & W.F. YOUNG (1980): The effects on heathland and moorland soils in Scotland and northern England following colonization by birch (*Betula* spp.). *Bull. Ecol.* 11 (3), 233-242.
- MILLER, H.G. (1984): Nutrient cycles in birchwoods. *Proc. Roy. Soc. Edinb.* 85B, 83-96.
- MITSCHERLICH, G. (1970): *Wald, Wachstum und Umwelt. Eine Einführung in die ökologischen Grundlagen des Waldwachstums*. 1. Band: Form und Wachstum von Baum und Bestand. 2.Aufl., Sauerländer, Frankfurt/Main, 145 S.
- MÜLLER, K. (1965): Zur Flora und Vegetation der Hochmoore des nordwestdeutschen Flachlandes. *Schr. Naturw. Ver. Schlesw.-Holst.* 36. Kiel, 30-77.

- MÜLLER, K. (1968): Ökologisch-vegetationskundliche Untersuchungen in ostfriesischen Hochmooren. Ber. Dtsch. Bot. Ges. 81 (6), 221-237.
- MÜLLER, K. (1973): Ökologische und vegetationsgeschichtliche Untersuchungen an Niedermoorpflanzen-Standorten des ombrotrophen Moores unter besonderer Berücksichtigung seiner Kolke und Seen in NW-Deutschland. Beitr. Biol. Pflanzen 49, 147-235.
- MÜLLER, K. (1976): Zur Frage der Mineralbodenwasserzeiger auf ombrogenen Moorkomplexen. Beitr. Biol. Pflanzen 52, 311-318.
- MÜLLER, K. (1980): Versuche zur Regeneration von Hochmooren. Telma 10, 197-204.
- MÜLLER, K. (1981): Untersuchungen zur Regeneration von Hochmooren in Nordwestdeutschland. In: Gestörte Ökosysteme und Möglichkeiten ihrer Renaturierung. Daten und Dokumente zum Umweltschutz 31. Stuttgart-Hohenheim, 97-106.
- MÜLLER, K. (1985): Das Dosenmoor - ein großes regenerierendes Plateauhochmoor in der Jungmoräne. In: MEIER, O.G. (Hrsg.): Die Naturschutzgebiete des Kreises Rendsburg-Eckernförde und der Stadt Neumünster. Boyens, Heide, 27-38.
- NATHO, G. (1964): Stand und Problematik der *Betula*-Taxonomie in Mitteleuropa. Biol. Zentr.bl. 83, 189-195.
- NIEMANN, E. (1963): Beziehungen zwischen Vegetation und Grundwasser. Ein Beitrag zur Präzisierung des ökologischen Zeigerwertes von Pflanze und Pflanzengesellschaft. Arch. Natursch. Landsch.forsch. 3 (1), 3-36.
- NIEMANN, E. (1973): Grundwasser und Vegetationsgefüge; Grundwasser-dauerlinien-Koinzidenzmethode und Dauerlinien-Variabilitätsdiagramm im Rahmen ökologischer Untersuchungen an grundwasserbeeinflussten Vegetationseinheiten. Nova Acta Leopoldina Suppl. 6 (38). Leipzig, 172 S.
- NOIRFALISE, A., DETHIOUX, M. & P. DE ZUTTERE (1973): Les bois de bouleau pubescent en haute Belgique (*Vaccinio-Betuletum pubescentis*). Bull. Rech. Agron. Gembloux 6 (1/2), 203-217.
- OBERDORFER, E. (1983): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. 5. Aufl., Ulmer, Stuttgart, 1051 S.
- OBERDORFER, E. (1987): Süddeutsche Wald- und Gebüschgesellschaften im europäischen Rahmen. Tuexenia 7, 459-468.
- OHLSON, M. (1987): Spatial variation in decomposition rate of *Carex rostrata* leaves on a Swedish mire. J. Ecol. 75, 1191-1197.
- OHLSON, M. & B. DAHLBERG (1991): Rate of peat increment in hummock and lawn communities on Swedish mires during the last 150 years. Oikos 61 (3), 369-378.
- OVERBECK, F. (1975): Botanisch-geologische Moorkunde. Wachholtz, Neumünster, 719 S.

- OVINGTON, J.D. (1953): Studies of the development of woodland conditions under different trees. I. Soils pH. *J. Ecol.* 41, 13-34.
- OVINGTON, J.D. & H.A.I. MADGWICK (1959): The growth and composition of natural stands of birch. *Plant Soil.* 10, 271-283.
- PAAVILAINEN, E. & M. NORLAMO (1975): Effect of various nitrogen fertilizers on the initial development of birch, spruce and pine. *Commun. Inst. For. Fenn.* 86 (2), 37 S.
- PASSARGE, H. (1961): Beobachtungen über Pflanzengesellschaften der Moore im Bezirk Gdansk (Danzig): *Feddes Rep. Beih.* 139, 233-250.
- PASSARGE, H. & G. HOFMANN (1968): Pflanzengesellschaften des nordost-deutschen Flachlandes II. In: Bundesamt f. Veg.kunde, Natursch. u. Landsch.pflege u. Dt. Akademie f. Landwirtsch.wissensch., Inst. f. Landesforsch. u. Natursch. (Hrsg.): *Pflanzensoziologie. Eine Reihe vegetationskundlicher Gebietsmonographien* 16. Fischer, Jena, 296 S.
- PAUCKE, H., KAUSMANN, U. & B. SCHMIDT (1980): Zur Beeinflussung von Wachstums- und Zuwachsprozessen in Wäldern durch Immissionen. *Arch. Natursch. u. Landsch.forsch.* 20 (4), 177-186.
- PELHAM, J., GARDINER, A.S., SMITH, R.J. & F.F. LAST (1984): Variation in, and reproductive capacity of, *Betula pendula* and *Betula pubescens*. *Proc. Roy. Soc. Edinb.* 85B, 27-41.
- PELHAM, J., GARDINER, A.S., SMITH, R.J. & F.F. LAST (1988): Variation in *Betula pubescens* Ehrh. (Betulaceae) in Scotland - its nature and association with environmental factors. *Bot. J. Lin. Soc.* 96 (3), 217-234.
- PELHAM, J. & P.A. MASON (1981): Nutritional variants of birch. In: LAST, F.T. & A.S. GARDINER (Hrsg.): *Forest and woodland ecology. ITE Symposium No. 8, Inst. Terr. Ecol., Cambridge*, 75-88.
- PERALA, D.A. & A.A. ALM (1990): Reproductive ecology of birch - a review. *For. Ecol. Management* 32 (1), 1-38.
- PFADENHAUER, J. (1989): Renaturierung von Torfabbauflächen in Hochmooren des Alpenvorlandes. *Telma, Beih.* 2, 313-330.
- PFADENHAUER, J. & M. KINBERGER (1985): Torfabbau und Vegetationsentwicklung im Kulbinger Filz (Region Südostbayern). *Ber. ANL.* 9, 37-44.
- POSCHLOD, P. (1988): Vegetationsentwicklung ehemaliger Torfabbaugebiete in Hochmooren des bayerischen Alpenvorlandes. *Tuexenia* 8, 31-53.
- POSCHLOD, P. (1990): Vegetationsentwicklung in abgetorften Hochmooren des bayerischen Alpenvorlandes unter besonderer Berücksichtigung standortkundlicher und populationsbiologischer Faktoren. *Diss. Bot.* 152. Berlin, Stuttgart, 331 S.
- PUFFE, D. & G. GROSSE-BRAUCKMANN (1963): Mikromorphologische Untersuchungen an Torfen. *Z. Kulturtechn.* 4, 159-188.

- RAABE, E.W. (1982): Das Hochmoor als Naturschutzproblem in Schleswig-Holstein. Z. f. Natur- u. Landeskunde v. Schlesw.-Holst. u. Hamb. 89 (2/3), 49-57.
- RAABE, E.W. (1987): Atlas der Flora Schleswig-Holsteins und Hamburgs. DIERSSEN, K. & U. MIERWALD (Hrsg.), Wachholtz, Neumünster, 654 S.
- REICHELDT, G. & O. WILMANN (1973): Vegetationsgeographie. Westermann, Braunschweig, 210 S.
- REIMANN, S. (1989): Entwicklung des Wasserhaushalts und der Hochmoorvegetation im Zuge der Renaturierungsmaßnahmen im Roten Moor (Hohe Röhn). Telma, Beih. 2, 77-98.
- RINGLER, A. (1989): Zur Naturschutzbedeutung aufgelassener Torfabbauflächen im Alpenvorland: Beobachtungen zur Flächenrelevanz, Vegetationsentwicklung und floristischen Bedeutung. Telma, Beih. 2, 331-363.
- ROSSWALL, T. & U. GRANHALL (1980): Nitrogen cycling in a subarctic ombrotrophic mire. In: SONESSON, M. (Hrsg.): Ecology of a subarctic mire. Ecol. Bull. 30. Stockholm, 209-234.
- ROTHMALER, W. (1982): Exkursionsflora für die Gebiete der DDR und der BRD. Band 4, Kritischer Band. 5. Aufl., Volk und Wissen, Berlin, 811 S.
- RUDOLPH, H. & K. BREHM (1965): Kationenaufnahme durch Ionenaustausch? Neue Gesichtspunkte zur Frage der Ernährungsphysiologie der Sphagnen. Ber. Dtsch. Bot. Ges. 78, 484-491.
- RUDOLPH, H., DEISING, H. & U. VOIGT (1987): The tolerance of raised bog Sphagnum species in respect to inorganic nitrogen. In: Proc. IAB Conference of Bryology, Aug. 1985. Symp. Hung. 35. Budapest, 71-80.
- RUDOLPH, H. & U. VOIGT (1986): Effects of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ on growth and metabolism of Sphagnum magellanicum. Physiol. Plant. 66, 339-343.
- RUNDE, K.G. (1880): Statistik der Moore in der Provinz Schleswig-Holstein inklusive Lauenburg. Kanzler, Berlin, 154 S.
- RUNDESHAGEN, E. (1950): Pflanzenverzeichnis des Dänischen Wohlds. Mitt. AG. Floristik Schlesw.-Holst. u. Hamb. 2. Kiel, 36 S.
- RUUHIJARVI, R. (1983): Finish mire types. In: Gore, A.J.P. (Hrsg.): Ecosystems of the world, 4B: Mires: Swamp, bog, fen and moor. Elsevier, Amsterdam, 47-68.
- SACHS, L. (1984): Angewandte Statistik. Anwendung statistischer Methoden. 6. Aufl., Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 298 S.
- SACHS, L. (1988): Statistische Methoden: Planung und Auswertung. 6. Aufl., Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 552 S.
- SAEBO, S. (1973): The autecology of *Rubus chamaemorus* L. III.: Some aspects of calcium and magnesium nutrition of *Rubus chamaemorus* in an ombrotrophic mire. Meldinger fra Norges Landbrukshogskole 52 (5), 1-91.

- SARVAS, R. (1948): Tutkimuksia koiron uudistumisesta eteläsuomessa (A study of the regeneration of birch in south Finland). *Commun. Inst. For. Fenn.* 35 (4), 1-91.
- SCHACHTSCHABEL, P., BLUME, H.-P., HARTGE, K.-H. & U. SCHWERTMANN (1984): *Lehrbuch der Bodenkunde*. 11. Aufl., Enke, Stuttgart, 443 S.
- SCHEFFER, B. (1977): Stickstoff- und Phosphorverlagerung in nordwestdeutschen Niederungsböden und Gewässerbelastung. *Geol. Jb.*, F4, 203-245.
- SCHEFFER, F., ULRICH, B. & J.H. BENZLER (1960): Die Bestimmung von Phosphorsäure und Kieselsäure als Molybdänblau. *Ldw. Forsch.* 13, 191-201.
- SCHMATZLER, E. (1981): Untersuchungen niedersächsischer Hochmoore zur Beurteilung ihrer Schutzwürdigkeit für den Naturschutz einschließlich einer Bestandsaufnahme und Bewertung aller noch verbliebenen naturnahen Hochmoorflächen in Niedersachsen. *Archiv Niedersächs. Land.verwalt.amt., Fachbehörde f. Natursch., Hannover*.
- SCHMATZLER, E. & J. TUXEN (1980): Wiedervernässung und Regeneration von niedersächsischen Hochmooren in ihrer Bedeutung für den Naturschutz. *Telma* 10, 159-171.
- SCHMEIDL, H. (1978): Natürliche Moorwaldbestände im südostbayrischen Raum. *Telma* 8, 193-196.
- SCHMIDT, E. (1963): Biologisch-ökologische Untersuchungen an Hochmoorlibellen (Odonata). *Diss., Univ. Kiel*, 80 S.
- SCHMITZ, H. (1952): Moortypen in Schleswig-Holstein. *Schr. Naturwiss. Ver. Schlesw.-Holst.* 26 (1). Kiel, 64-68.
- SCHNEEBELI, M. (1988): Die Regeneration des Hochmoores Turbenriet - Gamperfin, Gemeinde Grabs SG. *Ber. Bot.-Zool. Ges. Liechtenstein-Sargans-Werdenberg* 17, 101-223.
- SCHNEEBELI, M. (1989): Zusammenhänge zwischen Moorzustand und hydraulischer Durchlässigkeit und ihre Anwendung auf den Regenerationsprozess. *Telma, Beih.* 2, 257-264.
- SCHNEEBELI, M. (1991): Hydrologie und Dynamik der Hochmoorentwicklung. *Diss. ETH Zürich*, 133 S.
- SCHNUG, E. (1985): *Praktikum der Pflanzenernährung*. Unveröff. Polykopia am Inst. Pflernähr. u. Bodenkunde, Univ. Kiel, 60 S.
- SCHÖNERT, T. (1989): Die Bruchwald-Gesellschaften der Schneifel (Westliche Hocheifel) und ihre Standortbedingungen. Teil I: Floristisch-pflanzensoziologische Untersuchungen. *Tuexenia* 9, 417-430.
- SCHOLLE, D. (1991): Vegetationskundliche Untersuchungen im Raum Bornhöved und deren Auswertung mit Hilfe eines "Geographischen Informationssystems (GIS)". Unveröff. Dipl.arb., Univ. des Saarlandes, 66 S.

- SCHOUWENAARS, J. (1982): Maßnahmen im Wasserhaushalt der niederländischen Hochmoorreste - Zur Kenntnis der Anforderungen für eine Hochmoorregeneration. *Telma* 12, 219-234.
- SCHRAUTZER, J. (1988): Pflanzensoziologische und standörtliche Charakteristik von Seggenriedern und Feuchtwiesen in Schleswig-Holstein. *Mitt. AG. Geobot. Schlesw.-Holst. u. Hamb.* 38. Kiel, 189 S.
- SCHRAUTZER, J., HÄRDTLE, W., HEMPRICH, G. & C. WIEBE (1991): Zur Synökologie und Synsystematik gestörter Erlenwälder im Gebiet der Bornhöveder Seenkette (Schleswig-Holstein). *Tuexenia* 11, 293-307.
- SCHROETER, S. (1992): Untersuchungen zur Diatomeenflora von Hochmooren unter besonderer Berücksichtigung von Norddeutschland. Diss. in Vorbereitung, Univ. Kiel.
- SCHUCH, M., WALTER, L. & W. MEINDL (1986): Die Moorkommen Bayerns und ihr derzeitiger Zustand. *Telma* 16, 11-21.
- SCHULZ-EPPERS, J. (1978): Zur Desmidiaceenflora und Ökologie dreier Hochmoore Schleswig-Holsteins. Unveröff. Staatsex.arb., Univ. Kiel, 123 S.
- SCHUSCHAN, A. (1989): Pollenanalytische Untersuchungen an einer postglazialen Kernfolge aus dem Dosenmoor bei Einfeld. Unveröff. Dipl.arb., Univ. Kiel, 38 S.
- SCHWAAR, J. (1980): Sind die hygro- und xeroklinen Phasen der Hochmoorbildung (OVERBECK) und bestimmte Phasen der Niedermoorbildung synchrone Vorgänge gleicher Ursache? Ein Beitrag zu einem wenig beachteten Problem. In: WILMANN, O. & R. TUXEN, (Hrsg.): *Epharmonie*. Ber. Int. Sympos. Int. Verein. Veg.kunde, Rinteln 1979. Cramer, Vaduz, 95-119.
- SCHWAAR, J. (1982): Rezenten und subfossile Birkenbruchwälder in Nordwestdeutschland. *Tuexenia* 2, 163-172.
- SCHWAAR, J. (1989): Syndynamik von Schilfröhrichten, Großseggensümpfen, Erlenbruchwäldern und anderen Feuchtgesellschaften. *Phytocoenologia* 17 (4), 507-568.
- SCHWEINGRUBER, F.H. (1980): Dichteschwankungen in Jahrringen von Nadelhölzern in Beziehung zu klimatisch-ökologischen Faktoren, oder das Problem der falschen Jahrringe. *Ber. eidg. Anst. forstl. Vers.wesen* 213, 35 S.
- SCHWEINGRUBER, H.F. (1983): Der Jahrring: Standort, Methodik, Zeit und Klima in der Dendrochronologie. Haupt, Bern, Stuttgart, 234 S.
- SCHWEINGRUBER, F.H. (1986): Abrupt growth changes in conifers. *IAWA Bull. n.s.* 7 (4), 277-283.
- SEGEBERG, H. (1962): Vorausberechnung der auf Moorkulturen durch den Schwund von Torfsubstanz zu erwartenden Höhenverluste. *Z. Kultur-techn.* 3, 356-367.

- SEIFERT, G. (1954): Das mikroskopische Korngefüge des Geschiebemergels als Abbild der Eisbewegung, zugleich Geschichte des Eisabbaus in Fehmarn, Ost-Wagrien und dem Dänischen Wohld. Meyniana, Veröff. Geol. Inst. Univ. Kiel 2, 124-190.
- SIKORA, L.J. & D.R. KEENEY (1983): Further aspects of soil chemistry under anaerobic conditions. In: A.J.P. GORE (Hrsg.): Ecosystems of the world. 4A: Mires: Swamp, bog, fen and moor. Elsevier, Amsterdam, 247-256.
- SIMON, E. (1986): Zur Biologie sphagnicoler Basidiomyceten. Diss., Univ. Kiel, 192 S.
- SJÖRS, H. (1950): On the relation between vegetation and electrolyts in north Swedish mire waters. Oikos 2, 241-258.
- SMITH, M.J. & D.H.W. WALTON (1986): Decomposition of grass and moss litter in subantarctic tundra. Pedobiologia 29, 193-200.
- SMITH, R.T. & J.A. TAYLOR (1989): Biopedological processes in the inception of peat formation. Int. Peat J. 3, 1-24.
- SONESSON, M. (Hrsg., 1973): Progress Report 1972. IBP Swedish Tundra Biome Project, Tech. Rep. 14: 66-74.
- SONESSON, M. & J. HOOGESTEGGER (1983): Recent tree-line dynamics (*Betula pubescens* Ehrh. ssp. *tortuosa* (Ledeb.) Nyman) in Northern Sweden. Nordica 47, 47-54.
- STEINBERG, G. & G.F. BALTES (1984): Influence of metal compounds on Fulvic Acid/Molybdenium Blue reactive phosphate associations. Arch. Hydrobiol. 100, 61-71.
- STEINBERG, C. & A. SCHRIMPF (1980): Phosphoranalytik - ein gelöstes Problem? Vom Wasser 55, 295-302.
- STERBA, H. (1986): Methoden der Zuwachsuntersuchung im Zusammenhang mit dem Waldsterben. Forstl. Umschau 29, 85-93.
- STÖCKER, G. (1967): Der Karpatenbirken-Fichtenwald des Hochharzes. Pfl.soziol. 15, 1-123.
- STRAKA, H. (1975): Pollen- und Sporenkunde. Eine Einführung in die Palynologie. Fischer, Stuttgart, 238 S.
- SUCCOW, M. (1988): Landschaftsökologische Moorkunde. Bornträger, Berlin, Stuttgart, 340 S.
- SVENSSON, B.H. (1980): Carbon dioxide and methane fluxes from the ombrotrophic parts of a subarctic mire. In: SONESSON, M. (Hrsg.): Ecology of a subarctic mire. Ecol. Bull. 30. Stockholm, 235-250.
- TAMM, C.O. (1954): Some observations on the nutrient turn-over in a bog community dominated by *Eriophorum vaginatum* L. Oikos 5, 189-194.
- TARAPCHAK, S.J. & RUBITSCHUN, C. (1981): Comparisons of soluble reactive phosphorus and orthophosphorus concentrations at an offshore station in southern Lake Michigan. Great Lake Res. 7 (3), 290-298.

- TIBURTIUS, T. & U. IRMLER (1990): Faunistisch-ökologische Begleituntersuchungen über die Auswirkungen des Regenerationsvorhabens im NSG Dosenmoor. Endbericht. Gutachten im Auftrage des Amtes für Land- und Wasserwirtschaft Itzehoe, 160 S.
- TUXEN, J. (1974): Das Sehestedter Außendeichsmoor - ein regenerierendes Hochmoor. *Telma* 4, 119-129.
- TUXEN, J. (1976): Über die Regeneration von Hochmooren. *Telma* 6, 219-230.
- TUXEN, J. (1979): Werden und Vergehen von Hochmoor-Pflanzengesellschaften. In: WILMANN, O. & R. TUXEN (Hrsg.): Werden und Vergehen von Pflanzengesellschaften. Ber. Int. Symposien Int. Verein. Veg.kunde, Rinteln 1978. Cramer, Vaduz, 133-152.
- TUXEN, J. (1983): Die Schutzwürdigkeit der niedersächsischen Kleinsthochmoore im Hinblick auf ihre Vegetation. *Tuexenia* 3, 423-435.
- TUXEN, J., STAMER, R. & A. ONKEN-GRUSS (1977): Beobachtungen über den Wasserhaushalt von Kleinstmooren (ein vorl. Bericht). *Mitt. Flor.-soziol. AG.* (19/20), Göttingen.
- TUOMINEN, L. (1981): Selluloosan hajoaminen eräillä luonnontilaisilla räme ja nevatyypeillä (Decomposition of cellulose in the peat of some pine bogs and fens). *Suo* 32 (4/5), 130-133.
- UNTIED-SIMON, E. & K. MÜLLER (1987): Untersuchungen der Basidiomycetenflora eines sphagnumreichen Moores Nordwest-Deutschlands. *Telma* 17, 231-262.
- USINGER, H. (1975): Pollenanalytische und stratigraphische Untersuchungen an zwei Spätglazial-Vorkommen in Schleswig-Holstein. *Mitt. AG. Geobot. Schlesw.-Holst. u. Hamb.* 25. Kiel, 183 S.
- USINGER, H. (1977): Bölling-Interstadial und Laacher Bimstuff in einem neuen Spätglazial-Profil aus dem Vallengard Mose/Bornholm. Mit pollengrößenstatistischer Trennung der Birken. *Danmarks Geologiske Undersøgelse, Arbog* 1977. Kopenhagen, 5-29.
- USINGER, H. (1978): Pollen- und großrestanalytische Untersuchungen zur Frage des Bölling-Interstadials und der spätglazialen Baumbirken-Einwanderung in Schleswig-Holstein. *Schr. Naturw. Ver. Schl.-Holst.* 38. Kiel, 41-61.
- USINGER, H. (1981): Pollen- und Großrestanalysen an limnischem Spätglazial aus dem Scharnhagener Moor, Schleswig-Holstein. *Schr. Naturw. Ver. Schlesw.-Holst.* 51. Kiel, 85-105.
- USINGER, H. (1985): Pollenstratigraphische, vegetations- und klimageschichtliche Gliederung des Bölling-Alleröd-Komplexes in Schleswig-Holstein und ihre Bedeutung für die Spätglazial-Stratigraphie in benachbarten Gebieten. *Flora* 177, 1-43.
- VERWIJST, F. (1988): Environmental correlates of multiple-stem formation in *Betula pub. ssp. tortuosa*. *Vegetatio* 76 (1-2), 29-36.

- VITT, D.H. & S. BAYLEY (1984). The vegetation and water chemistry of four oligotrophic basin mires in northwestern Ontario. *Can. J. Bot.* 62, 1485-1500.
- VOLDEN, S. (1977): Virkninger av nitrogen, kalium, fosfor og kalk på veksten av lignoser og stauder i kar (Effect of N, K, P and lime on the growth of container-grown trees, shrubs and perennials). *Forsk. Fors. Landbruket* 28, 417-429.
- WAGNER, C. & K. MULLER (1986): Auswirkungen des Entkusselns auf den Wasserhaushalt und die Vegetation (besonders der Torfmoose) in den verschiedenen Degenerationsstadien des entwässerten Hochmoores und des Zwischenmoores. Gutachten im Auftrag des schlesw.-holst. Minist. Ernähr., Landwirtsch. u. Forsten. Kiel, 127 S.
- WALSEMANN, E. (1967): Floristisch-soziologische Bestandsaufnahme des Salemer Moors als Grundlage zur Beurteilung von Schutzwürdigkeit und Sicherungsmaßnahmen. Unveröff. Dipl.arb., Univ. Kiel.
- WALTERS, S.M. (1964): *Betula L.* In: TUTIN, T.G., HEYWOOD, V.H., BURGESS, N.A., VALENTINE, D.H., WALTERS, S.M. & D.A. WEBB (Hrsg.): *Flora Europaea, I. Lycopodiatae to Platanaceae*. Cambridge Univ. Press, London, 57-58.
- WAUGHMAN, G.J. (1980): Chemical aspects of the ecology of some South German peatlands. *J. Ecol.* 68, 1025-1046.
- WEBER, H.E. (1978a): Vegetation des Naturschutzgebietes Venner Moor. Teil II. Gutachten im Auftrag des Landkreises Osnabrück.
- WEBER, H.E. (1978b): Die Vegetation des Naturschutzgebietes Balksee und Randmoore. *Natursch. Landsch.pfl. Niedersachs.* 9. Hannover, 169 S.
- WERNER, S. (1990): Untersuchungen zur Entwicklung der Kieselalgen (Diatomeen)-Flora als Begleituntersuchung über die Auswirkungen des Regenerationsvorhabens im NSG Dosenmoor. Gutachten im Auftrag des Amtes für Land und Wasserwirtschaft Itzehoe, 96 S.
- WIEGERS, J. (1985): Succession of fen woodland ecosystems in the Dutch haf district, with special reference to *Betula pubescens* EHRH. *Diss. Bot.* 86. Vaduz, 153 S.
- WILDI, O. (1977): Beschreibung exzentrischer Hochmoore mit Hilfe quantitativer Methoden. *Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel*, 60. Zürich, 1-128.
- WILLIAMS, B.L. & G.P. SPARLING (1988): Microbial biomass carbon and readily mineralized nitrogen in peat and forest humus. *Soil Biol. Biochem.* 20 (4), 579-581.
- WILMANN, O. & K. DIERSSSEN (1979): Kriterien des Naturschutzwertes, dargestellt am Beispiel mitteleuropäischer Moore. *Phytocoenologia* 6, 544-558.
- WILSON, K.A. & A.H. FITTER (1984): The role of phosphorus in vegetational differentiation in a small valley mire. *J. Ecol.* 72, 463-473.
- WIRTH, V. (1980): *Flechtenflora*. Ulmer, Stuttgart, 552 S.

- WITTIG, R. (1980): Die geschützten Moore und oligotrophen Gewässer der Westfälischen Bucht. Schr.reihe Landesanst. ökol. Landesentw. Forstplan. Nordrhein-Westf. 5, 228 S.
- WITWER, A. (1992): Untersuchungen zur Biologie von *Piptoporus betulinus* (Bull. ex Fr.) Karst. unter besonderer Berücksichtigung von Infektionswegen. Unveröff. Dipl.arb., Univ. Kiel, 70 S.
- YERLY, M. (1970): Ecologie comparée des prairies marécageuses dans les Préalpes de la Suisse occidentale. Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, 44. Zürich, 119 S.
- ZIMENKO, T.G. & A.G. MISNIK (1970): Effect of ground-water level on ammonification and nitrification in peat bog soils. Microbiol. 39, 522-536.
- ZIMMERLI, S. (1988): Vegetation und Standort von Schwingrasen in der Schweiz. Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, 102. Zürich, 105 S.
- ZOLLER, H. & P. SELLDORF (1989): Untersuchungen zur kurzfristigen Sukzession von Torf- und Braunmoosgesellschaften in einem Übergangsmoor aus den Schweizer Alpen. Flora 182, 127-151.

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich mich bei allen Menschen bedanken, die auf ganz unterschiedliche Weise zum Zustandekommen der Arbeit beigetragen haben.

Herrn Prof. Dr. Müller gilt mein Dank für die Überlassung des Themas, für wichtige Diskussionen über Fragen der Moorökologie und für die großzügige Unterstützung in Sachen "Computer". Insbesondere aber verdanke ich ihm die Begeisterung an dem faszinierenden Lebensraum Hochmoor, mit der er mich angesteckt hat.

Desgleichen möchte ich mich bei Herrn Prof. Dr. Usinger und Herrn Prof. Dr. Dierßen, Botanisches Institut der C.-A.-Universität Kiel, für wertvolle Anregungen und für die große Selbstverständlichkeit bedanken, mit der ich stets ihre Hilfe in Anspruch nehmen durfte.

Frau Bretschneider und Herrn Dr. Eigner vom Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege in Schleswig-Holstein danke ich für die Gewährung eines Sachmittelzuschusses in Höhe von 1500.- DM, ohne den die Nährstoffuntersuchungen nicht im geplanten Umfang durchführbar gewesen wären.

Frau Margret Doose gilt mein herzlicher Dank für das Messen zahlreicher AAS-Proben, für die Anfertigung der Photoarbeiten sowie dafür, daß ich solange ihren Arbeitsplatz am Computer in Anspruch nehmen konnte.

Herrn Rüdiger Stöhr, Institut für Mikrobiologie der C.-A.-Universität Kiel, bin ich für seine Bereitschaft, nächtelang den Widrigkeiten des Autoanalyzers zu trotzen, zu großem Dank verpflichtet.

Mein besonderer Dank gilt auch Frau Wanda Khodabakhsch, die mit großer Hingabe die Zeichnungen der Bohrprofile angefertigt hat.

Bei Frau Dr. Silke Lütt möchte ich mich herzlich für die gute Zusammenarbeit, fruchtbare Diskussionen, viele wertvolle Literaturhinweise und nicht zuletzt für das Überlassen des Torfbohrers bedanken.

Ein Dank für konstruktive Kritik und moralische Unterstützung in schweren Zeiten ergeht auch an meine Freunde aus der "Moor-Doktorandengruppe" und aus der Arbeitsgruppe Müller.

Herrn Mang aus Hamburg bin ich dafür zu großem Dank verpflichtet, daß er mich an die taxonomischen Kniffligkeiten bei den Birken herangeführt und außerdem viele Blattproben nachbestimmt hat.

Bei Frau Annette Wittwer, Frau Anke Borchert und Herrn Rainer Wehrhahn möchte ich mich ganz herzlich dafür bedanken, daß sie sich so unermüdlich durch meine Karteikarten hindurchgekämpft haben.

Herrn Prof. Dr. Eckstein vom Ordinariat für Holzbiologie der Universität Hamburg danke ich für weiterführende Literaturhinweise zum Problem der "falschen Jahrringe" bei Birken.

Herr Röpke aus Altenholz hat mir einen großen Dienst erwiesen, indem er seine alte Luftaufnahme vom Dänischen Wohld zur Verfügung stellte.

Herrn Florian Schulz und Herrn Michael Siemsen verdanke ich das Nachbestimmen der Moos- und Flechtenproben.

Frau Bettina von Elm und Frau Frauke Peterson haben in dankenswerter Weise den Text nach Fehlern und sprachlichen Mängeln durchforstet, was mir ebenfalls eine sehr große Hilfe war.

Anhang A

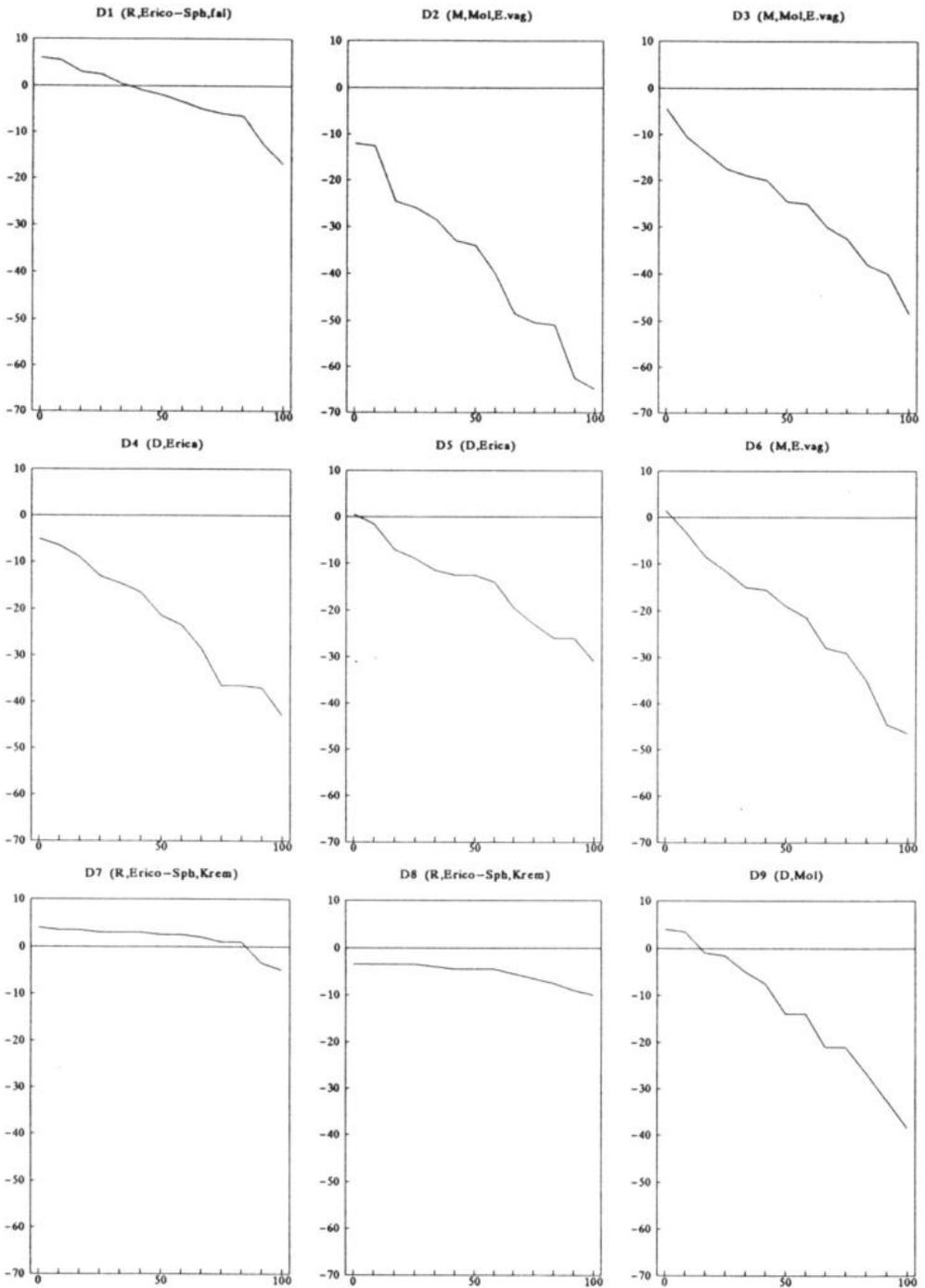


Abb. 54: Grundwasser-Dauerlinien der Standorte D1-D9, Vegetationsperiode 1989. Auf der x-Achse ist der Untersuchungszeitraum in % aufgetragen (100% = 13 Ablesetermine zwischen dem 17.4. und dem 27.10.89), die y-Achse gibt die Höhe des Grundwasserstandes an, der im jeweiligen Zeitraum erreicht bzw. überschritten wurde. Die Abkürzungen in Klammern bezeichnen die Vegetationseinheit des jeweiligen Standorts (s. Tab. 5).

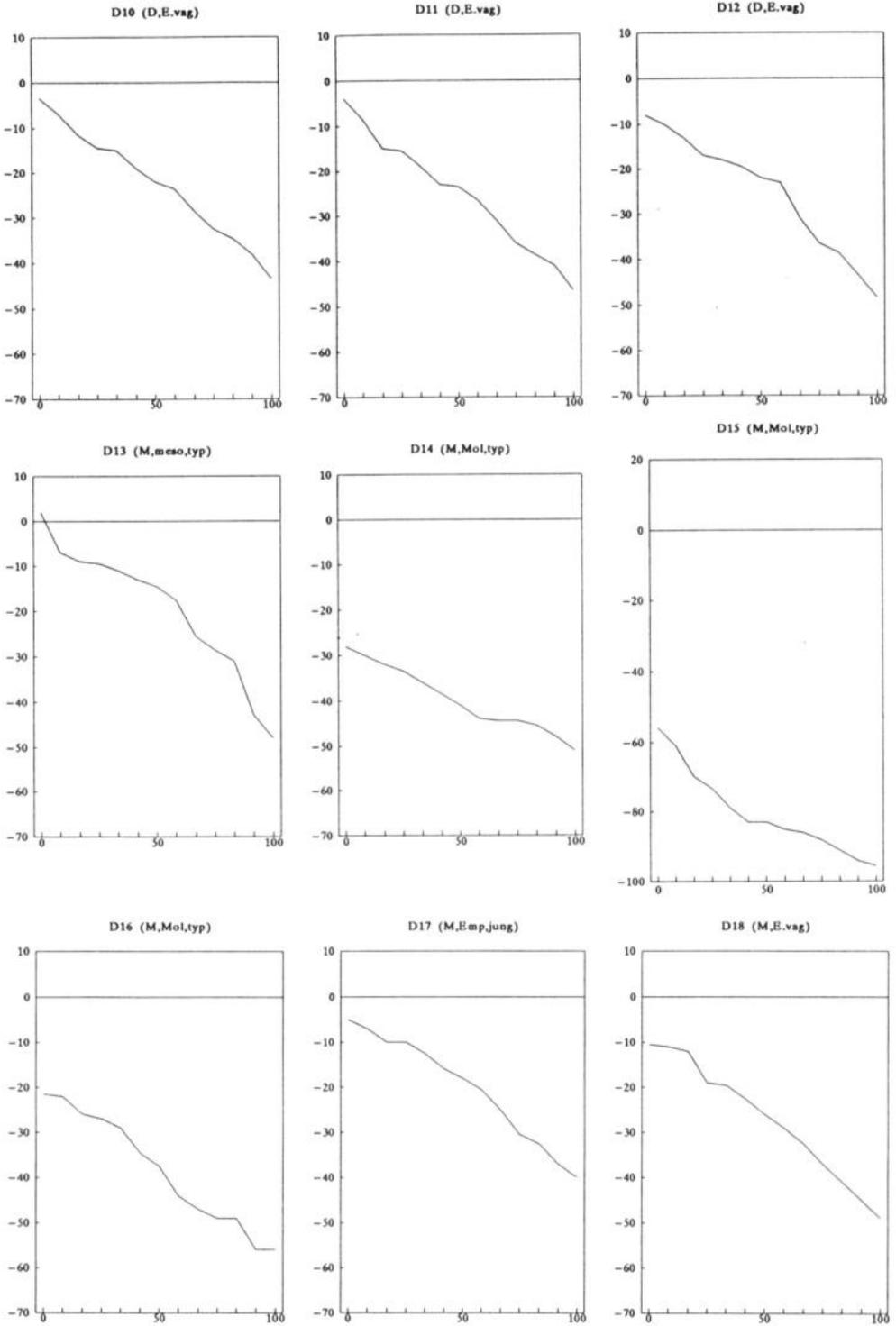


Abb. 55: Grundwasser-Dauerlinien der Standorte D10–D18, Vegetationsperiode 1989. Erläuterungen siehe Abb. 54.

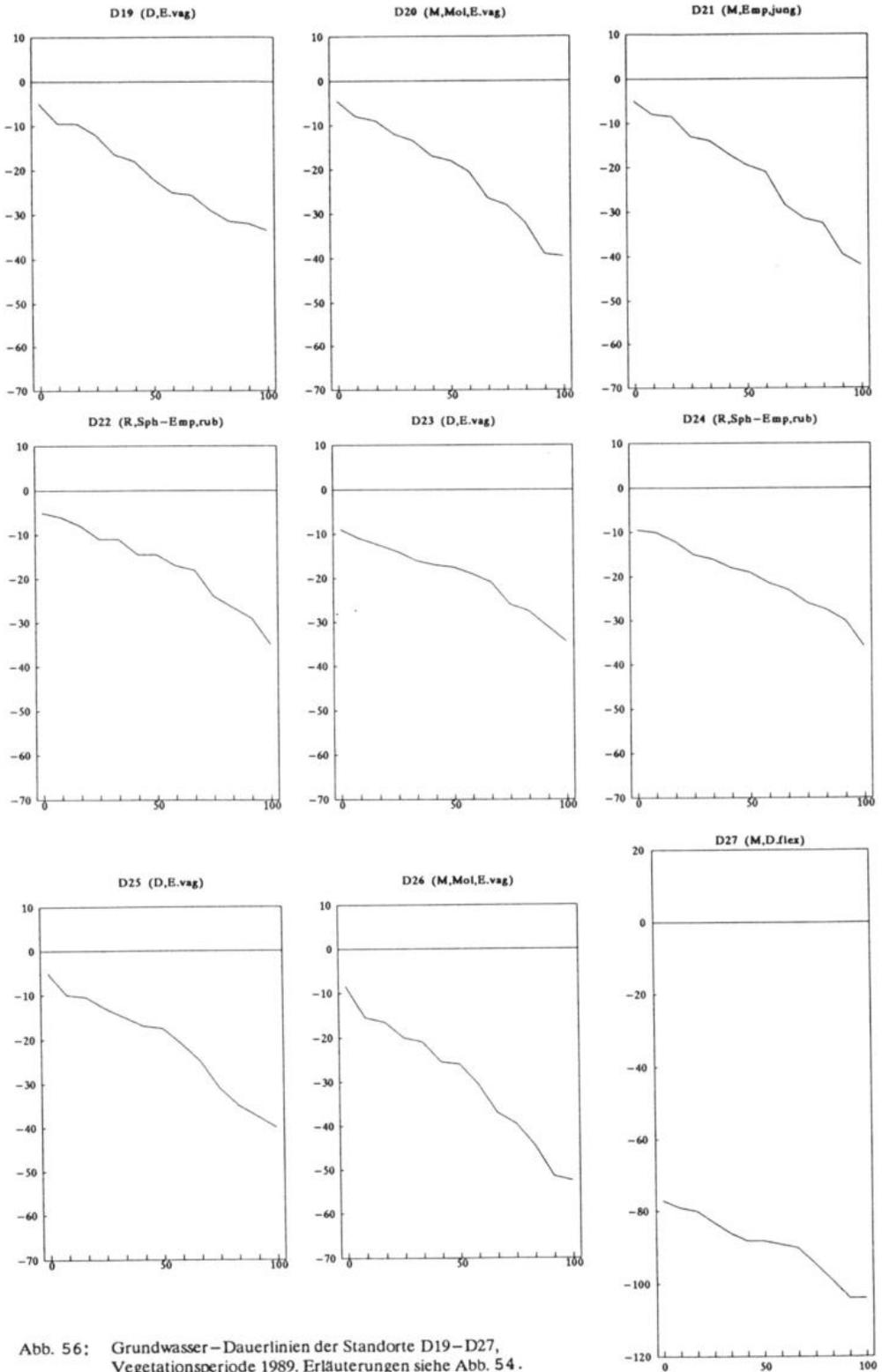


Abb. 56: Grundwasser-Dauerlinien der Standorte D19-D27, Vegetationsperiode 1989. Erläuterungen siehe Abb. 54.

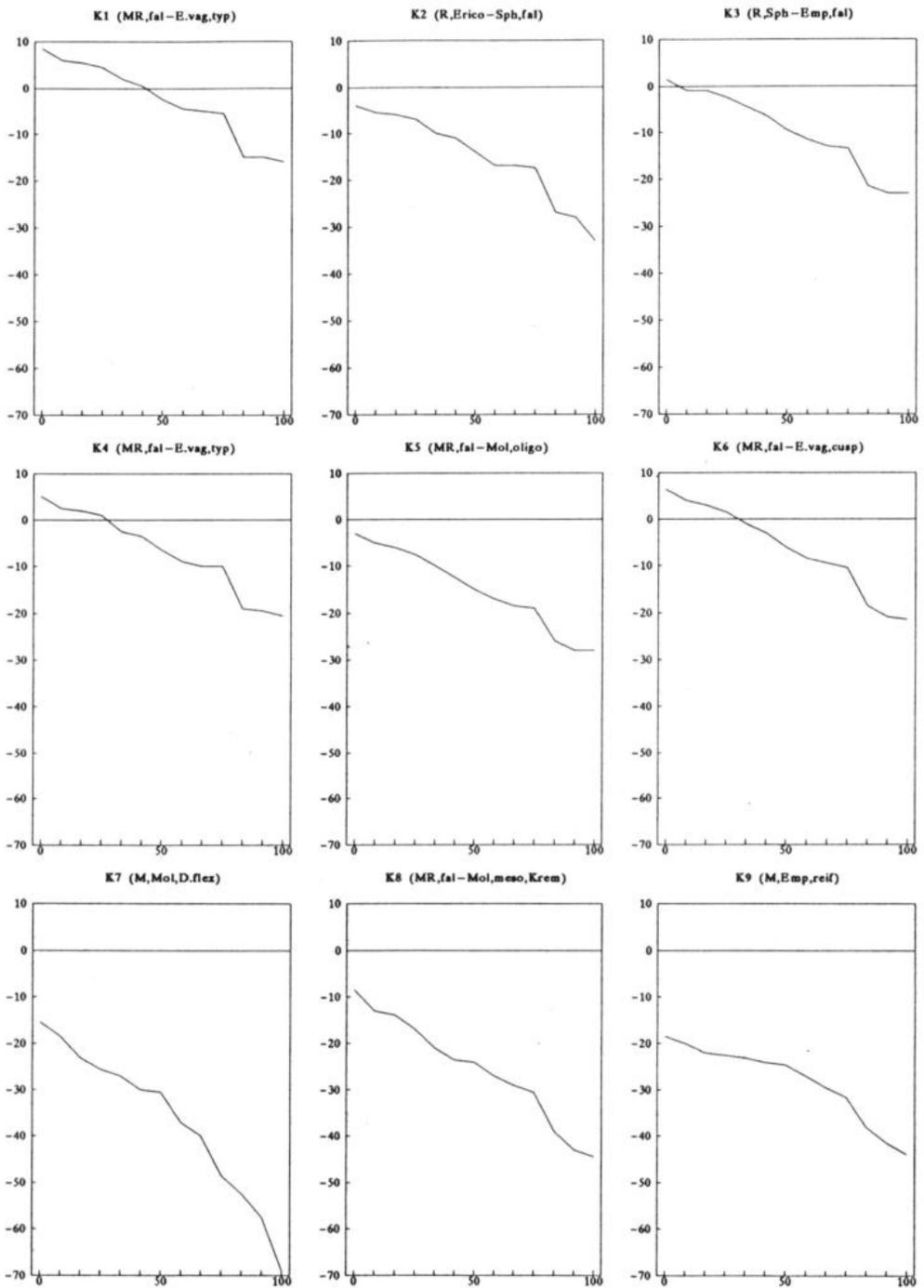


Abb. 57: Grundwasser-Dauerlinien der Standorte K1-K9, Vegetationsperiode 1989. Erläuterungen siehe Abb. 54.

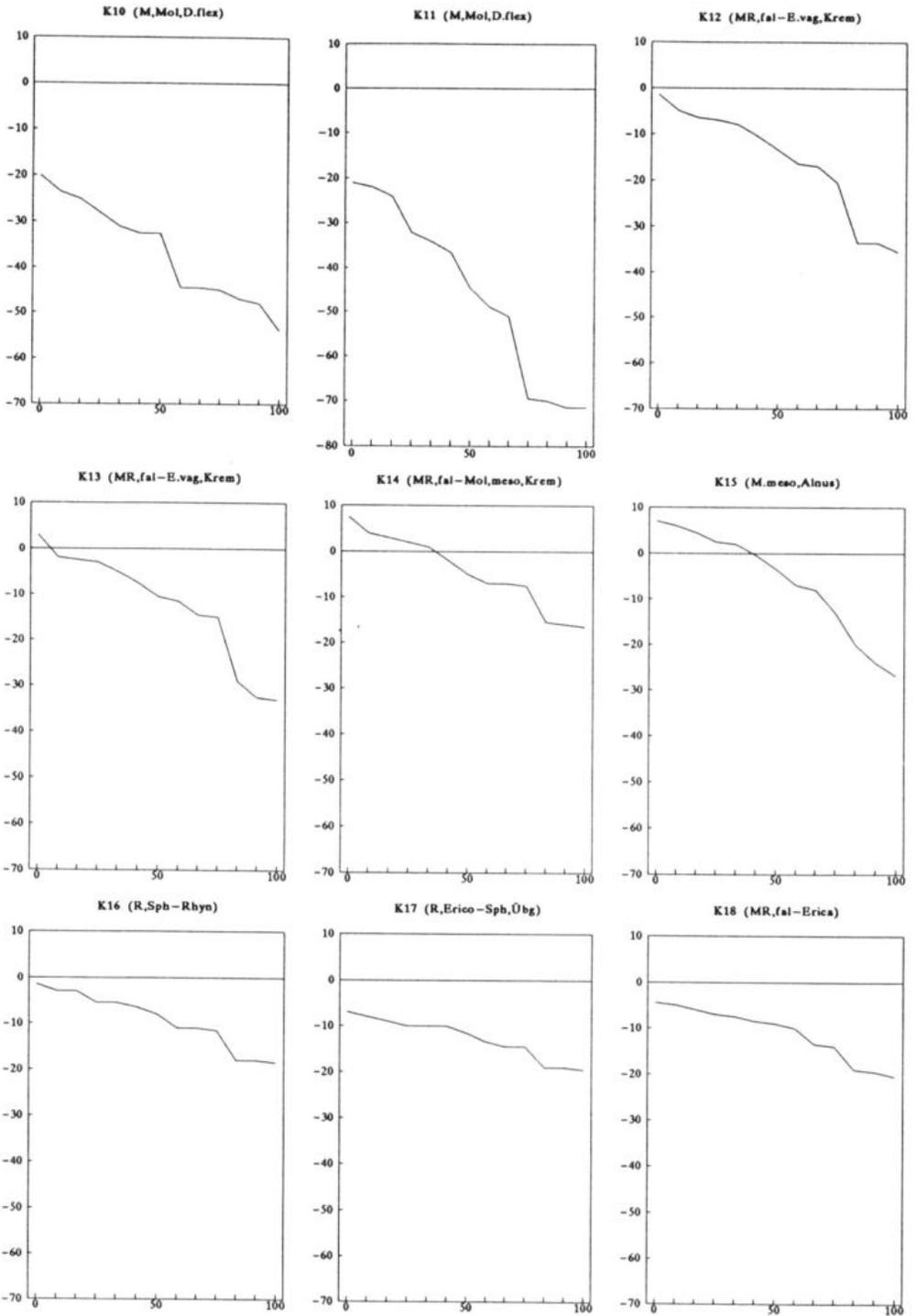


Abb. 58: Grundwasser-Dauerlinien der Standorte K10-K18, Vegetationsperiode 1989. Erläuterungen siehe Abb. 54.

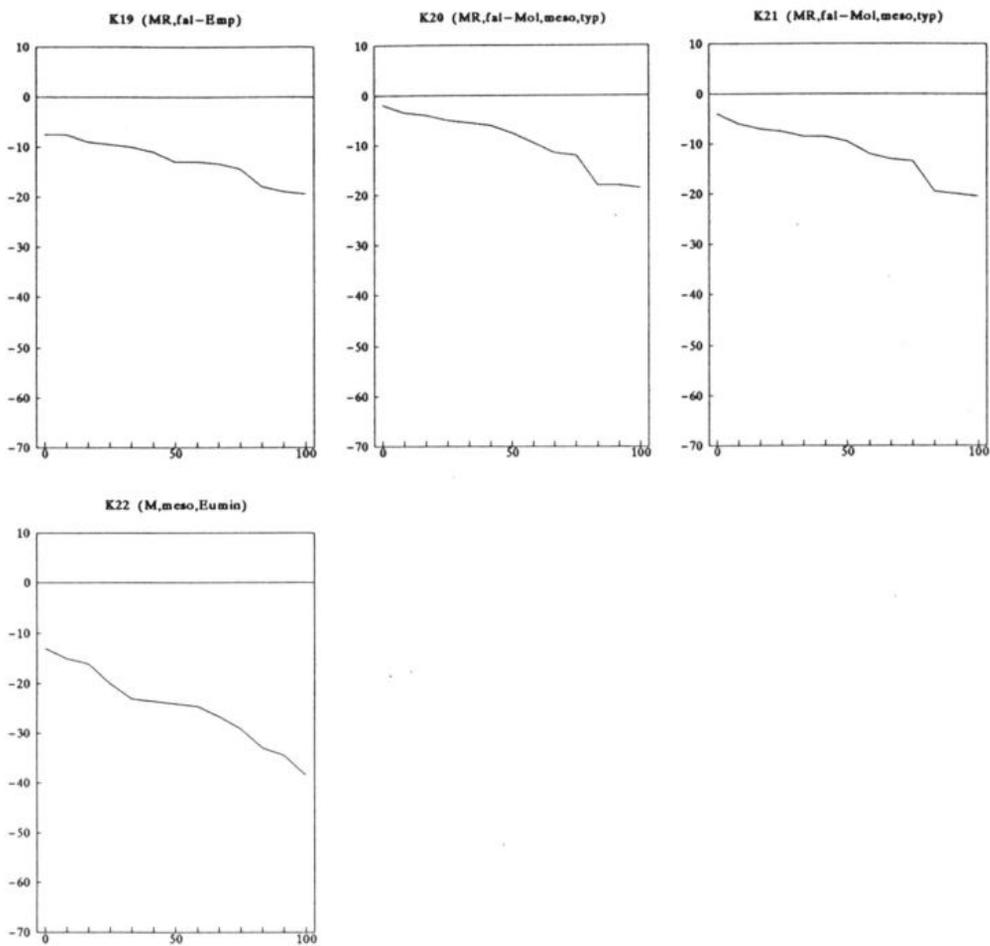


Abb. 59: Grundwasser-Dauerlinien der Standorte K19-K22, Vegetationsperiode 1989. Erläuterungen siehe Abb. 54.

Standort	-20 cm Überschreitungsdauer [%]		mittlerer GW-Stand [cm]		minimaler GW-Stand [cm]		maximaler GW-Stand [cm]		GW-Amplitude [cm]	
	1989	1990	1989	1990	1989	1990	1989	1990	1989	1990
D1	100	100	-2,8	-0,4	-17,0	-14,0	6,0	4,0	23,0	18,0
D2	15		-37,5		-65,0		-12,0		53,0	
D3	46		-24,9		-48,5		-4,5		44,0	
D4	46	85	-22,4	-13,8	-43,0	-30,5	-5,0	-6,0	38,0	24,5
D5	69		-14,9		-31,0		0,5		31,5	
D6	54		-21,2		-46,5		1,5		48,0	
D7	100	100	1,6	2,5	-5,0	1,0	4,0	5,0	9,0	4,0
D8	100		-5,4		-10,0		-3,5		6,5	
D9	62		-13,5		-38,5		4,0		42,5	
D10	46		-22,5		-43,5		-3,5		40,0	
D11	38		-25,2		-46,5		-4,0		42,5	
D12	46		-25,3		-48,5		-8,0		40,5	
D13	62	85	-19,7	-13,8	-48,0	-30,5	2,0	-6,0	50,0	24,5
D14	0		-39,8		-51,0		-28,0		23,0	
D15	0		-80,4		-95,5		-56,0		39,5	
D16	0	8	-38,4	-31,8	-56,0	-52,0	-21,5	-19,0	34,5	33,0
D17	54		-20,3		-40,0		-5,0		35,0	
D18	38		-27,2		-49,0		-10,5		38,5	
D19	46	85	-20,7	-15,4	-33,5	-32,0	-5,0	-6,5	28,5	25,5
D20	54		-20,6		-39,5		-4,5		35,0	
D21	54	92	-21,5	-13,7	-42,0	-34,5	-5,0	-4,0	37,0	30,5
D22	69	92	-16,9	-10,1	-35,0	-30,0	-5,0	-1,0	30,0	29,0
D23	62		-19,7		-34,5		-9,0		25,5	
D24	54		-20,3		-36,0		-9,5		26,5	
D25	54		-21,4		-40,0		-5,0		35,0	
D26	31		-29,9		-52,5		-8,5		44,0	
D27	0	0	-89,4	-88,4	-104,0	-99,0	-77,0	-78,0	27,0	22,0
K1	100		-2,8		-16,0		8,5		24,5	
K2	77	100	-15,2	-9,8	-33,0	-19,5	-4,0	-3,5	29,0	16,0
K3	77		-9,9		-23,0		1,5		24,5	
K4	92	100	-6,9	-1,9	-20,5	-12,5	5,0	5,0	25,5	17,5
K5	77		-15,0		-28,0		-3,0		25,0	
K6	85		-6,5		-21,5		6,5		28,0	
K7	15		-36,5		-69,0		-15,5		53,5	
K8	31		-25,7		-44,5		-8,5		36,0	
K9	15		-28,2		-40,0		-18,5		21,5	
K10	8	0	-36,6	-37,7	-54,0	-53,0	-20,0	-28,0	34,0	25,0
K11	0		-45,9		-71,5		-21,0		50,5	
K12	69		-16,0		-35,5		-1,5		34,0	
K13	77		-12,5		-33,0		3,0		30,0	
K14	100		-4,5		-16,5		7,5		24,0	
K15	85	100	-6,2	-0,4	-27,0	-11,0	7,0	5,5	34,0	16,5
K16	100	100	-9,3	-5,8	-18,5	-11,5	-1,5	-2,0	17,0	9,5
K17	100		-12,7		-19,5		-7,0		12,5	
K18	92		-11,1		-20,5		-4,5		16,0	
K19	100	100	-12,7	-9,4	-19,5	-16,0	-7,5	-6,0	12,0	10,0
K20	100		-9,3		-18,5		-2,0		16,5	
K21	92		-11,5		-20,5		-4,0		16,5	
K22	31	54	-24,7	-20,1	-38,5	-30,0	-13,0	-12,0	25,5	18,0

Tab. 22: Hydrologische Kennwerte für die Vegetationsperioden 1989 (49 Standorte) und 1990 (16 ausgewählte Standorte).

	pH-Wert			Na			K			Ca		
	Median	Stand.- fehler	Amplitude	Mittel [mg/l]	s	Amplitude [mg/l]	Mittel [mg/l]	s	Amplitude [mg/l]	Mittel [mg/l]	s	Amplitude [mg/l]
D1	4,2	0,17	3,9 - 4,5	6,62	0,83	5,63 - 8,25	0,45	0,31	0,14 - 1,09	3,23	0,47	2,50 - 3,92
D2	3,5	0,14	3,3 - 3,8	8,45	2,23	5,71 - 11,60	0,66	0,38	0,20 - 1,21	3,17	0,35	2,63 - 3,73
D3	3,6	0,12	3,4 - 3,8	8,03	1,54	5,95 - 11,10	0,86	0,53	0,18 - 1,56	2,81	0,70	2,07 - 4,22
D4	3,7	0,14	3,5 - 4,0	5,51	1,04	4,11 - 7,40	0,60	0,31	0,30 - 1,26	1,97	0,47	1,39 - 2,71
D5	3,7	0,14	3,5 - 4,0	5,23	0,88	4,01 - 6,33	0,72	0,28	0,38 - 1,20	1,96	0,52	1,47 - 2,95
D6	3,6	0,17	3,3 - 3,9	6,22	1,45	4,90 - 9,11	0,92	0,51	0,38 - 1,93	2,05	0,26	1,69 - 2,57
D7	3,7	0,09	3,5 - 3,8	8,47	0,86	7,56 - 9,77	0,34	0,20	0,09 - 0,64	2,96	0,35	2,49 - 3,44
D8	3,7	0,12	3,5 - 3,9	7,37	0,96	5,38 - 8,54	0,37	0,23	0,12 - 0,77	2,45	0,41	2,08 - 3,16
D9	3,6	0,09	3,4 - 3,7	6,03	0,93	4,68 - 7,32	0,88	1,03	0,08 - 3,18	2,44	0,42	1,91 - 2,98
D10	3,7	0,12	3,4 - 3,8	5,37	1,13	3,22 - 6,84	0,28	0,15	0,12 - 0,60	2,23	0,47	1,63 - 2,99
D11	3,7	0,14	3,4 - 3,9	5,22	0,90	4,27 - 6,77	0,47	0,41	0,24 - 1,33	2,26	0,18	2,04 - 2,49
D12	3,7	0,20	3,5 - 4,1	7,61	1,63	5,55 - 10,06	0,47	0,34	0,30 - 1,29	2,46	0,23	2,25 - 2,94
D13	4,6	0,17	4,2 - 4,8	13,97	4,87	9,89 - 22,10	0,88	0,99	0,29 - 3,23	15,78	6,76	10,28 - 31,80
D14	4,2	0,17	3,8 - 4,4	12,26	4,02	6,29 - 17,00	0,72	0,54	0,37 - 1,95	8,12	2,68	5,08 - 12,07
D15	3,6	0,17	3,5 - 3,9	13,37	2,69	10,26 - 17,80	0,89	0,22	0,71 - 1,18	3,12	0,84	2,13 - 4,71
D16	3,4	0,09	3,3 - 3,6	11,19	1,70	7,95 - 13,36	0,94	0,48	0,36 - 1,80	3,47	1,10	2,19 - 5,37
D17	3,6	0,17	3,3 - 3,9	8,17	1,83	6,05 - 10,59	0,93	0,64	0,24 - 2,22	2,33	0,66	1,49 - 3,53
D18	3,4	0,17	3,1 - 3,7	11,45	1,37	8,99 - 13,05	1,08	0,62	0,28 - 2,30	2,45	0,61	1,84 - 3,47
D19	3,6	0,12	3,4 - 3,8	5,17	0,46	4,46 - 5,72	0,35	0,14	0,22 - 0,67	2,13	0,54	1,39 - 2,82
D20	3,5	0,16	3,3 - 3,7	7,54	1,52	5,91 - 10,66	0,55	0,27	0,16 - 0,96	2,15	0,35	1,55 - 2,47
D21	3,5	0,14	3,3 - 3,8	6,72	1,01	5,54 - 8,85	0,39	0,16	0,21 - 0,71	1,91	0,37	1,50 - 2,55
D22	3,5	0,09	3,5 - 3,8	5,02	0,81	4,10 - 6,44	0,28	0,12	0,10 - 0,42	1,86	0,42	1,05 - 2,19
D23	3,6	0,12	3,4 - 3,8	5,80	0,82	4,88 - 6,87	0,25	0,22	0,07 - 0,54	2,14	0,29	1,74 - 2,43
D24	3,6	0,12	3,4 - 3,8	6,45	1,05	4,70 - 7,92	0,22	0,09	0,10 - 0,35	1,83	0,74	0,99 - 3,30
D25	3,5	0,12	3,4 - 3,8									
D26	3,6	0,14	3,3 - 3,8									
D27	3,4	0,14	3,2 - 3,7	18,05	6,11	7,23 - 23,34	1,18	0,97	0,52 - 3,28	2,79	1,16	1,63 - 5,14
K1	3,5	0,09	3,3 - 3,6	11,40	1,41	9,93 - 13,99	0,74	0,29	0,21 - 1,11	2,70	0,96	2,06 - 4,99
K2	3,5	0,09	3,4 - 3,7	11,50	1,23	10,20 - 14,01	0,92	0,29	0,44 - 1,31	2,44	0,49	1,75 - 2,96
K3	3,4	0,06	3,3 - 3,5	11,87	1,35	10,61 - 14,20	0,86	0,18	0,49 - 1,08	2,33	0,37	1,69 - 2,72
K4	3,5	0,09	3,3 - 3,6	11,57	1,23	10,40 - 13,45	1,01	0,36	0,30 - 1,59	3,05	0,71	2,07 - 4,04
K5	3,4	0,09	3,3 - 3,5	11,29	1,59	9,62 - 14,10	0,98	0,29	0,63 - 1,54	2,76	0,68	2,01 - 4,22
K6	3,4	0,14	3,2 - 3,7	11,55	1,35	10,14 - 14,29	1,04	0,25	0,64 - 1,51	2,51	0,73	1,85 - 4,18
K7	3,2	0,06	3,1 - 3,3	15,79	2,21	14,28 - 20,60	0,34	0,05	0,25 - 0,43	2,39	0,34	2,05 - 3,09
K8	3,5	0,14	3,2 - 3,7	12,90	1,15	11,80 - 14,75	0,99	0,35	0,48 - 1,52	2,66	0,37	2,23 - 3,29
K9	3,4	0,23	3,3 - 4,1	7,47	1,01	5,72 - 8,81	0,74	0,05	0,64 - 0,82	2,07	0,22	1,80 - 2,49
K10	3,3	0,09	3,2 - 3,5	11,83	0,56	11,16 - 12,43	0,88	0,06	0,80 - 0,97	3,03	0,38	2,40 - 3,33
K11	3,3	0,17	3,1 - 3,7	13,22	1,63	11,30 - 15,70	1,08	0,17	0,92 - 1,39	4,50	1,55	2,02 - 6,67
K12	3,5	0,14	3,3 - 3,8	12,02	1,14	10,67 - 13,78	1,00	0,20	0,81 - 1,21	2,26	0,26	2,00 - 2,51
K13	3,4	0,06	3,2 - 3,4	11,35	1,71	9,06 - 14,47	0,81	0,27	0,51 - 1,03	2,88	0,38	2,41 - 3,43
K14	3,5	0,29	3,4 - 3,6	11,53	1,69	9,98 - 15,40	0,84	0,31	0,75 - 1,43	3,11	1,11	2,31 - 5,74
K15	3,5	0,23	3,4 - 4,2	11,43	1,28	9,93 - 13,81	1,33	0,76	0,54 - 2,48	3,07	0,82	2,30 - 4,59
K16	4,0	0,09	3,8 - 4,1	9,24	1,04	8,39 - 11,50	0,60	0,25	0,18 - 0,91	2,64	0,55	2,17 - 3,77
K17	3,8	0,09	3,6 - 3,9	9,08	1,30	6,79 - 11,12	0,88	0,22	0,53 - 1,17	2,95	0,74	2,21 - 4,60
K18	3,8	0,17	3,5 - 4,1	10,64	1,44	9,05 - 12,56	0,60	0,23	0,17 - 0,94	2,89	0,76	2,01 - 4,43
K19	3,9	0,17	3,4 - 4,0	10,49	1,85	8,41 - 13,56	0,87	0,29	0,49 - 1,18	3,26	0,07	3,20 - 3,34
K20	3,6	0,17	3,3 - 3,9	12,77	2,70	10,30 - 17,50	0,84	0,19	0,57 - 1,13	3,55	0,97	2,29 - 5,10
K21	3,5	0,06	3,5 - 3,7	11,97	1,68	10,21 - 14,51	0,68	0,09	0,60 - 0,86	3,53	0,83	2,75 - 5,37
K22	3,5	0,09	3,3 - 3,6	14,77	1,28	13,01 - 16,70	1,40	0,41	0,94 - 2,13	2,30	0,50	1,74 - 3,24

ib. 23 (Teil 1): Ergebnisse der chemischen Moorwasseranalysen; angegeben sind jeweils arithmetisches Mittel, Standardabweichung s und Amplitude der Einzelmessungen, beim pH-Wert Median, Standardfehler des Medians und Amplitude;
 * abweichende Zahl der Einzelmessungen bzw. abweichender Meßzeitraum (s. Abb. 25-29, Kap. 8.4.).

	Mg			NH4 (n=4)			NH4 (n=12)		
	Mittel [mg/l]	s	Amplitude [mg/l]	Mittel [mg/l]	s	Amplitude [mg/l]	Mittel [mg/l]	s	Amplitude [mg/l]
D1	1,30	0,19	1,06 – 1,56	0,75	0,50	0,21 – 1,40	0,53	0,38	0,05 – 1,40
D2	2,52	0,72	1,77 – 3,68	0,51	0,24	0,23 – 0,68			
D3	1,77	0,49	1,24 – 2,79	0,97	0,76	0,32 – 1,80			
D4	1,28	0,33	0,90 – 1,97	1,15	0,89	0,39 – 2,25	1,08	0,92	0,07 – 2,41
D5	1,27	0,21	1,00 – 1,62	0,58	0,33	0,30 – 0,94			
D6	1,47	0,41	1,15 – 2,14	0,88	0,39	0,52 – 1,36			
D7	1,51	0,20	1,20 – 1,87	0,21	0,11	0,11 – 0,37	0,12	0,09	0,07 – 0,37
D8	1,26	0,19	0,88 – 1,43	0,11	0,07	0,05 – 0,20			
D9	1,37	0,21	0,94 – 1,64	0,14	0,05	0,09 – 0,19			
D10	1,41	0,38	0,78 – 1,98	0,51	0,16	0,28 – 0,66			
D11	1,29	0,28	1,04 – 1,69	0,60	0,41	0,22 – 1,13			
D12	1,62	0,46	1,15 – 2,36	2,02	0,82	0,92 – 2,69			
D13	3,44	1,44	2,13 – 5,41	1,44	0,30	1,12 – 1,73	1,21	0,35	0,69 – 1,73
D14	3,05	0,80	1,99 – 3,95	1,20	0,41	0,69 – 1,58			
D15	7,36	2,81	4,15 – 12,55	1,90	2,14	0,39 – 5,07			
D16	2,27	0,57	1,20 – 2,99	0,90	0,40	0,63 – 1,35	1,04	0,52	0,43 – 1,96
D17	2,33	0,72	1,77 – 3,75	1,15	1,36	0,18 – 3,16			
D18	2,74	1,23	2,02 – 5,65	1,05	0,74	0,37 – 2,07			
D19	1,15	0,09	1,03 – 1,31	0,54	0,24	0,30 – 0,87	0,33	0,23	0,07 – 0,87
D20	1,47	0,38	1,10 – 2,14	0,44	0,43	0,11 – 1,02			
D21	1,57	0,29	1,32 – 2,18	0,23	0,14	0,12 – 0,41	0,16	0,12	0,07 – 0,41
D22	1,21	0,19	0,94 – 1,37	0,20	0,16	0,09 – 0,44	0,12	0,11	0,07 – 0,44
D23	1,21	0,17	1,02 – 1,42	0,19	0,16	0,09 – 0,42			
D24	1,18	0,32	0,70 – 1,56	0,56	0,42	0,12 – 1,00			
D25				0,54	0,71	0,06 – 1,57			
D26				0,37	0,21	0,18 – 0,67			
D27	6,57	2,73	1,19 – 9,43	3,18	1,72	1,25 – 5,43	3,66	1,26	1,25 – 6,16
K1	2,74	1,44	1,83 – 5,91	0,08	0,04	0,05 – 0,12			
K2	2,48	0,56	1,98 – 3,58	0,09	0,04	0,06 – 0,14	0,08	0,03	0,06 – 0,14
K3	2,51	0,50	2,13 – 3,52	0,12	0,06	0,06 – 0,19			
K4	2,87	0,97	2,06 – 4,93	0,17	0,08	0,09 – 0,24	0,13	0,05	0,09 – 0,24
K5	2,94	0,95	2,15 – 4,97	0,49	0,46	0,12 – 1,15			
K6	3,07	1,50	2,02 – 6,34	0,22	0,16	0,09 – 0,45			
K7	2,73	0,37	2,34 – 3,52	1,75	0,29	1,33 – 2,01			
K8	3,04	0,59	2,67 – 4,34	1,58	0,81	0,93 – 2,72			
K9	2,34	0,51	1,65 – 3,28	1,15	0,43	0,55 – 1,55			
K10	3,20	0,67	2,70 – 4,19	0,82	0,23	0,55 – 0,96	1,00	0,49	0,53 – 2,14
K11	4,19	0,83	3,16 – 5,09	1,01	0,43	0,60 – 1,62			
K12	1,88	0,28	1,48 – 2,41	0,70	0,46	0,15 – 1,27			
K13	1,71	0,25	1,45 – 2,20	0,10	0,04	0,06 – 0,16			
K14	2,41	1,25	1,58 – 5,16	0,14	0,05	0,06 – 0,18			
K15	2,14	0,46	1,75 – 2,80	0,42	0,47	0,11 – 1,12	1,32	2,28	0,08 – 7,34
K16	1,90	0,19	1,61 – 2,06	0,17	0,15	0,06 – 0,39	0,15	0,17	0,04 – 0,59
K17	1,76	0,64	1,20 – 2,96	0,07	0,03	0,03 – 0,12			
K18	2,50	0,73	1,95 – 4,06	0,59	0,34	0,12 – 0,91			
K19	3,51	0,71	2,96 – 4,52	1,01	0,46	0,71 – 1,68	0,91	0,35	0,50 – 1,68
K20	3,01	1,43	1,93 – 5,32	0,81	0,64	0,12 – 1,66			
K21	3,12	1,28	2,10 – 5,69	0,67	0,10	0,58 – 0,81			
K22	3,53	0,87	1,91 – 4,57	2,35	0,89	1,29 – 3,45	2,42	0,75	1,29 – 3,45

Tab. 23 (Teil 2): Erläuterungen s. Teil 1.

	PO4 (n=4)			PO4 (n=12)		
	Mittel [mg/l]	s	Amplitude [mg/l]	Mittel [mg/l]	s	Amplitude [mg/l]
D1	0,01	0,01	0,00 - 0,05	0,01	0,02	0,00 - 0,05
D2	0,01	0,01	0,00 - 0,02			
D3	0,11	0,19	0,00 - 0,38			
D4	0,02	0,03	0,00 - 0,06	0,01	0,02	0,00 - 0,06
D5	0,02	0,03	0,00 - 0,06			
D6	0,07	0,12	0,00 - 0,26			
D7	0,01	0,01	0,00 - 0,02	0,00	0,01	0,00 - 0,02
D8	0,00	0,01	0,00 - 0,02			
D9	0,00	0,00	0,00 - 0,00			
D10	0,00	0,00	0,00 - 0,00			
D11	0,01	0,02	0,00 - 0,04			
D12	0,01	0,02	0,00 - 0,04			
D13	0,01	0,01	0,00 - 0,03	0,01	0,01	0,00 - 0,04
D14	0,03	0,05	0,00 - 0,11			
D15	0,21	0,37	0,00 - 0,77			
D16	0,04	0,02	0,02 - 0,06	0,07	0,10	0,00 - 0,35
D17	0,11	0,16	0,00 - 0,35			
D18	0,04	0,05	0,00 - 0,12			
D19	0,06	0,10	0,00 - 0,22	0,02	0,06	0,00 - 0,22
D20	0,05	0,07	0,00 - 0,14			
D21	0,02	0,03	0,00 - 0,07	0,01	0,02	0,00 - 0,07
D22	0,02	0,04	0,00 - 0,08	0,01	0,02	0,00 - 0,08
D23	0,01	0,01	0,00 - 0,03			
D24	0,01	0,02	0,00 - 0,05			
D25	0,06	0,11	0,00 - 0,23			
D26	0,06	0,11	0,00 - 0,22			
D27	0,21	0,26	0,02 - 0,58	0,26	0,23	0,02 - 0,70
K1	0,01	0,01	0,00 - 0,02			
K2	0,00	0,00	0,00 - 0,00	0,00	0,01	0,00 - 0,02
K3	0,00	0,00	0,00 - 0,00			
K4	0,01	0,01	0,00 - 0,02	0,00	0,01	0,00 - 0,02
K5	0,07	0,10	0,00 - 0,22			
K6	0,01	0,02	0,00 - 0,03			
K7	0,04	0,02	0,03 - 0,07			
K8	0,08	0,07	0,02 - 0,15			
K9	0,04	0,05	0,00 - 0,11			
K10	0,07	0,01	0,06 - 0,08	0,10	0,13	0,02 - 0,45
K11	0,12	0,07	0,06 - 0,21			
K12	0,12	0,15	0,00 - 0,32			
K13	0,00	0,00	0,00 - 0,00			
K14	0,00	0,00	0,00 - 0,00			
K15	0,06	0,07	0,00 - 0,14	0,11	0,18	0,00 - 0,57
K16	0,00	0,00	0,00 - 0,00	0,00	0,00	0,00 - 0,00
K17	0,01	0,02	0,00 - 0,04			
K18	0,00	0,00	0,00 - 0,00			
K19	0,16	0,20	0,05 - 0,47	0,15	0,19	0,03 - 0,56
K20	0,00	0,00	0,00 - 0,00			
K21	0,00	0,00	0,00 - 0,00			
K22	0,26	0,23	0,05 - 0,58	0,23	0,16	0,05 - 0,58

Tab. 23 (Teil 3): Erläuterungen s. Teil 1.

	D 1	D 4	D 7	D13	D16	D19	D21	D22	D27	K 2	K 4	K10	K14	K15	K16	K19	K22	
D 1		**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	D 1
D 4	**			**	**	*	**	**	*	**	**	**	*	**	**	*	**	D 4
D 7	**			**	*				**	**	*	**			**	*		D 7
D13 (n=12)	**	**	**		**	**	**	**	**	**	*	*	**	**	**	**	**	D13
D16 (n=10)	**	**	*	**		**		*				*	**	**	**	**		D16
D19 (n=12)	**	*		**	**		*		*	*	*	**			**	*		D19
D21	**	**		**		*									**	**		D21
D22	**	**		**	*				*		*				**			D22
D27 (n=9)	**	*	**	**		*		*							**			D27
K 2	**	**	**	**		*					*				**	**		K 2
K 4	**	**	*	**		*									**	**		K 4
K10 (n=8)	**	**	**	*		**		*		*			**	*	**	**		K10
K14 (n=9)	**	*		**	**							**			**			K14
K15 (n=11)	**			**	**							*			**	*		K15
K16	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	K16
K19	**	**	*	**	**	**	**	**	*	**	**	**	*	*	**	**	**	K19
K22 (n=11)	**	*		**											**	**		K22
	D 1	D 4	D 7	D13	D16	D19	D21	D22	D27	K 2	K 4	K10	K14	K15	K16	K19	K22	

Irrtumswahrscheinlichkeit: * p < 0.05 ** p < 0.01

Tab. 24: Vorzeichenstest (nach Dixon & Mood, s. Kap. 6.5.) auf Signifikanz der Unterschiede zwischen den pH-Meßreihen 17 ausgewählter Standorte; Meßperiode: 17.4.–27.10.1989, Anzahl der Einzelmessungen: n=13, soweit nicht anders angegeben.

	D 1	D 4	D 7	D13	D16	D19	D21	D22	D27	K 2	K 4	K10	K14	K15	K16	K19	K22	
D 1		*	**	**	**	**			**	**	**	**	**	**	**	**	**	D 1
D 4	*		**	**	**				**	**	**	**	**	**	**	**	**	D 4
D 7	**	**		**	**	**			*	**	**	*	**	**	*	*	**	D 7
D13	**	**	**			**	**	**	*	**					**	**		D13
D16 (n=10)	**	**	**	**		**	**	**	*	**							**	D16
D19 (n=12)	**	**	**	**	**	**	**	**	*	**	**	*	**	**	**	**	**	D19
D21	**		**	**	**	**	**	**	**	**	*	*	**	*	**	**	**	D21
D22 (n=12)	**		**	**	**	**	**	**	**	**	*	*	**	*	**	**	**	D22
D27 (n=10)	**	**	*	*	*	**	**	**	*	*	*	*	*	*	*	*	*	D27
K 2 (n=12)	**	**	**			**	**	*	*						**	*	**	K 2
K 4	**	**	**	**		**	**	**	*						**	*	**	K 4
K10 (n=7)	**	**	*			*	*	*				*					*	K10
K14 (n=10)	**	**	**			**	**	**	*			*			*		*	K14
K15 (n=12)	**	**	**			**	*	*	*						**		**	K15
K16	**	**		**		**	**	**	*	**	**		*	**			**	K16
K19	**	**	*	**		**	**	**	*	*	*						**	K19
K22 (n=12)	**	**	**		**	**	**	**	*	**	**	*	*	**	**	**	**	K22
	D 1	D 4	D 7	D13	D16	D19	D21	D22	D27	K 2	K 4	K10	K14	K15	K16	K19	K22	

Tab. 25: Vorzeichenstest auf Signifikanz der Unterschiede zwischen den Na-Meßreihen; Erläuterungen s. Tab. 24.

	D 1	D 4	D 7	D13	D16	D19	D21	D22	D27	K 2	K 4	K10	K14	K15	K16	K19	K22	
D 1																		D 1
D 4			**			**	*	**			**		*	**		*	**	D 4
D 7	**			*	**		*		*	**	**	*	**	**		*	*	D 7
D13			*		*	**				**						*	*	D13
D16 (n=10)			**	*		**	**	**									*	D16
D19 (n=12)	**		**	**	**			*	*	**	**	*	**	**		**	**	D19
D21	*	*		**				*	**	**	**	*	**	**		**	**	D21
D22 (n=12)	**			**				**	**	*	*	*	**	**	*	*	**	D22
D27 (n=10)			*			*	*	**	*	*	*	*	*	*	*	*	*	D27
K 2 (n=12)			**	**		**	**	**							*			K 2
K 4	**		**			**	**	*							**			K 4
K10 (n=7)			*			*	*	*										K10
K14 (n=10)			**			**	**	**									**	K14
K15 (n=12)	**	**				**	**	**										K15
K16								*		*	*							K16
K19 (n=7)	*		*	*		**	*	*									**	K19
K22 (n=12)	**	**		*	*	**	**	**				**			**	**	**	K22
	D 1	D 4	D 7	D13	D16	D19	D21	D22	D27	K 2	K 4	K10	K14	K15	K16	K19	K22	

Tab. 26: Vorzeichenstest auf Signifikanz der Unterschiede zwischen den K-Meßreihen; Erläuterungen s. Tab. 24.

	D 1	D 4	D 7	D13	D16	D19	D21	D22	D27	K 2	K 4	K10	K14	K15	K16	K19	K22	
D 1		**		**		**	**	**		**								D 1
D 4	**		*	**	*							*	*	*				D 4
D 7		*		**		**	**	**				*				**		D 7
D13	**	**	**		**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	D13
D16 (n=10)		*		**		**	**	**	*	*						*		D16
D19 (n=12)	**		**	**	**				*	*	**	*	*		*	**		D19
D21	**			**	**				*	*	*	*	*	*	**	**	**	D21
D22 (n=12)	**		**	**	**				*	*	**	*	*	*	**	*	*	D22
D27 (n=10)				**	*	*	*	*								*		D27
K 2 (n=12)	**			**	*	*	*	*		*	*	*				*		K 2
K 4				**	**	**	*	**		*						*		K 4
K10 (n=7)		*	*	**		*	*	*		*								K10
K14 (n=10)		*		**		*	*	*										K14
K15 (n=12)		*		**		*	*	*								**		K15
K16				**		*	*	*										K16
K19 (n=7)		**		**	*	**	**	**	*	*	*		**					K19
K22 (n=12)				**		**	*	*										K22
	D 1	D 4	D 7	D13	D16	D19	D21	D22	D27	K 2	K 4	K10	K14	K15	K16	K19	K22	

Tab. 27: Vorzeichenstest auf Signifikanz der Unterschiede zwischen den Ca-Meßreihen; Erläuterungen s. Tab. 24.

	D 1	D 4	D 7	D13	D16	D19	D21	D22	D27	K 2	K 4	K10	K14	K15	K16	K19	K22	
D 1		*		**	**	*		*	**	**	**	*	**	**	**	**	**	D 1
D 4	*		*	**	**		*		**	**	**	*	**	**	**	**	**	D 4
D 7		*		**	*	**	**	**	*	**	**	*	*	*	*		**	D 7
D13	**	**	**			**	**	**	**				*	**	**			D13
D16 (n=10)	**	**	*			*	*	**	*							*	**	D16
D19 (n=12)	*	*	**	**	*		**		*	**	**	*	**	**	**	**	**	D19
D21		*		**	*	**	**	**	*	**	**	*	*	**	*	**	**	D21
D22 (n=12)	*	*	**	**	**		**	**	**	**	**	*	**	**	**	**	**	D22
D27 (n=10)	**	**	*		*	*	**	**	*	*	*	*	*	*	*	*	*	D27
K 2 (n=12)	**	**	**			**	**	**	*		*	*	*	*	**	*	*	K 2
K 4	**	**	**			**	**	**	*		*	*	**	**	**		**	K 4
K10 (n=7)	*	**	*			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*			K10
K14 (n=10)	**	**	*	*		**	*	**	*	*	*	*	*	*	*	*	*	K14
K15 (n=12)	**	**	*	**		**	**	**	*	**	*	*	*	*	*	**	**	K15
K16	**	**	*	**		**	**	**	*	**	*	*	*	*	*	**	**	K16
K19 (n=7)	**	**		*		**	**	**	*	*	*	*	*	**	**			K19
K22 (n=12)	**	**	**			**	**	**	*	**	*	*	*	**	**			K22
	D 1	D 4	D 7	D13	D16	D19	D21	D22	D27	K 2	K 4	K10	K14	K15	K16	K19	K22	

Tab. 28: Vorzeichenstest auf Signifikanz der Unterschiede zwischen den Mg-Meßreihen; Erläuterungen s. Tab. 24.

	D 1	D 4	D 7	D13	D16	D19	D21	D22	D27	K 2	K 4	K10	K15	K16	K19	K22	
D 1			**	**	**		*	**	**	**	**	*		**	**	**	D 1
D 4			**			*	**	**	**	**	**			**		**	D 4
D 7	**	**		**	*	*			**			**	**		**	**	D 7
D13	**		**			**	**	**	**	**	**			**	**	**	D13
D16	**		*			**	**	**	**	**	**			**		**	D16
D19		*	*	**	**	**	**	**	**	**	*	**		**	**	**	D19
D21	*	**		**	**	**	*	**	**	**		**	*	**	**	**	D21
D22	**	**		**	**	**	*		**			**	**		**	**	D22
D27	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	D27
K 2	**	**	**	**	**	**	**	**	**	*	*	**	**	**	**	**	K 2
K 4	**	**		**	**				**	*	*	**	**		**	**	K 4
K10	*		**			**	**	**	**	**	**	**	**	*	*	*	K10
K15			**			*	**	**	**	**	**	**	*	*	*	*	K15
K16	**	**		**	**	**			**			**	*		**	**	K16
K19	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	*	*	*	**	*	*	K19
K22	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	*	*	**	**	**	K22
	D 1	D 4	D 7	D13	D16	D19	D21	D22	D27	K 2	K 4	K10	K15	K16	K19	K22	

Tab. 29: Vorzeichenstest auf Signifikanz der Unterschiede zwischen den NH₄-Meßreihen 16 ausgewählter Standorte; Meßperiode: 17.4. – 15.10.1990, Anzahl der Einzelmessungen: n=12, Signifikanzniveaus s. Tab. 24.

	D 1	D 4	D 7	D13	D16	D19	D21	D22	D27	K 2	K 4	K10	K15	K16	K19	K22	
D 1					**				**			**			**	**	D 1
D 4					**				**			**			**	**	D 4
D 7					**				**			**			**	**	D 7
D13					**				**			**			**	**	D13
D16	**	**	**	**		**	**	**	*	**	**	**		**	*	*	D16
D19	**				**				**			**			**	**	D19
D21					**				**			**			**	**	D21
D22					**				**			**			**	**	D22
D27	**	**	**	**	*	**	**	**	**	**	**	*	**	*	*	*	D27
K 2					**				**			**			**	**	K 2
K 4					**				**			**			**	**	K 4
K10	**	**	**	**	**	**	**	**	*	**	**	*	**		*	*	K10
K15									*			*			*	*	K15
K16					**				**			**			**	**	K16
K19	**	**	**	**	*	**	**	**	*	**	**	*	*	**	*	*	K19
K22	**	**	**	**	*	**	**	**	**	**	**	*	*	**	*	*	K22
	D 1	D 4	D 7	D13	D16	D19	D21	D22	D27	K 2	K 4	K10	K15	K16	K19	K22	

Tab. 30: Vorzeichenstest auf Signifikanz der Unterschiede zwischen den PO₄-Meßreihen; Erläuterungen s. Tab. 29.

Standort	21 µm Maschenweite									1 mm Maschenweite								
	Oberfläche			Unteres Akrotelm			Catotelm			Oberfläche			Unteres Akrotelm					
	Tr.masse- verlust [%]	x [%]	s	Tr.masse- verlust [%]	x [%]	s	Tr.masse- verlust [%]	x [%]	s	Tr.masse- verlust [%]	x [%]	s	Tr.masse- verlust [%]	x [%]	s			
D 1	21,0	24,5	3,3	21,5	21,2	1,4				22,5	23,0	4,7	33,2	27,0	3,6			
	27,7			19,5						19,1			26,0					
	22,5			22,5						23,6			25,2					
	22,9			22,6						19,1			24,2					
	28,1			20,1						30,7			26,3					
D 7	21,9	19,3	2,7	14,4	12,0	1,7				29,8	33,2	11,3	30,2	19,5	7,0			
	16,6			13,0						45,2			18,9					
	21,0			10,7						38,8			15,9					
	20,8			11,3						19,2			21,0					
	16,2			10,5									11,3					
D16	38,5	34,9	6,7	10,4	27,8	12,6				30,8	40,8	5,7	24,1	35,2	13,0			
	34,3			37,5						41,5			49,5					
	23,4			20,2						43,7			28,2					
	39,5			29,7						43,1			25,1					
	38,6			41,2						45,0			49,3					
D19	20,4	27,7	7,3	6,9	11,2	6,4				28,4	39,3	9,0	5,3	13,6	6,6			
	34,9			11,7						47,6			21,7					
	35,0			5,8						31,0			9,3					
	20,2			22,0						42,4			18,3					
	28,2			9,4						46,9			13,3					
D21	34,3	37,1	4,5	9,8	9,3	3,8	4,3	5,4	1,9	46,5	41,0	3,9	5,3	7,9	4,8			
	42,2			10,0			4,4			40,9			4,3					
	31,8			5,2			7,6			42,7			4,7					
	35,8			6,4						36,4			9,7					
	41,2			15,0						38,5			15,7					
D22	37,2	29,8	12,1	6,6	5,9	1,7				21,5	29,5	8,3	14,7	10,5	5,3			
	41,8			5,1						35,0			14,7					
	36,0			3,9						30,6			3,6					
	20,6			5,5						39,6			6,0					
	13,4			8,4						20,7			13,6					
D27	40,5	26,1	8,5	21,0	27,5	9,6				11,3	25,0	9,4	24,4	29,7	9,2			
	21,1			18,2						22,2			22,4					
	27,6			23,0						24,8			22,2					
	21,0			34,7						36,7			39,6					
	20,5			40,5						29,9			39,8					
K 2	22,9	15,4	6,2	27,1	20,2	6,8	8,0	10,7	2,7	12,2	15,5	8,8	24,1	22,7	4,4			
	16,6			15,2			13,3			30,7			26,7					
	16,5			28,0			10,7			10,3			25,5					
	15,4			14,0						15,0			15,6					
	5,6			16,6						9,3			21,5					
K 4	23,3	34,7	10,1	24,4	21,2	2,7				44,4	46,2	4,1	39,8	32,1	5,8			
	46,6			17,1						48,5			28,3					
	27,1			20,9						42,8			26,3					
	33,1			21,4						43,2			29,4					
	43,4			22,2						52,3			36,7					
K10	40,0	40,7	3,4	18,5	26,6	10,0				36,9	38,1	5,4	32,0	32,2	10,2			
	35,0			35,7						35,9			33,8					
	43,1			34,8						47,0			44,0					
	42,9			17,6						32,3			19,1					
	42,7									38,2								

Tab. 31: Ergebnisse der Zellulosezerersetzung im 'litter bag' Versuch (Maschenweiten 21 µm und 1 mm); angegeben sind jeweils der prozentuale Trockenmassenverlust der Einzelproben, der arithmetische Mittelwert (x) sowie die Standardabweichung (s), jeweils für zwei bzw. drei unterschiedliche Lagerungstiefen.

	D 1	D 7	D16	D19	D21	D22	D27	K 2	K 4	K10
D 1		*	*		*			*	*	*
D 7	*		*		*			*	*	*
D16	*	*						*		*
D19					*			*		*
D21	*	*		*			*	*		
D22										*
D27					*			*		*
K 2	*		*	*	*		*	*	*	*
K 4	*	*						*		
K10	*	*	*	*		*	*	*		

Irrtumswahrscheinlichkeit: * P < 0.10 (!)

Tab. 32: Oberflächennahe Zellulosezerersetzung: Prüfung auf Signifikanz der Unterschiede zwischen den Meßreihen aus je 5 Parallelen im U-Test nach Wilcoxon, Mann & Whitney (s. Kap. 6.5.).

	D 1	D 7	D16	D19	D21	D22	D27	K 2	K 4	K10
D 1		*		*	*	*				
D 7	*		*			*	*	*	*	*
D16		*		*	*	*				
D19	*		*			*	*	*	*	
D21	*		*				*	*	*	*
D22	*	*	*	*			*	*	*	*
D27		*		*	*	*				
K 2		*		*	*	*				
K 4		*		*	*	*				
K10		*			*	*				

Tab. 33: Zellulosezerersetzung im unteren Akrotelm: U-Test, Erläuterungen s. Tab. 32.

Altersklasse:	11-20 J.		21-40 J.		41-60 J.		> 61 J.		Altersklasse:	11-20 J.		21-40 J.		41-60 J.		> 61 J.	
Standort	x	s	x	s	x	s	x	s	Standort	x	s	x	s	x	s	x	s
D13			6,8	1,4					Transekt II	0,9	0,5	1,9	1,1	3,1	2,1		
D14			7,6	1,1					K7			2,8	0,2	2,6	0,9		
D15	4,3	-	7,7	1,6					K8			2,7	0,7	4,6	-		
D16	4,0	1,1	5,7	2,6					K9							7,0	-
D17	1,3	0,5							K11							19	-
D18	2,4	0,4							K12		1,4	-		5,0	-	4,5	3,2
D20	3,6	1,1	4,5	1,9					K13	0,1	-			5,5	0,0	5,8	-
D21	1,3	0,3							K14							5,0	1,4
D26	2,3	0,3							K15			5,7	0,7			9,2	0,0
D27			11,0	1,8					Transekt IIIa	0,2	0,06	0,9	0,6				
									K22			5,2	0,8	6,4	3,3		

Tab. 34: Durchschnittlicher jährlicher Volumenzuwachs von *Betula pubescens* [Kubikdezimeter/Jahr]; Bäume > 2.5 m Höhe; angegeben sind jeweils arithmetisches Mittel (x) und Standardabweichung (s, für n > 1).

Standort	x	s	Standort	x	s
DM. T.1	0,02	0.008	D6	0,12	0,038
DM. T.2	0,01	0.005	D7	0,13	0,046
DM. T.4	0,01	0.002	D7sph	0,02	0,015
T.1-4Damm	0,07	0.048	D19	0,04	0,009
D1	0,03	0.022	Entkuss.fl.	0,08	0,033
D2	0,30	0.139	DM. Bi.kolk	0,64	0,133
D3	0,16	0.047			
D4	0,10	-	K.M. Zentralf.	0,01	0,006
D5	0,09	0.035	K.M. Acker	1,21	0,510

Tab. 35: Durchschnittlicher jährlicher Volumenzuwachs von *Betula pubescens* [Kubikdezimeter/Jahr]; Jungbirken < 2,5 m Höhe; angegeben sind jeweils arithmetisches Mittel (x) und Standardabweichung (s, für n > 1).

Tab. 36: Die Vegetation der Standorte D1 – K22: Birkenarme Regenerationsflächen
 1. Sphagno-Rhynchosporium albae OSV.23 em. KOCH 26, Subassoziation von Sph. fallax
 2. Erica-Sphagnetum magellanici (OSV.23) MOORE 68
 2.1. Subassoziation von Sph. fallax
 2.2. Übergangsstadium zwischen der Subassoziation von Sph. fallax und der typischen Subassoziation (vgl. Transekte I–V, Tab. 42)
 2.3. Krennominerobionten-reiche Ausbildung
 3. Sphagnum-Empetrum-Gesellschaft
 3.1. Ausbildung mit Sph. fallax (= Sph. fallax-Empetrum-Gesellschaft)
 3.2. Ausbildung mit Sph. rubellum, hypothetisches Initialstadium der Regeneration

	1.		2.				3.		
			2.1.	2.2.	2.3.				
	K 16	K 2	D 1	K 17	D 8	D 7	K 3	D 24	D 22
Standort:	K 16	K 2	D 1	K 17	D 8	D 7	K 3	D 24	D 22
Größe d. Aufnahmefl. [m]:	2x1	2x2	3x2	2x1	3x2	2x2	3x3	3x3	3x3
Anzahl der Arten:	10	10	24	17	25	25	13	17	18
Deckung der Schichten:									
– Baum- u. Strauchschicht:			25%	15%	8%	40%	<5%	5%	<3%
B.1, Deckung:							<5%		
* (max. Höhe):							(6m)	E.	E.
B.2, Deckung:									
* (max. Höhe):									
Str.1 (0,6–3,0m):			25%	15%	3%	40%			
Str.2 (bis 0,5m):	<3%		<3%	<3%	5%	<3%		5%	<3%
– Krautschicht:	25%	80%	80%	50%	80%	85%	98%	98%	95%
– Moosschicht:	98%	95%	90%	90%	85%	25%	25%	60%	60%
Ch.1.	Rhynchospora alba	2a	.	2m
Ch.2.	Oxycoccus palustris	2m	4	2m	2m	2m	2b	2m	2m
	Sph. magellanicum	.	2b	2m	3	2b	2a	2m	.
	Sph. rubellum	.	.	.	3	2m	.	2b	2a
	Andromeda polifolia	.	.	.	2m	1	.	2m	2m
	Sph. papillosum	.	.	2m	.	2m	.	.	.
d.1. u. 2.1.	Sph. fallax	4	4	5	3	2m	2b	.	.
d.2.3.	Sph. nemoreum	cf 2m	.	2m	.
(Kremn.)	Sph. subnitens	2m	.	.	.
	Sph. fimbriatum	2a	.	.	1
	Sph. palustre	2m	.	.	.
	Dryopteris carthusiana	+	.	+	cf +
D.3. und d.2.3.	Empetrum nigrum	2b	2b	5	5
Ombr.	Erica tetralix	1	2b	3	3	2a	2a	1	2m
	Eriophorum angustifolium	2a	2a	2a	2m	2m	2a	2m	1
	Eriophorum vaginatum	.	1	3	2a	4	4	2m	3
	Odontoschisma sphagni	.	.	2m	2m	2a	2m	2m	2m
	Cephalozia connivens	.	2m	2m	2m	2m	.	.	2m
	Sph. cuspidatum	3	.	+	2m	2m	.	.	.
	Calluna vulgaris	.	2m	2m	2a	2m	.	.	.
	Pohlia nutans aggr.	.	.	2m	2m	2m	.	.	.
	Aulacomnium palustre	.	.	2m	2m	2m	.	.	(2m)
	Drosera rotundifolia	2m	.	.	1
	Cephalozia elachista	.	.	1	.	1	.	.	.
	Polytrichum strictum	.	.	1
	Kurzia pauciflora	.	.	2m
Kremn.	Betula pubescens B.1	[+]	.	.
	Betula pubescens Str.1	.	.	2b	[2a]	+	3	.	.
	Betula pubescens Str.2	+	.	+	r	2a	+	.	2a
	Betula pubescens Keiml.	2m	.	1	+	.	.	.	2m
	Bet. pendula Str.1	.	.	2a
	Hypnum cupressiforme aggr.	.	.	2m	2m	2m	2m	2a	3
	Molinia caerulea	2m	.	2m	2m	2m	2a	1	.
	Campylopus pyriformis	.	.	2m	.	2m	.	.	2m
	Calyptogeia fissa	.	1	1	.	1	.	.	.
	Polytrichum gracile	.	.	1	.	.	2m	.	.
	Leucobryum glaucum	2m
	Dicranum scoparium	2m
	Pleurozium schreberi	2b
	Deschampsia flexuosa	+
Limn.	Drepanocladus fluitans	2m	.	2m
Eumin.	Brachythecium rutabulum	.	1	.	.	.	2m	.	.
	Lophocolea bidentata	cf 2m	.	.	.
	Ptilidium ciliare	2m

E. = Fläche wurde 1985 entkusselt

Tab. 38: Die Vegetation der Standorte D1 – K22: Birkenarme Hochmoordegenerationsstadien

(= Initialstadien des sekundären Moorbirkenwaldes)

1. Erica-Stadium, Ausbildung mit Vernässungszeigern

2. Eriophorum vaginatum-Stadium

3. Molinia-Stadium

		1.		2.						3.	
Standort:		D 5	D 4	D 23	D 19	D 10	D 11	D 12	D 25	D 9	
Größe d. Aufnahmefl. [m]:		2x4	3x3	2x3	4x4	2x2	2x2	2x2	2x1	2x2	
Anzahl der Arten:		26	23	19	23	18	20	22	15	17	
Deckung der Schichten:											
– Baum- u. Strauchschicht:		30%	5%	20%	30%	3%	10%	5%	25%	5%	
B.1, Deckung:											
" (max. Höhe):				E.			E.	E.	E.		
B.2, Deckung:											
" (max. Höhe):											
Str.1 (0,6–3,0m):		30%	[5%]	10%	20%				20%		
Str.2 (bis 0,5m):		<3%	<3%	10%	10%	3%	10%	5%	10%	5%	
– Krautschicht:		40%	70%	98%	80%	95%	85%	95%	90%	90%	
– Moosschicht:		50%	70%	40%	70%	20%	30%	30%	50%	10%	
D.1.	<i>Erica tetralix</i>	3	4	2b	2b	2b	2b	2m	2a	2a	
D.2.	<i>Eriophorum vaginatum</i>	2a	2a	3	3	2b	4	3	2b	2a	
D.3.	<i>Molinia caerulea</i>	1	.	2a	2m	2m	2m	2a	2b	5	
d.1.	<i>Rhynchospora alba</i>	1	1	
	<i>Sph. tenellum</i>	2m	
	<i>Sph. fallax</i>	2m	2m	
	<i>Sph. cuspidatum</i>	2m	2m	
	<i>Sph. magellanicum</i>	1	
d.1.	<i>Sph. molle</i>	2m	
(Kremn.)	<i>Sph. subnitens</i>	.	2m	
	<i>Sph. fimbriatum</i>	2m	
Omr.	<i>Calluna vulgaris</i>	2m	2m	2m	+	2b	2a	3	2m	2m	
	<i>Odontoschisma sphagni</i>	2b	2a	2a	2m	2m	2m	2m	2m	2a	
	<i>Andromeda polifolia</i>	2m	2a	2m	2m	2a	2m	.	2m	2m	
	<i>Cephalozia connivens</i>	2m	2m	.	2m	2m	2m	2m	2m	2m	
	<i>Eriophorum angustifolium</i>	2a	2m	2m	2m	1	.	.	1	1	
	<i>Pohlia nutans</i> aggr.	2m	2m	2m	.	.	2m	2m	.	2m	
	<i>Empetrum nigrum</i>	.	.	2a	2a	3	2a	2b	3	.	
	<i>Oxycoccus palustris</i>	.	.	3	2b	2m	2m	.	2m	1	
	<i>Drosera rotundifolia</i>	.	.	.	r	r	
	<i>Kurzia pauciflora</i>	2m	.	.	.	2m	
	<i>Polytrichum strictum</i>	1	
	<i>Sph. rubellum</i>	.	.	2m	
Kremn.	<i>Betula pubescens</i> Str.1	3	[+]	2a	2b	.	.	.	2b	.	
	<i>Betula pubescens</i> Str.2	1	+	2a	2a	+	2a	2a	2a	2a	
	<i>Betula pubescens</i> Keiml.	2m	2m	1	2m	.	1	1	1	+	
	<i>Bet. pendula</i> Str.1	+	
	<i>Bet. pendula</i> Str.2	.	.	r	.	.	+	.	.	r	
	<i>Campylopus pyriformis</i>	2a	2m	2m	2a	2m	2b	2a	2m	2m	
	<i>Hypnum cupressiforme</i> aggr.	.	4	2b	3	2b	2m	2b	2b	2m	
	<i>Leucobryum glaucum</i>	.	2m	2m	2a	2m	2m	2m	.	2m	
	<i>Polytrichum gracile</i>	2m	.	.	2m	.	2m	2a	.	.	
	<i>Dicranum scoparium</i>	2m	2m	.	2m	
	<i>Dryopteris carthusiana</i>	.	.	+	.	.	.	1	.	.	
	<i>Vaccinium myrtillus</i>	2m	
	<i>Deschampsia flexuosa</i>	2m	.	.	.	
	<i>Pleurozium schreberi</i>	.	2m	
	<i>Sph. nemoreum</i>	2m	
	<i>Sph. palustre</i>	2m	.	.	
Eumin.	<i>Campylopus flexuosus</i>	2m	2m	2m	2m	2m	2m	.	.	2m	
	<i>Cephaloziella rubella</i>	.	1	.	2m	
	<i>Campylopus introflexus</i>	2m	
	<i>Lophozia ventricosa</i>	.	.	.	2m	
	<i>Ptilidium ciliare</i>	.	.	.	2m	
	<i>Cephaloziella spec.</i>	1	.	.	
	<i>Holcus mollis</i>	+	.	.	
	<i>Epilobium angustifolium</i>	1	.	.	
	<i>Salix spec.</i> (Keimling)	r	.	.	
	<i>Hytocomium splendens</i>	2m	.	.	
Flechten	<i>Cladonia fimbriata</i>	.	2m	.	2m	.	2m	2m	2m	.	
	<i>C. portentosae</i>	2m	2m	2m	.	
	<i>C. chlorophaea</i> aggr.	.	2m	.	2m	.	2m	.	.	.	
	<i>C. coniocraea</i>	2m	.	.	
	<i>C. arbuscula</i>	.	.	2m	

E. = Fläche wurde 1985 entkesselt

Tab. 40:

Die Vegetation der Transekte I – V: Birkenarme Regenerationsflächen (1), Teiltabelle

1. *Sphagnum cuspidatum*–*Eriophorum angustifolium*–Gesellschaft2. *Sphagno*–*Rhynchosporium albae* OSV.23 em. KOCH 262.1. Subassoziation von *Sphagnum cuspidatum*2.2. Subassoziation von *Sphagnum fallax*(IIIa,14: Übergang zum *Erico*–*Sphagnetum magellanicum*)

		1.		2.						
				2.1.			2.2.			
Bohrpunktbezeichnung:		IIIa								
		23	22	21	20	19	18	17	16	15
Standort (des Meßprogramms):		K16								
Größe der Aufnahmefläche [m]:		1x1	1x1	2x1						
Höhe des neogenen Torfes [cm]: (ohne rezente Streuauflage)		?	?	?	34	36	35	32	27	34
D.1.	<i>Eriophorum angustifolium</i>	4	3	2a	2a	2a	2m	2m	2a	2a
D.1. u. d.2.1.	<i>Sph. cuspidatum</i>	5	5	4	4	5	5	5	3	2m
Ch.2.	<i>Rhynchospora alba</i>	.	.	2m	2m	2m	2b	2b	2a	2a
d.2.2.	<i>Sph. fallax</i>	2m	.	.	2m	2m	2m	2a	4	5
Ombr.	<i>Drosera rotundifolia</i>	.	1	2m	2m	1	2m	1	2m	2m
	<i>Erica tetralix</i>	2a	1	2a
	<i>Oxycoccus palustris</i>	2m	2m
	<i>Aulacomnium palustre</i>	1
	<i>Sph. magellanicum</i>	2m
	<i>Eriophorum vaginatum</i>	2m
	<i>Calluna vulgaris</i>	2m
Kremn.	<i>Betula pubescens</i> Str.2	.	.	r	.	.	+	+	+	+
	<i>Bet. pendula</i> Str.2	.	.	r	.	.	.	(r)	.	.
	<i>Molinia caerulea</i>	2m	(2a)	2m	2a
	<i>Vaccinium myrtillus</i>	(1)	.	.
	<i>Picea abies</i> Keiml.	(r)	.	.

Tab. 43: Die Vegetation der Transekte I – V: Birkenarme Regenerationsflächen (4), Teiltabelle
 5. Sphagnum fallax–Erica–Gesellschaft
 6. Sphagnum fallax–Empetrum–Gesellschaft
 7. Sphagnum palustre–Molinia–Gesellschaft

		5.				6.			7.
Bohrpunktbezeichnung:		IV 12	IV 9	IV 18	IIIa 9	II 16	II 14	V 7.5	IV 3
Standort (des Meßprogramms):		K3							
Größe der Aufnahmefläche [m] :		1x1	1x1	1x1	2x1	3x3	2x2	0.5x2	1x1
Höhe des neogenen Torfes [cm] : (ohne rezente Streuauflage)		34	31	23	35	53	55	35	22
D.Regen.	Sph. fallax	5	5	4	4	2b	5	5	.
D.5.	Erica tetralix	4	3	2b	3	1	2m	2m	2b
D.6.	Empetrum nigrum	.	.	.	1	5	2b	2a	.
D.7.	Molinia caerulea	2m	+	2b	1	1	1	2a	3
	Sph. palustre	2a	5
Ombr.	Oxycoccus palustris	2a	2m	2a	2m	2b	4	2m	.
	Eriophorum vaginatum	2m	2m	2a	2m	2m	2m	2m	1
	Eriophorum angustifolium	2a	1	2m	3	2m	2b	3	.
	Aulacomnium palustre	.	.	2a	2m	2m	.	2m	.
	Sph. magellanicum	.	.	.	2m	2m	2m	.	.
	Calluna vulgaris	.	.	.	+	.	.	1	.
	Andromeda polifolia	2m	.
	Drosera rotundifolia	.	.	.	1
	Sph. papillosum	.	.	.	2m
Kremn.	Betula pubescens B.	.	.	.	[2b]	[+]	[r]	.	[2b]
	Betula pubescens Str.1	r	2a	.	[r]	.	.	2b	.
	Betula pubescens Str.2	.	.	2b	.	.	.	+	.

Bohrpunkt- bezeichnung:	I 0	I 3	I 6	I 9	I 15	I 18	I 21	I 24	I 27	I 36	I 41	I 45
Größe der Aufnahme- fläche [m]:	1x1	1x1	1x1	1x1	1x1	1x1	1x1	1x1	1x1	1x1	1x1	1x1
<i>Betula pubescens</i> (B.1–Str.2)	2b	2b	.	.	[2a]	4	4	[2a]	.	.	2b	.
<i>Sph. magellanicum</i>	3
<i>Molinia caerulea</i>	2m	1
<i>Sph. papillosum</i>	.	3
<i>Calluna vulgaris</i>	.	2m
<i>Andromeda polifolia</i>	2m	2m	1	1	1	.
<i>Oxycoccus palustris</i>	2a	2a	2a	2a	2b	2m	.
<i>Sph. fallax</i>	4	3	5	5	4	5	4	5	5	5	4	5
<i>Eriophorum angustifolium</i>	2b	2b	2b	3	2b	2b	2a	2b	2b	2b	2a	2b
<i>Eriophorum vaginatum</i>	2a	2a	.	.	2a	2b	3	2b	2b	2m	2a	2m
<i>Erica tetralix</i>	2a	2m	.	.	2m	.	1	2a	.	.	2b	.
<i>Aulacomnium palustre</i>	2b	2a	2b	2a	.	.	2a	.
<i>Sph. cuspidatum</i>	2m

Tab. 45: Transekt I, Artmächtigkeit der wichtigsten Phanerogamen und Moose.

Bohrpunkt- bezeichnung:	V 15	V 11	V 7.5	V 5
Größe der Aufnahme- fläche [m]:	1x1	1x1	0.5x2	1x1
<i>Betula pubescens</i> (Str.1–2)	.	.	2b	.
<i>Sph. magellanicum</i>	5	.	.	.
<i>Erica tetralix</i>	2a	2m	2m	.
<i>Andromeda polifolia</i>	1	1	2m	.
<i>Eriophorum angustifolium</i>	3	3	3	2b
<i>Oxycoccus palustris</i>	2a	2m	2m	2a
<i>Sph. cuspidatum</i>	.	2m	.	.
<i>Sph. fallax</i>	.	5	5	5
<i>Calluna vulgaris</i>	.	.	1	.
<i>Eriophorum vaginatum</i>	.	.	2m	.
<i>Aulacomnium palustre</i>	.	.	2m	.
<i>Empetrum nigrum</i>	.	.	2a	.
<i>Molinia caerulea</i>	.	.	2a	.
<i>Sph. palustre</i>	.	.	2a	.

Tab. 46: Transekt V, Artmächtigkeit der wichtigsten Phanerogamen und Moose.

Bohrpunkt- bezeichnung:	IIIb 0	IIIb 2	IIIb 4	IIIb 6	IIIb 8	IIIb 10	IIIb 12	IIIb 14	IIIb 16	IIIb 18	IIIb 20	IIIb 22
Größe der Aufnahme- fläche [m]:	1x1	1x1	1x1	1x1	1x1	1x1	1x1	1x1	1x1	1x1	1x1	1x1
<i>Betula pubescens</i> (B.1–Str.2)	2b	2b	+	+	+	2b	[2a]	4	.	3	[2a]	.
<i>Sph. magellanicum</i>	2b	5	4	3	5	2m	3	2m	2a	.	5	.
<i>Erica tetralix</i>	1	3	4	3	2b	3	3	4	3	.	3	.
<i>Sph. fallax</i>	5	2m	2b	3	2b	2a	2b	3	5	5	2m	3
<i>Eriophorum angustifolium</i>	2b	2m	2m	2b	2a	2m	2b	2m	3	4	.	3
<i>Calluna vulgaris</i>	.	2b	2a	.	.	.	2a	.	.	.	2a	.
<i>Sph. cuspidatum</i>	.	.	2m	4
<i>Rhynchospora alba</i>	2m
<i>Oxycoccus palustris</i>	2m	2m	.	.	2a	2m	2m	.
<i>Aulacomnium palustre</i>	2m	2m
<i>Eriophorum vaginatum</i>	2b	.	2a	.	2a	.	.
<i>Molinia caerulea</i>	2a	.	2b	.	.
<i>Phragmites australis</i>	+

Tab. 49: Transekt IIIb, Artmächtigkeit der wichtigsten Phanerogamen und Moose.

Bohrpunkt- bezeichnung:	IV 0	IV 3	IV 6	IV 9	IV 12	IV 15	IV 18	IV 21	IV 24	IV 27	IV 30	IV 33	IV 36	IV 39	IV 42
Größe der Aufnahme- fläche [m]:	1x1	1x1	1x1	1x1	1x1	1x1	1x1	1x1	1x1	1x1	1x1	1x1	1x1	1x1	1x1
<i>Betula pubescens</i> (B.1–Str.2)	5	[2b]	3	2a	r	.	2b	.	.	.	4	.	.	.	3
<i>Sph. nemoreum</i>	2m
<i>Sph. palustre</i>	2m	5
<i>Molinia caerulea</i>	5	3	3	+	2m	.	2b	.	.	.	1	.	.	.	2a
<i>Eriophorum vaginatum</i>	2m	1	2m	2m	2m	.	2a	.	.	.	4	.	.	.	4
<i>Sph. fallax</i>	2a	.	4	5	5	5	4	5	.	2a	3	5	5	5	4
<i>Erica tetralix</i>	.	2b	1	3	4	2a	2b	2m	2a	.	2a	2a	.	.	.
<i>Sph. magellanicum</i>	.	.	2b	5	5	.	2a	.	.
<i>Eriophorum angustifolium</i>	.	.	.	1	2a	2b	2m	2b	2b	3	2m	4	4	4	.
<i>Oxycoccus palustris</i>	.	.	.	2m	2a	2a	2a	2m	2b	2b	2m	2m	.	.	.
<i>Aulacomnium palustre</i>	2a
<i>Sph. cuspidatum</i>	2a	2m	.
<i>Calluna vulgaris</i>	1

Tab. 50: Transekt IV, Artmächtigkeit der wichtigsten Phanerogamen und Moose.

Standort	Moorstruktur		Vegetationseinheit (s. Tab. 5)	Spaltennr. in Tab. 5	Standort	Moorstruktur		Vegetationseinheit (s. Tab. 5)	Spaltennr. in Tab. 5
D1	Handtorfstich		R, Erico-Sph, fal	2	K1			MR, fal-E.vag, typ	8
D2	Torfbank		M, Mol, E.vag	21	K2			R, Erico-Sph, fal	2
D3	Hochfläche,	Transekt I	M, Mol, E.vag	21	K3	zentrale Torfstichzone	Transekt II	R, Sph-Emp, fal	5
D4	Bewaldungs-		D, Erica	15	K4			MR, fal-E.vag, typ	8
D5	stadien		D, Erica	15	K5			MR, fal-Mol, oligo	12
D6			M, E.vag	18	K6			MR, fal-E.vag, eusp	9
D7	Hochfläche,		R, Erico-Sph, Krem	4	K7	Stichkante		M, Mol, D.flex	23
D8	aktiv bewässert		R, Erico-Sph, Krem	4	K8			MR, fal-Mol, meso, Krem	14
D9	Hochfläche,	Transekt 2	D, Mol	17	K9	sek.		M, Emp, reif	20
D10	angestaut		D, E.vag	16	K10	Randgehänge		M, Mol, D.flex	23
D11	(D11 u. D12		D, E.vag	16	K11			M, Mol, D.flex	23
D12	entkusselt)		D, E.vag	16	K12	alter Birkenwald		MR, fal-E.vag, Krem	10
D13	sek. Lagg		M, meso, typ	25	K13	in zentraler		MR, fal-E.vag, Krem	10
D14		Transekt 3	M, Mol, typ	22	K14	Torfstichzone		MR, fal-Mol, meso, Krem	14
D15			M, Mol, typ	22	K15	sek. Lagg		M, meso, Alnus	26
D16	Randgehänge		M, Mol, typ	22	K16			R, Sph-Rhyn	1
D17			M, Emp, jung	19	K17	Torfstichzone	Transekt IIIa	R, Erico-Sph, Übg	3
D18		M, E.vag	18	K18	am			MR, fal-Erica	7
D19	Hochfläche	D, E.vag	16	K19	Kleinen Teich			MR, fal-Emp	11
D20	sek.		M, Mol, E.vag	21	K20			MR, fal-Mol, meso, typ	13
D21	Randgehänge	Transekt 4	M, Emp, jung	19	K21			MR, fal-Mol, meso, typ	13
D22	(D22 u. D23		R, Sph-Emp, rub	6	K22	östl. Moorrund		M, meso, Eumin	27
D23	entkusselt)		D, E.vag	16					
D24	Hochfläche,		R, Sph-Emp, rub	6					
D25	entkusselt	D, E.vag	16						
D26	Randgehänge		M, Mol, E.vag	21					
D27			M, D.flex	24					

Tab. 14: Moorstrukturen und Vegetationseinheiten der Standorte D1-K22.

R = birkenarme Regenerationsflächen
D = " Hochmoordegenerationsstadien
M = Moorbirkenwälder ohne Regeneration
MR = Moorbirkenwälder mit Regeneration

**MITTEILUNGEN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT GEOBOTANIK
IN SCHLESWIG-HOLSTEIN UND HAMBURG e.V.**

Folgende Hefte sind noch lieferbar:

- 24, 1974 CLAUSEN, W., Zur Geschichte und Vegetation ostholsteinischer Stock-
ausschlagwälder, 125 S., DM 8,20
- 25, 1975 USINGER, H., Pollenanalytische und stratigraphische Untersuchungen
an zwei Spätglazialvorkommen in Schleswig-Holstein, 183 S.,
DM 16,80
- 26, 1976 MÖLLER, H., Soziologisch-ökologische Untersuchungen der Sandkü-
stenvegetation an der schleswig-holsteinischen Ostsee, 166 S.,
DM 25,30
- 27, 1976 KLINGER, P.-U., Bearbeitung der mitteleuropäischen *Sphagna cuspi-*
data..., 59 S., DM 4,50
- 28a 1977 SCHREITLING, K.-Th., Wir bestimmen Laubbäume im Winter, 47 S.,
DM 4,00
- 28b 1977 SCHREITLING, K.-Th. Wir bestimmen Bäume im Sommer, 28 S.,
DM 2,40
- 29, 1978 MARTENSEN, H.-O. u. W. PROBST, Synoptische *Rubus*-Flora für
Nordwestdeutschland und Nordeuropa, 144 S., DM 10,80
- 31, 1981 RAABE, E.W., Über die Vegetation des Vorlandes an der östlichen
Nordseeküste, 124 S. und farbige Vegetationskarte, DM 20,80
- 32, 1982 RAABE, E.W., C. BROCKMANN u. K. DIERSSEN, Verbreitungskarten
ausgestorbener, verschollener und sehr seltener Gefäßpflanzen in
Schleswig-Holstein, 317 S., DM 30,00
- 33, 1984 Zur Flora und Vegetation Schleswig-Holsteins und angrenzender Ge-
biete - Dem Andenken an E.W. RAABE gewidmet, 315 S., DM 34,00
- 35, 1985 GULSKI, M., Landschaftsökologische Untersuchungen im Hellbachtal
(Kreis Herzogtum Lauenburg), 109 S., DM 10,80.
- 36, 1986 JANSEN, W., Flora des Kreises Steinburg, 403 S., DM 34,00
- 37, 1987 ALTROCK, M., Vegetationskundliche Untersuchungen am Vollstedter
See unter besonderer Berücksichtigung der Verlandungs-, Nieder-
moor- und Feuchtgrünland-Gesellschaften, 128 S., DM 15,50.

- 39, 1988 MIERWALD, U., Die Vegetation der Kleingewässer landwirtschaftlich genutzter Flächen. Eine pflanzensoziologische Studie aus Schleswig-Holstein, 286 S., DM 30,00.
- 43, 1992 LÜTT, S., Produktionsbiologische Untersuchungen zur Sukzession der Torfstichvegetation in Schleswig-Holstein. 272 S., DM 20,00
- 44, 1992 TWENHÖVEN, F. L., Untersuchungen zur Wirkung stickstoffhaltiger Niederschläge auf die Vegetation von Hochmooren. 172 S., DM 20,00
- 45, 1993 GARNIEL, A., Die Vegetation der Karpfenteiche Schleswig-Holsteins. 352 S., 27,50 DM
- 46, 1994 ZIMMER, D.; Erfassung der Flechtenflora der Stadt Kiel sowie ihre Auswertung unter immissionsökologischen Aspekten. 140 S., DM 15,00

Die Preise gelten für Mitglieder der AG Geobotanik, für Studierende und für den Buchhandel. Sie entsprechen den reinen Herstellungskosten.

Anschrift der Arbeitsgemeinschaft:

Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.
Neue Universität, Biologiezentrum N 41a, D-24098 Kiel.

Abb. 60: Legende zu den Bohrprofilen der Transekte I-V (Abb. 61-74)
(Humifizierungsgrad nach v. POST)

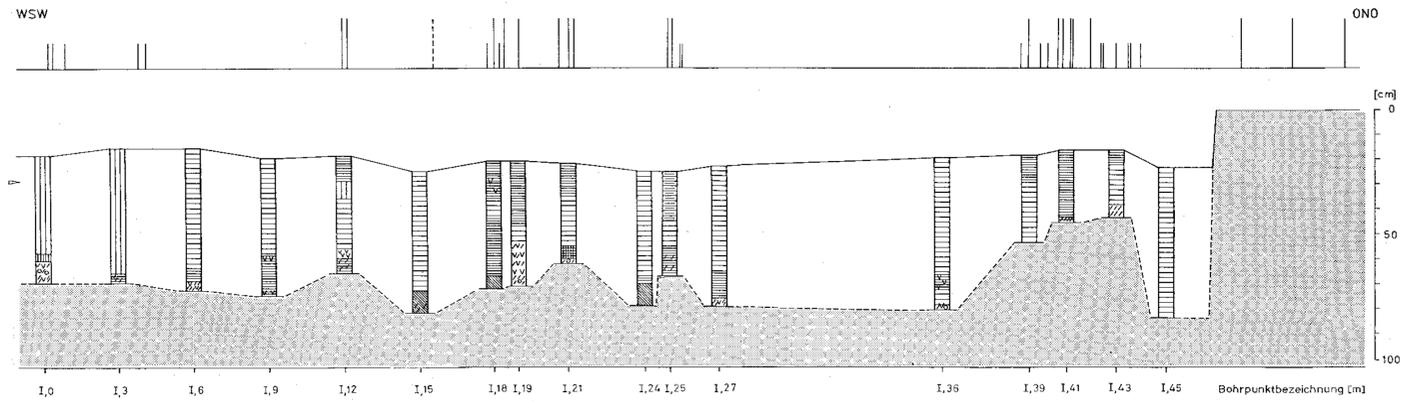
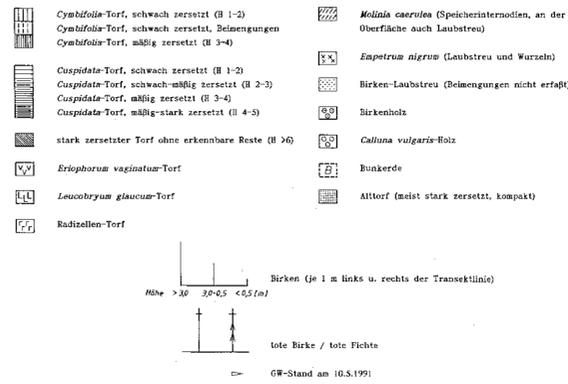


Abb. 61: Transekt I, K.M.: Bohrprofil und Verbreitung der Birken
Legende s. Abb. 60.

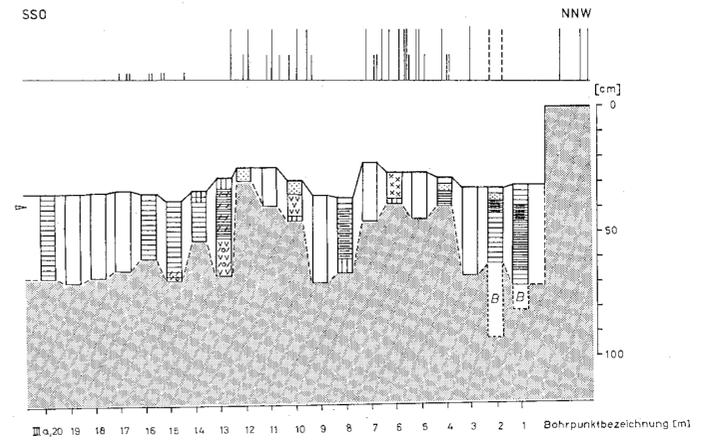


Abb. 63: Transekt IIIa, K.M.: Bohrprofil und Verbreitung der Birken
Legende s. Abb. 60.

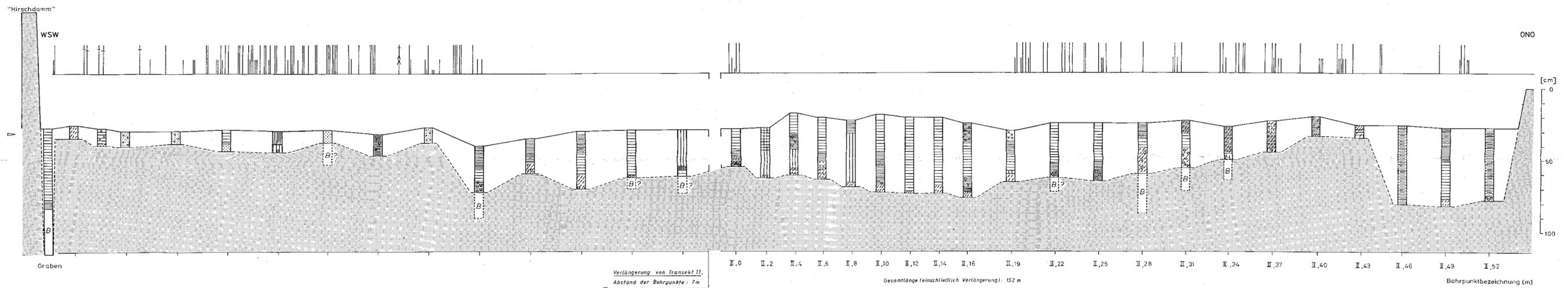


Abb. 62: Transekt II, K.M.: Bohrprofil und Verbreitung der Birken
Legende s. Abb. 60.

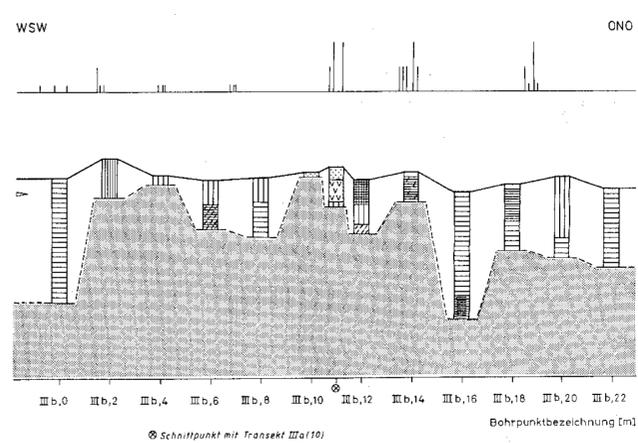


Abb. 64: Transekt IIIb, K.M.: Bohrprofil und Verbreitung der Birken
Legende s. Abb. 60.

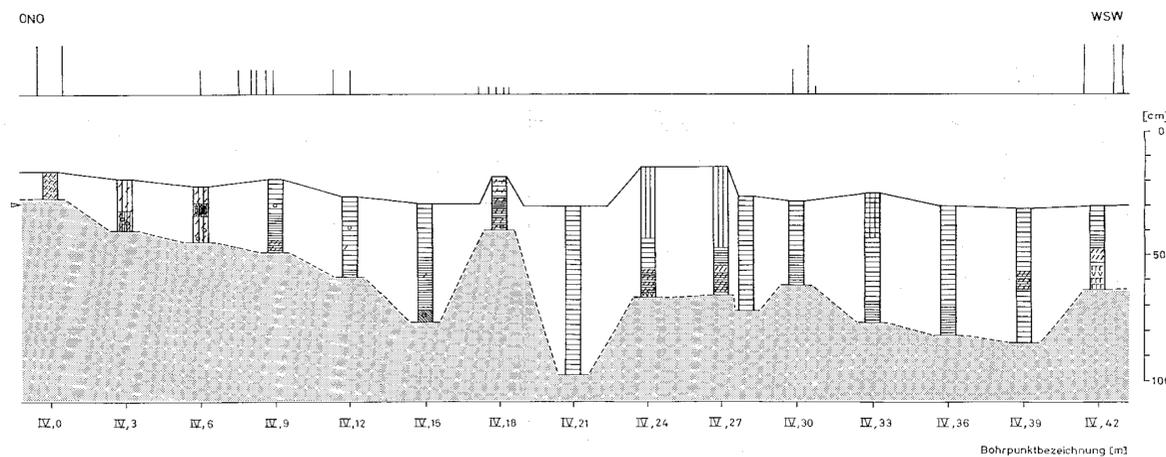


Abb. 65: Transekt IV, K.M.: Bohrprofil und Verbreitung der Birken
Legende s. Abb. 60.

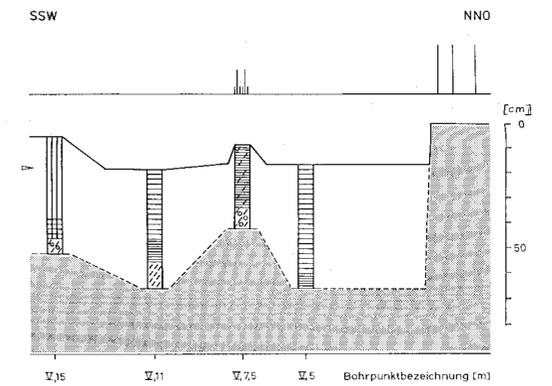


Abb. 66: Transekt V, K.M.: Bohrprofil und Verbreitung der Birken
Legende s. Abb. 60.