

Dynamik der Erlenbruchwälder, Moorbirken-Moorwälder und Gagelgebüsche im Übergang Niederrhein – Ruhrgebiet

- Eine vegetationsökologische Analyse unter besonderer
Berücksichtigung der Moose - *

Renate Fuchs, Mülheim an der Ruhr

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung.....	15
2	Der Untersuchungsraum	18
2.1	Naturräumliche Gliederung	18
2.2	Geologie	18
2.3	Böden	19
2.4	Klima	20
3	Material und Methoden	22
3.1	Abgrenzung von Untersuchungsraum und Untersuchungsgebiete	22
3.2	Vegetationskundliche Untersuchungen	24
3.3	Floristische Untersuchungen.....	27
3.4	Standörtliche Untersuchungen.....	28
4	Ergebnisse	31
4.1	Vegetation	31
4.1.1	Alnion glutinosae MALCUIT 1929 - Erlenbruchwälder	31
4.1.1.1	Gliederung des Alnion glutinosae MALCUIT 1929 in Mitteleuropa	32
4.1.1.1.1	Geschichte ihrer Syntaxonomie	32
4.1.1.1.2	Erläuterungen zum verwendeten Gliederungskonzept.....	35
4.1.1.2	Ergebnisse und Diskussion des Alnion glutinosae MALCUIT 1929 – Erlenbruchwälder	38

* Dissertation, vorgelegt an der Fakultät für Geowissenschaften der Ruhr-Universität
Bochum im Jahr 2012, Datum der Disputation 28.01.2013

4.1.1.2.1.	Untergliederung des <i>Sphagno palustris</i> - <i>Alnetum glutinosae</i> ALLOORGE EX LEMÉE 1939 – Torfmoos-Erlenbruch	44
4.1.1.2.2	Untergliederung des <i>Carici elongatae</i> - <i>Alnetum glutinosae</i> SCHWICKERATH 1933 – Walzensiegen-Erlenbruch.....	48
4.1.1.2.3	Entwicklung des <i>Sphagno palustris</i> - <i>Alnetum glutinosae</i> ALLOORGE EX LEMÉE 1939 und des <i>Carici elongatae</i> - <i>Alnetum</i> <i>glutinosae</i> SCHWICKERATH 1933.....	51
4.1.1.2.4	Zeitlicher Vergleich der aktuellen Erlenbruchwaldaufnahmen mit älteren Vegetationsaufnahmen des Untersuchungsraumes (1953- 1985) und mit alten Vegetationsaufnahmen aus Mitteleuropa (1933- 1944)	52
4.1.1.2.5	Zeigerwertanalyse der Standortbedingungen der Erlenbruchwälder im Untersuchungsraum	60
4.1.1.2.6	Floristische Veränderungen des <i>Alnion glutinosae</i> im Untersuchungs-raum im zeitlichen Vergleich.....	68
4.1.1.2.7	Floristische Unterschiede des <i>Alnion glutinosae</i> im Untersuchungsraum im regionalen Vergleich	71
4.1.1.2.8	Störungsbedingte Sukzession des <i>Alnion glutinosae</i>	72
4.1.1.2.9	Die Erlenbruchwälder des Untersuchungsraumes im überregionalen Vergleich	77
4.1.2	<i>Betulion pubescentis</i> LOHMEYER et TÜXEN 1955 ex SCAMONI et PASSARGE 1959 – Moorbirken-Moorwälder	79
4.1.2.1	Gliederung des <i>Betulion pubescentis</i> LOHMEYER et TÜXEN 1955 ex SCAMONI et PASSARGE 1959 in Mitteleuropa	79
4.1.2.1.1	Geschichte ihrer Syntaxonomie	79
4.1.2.1.2	Erläuterung zum verwendeten Gliederungskonzept	83
4.1.2.2	Ergebnisse und Diskussion des <i>Vaccinio uliginosi</i> - <i>Betuletum</i> <i>pubescentis</i> LIBBERT 1933 – Moorbirken-Moorwald.....	87
4.1.2.2.1	Untergliederung des <i>Vaccinio uliginosi</i> - <i>Betuletum</i> <i>pubescentis</i> LIBBERT 1933.....	88
4.1.2.2.2	Entwicklung des <i>Vaccinio uliginosi</i> - <i>Betuletum pubescentis</i> LIBBERT 1933	94
4.1.2.2.3	Zeitlicher Vergleich der aktuellen Moorbirken-Moorwaldaufnahmen mit älteren Vegetationsaufnahmen des Untersuchungsraumes (1953- 1985) und aus Mitteleuropa (1925-1944).....	96
4.1.2.2.4	Zeigerwertanalyse der Standortbedingungen der Moorbirken-Moorwälder im Untersuchungsraum.....	101
4.1.2.2.5	Floristische Veränderungen des <i>Vaccinio</i> - <i>Betuletum</i> <i>pubescentis</i> im Untersuchungsraum im zeitlichen Vergleich.....	110

4.1.2.2.6	Floristische Unterschiede des <i>Vaccinio-Betuletum pubescentis</i> im Untersuchungsraum im regionalen Vergleich	115
4.1.2.2.7	Die Moorwälder des Untersuchungsraumes im überregionalen Vergleich	117
4.1.3	<i>Myricetum gale</i> JONAS EX DIERSCHKE 1969 – Gagelgebüsch	122
4.1.3.1	Gliederung des <i>Myricetum gale</i> JONAS EX DIERSCHKE 1969 in Mitteleuropa	123
4.1.3.1.1	Geschichte ihrer Syntaxonomie	123
4.1.3.1.2	Erläuterungen zum verwendeten Gliederungskonzept	125
4.1.3.2	Ergebnisse und Diskussion der Untersuchungen des <i>Myricetum gale</i> JONAS ex DIERSCHKE 1969 – Gagelgebüsch ..	126
4.1.3.2.1	Untergliederung des <i>Myricetum gale</i> JONAS ex DIERSCHKE 1969	128
4.1.3.2.2	Entwicklung des <i>Myricetum gale</i>	130
4.1.3.2.3	Zeitlicher Vergleich der aktuellen Gagelgebüsch-Aufnahmen mit älteren Vegetationsaufnahmen des Untersuchungsgebietes (1955-1985) und alten Vegetationsaufnahmen aus Europa (1923-1944)	133
4.1.3.2.4	Zeigerwertanalyse der Standortbedingungen der Gagelgebüsche im Untersuchungsraum	134
4.1.3.2.5	Floristische Veränderungen des <i>Myricetum gale</i> im Untersuchungsraum im zeitlichen Vergleich	142
4.1.3.2.6	Das Gagelgebüsch im überregionalen Vergleich	145
4.2	Flora	148
4.2.1	Gefäßpflanzen	148
4.2.1.1	Verschollene Gefäßpflanzenarten der Moore	149
4.2.1.2	Gebietsfremde Gefäßpflanzenarten	151
4.2.2	Moose	157
4.2.2.1	Verschollene Moosarten der Moore	159
4.2.2.2	Gebietsfremde Moosarten	161
4.2.2.3	<i>Sphagnum</i> (Torfmoose)	162
5	Ursachen und Folgen der Beeinträchtigungen auf die Erlenbruchwälder, Moorbirken-Moorwälder und Gagelgebüsche	164
5.1	Ursachen der Beeinträchtigungen	164
5.2	Auswirkungen der Beeinträchtigungen	167
6	Ausblick	176

7	Zusammenfassung.....	182
8	Abstract	187
9	Literatur- und Quellenverzeichnis	193
10	Anhang	203

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Untersuchungsraum mit Darstellung der Lage der Untersuchungs-gebiete	22
Abb. 2:	Walzenseggen-Erlenbruchwald (Duisburg-Mülheimer Wald) mit hohen Abundanzen bei den Gefäßpflanzen (Foto: R. FUCHS 2010).	42
Abb. 3:	Entwässerter Erlenbruch im Duisburg-Mülheimer Wald mit dominanten <i>Dryopteris dilatata</i> -Beständen (Foto: R. FUCHS 2006).	42
Abb. 4:	Torfmoos-Erlenbruchwald mit verschiedenen Torfmoosarten und <i>Molinia caerulea</i> -Bulten im Duisburg-Mülheimer Wald (Foto: R. FUCHS 2012).	43
Abb. 5:	Walzenseggen-Erlenbruchwald im Grindsbruch im Duisburg-Mülheimer Wald (Foto: R. FUCHS 2010).	43
Abb. 6:	Median der Stickstoffzahlen (Gefäßpflanzen) - Erlenbruchwald im Untersuchungsraum aktuell.	62
Abb. 7:	Median der Stickstoffzahlen (Gefäßpflanzen) - Erlenbruchwälder im Untersuchungsraum von 1953-1982.	62
Abb. 8:	Median der Stickstoffzahlen (Moose) - Erlenbruchwald im Untersuchungsraum aktuell.	63
Abb. 9:	Median der Stickstoffzahlen (Moose) - Erlenbruchwälder im Untersuchungsraum von 1953-1982.	63
Abb. 10:	Median der Reaktionszahlen (Gefäßpflanzen) - Erlenbruchwald im Untersuchungsraum aktuell.	64
Abb. 11:	Median der Reaktionszahlen (Gefäßpflanzen) - Erlenbruchwälder Untersuchungsraum von 1953-1982.	64
Abb. 12:	Median der Reaktionszahlen (Moose) - Erlenbruchwald im Untersuchungsraum aktuell.	65
Abb. 13:	Median der Reaktionszahlen (Moose) - Erlenbruchwald im Untersuchungsraum von 1953-1982.	65
Abb. 14:	Median der Feuchtezahlen (Gefäßpflanzen) - Erlenbruchwald im Untersuchungsraum aktuell.	66

Abb. 15: Median der Feuchtezahlen (Gefäßpflanzen) - Erlenbruchwälder im Untersuchungsraum von 1953-1982.....	66
Abb. 16: Median der Feuchtezahlen (Moose) - Erlenbruchwald im Untersuchungsraum aktuell.	67
Abb. 17: Median der Feuchtezahlen (Moose) - Erlenbruchwälder im Untersuchungsraum von 1953-1982.....	67
Abb. 18. Idealisierte Grundwasserganglinien in einem <i>Sphagno palustris</i> - <i>Alnetum glutinosae</i> unter natürlichen Bedingungen und nach einer in den Sommermonaten greifenden Grundwasserabsenkung. Durch die angenommene Torfsackung von 30 cm sind die Flächen im grundwasserabgesenkten Bestand in den Herbst-, Winter- und Frühjahrsmonaten z. T. um mehrere dm geflutet, so dass physiologisch das Wasserregime eines <i>Carici-Alnetum</i> erreicht wird (eigener Entwurf).	75
Abb. 19: Gegenüberstellung der Grundwasserganglinie über 2 Jahre einer hydrologisch gestörten, kennartenarmen Variante des <i>Carici elongatae</i> - <i>Alnetum glutinosae</i> (Tab. 30, Spalte 97, CA4) im Grindsbruch im Duisburg-Mülheimer Wald (eigene Grundwassermessung) mit den Niederschlagsmengen (mm) und der bodennahen Lufttemperatur (°C) des Referenzstandortes der Klimamessstation Mülheim Innenstadt (Untersuchungszeitraum Okt. 2005- Sep. 2007).....	76
Abb. 20: Moorbirken-Moorwald im Bereich der Hildener Heide mit einem Mosaik aus <i>Molinia</i> -Bulten, <i>Sphagnum</i> - und <i>Polytrichum commune</i> -Polstern (Foto: R. FUCHS 2007).	91
Abb. 21: Moorbirken-Moorwald im Duisburg-Mülheimer Wald mit dichten <i>Sphagnum fallax</i> -Polstern (Foto R. FUCHS 2003).	91
Abb. 22: Winterlich überstauter Moorbirken-Moorwald des Bissingheimer Wäldchens im Duisburg-Mülheimer Wald (Foto: R. FUCHS 2006).	92
Abb. 23: Entwässerter Moorbirken-Moorwald mit vorherrschender <i>Molinia caerulea</i> und <i>Dryopteris dilatata</i> im Duisburg-Mülheimer Wald (Foto: R. FUCHS 2005).	92
Abb. 24: Median der Stickstoffzahlen (Gefäßpflanzen) der aktuellen Moorbirken-Moorwaldaufnahmen im Untersuchungsraum.....	103
Abb. 25: Median der Stickstoffzahlen (Gefäßpflanzen) der Moorbirken-Moorwaldaufnahmen im Untersuchungsraum im Zeitraum 1958-1985.	103
Abb. 26: Median der Stickstoffzahlen (Moose) der aktuellen Moorbirken-Moorwaldaufnahmen im Untersuchungsraum.	104
Abb. 27: Median der Stickstoffzahlen (Moose) der Moorbirken-Moorwaldaufnahmen im Untersuchungsraum im Zeitraum 1958-1985.	104
Abb. 28: Median der Reaktionszahlen (Gefäßpflanzen) der aktuellen Moorbirken-Moorwaldaufnahmen im Untersuchungsraum.....	105

Abb. 29: Median der Reaktionszahlen (Gefäßpflanzen) der Moorbirken-Moorwaldaufnahmen im Untersuchungsraum im Zeitraum 1958-1985.	105
Abb. 30: Median der Reaktionszahlen (Moose) der aktuellen Moorbirken-Moorwaldaufnahmen im Untersuchungsraum.	106
Abb. 31: Median der Reaktionszahlen (Moose) der Moorbirken-Moorwaldaufnahmen im Untersuchungsraum im Zeitraum 1958-1985.	106
Abb. 32: Median der Feuchtezahlen (Gefäßpflanzen) der aktuellen Moorbirken-Moorwaldaufnahmen im Untersuchungsraum.	107
Abb. 33: Median der Feuchtezahlen (Gefäßpflanzen) der Moorbirken-Moorwaldaufnahmen im Untersuchungsraum im Zeitraum 1958-1985.	107
Abb. 34: Median der Feuchtezahlen (Moose) der aktuellen Moorbirken-Moorwaldaufnahmen im Untersuchungsraum.	108
Abb. 35: Median der Feuchtezahlen (Moose) der Moorbirken-Moorwaldaufnahmen im Untersuchungsraum im Zeitraum 1958-1985.	108
Abb. 36: Gegenüberstellung der Grundwasserganglinie über 2 Jahre eines Bestandes der hydrologisch gestörten, eutrophierten kennartenarmen Variante des <i>Vaccinio uliginosi</i> - <i>Betuletum pubescentis</i> (Tab. 34, Spalte 56, VB5) im Holzenbergsbruch im Duisburg-Mülheimer Wald. Gegenübergestellt wird die eigene Grundwassermessung mit den Niederschlagsmengen (mm) und der bodennahen Lufttemperatur (°C) des Referenzstandorte der Klimamessstation Mülheim Innenstadt (Untersuchungszeitraum Okt. 2005- Sep. 2007). ...	121
Abb. 37: <i>Myricetum gale</i> in der Hildener Heide (Foto: R. FUCHS 2007).	130
Abb. 38: <i>Oxycocco-Sphagnetum</i> -Arten reiche Variante des <i>Myricetum gale</i> in der Hildener Heide mit <i>Narthecium ossifragum</i> (Foto: R. FUCHS 2007).	132
Abb. 39: Moorbirken reiche Übergangsstadien des <i>Myricetum gale</i> zum Moorbirken-Moorwald (Foto: R. FUCHS 2007).	133
Abb. 40: Median der Stickstoffzahlen (Gefäßpflanzen) der aktuellen Gagelgebüschaufnahmen im Untersuchungsraum.	136
Abb. 41: Median der Stickstoffzahlen (Gefäßpflanzen) der Gagelgebüschaufnahmen im Untersuchungsraum im Zeitraum 1955-1985.	136
Abb. 42: Median der Stickstoffzahlen (Moose) der aktuellen Gagelgebüschaufnahmen im Untersuchungsraum.	137
Abb. 43: Median der Stickstoffzahlen (Moose) der Gagelgebüschaufnahmen im Untersuchungsraum im Zeitraum 1955-1985.	137
Abb. 44: Median der Reaktionszahlen (Gefäßpflanzen) der aktuellen Gagelgebüschaufnahmen im Untersuchungsraum.	138

Abb. 45: Median der Reaktionszahlen (Gefäßpflanzen) der Gagelgebüsch- aufnahmen im Untersuchungsraum im Zeitraum 1955-1985.....	138
Abb. 46: Median der Reaktionszahlen (Moose) der aktuellen Gagelgebüschaufnahmen im Untersuchungsraum.....	139
Abb. 47: Median der Reaktionszahlen (Moose) der Gagelgebüschaufnahmen im Untersuchungsraum im Zeitraum 1955-1985.....	139
Abb. 48: Median der Feuchtezahlen (Gefäßpflanzen) der aktuellen Gagelgebüschaufnahmen im Untersuchungsraum.....	140
Abb. 49: Median der Feuchtezahlen (Gefäßpflanzen) der Gagelgebüsch- aufnahmen im Untersuchungsraum im Zeitraum 1955-1985.....	140
Abb. 50: Median der Feuchtezahlen (Moose) der aktuellen Gagelgebüschaufnahmen im Untersuchungsraum.....	140
Abb. 51: Median der Feuchtezahlen (Moose) der Gagelgebüschaufnahmen im Untersuchungsraum im Zeitraum 1955-1985.....	141
Abb. 52: Gesamtartenzahl und Artenverhältnis der Gefäßpflanzen der Bruch- und Moorwald- sowie Feuchtheidevegetation der Teilgebiete des Untersuchungsraumes. NS – Niederrheinische Sandplatten, BR – Ballungsraum, BH – Bergische Heideterrasse (s. Kap. 3.1).....	149
Abb. 53: Art und Weise der Einbürgerung der neo- und industriophytischen Gefäßpflanzen der Bruch- und Moorwald- sowie Feuchtheide- vegetation des Untersuchungsraumes. NS – Niederrheinische Sandplatten, BR – Ballungsraum, BH – Bergische Heideterrasse (s. Kap. 3.1).....	151
Abb. 54: Grad der Einbürgerung der Gefäßpflanzen der Bruch- und Moorwald- sowie Feuchtheidevegetation im Untersuchungsraum. NS – Niederrheinische Sandplatten, BR – Ballungsraum, BH – Bergische Heideterrasse (s. Kap. 3.1).	152
Abb. 55: Gesamtartenzahl und Artenverhältnis der Moosarten der Bruch- und Moorwald- sowie Feuchtheidevegetation der Teilgebiete des Unter- suchungsraumes. NS – Niederrheinische Sandplatten, BR – Ballungs- raum, BH – Bergische Heideterrasse (s. Kap. 3.1). BW: Bruchwald arten, M: Moorarten (Arten der Oxycocco-Sphagnetea), S: Sonstige vegetationsfremde Moosarten.....	157
Abb. 56. Idealisierte Darstellung der Sukzessionsverläufe des Gagel- gebüsches, des Moorbirken-Moorwaldes und des Torf- und Walzen- seggen-Erlenbruchwaldes unter natürlichen Gegebenheiten sowie unter Einfluss von Beeinträchtigungen (eigener Entwurf).....	174
Abb. 57: <i>Narthecium ossifragum</i> - <i>Erica tetralix</i> -Bestand in der Hildener Heide (Foto: R. FUCHS 2007).	178
Abb. 58: Verwilderung von <i>Lysichiton americanus</i> am Schengerholzbach im Duisburg-Mülheimer Wald (Foto: R. FUCHS 2006).	178

Abb. 59: <i>Onoclea sensibilis</i> -Bestand in einem gestörten Erlenbruchwald im Duisburg-Mülheimer Wald (Foto: R. FUCHS 2006).	179
Abb. 60: <i>Sphagnum subnitens</i> aus einem Gagelgebüsch in der Ohligser Heide (Foto: R. FUCHS 2009).	179
Abb. 61: Neophytische Moosart <i>Campylopus introflexus</i> im Hiesfelder Wald (Foto: R. FUCHS 2005).	180
Abb. 62: <i>Sphagnum squarrosum</i> in einem Torfmoos-Erlenbruchwald am Biesenbach (Hildener Heide) (Foto: R. FUCHS 2007).	180
Abb. 63: Bergsenkungssee mit abgestorbenen Gehölzen im Bereich der Kirchheller Heide (Foto: R. FUCHS 2008).	181
Abb. 64: Gegenüberstellung der Grundwasserganglinie über 2 Jahre eines Bestandes der hydrologisch gestörten trockeneren kennartenarmen Variante des <i>Vaccinio uliginosi</i> - <i>Betuletum pubescentis</i> (Tab. 34, Spalte 59, VB6) im Bissingheimer Wäldchen im Duisburg-Mülheimer Wald. Gegenübergestellt wird die eigene Grundwassermessung mit den Niederschlagsmengen (mm) und der bodennahen Lufttemperatur (°C) des Referenzstandorte der Klimamessstation Mülheim Innenstadt (Untersuchungszeitraum Okt. 2005- Sep. 2007).	206
Abb. 65: Bodenprofil eines gestörten, überschütteten Niedermoorbodens im Duisburg-Mülheimer Wald (Bissingheimer Wäldchen) unter einem Moorbirken-Moorwald, Aufnahmen Nr. 188.	208
Abb. 66: Bodenprofil eines Niedermoorbodens im Gebiet Gartroper Mühlenbach unter einem gestörten Torfmoos-Erlenbruchwald, Aufnahme Nr. 238.	208
Abb. 67: Bodenprofil eines gestörten Moorgley im Gebiet Gartroper Mühlenbach unter einem gestörten Torfmoos-Erlenbruchwald, neben Aufnahme Nr. 238.	208
Abb. 68: Bodenprofil eines umgelagerten Niedermoorbodens im Gebiet Gartroper Mühlenbach unter einem Moorbirken-Moorwald, Aufnahme Nr. 263.	209
Abb. 69: Bodenprofil eines Niedermoorbodens im Gebiet Stollbach unter einem gestörten Torfmoos-Erlenbruchwald, Aufnahme Nr. 267.	209
Abb. 70: Bodenprofil eines Niedermoorbodens im Gebiet Stollbach unter einem Walzensseggen-Erlenbruchwald, Aufnahme Nr. 273.	209

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Auswahl von Klimawerten (Betrachtungszeitraum 1971-2000) des Untersuchungsraumes (Daten nach Klimaatlas NRW (www.klimaatlas.nrw.de), Stand 21.11.2012).	21
Tab. 2:	Übersicht über die Untersuchungsgebiete, inklusive der natur räumlichen Zuordnung, der räumlichen Gruppierung, der verwendeten Abkürzungen und der Zuordnung zum TK 25 ¼-Quadranten.	23
Tab. 3:	Erläuterung der Deckungsgrade nach BRAUN-BLANQUET (1964), modifiziert nach REICHELT & WILMANN (1973).	24
Tab. 4:	Erläuterung der Stetigkeitsklassen nach der Methode von DIERSCHKE (1994).....	25
Tab. 5:	Bedeutung der farblichen Kennzeichnung der ökologischen Differentialartengruppen in den Vegetationstabellen (F: Feuchtezahl, N Stickstoff- bzw. Nährstoffzahl (ELLENBERG et al. 2001), D1-D6: Differentialartenblöcke).....	26
Tab. 6:	Erklärung der Zeigerwerte für die Feuchtezahl (F) und Stickstoffzahl (N) nach ELLENBERG et al. (2001).	26
Tab. 7:	Bewertung der Humusqualität nach dem C/N-Verhältnis (DÖRING-MEDERAKE 1999, AG BODEN 1994).....	29
Tab. 8:	Synsystematische Gliederung der europäischen Erlenbruchwälder unter Einbeziehung der häufiger verwendeten Synonyme (nach RENNWALD 2000 sowie der vorliegende Untersuchung).	31
Tab. 9:	Chronologische Darstellung der wichtigsten Arbeiten der Erforschung des <i>Alnion glutinosae</i> in Mitteleuropa.	33
Tab. 10:	Übersicht der Syntaxa und Varianten des <i>Alnion glutinosae</i> und der prägenden Differentialartenblöcke (Tab. 32 u. 33).	41
Tab. 11:	Wesentliche Veränderungen der Artenzusammensetzung des <i>Sphagno palustris</i> - und <i>Carici elongatae</i> -Alnetum im historischen Vergleich auf der Datengrundlage der Vegetationstabellen aus dem Untersuchungsraum (Tab. 32 u. 33).	69
Tab. 12:	Synsystematische Gliederung der europäischen Moorwälder (<i>Betulion pubescentis</i> LOHMEYER et TÜXEN 1955 ex SCAMONI et PASSARGE 1959, unter Einbeziehung der häufiger verwendeten Synonyme (nach WAGNER & WAGNER 2000 und RENNWALD 2000).	81
Tab. 13:	Chronologische Darstellung der wichtigsten Arbeiten zur Erforschung des <i>Vaccinio uliginosi</i> - <i>Betuletum pubescentis</i> LIBBERT 1933.	82

Tab. 14: Kennarten unterschiedlicher Assoziationen innerhalb des <i>Betulion pubescentis</i> der arealgeographischen Gliederung der angeführten Literatur.	86
Tab. 15: Übersicht der Varianten des <i>Vaccinio uliginosi</i> - <i>Betuletum pubescentis</i> u. der prägenden Differentialartenblöcke (Tab. 36 u. 37).	90
Tab. 16: Wesentliche Veränderungen der Artenzusammensetzung des <i>Vaccinio</i> - <i>Betuletum pubescentis</i> im Untersuchungsraum auf der Datengrundlage der Vegetationstabellen (Tab. 36 u. 37).	112
Tab. 17: Synsystematische Gliederung des europäischen Gagelgebüsches (<i>Myricetum gale</i> JONAS EX DIERSCHKE 1969, unter Einbeziehung der häufiger verwendeten Synonyme (nach WEBER 1998).	122
Tab. 18: Chronologische Darstellung der wichtigsten Arbeiten der Erforschung des <i>Myricetum gale</i> in Mitteleuropa.	124
Tab. 19: Übersicht der Varianten des <i>Myricetum gale</i> JONAS EX DIERSCHKE 1969 und der prägenden Differentialartenblöcke (Tab. 40 und 41).	129
Tab. 20: Wesentliche Veränderungen der Artenzusammensetzung des <i>Myricetum gale</i> im Untersuchungsraum im zeitlichen Vergleich auf der Datengrundlage der Vegetationstabellen (Tab. 40 u. 41).	144
Tab. 21: Aktuelle Neo- und Industriophytennachweise in den Moor- und Bruchwäldern des Untersuchungsraumes. NS – Niederrheinische Sandplatten, BH – Bergische Heideterrasse, BR – Ballungsraum Ruhrgebiet. Abkürzungen zu den Statusangaben s. Kap 3.1.	156
Tab. 22: Mögliche Ursachen der Beeinträchtigungen der Bruch- und Moorwälder und des Gagelgebüsches im Untersuchungsgebiet und deren Ausmaß.	167
Tab. 23: Auswirkungen der Beeinträchtigungen der Bruch-, Moorwälder und Gagelgebüsches im Untersuchungsraum. NS – Niederrheinische Sandplatten, BH – Bergische Heideterrasse.	169

Anhang

Tab. 24: Fundortliste der Pflanzensoziologischen Aufnahmeflächen.	203
Tab. 25: Angaben zu pH-Werte-Bereiche und C/N-Verhältnisse in den im Untersuchungsraum bearbeiteten Gesellschaften.	208
Tab. 26: Wesentliche Unterschiede der Artenzusammensetzung des <i>Sphagno palustris</i> - und <i>Carici elongatae</i> - <i>Alnetum</i> im regionalen Vergleich auf der Datengrundlage der aktuellen und früheren Vegetationsaufnahmen des Untersuchungsraumes (Tab. 30 u. 31).	211

Tab. 27: Wesentliche Unterschiede der Artenzusammensetzung des <i>Vaccinio-Betuletum pubescentis</i> im regionalen Vergleich auf der Datengrundlage der aktuellen und früheren Vegetationsaufnahmen des Untersuchungsraumes (Tab. 34 u. 35).	214
Tab. 28: Gesamtartenliste Gefäßpflanzenarten.	221
Tab. 29: Gesamtartenliste Moosarten.	227
Tab. 30: Letzter Nachweis von im gesamten oder in Teilen des Untersuchungsraumes verschollenen Gefäßpflanzen. NS – Niederrheinische Sandplatten, BR – Ballungsraum, BH – Bergische Heideterrasse (Abkürzungen der Untersuchungsgebiete s. Tab. 3.1)	231
Tab. 31: Letzter Nachweis von im gesamten oder in Teilen des Untersuchungsraumes verschollenen Moosarten. NS – Niederrheinische Sandplatten, BR – Ballungsraum, BH – Bergische Heideterrasse (Abkürzungen zu den Untersuchungsgebieten s. Tab. 3.1)	236

Anlagen auf CD-Rom in der Einbandtasche

Tab. 32: Gliederung des <i>Alnion glutinosae</i> MALCUIT 1929 (Erlenbruchwälder) der aktuellen Vegetationsaufnahmen im Untersuchungsraum	
Tab. 33: Gliederung des <i>Alnion glutinosae</i> MALCUIT 1929 (Erlenbruchwälder) im Untersuchungsraum im Zeitraum 1958-1985	
Tab. 34 und Tab. 34 Teil II: Gegenüberstellung der aktuellen Erlenbruchwaldaufnahmen (Tab. 32) mit älteren Vegetationsaufnahmen des Untersuchungsraumes (1953-1982) (Tab. 33) und aus Mitteleuropa (1937-1944)	
Tab. 35: Gliederung des <i>Alnion glutinosae</i> MALCUIT 1929 - Erlenbruchwälder im überregionalen Vergleich (T: Tiefland; B: Bergland)	
Tab. 36: Gliederung des <i>Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis</i> LIBBERT 1933 der aktuellen Vegetationsaufnahmen im Untersuchungsraum	
Tab. 37: Gliederung des <i>Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis</i> LIBBERT 1933 im Untersuchungsraum im Zeitraum 1958-1985	
Tab. 38 und Tab. 38 Teil II: Gegenüberstellung der aktuellen Vegetationsaufnahmen des <i>Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis</i> (Tab. 36) mit älteren Vegetationsaufnahmen des Untersuchungsraumes (1982-1953) (Tab. 37) und aus Mitteleuropa (1925-1944)	
Tab. 39 und Tab. 39 Teil II: Gliederung des <i>Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis</i> LIBBERT 1933 im überregionalen Vergleich (T: Tiefland, B: Bergland)	

- Tab. 40: Gliederung des Myricetum gale JONAS EX DIERSCHKE 1969 der aktuellen Vegetationsaufnahmen im Untersuchungsraum
- Tab. 41: Gliederung des Myricetum gale JONAS EX DIERSCHKE 1969 im Untersuchungsraum im Zeitraum 1958-1985
- Tab. 42: Gegenüberstellung der aktuellen Gagelgebüschaufnahmen (Tab. 40) mit älteren Vegetationsaufnahmen des Untersuchungsraumes (1955-1985) (Tab. 41) und aus Europa (1923-1944)
- Tab. 43: Gliederung des Myricetum gale JONAS EX DIERSCHKE 1969 im überregionalen Vergleich

1 Einleitung

Moore und Sümpfe prägten ursprünglich das Bild mitteleuropäischer Landschaften. Dabei sind die Moorgebüsche, Moor- und Bruchwälder zusammen mit den offenen Mooren und Feuchtheiden Elemente innerhalb desselben Ökosystemkomplexes, die über den Standortfaktor Wasser eng miteinander verknüpft sind. In der Verlandungssukzession der Moore stehen die Moorgebüsche im Übergang zu den waldfähigen Wuchsorten, die durch Moorwälder charakterisiert sind. Im Verlandungsbereich mesotropher bis eutropher Gewässer bzw. in abflusslosen Senken entwickeln sich Bruchwälder. Moore sind in diesen Vegetationseinheiten maßgeblich am Gesellschaftsaufbau beteiligt. In jungen Stadien der Moorgebüsche und Moorwälder kann die Artenzahl der Moore sogar die der Gefäßpflanzen um das mehrfache übersteigen (WOIKE 1958). Eine besondere Rolle spielen hierbei die Torfmoose, denen als wichtigste Torflieferanten in den Gesellschaften der Moorgebüsche, der Moorwälder und des Torfmoos-Erlenbruchwaldes eine Standort aufbauende und erhaltende Funktion zukommt.

Kommt es zu Eingriffen in die offenen Moorflächen, haben diese auch unmittelbare Auswirkungen auf die Moor-Gehölzgesellschaften der Randbereiche und umgekehrt. Die Geschichte der durch den Menschen verursachten Veränderungen der Moorgebüsche, Moor- und Bruchwälder steht somit in engem Zusammenhang mit den anthropogenen Veränderungen der offenen Moorflächen.

Moore wurden nachweislich schon vor über 4000 Jahren genutzt (SUCCOW 2001). Seit Beginn der Bronzezeit wird Torf als Brennmaterial entnommen. Früh wurde Torf auch als Streu verwendet und anschließend zur Bodenverbesserung auf die Felder ausgebracht (Plaggenwirtschaft). Während der Eisenzeit seit etwa 400 v. u. Z. wurde Eisenerz (Raseneisenstein) aus Mooren gewonnen. Eine landwirtschaftliche Nutzung von Moorflächen breitete sich im frühen Mittelalter aus. Alle diese Formen der Moornutzung führten zu tiefgreifenden Veränderungen der Landschaft. Das Ausmaß der beeinträchtigten und zerstörten Mooregebiete ist dennoch bis zum Ende des 19. Jahrhunderts noch relativ gering. Erst mit dem Aufkommen der Torfindustrie zu Beginn des 20. Jahrhunderts und der Entwicklung neuer technischer Hilfsmittel wie z. B. dem Tiefpflug, wurden Moore in bislang nicht gekanntem Ausmaß entwässert und vollständig vernichtet. Der überwiegende Teil der Moorflächen Deutschlands, Schätzungen zu Folge 86 %, wurde für landwirtschaftliche Nutzungen entwässert (SUCCOW & JOOSTEN 2001). Zeitgleich mit den Mooren und in ähnlichem Ausmaß verschwanden auch die Moorgebüsche, Moor- und Bruchwälder aus dem Landschaftsbild.

Auch am Niederrhein und im Randbereich der Niederrheinischen Bucht zum Bergischen Land prägten Moore und Sümpfe mit deren Gehölzgesellschaften das ursprüngliche Landschaftsbild (BECKER 1874, KÜMMEL 1937). Wie in vielen Regionen Deutschlands verschwanden auch hier mit dem Einsetzen der Kultivierung die meisten offenen Moore. Heute zählen Moorgebüsche, Moor- und Bruchwälder deutschlandweit zu den gefährdeten bis stark gefährdeten Pflanzengesellschaften (RENNWALD 2000). Als Gefährdungsursache spielt der Flächenverbrauch am Niederrhein heute zwar keine Rolle mehr, dennoch sind die entsprechenden Moor-Biotope vielfältigen direkten und indirekten Beeinträchtigungen ausgesetzt. Hier wir-

ken beispielsweise Stoffeinträge durch Immissionen, Entwässerungsmaßnahmen durch Land-, Forst- und Wasserwirtschaft, Beeinträchtigungen durch Freizeitnutzung sowie großflächige Vernässungen durch Bergsenkungen.

Alle diese Beeinträchtigungen verändern direkt oder indirekt die Wachstumsbedingungen der an diesen Standorten wachsenden Pflanzenarten. Es kommt zu veränderten Abundanzen, zur Verdrängung und Einwanderung von Arten und schließlich über eine Sukzessionsfolge zur Veränderung der Pflanzengesellschaften.

Als Untersuchungsraum wurden, ausgehend vom westlichen Ruhrgebiet, die Niederrheinischen Sandplatten und die Bergischen Heideterrassen als Teilbereich des Niederrheinischen Tieflandes bzw. der Niederrheinischen Bucht ausgewählt. Hierin befindet sich auch heute noch eine Vielzahl kleiner, unterschiedlich naturnaher bis gestörter Moorgebiete. Südlichster Punkt des Untersuchungsraumes ist das Further Moor im Kreis Mettmann, nördlichstes Gebiet die Hemmings-Schlinke im Kreis Wesel. Dieser ca. 80 km lange Korridor bietet die Möglichkeit, Moore in ländlichen Regionen mit solchen im Ballungsraum zu vergleichen. Da aus dem Gebiet mehrere ältere vegetationskundliche Arbeiten und Florenwerke vorliegen, war es zudem möglich, eine historische Vergleichsanalyse durchzuführen.

Beeinträchtigte, insbesondere entwässerte Hochmoore wurden bereits vielfach vegetationskundlich untersucht (Übersicht bei DIERBEN & DIERBEN 2001). Über die Auswirkungen von Störungen auf die Syntaxa der Moorgebüsch-, Moorwald- und Bruchwaldvegetation sowie hinsichtlich der Sukzessionsprozesse ist hingegen bislang wenig bekannt. Die Moose werden auch in diesen Gesellschaften vielfach nur als Begleiter aufgeführt und dienten in bisherigen Untersuchungen nur in Ausnahmefällen (z. B. bei MAST 1999) der vegetationskundlichen Zuordnung der Bestände. Die diagnostischen Eigenschaften vieler Moosarten können jedoch zur Klärung komplexer Vegetationsstrukturen beitragen. So reagieren Moose sehr viel empfindlicher auf Umweltveränderungen, was dazu führt, dass sie, bezogen auf die Moorgesellschaften, häufig auch die Artengruppe darstellen, an denen sich Vegetationsveränderungen zuerst ablesen lassen. Ihre besondere Indikatoreignung für Umweltbedingungen, insbesondere hinsichtlich der hydrologischen und trophischen Situation der Wuchsorte, lassen sie als wertvolle Differentialarten zur Unterscheidung des Störungsgrades innerhalb der Gehölzgesellschaften fungieren. Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung wird deshalb in Ergänzung der Zeigerwerte der Moose von DÜLL (2001) ein Vorschlag für die Einstufung des Zeigerwertes für die Nährstoffsituation (Stickstoffzahl) für alle in der vorliegenden Untersuchung erfassten Moosarten vorgelegt und angewendet.

Zielsetzung der vorliegenden Untersuchung ist es, den heutigen Zustand der Gabelgebüsch-, Moorwald- und Erlenbruchwaldvegetation im Vergleich mit dem Zustand der Jahre 1953-1985 aufzuzeigen und dabei die vorangegangenen störungsbedingten Sukzessionsprozesse besonders herauszuarbeiten. Durch die Auswertung des zur Verfügung stehenden historischen Aufnahmемaterials der 1920-1940er Jahre aus Mitteleuropa und aktueller überregionaler Vegetationsaufnahmen aus Deutschland werden die betrachteten Gesellschaften in einem größeren Kontext hinsichtlich ihrer syntaxonomischen Stellung gebracht. Hierdurch sollen Fragen zur syntaxonomischen Gliederung der betrachteten Gesellschaften beantwortet werden. Besonderes Augenmerk richtet sich hierbei auf die verge-

sellschafteten Moose. Ziel ist es, die synsystematische Stellung der Moose herauszuarbeiten und diese als diagnostische Arten als Anzeiger für bestimmte Zustände bzw. Störungen herauszustellen.

Ein weiteres Ziel der Arbeit ist es, Ursachen und Wirkungen der Beeinträchtigungen, die aus der Nähe des Ballungsraumes Ruhrgebiet herrühren, aufzuzeigen. Da der Ballungsraum Ruhrgebiet räumlich im Zentrum des Untersuchungskorridores liegt, kann aufgezeigt werden, wie stark die Beeinträchtigungen hier im Vergleich zu den nördlich und südlich angrenzenden ländlichen Regionen wirken. Darüber hinaus sollen mögliche naturräumliche Unterschiede herausgearbeitet werden.

2 Der Untersuchungsraum

2.1 Naturräumliche Gliederung

Der Untersuchungsraum liegt im östlichen Randbereich der beiden naturräumlichen Großlandschaften „Niederrheinisches Tiefland“ und „Niederrheinische Bucht“. Innerhalb des Niederrheinischen Tieflandes liegt im Bereich der rechtsrheinischen Hauptterrasse die Naturräumliche Haupteinheit Niederrheinische Sandplatten (578). Diese erreicht zwischen dem Emschertal und der niederrheinischen Grenze eine Nordsüd-Erstreckung von ca. 50 km Länge und eine durchschnittliche Breite von 10-15 km (VON KÜRTEEN 1977). Die Hauptterrasse fällt dabei in nördlicher Richtung von ca. 80 m ü. NN bei Bottrop und Oberhausen auf ca. 40 m ü. NN nördlich Bocholt ab. Die altpleistozänen Ablagerungen der Hauptterrasse setzen sich überwiegend aus Rheinsanden- und Kiesen zusammen, beigemischt ist Material der Rhein Nebenflüsse, die lehmige und tonige Substrate herantransportiert haben (KÜRTEEN 1977). Die für die Untersuchungsgebiete relevanten Untereinheiten sind die Brünen- Schermbecker Sandplatten (578.2) und die Königshardter Sandplatten (578.0).

Südlich des Ruhrtales beginnt die naturräumliche Haupteinheit Bergische Heideterrasse (550), die bis Erkrath zum Niederrheinischen Tiefland und südlich davon bis zur unteren Sieg bei Siegburg zur Niederrheinischen Bucht gezählt wird (DINTER 1999). PAFFEN et al. (1963) stellen die gesamte Bergische Heideterrasse zur Niederrheinischen Bucht. Die vorliegende Arbeit folgt jedoch dem Konzept von DINTER (1999), welches in jüngerer Zeit vielfach Anwendung findet (z. B. HAEUPLER et al. 2003, RAABE et al. 2011). Hierbei handelt es sich um einen ca. 80 km langen und meist 2-3 (5) km breiten kies- und sandbedeckten Mittel- und Hauptterrassenstreifen, aus dem lokal freiliegende Sockel aus gefaltetem Devon und sandige und tonige, flachgelagerte Schichten aus dem Tertiär hervortreten. Stellenweise finden sich große Flugsandfelder (PAFFEN et al. 1963). Die für die Untersuchungsgebiete relevante Untereinheit sind die Hilden-Lintorfer Sandterrassen (550.1) mit den Hildener Mittelterrassen (550.12) und den Lintorfer Sandterrassen (550.16). Die Höhen liegen zwischen 40 m und 90 m ü. NN.

2.2 Geologie

Der geologische Untergrund ist in großen Teilbereichen der Niederrheinischen Sandplatten und der Bergischen Heideterrasse durch tertiäre Sedimente mit Ton (Septarienton) und Feinsand aus dem Mitteloligozän, aus fluviatilen Ablagerungen der Hauptterrasse (Sande und Kies), aus pleistozänen Flugsanden sowie aus Geschiebelehm der saalezeitlichen Grundmoräne aufgebaut (ZITZMANN et al. 1984). Insbesondere die wasserstauenden Schichten des Oligozäns über relativ geringmächtigen quartären Ablagerungen erweisen sich als das „ökologisch prägende Element dieser Landschaft“ (DINTER 1982: 6), wodurch z. T. die großen Vermoorungen begründet liegen. Detaillierte Darstellungen der Geologie der einzelnen Teilgebiete finden sich für die Niederrheinischen Sandplatten bei DINTER (1982)

und ITJESTHORST (1984), für das NSG Hemmings-Schlinke bei PLÜCKEBAUM (1974), für den Hiesfelder Wald bei (AUGE) 1968, für den Duisburg-Mülheimer Wald bei BURCKHARDT (1966) und FUCHS (2003), für den Scheiderbruch in Ratingen bei MÜLLER-LIESENDHAL & LIESENDHAL (2000), für die Hildener Heide bei WOIKE (1958) und OLBRECHTS et al. (2012) und für das Further Moor bei HÜBNER (1985).

2.3 Böden

Die vorherrschenden Bodentypen der untersuchten Vegetationseinheiten sind basenarme, hygromorphe Anmoor- und Moorgleye sowie Niedermoorböden mit z. T. sehr unterschiedlichen und kleinflächig wechselnden Torfmächtigkeiten. Stellenweise treten auch Pseudogleye sowie in den untersuchten stark gestörten Bruchwäldern auch Nassogleye auf, denen die Torfaufgabe bereits fehlt. Großflächige Niedermoorböden finden sich heute noch in Teilbereichen der Untersuchungsgebiete Hemmings-Schlinke, Hildener Heide und Further Moor. In den hier vorliegenden Bodenkarten NRW mit den Blättern L4304, L4306, L4506, L4706, L4906 sind aufgrund der generalisierten Darstellung keine kleinflächigen Moorböden dargestellt, so dass das dort vermittelte Bild nicht der realen Situation in den einzelnen Untersuchungsgebieten bzw. in den Aufnahmeflächen entspricht.

Bei Betrachtung lokaler Untersuchungen zeigen sich jedoch die für die hier behandelten Vegetationseinheiten typischen Böden mit entsprechender Torfaufgabe. Dem Nordsüdgradienten des Untersuchungsgebiets folgend sind hier einige Beispiele aufgeführt.

BROST (1998) ermittelt in den von ihr untersuchten Gebieten Hünxer Bachtal und Hemmings-Schlinke lokal Moorböden mit einer Torfmächtigkeit von über 100 cm. PLÜCKEBAUM (1974) nennt für die Hemmings-Schlinke lokal Torfmächtigkeiten zwischen 45 cm und 115 cm. DINTER (1982) gibt für die Birkenbruchwälder seines Untersuchungsgebiets (Niederrheinische Sandplatten) geringmächtige, schwach bis mäßig zersetzte Birkenbruchwald- bis Übergangstorfe über nährstoffarmen Flugsanden sowie für den Torfmoos-Erlenbruch schwach bis mäßig zersetzte Bruchwaldtorfe mit einer Mächtigkeit von 10 cm bis > 100 cm an. AUGÉ (1968) nennt für den Hiesfelder Wald nasse Gleyböden mit anmoorigen Auflagen sowie sehr lokal (Nieder-) Moorböden aus Bruchwaldtorf. FUCHS (2003) zeigt für den Duisburg-Mülheimer Wald an wenigen Stellen noch Anmoorgleye und Niedermoor auf. WARSTAT & MEINEL (1987, zit. nach MÜLLER-LIESENDHAL & LIESENDHAL 2000) geben für den Scheiderbruch bei Ratingen Pseudogley-Gleye sowie Gleye und Anmoor-Gleye als relevante Bodentypen unter den Erlenbruchwaldbeständen an. Für die Hildener Heide gibt WOIKE (1958) im Bereich der Heidemoor-, Birken- und Erlenbruchgesellschaften Moorböden aus vorwiegend *Sphagnum*-Torf und Flachmoortorfe mit einer wechselnden Mächtigkeit bis zu 50 cm an. OLBRECHTS et al. (2012) geben für eine differenziert untersuchte Talmulde innerhalb der Hildener Heide unter Birken- und Erlenbruchwaldgesellschaften Niedermoor und Niedermoorgleye mit einer Torfmächtigkeit bis 95 cm an. ZYDOREK (1994) ermittelt für die Bruchwaldgesellschaften in der Ohligser Heide Stagnogleye mit anmoorigen Humusformen sowie Niedermoor unter Torfmoos-Erlenbruch mit einer über 30 cm mächtigen Torfschicht. Seinen Untersuchungen zufolge siedelt die z. T. großflächig

vorherrschende Feuchtheide und das eingestreute Gagelgebüsch auf Pseudogley-Gleye. Diese sind durch Sand über lehmigen Sand bis stark sandigem Ton geprägt (s. BK L4906). Ein größerer Niedermoorbereich findet sich im Further Moor (HÜBNER 1985).

Zudem wurden im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen im Bereich einiger Aufnahmeflächen stichprobenartig Böden (Tab. 25) und Bodenprofile (Abb. 65-70) untersucht. Auch hier zeigte sich, dass die betrachteten Gesellschaften auf Anmoorpseudogley, Anmoorgley, Niedermoorgley bis Niedermoor siedeln.

Hinsichtlich der Säure-Basengehalte der Wuchsorte der betrachteten Vegetation zeigt sich, dass analog des Gradienten des eingeschätzten Nährstoffbedarfs der Gesellschaften (s. Kap. 4.1.2.2.4, 4.1.2.2.4, 4.1.3.2.4) sich die pH-Werte erhöhen. Die niedrigen pH-Werte von 3,0 wurden im Bereich eines Moorbirken-Moorwaldes (Gartroper Busch) und ein Wert von pH 3,3 in einem Gagelgebüsch (Further Moor) mit Niedermoorböden gemessen. OLBRECHTS et al. (2012) geben für ein von ihnen untersuchtes Niedermoor in der Hildener Heide mit Moorbirken-Moorwaldvegetation einen pH-Wert von 3,7 an. Die Untersuchungen von ZYDOREK (1994) zeigen in Bereichen mit anmoorigen Pseudogley-Gleye, in denen das Gagelgebüsch siedelt, einen pH-Wert von 3,7. Es handelt sich somit um sehr stark saure Böden (AG BODEN 1994). Innerhalb der Erlenbruchwälder schwanken die pH-Werte zwischen pH 4,0 (Torfmoos-Erlenbruch) und pH 6,2, d. h. zwischen stark sauren und schwach sauren Böden (AG BODEN 1994). Eine differenzierte Übersicht gibt Tab. 25. Für einige wenige Standorte liegen Daten zum C/N-Verhältnis vor. Das Spektrum reicht von Werten zwischen 17 und 25 bei den Gagelgebüsch- und Moorbirken-Moorwaldstandorten und etwas geringer zwischen 15,5 und 19,2 bei den Erlenbruchwaldwuchsorten. Somit liegen die ersteren bezüglich der Humusqualität überwiegend im ungünstigen bis sehr ungünstigen, die letzteren im mäßig günstigen Bereich (AG BODEN 1994, DÖRING-MEDERAKE 1991).

2.4 Klima

Der Untersuchungsraum weist ein gemäßigtes Klima mit ozeanischen Einflüssen auf, welches durch mäßig warme Sommer und milde Winter charakterisiert ist. Regional betrachtet stellen sich die Klimawerte etwas differenzierter dar (GENBLER et al 2010). Im nördlichen Niederrheinischen Tiefland und im Übergang zwischen der Heideterrasse und dem Rheintal im Süden liegen die jährlichen durchschnittlichen Temperaturen zwischen 9-10 °C. Im mittlern Abschnitt des bearbeiteten Gebietes erreichen sie 10-11 °C. Diese Region zählt somit zu den wärmebegünstigten Räumen in NRW. Die jährlichen mittleren Niederschläge erreichen mit 900-1000 mm/a im Untersuchungsraum im Bereich der Heideterrasse die höchsten sowie im nördlichen Niederrheinischen Tiefland mit 700-800 mm/a die niedrigsten Werte. Hinsichtlich der Anzahl der Frost- und Eistage sind im Untersuchungsraum keine wesentlichen Unterschiede zu erkennen (s. Tab. 1, www.klimaatlas.nrw.de).

Tab. 1: Auswahl von Klimawerten (Betrachtungszeitraum 1971-2000) des Untersuchungsraumes (Daten nach Klimaatlas NRW (www.klimaatlas.nrw.de), Stand 21.11.2012).

Region	Mittlere jährliche Jahrestemperatur (°C)	Mittlere jährliche Niederschläge (mm/a)	Mittlere Anzahl der Frosttage	Mittlere Anzahl der Eistage
Niederrheinische Sandplatten (Norden)	9-10	700-800	45-59	0-10
Niederrheinische Sandplatten (Mitte)	10-11	800-900	45-59	0-10
Niederrheinische Sandplatten (Ballungsraum)	10-11	800-900	45-59	0-10
Bergische Heideterrasse (Ballungsraum)	10-11	800-900	(30) 45-59	0-10
Bergische Heideterrasse (Mitte)	9-10 (11)	(800) 900-1000	45-59	0-10
Bergische Heideterrasse (Heidegebiete)	9-10 (11)	(800) 900-1000	45-59	0-10

3 Material und Methoden

3.1 Abgrenzung von Untersuchungsraum und Untersuchungsgebiete

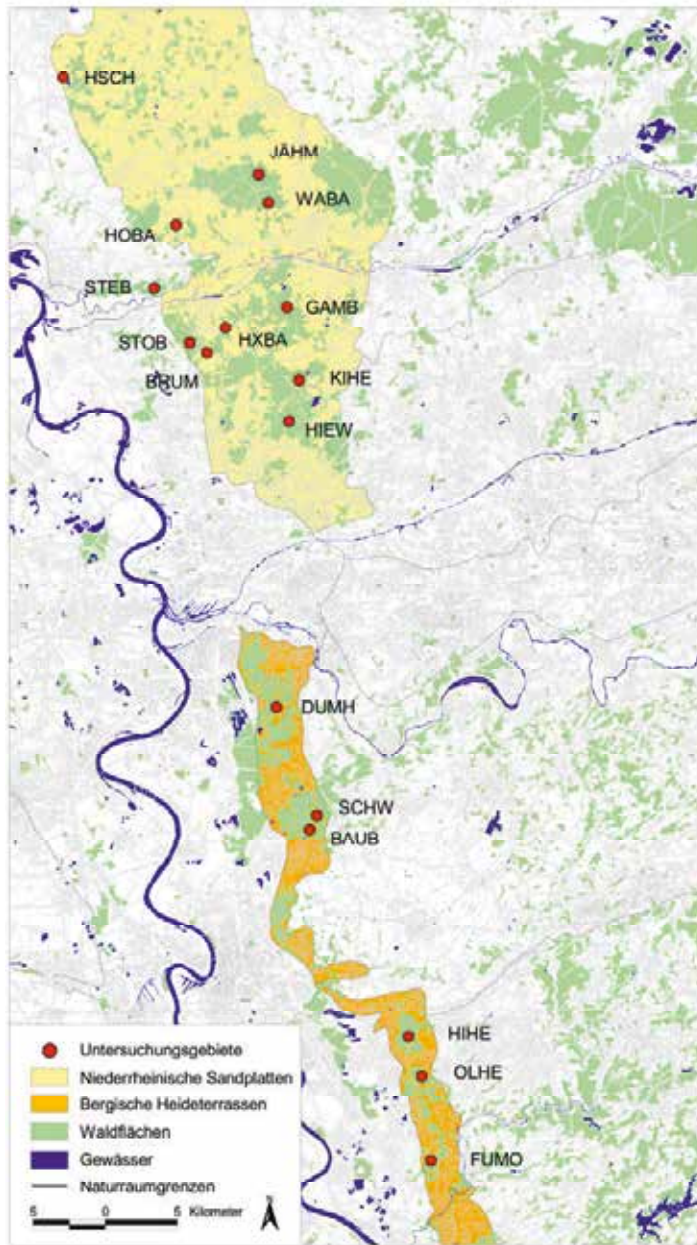


Abb. 1: Untersuchungsraum mit Darstellung der Lage der Untersuchungsgebiete.

Tab. 2: Übersicht über die Untersuchungsgebiete, inklusive der naturräumlichen Zuordnung, der räumlichen Gruppierung, der verwendeten Abkürzungen und der Zuordnung zum TK 25 ¼-Quadranten.

NS: Naturraum Niederrheinische Sandplatten

NS nördl. BR: Untersuchungsgebiete nördlich des Ballungsraumes (NS nördl. BR)

HSCH	Hemmings-Schlinke	4205.22
JÄHM	Jägerheide-Moor	4206.42
WABA	Waldbach	4206.44, 4207.33
HOBA	Hollebach	4306.12
STEB	NSG Sternberge	4306.14
HXBA	Hünxer Bachtal u. das südl. angrenzende Schmellenheide-Moor	4306.41
STOB	Stollbach	4306.34, 4306.43
BRUM	Bruckhauser Mühlenbach	4306.34
GAMB	Gatroper Mühlenbach	4307.31

NS BR: Untersuchungsgebiete im Bereich des Ballungsraums Ruhrgebiet

HIEW	Hiesfelder Wald	4407.11, 4407.13
SCHÄ	Kirchheller Heide, Schlägersheide	4407.11
KIHE	Kirchheller Heide, Schwarzbach	4407.11

BH: Naturraum Bergische Heideterrassen

BH BR: Untersuchungsgebiete im Bereich des Ballungsraums Ruhrgebiet

DUMH	Duisburg-Mülheimer Wald	4506.24, 4506.42, 4506.44, 4507.33, 4606.11, 4606.22, 4606.23, 4606.24, 4607.11, 4607.13
-------------	-------------------------	--

BH nördl. Heidegebiete: Untersuchungsgebiete südlich des Ballungsraumes nördlich der Heidegebiete Hildener Heide, Ohligser Heide, Further Moor

BAUB	Baulofsbruch	4607.33
SCHB	Scheiderbruch	4607.33
SCHW	Schwarzebruch	4607.33

BH Heidegebiete: Heidegebiete im südlichen Teil des Untersuchungsgebietes

HIHE	Hildener Heide	4807.21, 4807.22
OLHE	Ohligser Heide	4807.24
FUMO	Further Moor	4807.44

Der Untersuchungsraum umfasst zwei Naturräume, die Niederrheinischen Sandplatten und die Bergischen Heideterrassen (s. Kap. 2.1). Die innerhalb dieser Naturräume untersuchten Moorgebiete erstrecken sich von der Hemmings-Schlinke im Norden bis zum Further Moor im Süden. Für die Darstellung der naturräumlichen und regionalen Unterschiede wurden die einzelnen Untersuchungsgebiete hinsichtlich ihrer Lage und Nähe zum Ballungsraum zusammengefasst. Eine Übersicht der einzelnen Gebiete, der regionalen Gruppierungen und der verwendeten Abkürzungen findet sich in der folgenden Tab. 2, alle weiteren Informationen

zu den Untersuchungsgebieten und den Aufnahmeflächen in Tab. 34 im Anhang. Zur Vereinfachung des Leseflusses wurde auf die Kennzeichnung NSG (Naturschutzgebiet) und FFH-(Flora-Fauna-Habitat)-Gebiet verzichtet, auch wenn diese Bestandteil des Gebietsnamen sind.

3.2 Vegetationskundliche Untersuchungen

Zur Charakterisierung des aktuellen Zustandes dienten zahlreiche pflanzensoziologische Geländeaufnahmen typischer relativ naturnaher Standorte aber auch stark degradierter Bestände des Gebietes. Die Flächengröße betrug nach Möglichkeit 100-200 m², nur wenn keine genügend große homogene Fläche vorhanden war, wurden auch kleinere Bestände aufgenommen.

Die pflanzensoziologischen Aufnahmen wurden nach der Methode von BRAUN-BLANQUET (1964, modifiziert nach REICHELT & WILMANN 1973, vgl. Tab. 3) angefertigt.

Tab. 3: Erläuterung der Deckungsgrade nach BRAUN-BLANQUET (1964), modifiziert nach REICHELT & WILMANN (1973).

r	=	sehr selten, meist nur 1 Individuum in der Aufnahmefläche	nur sehr wenig Fläche deckend
+	=	spärlich, 2-5 Individuen	< 5 % der Fläche deckend
1	=	6-50 Individuen	< 5 % der Fläche deckend
2m	=	> 50 Individuen	< 5 % der Fläche deckend
2a	=	Individuenzahl beliebig	5 – 15 % der Fläche deckend
2b	=	Individuenzahl beliebig	16 – 25 % der Fläche deckend
3	=	Individuenzahl beliebig	26 – 50 % der Fläche deckend
4	=	Individuenzahl beliebig	> 50 – 75 % der Fläche deckend
5	=	Individuenzahl beliebig	> 75 – 100 % der Fläche deckend

Für den zeitlichen Vergleich innerhalb des Untersuchungsraumes wurden alle in der Literatur zur Verfügung stehenden Vegetationsaufnahmen der Gesellschaften des Untersuchungsraumes in eine neu erstellte Vegetationstabelle aufgenommen und nach der eigenen Methode (s. im Folgenden) sortiert. Für den weiteren zeitlichen Vergleich mit Vegetationsaufnahmen aus Europa aus den Jahren 1920-1940 wurden sowohl die aktuellen Vegetationsaufnahmen als auch die der Jahre 1953-1985 des Untersuchungsraumes und die Vegetationsaufnahmen aus Europa in Form einer Stetigkeitsklassentabelle gegenübergestellt. Manche der Aufnahmen der 1920-1940er Jahre lagen jedoch bereits in Form einer Stetigkeitstabelle vor und konnten nicht mehr neu sortiert werden. Weitere Schwierigkeiten ergaben sich, da die Vegetation oft nicht nach der heute als BRAUN-BLANQUET-Methode (1964) bekannten Art und Weise aufgenommen wurde. So fehlten vielfach Angaben zur

Schichtzugehörigkeit oder die Deckung wurde nach einer anderen Skala eingestuft. Im Falle der fehlenden Schichtzugehörigkeit wurden die Gehölztaxa in die Schicht gestellt, die für die Art als die Wahrscheinlichste eingeschätzt wurde. Die Unstimmigkeiten unterschiedlicher Skalen für die Einschätzung der Deckung der Arten wurden durch die Überführung in eine Stetigkeitsklassentabelle umgangen.

Auch der überregionale Vergleich erfolgte mittels einer Stetigkeitsklassentabelle. Auch hier wurden zunächst alle Aufnahmen der zum Vergleich herangezogenen Autoren in eine neue Vegetationstabelle überführt, nach der eigenen Methode der Sortierung mittels der den Nährstoff- und Wasserhaushalt charakterisierenden Differentialartengruppen neu sortiert und schließlich in eine Stetigkeitsklassentabelle reduziert.

Die Stetigkeitsklassentabellen wurden nach der Methode von DIERSCHKE (1994, vgl. Tab. 4) erstellt.

Tab: 4: Erläuterung der Stetigkeitsklassen nach der Methode von DIERSCHKE (1994).

Stetigkeitsklasse	Stetigkeit in %
V	> 80- 100
IV	> 60 - 80
III	> 40 - 60
II	> 20 - 40
I	> 10 - 20
+	> 5-10
r	- 5

Die Nomenklatur der verwendeten Syntaxa folgt WEBER (1998), WAGNER & WAGNER (2000) sowie RENNWALD (2000).

Erarbeitung der pflanzensoziologischen Gliederung

Um die entscheidenden sukzessiven Veränderungen besser herausarbeiten zu können, wurde die klassische Methode der Sortierung der Vegetationstabelle weiterentwickelt. Statt die Vegetationsaufnahmen ohne Berücksichtigung der ökologischen Präferenz der Sippen zu sortieren, konzentrierte sich die Betrachtung der Vegetationsunterschiede auf die ökologisch relevanten Arten. Mittels der ökologischen Zeigerwerte (ELLENBERG et al. 2001) wurden Differentialartengruppen gebildet, die die hydrologischen und trophischen Extreme abbilden. Zur besseren Lesbarkeit der Tabelle wurden die diagnostisch wichtigen Arten zusätzlich farblich gekennzeichnet (s. Tab. 5).

Tab. 5: Bedeutung der farblichen Kennzeichnung der ökologischen Differentialartengruppen in den Vegetationstabellen (F: Feuchtezahl, N Stickstoff- bzw. Nährstoffzahl (ELLENBERG et al. 2001), D1-D6: Differentialartenblöcke).

	F 1-7	F 8	F > 9
N 1-2	D1	D2a	D2a
N 3	D1	D2b	D2b
N 4-6		D6	D5
N > 6	D4	D3	D3

Eine solche ökologische Betrachtung war jedoch nach den Ellenberg´schen Zeigerwerten bislang nur für die Gefäßpflanzen möglich. Für die Moose existierte bezüglich der Einschätzung der bevorzugten Standorte hinsichtlich der Nährstoffversorgung bislang lediglich eine 3-stufige Skala von LANDOLT et al. (2010) und die Einschätzung weniger Arten von DÜLL (2010). Insbesondere im Bereich der Torfmoos-Erlenbruchwälder, Moorwälder und Gagelgebüsche ist jedoch die Artenzahl der Moose hoch und übersteigt natürlicherweise im Moorbirken-Moorwald und im Gagelgebüsch sogar deutlich die Zahl der Gefäßpflanzenarten. Die Moose in die ökologische Betrachtung mit einzubeziehen ist somit von grundlegender Bedeutung. Demzufolge wurden im Rahmen dieser Arbeit, entsprechend den Vorgaben von ELLENBERG et al. (2001), auch Stickstoffzahlen für die Moose selbst entwickelt und angewendet (s. Tab. 29).

Tab. 6: Erklärung der Zeigerwerte für die Feuchtezahl (F) und Stickstoffzahl (N) nach ELLENBERG et al. (2001).

Wert	Feuchtezahl (F)	Stickstoffzahl (N)
1	<i>Starktrockniszeiger</i>	<i>Stickstoffärmste</i> Standorte anzeigend
2	zwischen 1 und 3 stehend	zwischen 1 und 3 stehend
3	<i>Trockeniszeiger</i>	auf <i>stickstoffarmen</i> Standorten häufiger
4	zwischen 3 und 5 stehend	zwischen 3 und 5 stehend
5	<i>Frischezeiger</i>	<i>mäßig stickstoffreiche</i> Standorte anzeigend
6	zwischen 5 und 7 stehend	zwischen 5 und 7 stehend
7	<i>Feuchtezeiger</i>	an <i>stickstoffreichen</i> Standorten häufiger
8	zwischen 7 und 9 stehend	ausgesprochener Stickstoffzeiger
9	<i>Nässezeiger</i>	an <i>übermäßig stickstoffreichen</i> Standorten konzentriert
~	Zeiger für starken Wechsel	
=	Überschwemmungszeiger	
kein Eintrag	indifferent	indifferent

3.3 Floristische Untersuchungen

Für die Erfassung der floristischen Merkmale der untersuchten Vegetation wurde eine Gesamtartenliste aller Farn- und Blütenpflanzen und der Moose erstellt. Diese Liste enthält neben den aktuell durch die Vegetationsaufnahmen erfassten Arten auch alle weiteren die innerhalb der untersuchten Vegetationseinheiten oder in den benachbarten offenen Moor- oder Feuchtheideflächen wuchsen. Die Erfassung der Bryophyta beschränkte sich auf die den Boden und die Baumbasen besiedelnden Taxa. Die Nomenklatur der Gefäßpflanzen richtet sich nach WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998) die der Moose nach KOPERSKI et al. (2000). Zur Determinierung der Moose wurde folgende Literatur verwendet: FRAHM & FREY (2004), NEBEL & PHILIPPI (Hrsg.) (2000), NEBEL & PHILIPPI (Hrsg.) 2005, LANDWEHR (1980), LANDWEHR (1984), SMITH (2004), SMITH (1990), PATEN (1999), DIERßEN (1996), HÖLZER (2010). Die Determinierung der Gefäßpflanzen erfolgte im Wesentlichen nach ROTHMALER (2005) sowie HAEUPLER & MUER (2007).

Um die Dynamik der in der untersuchten Vegetation vorkommenden Sippen beurteilen zu können, wurde der Status, der Einwanderungsmodus und die Einbürgerungsform der einzelnen Taxa erfasst. Die Zuordnung erfolgte in Anlehnung an DÜLL & KUTZELNIGG (1987) und WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998). Dabei bedeuten:

Einheimische

- **I – Indigene** : Sippen, die vor Beginn menschlichen Wirkens in einem Florengebiet vorhanden waren und somit Bestandteile der ursprünglichen Vegetation darstellen.

Einwanderungszeit

- **A – Archäophyten**: Sippen, deren Ansiedlung durch die direkte oder indirekte Mithilfe des Menschen schon in vor- oder frühgeschichtlicher Zeit erfolgte. Einführung und Art der Ausbreitung sind infolgedessen nur indirekt belegt.
- **N – Neophyten**: Sippen, deren Ansiedlung nach 1500, insbesondere nach der Entdeckung Amerikas 1492 erfolgt ist.
- **NN – Industriophyten**: Sippen, deren Ansiedlung erst nach Beginn der großen Industrialisierung um 1840 und den neu entstandenen Ausbreitungswegen erfolgte. Insbesondere spielen der Ausbau der Verkehrswege (Eisenbahnstrecken und dazugehörige Umschlagsplätze), und der vermehrte Anbau fremdländischer Gartenpflanzen eine große Rolle.

Einbürgerungsart

- **AG – Agriophyten:** Neophytische Sippen, die kulturunabhängig fest eingebürgert sind und die wahrscheinlich aufgrund der Besiedlung relativ naturnaher Standorte auch nach Aufhören menschlicher Einflüsse in der heimischen Vegetation konkurrenzfähig bleiben.
- **EÖ – Epökophyten:** Kulturabhängige neophytische Sippen, die zwar eingebürgert sind, sich aber nach Aufhören menschlichen Einflusses wahrscheinlich nicht halten würden, da sie überwiegend anthropogene Standorte besiedeln.
- **S – Synanthrope:** Sippen, deren Einbürgerungsstatus – bereits eingebürgert oder noch unbeständig – unklar ist.

Einwanderungsweise

- **EPG – Ergasiophygophyten:** Kulturflüchter d. h. Sippen, die als Kulturpflanzen eingeführt wurden, aber dann auch außerhalb der Kulturflächen auftreten.
- **AK – Akolutophyten:** Eindringlinge, deren Einwanderung erst durch die Vegetationsänderung durch den Menschen ermöglicht wurde, dann aber ohne die direkte Mitwirkung des Menschen erfolgte.
- **XE – Xenophyten:** Unabsichtlich vom Menschen eingeschleppte Sippen, z. B. durch verunreinigtes Saatgut oder als Klettfrucht.

3.4 Standörtliche Untersuchungen

In 26 Untersuchungsflächen wurden standörtliche Untersuchungen vorgenommen, um insbesondere vorgegebene Werte aus der Literatur (s. Kap. 2.3) besser nachvollziehen zu können. Diese stellen jedoch keine Analyse der Standortveränderungen innerhalb der einzelnen Vegetationseinheiten dar.

Entnahme und Aufbereitung der Bodenproben

An jedem untersuchten Standort wurden 5 Einzelproben aus den obersten 20 cm des Bodens entnommen und zu einer Mischprobe vereinigt. Die Auflagehorizonte wurden hierfür vorher entfernt. Die Proben wurden bei 105 °C im Wärmeschrank getrocknet, der Feinboden mit einem Sieb mit 2 mm Maschenweite vom Anteil größerer Kornfraktionen getrennt.

Bodenansprache

Eine Bodenansprache erfolgte stichprobenartig, in dem mittels des 1 m-Pürkhauer-Bohrers Bodenprofile oder gegebenenfalls der 2 m Peilstange entnommen und

entsprechend AG BODEN (1994) vor Ort interpretiert wurden. Die Bestimmung der Bodenart wurde mit Hilfe der Fingerprobe (l. c.) durchgeführt.

Bodenreaktion (pH-Werte)

Die Messung des pH-Wertes erfolgte anhand einer Bodensuspension. Hierzu wurden 10 g des getrockneten Feinbodens mit 25 ml 0.01 M CaCl_2 aufgeschlämmt (SCHLICHTING et al. 1995) und 2 Stunden maschinell geschüttelt. Anschließend wurde der pH-Wert elektronisch gemessen. Die Eichung der verwendeten Glaselektrode erfolgte mit einer Standard Pufferlösung.

C/N-Verhältnisse

Für die Bestimmung des $\text{C}_{\text{org}}/\text{N}_\text{t}$ -Verhältnisses wurden die gesiebten Humusproben mit einer Kugelmühle feingemahlen. Anschließend wurde eine kleine Menge des feingemahlenen Bodensubstrates in spezielle Zinnschiffchen eingewogen und mit einem C/N-Elementanalyser (ANA 1500, Carlo-Erba) untersucht. Das Verfahren beruht auf dem Aufschluss der Substanzen durch Verbrennung bei über 1000 °C und der anschließenden gaschromatographischen Messung der Verbrennungsprodukte. Die Messwerte werden in % der Einwaage angegeben.

Das C/N-Verhältnis ist ein Maß zur Kennzeichnung der mikrobiellen Zersetzbarkeit der organischen Substanz. Der mikrobielle Abbau ist gehemmt, wenn nicht genügend Stickstoff zum Aufbau körpereigenen Eiweißes vorhanden ist. Je niedriger das C/N-Verhältnis ist, umso leichter kann das organische Material durch die entsprechenden Mikroorganismen mineralisiert werden. Mit dieser Verbesserung der Humusqualität steigt also die Verfügbarkeit der Nährstoffe. Das C/N-Verhältnis wird folgendermaßen klassifiziert:

Tab. 7: Bewertung der Humusqualität nach dem C/N-Verhältnis (DÖRING-MEDERAKE 1999, AG BODEN 1994).

C/N-Verhältnis	Humusqualität	Klassifizierung
10-15	hoch	günstig
15-20	mittel	mäßig günstig
20-25	gering	ungünstig
25-30	sehr gering	sehr ungünstig

Grundwasserganglinien

In drei Untersuchungsflächen des Duisburg-Mülheimer Waldes wurden exemplarisch die Grundwasserstände über einen Zeitraum von zwei Jahren beobachtet. Dafür wurden an jeder Messstelle zwei 1 m lange, seitlich geschlitzte Kunststoffrohre mit einem Durchmesser von 5 cm in den Boden eingebracht und in einer 1 cm breiten Kiesschicht eingebettet. Das Kiesbett verhinderte ein zu schnelles verschlammten der Messrohre, ein oben aufgesetzter ebenfalls seitlich geschlitzter Deckel das Hineinfallen von Laub oder kleinen Tieren. Die Messung erfolgte in zweiwöchigem Abstand. Bewährt hat sich die Messung mittels eines mit einer dicken Schraube beschwerten, kurzfristig in das Messrohr eingetauchten Baumwollfadens und einem Zollstock.

4 Ergebnisse

4.1 Vegetation

4.1.1 Alnion glutinosae MALCUIT 1929 - Erlenbruchwälder

Die standörtlich von den Moorwäldern (*Betulion pubescentis*, s. Kap. 4.1.2) durch einen höheren Nährstoffbedarf differenzierten Erlenbruchwälder (WITTIG 1991a) werden in der Baumschicht von der Schwarz-Erle (*Alnus glutinosa*), in der Krautschicht von zahlreichen Nässezeigern dominiert.

Tab. 8: Synsystematische Gliederung der europäischen Erlenbruchwälder unter Einbeziehung der häufiger verwendeten Synonyme (nach RENNWALD 2000 sowie der vorliegende Untersuchung).

Klasse	Alnetea glutinosae BRAUN-BLANQUET et TÜXEN. ex WESTHOFF et al. 1946
Ordnung	Alnetalia glutinosae TÜXEN 1937
Verband	Alnion glutinosae MALCUIT 1929
Gültige Assoziation	Sphagno Alnetum ALLORGE ex LEMÉE 1939
Synonyme Assoziationen	Blechno-Alnetum OBERDORFER 1957 Carici laevigatae-Alnetum SCHWICKERATH 1938 Alno-Betuletum pubescentis SCAMONI 1959 Lysimachio nemorum-Alnetum glutinosae LIEPELT et SUCK 1989
Synonyme Subassoziationen	Carici elongatae-Alnetum betuletosum BODEUX 1955
Ranglose Basalgesellschaft	Carex nigra-Alnus glutinosa-Gesellschaft
Gültige Assoziation	Carici elongatae-Alnetum glutinosae SCHWICKERATH 1933
Synonyme Assoziationen	Urtico-Alnetum FUKAREK 1961 Ribo-Alnetum SOLINSKA-GÓRNICKA (1975) 1987 Hottonio-Alnetum glutinosae HUECK 1929 Irido-Alnetum glutinosae DOING 1962 Symphyto-Irido-Alnetum (BODEUX 1955) PASSARGE & HOFMANN 1968
Synonyme Subassoziationen	Athyrio-Alnetum PASSARGE & HOFMANN 1968 Carici elongatae-Alnetum typicum Carici elongatae-Alnetum iridetosum Carici laevigatae-Al. valerianetosum BODEUX 1955
Ranglose Basalgesellschaft	Caltha palustris-Alnus glutinosa-Gesellschaft Crepis paludosa-Alnus glutinosa-Gesellschaft
Assoziationsübergreifende Synonyme	Cardamino amarae-Alnetum glutinosae (MEIJER-DREES 1936) PASSARGE & HOFMANN 1968
Subassoziationsübergreifende Synonyme	Carici elongatae-Alnetum cardaminetosum
Assoziationsübergreifende ranglose Basalgesellschaft	Alnion glutinosae-Basalgesellschaft

Im Gegensatz zu den Erlen- Ulmen-Hartholzauenwäldern (*Alno-Ulmion minoris*-Gesellschaften: *Carici remotae*-*Fraxinetum* und *Pruno-Fraxinetum*), die auf mineralischen Böden wachsen, stocken die Erlenbruchwälder auf einem organischen Untergrund aus Niedermoortorf (Torfmoos- oder Seggentorf) und unterscheiden sich floristisch von den Auwäldern durch das Fehlen der *Fagetalia*-Arten (WITTIG 1991a). Aufgrund dieser floristisch-ökologischen Eigenständigkeit der Erlenbruchwälder werden sie im pflanzensoziologischen System sogar auf Klassenebene als *Alnetea glutinosae* von allen anderen Waldgesellschaften abgetrennt.

Im Gelände bereiten jedoch zahlreiche Übergänge zum Moorbirken-Moorwald (*Vaccinio uliginosi*-*Betuletum pubescentis*) sowie den Erlen-Eschen- (*Carici remotae*-*Fraxinetum* und *Pruno-Fraxinetum*) und Eichen-Hainbuchenwäldern (*Stellario-Carpinetum*) Schwierigkeiten bei der Abgrenzung. Neben der natürlichen Verflechtung der Feucht- und Nasswälder sind es vor allem Störungen durch anthropogene Beeinträchtigungen wie z. B. Entwässerung und Eutrophierung, die zum Rückgang oder Ausfall von Charakter- und Differentialarten, oder zum Hinzutreten von Arten führen und die Ansprache der Gesellschaft oft erheblich erschweren. Auch Aufforstungsmaßnahmen mit gebietsfremden, insbesondere mit *Acer pseudoplatanus* aber auch *Populus × canadensis*, *Alnus incana* und *Pinus strobus* und standortfremden Gehölzen wie *Fraxinus excelsior* und das selektive Entfernen bestimmter Baumarten innerhalb und in der direkten Umgebung der Erlenbruchwälder hat die natürliche Struktur der Wälder beträchtlich verändert.

4.1.1.1 Gliederung des *Alnion glutinosae* MALCUIT 1929 in Mitteleuropa

4.1.1.1.1 Geschichte ihrer Syntaxonomie

Zu Beginn der pflanzensoziologischen Erforschung am Anfang des 20. Jahrhunderts betrachteten Autoren wie z. B. MALCUIT (1929) oder GRAEBNER & HUECK (1931) Erlenauenwälder und Erlenbrücher noch als synsystematische Einheit. Mehr oder weniger Zeitgleich wurden jedoch auch der Torfmoos-Erlenbruchwald von ALLORGE (1922) sowie der Walzenseggen-Erlenbruchwald von KOCH (1929) als eigenständige Vegetationseinheit beschrieben. Als Autor des Torfmoos-Erlenbruchwaldes wird häufig LEMÉE (1937) genannt. Nach RENNWALD (2000) ist jedoch ALLORGE (1922) als Erstautor der Gesellschaft anzuerkennen, da LEMÉE (1937) sich ausdrücklich auf ALLORGE (1922) bezieht. Weil der besagte Abschnitt der Publikation von LEMÉE jedoch erst 1939 fertig gestellt wurde, gelte das Jahr 1939 als Datum der gültigen Beschreibung. Im Bereich des Torfmoos-Erlenbruchwaldes folgen die Gebietsmonographien über das Hohe Venn der Jahre 1937, 1938 und 1944 von SCHWICKERATH in denen er den Torfmoos-Erlenbruchwald als *Cariteto laevigatae-Alnetum sphagnetosum* und als *Alnetum glutinosae sphagnosum* untersucht.

Die erste gültige Beschreibung des Walzenseggen-Erlenbruchwaldes stammt ebenfalls von SCHWICKERATH, der in seiner 1933 veröffentlichten Übersicht über die Vegetation des Landkreises Aachen auch eine Vegetationsaufnahme des *Carici*

elongatae-Alnetum präsentiert. Erste umfangreichere vegetationskundliche Aufnahmen für den Walzenseggen-Erlenbruchwald finden sich bei MEIJER DREES (1936) für das Gebiet Achterhoek in den Niederlanden und bei SCHWICKERATH (1944) für das Gebiet des Hohen Venns.

Eine synoptische Übersicht über die Erlenbruchwälder ganz Mitteleuropas wurde erstmalig im Jahr 1955 von BODEUX veröffentlicht. Hierin gliedert er die Erlenbruchwälder primär nach arealgeographischen Gesichtspunkten.

Mit den Arbeiten von WOIKE (1958) über das Gebiet der Hildener Heide, DINTER (1982) über die Niederrheinischen Sandplatten und FUCHS (2005) folgen umfangreiche Gebietsmonographien mit zahlreichen Aufnahmen sowohl zum Torfmoos- als auch zum Walzenseggen-Erlenbruch und mit der Arbeit von POTT (1995) eine Darstellung der synsystematischen Gliederung der Erlenbruchwälder Deutschlands. Die in diesen Arbeiten verfolgten Gliederungskonzepte (s. Kap. 4.1.1.1.2) sind hierbei jedoch unterschiedlich.

Weitere überregionale Untersuchungen des *Alnion glutinosae* finden sich vor allem in Arbeiten seit den 1980er Jahren so z. B. aus Polen von SOLINSKA-GÓRNICKA (1987), aus dem Nordwestdeutsches Tiefland von DÖRING-MEDERAKE (1991) und BRAND (2000), aus Nordrhein-Westfalen von WITTIG & DINTER (1991), aus den Baltischen Staaten von PRIEDITIS (1997) und aus dem Niedersächsisches Bergland von MAST (1999) (Tab. 9).

Tab. 9: Chronologische Darstellung der wichtigsten Arbeiten der Erforschung des *Alnion glutinosae* in Mitteleuropa.

Autor	Bearbeitete Gesellschaft und syntaxonomische Bezeichnung
ALLORGE (1922)	Sphagno palustris-Alnetum als taillis tourbeux à Sphaignes et <i>Carex laevigata</i>
KOCH (1926)	Carici elongatae-Alnetum als Cariceto elongatae-Alnetum
MALCUIT (1929)	Alnion glutinosae (Erstbeschreibung)
GRAEBNER & HUECK (1931)	Alnion glutinosae als Alnetum glutinosae
TÜXEN (1931)	Carici elongatae-Alnetum als Cariceto elongatae-Alnetum glutinosae
MEIJER DREES (1936)	Carici elongatae-Alnetum als Alnetum glutinosae typicum als Alnetum glutinosae cardaminetosum
SCHWICKERATH (1937)	Sphagno palustris-Alnetum als Cariceto laevigatae-Alnetum sphagnosum
LEMÉE (1937)	Sphagno palustris-Alnetum als Alneto-Sphagnetum
TÜXEN (1937)	Carici elongatae-Alnetum als Alnetum glutinosae typicum als Alnetum glutinosae cardaminetosum
SCHWICKERATH (1938)	Sphagno palustris-Alnetum als Cariceto laevigatae-Alnetum sphagnosum

Autor	Bearbeitete Gesellschaft und syntaxonomische Bezeichnung
SCHWICKERATH (1944)	Sphagno palustris-Alnetum als Alnetum glutinosae sphagnosum Carici elongatae-Alnetum als Alnetum glutinosae cardaminetosum amarae als Alnetum glutinosae caricetosum remotae
BODEUX (1955)	Alnion als Cariceto laevigatae-Alnetum als Cariceto elongatae-Alnetum medioeuropaeum als Cariceto elongatae-Alnetum boreale als Dryopterideto cristatae-Alnetum
WOIKE (1958)	Sphagno palustris-Alnetum als Cariceto laevigatae-Alnetum sphagnetosum Carici elongatae-Alnetum als Cariceto elongatae-Alnetum
DINTER (1982)	Sphagno palustris-Alnetum als Carici elongatum-Alnetum betuletosum Carici elongatae-Alnetum als Carici elongatum-Alnetum iriditosum
SOLINSKA-GÖRNICKA (1987)	Sphagno palustris-Alnetum als Sphagno squarrosi-Alnetum Carici elongatae-Alnetum als Ribo nigri-Alnetum
DÖRING-MEDERAKE (1991)	Sphagno palustris-Alnetum als Carici elongatae-Alnetum betuletosum pubescentis Carici elongatae-Alnetum als Carici elongatae-Alnetum (urtico-) typicum als Carici elongatae-Alnetum (urtico-) cardaminetosum
WITTIG & DINTER (1991)	Sphagno palustris-Alnetum als Carici laevigatae-Alnetum sphagnetosum als Carici elongatae-Alnetum sphagnetosum Carici elongatae-Alnetum als Carici laevigatae-Alnetum valerianetosum als Carici elongatae-Alnetum iriditosum
POTT (1995)	Sphagno palustris-Alnetum als Carici elongatae-Alnetum betuletosum Carici elongatae-Alnetum als Carici elongatae-Alnetum iriditosum als Carici elongatae-Alnetum cardaminetosum und Carici elongatae typicum (auf intermediären Standorten)
PRIEDITIS (1997)	Sphagno palustris-Alnetum als Sphagno squarrosi-Alnetum Carici elongatae-Alnetum als Carici elongatae-Alnetum
MAST (1999)	Sphagno palustris-Alnetum als Sphagno squarrosi-Alnetum

Autor	Bearbeitete Gesellschaft und syntaxonomische Bezeichnung
BRAND (2000)	Carici elongatae-Alnetum
	als Carici elongatae-Alnetum
	Sphagno palustris-Alnetum
	als Carici elongatae-Alnetum betulo-typicum (staunass)
	als C. el.-Al. betulo-filipenduletosum (wasserzünftig-quellig)
FUCHS (2005)	Carici elongatae-Alnetum
	als C. el.-Al. eu-typicum (staunass)
	als C.e.al. eu-cardaminetosum (wasserzünftig-quellig)
	Sphagno palustris-Alnetum
	als Carici elongatae-Alnetum betuletosum
	Carici elongatae-Alnetum
	als Carici elongatae-Alnetum iridetosum
	als Carici elongatae-Alnetum cardaminetosum

4.1.1.1.2 Erläuterungen zum verwendeten Gliederungskonzept

Zur syntaxonomischen Einordnung der Erlenbruchwälder im Verband des Alnion glutinosae in Mitteleuropa stehen sich im Wesentlichen drei Gliederungskonzepte gegenüber:

1. Das älteste Konzept unterscheidet nach arealgeographischen Gesichtspunkten drei Assoziationen: Das westeuropäisch-atlantisch verbreitete *Carici laevigatae*-Alnetum, das mittel-, nord- und osteuropäisch, subatlantisch, subkontinentale bis boreal verbreitete *Carici elongatae*-Alnetum (mit den beiden Subass. *Carici elongatae*-Alnetum medioeuropaeum und *Carici elongatae*-Alnetum boreale) sowie das osteuropäisch-subkontinental verbreitete *Dryopteridetum cristatae*-Alnetum (z. B. BODEUX 1955). Erst auf Subassoziationsebene werden bei dieser Gliederung die sich floristisch widerspiegelnden unterschiedlichen Nährstoff- und Basenverhältnisse berücksichtigt. Einem nährstoffärmeren Torfmoos-Erlenbruch (*C. el.*-Alnetum *betuletosum pubescentis*, z. B. DÖRING-MEDERAKE 1991) steht eine nährstoffreichere Subassoziation gegenüber (*C. el.*-Alnetum *iridetosum*, z. B. DINTER 1982, *C. el.*-Alnetum (*urtico*-) *typicum* und *C. el.*-Alnetum (*urtico*-) *cardaminetosum*, z. B. DÖRING-MEDERAKE 1991, *C. el.*-*laevigatae*-Alnetum *valerianetosum* z. B. BODEUX 1955). Vereinzelt wird darüber hinaus insbesondere beim *C. el.*-Alnetum eine intermediäre Subassoziation beschrieben (*C. el.*-Alnetum *typicum*, z. B. POTT 1995, *C. el.*-Alnetum *ranunculetosum*). Ohne Assoziationsrang werden die montanen Erlenbrüche mit einem reicheren Flügel, dem *Myosotis*-Erlenbruch (z. B. DINTER (1990), und einem ärmeren Flügel, dem *Sphagnum*-Erlenbruch (z. B. DINTER 1990) dargestellt.

Im Überschneidungsbereich der Areale der verschiedenen Charakterarten *Carex elongata* und *C. laevigata* bereitet dieses Konzept Schwierigkeiten (WITTIG & DINTER 1991). Unbefriedigend ist darüber hinaus die ranglose Zuordnung der

Erlenbrüche großer Teile der Hochlagen des Mittelgebirges außerhalb der Verbreitung beider *Carex*-Arten (MAST 1999) und die Tatsache, dass mit diesem Konzept die floristisch, physiognomisch und standörtlich einheitlicheren Bestände der nährstoffarmen torfmoosreichen Erlenbrüche und der reichen Erlenbrüche erst auf der Subassoziationsebene unterschieden werden (WITTIG & DINTER 1991, MAST 1999).

2. Ein anderes Konzept basiert auf dem Basenhaushalt und den Nährstoffbedingungen des Standortes. Hier werden auf Assoziationsebene die Erlenbrüche nährstoffarmer Wuchsorte z. B. als *Sphagno squarrosi*-*Alnetum* z. B. PRIEDITIS (1997) den Erlenbrüchen nährstoffreicher Standorte, beispielsweise als *Ribo nigri*-*Alnetum* (z. B. SOLINSKA-GÓRNICKA 1987) gegenübergestellt. Dieser zweite Gliederungsansatz weist nach WITTIG & DINTER (1991) ähnliche Schwächen auf wie das erste Konzept. So ließen sich nur im Tiefland die floristisch-physiognomisch sich stark unterscheidenden Assoziationen gut gegenüberstellen. Die Erlenbrücher reicherer Standorte des Tieflands gegenüber denen des Hügel- und Berglandes würden sich jedoch so stark unterscheiden, dass sich eine Zusammenfassung in einer Assoziation verbieten würde (WITTIG & DINTER 1991).

3. Der dritte Ansatz gliedert die Erlenbruchwälder vorrangig nach dem eng gekoppelten Wasser- und Basenhaushalt in Erlenbruchwälder mit Torfmoosen, Erlenbruchwälder mit Röhrichtarten und Quell-Erlenbruchwälder mit „Quellzeigern“ (z. B. MEIJER-DREES 1936, POTT 1995). Dieses Konzept wird im Rahmen der vorliegenden Untersuchung verworfen, da den Quellwäldern zur Differenzierung eine eigenständige Artengruppe fehlt. Den quelligen Untergrund anzeigende Arten wie z. B. *Cardamine amara*, *Chrysosplenium oppositifolium* und *Valeriana dioica* haben zwar in den Quellmoorwäldern ihren Schwerpunkt, treten aber ebenso in torf- und röhrichtreichen Erlenbrüchen und in den Erlen-Eschenwäldern auf (s. DÖRING-MEDERAKE 1991, MAST 1999 und Kap. 4.1.1.2).

Nach Ausschluss des Gliederungsansatzes hinsichtlich des Wasser- und Basenhaushaltes gilt es zu prüfen, welcher der beiden verbleibenden Gliederungsansätze, der arealgeographische oder der nach trophischen Gesichtspunkten, zu bevorzugen ist.

Befürworter der arealgeographischen Gliederung halten insbesondere an nährstoffreichen Standorten die floristisch-physiognomischen Unterschiede zwischen Tiefland-Erlenbrüchern gegenüber denen des Hügel- und Berglandes für zu groß, als dass sie in einer Assoziation zusammengefasst werden könnten (WITTIG & DINTER 1991). In der Gegenüberstellung der umfangreichen Vegetationsaufnahmen von DÖRING-MEDERAKE (1991) und BRAND (2000) aus dem nordwestdeutschen Tiefland (Tab. 35, Spalte 10-16 u. 21-28) und von Mast aus dem niedersächsischen Bergland (MAST 1999) (Tab. 35, Spalte 6-9 und 17-20) zählen tatsächlich eine ganze Reihe an Arten zum floristischen Spektrum der Erlenbrücher des niedersächsischen Berglandes (MAST 1999), die in den Vegetationsaufnahmen des Erlenbruchwaldes aus dem nordwestdeutschen Tiefland fehlen.

Mit *Achillea ptarmica*, *Aegopodium podagraria*, *Alliaria petiolata*, *Carex demissa*, *C. pallescens*, *Galium saxatile*, *Juncus conglomeratus*, *Maianthemum bifolium*, *Pteridium aquilinum*, *Ranunculus flammula*, *Rhytidadelphus squarrosus*, *Ribes*

rubrum, *Rumex obtusifolius*, *Silene dioica*, *Symphytum officinale* und *Veronica beccabunga* ist das Auftreten der meisten dieser Arten ohne arealgeographische Bedeutung. Diese fehlen zwar in den hier bearbeiteten Erlenbruchwaldaufnahmen des Tieflandes, ein Großteil dürfte hier jedoch ebenso zu finden sein. Ebenfalls ohne größere pflanzengeographische Bedeutung ist das weitgehende Fehlen von *Carex flava*, *Deschampsia flexuosa*, *Juncus acutiflorus* und *Vaccinium myrtillus* in den betrachteten Erlenbruchwäldern des Tieflandes. Sie zählen zu den Arten die im Bergland insgesamt häufiger sind. Somit ist auch die Wahrscheinlichkeit höher, die Arten auch im Erlenbruchwald des Berglandes anzutreffen. In den Erlenbruchwäldern des Tieflandes finden sich diese Arten lediglich sehr zerstreut. Arealgeographische Unterschiede lassen sich deshalb innerhalb dieser Artengruppe lediglich anhand unterschiedlicher Deckungs- und Stetigkeitsgrade feststellen.

Unter den nur für das Bergland angegebenen Arten der betrachteten Vegetationsaufnahmen des Erlenbruchwaldes finden sich jedoch mit *Lysimachia nemorum*, *Stellaria nemorum*, *Trientalis europaea* und dem Torfmoos *Sphagnum girgensohnii* auch Sippen die zumindest in Nordrhein-Westfalen schwerpunktmäßig im Bergland verbreitet sind und somit von gewisser arealgeographischer Relevanz sind (vgl. HAEUPLER et al. 2003, DÜLL et al. 1996, FUCHS & KEIL 2009). Im Nordosten Deutschlands sind diese Arten jedoch auch im Tiefland weit verbreitet (BFN 2012) und können somit deutschlandweit nicht als Berglandarten betrachtet werden.

Unter den vielen in den Vegetationsaufnahmen des Berglandes auftretenden Arten, zeigen lediglich drei, *Calamagrostis villosa*, *Rumex aquaticus* und *Senecio ovatus* auch deutschlandweit betrachtet eine starke Bindung an höhere Lagen und sind grundsätzlich als arealgeographische Differentialarten geeignet. Aber nur *Calamagrostis villosa* ist mit nennenswerter Stetigkeit von I-III in den Vegetationsaufnahmen des Berglandes vertreten.

Carex laevigata, die namensgebende Art des Carici laevigatae-Alnetum ist aufgrund der deutlichen atlantischen Verbreitung, die innerhalb von Deutschland lediglich im äußersten Westen (im Bereich der Eifel und in der Niederrheinischen Bucht) nur wenige Vorkommen aufweist, nicht als Assoziationskennart geeignet.

Mangels geeigneter Charakter- und Differentialarten ist somit auch der Gliederungsansatz nach vorrangig arealgeographischen Kriterien zu verwerfen.

Die Gliederung der Erlenbruchwälder nach Kriterien des Nährstoff- und Wasserhaushaltes zeigt hingegen eine klare Trennung zwischen einem durch an nährstoffarme Standorte angepasste Arten abgegrenztes *Sphagnum*-Alnetum (Tab. 35, Spalte 6-16) und einem, negativ durch das Fehlen dieser Sippen und positiv durch eine Häufung an nährstoffreichere Standorte gebundene Arten, ebenso klar abgegrenztes nährstoffreicheres Carici-Alnetum (Tab. 35, Spalte 17-28).

Zu den bedeutendsten Differentialarten des Sphagno palustris-Alnetum glutinosae zählen unter den Moosen *Sphagnum fimbriatum*, *S. palustre*, *S. recurvum* s. l. und *S. squarrosum*. Die nährstoffarmen Differentialarten unter den Gefäßpflanzen werden von *Agrostis canina*, *Carex canescens*, *C. nigra* und *C. rostrata* angeführt. Zu den Differentialarten die durch hohe Stetigkeit im Besonderen das Carici elongatae-Alnetum glutinosae kennzeichnen zählen aus dem nass-nährstoffreichen Segment (D3) *Iris pseudacorus* und

Solanum dulcamara und aus dem frisch-feucht-nährstoffreichen Segment (D4) *Eupatorium cannabinum*, *Galium aparine*, *Poa trivialis*, *Ranunculus repens* und *Urtica dioica*.

Auch hydrologisch zeigen sich deutliche Unterschiede innerhalb dieser Gliederung. Mit dem zumeist steteren Auftreten insbesondere der nasse und feucht-nasse Standorte anzeigenden Arten *Angelica sylvestris*, *Caltha palustris*, *Cardamine amara*, *Carex acutiformis*, *C. pseudocyperus*, *Mentha aquatica* und *Myosotis palustris* agg. (D5/6) kennzeichnen deutlich mehr Nässezeiger das Carici elongatae- im Vergleich zum Sphagno palustris-Alnetum glutinosae.

Die trophisch-hydrologische Gliederung zeigt aber auch besondere floristische Ähnlichkeiten der Erlenbrüche der einzelnen Höhenstufen untereinander. So weist das stärkere Auftreten von *Iris pseudacorus* und *Solanum dulcamara* im Sphagno palustris-Alnetum glutinosae des Flachlandes sowie bedingt auch das hier schwerpunktmäßig im Carici elongatae-Alnetum glutinosae beheimateten *Peucedanum palustre*, auf den tendenziell stärkeren Nährstoffreichtum hin. Die allgemein etwas nährstoffärmeren Bedingungen innerhalb der Erlenbruchwälder des Berglandes zeigen sich hingegen insbesondere durch das verstärkte Auftreten von Arten wie beispielsweise *Deschampsia flexuosa* und *Vaccinium myrtillus*.

Allgemein sind die verbindenden Elemente der Erlenbruchwälder innerhalb der jeweiligen Höhenstufe im Vergleich zu den trophisch-hydrologischen Differenzen der unterschiedlichen Erlenbruchwaldtypen gering. Darüber hinaus entspricht eine vorrangig trophisch-hydrologische Gliederung stärker dem azonalen Charakter der Bruchwälder.

Aufgrund dessen werden in dieser Arbeit die Erlenbrücher in Anlehnung an das 2. Konzept vorrangig nach dem Nährstoffhaushalt gegliedert. Hierzu werden wie bereits von MAST (1999) ehemals als Assoziationskennarten eingestufte Arten wie *C. elongata*, *C. laevigata* und *Scutellaria minor* heute lediglich als Verbandscharakterarten aufgefasst. Die oligotrophen torfmoosreichen Erlenbruchwälder werden als Sphagno palustris-Alnetum ALLORGE ex LEMÉE 1939, den Erlenbrüchen eu- bis mesotropher Standorte als Carici elongatae-Alnetum glutinosae SCHWICKERATH 1933 gegenübergestellt (zur Nomenklatur und Synonymie s. RENNWALD (2000) u. Tab. 8).

4.1.1.2 Ergebnisse und Diskussion des Alnion glutinosae MALCUIT 1929 – Erlenbruchwälder

Die Erlenbruchwälder (Alnion glutinosae) treten im Untersuchungsraum häufig in Moorschlenken und abflusslosen Senken entlang der Bäche, seltener im Verlandungs- oder Entwässerungsbereich offener Moorflächen oder als Quellmoorwald auf. Häufig handelt es sich bei den Beständen um kleine bis sehr kleine Inseln, eingebettet in das Mosaik anderer Waldgesellschaften, nur selten, so im Bereich der Wedau-Tiefenbroicher Markenwälder (Duisburg/Düsseldorf), sind sie großflächig anzutreffen.

Das *Alnion glutinosae* präsentiert sich im Untersuchungsraum strukturell und floristisch heterogen. Die Differenzierung gegenüber den Auwald-Gesellschaften (*Alno-Ulmion*, insbesondere *Pruno-Fraxinetum* Oberd. 1953) erfolgt aufgrund des höchsteten Vorkommens von *Carex elongata*, der *Sphagnum*-Sippen und weiterer ausschließlich im *Alnion glutinosae* vorkommender Differentialarten (s. auch DÖRING-MEDERAKE 1991) wie *Calamagrostis canescens*, *Carex canescens*, *Frangula alnus*, *Osmunda regalis* sowie der Dominanz von *Alnus glutinosa* in der Baumschicht. Weiteres differenzierendes Merkmal gegenüber dem *Pruno-Fraxinetum* ist das Fehlen von *Prunus padus*, *Ulmus laevis* und insbesondere das Fehlen einer üppig ausgebildeten Strauchschicht. Gegenüber dem *Stellario-Carpinetum* ist der Erlenbruch negativ durch das Fehlen der *Fagetalia*-Arten abgegrenzt. Die Differenzierung vom Moorbirken-Moorwald gegenüber dem Erlenbruchwald erfolgt durch die im *Vaccino uliginosi-Betuletum pubescentis* vorherrschenden hohen Dominanzen von *Betula pubescens* in der Baumschicht und *Molinia caerulea* in der Krautschicht bei gleichzeitig höchstem Vorkommen der *Sphagnum*-Sippen, dem Ausfallen der Differentialarten des *Alnion glutinosae* und weitere eine höhere Nährstoffversorgung anzeigende Arten.

Für den Untersuchungsraum konnten die beiden Syntaxa, das *Carici elongatae-Alnetum glutinosae* und das *Sphagno palustris-Alnetum glutinosae*, identifiziert sowie eine Reihe von Varianten herausgearbeitet werden. Die Zuordnung der Aufnahmen erfolgte zunächst anhand des Auftretens oder Fehlens diagnostisch wichtiger Arten. Für Bestände die natürlich oder anthropogen bedingt zu anderen Waldgesellschaften überleiten, wurde in Zweifelsfällen auch deren Deckungsgrade berücksichtigt.

Gegenüber dem *Carici elongatae-Alnetum glutinosae* zeigt das *Sphagno palustris-Alnetum glutinosae* deutlich nährstoffärmere Wuchsbedingungen, zumindest zeitweilig höhere Wasserstände und Überstauung der Flächen dagegen kennzeichnen die Wuchsbedingungen des *Carici elongatae-Alnetum glutinosae*. Grundsätzlich zeigen die Erlenbruchwaldgesellschaften keine scharfen Grenzen zwischen den beiden Assoziationen und auch innerhalb der beiden Assoziationen sind die Unterschiede im Nährstoff- und Wasserhaushalt eher fließend. Das *Sphagno palustris-Alnetum* wird durch *Sphagnum*-Decken mit zwei oder mehr Arten und einer Deckung von mindestens 1, das Vorkommen von *Molinia caerulea* sowie durch das Auftreten einer Reihe nass-nährstoffarme Standorte anzeigender Arten, gekennzeichnet. Bestände in denen 1-2 Torfmoosarten mit nur einer Deckung von + und 1 vorhanden sind, wurden je nachdem ob Nährstoffzeiger oder Zeiger nährstoffarmer Standorte überwiegen, entweder zum *Sphagno palustris-Alnetum glutinosae* oder zum *Carici elongatae-Alnetum glutinosae* gestellt. Ebenso wurde mit den stark ausgetrockneten Beständen verfahren, ohne Nährstoffzeiger wurden sie als ausgetrocknetes *Sphagno palustris-Alnetum glutinosae*, mit Nährstoffzeiger als nährstoffreiches *Carici elongatae-Alnetum glutinosae* angesprochen. Bei stark gestörten Beständen wurde darüber hinaus versucht, anhand der Artenkombination und der Deckung, Rückschlüsse auf die vorhergehende Entwicklung zu ziehen.

Bereits DÖRING-MEDERAKE (1991) und MAST (1999) stellten für ihre Untersuchungsgebiete fest, dass es nicht möglich ist, Quell-Erlenbruchwälder anhand einer eigenständigen Artengruppe gegenüber den sonstigen Bruchwäldern und den Auwäldern abzugrenzen, wie es für die Gliederung der Bruchwälder entsprechend des Wasser- und Basenhaushaltes in drei Assoziationen erforderlich wäre. Das Aufnahmespektrum der vorliegenden Arbeit kann diese Erkenntnis für den bearbeiteten Untersuchungsraum bestätigen. Sowohl im *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae* als auch im *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* häufen sich in einigen Beständen einen wasserzügigen Untergrund anzeigende Arten, aber ohne, dass es zum Ausfall von Differentialarten der beiden Assoziationen kommt. Bei Neusortierung der Originalaufnahmen von DÖRING-MEDERAKE (1991) ließen sich solche „quellige“ Erlenbruchwaldbestände auch für das nordwestdeutsche Tiefland sowohl für beide Erlenbruchwaldassoziationen differenzieren. Der wasserzügige Charakter und die Häufigkeit solcher Quellwälder sind im Tiefland im Vergleich zum Bergland jedoch aufgrund des naturraumbedingten flacheren Geländereiefs und der somit auch selteneren Quellaustritte, insgesamt deutlich geringer.

Tab. 10: Übersicht der Syntax und Varianten des *Alnion glutinosae* und der prägenden Differentialartenblöcke (Tab. 32 u. 33).

*nur ältere Veg.-Aufn. Tab. 31

Varianten	Sphagno palustris-Alnetum						Carici elongatae-Alnetum glutinosae			
	Degenerierte Variante SA6	Gefäßpflanzendifferentialartenarme Variante SA5	Naturnahe Variante SA1	Torfmoosfreie Variante* SA2	Aquatisch eutrophierte Variante SA3	Stark eutrophierte Variante SA4	Naturnahe Variante CA1	Mäßig nährstoffreiche Variante CA2	Nährstoffreiche Variante CA3	Kennartenarme Variante CA4
Differentialartenblöcke										
nährstoffarm										
D1 frisch-feucht	x	x	x	x	x	x	x	(x)	(x)	(x)
D2 nass	-	(x)	x	x	x	x	x	x	-	(x)
nährstoffreich										
D3 nass	-	-	-	-	x	x	x	x	x	-
D4 frisch-feucht	-	-	-	-	-	x	-	x	x	x
ohne Nährstoffpräferenz										
D5 nass	-	(x)	(x)	(x)	x	x	x	x	x	x
D6 feucht-nass	-	(x)	(x)	-	x	x	x	x	x	x



Abb. 2: Walzenseggen-Erlenbruchwald (Duisburg-Mülheimer Wald) mit hohen Abundanzen bei den Gefäßpflanzen (Foto: R. FUCHS 2010).



Abb. 3: Entwässerter Erlenbruch im Duisburg-Mülheimer Wald mit dominanten *Dryopteris dilatata*-Beständen (Foto: R. FUCHS 2006).



Abb. 5: Walzenseggen-Erlenbruchwald im Grindsbruch im Duisburg-Mülheimer Wald (Fotos: R. FUCHS 2010).



Abb. 4: Torfmoos-Erlenbruchwald mit verschiedenen Torfmoosarten und *Molinia caerulea* Bulten im Duisburg-Mülheimer Wald

4.1.1.2.1. Untergliederung des *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae* ALLORGE ex LEMÉE 1939 – Torfmoos-Erlenbruch

Das *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae* kann im Untersuchungsraum in folgende 5 Varianten untergliedert werden (Tab. 32).

Naturnahe Variante – SA1 (Tab. 2, Spalte 9-26, Tab. 34, Spalte 3)

Die naturnahe Variante ist durch frisch-feucht-nährstoffarme (D1) und nass-nährstoffarme Standorte (D2) anzeigende Arten gekennzeichnet. Neben *Molinia caerulea*, die höchstet und meist mit hoher Deckung bis 4 auftritt, kennzeichnen unter den Gefäßpflanzen *Agrostis canina*, *Carex canescens* und *Viola palustris* mit hoher, *C. rostrata*, *Hydrocotyle vulgaris* und *Scutellaria minor* mit geringerer Stetigkeit den nass-nährstoffarmen Standort. Die Torfmoosdecke setzt sich primär aus den fünf höchstet und mit hoher Deckung auftretenden Arten *Sphagnum denticulatum*, *S. fallax*, *S. fimbriatum*, *S. flexuosum* und *S. palustre* zusammen. *Sphagnum angustifolium*, *S. girgensohnii* und *S. squarrosum* sind nur jeweils in einer Aufnahme mit einer geringen Deckung von + oder 1 vertreten. Die Liste weiterer kennzeichnender Moosarten wird von *Polytrichum commune* angeführt. Vereinzelt treten darüber hinaus *Leucobryum glaucum*, *Riccardia multifida* und *Scapania undulata* hinzu.

Innerhalb des Differentialartenblocks D2 lassen sich regional deutliche Unterschiede in der Artenzusammensetzung feststellen. Im Duisburg-Mülheimer-Wald setzt sich das Gefäßpflanzenspektrum primär aus *Agrostis canina*, mit oft hoher Abundanz von 2a bis 4 und *Carex canescens* zusammen. *Carex nigra*, *Hydrocotyle vulgaris* und *Viola palustris* sind hier äußerst selten. Außerhalb des Ballungsraumes tritt *Agrostis canina* dagegen stark zurück und ist nur in einer Aufnahme mit + vertreten. Häufiger als im Ballungsraum sind dagegen *Carex nigra*, *Viola palustris*, *C. rostrata* und auch *Scutellaria minor* zu finden. Darüber hinaus erreicht *Juncus effusus* in den Beständen des Duisburg-Mülheimer Waldes regelmäßig Deckungsgrade von 2, außerhalb des Ruhrgebietes tritt die Art dagegen allenfalls mit einer Deckung von maximal + auf (mit Ausnahme eine Aufnahme vom Baulofsbruch (Ratingen), mit einer Deckung von 2a). Die ebenfalls nur in den Beständen des Duisburg-Mülheimer Waldes anzutreffenden hohen Deckungen von *Dryopteris dilatata* von 3 und 4 lassen bereits deutliche Eutrophierung und Austrocknungstendenzen erkennen. Unter den Nässezeigern sind es *Peucedanum palustre* und *Scirpus sylvaticus* die außerhalb des Ruhrgebietes das Artenspektrum ergänzen. Auch im Bereich der Moosflora stellt sich die naturnahe Variante außerhalb des Ruhrgebietes artenreicher dar. Mit *Sphagnum squarrosum*, *S. angustifolium* und *S. girgensohnii* wird das Artenspektrum allein bei den Torfmoosen um drei weitere Arten ergänzt, mit *Leucobryum glaucum*, *Riccardia multifida* und *Tetraphis pellucida* ist das Moosartenspektrum außerhalb des Ballungsraums sogar insgesamt um sechs Arten reicher.

Aquatisch eutrophierte Variante – SA 3
(Tab. 32, Spalte 27-44, Tab. 34, Spalte 4)

Die Bestände der aquatisch eutrophierten Variante sind deutlich nasser als alle weiteren untersuchten Torfmoos-Erlenbruchwälder und erreichen in der Regel einen Median der Feuchtezahlen von 8 oder 9. Im Vergleich zur naturnahen Variante (Tab. 32, Spalte 9-26), dessen Median sich zwischen 6,5 und 8 bewegt, zeigen sie damit die etwas nassereren Standortbedingungen an. Zu den charakteristischen Arten der Differentialartenblöcke D1 und D2 treten nasse (F9 u. F10) und feucht-nasse (F8) Wuchsorte bevorzugende Arten hinzu. Mit Arten des Differentialartenblocks D5 und D6 sind dies nässeliebende Arten ohne besondere Präferenz in Bezug auf die Nährstoffversorgung des Standortes. Die Vertreter des Differentialartenblocks D3 stellen mit Zeigerwerten von N7 oder N8 dagegen deutlich höhere Ansprüche an die Nährstoffversorgung des Standortes und zeigen infolgedessen gegenüber der naturnahen Variante des *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae* etwas eutrophere Wuchsorte an. Darüber hinaus ist der Differentialartenblock D2 mit *Carex echinata*, *Equisetum palustre*, *Eriophorum angustifolium*, *Galium uliginosum*, *Hydrocotyle vulgaris*, *Juncus acutiflorus*, *Juncus articulatus*, *Juncus bulbosus*, *Potamogeton polygonifolius*, *Potentilla palustris*, *Ranunculus flammula*, *Valeriana dioica*, und dem Lebermoos *Calypogeia sphagnicola* um 13 Arten gegenüber der naturnahen Variante deutlich erweitert. Diese hinzutretenden Arten nährstoffarm-nasser Standorte sind allerdings nur mit einer geringen Stetigkeit (+ bis maximal I, s. Tab. 34, Spalte 4) vertreten.

Die Interpretation der Aufnahmen der aquatisch-eutrophierten Variante hinsichtlich ihres Störungsgrades gestaltet sich deutlich schwieriger, da erkennbare Übergänge zu den Bachauenwäldern und den nährstoffreicheren Erlenbruchwäldern auch natürlich bedingt sein können. Die Betrachtung der hydrologisch und trophisch diagnostisch wichtigen Arten und deren Kombination, erlauben jedoch auch hier einige Rückschlüsse über die Entwicklung und die Natürlichkeit dieser Wälder. Die aquatisch-eutrophierte Variante ist reich an Arten nährstoffarmer und nass-nährstoffarmer Standorte. Neben *Molinia caerulea* sind es unter den Gefäßpflanzen vor allem *Carex rostrata* und *Viola palustris*, die höchstet und mit z. T. hoher Abundanz auftreten. Neben einer stark ausgeprägten artenreichen Torfmoosdecke ist *Polytrichum commune* ein höchsteter Vertreter der nass-nährstoffarmen Standorte (D2) bevorzugenden Moosdecke. Bei einem so artenreichen Grundartenspektrum der Differentialartenblöcke D1 und D2 ist davon auszugehen, dass eine vorangegangene Eutrophierung die Ursache für das Auftreten der nass-nährstoffreichen Standorte bevorzugenden Arten (D 3) in diesen Wäldern ist.

Auffällig ist eine Häufung von wasserzügigen Standorten bevorzugenden Arten wie *Carex remota*, *Equisetum sylvaticum*, *Equisetum telmateia*, *Glyceria fluitans*, *Pellia epiphylla* und *Sphagnum squarrosum* bei dieser Variante, die die natürliche hydrologische Begünstigung dieser Standorte erkennen lässt. In einigen Beständen im nördlichen Ruhrgebiet kann der durch den Median der Zeigerwerte erkennbar erhöhte Feuchtigkeitsgehalt der Wuchsorte nicht abschließend geklärt werden, da dieser auch bergbauliche Ursachen (Bergsenkung) haben könnte.

Bereits DINTER (1982) macht auf das Vorkommen solcher aquatisch eutrophierten Bruchwälder im Bereich der Niederrheinischen Sandplatten aufmerksam. Bemer-

kenswerter Weise stammt keine einzige Vegetationsaufnahmen der aquatisch-eutrophierten Variante aus dem Duisburg-Mülheimer Wald.

Stark eutrophierte Variante – SA4
(Tab. 32, Spalte 45-58, Tab. 34, Spalte 5)

In dieser eutrophierten Variante können neben nährstoffreich-nasse Standorte bevorzugenden Arten (D3) auch Arten nährstoffreicher Standorte ohne besondere Ansprüche an einen nassen Standort gedeihen (D4). Hierzu zählen neben *Lysimachia nemorum*, *Ranunculus repens*, *Urtica dioica* und den Moosen *Calliergonella cuspidata* und *Plagiomnium affine*, die mit hoher Stetigkeit diese Wälder besiedeln, auch Arten wie *Galium aparine*, *Moehringia trinervia*, *Poa trivialis* sowie der nass-nährstoffreiche Standorte bevorzugende Neophyt *Impatiens glandulifera* (D3). Dass hier die Nässezeiger nicht ausfallen, bedeutet, dass die Nährstoffzeiger frisch-feuchter Standorte sich im natürlichen, hydrologisch sehr inhomogenen Mikrorelief des Erlenbruchs zunächst die trockeneren Wuchsorte der Bulten, Baumbasen und Totholzreste für die Besiedlung wählen. In diesem Zusammenhang ist auch ein sich innerhalb dieser gestörten Wälder abzeichnender Gradient zu berücksichtigen. In den Aufnahmen Spalten 45-51 (Tab. 32) lassen sich neben der Einwanderung von Arten aus dem Differentialartenblock D4 kaum Veränderungen gegenüber der aquatisch eutrophierten Variante feststellen, die ein ähnliches Artenspektrum an frisch-feucht-nährstoffarme (D1) und nass-nährstoffarme (D2) Standorte angepasster Arten aufweist. Anders dagegen sieht es in den Wäldern der Aufnahmen Spalte 52-58 (Tab. 32) aus. Neben dem Fehlen von *Molinia caerulea* und einigen weiteren Gefäßpflanzen aus dem Differentialartenblock D2, wird die Torfmoosdecke fast nur noch durch *Sphagnum denticulatum* und *S. palustre* aufgebaut und weitere nährstoffarme Standorte besiedelnden Moose fehlen gänzlich. In diesen Waldbeständen haben Eutrophierung und Austrocknung demzufolge bereits auch die Schlenken des Bruchwaldes erreicht, die in den weniger gestörten Bruchwäldern für das typische Artenspektrum des Sphagno-Alnetum noch einen Rückzugsraum darstellen.

Mit der Hälfte der Aufnahmen aus dem Duisburg-Mülheimer Wald repräsentiert vor allem die stark eutrophierte Variante das gestörte Sphagno palustris-Alnetum glutinosae des Ruhrgebietes (siehe auch FUCHS 2005).

Gefäßpflanzendifferentialartenarme Variante – SA5
(Tab. 32, Spalte 3-8, Tab. 34, Spalte 2)

Eine an differenzierenden Gefäßpflanzen verarmte Ausprägung des Sphagno palustris-Alnetum glutinosae findet sich in der Hildener Heide, im Baulofsbruch und im Duisburg-Mülheimer Wald. Der frisch-feucht-nährstoffarme Charakter des Standortes (D1) wird in diesen Waldbeständen in der Krautschicht durch *Molinia caerulea* und spärlich von *Deschampsia cespitosa* und *Juncus conglomeratus* nur unzulänglich gekennzeichnet. Die Torfmoosdecke dagegen ist gut ausgeprägt und enthält nach wie vor das typische Artenspektrum der hochstet

im gesamten untersuchten *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae* vertretenden Arten *Sphagnum denticulatum* (D2), *S. fallax*, *S. fimbriatum*, *S. flexuosum* und *S. palustre* (D1). *Polytrichum commune* tritt vereinzelt aber lokal (Spalte 8, Tab. 32) mit einer hohen Deckung von 3 auf. Alle Waldbestände der gefäßpflanzendifferentialartenarmen Variante sind durch Dominanzbestände einzelner Arten gekennzeichnet. Unter den Gefäßpflanzen tritt *Carex acutiformis* (Spalte 3, Tab. 32), *Calamagrostis canescens* (Spalte 4, Tab. 32), *Molinia caerulea* (Spalte 7, Tab. 32), *Scirpus sylvaticus* (Spalte 8, Tab. 32) in Abundanzen von > 50 % und > 75 % auf. In der Krautschicht einer Vegetationsaufnahme aus dem Duisburg-Mülheimer Wald (Spalte 5, Tab. 32) treten *Athyrium filix-femina* und *Dryopteris dilatata* gleichermaßen mit einer Deckung von 3 hervor. Aber auch drei Waldbestände mit einer ungewöhnlichen Dominanz der Moose *Sphagnum denticulatum* mit 5 (Spalte 4, Tab. 32, Duisburg-Mülheimer Wald), *Sphagnum fimbriatum* mit 4 (Spalte 6, Tab. 32, Hildener Heide) und *Polytrichum commune* mit 4 (Spalte 8, Tab. 32, Hildener Heide) finden sich im Bereich des verarmten Torfmoos-Erlenbruchs. Eine solch hohe Deckung dieser Torfmoosarten findet sich in keinem weiteren Waldbestand. Die verarmte Ausprägung des *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae* stellt sich im Untersuchungsraum somit als fazielles Stadium ganz unterschiedlicher Gefäßpflanzen- und Torfmoosarten dar. Aufgrund des nährstoffarme Standorte bevorzugenden Artenspektrums und insbesondere durch dessen z. T. dominantes Auftreten von z. B. *Molinia caerulea* (Baulofsbruch) und *Sphagnum fimbriatum* (Hildener Heide) ist nicht auszuschließen, dass es sich z. T. um ehemalige Moorbirken-Moorwald-Standorte handelt, in denen die Schwarz-Erle forstwirtschaftlich eingebracht wurde.

Degenerierte Variante – SA6 (Tab. 32, Spalte 1 u. 2, Tab. 34, Spalte 1)

An wenigen Stellen im Untersuchungsraum wurden Waldbestände angetroffen, bei denen es sich möglicherweise um ein degeneriertes *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae* handelt (Tab. 32, Spalte 1 u. 2). *Molinia caerulea* in der Krautschicht, die Moose *Leucobryum glaucum* (D1) und *Polytrichum commune* (D2) und das Fehlen jeglicher Nährstoffzeiger stellen die Bestände zum nährstoffarmen *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae*, soweit die Schwarz-Erle nicht künstlich eingebracht wurde. Letztendlich bleibt bei diesen Beständen unklar, ob es sich tatsächlich noch um das degenerierte Stadium eines *Sphagno*-*Alnetum* oder bereits um ein feuchtes *Betulo pendulae*-*Quercetum roboris* (feuchter Birken-Eichenwald) handelt, in dem die natürliche Baumschicht forstwirtschaftlich durch *Alnus glutinosa* ersetzt wurde. Typisch für diese Bestände ist das dominante Auftreten von *Rubus*-Arten und *Pteridium aquilinum*.

4.1.1.2.2 Untergliederung des *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* SCHWICKERATH 1933 – Walzenseggen-Erlenbruch

Für das *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* konnten folgende 4 Varianten und ein fazielles Stadium herausgearbeitet werden.

Naturnahe Variante – CA1 (Tab. 32, Spalte 59-63, Tab. 34, Spalte 6)

Die naturnahe Variante des *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* (Tab. 32, Spalte 59-63) wird durch die den nass-nährstoffreichen Standort kennzeichnenden Arten *Glyceria fluitans*, *Iris pseudacorus*, *Lycopus europaeus*, *Phalaris arundinacea*, *Solanum dulcamara* des Differentialartenblocks D3 geprägt. Das Auftreten von frisch-feucht-nährstoffarme und nass-nährstoffarme Standorte bevorzugende Arten der Differentialartenblöcke D1 und D2 weist auf die Nähe zur aquatisch-eutrophierten Variante des *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae* (Tab. 32, Spalte 27-44) hin, an denen sich diese naturnahe Variante übergangslos anschließt. Der gleich hohe Median der Feuchtezahlen von 8 oder 9 stellt diese naturnahe Variante auch hydrologisch neben die des aquatisch-eutrophierten *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae*. Mit einer allenfalls geringen Torfmoosdecke aus maximal 2 Arten mit geringen Abundanz von < 5 % sind diese Waldbestände jedoch eindeutig dem *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* zuzuordnen.

Ähnlich wie in der aquatisch-eutrophierten Variante des *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae* unterscheiden sich die einzelnen Bestände auch in der naturnahen Variante des *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* durch sehr unterschiedlich hohe Artenzahlen im Bereich der Nässezeiger. Im Gegensatz zum aquatisch eutrophierten *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae*, bei dem diese Nässezeiger aus dem nass-nährstoffarmen Differentialartenblock (D2) stammen, sind es im naturnahen *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* Nässezeiger ohne besondere Präferenz in Bezug auf das Nährstoffangebot (D5).

Die Vegetationsaufnahme der naturnahen Variante des *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* aus dem Duisburg-Mülheimer Waldes (Tab. 32, Spalte 60) weist gemeinsam mit einer Aufnahme aus der Ohligser Heide (Tab. 32, Spalte 59) deutlich weniger Differentialarten aus dem feucht und feucht-nassen Segment (D2, D3, D5 u. D6) wie alle weiteren Aufnahmen derselben Variante auf.

Mäßig nährstoffreiche Variante – CA2 (Tab. 32, Spalte 64-74, Tab. 34, Spalte 7)

Die mäßig nährstoffreiche Variante unterscheidet sich im Wesentlichen gegenüber der naturnahen Variante durch das Eindringen von nährstoffreiche, lediglich frisch-feuchte Standorte bevorzugende Arten (D4), ohne dass die Nässezeiger ausfallen. Mit *Agrostis canina*, *Carex demissa*, *Cirsium palustre*, *Galium uliginosum*, *Juncus bulbosus* und *Scutellaria minor* treten, neben *Equisetum*

palustre, *Juncus acutiflorus*, *Valeriana dioica*, *Viola palustris* sogar noch sechs weitere Arten aus dem nass-nährstoffarmen Sektor (D2) mit z. T. hoher Stetigkeit auf. Die höchsten Stetigkeiten innerhalb des Differentialartenblocks (D4) erreichen *Circaea lutetiana* und *Urtica dioica*, gefolgt von *Eupatorium cannabinum*, *Glechoma hederacea*, *Humulus lupulus*, *Ranunculus repens* und den Moosen *Calliergonella cuspidata* und *Plagiomnium affine*.

Das Ausfallen von Arten innerhalb einer Vegetationsgemeinschaft durch Beeinträchtigungen wie Entwässerung oder Eutrophierung findet ihren Anfang immer bei den empfindlichsten Arten. Für das *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* zählen hierzu die Arten des nass-nährstoffarmen Differentialartenblocks (D2). Der größere Reichtum an Arten nass-nährstoffarmer Wuchsorte in den durch Austrocknung gekennzeichneten gestörten Erlenbruchwäldern (Tab. 32, Spalte 64-74) gegenüber der naturnahen Variante, kann somit nur als Relikt eines ehemals nährstoffärmeren Standortes gedeutet werden. Somit dürfte es sich bei den Beständen dieser mäßig nährstoffreichen Variante z. T. um das fortgesetzte Sukzessionsstadium eines durch Austrocknung und Eutrophierung gestörten ehemaligen *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae* handeln.

Zwei der drei aus dem Duisburg-Mülheimer Wald stammenden Vegetationsaufnahmen der mäßig nährstoffreichen Variante (Tab. 32, Spalte 71 u. 72) weisen verhältnismäßig wenige feucht- und feucht-nasse Differentialarten (D5 u. D6) auf. Auch die hohe Deckung von *Deschampsia cespitosa* mit 5 in der Vegetationsaufnahme der Spalte 72 deutet darauf hin, dass diese Walzenseggen-Erlenbruchwaldvariante im Ballungsraum stärker durch Austrocknung gefährdet ist, als in den ländlichen Regionen.

Nährstoffreiche Variante – CA3 (Tab. 32, Spalte 75-86, Tab. 34, Spalte 8)

In dieser Variante sind die nass-nährstoffarme Standorte anzeigenden Arten (D3) mit Ausnahme von *Sphagnum denticulatum* komplett ausgefallen. Mit Abstand die höchste Stetigkeit des Differentialartenblocks D4 erreicht *Urtica dioica*, mit ebenfalls hoher Stetigkeit treten darüber hinaus *Glechoma hederacea*, *Lysimachia nemorum*, *Ranunculus repens* und das Moos *Plagiomnium affine* auf.

Im Umkehrschluss zu den vorhergehenden Überlegungen zur mäßig nährstoffreichen Variante könnte das gänzliche Fehlen nass-nährstoffarmer Differentialarten (D3) für natürliche Standortbedingungen eines *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* sprechen. Die etwa in der Hälfte der Bestände vereinzelt und spärlich auftretenden, nährstoffarmen Verhältnisse bevorzugenden Arten (D1, D2) *Juncus conglomeratus*, *Molinia caerulea* sowie *Sphagnum denticulatum*, *S. fallax* und *S. flexuosum* (Tab. 32, Spalte 75-81) können im Mosaik unterschiedlicher Standortverhältnisse (Bulten, Schlenken) eines Erlenbruchs sowohl natürlichen Ursprungs sein, als auch für ursprünglich nährstoffärmere Verhältnisse sprechen. Anhand der vorliegenden Vegetationsaufnahmen lassen sich der ursprüngliche Zustand und die ehemalige Zugehörigkeit dieser Wälder nicht mehr klären.

Im Bereich dieser nährstoffreichen Variante des *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* können keine Unterschiede zwischen den Vegetationsaufnahmen inner- und außerhalb des Ballungsraumes Ruhrgebiet festgestellt werden.

Kennartenarme Variante – CA4
(Tab. 32, Spalte 87-98, Tab. 34, Spalte 9)

In dieser Variante wurden alle stark gestörten *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae*-Bestände zusammengefasst. Die an nass-nährstoffreiche Standorte gebundenen Differentialarten (D3), auch die höchst in den übrigen Varianten auftretenden Arten *Glyceria fluitans*, *Iris pseudacorus*, *Lycopus europaeus* und *Solanum dulcamara* sind hier ausgefallen. Aufgrund der sehr artenarmen Bestände gestaltet sich die synsystematische Einordnung z. T. als sehr schwierig, da zumeist auch weitere diagnostisch wichtige Arten fehlen. Auch der ansonsten zur Orientierung dienliche Median für Feuchte und für Stickstoff hat aufgrund der Artenarmut wenig Aussagekraft. Die Zuordnung zum *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* erfolgte schließlich anhand der Verbandscharakterarten *Carex elongata* und *Osmunda regalis*, der zumeist dominierenden *Alnus glutinosa* in der Baumschicht in Kombination mit den auftretenden Stickstoffzeigern des Differentialartenblocks D4. Die hohe Dominanz von *Deschampsia cespitosa* mit 4 (Tab. 32, Spalte 89, 90 u. 96), und *Dryopteris dilatata* mit 5 (Tab. 32, Spalte 93) oder die Kombination von *Dryopteris dilatata* mit 2b und *Rubus idaeus* mit 2a (Tab. 32, Spalte 97) geben den entscheidenden Ausschlag diese Bestände zum *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* und nicht zum *Stellario-Carpinetum* zu stellen.

Auffällig ist, dass auch hier die Vegetationsaufnahmen der kennartenarmen Variante überwiegend aus dem Gebiet des Duisburg-Mülheimer Waldes stammen, welche das stark gestörte *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* des Ruhrgebietes repräsentiert (FUCHS 2005).

Fazielles Stadium von *Carex acutiformis* – FS
(Tab. 32, Spalte 99)

Neben den vier Varianten tritt im Untersuchungsraum ein von *Carex acutiformis* dominiertes fazielles Stadium des Erlenbruchwaldes auf, dass aufgrund des gänzlichen Fehlens von frisch-feucht- und nass-nährstoffarme Standorte anzeigenden Arten (D1, D2) ebenfalls zum *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* gestellt wurde (Tab. 32, Spalte 99).

4.1.1.2.3 Entwicklung des *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae*
ALLORGE ex LEMÉE 1939 und des *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae*
SCHWICKERATH 1933

Bezüglich des *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae* zeigt der Vergleich der aktuellen (Tab. 32) mit den älteren Vegetationsaufnahmen (Tab. 33) im Untersuchungsraum überwiegend eine identische Gliederung in eine naturnahe Variante (Tab. 32, Spalte 9-26, SA1), eine aquatisch eutrophierte Variante (Tab. 32, Spalte 27-44; Tab. 33, Spalte 51-70, SA3), eine eutrophierte Variante mit Differentialarten frisch-feucht-nährstoffreicher Standorte (Tab. 32, Spalte 45-58, Tab. 33, Spalte 71-78, SA4) und eine gefäßpflanzendifferentialartenarme Variante (Tab. 32, Spalte 3-8, Tab. 33, Spalte 9-13, SA5).

Davon abweichend treten in den torfmoosfreien Beständen der älteren Aufnahmen (Tab. 33, Spalte 1-8, SA2), im Gegensatz zu den torfmoosfreien Beständen der aktuellen Aufnahmen (Tab. 32, Spalte 1-2, SA6) mit *Agrostis canina*, *Carex canescens*, *Cirsium palustre*, *Equisetum palustre*, *Ranunculus flammula* und *Viola palustris* eine Reihe an Arten aus dem nass-nährstoffarmen Differentialartenblock D2 auf. In der Hälfte der Aufnahmen sind darüber hinaus mit + oder r die Nährstoffzeiger *Iris pseudacorus*, *Moehringia trinervia*, *Solanum dulcamara* und *Urtica dioica* vertreten. Mit dieser, nass-nährstoffarme und nass-nährstoffreiche Standorte kennzeichnenden Artenkombination, vermitteln diese torfmoosfreien Bestände der historischen Aufnahmen nicht zum *Betulo pendulae*-*Quercetum roboris* (Birken-Eichenwald), sondern stellen aufgrund der hydrologisch günstigeren Verhältnisse der Standorte den natürlichen mäßig-nährstoffarmen Flügel des *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae* (SA2) und damit den natürlichen Übergang zum *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* dar. Darüber hinaus zeigt der Torfmoos-Erlenbruchwald der älteren Vegetationsaufnahmen im Übergang zum Walzenseggen-Erlenbruchwald (Tab. 33, Spalte 1-73), im Vergleich zu den aktuellen Aufnahmen (Tab. 32, Spalte 1-58), nur vereinzelt Eutrophierungszeiger des Differentialartenblocks D4. Wesentlicher Unterschied in der Gliederung des *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* der historischen Aufnahmen ist das Fehlen von Aufnahmen stark gestörter Bestände, die als kennartenarme Variante (Tab. 32, Spalte 87-98) angesprochen wurden. Mit diesen Unterschieden in der Gliederung der Tabellen, insbesondere im Bereich der äußeren Flügel der beiden Assoziationen, zeigt sich bereits sowohl für den Torfmoos- als auch für den Walzenseggen-Erlenbruchwald, die deutlich stärkere Beeinträchtigung des Wasser- und Nährstoffhaushaltes der heutigen Bestände.

Weitere Erkenntnis zur Entwicklung der Erlenbruchwälder innerhalb der letzten 50 Jahre im Untersuchungsraum offenbart die Gegenüberstellung der aktuellen und älteren Vegetationsaufnahmen in Form einer Stetigkeitsklassentabelle (Tab. 34). So zeigen sich zum einen Veränderungen in der Häufigkeit und Deckung der einzelnen Arten als auch in Bezug auf das Spektrum der besiedelten Assoziationen und Varianten.

4.1.1.2.4 Zeitlicher Vergleich der aktuellen Erlenbruchwaldaufnahmen mit älteren Vegetationsaufnahmen des Untersuchungsraumes (1953-1985) und mit alten Vegetationsaufnahmen aus Mitteleuropa (1933-1944)

Arten frisch-feucht-nährstoffarmer Standorte des Differentialartenblocks D1 (inkl. *Sphagnum denticulatum*, D2)

Deschampsia cespitosa, *Juncus conglomeratus*, *Molinia caerulea* und *Pteridium aquilinum* sind aktuell nicht nur mit höheren Stetigkeitsklassen vertreten, sondern besiedeln auch ein deutlich breiteres Spektrum an Erlenbruchwaldausprägungen. So sind abgesehen von *Juncus conglomeratus* die genannten Arten, die ehemals überwiegend oder ausschließlich im *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae* nachgewiesen wurden, heute auch im *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* vertreten.

Besonders auffällig ist diese Standortverschiebung bei *Deschampsia cespitosa*, die heute häufiger im Walzenseggen-Erlenbruchwald und regelmäßig mit hoher Abundanz von 2b aber auch von 4 und 5 (Tab. 33) anzutreffen ist. Die höchste Stetigkeit verlagert die Art dabei von der naturnahen (SA1, Tab. 34, Spalte 13), der gefäßpflanzendifferentialartenarmen (SA5, Tab. 34, Spalte 12) und der nährstoffreicheren torfmoosfreien Variante des Torfmoos-Erlenbruchwaldes (SA2, Tab. 34, Spalte 11) hin zur nährstoffreichen (CA3, Tab. 34, Spalte 8) und kennartenarmen Variante des Walzenseggen-Erlenbruchwaldes (CA4, Tab. 34, Spalte 9). Wie am Artenverhältnis der Differentialartenblöcke abzulesen ist, sind die Standorte des neuen Stetigkeitsschwerpunktes deutlich eutropher und der Standort der kennartenarmen Variante des *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* (CA4) darüber hinaus auch deutlich trockener. Da an nährstoffarme Standorte angepasste Arten jedoch deutlich schlechter in der Lage sind, in nährstoffreichere Vegetationseinheiten einzuwandern, sondern bei zunehmender Eutrophierung in der Regel ausfallen, sind sowohl die Verbreiterung der Standortamplitude als auch die Verlagerung des Stetigkeitsschwerpunktes von *Deschampsia cespitosa*, *Molinia caerulea* und *Pteridium aquilinum* in Richtung des *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae*, als Ausdruck der durch Austrocknung und Eutrophierung bedingten Sukzession ehemaliger *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae*-Bestände zu deuten.

Unter den Moosen zeigen sich bemerkenswerte Veränderungen vor allem bei den Torfmoosarten (D1, D2).

Zunächst ist das Hauptartenspektrum der *Sphagnum*-Arten von *S. denticulatum* s. l. (D2), *S. fimbriatum*, *S. palustre*, und *S. recurvum* agg. (D1) identisch. Sowohl aktuell als auch in den älteren Vegetationsaufnahmen reicht das Torfmoosvorkommen mit Stetigkeitsklassen von I und II in die naturnahe Variante des *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* (CA1, Tab. 34, Spalte 6 u. 16) und mit geringerer Stetigkeitsklasse auch noch in die mäßig nährstoffreiche Variante des *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* (CA2, Tab. 34, Spalte 7 u. 17) hinein. Im Vergleich zu den älteren Vegetationsaufnahmen (Tab. 34, Spalte 11-19) ist jedoch das Standortspektrum von *Sphagnum denticulatum* s. l. und *S. recurvum* agg. aktuell erweitert und findet sich mit der Stetigkeitsklasse II auch noch in der

stark gestörten, nährstoffreichen Variante des Carici elongatae-Alnetum glutinosae (CA3, Tab. 34, Spalte 8).

Im Gegensatz zur Zunahme einiger Gefäßpflanzen und der Standorterweiterung von *Sphagnum denticulatum* s. l. und *S. recurvum* agg. wurde *S. squarrosum* deutlich seltener in den heutigen Erlenbruchwäldern gefunden. Hier ist jedoch davon auszugehen, dass eine Reihe von Torfmoosarten in der Vergangenheit fälschlich als *Sphagnum squarrosum* angesprochen wurden, da nach eigenen Beobachtungen nicht nur (wie früher angenommen) *Sphagnum palustre* Standortmodifikationen mit rechtwinkel zurückgeschlagenen Astblätter (*S. palustre* mod. *squarrosulum*) bilden kann, die *Sphagnum squarrosum* zum verwechseln ähnlich sind. So kam möglicherweise *S. squarrosum* im Vergleich zu heute früher ebenfalls selten in den Bruchwaldgesellschaften vor.

Die Torfmoose der Aufnahmen aus dem Zeitraum 1933-1944 bleiben bis auf *Sphagnum squarrosum* auf das Sphagno palustris-Alnetum glutinosae beschränkt. *S. squarrosum* hingegen scheint hier tendenziell sogar etwas häufiger im Carici elongatae-Alnetum glutinosae aufzutreten als im Sphagno palustris-Alnetum glutinosae. Darüber hinaus fällt im Vergleich aller Vegetationsaufnahmen untereinander im Bereich der Moose die enge synsystematische Bindung von *Polytrichum commune* an das Sphagno palustris-Alnetum glutinosae auf.

Molinia caerulea ist wie in den älteren Vegetationsaufnahmen aus dem Untersuchungsraum auch in den Aufnahmen von 1933-1944 nur auf das Sphagno palustris-Alnetum glutinosae beschränkt. *Pteridium aquilinum* fehlt in den Vegetationsaufnahmen der 1930er und 1940er Jahre. Möglicherweise wurden Bestände mit *P. aquilinum* als untypische Bestände von den damaligen Autoren nicht erfasst. Da *P. aquilinum* jedoch auch in anderen Waldgesellschaften, z. B. im Betulo pendulae-Quercetum roboris seit Jahrzehnten an Abundanz gewinnt (TAYLOR & SMITH 2000), ist davon auszugehen, dass die Art seit Beginn ihrer Ausbreitung als Störzeiger auch in ausgetrocknete Erlenbruchwaldbestände einwandert.

Deschampsia cespitosa tritt in den vorliegenden Vegetationsaufnahmen der Jahre 1933-1944 schwerpunktmäßig im Carici elongatae-Alnetum glutinosae aber auch im Sphagno palustris-Alnetum glutinosae auf und kann überregional betrachtet somit in beiden Assoziationen gleich verteilt sein. Wuchs-ortveränderungen dieser Art können demnach nur regional interpretiert werden.

Arten nass-nährstoffarmer Standorte des Differentialartenblocks D2

Im nass-nährstoffarmen Differentialartenblock (D2) zählen *Viola palustris*, *Agrostis canina*, *Cirsium palustre*, *Carex canescens*, *C. rostrata*, weniger deutlich *Scutellaria minor* zu den heute seltener gewordenen charakteristischen Arten des Erlenbruchwaldes. Der Schwerpunkt des Vorkommens hat sich dabei für *Viola palustris* und *Cirsium palustre* innerhalb der vergangenen 50 Jahre nicht verändert und liegt für *Viola palustris* in der aquatisch eutrophierten und eutrophierten Variante des Sphagno palustris-Alnetum glutinosae (SA3 u. SA4,

Tab. 34, Spalte 4, 5, u. 14, 15) und für *Cirsium palustre* neben dem der eutrophierten Variante des Torfmoos-Erlenbruchwaldes (SA4, Tab. 34, Spalte 5 u. 15) auch in der mäßig nährstoffreichen Variante des Carici elongatae-Alnetum glutinosae (CA2, Tab. 34, Spalte 7 u. 17).

Mit den Aufnahmen 1953-1985 kann dagegen für *Carex canescens*, *C. rostrata*, *Valeriana dioica* und *Hydrocotyle vulgaris* im Vergleich mit der aktuellen Untersuchung eine deutliche Verschiebung des Schwerpunkt-vorkommens beobachtet werden. *Valeriana dioica* verlagert ihr Schwerpunkt-vorkommen von der eutrophierten Variante des Sphagno palustris-Alnetum glutinosae (SA 4) zur mäßig-nährstoffreichen Variante des Carici elongatae-Alnetum glutinosae (CA 2). Wie bereits im Rahmen der Verlagerung des Stetigkeitsschwerpunktes von *Molinia caerulea* und *Deschampsia cespitosa* erläutert wurde, wird auch in Bezug auf *Valeriana dioica* davon ausgegangen, dass in bereits stark gestörten Beständen der eutrophierten Variante des Sphagno palustris-Alnetum glutinosae (SA 4), Differentialarten des Carici elongatae-Alnetum glutinosae eingewandert sind, und sich diese somit als mäßig-nährstoffreiche Variante des Carici elongatae-Alnetum glutinosae (CA 2) darstellt.

Carex canescens und *Carex rostrata* verlagern ihren ehemaligen Schwerpunkt von der eutrophierten Variante des Sphagno palustris-Alnetum glutinosae (SA4) zur naturnahen und aquatisch-eutrophierten Variante des Sphagno palustris-Alnetum glutinosae (SA1 u. SA3). *Hydrocotyle vulgaris*, die ehemals auch in der naturnahen Variante des Carici elongatae-Alnetum glutinosae (CA1) anzutreffen war, ist heute ausschließlich im Sphagno palustris-Alnetum glutinosae zu finden (Tab. 34, Spalte 1-5). Die Schwerpunktverlagerung dieser drei Arten vollzieht sich somit von nährstoffreicheren zu nährstoffärmeren Vegetationseinheiten des Erlenbruchwaldes. Unter der Annahme, dass das Nährstoffangebot innerhalb der Erlenbruchwaldflächen unter den heute herrschenden Bedingungen diverser Nährstoffquellen (Eutrophierung durch Luftstickstoffe, Einträge durch landwirtschaftliche Flächen, s. Kap. 5) allenfalls sich auf gleich bleibend niedrigem Niveau bewegt aber sich in den vergangenen Jahren auf keinen Fall reduziert hat, gilt auch für die nass-nährstoffarmen Differentialarten, dass sie nicht in neue Flächen eingewandert sind. Insofern zeigt die Verlagerung des Stetigkeitsschwerpunktes in Richtung nährstoffärmere Vegetationseinheiten den Prozess der Artenverarmung durch den eutrophierungsbedingten Ausfall nass-nährstoffarmer Differentialarten (D2) an. Dies deckt sich auch mit dem eingangs bereits erwähnten allgemeinen Rückgang der Arten innerhalb dieses Differentialartenblocks.

Insgesamt ist die Artenzahl im nass-nährstoffarmen Differentialartenblock in den ältesten Vegetationsaufnahmen aus Mitteleuropa aus den Jahren 1937-1944 etwas geringer. Identisch zu den aktuellen Aufnahmen des Gebietes bleibt *Agrostis canina*, die im Untersuchungsraum einen eindeutigen Schwerpunkt im Sphagno palustris-Alnetum glutinosae hat auch in den Vegetationsaufnahmen von 1937-1944 auf das Sphagno palustris-Alnetum glutinosae beschränkt. *Viola palustris* ist in den frühen Vegetationsaufnahmen nicht allgemein im Erlenbruch vertreten, sondern nur in den Aufnahmen von SCHWICKERATH (1937) aus dem Hohen Venn und in einigen Aufnahmen von TÜXEN (1937) aus Nordwest-

deutschland (Tab. 34, Spalte 21 u. 22) zu finden. Auffälligster Unterschied zu den heutigen Erlenbruchwaldbeständen des Untersuchungsgebietes ist das häufigere Auftreten von *Cirsium palustre*, *Equisetum palustre* und die heute in der Roten Liste für den Niederrhein als gefährdet bzw. stark gefährdet eingestuften Arten *Scutellaria minor* (NRTL 2, NRBÜ 3) und *Valeriana dioica* (NRTL 3, NRBÜ 3) (RAABE et. al. 2011). Darüber hinaus fehlen bemerkenswerterweise mit *Carex canescens* und *Carex rostrata* zwei im Untersuchungsraum früher und aktuell mit mittlerer bis hoher Stetigkeit im Erlenbruch vertretene Arten (s. o.).

Arten nass-nährstoffreicher Standorte des Differentialartenblocks D3

Als Kennarten des Carici elongatae-Alnetum glutinosae treten höchstet *Lycopus europaeus*, *Iris pseudacorus*, *Solanum dulcamara* und *Glyceria fluitans* sowohl in den älteren als auch aktuellen Vegetationsaufnahmen der aquatisch eutrophierten Variante des Sphagno palustris-Alnetum glutinosae (SA3) bis hin zur eutrophierten Variante des Carici elongatae-Alnetum glutinosae (CA3 auf (Tab. 34, Spalte 4-8 u. 13-17). Für *Lycopus europaeus* und *Solanum dulcamara* kann dennoch aktuell ein deutlicher Rückgang im Vergleich zu den Vegetationsaufnahmen der vergangenen 50 Jahre verzeichnet werden. Auffälliger Unterschied im Artenspektrum zeigt sich in Bezug auf *Sparganium erectum*, die mit hoher Stetigkeit in den historischen Vegetationsaufnahmen auftritt, jedoch aktuell fehlt, und in Bezug auf *Phalaris arundinacea*, die heute gelegentlich im Carici elongatae-Alnetum glutinosae zu finden ist und durch die älteren Vegetationsaufnahmen nicht belegt wurde.

Markantester Unterschied innerhalb des nass-nährstoffreichen Differentialartenblocks (D3) im Vergleich zu den älteren und aktuellen Vegetationsaufnahmen des Untersuchungsraumes ist die klare Trennung von Sphagno palustris- und Carici elongatae-Alnetum glutinosae in den ältesten Vegetationsaufnahmen aus Mitteleuropa aus den Jahren 1933-1944. Die nass-nährstoffreichen Differentialarten und damit die Differentialarten des Carici elongatae-Alnetum glutinosae bleiben hier auf diese Gesellschaft beschränkt. Einzige Ausnahme stellt *Glyceria fluitans* mit einer Stetigkeit von I in den Aufnahmen von LEMÉE (1937) dar. Das scheinbar (z. T.) stärkere Auftreten von *Phragmites australis* in den Aufnahmen aus den Jahren von 1933-1944 kann ursächlich in der Verbreitung der Art begründet sein. *Phragmites australis* wird nach Nord-Nordwesten deutlich häufiger und besitzt in Norddeutschland eine breitere Standortamplitude, die sogar Straßengräben einschließt. Somit ist auch die Wahrscheinlichkeit gegeben, dass sie dort häufiger in Erlenbruchwäldern zu finden ist.

Arten frisch-feucht-nährstoffreicher Standorte des Differentialartenblocks D4

Innerhalb des Differentialartenblock frisch-feucht-nährstoffreicher Standorte (D4) zeigen sowohl die älteren als auch die aktuellen Vegetationsaufnahmen im Wesentlichen ähnlich hohe Artenzahlen und Stetigkeiten in der eutrophierten Variante des *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae* (SA4) sowie in der mäßig nährstoffreichen (CA2) und nährstoffreichen Variante des *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* (CA3). Vereinzelte Unterschiede lassen sich in Artkombination und Grad der Stetigkeit feststellen. So fehlen beispielsweise *Circaea lutetiana* und *Plagiomnium affine* in den älteren Vegetationsaufnahmen, wogegen *Poa trivialis* hier stärker vertreten ist und auf die beiden Varianten des *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* mit Austrocknungszeigern (CA2, CA3) beschränkt bleibt. *Brachythecium rutabulum* und *Eurhynchium praelongum*, weitere Stickstoffzeiger unter den Moosen sind in den heutigen Beständen deutlich regelmäßiger anzutreffen. *Eurhynchium praelongum* ist mit Ausnahme der naturnahen (SA1) und der aquatisch eutrophierten Variante des *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae* (SA3) aktuell in allen Erlenbruchwaldbeständen mit einer hohen Stetigkeit von III vertreten. In den älteren Vegetationsaufnahmen ist die Stetigkeit dagegen tendentiell niedriger, überschreitet aber in der eutrophierten Variante (SA4) und in der nährstoffreichen Variante des *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* (CA3) mit einer Stetigkeit von V und IV sogar deutlich den Stetigkeitsklassenwert III. Das stickstoffanzeigende Moos *Calliergonella cuspidata*, das aus eigener Erfahrung gern auch an nass-nährstoffreichen Standorten auftritt, ist aktuell nur mit einer Stetigkeit von I in der naturnahen (CA1) und in der mäßig-nährstoffreichen Variante des *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* (CA2) vertreten. In der eutrophierten Variante des *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae* (SA4) der älteren Vegetationsaufnahmen des Untersuchungsgebietes hingegen zeigt *Calliergonella cuspidata* eine auffällig hohe Stetigkeit von IV.

Auffällig ist ebenso der allgemein höhere Stetigkeitsgrad von *Dryopteris carthusiana* in den älteren Vegetationsaufnahmen und der gleichermaßen hohe Stetigkeitsgrad von *Dryopteris dilatata* und *Dryopteris carthusiana* in den aktuellen Vegetationsaufnahmen. Mit einem vermutlich höheren Feuchtigkeitsbedarf von *Dryopteris carthusiana* liefert der Rückgang dieser Art zugunsten von *Dryopteris dilatata* ein weiteres Indiz für die zunehmend schlechtere Wasserversorgung der Erlenbruchwaldbestände.

Relativ identisch zu den Vegetationsaufnahmen des Untersuchungsraumes ist das Artenspektrum des frisch-feucht-nährstoffreichen Differentialartenblocks (D4) aus den Jahren 1933-1944. Entsprechend dem nass-nährstoffreichen Differentialartenblocks (D3) zeichnet sich auch hier eine klare Trennung zwischen dem Nährstoffzeiger freien *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae* (Tab. 34, Spalte 18 u. 19) und dem zahlreiche Nährstoffzeiger enthaltenden *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* (Tab. 34, Spalte 20-23) ab. Die einzige Ausnahme stellen *Lysimachia nemorum* und *Ranunculus repens* mit einem Auftreten von III in den Aufnahmen des *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae* von SCHWICKERATH (1938/1944) aus dem Hohen Venn dar. Einige Arten wie *Urtica dioica*, *Galium aparine*, *Eupatorium cannabinum* und *Glechoma*

hederacea sind in den ältesten Vegetationsaufnahmen des Erlenbruchwaldes sogar regelmäßiger vertreten. Mit *Geranium robertianum*, *Humulus lupulus* und *Stachys sylvatica* sind in den ältesten Vegetationsaufnahmen auch Arten vertreten, die zum Stellario-Carpinetum, dem Eichen-Hainbuchenwald, überleiten. Wie im Falle von *Phragmitis australis* (s. o.) handelt sich beim starken Auftreten von *Poa palustris* in den Aufnahmen von MEIJER DREES (1936) um einen pflanzengeographisch erklärbaren Effekt, da die Art im Nord-Nordwesten Deutschland häufiger wird.

Unter dem Moosarten sucht man auch hier, wie in den älteren Vegetationsaufnahmen des Untersuchungsraumes, das nährstoffliebende Moos *Plagiomnium affine* vergeblich. Dies zeigt, dass die Art erst in neuerer Zeit in die Erlenbruchwälder eingewandert ist.

Arten nasser und feucht-nasser Standorte der Differentialartenblöcke D5 u. D6

Der bereits an den Verschiebungen des Stetigkeitsschwerpunktes und am Rückgang oder der Zunahme von Arten der o. a. Differentialartenblöcke mehrfach festgestellte Trend der Austrocknung zeichnet sich im nassen und feucht-nassen Differentialartenblock besonders markant ab. So lässt sich in den älteren Vegetationsaufnahmen ein Block der Nässezeiger *Carex elongata*, *Galium palustre* s. l., *Calamagrostis canescens* und *Peucedanum palustre* erkennen, der über fast alle Varianten des Erlenbruchwaldes reicht und lediglich in der gefäßpflanzendifferentialartenarmen Variante des Sphagno palustris-Alnetum glutinosae (SA5) nur mit *Calamagrostis canescens* und *Carex elongata* vertreten ist (Tab. 34, Spalte 10-17). Aktuell zieht sich dieser Nässeblock im Sphagno palustris-Alnetum glutinosae deutlich zurück und ist nur noch in der aquatisch eutrophierten Variante (SA3, Tab. 34, Spalte 4) mit allen Arten vertreten. Zudem ist *Peucedanum palustre* heute im Untersuchungsraum so selten geworden, dass diese Art nicht mehr in diesem Nässeblock erfasst werden kann. Ein weiterer Nässeblock der älteren Vegetationsaufnahmen aus *Caltha palustris*, *Carex paniculata*, *Equisetum fluviatile* und *Mentha aquatica* erstreckt sich lediglich von der eutrophierten Variante des Sphagno palustris-Alnetum glutinosae (SA4) bis zur nährstoffreichen Variante des Carici elongatae-Alnetum glutinosae (CA3, Tab. 34, Spalte 14-17). Aus diesem Block ist aktuell zumindest *Caltha palustris* in fast allen genannten Carici elongatae-Alnetum glutinosae-Varianten vertreten. In der nährstoffreichen Variante des Sphagno palustris-Alnetum glutinosae ist sie dagegen heute nicht mehr vorzufinden. *Carex paniculata* und *Equisetum fluviatile* treten aktuell nur noch in der Variante des naturnahen Carici elongatae-Alnetum glutinosae (CA1) auf. Zusammen mit *Cardamine amara*, *Carex pseudocyperus*, *C. laevigata*, *Veronica beccabunga* und *Glyceria notata* kennzeichnen sie aktuell das naturnahe Carici elongatae-Alnetum glutinosae als den Erlenbruchwaldtyp mit den meisten Feuchte- und Nässezeigern (CA1, Tab. 34, Spalte 6).

Auch im feucht-nassen Segment (D6) der älteren Vegetationsaufnahmen aus dem Untersuchungsraum (Tab. 34, Spalte 10-17) zeichnet sich ein artenreicher Block mit *Angelica sylvestris*, *Filipendula ulmaria*, *Lythrum salicaria*, *Thelypteris palustris*,

Myosotis scorpioides und dem Moos *Calliergon cordifolium* ab, der jedoch nur noch die stark eutrophierte Variante des *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae* sowie die naturnahe und die mäßig nährstoffreiche Variante des *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* umfasst (SA4, CA1 u. CA2, Tab. 32, 14-16). Ein Differentialartenblock aus *Filipendula ulmaria*, *Lythrum salicaria*, *Myosotis scorpioides* und *Valeriana procurrens* beschränkt sich aktuell auf die mäßig nährstoffreiche und nährstoffreiche Variante des *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* (CA2, CA3, Tab. 34, Spalte 7 u. 8). Neben der naturnahen Variante (CA1), deren hydrologisch begünstigter Standort durch das gehäufte Auftreten von Differentialarten des Differentialartenblocks D5 gekennzeichnet ist, sind es in der mäßig nährstoffreichen und nährstoffreichen Variante *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* (CA2 u. CA3) die Differentialarten D6, die die begünstigten hydrologischen Bedingungen des Standortes aufzeigen. Für die allgemein günstigeren hydrologischen Verhältnisse der Erlenbruchwälder im Zeitraum der letzten 50 Jahre spricht darüber hinaus die hohe Stetigkeit von *Lysimachia vulgaris* mit der Stetigkeitsklasse V in allen Erlenbruchwaldgesellschaften der älteren Vegetationsaufnahmen, wogegen die Stetigkeit innerhalb der aktuellen Vegetationsaufnahmen stark schwankt und nur in zwei Varianten den Stetigkeitsklassenwert von V erreicht.

Allgemein sind in den Vegetationsaufnahmen aus den Jahren 1933-1944 Differentialarten nasser und feucht-nasser Standorte zahlenmäßig und in Bezug auf ihre Stetigkeit im *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* stärker vertreten. Das *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae* der ältesten Vegetationsaufnahmen zeigt, ähnlich wie die aktuellen und älteren Vegetationsaufnahmen des Untersuchungsraumes, bezüglich der D5 und D6 Differentialarten sehr unterschiedliche Standortverhältnisse. Die Bestände aus dem hohen Venn von SCHWICKERATH (1938/1944) sind ähnlich reich an D5 und D6 Differentialarten, die Vegetationsaufnahmen von LÉMÉE (1937) zeigen hingegen nur wenige D5 und D5 Differentialarten.

Im Gegensatz zu den aktuellen und älteren Vegetationsaufnahmen des Untersuchungsraumes ist das Vorkommen der Charakterart *Carex elongata* sowie von *Peucedanum palustre*, *Equisetum fluviatile*, *Carex pseudocyperus*, *Ribes nigrum*, *Mentha aquatica* aus dem nassen Differentialartensegment (D5) auf die ältesten Vegetationsaufnahmen und anders als im Untersuchungsraum auf das *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* beschränkt. *Carex leavigata* hingegen, die im südlichen Untersuchungsraum ihre Verbreitungsgrenze erreicht, zeigt in den Vegetationsaufnahmen aus den Jahren von 1937-1944 eine synsystematische Bindung an das *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae*. Die insbesondere im *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* der ältesten Vegetationsaufnahmen des Erlenbruchwaldes höchst auftretenden Arten *Filipendula ulmaria*, *Lythrum salicaria* und *Valeriana officinalis* des Filipendulion, die heute weder von ihrer Stetigkeit noch zahlenmäßig bedeutsam sind, deuten möglicherweise darauf hin, dass es sich bei den damaligen Erlenbruchwäldern um deutlich lichtere Bestände gehandelt hat.

Veränderungen innerhalb des Alnion glutinosae

Insgesamt zeigt die Tabelle der älteren Vegetationsaufnahmen aus dem Untersuchungsraum ein klarer strukturiertes Bild in der Gliederung der diagnostisch wichtigen, den Nährstoff- und Wasserhaushalt charakterisierenden Differentialartengruppen. Das *Sphagno palustris*-Alnetum glutinosae der älteren Vegetationsaufnahmen ist gekennzeichnet durch ein größeres Artenspektrum der an nährstoffarme Standorte angepassten Arten, im *Carici elongatae*-Alnetum glutinosae hingegen sind deutlich mehr Nässezeiger vertreten. Durch zahlreiche Verschiebungen des Verbreitungsschwerpunktes, dem Rückgang und der Zunahme von Arten zeigt sich dagegen ein sehr viel heterogeneres Vegetationsmuster der Differentialarten innerhalb der aktuellen Vegetationstabelle.

Die deutliche trophische Trennung innerhalb der ältesten betrachteten Vegetationsaufnahmen des Alnion glutinosae aus den 1930er und 1940er Jahren der nährstoffreichen Differentialartenblöcke D3 und D4 (Tab. 34, Spalte 18-23) und der meisten Arten aus dem frisch-feucht-nährstoffarmen Differentialartenblock D1 zeigt, dass unter natürlichen Bedingungen *Sphagno palustris*-Alnetum glutinosae und *Carici elongatae*-Alnetum glutinosae in ihrer reinen Form trophisch klar voneinander getrennt sind. Die Nährstoffzeiger *Glyceria fluitans* (D3) innerhalb des *Sphagno palustris*-Alnetum glutinosae von LEMÉE (1937) und *Lysimachia nemorum* und *Ranunculus repens* innerhalb des *Sphagno palustris*-Alnetum glutinosae von SCHWICKERATH (1938/1944) offenbaren jedoch, dass zu diesem Zeitpunkt das Alnion glutinosae bereits Störungen des Wasser- und Nährstoffhaushaltes unterlagen.

Besonders gut zur trophischen Differenzierung eignen sich die gegen Eutrophierung unempfindlichen Nährstoffzeiger der Differentialartenblöcke D3 und D4. Nur noch die höchst auftretenden Arten der Differentialartengruppe D1, die gegen Eutrophierung, jedoch weniger gegen Austrocknung empfindlich sind, zeigen ebenfalls eine klare trophische Gliederung des Alnion glutinosae. Die gegen Eutrophierung und Austrocknung gleichermaßen empfindlichen Arten der Differentialartengruppe D2 zeigen schließlich keinerlei erkennbares Muster der trophischen Differenzierung.

Zur Differenzierung des Alnion glutinosae gut geeignet, aufgrund ihres unverminderten höchsteten Auftretens auch in den heute stark gestörten Beständen, sind die frisch-feucht-nährstoffarmen Differentialarten (D1) *Molinia caerulea*, *Sphagnum palustre*, *S. recurvum* agg., *S. fimbriatum* und *Polytrichum commune* einerseits und die nass-nährstoffreichen Differentialarten (D3) *Solanum dulcamara*, *Iris pseudacorus* und *Lycopus europaeus* andererseits, die das Alnion glutinosae klar in ein nährstoffarmes *Sphagno palustris*-Alnetum glutinosae und ein nährstoffreicheres *Carici elongatae*-Alnetum glutinosae differenzieren. Eine ebenso klare Abgrenzung des nährstoffreichen *Carici elongatae*-Alnetum glutinosae gegenüber dem nährstoffarmen *Sphagno palustris*-Alnetum glutinosae erfolgt durch die höchstet und in allen Vegetationseinheiten des *Carici elongatae*-Alnetum glutinosae der 1930er und 1940er Jahre vertretenen frisch-feucht-nährstoffreichen Differentialarten *Urtica dioica*, *Galium aparine*, *Eupatorium cannabinum* und *Glechoma hederacea*.

Das hydrologisch im Frühjahr und Winter von längerer Überstauung geprägte Wasserregime eines *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* spiegelt sich in den natürlichen Beständen auch floristisch durch die zahlenmäßig stärker vertretenden Arten der Differentialartenblöcke D5 und D6 wider. Wie die Vegetationsaufnahmen von LEMÉE (1937) und SCHWICKERATH (1938/1944) bereits zeigen, kann die hydrologische Spannbreite jedoch auch innerhalb des *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae* sehr groß sein. *Carex elongata*, die namensgebende Art des *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae*, scheint in natürlichen Beständen auf diese Gesellschaft beschränkt zu bleiben und kann innerhalb ihrer Verbreitungsgrenzen ehemals als Assoziationscharakterart bewertet werden. Ihr Auftreten über sämtliche Varietäten der aktuell untersuchten Erlenbruchwälder hinweg bestätigt allerdings die Auffassung von MAST (1999), der Art heute lediglich den Rang einer Verbandscharakterart zu zubilligen.

4.1.1.2.5 Zeigerwertanalyse der Standortbedingungen der Erlenbruchwälder im Untersuchungsraum

Im Wesentlichen unterstreichen die Diagramme der Zeigerwertanalyse die aus den Vegetationstabellen ablesbaren Erkenntnisse.

In den aktuellen und älteren Vegetationsaufnahmen steht ein nährstoffarmes *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae* mit einem Median der Stickstoffzahlen der Gefäßpflanzen von zumeist 3-4 dem nährstoffreichen *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* mit einem Median der Stickstoffzahlen der Gefäßpflanzen von zumeist 5-6 gegenüber (Abb. 6 u. 7). Das *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* der Vegetationsaufnahmen der Jahre 1953-1982 zeigt darüber hinaus tendenziell einen deutlich niedrigeren Median der Stickstoffzahlen in den Vegetationsaufnahmen, die dem *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae* nahe stehen (Abb. 7 Spalte 79-93). Eine solche Differenzierung innerhalb des *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* zeichnet sich innerhalb der aktuellen Vegetationsaufnahmen des *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* nicht ab.

Der Median für Stickstoff der Moose ist grundsätzlich größeren Schwankungen unterworfen aber auch hier zeichnet sich ein ähnliches Bild ab mit einem deutlich niedrigeren Median für Stickstoff von überwiegend 2-3,5 für das *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae* und einem höheren von 4-7 für das *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* (Abb. 8 u. 9). Im Bereich des *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae* der aktuellen Vegetationsaufnahmen fällt darüber hinaus im Übergang zum *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* eine Häufung des für das *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae* hohen Median-Wertes von 4 auf (Abb. 8, Spalte 50-58).

Das Bild des Verlaufs des Medians der Reaktionszahlen der Gefäßpflanzen (Abb. 10 u. 11) und auch der Moose (Abb. 12 u. 13) zeigt starke Ähnlichkeiten zum Median der Stickstoffzahlen. Im *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae* liegt er für die Gefäßpflanzen überwiegend zwischen 3 und 4 im *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* bei 4,5-6. Im Vergleich der aktuellen und der Vegetationsaufnahmen aus den Jahren 1953-1982 ist der Unterschied

zwischen *Sphagno palustris*- und *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* innerhalb der Vegetationsaufnahmen aus den Jahren 1953-1982 tendenziell etwas stärker ausgeprägt. Auch der Median der Reaktionszahlen der Moose liegt für das *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae* mit einem Wert von zumeist 2-3 deutlich niedriger als für das *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* mit einem Median der Reaktionszahlen von zumeist 3 und häufig von 4-5. Diese niedrigen Medianwerte im *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae* und die etwas höheren im *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* werden durch die stichprobenartige pH-Messung und die in der Literatur angegebenen pH-Werte bestätigt (s. Tab. 25.)

Keine bemerkenswerten Unterschiede vom *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae* zum *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* zeigen sich dagegen beim Median der Feuchtezahlen sowohl für die Gefäßpflanzen als auch für die Moose (Abb. 14-17). Für die Gefäßpflanzen liegt er überwiegend bei 7-8, für die Moose mit Werten von zumeist 6-7 in der Regel etwas niedriger. Deutliche Unterschiede lassen sich jedoch im Vergleich der Vegetationsaufnahmen aus den Jahren 1953-1982 (Abb. 15 u. 17) mit den aktuellen Vegetationsaufnahmen (Abb. 14 u. 16) feststellen. Während der Median der Feuchtezahlen der Gefäßpflanzen der Vegetationsaufnahmen aus den Jahren 1953-1982 bis auf eine Ausnahme den Wert 7 erreicht und zumeist sogar bei 8 oder höher liegt, erreicht er für die aktuellen Vegetationsaufnahmen einige Male einen Wert von unter 7 und deutlich weniger häufig den Wert 8 und darüber. Das gleiche Bild zeigt sich beim Median der Feuchtezahlen der Moose. Innerhalb der Vegetationsaufnahmen von 1953-1982 wird der Medianwert von 6 fast immer erreicht und mit Werten von 6,5 und 7 häufig überschritten, innerhalb der aktuellen Vegetationsaufnahmen jedoch liegt der Median häufiger unter dem Wert von 6 und auch die Werte 6,5 und 7 werden seltener erreichen. Umso erstaunlicher ist insofern, dass nur in den aktuellen Vegetationsaufnahmen ein paar wenige Male sogar der Medianwert der Feuchtezahl der Moose von 8 erreicht wird. Die wie bereits an den Vegetationstabellen abzulesenden leicht trockeneren Bodenverhältnisse der aktuellen Vegetationsaufnahmen des Erlenbruchwaldes gegenüber den Vegetationsaufnahmen aus den Jahren 1953-1982 sind somit auch in den Diagrammen der Feuchtezahlanalyse (Abb. 14-17) erkennbar. Die Ergebnisse der Zeigerwertanalyse unterstreicht damit die Vorgehensweise, die Erlenbruchwälder standörtlich zu differenzieren (s. Kap. 4.1.1.2)

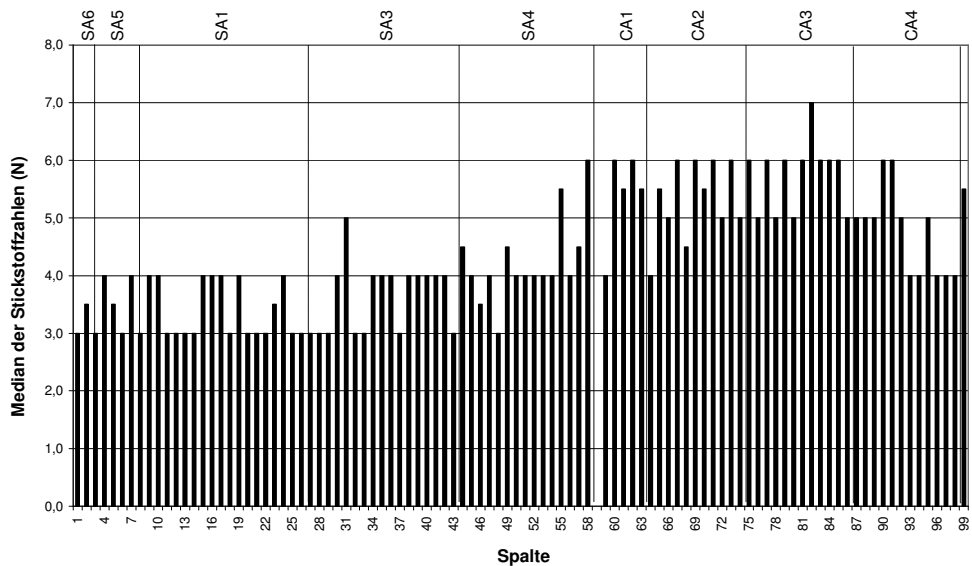


Abb. 6: Median der Stickstoffzahlen (Gefäßpflanzen) - Erlenbruchwald im Untersuchungsraum aktuell.

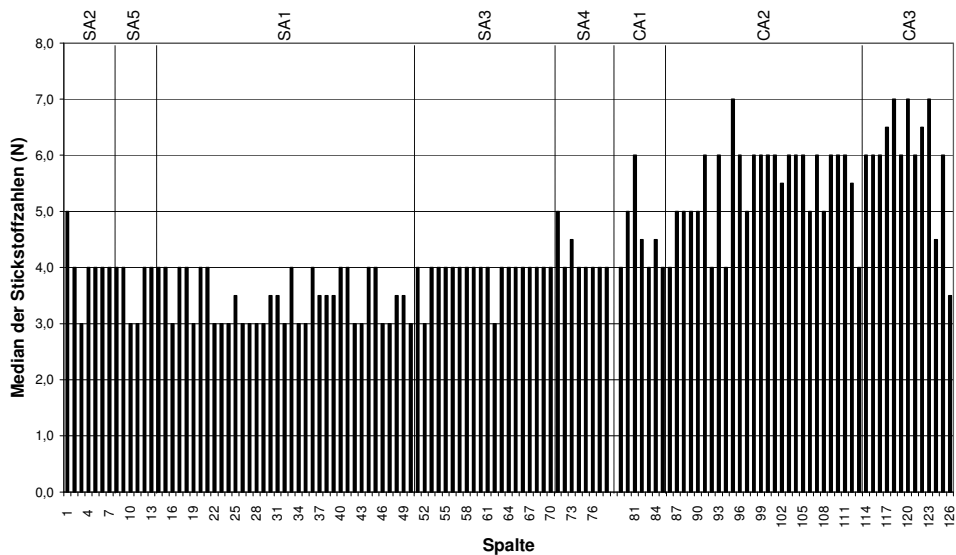


Abb. 7: Median der Stickstoffzahlen (Gefäßpflanzen) - Erlenbruchwälder im Untersuchungsraum von 1953-1982.

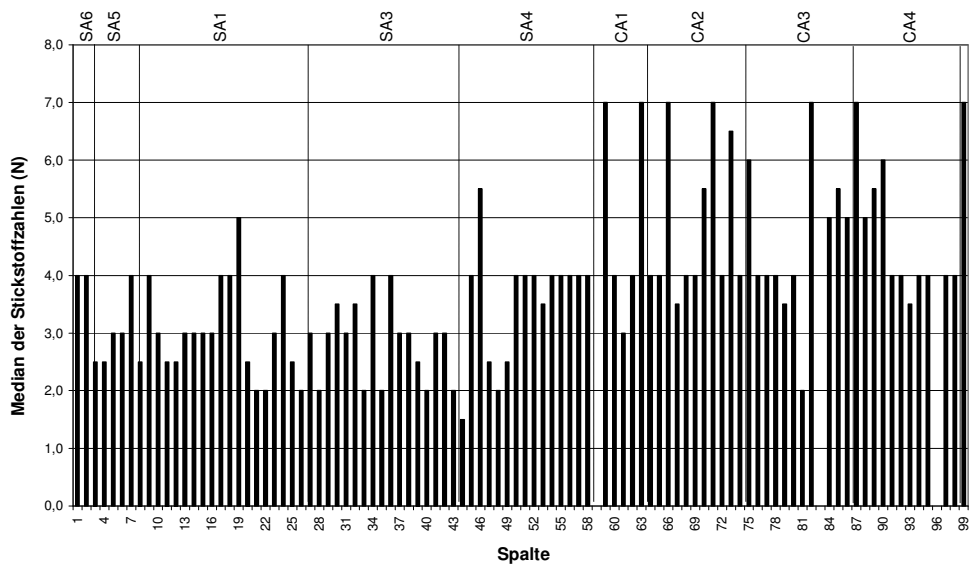


Abb. 8: Median der Stickstoffzahlen (Moose) - Erlenbruchwald im Untersuchungsraum aktuell.

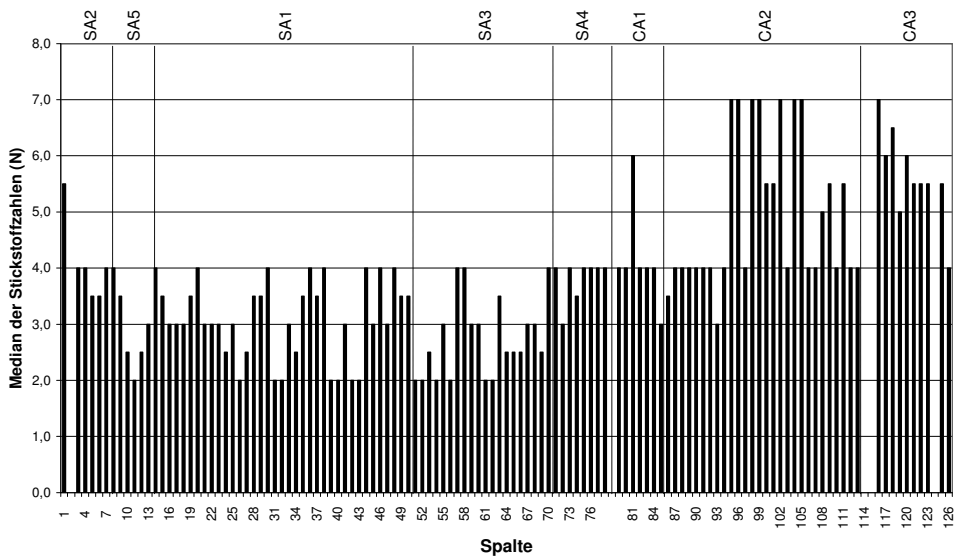


Abb. 9: Median der Stickstoffzahlen (Moose) - Erlenbruchwälder im Untersuchungsraum von 1953-1982.

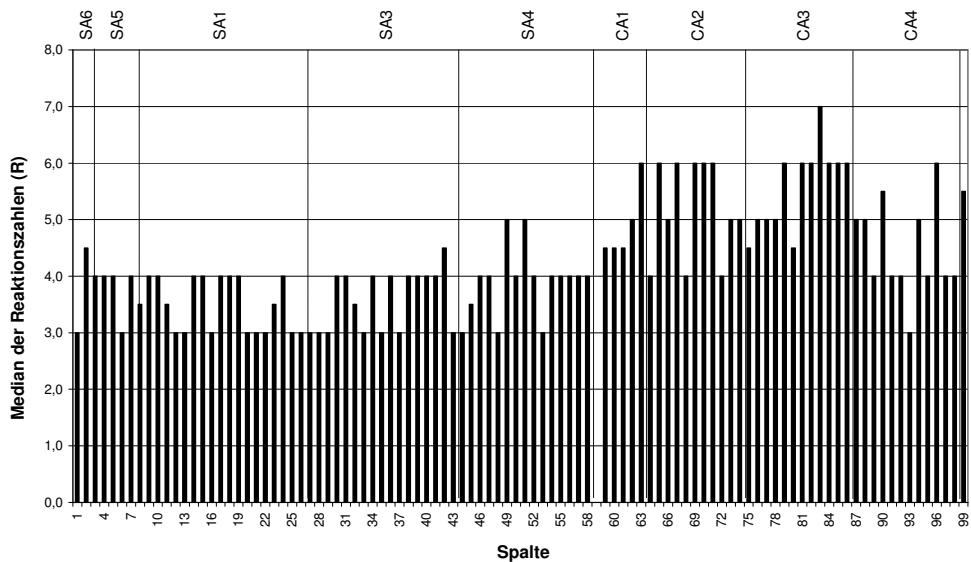


Abb. 10: Median der Reaktionszahlen (Gefäßpflanzen) - Erlenbruchwald im Untersuchungsraum aktuell.

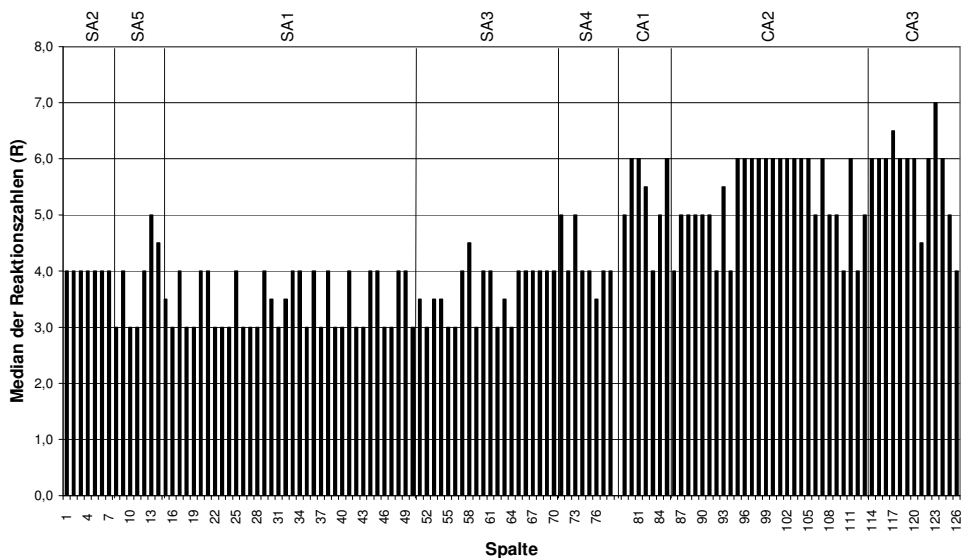


Abb. 11: Median der Reaktionszahlen (Gefäßpflanzen) - Erlenbruchwälder Untersuchungsraum von 1953-1982.

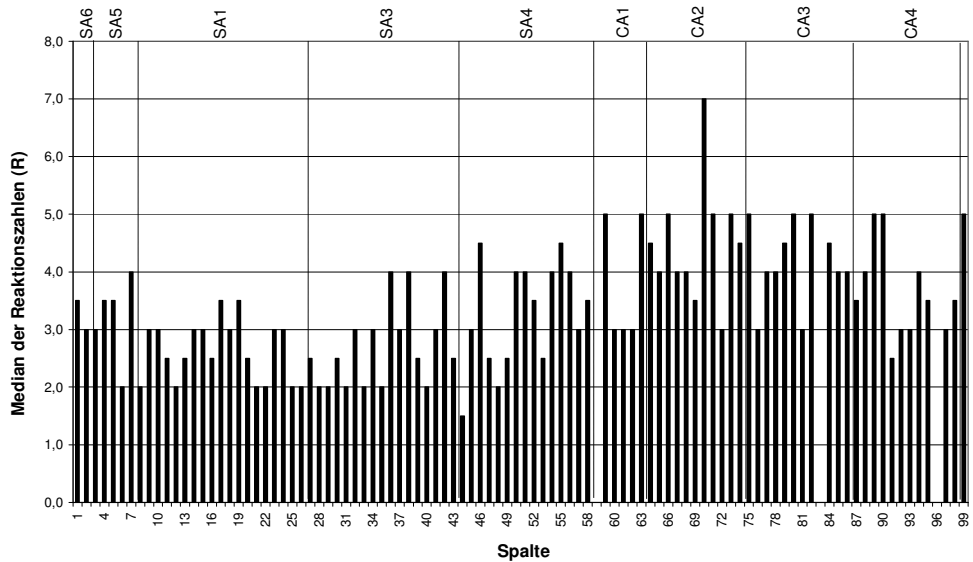


Abb. 12: Median der Reaktionszahlen (Moose) - Erlenbruchwald im Untersuchungsraum aktuell.

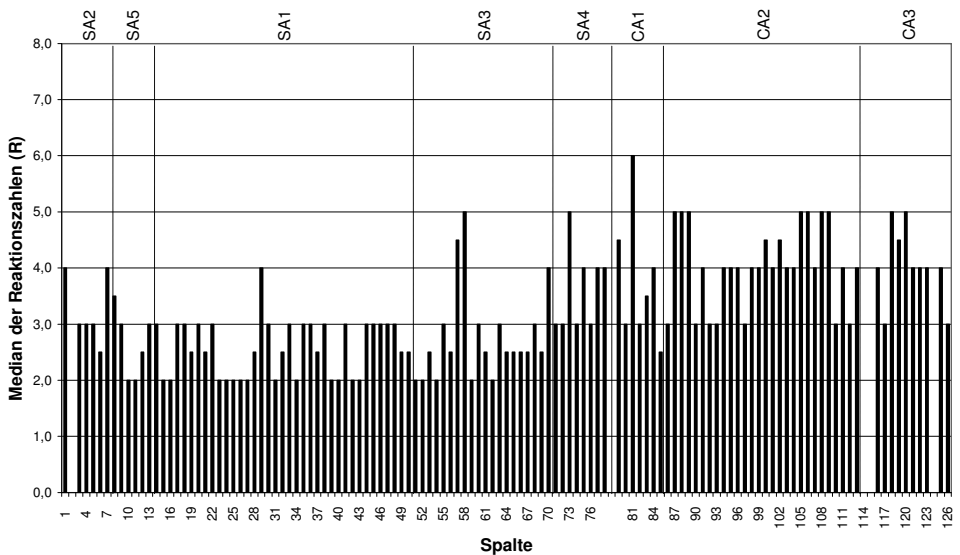


Abb. 13: Median der Reaktionszahlen (Moose) - Erlenbruchwald im Untersuchungsraum von 1953-1982.

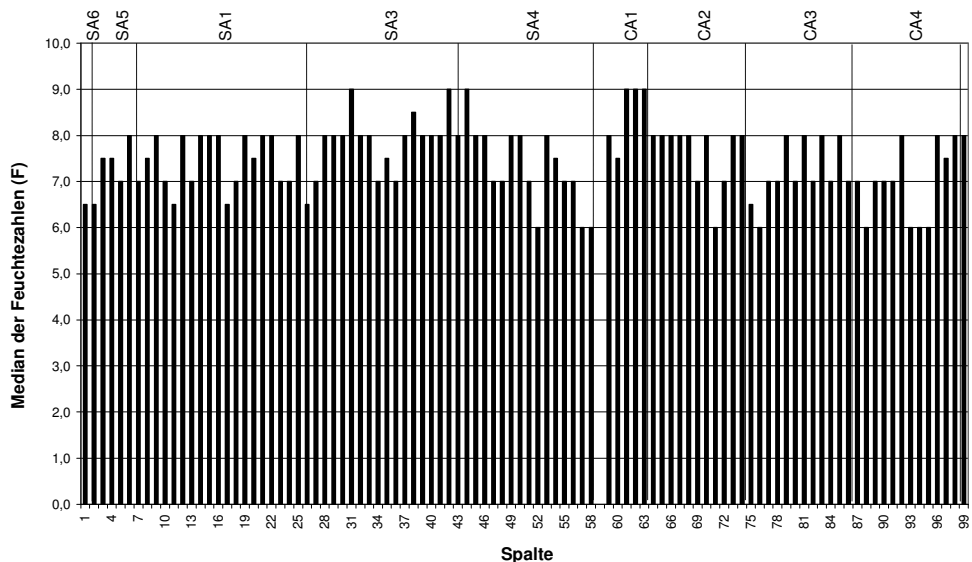


Abb. 14: Median der Feuchtezahlen (Gefäßpflanzen) - Erlenbruchwald im Untersuchungsraum aktuell.

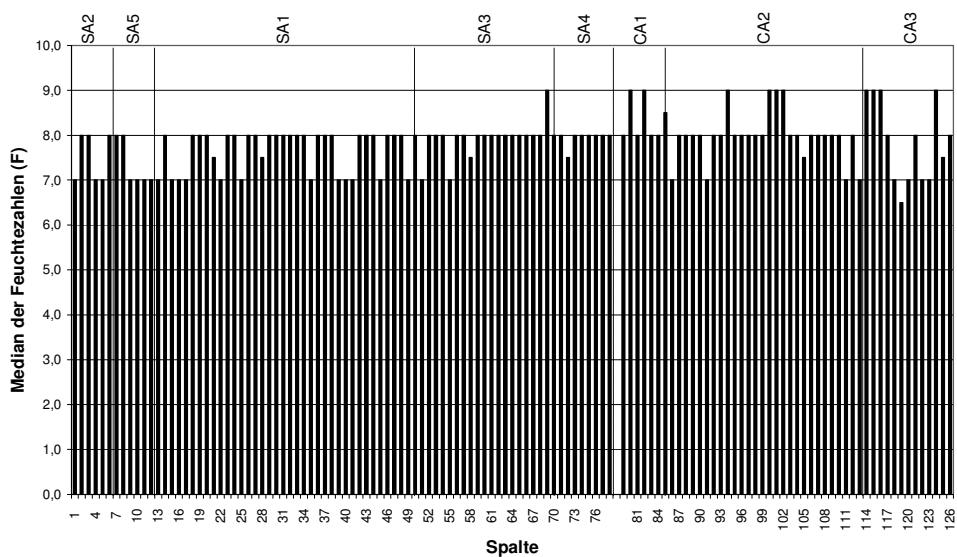


Abb. 15: Median der Feuchtezahlen (Gefäßpflanzen) - Erlenbruchwälder im Untersuchungsraum von 1953-1982.

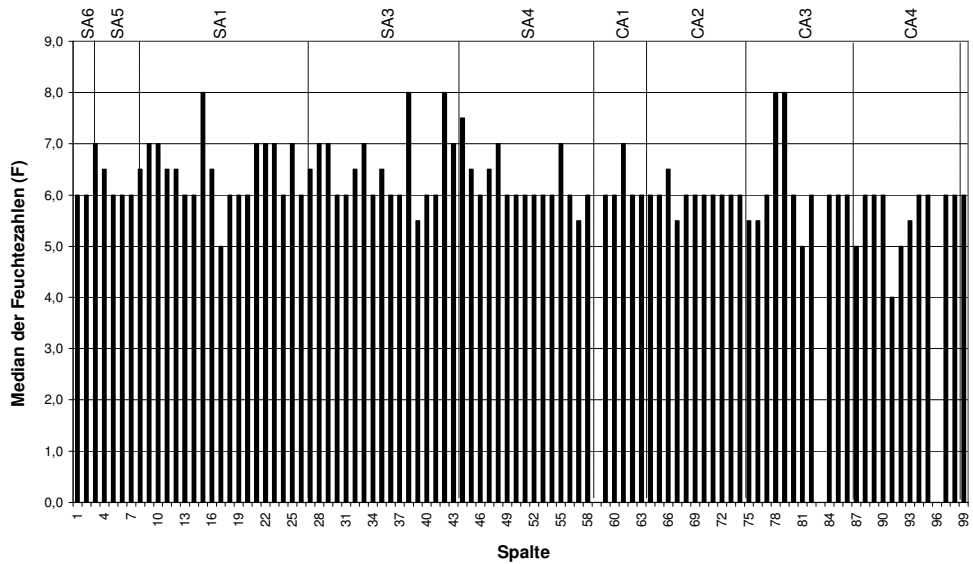


Abb. 16: Median der Feuchtezahlen (Moose) - Erlenbruchwald im Untersuchungsraum aktuell.

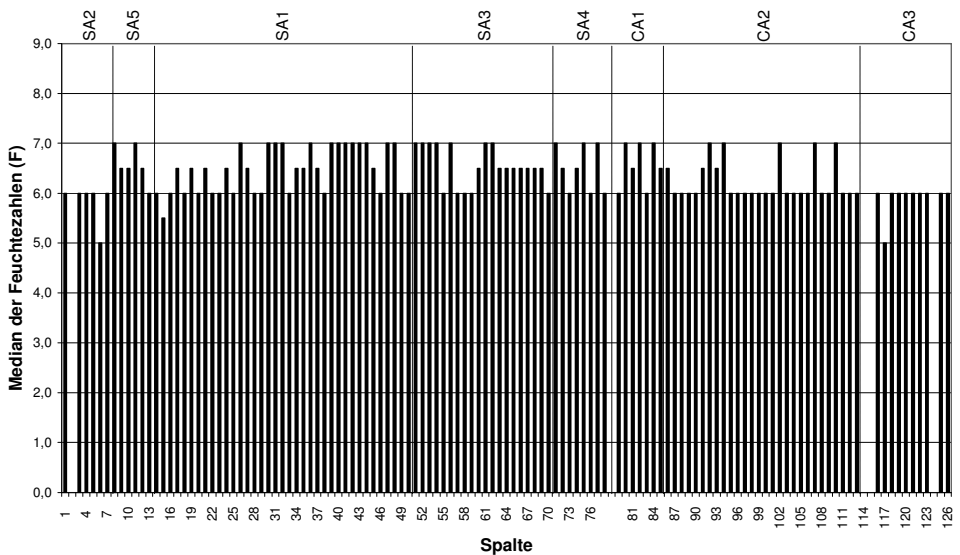


Abb. 17: Median der Feuchtezahlen (Moose) - Erlenbruchwälder im Untersuchungsraum von 1953-1982.

4.1.1.2.6 Floristische Veränderungen des Alnion glutinosae im Untersuchungsraum im zeitlichen Vergleich (Tab. 11)

Vegetationskundliche Veränderungen sind eng an den Nährstoff- und Wasserhaushalt der Flächen gekoppelt. Deshalb lassen sich Rückschlüsse auf die Ursachen auch anhand der Artenzusammensetzung der den Standort charakterisierenden Differentialarten ziehen (Tab. 11)

Aus der Gruppe der Zeiger frisch-feucht-nährstoffarmer Standorte fehlen in den aktuellen Vegetationsaufnahmen des Alnion glutinosae mit *Pohlia nutans* und *Dicranella heteromalla* zwei Moosarten des Vaccino uliginosi-Betuletum pubescentis bzw. des bodensauren Luzulo-Fagenion. Zudem konnte das bereits früher schon extrem seltene Torfmoos *Sphagnum teres*, eine typische Art basenreicher Niedermoorstandorte, nicht mehr beobachtet werden. Diese Torfmoosart voll besonnener Wuchsorte (ELLENBERG et al. 2001) ist jedoch im schattigen Wald nur höchst selten anzutreffen. Hingegen kann kein Rückgang innerhalb der typischen Arten des Sphagno palustris-Alnetum glutinosae festgestellt werden. Das heutige Auftreten des in den Eichen-Birkenwäldern (*Quercion roboris*) beheimateten Salbei-Gamanders (*Teucrium scorodonia*) zeigt allgemein trockenere Standortverhältnisse an und ist als weiteres Indiz der möglichen Entwicklung nährstoffarmer Sphagno palustris-Alnetum glutinosae-Bestände zum Birken-Eichenwald (*Betulo pendulae-Quercetum roboris*) zu deuten.

Die Veränderung der Artenzusammensetzung im Differentialartenblock D2 nass-nährstoffarmer Standorte ist nicht leicht zu deuten, da innerhalb dieses Differentialartenblocks Ausfall und Rückgang und Zunahme von Arten gleichermaßen zu beobachten sind. Der Ausfall von *Menyanthes trifoliata* und *Epilobium palustre* sowie der Rückgang von *Viola palustris*, *Agrostis canina*, *Cirsium palustre*, *Carex canescens*, *C. rostrata* und *Scutellaria minor*, typische Arten des Sphagno palustris-Alnetum glutinosae, zeigen den störungsbedingten Artenverlust innerhalb der durch Eutrophierung und Austrocknung gleichermaßen gefährdeten Artengruppe. Insbesondere Eutrophierung führt jedoch gleichermaßen zur Entwicklung ehemaliger Moorbirken-Moorwälder (Vaccino uliginosi-Betuletum pubescentis) hin zu Gesellschaften des Erlenbruchwaldes (Alnion glutinosae, s. Abb. 62) und zur scheinbaren Zunahme von Arten nass-nährstoffarmer Standorte. Typische Arten des Vaccino uliginosi-Betuletum pubescentis wie z. B. *Calypogeia sphagnicola*, *Eriophorum angustifolium*, *Potamogeton polygonifolius* und *Galium uliginosum* zeugen von dieser Entwicklung.

Tab. 11: Wesentliche Veränderungen der Artenzusammensetzung des *Sphagno palustris* - und *Carici elongatae*-Alnetum im historischen Vergleich auf der Datengrundlage der Vegetationstabellen aus dem Untersuchungsraum (Tab. 32 u. 33).

Erläuterungen: D1-D6 Differentialartenblöcke, M Moosart, G Gefäßpflanzenart, + neue Arten, > Zunahme in Stetigkeit o. Dominanz, † fehlende Art, < Rückgang in Stetigkeit o. Dominanz

Zunahme an Arten, Stetigkeit oder Dominanz	Abnahme an Arten, Stetigkeit oder Dominanz
D1 G + <i>Teucrium scorodonia</i>	D1 M † <i>Sphagnum teres</i> M † <i>Pohlia nutans</i> M † <i>Dicranella heteromalla</i>
D2 M + <i>Calypogeia sphagnicola</i> M + <i>Riccardia multifida</i> G + <i>Potentilla palustris</i> G + <i>Juncus articulatus</i> G + <i>Eriophorum angustifolium</i> G + <i>Carex demissa</i> G + <i>Potamogeton polygonifolius</i> G + <i>Juncus bulbosus</i> G + <i>Galium uliginosum</i> G + <i>Juncus acutiflorus</i>	D2 M † <i>Calliergon stramineum</i> M † <i>Chilocyphus polyanthos</i> G † <i>Menyanthes trifoliata</i> G † <i>Epilobium palustre</i> G < <i>Viola palustris</i> G < <i>Agrostis canina</i> G < <i>Cirsium palustris</i> G < <i>Carex canescens</i> G < <i>Carex rostrata</i> G < <i>Scutellaria minor</i>
D3 G + <i>Impatiens glandulifera</i>	D3 G † <i>Sparganium erectum</i> G < <i>Lycopus europaeus</i> G < <i>Solanum dulcamara</i> Glyceria maxima G <
D4 M + <i>Plagiomnium affine</i>	
D5 G + <i>Polygonum amphibium</i> G + <i>Glyceria notata</i> G + <i>Veronica beccabunga</i> G > <i>Cardamine amara</i>	D5 G † <i>Calla palustris</i> G † <i>Berula erecta</i> G † <i>Chrysosplenium oppositifolium</i> G < <i>Mentha aquatica</i> G < <i>Ribes nigrum</i>
D6 G + <i>Lotus uliginosus</i> G + <i>Equisetum telmateia</i> G + <i>Valeriana procurrens</i> G + <i>Cardamine flexuosa</i> G > <i>Osmunda regalis</i>	D6 M < <i>Calliergon cordifolium</i> G † <i>Rumex sanguineus</i> G † <i>Mentha arvensis</i> G < <i>Lythrum salicaria</i> G < <i>Stellaria alsine</i> G < <i>Chrysosplenium alternifolium</i>
Begleiter M > <i>Atrichum undulatum</i> M > <i>Polytrichum formosum</i> M > <i>Hypnum cupressiforme</i> G + <i>Impatiens parviflorum</i> G + <i>Stellaria holostea</i> G + <i>Polygonatum multiflorum</i>	Begleiter M † <i>Plagiomnium elatum</i> M † <i>Plagiomnium ellipticum</i> M † <i>Plagiothecium nemorale</i> M † <i>Amblystegium serpens</i> M < <i>Plagiothecium ruthei</i> M < <i>Brachythecium rivulare</i>

Zunahme an Arten, Stetigkeit oder Dominanz			Abnahme an Arten, Stetigkeit oder Dominanz		
G	+	<i>Poa nemoralis</i>	M	<	<i>Calypogeia fissa</i>
G	+	<i>Convallaria majalis</i>	M	<	<i>Rhizomnium punctatum</i>
G	+	<i>Prunella vulgaris</i>	G	†	<i>Cicuta virosa</i>
G	>	<i>Impatiens noli-tangere</i>	G	†	<i>Galeopsis tetrahit</i>
G	>	<i>Anemone nemorosa</i>			
G	>	<i>Lamium galeobdolon</i>			
G	>	<i>Phegopteris connectilis</i>			
G	+	<i>Calamagrostis epigejos</i>			
G	+	<i>Mentha ×verticillata</i>			
G	+	<i>Utricularia spec.</i>			
G	+	<i>Fallopia ×bohemica</i>			
G	+	<i>Fallopia japonica</i>			
G	+	<i>Onoclea sensibilis</i>			
G	+	<i>Lysichiton americanus</i>			
G	+	<i>Oreopteris limbosperma</i>			

Auch im Differentialartenblock D3 nass-nährstoffreicher Standorte nehmen mit *Lycopus europaeus* und *Solanum dulcamara* typische und höchstet vertretende Arten des Alnion glutinosae austrocknungsbedingt an Stetigkeit ab. Besonders bemerkenswert ist darüber hinaus das neuerliche Vorkommen des Neophyten *Impatiens glandulifera*, der aufgrund seiner Anpassung an nass-nährstoffreiche Standorte, aktuell ins Alnion glutinosae des Untersuchungsraumes einzudringen vermag (s. FUCHS (2007)). Mit hoher Deckung kann die Art nach eigenen Beobachtungen im Untersuchungsraum jedoch erst nach stärkeren Auflichtungen Fuß fassen (s. Kap. 4.2.1).

Im frisch-feucht-nährstoffreichen Differentialartenblock D4 ist kein Rückgang zu erkennen, sondern mit dem neuerdings die Erlenbruchwälder (Alnion glutinosae) besiedelnde Moos *Plagiomnium affine*, welches frisch und stickstoffreiche Standorte bevorzugt (ELLENBERG et al. 2001 u. Tab. 29) und somit gleichermaßen von Eutrophierung und Austrocknungs profitiert, kommt es sogar zu einem leichten Artenzuwachs.

Das Ausmaß der weiträumigen Entwässerungsmaßnahmen im Bereich der Moore zeigt insbesondere das Ausfallen des noch bis in die 1980er Jahre im Gebiet nachgewiesenen, früher im Tiefland weit verbreiteten Nässezeigers (D5) *Calla palustre* (DÜLL & KUTZELNIGG 1987, ADOLPHY 1994). Vegetationskundlich nur in den früheren Aufnahmen der Niederheinischen Sandplatten belegt, zeigen Angaben von GRIMM (1800) für den Duisburg-Mülheimer Wald und ADOLPHY für die Hildener Heide (1994), dass die Art auch im Naturraum der Bergischen Heideterrassen vertreten war (s. Kap. 4.2.1). WEBER (1995) spricht sogar für das unmittelbar angrenzende Niedersachsen von einer im Tiefland früher meist gemeinen Verbreitung.

Die vermeintliche Zunahme des feucht-nasse Böden besiedelnden *Osmunda regalis* (D6) resultiert aus der im Duisburg-Mülheimer Wald besonders großen Population der Art (FUCHS 2007). Beunruhigend für die zukünftige Bestandsentwicklung innerhalb von Deutschland, gilt neben der Seltenheit insbesondere

das zumeist völlige Fehlen von Jungwuchs. Besonderheit der Vermehrung des Farns sind die chlorophyllhaltigen Sporen, die zur Keimung neben ausreichender Feuchtigkeit durch Bodenverletzung offenliegenden Mineralboden benötigen (BEN-NERT 1999). Im Duisburg-Mülheimer Wald wachsen die allermeisten Königsfarne im Böschungsbereich von Entwässerungsgräben. Durch Ausheben und Säubern von Entwässerungsgräben entstehende Bodenverletzung, also Störungen, scheinen somit Ursache der bundesweit bemerkenswerten Populationsgröße des bundesweit stark gefährdeten Farns im Duisburg-Mülheimer Wald zu sein.

Unter den Begleitern sticht mit *Stellaria holostea*, *Polygonatum multiflorum*, *Poa nemoralis*, *Convallaria majalis*, *Impatiens noli-tangere*, *Anemone nemorosa*, *Lamium galeobdolon*, *Prunella vulgaris* und *Phegopteris connectilis* die starke Zunahme an Arten trockenerer Standorte des Stellario-Carpinetum (Eichen-Hainbuchenwald) ins Auge. Auch die Moose *Atrichum undulatum* und *Polytrichum formosum* deuten auf die häufige Entwicklung gestörter Alnion glutinosae-Gesellschaften zum Stellario-Carpinetum hin. Ebenfalls als Hinweis heute allgemein trockenerer Standorte kann das aktuelle Auftreten von *Calamagrostis epigejos* und dem Moos *Hypnum cupressiforme* gedeutet werden. Auch das Eindringen der Neophyten *Fallopia xbohemica*, und *F. japonica* in das Alnion glutinosae des Untersuchungsraumes wird erst durch niedrigere Wasserstände ermöglicht. Die aus den Bruchwäldern Nordamerikas stammende *Lysichiton americanus* (Gelbe Scheincalla, FUCHS et al. 2003) und die ursprünglich von Nordamerika bis Ostasien verbreitete Art *Onoclea sensibilis* (Perlfarn, s. FUCHS & KEIL 2004, STRAUSBOUGH & CORE o. J.) sind optimal an die nassen Standortbedingungen des Alnion glutinosae angepasst und in der Lage auch die naturnahen Standorte im Untersuchungsraum zu besiedeln.

Das Eindringen der hier dargestellten Neophyten in die Alnion glutinosae-Waldgesellschaften ist vermutlich ein Phänomen der letzten Jahrzehnte. So konnte in den früheren Aufnahmen der 1930er bis 1980er Jahre keine Neophyten festgestellt werden. Das Eindringen neophytischer Arten kann somit als deutlich optisches Zeichen für eine z. T. irreversible Störung gedeutet werden (s. FUCHS 2008)

4.1.1.2.7 Floristische Unterschiede des Alnion glutinosae im Untersuchungsraum im regionalen Vergleich (Tab. 26)

Unterschiede in der Artenzusammensetzung des *Sphagno palustris* - und *Carici elongatae*-Alnetum glutinosae offenbaren auch regionale Unterschiede entsprechend der Nähe zum Ballungsraum (Tab. 26). Darüber hinaus zeigen sich Differenzen zwischen den größeren Heidegebiete Ohligser Heide, Hildener Heide und Further Moor gegenüber den anderen ländlich gelegenen Erlenbruchwaldgebiete der Bergischen Heideterrassen und der Niederheinischen Sandplatten.

Mit *Aulacomnium palustre*, *Carex rostrata*, *Hydrocotyle vulgaris*, *Menyanthes trifoliata*, *Scutellaria minor*, *Juncus acutiflorus* frisch-feucht-nährstoffarmer und nass-nährstoffarmer Standorte (D1 u. D2) auf der einen Seite und das Fehlen der Stickstoffzeiger *Urtica dioica*, *Poa trivialis*, *Ranunculus repens*, *Galium aparine*,

Moehringia trinerva, *Ranunculus ficaria*, *Circaea lutetiana* und *Glechoma hederacea* auf der anderen Seite grenzen sich in den älteren Vegetationsaufnahmen die nährstoffärmeren Gebiete Hildener Heide, Ohligser Heide und Further Moor von den nährstoffreicheren ländlichen Gebieten der Niederrheinischen Sandplatten klar ab. Bis auf *Circaea lutetiana* fehlen die Stickstoffzeiger bis heute in den Vegetationsaufnahmen der größeren Heidegebiete der Bergischen Heideterrassen. Die größere Nährstoffarmut der ländlichen Regionen gegenüber dem Ballungsraum drückt sich durch die Arten *Carex rostrata*, *Hydrocotyle vulgaris*, *Juncus acutiflorus* und *Valeriana dioica* aus, die dem *Alnion glutinosae* des Ballungsraumes im Hiesfelder und Duisburg-Mülheimer Wald fehlen.

Hohe Abundanzen von *Deschampsia cespitosa*, als Austrocknungsphänomen, zeichnen die im Ballungsraum Ruhrgebiet gelegenen Erlenbruchwälder (*Alnion glutinosae*) des Hiesfelder und Duisburg-Mülheimer Waldes aus. Nur im Bereich des Duisburg-Mülheimer Waldes erreichen *Dryopteris dilatata* und *Sphagnum denticulatum* s. l. die durch Störung des Wasserhaushaltes extrem hohen Deckungen von bis zu 5.

Im Vergleich zu den ländlichen Wäldern des *Alnion glutinosae* konnte in den Ballungsraum nahen Wäldern des *Alnion glutinosae* neophytische Sippen angetroffen werden, die als Störungszeiger zu werten sind. Hierzu zählen insbesondere eine Reihe von Gehölz- und krautigen Arten, die im Kap. 4.2.1. differenziert dargestellt werden.

Als Beispiel beginnender Austrocknung nährstoffarmer Erlenbruchwäldern (*Alnion glutinosae*) zeigt *Pteridium aquilinum* hohe Deckungen in den Untersuchungsgebieten Duisburg-Mülheimer Wald und Baulofsbruch.

Wesentliche Unterschiede der beiden untersuchten Naturräume sind besonders Wälder des *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae* mit Arten wie *Scutellaria minor*, *Menyanthes trifoliata* und *Sphagnum subnitens* im Bereich der großen Heidegebiete der Bergischen Heideterrassen, die im Bereich der Niederrheinischen Sandplatten nicht zu finden sind. Dass diese Unterschiede jedoch nicht biogeographischer Natur sondern anthropogen bedingt sind, zeigt insbesondere das Beispiel von *Scutellaria minor*. Die Art, die aktuell nur noch für die Bergischen Heideterrassen nachgewiesen werden konnte, wird von HOEPPNER & PREUSS (1926) für die Niederrheinischen Sandplatten für Hünxe bei Wesel und den Bruckhauser Bruch bei Dinslaken angegeben. Jüngster Nachweis für die Niederrheinischen Sandplatten stammt von DINTER (1991) für den Hiesfelder Wald.

4.1.1.2.8 Störungsbedingte Sukzession des *Alnion glutinosae*

Der Nährstoff- und Wasserhaushalt des Erlenbruchwaldes ist eng aneinander gekoppelt. Über den Eintrag von Luftstickstoffen durch Niederschläge und das Zufließen nährstoffreichen Wassers z. B. aus angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen, kann die Eutrophierung unabhängig von Austrocknungsvorgängen stattfinden. In einen nur von Eutrophierung betroffenen *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae* wandern nährstoffliebende Arten des *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* ein. Die an nährstoffarme Standorte ange-

passten Arten fallen in einem solchen, als aquatisch eutrophiert bezeichnetes *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae* je nach Empfindlichkeit und Konkurrenzkraft mehr oder weniger schnell aus. Einige der nährstoffarme Standorte bevorzugenden Arten, wie *Molinia caerulea* und *Deschampsia cespitosa* gewinnen zunächst sogar an Wuchskraft. So entwickeln sich *Alnion glutinosae*-Bestände, die aufgrund ihrer typischen Nährstoffzeiger zum *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* gestellt werden, in denen sich jedoch die an nährstoffarme Standorte angepassten Arten des *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae* noch eine zeitlang halten können und zu einem störungsbedingten Artenreichtum führen. Solche Bestände, die störungsbedingt sowohl Differentialarten des *Sphagno palustris*- als auch des *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* enthalten, verwischen die in natürlichen Erlenbruchwäldern vorhandene Grenze zwischen *Sphagno palustris*- und *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae*.

Ökophysiologische Untersuchungen von JANIESCH (1978) an drei Standortvarianten des Erlenbruchwaldes offenbaren die Abhängigkeit der extremen Spannbreite der Mineralstickstoffbildung in diesen Wäldern vom Wasserhaushalt, die an den untersuchten Standorten von 25 kg N pro ha/Jahr der hydrologisch begünstigten Fläche bis zu 500 kg N pro ha/Jahr am trockensten Standort reichte. Angesichts dieser extremen Unterschiede, ist davon auszugehen, dass auch die hydrologisch unterschiedlichen Standorte von Bulten und Schlenken innerhalb des *Alnion glutinosae* zu deutlich unterschiedlichen Mineralisierungsraten führen. Entgegen der niedrigsten Mineralisierung finden sich jedoch gerade an den feuchtesten Standorten hohe Gehalte an Mineralstickstoff (JANIESCH 1978). Wie bereits von JANIESCH (1978) vermutet, scheinen lösliche N-Verbindungen aus Bereichen hoher Mineralisierung in feuchte Bereiche eingeschwemmt zu werden. Mit dieser Nährstoffverlagerung in tiefere feuchtere Bereiche sind die Schlenken innerhalb eines Erlenbruchwaldes deutlich besser mit Nährstoffen versorgt als die Bulten.

Möglicherweise ist die deutlich bessere Nährstoffversorgung der Schlenken auch für den deutlich größeren Artenrückgang der die Schlenken besiedelnden nass-nährstoffarmen Differentialarten (D2) gegenüber den frisch-feucht-nährstoffarmen Differentialarten (D1) verantwortlich. Denn auch zusätzliche Nährstoffe aus der Luft und über zufließendes Wasser werden sich vermehrt in den Schlenken des Erlenbruchwaldes sammeln. Die Eutrophierung des *Alnion glutinosae* ist somit stärker im Bereich der Schlenken als im Bereich der Bulten zu spüren.

Zu einer deutlich stärkeren und schnelleren Eutrophierung führt jedoch die Entwässerung der Flächen. Zahlreiche z. T. eng nebeneinander liegende Gräben insbesondere in den Beständen des Duisburg-Mülheimer Waldes und die Begradigung und Vertiefung nahe liegender Bäche zeugen von den Versuchen der Vergangenheit, diese Wälder trocken zu legen. Aber auch Entwässerungsmaßnahmen in der direkten Umgebung und die Verminderung des zufließenden Wassers führen zu einer deutlich längeren und tieferen Entwässerungsphase in den Sommermonaten.

Eine beispielhafte Untersuchung der Grundwasserganglinie (Abb. 19) unter einem Bestand der hydrologisch gestörten, kennartenarmen Variante des *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* (Grindsbruch, Duisburg-Mülheimer Wald) zeigt hier den typischen Abfall des Grundwasserstandes im Frühjahr bis in die frühen

Sommermonate auf < 100 cm unter Flur und einen Wiederanstieg erst im Spätherbst (7 Monate). Selbst in den für die Vegetationsperiode aktiven Frühjahrs- und Herbstmonaten sind die Grundwasserstände häufig mehr als 20 cm unter Flur abgefallen, so dass hier für an nasse Wuchsorte gebundene Arten sich die Verhältnisse ungünstig darstellen und diese somit weitgehend ausgefallen sind. In den hier über weite Zeiträume des Jahres trockenfallenden oberen Bodenschichten hat der bereits eingesetzte Mineralsierungsprozess zu einer deutlichen Nährstoffanreicherung geführt, die entsprechend Nährstoffzeiger unter dem Artenspektrum der Bruchwaldvariante fördert (Tab. 3, Spalte 97, CA4). Bezeichnenderweise gibt es keinen direkten Hinweis auf einen Zusammenhang zwischen den Niederschlagsereignissen und der Grundwasserganglinie (Abb. 19), was darauf hindeutet, dass die Meliorationsmaßnahmen der umliegenden Waldflächen Ursache für deren Verlauf sein müssen. Der Temperaturverlauf begünstigt dabei das sommerliche Austrocknen des Standortes. Unter natürlichen bzw. naturnahen hydrologischen Bedingungen wäre eine sommerliche Absenkung des Grundwasserstandes i. d. R. um wenige dm unter Flur über einen Zeitraum von 3-4 Monaten anzunehmen (ELLENBERG 1996, MAST 1999). Ähnliche Grundwasserganglinien in hydrologisch gestörten Erlenbruchwäldern finden sich auch für die Niederrheinischen Sandplatten bei DINTER (1982).

Wie groß die Steigerung der Mineralisierungsrate durch Entwässerung sein kann zeigt auch hier eindrucksvoll die von JANIESCH (1978) ermittelte Spannbreite der Mineralisierungsrate an hydrologisch differenzierten Standorten des *Alnion glutinosae*. Längere Trockenperioden führen darüber hinaus auch zu erheblichen Torfsackungen, die auch im Untersuchungsraum nachgewiesen werden konnten. Mit der dadurch bedingten Absenkung der Geländeoberfläche steigt wiederum der Grundwasserstand und kann je nach Ausmaß der Torfsackung wieder zu deutlich nasseren Standortbedingungen und gegebenenfalls auch zu Überstauung im Frühjahr, Herbst und Winter führen (s. Abb. 18).

Die durch Torfsackung entstandene Überstauung der Flächen in den nassen Jahreszeiten, in dem sich floristisch bereits zum *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* entwickelten Bestand, entspricht nun auch hydrologisch dem typischen Wasserregime eines *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae*. Aufgrund der durch die Torfsackung verbesserten hydrologischen Standortbedingungen, könnte es sich möglicherweise um ein dauerhafteres Sukzessionsstadium handeln. Erst bei weiterer Grundwasserabsenkungen trocknen die Bestände so stark aus, dass auch die charakteristischen Nässezeiger des *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* aus den Differentialartengruppen D3 und D5 ausfallen und sich zum differentialarten armen *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* entwickeln (CA4). Weitere Austrocknung führt schließlich auch zum Ausfall der übrigen Arten des *Alnion glutinosae* und mit dem Einwandern von Arten wechselfeuchter Standorten wird die Sukzession zum *Stellario-Carpinetum* eingeleitet (s. Abb. 62).

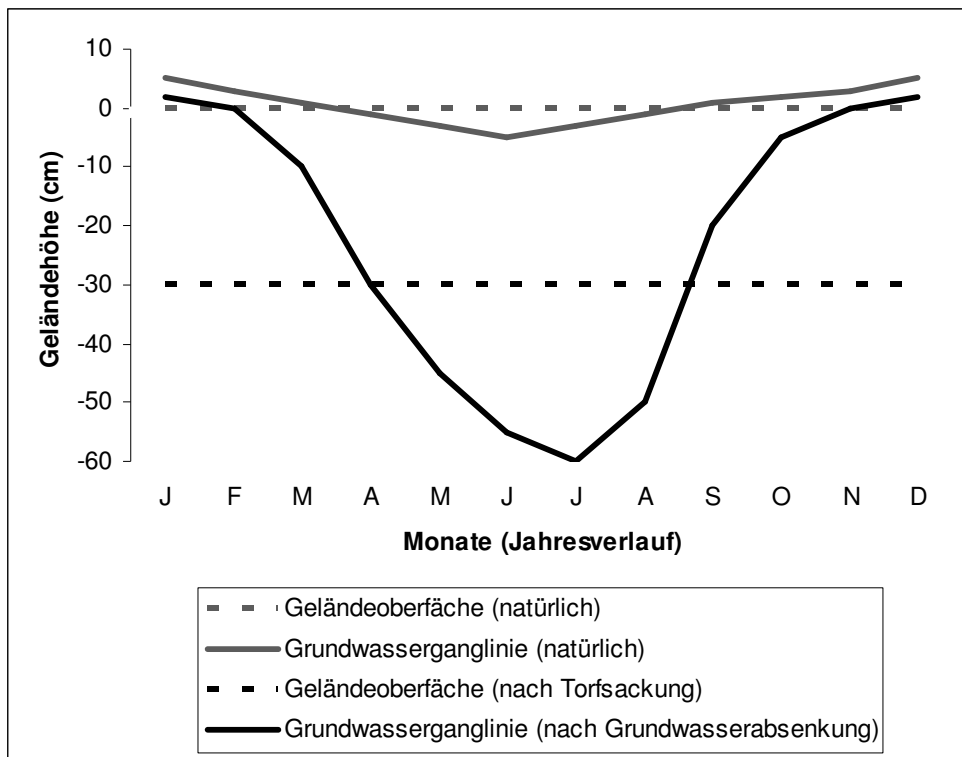


Abb. 18. Idealisierte Grundwasserganglinien in einem *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae* unter natürlichen Bedingungen und nach einer in den Sommermonaten greifenden Grundwasserabsenkung. Durch die angenommene Torfsackung von 30 cm sind die Flächen im grundwasserabgesenkten Bestand in den Herbst-, Winter- und Frühjahrsmonaten z. T. um mehrere dm geflutet, so dass physiologisch das Wasserregime eines *Carici*-*Alnetum* erreicht wird (eigener Entwurf).

Anders verläuft die Sukzession bei vorrangig nur durch leichte Austrocknung betroffenen Flächen, die nicht zum Abbau des Torfkörpers und einer damit einhergehenden beschleunigten Eutrophierung führt. Diese Bestände entwickeln sich zunächst durch den Ausfall der nass-nährstoffarmen Differentialarten (D2) zum gefäßpflanzendifferentialartenarmen *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae* (SA 5). Erst bei weiterer Austrocknung fallen auch die Torfmoose des frisch-feucht-nährstoffarmen Differentialartenblocks aus und leiten die Sukzession zum Birken-Eichenwald (*Quercion roboris*) ein. Größere *Pteridium aquilinum*-Bestände und insbesondere das verstärkte *Rubus*-Aufkommen zeigt die leichte Eutrophierung dieser Bestände an und sind als Störzeiger zu bewerten.

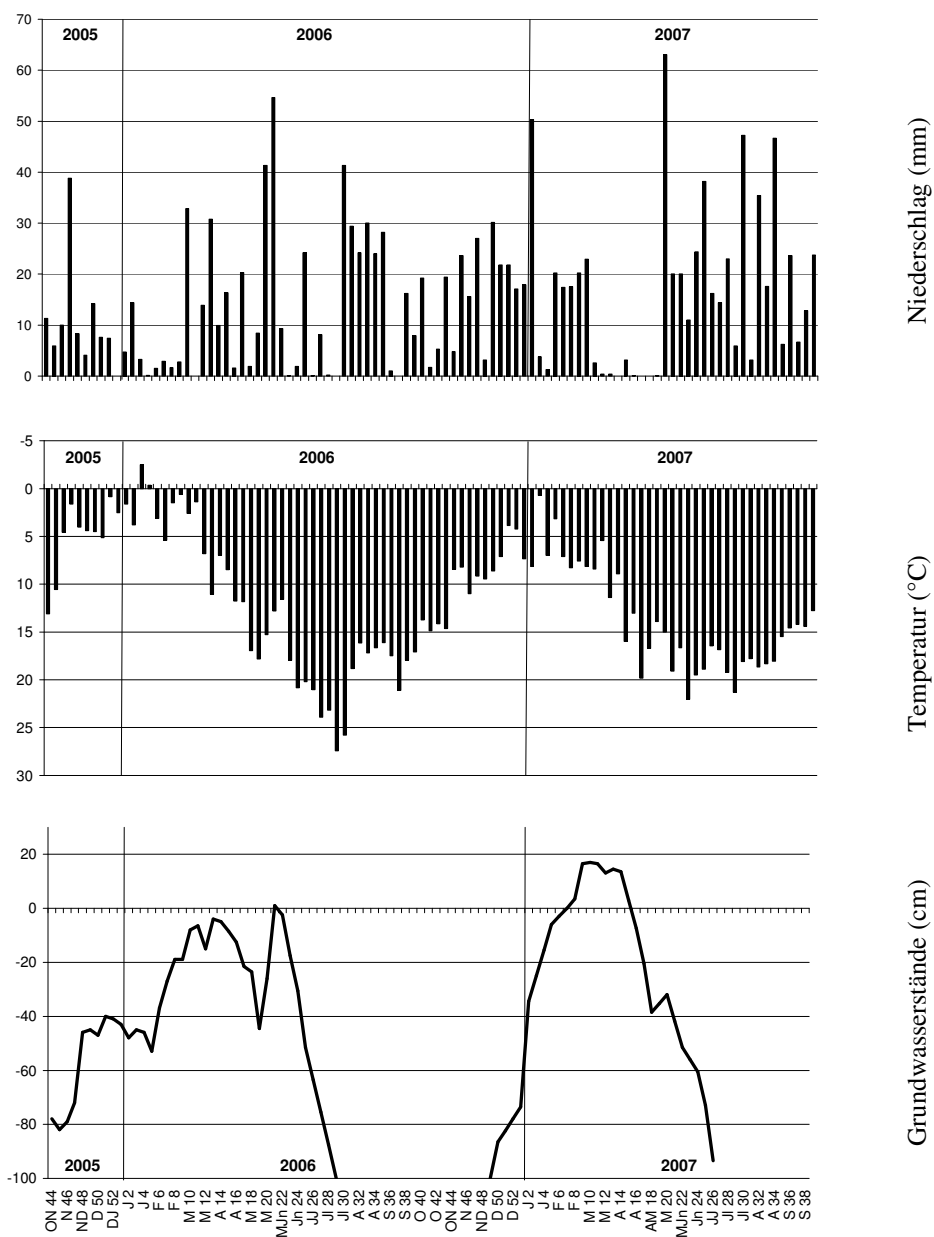


Abb. 19: Gegenüberstellung der Grundwasserganglinie über 2 Jahre einer hydrologisch gestörten, kennartenarmen Variante des *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* (Tab. 32, Spalte 97, CA4) im Grindsbruch im Duisburg-Mülheimer Wald (eigene Grundwassermessung) mit den Niederschlagsmengen (mm) und der bodennahen Lufttemperatur (°C) des Referenzstandortes der Klimamessstation Mülheim Innenstadt (Untersuchungszeitraum Okt. 2005- Sep. 2007).

4.1.1.2.9 Die Erlenbruchwälder des Untersuchungsraumes im überregionalen Vergleich

Die relativ jungen und umfangreichen Vegetationsaufnahmen von DÖRING-MEDERAKE (1991), BRAND (2000) und MAST (1999) ermöglichen einen aktuellen überregionalen Vergleich mit den eigenen Vegetationsaufnahmen.

Ähnlich wie im zeitlichen Vergleich der aktuellen Vegetationsaufnahmen mit älteren Aufnahmen aus dem Untersuchungsraum und aus den 1930er und 1940er Jahren sind *Sphagno palustris*- und *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* in der Vegetationsaufnahmen von DÖRING-MEDERAKE, BRAND und MAST deutlicher voneinander abgegrenzt (DÖRING-MEDERAKE 1991, BRAND 2000, MAST 1999). Das bewusst breit ausgewählte Spektrum der eigenen Vegetationsaufnahmen von naturnahen bis stark gestörten Erlenbruchwäldern zeigt hingegen einen fließenden Übergang vom *Sphagno palustris*- zum *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae*. Insbesondere durch die störungsbedingte Entwicklung vom *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae* in Richtung *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* verwischt die scharfe Grenze zwischen dem *Sphagno palustris*- und *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae*. So greifen beispielsweise in den eigenen Vegetationsaufnahmen mit *Molinia caerulea*, *Sphagnum palustre* und *S. recurcum* agg. typische Arten des *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae* deutlich in das *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* über.

Im Bereich der Moosflora zeigt sich insbesondere ein wesentlicher Unterschied im Grundartenspektrum der Torfmoose. *Sphagnum squarrosum* in den eigenen Vegetationsaufnahmen eine eher seltene Torfmoosart, die nur in einer Variante (SA3) des *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae* eine Stetigkeit von I erreicht, ist in den Vegetationsaufnahmen der anderen Autoren mit hohen Stetigkeiten von II-IV vertreten. *Sphagnum denticulatum* s.l. hingegen, im Untersuchungsraum eine der häufigsten Torfmoosarten, fehlt gänzlich in den Vegetationsaufnahmen der anderen Autoren. Die Verbreitungskarten der Torfmoose aus der Sektion Subsecunda von MEINUNGER & SCHRÖDER (2007) zeigen insbesondere für die häufigeren Sippen *Sphagnum inundatum* und *S. denticulatum* eine gleichmäßige Verbreitung im Tief- und Bergland und belegen somit, dass es sich hier nicht um ein arealgeographisches Phänomen handeln kann. Insbesondere die im Untersuchungsraum häufig beobachtete Standortmodifikation mit stark zurückgekrümmten Blätter von *Sphagnum denticulatum* und die gleichzeitig hohen Stetigkeitsangaben von *Sphagnum squarrosum* in den Aufnahmen der anderen Autoren legt eine teilweise Fehlansprache von squarrösen Formen von *Sphagnum denticulatum* als *Sphagnum squarrosum* nahe (s. Kap. 4.2.2).

Anhand des Artenspektrums und der Stetigkeitsverteilung wird die arealgeographisch bedingte stärkere Ähnlichkeit der eigenen Vegetationsaufnahmen mit den ebenfalls aus dem Tiefland stammenden Aufnahmen von DÖRING-MEDERAKE und BRAND deutlich. So zeigt sich beispielsweise die allgemein bessere Nährstoffversorgung der Tiefland-Erlenbruchwälder auch in den eigenen Vegetationsaufnahmen durch die nährstoffreiche Standorte bevorzugenden Arten *Solanum dulcamara* und *Iris pseudacorus*, die wie in den Aufnahmen von BRAND und

DÖRING-MEDERAKE auch im *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae* auftreten. Im Bergland bleiben diese Arten weitestgehend auf das nährstoffreiche *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* beschränkt. Auch das für die Tiefland-Erlenbrücher typische Übergreifen der schwerpunktmäßig im *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* vertretenen Art *Peucedanum palustre* auf das *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae* des Tieflandes ist ebenfalls innerhalb der *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae*-Aufnahmen des Untersuchungsraumes erkennbar. *Caltha palustris*, *Myosotis scorpioides* und *Valeriana procurrens* und *V. officinalis* sind hingegen im Bergland gleichermaßen im *Sphagno palustris*- und *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* vertreten, bleiben aber in den eigenen und auch in den Tieflandsaufnahmen von DÖRING-MEDERAKE und BRAND auf das *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* beschränkt. Für dieses Phänomen könnten die reliefbedingt tendentiell wasserzügigeren Standorte der Bergland-Erlenbruchwälder verantwortlich sein.

Darüberhinaus bleiben die allgemein sowohl im *Sphagno palustris*- als auch im *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* vertretenen Feuchtezeiger *Equisetum fluviatile* und *Filipendula ulmaria* in den eigenen Aufnahmen auf das *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* beschränkt und unterstreichen damit die Erkenntnis der generell etwas weniger feuchten Standortbedingungen der hier untersuchten Erlenbruchwaldbestände (s. Kap. 4.1.1.2.2).

Als Besonderheit der Erlenbruchwälder der Niederrheinischen Sandplatten und Bergischen Heideterrassen ist jedoch *Osmunda regalis* hervorzuheben, der in den zum Vergleich herangezogenen Vegetationsaufnahmen der anderen Autoren komplett fehlt, im Untersuchungsraum sowohl im *Sphagno palustris*- als auch im *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* regelmäßig anzutreffen ist (s. Kap. 4.1.1.2).

4.1.2 *Betulion pubescentis* LOHMEYER et TÜXEN 1955 ex SCAMONI et PASSARGE 1959 – Moorwälder

Moorbirken-Moorwälder wachsen auf nass-oligotrophen Standorten und besiedeln gerade noch waldfähige Grenzstandorte, an denen der Grund- und Stauwasserspiegel während der überwiegenden Zeit des Jahres nach ELLENBERG & LEUSCHNER (2010) und WITTIG (1991b) zwischen 0 und 30 cm unter Flur liegt. Typische Standorte sind die Randbereiche von Hoch- und Übergangsmooren, verlandete Heideweiher und Senken mit hoch anstehendem Grundwasser im Bereich nährstoffarmer Böden (WITTIG 1991b). Im subatlantisch-atlantischen Untersuchungsgebiet ist potentiell nur eine oligotrophe Moorwaldgesellschaft verbreitet, der von der Moorbirke dominierte Moorbirken-Moorwald (*Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis* LIBBERT 1933, OBERDORFER 1992) während er nach Nordosten hin im subkontinentalen bis kontinentalen geprägten Klima vom Waldkiefern-Moorwald (*Vaccinio-Pinetum sylvestris* DE KLEIST 1929) abgelöst wird. Als Höhenformen der Moorwälder schließlich tritt in der montanen Stufe der Spirken-Moorwald (*Vaccinio uliginosi-Pinetum rotundatae* OBERDORFER 1934) und in der subalpinen Stufe der Fichten-Moorwald (*Vaccinio-Piceetum* TÜXEN 1955) auf.

4.1.2.1 Gliederung des *Betulion pubescentis* LOHMEYER et TÜXEN 1955 ex SCAMONI et PASSARGE 1959 in Mitteleuropa

4.1.2.1.1 Geschichte ihrer Syntaxonomie

Erstmalig gültig beschrieben wurde der Moorbirken-Moorwald von LIBBERT im Jahr 1933 als *Betula pubescentis-Vaccinium uliginosum*-Assoziation. Nach WAGNER & WAGNER (2000) und RENNWALD (2000) wird er heute als *Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis* bezeichnet. Unter anderen Gesellschaftsnamen finden sich jedoch auch schon bei HUECK (1925 u. 1929) sowie bei STEFFEN (1931) Vegetationsaufnahmen des von der Moorbirke dominierten Moorwaldes. HUECK (1925, 1929 u. 1931) und LIBBERT (1933) unterscheiden sowohl für den Moorbirken- als auch für den Kiefern-Moorwald ein junges, bodennasses an *Oxycocco-Sphagnetes*-Arten reiches und ein *Oxycocco-Sphagnetes*-Arten armes älteres und trockeneres Sukzessionsstadium. Insbesondere die jungen Sukzessionsstadien des Moorbirken- und Kiefern-Moorwaldes unterscheiden sich nach HUECK (1925) nur durch die Baumschicht.

Unklarheit herrscht darüber hinaus, ob die frühesten Moorwaldstadien, die sich nur durch die schütterere Baumschicht in ihrer Artenzusammensetzung von den Gesellschaften der *Oxycocco-Sphagnetes* unterscheiden, bereits zu den Waldgesellschaften zu zählen sind. DIERBEN & DIERBEN (1982) stellen fünf der sechs von ihnen beschriebenen Kiefern-Moorwaldtypen in die Klasse *Oxycocco-Sphagnetes*. Auch OBERDORFER (1992) stellt junge Sukzessionsstadien des Fichten-Moorwaldes in diese Klasse.

Die Abhängigkeit der dominierenden Baumschicht von der geographischen Lage des Moorwaldes erkennen erstmalig SCAMONI & PASSARGE (1959), die den Moorbirken-Moorwald als subatlantische und den Kiefern-Moorwald als kontinentale Moorwald-Assoziation bezeichnen. Aber auch in ihrem Vorkommen in unterschiedlichen Höhenstufen unterscheiden sich die Moorwälder. Für die montane Stufe wird erstmalig von LOHMEYER & BOHN (1972) ein von *Betula carpatica* dominierter Moorbirken-Moorwaldtyp beschrieben, der auch z. B. von RUNGE (1986) und POTT (1995) als eigenständige Assoziation betrachtet, aktuell von RENNWALD (2000) allerdings lediglich als Synonym zum Moorbirken-Moorwald aufgefasst wird.

PASSARGE & HOFMANN (1968) untergliedern nach trophischen und hydrologischen Kriterien die von der Moorbirke dominierten Moorwälder in drei Assoziationen: ein mesotrophes zu den Erlenbruchwäldern vermittelndes *Carici-Betuletum pubescentis*, ein oligotroph-nasses *Sphagno-Betuletum* und ein oligotroph trockeneres *Pleurozio-Betuletum*. Aufgrund der ebenfalls z. T. deutlich zum Erlenbruchwald vermittelnden Bestände des Moorbirken-Moorwaldes aus dem nordwestdeutschen Tiefland diskutiert DÖRING-MEDERAKE (1991) sogar den Gesellschaftsanschluss der besser mit Nährstoffen versorgten Bestände zumindest ihres Gebietes an die Klasse der *Alnetea*.

Bei BERTSCH (1955) finden sich Vegetationsaufnahmen sowohl des Birken-, Kiefern- als auch des Fichten-Moorwaldes ohne wissenschaftliche Gesellschaftsbezeichnung in seiner Gebietsmonographie über das Pfrunger Ried. Erst mit TÜXEN (1955) wurden die drei von unterschiedlichen Gehölzen dominierten Moorwaldtypen in die gemeinsame Klasse *Vaccinietea uliginosi* LOHMEYER et TÜXEN 1955, der heutigen *Vaccinio uliginosi-Pinetea sylvestris* PASSARGE et HOFMANN 1968 gestellt (WAGNER & WAGNER 2000).

MAST (1999) überprüft die Bedeutung der Baum- und Krautschicht für die syntaxonomische Gliederung der Moorwälder, indem er die möglichen Gliederungsansätze (1. nach der dominierenden Baumschicht, 2. primär nach der Krautschicht und sekundär nach der Baumschicht, 3. nur nach der Krautschicht) auf Vor- und Nachteile analysiert. Seiner Ansicht nach bietet die Gliederung der Moorwälder ausschließlich nach der Krautschicht die meisten Vorteile.

WAGNER & WAGNER (2007) analysieren bei der Frage der synsystematischen Stellung der Moorwälder die Bedeutung der Kennarten. Moorwälder sind demnach deutlich kennartenreicher als allgemein angenommen. Auf der Grundlage ihrer Kennartenstudien (formationsspezifische Kennarten), bevorzugen auch sie, wie bereits TÜXEN im Jahre 1955, die Zusammenfassung aller Moorwälder in einer einzigen Klasse, den *Vaccinio uliginosi-Pinetea sylvestris* PASSARGE et HOFMANN 1968, wie es im Verzeichnis der Pflanzengesellschaften von RENNWALD (2000) praktiziert wird.

Tab. 12: Synsystematische Gliederung der europäischen Moorwälder (*Betulion pubescentis* LOHMEYER et TÜXEN 1955 ex SCAMONI et PASSARGE 1959, unter Einbeziehung der häufiger verwendeten Synonyme (nach WAGNER & WAGNER 2000 und RENNWALD 2000).

Klasse	Vaccinio uliginosi-Pinetea sylvestris PASSARGE et HOFMANN 1968
Ordnung	Vaccinio uliginosi-Pinetalia sylvestris PASSARGE et HOFMANN 1968
Verband	Betulion pubescentis Lohmeyer et Tüxen ex SCAMONI et PASSARGE 1959
Gültige Ass.	Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis LIBBERT 1933 (Moorbirken-Moorwald)
Synonyme Ass.	Betuletum carpaticae LOHMEYER et BOHN 1972 Blechnum-Betula pubescens-Gesellschaft LOHMEYER et BOHN 1972 Carici-Betuletum pubescentis (STEFFEN 1931) PASSARGE 1968 Empetro-B. carpaticae VAN DER WERF ex WESTHOFF et VAN OOSTEN 1991 Eriophoro-B. pubescentis HUECK 1925 em. PASSARGE 1968 Pleurozio-B. pubescentis HUECK 1925 em. PASSARGE 1968 Salici repentis (arenariae)-Betuletum pubescentis PREISING 1984 Sphagno-Betuletum pubescentis (LIBBERT 1933) PASSARGE 1968 Vaccinio uliginosi-B. carpaticae LOHMEYER et BOHN 1972
Gültige Ass.	Vaccinio-Pinetum sylvestris DE KLEIST 1929 (Waldkiefern-Moorwald)
Synonyme	Vaccinio uliginosi-Pinetum sylvestris DE KLEIST 1929 em.
Assoziationen	MATUSZKIEWICZ 1962 Eriophoro-Pinetum HUECK 1925 em. PASSARGE 1968 Ledo-Pinetum TÜXEN 1955 em. PASSARGE 1961 Ledo-Pinetum sylvestris (HUECK 1929) R. TÜXEN 1955
Gültige Ass.	Vaccinio-Pinetum rotundatae Oberdorfer 1934 (Spirken-Moorwald)
Synonyme Ass.	Pino mugo-Sphagnetum magellanicum KÄSTNER et FLÖBNER 1933 em. NEUHÄUSL 1969 corr. DIERBEN 1977 Pino rotundatae-Sphagnetum KÄSTNER et FLÖBNER 1933 Pino rotundatae-Sphagnetum KÄSTNER et FLÖBNER 1933 em. NEUHÄUSL 1969 Sphagnetum magellanicum pinetosum rotundatae Sphagnetum magellanicum-revurvi pinetosum
Gültige Ass.	Vaccinio-Piceetum TÜXEN 1955 (Fichten-Moorwald)
Synonyme Ass.	Piceo abietis-Sphagnetum magellanicum KRISAI 1988 Piceo-Sphagnetum Piceo-Sphagnetum magellanicum KRISAI 1988 Sphagno girgensohnii-Piceetum KOCH 1954 Sphagno-Piceetum KOCH 1954 Sphagnum-Picea abies-Gesellschaft Vaccinio uliginosi-Piceetum TÜXEN 1955 p.p. Vaccinium uliginosum-Picea-Gesellschaft

Tab. 13: Chronologische Darstellung der wichtigsten Arbeiten zur Erforschung des *Vaccinio uliginosi*-*Betuletum pubescentis* LIBBERT 1933.

Autor	Bearbeitete Gesellschaft und syntaxomische Bezeichnung
HUECK (1925 u. 1929)	als <i>Betula pubescentis</i> - <i>Eriophorum vaginatum</i> - <i>Sphagnum recurvum</i> -Assoziation als <i>Betula pubescentis</i> - <i>Vaccinium myrtillus</i> -Eubryiden-Assoziation
HUECK (1931)	als Eriophoreto-Betuletum als Heidelbeer-Birkenwald
STEFFEN (1931)	z. B. als Sphagneto-Eriophoreto-Ledetum der Kiefern-(Birken)-Zwischenmoore (teilweise)
LIBBERT (1933)	(Erstbeschreibung) als <i>Betula pubescentis</i> - <i>Vaccinium uliginosum</i> -Assoziation in: Pinion
BERTSCH (1935)	ohne Gesellschaftsbezeichnung
MEIJER DREES (1936)	Teile des Betuleto-Salicetum
SCHUHMACHER (1937)	als <i>Vaccinio uliginosi</i> - <i>Betuletum pubescentis</i>
SCHWICKERATH (1938 u. 1944)	als <i>Vaccinio uliginosi</i> - <i>Betuletum pubescentis</i> als <i>Betuletum pubescentis</i>
TÜXEN (1955)	als <i>Betuletum pubescentis</i> in: <i>Vaccinietea uliginosi</i>
SCAMONI & PASSARGE (1959)	als <i>Periclymeno</i> - <i>Betuletum pubescentis</i> (Tüxen 1937) ass. nov. (subatlantische Pfeifengras-Birkenbruch) in: <i>Betulion pubescentis</i> , <i>Sphagno-Betuletalia</i> , <i>Betulo-Pinetea</i> PRSG. et KNAPP 42
PASSARGE & HOFMANN (1968)	als <i>Carici</i> - <i>Betuletum pubescentis</i> (STEFFEN 1931) als <i>Eriophoro</i> - <i>Betuletum pubescentis</i> Hueck em. Passarge 1968 als <i>Sphagno</i> - <i>Betuletum pubescentis</i> (LIBBERT 1933) als <i>Pleurozio</i> - <i>Betuletum pubescentis</i> HUECK 1925 em PASSARGE 1968 in: <i>Molinio</i> - <i>Betuletea pubescenti</i> (heute: <i>Vaccinietea uliginosi</i>)
LOHMEYER & BOHN (1972)	als <i>Betuletum carpaticae</i> als <i>Blechnum</i> - <i>Betula pubescentis</i> -Gesellschaft
RUNGE (1986)	als <i>Betuletum pubescentis</i> als <i>Betuletum carpaticae</i>
WILLMANN (1989)	als <i>Vaccinio uliginosi</i> - <i>Betuletum pubescentis</i> in: <i>Vaccinio-Piceeion</i> ; <i>Vaccinio-Piceetalia</i> ; <i>Vaccinio-Piceetea</i>
DÖRING-MEDERAKE (1991)	als <i>Vaccinium uliginosum</i> - <i>Betula pubescens</i> -Gesellschaft

Autor	Bearbeitete Gesellschaft und syntaxomische Bezeichnung
OBERDORFER (1992)	als <i>Blechnum-Betula</i> -Gesellschaft
POTT (1995)	als <i>Betuletum pubescentis</i> als <i>Betuletum carpaticae</i> LOHMEYER et BOHN 1972 in <i>Vaccinio-Piceetea</i>
ELLENBERG (1996)	als <i>Betuletum pubescentis</i> in: <i>Vaccinio-Piceetea</i>
MAST (1999)	als <i>Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis</i> LIBBERT 1933 nom. inv. em.
FUCHS (2005)	als <i>Betuletum pubescentis</i>
WAGNER & WAGNER (2007)	keine eigene Darstellung der Synsystematik

4.1.2.1.2 Erläuterung zum verwendeten Gliederungskonzept

Charakteristisch für alle Moorwälder, unabhängig von den dominierenden Gehölzen in der Baumschicht, sind die nährstoff- und basenarmen, nassen Standortbedingungen. Abgrenzendes Merkmal gegenüber den Erlenbruchwäldern, die auf einem ebenfalls nassen und organischen Untergrund siedeln, ist der geringere Nährstoff- und Basenbedarf der Moorwald-Kennarten (DIERBEN & DIERBEN 2001, ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Aufgrund der ähnlich nassen Standortbedingungen des Erlenbruchwaldes ist es nicht verwunderlich, dass insbesondere im Flachland fließende natürliche und anthropogen bedingte Übergänge zwischen Moorbirken-Moorwald und Torfmoos-Erlenbruchwald (s. Kap. 4.1.1.2.1) zu verzeichnen sind. Die Eigenständigkeit der Moorwälder aufgrund der an oligotrophe Standorte angepassten Kennarten rechtfertigt die Zusammenfassung aller Moorwaldtypen in einer eigenen Klasse (WAGNER & WAGNER 2000).

Moorwälder stellen innerhalb der Sukzession ein Dauerstadium dar, welches sich durch aufkommende Gehölze aus Gesellschaften der Feuchtheide und der Hoch- und Übergangsmoore (*Oxycocco-Sphagnetes*) entwickeln. Insbesondere durch zunehmende Beschattung und Wasserentzug der Gehölze im Laufe der Sukzession verschlechtern sich die Lebensbedingungen für die an extrem nass-nährstoffarme Standorte angepasste Arten der *Oxycocco-Sphagnetes*, so dass diese nach und nach ausfallen. Schließlich haben sich die Standortbedingungen so stark verändert, dass Arten der Kontaktgesellschaften einwandern und das Ende der Moorwaldvegetation einleiten. Es handelt sich also bei der hohen Dynamik der Moorwaldvegetation um einen natürlichen Prozess, der vor allem auf die Empfindlichkeit seiner Kennarten auf kleinste Veränderungen im Wasser- und Nährstoffhaushalt zurückzuführen ist. Auch wenn die sehr jungen Stadien sich innerhalb dieses Prozesses nur durch die schütterere Baumschicht von der offenen Moorvegetation unterscheiden, sind die entsprechenden Standorte als waldfähig anzusehen. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wird deshalb entgegen DIERBEN & DIERBEN (1982) und OBERDORFER (1992) die formationsbezogene Zuordnung auch sehr junger Sukzessionsstadien zu den Moorwäldern für sinnvoll erachtet.

Die überregionale Betrachtung der Moorbirken-Moorwaldaufnahmen anderer Autoren der 1990er Jahre im Vergleich mittels Stetigkeitsklassentabelle und unter besonderer Berücksichtigung der den Nährstoff- und Wasserhaushalt des Stand-

ortes charakterisierenden Differentialarten (D1-D6, Tab. 37, Spalte 3-20) zeigt den hohen Anteil nass-nährstoffarmer und frisch-feucht-nährstoffarmer Differentialarten, die als Moorwald-Kennarten zu werten sind. Arten der nass-nährstoffreichen (D3) und frisch-feucht-nährstoffreichen (D4) Differentialartenblöcke spielen aufgrund ihres für gewöhnlich nur vereinzelt und als Störung zu wertenden Auftretens keine Rolle in der synsystematischen Gliederung der Moorbirken-Moorwälder.

Anhand von *Oxycocco-Sphagnetes*-Arten lassen sich dagegen offenere jüngere (Tab. 39, Spalte 3-9) und schattigere ältere Sukzessionsstadien (Tab. 39, Spalte 10-20), in denen diese Arten fehlen, mehr oder weniger deutlich abgrenzen.

Unter den Gefäßpflanzen erfolgt eine deutliche Trennung durch *Eriophorum vaginatum*, *E. angustifolium* und *Vaccinium oxycoccos* im Bereich der Moose durch *Sphagnum magellanicum*, *S. capillifolium* und *Polytrichum strictum*. Keine klare Abgrenzung lässt sich dagegen durch die deutlich seltener auftretenden *Oxycocco-Sphagnetes*-Arten wie beispielsweise *Dactylorhiza maculata*, *Erica tetralix*, *Empetrum nigrum* und das Moos *Cephalozia connexa* erkennen. Auch bleibt diese Artengruppe nicht auf die durch *Eriophorum angustifolium*, *E. vaginatum* und *Vaccinium oxycoccos* gekennzeichneten offeneren Bereiche beschränkt, sondern greifen vereinzelt auch, wie beispielsweise *Sphagnum capillifolium*, *Erica tetralix*, *Eriophorum angustifolium*, auf die trockeneren und schattigeren, älteren Sukzessionsstadien über. Nicht zweckmäßig erscheint von daher eine Trennung der jüngeren und älteren Sukzessionsstadien des Moorbirken-Moorwaldes auf Assoziationsebene wie es HUECK (1925, 1929) vorschlägt. Darüber hinaus tritt *Vaccinium myrtillus* – die namensgebende Art des trockeneren Moorbirken-Moorwaldes von HUECK (1925, 1929) – in den betrachteten Vegetationsaufnahmen mit hohen Stetigkeitsklassenwerten von II-V in allen Vegetationsaufnahmen der offeneren Sukzessionsstadien auf.

In einigen Regionen Deutschlands wird der Moorbirken-Moorwald von der als stabilisierte Hybride gedeuteten *Betula carpatica* dominiert und von LOHMEYER & BOHN (1972) erstmalig, später von RUNGE (1986), POTT (1995) und VERBÜCHELN et al. (1995) als Moorwald (*Betuletum carpaticae*) der montanen Stufe beschrieben. Vegetationsaufnahmen von SCHÖNERT (1994, Tab. 39, Spalte 3, 5, 10-12) zeigen zudem ansonsten gegenüber dem *Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis* kein verändertes Artenspektrum. Bei dieser Gesellschaft handelt es sich demzufolge um eine durch die Karpaten-Birke geprägte besondere Höhenausprägung, die je nach Auffassung als eigenständige Assoziation oder als Variante des Moorbirken-Moorwaldes interpretiert werden kann. RENNWALD (2000) betrachten ihn als Synonym zum Moorbirken-Moorwald.

Im Hochgebirge werden die Moorwälder von *Pinus rotundata* dominiert. Die auf das Hochgebirge beschränkte Verbreitung und die besondere Wuchsform von *Pinus rotundata*, die möglicherweise auch noch weitere physiognomische und intraspezifische Veränderungen der Gesellschaft zur Folge haben, rechtfertigen die Abgrenzung der hochmontanen Moorwälder in einer eigenen Assoziation, wie es RENNWALD (2000) vorsieht. Eine weitere hochmontane Moorwald-Gesellschaft mit *Picea abies* als dominierender Baumart wird von TÜXEN (1955) als *Vaccinio*

uliginosi-Piceetum beschrieben. Diese wird jedoch unter anderem von OBERDORFER (1992) angezweifelt.

Auch entlang eines West-Ost-Gradienten werden die Moorwälder von einigen Autoren in unterschiedliche Assoziationen gegliedert. SCAMONI & PASSARGE (1959) beispielsweise betrachten den von ihnen als *Periclymeno-Betuletum pubescentis* beschriebenen Birkenbruch als eine subatlantisch verbreitete und den von ihnen als *Ledo-Pinetum* beschriebenen Birken-Kiefernbruch, der von der Wald-Kiefer dominiert wird, als eine östlich verbreitete Moorwald-Assoziation. ELLENBERG (1996) grenzt darüber hinaus noch einen atlantisch verbreiteten, von ihm als *Betuletum pubescentis* bezeichneten, reinen Birkenbruch ab. PASSARGE & HOFMANN (1968) hingegen unterscheiden auf Klassenebene Birken- und Nadelmoorwälder bevor sie, unterhalb der Assoziationsebene, eine syngographische Gliederung vornehmen.

Für eine solche arealgeographische Gliederung werden in der hier angeführten Literatur die in Tab. 14 aufgelisteten Arten als Kennarten herangezogen. Unter den namensgebenden Baumarten erlangt *Pinus sylvestris* tatsächlich im Osten, aufgrund des kontinentaleren Klimas mit trockeneren Sommern zunehmend an Konkurrenzkraft. Innerhalb des natürlichen Verbreitungsareals von *Pinus sylvestris* stellen von der Moorbirke dominierte Moorwälder insofern nur eine Folgegesellschaft im Übergang zu Waldkiefern-Moorwäldern dar (OBERDORFER 1992). Nur im subatlantischen Bereich, außerhalb des natürlichen Areals der Waldkiefer, ist nach OBERDORFER (1992) der Moorbirken-Moorwald auch als Dauergesellschaft vertreten. Als jüngeres Moorwald-Sukzessionsstadium können von der Moorbirke dominierte Moorwälder jedoch im Westen und Osten gleichermaßen vertreten sein.

Bei genauerer Betrachtung der tatsächlichen Verbreitungsareale können fast alle als Kennarten aufgeführten Arten (Tab. 14), nicht zur arealgeographischen Gliederung verwendet werden. So liegt beispielsweise der Verbreitungsschwerpunkt von *Myrica gale* zwar im nord-westdeutschen Flachland, ist jedoch nur in den jungen Sukzessionsstadien des Birken-Moorwaldes zu finden. Auch *Erica tetralix* mit einem deutlichen Schwerpunkt im nord-westlichen Tiefland fällt als subatlantische Kennart aufgrund ihres weiteren Verbreitungsschwerpunktes im Osten Deutschlands im Bereich der Lausitz aus. Viele der als arealgeographische Kennarten aufgeführten Arten, wie beispielsweise *Vaccinium uliginosum*, *Andromeda polifolia*, *Sphagnum capillifolium*, *Vaccinium oxycoccos* und *Vaccinium vitis-idaea* lassen ein disjunktes Areal mit Vorkommen im Flachland sowie im Gebirge erkennen (BFN 2012). Gemeinsamkeiten bei den edaphischen Faktoren scheinen somit für die meisten der als arealgeographische Kennarten aufgeführten Arten die Ursache für bestimmte Verbreitungsschwerpunkte zu sein. Einzig und allein *Ledum palustre* zeigt im norddeutschen Tiefland eine eindeutig kontinentale Verbreitung und kann zur arealgeographischen Gliederung herangezogen werden.

Es ist anzunehmen, dass der unterschiedliche Wuchs und die unterschiedlichen Eigenschaften der Streu von Moor-Birke und Wald-Kiefer deutlichen Einfluss auf die Lichtverhältnisse bzw. den Torfkörper haben und damit auch auf die Artenzusammensetzung der Kraut- und Moosschicht nehmen. Da die Wald-Kiefer seit Jahrhunderten außerhalb ihres natürlichen Areals forstwirtschaftlich gefördert wurde, scheint hier eine nach arealgeographischen Gesichtspunkten durchgeführte

Trennung jedoch kaum zielführend zu sein. Da innerhalb der vorliegenden Arbeit, diese synsystematischen Fragen nicht befriedigend beantwortet werden können, wird dem Konzept von RENNWALD (2000) gefolgt. Akzeptiert werden hier, wie in Tab. 12, dargestellt vier Assoziationen, von denen ausschließlich *Vaccinio uliginosi*-*Betuletum pubescentis* im Untersuchungsraum auftritt.

Tab. 14: Kennarten unterschiedlicher Assoziationen innerhalb des *Betulion pubescentis* der arealgeographischen Gliederung der angeführten Literatur.

atlantisch	subatlantisch	subkontinental	kontinental-boreal
<i>Betula pubescens</i> , <i>Myrica gale</i> (ELLENBERG 1996)	<i>Andromeda polifolia</i> , <i>Pinus sylvestris</i> , <i>Vaccinium uliginosum</i> (ELLENBERG 1996) <i>Blechnum spicant</i> (OBERDORFER 1992) <i>Erica tetralix</i> (ELLENBERG 1996, SCAMONI & PASSARGE 1959) <i>Galium hircynicum</i> (OBERDORFER 1992) <i>Holcus mollis</i> (PASSARGE & HOFMANN 1968, OBERDORFER 1992) <i>Juncus acutiflorus</i> , <i>Lophocolea bidentata</i> , <i>Myrica gale</i> (PASSARGE & HOFMANN 1968) <i>Leucobryum glaucum</i> (SCAMONI & PASSARGE 1959) <i>Lonicera</i> <i>periclymenum</i> , <i>Osmunda regalis</i> , <i>Mnium hornum</i> (SCAMONI & PASSARGE 1959, PASSARGE & HOFMANN 1968)	<i>Ledum palustre</i> , <i>Rubus chamaemorus</i> , <i>Sphagnum</i> <i>capillifolium</i> (ELLENBERG 1996)	<i>Andromeda</i> <i>polifolia</i> , <i>Calla</i> <i>palustris</i> , <i>Dryopteris</i> <i>dilatata</i> , <i>Pinus</i> <i>sylvestris</i> , <i>Trientalis</i> <i>europaea</i> , <i>Vaccinium</i> <i>oxycoccus</i> (PASSARGE & HOFMANN 1968) <i>Dicranum</i> <i>undulatum</i> , <i>Ledum</i> <i>palustre</i> , <i>Lycopodium</i> <i>annotinum</i> , <i>Vaccinium vitis-</i> <i>idaea</i> (SCAMONI & PASSARGE 1959, PASSARGE & HOFMANN 1968) <i>Hylocomnium</i> <i>splendens</i> , <i>Vaccinium</i> <i>uliginosum</i> (SCAMONI & PASSARGE 1959)

4.1.2.2 Ergebnisse und Diskussion des *Vaccinio uliginosi*-*Betuletum pubescentis* LIBBERT 1933 – Moorbirken-Moorwald

Moorwälder werden im Untersuchungsraum in der Baumschicht von der Moorbirke dominiert und besiedeln nährstoffarme Quellhorizonte oder abflusslose Senken im Bereich von Bachtälern sowie den Verlandungs- und Entwässerungsbereich offener Moorflächen (Lagg). Grundsätzlich handelt es sich um vergleichbare Lebensräume, die im Untersuchungsraum auch von Erlenbruchwäldern eingenommen werden. Der Laggbereich offener Moore wird jedoch aufgrund der nährstoffarmen Wuchsbedingungen deutlich häufiger vom Moorbirken-Moor- als vom Erlenbruchwald eingenommen.

Auch der Moorbirken-Moorwald des Untersuchungsraumes präsentiert sich, ähnlich wie die Erlenbruchwälder (s. Kap. 4.1.1.2), strukturell und floristisch heterogen. Das Vegetationsaufnahmespektrum reicht von lichten, an Arten der offenen Moore reichen (Tab. 36, Spalte 1-13) über leicht eutrophierte (Tab. 36, Spalte 32-58) bis hin zu trockeneren Beständen (Tab. 34, Spalte 59-69). Wie die Gliederung nach Differentialarten des Nährstoff- und Wasserhaushaltes zeigt, treten Nährstoffzeiger der Differentialartengruppen (D3 und D4) im Gegensatz zum Erlenbruch, insbesondere zum Walzen-Seggen-Erlenbruch, nur in geringem Umfang in Erscheinung. Anders als beim Erlenbruchwald, innerhalb dessen die Nährstoffzeiger der Differentialartenblöcke D3 und D4 die zwei standörtlich deutlich verschiedenen Assoziationen des nährstoffreichen Walzenseggen- und des nährstoffärmeren Torfmoos-Erlenbruchwaldes voneinander abgrenzen, treten diese Arten in den oligotrophen Moorwaldgesellschaften als Störzeiger auf. Charakteristisch für die Moorwälder des Untersuchungsraumes ist hingegen der Artenreichtum an frisch-feucht-nährstoffarmen (D1) und an nass-nährstoffarmen Standorte (D2) angepasster Arten.

Auch innerhalb des an oligotrophe Nassstandorte gebundenen Moorbirken-Moorwaldes lassen sich zunächst zwei standörtlich deutlich voneinander getrennte Vegetationstypen unterscheiden. Das sind zum einen Bestände, die mehr oder weniger reich an Arten der *Oxycocco-Sphagnetea* sind (Tab. 36, Spalte 1-31) und zum anderen Bestände, denen solche Arten fehlen. Da es sich hierbei aber lediglich um zwei unterschiedliche Sukzessionsstadien handelt, werden sie trotz der genannten Unterschiede innerhalb der vorliegenden Arbeit synsystematisch nur als Varianten unterschieden.

Unter den Gefäßpflanzen sind es *Eriophorum angustifolium*, *E. vaginatum*, *Erica tetralix* und *Vaccinium oxycoccos*, weniger häufig *Narthecium ossifragum*, *Drosera rotundifolia*, *D. intermedia* und *Dactylorhiza maculata* aus dem nass-nährstoffarmen Differentialartenblock D2, die als *Oxycocco-Sphagnetea*-Arten in den aktuellen Vegetationsaufnahmen des Moorbirken-Moorwaldes die jungen Sukzessionsstadien kennzeichnen. Zu den *Oxycocco-Sphagnetea*-Arten unter den Moosen zählen *Sphagnum papillosum*, *Aulacomnium palustre*, *Odontoschisma sphagni* und *Sphagnum capillifolium* bzw. *S. subnitens* und selten *Sphagnum magellanicum*, *Cephalozia connivens* sowie *Polytrichum strictum* aus dem frisch-feucht-nährstoffarmen Differentialartenblock D1 und *Cladopodiella fluitans*, *Sphagnum cuspidatum* und *S. majus* aus dem nass-nährstoffarmen Differentialartenblock D2.

Diese jungen Sukzessionsstadien sind aufgrund des Vorkommens von Oxycocco-Sphagnetea-Arten gut positiv gegenüber dem Torfmoos-Erlenbruchwald abgegrenzt, der im Untersuchungsgebiet dem Moorbirken-Moorwald am nächsten steht. Schwieriger gestaltet sich die Abgrenzung der älteren Sukzessionsstadien die gegenüber dem Torfmoos-Erlenbruchwald lediglich durch die Dominanz der Moorbirke in der Baumschicht, *Frangula alnus* in der Strauchschicht, höhere Abundanzen von *Molina caerulea* in der Krautschicht und negativ durch das weitestgehende Fehlen der Alnetea-Arten gekennzeichnet sind.

Die Moorzäuner des Untersuchungsgebietes sind synsystematisch dem *Vaccinio uliginosi*-*Betuletum pubescentis* LIBBERT 1933 zuzuordnen und lassen sich aktuell in die folgenden sieben Varianten gliedern, was im Groben etwa einer Sukzessionsreihe entspricht (Tab. 36).

4.1.2.2.1 Untergliederung des *Vaccinio uliginosi*-*Betuletum pubescentis* LIBBERT 1933

Der Moorbirken-Moorwald des Untersuchungsraumes kann in sieben Varianten untergliedert werden (s. Tab. 15).

Oxycocco-Sphagnetea-Arten reiche Variante – VB 1 (Tab. 36, Spalte 1-13)

Das jüngste Sukzessionsstadium stellt die in Spalte 1-13 dargestellte Oxycocco-Sphagnetea-Arten reiche Variante dar. Diese Bestände mit einer zumeist lichten Baumschicht von 20 % bis maximal 40 % Deckung bieten vielen Arten der offenen Moore Lebensraum. Dazu gehören *Eriophorum angustifolium*, *E. vaginatum*, *Drosera rotundifolia*, *D. intermedia* und die Moose *Cladopodiella fluitans* und *Sphagnum majus* nass-nährstoffarmer Standorte (D2) sowie *Vaccinium uliginosum* und die Moose *Sphagnum magellanicum*, *Cephalozia connivens* sowie *Polytrichum strictum* aus dem frisch-feucht-nährstoffarmen Differentialartenblock (D1). Innerhalb dieser Variante können darüber hinaus Bestände mit ausschließlich an extrem nass-nährstoffarme Standorte gebundene Arten des Differentialartenblocks D2 (Spalte 1-6) mit der Stickstoffzahl 1 oder 2 (D2a) von Beständen unterschieden werden, die mit *Carex rostrata* oder *Sphagnum denticulatum* auch D2-Arten mit der höheren Stickstoffzahl 3 (D2b) enthalten (Tab. 36, Spalte 8-13). Sie leiten zur Oxycocco-Sphagnetea-Arten armen Variante (VB2) über (Tab. 36, Spalte 14-31).

Oxycocco-Sphagnetea-Arten arme Variante – VB2 (Tab. 36, Spalte 14-31)

In der zweiten Variante des jungen Sukzessionsstadiums des *Vaccinio uliginosi*-*Betuletum pubescentis* (Tab. 36, Spalte 14-31) sind die Oxycocco-Sphagnetea-Arten unter den Gefäßpflanzen weitgehend ausgefallen und fast

nur noch Oxycocco-Sphagnetea-Moosarten, allen voran *Sphagnum papillosum* und *Aulacomnium palustre*, vertreten.

Weiter untergliedert werden kann diese Variante nach Beständen mit und ohne nass-nährstoffarme Differentialarten (D2) mit einer etwas höheren Stickstoffzahl von 3 (D2b) unter den Gefäßpflanzen wie *Carex rostrata*, *Juncus acutiflorus*, *Viola palustris*, *Scutellaria minor*, *Equisetum palustre* und *Cirsium palustre* (Tab. 36, Spalte 14-21). *Myrica gale* und *Sphagnum denticulatum*, ebenfalls nass-nährstoffarme Standorte anzeigende Arten des Differentialartenblocks D2 mit einer etwas höheren Stickstoffzahl von 3, zählen darüber hinaus regelmäßig zum Artenspektrum dieser Variante.

In einigen Aufnahmen gesellen sich zudem nass- bzw. feucht-nasse Standorte anzeigende Arten ohne besondere Nährstoff-Präferenz der Differentialartenblöcke D5 und D6 hinzu. Mit *Phragmites australis* in vier Vegetationsaufnahmen aus der Ohligser bzw. der Hildener Heide mit einer Abundanz von 1-4, tritt vereinzelt auch ein Nährstoffzeiger der Differentialartengruppe (D3) nass-nährstoffreicher Standorte in Erscheinung.

Naturnahe kennartenarme Variante – VB3 (Tab. 36, Spalte 32-39)

Die naturnahe kennartenarme Variante (Tab. 36, Spalte 32-39) unterscheidet sich von der Oxycocco-Sphagnetea-Arten armen Variante (Tab. 36, Spalte 14-31) durch das gänzliche Fehlen von Arten der offenen Moore. Auch hier tritt der Nährstoffzeiger *Phragmites australis* des Differentialartenblocks (D3) in wenigen Aufnahmen in Erscheinung. Sie stammen wie bei der Variante VB2 ebenfalls aus der Ohligser oder aus der Hildener Heide. Neben *Myrica gale*, die in der Hälfte der Aufnahmen an der Strauchschicht beteiligt ist, gehört zumeist *Carex rostrata* zum Artenspektrum und dominiert vereinzelt mit einer Deckung von 3 und 4 die Krautschicht.

Eutrophierte nasse kennartenarme Variante – VB4 (Tab. 36, Spalte 40-45)

Lycopus europaeus, *Glyceria fluitans* und *Solanum dulcamara* aus dem nass-nährstoffreichen Differentialartenblock (D3) deuten zusammen mit dem vereinzelt Auftreten des Nährstoffzeigers *Dryopteris dilatata* aus dem Differentialartenblock (D4) auf die Eutrophierung der Bestände dieser Variante (Tab. 36, Spalte 38-42) hin. Es handelt sich um extrem bodennasse Bestände in denen jedoch nicht nur im Bereich des nass-nährstoffarmen Differentialartenblocks D2 vermehrt Arten mit der etwas höheren Stickstoffzahl 3 (D2b), wie *Carex rostrata*, *Juncus acutiflorus*, *Scutellaria minor*, *Viola palustris*, *Equisetum palustre* und *Cirsium palustre*, sondern auch diverse Differentialarten nass- und feucht-nasser Standorte ohne besondere Nährstoff-Präferenz (D5, D6) auftreten. Die sonst für die Nasswälder typische Art *Calamagrostis canescens* wird in dieser Variante in

über der Hälfte der Aufnahmen durch die nah verwandte Sippe *Calamagrostis epigejos* ersetzt.

Tab. 15: Übersicht der Varianten des *Vaccinio uliginosi*-*Betuletum pubescentis* und der prägenden Differentialartenblöcke (Tab. 36 und 37).

* nicht in den älteren Veg.-Aufn. (Tab. 37)

Varianten	Oxycocco-Sphagnetee- Arten reiche Variante VB1	Oxycocco-Sphagnetee- Arten arme Variante* VB2	Naturnahe kennartenarme Variante VB3	Eutrophierte nasse kennartenarme Variante* VB4	Eutrophierte ennartenarme Variante VB5	Trockene kennartenarme Variante VB6	Degenerierte Variante VB7
Differentialartenblöcke							
nährstoffarm							
D1 frisch-feucht	x	x	x	x	x	x	x
D2 nass	x	x	x	x	x	x	(x)
nährstoffreich							
D3 nass	-	(x)	(x)	x	-	-	-
D4 frisch-feucht	-	-	-	(x)	x	-	-
ohne Nährstoffpräferenz							
D5 nass	-	-	-	x	(x)	-	-
D6 feucht-nass	-	(x)	-	x	(x)	-	-



Abb. 20: Moorbirken-Moorwald im Bereich der Hildener Heide mit einem Mosaik aus *Molinia*-Bulten, *Sphagnum*- und *Polytrichum commune*-Polstern (Foto: R. FUCHS 2007).



Abb. 21: Moorbirken-Moorwald im Duisburg-Mülheimer Wald mit dichten *Sphagnum fallax*-Polstern (Foto R. FUCHS 2003).



Abb. 22: Winterlich überstauter Moorbirken-Moorwald des Bissingheimer Wäldchens im Duisburg-Mülheimer Wald (Foto: R. FUCHS 2006).



Abb. 23: Entwässerter Moorbirken-Moorwald mit vorherrschender *Molinia caerulea* und *Dryopteris dilatata* im Duisburg-Mülheimer Wald (Foto: R. FUCHS 2005).

Eutrophierte kennartenarme Variante – VB5
(Tab. 36, Spalte 46-58)

Wesentliches Kennzeichen der eutrophierten kennartenarmen Variante des *Vaccinio uliginosi*-*Betuletum pubescentis* ist neben dem Auftreten von Stickstoffzeigern der Differentialartengruppe D4, eine Gruppe von Arten frisch-feucht-nährstoffarmer Standorte (D1, *Dryopteris carthusiana*, *Deschampsia flexuosa* und *Pteridium aquilinum*), die hier höchstet und mit höheren Abundanzen wachsen. Leicht erhöht ist auch die Stetigkeit von *Deschampsia cespitosa* und *Teucrium scorodonia*.

Die Stickstoffzeiger des Differentialartenblocks D4 sind vor allem durch *Dryopteris dilatata* vertreten und kennzeichnen das etwas höhere Nährstoffangebot dieser Variante. Spärlich und mit geringer Deckung zählen darüber hinaus *Lysimachia nemorum*, *Urtica dioica*, *Circaea lutetiana*, *Galium aparine*, *Moehringia trinervia*, *Senecio sylvaticus* und das Moos *Plagiomnium affine* zum Artenspektrum.

Innerhalb des nass-nährstoffarmen Differentialartenblocks (D2) fehlen unter den Gefäßpflanzen Arten mit dem Stickstoffzeigerwert 3 (D2b). Dies gilt jedoch nicht für das Moos *Sphagnum denticulatum*, das mit Abundanzen bis zu 3 deutlichen Einfluss auf die Moosflora dieser Bestände nimmt.

Wie in der Variante VB4 können auch in den Vegetationsaufnahmen dieser Variante zumeist Differentialarten nass- und feucht-nasser Standorte (D5 u. D6) beobachtet werden. Die höchste Stetigkeit unter diesen Differentialarten erreicht hier mit Abundanzen von bis zu 5 *Calamagrostis canescens*.

Unter den Begleitern erlangen *Juncus effusus*, *Lonicera periclymenum*, *Athyrium filix-femina* und *Rubus spec.* höhere Stetigkeiten und Deckungen.

Bis auf zwei Ausnahmen stammen alle Vegetationsaufnahmen dieser Variante aus dem Duisburg-Mülheimer Wald.

Trockenere kennartenarme Variante – VB6
(Tab. 36, Spalte 59-65)

Das Zurücktreten von Nässezeigern des nass-nährstoffarmen Differentialartenblocks D2 ist charakteristisch für diese Variante des Moorbirken-Moorwaldes (Tab. 36, Spalte 59-65). Mit hoher Stetigkeit, wenn auch mit einer geringen Deckung von + sind *Agrostis canina* neben *Carex rostrata* die einzigen Gefäßpflanzen dieses Differentialartenblocks. Etwas zahlreicher sind mit *Polytrichum commune*, *Sphagnum cuspidatum*, *S. denticulatum* und *S. angustifolium* die Moosarten nass-nährstoffarmer Standorte (D2) vertreten. Mit einer hohen Deckung von 3 ist die Beobachtung der im Untersuchungsraum extrem seltenen Torfmoos-Art *Sphagnum angustifolium* in einer der Aufnahmen hervorzuheben. Bemerkenswert ist die im Untersuchungsraum ebenfalls seltene neophytische Segge *Carex brizoides*, die in der Fläche zweier Vegetationsaufnahmen dieser Moorbirken-Moorwald-Variante dominiert.

Degenerierte Variante – VB7
(Tab. 36, Spalte 66-69)

An wenigen Stellen im Untersuchungsraum wurden von der Moorbirke dominierte Waldbestände gefunden, in denen entsprechend den deutlich trockeneren Wachstumsbedingungen die Nässezeiger des nass-nährstoffarmen Differentialartenblocks (D2) und die Torfmoose des Differentialartenblocks (D1) stark zurücktreten oder gänzlich fehlen. Aufgrund der Dominanz von *Betula pubescens* oder *Betula × aurata* in der Baumschicht werden diese Bestände als degeneriertes Stadium dennoch zum Moorbirken-Moorwald gestellt. Die Strauchschicht der Bestände der Aufnahmen in Spalte 68 und 69 ist mit einer Deckung von 3 und 4 von der nordamerikanischen Art *Prunus serotina* dominiert. In diesen Beständen ersetzt *Polytrichum formosum* mit einer Deckung von 2b und 3 die an nass-nährstoffarme Standorte angepasste Sippe *Polytrichum commune*.

4.1.2.2.2 Entwicklung des *Vaccinio uliginosi*-*Betuletum pubescentis*
LIBBERT 1933

Der Vergleich der aktuellen Vegetationsaufnahmen des *Vaccinio uliginosi*-*Betuletum pubescentis* (Tab. 36) mit den älteren Vegetationsaufnahmen (1953-1985) aus dem Untersuchungsraum (Tab. 37) zeigt zunächst eine identische Untergliederung in junge Sukzessionsstadien mit *Oxycocco-Sphagnetea*-Arten einerseits (Tab. 37, Spalte 1-5) und ältere, in der Entwicklung weiter fortgeschrittene Bestände, denen die Arten offener Moore fehlen (Tab. 37, Spalte 6-35) andererseits. Ebenfalls setzen sich leicht eutrophierte Bestände mit Nährstoffzeigern des frisch-feucht-nährstoffreichen Differentialartenblocks D4 (Tab. 37, Spalte 14-23, VB5) von Beständen ohne Eutrophierungszeiger (Tab. 37, Spalte 6-13, Spalte 24-35, VB3, VB6, VB7) innerhalb der älteren Sukzessionsstadien des Moorbirken-Moorwaldes ab.

Mit dem gänzlichen Fehlen von Nährstoffzeigern nass-nährstoffreicher Standorte (D3) innerhalb der älteren Vegetationsaufnahmen wie *Phragmites australis*, *Lycopus europaeus*, *Glyceria fluitans*, *Alisma plantago-aquatica* und *Solanum dulcamara* sowie dem fast vollständigen Fehlen von Differentialarten nass- und feucht-nasser Standorte ohne besondere Nährstoff-Präferenz (D5 und D6), zeigen sich dagegen zwei deutliche den Wasser- und Nährstoffhaushalt betreffende Unterschiede.

Ein weiterer wesentlicher Unterschied in der Artenzusammensetzung der heutigen und älteren Moorwaldaufnahmen des Untersuchungsgebietes betrifft die jungen Sukzessionsstadien. Innerhalb des älteren Vegetationsaufnahmемaterials fehlen Aufnahmen mit ausschließlich *Oxycocco-Sphagnetea*-Arten frisch-feucht-nährstoffarmer Standorte des Differentialartenblocks D1 (Tab. 36, Spalte 14-31, VB2). An die jungen *Oxycocco-Sphagnetea*-Arten reichen Bestände (VB1) schließen sich hier direkt Bestände der naturnahen kennartenarmen Variante (VB3) an. *Oxycocco-Sphagnetea*-Arten fehlen zwar in diesen Aufnahmen, das Differentialartenspektrum setzt sich aber ansonsten ausschließlich aus Arten der für den Moorbirken-Moorwald charakteristischen Arten der frisch-feucht- und nass-nährstoffarmen Differentialartenblöcke zusammen (D1 und D2). Allgemein

treten weniger *Oxycocco-Sphagnetea*-Arten innerhalb des älteren Vegetationsaufnahmемaterials auf. So fehlen im Bereich der Moose *Sphagnum magellanicum*, *S. subnitens* und *S. capillifolium* aus der frisch-feucht-nährstoffarmen Differentialartengruppe und *Narthecium ossifragum*, *Drosera rotundifolia*, *Drosera intermedia* und *Dactylorhiza maculata* aus der nass-nährstoffarmen Differentialartengruppe D2.

In den aktuellen Vegetationsaufnahmen lässt sich das nächstfolgende kennartenarme *Vaccinio uliginosi*-Betuletum pubescentis in eine eutrophierte nasse kennartenarme Variante mit Nährstoffzeigern sowohl aus dem nass-nährstoffreichen als auch frisch-feucht-nährstoffreichen Differentialartenblock (D3 u. D4) (VB4) und eine eutrophierte kennartenarme Variante (VB5), denen nass-nährstoffreiche Differentialarten fast komplett fehlen, unterteilen. Innerhalb der älteren Vegetationsaufnahmen fehlt die Variante VB4 mit nass-nährstoffreichen Differentialarten (D3). Anders als innerhalb der aktuellen Vegetationsaufnahmen der eutrophierten kennartenarmen Variante (VB5) erreicht der Stickstoffzeiger *Dryopteris dilatata* hier nur eine maximale Deckung von 1 im Gegensatz zur Deckung von 2a, die in heutigen Vegetationsaufnahmen dieser Variante regelmäßig erreicht wird. Darüber hinaus ist das frisch-feucht-nährstoffreiche Differentialartenspektrum mit *Urtica dioica*, *Circaea lutetiana*, *Galium aparine*, *Moehringia trinervia* und *Senecio sylvaticus* um weitere fünf Arten reicher. Unter den nährstoffanzeigenden Moosen tritt hingegen *Lophocolea bidentata* in den älteren Vegetationsaufnahmen etwas regelmäßiger in Erscheinung.

Parallel zum Auftreten der Stickstoffzeiger in der Variante VB5 erhöht sich, in den älteren und aktuellen Vegetationsaufnahmen gleichermaßen, die Stetigkeit und Dominanz von *Dryopteris carthusiana*. Mit einer maximalen Deckung von 1 in den älteren und von 2a in den heutigen Vegetationsaufnahmen zeichnet sich dieser Trend in den aktuellen Vegetationsaufnahmen sogar noch deutlicher ab. Ebenfalls nur in den aktuellen Vegetationsaufnahmen dieser Variante ist die Stetigkeit und Dominanz von *Deschampsia flexuosa* und *Pteridium aquilinum* (Tab. 37, Spalte 14-23, Tab. 36, Spalte 46-58) erhöht.

Die trockenere kennartenarme Variante des *Vaccinio uliginosi*-Betuletum pubescentis (VB6) der älteren Vegetationsaufnahmen, unterscheidet sich durch das Fehlen von Moosarten des nass-nährstoffarmen Differentialartenblock D2 von den heutigen Beständen. Die Gefäßpflanzen dieses Differentialartenblocks werden hingegen damals wie heute fast nur von *Agrostis canina* mit einer schütterten Deckung vertreten.

In der letzten Variante wurden trockene degenerierte Bestände (VB7) zusammengefasst. Die älteren Vegetationsaufnahmen dieser Variante zeigen mit dem regelmäßigen Auftreten von *Sphagnum fallax* mit einer Deckung von 2 und *Molinia caerulea* mit einer Deckung von 3 oder 5 noch eine starke Homogenität. Die Störungen der heutigen stark degenerierten Bestände sind hingegen vielfältiger (s. Kap. 5). Neben dem weitgehenden Ausfallen der Torfmoose zählen auch von neophytischen Arten (z. B. *Prunus serotina* und *Carex brizoides*) dominierte Bestände zum Vegetationsspektrum der aktuellen, degenerierten Variante (Tab. 36, Spalte 66-69, VB7).

Neben den bereits angeführten Unterschieden in der früheren und heutigen Artzusammensetzung der Moorbirken-Moorwälder im Untersuchungsgebiet zeigen sich innerhalb der zwei charakteristischen Differentialartenblöcke (D1 u. D2) noch zwei weitere Veränderungen. Die Moose *Pohlia nutans*, *Dicranella heteromalla*, *Cephalozia bicuspidata*, *Leucobryum glaucum*, *Tetraphis pellucida* des frisch-feucht-nährstoffarmen Differentialartenblocks (D1) wurden im Zeitraum 1958-1985 etwa doppelt so häufig im Bereich des Moorbirken-Moorwaldes nachgewiesen. Im nass-nährstoffarmen Differentialartenblock (D2) hingegen fehlen in den früheren Vegetationsaufnahmen der Jahre 1958-1985 die Gefäßpflanzen *Carex rostrata*, *Scutellaria minor* und *Equisetum palustre*.

4.1.2.2.3 Zeitlicher Vergleich der aktuellen Moorbirken-Moorwaldaufnahmen mit älteren Vegetationsaufnahmen des Untersuchungsraumes (1953-1985) und aus Mitteleuropa (1925-1944)

Ein zeitlicher Vergleich der Moorbirken-Bestände der aktuellen und älteren Vegetationsaufnahmen aus dem Untersuchungsgebiet mit noch weiter zurückliegenden Vegetationsaufnahmen aus Mitteleuropa aus den Jahren 1925-1944 (Tab. 38) zeigt überregionale Veränderungen im Bereich des Moorbirken-Moorwaldes. Augenfällig bezüglich des ältesten Aufnahmемaterials aus Mitteleuropa ist zunächst das umgekehrte Verhältnis von jungen zu fortgeschrittenen Sukzessionsstadien. Nur wenige der älteren und aktuellen Vegetationsaufnahmen lassen sich den jungen Sukzessionsstadien zuordnen, wobei es sich bei den Vegetationsaufnahmen aus den 1920-1940er Jahren überwiegend um lückige, lichtdurchflutete *Oxycocco-Sphagnetea*-Arten reiche Bestände handelt. Sowohl zahlen- als auch mengenmäßig sind die meisten *Oxycocco-Sphagnetea*-Arten innerhalb der ältesten Vegetationsaufnahmen zu finden.

Oxycocco-Sphagnetea-Arten der Differentialartenblöcke D1 und D2

Auffälligster Unterschied innerhalb der *Oxycocco-Sphagnetea*-Moosarten des Differentialartenblock D1 sind *Aulacomnium palustre*, *Sphagnum papillosum* und *Odontoschisma sphagni*, die in den aktuellen Vegetationsaufnahmen mit höheren Stetigkeitsklassenwerten auftreten. *Sphagnum magellanicum*, *S. subnitens* und *S. capillifolium* fehlen in den älteren Vegetationsaufnahmen des Untersuchungsraumes sogar komplett. Das Vegetationsaufnahmемaterial aus Mitteleuropa aus den Jahren 1925-1944 enthält überwiegend junge Sukzessionsstadien des Moorbirken-Moorwaldes. Nur in drei von neun Varianten zeigt das deutliche Zurücktreten der *Oxycocco-Sphagnetea*-Arten die fortgeschrittenere Sukzession dieser Bestände an. Zu den hochsteten *Oxycocco-Sphagnetea*-Moos-Arten zählen hier *Sphagnum magellanicum* und *Aulacomnium palustre* aus dem frisch-feucht-nährstoffarmen Differentialartenblock (D1), deutlich weniger häufig sind *Sphagnum papillosum*, *Cephalozia connivens* und *Polytrichum strictum*, und ebenso selten wie in den Vegetationsaufnahmen des Untersuchungsraumes tritt das Lebermoos *Odontoschisma sphagni* auf. *Sphagnum capillifolium*, das nur in den jungen Sukzessionsstadien der aktuellen

Vegetationsaufnahmen (Tab. 38, Spalte 1) mit dem Stetigkeitsklassenwert + vertreten ist, erreicht in den älteren Vegetationsaufnahmen aus Mitteleuropa gleich in zwei Varianten die hohen Stetigkeitsklassenwerte von IV bzw. V. Ausschließlich in den Vegetationsaufnahmen aus Mitteleuropa der Jahre 1925-1944 kommen mit z. T. hohen Stetigkeitsklassenwerten die Torfmoose *Sphagnum rubellum* und *S. fuscum* vor. Oxycocco-Sphagnetee-Moosarten aus dem nass-nährstoffarmen Differentialartenblock spielen allgemein eine untergeordnete Rolle. Im Untersuchungsraum zählen *Cladopodiella fluitans*, *Calliergon stramineum*, *Calypogeia sphagnicola*, *Kurzia pauciflora* und *Sphagnum majus*, vereinzelt zu diesem Artenspektrum, in den alten Vegetationsaufnahmen aus ganz Mitteleuropa sind es *Sphagnum majus*, *S. contortum* und *S. warnstorfi*, die vereinzelt mit der Stetigkeit I in Erscheinung treten.

Im Gegensatz zum frisch-feucht-nährstoffarmen Differentialartenblock (D1) in denen Oxycocco-Sphagnetee-Moosarten höhere Artenzahlen aufweisen, sind im nass-nährstoffarmen Differentialartenblock (D2) die Oxycocco-Sphagnetee-Gefäßpflanzenarten in der Überzahl. Im Untersuchungsraum wird diese Gruppe vor allem durch *Eriophorum angustifolium* und der namensgebenden Art *Vaccinium oxycoccos* sowie *Eriophorum vaginatum* und *Erica tetralix* vertreten. Auffällig ist, dass *Eriophorum angustifolium*, die in den aktuellen Vegetationsaufnahmen des Untersuchungsgebietes etwas häufiger als *Eriophorum vaginatum* zum Artenspektrum der jungen Moorbirken-Moorwaldbestände zählt, in den älteren Vegetationsaufnahmen aus Mitteleuropa mit einer Stetigkeit von II in nur einer Variante eine nur geringe Rolle spielt. Das charakteristische Wollgras der älteren Vegetationsaufnahmen in Mitteleuropa ist mit Abstand *Eriophorum vaginatum*, das Stetigkeiten von III, aber zumeist von V, in fünf von sechs Varianten der jungen Moorbirken-Moorwaldbestände erreicht. Ein weiterer augenfälliger Unterschied zeigt die Stetigkeitsverteilung von *Erica tetralix*. In den aktuellen Vegetationsaufnahmen tritt die Art insbesondere im jungen Sukzessionsstadium der Oxycocco-Sphagnetee-Arten reichen Variante (Tab. 38, Spalte 1) mit einer Stetigkeit von III auf. In den älteren Vegetationsaufnahmen aus Mitteleuropa zeigt *Erica tetralix* einen Stetigkeitsschwerpunkt innerhalb der Bestände fortgeschrittener Sukzession der Variante Tab. 38, Spalte 19 und der Bestände jüngerer Sukzessionsstadien der Variante Tab. 38, Spalte 18. Besonderes Merkmal dieser Varianten ist das Fehlen der charakteristischen nass-nährstoffarmen Differentialarten *Eriophorum angustifolium*, *Drosera rotundifolium*, *Eriophorum vaginatum* und *Vaccinium oxycoccos*. Eine ganze Reihe anderer Arten tritt in den Varianten, in denen *Erica tetralix* ihren Schwerpunkt hat mit höherer Stetigkeit in Erscheinung. Hierzu zählen: *Potentilla erecta*, *Juncus conglomeratus*, *Salix repens*, *Genista anglica*, *Juncus acutiflorus*, *Cirsium palustre*, *Galium uliginosum*, *Ranunculus flammula*, *Phragmites australis*, *Peucedanum palustre*, *Lysimachia vulgaris*, *Lotus pedunculatus*, *Agrostis stolonifera*, *Sanonia uncinata*. Darüber hinaus hat *Molinia caerulea* in diesen Varianten auch ein Stetigkeitsklassenwert von V wie in fast allen Varianten des Untersuchungsgebietes.

Weitere Arten der Differentialartenblöcke D1 und D2

Differentialartenblock D1

Zum Grundartenspektrum der Moose aus dem frisch-feucht-nährstoffarmen Differentialartenblock D1 im Untersuchungsraum zählen *Sphagnum palustre*, *S. recurvum* agg. und *S. fimbriatum*, die sowohl in den aktuellen Vegetationsaufnahmen als auch in den älteren Vegetationsaufnahmen mit einer Ausnahme in allen Varianten zu finden sind. Nur in der degenerierten Variante des *Vaccinio uliginosi*-*Betuletum pubescentis* (Tab. 38, Spalte 7) fällt *Sphagnum recurvum* agg. aufgrund der Trockenheit aus. In den alten Vegetationsaufnahmen aus Mitteleuropa findet sich *Sphagnum fimbriatum* nur in einzelnen Varianten mit Stetigkeitsklassenwerten von I und + und nur in der Variante der Spalte 15 wird der Stetigkeitsklassenwert III erreicht.

Im Vergleich der älteren und aktuellen Vegetationsaufnahmen des Untersuchungsgebietes lassen sich weitere Unterschiede im Differentialartenblock D1 feststellen. *Pohlia nutans*, *Cephalozia bicuspidata*, *Tetraphis pellucida*, *Dicranella heteromalla* und weniger deutlich *Leucobryum glaucum* und *Lophocolea heteromalla* treten höchstet und z. T. mit Stetigkeitsklassen von III und IV in den älteren Vegetationsaufnahmen auf, wogegen diese Arten in den heutigen Vegetationsaufnahmen nur in der Variante des trockenen kennartenarmen Moorbirken-Moorwaldes (Tab. 38, Spalte 6) zahlreicher und mit höherer Stetigkeitsklasse vertreten sind. *Chiloscyphus polyanthos*, *Polytrichum longisetum*, *Dicranella cerviculata*, *Lophozia ventricosa*, *Nardia geocyphus* und *Orthodontium lineare* sind nur in den älteren Aufnahmen und dort fast ausschließlich in den jungen Sukzessionsstadien der Variante (VB1) der Spalte 8 vertreten. *Dicranum scoparium*, *Sphagnum squarrosum*, *Aulacomnium androgynum* und *Campylopus flexuosus* sind hingegen Arten, die nur in den aktuellen Vegetationsaufnahmen des Moorbirken-Moorwaldes zu finden sind.

Unter den Moosen die im Untersuchungsgebiet weder im Zeitraum 1953-1985 noch aktuell im Moorbirken-Moorwald nachzuweisen waren, zählt *Pleurozium schreberi*. Hierbei handelt es sich um eine Art, die in offeneren, etwas trockeneren Bereichen im Moorbirken-Moorwald zu erwarten ist. Entsprechend ist sie auch in den alten Vegetationsaufnahmen aus Mitteleuropa in fast allen Varianten ein höchsteter Begleiter. Das Areal erstreckt sich vom Flachland bis ins Hochgebirge, es fehlen aber fast ausnahmslos Nachweise für die Messtischblätter des Untersuchungsraumes (s. MEINUNGER & SCHRÖDER 2007, DÜLL 1980). Beeinträchtigungen durch Luftschadstoffe und Waldkalkung könnten die Ursache für das Fehlen in den Moorbirken-Moorwäldern des Untersuchungsraumes der diesbezüglich empfindlichen Art (l. c.) sein.

Im Bereich der Gefäßpflanzen zählen im Untersuchungsgebiet *Molinia caerulea* und *Dryopteris carthusiana* zum Grundartenspektrum des frisch-feucht-nährstoffarmen Differentialartenblocks D1 und erreichen hier oft Stetigkeitsklassenwerte von IV und V. Innerhalb der alten Vegetationsaufnahmen aus ganz Mitteleuropa fehlen z. T. *Molinia caerulea* und *Dryopteris carthusiana* (Tab. 38, Spalte 16 bzw. 17) und auch die Stetigkeitsklassenwerte liegen deutlich niedriger und erreichen

für *Molinia caerulea* nur in drei Varianten den Wert V und für *Dryopteris carthusiana* nur in einer Variante den Wert IV. Neben *Molinia caerulea*, deren übermäßiger Wuchs schon lange als Störzeiger im offenen Moor und Verdränger der Hochmoortorfe bekannt ist (s. HILD 1968), zeigt im Moorbirken-Moorwald zudem das Auftreten von *Dryopteris carthusiana* mit hoher Stetigkeit und Deckung eine durch Eutrophierung und Austrocknung bedingte Sukzession hin zu nährstoffreicheren, trockeneren Waldgesellschaften an.

Die Verbreitungsschwerpunkte von *Vaccinium myrtillus*, *Calluna vulgaris* und *Potentilla erecta*, *Trientalis europaea*, *Melampyrum pratensis*, *Lycopodium annotinum*, die fast oder ausschließlich nur in den Vegetationsaufnahmen der Jahre 1925-1944 zu finden sind, liegen nicht im Moorwald, sondern in anderen Vegetationseinheiten nährstoffarm-saurer Standorte. In den 1920-1940er Jahren waren sie dennoch stete Begleiter im Moorbirken-Moorwald. Im Untersuchungsraum sind diese Arten unter dem Einfluss des Ballungsraumes Rhein-Ruhr schon seit langer Zeit sehr selten geworden (RAABE et al. 2011) und für den Moorbirken-Moorwald nicht mehr nachzuweisen. Viele dieser Arten waren jedoch vor der vegetationskundlichen Bearbeitung der Moorbücher des Untersuchungsraumes verbreitet (s. HAEUPLER et al. 2003). Die Wahrscheinlichkeit, dass sie auch im Untersuchungsraum als Begleiter der weniger optimalen Standorte des Moorbirken-Moorwaldes besiedelt haben, ist somit sehr hoch (s. Kap. 4.2). Ähnliches gilt auch für die Moorbirke *Vaccinium vitis-idaea*, die in den Moorbirken-Moorwaldaufnahmen der 1920-1940er Jahre höchstens zum charakteristischen Artenspektrum zählte, im Untersuchungsgebiet jedoch nur noch für die jungen Sukzessionsstadien im Zeitraum 1953-1985 nachgewiesen wurde. Auch für *Vaccinium vitis-idaea* ist davon auszugehen, dass sie ehemals auch die Moorbücher des Untersuchungsgebietes besiedelt hat.

Empetrum nigrum, ebenfalls eine Art, die im Untersuchungsgebiet fehlt, jedoch im Vegetationsaufnahmenmaterial der 1920-1940er Jahre zu finden ist (Tab. 38, Spalte 13 u. 16), zeigt deutschlandweit ein diskontinuierliches Verbreitungsareal (BFN 2012) im nördlichen nord-westdeutschen Flachland und den höheren Mittelgebirgslagen. Diese Art ist insofern aus arealgeographischen Gründen nicht in den untersuchten Moorbirken-Moorwaldbeständen zu erwarten.

Differentialartenblock D2

Zu den häufigsten Moosarten des Untersuchungsraums des nass-nährstoffarmen Differentialartenblocks D2 zählt *Sphagnum denticulatum*. Tritt diese Art im Zeitraum von 1953-1985 lediglich in zwei Varianten der älteren Sukzessionsstadien auf, ist sie aktuell in allen Moorbirken-Moorwaldvarianten vertreten. Nur in den jüngsten Sukzessionsstadien der aktuellen Vegetationsaufnahmen geht die Stetigkeit mit einem Stetigkeitsklassenwert von I deutlich zurück. Im Gegensatz dazu ist die Art in den Moorbirken-Moorwaldbeständen der 1920-1940er Jahre nur in zwei Varianten mit einer sehr geringen Stetigkeit von I bzw. + zu finden. Wie die Untersuchungen der Erlenbruchwälder bereits gezeigt haben (Kap. 4.1.1.2), ist die Art auch im nährstoffreicheren Torfmoos-Erlenbruchwald weit verbreitet und tritt selbst noch in den stark gestörten Beständen auf, in denen bis auf *Sphagnum palustre*

alle anderen Torfmoosarten ausgefallen sind. Aufgrund dieser und der Tatsache, dass die Art in Moorbirken-Moorwald der 1920-1940er Jahre fast vollständig fehlt, wird sie innerhalb der vorliegenden Untersuchung als Torfmoos-Erlenbruchwaldart angesehen, die für den Moorbirken-Moorwald als Störzeiger zu werten ist.

Polytrichum commune, eine ebenfalls an nass-nährstoffarme Standorte angepasste Moosart, ist gleichermaßen häufig im Untersuchungsgebiet und in den Moorbirken-Moorwäldern der 1920-1940er Jahre, jedoch nur in einzelnen Varianten mit hoher Stetigkeit vertreten. Obwohl die Art in der Stetigkeitsklassentabelle (Tab. 38) aktuell überwiegend und für die Jahre 1953-1985 in drei von fünf Varianten als höchstet erscheint, variiert die Deckung, wie die Originaltabellen zeigen (Tab. 36 u. 37), sehr stark von nicht vorhanden und + bis zu einer Deckung von 3. So weisen die überwiegend hohen Stetigkeitsklassenwerte innerhalb der aktuellen Vegetationstabelle gegenüber den zahlreichen *Polytrichum commune*-freien Varianten der 1920-1940er Jahre daraufhin, dass sich die Lebensbedingungen für *Polytrichum commune* in den heutigen Moorbirken-Moorwäldern eher verbessert haben. Da für die Varianten der Spalte 18-20 (Tab. 38) auch *Polytrichum formosum* mit Stetigkeitsklassenwerten von II-III angegeben wird, kann hier eine Verwechslung mit kleinwüchsigen Exemplaren von *Polytrichum commune* nicht mit letzter Sicherheit ausgeschlossen werden.

Unter den Gefäßpflanzen des nass-nährstoffarmen Differentialartenblocks (D2) heben sich in den Moorwaldvarianten jedes Betrachtungszeitraums Bestände mit Arten der etwas höheren Stickstoffzahl von 3 (D2b) ab. Innerhalb der aktuellen und der Vegetationsaufnahmen der 1920-1940er Jahre ist diese Gruppe leicht nährstoffreicherer Standorte, mit jeweils sieben Arten, gleich stark vertreten. Bei einem ansonsten gleichen Artenspektrum zählt zudem in den aktuellen Vegetationsaufnahmen *Viola palustre*, in den Vegetationsaufnahmen der 1920-1940er Jahre jedoch *Menyanthes trifoliata*, mit zum Artenspektrum dieser Gruppe. In den älteren Vegetationsaufnahmen des Untersuchungsgebietes ist diese Gruppe dagegen nur durch *Myrica gale*, *Cirsium palustre* und *Viola palustre* vertreten. Ursache für den Artenzuwachs könnte - wie bereits für den Zuwachs an *Oxycocco-Sphagnetea*-Arten in den aktuellen Vegetationsaufnahmen des Untersuchungsgebietes diskutiert - intensive Pflegemaßnahmen sein. Dreiviertel der Aufnahmen mit nass-nährstoffarmen Differentialarten des Stickstoffzeigerwertes 3 stammen aus der Hildener Heide, der Ohligser Heide und dem Further Moor. In diesen Gebieten wurden in den vergangenen Jahren massive Pflegemaßnahmen insbesondere Auflichtungen durch Abholzung und Schafbeweidung durchgeführt. Mit *Carex rostrata*, *Juncus acutiflorus* und *Equisetum palustre*, wurden damit möglicherweise ungeplant weide- und schnittunempfindliche Arten gefördert, die in der Konkurrenz gegenüber entsprechenden *Oxycocco-Sphagnetea*-Arten wie *Eriophorum vaginatum* und *Vaccinium oxycoccos* überlegen sind. Möglicherweise erklären den heutigen Pflegemaßnahmen ähnliche Nutzungsformen der Bestände der Spalte 18 und 19 (Tab. 38) aus den Jahren 1925-1944, die dort gleichermaßen stark vertretende Gruppe nass-nährstoffarmer Differentialarten mit dem Stickstoffzeigerwert von 3.

Unter den nur in den ältesten Vegetationsaufnahmen zu findenden Arten zählt mit *Ledum palustre* eine subkontinental verbreitete Art, die wie im Falle von *Empetrum nigrum* aus arealgeographischen Gründen im Untersuchungsgebietes nicht zu

erwarten ist. Zu den im Moorbirken-Moorwald des Untersuchungsgebiet verschollenen Arten zählen mit *Menyanthes trifoliata*, *Andromeda polifolia* und *Scheuchzeria palustris* aber auch Arten, die nach den älteren Florenwerken (MEIGEN 1886, POLSCHER 1861) im Untersuchungsgebiet früher deutlich häufiger waren und somit auch dort im Moorbirken-Moorwald vorgekommen sein könnten (Kap. 4.2.1).

Auch im Bereich der Begleiter finden sich Arten, die von den frühen Vegetationsaufnahmen bis zu den aktuellen mit immer höherer Stetigkeit vertreten sind. Zu diesen Arten zählen unter den Gefäßpflanzen *Lonicera periclymenum*, *Athyrium filix-femina*, *Rubus idaeus*, *Calamagrostis epigejos*, *Juncus effusus* und *Rubus spec.*, die die zunehmende Austrocknung der Moorbirken-Moorwaldbestände und die damit einhergehende Eutrophierung belegen. Unter den Moosen sind es neben dem Stickstoffzeiger *Eurynchium praelongum* (D4) auch *Mnium hornum*, *Brachythecium rutabulum* und *Eurynchium striatum*, die diesen Trend aufzeigen.

Neophyten finden sich in den Moorbirken-Moorwäldern des Untersuchungsgebietes im Vergleich zum Erlenbruchwald noch viel seltener. Neben *Impatiens parviflora*, die gelegentlich auftritt, sind insbesondere *Carex brizoides*, die in zwei Beständen des Duisburg-Mülheimer Waldes mit einer hohen Deckung von 5 (Tab. 36, Spalte 64, 65) sowie *Prunus serotina* zu nennen, die vereinzelt an der Strauchschicht beteiligt ist, dann jedoch durchaus Deckungen von bis zu 3 erreicht (Tab. 36, Spalte 45, 68, 69).

4.1.2.2.4 Zeigerwertanalyse der Standortbedingungen der Moorbirken-Moorwälder im Untersuchungsraum

Der Median der Stickstoffzahlen der Gefäßpflanzen der aktuellen und auch der älteren Vegetationsaufnahmen des Untersuchungsgebietes liegt für die jungen Oxycocco-Sphagnetum-Arten reichen Sukzessionsstadien (VB1) in der Regel bei 2 und für die älteren Sukzessionsstadien bei 3 (Abb. 24 u. 25). Damit liegt er für den Moorbirken-Moorwald in der Regel für die jungen Sukzessionsstadien um 1 oder 2 Stufen, für die älteren Sukzessionsstadien meist um 1 Stufe niedriger als für den Torfmoos-Erlenbruch (Abb. 6 u. 7), bei dem der Median der Stickstoffzahlen den Wert 3, häufiger jedoch den Wert 4 erreicht.

Innerhalb der aktuellen Vegetationsaufnahmen wird vereinzelt ebenfalls der für den Torfmoos-Erlenbruch typische Median der Stickstoffzahlen von 4 erreicht. Einzelne der aktuell untersuchten Bestände des Moorbirken-Moorwaldes stellen sich somit anthropogen oder natürlich bedingt als etwas nährstoffreicher dar.

Der Median der Stickstoffzahlen für Moose liegt ebenfalls sowohl für die aktuellen als auch älteren Vegetationsaufnahmen des Untersuchungsgebietes bei einem Wert von 2 oder 3 (Abb. 26 u. 27). Der niedrige Median von 2 beschränkt sich hier jedoch nicht nur auf die jungen Sukzessionsstadien, sondern wird auch für viele Bestände der älteren Sukzessionsstadien erreicht. Andererseits zeigt sich aber auch sowohl für die aktuellen als auch für die älteren Vegetationsaufnahmen regelmäßiger der höhere Medianwert von 4. Erklären lässt sich dieses Verteilungsmuster mit der größeren Flexibilität der Moose im Bulten- und Schlenkensystem des Moorwaldes einen passenden Lebensraum zu finden (s. Kap. 5.2). Dies gilt

sowohl für die an extreme nährstoffarme Standorte angepassten Arten als auch für einwandernde Austrocknungs- und Eutrophierungszeiger.

Auch der Torfmoos-Erlenbruchwald zeigt eine Spannbreite des Medians der Stickstoffzahlen der Moose in der Regel von 2-4. Der hohe Medianwert von 4 wird jedoch auch hier wie beim Median der Stickstoffzahlen der Gefäßpflanzen im Torfmoos-Erlenbruchwald häufiger erreicht. Wie der Median der Stickstoffzahlen der Gefäßpflanzen und der Moose jedoch offen legt, sind die Standortunterschiede zwischen den älteren Sukzessionsstadien des Moorbirken-Moorwaldes und des Torfmoos-Erlenbruchwaldes nur sehr gering. Vermutlich sind die tatsächlichen Unterschiede in der Nährstoffversorgung der beiden Waldgesellschaften deutlich größer als das im Median der Stickstoffzahlen zum Ausdruck kommt. Darüberhinaus wird die Entwicklung vom Moorbirken-Moorwald zum Torfmoos-Erlenbruchwald durch anthropogene Beeinträchtigungen gefördert (s. Kap. 5).

Beim Erlenbruchwald verdeutlichen sowohl der Median der Stickstoffzahlen als auch der Reaktionszahlen die standörtlichen Unterschiede des Torfmoos- und des Walzenseggen-Erlenbruchwaldes. Im Moorbirken-Moorwald hingegen lassen sich die standörtlichen Unterschiede nur am Wert des Median der Stickstoffzahlen der Gefäßpflanzen unterscheiden, der Median der Reaktionszahlen zeigt kein klares Bild der Trennung jüngerer und älterer Sukzessionsstadien.

Am Wert des Median der Reaktionszahlen der Gefäßpflanzen lassen sich anders als beim Median der Stickstoffzahlen jüngere und ältere Sukzessionsstadien nicht unterscheiden. Hierin unterscheiden sich auch Moorbirken-Moorwald und Erlenbruchwald voneinander, bei dem sowohl der Median der Stickstoffzahlen als auch der Reaktionszahlen die standörtlichen Unterschiede der zwei Assoziationen verdeutlichen.

Ähnlich wie bei den Stickstoffzahlen ist der zumeist erreichte Median der Reaktionszahlen 3. Damit liegt auch der Medianwert der Reaktionszahlen der Gefäßpflanzen im Durchschnitt etwas unter dem durchschnittlichen Medianwert des Torfmoos-Erlenbruchwaldes, der in etwas mehr als der Hälfte der Aufnahmen den Wert 4 erreicht. Dies deckt sich mit den ermittelten pH-Werten an Wuchsorten der Gesellschaften, die mit pH-Werte von 3,0 bis 4,7 für das *Vaccinio-Betuletum pubescentis* und pH 4,0-5,6 des *Sphagno palustris-Alnetum glutinosae* niedriger liegen (s. Tab. 25, Kap. 2.3).

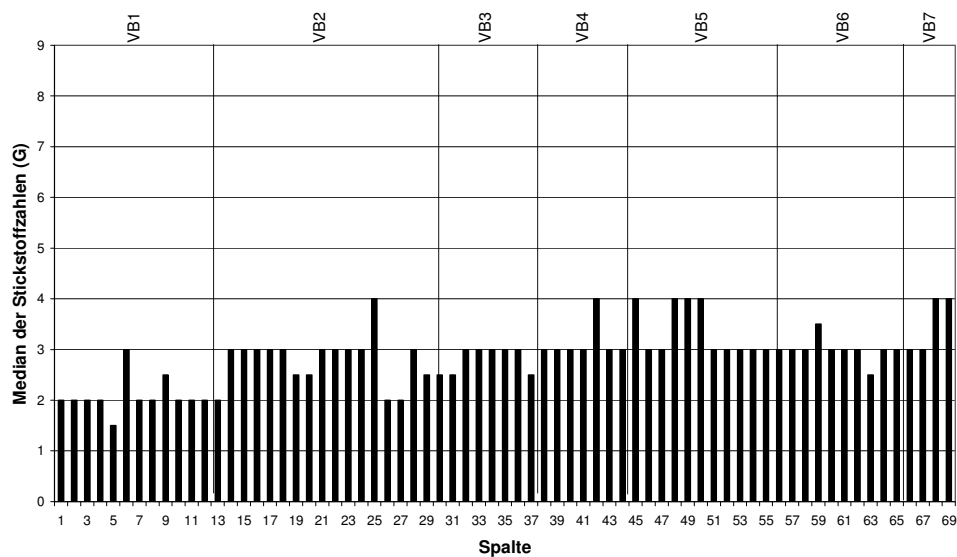


Abb. 24: Median der Stickstoffzahlen (Gefäßpflanzen) der aktuellen Moorbirken-Moorwald-aufnahmen im Untersuchungsraum.

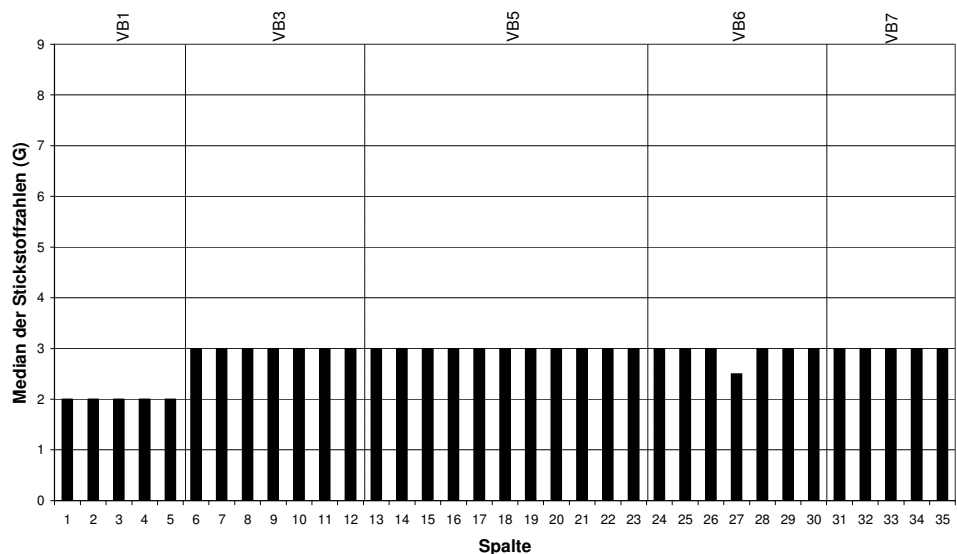


Abb. 25: Median der Stickstoffzahlen (Gefäßpflanzen) der Moorbirken-Moorwaldaufnahmen im Untersuchungsraum im Zeitraum 1958-1985.

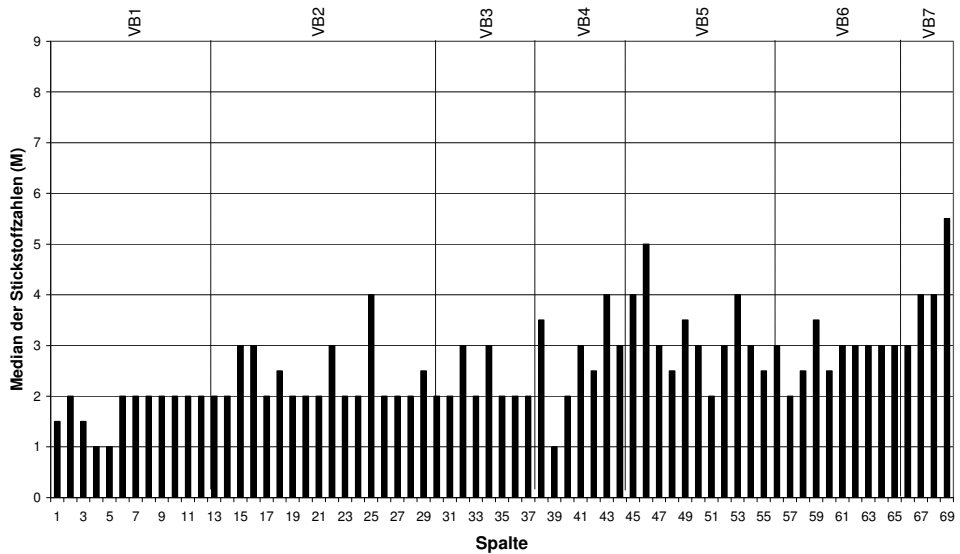


Abb. 26: Median der Stickstoffzahlen (Moose) der aktuellen Moorbirken-Moorwaldaufnahmen im Untersuchungsraum.

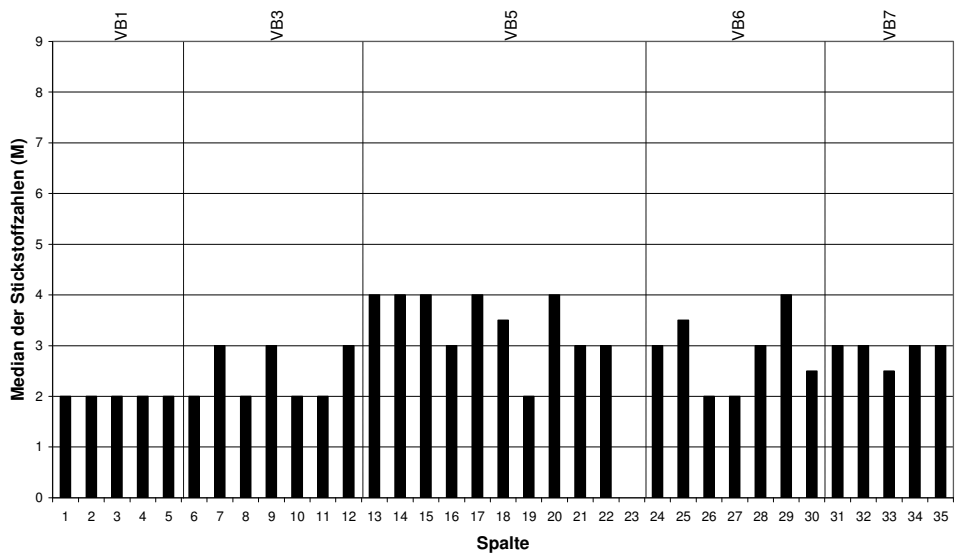


Abb. 27: Median der Stickstoffzahlen (Moose) der Moorbirken-Moorwaldaufnahmen im Untersuchungsraum im Zeitraum 1958-1985.

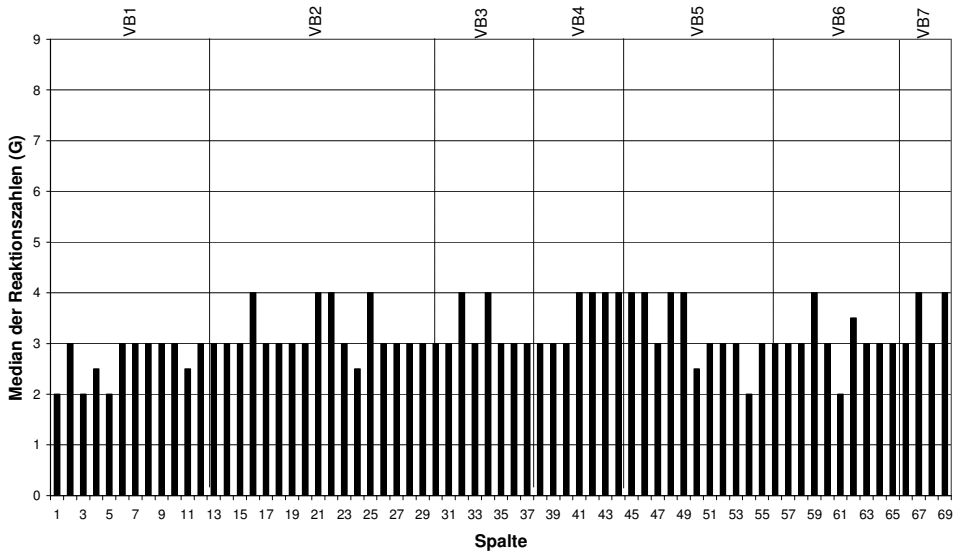


Abb. 28: Median der Reaktionszahlen (Gefäßpflanzen) der aktuellen Moorbirken-Moorwaldaufnahmen im Untersuchungsraum.

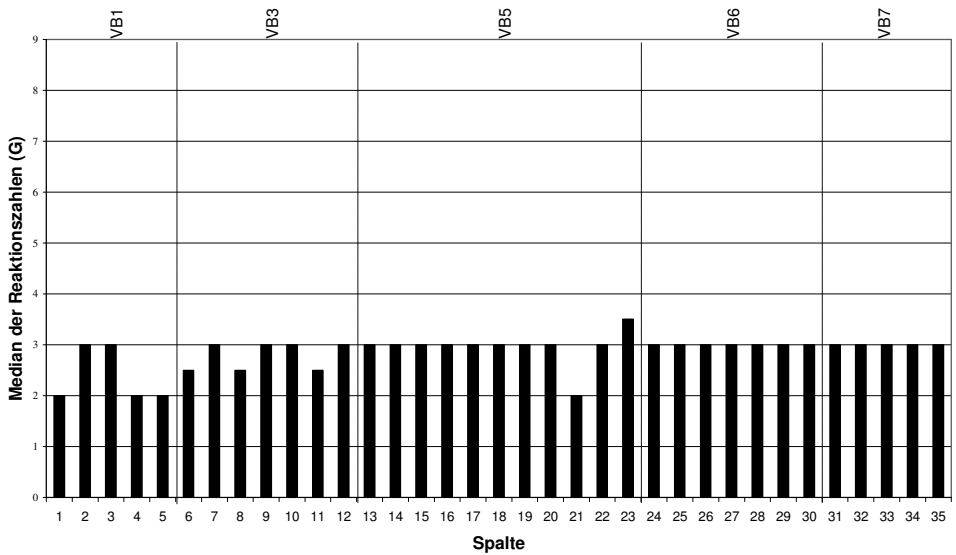


Abb. 29: Median der Reaktionszahlen (Gefäßpflanzen) der Moorbirken-Moorwaldaufnahmen im Untersuchungsraum im Zeitraum 1958-1985.

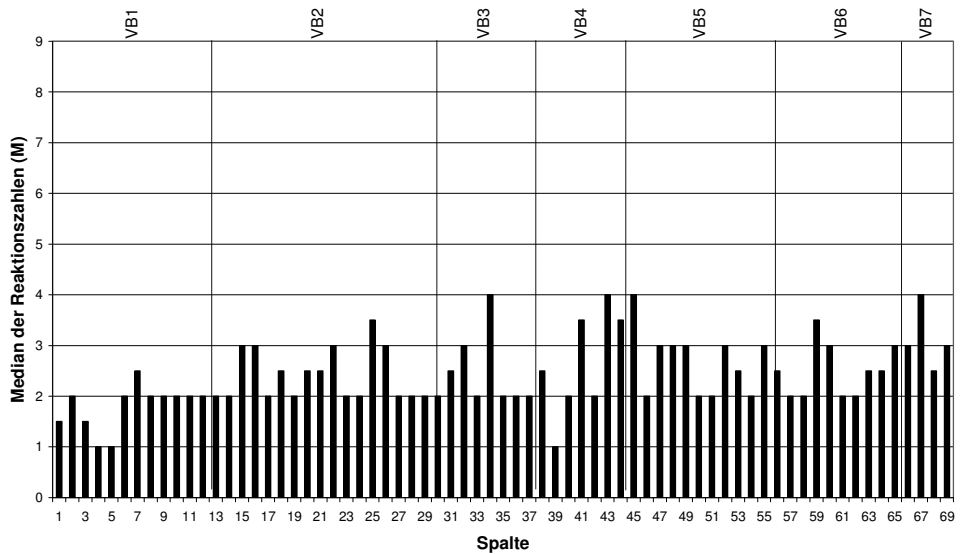


Abb. 30: Median der Reaktionszahlen (Moose) der aktuellen Moorbirken-Moorwaldaufnahmen im Untersuchungsraum.

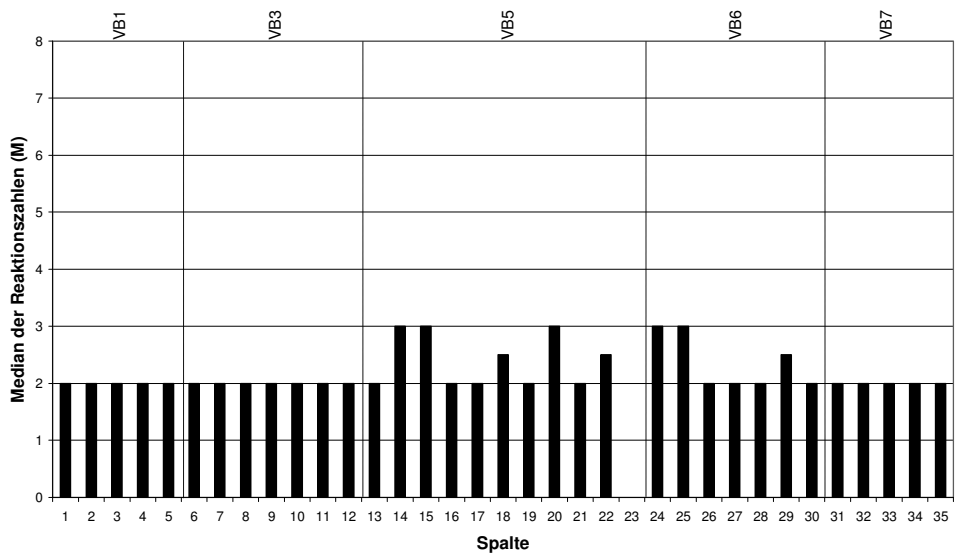


Abb. 31: Median der Reaktionszahlen (Moose) der Moorbirken-Moorwaldaufnahmen im Untersuchungsraum im Zeitraum 1958-1985.

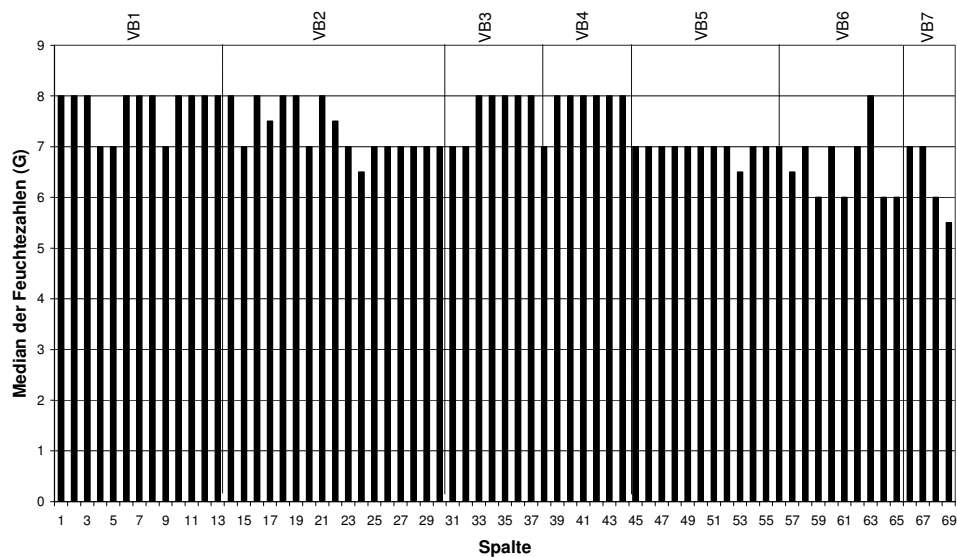


Abb. 32: Median der Feuchtezahlen (Gefäßpflanzen) der aktuellen Moorbirken-Moorwald-aufnahmen im Untersuchungsraum.

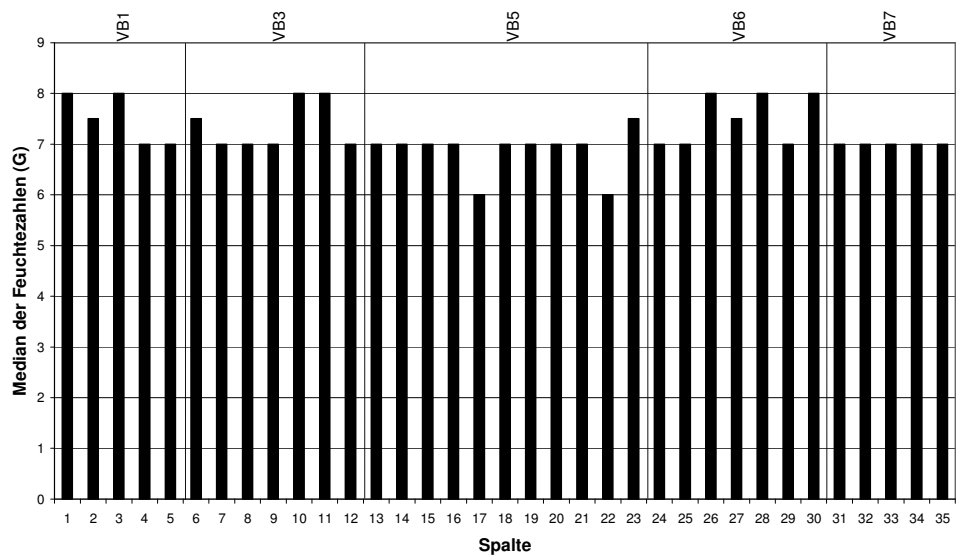


Abb. 33: Median der Feuchtezahlen (Gefäßpflanzen) der Moorbirken-Moorwaldaufnahmen im Untersuchungsraum im Zeitraum 1958-1985.

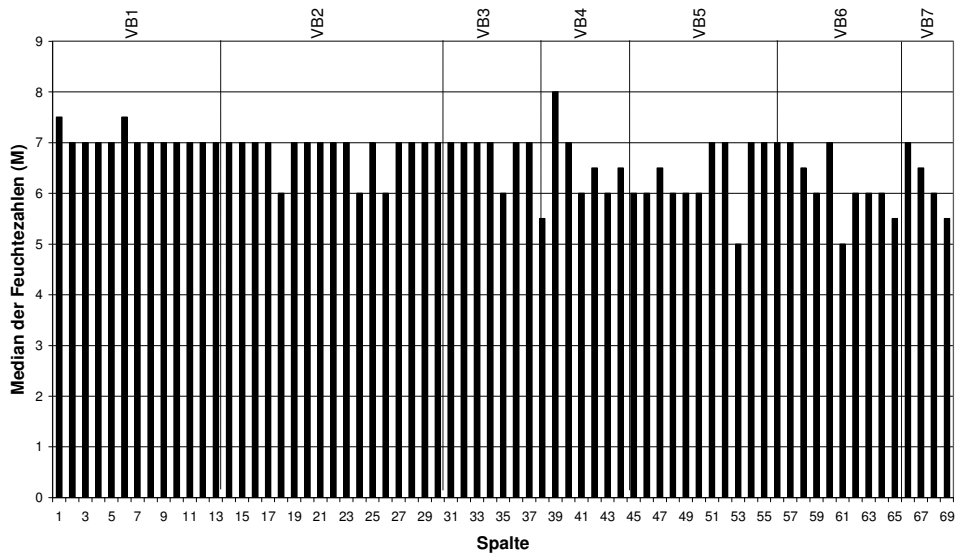


Abb. 34: Median der Feuchtezahlen (Moose) der aktuellen Moorbirken-Moorwaldaufnahmen im Untersuchungsraum.

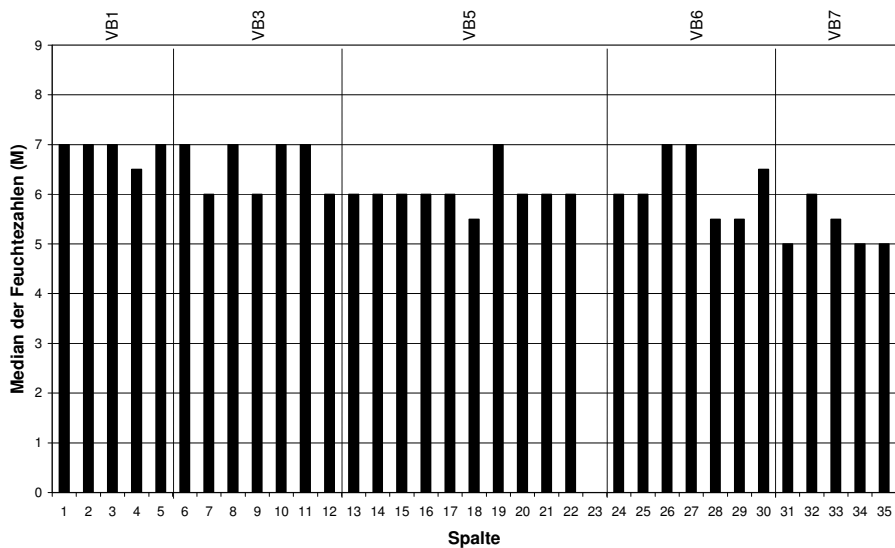


Abb. 35: Median der Feuchtezahlen (Moose) der Moorbirken-Moorwalddaufnahmen im Untersuchungsraum im Zeitraum 1958-1985.

Mit 17 von 69 der aktuellen Vegetationsaufnahmen mit einem Median der Reaktionszahlen von 4 (Abb. 28) zeigen sich auch hier natürliche oder anthropogen bedingte Ähnlichkeiten einzelner aktuell untersuchter Bestände des Moorbirken-Moorwaldes zum Torfmoos-Erlenbruchwald. Auch hier decken sich die ermittelten pH-Werte im entwässerten *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae* mit denen des gestörten Moorbirken-Moorwaldes, z. B. aus dem Duisburg-Mülheimer Wald (s. Tab. 25, Kap. 2.3).

Der Median der Reaktionszahlen der Moose liegt, mit dem zumeist erreichten Wert von 2 (Abb. 30 u. 31), allgemein eine Stufe niedriger als bei den Gefäßpflanzen und deutlich niedriger als der Median der Reaktionszahlen der Moose im Torfmoos-Erlenbruchwald, der nur selten den Wert 2, sondern zumeist bei 3 oder 4 liegt.

Die älteren Vegetationsaufnahmen (Abb. 31) zeigen nur wenige Ausnahmen, bei denen der Wert von 2 überschritten wird und den Wert 2,5 oder 3 erreicht. Die Spannbreite des Medians der Reaktionszahlen für Moose der heutigen Vegetationsaufnahmen hingegen reicht von 1 bis 4 und in über einem Drittel der Aufnahmen wird der Wert überschritten und erreicht meist den Wert 2,5 oder 3. Natürliche und anthropogene Veränderungen des Standortes zeigen sich auch im Bereich der Reaktionszahlen deutlicher im Moosartenspektrum der Bestände. Die aktuell kartierten Bestände des Moorbirken-Moorwaldes weisen auch hier stärker natürliche und anthropogen bedingte Übergänge zum Torfmoos-Erlenbruchwald auf. Zum Teil können diese am Median der Reaktionszahlen der Moose abzulesenden Übergänge auf die aktuell tatsächlich allgemein stärker beeinträchtigten Bestände des Moorbirken-Moorwaldes zurückgeführt werden, aber auch das breitere Spektrum der untersuchten Moorbirken-Moorwaldtypen im Rahmen der vorliegenden Untersuchung schlägt sich in der Spannbreite des Medians der Reaktionszahlen der Moose nieder.

Der Median der Feuchtezahlen der Gefäßpflanzen liegt in der Regel bei 7 oder häufig auch bei 8 in den aktuellen Vegetationsaufnahmen (Abb. 32 u. 33). Die aktuell kartierten Bestände des Moorbirken-Moorwaldes weisen durchschnittlich somit feuchtere Standortbedingungen als die Bestände der älteren Vegetationsaufnahmen auf. Nur in den trockeneren und degenerierten Beständen der Variante 6 und 7 (Tab. 36 Spalte 59-69) erreicht der Median der Feuchtezahlen meist nur einen niedrigeren Wert von 6 oder 5,5.

Der für die Moorbirken-Moorwald-Varianten 3 und 4 der aktuellen Vegetationsaufnahmen zumeist ermittelte hohe Median von 8 ergibt sich sowohl durch Nässezeiger der nass-nährstoffarmen Differentialartenblocks D2 als auch durch Nässezeiger der Differentialartenblöcke D5 und D6. Soweit es sich bei den Standorten nicht um wiedervernässte Standorte handelt, z. B. im Zuge größerer Rodungsmaßnahmen, ist der hohe Median der Feuchtezahlen von 8 der älteren Sukzessionsstadien der aktuellen Vegetationsaufnahmen auf das bereits mehrfach genannte breitere Spektrum der kartierten Moorwaldbestände der vorliegenden Untersuchung zurückzuführen. Der hohe Median der Feuchtezahlen in den jungen Sukzessionsstadien der Variante 1 und 2 hingegen kommt durch die hohe Artenzahl an *Oxycocco-Sphagnetum*-Arten des nass-nährstoffarmen Differen-

tialartenblocks D2 zustande. Möglicherweise zeichnen sich hier erste Erfolge der zahlreichen Pflegemaßnahmen in den untersuchten Gebieten ab.

Torf- und Walzenseggen-Erlenbruchwälder zeigen gleichermaßen in der Regel auch einen Median von 7 oder 8. Die Gefäßpflanzenarten des Moorbirken-Moorwald und des Erlenbruchwaldes sind somit bezüglich des Feuchtegrades an dieselben Standortbedingungen angepasst.

Auch im Median der Feuchtezahlen der Moose unterscheidet sich der Moorbirken-Moorwald nicht wesentlich vom Erlenbruchwald, bei dem der Median der Feuchtezahlen der Moose ebenfalls zwischen dem Wert 6 und 7 schwankt.

Wie der Median der Feuchtezahlen der Gefäßpflanzen liegt auch der Median der Feuchtezahlen der Moose durchschnittlich in den aktuellen Vegetationsaufnahmen höher. Während aktuell meistens der Wert 7 erreicht wird, liegt in den älteren Vegetationsaufnahmen der Median zumeist bei 6 oder darunter. Auch hier ist die Ursache im einerseits breiteren Spektrum der Moorbirken-Moorwald-Aufnahmen der vorliegenden Untersuchung und andererseits, vergleichbar bei den Gefäßpflanzen, in sich abzeichnenden ersten Erfolgen vorangegangener Pflegemaßnahmen zu suchen (s. o.).

4.1.2.2.5 Floristische Veränderungen des *Vaccinio-Betuletum pubescentis* im Untersuchungsraum im zeitlichen Vergleich

Vegetationskundliche Veränderungen sind eng an den Nährstoff- und Wasserhaushalt der Flächen gekoppelt. Deshalb lassen sich Rückschlüsse auf die Ursachen auch anhand der Artenzusammensetzung der den Standort charakterisierenden Differentialarten ziehen (Tab. 16). Für das *Vaccinio-Betuletum pubescentis* zeigt sich zunächst ein deutlicher Artenzuwachs nass- und frisch-feucht-nährstoffarmer Standorte. 12 Moosarten nährstoffarmer Standorte wurden neu für den Moorbirken-Moorwald registriert und nur 8 Taxa konnten vegetationskundlich nicht mehr erfasst werden. Noch deutlicher ist der Artenzuwachs im Bereich der Gefäßpflanzen; hier stehen 2 verschollene Arten, 24 neu für den Moorbirken-Moorwald nachgewiesenen Arten gegenüber.

Unter den *Oxycocco-Sphagnetea*-Arten zählen mit *Sphagnum capillifolium*, *S. subnitens*, *S. magellanicum*, *S. cuspidatum*, *S. majus* und *Calypogeia sphagnicola* fünf Torfmoose und ein Lebermoos zu den neu erfassten Sippen. Es ist aber anzunehmen, dass keine dieser Arten neu in die entsprechenden Gebiete eingewandert ist. Die sonst zumeist rot gefärbten Torfmoose *Sphagnum capillifolium*, *S. subnitens* und *S. magellanicum* sind wahrscheinlich aufgrund ihrer untypischen grünen Färbung unter dem Schattendach der Bäume übersehen worden. *Sphagnum cuspidatum* und *Calypogeia sphagnicola* sind hingegen vermutlich aufgrund der winzigen Populationsgröße im Rahmen der damaligen vegetationskundlichen Untersuchungen nicht erfasst worden. *Sphagnum majus* schließlich wurde nur für den sehr nassen Moorbirken-Moorwald in Sternberge (Kreis Wesel) nachgewiesen. *Sphagnum majus* war für die offenen Moorflächen des Gebietes bereits bekannt (ITJESTHORST 1985), der Moorbirken-Moorwald wurde hier jedoch vegetationskundlich nicht bearbeitet. Möglicherweise hat sich die aktuell kartierte Fläche erst in den letzten Jahrzehnten zum Moorbirken-Moorwald entwickelt. Unter

den Oxycocco-Sphagnetum-Gefäßpflanzen sind *Dactylorhiza maculata*, *Drosera intermedia*, *D. rotundifolia* und *Narthecium ossifragum* für das Vaccinio-Betuletum pubescentis neu erfasst worden. Auch diese Arten sind vermutlich nicht neu in die Untersuchungsgebiete eingewandert, sondern wurden wahrscheinlich im Rahmen der früheren vegetationskundlichen Bearbeitung nicht erfasst. Neben dem Artenzuwachs ist aber auch die Zunahme an Stetigkeit und Abundanz für die Moose *Aulacomnium palustre*, *Odontoschisma sphagni*, *Cladopodiella fluitans* sowie die Gefäßpflanzen *Erica tetralix*, *Eriophorum angustifolium*, *Eriophorum vaginatum* und *Vaccinium oxycoccos* festzustellen. Auch in diesem Fall ist davon auszugehen, dass ehemalige offene Moorflächen in den letzten Jahrzehnten seit der früheren vegetationskundlichen Bearbeitung der Gebiete sich bis heute zu lückigen Moorbirken-Moorwaldbeständen weiterentwickelt haben. Im zunächst positiv erscheinenden Zuwachs an Arten der offenen Moore in den heutigen Moorbirken-Moorwaldbeständen zeigt sich tatsächlich lediglich die fortgeschrittene Sukzession ehemals offener Moorflächen hin zum Moorbirken-Moorwald.

Unter den sonstigen Moosarten der nährstoffarmen Differentialartenblöcke halten sich mit 6 zu 5 Arten, Zuwachs und Verlust zunächst die Waage. Mit *Sphagnum squarrosum* und *Pellia endivifolia* befinden sich drei basenreichere Standorte bevorzugende Arten unter den für das Vaccinio-Betuletum pubescentis neu nachgewiesenen Arten. Gelegentlich treten diese im Laggbereich von Heide-mooren auf, für ältere Sukzessionsstadien der Hochmoore sind sie jedoch untypisch. Mit *Campylopus introflexus* hat eine als „Heidepest“ befürchtete Moos-sippe (DÜLL 1980) mittlerweile Einzug in den Moorbirken-Moorwald des Untersuchungsgebietes erlangt.

Unter den Gefäßpflanzen frisch-feucht-nährstoffarmer Standorte finden sich mit *Calluna vulgaris*, *Holcus mollis* und *Vaccinium uliginosum* typische Arten der Feuchtheide, die aktuell das Artenspektrum des Moorbirken-Moorwald positiv ergänzen, aber wie im Bereich der Oxycocco-Sphagnetum-D1-Arten als vegetationskundlich nicht erfasste oder bislang übersehene Arten betrachtet werden müssen. Anders verhält es sich mit *Carex pilulifera*, *Galium saxatile*, *Maianthemum bifolium* und *Teucrium scorodonia*, die als charakteristische Arten bodensaurer, nährstoffarmer Birken-Eichen- bzw. Rotbuchen-Wälder, die weitere Sukzession zu Waldgesellschaften trockenerer Standorte andeuten. Auch die Zunahme an Stetigkeit oder Abundanz von *Deschampsia cespitosa*, *D. flexuosa*, *Dryopteris carthusiana* und das verstärkte Auftreten von *Pteridium aquilinum* kennzeichnet diese Entwicklung. Die offenen für die Bultenmoose wichtigen Flächen gehen in diesem Prozess mit der zunehmend dichter werdenden Krautschicht verloren. So verwundert es nicht, dass neben dem Verlust von *Bryum pseudotriquetrum*, *Lophozia ventricosa*, *Nardia geocyphus* und *Orthodontium lineare*, Arten frisch-feucht-nährstoffarmer Standorte, weitere 5 Moosarten, namentlich *Cephalozia bicuspidata*, *Dicranella heteromalla*, *Leucobryum glaucum*, *Pohlia nutans* und *Tetraphis pellucida* deutlich an Stetigkeit und Abundanz verlieren.

Mit *Carex canescens*, *C. demissa*, *C. echinata*, *C. rostrata*, *Equisetum palustre*, *Galium uliginosum*, *Hydrocotyle vulgaris*, *Juncus bulbosus*, *Potamogeton polygonifolius* und dem Moos *Pellia endivifolia* ist auch innerhalb der nass-nährstoffarmen Differentialarten der fortgeschrittenen Sukzessionsstadien des Moor-

birken-Moorwaldes ein großer Artenzuwachs zu verzeichnen. Im Wesentlichen kann dies auf das von früheren Autoren kartierte kleinere Vegetationsspektrum zurückgeführt werden, die vor allem die bachnahen Bereiche nicht erfasst haben.

Ausdruck der heute starken Gefährdung der Moorbirken-Moorwaldbestände durch Eutrophierung ist hingegen die Zunahme von Eutrophierungszeigern der Differentialartenblöcke D3 und D4. Unter den Nässezeigern sind es *Alisma plantago-aquatica*, *Glyceria fluitans*, *Iris pseudacorus*, *Lycopus europaeus*, *Phragmites australis* und *Solanum dulcamara*, die die Eutrophierung im nassen Bereich der Schlenken kennzeichnen. *Circaea lutetiana*, *Galium aparine*, *Moehringia trinervia*, *Senecio sylvaticus*, *Urtica dioica* und der mit höherer Stetigkeit und Abundanz auftretende Farn *Dryopteris dilatata* offenbaren die zunehmende Eutrophierung der Bultenbereiche.

Auch die in heutigen Moorbirken-Moorwaldbeständen stärkere Präsenz von Nässe- und Feucht-Nässezeigern der Differentialartenblöcke D5 und D6, wie beispielsweise die Nässezeiger *Calamagrostis canescens*, *Carex elongata* und der Feucht-Nässezeiger *Lysimachia vulgaris* und *Scirpus sylvaticus* deuten auf diese Entwicklung hin.

Dass der Prozess der Eutrophierung meistens einhergeht bzw. ausgelöst wird durch zunehmende Austrocknung der Flächen, zeigt das verstärkte Auftreten von *Athyrium filix-femina* und *Lonicera periclymenum* unter den Begleitern.

Tab. 16: Wesentliche Veränderungen der Artenzusammensetzung des *Vaccinio-Betuletum pubescentis* im Untersuchungsraum auf der Datengrundlage der Vegetationstabellen (Tab. 36 u. 37).

Zunahme an Arten bzw. deren Stetigkeit oder Abundanz			Abnahme an Arten bzw. deren Stetigkeit oder Abundanz		
D1 Oxycocco-Sphagnetee-Arten					
M	+	<i>Sphagnum capillifolium</i>	M	†	<i>Polytrichum longisetum</i>
M	+	<i>Sphagnum subnitens</i>	M	†	<i>Dicranella cerviculata</i>
M	+	<i>Sphagnum magellanicum</i>			
M	>	<i>Aulacomnium palustre</i>			
M	>	<i>Odontoschisma sphagni</i>			
D2 Oxycocco-Sphagnetee-Arten					
M	+	<i>Calypogeia sphagnicola</i>	M	†	<i>Kurzia pauciflora</i>
M	+	<i>Sphagnum cuspidatum</i>			
M	+	<i>Sphagnum majus</i>			
G	+	<i>Dactylorhiza maculata</i>			
G	+	<i>Drosera intermedia</i>			
G	+	<i>Drosera rotundifolia</i>			
G	+	<i>Narthecium ossifragum</i>			
M	>	<i>Cladopodiella fluitans</i>			
G	>	<i>Erica tetralix</i>			
G	>	<i>Eriophorum angustifolium</i>			
G	>	<i>Eriophorum vaginatum</i>			
G	>	<i>Vaccinium oxycoccos</i>			

Zunahme an Arten bzw. deren Stetigkeit oder Abundanz			Abnahme an Arten bzw. deren Stetigkeit oder Abundanz		
D1 fortgeschrittenerer Sukzessionsstadien					
M	+	<i>Calypogeia integristipula</i>	M	†	<i>Bryum pseudotriquetrum</i>
M	+	<i>Campylopus introflexus</i>	M	†	<i>Lophozia ventricosa</i>
M	+	<i>Campylopus flexuosus</i>	M	†	<i>Nardia geoscyphus</i>
M	+	<i>Dicranum scoparium</i>	M	†	<i>Orthodontium lineare</i>
M	+	<i>Sphagnum squarrosum</i>	M	<	<i>Cephalozia bicuspidata</i>
G	+	<i>Calluna vulgaris</i>	M	<	<i>Dicranella heteromalla</i>
G	+	<i>Carex brizoides</i>	M	<	<i>Leucobryum glaucum</i>
G	+	<i>Carex pilulifera</i>	M	<	<i>Pohlia nutans</i>
G	+	<i>Galium saxatile</i>	M	<	<i>Tetraphis pellucida</i>
G	+	<i>Holcus mollis</i>	G	†	<i>Salix repens</i>
G	+	<i>Luzula multiflora</i>	G	†	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>
G	+	<i>Maianthemum bifolium</i>			
G	+	<i>Potentilla erecta</i>			
G	+	<i>Teucrium scorodonia</i>			
G	+	<i>Vaccinium uliginosum</i>			
M	>	<i>Sphagnum palustre</i>			
G	>	<i>Deschampsia cespitosa</i>			
G	>	<i>Deschampsia flexuosa</i>			
G	>	<i>Dryopteris carthusiana</i>			
G	>	<i>Juncus conglomeratus</i>			
G	>	<i>Pteridium aquilinum</i>			
D2 fortgeschrittenerer Sukzessionsstadien					
M	+	<i>Pellia endiviifolia</i>	M	†	<i>Chilocyphus polyanthos</i>
G	+	<i>Carex canescens</i>	M	<	<i>Warnstorfia fluitans</i>
G	+	<i>Carex demissa</i>	G	<	<i>Cirsium palustre</i>
G	+	<i>Carex echinata</i>			
G	+	<i>Carex rostrata</i>			
G	+	<i>Equisetum palustre</i>			
G	+	<i>Galium uliginosum</i>			
G	+	<i>Hydrocotyle vulgaris</i>			
G	+	<i>Juncus bulbosus</i>			
G	+	<i>Potamogeton polygonifolius</i>			
G	+	<i>Scutellaria minor</i>			
M	>	<i>Polytrichum commune</i>			
M	>	<i>Sphagnum denticulatum</i> s. l.			
G	>	<i>Juncus acutiflorus</i>			
G	>	<i>Viola palustris</i>			
D3					
G	+	<i>Alisma plantago-aquatica</i>			
G	+	<i>Glyceria fluitans</i>			
G	+	<i>Iris pseudacorus</i>			
G	+	<i>Lycopus europaeus</i>			
G	+	<i>Phragmites australis</i>			
G	+	<i>Solanum dulcamara</i>			
D4					
G	+	<i>Circaea lutetiana</i>	G	†	<i>Epilobium angustifolium</i>

Zunahme an Arten bzw. deren Stetigkeit oder Abundanz			Abnahme an Arten bzw. deren Stetigkeit oder Abundanz		
G	+	<i>Galium aparine</i>	M	†	<i>Eurhynchium praelongum</i>
G	+	<i>Moehringia trinervia</i>	M	†	<i>Brachythecium rutabulum</i>
G	+	<i>Senecio sylvaticus</i>	M	†	<i>Marchantia polymorpha</i>
G	+	<i>Urtica dioica</i>	M	<	<i>Lophocolea bidentata</i>
G	>	<i>Dryopteris dilatata</i>			
D5					
G	+	<i>Calamagrostis canescens</i>	G	†	<i>Carex acutiformis</i>
G	+	<i>Carex elongata</i>			
G	+	<i>Galium palustre</i> s. str.			
G	+	<i>Galium elongatum</i>			
G	+	<i>Peucedanum palustre</i>			
D6					
G	+	<i>Angelica sylvestris</i>	M	†	<i>Calliergon cordifolium</i>
G	+	<i>Carex remota</i>			
G	+	<i>Lotus pedunculatus</i>			
G	+	<i>Lysimachia vulgaris</i>			
G	+	<i>Lythrum salicaria</i>			
G	+	<i>Scirpus sylvaticus</i>			
M	+	<i>Riccardia multifida</i>			
Begleiter					
G	>	<i>Athyrium filix-femina</i>	M	<	<i>Calypogeia fissa</i>
G	>	<i>Lonicera periclymenum</i>	M	<	<i>Polytrichum formosum</i>

Erläuterungen

+ neue Arten

> Zunahme in Stetigkeit o. Dominanz

† fehlende Arten

< Rückgang in Stetigkeit o. Dominanz

D1-D6 Differentialartenblöcke (Tab. 12,13)

M Moosart

G Gefäßpflanzenart

4.1.2.2.6 Floristische Unterschiede des *Vaccinio-Betuletum pubescentis* im Untersuchungsraum im regionalen Vergleich

Regionale floristische Unterschiede (Tab. 27) in der Artenzusammensetzung des *Vaccinio-Betuletum pubescentis* zeigen sich vor allem in den charakteristischen Differentialartengruppen nährstoffarmer Standorte D1 und D2. Zahlreiche dieser an extrem nährstoffarme Standorte angepassten Arten sind nur in den Vegetationsaufnahmen außerhalb der Ballungsräume zu finden und verdeutlichen die wesentlich geringere Beeinträchtigung der Bestände durch Eutrophierung in diesen ländlichen Regionen.

Die *Oxycocco-Sphagnetes*-D1-Arten *Cephalozia connivens*, *Dicranella cerviculata*, *Polytrichum longisetum*, *Polytrichum strictum*, *Sphagnum magellanicum* und *S. capillifolium* wurden aktuell oder im Zeitraum 1953-1985 nur im Bereich der Niederrheinischen Sandplatten, *Sphagnum subnitens* nur im Bereich der Bergischen Heideterrassen nachgewiesen. Zumindest in lückigen Beständen des *Myricetum gale* ist hier auch *Sphagnum capillifolium* zu finden (s. Kap. 4.1.3). Allgemein ist das *Vaccinio-Betuletum pubescentis* der Niederrheinischen Sandplatten im Zeitraum von 1953-1985 und aktuell etwas besser mit *Oxycocco-Sphagnetes*-Arten des frisch-feucht-nährstoffarmen Differentialartenblocks ausgestattet. In beiden ländlichen Regionen findet sich das Lebermoos *Odontoschisma sphagni* sowie *Aulacomnium palustre*, die auch noch nördlich der Heidegebiete im Schwarzebruch (Kreis Mettmann) nachgewiesen werden konnte. *Sphagnum papillosum* ist die einzige *Oxycocco-Sphagnetes*-D1-Art die auch im Ballungsraum zu finden ist. Für *Aulacomnium palustre* und *Sphagnum papillosum*, die aufgrund ihrer regionalen Verbreitung bereits als unempfindlichste Arten der *Oxycocco-Sphagnetes*-D1-Artengruppe anzusehen sind, kann darüber hinaus aktuell eine Zunahme in Stetigkeit bzw. Abundanz festgestellt werden.

Auch an *Oxycocco-Sphagnetes*-Arten nass-nährstoffarmer Standorte (D2) sind die Moorbirken-Moorwaldbestände der ländlichen Regionen der Niederrheinischen Sandplatten besonders gut ausgestattet. *Dactylorhiza maculata*, *Drosera intermedia*, *Eriophorum vaginatum*, *Vaccinium oxycoccos* und die Moose *Sphagnum majus*, *Kurzia pauciflora* und *Cladopodiella fluitans* konnten in der ländlichen Region der Niederrheinischen Sandplatten, *Drosera rotundifolia* und *Narthecium ossifragum* in den ländlichen Regionen beider Naturräume nachgewiesen werden. Mit allerletzten Reliktvorkommen sind hingegen *Erica tetralix*, *Eriophorum angustifolium* sowie die Moose *Calypogeia sphagnicola* und *Calliergon stramineum* auch im Ballungsraum vertreten.

Unter den D1-Arten fortgeschrittener Sukzessionsstadien, die nur in den ländlichen Regionen vorkommen, zählen *Nardia geoscyphus*, *Orthodontium lineare*, *Calluna vulgaris*, *Vaccinium uliginosum* im Bereich der Niederrheinischen Sandplatten, *Lophozia ventricosa*, *Bryum pseudotriquetrum* und *Calypogeia integristipula*, *Potentilla erecta* im Bereich der Bergischen Heideterrassen und *Lophocolea heterophylla* und *Leucobryum glaucum* in beiden Naturräumen. Manche Störzeiger unter den D1-Differentialarten, z. B. *Dryopteris carthusiana*, finden sich in Beständen aller Regionen wieder. Auf den Duisburg-Mülheimer Wald, der durch seine Lage inmitten des Ballungsraumes Ruhrgebiet besonders belastet ist, sind beispielsweise *Maianthemum bifolium* und der Neophyt *Carex brizoides* beschränkt.

Im Gegensatz zum Differentialartenblock der Oxycocco-Sphagnetea-D1-Arten finden sich mit *Pellia endiviifolia*, *Carex demissa*, *C. echinata*, *Cirsium palustre*, *Hydrocotyle vulgaris* und *Potamogeton polygonifolius* des nass-nährstoffarmen Differentialartenblocks D2 fortgeschrittener Sukzessionsstadien besonders viele Arten, die nur in den ländlicher gelegenen Heidegebieten der Bergischen Heideterrassen zu finden sind. Nur die Moose *Chilocyphus polyanthos* und *Warnstorfia fluitans* wurden in der ländlichen Region der Niederrheinischen Sandplatten im Rahmen vegetationskundlicher Untersuchungen für das *Vaccinio-Betuletum pubescentis* erfasst. Mit *Juncus bulbosus*, *Scutellaria minor*, *Myrica gale*, *Equisetum palustre* und *Juncus acutiflorus* kommen weitere nur ländlich verbreitete Arten hinzu, die in beiden Naturräumen die Moorwaldgesellschaft besiedeln. Zu den sowohl im ländlichen Raum als auch im Ballungsraum im Moorbirken-Moorwald zu findenden Arten zählen *Polytrichum commune* und *Sphagnum denticulatum* s. l., die zudem aktuell allgemein höhere Deckungsgrade erreichen und damit trotz ihrer Bindung an grundsätzlich nährstoffarme Standorte bereits als Störzeiger zu werten sind (s. Kap. 4.2.2).

Nährstoffzeiger und damit Störzeiger des nass-nährstoffreichen Differentialartenblocks D3, wie *Alisma plantago-aquatica*, *Iris pseudacorus*, *Glyceria fluitans*, *Lycopus europaeus*, *Phragmites australis* und *Solanum dulcamara* sind nur im Naturraum der Bergischen Heideterrassen zu finden und zeigen damit, dass auch der Moorbirken-Moorwald der ländlich gelegenen Heidegebiete nicht von der aquatischen Eutrophierung ausgeschlossen bleibt. Dieses Bild der stärker von Eutrophierung betroffenen Bergischen Heideterrassen deckt sich mit der bereits diskutierten größeren Artenfülle an Oxycocco-Sphagnetea-Arten der Differentialartenblöcke D1 und D2 des Moorbirken-Moorwald der Niederrheinischen Sandplatten.

Besonders artenreich an Nährstoffzeiger frisch-feuchter Standorte (D4) zeigen sich die Moorbirken-Moorwald-Bestände des Duisburg-Mülheimer Waldes mit den nur hier zum Artenspektrum zählenden Taxa *Circaea lutetiana*, *Galium aparine*, *Moehringia trinerva*, *Senecio sylvaticus* und *Urtica dioica*.

Die ebenfalls als Störzeiger auftretenden Nässe- und Feucht-Nässezeiger (D5 u. D6) zeigen hingegen im floristischen regionalen Vergleich kein eindeutiges Muster im Grad der Beeinträchtigung.

Besonders eindrucksvoll zeichnen sich die stärker gestörten Regionen im Artenspektrum der Begleiter ab. Die im Moorbirken-Moorwald des Duisburg-Mülheimer Waldes aktuell z. T. mit hohen Abundanzen auftretenden Gefäßpflanzen *Athyrium filix-femina* und *Lonicera periclymenum* zeigen das besondere Ausmaß der Beeinträchtigungen dieser Region durch Eutrophierung und Austrocknung. Zeigerart dieser Störungen unter den Moosen ist *Mnium hornum*, das mit hoher Abundanz von bis zu 2b diese Störungen im Bereich der Moosdecke des Moorbirken-Moorwaldes belegt. Möglicherweise ist auch die Abnahme an Deckung und Stetigkeit des für den Moorbirken-Moorwald charakteristischen Lebermooses *Calypogeia sphagnicola* als Zeichen der Störung in den Heidegebieten der Bergischen Heideterrassen zu deuten.

Die regionalen Unterschiede im Artenspektrum des Moorbirken-Moorwaldes offenbaren eindeutig die mit der Nähe zum Ballungsraum zunehmenden Störungen der

Moorbirken-Moorwald-Bestände. Während die untersuchten Bestände im Ballungsraum überwiegend Störzeiger aufwiesen, finden sich in den ländlichen Regionen noch zahlreiche naturnahe Bestände ohne bzw. mit nur wenigen Störzeigern. Anders als für die Erlenbruchwälder finden sich die artenreichsten und am wenigsten gestörten Bestände des Moorbirken-Moorwaldes nicht in den Heidegebieten der Bergischen Heideterrassen, sondern im Norden des Untersuchungsgebietes im Bereich der Niederrheinischen Sandplatten.

4.1.2.2.7 Die Moorwälder des Untersuchungsraumes im überregionalen Vergleich

Wie für die Erlenbruchwälder dargelegt (Kap. 4.1.1.2.8) ermöglichen umfangreiche relativ junge Vegetationsaufnahmen anderer Autoren, in dem Fall von DÖRING-MEDERAKE (1991) und BRAND (2000) aus dem Tiefland und von SCHÖNERT (1994) und MAST (1999) aus dem Bergland, einen aktuellen überregionalen Vergleich.

Anders als im zeitlichen Vergleich sind ähnlich wie im Untersuchungsraum mehr Vegetationsaufnahmen den älteren Sukzessionsstadien zuzuordnen. Der Trend fortschreitender Sukzession der Moorbirken-Moorwäldern hin zu *Oxycocco-Sphagnetea*-Arten armen Beständen ist somit kein regionales Phänomen, sondern zeichnet sich überregional, vermutlich deutschlandweit ab.

Mit acht im Untersuchungsgebiet aufgefundenen zu sieben *Oxycocco-Sphagnetea*-Moosarten des Differentialartenblocks D1 in anderen Regionen ist der Artenreichtum überregional betrachtet als +/- identisch zu betrachten. Mit deutlich höheren Stetigkeitsklassenwerten treten in den jungen Sukzessionsstadien der überregionalen Aufnahmen *Sphagnum magellanicum*, *Polytrichum strictum* und *Sphagnum capillifolium* auf. Letzere Art zählt zudem nur im Bergland verstärkt zum Artenspektrum des Moorbirken-Moorwaldes und zeigt möglicherweise die heute tendenziell etwas nährstoffärmeren Verhältnisse der höheren Lagen an. Der allgemein nur mit wenigen Moosarten vertretene Differentialartenblock D2 besteht neben *Calliargon stramineum* und *Calypogeia sphagnicola*, die auch überregional gefunden wurden, noch aus den *Oxycocco-Sphagnetea*-Moosarten *Cladopodiella fluitans* sowie *Sphagnum majus* und *Warnstorfia fluitans*. Mit *Drosera rotundifolia* und *D. intermedia* ist auch die *Oxycocco-Sphagnetea*-Differentialartengruppe D2 im überregionalen Vergleich etwas artenreicher.

Unterschiede vom Tief- und Bergland zeigen sich in der Stetigkeit von *Eriophorum vaginatum*. Die Art erreicht im Tiefland maximal den Stetigkeitsklassenwert von III, in den Varianten der jüngeren Sukzessionsstadien des Berglandes dagegen zumeist von V. Auch hier wird die Ursache in den tendenziell nährstoffärmeren Standortbedingungen des Berglandes zu finden sein.

Zum Torfmoos-Grundartenspektrum des frisch-feucht-nährstoffarmen Differentialartenblocks D1 zählen überregional betrachtet *Sphagnum palustre* und *S. recurvum* agg. *Sphagnum fimbriatum* hingegen, eine im Tiefland stärker verbreitete Art (MEINUNGER & SCHRÖDER 2007), taucht in den Varianten der Aufnahmen von MAST (1999) und SCHÖNERT (1994) (Tab. 39, Spalte 5-7, 11 u. 12) aus dem

Bergland pflanzengeographisch bedingt z. T. nicht auf oder erreicht nur geringere Stetigkeitsklassenwerte.

Eine leicht erhöhte Affinität zu den jungen Sukzessionsstadien des Berglandes zeigen *Pohlia nutans* und *Tetraphis pellucida*, die möglicherweise ebenfalls, wie bei *Sphagnum capillifolium*, auf die allgemein leicht nährstoffärmeren Standortbedingungen des Berglandes zurückgeführt werden könnte, aber ebenso Ausdruck unterschiedlich gründlicher Kartierungen sein kann. *Sphagnum girgensohnii*, eine im Tiefland nur sehr selten zu findende Art (DÜLL et al. 1996), kommt sowohl in jungen als auch älteren Sukzessionsstadien vor, bleibt aber weitestgehend auf das Bergland begrenzt und ist somit auch im Untersuchungsgebiet nur sehr selten nachzuweisen (Kap. 4.2.2). Im Tiefland etwas steter und hier insbesondere in den älteren Sukzessionsstadien tritt hingegen *Leucobryum glaucum* auf.

Zu den Moosarten frisch-feucht-nährstoffarmer Wuchsorte, die nicht im Untersuchungsgebiet nachgewiesen werden konnten, zählen neben *Sphagnum riparium* und *Campylopus pyriformis* auch *Pleurozium schreberi*. Letztere, aufgrund der jahrzehntelangen Belastung des gesamten Untersuchungsraumes durch Luftschadstoffe heute nach wie vor extrem seltene Art (s. Kap. 4.1.2.2.3, 4.2.2), hat nach Verbesserung der Situation seit den 1990er Jahren die Moorbirken-Moorwaldbestände noch nicht zurückerobert.

Im Bereich der Gefäßpflanzen zählen *Molinia caerulea* und *Dryopteris carthusiana* genauso, wie auch im Untersuchungsgebiet, weitestgehend zum Grundartenspektrum des frisch-feucht-nährstoffarmen Differentialartenblocks. Nur in den jungen Sukzessionsstadien des Berglandes geht die Stetigkeit von *Dryopteris carthusiana* mit einem Stetigkeitsklassenwert von I stark zurück (Tab. 39, Spalte 3 u. 4) oder fällt sogar aus (Tab. 39, Spalte 6 u. 7). Mit höheren Deckungen kündigen beide Arten, in Kombination mit dem Auftreten von Eutrophierungszeigern aus dem frisch-feucht-nährstoffreichen Differentialartenblock D4, die fortgeschrittene Austrocknung und Sukzession in Moorbirken-Moorwäldern an (s. Kap. 4.1.2.2.5).

Mit *Vaccinium myrtillus*, *Trientalis europaeus*, *Pteridium aquilinum* und *Holcus mollis* sind vier Arten mehr oder weniger verstärkt in den jungen als auch in älteren Sukzessionsstadien des Berglandes zu finden (Tab. 39, Spalte 3-7, 10-12). Die Gründe hierfür sind verschieden. *Vaccinium myrtillus* und *Holcus mollis*, Arten nährstoffarm saurer, aber trockenerer Standorte, ohne stärkere Bindung an den Moorbirken-Moorwald, zählen mit vielen anderen zu den Arten, die in unserer heute allgemein eutrophierten Landschaft mittlerweile verstärkt im nährstoffärmeren Bergland zu finden sind. *Trientalis europaeus* hingegen erreicht im Untersuchungsgebiet den Rand ihres geschlossenen Verbreitungsgebietes (FUCHS & KEIL 2009) und ist daher dort von Natur aus selten. Grundsätzlich kommt die Art aber sowohl in weiten Bereichen des Flachlandes als auch des Berglandes vor (BFN 2012); der vermeintlich Schwerpunkt im Bergland ist insofern nur zufällig. Für *Pteridium aquilinum*, die im Untersuchungsgebiet als Störzeiger auftritt, wird vermutet, dass die Lage der Moorbirken-Moorwälder im Bergland in zumeist schmalen Kerbtälern das Eindringen erleichtert. Mit Hilfe seines Rhizomsystems kann diese Farnart auch in für sie ungünstigere Standorte eindringen und ist daher in schmalen Kerbtalbeständen schnell bis ins Zentrum der Fläche vorgedrungen.

Für *Melampyrum pratense*, *Calluna vulgaris* und *Lycopodium annotinum*, die mit geringer Stetigkeit von I vor allem in den jungen Sukzessionsstadien von MAST (1999) aus dem niedersächsischen Bergland zu finden sind, gilt wiederum, dass die an nährstoffarm-saure Standorte gebundenen Arten heute im Bergland stärker verbreitet sind und die Wahrscheinlichkeit somit hier höher ist, sie auch in den Moorwaldbeständen zu finden. Gleiches gilt für das Auftreten von *Vaccinium vitis-idaea* in einer Moorwald-Variante von MAST (1999) mit V (Tab. 39, Spalte 7). Bei der ebenfalls in dieser Gruppe zu findenden *Calamagrostis villosa* handelt es sich jedoch tatsächlich um eine in bestimmten Gebieten des collin-alpinen Raumes verbreitete Art (BFN 2012), die pflanzengeographisch bedingt im Untersuchungsgebiet und im Rheinischen Schiefergebirge nicht vorkommt.

Zu den häufigsten und damit zum Grundartenspektrum der Gefäßpflanzen des nass-nährstoffarmen Differentialartenblocks D2 gehörenden Arten zählen heute überregional betrachtet *Carex rostrata*, *C. nigra* und *Agrostis canina*. *Carex nigra* gehört im Untersuchungsgebiet jedoch aktuell zu den unter dem Einfluss des Ballungsraumes seltenen, stark im Rückgang befindlichen Arten (DÜLL & KUTZELNIGG 1987, RAABE et al. 2011).

Zwei pflanzengeographisch bedingte Unterschiede zeigen sich in Bezug auf *Myrica gale* und *Carex echinata*. Die im atlantischen Tiefland verbreitete *Myrica gale* zählt sowohl in den Aufnahmen des Untersuchungsgebietes als auch in vielen Beständen des niedersächsischen Tieflandes zum Artenspektrum des Moorwaldes. *Carex echinata*, eine insbesondere in NRW stärker im Bergland vertretene Art (HAEUPLER et al. 2003), ist auch im überregionalen Vergleich der vorliegenden Untersuchung etwas häufiger in den Vegetationsaufnahmen des Berglandes vertreten, ohne dass das Tiefland gänzlich gemieden wird. Dass auch *Carex canescens* im überregionalen Vergleich in den Varianten des Tieflandes häufiger vertreten ist, lässt sich dagegen hinsichtlich ihres Verbreitungsgebietes (BFN 2012) nicht erklären.

Zu den arealgeographisch bedingten Besonderheiten des Untersuchungsgebietes zählt *Scutellaria minor* mit deutschlandweit vielen zerstreuten Verbreitungsschwerpunkten, von den einer im Bereich der rechtsrheinischen Rheinterrassen liegt (BFN 2012).

Unter den Moosen des nass-nährstoffarmen Differentialartenblocks D2 zählt *Polytrichum commune*, anders als im zeitlichen Vergleich, bei dem sie in den Vegetationsaufnahmen von 1925-1944 nur in wenigen Varianten hohe Stetigkeitsklassenwerte erreicht hat, aktuell allgemein zu den häufigsten Arten. *Sphagnum denticulatum*, eine als Störzeiger im Moorbirken-Moorwald des Untersuchungsgebietes besonders in den älteren Sukzessionsstadien häufig auftretende Art, ist überregional nur einmal in einer Variante von MAST (1999) (Tab. 39, Spalte 5) zu finden. Dies überrascht insofern, da das in der vorliegenden Untersuchung als Charakterart des Torfmoos-Erlenbruchwaldes betrachtete Torfmoos (s. Kap. 4.1.1.2.1 Sphagno-Alnetum), auch überregional in etwas nährstoffreicheren Varianten des Moorbirken-Moorwaldes erwartet wurde. Das Fehlen der Art in den überregionalen Aufnahmen und ihr z. T. höchstes Auftreten in den Aufnahmen des Untersuchungsraumes, verdeutlicht die stärkere Belastung der Moorbüschel des Untersuchungsraumes im überregionalen Vergleich.

Ein weiteres Phänomen des Tieflandes sind die gelegentlich in Moorbirken-Moorwäldern auftretenden Röhrichtarten aus dem nass-nährstoffreichen Differentialartenblock D3, zu denen *Phragmites australis*, *Solanum dulcamara*, *Glyceria fluitans*, *Phalaris arundinacea* sowie *Poa palustris* gehören (Tab. 39, Spalte 2,15,18,21,22).

Calamagrostis canescens gehört im überregionalen Vergleich heutiger Vegetationsaufnahmen zu den weit verbreiteten und zum Grundartenspektrum des Moorwaldes zu zählenden Arten. Da die Art in den älteren Vegetationsaufnahmen weitgehend fehlt, dürfte sich auch dieses Phänomen durch die allgemein zumeist fortgeschrittene Sukzession der heutigen Moorbirken-Moorwaldbestände erklären lassen.

Häufigste Art unter den feucht-nassen Differentialarten ohne besondere Nährstoff-Präferenz D6 im überregionalen Vergleich ist *Lysimachia vulgaris*. Wie auch im Untersuchungsgebiet erhöht sich die Präsenz von *Lysimachia vulgaris* mit fortschreitender Sukzession. Mit *Scirpus sylvaticus*, *Lythrum salicaria*, *Lotus pedunculatus* und *Angelica sylvestris* gesellen sich im Untersuchungsraum Arten des Filipendulion und Calthion, den Ersatzgesellschaften des Alnion und Alno-Ulmion hinzu. Die aquatische Eutrophierung zeichnet sich mit dieser Artenkombination besonders in den älteren Sukzessionsstadien des Untersuchungsraumes ab. Allgemein treten hier, parallel zum verstärkten Auftreten von *Lysimachia vulgaris*, mit *Lonicera periclymenum*, *Rubus idaeus* und *Athyrium filix-femina* Arten trockenerer Auwaldstandorte auf.

Den Angaben von (WITTIG 1991b), DÖRING-MEDERAKE (1991) und ELLENBERG & LEUSCHNER (2010) zufolge liegen die Grundwasserstände im natürlichen bzw. naturnahen Moorbirken-Moorwald im jahreszeitlichen Verlauf sehr oberflächennah bis in einer max. Tiefe von 30 cm unter Flur. MAST (1999) ermittelt Grundwasserstände für seine naturnahen Bestände bei maximal 50 cm unter Flur. Die für die Fragestellung relevanten Werte für gestörte Moorwälder gibt er sogar mit > 80 cm unter Flur an. Zwei im Rahmen diese Arbeit untersuchte Grundwasserganglinien in gestörten Moorbirken-Moorwäldern Duisburg-Mülheimer Wald (Holzenbergs Bruch, s. Abb. 36 und Bissingheimer Wäldchen, s. Abb. 64, im Anhang) erreichten sogar maximale Werte von > 100 cm unter Flur. Auffällig ist hier vor allem der extrem lange Zeitraum von fast sechs Monaten im Jahresverlauf, wo das Grundwasser unter 20 cm unter Flur abgesackt ist. Wie bereits für den Verlauf einer Grundwasserganglinie unter einem gestörten Erlenbruchwald (s. Kap. 4.1.1.2.8) aufgezeigt wurde, führt die starke Absenkung des Grundwasserspiegels im Frühjahr und Frühsommer zur Austrocknung des Torfkörpers im aktiven Zeitraum der Vegetationsperiode und zu negativen Wuchsbedingungen für die Hygrophyten. Der eingeleitete Mineralisierungsprozess fördert zudem konkurrenzstärkere Nitrophyten, die das typische Moorwaldartenspektrum langsam verdrängen. Die Ursache der sommerlich tiefen Grundwasserstände sind auch hier nicht witterungsbedingt (Niederschläge). Wie der Anstieg der Temperaturkurve parall zum sinkenen Grundwasserstand zeigt, begünstigt der Temperaturverlauf jedoch die Trockenheit (s. Abb. 36). Wie in vielen anderen Fällen sind auch hier umfängliche Meliorationsmaßnahmen des direkten oder weiteren Umfeldes verantwortlich. Ein ähnliches Beispiel zeigt auch DINTER (1982) aus den Niederrheinischen Sandplatten, wo der Grundwasserstand des von ihm untersuchten Moorbirken-Moorwaldes Werte von 50 cm unter Flur erreicht.

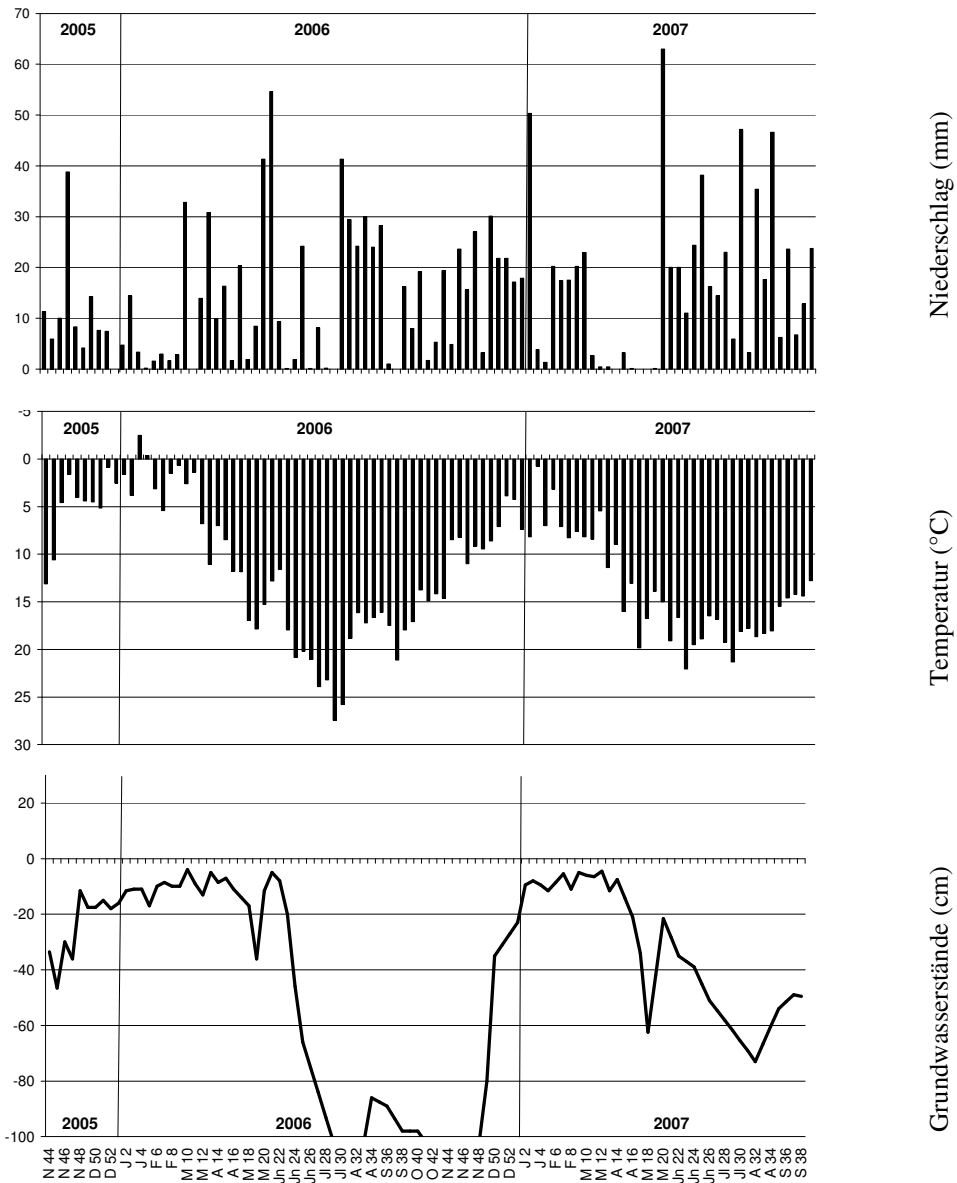


Abb. 36: Gegenüberstellung der Grundwasserganglinie über 2 Jahre eines Bestandes der hydrologisch gestörten, eutrophierten kennartenarmen Variante des *Vaccinio uliginosi*-*Betuletum pubescentis* (Tab. 34, Spalte 56, VB5) im Holzenbergsbruch im Duisburg-Mülheimer Wald. Gegenübergestellt wird die eigene Grundwassermessung mit den Niederschlagsmengen (mm) und der bodennahen Lufttemperatur (C°) des Referenzstandorte der Klimamessstation Mülheim Innenstadt (Untersuchungszeitraum Okt. 2005- Sep. 2007).

4.1.3 Myricetum gale JONAS ex DIERSCHKE 1969 – Gagelgebüsch

Das *Myricetum gale* ist, entsprechend seiner namensgebenden Art *Myrica gale*, boreal-atlantisch verbreitet und besiedelt ähnlich wie das *Vaccinio uliginosi*-*Betuletum pubescentis*, nass-oligotrophe Standorte im Randbereich („Lagg“) von Hoch- und Übergangsmooren (WEBER 1998) sowie Heideweiern. Wie der Moorbirken-Moorwald stellt auch das Gagelgebüsch ein lang anhaltendes Entwicklungsstadium in der Sukzession offener Moore zu Gesellschaften trockener Standorte dar. Natürliche Kontaktgesellschaften des *Myricetum gale* sind somit einerseits die Gesellschaften der offenen Moore und der Feuchtheiden (*Oxycocco-Sphagnetea*, *Scheuchzerio-Caricetea fuscae*) und Heideweiher (*Isoëto-Littorelletea*, *Phragmitetea*) und andererseits der ebenfalls atlantisch verbreitete Moorbirken-Moorwald (*Vaccinio uliginosi*-*Betuletum pubescentis*).

Charakteristikum des *Myricetum gale* ist der für gewöhnlich fast allein dominierte Aufbau der Strauchschicht durch die Charakterart *Myrica gale*, mit dessen damit physiognomisch einzigartiger Struktur sich die Gesellschaft auch von den ökologisch verwandten weiteren Moorgebüschgesellschaften der Ordnung *Salicetalia auritae* abgrenzt. Nur vereinzelt beteiligen sich *Betula pubescens*, *Frangula alnus* und *Salix aurita* unter natürlichen Bedingungen an der Strauchschicht, wogegen *Salix cinerea* und *Alnus glutinosa* meist gänzlich fehlen (WEBER 1998). Neben einer durchweg gut ausgeprägten Torfmoosdecke und lediglich vereinzelt Exemplaren von *Molinia caerulea* herrschen in der Moos- und Strauchschicht, je nach Ausprägung, Arten der *Oxycocco-Sphagnetea* oder der *Phragmitetea* und *Scheuchzerio-Caricetea fuscae* vor.

Tab. 17: Synsystematische Gliederung des europäischen Gagelgebüsches (*Myricetum gale* JONAS ex DIERSCHKE 1969, unter Einbeziehung der häufiger verwendeten Synonyme (nach WEBER 1998).

Klasse	Franguletea DOING ex WESTHOFF et DEN HELD 1969
Ordnung	Salicetalia auritae DOING ex STEFFEN 1968
Verband	Salicion cinereae TH. MÜLLER et GÖRS ex PASSARGE 1961
Gültige Assoziation	Myricetum gale JONAS ex DIERSCHKE 1969 (Gagel-Gebüsch)
Synonyme Assoziationen	Molinio-Myricetum gale (MEIJER DREES)* PASSARGE in PASSARGE et HOFMANN 1968* Molinio-Myricetum gale PASSARGE in PASSARGE et HOFMANN 1968 Myricetum gale OSVALD 1923 Myricetum gale JONAS 1932

* Die Beschreibung des Syntaxons wird fälschlicherweise MEIJER DREES zugeordnet. Dieser Fehler wird später von (WEBER 1998) und RENNWALD (2000) übernommen (Erläuterungen im Text).

Die unter natürlichen Bedingungen nur langsam voranschreitende Sukzession des *Myricetum gale* zu Waldgesellschaften trockenerer Standorte läuft vermutlich in der heutigen von Eutrophierung und Entwässerung bestimmten Agrar- und Industrielandschaft beschleunigt ab. Natürliche Übergänge zu den Kontaktgesellschaften werden überlagert durch anthropogen bedingte Prozesse und erschweren, wie bereits für den Moorbirken-Moorwald und die Erlenbruchwälder diskutiert, auch im Bereich des Gagelgebüsches die syntaxonomische Einordnung oft erheblich (zur synsystematischen Einordnung s. Tab. 17).

4.1.3.1 Gliederung des *Myricetum gale* JONAS ex DIERSCHKE 1969 in Mitteleuropa

4.1.3.1.1 Geschichte ihrer Syntaxonomie

Die Gesellschaft des Gagelgebüsches wurde erstmalig im Jahr 1909 von GADECEAU beschrieben. Er verwendete bereits damals die bis heute übliche Gesellschaftsbezeichnung *Myricetum*, unter dessen Namen er eine kommentierte Artenliste veröffentlichte. Erste Vegetationsaufnahmen finden sich bei OSVALD (1923) über die Vegetation des Hochmoores Komosse (Schweden) und bei ALMQUIST (1929) über die Vegetation und Flora von Uppland (Schweden).

Bereits JONAS (1932, 1935) unterteilte die Gesellschaft weiter in ein extrem nährstoffarme Standorte besiedelndes *Myricetum sphagnetosum* und ein *Myrica gale*-Gebüsch als Gesellschaft etwas nährstoffreicherer Standorte. Die heute übliche Untergliederung des *Myricetum gale* in ein nährstoffarmes „*ericetosum*“ und ein nährstoffreicheres „*peucedanetosum*“ geht auf FISCHER (1967) zurück, der die Gesellschaft erstmalig in eine Subassoziation von *Erica tetralix* und eine von *Peucedanum palustre* unterteilte.

In der Literatur findet sich aber nicht nur eine Untergliederung nach dem Nährstoffgehalt der Böden. WOIKE (1958) differenzierte die Gesellschaft in seiner Gebietsmonographie über die Hildener Heide vorrangig nach dem unterschiedlich fortgeschrittenen Grad der Sukzession. So werden die jungen Sukzessionsstadien als *Myrica gale-Narthecium ossifragum*- den älteren als *Myrica gale-Sphagnum fimbriatum*-Gesellschaft gegenüber gestellt.

Viele der früheren Autoren veröffentlichten nur einzelne Vegetationsaufnahmen der Gagelgebüsch-Gesellschaft, oder die umfangreicheren Aufnahmen beschränken sich lokal nur auf ein sehr eng umgrenztes Gebiet. Eine etwas großräumigere Betrachtung findet sich hingegen in der Arbeit von DIERSCHKE (1969) über die Vegetation in den Tälern der Böhme und Fintau in der Lüneburger Heide. Mit dieser Arbeit scheint gleichzeitig das *Myricetum gale* erst gültig beschrieben worden zu sein (WEBER 1998). Nach den Nomenklaturregeln müsste das Syntaxon damit unter dem ein Jahr früher von PASSARGE (PASSARGE & HOFMANN 1968) veröffentlichten Namen als *Molinio-Myricetum gale* geführt werden. Auch frühere Autoren wie z. B. KNAPP (1944) verwendeten bereits diese heute gültige Gesellschaftsbezeichnung. Die Veröffentlichungen erfüllen jedoch nicht die Bedin-

gungen der Nomenklaturregeln (WEBER 1998). Als allgemein akzeptierter NCU (name in current use) wird der Name *Myricetum gale* von WEBER (1998) in der Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands und auch von RENNWALD (2000) im Verzeichnis und Roten Liste der gefährdeten Pflanzengesellschaften weiter geführt.

Eine Übersicht der Gesellschaft in Nordwestdeutschland gibt PASSARGE (PASSARGE & HOFMANN 1968). Als ursprünglicher Autor wird hier allerdings fälschlicherweise MEIJER DREES angeführt. MEIJER DREES bearbeitet in seiner 1936 veröffentlichten Arbeit die Gesellschaft jedoch nicht. Dieser Fehler zieht sich innerhalb der Synonymbezeichnung bis in die aktuellen Publikationen von WEBER (1998) und RENNWALD (2000).

Tab. 18: Chronologische Darstellung der wichtigsten Arbeiten der Erforschung des *Myricetum gale* in Mitteleuropa.

Autor	Syntaxonomische Bezeichnung
GADECEAU (1909)	als <i>Myricetum</i>
OSVALD (1923)	als <i>Myrica gale-Sphagnum palustre</i> -Assoziation als <i>Myrica gale</i> -Assoziation
ALMQUIST (1929)	als <i>Myrica-Molinia</i> -Assoziation
JONAS (1931)	als <i>Myricetum sphagnosum</i>
JONAS (1935)	als <i>Myricetum sphagnosum</i> <i>Myrica-gale-Sphagnum recurvum</i> -Soziation <i>M. gale-Molinia caerulea-Narthecium ossifragum</i> -Soziation
TÜXEN (1937)	als <i>Frangulo-Salicetum auritae</i>
KNAPP (1944)	als <i>Myricetum galis</i>
WALTER (1950)	als <i>Salix aurita-Rhamnus-Frangula</i> -Assoziation
WOIKE (1958)	als <i>Myrica gale-Narthecium ossifragum</i> -Gesellschaft als <i>Myrica gale-Sphagnum fimbriatum</i> -Gesellschaft
HILD (1960)	als <i>Myricetum galis juncetosum</i> als <i>Myricetum galis dryopteridetosum</i>
JESCHKE (1963)	als Gagelgebüsch
ALTEHAGE (1962)	als <i>Myrica gale</i> -Gebüsch
LIENEBECKER (1967)	als <i>Myricetum gale</i> im <i>Alnion glutinosae</i>
FISCHER (1967)	als <i>Frangulo-Myricetum</i>
PASSARGE & HOFMANN (1968)	als <i>Molinio-Myricetum gale</i>
DIERSCHKE (1969)	als <i>Myricetum gale</i> Jonas 1932
BURRICHTER (1969)	als <i>Myricetum galis</i>
DIERßEN (1973)	als <i>Myricetum galis</i>
WEBER (1978)	<i>Myricetum gale ericetosum</i> <i>Myricetum gale sphagnetosum</i>
WITTIG (1980)	als <i>Myricetum gale</i> mit Subass. von <i>Erica tetralix</i> mit Subass. von <i>Peucedanum palustre</i>
HÜBNER (1985)	<i>Myricetum gale</i> in der <i>Alnetea glutinosae</i>
NIGGE (1988)	als <i>Myricetum gale</i>
ZICKERMANN (1996)	als <i>Myricetum galis</i>
WEBER (1998)	als <i>Myricetum gale</i>
GREGAREK & VOGEL (2000)	als <i>Myricetum gale</i>
RENNWALD (2000)	als <i>Myricetum gale</i>

Standörtlich steht das *Myricetum gale* dem *Frangulo-Salicetum* sehr nahe und wurde daher z. B. von TÜXEN (1937) noch nicht als eigenständige Gesellschaft anerkannt. Auch der von FISCHER (1967) verwendete Name *Frangulo-Myricetum* verweist auf die floristischen Ähnlichkeiten beider Gesellschaften. Bezüglich der synsystematischen Einordnung in höhere Gliederungsebenen wurde das *Myricetum* häufig, z. B. von LIENENBECKER (1967), OBERDORFER et al. (1967) und HÜBNER (1985) zur Klasse der Erlenbruchwälder (*Alnetea glutinosae*) gestellt. WEBER (1998) hingegen stellt die Gesellschaft des Gagelgebüsches zusammen mit den anderen Gebüsch-Gesellschaften nährstoffarmer Standorte als Verband *Salicion cinereae* der Ordnung *Salicetalia auritae* in die Klasse der Faulbaum-Gebüschgesellschaften *Franguletea*. Dieser Auffassung der syntaxonomischen Gliederung schließt sich RENNWALD (2000) an.

4.1.3.1.2 Erläuterungen zum verwendeten Gliederungskonzept

Die boreal-atlantische verbreitete Pflanzengesellschaft lässt sich arealgeographisch nicht weiter untergliedern, da abgesehen von *Narthecium ossifragum* (Moor-Lilie), die im östlichen Teilareal der Gesellschaft fehlt (DIERSCHKE (1969)), keine weiteren arealgeographisch relevanten diagnostischen Arten zum Spektrum des Gagelgebüsches zählen.

Wie der Moorbirken-Moorwald ist auch das Gagelgebüsch ein lang anhaltendes Entwicklungsstadium innerhalb der Sukzession von einer offenen Moorvegetation hin zum Nasswald (Abb. 56). Entlang dieses Transekts fortgeschrittener Sukzession fallen auch hier nach und nach die charakteristischen Offenlandarten der *Oxycocco-Sphagnetum* und *Scheuchzerio-Caricetum fuscae* aus.

Unabhängig von der dominierenden Gehölzart zeigt das *Myricetum gale* im Vergleich zum Moorbirken-Moorwald ein fast identisches Bild in Verteilung und Schwerpunkte der den Nährstoff- und Wasserhaushalt kennzeichnender Arten der Differentialartenblöcke D1-D6 (s. Tab. 40, Spalte 6-32). Arten der nährstoffarmen Differentialartenblöcke D1 und D2 sind insgesamt zahlenmäßig und z. T. mit hoher Stetigkeit überproportional gut vertreten, wogegen Nährstoffzeiger der Differentialartenblöcke D3 und D4 nur in sehr wenigen Aufnahmen in Erscheinung treten. Die unterschiedlichen feucht-nassen Standortbedingungen innerhalb der Sukzessionsreihe vom Gagelgebüsch zum Moorbirken-Moorwald zeigen sich innerhalb der Differentialartenblöcke D1, D5 und D6. Zeigerarten nass- und feucht-nasser Standorte der Differentialartenblöcke D5 und D6 ohne besondere Nährstoffpräferenz zeigen im *Myricetum gale*, dem jüngeren Sukzessionsstadium in der Verlandungsreihe, etwas mehr Präsenz. Im Gegensatz dazu sind die D1-Arten frisch-feucht-nährstoffarmer Standorte im älteren Sukzessionsstadium des *Vaccinio-Betuletum pubescentis* zahlenmäßig und steter vertreten. Vor allem die am Gesellschaftsaufbau beteiligte artenreiche Moosflora aus den Differentialartenblöcken D1 und D2 kann zur differenzierteren Gliederung der Assoziation herangezogen werden. Insgesamt ist das Gagelgebüsch, ähnlich dem Moorbirken-Moorwald, als Gesellschaft nass-nährstoffarmer Standorte zu betrachten, in denen Nährstoffzeiger (D3 und D4) und möglicherweise auch Nässe- sowie Feucht-

Nässezeiger ohne besondere Nährstoffpräferenz (D5 und D6), lediglich als Störzeiger auftreten.

Differentialarten der Differentialartenblöcken D3 und D4 sowie D5 und D6 treten nicht in den jungen Oxycocco-Sphagnetum-Arten reichen Beständen (Tab. 43, Spalte 6-7) auf. Zu den häufigsten D5 und D6 Arten zählen *Calamagrostis canescens*, *Galium palustre*, *Lysimachia vulgaris*, *Lythrum salicaria* und *Peucedanum palustre*, mit denen diese Bestände zum Moorbirken-Moorwald bzw. zum Torfmoos-Erlenbruchwald vermitteln. Solche Bestände nasser etwas nährstoffreicherer Standorte werden u. a. von WEBER (1998) entsprechend FISCHER (1967) auf Subassoziationsebene als *Myricetum gale peucedanetosum* (FISCHER) DIERSCHKE 1969 den Oxycocco-Sphagnetum-Arten reichen Beständen als *Myricetum gale ericetosum* (FISCHER) DIERSCHKE 1969 gegenübergestellt. Zum Standort der *Peucedanum*-Subassoziation schreibt bereits DIERSCHKE (1969:388), dass die Gesellschaft „besonders im Kontaktbereich zum Grünland [...], vor allem in Nähe kleiner Gräben“ zu finden ist. Diese Beschreibung eines durch Störung stark beeinträchtigten Standortes bekräftigt die Annahme, dass es sich bei dieser Subassoziation bereits um eine durch Störungen hervorgerufene und nicht um eine naturnahe Gesellschaftsausprägung handelt. Das Sphagno-Alnetum stellt somit nur selten eine natürliche Kontaktgesellschaft des *Myricetum gale* dar. Oxycocco-Sphagnetum-Arten reiche und verarmte sowie *Myrica gale*-Bestände mit leichten Eutrophierungszeigern werden innerhalb der vorliegenden Untersuchung darum lediglich auf der Ebene von Varianten differenziert. Gleichmaßen wird mit der Betrachtung der im Gagelgebüsch gelegentlich auftretenden Arten nährstoffreicherer Standorte der Differentialartenblöcke D5 und D6 als Störzeiger, auch die synsystematische Einordnung der Gesellschaft in die eigenständige Klasse der Moorebüsche *Salicetalia auritae* DOING ex STEFFEN 1968 bekräftigt und die mittlerweile nicht mehr übliche Zuordnung zur Klasse der Erlenbruchwälder (*Alnetum*) (s. WEBER 1998) verworfen.

4.1.3.2 Ergebnisse und Diskussion der Untersuchungen des *Myricetum gale* JONAS ex DIERSCHKE 1969 – Gagelgebüsch

Die Aufnahmeflächen des Gagelgebüsches der aktuellen Untersuchung finden sich ausschließlich im Süden des Untersuchungsraumes im Bereich der Moor- und Feuchtheidegebiete Hildener Heide, Ohligser Heide und Further Moor der Bergischen Heideterrassen. Im Bereich der Niederrheinischen Sandplatten hingegen ist die Sukzession der kartierten Gagel-Bestände so weit fortgeschritten, dass diese Bestände aufgrund der hohen Deckung von *Betula pubescens* in der Baumschicht mit 3 zum Moorbirken-Moorwald (Tab. 36, Spalte 28, 33) gestellt wurden.

Die Standorte des Gagelgebüsches der drei Moor- und Feuchtheidegebiete liegen alle im Bereich der offenen Feuchtheideflächen in denen Reste der Bulten- und Schlenkenvegetation erhalten geblieben sind bzw. vielfach erst durch Renaturierungsmaßnahmen entwickelt wurden. Mit zwei Ausnahmen liegen alle Flächen in unmittelbarer Nähe zu Heidebächen oder deren Zuflüssen, die das Gebiet durchfließen und entwässern.

Myrica gale bildet in den aktuellen Beständen des Untersuchungsraumes bereits eine dichte Strauchschicht mit einer zumeist hohen Deckung von 3 oder 4. Höchstet aber mit unterschiedlich hoher Deckung sind ebenfalls *Betula pubescens* und *Frangula alnus* an der Strauchschicht beteiligt. Zu den seltenen Gehölzen der Strauchschicht hingegen zählen die ebenfalls für die Gesellschaft charakteristische Art *Salix aurita* und die als Störzeiger zu wertenden Gehölze *Alnus glutinosa* und *Salix cinerea*.

In der Kraut- und Moosschicht beherrschen wie im Moorbirken-Moorwald die Differentialarten nass-nährstoffarmer und nährstoffarmer Standorte (D1 u. D2) das Bild. 38 Moos- und Gefäßpflanzenarten der nährstoffarmen Differentialartenblöcke stehen mit *Dryopteris dilatata*, *Phragmites australis*, *Typha latifolia* und *Calliergonella cuspidata* nur 4 Nährstoffzeigern der Differentialartenblöcke D3 und D4 gegenüber. Dieser eindeutige Schwerpunkt des Artenspektrums im nährstoffarmen Differentialartenbereich der aktuellen Vegetationsaufnahmen belegt somit auch für das Untersuchungsgebiet, dass es sich beim *Myricetum gale* ausschließlich um eine Gesellschaft extrem nährstoffarmer Standorte handelt.

In der Binnendifferenzierung präsentieren sich die Gagelgebüsche sehr heterogen. Allen Beständen gemeinsam ist das Vorkommen von *Molinia caerulea*, die im Unterwuchs in allen Aufnahmen mit fast ausnahmslos hoher Deckung von 3-5 zum Grundartenspektrum zählt. Unter den Moosen sind es *Sphagnum fallax* und *S. flexuosum* aus dem *S. recurvum* agg., die entweder zusammen oder abwechselnd in fast allen Aufnahmen zu finden sind.

Insgesamt konnten 4 Varianten des Gagelgebüsches unterschieden werden. In den aktuellen Aufnahmen lässt sich eine Oxycocco-Sphagnetea-Arten reiche Variante (MY1, Tab. 40, Spalte 1-5) mit Arten sowohl aus den Differentialartenblöcken D1 und D2 von einer Oxycocco-Sphagnetea-Arten armen Variante (MY3, Tab. 40, Spalte 6-9) unterscheiden, in denen nur noch jeweils eine Art des Differentialartenblocks D1 zum Artenspektrum zählt. In der differentialartenarmen Variante des *Myricetum gale* (MY4) der Spalten 10-11 (Tab. 40) sind die Oxycocco-Sphagnetea-Arten schließlich komplett ausgefallen.

Die Frage, ob lückige *Myrica gale* Bestände, bereits zum *Myricetum gale* gezählt werden sollen, kann sicherlich, je nach Sichtweise des Betrachters, unterschiedlich bewertet werden. Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung werden sie, soweit es sich bereits um hochwüchsige Sträucher handelt, zu dieser Gebüschgesellschaft gestellt, da sich der Standort bereits gebüschfähig ausweist und dauerhaft für die offenen Moorvegetations verloren ist. Ebenso verfahren bei ihrer Bearbeitung des *Myricetum gale* u. a. OSVALD (1923), JONAS (1935), WOIKE (1958), HILD (1960), DIERßEN (1973), KÜSEL & DIERSCHKE (1976), WEBER (1978) und WITTIG (1980).

4.1.3.2.1 Untergliederung des Myricetum gale JONAS ex DIERSCHKE 1969

Oxycocco-Sphagnetee-Arten reiche Variante – MY1 (Tab. 40, Spalte 1-5)

Innerhalb der Oxycocco-Sphagnetee-Arten reichen Variante des Myricetum gale können weitere Bestände differenziert werden, in denen neben den nass-nährstoffarmen Oxycocco-Sphagnetee-Arten *Drosera rotundifolia*, *Erica tetralix*, *Eriophorum angustifolium*, *Narthecium ossifragum* und dem Moos *Calypogeia sphagnetosum* mit *Sphagnum cuspidatum* und *Polytrichum commune* nur noch nass-nährstoffarme Standorte besiedelnde Arten mit einem Zeigerwert für Stickstoff von 1 (D2a) (Tab. 40, Spalte 1-2, MY1a) auftauchen. Sie repräsentieren ebenso wie die Oxycocco-Sphagnetee-Arten den nassen, extrem nährstoffarmen Wuchsort. In der Oxycocco-Sphagnetee-Arten reichen Variante MY1b (Tab. 40, Spalte 3-5) gehen mit dem Ausfall von *Erica tetralix* und *Eriophorum angustifolium* die Oxycocco-Sphagnetee-Arten nass-nährstoffarmer Standorte zurück. Stattdessen gesellen sich mit *Juncus acutiflorus*, *Menyanthes trifoliata*, *Riccardia multifida* und *Sphagnum denticulatum* weitere Nässezeiger mit dem Stickstoffzeigerwert von 2 (D2a) oder mit *Phragmites australis* und *Calliergonella cuspidata* Stickstoffzeiger der Differentialartenblöcke D3 bzw. D4 hinzu. Mit einem gefäßpflanzenreichen Differentialartenspektrum des nass-nährstoffarmen Differentialartenblocks (D2), Stickstoffzeigern der Differentialartenblöcke D3 und D4 sowie Nässezeigern der Differentialartenblöcke D5 u. D6 hebt sich innerhalb der Aufnahmen dieser Variante (MY1b), die etwas nährstoffreichere Ausprägung der Spalte 6 ab. Mit einem großen *Potamogeton polygonifolius*-Vorkommen, das hier eine Deckung von 4 erreicht, ist dieser Bestand durch ein charakteristisches Florenelement der Heideweiher geprägt.

Oxycocco-Sphagnetee-Arten arme Variante –MY3 ohne Oxycocco-Sphagnetee D2 (Tab. 40, Spalte 6-9)

Die Oxycocco-Sphagnetee-Arten arme Variante MY3 unterscheidet sich von der artenreichen Variante MY1b durch das vollständige Ausfallen dieser Artengruppe des nass-nährstoffarmen Differentialartenblocks D2 sowie durch das z. T. dominante Vorkommen von *Carex rostrata*, die nur hier höchstens und mit z. T. hoher Deckung von bis zu 4 zu finden ist. Auch in dieser Variante sticht ein Bestand besonders hervor (Spalte 9), dessen Artenspektrum sowohl durch nass-nährstoffarme Differentialarten des Differentialartenblocks D2 als auch um Nährstoffzeiger der Differentialarten D3 und D4 erweitert ist. Darüber hinaus zählt mit *Agrostis canina*, *Carex echinata*, *Cirsium palustre*, *Hydrocotyle vulgaris* und *Viola palustris* aus dem Differentialartenblock D2 und *Galium palustre* ssp. *elongatum* und *Lysimachia vulgaris* aus den Differentialartenblock D5 u. D6 eine ganze Reihe charakteristischer Moorbirken-Moorwald- bzw. Torfmoos-Erlenbruchwaldarten zum floristischen Spektrum dieses Bestandes und kennzeichnet auch hier die etwas nährstoffreicheren Standortbedingungen innerhalb dieser Variante. Auch durch das Auftreten von *Alnus glutinosa*, mit einer Deckung von 2b in der Strauchschicht,

zeichnen sich die Störungen dieses Bestandes durch Eutrophierung und die dadurch bedingte Sukzession hin zum Torfmoos-Erlenbruchwald deutlich ab.

Tab. 19: Übersicht der Varianten des *Myricetum gale* JONAS ex DIERSCHKE 1969 und der prägenden Differentialartenblöcke (Tab. 40 und 41).

¹ nur in ältere Veg.-Aufn. (Tab. 41); ² nur in aktuelle Veg.-Aufn. (Tab. 40)

Varianten		Oxycocco-Sphagnetetea-Arten reiche Variante MY1	Oxycocco-Sphagnetetea-Arten arme Variante ohne Oxycocco-Sphagnetetea-Arten D1 ¹ MY2	Oxycocco-Sphagnetetea-Arten arme Variante ohne Oxycocco-Sphagnetetea-Arten D2 ² MY3	Differentialartenarme Variante MY4
Differentialartenblöcke					
nährstoffarm					
D1	frisch-feucht	x	x	x	x
D2	nass	x	x	x	x
nährstoffreich					
D3	nass	(x)	-	(x)	(x)
D4	frisch-feucht	-	-	(x)	-
ohne Nährstoffpräferenz					
D5	nass	-	-	(x)	(x)
D6	feucht-nass	(x)	(x)	(x)	(x)

Differentialartenarme Variante – MY4
(Tab. 40, Spalten 10-11)

Im Schatten der Strauchschicht des *Myricetum gale* der Variante MY4 finden *Oxycocco-Sphagnetetea*-Arten schließlich keinen Lebensraum mehr. Mit *Sphagnum fallax*, *S. fimbriatum* und *S. flexuosum* mit einer Deckung von 2a und *S. denticulatum* mit einer solchen von 1, weist der Bestand der Spalte 10 noch eine dichte Torfmoosdecke und einen gewissen Artenreichtum unter den Moosen auf. Ein extrem artenverarmter Bestand des Gagelgebüsches des Untersuchungsgebietes stellt dagegen die Aufnahme der Spalte 11 dar. Neben *Molinia caerulea* mit einer Deckung von 4 sind im Unterwuchs nur noch die Torfmoose *Sphagnum fimbriatum* und *S. palustre* mit einer schütterten Deckung von 1 zu finden. Diese

Variante ist als sukzessionsbedingt natürliche, artenarme Ausprägung des *Myricetum gale* anzusehen.

4.1.3.2.2 Entwicklung des *Myricetum gale*

Der Vergleich der aktuellen Vegetationsaufnahmen des *Myricetum gale* (Tab. 38) mit den älteren Vegetationsaufnahmen im Untersuchungsgebiet (Tab. 41) zeigt zunächst ebenfalls eine *Oxycocco-Sphagnetea*-Arten reiche (Tab. 41, Spalte 1-24, MY1), eine *Oxycocco-Sphagnetea*-Arten arme (Tab. 41, Spalte 25-39) und eine Differentialartenarme Variante des *Myricetum gale* (Tab. 41, Spalte 40-52, MY4).



Abb. 37: *Myricetum gale* in der Hildener Heide (Foto: R. FUCHS 2007).

Anders als in den aktuellen Vegetationsaufnahmen sind in der Oxycocco-Sphagnetea-Arten armen Variante der älteren Vegetationsaufnahmen (Tab. 41, Spalte 15-39, MY2) jedoch nicht die nass-nährstoffarmen Arten des Differentialartenblocks D2, sondern die frisch-feucht-nährstoffarmen Differentialarten des Differentialartenblocks D1 ausgefallen, dessen Artenspektrum sich oft auf *Sphagnum papillosum* beschränkt. Die meisten dieser Aufnahmen stammen von HÜBNER (1985) aus dem Further Moor. Statt *Sphagnum papillosum* taucht hier *Sphagnum palustre* in den artenarmen Beständen auf. Gravierender Unterschied in den Standortansprüchen beider Sippen ist der Lichtfaktor, der für *Sphagnum papillosum* mit einem Lichtzeigerwert von 9 als sehr hoch und für *Sphagnum palustre* mit einem Lichtzeigerwert von 6 als deutlich geringer eingeschätzt wird. Warum die gleichermaßen lichthungrigen Gefäßpflanzen *Eriophorum angustifolium*, *Narthecium ossifragum* und *Vaccinium oxycoccos* in diesen Beständen überleben konnten, bleibt dabei allerdings fraglich. Mehrfach konnte aktuell *Sphagnum palustre* zusammen mit *Sphagnum papillosum* in beiden Oxycocco-Sphagnetea-Arten reichen Varianten, sowohl des Myricetum gale (MY1), als auch des Vaccinio-Betuletum pubescentis (VB1) nachgewiesen werden, (Tab. 40, Spalte 2, Tab. 36, Spalte 3, 4, 9). Dass *Sphagnum palustre* in der Oxycocco-Sphagnetea-Arten reichen Variante allein existiert, wurde hingegen nicht beobachtet. Da die beiden Arten, wie innerhalb der vorliegenden Untersuchung belegt wurde (s. Kap. 4.2.2), anders als allgemein angenommen nur mikroskopisch unterscheidbar sind, ist davon auszugehen, dass *Sphagnum papillosum* in der Oxycocco-Sphagnetea-Arten armen Variante ohne D1-Differentialarten möglicherweise von einigen Autoren übersehen wurde. Diese Oxycocco-Sphagnetea D1-Arten freie Variante (MY2) wird in der vorliegenden Untersuchung folglich den jungen Sukzessionsstadien des Myricetum gale zugerechnet.

Entsprechend der aktuellen Untersuchung lassen sich auch innerhalb der älteren Vegetationsaufnahmen des Untersuchungsraumes Aufnahmen ohne Nährstoffzeiger und auch ohne nass-nährstoffarme D2b Differentialarten (Tab. 41, Spalte 1-8, MY1a) von den übrigen Oxycocco-Sphagnetea-Arten reichen Beständen (Tab. 41, Spalte 9-24, MY1b, MYc) abspalten. Deutliche Unterschiede ergeben sich aber im Vergleich der Variante MY1. Hier tritt in den älteren Vegetationsaufnahmen eine weitere bultenmoosreiche Subvariante auf (Tab. 41, Spalte 15-24, MY1c). In dieser Subvariante sind *Calypogeia azurea*, *Cephalozia bicuspidata*, *Dicranella heteromalla* und *Sphagnum fimbriatum* in 100 % und *Bryum pseudotriquetrum* in 80 % der Aufnahmen vertreten, die in allen weiteren Aufnahmen der Variante MY1 nur vereinzelt auftreten. Als Differentialarten frisch-feucht-nährstoffarmer Standorte (D1), sind diese Moosarten typische Besiedler der trockeneren Bereiche der Bulten und Stammbasen innerhalb des Gagelgebüsches. Alle Aufnahmen dieses Vegetationstyps stammen von WOIKE (1958) aus der Hildener Heide. Da sich jedoch im Aufnahmемaterial von WOIKE (1958) auch Oxycocco-Sphagnetea-Arten reiches Aufnahmемaterial ohne diese höchstet auftretenden D1-Moosarten finden lassen (Tab. 41, Spalte 1-4, 9-11), können Kartierunterschiede als mögliche Ursache ausgeschlossen werden. Die erhöhte Artenzahl der Bultenmoose, die im Falle von *Dicranella heteromalla* und *Sphagnum fimbriatum* auch mit hohen Deckungen von bis zu 3 und 4 auftreten, weisen somit auf ehemals deutlich offenere, reich an von Moosen besiedelbare trockenere Bereiche,

hin. Auch *Atrichum undulatum*, *Calypogeia fissa*, *Mnium hornum* und *Plagiothecium denticulatum*, die ebenfalls nur in dieser Subvariante in jeder Aufnahme zu finden sind, deuten auf gefäßpflanzenfreie, offenere Bodenpartien hin, die von Moosen leicht besiedelt werden können. Einige dieser Aufnahmen (Tab. 41 Spalte 15, 19, 21-24) wurden im Gebiet zwischen Jaberg und Schönholz erhoben, in dem auch heute noch *Myrica gale*-Bestände zu finden sind. Die von WOIKE (1958) als *Myrica gale-Sphagnum fimbriatum* bezeichnete Gesellschaft wurde damals als Initialphase des *Vaccinio-Betuletum pubescentis* angesehen. Die Sukzession dieser Bestände ist heute deutlich weiter fortgeschritten und entweder der *Oxycocco-Sphagnetum*-Arten armen Variante des *Myricetum gale* (Tab. 41, Spalte 6) oder wie von WOIKE (1958) bereits prognostiziert, aufgrund einer mittlerweile ausgeprägten Baumschicht, dem Moorbirken-Moorwald (Tab. 36, Spalte 23, 27, 30, 33, 35, 44) zuzurechnen. *Myrica gale* zum Teil mit hoher Abundanz in Strauch- oder Krautschicht, zeugen jedoch noch vom *Myricetum gale* als Ursprung der Bestände.

Auch die differentialartenarme Variante der älteren Vegetationsaufnahmen (Tab. 41, Spalte 40-52, MY4) lässt sich weiter untergliedern. Trockene extrem artenarme Bestände ohne jegliche Nässezeiger (Tab. 41, Spalte 47-52, MY4b) stehen hier artenreicheren Beständen mit Differentialarten des nass-nährstoff-armen Differentialartenblocks (D2) oder der nass- bzw. feucht-nassen Differentialartenblöcke ohne Nährstoff-Präferenz (D5 u. D6) (Tab. 41, Spalte 40-46, MY4a) gegenüber. Mit *Typha latifolia* tritt in zwei dieser Aufnahmen auch ein Nässezeiger nährstoffreicher Standorte auf.



Abb. 38: *Oxycocco-Sphagnetum*-Arten reiche Variante des *Myricetum gale* in der Hildener Heide mit *Narthecium ossifragum* (Foto: R. FUCHS 2007).



Abb. 39: Moorbirken reiche Übergangsstadien des *Myricetum gale* zum Moorbirken-Moorwald (Foto: R. FUCHS 2007).

4.1.3.2.3 Zeitlicher Vergleich der aktuellen Gagelgebüsch-Aufnahmen mit älteren Vegetationsaufnahmen des Untersuchungsgebietes (1955-1985) und alten Vegetationsaufnahmen aus Europa (1923-1944)

Anders als im Bereich der alten Vegetationsaufnahmen des Moorbirken-Moorwaldes der Jahre 1925-1944 (Tab. 38, Spalte 13-21) überwiegen im Bereich der alten Vegetationsaufnahmen der Jahre 1923-1944 des Gagelgebüsches (Tab. 42, Spalte 11-15) nicht die jungen Sukzessionsstadien, sondern sind zu einem Drittel mehr den älteren Sukzessionsstadien zuzuordnen. Bereits in den 1920-1940er Jahren waren dichte schattige *Myrica gale*-Bestände ohne Offenlandarten vermutlich häufiger als die jungen lückigen frühen Sukzessionsstadien. Möglicherweise ist dies auf den schnellen Kronenschluss von *Myrica gale* zurückzuführen, durch den sich auch das Ausfallen der lichthungrigen Arten offener Moore schneller vollzieht.

Die jungen Sukzessionsstadien der alten Vegetationsaufnahmen Europas (Tab. 42, Spalte 11, 12) unterscheiden sich deutlich voneinander. Neben Beständen (Tab. 42, Spalte 12), die der nährstoffarmen *Oxycocco-Sphagnetea*-Arten reichen Variante des Untersuchungsgebietes (Tab. 42, Spalte 1-2, MY1) stark ähneln, zeigen andere (Tab. 42, Spalte 12) deutlich mehr Nässezeiger. In den Beständen, die denen des Untersuchungsraumes ähneln (Tab. 42, Spalte 11) zählen mit einem Stetigkeitsklassenwert von V *Erica tetralix*, *Narthecium ossifragum* und *Sphagnum papillosum* zu den häufigsten Arten der offenen Moore. Wie im Untersuchungsgebiet sind auch hier ausschließlich nass-nährstoffarme

Standorte anzeigende Differentialarten des Differentialartenblocks D2 mit dem Stickstoffzeigerwert 1 (D2a) zu finden.

In der nassen Oxycocco-Sphagnetea-Arten reichen Variante (Tab. 42, Spalte 12) gesellen sich weitere Oxycocco-Sphagnetea-Arten hinzu, die in den Vegetationsaufnahmen des Untersuchungsgebietes fehlen. Dazu gehören z. B. *Andromeda polifolia*, *Eriophorum vaginatum* und *Sphagnum contortum* und *S. majus*. Mit *Potentilla palustris* und *Scorpidium scorpiodes* zählen zwei Scheuchzeria-Caricetea-Arten zum Artenspektrum des Differentialartenblocks D2. Weitere zusätzliche Nässezeiger sind *Carex lasiocarpa*, *Epilobium palustre* und *Fissidens adianthoides* aus dem Differentialartenblock D2 sowie die nasse- und feucht-nasse Standorte anzeigenden Arten *Calamagrostis canescens*, *Carex panicea*, *Equisetum palustre* und *Peucedanum palustre* aus den Differentialartenblöcken D5 und D6. Oxycocco-Sphagnetea-Arten des Differentialartenblocks D1 fehlen. Allgemein treten in den frühen Vegetationsaufnahmen aus Europa deutlich mehr Nässezeiger, insbesondere Oxycocco-Sphagnetea Arten des Differentialartenblocks D2a auf. Im Gegensatz dazu finden sich mit den Vegetationsaufnahmen älterer Sukzessionsstadien der Spalten 14 und 15 (Tab. 40) aber auch Gagelgebüschbestände, die mit dem Fehlen von *Sphagnum fimbriatum*, *S. palustre* und *S. recurvum* agg. nicht nur weitestgehend torfmoosfrei sind, sondern die außer *Fissidens adianthoides* mit einer Stetigkeit von IV in Spalte 14 und *Calamagrostis canescens* mit Stetigkeiten von II oder III in den Spalten 14 bzw. 15 auch frei von Nässezeigern sind. In der Myricetum gale-Variante der Spalte 15 (Tab. 42) zählt das nur hier auftretende Torfmoos *Sphagnum squarrosum* mit der Stetigkeitsklasse I zum Artenspektrum. Solche extrem trockenen *Myrica gale*-Bestände wurden im Untersuchungsraum aktuell und auch im Zeitraum von 1955-1985 nicht nachgewiesen.

Bis auf JONAS (1931, 1935) werden in der vegetationskundlichen Bearbeitung des Myricetum gale aus den 1920-1944er Jahren nur wenige Torfmoose aufgeführt. ALMQUIST (1923) gibt nur *Sphagnum contortum*, OSVALD (1932) nur *Sphagnum palustre* und KNAPP (1944) nur *Sphagnum squarrosum* an. Eine Interpretation der Torfmoosarmut ist aufgrund des geringen Datenmaterials aus der Zeit nicht möglich. Ebenso lässt das geringe vegetationskundliche Datenmaterial aus den 1920-1944er Jahren im Vergleich mit den Aufnahmen aus den 1955-1985 und der aktuellen Bearbeitung keine eindeutigen Entwicklungstrends im Bereich des Myricetum gale zu.

4.1.3.2.4 Zeigerwertanalyse der Standortbedingungen der Gagelgebüsche im Untersuchungsraum

Der Median der Stickstoffzahlen der Gefäßpflanzen der aktuellen und älteren Vegetationsaufnahmen des Myricetum gale liegt bei 2 oder 3 und entspricht damit dem typischen Median der Stickstoffzahlen der Gefäßpflanzen des Moorbirken-Moorwaldes (Kap. 4.1.2.2.4). Anders als im Vaccinio-Betuletum pubescentis wird der Median von 3 jedoch auch in den älteren Sukzessionsstadien der aktuellen Vegetationsaufnahmen nicht überschritten.

Im Median der Stickstoffzahlen der Moose unterscheiden sich das Gagelgebüsch vom Moorbirken-Moorwald. Während der Median für einige Bestände des Moorbirken-Moorwaldes bei 4 liegt, ist der Höchstwert beim Gagelgebüsch bis auf eine einzige Ausnahme (Abb. 43, Spalte 44) bei 3 erreicht. Im Bereich der Moose stellt sich das *Myricetum gale*, aktuell und auch in den älteren Vegetationsaufnahmen, als Gesellschaft etwas nährstoffärmerer Standorte dar.

Der Median der Reaktionszahlen der Gefäßpflanzen entspricht mit einem Wert von 2 oder 3 sowohl in den aktuellen als auch in den älteren Aufnahmen des Untersuchungsgebietes dem Median der Stickstoffzahlen. Gleich dem Median der Stickstoffzahlen übersteigt auch der durchschnittliche Median der Reaktionszahlen des Moorbirken-Moorwaldes der aktuellen Vegetationsaufnahmen (Abb. 27), in denen in mehr als ein Drittel der Aufnahmen der Wert 3 überschritten wird, den Median der Reaktionszahlen des Gagelgebüsches. Diese Unterschiede lassen sich bei den ermittelten pH-Werten nicht herauslesen, die mit einer Spannbreite von pH 3,3 bis 4,7 (Kap. 2.3, Tab. 25) in etwa denen des Moorbirken-Moorwaldes entsprechen.

Wie beim Moorbirken-Moorwald liegt der Median der Reaktionszahlen der Moose durchschnittlich etwas niedriger als der Median der Reaktionszahlen der Gefäßpflanzen. Im Bereich der Moose wird der Wert 2 sehr viel häufiger erreicht als der Wert 3, der für den Median der Reaktionszahlen der Gefäßpflanzen typisch ist.

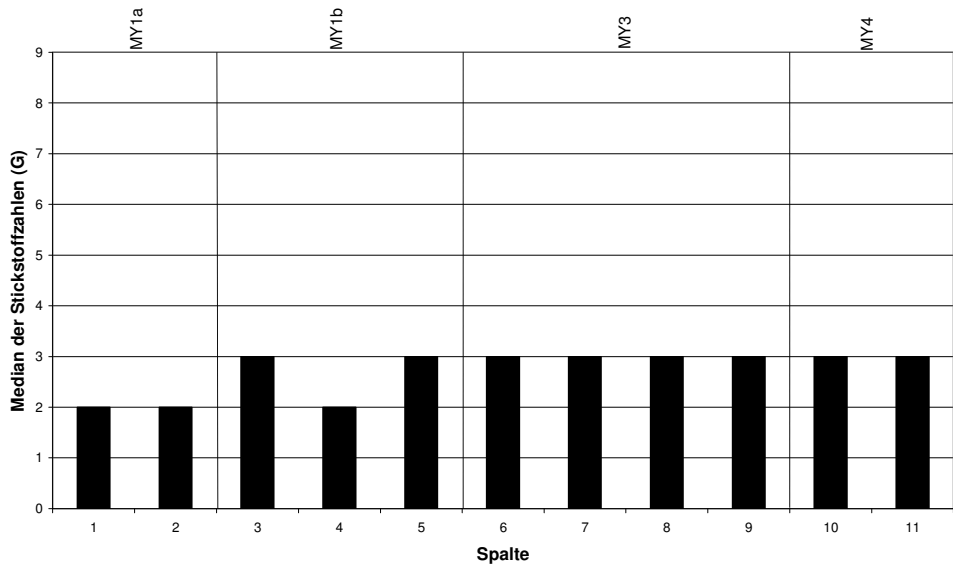


Abb. 40: Median der Stickstoffzahlen (Gefäßpflanzen) der aktuellen Gagelgebüschaufnahmen im Untersuchungsraum.

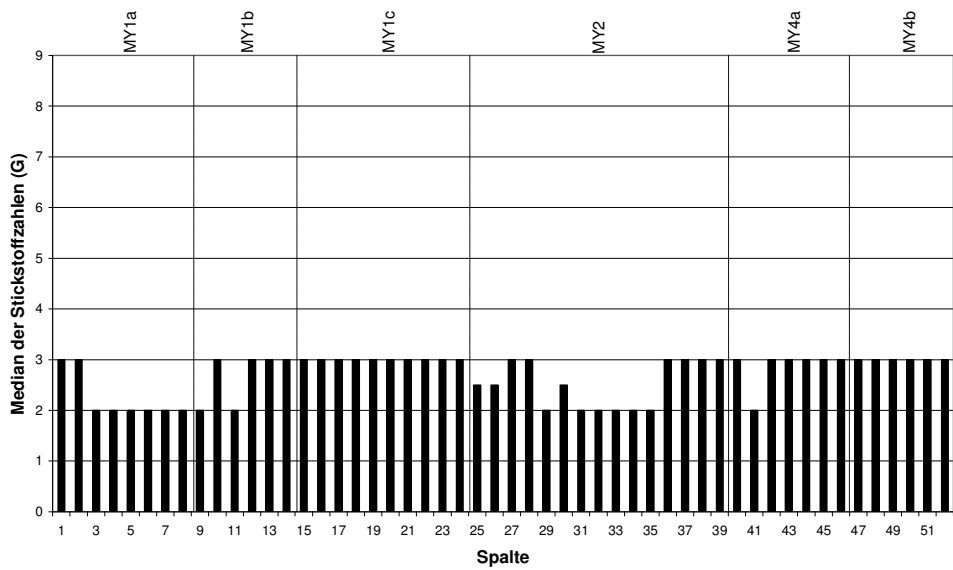


Abb. 41: Median der Stickstoffzahlen (Gefäßpflanzen) der Gagelgebüschaufnahmen im Untersuchungsraum im Zeitraum 1955-1985.

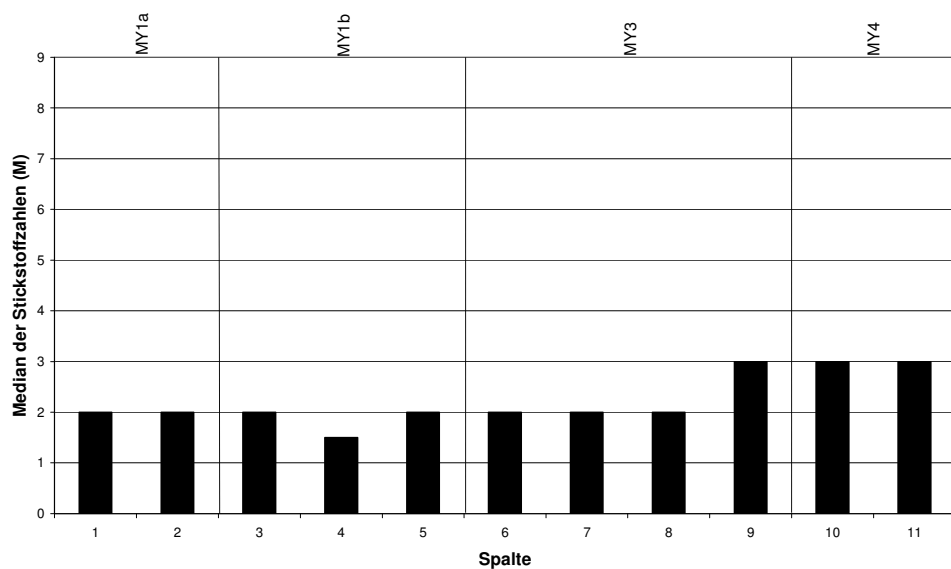


Abb. 42: Median der Stickstoffzahlen (Moose) der aktuellen Gagelgebüschaufnahmen im Untersuchungsraum.

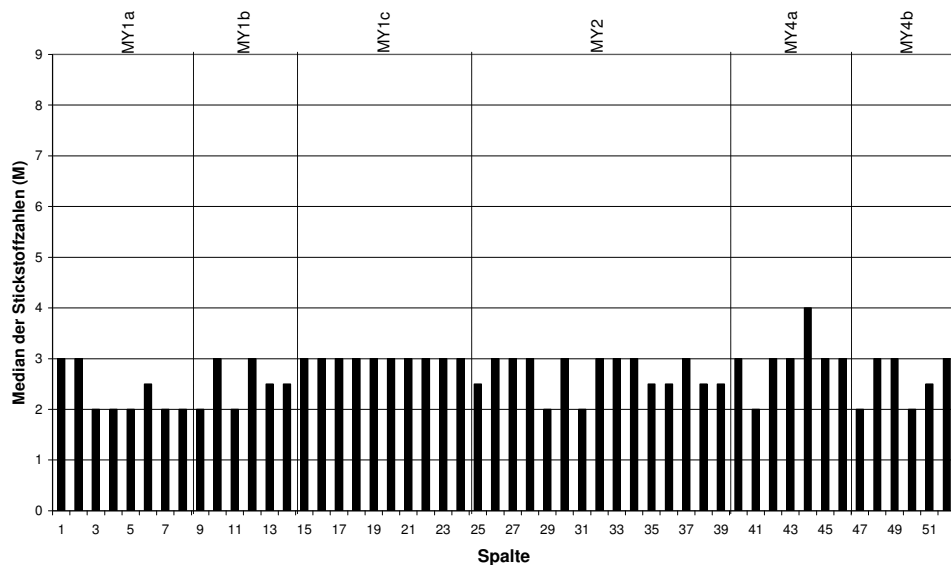


Abb. 43: Median der Stickstoffzahlen (Moose) der Gagelgebüschaufnahmen im Untersuchungsraum im Zeitraum 1955-1985.

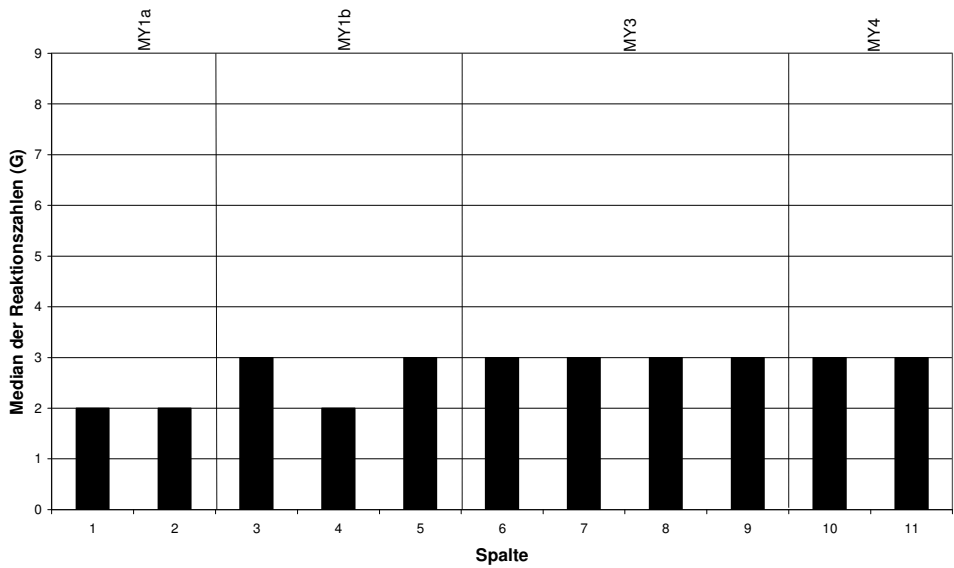


Abb. 44: Median der Reaktionszahlen (Gefäßpflanzen) der aktuellen Gagegebüschaufnahmen im Untersuchungsraum.

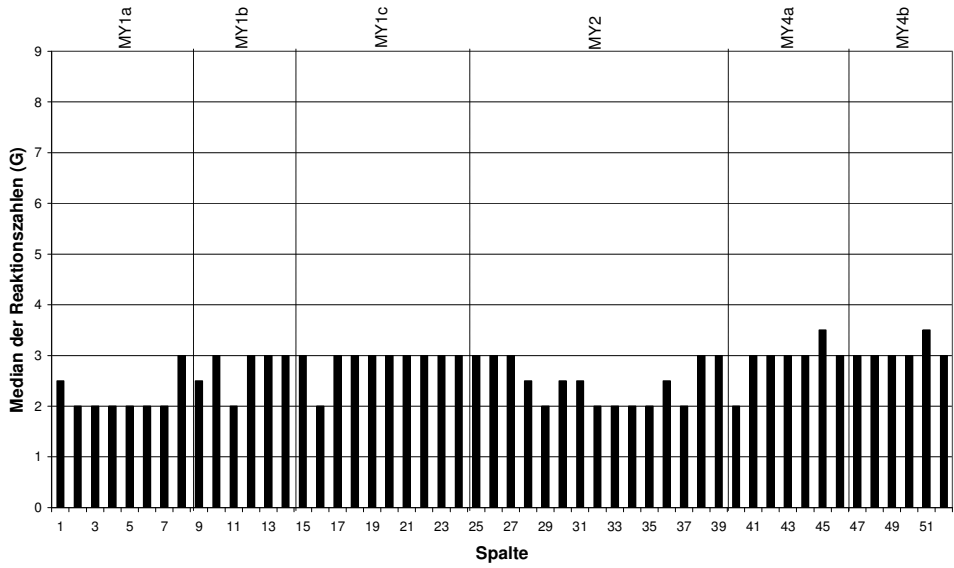


Abb. 45: Median der Reaktionszahlen (Gefäßpflanzen) der Gagegebüschaufnahmen im Untersuchungsraum im Zeitraum 1955-1985.

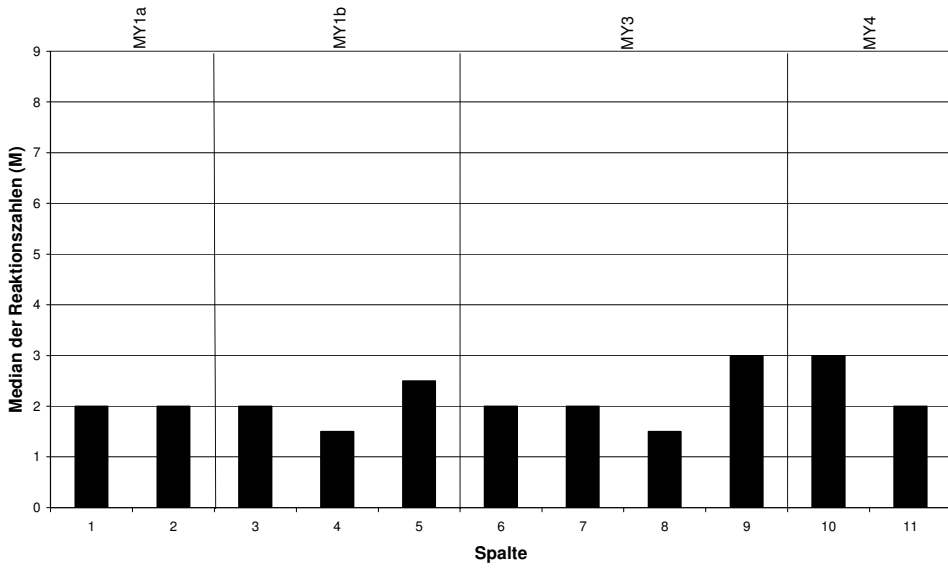


Abb. 46: Median der Reaktionszahlen (Moose) der aktuellen Gagegebüschaufnahmen im Untersuchungsraum.

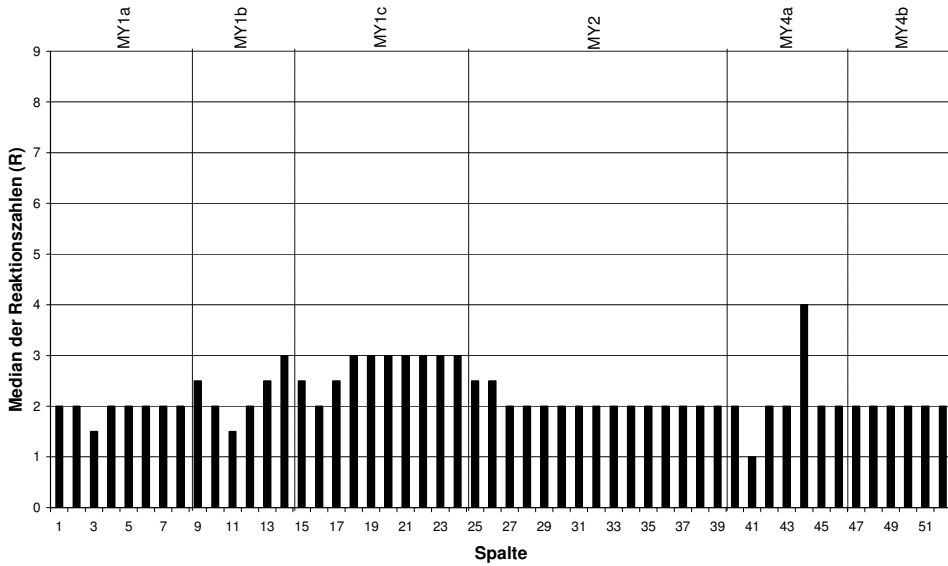


Abb. 47: Median der Reaktionszahlen (Moose) der Gagegebüschaufnahmen im Untersuchungsraum im Zeitraum 1955-1985.

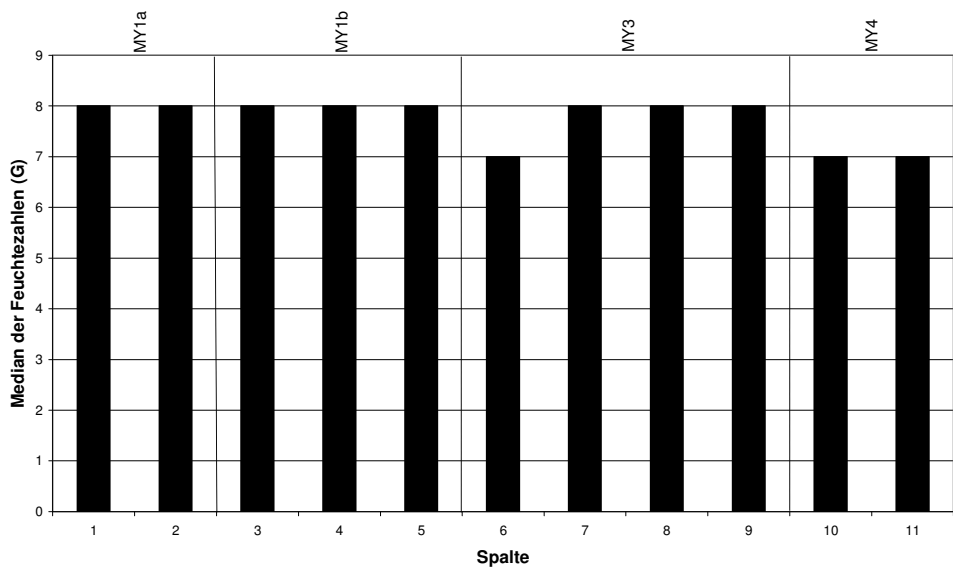


Abb. 48: Median der Feuchtezahlen (Gefäßpflanzen) der aktuellen Gabelgebüsch-
aufnahmen im Untersuchungsraum.

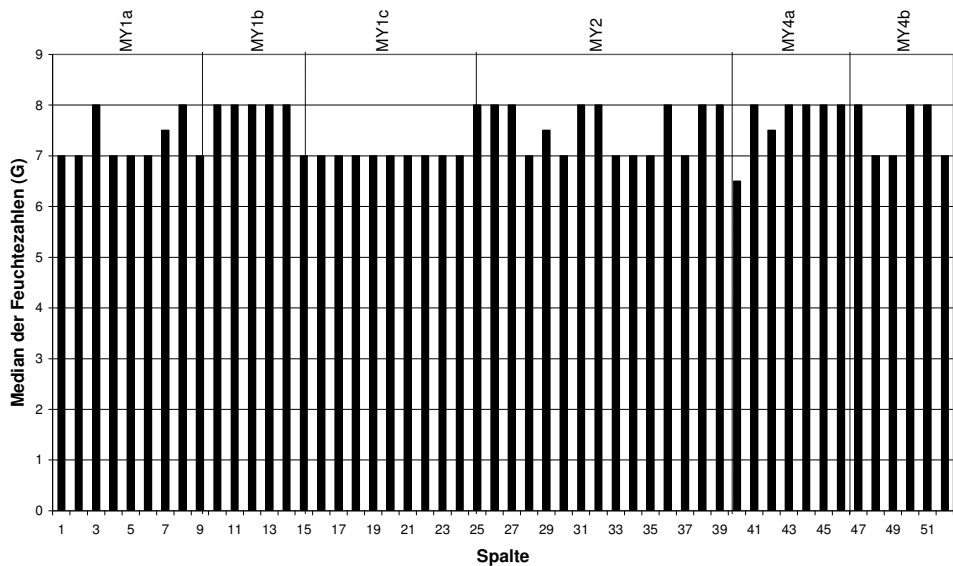


Abb. 49: Median der Feuchtezahlen (Gefäßpflanzen) der Gabelgebüsch-
aufnahmen im Untersuchungsraum im Zeitraum 1955-1985.

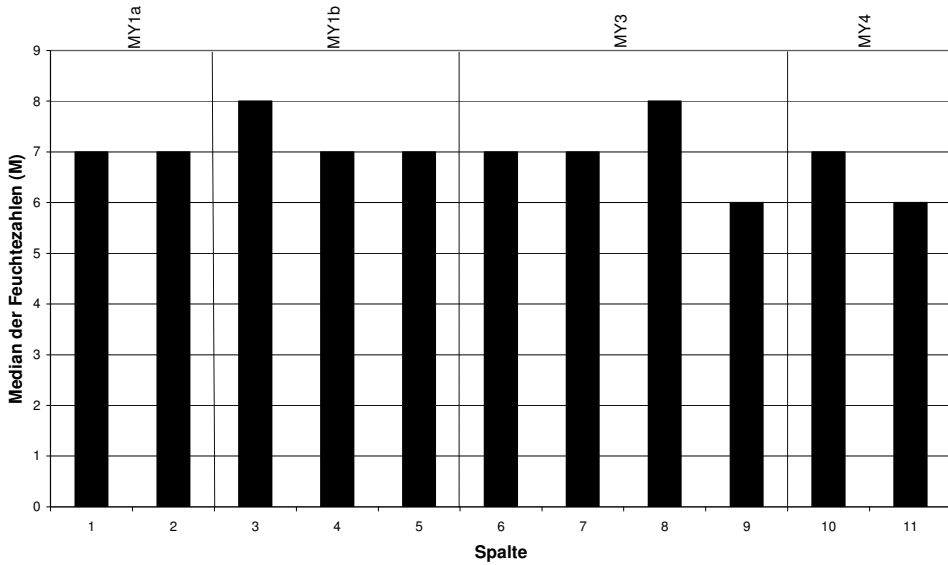


Abb. 50: Median der Feuchtezahlen (Moose) der aktuellen Gagegebüschaufnahmen im Untersuchungsraum.

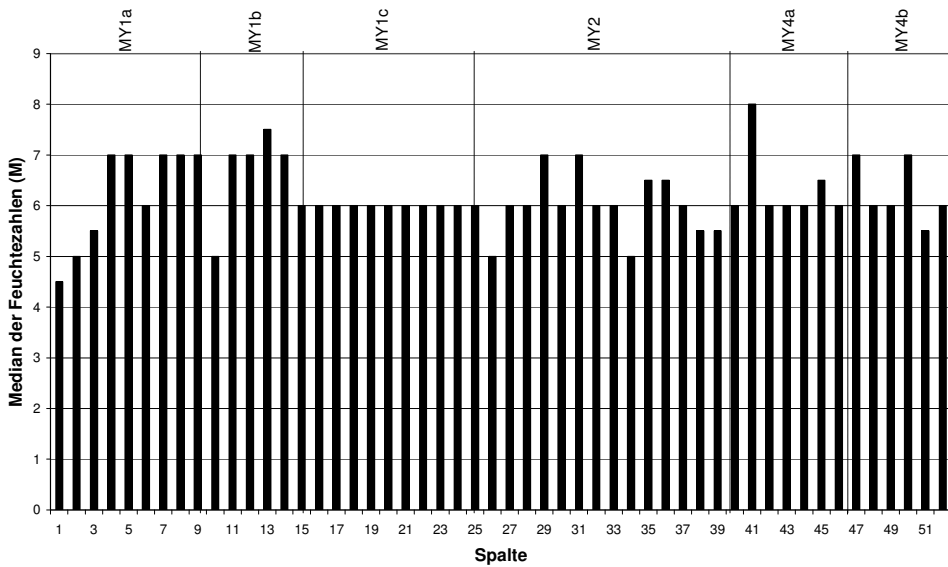


Abb. 51: Median der Feuchtezahlen (Moose) der Gagegebüschaufnahmen im Untersuchungsraum im Zeitraum 1955-1985.

Darüber hinaus zeichnet sich im Bereich der älteren Vegetationsaufnahmen deutlich die an D1-bultenmoosreichen Bestände der Variante MY1c mit einem hier höchst auftretenden hohen Medianwert der Reaktionszahlen von 3 (Abb. 47, Spalte 15-24) ab.

Der Median der Feuchtezahlen der Gefäßpflanzen liegt sowohl für die aktuellen als auch älteren Vegetationsaufnahmen gleich dem Moorbirken-Moorwald und auch dem Erlenbruchwald bei 7 oder 8. Hydrologische Unterschiede des Standortes zwischen den drei unterschiedlichen Nasswaldgesellschaften lassen sich somit nicht am Median der Feuchtezahlen der Gefäßpflanzen ablesen.

Mit einem durchschnittlichen Median von 6 in den älteren und von 7 in den aktuellen Vegetationsaufnahmen liegt der Median der Feuchtezahlen der Moose allgemein deutlich unter dem Median der Gefäßpflanzen. Darüber hinaus stellt sich das Gagel-Gebüsch der aktuellen Vegetationsaufnahmen im Vergleich zu den älteren Vegetationsaufnahmen mit einem zumeist um eine Stufe höheren Medianwert von 7 deutlich feuchter dar. Ursache hierfür ist in dem Falle das schmale Spektrum der aktuell untersuchten *Myricetum gale*-Bestände. Viele der von früheren Autoren bearbeiteten Bestände existieren aktuell nicht mehr, da sie z. B. zur Förderung offener Moorvegetation im Rahmen von Pflegemaßnahmen gerodet wurden oder sich durch Sukzession in Richtung Moorwald entwickelt haben. Möglicherweise haben die großflächigen Rodungsmaßnahmen, etwa im Bereich des Further Moores, auch zu feuchteren Standortverhältnissen der Restpopulationen des *Myricetum gale* geführt.

4.1.3.2.5 Floristische Veränderungen des *Myricetum gale* im Untersuchungsraum im zeitlichen Vergleich

Die floristischen Veränderungen des *Myricetum gale* im Untersuchungsraum (Tab. 20) sind nur sehr vorsichtig zu interpretieren, da manche der vermeintlichen Veränderungen darauf zurückzuführen sind, dass viele der von früheren Autoren kartierten Bestände für eine aktuelle Vergleichsuntersuchung nicht mehr zur Verfügung standen. Die Sukzession einiger dieser *Myricetum gale*-Bestände ist mittlerweile soweit fortgeschritten, dass sie heute als Gesellschaft des *Vaccinio-Betuletum pubescentis* angesprochen wurden (s. Kap. 4.1.2.2), andere dagegen standen aufgrund von Rodungsmaßnahmen für eine erneute Untersuchung nicht mehr zur Verfügung. Mit den verbliebenen *Myrica gale*-Beständen wurden somit zwangsläufig überproportional nasse Wuchsorte mit dem entsprechenden Artenspektrum berücksichtigt. Die Neuentwicklung durch die fortgeschrittene Sukzession offener Moore hin zum *Myricetum gale* spielt im Untersuchungsraum hingegen kaum eine Rolle.

Viele der in früheren Vegetationsaufnahmen kartierten D1-Moosarten, insbesondere *Bryum pseudotriquetrum*, *Calypogeia azurea*, *Cephalozia bicuspidata*, *Dicranella heteromalla* und *Pohlia nutans* sind vermutlich in den aktuell kartierten Beständen deshalb nicht mehr zu finden, weil die entsprechenden Bestände der fortschreitenden Sukzession zum *Vaccinio-Betuletum* zum Opfer gefallen sind. Heute fehlen *Gymnocolea inflata* und *Vaccinium oxycoccos* in den Beständen und auch *Odontoschisma sphagni* konnte nur einmal als epiphytisches Moos an

der Stammbasis einer Moor-Birke im Moorbirken-Moorwald nachgewiesen. Selbst von *Erica tetralix* und *Eriophorum angustifolium* existieren in den aktuell untersuchten Gagelgebüsch nur wenige Nachweise. Dies zeigt den Rückgang dieser an offene extrem nährstoffarme Moorstandorte angepassten Arten an.

Auch das positive Bild der Zunahme an Stetigkeit und Dominanz von 5 Oxycocco-Sphagnetum-Moosarten der Differentialartengruppe D1 und D2 bzw. der neu für das Myricetum gale nachgewiesenen Oxycocco-Sphagnetum-Gefäßpflanzen ist trügerisch hinsichtlich der tatsächlichen floristischen Entwicklung des Myricetum gale. Für *Drosera intermedia*, *D. rotundifolia* und das Moos *Sphagnum subnitens* konnte nachgewiesen werden, dass sie tatsächlich von den pflegerischen Maßnahmen des Abplaggens, der Rodungen und der Beweidung durch Schafe in den untersuchten Gebieten profitieren (eigene Beobachtung). Auch für *Calliergon stramineum*, *Calypogeia sphagnicola*, *Sphagnum capillifolium* und *S. papillosum* ist eine Zunahme an Stetigkeit und Abundanz durch pflegerische Maßnahmen denkbar. Wahrscheinlicher ist jedoch, dass kleine Restpopulationen dieser Arten von früheren Autoren übersehen wurden. Außerdem könnte die scheinbare Zunahme dieser Arten auf das im aktuellen Aufnahmемaterial überproportional gut vertretene nasse junge Myricetum gale-Stadium zurückzuführen sein. Gleiches gilt für die Zunahme von *Sphagnum cuspidatum* und die neu für das Gagelgebüsch nachgewiesene Art *Carex rostrata*. *Juncus acutiflorus*, *Polytrichum commune* und *Potamogeton polygonifolius* scheinen hingegen im Zeitraum der älteren Kartierung (seit 1958) bis heute in den nährstoffarmen Gehölzgesellschaften des Moorbirken-Moorwaldes und des Gagelgebüsches an Stetigkeit und Abundanz gewonnen zu haben und innerhalb des Myricetum gale für einen fortgeschrittenen Reifegrad der Gesellschaft zu sprechen.

Als Hinweis auf Austrocknung und leichte Eutrophierung ist das stärkere Auftreten von *Pteridium aquilinum* in den heutigen Beständen des Myricetum gale zu werten. Mit *Sphagnum denticulatum*, das erst 1925 für das Gebiet der Hildener Heide nachgewiesen wurde (SCHMIDT 1925, FUCHS & SONNENBURG 2009), tritt verstärkt ein für das Myricetum gale als Störzeiger zu wertendes Torfmoos des Torfmoos-Erlenbruchwaldes (s. Kap. 4.1.1.2.1) in den aktuellen Gagelgebüschbeständen auf.

Während Nährstoffzeiger in den früheren Beständen nur in Form der Moose *Brachythecium rutabulum*, *Eurynchium praelongum* und *Lophocolea bidentata* auftraten, zeugen die mittlerweile im Myricetum gale eingedrungenen Nährstoffzeiger unter den Gefäßpflanzen *Dryopteris dilatata* und *Phragmites australis* von der heute allgemein besseren Versorgung der Standorte mit Nährstoffen.

Tab. 20: Wesentliche Veränderungen der Artenzusammensetzung des *Myricetum gale* im Untersuchungsraum im zeitlichen Vergleich auf der Datengrundlage der Vegetationstabellen (Tab. 40 u. 41).

Zunahme an Arten bzw. Stetigkeit u. Abundanz			Abnahme an Arten, Stetigkeit und Abundanz		
D1 Oxycocco-Sphagnetee-Arten					
M	>	<i>Sphagnum papillosum</i>	M	†	<i>Odontoschisma sphagni</i>
M	>	<i>Sphagnum capillifolium</i> s. str.	M	†	<i>Sphagnum rubellum</i>
M	>	<i>Sphagnum subnitens</i>			
D2 Oxycocco-Sphagnetee-Arten					
M	>	<i>Calliergon stramineum</i>	M	†	<i>Gymnocolea inflata</i>
M	>	<i>Calypogeia sphagnicola</i>	G	†	<i>Vaccinium oxycoccos</i>
G	+	<i>Drosera rotundifolia</i>	G	<	<i>Erica tetralix</i>
G	+	<i>Drosera intermedia</i>	G	<	<i>Eriophorum angustifolium</i>
D1 fortgeschrittenerer Sukzessionsstadien					
M	>	<i>Sphagnum fimbriatum</i>	M	†	<i>Cephalozia bicuspidata</i>
M	>	<i>Sphagnum squarrosum</i>	M	†	<i>Pohlia nutans</i>
G	>	<i>Juncus conglomeratus</i>	M	†	<i>Dicranella heteromalla</i>
G	>	<i>Pteridium aquilinum</i>	M	†	<i>Calypogeia azurea</i>
			M	†	<i>Bryum pseudotriquetrum</i>
			M	†	<i>Lophocolea heterophylla</i>
			G	†	<i>Polygala serpyllifolia</i>
			G	†	<i>Potentilla erecta</i>
			G	<	<i>Calluna vulgaris</i>
			G	<	<i>Dryopteris carthusiana</i>
D2 fortgeschrittenerer Sukzessionsstadien					
M	>	<i>Sphagnum denticulatum</i> s. l.	M	†	<i>Sphagnum tenellum</i>
M	>	<i>Sphagnum cuspidatum</i>	G	<	<i>Agrostis canina</i>
M	>	<i>Polytrichum commune</i>			
G	>	<i>Carex rostrata</i>			
G	>	<i>Juncus acutiflorus</i>			
D3					
M	+	<i>Phragmites australis</i>			
D4					
G	+	<i>Dryopteris dilatata</i>		†	<i>Brachythecium rutabulum</i>
M	+	<i>Calliergonella cuspidata</i>		†	<i>Eurhynchium praelongum</i>
				†	<i>Lophocolea bidentata</i>
D5					
				†	<i>Peucedanum palustre</i>
D6					
			G	†	<i>Osmunda regalis</i>
			M	†	<i>Riccia fluitans</i>
Begleiter					
G	>	diverse Arten	M	<	diverse Arten

Erläuterungen

+ neue Arten

> Zunahme in Stetigkeit o. Dominanz

† fehlende Arten

< Rückgang in Stetigkeit o. Dominanz

D1-D6 Differentialartenblöcke (Tab. 17,18)

M Moosart

G Gefäßpflanzenart

Nicht nur viele Moosarten des frisch-feucht-nährstoffarmen Differentialartenblocks D1 konnten aktuell für das *Myricetum gale* nicht mehr bestätigt werden, sondern mit aktuell nur 4 begleitenden Moosarten gegenüber 15 Moosarten in den früheren Vegetationsaufnahmen haben sich die Lebensbedingungen für auf offene Bodenpartien angewiesene Moose deutlich verschlechtert. Ob dies der allgemeinen Eutrophierung, insbesondere durch Stickstoffimmissionen zuzuschreiben ist, durch die zwangsweise konkurrenzstarke Moos- oder Gefäßpflanzenarten gefördert werden, ist hier abschließend nicht zu klären. Durch Veränderungen in der Strauchschicht, z. B. durch Pflegeeingriffe oder sogar Beweidung mit Schafen kann allerdings auch das Mikroklima in den Beständen nachhaltig verändert werden. Dadurch können sich für Arten, die an eine höhere Luftfeuchtigkeit gebunden sind, die Wuchsbedingungen verschlechtern.

4.1.3.2.6 Das Gagelgebüsch im überregionalen Vergleich

Für den überregionalen Vergleich des *Myricetum gale* standen nur wenige Aufnahmen aus den 1990er von ZICKERMANN (1996, 18 Aufnahmen) und von GREGAREK & VOGEL aus dem Jahr 2000 (12 Aufnahmen) zur Verfügung. Um das möglichst vollständige Spektrum an potentiellen Gagelgebüschtypen den eigenen Vegetationsaufnahmen gegenüberstellen zu können, wurde daher auf deutlich ältere Vegetationsaufnahmen aus den Jahren 1957-1988 (z. B. DIERSCHKE 1969, WEBER 1978, NIGGE 1988) zurückgegriffen.

Mit 162 Aufnahmen ohne Arten der offenen Moore zu 103 Aufnahmen in denen mehr oder weniger zahlreich *Oxycocco-Sphagnetea*-Arten am Artenspektrum beteiligt sind, zählen mehr als ein Drittel aller Aufnahmen zum fortgeschrittenen Sukzessionsstadium des *Myricetum gale* (s. Tab. 43).

Zum jüngeren Sukzessionsstadium der überregionalen Vergleichsaufnahmen gehören mit *Cephalozia connivens*, *Odontoschisma sphagni* und *Sphagnum magellanicum* drei weitere *Oxycocco-Sphagnetea* D1-Moosarten zum Artenspektrum des *Myricetum gale*, die im Untersuchungsraum nur noch vereinzelt für das *Vaccinio-Betuletum pubescentis* nachgewiesen werden konnten, im Gagelgebüsch jedoch vollständig fehlen. Auch das *Oxycocco-Sphagnetea* D2-Artenspektrum ist mit *Andromeda polifolia*, *Eriophorum vaginatum*, *Vaccinium oxycoccos* sowie dem Moos *Gymnocolea inflata* überregional deutlich erweitert. Alle diese überregional noch vertretenen *Oxycocco-Sphagnetea*-D1 und D2-Arten sind in den Untersuchungsgebieten extrem selten oder konnten wie das Lebermoos *Gymnocolea inflata* gar nicht mehr nachgewiesen werden. Überregional erreichen sie in den Varianten der Spalte 6 und 7 (Tab. 43) z. T. hohe Stetigkeitsklassenwerte von z. B. IV und III für *Sphagnum magellanicum* und *Vaccinium oxycoccos*, die auf die z. T. deutlich höhere Qualität der überregionalen *Myrica gale*-Bestände hinweisen.

Außerhalb der *Oxycocco-Sphagnetea*-Arten zählen im überregionalen Vergleich mit *Agrostis canina*, *Carex echinata* und *C. rostrata* drei höchstet sowie mit *Cirsium palustre*, *Hydrocotyle vulgaris* und *Juncus acutiflorus* drei gut im Moorbirken-Moorwald vertretene Arten zum gemeinsamen Artenspektrum des nass-nährstoffarmen Differentialartenblocks D2 (Gefäßpflanzen) und zeigen damit

auch hier die synsystematische Nähe des *Myricetum gale* zum Moorbirken-Moorwald. Zu den sowohl überregional als auch im Untersuchungsraum vertretenen Arten dieses Differentialartenblocks zählen darüber hinaus *Menyanthes trifoliata* und auch die zum Torfmoos-Erlenbruchwald vermittelnde Art *Viola palustre*. Die im Untersuchungsraum sehr selten gewordenen Arten *Carex nigra* und *Potentilla palustris* (RAABE et al. 2011) sind hingegen nur in überregionalen Aufnahmen zu finden.

Auffälligster Unterschied des *Myricetum gale* des Untersuchungsraumes und der überregionalen Bestände ist der über die *Oxycocco-Sphagnetea*-Arten hinaus hohe D2-Differentialartenreichtum der überregionalen Bestände. Unabhängig vom Sukzessionsstadium zeigt die Hälfte der überregionalen Varianten des *Myricetum gale* einen Reichtum an D2 Arten, wie ihn innerhalb der Aufnahmen aus dem Untersuchungsraum nur die Aufnahme der Spalte 26 (Tab. 43) zeigt. Nässe- und Feucht-Nässezeiger ohne besondere Nährstoffpräferenz der Differentialartenblöcke D5 und D6 zählen sogar in Dreiviertel der überregionalen Varianten zum Artenspektrum des *Myricetum gale*, wogegen im Untersuchungsraum diese Differentialartenblöcke nur in der besagten D2-Differentialarten reichen Aufnahme der Spalte 26 durch *Galium elongatum* (D5) und *Lysimachia vulgaris* (D6) mit einer Deckung von + vertreten sind. Mit *Calamagrostis canescens*, *Galium elongatum*, *Lysimachia vulgaris* und *Lythrum salicaria* zählt insbesondere *Peucedanum palustre* zu den hochsteten Nässe- und Feuchtnässezeigern ohne besondere Nährstoffpräferenz der überregionalen Vegetationsaufnahmen.

Als Störzeiger des *Myricetum gale* treten im Untersuchungsraum die Nährstoffzeiger *Phragmites australis*, *Typha latifolia* aus dem nass-nährstoffreichen Differentialartenblock D3 und *Dryopteris dilatata* sowie *Calliergonella cuspidata* aus dem frisch-feucht-nährstoffarmen Differentialartenblock D4 auf, die im überregionalen Aufnahmespektrum fehlen. Dagegen findet sich mit *Iris pseudacorus*, *Lycopus europaeus*, *Persicaria hydropiper*, *Phalaris arundinacea*, *Rumex hydrolopathum*, *Solanum dulcamara* und dem Moos *Drepanocladus aduncus* weitere 7 Nährstoffzeiger nasser Standorte unter den Störzeigern der überregionalen Aufnahmen. 11 weitere Nährstoffzeiger namentlich *Alopecurus pratensis*, *Epilobium angustifolium*, *Eupatorium cannabinum*, *Poa trivialis*, *Ranunculus repens*, *Urtica dioica* und die Moose *Brachythecium rutabulum*, *Eurhynchium praelongum*, *Lophocolea bidentata*, *Plagiomnium affine* und *Rhytidiadelphus triquetrus* ergänzen die Störzeiger des frisch-feucht-nährstoffreichen Differentialartenblocks D4 der überregionalen Aufnahmen. Dieses erhöhte Artenspektrum an Störzeigern der überregionalen Bearbeitungen gegenüber der vorliegenden Untersuchung ist allerdings in der Quantität der Aufnahmen begründet.

Nach dem Gliederungskonzept von WEBER (1998), der einer nährstoffarmen Subassoziation „*ericetosum*“ eine nährstoffreichere Subassoziation „*peucedanetosum*“ gegenüberstellt, würden 43 der überregionalen Aufnahmen (Tab. 43, Spalte 6-8) der nährstoffarmen und 106 der nährstoffreicheren Subassoziation zugeordnet werden. 18 Aufnahmen (Tab. 43, Spalte 9-10) enthalten das Differentialartenspektrum beider Subassoziationen und 38 Aufnahmen (Tab. 43, Spalte 18, 23-25) können nicht zugeordnet werden. Bei genauerer Betrachtung des aktuellen sowie des älteren Aufnahmematerials aus dem Untersuchungsraum (Tab. 43, Spalte 1-5, und 26-31) zeigt sich ebenfalls, dass Auf-

nahmen mit Nährstoffzeigern über mehrere Varianten und auch Altersstadien verteilt sind. Nach dem in dieser Arbeit verwendeten Gliederungskonzept ist die Zuordnung der Varianten zur Subassoziation „*peucedanetosum*“ somit kaum möglich. Differentialarten dieser Subassoziation wie z. B. *Peucedanetosum palustre*, *Hydrocolyle vulgaris* oder *Viola palustre* sind fast gar nicht vertreten. Darüber hinaus wird in der vorliegenden Untersuchung davon ausgegangen, dass es sich bei dieser Subassoziation weitestgehend um anthropogen nährstoffbegünstigte Bestände handelt. So finden sich in der Literatur zahlreiche Standortbeschreibungen solcher Bestände, die auf Beeinträchtigungen hinweisen: DIERSCHKE (1969) weist auf die Nähe der nährstoffreichen Ausprägung des *Myricetum gale* zum Grünland und zu kleinen Gräben hin. KÜSEL & DIERSCHKE (1976) schreiben, die Gesellschaft sei sekundär oft an leicht eutrophierten Grabenrändern entwickelt. NIGGE (1988) kartierte die reicheren *Myricetum gale* Bestände im Randbereich eines ehemaligen Fischteiches. ZICKERMANN (1996) erwähnt, dass *Myrica gale* an der Verlandung von Torfstichen am Rand schwach entwässerter Moore beteiligt ist. WEBER (1978) unterscheidet schließlich sogar zwei Varianten des „*peucedanetosum*“. Die trockenere *Molinia*-reiche Variante sei aus stärker entwässerten Sumpfreitgras-Riedern hervorgegangen, die *Calamagrostis canescens* reiche Variante hingegen habe sich aus entsprechenden Mähwiesen entwickelt, aus Parzellen, die in früherer Zeit dem Torfstich gedient hätten. Dabei, so erläutert WEBER (1978) weiter, seien nährstoffreichere Niedermooerschichten angestochen worden.

Die Subassoziation „*ericetosum*“ findet sich in den Aufnahmen des Untersuchungsraumes in unterschiedlichen Varianten, die einen hohen Anteil an *Oxycocco-Sphagnetum*-Arten beinhalten bei gleichzeitigem Fehlen von Störzeigern. Da allerdings auch hier keine eindeutige Zuordnung möglich ist, kann abschließend nicht geklärt werden, ob die Differenzierung in die Subassoziationen sinnvoll ist. Nach den Ergebnissen der vorliegenden Untersuchungen aus dem Untersuchungsgebiet erfolgt entsprechend keine Aufgliederung in Subassoziationen, sondern vielmehr eine Untergliederung, dem Nährstoff- und Altersgradienten folgend, in verschiedene Varianten der Assoziation.

4.2 Flora

Insgesamt konnten im Rahmen der aktuellen Untersuchung 218 Gefäßpflanzen- und 99 Moosarten (s. Tab. 28 u. 29) bei ausschließlicher Betrachtung der Bruch-, Moorwald- und Feuchtheidevegetations festgestellt werden. Der Vergleich mit älteren Florenwerken (s. u.) zeigt, dass 35 Gefäßpflanzen- und 17 Moosarten verschollen sind.

4.2.1 Gefäßpflanzen

Einen hohen Anteil am Gesamtartenspektrum nehmen erwartungsgemäß typische Bruch- und Moorwaldarten ein. Im Bereich der Gefäßpflanzen zählen beispielsweise *Drosera intermedia*, *D. rotundifolia*, *Erica tetralix*, *Eriophorum angustifolium*, *Narthecium ossifragum*, *Rhynchospora alba*, *R. fusca* und *Vaccinium oxycoccos* zu den typischen Moorarten des Gebietes. Gleichzeitig fungieren sie auch als Kennarten in den frühen Sukzessionsstadien des Moorbirken-Moorwaldes. Zu den charakteristischen Bruchwaldarten zählen *Agrostis canina*, *Carex canescens* und *Viola palustris* im Torfmoos-Erlenbruchwald und *Iris pseudacorus*, *Lycopus europaeus* und *Solanum dulcamara*, neben der Charakterart *Carex elongata*, im nährstoffreichen Walzenseggen-Erlenbruchwald. Zahlreiche Nässe- und Feuchtnässezeiger wie *Calamagrostis canescens*, *Carex remota*, *Galium palustre*, *Lysimachia vulgaris*, *Scirpus sylvaticus* und *Scutellaria galericulata* ergänzen im Erlenbruchwald das typische Artenspektrum. Als Begleiter treten in den Moor- und Bruchwäldern häufig *Dryopteris carthusiana*, *Lonicera periclymenum* und *Juncus effusus* auf.

Eine hohe Artenvielfalt ist aber nur in Bezug auf die typischen Bruch- und Moorwaldarten als positiv zu bewerten. Wie die Darstellung der Gesamtartenzahl und des Artenverhältnisses der einzelnen Regionen (Abb. 52) zeigt, steigt mit zunehmender Nähe zum Ballungsraum auch die Anzahl der neo- und industriophytischen Arten. Archaeophyten spielen hingegen in der Bruch- und Moorwaldvegetation keine Rolle. Da auch der nährstoffreiche Walzenseggen-Erlenbruchwald untersucht wurde, kann Nährstoffarmut als Einwanderungsbarriere ausgeschlossen werden. Zu nasse Bodenverhältnisse, Basenarmut und mangelnder Lichtgenuss kommen demnach als Ursache in Betracht, warum Archaeophyten, die zumeist als Kulturfolger in Mitteleuropa eingewandert sind, bislang nicht in die Bruch- und Moorwaldvegetation eindringen konnten (s. LOHMEYER & SUKOPP 1992).

Der Anteil an indigenen Arten des besonders belasteten Gebietes des Duisburg-Mülheimer Waldes (Abb. 52, BH BR) ist fast identisch oder sogar leicht höher als der der Indigenen in den ländlicheren Regionen des Untersuchungsraumes (NS nördl. BR, BH Heidegebiete). Auch hier ist die hohe Artenzahl der Indigenen nicht allein Ausdruck für die Naturnähe der Vegetation. Auch indigene Arten können als Störzeiger auftreten, wobei die folgenden besonders häufig sind: *Athyrium filix femina*, *Dryopteris dilatata*, *Oxalis acetosella*, *Pteridium aquilinum* und *Rubus idaeus*. Andere Arten wie beispielsweise *Juncus effusus* und *Lonicera periclymenum* können je nach Vegetationseinheit sowohl als typische Begleiter als auch als Störzeiger auftreten.

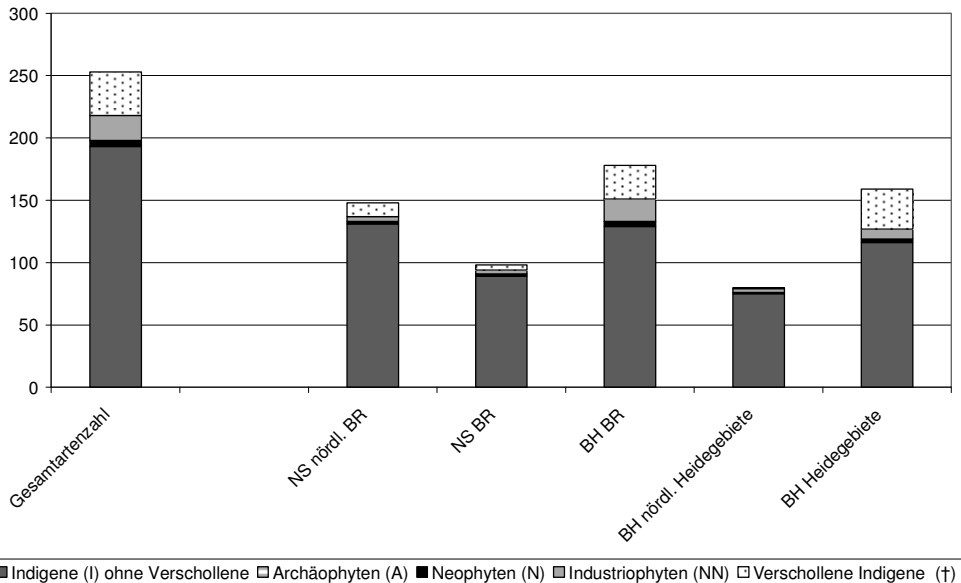


Abb. 52: Gesamtartenzahl und Artenverhältnis der Gefäßpflanzen der Bruch- und Moorwald- sowie Feuchtheidevegetation der Teilgebiete des Untersuchungsraumes. NS – Niederrheinische Sandplatten, BR – Ballungsraum, BH – Bergische Heideterrasse (s. Kap. 3.1).

4.2.1.1 Verschollene Gefäßpflanzenarten der Moore

Für den gesamten Untersuchungsraum liegen alte Florenwerke vor, die bis ins ausklingende 18. Jahrhundert zurückreichen (z. B. BÖNNINGER 1790, GRIMM 1800, OLIGSCHLÄGER 1837, POLSCHER 1861, HERRENKOHL 1871, MEIGEN 1883, SCHMIDT 1887, HÖPPNER & PREUSS 1926). Diesem glücklichen Umstand ist es zu verdanken, dass sich heute Veränderungen in der Flora der Moor-, Bruchwald- und Feuchtheidevegetation gut rekonstruieren lassen. So zeigt sich, dass die Beeinträchtigungen kein neues Phänomen sind, sondern bereits vor über 170 Jahren im Gebiet zum Artenrückgang geführt haben. Die ersten Verlustmeldungen moortypischer Arten im Untersuchungsraum stammen aus der Hildener Heide. OHLIGSCHLÄGER schreibt über die Verbreitung von *Eriophorum gracile* (1837:292) „Auf Torfboden bei Haan und Hilden“. SCHMIDT (1887) gibt *Schoenus nigricans* als verschollen an und zitiert in diesem Zusammenhang WIRTGEN (o. J.). Ebenfalls von SCHMIDT (1896) wird der Verlust von *Carex hostiana*, „früher bei Hilden auf einer Sumpfwiese westlich vom Jaberg“ bekannt gegeben (SCHMIDT 1896: 56). Sehr viel mehr Arten verschwanden allerdings im Zeitraum zwischen Mitte des 19. bzw. Anfang 20. Jahrhunderts bis zu den 1950er Jahren im Untersuchungsraum. Zu diesen Arten zählen *Cicendia filiformis*, *Dactylorhiza traunsteineri*, *Hammarbya paludosa*, *Juncus tenageia*, *Lycopodium annotinum* und *Radiola linoides*, die noch Jahre bzw. Jahrzehnte vor Beginn der Untersuchung von WOIKE (1958) zur Flora

der Hildener Heide zählten (siehe Tab. 30). Bezogen auf das Vorkommen von *Lycopodium clavatum* in der Hildener Heide heißt es bereits bei HÖPPNER & PREUSS (1926: 13) „nur noch spärlich“.

Im Bereich des Duisburg-Mülheimer Waldes waren *Carex diandra*, *Eriophorum latifolium*, *Gratiola officinalis*, *Pedicularis palustris* und *Tephrosia palustris* (= *Senecio congestus*) ehemals zu finden (GRIMM 1800, POLSCHER 1861). Da auch der Duisburg-Mülheimer Wald in den 1950er Jahren botanisch intensiv, insbesondere durch Jürgen PIEPER, untersucht wurde (PIEPER 1974, KEIL et al. 2011), kann auch für dieses Gebiet davon ausgegangen werden, dass die genannten Arten zu diesem Zeitpunkt bereits längst verschollen waren. Sowohl aus der Hildener Heide als auch aus dem Duisburg-Mülheimer Wald verschwanden bis zu den 1950er Jahren *Eleocharis multicaulis*, *Lycopodium clavatum*, *Montia fontana*, *Oenanthe aquatica*, *O. fistulosa* (siehe Tab. 30).

Etwas anders stellt sich die Situation im Bereich der Niederrheinischen Sandplatteln dar. Die meisten heute als verschollen eingestuft Moorarten (s. HAEUPLER et al 2003, RAABE et al. 2011) werden von HERRENKOHL (1871), BECKER (1874) und MEIGEN (1883) vom „Schwarzen Wasser“ bei Wesel angegeben. Dieses Gebiet wurde allerdings aufgrund der heutigen, für die Fragestellung der vorliegenden Arbeit ungünstigen Biotopausstattung (Fehlen der untersuchten Vegetationseinheiten) nicht untersucht. Hierzu zählen z. B. *Baldellia ranunculoides*, *Hypericum elodes* oder *Lobelia dortmanna* (ILLMER 1988). HÖPPNER (1913) nennt aus dem Raum Hünxe noch *Luronium natans*. In dem Betrachtungszeitraum bis in die 1950er Jahre ist im Bereich der untersuchten Gebiete keine nennenswerte Anzahl an Arten verschollen. Erst seit den 1970er und in den 1980er Jahren sind mit dem Verlust von *Calla palustris*, *Gentiana pneumonanthe*, *Andromeda polifolia* weitere Moorarten in Teilgebieten verschwunden (DINTER 1982, ITJESTHORST 1984).

Für das im Duisburg-Mülheimer Wald gelegende Oemberg-Moor sind vor allem letzte Fundmeldungen vom Ende der 1950er bis Anfang der 1960er Jahren auffällig, die seitdem nicht mehr bestätigt werden konnten. Hierzu zählen *Eriophorum angustifolium*, *Gentiana pneumonanthe*, *Salix repens*, *Vaccinium oxycoccos* und *Vaccinium vitis-idaea*.

Seit der Bearbeitung durch WOIKE (1958) konnten folgende Arten nicht mehr in der Hildener Heide beobachtet werden: *Cuscuta epithymum*, *Eriophorum vaginatum*, *Juncus capitatus* und *Pedicularis sylvatica*. Im Further Moor wurde *Dactylorhiza sphagnicola* und *Salix repens* letztmalig Anfang der 1970er Jahre beobachtet (JOHANN 1971).

4.2.1.2 Gebietsfremde Gefäßpflanzenarten

Der Anteil an gebietsfremden Pflanzenarten an der Bruch-, Moorwald- und Feuchtheidevegetation des Untersuchungsraumes liegt bei insgesamt 11,5 % [25 Taxa] (Abb. 52). Darunter finden sich die Industriophyten mit 9,2 % [20 Taxa] sowie die Neophyten mit 2,3 % [5 Taxa]. Mit 14,6 % [22 Taxa] neo- und industriophytischer Arten der untersuchten Vegetation erreicht der Duisburg-Mülheimer Wald durch seine Lage im Zentrum des Ballungsraumes einen deutlich höheren Anteil wie die

ländlichen Regionen der Niederrheinischen Sandplatten (4,4 % [6 Taxa]) und die Heidegebiete der Bergischen Heideterrasse (8,7 % [11 Taxa]). Dies zeigt die mit der Nähe zum Ballungsraum zunehmende Beeinträchtigung der Vegetation. Im Vergleich zum neophytischen Anteil der Gesamtflora des Duisburg-Mülheimer-Waldes (31 %, [169 Taxa], siehe FUCHS 2007, FUCHS 2008) ist der Anteil gebietsfremder Arten an der Bruch- und Moorwald sowie Feuchtheidevegetation somit als relativ niedrig anzusehen. Darin zeigt sich, dass die allgemein nass-nährstoffarmen Lebensbedingungen der untersuchten Vegetation eine hohe Barriere gegenüber dem Eindringen neophytischer Arten darstellen.

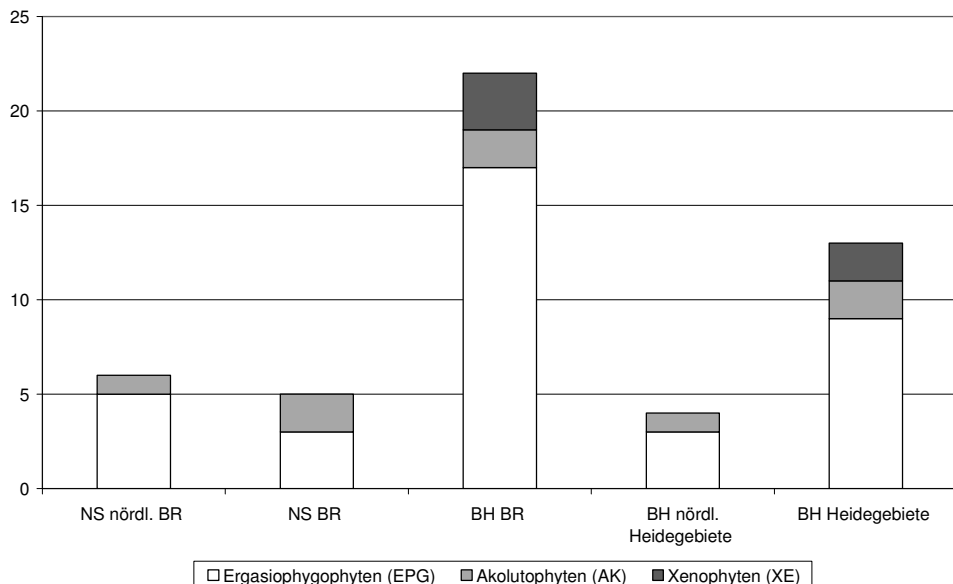


Abb. 53: Art und Weise der Einbürgerung der neo- und industriophytischen Gefäßpflanzen der Bruch- und Moorwald- sowie Feuchtheidevegetation des Untersuchungsraumes. NS – Niederrheinische Sandplatten, BR – Ballungsraum, BH – Bergische Heideterrasse (s. Kap. 3.1).

Auch in der Art und Weise der Einbürgerung der neo- und industriophytischen Gefäßpflanzen unterscheiden sich die untersuchten Regionen. Der Anteil an Akolutophyten, also Arten, deren eigenständige Einwanderung durch Vegetationsveränderungen des Menschen ermöglicht wurde, ist in allen untersuchten Regionen relativ niedrig. Sehr groß ist dagegen der Unterschied zwischen den einzelnen Regionen im Bereich der Ergasiophyten (Kulturflüchter), also Arten, die als Kulturpflanzen eingeführt wurden, aber dann auch außerhalb der Kulturlflächen auftreten (verwildern). Mit zwei- bis dreimal so vielen Ergasiophyten im Duisburg-Mülheimer Wald (Abb. 53, BH BR) zeigt sich auch hier die Beeinträchtigung in den ballungsnahen Flächen der Bergischen Heideterrassen besonders deutlich. In den ballungsnahen Gebieten der Niederrheinischen Sandplatten (Abb. 53, NS BR) hingegen liegt der Ergasiophytenanteil sogar unter dem Zahlen der ländlichen Regionen (Abb. 53, NS nördl. BR, BH Heidegebiete).

Ein ähnlich unterschiedliches Bild zeigt sich bei der Betrachtung des Grades der Einbürgerung der neo- und industriophytischen Sippen in den unterschiedlichen Regionen. In allen Regionen nehmen die synanthropen Sippen, Arten deren Einbürgerungsstatus noch unklar ist, den größten Anteil ein. Mit 12 synanthropen Sippen zu 4 der Niederrheinischen Sandplatten nördl. des Ballungsraumes und 8 im Bereich der Heidegebiete der Bergischen Heideterrassen zeigt wiederum der Duisburg-Mülheimer Wald die höchste Artenzahl. Ähnliches gilt für die Agriophyten, die kulturunabhängig fest eingebürgert sind. Ihre Zahl ist im Duisburg-Mülheimer Wald mit 8 Taxa zu 2 (NS nördl. BR) bzw. 3 (BH Heidegebiete) mehr als doppelt so hoch. Auch an Epökophyten, neophytische Sippen die kulturabhängig eingebürgert sind, finden sich im Duisburg-Mülheimer Wald (Abb. 54, BH BR) die meisten Sippen. Anders als bei den synanthropen Arten konnte jedoch für die Heidegebiete der Bergischen Heideterrassen kein Epökophyt festgestellt werden.

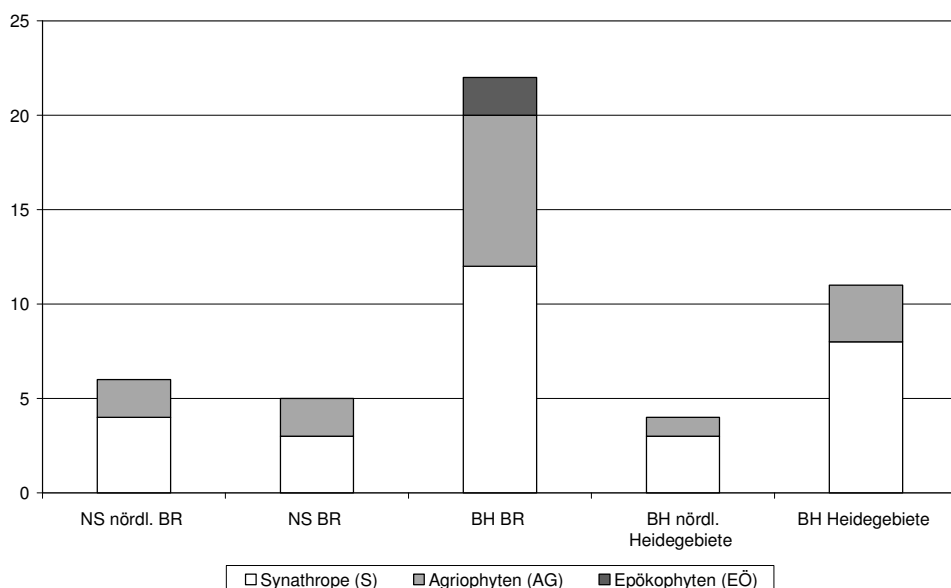


Abb. 54: Grad der Einbürgerung der Gefäßpflanzen der Bruch- und Moorwald- sowie Feuchtheidevegetation im Untersuchungsraum. NS – Niederrheinische Sandplatten, BR – Ballungsraum, BH – Bergische Heideterrasse (s. Kap. 3.1).

Zu den neo- und industriophytischen Arten der aktuell untersuchten Vegetation des Untersuchungsraumes zählen 15 Gehölze und 8 krautige Arten. Unter den Gehölzen sind *Acer pseudoplatanus*, *Picea abies* und *Pinus sylvestris* in den Bruch- und Moorwäldern am weitesten verbreitet (Tab. 21, die anemochor oder zoochor aus den benachbarten Forsten in die Flächen gelangen. Diese Arten, die zum indigenen Arteninventar der mitteleuropäischen Flora zählen, sind im Bereich des Untersuchungsraumes jedoch als gebietsfremd einzustufen (s. DÜLL & KUTZELNIGG 1987, ADOLPHY 1994, FUCHS 2008).

Ebenfalls zoochor bzw. anemochor wandern die aus Nordamerika stammenden Arten *Pinus strobus*, *Prunus serotina* und *Quercus rubra* aus benachbarten Waldflächen ein. Der forstwirtschaftliche Anbau nordamerikanischer Gehölze wurde bereits gegen Ende des 18. Jahrhunderts propagiert. Jahrzehntelange Beobachtungen im Ruhrgebiet haben gezeigt, dass sich *Quercus rubra* wenig invasiv innerhalb der Waldgebiete verhält. Massenaufkommen von Keimlingen innerhalb von *Quercus rubra*-Forsten haben i. d. R. keinen Bestand und verschwinden bereits in der nächsten Vegetationsperiode wieder (FUCHS et al. 2006). Etwas anders verhält es sich mit *Prunus serotina*. Die Spätblühende Traubenkirsche wurde erstmals 1685 in Deutschland erwähnt und lange Zeit nur als Zierpflanze in Parks und Gärten angepflanzt. Da dieser Baum als besonders geeignet galt, auf nährstoffarmen Böden in relativ kurzer Zeit wertvolles Holz zu produzieren, wurde er gegen Ende des 18. Jahrhunderts im Untersuchungsraum, wie in anderen Sandböden-geprägten Regionen Deutschlands, verstärkt forstwirtschaftlich angebaut (STARFINGER 1990, KOWARIK 2010). Anders als in anderen Regionen Deutschlands bildet *Prunus serotina* im Untersuchungsraum jedoch nur gelegentlich dominante Bestände innerhalb der Strauchschicht, so z. B. in der Kirchheller Heide (Bottrop, FUCHS et al. 2006). Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung wurden zwei ausgetrocknete Moorbirken-Moorwaldbestände mit dominierender *Prunus serotina* in der Strauchschicht im Bereich der Hildener Heide nachgewiesen (Tab. 36, Spalte 68 u. 69) (FUCHS et al. 2010).

Seit einigen Jahren treten vermehrt Jungpflanzen von *Pinus strobus* auch in der Moor- und Bruchwaldvegetation auf. Da DÜLL & KUTZELNIGG (1987) noch keinen Hinweis auf Verwilderungen geben und auch ADOLPHY (1994) kein Nachweis der Art in den untersuchten Gebieten Further Moor und Hildener Heide aufführt, scheint die Art erst seit Ende der 1990 bzw. Anfang der 2000 Jahre in Ausbreitung zu sein. 2002 gelangen die ersten Nachweise junger verwilderter *Pinus strobus* im Duisburg-Mülheimer Wald (FUCHS 2003). Es folgten 2008 Nachweise im Hiesfelder Wald (eigene Beobachtung) und 2008 am Biesenbach in der Hildener Heide (FUCHS et al. 2010).

Lediglich im Duisburg-Mülheimer Wald finden sich mit *Castanea sativa*, *Prunus laurocerasus* und *Rhododendron spec. neo-* und industriophytische Gehölze innerhalb der Moor- und Bruchwaldvegetation des Untersuchungsraumes, die ursprünglich nicht aus anliegenden Forsten, sondern aus nahegelegenen Gärten bzw. Parks ausgebracht (Gartenabfall) oder verwildert sind.

Anders als bei den Gehölzen, die überwiegend aus benachbarten Forsten in die Bruch- und Moorwald- sowie Feuchtheideflächen eingewandert sind, handelt es sich bei den gebietsfremden krautigen Arten zumeist um verwilderte oder ausgebrachte Gartenpflanzen. Diese zählen ausnahmslos zu den Industriophyten, Arten die erst nach 1840 mit der Industrialisierung in den Untersuchungsraum gelangten. Mit *Impatiens parviflora* wurde nur eine dieser Arten in fast allen untersuchten Regionen des Untersuchungsraumes nachgewiesen. Alle anderen gebietsfremden krautigen Arten in der Bruch- und Moorwald- sowie Feuchtheidevegetation wurden ausschließlich im Duisburg-Mülheimer Wald beobachtet. Die aus Südsibirien stammende Art *Impatiens parviflora* ist erstmalig 1837 aus den Berliner Botanischen Gärten verwildert (DÜLL & KUTZELNIGG 2011). Auch die Einwanderung in den Duisburg-Mülheimer Wald begann offensichtlich mit Ver-

wilderungen aus einem Botanischen Garten, und zwar dem der Stadt Duisburg (BONTE & SCHEUERMANN 1937, KEIL & VOM BERG 2001). Heute gilt *Impatiens parviflora* in gestörten Laubwäldern des Untersuchungsraumes als verbreitet bis häufig (PIEPER 1974, DÜLL & KUTZELNIGG 1987, ADOLPHY 1994). Als etwas nährstoffliebende Art frischer, nicht zu schattiger Standorte vermag sie hier sowohl in gestörte Moorbirken-Moorwald-, als auch in Torf- und Walzenseggen-Erlenbruchwaldbestände einzudringen.

Die aus dem Himalaja-Gebirge stammende Art *Impatiens glandulifera* wurde seit Mitte des 19. Jh. als Gartenzierpflanze und als Bienenfutterpflanze in Mitteleuropa eingeführt (KOWARIK 2010). Erste Verwilderungen in NRW wurden Anfang des 20. Jahrhunderts beobachtet, beispielsweise in Krefeld (HÖPPNER 1910) und 1915 in Essen (BONTE & SCHEUERMANN 1937). Eine weitere Ausbreitung fand zunächst innerhalb des Ruhrtales statt (KEIL & VOM BERG 2001). Heute zählt die Art zu den am weitesten verbreiteten gebietsfremden Pflanzenarten Deutschlands und besiedelt Bach- und Flussauen sowie feuchte Wälder und baut an allen genannten Wuchsorten gelegentlich auch Massenbestände auf (KOWARIK 2010). Wann die Art erstmalig auch in die Wälder des Untersuchungsraumes eingedrungen ist, lässt sich nicht mehr rekonstruieren. Vieles deutet allerdings darauf hin, dass die Art neben Gartenauswurf und Verwilderung, auch durch das Ausbringen von Schnittgut in die Wälder gelangte. So ist z. B. ein Massenvorkommen in einem Wald in Wuppertal belegt (R. GAIDA, schriftl. Mittl.). Tatsache ist jedoch, dass die Einbürgerung der Art in die Waldvegetation massiv durch die Auflichtung im Rahmen von Kahlschlagsrodungen gefördert wurde, durch die auch die beobachteten Massenbestände der Art in den bearbeiteten Feuchtwaldgesellschaften begründet liegen (FUCHS 2003). Durch die Anpassung der Art an nasse Standorte vermag *Impatiens glandulifera* leichter in Nasswälder einzudringen als beispielsweise *Impatiens parviflora*. Unter natürlichen Bedingungen stellt jedoch auch hier der mangelnde Lichtgenuss und mehr noch die Nährstoffarmut der Flächen eine wirksame Einwanderungsbarriere da.

Carex brizoides, eine in Deutschland indigene Sippe, hat ihren natürlichen Verbreitungsschwerpunkt in den Mittelgebirgsregionen (HAEUPLER & MUER 2007) und ist im Gebiet somit als gebietsfremd einzustufen (DÜLL & KUTZELNIGG 1987, ADOLPHY 1994). Sie wurde früher u. a. zu Matratzen und anderen Polsterfüllungen verwendet (ROTHMALER 2002). Eine Vermutung von WEBER (1995), dass die lokale Herkunft und die Ausbreitung in den Wäldern auch von alten, mit *Carex brizoides* gefüllten und im Wald entsorgten Matratzen ausgegangen ist, konnte in Kamen durch eine Beobachtung von D. BÜSCHER bestätigt werden (mündl. Mittl.). Als Vernässungs- und Staufeuchtezeiger birgt die Art ein erhöhtes Potential, in Feucht- und Nasswälder einzudringen. Nach ROTHMALER (2002) kommt es jedoch ausschließlich, gefördert durch Verlichtung entlang von Waldwegen und Waldlichtungen, zu Massenbeständen. Drei im Duisburg-Mülheimer Wald beobachtete Massenbestände befinden sich in einem Moorbirken-Moorwald (Tab. 36, Spalte 64 u. 65) einem nicht weit davon entfernten Birken-Eichenwald und einem Bachauenwald. Aufgrund der unmittelbaren Nähe eines Bunkers aus dem 2. Weltkrieg zum zweiten hier aufgeführten Wuchsort, könnte der Ursprung aus dem Bunker in den Wald entsorgter Matratzen sein.

Die ursprünglich aus dem asiatischen Raum (Japan) stammende *Carex morrowii* bildet gelegentlich aus Gartenabfällen begründete Bestände an Weg- und Waldrändern (eigene Beobachtung im westlichen Ruhrgebiet). Aus dem Duisburg-Mülheimer Wald sind seit Mitte der 2000 Jahre mehrere Bestände belegt. In einem Fall siedelt die Art mit mehreren Individuen in einem Verlandungsbereich eines ehemaligen Teiches mit Bruchwaldcharakter (BSWR 2011). Somit scheint die Art das Potential zu besitzen, in gestörte Erlenbruchwälder einzudringen.

Von der ebenfalls aus dem asiatischen Raum als Zier- und Nutzpflanze nach Deutschland eingeführten *Fallopia japonica* wurden erste Verwilderungen im westfälischen Landesteil Nordrhein-Westfalens bereits vor 1880 von SCHEMMANN (1884: 234) am „Ruhrufer bei der Zeche Nachtigall unweit Witten“ entdeckt. Der Erstnachweis für das Rheinland stammt wohl von BONTE (1916), der die Art 1910 in Kettwig (Essen) und in Homberg (Duisburg) auf Schutt verwildernd beobachtete. HÖPPNER & PREUSS (1926) nennen die Art für das Rheinland interessanterweise noch nicht. Seit Beginn des 20. Jahrhunderts hat sich die Art rasant ausgebreitet und ist heute nahezu flächendeckend im Rheinland verbreitet (HAEUPLER et al. 2003). Neben *Fallopia japonica*-Beständen, insbesondere entlang der Waldränder, deren Ursprung in der Ablagerung von Gartenabfällen zu suchen ist, wurde im Duisburg-Mülheimer Wald *Fallopia japonica* auch als Sichtschutz für das Wild gepflanzt (FREUDE, mdl. Mittl.). *Fallopia ×bohemica*, die Hybridsippe der genannten Flügel-Knöterich-Sippe mit *Fallopia sachalinensis*, konnte erst in den 1990er Jahren im Duisburg-Mülheimer Waldes nachgewiesen werden (KEIL & ALBERT-ERNST 1995). Die Sippe vermehrt sich weitgehend unabhängig von den Eltern (KOWARIK 2010). Beide *Fallopia*-Sippen vermögen allenfalls randlich aufgrund ihres Rhizomsystems in die Bruch- bzw. Moorwaldbestände einzudringen und wurden im Rahmen der vorliegenden Untersuchung nur jeweils einmal mit geringer Deckung in einem Erlenbruchwald nachgewiesen (Tab. 32, Spalte 55 u. 56).

Tab. 21: Aktuelle Neo- und Industriophytennachweise in den Moor- und Bruchwäldern des Untersuchungsraumes. NS – Niederrheinische Sandplatten, BH – Bergische Heideterrasse, BR – Ballungsraum Ruhrgebiet. Abkürzungen zu den Statusangaben s. Kap 3.1.

* vereinfacht

a – anemochor, z – zoochor, h – hemerochor, hy- hydrochor, au – autochor

P – Park, G – Garten, F – Forst, B – Bienenfutter

	Status	Grad der Einwanderung	Einwanderungszeit	Art und Weise der Einwanderung	NS nördl. BR	NS BR	BH BR	BH nördl. Heidegebiete	BH Heidegebiete	Herkunftsland	häufigste Herkunft*	Verbreitungsweg*
Neophytische Gehölze												
<i>Acer platanoides</i>	S	S	N	EPG	.	.	.	.	x	Eu-Kau	P, F	a
<i>Acer pseudoplatanus</i>	S	S	N	EPG	x	x	x	x	x	EU	F	a
(inkl. "Purpureum")	S	S	NN	EPG	.	.	x	.	.	K	F	a
<i>Alnus incana</i>	S	S	NN	EPG	.	.	x	.	x	EU – Kau	F	a
<i>Bryonia dioica</i>	E	EÖ	N	XE	.	.	x	.	.	MG		z
<i>Castanea sativa</i>	S	S	N	EPG	.	.	x	.	.	S-EU, W-As	P	z
<i>Larix kaempferi</i>	S	S	NN	EPG	.	x	.	.	.	As	F	a, z
<i>Picea abies</i>	S	S	NN	EPG	x	x	x	x	x	EU	F	a, z
<i>Pinus strobus</i>	S	S	NN	EPG	x	.	x	.	x	NA	F	a, z
<i>Pinus sylvestris</i>	E	AG	N	AK	x	x	x	.	x	EU	F	a, z
<i>Populus x canadensis</i>	S	S	NN	EPG	.	.	x	x	x	K	F	a
<i>Populus maximowiczii</i>	S	S	NN	EPG	.	.	x	.	.	NG	P	a
Hybriden												
<i>Prunus laurocerasus</i>	S	S	NN	EPG	.	.	x	.	.	MG	G	h, z
<i>Prunus serotina</i>	E	AG	NN	EPG	x	.	x	.	x	NA	F	z
<i>Quercus rubra</i>	S	S	NN	EPG	x	.	x	.	x	NA	F	z
<i>Rhododendron spec.</i>	S	S	NN	EPG	.	.	x	.	.	K	G	h
Krautige neophytische Arten												
<i>Carex brizoides</i>	E	AG	NN	XE	.	.	x	.	.	Eu		hy, z, h
<i>Carex morrowii</i>	S	S	NN	EPG	.	.	x	.	.	AS	G	h
<i>Fallopia x bohémica</i>	E	AG	NN	XE	.	.	x	.	.	NG		h
<i>Fallopia japonica</i>	E	AG	NN	EPG	.	.	x	.	.	O-AS	G	h
<i>Impatiens glandulifera</i>	E	AG	NN	EPG	.	.	x	.	.	O-AS	G, B	a, au
<i>Impatiens parviflora</i>	E	AG	NN	AK	.	x	x	x	x	N-AS	G	a, au
<i>Lysichiton americanus</i>	E	AG	NN	EPG	.	.	x	.	.	NA	G	h, hy
<i>Onoclea sensibilis</i>	E	EÖ	NN	EPG	.	.	x	.	.	NA	G	h, a

4.2.2 Moose

Die Analyse der Moosflora des Untersuchungsraumes wird durch Abb. 55 und Tab. 29 veranschaulicht. Die deutlich geringere Beeinträchtigung der ländlichen Gebiete der Niederrheinischen Sandplatten nördlich des Ballungsraumes und der Heidegebiete im Bereich der Bergischen Heideterrassen, zeigt sich mit den hier höchsten Zahlen der aktuell nachgewiesenen Moor- und Bruchwaldarten. Die im Vergleich zu den ländlichen Gebieten niedrige Zahl an Moorarten in den übrigen Gebieten, spiegelt hingegen die Armut dieser Gebiete an offenen Mooren und Moorbirken-Moorwälder wider. Für die Heidegebiete der Bergischen Heideterrassen konnten zudem noch etwas mehr charakteristische Arten nachgewiesen werden, als für die ländlicheren Regionen der Niederrheinischen Sandplatten. Zu den ungestörtesten Mooren der ländlichen Regionen der Niederrheinischen Sandplatten, mit einem noch größeren Artenspektrum, zählt die Dingender Heide in der Nähe der Niederländischen Grenze (Düll 1980), die aber im Rahmen der vorliegenden Untersuchung unberücksichtigt blieb.

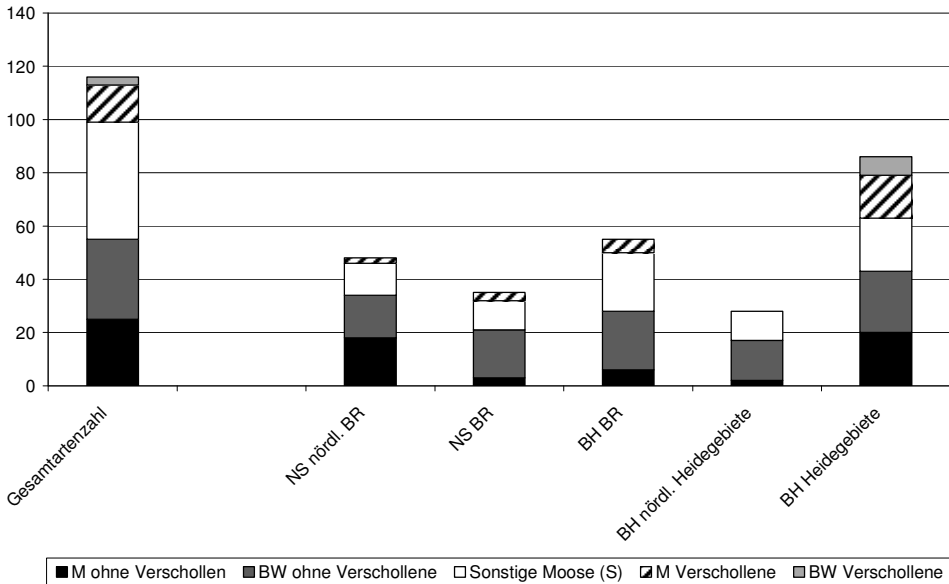


Abb. 55: Gesamtartenzahl und Artenverhältnis der Moosarten der Bruch- und Moorwald- sowie Feuchtheidevegetation der Teilgebiete des Untersuchungsraumes. NS – Niederrheinische Sandplatten, BR – Ballungsraum, BH – Bergische Heideterrasse (s. Kap. 3.1). BW: Bruchwaldarten, M: Moorarten (Arten der Oxyccocco-Sphagnetea), S: Sonstige vegetationsfremde Moosarten.

Bezüglich der vegetationsfremden Moosarten (S = sonstige Moosarten) ähneln sich in der Höhe der Artenzahlen der Duisburg-Mülheimer Wald und die Heidegebiete der Bergischen Heideterrassen. Wie die vorliegende Untersuchung gezeigt hat, dringen vegetationsfremde Moose insbesondere durch Austrocknung der

Bestände in die Vegetation ein. Mit der hohen Anzahl vegetationsfremder Moose, zeigt die Moosanalyse (Abb. 58) somit die besonders im Duisburg-Mülheimer Wald und in den Heidegebieten der Bergischen Heideterrassen zu beobachtenden Artenverschiebung in der Moosflora der Bruch- und Moorwald- sowie Feuchtheidevegetation.

Die hohen Zahlen der verschollenen Arten im Bereich der Hildener und der Ohligser Heide sowie des Further Moores hingegen sind kein Ausdruck der relativ stärkeren Belastung dieser Gebiete, sondern ist lediglich auf die bessere mooskundliche Datenlage älterer Quellen (s. .) der Hildener Heide zurückzuführen.

Die Moosflora lässt sich, entsprechend ihres schwerpunktmäßigen oder ausschließlichen Vorkommens, in Arten der offenen Moore und der jungen Moorbirken-Moorwald- oder Gagelgebüsch-Stadien, Arten der Erlenbruchwälder und Arten anderer Vegetationseinheiten einteilen. Zum charakteristischen Artenspektrum des Walzenseggen-Erlenbruchwaldes gehören naturgemäß, aufgrund seiner eher moosfeindlichen hydrologischen Standortverhältnisse (Kap. 4.1.1.2.2), nur wenige Arten. Die einzige charakteristische Art des *Carici-elongatae-Alnetums* des Untersuchungsraumes ist *Calliergon cordifolium*, deren starke soziologische Bindung an den nassen, nährstoffreichen aber kalkfreien Walzenseggen-Erlenbruchwald erstmalig von KNÖRZER (1957) festgestellt wurde. Auf kalk-, zumindest aber basenreichem Untergrund, können auch *Calliergonella cuspidata* und *Pellia endiviifolia* dazugezählt werden, die in dem von nährstoffarmen Sanden geprägten Untersuchungsraum jedoch als Störzeiger zu werten sind (mdl. Mittl. C. SCHMIDT 2012).

Die Torfmoose *Sphagnum denticulatum*, *Sphagnum palustre* und das Lebermoos *Calypogeia muelleriana* zeigen einen Schwerpunkt im Torfmoos-Erlenbruchwald. Zu den typischen Arten des Moorbirken-Moorwaldes zählen die Torfmoose *Sphagnum fimbriatum*, *S. flexuosum* und *S. squarrosum*, das Lebermoos *Cephalozia bicuspidata* sowie die Laubmoose *Campylopus flexuosus*, *Leucobryum glaucum* und *Polytrichum commune*. Auch *Calypogeia fissa* und *Sphagnum fallax* sind häufig und die letztgenannte Art auch mit hohen Deckungen im Moorbirken-Moorwald vertreten. Noch stärker werden von diesen Arten jedoch die offenen Moorbereiche besiedelt. Zu den Moosarten offener Moore und lückiger Moorbirken-Moorwälder bzw. Gagelgebüschbestände zählen beispielsweise, neben den meist roten Torfmoosarten *Sphagnum magellanicum*, *S. rubellum*, *S. subnitens* und *S. warnstorffii*, die Lebermoose *Cephalozia macrostachya* und *Odontoschisma sphagni*. Darüber hinaus treten u. a. die Schlenkenmoose *Cladopodiella fluitans*, *Calypogeia sphagnicola* und *Sphagnum cuspidatum* sowie die Bultenmoose *Aulacomnium palustre*, *Polytrichum longisetum* und *Polytrichum strictum* auf. Charakteristisch für die Feuchtheide wiederum sind neben der bereits genannten Art *Aulacomnium palustre* insbesondere *Sphagnum capillifolium*, *Sphagnum compactum* und *Sphagnum molle*. Häufigste Begleiter der Bruch- und Moorwald- sowie Feuchtheidevegetation sind *Brachythecium rutabulum*, *Eurhynchium praelongum* und *Mnium hornum*.

4.2.2.1 Verschollene Moosarten der Moore

Die ältesten Angaben zur Moosflora (Tab. 31) stammen von LORCH & LAUBENBURG (1899) aus seiner Kryptogamenflora des Bergischen Landes, von SCHMIDT aus den Jahren 1916 und 1925, der die Hildener Heide auch mooskundlich intensiv erforscht hat und von MÜLLER (1937). Für alle anderen Gebiete im Untersuchungsraum sind die Fundangaben deutlich jünger und entstammen im Wesentlichen den Arbeiten von DÜLL (1980), DINTER (1982) und ITJESTHORST (1984). Zu den von SCHMIDT (1925) letztmalig für die Hildener Heide und das gesamte Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Arten zählen *Bazzania trilobata*, *Calypogeia neesiana*, *Dicranum bonjeanii*, *Hypnum pratense*, *Pohlia sphagnicola*, *Sphagnum contortum*, *Sphagnum platyphyllum* und *Sphagnum quinquefarium*. Bis auf *Dicranum bonjeanii* hat er die genannten Arten schon damals nur noch an einem einzigen Standort gefunden. So heißt es beispielsweise für *Bazzania trilobata* „am Kesselweiher Bach [...] als Seltenheit für die Ebene am steilen linken Uferhange [...]“ (S. 112), für *Hypnum pratense* „nur einmal spärlich“ (S. 108) und für *Sphagnum quinquefarium* „als seltene Vorkommnisse [...] hervorzuheben“ (S. 114). Heutiger Verbreitungsschwerpunkt von *Bazzania trilobata*, *Calypogeia neesiana*, *Sphagnum contortum* und *Sphagnum quinquefarium* liegt im Mittel- oder Hochgebirge. Auch die ehemaligen Vorkommen in der Hildener Heide stellen fast ohne Ausnahme das einzige bekannte Vorkommen im gesamten Untersuchungsraum dar. Nur für *Calypogeia neesiana* wird ein weiteres Vorkommen für den Messtischblattquadranten 4607.3 noch nach 1980 angegeben (MEINUNGER & SCHRÖDER 2007). Die Abnahme der genannten Arten scheint somit vom Arealrand her begonnen zu haben. Als charakteristische Arten azonaler Vegetationseinheiten ist es jedoch wahrscheinlicher, dass diese Arten ehemals auch in den Mooren des Flachlandes weit verbreitet gewesen sind. Vermutlich sind sie erst mit der Vernichtung der Moore und Moor- und Bruchwälder und der stärkeren Eutrophierung durch Entwässerung und Landwirtschaft vor allem im Flachland extrem selten geworden. Für die Moosflora fehlen diesbezüglich auswertbare Kartierdaten.

Auch die ehemaligen Vorkommen von *Dicranum bonjeanii*, *Hypnum pratense*, *Sphagnum contortum* und *Sphagnum platyphyllum* in der Hildener Heide zählen zu den einzigen bekannten Vorkommen im gesamten Untersuchungsraum. Bei diesen drei Arten handelt es sich um Moose basenreicher Niedermoorstandorte, die heute zu den allgemein am stärksten gefährdeten Moosarten zählen (MEINUNGER & SCHRÖDER 2007). Die Ursache für das Verschwinden dieser Arten liegt mit hoher Wahrscheinlichkeit in der Beeinträchtigung der Flächen durch starke Schwefeldioxid-Immissionen („saurer Regen“) seit dem Beginn der Industrialisierung, die bis in die 1980er Jahre andauerte (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010).

Mit *Sphagnum pulchrum*, deren letzter Nachweis aus dem Duisburg-Mülheimer Wald auf MÜLLER (1937) zurückgeht, ist eine weitere Torfmoosart im gesamten Untersuchungsraum verschollen. *Sphagnum pulchrum* zählt zu den Schlenkenmoosen oligotropher Moore. Aufgrund des heutigen Zustandes des Duisburg-Mülheimer Waldes erscheint es zunächst unglaublich, dass in diesem Gebiet eine solche Moorart vorgekommen sein soll. Die zahlreichen Angaben zu Arten oligotropher Moorstandorte unter den Gefäßpflanzen zeigen aber eindeutig, dass

es solche potentiellen Wuchsorte im Duisburg-Mülheimer Wald gegeben hat (GRIMM 1800, POLSCHER 1861).

Die Arten *Cephalozia macrostachys* und *Sphagnum magellanicum*, die ebenfalls 1925 von SCHMIDT letztmalig für die Hildener Heide nachgewiesen wurden, sind nicht gänzlich im Untersuchungsraum verschwunden. *Cephalozia macrostachys* konnte aktuell im Gartroper Busch im Norden der untersuchten Niederrheinischen Sandplatten nachgewiesen werden. Für *Sphagnum magellanicum* gelang sogar in zwei Gebieten des Untersuchungsraumes, der Hemmings-Schlinke und dem Gartroper Busch, ein Neufund. Der Verlust der zwei Hochmoorarten für die Hildener Heide zeigt dennoch sehr deutlich die negative Entwicklung der dortigen Moorvegetation hin zu trockeneren und eutropheren Gesellschaften.

Den einzigen Fundort von *Sphagnum magellanicum* in der Hildener Heide beschreibt SCHMIDT (1925:114) sehr genau: „Die zahlreichen, oft nur sehr kleinen Hochmoorstellen enthalten meist nur die gewöhnlichen Torfmoosarten, doch an einer Stelle *Sphagnum medium* (= *S. magellanicum*), *rubellum*, *laricinum* (= *S. platyphyllum*) und *cuspidatum* vergesellschaftet; [...]“. Diese Beschreibungen belegen, dass schon in den 1920er Jahre die potentiellen Wuchsorte der auf oligotrophe, offene Wuchsorte angewiesenen Moosarten sehr selten geworden sind. Auch die offenen Moorflächen stellten, wie die Wuchsortbeschreibung von *Sphagnum magellanicum* zeigt, bereits zu SCHMIDTS Zeiten stark degradierte Stadien eines großflächig verbreiteten oligotrophen Moores, mit dem ehemals floristischen Charakter eines Hoch- bzw. Übergangsmoores, dar. Die in den folgenden Jahren weiter fortschreitende negative Entwicklung im Bereich der Hildener Heide belegen weitere 15 von WOIKE (1958) noch belegte Moosarten, die aktuell nicht mehr nachgewiesen werden konnten: *Cladopodiella francisci*, *Dicranella cerviculata*, *Dicranum bergeri*, *Dicranum polysetum*, *Gymnocolea inflata*, *Myla anomala*, *Nardia geocyphus*, *Plagiomnium elatum*, *Pleurozium schreberi*, *Polytrichum strictum*, *Sphagnum girgensohnii*, *S. pulchrum*, *S. riparium*, *S. tenellum* und *S. teres*. Vereinzelt können diese Arten sicherlich auch übersehen worden sein, insbesondere Arten der trockenen Heide, die nicht Gegenstand der vorliegenden Untersuchung war. In der Summe jedoch zeigt der große Verlust moortypischer Arten die fortschreitende negative Entwicklung des Gebietes, innerhalb derer immer mehr Moosarten nass-nährstoffarmer Standorte ihren Lebensraum verlieren.

Im Bereich des Duisburg-Mülheimer Waldes verschwanden zeitgleich mit den letzten Hochmoorarten der Gefäßpflanzen z. B. *Eriophorum angustifolium* (s. o.), mit *Gymnocolea inflata*, *Dicranella cerviculata*, *Sphagnum capillifolium* u. *S. subnitens*, die dort noch nach 1950 nachgewiesen wurden (DÜLL (1980), auch fast alle empfindlichen oligotraphenten Moorarten unter den Moosen.

Für die Kirchheller Heide gibt SCHMIDT *Sphagnum molle* (SCHMIDT 1916) und *Cladopodiella fluitans* (SCHMIDT zit. nach DÜLL 1980) an, die seitdem in diesem Gebiet nicht mehr gesichtet wurden. Im Gartroper Busch im Norden der Kirchheller Heide fand ITJESTHORST (1984) *Nardia geocyphus*, die aktuell dort nicht mehr nachgewiesen werden konnten. Allgemein existieren für den untersuchten Bereich der Niederrheinischen Sandplatten nur sehr wenige mooskundliche Daten, so dass Veränderungen in der Moosflora nur schwer interpretierbar sind.

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen konnten aber nicht nur das Verschwinden moortypischer Moosarten dokumentiert werden. Mit *Myla anomala* (Gartroper Busch), *Sphagnum magellanicum* (Hemmings-Schlinke, Gartroper Busch), *Cephalozia macrostachya* (Gartroper Busch), *Sphagnum warnstorffii* und *Sphagnum molle* (Ohligser Heide, s. FUCHS & SONNENBURG 2009), *Odontoschisma sphagni* (Hildener Heide) u. a. wurden eine ganze Reihe moortypischer Moosarten für den Untersuchungsraum bzw. für einzelne Untersuchungsgebiete neu- oder wiederentdeckt.

4.2.2.2 Gebietsfremde Moosarten

Anders als bei den Gefäßpflanzen zählt nur eine gebietsfremde Moosart zum floristischen Spektrum der Bruch- und Moorwald- sowie Feuchtheidevegetation. *Campylopus introflexus* eine ursprünglich aus der Südhemisphäre stammende Art, wurde erstmals 1941 aus England nach Deutschland eingeschleppt (FRAHM & FREY 2004) und bildet seither insbesondere in den Heidegebieten z. T. flächendeckende Bestände und wird von daher auch als „Heidepest“ bezeichnet. *Campylopus introflexus* ist auch im Untersuchungsraum nur im nährstoffarmen Moorwald und in der Feuchtheidevegetation zu finden, entwickelt hier jedoch nur kleine Populationen. Größere Populationen wurden ausschließlich außerhalb der untersuchten Vegetation beispielsweise im Böschungsbereich des Rotbaches im Hiesfelder Waldes beobachtet. Ausdruck von Störungen im Bereich der Moosflora ist insofern nicht das Eindringen von gebietsfremden Arten, sondern die Zunahme vegetationsfremder, indigener Sippen bezüglich Zahl und Deckung. In besonders stark durch Austrocknung und Eutrophierung gestörten Flächen schließlich gewinnen Gefäßpflanzen wie z. B. *Molinia caerulea* zunehmend an Wuchskraft und verdrängen durch Beschattung und die komplette Inanspruchnahme offener Bodenpartien die Moose allgemein (Kap. 4.1.3.2, HILD 1968). Moosarmut ist somit ein weiteres Indiz für Störungen des Wasser- und Nährstoffhaushaltes der Bestände.

4.2.2.3 *Sphagnum* (Torfmoose)

Die Torfmoose wurden im Untersuchungsraum differenzierter untersucht. Aktuell konnten 18 Torfmoosarten nachgewiesen werden (s. Tab. 29). Dazu kommen folgende sieben als verschollen anzusehende Arten: *Sphagnum pulchrum*, *Sphagnum platyphyllum*, *Sphagnum contortum*, *Sphagnum quinquefarium*, *Sphagnum riparium*, *Sphagnum teres* und *Sphagnum imbricatum* (s. Tab. 31). Unter den aktuell nachgewiesenen sind vier Arten als Neu- und Wiederfunde für das gesamte Gebiet oder einzelner Mooregebiete zu werten. Mit dem Nachweis von *Sphagnum papillosum* für das Oembergmoor im Duisburg-Mülheimer Wald gelang der bemerkenswerte Neufund einer Oxycocco-Sphagnetee-Art für den Ballungsraum Ruhrgebiet. Ebenfalls als Neufund für die untersuchten Gebiete der Niederrheinischen Sandplatten sind die aktuellen Nachweise der Hochmoorsippe *Sphagnum magellanicum* für die Hemmings Schlinke und den Gartroper Busch

(Kreis Wesel) zu werten. Für die Ohligser Heide gelang der Nachweis von *Sphagnum molle* und *Sphagnum warnstorffii*. Das Vorkommen von *Sphagnum molle* ist als Wiederfund für die Heidegebiete und den Untersuchungsraum zu werten, *Sphagnum warnstorffii* stellt einen Neufund für den Naturraum der Niederrheinischen Bucht dar (FUCHS & SONNENBURG 2009). Darüber hinaus wurde *Sphagnum angustifolium* aus dem ehemaligen *Sphagnum recurvum* agg. erstmalig unterschieden und sowohl für die ländlichen Regionen als auch den Ballungsraum Ruhrgebiet nachgewiesen.

Die Anzahl der nachgewiesenen Torfmoosarten entspricht 62 % der aktuellen Torfmoosflora Nordrhein-Westfalens (SCHMIDT 2011), obwohl keine naturnahen Hochmoorflächen untersucht wurden. Dieses Ergebnis belegt die hohe Bedeutung des gesamten Untersuchungsraumes hinsichtlich seiner Torfmoosflora. Besonders bemerkenswert sind die Mooregebiete Hemmings Schlinke, Gartroper Mühlenbach, Hildener Heide und Ohligser Heide, in denen jeweils eine große Anzahl sowie eine Reihe gefährdeter Torfmoosarten nachgewiesen werden konnten. Entsprechende Qualitäten zeigen sich auch in der Lebermoosflora dieser Gebiete.

Einige der im Untersuchungsgebiet vertretenen Torfmoosarten treten in den einzelnen Regionen oder im gesamten Untersuchungsraum in einer ganz bestimmten Form auf, die z. T. Rückschlüsse auf den Standort zulassen. So konnte z. B. nicht nur bei *Sphagnum palustre*, sondern auch bei allen anderen häufigeren Torfmoosarten des Untersuchungsraumes, neben der normalen Form mit anliegenden Blättern, auch die Form mit fast senkrecht zurück gekrümmten Blättern gefunden werden. Diese bislang nur für *Sphagnum palustre* als „*squarrosulum*“ bezeichnete Modifikation gilt als Schattenform (FRAHM & FREY 2004, SMITH 2004). Besonders häufig tritt diese Standortmodifikation im Untersuchungsraum bei *Sphagnum denticulatum* auf. Ob Beschattung für dieses sehr viel weiter verbreitete Phänomen die einzige Ursache darstellt, konnte im Rahmen der vorliegenden Untersuchung nicht geklärt werden. Nach eigenen Beobachtungen kommt auch die zwischenzeitliche Austrocknung als Ursache in Betracht.

Die für die Geländeansprache zur Unterscheidung von *Sphagnum palustre* und *Sphagnum papillosum* angeführten makromorphologischen Unterscheidungsmerkmale wie kürzere Äste für *S. papillosum* und kompakter polsterförmiger Wuchs (z. B. LUDWIG 2005) kann nach eigener Untersuchung nicht bestätigt werden. Insbesondere in den Flächen, in denen beide Arten nebeneinander vorkommen, ist die morphologische Bandbreite über beide Arten gleichmäßig verteilt. Nur besonders kräftige, langästige Exemplare konnten ohne Berücksichtigung mikroskopischer Merkmale eindeutig *Sphagnum palustre* zugeordnet werden. An Standorten, an denen die beiden Arten räumlich deutlich getrennt von einander wuchsen, waren die unterscheidenden Merkmale dagegen deutlich besser ausgeprägt.

Die im atlantischen Raum schwer von *Sphagnum fallax* zu trennende Torfmoosart *Sphagnum angustifolium* (HÖLZER 2010), tritt im Untersuchungsraum zudem ausschließlich in der Form auf, die für etwas nährstoffreichere Standorte typisch ist. Aufgrund der hier weniger gut ausgeprägten typischen Stammsblattform als bei der Sippe die in Hochmooren vertreten ist (l. c.), sind diese noch schwerer von *Sphagnum fallax* zu unterscheiden. Nur in Kombination mit den weiteren für

Sphagnum angustifolium typischen Merkmalen, wie der fehlenden Stammhyalodermis und den im Querschnitt dreieckigen Chlorozyten, konnte die Art sicher von *Sphagnum fallax* und *S. flexuosum* abgetrennt werden.

Sphagnum fallax zeigt in der Stammblattform sogar regionale Unterschiede im Untersuchungsraum. Während in den ländlicheren Regionen, insbesondere im Norden der Niederrheinischen Sandplatten, die Stammblätter die charakteristische kurz-dreieckige Form mit deutlich aufgesetztem Spitzchen zeigen, die gut mit der Lupe auch im Gelände zu erkennen sind, weisen die Formen aus den Moor-gebieten des Ballungsraumes leicht verlängerte Stammblätter mit nur wenig ausgeprägt aufgesetztem Spitzchen auf.

Sphagnum cuspidatum tritt im Untersuchungsraum ausschließlich in der kurzblättrigen Form „*falcatum*“ auf. Aufgrund der für *Sphagnum cuspidatum* recht kurzen Stammblätter sind sie leicht mit der Wasserform von *Sphagnum fallax* zu verwechseln. Ob es sich hierbei um eine besondere Standortmodifikation handelt ist nicht bekannt.

Die von einigen Autoren als Art betrachtete Varietät *Sphagnum denticulatum* var. *indundatum* (z. B. DIERßEN 1996, FRAHM & FREY 2004, MEINUNGER & SCHRÖDER 2007), wird in der vorliegenden Untersuchung als Standortmodifikation betrachtet. Die zur Differenzierung verwendete Stammblattform und stärkere Fibrellierung der Blätter ändert sich mit der Feuchtigkeit des Standortes. So können an ein und derselben Pflanze sowohl die Merkmale von „*denticulatum*“ als auch von „*inundatum*“ parallel auftreten.

Wie anhand dieser Beispiele dargestellt, können Standortveränderungen somit nicht nur anhand des Auftretens oder Fehlens bestimmter Torfmoosarten abgelesen werden. Auch das Auftreten von verschiedenen Standortmodifikationen ein und derselben Art kann diesbezüglich wertvolle Hinweise liefern. Die Torfmoose eignen sich daher besonders gut, um Umweltveränderungen in den betrachteten Vegetationseinheiten zu diagnostizieren.

5 Ursachen und Folgen der Beeinträchtigungen auf die Erlenbruchwälder, Moorbirken-Moorwälder und Gagelgebüsche

5.1 Ursachen der Beeinträchtigungen

Beeinträchtigungen und Zerstörungen der Moore haben im Untersuchungsraum wie auch im übrigen Deutschland sehr früh begonnen. Da Moore für die Besiedlung und die landwirtschaftliche Nutzung weitgehend ungeeignet sind, galten sie allgemein als wertloses Ödland, das erst durch die Moorkultivierung in brauchbares, wertvolles Land umgewandelt wurde. Seit den 1980er Jahren, als bereits mehr als 90 % der Moore zerstört waren, setzte allmählich ein Umdenkungsprozess ein und Moore wurden auch als Ökosystem wertgeschätzt (SUCCOW & JOOSTEN 2001, DIERBEN & DIERBEN 2001, SUCCOW 2002). Bundesweit betrachtet zählen die Moor- und Bruchwälder heute zu den gefährdeten bzw. stark gefährdeten Pflanzengesellschaften (RENNWALD 2000).

Auch im Untersuchungsraum sind im Rahmen der Besiedlungsgeschichte viele der ehemaligen Moore abgetorft, entwässert, in land- oder forstwirtschaftliche Nutzungs-, oder sogar in Siedlungsfläche umgewandelt worden. Auch der Gewinnung von Bodenschätzen, der Kies- und Tongewinnung, fielen großflächig Feuchtheiden, Moore, Moor- und Bruchwälder zum Opfer. Die heutigen Moorflächen des Untersuchungsraumes stellen somit nur winzige Reste ehemals weit verbreiteter Moorflächen dar.

1913 beschreibt HÖPPNER das Bester Torfvenn südlich von Gahlen im Norden der Niederrheinischen Sandplatten als eines der interessantesten Heidemoore des Niederrheins. Zu dieser Zeit war jedoch der Torfabbau in diesem Gebiet bereits zum Erliegen gekommen und der überwiegende Teil der Fläche bereits der Wiesenutzung überführt. Vom Torfstich verschont wurden nur kleinste Reste, die sich „gleich Dämmen durch die Sümpfe“ zogen und als Wege dienten (HÖPPNER 1913:174).

Weiter südlich im Bereich der angrenzenden Niederterrasse lagen die vielfach in der Literatur (z. B. bei HERRENKOHL 1871 und MEIGEN 1886) erwähnten Moorgebiete Bruckhauser, Dinslakener und Hiesfelder Bruch. Auch hier belegen die Aufzeichnungen von BECKER (1874), dass zur Zeit der ersten floristischen Beschreibungen der Gebiete diese Moore bereits fast vollständig im Rahmen der Moorkultivierung verschwunden waren. So heißt es bei BECKER (1874:142) „zahllose Gräben [sind] thätig, die feuchten und sumpfigen Haiden [...] zu Weiden und Ackerland umzuändern“ und zu den Brüchen südlich von Dinslaken „alle seltenen Pflanzen“ sind „verschwunden, da weder Heide noch Sumpf jetzt mehr existirt“. Heute befindet sich auf der Fläche des Dinslakener Bruchs eine Siedlung gleichen Namens und auch das Gebiet des Hiesfelder Bruchs ist weitgehend bebaut. Im Bereich der nach wie vor ländlich gelegenen Bereiche des ehemaligen Bruckhauser Bruchs hingegen befinden sich heute Baggerseen einer ehemaligen Kiesgewinnung und land- und forstwirtschaftliche Nutzflächen.

Ein ganz anderes Schicksal erlitt das Sterkrader Venn auf dem heutigen Gebiet der Stadt Oberhausen. Auf dieser Fläche wurde nach dem 2. Weltkrieg mit der Halde Haniel eine der größten Halden des Ruhrgebietes geschüttet.

Vielfältig sind auch die Ursachen des Moorflächenverlustes im Bereich des Duisburg-Mülheimer Waldes. Wie eine Karte von FIRSCHING (1949) über das Rhein-Ruhr-Gebiet im Umkreis von Duisburg im 18. Jahrhundert belegt, handelt es sich um den Rest eines ehemals weit größeren zusammenhängenden Waldgebietes, das sich bis zum Rhein im Duisburger Süden erstreckte (s. auch BURCKHARDT 1973). Insbesondere im Duisburger Süden im Bereich der heutigen Orte Buchholz, Großenbaum, Wanheimer Ort und Wedau fiel der Wald im Laufe des 19. Jahrhunderts der Siedlungserweiterung zum Opfer. Dass sich der Wald trotz des enormen Siedlungsdrucks in der heutigen Größe erhalten konnte, ist seiner Nutzung zur Jagd und als Pferdebahn zu verdanken. Bezüglich des Verlustes von Feuchtgebieten zeigt die Karte von FIRSCHING (1949), dass sich zu dieser Zeit noch ein großes Feuchtheidegebiet zwischen Duisburg-Duisern und der Huckinger Mark erstreckte. Dieses ist zeitgleich mit den großen Rodungstätigkeiten im 19. Jahrhundert entwässert und aufgeforstet worden (TAPP 2000). Heute befinden sich in diesem Teil des Waldes zahlreiche Abgrabungs-Seen (6 Seen-Platte) als Relikte von Kiesgruben. Der ehemals durch das Gebiet der Grindsmark mäandrierende Dickelsbach verdankt seinen Namen sogar seiner Eindeichung (Diek, Dick = Deich), die bereits auf dem ältesten Stadtplan der Stadt Duisburg von Johannes CORPUTIUS aus dem Jahre 1566 zu erkennen ist (MILZ & VON RODEN 1993). Weitere Indizien liefern die Ortsangabe von POLSCHER (1861) „in den Sümpfen hinter Saarn“ und die Angabe zahlreicher moortypischer Arten vom Gebiet des Heiligen Brunnens von GRIMM (1800) dafür, dass heutige Moorrelikte wie das Oembergmoor, nur noch kleinste Flächen ehemals ausgedehnter Moorbereiche darstellen.

Zu den stärksten Beeinträchtigungen der Hildener und Ohligser Heide im Süden des Untersuchungsraums zählen großflächig angelegte Aufforstungsmaßnahmen. Im Falle der Hildener Heide waren diese Teil der Bedingungen, die die Stadt Hilden im Rahmen einer Schenkung des Gebietes erfüllen sollte. Zu diesem Zeitpunkt wurden die dortigen Moore als Ödland betrachtet. So vollzogen sich zeitgleich mit den geforderten Aufforstungen auch Begradigungen und Vertiefungen der Bäche (mdl. Mittl. ADOLPHY), wie sie bis heute beispielsweise im Bereich des Biesenbaches noch gut zu erkennen sind.

Im Further Moor setzten derartige Entwässerungsmaßnahmen sogar erst nach der Unterschutzstellung im Jahre 1937 ein. Etwa um 1950 herum wurde erstmalig der das Moor durchströmende Blocksbach begradigt und vertieft und in regelmäßigem Abstand zum Bach entwässernde Gräben gezogen. Und noch im Jahre 1968 wurde der Blocksbach erneut „gereinigt“ und die Bachvertiefung erneuert (JOHANN 1971, HÜBNER (1985).

Insgesamt zeigt sich, dass im Untersuchungsraum die Bruch- und Moorwald- sowie Feuchtheidevegetation durch unterschiedliche Ursachen in einem Zeitraum von weniger als 200 Jahren fast vollständig vernichtet wurde. Während in einer ersten Phase die Moore durch den Flächenverbrauch im Rahmen der Siedlungserweiterung, der Gewinnung von Bodenschätzen und der Urbarmachung für land-

und forstwirtschaftliche Nutzungen zerstört wurden, stehen die verblieben Moorflächen heute zumeist unter Naturschutz. Die Ursachen der heutigen Beeinträchtigungen sind vielschichtiger. Hier wirken Stoffeinträge durch Immissionen, kleinflächige Entwässerungsmaßnahmen durch Forst- und Wasserwirtschaft und Beeinträchtigungen durch Freizeitnutzung.

Von ähnlichen Beeinträchtigungen der Moor- und Bruchwälder durch Entwässerung und Eutrophierung berichten z. B. SCHRAUTZER et al. (1991) für Schleswig-Holstein, PRETZELL & REIF (1999) für den Oberrheingraben (Baden-Württemberg), WITTIG (1991a) im Überblick für Nordrhein-Westfalen, DÖRING-MEDERAKE (1991) für das nordwestdeutsche Tiefland, MAST (1999) für das niedersächsische Bergland und WENDEL (2010) für das Erzgebirge.

Zu den gravierendsten Beeinträchtigungen im Untersuchungsraum zählen bis heute die zahlreichen Entwässerungsmaßnahmen. Hier stören nicht nur die in den Gebieten selbst angelegten Gräben die natürlichen hydrologischen Bedingungen der Moorflächen, sondern auch die Gräben entlang der Forst- und Erholungswege. Dabei steigt die Zahl der Wege mit der Siedlungsnähe.

Neben der durch die Entwässerung ausgelösten Eutrophierung durch Nitrifizierungsprozesse gelangen über die Atmosphäre immitierte NO_x -Verbindungen (Verkehr, Industrie, Hausbrand, Landwirtschaft u. a.) in einer Größenordnung von 35-50 kg/ha im Jahr in die Moor- und Bruchwälder (UBA 2012). Weitere lokale Eutrophierungen über durchfließendes Oberflächenwasser oder durch Fäkalien, insbesondere von Hunden in Gebieten mit Naherholungsfunktion erhöhen zusätzlich diese „Grundbelastung“. Darüber hinaus bergen häufig illegal entsorgte Gartenabfälle in Siedlungsnähe, neben der hierdurch zusätzlich erzeugten Nährstoffansammlung, ein hohes Potential für die Ausbreitung gebietsfremder Arten (FUCHS 2008, KOWARIK 2010). In der Summe der Ursachen sind somit die ballungsraumnahen Moor- und Bruchwälder stärker belastet als die der ländlichen Regionen.

Die Tab. 22 liefert einen Überblick über die Ursachen der spezifischen Beeinträchtigung der bearbeiteten Pflanzengesellschaften im Untersuchungsraum. Letztere werden außerdem hinsichtlich des Ausmaßes ihrer spezifischen Beeinträchtigungen und bezüglich der Bedeutung in den Regionen bewertet. Dabei zeigt sich deutlich, dass die Ursachen der Beeinträchtigungen, die von Siedlung, Industrie und insbesondere Bergbau ausgehen, verstärkt im Ballungsraum liegen, wogegen jene, die durch Forst- und Landwirtschaft sowie durch den Kiesabbau bedingt sind, stärker in den ländlichen Regionen angesiedelt sind. Die Ursprünge der Beeinträchtigungen die der Wasserwirtschaft, Verkehr und Freizeit zuzurechnen sind, weisen keine deutlich erkennbaren räumlichen Unterschiede auf.

Tab. 22: Mögliche Ursachen der Beeinträchtigungen der Bruch- und Moorwälder und des Gagelgebüsches im Untersuchungsgebiet und deren Ausmaß.

	spezifische Ursachen der Beeinträchtigungen									Auswirkungen		
	Flächenverbrauch	Schadstoffbelastung (SO ₂ , NO _x , Schwermetall, Stäube etc.)	Eutrophierung (NO _x , Fäkalien etc.)	Grundwasserabsenkung	Vernässung (Bergsenkungen, Teichwirtschaft, etc.)	Veränderungen der Bodeneigenschaften (z.B. mechanische Bearbeitung, Kalkung, etc.)	Bewusstes Ausbringen gebietsfremder Arten (Anpflanzungen)	Verwildernungen gebietsfremder Arten		NS nördlich Ballungsraum	Ballungsraum	BH Heidegebiete
Siedlung	●●	●	●●	●●	?	-	●	●●		●	●●	●
Industrie/Gewerbe	●	●●	●●	●●	-	-	-	-		●	●●	●
Forstwirtschaft	●	●	●	●	-	●	●	●		●●	●	●
Landwirtschaft	●	●	●●	●	-	-	-	-		●●	●	●
Bergbau	●	●	-	●●	●	-	-	-		●	●●	-
Wasserwirtschaft	-	-	?	●	●	-	-	-		●●	●	●
Kies- und Sandabbau	●●	-	-	●	?	●	?	-		●●	●	-
Verkehr	●	●●	●	-	?	-	●	-		●	●	●
Freizeit	●	-	●	-	-	●	?	-		●	●	?

Anzunehmendes Ausmaß der Beeinträchtigungen und die Auswirkungen auf die Untersuchungsteilräume

●●	hoch	-	sehr gering/ keine
●	mittel	?	unklar
●	gering		

5.2 Auswirkungen der Beeinträchtigungen

Moor-, Bruchwälder und Gagelgebüsch reagieren empfindlich auf Eingriffe in den Nährstoff- und Wasserhaushalt. Praktisch alle beobachteten Störungen und Veränderungen der untersuchten Gesellschaften hängen dabei direkt oder indirekt mit den Eingriffen in den Nährstoff- und Wasserhaushalt zusammen.

Eine Übersicht der in den einzelnen Gebieten ablaufenden störungsbedingten Prozesse, inklusive der aktuell zu beobachtenden Prozessphase, findet sich in

Tab. 23. Unterschieden werden intra- und interspezifische Konkurrenzprozesse, Prozesse der Bodenveränderungen und die daraus resultierenden Gesellschaftsumwandlungen. Die Prozesse selbst werden gegliedert in eine Initialphase (I), eine Prozessphase (P) und eine Endphase (E).

Unterschiede der einzelnen Regionen ergeben sich vor allem durch den unterschiedlichen Grad und die unterschiedliche Dauer der Eingriffe. So sind in den ländlichen Regionen noch Prozesse zu beobachten, die am Anfang der Entwässerung bzw. Eutrophierung eines oligotrophen Moores ablaufen, im Ballungsraum aber längst abgeschlossen sind. Andere Prozesse wiederum, die erst nach lang anhaltenden Beeinträchtigungen des Nährstoff- und Wasserhaushalt einsetzen, lassen sich vor allem oder ausschließlich im Duisburg-Mülheimer Wald feststellen. Auch sind die Prozesse in den einzelnen Gebieten unterschiedlich stark fortgeschritten.

Zu den ersten Prozessen im Bereich oligotropher Moore zählt die Verdrängung von Hochmoortorfmoosen wie *Sphagnum magellanicum* und *S. rubellum* durch Arten wie *S. fallax*, die bezüglich Eutrophierung weniger empfindlich sind. Wie zahlreiche Studien gezeigt haben, kommt es schon bei einer leichten Eutrophierung der Flächen zu veränderten Dominanzverhältnissen zwischen diesen Arten (s. DIERBEN & DIERBEN 2001). So profitiert unter den Torfmoosen beispielsweise *S. fallax* und an weniger sauren Standorten *S. squarrosum*, das rascher ein erhöhtes N-Angebot in verstärktes Wachstum umsetzen kann, während *S. magellanicum* und *S. rubellum* zunehmend an Wuchskraft verlieren. Da der Zersetzungsgrad von *Sphagnum fallax* deutlich höher ist als der des weißtorfbildenden *S. magellanicum*, verringert sich die Torfakkumulation innerhalb der Moorflächen (l. c.). Die vermeintlich geringfügige Störung hat somit weitreichende Folgen auch für die Bodenentwicklung.

Zu den frühen Prozessen intraspezifischer Verdrängung im Bereich der Moose zählt auch der Austausch der an extrem nährstoffarme, nasse Standorte gebundenen Lebermoose *Calypogeia sphagnicola*, *Cladopodiella fluitans* und *Odontoschisma sphagni* durch *Calypogeia fissa*, *C. muelleriana* und *Lophocolea heterophylla*. Diese frühen Prozesse sind im Untersuchungsraum nur noch an den wenigen Fundstellen der extrem seltenen Oxycocco-Sphagnetee-Arten zu beobachten.

Ein erst bei stärkerer Eutrophierung einsetzender Prozess der intraspezifischen Verdrängung von verschiedenen Torfmoospezies stellt die Verdrängung von *Sphagnum papillosum* durch *Sphagnum denticulatum* und *Sphagnum palustre* dar. Treibende Kraft dieses Prozesses ist ebenfalls die Eutrophierung. Im Ballungsraum lässt sich dieser Prozess nur noch an einem Standort, dem Oembergmoor im Duisburg-Mülheimer Wald nachweisen und befindet sich darüber hinaus in der Endphase.

Tab. 23: Auswirkungen der Beeinträchtigungen der Bruch-, Moorwälder und Gagel-
büsche im Untersuchungsraum. NS – Niederrheinische Sandplatten, BH – Bergi-
sche Heideterrasse.

Auswirkungen	NS nördl. Ballungsraum	Ballungsraum	BH Heidegebiete
SUKZESSION			
Intraspezifische Konkurrenz Moose			
Sphagnum fallax > S. magellanicum, S. rubellum			
Sphagnum denticulatum u. S. palustre > S. papillosum			
Calypogeia fissa, C. muelleriana, Lophocolea heterophylla > Odontoschisma sphagni, Cladopodiella fluitans, Calypogeia sphagnicola			
Interspezifische Konkurrenz Gefäßpflanzen/Moose			
Molinia caerulea > Torf- und Lebermoose			
Intraspezifische Konkurrenz indigener Gefäßpflanzen			
Molinia caerulea > Eriophorum angustifolium, Vaccinium oxycoccos			
Juncus effusus > Molinia caerulea			
Eindringen vegetationsfremder Arten			
Eindringen gebietsfremder Arten			
Gesellschaftsumwandlung			
Myricetum → Vaccinio-Betuletum			
Vaccinio-Betuletum → Sphagno-Alnetum			
Sphagno-Alnetum → Carici-Alnetum			
Carici-Alnetum → Stellario-Carpinetum			
BODENVERÄNDERUNGEN			
Torfsackung			
Torfschwund			
Verlust des Torfkörpers			
Vererdung			
Zunahme der Wechselfeuchte			
Erläuterung			
Initialphase			
Prozessphase			
Endphase			
Prozess abgeschlossen			
verdrängt: >			
entwickelt sich zu: →			

Schon der relativ geringe Torfschwund, der durch den Austausch der Hochmoor-torfmoossippen *Sphagnum magellanicum* und *S. rubellum* gegen *S. fallax* gekennzeichnet ist, verringert die Nährstoffaufnahmekapazität der lebenden Torfmoosdecke. Dadurch gelangen mehr Nährstoffe in den Wurzelbereich der Gefäßpflanzen. Die besser mit Nährstoffen versorgten, wuchskräftigeren Gefäßpflanzen verdrängen noch stärker die Torf aufbauenden Arten, womit sich der „Teufelskreis“ des Torfmooschwundes und der Eutrophierung geschlossen hat. Ein weiterer Verlust an Torfmoosen setzt ein und das eutrophere System etabliert sich (DIERBEN & DIERBEN 2001). Nicht nur gegenüber Eutrophierung empfindliche Arten werden verdrängt. Bei zunehmender Eutrophierung sind die Moose im Konkurrenzkampf gegenüber den Gefäßpflanzen allgemein die Verlierer.

Größter Konkurrent der Moose unter den Gefäßpflanzen ist *Molinia caerulea*, die durch Beschattung und zunehmende Beanspruchung der Fläche insbesondere Torf- und Lebermoose von ihren Wuchsorten verdrängt (s. HILD 1968). Die zunächst einzeln weit voneinander entfernt stehenden *Molinia*-Bulten rücken immer dichter zusammen und bilden schließlich einen dicht verfilzten, geschlossenen *Molinia*-Rasen. Dieses Phänomen kann im Untersuchungsraum in allen untersuchten Pflanzengesellschaften und auch in allen Regionen des Untersuchungsraumes beobachtet werden. Eine Ausnahme stellt nur der Walzenseggen-Erlenbruchwald dar. Das Endstadium dieses Prozesses zeigt sich im Ballungsraum Ruhrgebiet auch in einem von GAUSMANN & JAGEL (2007) untersuchten stark gestörten Moor-Birken-Moorwald im südlichen Kreis Recklinghausen.

Molinia caerulea spielt auch in der intraspezifischen Konkurrenz moortypischer Gefäßpflanzen eine entscheidende Rolle. Hochmoorarten unter den Gefäßpflanzen wie *Eriophorum vaginatum*, *E. angustifolium* und *Vaccinium oxycoccos* sind bei einer erhöhten Nährstoffzufuhr *Molinia caerulea* auf Dauer unterlegen (DIERBEN & DIERBEN 2001). Mit dem Ausfall von *Eriophorum angustifolium* ist dieser Prozess im Oembergmoor des Duisburg-Mülheimer Waldes bereits abgeschlossen, dauert in den ländlichen Regionen der Niederrheinischen Sandplatten und der Bergischen Heideterrassen aber noch an. Auch die Verdrängung moortypischer Gefäßpflanzen findet insbesondere im Ballungsraum seinen Fortgang, indem zunehmend *Molinia caerulea* von *Juncus effusus* verdrängt wird.

Die gleichen Verdrängungsmechanismen zwischen indigenen moortypischen Arten an oligotrophen Standorten beschreiben DIERBEN & DIERBEN (2001) auch für mesotrophe Standorte. In diesen Flächen würden die Populationen von *Carex diandra* und *C. lasiocarpa* zugunsten von *Carex acutiformis*, *Calamagrostis canescens*, *Phragmites australis* oder *Typha latifolia* geschwächt (l. c.). Im eigenen Untersuchungsraum kommen die genannten Arten jedoch seit Jahrzehnten nicht mehr nebeneinander vor. *Carex diandra* und *C. lasiocarpa* gelten schon seit Anfang der 1990er Jahre im Bereich der untersuchten Gebiete als verschollen bzw. es fehlen historische Nachweise (ILLMER 1988, ADOLPHY 1994, HAEUPLER et al. 2003) und auch *Carex acutiformis* ist in den untersuchten Gesellschaften selten anzutreffen. An mesotrophen Standorten des Untersuchungsraumes sind es bruchwaldtypische Arten wie *Carex nigra* und *Scutellaria minor*, die bereits fast vollständig verschwunden sind, wogegen *Carex canescens* und *Carex elongata* sich als konkurrenzkräftiger erweisen und selbst in den stark gestörten Bruchwäldern des Ballungsraumes noch regelmäßig anzutreffen sind.

Bei diesen Verdrängungsmechanismen spielt nicht nur die verfügbare Gesamtstickstoffmenge eine Rolle, sondern auch ob Stickstoff in Form von Ammonium oder Nitrat angeboten wird (JANIESCH 1986). Für die Arten der sehr feuchten Bereiche *C. acutiformis*, *C. elata* und *Carex pseudocyperus* konnte JANIESCH (1986) nachweisen, dass sie bei einer Ernährung mit Ammonium besser gedeihen, wogegen *Carex remota* Nitrat als Stickstoffquelle bevorzugt. *Carex elongatae* hingegen kann beide Stickstoffquellen gut verwerten. Die Eigenschaft, Ammonium und Nitrat als Stickstoffquellen gleichermaßen gut nutzen zu können, verschafft *Carex elongata* wahrscheinlich an durch Austrocknung und Eutrophierung gestörten Standorten einen entscheidenden Konkurrenzvorteil. Aus diesem Grund ist die Art sehr wahrscheinlich auch heute noch in den stark gestörten Erlenbruchwäldern des Ballungsraumes zu finden. Die gleiche Situation erklärt möglicherweise auch die noch relativ weite Verbreitung anderer Arten, wie z. B. die von *Carex canescens*, im Untersuchungsraum.

Schließlich führen weiter anhaltende Beeinträchtigungen des Nährstoff- und Wasserhaushaltes zu so stark veränderten Wuchsbedingungen, dass indigene, aber vegetationsfremde Arten in die Gesellschaften eindringen. Mit diesem Eindringen vegetationsfremder Arten wird der Umbau zu Gesellschaften nährstoffreicher und trockenerer Standorte eingeleitet.

Auch das Eindringen gebietsfremder Arten in die nassen, oligo-mesotrophen Gesellschaften, wird zumeist erst durch massive Störungen des Nährstoff- und Wasserhaushaltes ermöglicht (s. FUCHS 2008). Die natürlichen Wuchsbedingungen der untersuchten Gesellschaften stellen dagegen für gewöhnlich unüberwindbare Einwanderungsbarrieren dar, die bislang nur von an diese Lebensbedingungen angepassten Arten wie z. B. *Lysichiton americanus* überwunden wurden (FUCHS et al. 2003). Weitere das Eindringen gebietsfremder Arten erleichternde Faktoren sind ein erhöhtes Diasporenangebot und kurze Einwanderungswege. Alle Faktoren sind im Ballungsraum besonders ausgeprägt. Es ist darum kaum verwunderlich, dass auch der Prozess der Einwanderung gebietsfremder Arten hier besonders häufig und ausgeprägt zu beobachten ist.

Im Bereich des Bodens nimmt die Torfmächtigkeit durch den Verdrängungsprozess schwer zersetzbarer Torfmoose wie *Sphagnum magellanicum* gegen leichter abbaubare Torfmoose wie *Sphagnum fallax* nur allmählich ab. Zu einem schnellen und gravierenden Torfschwund kommt es dagegen infolge direkter Entwässerung. Die durch Sauerstoffzufuhr ausgelösten Mineralisierungsprozesse führen zur Verdichtung (Torfsackung) und allmählichen Vererdung der Torfe (DIERBEN & DIERBEN 2001). Hierbei kann die Torfmächtigkeit um mehr als 1 cm im Jahr sinken. Wie in Kap. 4.1.1.2.8 erläutert, verändert im Extremfall die durch die Torfsackung eintretende Absenkung der Geländeoberfläche die Grundwasserganglinie so stark, dass es zu jahreszeitlich bedingten Überstauungen im Frühjahr und Herbst kommen kann und zu dadurch bedingten Gesellschaftsumwandlungen. Aber auch durch die Torfverdichtung selber können Stauhorizonte entstehen, die zu wechsel-feuchten Standortbedingungen führen, wie sie für den Walzenseggen-Erlenbruchwald und vor allem für den Eichen-Hainbuchenwald üblich sind und das Einwandern entsprechender Arten zur Folge haben. Parallel zu der größeren Anzahl an aktiven Entwässerungsgräben sind auch die Prozesse der Bodenveränderungen,

insbesondere der Torfschwund und der Verlust des Torfkörpers, im Ballungsraum weiter fortgeschritten als in den ländlicheren Regionen.

Allen untersuchten Vegetationseinheiten gemeinsam ist das Standortmosaik aus Bulten und Schlenken. Dies führt dazu, dass Störungen wie Eutrophierung und Entwässerung innerhalb eines einheitlichen Vegetationstyps für die einzelnen Pflanzenarten unterschiedlich schnell zu spüren sind. Während die Entwässerung die Standorte der Bulten schneller erfasst, wirkt sich die Eutrophierung schneller im Bereich der Schlenken aus. Zwar wird im durchlüfteten Bereich der Bulten die größte Menge an Nährstoffen durch Mineralisierung freigesetzt, pflanzenverfügbar sammeln sich die Nährstoffe jedoch durch Auswaschung vermehrt im Bereich der Schlenken. Diese Zusammenhänge lassen sich aus den Untersuchungen von JANIESCH (1978) ableiten (s. auch Kap. 4.1.1.2.7).

Die Summe der Auswirkungen von Beeinträchtigungen leitet schließlich den Prozess der Gesellschaftsumwandlung ein, der z. T. irreversibel ist.

Nach COENEN (1981, zit. nach WITTIG 1991b) entwickelt sich im niederrheinischen Elmpter Bruch das *Vaccinio-Betuletum pubescentis* aus *Myrica gale*-reichen Heidemoorgesellschaften. Eine solche Entwicklung ist auch für die hier untersuchten *Myricetum gale*-Bestände nachweisbar. Analog zum bearbeiteten *Vaccinio-Betuletum pubescentis* kann eine weitere sukzessive Entwicklung zum trockeneren *Betulo-Quercetum* beobachtet werden. Sehr viel häufiger verläuft die weitere Entwicklung jedoch unter dem Einfluss der fortgesetzten Eutrophierung in Richtung des nährstoffreicheren *Sphagno-Alnetum* (s. Abb. 56). Diese Beobachtungen decken sich auch mit den Erkenntnissen von WEBER (1998), wonach sich das *Myricetum gale* nach Entwässerung noch eine lange Zeit halten kann, aber sehr empfindlich auf Eutrophierung reagiert. Ein Beispiel hierfür zeigt sich im Untersuchungsraum im NSG „Im Fort“ (Oberhausen), wo das Niedermoor bereits seit den 1960er Jahren vollständig entwässert ist, sich an den nährstoffarmen Wuchsorten im Randbereich eines Artenschutzgewässers bzw. an der entwässernden Vorflut jedoch bis heute Restbestände von *Myrica gale* gehalten haben (eigene Beobachtungen, BSWR 2012).

WITTIG (1991b) interpretiert in seiner Abhandlung der Birkenbruchwälder in Nordrhein-Westfalen *Betula pendula*-reiche Ausbildungen des Moorbirken-Moorwaldes als durch Entwässerung beeinträchtigte Bestände, die den Übergang zum *Betulo-Quercetum molinietosum* kennzeichnen. Das Auftreten von *Juncus effusus*, *Agrostis canina* oder *Viola palustris* deutet nach seiner Auffassung dagegen die störungsbedingte Sukzession zum Erlenbruchwald an. Wie bereits für die fortgeschrittene Sukzession des *Myricetums* erläutert, können beide Entwicklungsrichtungen auch im Untersuchungsraum für das *Vaccinio-Betuletum pubescentis* nachgewiesen werden. Die Hauptentwicklungsrichtung ist aber auch hier die durch Eutrophierung hervorgerufene Sukzession in Richtung Torfmoos-Erlenbruchwald.

WALTER (2004), der die von *Betula carpatica* untersuchte Höhenform des Moorbirken-Moorwaldes untersucht hat, sieht die Entwässerung als den bedeutendsten Störfaktor der Gesellschaft an. Die Beobachtungen im Untersuchungsraum aber zeigen, dass in den oligotrophen Gesellschaften des *Myricetum gale* und des *Vaccinio-Betuletum pubescentis* primär Eutrophierungsvorgänge zur

schnellen Gesellschaftsumwandlung führen. Eutrophierung stellt somit den größten Eingriff in diese Ökosysteme dar.

SCHRAUTZER et al. (1991) berichten über die Entwicklung von entwässerten Erlenbrüchen in Schleswig-Holstein, die sich hier immer zu floristisch dem Alno-Ulmion nahe stehenden Gesellschaften weiterentwickeln. Auch WITTIG (1991a) in seiner Betrachtung schutzwürdiger Waldtypen in Nordrhein-Westfalen und PRETZELL & REIF (1999) in ihrer Beschreibung zweier Sukzessionsreihen im Oberrheingraben zeigen die störungsbedingte Sukzession entwässerter Erlenbruchwälder in Richtung Hartholz-Auenwälder auf. Nach DINTER (1982) entwickeln sich entwässerte Erlenbruchwälder in zwei unterschiedliche Richtungen, das Sphagno-Alnetum zu Gesellschaften des Carpinion und das Carici-Alnetum zu Gesellschaften des Alno-Ulmion. Für KAZDA et al. (1992) schließlich ähneln die frühen Degradationsstadien des Erlenbruchwaldes den Gesellschaften des Alno-Ulmion, spätere denen des Carpinion.

Im Untersuchungsraum lassen sich keine eindeutigen Entwicklungen von Torfmoos-Erlenbruchwaldbeständen in Richtung erlenreiche Betulo-Quercetum-Bestände erkennen, wie sie von SCHRAUTZER et al. (1991) aufgezeigt werden. Das Einwandern von Alno-Ulmion- als auch von Carpinion- Gesellschaften in entwässerte Bestände beider Erlenbruchwaldassoziationen ist dagegen allgegenwärtig. Während Alno-Ulmion- und von Carpinion-Arten in gestörten Torfmoos-Erlenbruchwäldern mit noch relativ geringer Zahl und Deckung vertreten sind, zeigen sie diese Entwicklungsrichtung in entwässerten Walzenseggen-Erlenbruchwälder stärker an. Ähnlich den Beobachtungen von KAZDA et al. (1992) steht auch am Ende der Entwicklung entwässerter Erlenbruchwaldbestände des Untersuchungsraumes ein anthropogen verursachtes Stellario-Carpinetum.

Auch die Prozesse der Gesellschaftsumwandlung zeigen regionale Unterschiede. Während die Umwandlung des Myricetums zum Vaccinio-Betuletum pubescentis mangels vorhandener Bestände im Ballungsraum nicht mehr beobachtet werden kann, findet die Umwandlung des Carici elongatae-Alnetum zum Stellario-Carpinetum, als letztes Glied in der Sukzessionsreihe vor allem hier vielerorts statt. Die Verteilung der schwerpunktmäßig ablaufenden Prozesse der Gesellschaftsumwandlung ergibt somit ebenfalls ein Bild der deutlich stärkeren Beeinträchtigung des urbanen Raums.

Erläuterung

- ▶ Hauptentwicklungsrichtung
- ▲ Untergeordnete Entwicklungsrichtung

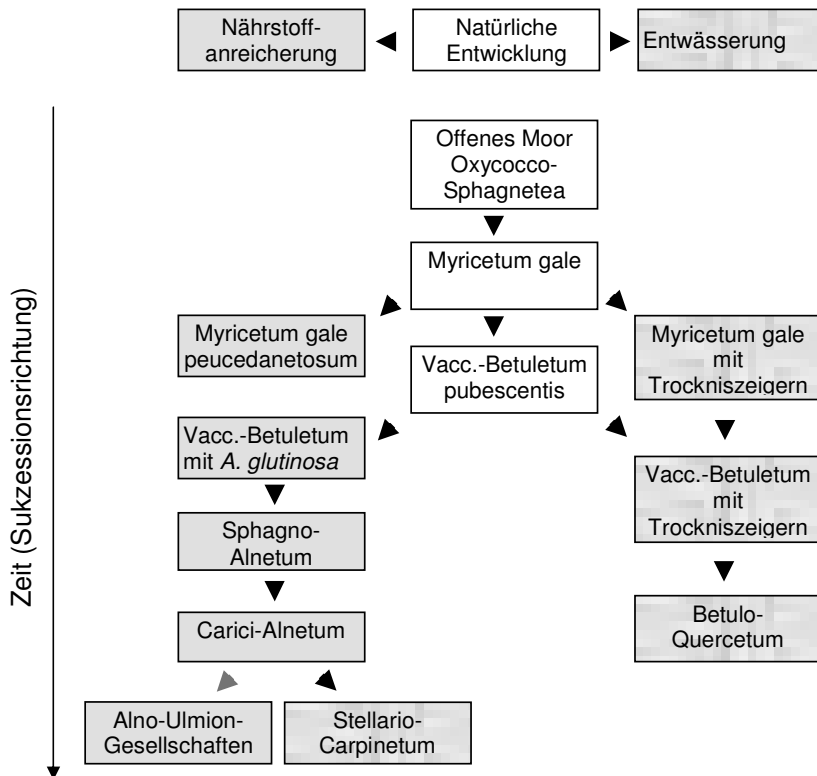


Abb. 56. Idealisierte Darstellung der Sukzessionsverläufe des Gagelgebüsches, des Moorbirken-Moorwaldes und des Torf- und Walzenseggen-Erlenbruchwaldes unter natürlichen Gegebenheiten sowie unter Einfluss von Beeinträchtigungen (eigener Entwurf).

Ein Paradoxum stellt im Degradationsprozess der Moorwald-, Bruchwald- und Gagelgebüschvegetation der „Saurer Regen“ dar. Nach ELLENBERG (1996:421) gewinnt *Betula pubescens* gegenüber *Alnus glutinosa* an Konkurrenz wenn ein Minimum an Basengehalt von 0,1 mg CaO/l unterschritten wird, d. h. die Wuchsorte stark sauer sind (WITTIG 1991b, DINTER 1982). Hieraus lässt sich schlussfolgern, dass eine Reihe von Moor-Birken-Moorwaldbeständen des Untersuchungsgebietes evtl. nur deshalb die letzten Jahrzehnte der massiven Eutrophierung durch Luftimmissionen standgehalten haben und nicht durch das Einwandern der Schwarz-Erle abgebaut wurden, da die hohen SO₂-Luftimmissionen („Saurer Regen“) die Wuchsorte zusätzlich versauerten. Dieses auch als Infiltrationswasser bezeichnete angesäuerte Niederschlagswasser (DIERBEN &

DIERßEN 2001:182) bewirkt in der intraspezifischen Konkurrenz zwischen Moos- und Gefäßpflanzenarten ein Wuchsortvorteil für die an saure Wuchsorte angepassten Arten (DE MARS 1996, BOOTSMAN 2000 zit. nach ELLENBERG & LEUSCHNER 2010), zu denen die meisten hier behandelten Moorarten zählen. Im Bereich der durch Eutrophierung besonders gefährdeten Moorbirken-Moorwaldes, des Gagelgebüsches und vielleicht auch im Bereich des Torfmoos-Erlenbruchwaldes hat der „Saure Regen“ paradoxerweise zur Erhaltung beigetragen.

Nach Angaben von DÖRING-MEDERAKE (1991) liegen die pH-Werte für den Moorbirken-Moorwald durchweg im sehr stark sauren Bereich von pH 3,3 bis pH 4,0, für den Torfmoos-Erlenbruch-Wald in einem breiteren Spektrum von pH 3,5 bis pH 6,6 und für den Walzenseggen-Erlenbruchwald in einem noch breiteren Bereich zwischen pH 3,1 und 7,2. Die pH Werte des Moorbirken-Moorwaldes und des Erlenbruchwaldes weisen somit deutliche Übergänge auf. Auch die in der vorliegenden Arbeit ermittelten, sowie die für das Untersuchungsgebiet vorliegenden Daten zeigen einen Gradienten von sehr stark sauren Standortverhältnissen beim Moorbirken-Moorwald, zu etwas günstigeren pH-Werten des Torfmoos-Erlenbruchwaldes bis hin zu schwach sauren Werten für den Walzenseggen-Erlenbruchwald (s. Tab. 25 im Anhang). Alle drei Vegetationseinheiten zeigen ebenfalls deutliche Schnittmengen untereinander, in denen sich vermutlich die natürlichen aber insbesondere die anthropogenen Übergänge der Gesellschaften abzeichnen. Auch die in der vorliegenden Untersuchung ermittelten, sowie die für das Untersuchungsgebiet vorliegenden Daten der C/N-Verhältnisse, zeichnen einen Gradienten vom ungünstigen bis sehr ungünstigen bis mäßig günstigen Bereich und entsprechen auch hier den in der Literatur (z. B. DÖRING-MEDERAKE 1991) angegebenen Werten. Insgesamt weisen insbesondere die höheren pH-Werte an einigen azidophilen Moorbirken-Moorwald-Wuchsorten auf die entstandene Besiedlungsmöglichkeit durch *Alnus glutinosa* hin, was schließlich, gefördert durch die Fähigkeit der Art, stickstofffixierende Bakterien für die Nährstoffversorgung zu binden, eine irreversible Schädigung der Standorte andeutet.

6 Ausblick

Die Relikte der Moor-, Moorwald- und Bruchwaldvegetation des Untersuchungsraumes sind heute in einem Zustand anhaltender Degeneration. Ohne gegensteuernde Maßnahmen, die in der Lage sind, insbesondere die Prozesse der Eutrophierung und Entwässerung zu stoppen, werden diese Lebensräume in absehbarer Zeit weitgehend aus dem Landschaftsbild verschwunden sein.

Für die an oligo- bis mesotrophe Standorte angepasste Flora des *Myricetum gale*, des *Vaccinio-Betuletum* und des *Sphagno-Alnetum* gilt es hierbei insbesondere die entwässerungsbedingte Eutrophierung zu stoppen. Als kritischer Eintragswert (critical loads) der atmosphärischen Deposition gelten 10-20 kg N ha⁻¹a⁻¹ für Wälder, und nährstoffarme Niedermoore, für Hoch- und Übergangsmoore liegt der kritische Wert sogar nur bei 5-10 kg ha⁻¹a⁻¹ (LAI 2010). Die durch Mineralisierung freigesetzte Stickstoffmenge übersteigt jedoch zumeist den auf Dauer als schädigend angegebenen Wert um das vielfache. So ermitteln beispielsweise KAZDA et al. (1992) für entwässerte Erlenbruchwälder am Niederrhein einen Torfschwund von 1 cm pro Jahr und eine daraus errechnete Stickstofffreisetzung von 700 kg ha⁻¹a⁻¹. Angesichts dieser extrem hohen Nährstofffreisetzung durch Mineralisierungsvorgänge im Prozess der allmählichen Vererdung von Torf, erscheint die atmosphärische Depositionsmenge fast vernachlässigbar. Sie beträgt im Untersuchungsraum für die siedlungsfernen Bereiche 30 kg ha⁻¹a⁻¹ und für die siedlungsnahen Bereiche 40 kg ha⁻¹a⁻¹ (UBA 2012). Aber auch diese Werte liegen um 10-30 kg ha⁻¹a⁻¹ über den für Wälder und nährstoffarme Niedermoore angegebenen kritischen Eintragswert und sogar bis zu 35 kg ha⁻¹a⁻¹ über dem Wert für Hoch- und Übergangsmoore. Auch wenn sich die mineralisationsbedingte Eutrophierung degradierter Flächen im Untersuchungsraum durch Wiederherstellung eines naturnahen Wasserregimes stoppen ließe, würde das lediglich zu einer deutlichen Verlangsamung der Degradationsprozesse führen. Dazu kommt, dass nach Wiedervernässung unter den nun einsetzenden reduzierenden Verhältnissen der vorher durch Oxidation geschädigten Torfe verstärkt Phosphor freigesetzt wird (OLDE VENTERINK et al. 2012 zit. nach ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Eine Wiedervernässung allein reicht entsprechend nicht aus, um die untersuchte Vegetation dauerhaft zu erhalten.

Hinzu kommt, dass in den siedlungsnahen Waldgebieten den Möglichkeiten der Wiedervernässung aufgrund des hohen Naherholungsdrucks enge Grenzen gesetzt sind. Da lokale Wiedervernässungsmaßnahmen auch weitreichende Folgen auf die benachbarten Wirtschaftswaldflächen haben können, sind Konflikte absehbar.

Viele der untersuchten Moor- und Bruchwaldflächen und die angrenzenden Wälder liegen jedoch in öffentlicher Hand. Für diese Moor- und Bruchwaldstandorte besteht ein enormes Wiedervernässungspotential. Ein Beispiel hierfür sind bereits umgesetzte Maßnahmen im Bissingheimer Wäldchen in Duisburg (BSWR 2011).

Eine besondere Rolle im Rahmen der Wiedervernässung und des Ausgleichs sommerlicher Trockenperioden könnte hier dem Bergbau im nördlichen Ruhrgebiet zukommen, der bedingt durch Bergsenkungen auf der einen Seite bereits größere

Bereiche, z. B. in der Kirchheller Heide, vernässt hat, durch das Netz an Pumpstationen hier aber auch andererseits als Regulator für eine zuvor definierte Wiedervernässung fungieren könnte. Dies ist vor allem vor dem Hintergrund einer prognostizierten klimaindizierten Verschlechterung der Situation für Moor- und Bruchwälder in NRW (MKULNV 2011) eine gute Möglichkeit, dem hier bereits zukunftsweisend entgegen zu wirken.

Die bereits heute schon entstandenen Sumpfwälder, wie z. B. im Bereich Grafenmühle in Bottrop sind jedoch aufgrund des hohen Nährstoffgehaltes des aufgestauten Wassers den nährstoffreichen Nasswäldern zuzurechnen. Auch fehlt diesen Beständen in der Regel noch das charakteristische Artenspektrum, das sich über einen längeren Zeitraum ungestörter Entwicklung jedoch einstellen könnte.

Allgemein stellt die Bereitstellung nährstoffarmen Oberflächenwassers ein großes Problem bei der Wiedervernässung und beim Ausgleich sommerlicher Trockenperioden dar. Notwendig ist hierfür die Anlage breiter Pufferzonen. In der Praxis ist dies sowohl in den ländlichen Regionen als auch im Ballungsraum aufgrund der Nähe der Bebauung und der landwirtschaftlichen Flächen jedoch nur schwer umzusetzen. Zum Ausgleich sommerlicher Trockenperioden könnte es zudem notwendig sein, Winterniederschläge zu speichern, um sie dann bei Bedarf den entsprechenden Flächen zuführen zu können.

Die durch Austrocknung und Eutrophierung eingeleitete Sukzession des *Myricetum gale* ist ohne regelmäßige Pflegemaßnahmen, z. B. durch Rückschnitt oder Beweidung, im Untersuchungsraum nicht mehr aufzuhalten. Als wirksame Maßnahme, den bereits vorhandenen Stickstoffvorrat zu reduzieren, gilt zudem für offene Moorflächen der Oberbodenabschub (SILVA et al. 2000). Beste Erfolge im Bereich der Phosphor -Aushagerung werden in Niedermooren durch Heugewinnung erreicht (KOERSELMAN & VERHOEVEN 1995, DE MARS 1996 zit. nach ELLENBERG und LEUSCHNER 2010). Solche Maßnahmen sind jedoch im Gagelgebüsch nur bedingt, in den Moor- und Bruchwäldern nicht realisierbar.



Abb. 57: *Narthecium ossifragum*-*Erica tetralix*-Bestand in der Hildener Heide (Foto: R. FUCHS 2007).



Abb. 58: Verwilderung von *Lysichiton americanus* am Schengerholzbach im Duisburg-Mülheimer Wald (Foto: R. FUCHS 2006).



Abb. 59: *Onoclea sensibilis*-Bestand in einem gestörten Erlenbruchwald im Duisburg-Mülheimer Wald (Foto: R. FUCHS 2006).



Abb. 60: *Sphagnum subnitens* aus einem Gagelgebüsch in der Ohligser Heide (Foto: R. FUCHS 2009).



Abb. 61: Neophytische Moosart *Campylopus introflexus* im Hiesfelder Wald (Foto: R. FUCHS 2005).



Abb. 62: *Sphagnum squarrosum* in einem Torfmoos-Erlenbruchwald am Biesenbach (Hildener Heide) (Foto: R. FUCHS 2007).



Abb. 63: Bergsenkungssee mit abgestorbenen Gehölzen im Bereich der Kirchheller Heide (Foto: R. FUCHS 2008).

7 Zusammenfassung

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden Bruch- und Moorwälder sowie Gagelgebüsche der beiden Naturräume Niederrheinische Sandplatten und Bergische Heideterrassen vegetationskundlich bearbeitet und syntaxonomisch gegliedert. Im Fokus der Untersuchungen stehen die Auswirkungen von Störungen auf die ermittelten Syntaxa des *Sphagno palustre*- und des *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae*, des *Vaccinio uliginosi*-*Betuletum pubescentis* und des *Myricetum gale*. Ausgehend vom westlichen Ruhrgebiet im Zentrum beider Naturräume und des Untersuchungskorridores wird die unterschiedlich starke Beeinträchtigung der ballungsraumnahen Mooregebiete im Vergleich mit den nördlich und südlich angrenzenden ländlicheren Regionen dargestellt.

Grundlage der pflanzensoziologischen Klassifikation und der Herausarbeitung von Störungsmustern sind 1766 Vegetationsaufnahmen (179 eigene sowie 213 ältere aus dem Untersuchungsraum und 1374 überregionale, der Literatur entnommene).

Im Vordergrund der Untersuchungen stehen die durch die Beeinträchtigungen ausgelösten oder veränderten Sukzessionsprozesse. Auf der Grundlage von aktuellen und älteren Vegetationsaufnahmen der Jahre 1953-1985 aus dem Untersuchungsraum werden der aktuelle Zustand und die vorangegangenen sukzessiven Prozesse aufgezeigt. Mit dem Vergleich der Vegetationsaufnahmen des Untersuchungsraumes mit dem zur Verfügung stehenden historischen, mitteleuropäischen Aufnahmемaterial der 1920-1940er Jahre konnten allgemeine Veränderungen der Gesellschaften bis zu den Anfängen der pflanzensoziologischen Erforschung zurückverfolgt werden. Neben diesem zeitlichen Vergleich wurden die aktuellen Vegetationsaufnahmen auch mit denen aus anderen Landschaftsräumen Deutschlands verglichen und somit räumlich in einen größeren Kontext gestellt.

Ausgehend von der Annahme, dass bei den untersuchten azonalen Vegetationstypen der Nährstoff- und Wasserhaushalt die prägenden Faktoren der Gesellschaftsausprägung sind, konzentrierte sich die Betrachtung der Sukzessionsprozesse auf die diesbezüglich ökologisch relevanten Arten. Zu diesen zählen alle diejenigen Arten, die den Nährstoff- und Wasserhaushalt des Standortes in besonderer Weise charakterisieren. Da Moose zum Teil sehr viel empfindlicher auf Umweltveränderungen reagieren, wird ihre besondere Eignung als Indikator genutzt, um das komplexe, sich in der Vegetationsstruktur abzeichnende, Ursachen-Wirkungsgefüge zu erklären. Bislang fehlte für eine solche ökologische Betrachtung in der Liste der Zeigerwerte für die Moose (DÜLL 2001) jedoch der Zeigerwert für Stickstoff (Stickstoffzahl). Dieser wurde entsprechend den Vorgaben von ELLENBERG et al. (2001) im Rahmen der vorliegenden Arbeit entwickelt und angewendet.

Die **Erlenbruchwälder** (*Alnion glutinosae*) werden nach eingehender Überprüfung aller in der Literatur vorgeschlagenen Gliederungskonzepte primär nach Kriterien des Nährstoffhaushaltes gegliedert. Eine Gliederung auf Assoziationsebene, vorrangig nach Kriterien des Wasserhaushaltes als auch nach arealgeographischen Kriterien, wird verworfen.

In den bearbeiteten Naturräumen ist sowohl das *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae* (Torfmoos-Erlenbruchwald) als auch das *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* (Walzenseggen-Erlenbruchwald) anzutreffen. Angesichts der hier weit verbreiteten nährstoffarmen Sande und Kiese als Ausgangsmaterial der Bodenentwicklung ist jedoch davon auszugehen, dass das *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae* bis auf wenige Ausnahmen die natürliche Erlenbruchwaldgesellschaft darstellt. Diese Gesellschaft kann entsprechend der Ausstattung der den Nährstoff- und Wasserhaushalt charakterisierenden Differentialarten in 5 unterschiedlich naturnahe bzw. degradierte Varianten unterteilt werden. Ebenso heterogen zeigt sich der Walzenseggen-Erlenbruchwald des Untersuchungsraumes der in 4 Varianten und ein fazielles Stadium von *Carex acutiformis* gegliedert wird. Im zeitlichen Vergleich kann für den Untersuchungsraum Artenverarmung von Nässezeigern insbesondere der nährstoffarmen Standorte, die Zunahme von Stickstoffzeigern und das Eindringen von gebietsfremden Pflanzen wie *Impatiens glandulifera* beobachtet werden. Darüber hinaus zeigen einige der heute als Walzenseggen-Erlenbruchwald anzusprechenden Bestände eine Entwicklung aus ehemaligen Torfmoos-Erlenbruchwaldbeständen an. Ehemals scharfe Grenzen zwischen den beiden Gesellschaften verlieren allmählich an Schärfe und auch die synsystematische Bindung von Arten ist immer schwieriger zu erkennen. Beispiele für eine solche Nivellierung sind *Polytrichum commune*, das in den Vegetationsaufnahmen der 1920-1940er Jahre eine enge synsystematische Bindung an den Torfmoos-Erlenbruchwald zeigt, und *Carex elongata*, die nur im Walzenseggen-Erlenbruchwald zu finden war.

Das Torfmoos *Sphagnum squarrosum* wird heute deutlich seltener in den Erlenbruchwäldern gefunden als früher. Hier ist jedoch davon auszugehen, dass eine Reihe von Torfmoosarten in der Vergangenheit fälschlich als *Sphagnum squarrosum* angesprochen wurden, da nach eigenen Beobachtungen nicht nur (wie früher angenommen) *Sphagnum palustre* Standortmodifikationen mit rechtwinkel zurückgeschlagenen Astblättern (*S. palustre* mod. *squarrosulum*) bilden kann, die *Sphagnum squarrosum* zum verwechseln ähnlich sind. Möglicherweise kam *S. squarrosum* im Vergleich zu heute früher ebenfalls selten in den Bruchwaldgesellschaften vor.

Als **Moorbirken-Moorwald** (*Vaccinio*-*Betuletum pubescentis*) werden in der vorliegenden Arbeit unter Anwendung des Prinzips der formationsspezifischen Kennarten-Methode sowohl die jungen als auch älteren von *Betula pubescens* dominierten Sukzessionsstadien angesprochen. Die Eigenständigkeit der Moorwälder aufgrund der an oligotrophe Standorte angepassten Kennarten sowie die vorläufige Zusammenfassung aller Moorwaldtypen in eine eigene Klasse (WAGNER & WAGNER 2000) werden anerkannt.

Auch der Moorbirken-Moorwald präsentiert sich strukturell und floristisch heterogen und wird entsprechend eines ökologischen Gradienten, der gleichzeitig die Beeinträchtigungen widerspiegelt, in insgesamt 7 Varianten untergliedert, die als junge und ältere Sukzessionsstadien und mehr oder weniger degradierte Bestände aufgefasst werden. Die deutlich erkennbare stärkere Degradierung der heutigen Bestände zeigt sich neben der Zunahme an Stickstoffzeigern trockenerer Standorte hier insbesondere durch die höhere Abundanz von *Molinia caerulea* und *Dryopteris carthusiana*. Unter den Moosen tritt *Sphagnum denticulatum*, das in der

vorliegenden Untersuchung als Charakterart des Torfmoos-Erlenbruchwaldes angesehen wird, als Störzeiger auf. Unter den in den Moorbirken-Moorwald eindringenden gebietsfremden Pflanzenarten sind insbesondere *Carex brizoides* und *Prunus serotina* zu nennen, die an den Wuchsorten in Moorbirken-Moorwaldbeständen hohe Abundanzen erreichen können.

Regionale floristische Unterschiede in der Artenzusammensetzung des *Vaccinio-Betuletum pubescentis* zeigen sich vor allem in den charakteristischen Differentialartengruppen nährstoffarmer Standorte. Zahlreiche dieser an extrem nährstoffarme Standorte angepassten Arten sind nur in den Vegetationsaufnahmen außerhalb der Ballungsräume zu finden und verdeutlichen die wesentlich geringere Beeinträchtigung der Bestände durch Eutrophierung in diesen ländlichen Regionen.

Das **Myricetum gale**, das im Untersuchungsraum nur noch in den südlich gelegenen Heidegebieten zu finden ist, präsentiert sich strukturell und floristisch heterogen und kann in 4 Varianten gegliedert werden.

Der zeitliche Vergleich zeigt für das *Myricetum gale* im Untersuchungsraum insbesondere die eutrophierungsbedingte Verdrängung der Moose durch Gefäßpflanzen. In der Zeigerwertanalyse der Standortbedingungen stellt sich das *Myricetum gale* im Vergleich zum *Vaccinio-Betuletum pubescentis* als Gesellschaft etwas nährstoffärmerer Standorte dar. Während Nährstoffzeiger in den früheren Beständen nur in Form der Moose *Brachythecium rutabulum*, *Eurhynchium praelongum* und *Lophocolea bidentata* auftraten, sind es heute Gefäßpflanzen wie *Dryopteris dilatata* und *Phragmites australis*.

Auffällig im Bereich des *Myricetum gale* ist die Häufung an stark degradierten Beständen auch außerhalb des Untersuchungsraumes, die die besondere Empfindlichkeit dieser Gesellschaft gegenüber Störungen unterstreicht. Überproportional häufig tritt dort die von WEBER (1998) als Subassoziation „*peucedanetosum*“ bezeichnete Variante auf. Die zahlreichen in der Literatur zu findenden Beschreibungen der Beeinträchtigungen des Standortes dieser Variante bekräftigen jedoch die Annahme, dass es sich hierbei in der Regel um eine anthropogene Gesellschaftsausprägung handelt. Nach den Ergebnissen der vorliegenden Untersuchungen erfolgt keine Aufgliederung in Subassoziationen, sondern vielmehr eine Untergliederung, dem Nährstoff- und Altersgradienten folgend, in verschiedene Varianten.

Für das *Vaccinio uliginosi-Betuletum* und das *Myricetum gale* kann aber nicht nur Artenverlust sondern auch teilweise ein Zuwachs an Arten nass-nährstoffarmer Standorte verzeichnet werden. Dieser positive Trend der Bestandsentwicklung wird auf die im Untersuchungsraum umgesetzten Pflegemaßnahmen zurückgeführt.

Der **überregionale Vergleich** aller bearbeiteten Gesellschaften mit aktuellen Vegetationsaufnahmen aus Deutschland zeigt, dass das Phänomen der fortgeschrittenen Sukzession der Bestände kein lokales Phänomen ist, sondern sich auch in anderen Regionen Deutschlands abzeichnet. Neben der natürlichen Verflechtung der Feucht- und Nasswälder sind es vor allem Störungen durch anthropogene Beeinträchtigungen, wie z. B. Entwässerung und Eutrophierung, die zum

Rückgang oder Ausfall von Charakter- und Differentialarten oder zum Hinzutreten von Arten führen und die Ansprache der Gesellschaft oft erheblich erschweren.

Die **floristische Auswertung** ergab aktuell für den Untersuchungsraum 218 Gefäßpflanzen- und 99 Moosarten bei ausschließlicher Betrachtung der Bruch-, Moorwald- und Feuchtheidevegetation, zuzüglich 35 Gefäßpflanzen- und 17 Moosarten, die als verschollen gelten.

Für den gesamten Untersuchungsraum liegen alte Florenwerke vor, die bis ins ausklingende 18. Jahrhundert zurückreichen. Diesem glücklichen Umstand ist es zu verdanken, dass sich Veränderungen in der Flora der Bruchwald-, Moorwald- und Feuchtheidevegetation gut rekonstruieren lassen. So zeigt sich, dass Beeinträchtigungen kein neues Phänomen sind, sondern bereits vor über 170 Jahren im Gebiet zum Artenrückgang geführt haben (OLIGSCHLÄGER 1837). Im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen konnte aber insbesondere im Bereich der Moose nicht nur das Verschwinden moortypischer Arten dokumentiert werden. Auch neu- oder wiederentdeckt wurde mit *Myla anomala* (Gartroper Busch), *Sphagnum magellanicum* (Hemmings-Schlinke, Gartroper Busch), *Cephalozia macrostachya* (Gartroper Busch), *Sphagnum warnstorffii* und *Sphagnum molle* (Ohligser Heide, s. FUCHS & SONNENBURG 2009), *Odontoschisma sphagni* (Hildener Heide) u. a. eine ganze Reihe moortypischer Moosarten für den Untersuchungsraum bzw. für einzelne Untersuchungsgebiete.

Die höchsten Artenzahlen weist der Duisburg-Mülheimer Wald im Zentrum des Untersuchungsraumes auf. Eine hohe Artenvielfalt ist aber nur in Bezug auf die typischen Bruch- und Moorwaldarten als positiv zu bewerten. Mit zunehmender Nähe zum Ballungsraum steigt auch die Anzahl der vegetationsfremden indigenen und neo- und industriophytischen Arten. Im Vergleich zum neophytischen Anteil der Gesamtflora ist der Anteil gebietsfremder Arten an der Vegetation der Bruch- und Moorwälder sowie Feuchtheiden aber als relativ niedrig anzusehen. Darin zeigt sich, dass die allgemein nass-nährstoffarmen Lebensbedingungen der untersuchten Vegetation eine hohe Barriere gegenüber dem Eindringen neophytischer Arten darstellen.

Zu den häufigsten indigenen Störzeigern der Gefäßpflanzen zählen *Athyrium filix-femina*, *Dryopteris dilatata*, *Oxalis acetosella*, *Pteridium aquilinum* und *Rubus idaeus*. Unter den Moosen zählen insbesondere *Plagiomnium affine*, *Calliergonella cuspidata*, *Sphagnum denticulatum*, *Brachythecium rutabulum* und *Eurhynchium praelongum* dazu.

Zu den neo- und industriophytischen Arten der aktuell untersuchten Vegetation des Untersuchungsraumes zählen 15 Gehölze und 8 krautige Arten. Anders als bei den Gehölzen, die überwiegend aus benachbarten Forsten in die Bruch- und Moorwald- sowie Feuchtheideflächen eingewandert sind, handelt es sich bei den gebietsfremden krautigen Arten zumeist um verwilderte oder ausgebrachte Gartenpflanzen. Zu den interessantesten Gartenverwildierungen der jüngsten Zeit des Untersuchungsraumes zählen die aus Nordamerika als Zierpflanze nach Deutschland eingeführten Arten *Lysichiton americanus* und *Onoclea sensibilis*, deren Besiedlung eines Bruchwald-Fragmentes bzw. eines Quellmoores darauf hindeutet, dass die Arten zu den wenigen gebietsfremden Pflanzenarten zählen könnten, die in der Lage sind, sich agriophytisch, also kulturunabhängig, in einen naturnahen

Lebensraum, einzubürgern (FUCHS et al. 2003, FUCHS & KEIL 2004). Unter den Moosen zählt mit *Campylopus flexuosus* nur eine gebietsfremde Moosart zum floristischen Spektrum der Bruch- und Moorwälder. Ausdruck von Störungen im Bereich der Moosflora ist insofern nicht das Eindringen von gebietsfremden Arten, sondern die Zunahme vegetationsfremder, indigener Sippen bezüglich Zahl und Deckung. Dieser Prozess des Eindringens indigener Moosarten wird insbesondere durch trockenere Bultstandorte gefördert. Die bei stärkerer Austrocknung einsetzenden Nitrifizierungsprozesse fördern dagegen die Gefäßpflanzen und führen zu einer allgemeinen Moosarmut.

Insgesamt zeigt sich, dass im Untersuchungsraum die Bruch- und Moorwald- sowie Feuchtheidevegetation durch unterschiedliche Ursachen in einem Zeitraum von weniger als 200 Jahren bis auf wenige Restbestände vernichtet wurde. Während in einer ersten Phase die Moore durch den Flächenverbrauch für Landwirtschaft, Siedlungen und Industrie zerstört wurden, sind die Ursachen der heutigen Beeinträchtigungen vielschichtiger. Hier wirken Stoffeinträge durch Immissionen, kleinflächige Entwässerungsmaßnahmen durch Forst- und Wasserwirtschaft und Beeinträchtigungen durch Freizeitnutzung. Während die ballungsraumtypischen Ursachen der Beeinträchtigungen von Siedlung, Industrie und insbesondere Bergbau ausgehen, sind jene die durch Forst- und Landwirtschaft sowie die, die durch den Kiesabbau bedingt sind, stärker in den ländlichen Regionen angesiedelt. Die Ursprünge jener Beeinträchtigungen die der Wasserwirtschaft, Verkehr und Freizeit zuzurechnen sind, weisen keine deutlich erkennbaren räumlichen Unterschiede auf. In der Summe der Ursachen sind die ballungsraumnahen Bruch- und Moorwälder stärker belastet als die der ländlichen Regionen.

Praktisch alle beobachteten störungsbedingten Prozesse der untersuchten Gesellschaften hängen direkt oder indirekt mit den Eingriffen in den Nährstoff- und Wasserhaushalt zusammen. Unterschieden werden intra- und interspezifische Konkurrenzprozesse, Prozesse der Bodenveränderungen und die daraus resultierenden Gesellschaftsumwandlungen. Unterschiede der einzelnen Regionen ergeben sich vor allem durch den unterschiedlichen Grad und die unterschiedliche Dauer der Eingriffe. So sind in den ländlichen Regionen noch Prozesse zu beobachten, die am Anfang der Entwässerung bzw. Eutrophierung eines oligotrophen Moores ablaufen, im Ballungsraum aber längst abgeschlossen sind. Andere Prozesse wiederum, die erst nach lang anhaltenden Beeinträchtigungen des Nährstoff- und Wasserhaushalt einsetzen, lassen sich vor allem oder ausschließlich im Duisburg-Mülheimer Wald feststellen.

Allen untersuchten Vegetationseinheiten gemeinsam ist das Standortmosaik aus Bulten und Schlenken. Dies führt dazu, dass Störungen wie Eutrophierung und Entwässerung innerhalb eines einheitlichen Vegetationstyps für die einzelnen Pflanzenarten unterschiedlich schnell zu spüren sind. Während die Entwässerung die Standorte der Bulten schneller erfasst, wirkt sich die Eutrophierung schneller im Bereich der Schlenken aus. Die Summe aller Auswirkungen von Beeinträchtigungen leitet schließlich den Prozess der Gesellschaftsumwandlung ein, der z.T. irreversibel ist.

8 Abstract

The present study deals with vegetation analyses of swamp forests, moorland, forests as well as bog-myrtle scrubs of the natural regions 'Niederrheinische Sandplatten' and 'Bergische Heideterrassen' and their syntaxonomical divisions. The study is focused on the impact of disturbances in syntaxa *Sphagno palustre*- and *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae*, *Vaccinio uliginosi*-*Betuletum pubescentis* and *Myricetum gale*. Different degrees of impairment are pointed out by comparison of moorlands near the conurbation metropolitan regions in the western part of Ruhr area in the centre of both natural regions to the northern and southern adjacent rural regions.

Basis for the phytosociological classification and the elaboration of interference patterns are 1766 relevés (179 by the author, 213 previous covering the study area and 1374 supra-regional from literature).

The succession processes, caused or modified by negative impact is the study focus. Based on current and previous relevés of the studied area from 1953 until 1985, the present status and the former successive processes are presented. General changes in plant communities have been traced back to the beginnings of the phytosociological research by comparison of relevés from the studied area with available previous relevés from central Europe in the 1920th until the 1940th decades. Besides the chronological comparison the current relevés were also compared with those from other natural regions of Germany and thus spatially placed in a larger context.

Based on the assumption that nutrient and water balance conditions are the key factors shaping the plant communities of the examined azonal vegetation types, the consideration of the succession processes focused on these ecologically relevant species. These include all species that characterize the nutrient and water balance of the site in a special way. As bryophyte species react often much more sensitive to environmental changes, their suitability is used as an indicator to explain the complex cause-effect structure, emerging in the vegetation pattern. Until now, however, the value for nitrogen (nitrogen number) has been missing for such environmental analysis in the list of the values for moss species (DÜLL 2001). According to the specifications of ELLENBERG et al. (2001) a nitrogen indicator value number was developed and applied in the present study.

After evaluation of all proposed concepts in literature, **alder carrs and swamp forests** (*Alnion glutinosae*) are subdivided primarily by criteria of nutrient balance. A classification on association level based mainly by criteria of water balance and chorology is rejected.

Both, the *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae* (peatmoss alder carrs) and the *Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* (sedge alder carrs) are found in the investigated natural regions. The widespread nutrient-poor sands and gravels as the source material of the soil development in the investigation area assume that the *Sphagno palustris*-*Alnetum glutinosae*, with few exceptions, would be the natural alder carr community. According to the characterizing features of the nutrient and water balance for the differential species

this community can be divided in 5 different near-natural or degraded associations. The sedge alder forest of the study area is a heterogenic complex and can be divided in 4 variants and a monostructural stadium of *Carex acutiformis*. Compared with previous investigations it is shown that wetness indicator species disappear especially from nutrient-poor sites, that nitrogen indicator species increase, and that alien plant species such as *Impatiens glandulifera* immigrate. In addition, some of the sedge alder carrs characterized forests show a development from former peatmoss alder carrs. Formerly sharp boundaries between the two communities gradually disappear and also the synsystematic dependency of species is more difficult to detect. Examples of such leveling are *Polytrichum commune*, which show a close synsystematical linking to the peatmoss alder carrs in the relevés of the 1920th to 1940th decades, and *Carex elongata*, which was only found in sedge alder carrs.

Nowadays the peat moss *Sphagnum squarrosum* is much less frequently found in alder carrs than in former times. However, it can be assumed that a number of peat moss species in the past has been wrongly determined as *Sphagnum squarrosum*. Not only *Sphagnum palustre* (as previously assumed) can form ecadic modifications with right angles recurved branch leaves (*S. palustre* mod. *squarrosulum*), that are confused with the similar *Sphagnum squarrosum*. Compared to recent conditions *S. squarrosum* was possibly also rare in alder carrs and swamp forests previously.

Using the principle of the formation of species-specific identification method, both the young and older successional stages dominated by *Betula pubescens* are treated as **downy birch swamp forests** (*Vaccinio-Betuletum pubescentis*) in the present paper. The autonomy of swamp forests due to characteristic species adapted to oligotrophic sites and a preliminary summary of all swamp forest types in a separate class (WAGNER & WAGNER 2000) are recognized.

Also the downy birch swamp forest implies structurally and floristically diversity and is divided into 7 variants that are perceived as young and older successional stages and more or less degraded vegetation, according to an ecological gradient, which also reflects the level of impairment. The discernible stronger degradation of the vegetation nowadays can be recognized, besides the increase in nitrogen indicator species of drier sites, in particular by the higher abundance of *Molinia caerulea* and *Dryopteris carthusiana*. Concerning mosses *Sphagnum denticulatum* occurs as an indicator species of interference, which in the present study is considered as a characteristic species of the *Sphagnum*-alder carrs. Among the invasive alien plant species growing in downy birch swamp forests in particular *Carex brizoides* and *Prunus serotina* are mentioned, which can obtain high abundances.

Regional floristic differences in the species composition of the *Vaccinio-Betuletum pubescentis* are particularly evident in the differential characteristic groups of species on nutrient-poor sites. Many of these species, adapted to extremely low nutrient sites, are found only in the relevés outside the agglomeration area and illustrate the significantly lower impact by eutrophication in these rural areas.

The **Myricetum gale**, which in the study area can only be found in the southern heathland, is structurally and floristically heterogeneous and can be divided into 4 variants.

The temporal comparison shows for the *Myricetum gale* in the study area in particular the displacement of eutrophication moos species by vascular plants. In the analysis of the site conditions through indicator species, the *Myricetum gale* is compared to the *Vaccinio-Betuletum pubescentis* a society of nutritious poorer locations. Older investigations found as nutrient indicators only the bryophytes *Brachythecium rutabulum*, *Eurhynchium praelongum* and *Lophocolea bidentata*, but today there are also vascular plants like *Dryopteris dilatata* and *Phragmites australis*.

In *Myricetum gale* the high frequency of degraded stocks also outside the study area is noticeable, which highlights the particular sensitivity of this community to perturbances. Disproportionately often the subassociation 'peucedanetosum', named by WEBER (1998), occurs. The numerous outlines of site impairment concerning this subtype as mentioned in the subject literature contribute to the suggestion that it seems to be an anthropogenic community. According to investigation results of the present study a differentiation of subassociations is not followed, but a subdivision into different variants in concordance with the nutrient and maturity gradient.

Regarding the associations *Vaccinio uliginosi-Betuletum* and *Myricetum gale* not only a deprivation of species, but also an increase of species from wet and low-nutrient habitats is recognized. This positive tendency of stock development is an obvious result of maintenance measures in the investigation area.

In **supra-regional comparison** of the investigated syntaxa to recent relevés from all over Germany it is pointed out that the phenomenon of advanced succession of stocks is not locally occurring, but also present in other regions. Apart from the natural connection of wet and swamp forests, anthropogenic impairment as drainage and eutrophication lead to a decrease or extinction of syntaxonomic relevant species – or occurrences of not typical species which cause problems in recognition of units.

The **evaluation of floristic data** comprises 218 vascular plant species and 99 bryophytic species with present occurrences in swamp forest, moorland forest and wet heath vegetation, additionally 35 vascular plants and 17 bryophytes that are disappeared by now.

The species inventory in the investigation area was formerly documented by old floras, dating back to the end of the 18th century. Therefore the floristic changes in moorland, swamp forest and wet heath vegetation could be reconstructed. Negative influences are not a recent phenomenon, they already lead to a decrease of species 170 years ago (OLIGSCHLÄGER 1837). In the framework of the present investigations not only the decrease of typical moorland species, especially among the bryophytes, was detected. A number of typical moorland bryophytes were discovered or rediscovered: *Myla anomala* (Gartroper Busch), *Sphagnum magellanicum* (Hemmings-Schlinke, Gartroper Busch), *Cephalozia macrostachya*

(Gartroper Busch), *Sphagnum warnstorffii* und *Sphagnum molle* (Ohligser Heide, FUCHS & SONNENBURG 2009), *Odontoschisma sphagni* (Hildener Heide) etc.

The highest species numbers are situated in the Duisburg-Mülheimer Wald area in the centre of the investigation area. But high species diversity is only assessed positively concerning the typical swamp and moorland forest species. With increasing proximity to agglomeration, the number of not biotope typical and neo- and industriophytic species increases. Compared to the neophytic proportion of the total flora, the part of non-native species in moorland and swamp forest and wet heath vegetation is relatively low. This illustrates that the investigated vegetation under wet and nutrient-low conditions forms a high barrier for immigration of neophytes.

The most frequent perturbation indicator vascular plant species are *Athyrium filix-femina*, *Dryopteris dilatata*, *Oxalis acetosella*, *Pteridium aquilinum* and *Rubus idaeus*. Important bryophytic perturbation indicators are *Plagiomnium affine*, *Calliergonella cuspidata*, *Sphagnum denticulatum*, *Brachythecium rutabulum* and *Eurhynchium praelongum*.

The neo- and industriophytic species inventory of the vegetation in the investigation area includes 15 tree and shrub species and 8 herbs. Unlike with tree and shrub species, which mainly immigrated from neighbouring forests in the moorland and swamp forest and wet heath areas, the non-native herbs are predominantly escaped from cultivation or garden waste. The most remarkable recent occurrences from garden escapes include the North American species *Lysichiton americanus* and *Onoclea sensibilis*. Their establishment in a swamp forest relict and a spring mire indicates an agriophytic persistence in near-natural habitats (FUCHS et al. 2003, FUCHS & KEIL 2004). *Campylopus flexuosus* is the only non-native bryophyte in the moorland and swamp forests. Disturbances in the bryophytic flora are therefore not caused by non-native species, but by increase of number and abundance of native but not biotope typical species. This process is enhanced by dry hammock sites. Increased dehydration leads to nitrification and subsequently to an enrichment of vascular plants, while bryophytes decrease.

Overall it appears that in the investigation area the moorland and swamp forest and the wet heath vegetation were destroyed except of a few relicts by different causes in a period of less than 200 years. In a first stage the moor areas were destructed by land use intensification from agriculture, settlement building and industry, but the causes of present impairment are more complex, as there are influences of substance discharges by immissions, small-sized drainages within forest and water management measures and leisure activity. Conurbation sources of impairment are caused by urban settlement, industry and in particular by mining, while in the rural regions the impairment sources are mainly forestry, agriculture and gravel quarrying. Impairment sources from water management, traffic and recreation show no significant spatial differences. In sum of reasons the moorland and swamp forests near conurbation areas are more affected than those in rural regions.

Nearly all recognized perturbation based processes in the studied communities directly or indirectly depend on interventions in nutrient and water balance. Processes in intra- and interspecific competition, soil alterations and the resulting transformations of communities can be distinguished. Regional dissimilarities are

caused by different level and different duration of interventions. In rural regions first stages of drainage and eutrophication of an oligotrophic moor can be observed, while those processes are completed in the conurbation area. Other processes, triggered after long periods of impairment of nutrient and water balance, are noticed only or predominantly in the Duisburg-Mülheimer Wald area.

For all investigated vegetation units the patchwork of habitats consisting of hummocks and hollows is common. Therefore disturbances as eutrophication and drainage within a single vegetation unit vary over time before being noticed. While drainage affects the hummock sites faster, the influences of eutrophication affect first the hollows. The total of all influences of perturbances leads to partly irreversible transformation processes in plant communities.

Danksagung

Für die Überlassung des Themas und die langjährige Betreuung danke ich Herrn Prof. Dr. Thomas SCHMITT. Herrn Prof. Dr. Henning E. HAEUPLER danke ich für die Übernahme des Zweitgutachtens und ebenso für die langjährige Betreuung und die intensiven Diskussionen.

Die Arbeit hätte in der vorliegenden Form nicht ohne die Unterstützung zahlreicher Freundinnen und Freunde und Kolleginnen und Kollegen fertig gestellt werden können.

Besonderer Dank gebührt Herr Dr. Herfried KUTZELNIGG (Ratingen), der in vielfacher Weise bereits seit Beginn meiner Dipl.-Arbeit mir mit Ratschlägen zur Seite stand und der die Manuskriptfassung kritisch gelesen hat.

Hinsichtlich der Bearbeitung der Moosflora haben mich insbesondere Dr. Carsten SCHMIDT (Münster) und Dr. Adam HÖLZER (Karlsruhe) unterstützt. Carsten SCHMIDT gebührt Dank für die Revision einiger Moosbestimmungen, zahlreichen Hinweisen zum Vorkommen seltener Moosarten und für die Diskussionsbereitschaft zur Einschätzung des neu entwickelten Stickstoffzeigerwertes. Adam HÖLZER verdanke ich intensive Diskussionen und zahlreiche Hilfestellungen zur Bestimmung kritischer Torfmoosarten. Von Herrn Dr. Ludwig MEINUNGER (Ludwigsstadt), Herrn Prof. Dr. Ruprecht DÜLL (Bad Münstereifel) und Frau Dr. Renate LÜBENAU-NESTLE (Kempten) bekam ich wertvolle Einzelhinweise.

Wertvolle Hinweise zu einzelnen Arten und zu den Untersuchungsgebieten erhielt ich von Dr. Siegfried Woike (Haan), Frank SONNENBURG (Velbert), Klaus ADOLPHY (Mettmann), Martina & Dr. Reinhard GAIDA (Haan) und Wilhelm ITJESTHORST (Wesel). Herrn Dr. Johannes MEßER (Duisburg) war bei der Interpretation der Grundwasserganglinien behilflich. Prof. Dr. BURGHARDT (Essen) gab wertvolle Hinweise zum Aufbau der Grundwassermessstellen und zur Ansprache einiger Bodentypen im Gelände. Dr. Götz Heinrich LOOS (Bochum) und Andreas SARAZIN (Essen) gaben Hilfestellungen bei der Abfassung des Abstracts. Herrn Dr. Randolph KRICKE (Essen) und dem Team der Biologischen Station Westliches Ruhrgebiet, Frau Christine KOWALLIK, Frau Corinne BUCH und Herrn Martin

SCHLÜPMANN (Oberhausen) danke ich für die technische Unterstützung, insbesondere bei der EDV. Bedanken möchte ich mich bei dem Team des Bodenkundelabors des Geographischen Instituts für die vielfältigen Hilfestellungen und Unterstützungen, insbesondere bei Frau Dr. HÜTTER, Frau Heidrun KERKHOFF und Herrn Willi GOSDA. Dank gebührt auch den Damen und Herren in den Unteren Landschaftsbehörden der Kreise und kreisfreien Städte im Untersuchungsraum für die Betretungserlaubnis sowie für vielfältige Auskünfte zu den Untersuchungsgebieten.

Dem Landschaftsverband Westfalen-Lippe (LWL) und dem LWL-Museum für Naturkunde, insbesondere Herrn Dr. Bernd Tenbergen, möchte ich für die zeitnahe Veröffentlichungen in dieser Schriftenreihe meinen Dank aussprechen.

Schließlich danke ich meinem Ehemann Dr. Peter KEIL und unseren Kindern David, Philipp und Timon für den familiären Rückhalt, ohne deren Geduld und Unterstützung die Arbeit nicht möglich gewesen wäre.

9 Literatur- und Quellenverzeichnis

- ADOLPHY, K. (1994): Flora des Kreises Mettmann unter besonderer Berücksichtigung von Schutzgebieten. – Hrsg. Biologische Station Urdenbacher Kämpfe, Wupperdruck, Wuppertal. 252 S. + Anhang
- ADOLPHY, K. (2004): Nachträge zur Flora des Kreises Mettmann. 1. Nachtrag. – [khttp://www.biostation-d-me.de/fileadmin/media/nachtrag_zur_flora_des_kreises_mettmann.pdf](http://www.biostation-d-me.de/fileadmin/media/nachtrag_zur_flora_des_kreises_mettmann.pdf) (letzter Abruf 06.12.2012).
- AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. – 4. verbesserte und erweiterte Auflage, Hannover. 392 S.
- ALBERTERNST, B. & S. NAWRATH (2002): *Lysichiton americanus* neu in Kontinental-Europa - bestehen Chancen für die Bekämpfung in der Frühphase der Einbürgerung ? – *Neobiota* 1: 91-99.
- ALLORGE, P. (1922): Les associations végétales du vevin français. – *Revue Générale de Botanique* 33: 1-310.
- ALMQVIST, E. (1929): Upplands Vegetation och Flora (Acta Phytogeogr. Suec. 1). – Almqvist & Boktryckeria, Uppsalla: 624 S. + 431 Karten.
- ALTEHAGE, C. (1962): Zwei ehemalige atlantische Florenstätten unweit Schüttorf und Friesoyte in Niedersachsen. – *Veröffentlichungen des Naturwissenschaftlichen Vereins Osnabrück* 30: 7-18.
- ARNDT, A. (1957): *Myrica gale* L. – Gagelstrauch. – In: MÜLLER-STOLL, W. R. & KRAUSCH, H.-D.: Verbreitungskarten brandenburgischer Leitpflanzen. – *Wiss. Z. PH Potsdam. Math.-Nat.* 3 (1): 84-85.
- AUGE, R. (1968): Die Pflanzengesellschaften des Hiesfelder Waldes und ihre ökologischen Grundlagen. – *Natur und Landschaft im Ruhrgebiet* 4: 52-67.
- BECKER, G. (1874): Botanische Wanderung durch die Sümpfe und Torfmoore der Niederrheinischen Ebene. – *Verh. Naturhist. Ver. Rhld. & Westf.* 31: 137-158.
- BENNERT, H., W. (1999): Die seltenen und gefährdeten Farnpflanzen Deutschlands. *Biologie, Verbreitung, Schutz.* – Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup. 381 S.
- BERTSCH, J. (1935): Das Pfrunger Ried und seine Bedeutung für die Florengeschichte Südwestdeutschlands. – *Beih. Bot. Centralbl. B.* 54: 185-243.
- BFN (2012): Verbreitungskarten Flora Deutschlands. – www.floraweb.de (letzter Abruf 06.12.2012).
- BODEUX, A. (1955): *Alnetum glutinosae*. – *Mitt. Florist.-Soziol. Arbeitsgem. N. F.* 5: 114-137.
- BÖNNINGER, T. C. (1790): *De Vegetabilibus Venenatis et Speciatim de Plantis Venenatis Agri Duisburgensis.* – Dissertation Universität Duisburg (Typis Vid. Benthonianae). 133 S.
- BONTE, L. (1916): Beiträge zur Adventivflora des Niederrheins. 1909-1912. – *Sitzungsberichte des Naturhistorischen Vereins der Preussischen Rheinlande und Westphalens* 1914/D: 22-41.
- BONTE, L., & SCHEUERMANN, R. (1937): Beiträge zur Adventivflora des rheinisch-westfälischen Industriegebietes (1930-1934). – *Decheniana* 94: 107-142.
- BRAND, J. (2000): Untersuchungen zur synsystematischen Umgrenzung und Untergliederung sowie zur standörtlichen und landschaftsräumlichen Bindung von Feuchtwäldern im nordwestdeutschen Tiefland. – *Dissertationes Botanicae* 323: 344 S.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. 3. Auflage. – Springer Verlag, Wien, New York. 865 S.
- BROST, A. (1998): Diasporenbankuntersuchungen in Mooregebieten des Kreises Wesel. – Diplomarbeit. Ruhr-Universität Bochum, unveröffentl. 167 S.
- BSWR [Hrsg.] (2011): Jahresberichte der Biologischen Station Westliches Ruhrgebiet. Bericht für das Jahr 2010. – Oberhausen. Band 8. 96 S.
- BSWR [Hrsg.] (2012): Jahresberichte der Biologischen Station Westliches Ruhrgebiet. Bericht für das Jahr 2011. – Oberhausen. Band 9. 90 S.

- BURCKHARDT, H. (1966): Der Wald vor Mülheims Toren. – Mülheimer Jahrbuch 1966: 38-68.
- BURCKHARDT, H. (1973): Wandel der Landschaft und Flora von Duisburg und Umgebung seit 1800. – Duisburger Forschungen **18**: 115 S.
- BURRICHTER, E. (1969): Das Zwillborcker Venn, Westmünsterland, in moor- und vegetationskundlicher Sicht. – Abhandlungen aus dem Landesmuseum für Naturkunde zu Münster in Westfalen **31**(1): 60 S. + Anhang.
- COENEN, H. (1981): Flora und Vegetation der Heidegewässer und –moore auf den Maasterrassen im deutsch-niederländischen Grenzgebiet. – Arb. Rheinische Landeskunde **48**: 217.
- DANIELS, R. E. & A. EDDY (1990): Handbook of European Sphagna. – Natural Environment Research Council, London, HMSO. 263 S.
- DIERSCHKE, H. (1969): Natürliche und naturnahe Vegetation in den Tälern der Böhme und Fintau in der Lüneburger Heide. – Mitt. Florist.-Soziol. Arbeitsgem. **14**: 377-397.
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. – Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart. 683 S.
- DIERBEN, K. & B. DIERBEN (1982): Kiefernreiche Phytozönosen oligotropher Moore im mittleren und nordwestlichen Europa – Überlegungen zur Problematik ihrer Zuordnung zu höheren synsystematischen Einheiten. – In: DIERSCHKE, H. (Red.): Struktur und Dynamik von Wäldern. – Ber. Int. Symp. Int. Vereinig. Vegetationsk. Rinteln: 299-331.
- DIERBEN, K. & B. DIERBEN (2001): Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht. Moore. – Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart. 230 S.
- DIERBEN, K. (1973): Die Vegetation des Gildehauser Venns (Kreis Grafschaft Bentheim). – Beih. Ber. Naturhist. Ges. **8**: 120 S. + Anhang.
- DIERBEN, K. (1996): Bestimmungsschlüssel der Torfmoose in Norddeutschland. – Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg **50**: 86 S.
- DINTER, W. (1982): Waldgesellschaften der Niederrheinischen Sandplatten. – Dissertationes Botanicae **64**. 110 S.
- DINTER, W. (1990): Aufbau und Gliederung der Erlenbruchwälder im Süderbergland. – Tuexenia **10**: 409-419.
- DINTER, W. (1991): Naturschutzgebiet Hiesfelder Wald – Biotopmanagementplan. – LÖLF, Recklinghausen: 83 S.
- DINTER, W. (1999): Naturräumliche Gliederung. – LÖBF-Schriftenreihe **17**: 29-36.
- DÖRING-MEDERAKE, U. (1991): Feuchtwälder im nordwestdeutschen Tiefland; Gliederung – Ökologie – Schutz. – Scripta Geobotanica XIX: 122 S. + 11 Tabellen im Anhang
- DÜLL, R. & H. KUTZELNIGG (1987): Punktkartenflora von Duisburg und Umgebung. – 2. Aufl., IDH-Verlag, Rheurdt. 378 S.
- DÜLL, R. & H. KUTZELNIGG (2011): Taschenlexikon der Pflanzen Deutschlands und angrenzender Länder. Die häufigsten mitteleuropäischen Arten im Portrait. – Quelle & Meyer, Wiebelsheim. 932 S.
- DÜLL, R. (1980): Die Moose (Bryophyta) des Rheinlandes (Nordrhein-Westfalen, Bundesrepublik Deutschland) unter Berücksichtigung der selteneren Arten des benachbarten Westfalen und Rheinland-Pfalz. – Decheniana Beihefte **24**: 365 S.
- DÜLL, R. (1986): Punktkartenatlas zur Moosflora der weiteren Umgebung von Duisburg insbesondere dem angrenzenden Niederrhein. – unveröff. Manuskript, Universität Gesamthochschule Duisburg. 41 S.
- DÜLL, R. (2001): Zeigerwerte der Laub- und Lebermoose. – In: ELLENBERG, H. WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V. & WERNER, W.: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 3. durchgesehene Auflage. – Scripta Geobotanica XVIII: 175-220.
- DÜLL, R. (2010): Autökologie der Moose Mitteleuropas. (Florenelement, Gesamtverbreitung, Ökologischer Zeigerwert, Bioindikatoren (Hemerobiegrad und Toxitoleranz) sowie Höhenverbreitung, Standort, Lebensform und Besiedlungstyp (life strategy)). 289 S. (http://duell.kilu.de/download/Autoekologie_der_Moose_07_Sept_2010.pdf und

- http://duell.kilu.de/download/Moos_Oekologie_Teil_2_Nov_2010.pdf), letzter Abruf 06.12.2012
- DÜLL, R., KOPPE, F. & R. MAY (1996): Punktkartenflora der Moose (Bryophyta) Nordrhein-Westfalens (BR Deutschland). – IDH-Verlag, Bad Münstereifel. 218 S.
- ELLENBERG, E. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 5. Auflage. – Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart. 1096 S.
- ELLENBERG, H. & C. LEUSCHNER (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 6. Auflage. – Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart. 1334 S.
- ELLENBERG, H., WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V. & W. WERNER (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 3. durchgesehene Auflage. – Scripta Geobotanica XVIII. 262 S.
- FELD, J. (1958): Moosflora der Rheinprovinz. – Decheniana Beihefte 6: 94 S.
- FIRSCHING, H. (1949): Gebiet der Großstadt Duisburg im 18. Jahrhundert. Nach alten Flurkarten gezeichnet. Hrsg. Stadtvermessungsamt. In Averduck & Ring (1949): Die Geschichte der Stadt Duisburg
- FISCHER, W. (1967): Beiträge zur Verbreitung, Soziologie und Ökologie von *Myrica gale* mit besonderer Berücksichtigung der Vorkommen in der Niederlausitz. – Arch. Naturschutz Landschaftsforschung 7: 129-151.
- FRAHM, J.-P. & W. FREY (2004): Moosflora, 4. Auflage. – Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart. 538 S.
- FUCHS, R. (2003): Floristisch-vegetationskundliche Untersuchungen im Duisburg-Mülheimer Wald unter besonderer Berücksichtigung der Moor-, Bruch- und Auwälder. – Unveröff. Diplomarbeit, Universität Duisburg-Essen. 179 S.
- FUCHS, R. (2005): Erlen- und Birkenbruchwald-Gesellschaften im Ruhrgebiet. – Tuexenia 25: 83-92 + 1 Tab. in der Anlage.
- FUCHS, R. (2007): Natur und Kultur vor den Toren der Großstadt – Der Duisburg-Mülheimer Wald – eine floristisch-vegetationskundliche Studie. – Natur am Niederrhein (N.F.) 22 (1): 3-18.
- FUCHS, R. (2008): Semi-natural ancient forest in an urban agglomeration area and its neophyte dynamics. – In: RABITSCH, W., ESSL, F. & KLINGENSTEIN, F. (Eds.): Biological Invasions – from Ecology to Conservation. – NEOBIOTA 7: 239-240.
- FUCHS, R., KUTZELNIGG, H., FEIGE, G. B. & P. KEIL, (2003): Verwilderte Vorkommen von *Lysichiton americanus* Hultén & St. John (Araceae) in Duisburg und Mülheim an der Ruhr. – Tuexenia 23: 373-379.
- FUCHS, R. & P. KEIL (2004): *Onoclea sensibilis* L. – der Perlfarn im Duisburg-Mülheimer Wald (Westliches Ruhrgebiet, Nordrhein-Westfalen). – Floristische Rundbriefe 37 (1/2): 103-107.
- FUCHS, R., HETZEL, I., LOOS, G. H. & P. KEIL (2006): Verwilderte Zier- und Nutzgehölze in Wäldern des Ruhrgebietes. – AFZ-Der Wald 12/06: 622-625.
- FUCHS, R. & P. KEIL (2009): Die pflanzengeographische Bedeutung der Wälder im westlichen Ruhrgebiet (Nordrhein-Westfalen). – Floristische Rundbriefe (Festschrift Prof. Dr. Henning HAEUPLER) 42 (2008): 60-76.
- FUCHS, R. & F. SONNENBURG (2009): *Sphagnum molle* und *Sphagnum warnstorffii*, zwei bemerkenswerte Torfmoosfunde in der Ohligser Heide. – Jber. Naturwiss. Ver. Wuppertal 61: 175-184.
- FUCHS, R., GAIDA, R., SCHNEIDER-GAIDA, M. & S. OLBRECHTS (2010): Floristisch-vegetationskundliche Untersuchung des Oberlaufes des Biesenbachs in der Hildener Heide (Kreis Mettmann). – Decheniana (Bonn) 163: 71-90.
- GADECEAU, E. (1909): Le Lac de Grand-Lieu. Monographie Phytogéographique– Nantes. 155 S.
- GAUSMANN, P. & A. JAGEL (2007): Ein Moorbirkenbruch im Ruhrgebiet. – Flora und Vegetation der Brandheide (Kreis Recklinghausen, NRW). – Natur und Heimat 67 (2): 47-54.

- GENBLER, L., HÄDECKE, A., HÜBNER, T., JAKOB, S., KÖNIG, H., MEHLIG, B., MICHELS, C., NEUMANN, P., ROSENBAUM-MERTENS, J., SEIDENSTÜCKER, C. STRÄTER, E., STRAUB, W., WERKING-RADTKE, J. & C. KOCH (2010): Klima und Klimawandel in Nordrhein-Westfalen. – LANUV-Fachbericht **27**: 57 S.
- GRAEBNER, P. & K. HUECK (1931): Die Vegetationsverhältnisse des Dümmergebietes. – Abh. Westfäl. Provinzial-Mus. Naturk. **2**: 1-25.
- GREGAREK, S. & A. VOGEL (2000): Die Schneide (*Cladium mariscus*) in Nordwestdeutschland – Basisdaten für einen Artenschutz auf Sonderstandorten. – Meteler Schriftenreihe für Naturschutz **9**: 157-171.
- GRIMM, F. F. (1800): Enumeratio plantarum officinalium quae circa Duisburgum ad Rhenum sponte quam culturae ope crescunt. – Diss. Univ. Duisburg. 168 S.
- HAEUPLER, H. & T. MUER (2007): Bildatlas der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. – 2. Aufl., Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 789 S.
- HAEUPLER, H., JAGEL, A. & W. SCHUMACHER (2003): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen in Nordrhein-Westfalen. – LÖBF NRW (Hrsg.), Recklinghausen. 616 S.
- HERRENKOHL, F. G. (1871): Verzeichnis der phanerogamischen und cryptogamischen Gefäßpflanzen. – Verhandlungen des Naturhistorischen Vereins der Preussischen Rheinlande und Westphalens **28**: 124-232.
- HILD, J. (1960): Verschiedene Formen von *Myrica*-Beständen am unteren Niederrhein. – Ber. dt. bot. Ges. **73** (2): 41-49.
- HILD, J. (1968): Die Naturschutzgebiete im nördlichen Rheinland. – Aurel Bongers, Recklinghausen. 106 S. + 18 Bildtafeln.
- HÖLTING, M. (1994): Farn und Blütenpflanzen in Solingen. – 2. Auflage, Solingen. 217 S.
- HÖLZER, A. (2010): Die Torfmoose Südwestdeutschlands und der Nachbargebiete. – Weissdorn-Verlag, Jena. 247 S.
- HÖPPNER, H. (1909): Flora des Niederrheins. 2. vermehrte Auflage. – Krefeld. 308 S.
- HÖPPNER, H. (1910): Beiträge zur Adventiv- und Ruderalflora von Krefeld. – Mitt. D. Ver. für Naturkunde zu Krefeld. 1910: 53-59.
- HÖPPNER, H. (1913): Botanische Skizzen vom Heide- und Moorgebiet zwischen Dorsten und Wesel. – Jahresbericht des Westfälischen Provinzial-Vereins für Wissenschaft und Kunst **41**: 172-182.
- HÖPPNER, H. & H. PREUSS (1926): Flora des Westfälisch-Rheinischen Industriegebietes unter Einschluß der Rheinischen Bucht. – Wissenschaftliche Heimatbücher für den Westfälisch-Rheinischen Industriebezirk Band **6a**: 381 S.
- HÜBNER, T. (1985): Das Naturschutzgebiet „Further Moor“: Flora, Vegetation, Schutzwürdigkeit und Pflege. – Unveröff. Diplomarbeit der mathematisch-naturwissenschaftlichen Fakultät Düsseldorf. 247 S.
- HUECK, K. (1925): Vegetationsstudien auf brandenburgischen Hochmooren. – Beiträge zur Naturdenkmalpflege **10** (5): 311-407.
- HUECK, K. (1929): Die Vegetation und die Entwicklungsgeschichte des Hochmoores am Plötzendiebel (Uckermark). – Beiträge zur Naturdenkmalpflege **13** (1): 5-230.
- HUECK, K. (1931): Erläuterung zur Vegetationskundl. Karte des Endmoränengebietes von Chorin. – Beiträge zur Naturdenkmalpflege **14** (2): 109-214.
- ILLMER, J. (1988): Florenliste des Kreises Wesel. – Unveröff. Manuskript, Wesel.
- ITJESTHORST, W. (1984): Vegetationskundliche Untersuchungen von Heidemooren am Unteren Niederrhein bei Wesel. – Unveröff. Diplomarbeit Univ. Bochum. 173 S. + Anhang.
- JANIESCH, P. (1978): Ökophysiologische Untersuchungen von Erlenbruchwäldern. I. Die edaphischen Faktoren. – Ecol. Plant. **13** (1): 43-57.
- JANIESCH, P. (1986): Bedeutung einer Ernährung von *Carex*-Arten mit Ammonium oder Nitrat für deren Vorkommen in Feuchtgesellschaften. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **48** (2/3): 341-354.

- JANIESCH, P. (2003): Vegetationsökologische Untersuchungen in einem Erlenbruchwald im nördlich Münsterland, 25 Jahre im Vergleich. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **65**: 71-80.
- JESCHKE, L. (1963): Ergebnisse der Inventarisierung schutzwürdiger Moore und Gewässer in Mecklenburg (I). – Naturschutzarb. Mecklenburg **6**: 23-35.
- JOHANN, J. (1971): Das Naturschutzgebiet „Further-Moor“. Eine soziologisch-floristische Untersuchung. – Schriftliche Hausarbeit zur Ersten Staatsprüfung für das Lehramt an Grund- und Hauptschulen. Pädagogische Hochschule Rheinland. Abteilung Wuppertal: 68 S.
- JONAS, F. (1931): Ein atlantisches Uebergangsmoor (Heidemoor) im Emslande. – Berichte über die Versammlung des Botanischen und Zoologischen Vereins für Rheinland-Westfalen 1930-1931: 1-14
- JONAS, F. (1932): Die Vegetation der elmsländischen Heidekölke. – Feddes Repert. Specierum Nov. Rengi Veg. Beih. **66**: 41-68.
- JONAS, F. (1935): Die Vegetation der Hochmoore am Nordhümmling. – Repert. Spec. Nov. Regni Veg. Beih. **78** (1): 143 S. + 23 Tab.
- JOOSTEN, H. (2012): Zustand und Perspektiven der Moore weltweit. – Natur und Landschaft **87** (2): 50-55.
- KAZDA, M., VERBÜCHELN, G., LUWE, M., & S. BRANS (1992): Auswirkungen von Grundwasserabsenkungen auf Erlenbruchwälder am Niederrhein. – Natur und Landschaft **67/6**: 283-287.
- KEIL, P. & B. ALBERTERNST (1995): *Reynoutria xbohemica* im westlichen Ruhrgebiet – Natur und Heimat (Münster) **53** (3): 85-88.
- KEIL, P. & T. vom BERG (2001): Neubürger in der Flora von Mülheim an der Ruhr. – Mülheim an der Ruhr, Jahrbuch **57** (2002): 221-229.
- KEIL, P., PIEPER, J. & T. VOM BERG (2011): Die botanische Erforschung von Mülheim an der Ruhr und Umgebung. – Mülheim an der Ruhr, Jahrbuch **67**: 124-131.
- KNAPP, R. (1944): Pflanzen, Pflanzengesellschaften, Lebensräume. 1. – Hektogr: Halle (Saale). 56 S.
- KNÖRZER, K.-H. (1957): Die Pflanzengesellschaften der Wälder im nördlichen Rheinland zwischen Niers und Niederrhein und experimentelle Untersuchungen über den Einfluß einiger Baumarten auf ihre Krautschicht. – Geobotanische Mitteilungen **6**: 97 S.
- KOCH, W. (1926): Die Vegetationseinheiten der Linthebene unter Berücksichtigung der Verhältnisse in der Nordostschweiz. – Jahrb. St. Gallischen Naturwiss. Ges. **61** (2): 1-144.
- KOPERSKI, M., SAUER, M., BRAUN, W. & S. R. GRADSTEIN (2000): Referenzliste der Moose Deutschlands – Dokumentation unterschiedlicher taxonomischer Auffassungen. – Schriftenreihe für Vegetationskunde **34**: 519 S.
- KOWARIK, I. (2010): Biologische Invasionen. Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. [Mit Beiträgen von Wolfgang Rabitsch]. 2. Aufl., Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 492 S.
- KÜMMEL, K. (1937): Das Verschwinden der Sümpfe und Moore am Niederrhein. – Decheniana **97** (B): 63-84.
- KÜSEL, H. & DIERSCHKE, H. (1976): Das Myricetum gale im Wümme-Gebiet. – Abh. Naturwiss. Ver. Bremen **38**: 201-206.
- LAI (2010): Arbeitskreis „Ermittlungen und Bewertung von Stickstoffeinträgen der Bund/Länder Arbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz (Stand 03.03.2010) – Abschlussbericht (Langfassung). – http://www.lanuv.nrw.de/landwirtschaft/zulassung/pdf/LAI_N-Leitfaden_03.03.10_Langfassung.pdf (letzter Abruf 06.12.2012).
- LANDOLT, E., BÄUMLER, B., ERHARDT, E., HEGG, O., KLÖTZLI, F., LÄMMLER, W., NOBIS, M., RUDMANN-MAURER, K., SCHWEINGRUBER, F.-H., THEURILLAT, J.-P., URMI, E., VUST, M. & T. WOHLGEMUTH (2010): Flora indicativa. Ökologische Zeigerwerte und biologische Kennzeichen zur Flora der Schweiz und der Alpen. – Haupt Verlag, Bern, Stuttgart, Wien. 378 S.

- LANDWEHR, J. (1980): Atlas Nederlandse Levermossen. – Verlag Thieme-Zutphen. Niederlanden. 287 S.
- LANDWEHR, J. (1984): Nieuwe Atlas Nederlandse Bladmossen. – Verlag Thieme-Zutphen. Niederlanden. 568 S.
- LEMEE, G. (1937): Recherches écologiques sur la végétation du Perche. – Rev. Gén. Bot. de France 49: 338-388.
- LIBBERT, W. (1933): Die Vegetationseinheiten der neumärkischen Staubeckenlandschaft unter Berücksichtigung der angrenzenden Landschaften. 2. Teil. Verh. Bot. Ver. Brandenburg **74**: 229-348.
- LIENENBECKER, H. (1971): Die Pflanzengesellschaften im Raum Bielefeld-Halle (Westf.). – Ber. Naturwiss. Verein Bielefeld 20: 67-170
- LOHMEYER, W. & U. BOHN, (1972): Karpatenbirkenwälder als kennzeichnende Gesellschaften der Hohen Rhön und ihre Schutzwürdigkeit. – Natur und Landschaft 47: 196-200.
- LOHMEYER, W. & H. SUKOPP, (1992): Agriophyten in der Vegetation Mitteleuropas. – Schriftenreihe für Vegetationskunde **25**: 185 S.
- LORCH, W. & K. LAUBENBURG (1897): Die Kryptogamen des Bergischen Landes. Ein Beitrag zur naturhistorischen Durchforschung dieses Gebiets. Band I: Pteridophyten und Bryophyten. – Jahresberichte Nat. Ver. Elberfeld IX (1899). 191 S.
- LOSERT, H. (1969): Zur Verbreitung von *Myrica gale* L. im Regierungsbezirk Lüneburg. – Mitteilungen der floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft. N. F. **14**: 32-35.
- LUDWIG, G. (2005): Exkursions-Bestimmungsschlüssel der Sphagnen Mitteleuropas. – Landwirtschaftsverlag, Münster. 35 S.
- MALCUIT, G. (1929): Les associations végétales de la vallée de la Lanterne. – Archives de Botaniques **6** (2): 1-211.
- MANEGOLD, F. J. (1981): Pflanzengesellschaften der Gewässer und Feuchtbiopte der Senne. – Ber. Naturwiss. Verein Bielefeld, Sonderheft 3: 51-154.
- MAST, R. (1999): Vegetationskundliche Untersuchung der Feuchtwald-Gesellschaften im niedersächsischen Bergland. Mit einem Beitrag zur Gliederung der Au-, Bruch- und Moorwälder in Mitteleuropa. – Archiv naturwissenschaftlicher Dissertationen **8**: 241 S. + Anhang.
- MATUSZKIEWICZ, W. (1962): Zur Systematik der natürlichen Kiefernwälder des Mittel- und osteuropäischen Flachlandes. – Mitt. Florist.- soz. Arbeitsgem. N. F. **9**: 145-186.
- MEIGEN, W. (1886): Flora von Wesel. Zusammenstellung der in der nächsten Umgebung von Wesel vorkommenden Pflanzen (Phanerogamen und Gefäßkryptogamen). – Beilage zum Jahresbericht des Gymnasiums Wesel. Wesel (Kühler). 44 S.
- MEIJER DREES, E. (1936): De Bosvegetatie van de Achterhoek en enkele aangrenzende Gebieden. – H. Veenman & Zonen, Wageningen, 171 S. + Anhang.
- MEINUNGER, L. & W. SCHRÖDER (2007): Verbreitungsatlas der Moose Deutschlands. Band 1. – Herausgegeben von O. DÜRHAMMER für die Regensburgische Botanische Gesellschaft, Regensburg. 636 S.
- MILZ, J. & G. von RODEN (1993): Duisburg im Jahre 1566. Der Stadtplan des Johannes Corputius. – Duisburger Forschungen 40: 78 S. + 2 Karten.
- MKULNV – Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz NRW (2010): Natur im Wandel. Auswirkungen des Klimawandels auf die biologische Vielfalt in NRW. – Düsseldorf. 59 S.
- MÜLLER, J. (1937): Zur Flora des Niederbergischen Landes III. – Decheniana 94: 233-242.
- MÜLLER-LIESENDAHL, M. & J. LIESENDAHL (2000): Faunistisch-floristische Untersuchung des Gebietes Scheiderbruch (Ratingen, Kreis Mettmann) im Auftrag der Unteren Landschaftsbehörde des Kreises Mettmann, unveröffentl. Manuskript. 133 S. + Anhang.
- NEBEL, M. & G. PHILIPPI (Hrsg.) (2000): Die Moose Baden-Württembergs. Band 1: Allgemeiner Teil, Spezieller Teil (Bryophytina I, Andreaeales bis Funariales). – Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 512 S.

- NEBEL, M. & G. PHILIPPI (Hrsg.) (2001): Die Moose Baden-Württembergs. Band 2: Spezieller Teil (Bryophytina II, Schistostegales bis Hypnobryales). – Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 529 S.
- NEBEL, M. & G. PHILIPPI (Hrsg.) (2005): Die Moose Baden-Württembergs. Band 3: Spezieller Teil (Bryophyta: Sphagnopsida, Marchantiophyta, Anthocerotophyta). – Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 487 S.
- NIGGE, K. (1988): Nährstoffarme Feuchtgebiete im Südwesten der Westfälischen Bucht – Vegetation und Naturschutzsituation. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **50** (2): 90 S.
- OBERDORFER, E. (1992): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil IV: Wälder und Gebüsche (Textband). – Gustav-Fischer, Jena. 282 S.
- OLBRECHTS, S., GAIDA, R. & M. SCHNEIDER-GAIDA (2012): Die Landschaftsentwicklung des Biesenbachmoores und seiner Umgebung (Hilden, Nordrhein-Westfalen). Untersuchungen zur Geologie, Pedologie und Vegetation. – Jahresberichte des Naturwissenschaftlichen Vereins Wuppertal **62**: 241-278.
- OLIGSCHLÄGER, F. W. (1837) Primitiae Florae phanerogamicae Solingensis – Monanorum. Verzeichnis phanerogamischer Pflanzen, welche in der näheren und weiteren Umgebung von Solingen, im Bergischen, wildwachsen. – Archiv der Pharmacie des Apotheker-Vereins im nördlichen Teuschland. 2. Reihe **10**: 281-352.
- OSVALD, H. (1923): Die Vegetation des Hochmoores Komosse. (Svenska Växtsoc. Sällsk. Handl. 1). – Almquist & Wiksells Boktryckeria, Uppsala: 434 S. + 2 Tafeln
- PAFFEN, K., SCHÜTTLER, A. & H. MÜLLER-MINY (1963): Geographische Landesaufnahme 1 : 200 000. Naturräumliche Gliederung Deutschlands. Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 108/109 Düsseldorf-Erkelenz. – Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung (Hrsg.). 55 S.
- PASSARGE, H. & G. HOFMANN (1968): Pflanzengesellschaften des Norddeutschen Flachlandes II. – Pflanzensoziologie **16**: 298 S.
- PATEN, J. A. (1999): The Liverwort Flora of the British Isles. – Harley Books. 626 S.
- PIEPER, J. (1974): Beiträge zur Flora von Mülheim a. d. Ruhr. Floristische Untersuchungen im Bereich des Meßtischblattes Nr. 4507. – Decheniana **126** (1/2): 155-182.
- PLÜCKEBAUM, K. (1974): Die Pflanzengesellschaften des Naturschutzgebietes „Hemmings-Schlinke“ bei Dingden, Kreis Borken (ein Quellmoor). – unveröffentl. Hausarbeit der Fachprüfung für das Lehramt an Realschulen an der Ruhr Universität Bochum. 70 S.
- POLSCHER, W. (1861): Anleitung zur Bestimmung der in der Umgebung von Duisburg wachsenden Gräser und Verzeichnis der daselbst vorkommenden Cruciferen, Umbelliferen, Compositen, Labiaten, Juncaceen und Cyperaceen. – In: Jahresbericht über das Königliche Gymnasium, die Realschule und die Volksschule zu Duisburg (J. Ewich). 28 S.
- POTT, R. (1995): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. – 2. Aufl., Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 622 S.
- PRETZELL, D. & A. REIF (1999): Erlenbruchwälder im Oberrheingraben und ihre Degradationsstadien. – Tuexenia **19**: 179-192.
- PRIEDITIS, N. (1997): *Alnus glutinosa* – dominated wetland forests of the Baltic Region: community structure, syntaxonomy and conservation. – Plant Ecology **129**: 49-94.
- RAABE, U., BÜSCHER, D., FASEL P., FOERSTER, E. GÖTTE, R., HAEUPLER, H., JAGEL, A. KAPLAN, K., KEIL, P., KULBROCK, P., LOOS, G. H., NEIKES, N., SCHUMACHER, W., SUMSER, H. & C. VANBERG, (2011): Rote Liste und Artenverzeichnis der Farn- und Blütenpflanzen – Spermatophyta et Pteridophyta- in Nordrhein-Westfalen. 4. Fassung, Stand Dezember 2010. – LANUV-Fachbericht 36, Band 1 – Pflanzen und Pilze: 49-183
- RAAPE, C. & P. KEIL (2011): Flora und Vegetation der Nassabgrabung Haubachsee in Duisburg. – Decheniana **164**: 81-93.
- REICHELT, G. & O. WILMANN (1973): Vegetationsgeographie. – Westermann, Braunschweig. 210 S.

- RENNWALD, E. (Bearb.) (2000): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands – mit Datenservice auf CD-Rom – Schriftenreihe für Vegetationskunde 35. 800 S.
- ROTHMALER (Begr.) (2002): Exkursionsflora von Deutschland. Gefäßpflanzen: Kritischer Band, 9. völlig neu bearbeitete Auflage. – Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin. 948 S.
- ROTHMALER (Begr.) (2005): Exkursionsflora von Deutschland. Gefäßpflanzen: Kritischer Band, 10. Auflage. – Elsevier, München. 980 S.
- RUNGE, F. (1966): Die Pflanzengesellschaften der Kirchheller Heide und ihrer Umgebung. – Natur und Landschaft im Ruhrgebiet **3**: 5-43.
- RUNGE, F. (1986): Die Pflanzengesellschaften Mitteleuropas. – Aschendorff Münster: 291 S.
- SAUER, E. (1955): Die Wälder des Mittelterrassengebietes östlich von Köln. – Decheniana Beihefte 1: 186 S.
- SCAMONI, A. & H. PASSARGE (1959): Gedanken zu einer natürlichen Ordnung der Waldgesellschaften. – Arch. Forstwesen **8** (5): 386-426.
- SCHEMMANN, W. (1884): Beiträge zur Flora der Kreise Bochum, Dortmund und Hagen. – Verhandlungen des naturhistorischen Vereines der preussischen Rheinlande und Westfalens **41**: 185-250.
- SCHLICHTING, E., BLUME, H.-P., K. STAHR (1995): Bodenkundliches Praktikum. Eine Einführung in pedologisches Arbeiten für Ökologen, insbesondere Land- und Forstwirte und Geowissenschaftler. – Pareys Studentexte 81, 2. Aufl. – Blackwell Wissenschaft, Berlin. 295 S.
- SCHMIDT, C. (2011): Rote Liste und Artenverzeichnis der Moose – Anthocerotophyta, Bryophyta et Hepaticophyta – in Nordrhein-Westfalen. – LANUV-Fachbericht 36, Band 1 – Pflanzen und Pilze: 185-272.
- SCHMIDT, H. (1887/1891): Flora von Elberfeld und Umgebung. Anleitung zum Bestimmen der um Elberfeld wildwachsenden Phanerogamen und Gefäßkryptogamen. – Verlag von B. Hartmann. 287 S.
- SCHMIDT, H. (1896): Nachträge zu der Flora von Elberfeld und Umgebung. – Jahresberichte des naturwissenschaftlichen Vereins Elberfeld **8**: 49-65.
- SCHMIDT, H. (1912): Beiträge zur Flora von Elberfeld und Umgebung. – Jahresberichte des Naturkundlichen Vereins Elberfeld **13**: 185-213.
- SCHMIDT, H. (1916): Beiträge zur Moosflora, insbesondere des Bergischen Landes. – Berichte der Versammlungen des Botanisch-Zoologischen Vereins Rheinland u. Westfalen Jg. 1914: 41-66.
- SCHMIDT, H. (1925): Die Mooswelt der Hildener Heide. – Sonder-Abdruck aus den Verhandlungen des Naturhistorischen Vereins der preuß. Rheinlande u. Westfalens **78/79** (1921/22): 106-115.
- SCHÖNERT, T. (1994): Die Bruchwälder des westlichen Rheinischen Schiefergebirges. – Dissertationes Botanicae **228**: 143 S. + Anhang
- SCHRAUTZER, J., HÄRDLE, W., HEMPRICH, G. & C. WIEBE (1991): Zur Synökologie und Synsystematik gestörter Erlenwälder im Gebiet der Bomhöveder Seenkette (Schleswig-Holstein). – Tuexenia **11**: 293-308.
- SCHUHMACHER, A. (1937): Floristisch-soziologische Beobachtungen in Hochmooren des südlichen Schwarzwaldes. – Beitr. naturk. Forsch. Südw. Dtl. **2**: 221-283.
- SCHWICKERATH, M. (1933): Die Vegetation des Landkreises Aachen und ihre Stellung im nördlichen Westdeutschland. – Aachener Beitr. Heimatkunde **13**: 135 S.
- SCHWICKERATH, M. (1937): Aufbau und Gliederung der Wälder und Waldböden des Hohen Venns und ihre Beziehung zur heutigen Vennvegetation. – III. Jahresber. d. Gr. Preußen-Rheinland d. Dtsch. Forstvereins: 87 S.
- SCHWICKERATH, M. (1938): Wälder und Waldböden des Hohen Venns und seiner Randgebiete. – Mitteilungen aus Forstwirtschaft und Forstwissenschaft **3**: 262-350
- SCHWICKERATH, M. (1944): Das Hohe Venn und seine Randgebiete. Vegetation, Boden und Landschaft. – Pflanzensoziologie **6**: 278 S.

- SLIVA, J., MARZELLI, M. & J. PFADENHAUER (2000): Renaturierung von landwirtschaftlich genutzten Niedermooren und abgetorften Hochmooren. – Bayer. Landesamt f. Umweltsch., Schr. R. H. **148**: 160 S.
- SMITH, A. J. E. (1990): The Liverworts of Britain & Ireland. – Cambridge University Press. 362 S.
- SMITH, A. J. E. (2004): The Moss Flora of Britain and Ireland. Second Edition. – Cambridge University Press. 1012 S.
- SOLINSKA-GÓRNICKA, B. (1987): Alder (*Alnus glutinosa*) carr in Poland. – *Tuexenia* **7**: 329-346.
- SONNENBURG, F. & M. RAUCH (2003): Beitrag zur Torfmoosflora (*Sphagnum* L.) im Raum Solingen, Wuppertal und Remscheid. – Jahresberichte des Naturwissenschaftlichen Vereins Wuppertal **56**: 131-160.
- STARFINGER, U. (1990): Die Einbürgerung der Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina* Ehrh.) in Mitteleuropa. – Schriftenreihe des Fachbereichs 14. Landschaftsentwicklung der Technischen Universität Berlin **69**: 118 S. + Anhang
- STEFFEN, H. (1931): Vegetationskunde von Ostpreußen. – Pflanzensoziologie **1**: 406 S.
- STRAUSBOUGH, P. D. & L. CORE (o. J.): Flora of West Virginia. – Seneca Books, West Virginia. 1079 S.
- SUCCOW, M. & H. JOOSTEN (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. – 2. Aufl. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart. 622 S.
- SUCCOW, M. (2002): Mensch und Moor - 5000 Jahre Kulturgeschichte. – Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie **33**: 18.
- TAPP, I. (2000): Veränderungen in der natürlichen Vegetations des Ruhrgebietes zwischen dem 18. und 20. Jahrhundert an Hand von Landkartenstudien. – *Natur am Niederrhein* (N. F.) **15** (1): 3-32
- TAYLOR, J. A. & R. T. SMITH (2000): Bracken Fern: Toxicity, Biology and Control. Proceedings of the international bracken group conference Manchester 1999. – International Bracken Group Special publication **4**: 218 S.
- TÜXEN, R. (1931): Die Pflanzendecke zwischen Hildesheimer Wald und Ith in ihren Beziehungen zu Klima, Boden und Mensch. – In BARNER, W. [Hrsg.]: Unsere Heimat. Das Land zwischen Hildesheimer Wald und Ith. – Lar, Hildesheim [u. a.]. Erster Band: 55-131.
- TÜXEN, R. (1937): Die Pflanzengesellschaften Nordwestdeutschlands. – Mitteilungen der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft in Niedersachsen **3**: 1-170
- TÜXEN, R. (1955): Das System der nordwestdeutschen Pflanzengesellschaften. – Mitt. Florist.- Soziol. Arbeitsgem. N. F. **5**: 155-176.
- UBA – Umwelt Bundesamt (2012): Überschreitung der Critical Loads für Stickstoff (Eutrophierung). - <http://www.umweltbundesamt-daten-zur-umwelt.de/umweltdaten/public/theme.do?nodeId=2870>. (letzter Abruf 06.12.2012)
- VERBÜCHELN, G., HINTERLANG, D., PARDERY, A., POTT, R., RAABE, U. & K. VAN DE WEYER (1995): Rote Liste der Pflanzengesellschaften in Nordrhein-Westfalen. – LÖBF-Schriftenreihe **5**: 318 S.
- von KÜRTEN, W. (1977): Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 95/96 Kleve/Wesel. – Geographische Landesaufnahme **1** : 200 000. Naturräumliche Gliederung Deutschlands. – Bad Godesberg. 75 S. + Karte
- WAGNER, A. & I. WAGNER (2000): *Vaccinio uliginosi*-*Pinetea sylvestris* PASSARGE et HOFMANN 1968. – Schriftenreihe für Vegetationskunde **35**: 79-81.
- WAGNER, A. & I. WAGNER (2007): Moorwälder: Kennarten und syntaxonomische Stellung. – Berichte der Reinhold-Tüxen Gesellschaft **19**: 163-173.
- WALTER, S. (2004): Die Vegetation der Wälder des Rothaargebietes und ihrer Veränderungen im 20. Jahrhundert. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **66** (4): 135 S.
- WALTERS, S. M., BRADY, A., BRICKELL, C. D., CULLEN, J., GREEN, P. S., LEWIS, J., MATTHEWS, V. A., WEBB, D. A., YEO, P. F. & J. C. M. ALEXANDER [Ed.] (1984): The European Garden

- Flora. Vol. II. Monocotyledons (Part II). – Cambridge, London, New York, New Rochelle, Melbourne, Sydney. 318 S.
- WALTHER, K. (1950): Die Pflanzengesellschaften im Grundwasserschadengebiet Lathen-Dörpen am Dortmund-Ems-Seitenkanal. – Mitt. Thür. bot. Ges. Beih. 2: 5-49
- WARSTAT & MEINEL (1987): Forstliche Standortkartierung Scheiderbruch, Ratingen. – Zitiert in MÜLLER-LIESENDHAL & LIESENDHAL (2000).
- WEBER, H. E. (1978): Vegetation des Naturschutzgebiets Balksee und Randmoore (Kreis Cuxhaven). – Naturschutz & Landschaftspflege Niedersachsen 9: 168 S. + 1 Karte.
- WEBER, H. E. (1995): Flora von Südwest-Niedersachsen und dem benachbarten Westfalen. – H. Th. Werner, Osnabrück. 770 S.
- WEBER, H. E. (1998): Franguletea (H1) – Faulbaum-Gebüsche. – Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands 4: 86 S.
- WENDEL, D. (2010): Autogene Regenerationserscheinungen in erzgebirgischen Moorwäldern und deren Bedeutung für Schutz und Entwicklung der Moore. – Dissertation TU Dresden. 233 S. + Anhang.
- WISSKIRCHEN, R. & H. HAEUPLER (1998): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.). Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 765 S.
- WITTIG, R. & W. DINTER, (1991): Die Erlenbruch- (*Alnion glutinosae*) und Hartholz-Auenwälder (*Alno-Ulmion*) in Nordrhein-Westfalen. – Geobotanische Kolloquien 7: 17-38.
- WITTIG, R. (1980): Die geschützten Moore und oligotrophen Gewässer der Westfälischen Bucht. Vegetation, Flora, botanische Schutzeffizienz und Pflegevorschläge. – Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen 5: 228 S.
- WITTIG, R. (1991a): Schutzwürdige Waldtypen in Nordrhein-Westfalen. – Geobotanische Kolloquien 7: 3-15.
- WITTIG, R. (1991b): Birkenbruchwälder in Nordrhein-Westfalen – eine Literaturübersicht. – Geobotanische Kolloquien 7: 39-44.
- WOIKE, S. (1958): Pflanzensoziologische Studien in der Hildener Heide. – Niederbergische Beiträge, Quellen und Forschungen zur Heimatkunde Niederbergs. Sonderreihe Band 2. – Verlag Fr. Peters, Hilden: 142 S.
- ZICKERMANN, F. (1996): Vegetationsgeschichtliche, moorstratigraphische und pflanzensoziologische Untersuchungen zur Entwicklung seltener Moorökosysteme in Norddeutschland. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde 58 (1): 109 S.
- ZITZMANN, A., VAN DEN BERG, M. W. & J. BISSCHOPS (1984): Geologische Übersichtskarte 1 : 200 000 CC 4702 Düsseldorf. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe in Zusammenarbeit mit den Geologischen Landesämtern der Bundesrepublik Deutschland und der benachbarten Staaten (Hrsg.)
- ZYDOREK, A. (1994): Standortkartierung im Naturschutzgebiet „Ohligser Heide“ des Stadtforstamtes Solingen. – Unveröff. Diplomarbeit. Fachhochschule Hildesheim/Holzminden. Fachbereich Forstwirtschaft in Göttingen. 70 S. + Anhang

Anschrift der Verfasserin:

Dr. Renate Fuchs
Mühlenstr. 13
45473 Mülheim an der Ruhr

10 Anhang

Tab. 24: Fundortliste der Pflanzensoziologischen Aufnahmefflächen.

A-Nr.	Veg.	Kürzel	Gebietsname	MTB	Rechtswert	Hochwert
58	SA1	DUMH	Duisburg-Mülheimer Wald	4607.13	2.558.593	5.691.790
61	CA4	DUMH	Duisburg-Mülheimer Wald	4607.13	2.558.481	5.691.745
63	VB6	DUMH	Duisburg-Mülheimer Wald	4607.13	2.558.459	5.691.851
64	VB5	DUMH	Duisburg-Mülheimer Wald	4607.13	2.558.440	5.691.825
65	SA4	DUMH	Duisburg-Mülheimer Wald	4607.13	2.558.428	5.691.797
66	VB5	DUMH	Duisburg-Mülheimer Wald	4607.13	2.558.388	5.691.793
80	CA4	DUMH	Duisburg-Mülheimer Wald	4606.24	2.556.001	5.691.769
83	CA2	DUMH	Duisburg-Mülheimer Wald	4606.24	2.555.913	5.692.459
84	CA4	DUMH	Duisburg-Mülheimer Wald	4606.24	2.556.300	5.691.045
87	CA2	DUMH	Duisburg-Mülheimer Wald	4606.24	2.556.359	5.691.526
90	CA4	DUMH	Duisburg-Mülheimer Wald	4606.24	2.556.563	5.691.564
92	CA2	DUMH	Duisburg-Mülheimer Wald	4606.24	2.556.344	5.691.610
98	CA4	DUMH	Duisburg-Mülheimer Wald	4607.11	2.559.236	5.695.886
99	SA1	DUMH	Duisburg-Mülheimer Wald	4607.11	2.559.283	5.695.917
100	VB6	DUMH	Duisburg-Mülheimer Wald	4607.11	2.559.050	5.696.324
105	CA4	DUMH	Duisburg-Mülheimer Wald	4607.11	2.558.431	5.694.448
107	SA4	DUMH	Duisburg-Mülheimer Wald	4506.42	2.556.923	5.699.357
108	CA3	DUMH	Duisburg-Mülheimer Wald	4606.22	2.557.830	5.693.611
109	SA5	DUMH	Duisburg-Mülheimer Wald	4606.22	2.557.818	5.693.626
111	VB5	DUMH	Duisburg-Mülheimer Wald	4606.22	2.557.788	5.693.647
117	SA4	DUMH	Duisburg-Mülheimer Wald	4507.33	2.558.225	5.697.593
118	SA4	DUMH	Duisburg-Mülheimer Wald	4506.44	2.556.889	5.697.221
119	SA1	DUMH	Duisburg-Mülheimer Wald	4506.44	2.557.374	5.696.368
120	SA5	DUMH	Duisburg-Mülheimer Wald	4606.22	2.557.260	5.696.253
123a	VB6	DUMH	Duisburg-Mülheimer Wald	4606.22	2.556.778	5.694.455
123b	VB6	DUMH	Duisburg-Mülheimer Wald	4606.22	2.556.778	5.694.455
124	VB5	DUMH	Duisburg-Mülheimer Wald	4606.22	2.556.730	5.694.476
127	CA1	DUMH	Duisburg-Mülheimer Wald	4607.13	2.558.597	5.692.213
128	CA4	DUMH	Duisburg-Mülheimer Wald	4607.13	2.558.121	5.691.640
129	VB5	DUMH	Duisburg-Mülheimer Wald	4607.13	2.558.334	5.691.590
130	SA1	DUMH	Duisburg-Mülheimer Wald	4506.42	2.556.656	5.699.320
134	CA4	DUMH	Duisburg-Mülheimer Wald	4607.11	2.558.598	5.694.966
138	SA4	DUMH	Duisburg-Mülheimer Wald	4606.24	2.556.636	5.692.479
142	VB7	DUMH	Duisburg-Mülheimer Wald	4607.11	2.559.127	5.695.555
145	SA1	DUMH	Duisburg-Mülheimer Wald	4607.11	2.559.257	5.695.878
146	CA4	DUMH	Duisburg-Mülheimer Wald	4506.44	2.555.786	5.698.701
154	SA1	DUMH	Duisburg-Mülheimer Wald	4606.24	2.557.253	5.692.743
158	SA1	DUMH	Duisburg-Mülheimer Wald	4606.24	2.557.207	5.692.350
159	SA4	DUMH	Duisburg-Mülheimer Wald	4507.33	2.558.720	5.697.194
161	VB5	DUMH	Duisburg-Mülheimer Wald	4607.11	2.559.005	5.696.274
168	SA4	DUMH	Duisburg-Mülheimer Wald	4506.42	2.556.454	5.699.719
170	CA4	DUMH	Duisburg-Mülheimer Wald	4606.24	2.555.908	5.692.224
172	SA4	HIEW	Hiesfelder Wald	4407.11	2.558.078	5.716.200
173	CA3	HIEW	Hiesfelder Wald	4407.11	2.558.116	5.716.118

A-Nr.	Veg.	Kürzel	Gebietsname	MTB	Rechtswert	Hochwert
180	SA4	HIEW	Hiesfelder Wald	4407.11	2.558.411	5.715.994
181	CA3	HIEW	Hiesfelder Wald	4407.11	2.558.064	5.716.169
188	VB6	DUMH	Duisburg-Mülheimer Wald	4606.22	2.556.720	5.694.399
190	CA2	HIEW	Hiesfelder Wald	4407.13	2.560.246	5.715.137
191	SA3	HIEW	Hiesfelder Wald	4407.13	2.560.062	5.715.247
192	CA3	HIEW	Hiesfelder Wald	4407.13	2.560.075	5.715.154
194	CA1	HIEW	Hiesfelder Wald	4407.13	2.560.069	5.715.319
195	CA4	HIEW	Hiesfelder Wald	4607.13	2.559.925	5.715.050
199	CA4	SCHW	Schwarzebruch	4607.33	2.560.955	5.687.867
201	CA3	SCHW	Schwarzebruch	4607.33	2.560.746	5.687.904
208	CA3	BAUB	Baulofsbruch	4607.33	2.560.172	5.686.607
211	SA5	BAUB	Baulofsbruch	4607.33	2.559.796	5.686.927
212	SA1	BAUB	Baulofsbruch	4607.33	2.559.757	5.686.977
213	SA6	BAUB	Baulofsbruch	4607.33	2.559.797	5.686.952
214	SA6	BAUB	Baulofsbruch	4607.33	2.559.826	5.686.958
215	VB2	BAUB	Baulofsbruch	4607.33	2.559.550	5.686.924
216	VB5	BAUB	Baulofsbruch	4607.33	2.559.558	5.686.971
225	VB5	DUMH	Duisburg-Mülheimer Wald	4606.22	2.556.750	5.694.431
226	VB5	DUMH	Duisburg-Mülheimer Wald	4606.22	2.556.740	5.694.533
228	CA3	BAUB	Baulofsbruch	4607.33	2.560.332	5.686.376
229	CA2	BAUB	Baulofsbruch	4607.33	2.560.331	5.686.398
230	VB4	BAUB	Baulofsbruch	4607.33	2.560.326	5.686.448
232	VB5	DUMH	Duisburg-Mülheimer Wald	4606.22	2.557.579	5.694.285
235	VB3	HXBA	Hünxer Bachtal	4306.41	2.554.523	5.721.602
236	VB3	HXBA	Hünxer Bachtal	4306.41	2.554.507	5.721.566
237	SA1	GAMB	Gartroper Mühlenbach	4307.31	2.558.463	5.723.074
238	SA3	GAMB	Gartroper Mühlenbach	4307.31	2.558.476	5.723.088
239	VB5	DUMH	Duisburg-Mülheimer Wald	4606.22	2.557.542	5.694.272
240	SA1	DUMH	Duisburg-Mülheimer Wald	4606.22	2.557.537	5.694.295
241	VB1	GAMB	Gartroper Mühlenbach	4307.31	2.558.429	5.723.120
242	VB1	GAMB	Gartroper Mühlenbach	4307.31	2.558.408	5.723.125
243	SA1	WABA	Waldbach	4206.44	2.557.416	5.730.355
244	SA1	WABA	Waldbach	4206.44	2.557.445	5.730.423
245	SA1	HIHE	Hildener Heide	4807.22	2.567.723	5.672.160
246	VB6	HIHE	Hildener Heide	4807.22	2.567.474	5.672.180
247	VB2	HIHE	Hildener Heide	4807.22	2.567.499	5.672.201
248	VB3	HIHE	Hildener Heide	4807.22	2.567.522	5.672.229
249	SA5	HIHE	Hildener Heide	4807.22	2.567.743	5.672.149
250	VB2	HIHE	Hildener Heide	4807.22	2.567.717	5.672.186
251	VB2	HIHE	Hildener Heide	4807.22	2.567.719	5.672.138
252	SA3	HIHE	Hildener Heide	4807.22	2.567.842	5.672.174
253	SA3	HIHE	Hildener Heide	4807.22	2.568.071	5.671.598
254	SA5	HIHE	Hildener Heide	4807.22	2.568.108	5.671.606
255	VB3	HIHE	Hildener Heide	4807.22	2.568.090	5.671.629
256	VB2	HIHE	Hildener Heide	4807.22	2.568.086	5.671.657
257	VB3	HIHE	Hildener Heide	4807.22	2.567.640	5.671.609
258	VB2	HIHE	Hildener Heide	4807.22	2.567.751	5.671.602
259	VB2	HIHE	Hildener Heide	4807.22	2.567.864	5.671.586

A-Nr.	Veg.	Kürzel	Gebietsname	MTB	Rechtswert	Hochwert
260	MY3	HIHE	Hildener Heide	4807.22	2.567.925	5.671.578
261	VB2	HIHE	Hildener Heide	4807.22	2.568.062	5.671.825
262	VB1	HIHE	Hildener Heide	4807.22	2.567.694	5.671.644
263	VB2	GAMB	Gartroper Mühlenbach	4307.31	2.559.084	5.723.380
264	CA4	KIHE	Kirchheller Heide	4407.11	2.559.640	5.717.879
265	VB5	KIHE	Kirchheller Heide	4407.11	2.559.625	5.718.223
266	VB1	KIHE	Kirchheller Heide	4407.11	2.559.549	5.718.571
267	SA1	STOB	Stollbach	4306.43	2.552.228	5.721.077
268	SA3	STOB	Stollbach	4306.43	2.552.240	5.721.011
269	SA3	STOB	Stollbach	4306.43	2.552.367	5.720.933
270	SA3	STOB	Stollbach	4306.34	2.551.721	5.720.982
272	SA3	STOB	Stollbach	4306.34	2.551.656	5.720.933
273	CA2	STOB	Stollbach	4306.34	2.552.203	5.720.310
274	CA3	STOB	Stollbach	4306.34	2.552.429	5.720.794
275	CA2	BRUM	Bruckhauser Mühlenbach	4306.34	2.553.270	2.553.270
276	CA3	BRUM	Bruckhauser Mühlenbach	4306.34	2.553.226	5.719.984
277	CA3	BRUM	Bruckhauser Mühlenbach	4306.34	2.553.174	5.719.952
278	VB1	STEB	Sternberge	4306.14	2.549.904	5.724.583
279	VB1	STEB	Sternberge	4306.14	2.549.935	5.724.562
280	VB1	STEB	Sternberge	4306.14	2.549.928	5.724.524
281	VB1	STEB	Sternberge	4306.14	2.549.321	5.724.695
282	VB1	STEB	Sternberge	4306.14	2.549.272	5.724.713
283	VB1	HSCH	Hemmings-Schlinke	4205.22	2.543.296	5.739.270
284	VB1	HSCH	Hemmings-Schlinke	4205.22	2.543.271	5.739.251
285	VB2	HSCH	Hemmings-Schlinke	4205.22	2.543.271	5.739.251
286	VB1	JÄHM	Jägerheide-Moor	4206.42	2.556.840	5.732.503
287	VB1	JÄHM	Jägerheide-Moor	4206.42	2.556.853	5.732.476
288	VB2	OLHE	Oligser Heide	4807.24	2.568.559	5.669.411
289	SA1	OLHE	Ohligser Heide	4807.24	2.568.818	5.669.521
290	VB3	OLHE	Ohligser Heide	4807.24	2.568.792	5.669.528
291	VB2	OLHE	Ohligser Heide	4807.24	2.568.512	5.669.665
292	SA3	OLHE	Ohligser Heide	4807.24	2.568.485	5.669.656
293	CA1	OLHE	Ohligser Heide	4807.24	2.568.180	5.669.914
294	CA2	OLHE	Ohligser Heide	4807.24	2.567.793	5.669.926
295	VB4	OLHE	Ohligser Heide	4807.24	2.567.779	5.669.892
296	VB4	OLHE	Ohligser Heide	4807.24	2.567.796	5.669.809
297	VB2	HIHE	Hildener Heide	4807.22	2.567.854	5.672.183
298	CA3	HIHE	Hildener Heide	4807.21	2.566.517	5.672.993
299	CA1	HIHE	Hildener Heide	4807.21	2.566.496	5.673.000
300	CA1	HIHE	Hildener Heide	4807.21	2.566.517	5.673.016
301	CA2	HIHE	Hildener Heide	4807.21	2.566.543	5.673.022
302	VB2	HIHE	Hildener Heide	4807.21	2.566.561	5.673.165
303	SA1	HIHE	Hildener Heide	4807.22	2.567.041	5.673.185
304	SA1	HIHE	Hildener Heide	4807.22	2.567.021	5.673.178
305	SA4	HIHE	Hildener Heide	4807.21	2.566.991	5.673.178
306	SA4	HIHE	Hildener Heide	4807.21	2.566.966	5.673.175
307	CA2	HIHE	Hildener Heide	4807.22	2.567.330	5.673.297
308	SA4	HIHE	Hildener Heide	4807.21	2.566.905	5.673.156

A-Nr.	Veg.	Kürzel	Gebietsname	MTB	Rechtswert	Hochwert
309	VB4	FUMO	Further Moor	4807.44	2.568.916	5.663.758
310	VB2	FUMO	Further Moor	4807.44	2.568.955	5.663.749
311	MY1a	FUMO	Further Moor	4807.44	2.568.902	5.663.792
312	VB2	FUMO	Further Moor	4807.44	2.568.832	5.663.788
313	VB3	FUMO	Further Moor	4807.44	2.568.733	5.663.681
314	VB2	FUMO	Further Moor	4807.44	2.568.642	5.663.773
315	MY3	FUMO	Further Moor	4807.44	2.568.693	5.663.802
316	MY3	OLHE	Ohligser Heide	4807.24	2.567.823	5.669.762
317	MY3	OLHE	Ohligser Heide	4807.24	2.567.815	5.669.736
318	MY4	OLHE	Ohligser Heide	4807.24	2.568.460	5.669.780
319	SA3	OLHE	Ohligser Heide	4807.24	2.568.346	5.669.737
320	VB3	OLHE	Ohligser Heide	4807.24	2.568.398	5.669.671
321	MY1b	OLHE	Ohligser Heide	4807.24	2.568.461	5.669.699
322	MY1a	HIHE	Hildener Heide	4807.22	2.567.464	5.672.429
323	MY4	HIHE	Hildener Heide	4807.22	2.567.443	5.672.333
324	CA2	HIHE	Hildener Heide	4807.22	2.568.620	5.671.594
325	CA4	HIHE	Hildener Heide	4807.22	2.568.625	5.671.636
326	SA5	HIHE	Hildener Heide	4807.22	2.568.622	5.671.677
327	VB2	HIHE	Hildener Heide	4807.22	2.568.598	5.671.706
328	MY1b	HIHE	Hildener Heide	4807.22	2.568.616	5.671.823
330	VB7	HIEW	Hiesfelder Wald	4407.13	2.559.848	5.714.379
331	SA3	WABA	Waldbach	4206.44	2.557.393	5.730.291
332	VB4	WABA	Waldbach	4206.44	2.557.373	5.730.256
333	SA3	WABA	Waldbach	4207.33	2.557.661	5.730.736
334	SA3	WABA	Waldbach	4207.33	2.557.684	5.730.762
335	SA1	WABA	Waldbach	4207.33	2.557.690	5.730.742
336	VB6	HXBA	Hünxer Bachtal	4306.41	2.554.542	5.721.996
337	SA3	HOBA	Hollebach	4306.12	2.551.428	5.729.084
338	VB6	HOBA	Hollebach	4306.12	2.551.262	5.729.065
339	SA3	HOBA	Hollebach	4306.12	2.551.220	5.728.954
340	SA3	HOBA	Hollebach	4306.12	2.551.172	5.728.926
341	SA3	HOBA	Hollebach	4306.12	2.551.067	5.728.834
342	SA4	HOBA	Hollebach	4306.12	2.550.944	5.728.840
343	SA3	HOBA	Hollebach	4306.12	2.550.950	5.729.030
344	VB7	HIHE	Biesenbach	4807.22	2.567.744	5.672.148
345	VB4	HIHE	Biesenbach	4807.22	2.567.757	5.672.134
346	VB7	HIHE	Biesenbach	4807.22	2.567.761	5.672.145
347	MY1b	OLHE	Ohligser Heide	4807.24	2.568.458	5.669.486

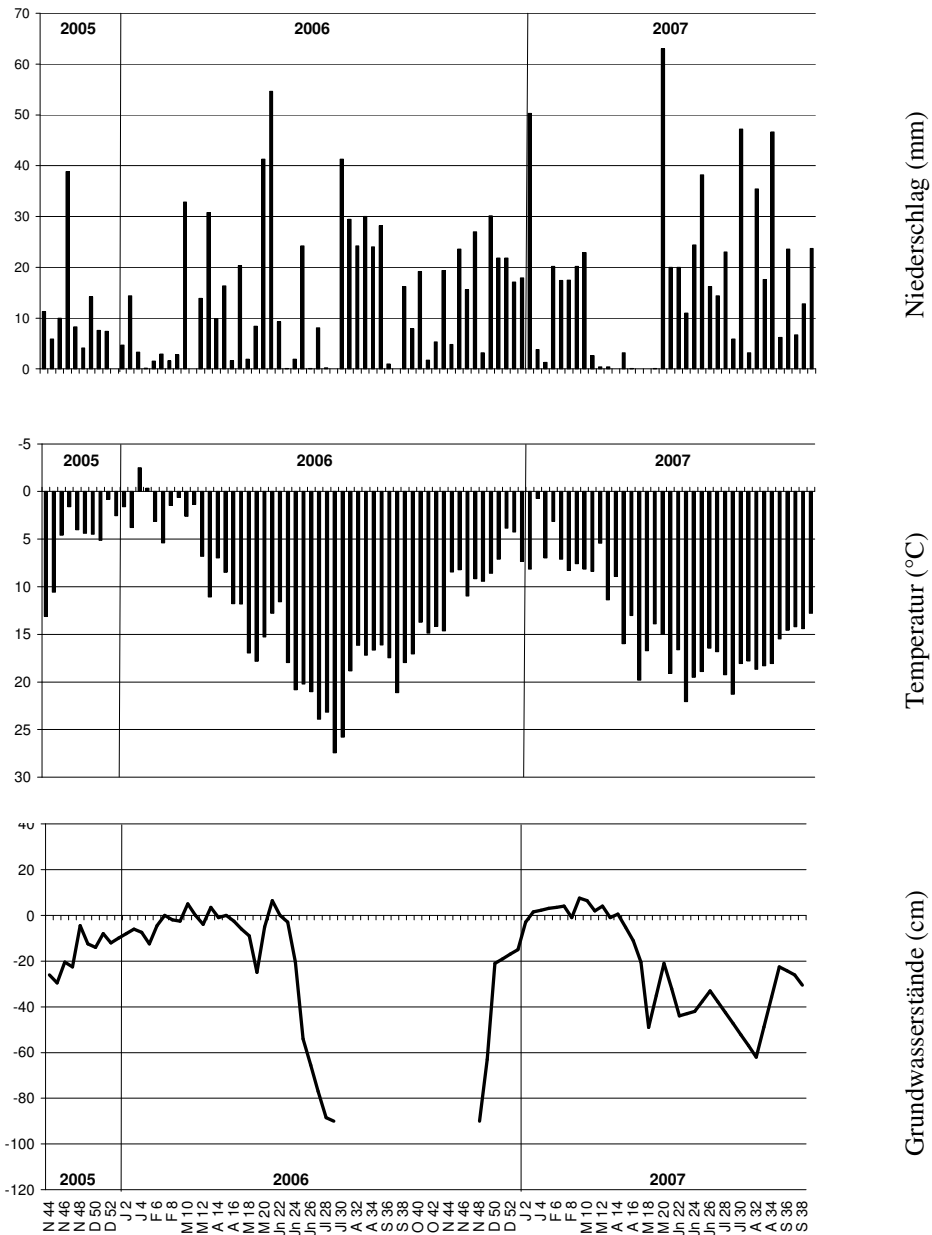


Abb. 64: Gegenüberstellung der Grundwasserganglinie über 2 Jahre eines Bestandes der hydrologisch gestörten trockeneren kennartenarmen Variante des *Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis* (Tab. 36, Spalte 59, VB6) im Bissingheimer Wäldchen im Duisburg-Mülheimer Wald. Gegenübergestellt wird die eigene Grundwassermessung mit den Niederschlagsmengen (mm) und der bodennahen Lufttemperatur (°C) des Referenzstandorte der Klimamessstation Mülheim Innenstadt (Untersuchungszeitraum Okt. 2005- Sep. 2007).

Tab. 25: Angaben zu pH-Werte-Bereiche und C/N-Verhältnisse in den im Untersuchungsraum bearbeiteten Gesellschaften.

Messmethodik: in jeweils: *KCl, **H₂O, ***CaCl₂, ****Messmethodik nicht angegeben

Gesellschaft	pH-Werte-Bereiche	C/N-Verhältnis	Untersuchungsraum	Quelle
Myricetum gale	4,5****	k.A.	BH, Hildener Heide	WOIKE (1958)
	3,8**	k.A.	BH, Oligser Heide	ZYDOREK (1994)
	3,3-4,7***	17,5	BH, Further Moor	vorliegende Untersuchung
	3,4***	23,7	BH, Hildener Heide	vorliegende Untersuchung
Vaccinio-Betuletum pubescentis	3,7-4,7*	k.A.	BH, Hildener Heide	OLBRECHTS et al. (2012)
	4,7****	k.A.	BH, Hildener Heide	WOIKE (1958)
	Ø 3,6**	k.A.	NS	DINTER (1982)
	3,7***	25,1	NS, Hemmings Schlinke	BROST (1998)
	3,2***	23,7	NS, Hünxer Bachtal	BROST (1998)
	3,7***	k.A.	NS, Hiesfelder Wald	vorliegende Untersuchung
	3,5-4,9***	21,4-24,0	BH, Further Moor	vorliegende Untersuchung
	3,1-3,9***	18,5	BH, DU-MH-Wald	vorliegende Untersuchung
Sphagno-Alnetum	3,0-3,3***	24,8	NS, Gartroper Busch (Gagelmoor)	vorliegende Untersuchung
	4,0-4,3*	k.A.	BH, Hildener Heide	OLBRECHTS et al. (2012)
	4,9****	k.A.	BH, Hildener Heide	WOIKE (1958)
	4,0-4,7**	k.A.	NS	DINTER (1982)
	5,6***	19,2	NS, Stollbach	vorliegende Untersuchung
Entwässertes Sphagno-Alnetum	Ø 3,7**	k.A.	NS	DINTER (1982)
	3,3-3,7***	k.A.	NS, Hiesfelder Wald	vorliegende Untersuchung
	4,2***	k.A.	BH, DU-MH-Wald	vorliegende Untersuchung
Aquatisch eutrophiertes Sphagno-Alnetum	Ø 5,6**	k.A.	NS	DINTER (1982)
	4,8***	15,5	NS, Gartroper Busch	vorliegende Untersuchung
	4,1***	k.A.	NS, Hiesfelder Wald	vorliegende Untersuchung
Carici-Alnetum	6,2****	k.A.	BH, Hildener Heide	WOIKE (1958)
	Ø 6,2**	k.A.	NS	DINTER (1982)
Entwässertes Carici-Alnetum	Ø 4,8**	k.A.	NS	DINTER (1982)
	4,6***	k.A.	NS, Stollbach	vorliegende Untersuchung
	3,7-4,9***	15,5	NS, Hiesfelder Wald	vorliegende Untersuchung
	3,0***	k.A.	BH, DU-MH-Wald	vorliegende Untersuchung

Bodenprofile (Auswahl)

Horizont	(cm)	Bemerkung
Hn	0-36	schwarzbraun
Hn-Gr	36-49	graubraun, feiner Sand
Go	49-51	hellbeige mit Rostflecken
Hn	51-54,5	schwarzbraun
Gr-Go	54,5-57	hellgrauer Sand mit mäßigen Rostflecken
Hn	57-58	Torf
Gr-Go	58-67	hellgrauer-hellbeiger Sand mit mäßigen Rostflecken
Gr-Go	67-75	dunkelgrauer Sand, humosreich
Go	75-100	Sand, fast gleichmäßig orange eingefärbt, starke Rostflecken

Abb. 65: Bodenprofil eines gestörten, überschütteten Niedermoorbodens im Duisburg-Mülheimer Wald (Bissingheimer Wäldchen) unter einem Moorbirken-Moorwald, Aufnahme Nr. 188.

Horizont	(cm)	Bemerkung
Hn	0-49	dunkelbrauner Torf
Hn	50-59	dunkelbraune, stark zersetzter Torf mit einzelnen Pflanzenresten, Sand spürbar
Gr	60-80	grau, mit rostfarbenen Striemen, Sandkörner deutlich bis nicht fühlbar
Gr	80-91	grau
Hn	91-94	dunkelbrauner Torf
Gr	94-97	grau
Torf	97-100	dunkelbrauner Torf

Abb. 66: Bodenprofil eines Niedermoorbodens im Gebiet Gartroper Mühlenbach unter einem gestörten Torfmoos-Erlenbruchwald, Aufnahme Nr. 238.

Horizont	(cm)	Bemerkung
Hn	0-30	dunkelbrauner Torf
Hn	31-45	zersetzter Torf
Go/Gr	46-52	mittelbraun, humos, nach unten abnehmend, mit großen Rostflecken
Gr	73-95	sehr wenige Roststreifen, grau
Gr	95-100	humos, grau

Abb. 67: Bodenprofil eines gestörten Moorgley im Gebiet Gartroper Mühlenbach unter einem gestörten Torfmoos-Erlenbruchwald, Neben Aufnahme Nr. 238.

Horizont	(cm)	Bemerkung
Hn	0-47	hell bis mittelbrauner Torf mit viel mittelmäßig zersetzten Pflanzenresten
Hn	48-52	dunkelbrauner Torf, stark zersetzt, aber nur wenig stärker verdichtet
Gr	53-93	dunkelbraun
Torf	94-100	Torf, morsches Holz
	101-130	Torfiges Material
C	131-200	grauer Ton

Abb. 68: Bodenprofil eines umgelagerten Niedermoorbodens im Gebiet Gartroper Mühlenbach unter einem Moorbirken-Moorwald, Aufnahme Nr. 263.

Horizont	(cm)	Bemerkung
Hn	0-23,5	kaum zersetzter Torf, mittelgrau Braun
	23,5-24	sandfarbene Lehmschicht
Hn	24-35	kaum zersetzter Torf, mittelgrau Braun
Hn	36-45	zersetzter Torf mit Sandanteilen
Hn	45-49	stark zersetzter Torf, sehr schmierig, dunkel-schwarz Braun mit Sandanteilen
Gr	50-92	feiner Sand, mittel, grau-Braun
Hn	93-100	Torf, schwarz Braun
C	-160	Sand

Abb. 69: Bodenprofil eines Niedermoorbodens im Gebiet Stollbach unter einem gestörten Torfmoos-Erlenbruchwald, Aufnahme Nr. 267.

Horizont	(cm)	Bemerkung
Hn	3-59	kaum zersetzter Torf, mittelgrau Braun
Hn	60-72	stärker zersetzt, mit Sand
Hn-Gr	73-84	humoser Übergang
Gr	> 85	hellgrau, sandig, lehmiger Sand

Abb. 70: Bodenprofil eines Niedermoorbodens im Gebiet Stollbach unter einem Walzenseggen-Erlenbruchwald, Aufnahme Nr. 273.

Tab. 26: Wesentliche Unterschiede der Artenzusammensetzung des *Sphagno palustris* - und *Carici elongatae*-Alnetum im regionalen Vergleich auf der Datengrundlage der aktuellen und früheren Vegetationsaufnahmen des Untersuchungsraumes (Tab. 30 u. 31).

Erläuterungen: D1-D6 Differentialartenblöcke; M Moosart, G Gefäßpflanzenart, + Art vorhanden, – Art fehlt, > Zunahme, < Abnahme, St Stetigkeit, D Abundanz, (-3) bis Dominanzstufe 3, (-5) bis Dominanzstufe 5

Zeitraum: | 1953–1982 |
| Aktuell |

	Niederrheinische Sandplatten		Bergische Heideterrassen		
Art	nördlich des Ballungsraumes	Ballungsraum	Ballungsraum	nördlich Heidegebiete	Heidegebiete
D1					
M <i>Aulacomnium palustre</i>	–				+
	–	–	–	–	+
M <i>Sphagnum squarrosum</i>	+				+
	> ST	+	–	–	+
M <i>Sphagnum subnitens</i>	–				–
	–	–	–	–	+
M <i>Lophocolea heterophylla</i>	+				–
	–	+	+	–	–
M <i>Leucobryum glaucum</i>	+				–
	+	–	+	–	+
G <i>Deschampsia cespitosa</i>	+				–
	+	> D	> D	+	–
G <i>Pteridium aquilinum</i>	+				–
	+	+	> D, ST	> D, ST	+
G <i>Holcus mollis</i>	+				–
	–	+	+	–	–
G <i>Teucrium scorodonia</i>	–				–
	+	–	+	+	–
D2					
M <i>Sphagnum denticulatum</i> s. l.	–				–
	> D (-3)	+	> D (-5)	> D (-3)	+
G <i>Agrostis canina</i>	> D				> D
	+	+	> D	+	+
G <i>Carex rostrata</i>	+				+
	+	–	–	–	+
G <i>Carex canescens</i>	>				+
	+	–	+	+	< ST
G <i>Hydrocotyle vulgaris</i>	–				+
	+	–	–	–	+

		Niederrheinische Sandplatten		Bergische Heideterrassen		
Art		nördlich des Ballungsraumes	Ballungsraum	Ballungsraum	nördlich Heidegebiete	Heidegebiete
G	<i>Menyanthes trifoliata</i>	—	—	—	—	+
G	<i>Scutellaria minor</i>	—	—	—	—	+
G	<i>Juncus acutiflorus</i>	—	—	—	—	+
G	<i>Valeriana dioica</i>	+	—	—	—	> ST
G	<i>Juncus bulbosus</i>	—	—	+	—	—
G	<i>Ranunculus flammula</i>	+	+	+	—	—
D3						
	<i>Impatiens glandulifera</i>	—	—	+	—	—
D4						
M	<i>Calliergonella cuspidata</i>	+	—	—	—	> ST
M	<i>Plagiomnium affine</i>	+	> ST	+	+	+
G	<i>Urtica dioica</i>	+	+	> ST	+	—
G	<i>Poa trivialis</i>	+	—	+	+	—
G	<i>Ranunculus repens</i>	+	—	+	+	—
G	<i>Galium aparine</i>	+	+	+	—	—
G	<i>Moehringia trinerva</i>	+	+	+	—	—
G	<i>Ranunculus ficaria</i>	+	—	+	—	—
G	<i>Circaea lutetiana</i>	+	—	+	+	+
G	<i>Glechoma hederacea</i>	+	—	+	+	—
D5						
G	<i>Calla palustris</i>	+	—	—	—	—
G	<i>Peucedanum palustre</i>	+	—	—	—	< (1x+)

	Niederrheinische Sandplatten		Bergische Heideterrassen		
Art	nördlich des Ballungsraumes	Ballungsraum	Ballungsraum	nördlich Heidegebiete	Heidegebiete
G <i>Carex elongata</i>	+ > ST	+	> ST	+	< ST < ST
G <i>Cardamine amara</i>	+ > ST	+	+	+	— +
G <i>Cicuta virosa</i>	— —	—	—	—	+ —
D6					
G <i>Scirpus sylvaticus</i>	+ +	+	—	+	+ +
G <i>Osmunda regalis</i>	+ +	+	+	—	+ +
G <i>Cardamine flexuosa</i>	— +	+	+	—	— —
D7					
G <i>Equisetum sylvaticum</i>	+ +	+	+	—	— —
Begleiter					
M <i>Calypogeia fissa</i>	+ +	—	—	—	> ST +
G <i>Fallopia ×bohemica</i>	— —	—	+	—	— —
G <i>Fallopia japonica</i>	— —	—	+	—	— —
G <i>Onoclea sensibilis</i>	— —	—	+	—	— —
G <i>Lysichiton americanus</i>	— —	—	+	—	— —
G <i>Dryopteris dilatata</i>	+ +	—	> ST, D (3-5)	—	— —
G <i>Juncus effusus</i>	+ +	+	+	+	+ < ST

Tab. 27: Wesentliche Unterschiede der Artenzusammensetzung des Vaccinio-Betuletum pubescentis im regionalen Vergleich auf der Datengrundlage der aktuellen und früheren Vegetationsaufnahmen des Untersuchungsraumes (Tab. 34 u. 35).

Erläuterungen: D1-D6 Differentialartenblöcke; M Moosart, G Gefäßpflanzenart, + Art vorhanden, – Art fehlt, > Zunahme, < Abnahme, St Stetigkeit, D Abundanz, (-3) bis Dominanzstufe 3, (-5) bis Dominanzstufe 5

Zeitraum: | 1953–1982 |
 | Aktuell |

Art	Niederrheinische Sandplatten		Bergische Heideterrassen		
	nördlich des Ballungsraumes	Ballungsraum	Ballungsraum	nördlich Heidegebiete	Heidegebiete
D1 Oxyccocco-Sphagnetee-Arten					
M <i>Cephalozia connivens</i>	+ +	–	–	–	–
M <i>Dicranella cerviculata</i>	+ –	–	–	–	–
M <i>Polytrichum longisetum</i>	+ –	–	–	–	–
M <i>Sphagnum magellanicum</i>	– +	–	–	–	–
M <i>Polytrichum strictum</i>	+ +	–	–	–	–
M <i>Sphagnum capillifolium</i>	– +	–	–	–	–
M <i>Sphagnum subnitens</i>	– –	–	–	–	– +
M <i>Odontoschisma sphagni</i>	– +	–	–	–	+ +
M <i>Aulacomnium palustre</i>	+ > St	–	–	+	+ > ST
M <i>Sphagnum papillosum</i>	+ ST, D (-2a)	–	+	–	– ST, D (-3)
D2 Oxyccocco-Sphagnetee-Arten					
G <i>Dactylorhiza maculata</i>	– +	–	–	–	– –
G <i>Drosera intermedia</i>	– +	–	–	–	– –
M <i>Sphagnum majus</i>	– +	–	–	–	– –

Art	Niederrheinische Sandplatten		Bergische Heideterrassen		
	nördlich des Ballungsraumes	Ballungsraum	Ballungsraum	nördlich Heidegebiete	Heidegebiete
M <i>Kurzia pauciflora</i>	+ —	—	—	—	—
M <i>Cladopodiella fluitans</i>	+ > ST	—	—	—	—
G <i>Eriophorum vaginatum</i>	+ > ST	—	—	—	—
G <i>Vaccinium oxycoccos</i>	+ > ST, D	—	—	—	—
M <i>Sphagnum cuspidatum</i>	— +	—	—	—	+
G <i>Drosera rotundifolia</i>	— +	—	—	—	+
G <i>Narthecium ossifragum</i>	— +	—	—	—	+
M <i>Calypogeia sphagnicola</i>	— —	—	+	—	+
G <i>Erica tetralix</i>	+ > ST	+	+	—	—
G <i>Eriophorum angustifolium</i>	+ > ST	—	—	—	+
M <i>Calliergon stramineum</i>	+ —	—	+	—	+
D1 fortgeschrittener Sukzessionsstadien					
M <i>Nardia geoscyphus</i>	+ —	—	—	—	—
M <i>Orthodontium lineare</i>	+ —	—	—	—	—
G <i>Calluna vulgaris</i>	— +	—	—	—	—
G <i>Vaccinium uliginosum</i>	— +	—	—	—	—
M <i>Lophozia ventricosa</i>	— —	—	—	—	+
M <i>Bryum pseudotriquetrum</i>	— —	—	—	—	+
M <i>Calypogeia integristipula</i>	— —	—	—	—	+
G <i>Potentilla erecta</i>	— —	—	—	—	+
M <i>Lophocolea heterophylla</i>	+ +	—	—	—	+
M <i>Leucobryum glaucum</i>	+ < ST	—	—	—	+

Art	Niederrheinische Sandplatten		Bergische Heideterrassen		
	nördlich des Ballungsraumes	Ballungsraum	Ballungsraum	nördlich Heidegebiete	Heidegebiete
G <i>Luzula multiflora</i>	— —	—	—		— +
M <i>Cephalozia bicuspidata</i>	+ —	—	+	—	+ +
M <i>Campylopus introflexus</i>	— +	—	+	—	— +
M <i>Campylopus flexuosus</i>	— —	—	—	+	— +
M <i>Dicranella heteromalla</i>	+ < St	+ —	+	—	+ < ST
M <i>Dicranum scoparium</i>	— —	—	—	+	— +
M <i>Pohlia nutans</i>	+ —	+ —	+	—	+ —
M <i>Sphagnum fimbriatum</i>	+ +	+ +	+	+	+ +
M <i>Sphagnum palustre</i>	+ +	—	+	+	+ +
M <i>Sphagnum recurvum</i> agg.	+ +	+ +	+	+	+ +
M <i>Sphagnum squarrosum</i>	— —	—	+	—	— +
M <i>Tetraphis pellucida</i>	+ —	—	+	—	+ +
G <i>Carex brizoides</i>	— —	—	+	—	— —
G <i>Carex pilulifera</i>	— —	—	+	—	— +
G <i>Deschampsia cespitosa</i>	— —	—	+	—	+ +
G <i>Deschampsia flexuosa</i>	+ —	+ +	+	+	+ +
G <i>Dryopteris carthusiana</i>	+ +	+ +	+	+	+ +
G <i>Galium saxatile</i>	— —	—	+	—	— —
G <i>Holcus mollis</i>	— —	—	—	+	— —
G <i>Juncus conglomeratus</i>	— +	+ +	+	—	— +
G <i>Maianthemum bifolium</i>	— —	—	+	—	— —
G <i>Molinia caerulea</i>	+ +	+ +	+	+	+ +

Art	Niederrheinische Sandplatten		Bergische Heideterrassen		
	nördlich des Ballungsraumes	Ballungsraum	Ballungsraum	nördlich Heidegebiete	Heidegebiete
G <i>Pteridium aquilinum</i>	— —	+ +	+ +	— —	+ +
G <i>Salix repens</i>	— —	+ —	— —	— —	— —
G <i>Teucrium scorodonia</i>	— —	— —	+ —	— —	— —
G <i>Vaccinium myrtillus</i>	+ —	— —	+ —	— —	— —
G <i>Vaccinium vitis-idaea</i>	— —	— —	+ —	— —	— —
fortgeschrittener D2 Sukzessionsstadien					
M <i>Chiloscyphus polyanthos</i>	+ —	— —	— —	— —	— —
M <i>Warnstorfia fluitans</i>	+ < ST	— —	— —	— —	— —
M <i>Pellia endivifolia</i>	— —	— —	— —	— —	— +
G <i>Carex demissa</i>	— —	— —	— —	— —	— +
G <i>Carex echinata</i>	— —	— —	— —	— —	— +
G <i>Cirsium palustre</i>	— —	— —	— —	— —	+ +
G <i>Hydrocotyle vulgaris</i>	— —	— —	— —	— —	— +
G <i>Potamogeton polygonifolius</i>	— —	— —	— —	— —	— +
G <i>Juncus bulbosus</i>	— +	— —	— —	— —	— +
G <i>Scutellaria minor</i>	— +	— —	— —	— —	— +
G <i>Myrica gale</i>	+ +	— —	— —	— —	+ +
G <i>Equisetum palustre</i>	— +	— —	— —	— —	— +
G <i>Juncus acutiflorus</i>	— +	— —	— —	— —	+ > ST
M <i>Polytrichum commune</i>	+ > D	> D	> D	> D	+ > D, ST
M <i>Sphagnum denticulatum</i> s. l.	— > D	— —	> D	— —	+ > D
G <i>Agrostis canina</i>	+ +	+ —	+ +	+ +	+ < ST

Art	Niederrheinische Sandplatten		Bergische Heideterrassen		
	nördlich des Ballungsraumes	Ballungsraum	Ballungsraum	nördlich Heidegebiete	Heidegebiete
G <i>Carex canescens</i>	— +	—	+	—	— +
G <i>Carex nigra</i>	+ +	+	+	—	—
G <i>Carex rostrata</i>	— +	—	+	+	— +
G <i>Galium uliginosum</i>	— —	—	+	—	—
G <i>Viola palustris</i>	+ +	—	—	+	— +
D3					
G <i>Alisma plantago-aquatica</i>	— —	—	+	—	—
G <i>Glyceria fluitans</i>	— —	—	—	—	— +
G <i>Iris pseudacorus</i>	— —	—	+	—	—
G <i>Lycopus europaeus</i>	— —	—	—	—	— +
G <i>Phragmites australis</i>	— —	—	—	—	— +
G <i>Solanum dulcamara</i>	— —	—	—	—	— +
D4					
G <i>Circaea lutetiana</i>	— —	—	+	—	—
G <i>Galium aparine</i>	— —	—	+	—	—
G <i>Moehringia trinervia</i>	— —	—	+	—	—
G <i>Senecio sylvaticus</i>	— —	—	+	—	—
G <i>Urtica dioica</i>	— —	—	+	—	—
G <i>Dryopteris dilatata</i>	+ > D	+	> D	> D	+ +
G <i>Epilobium angustifolium</i>	— —	+	—	—	—
G <i>Lysimachia nemorum</i>	+ —	—	+	—	—
M <i>Brachythecium rutabulum</i>	— —	—	—	—	+ —

Art	Niederrheinische Sandplatten		Bergische Heideterrassen		
	nördlich des Ballungsraumes	Ballungsraum	Ballungsraum	nördlich Heidegebiete	Heidegebiete
M <i>Eurhynchium praelongum</i>	— —	— —	— —	— —	+ —
M <i>Lophocolea bidentata</i>	— —	— —	— —	— —	+ < ST
M <i>Marchantia polymorpha</i>	— —	— —	— —	— —	+ —
D5					
G <i>Calamagrostis canescens</i>	— —	— —	D (-5) —	D (-3) —	— —
G <i>Carex acutiformis</i>	— —	— —	— —	— —	+ —
G <i>Carex elongata</i>	— —	— —	+ —	— —	— —
G <i>Galium palustre</i> s.str.	— —	— —	+ —	— —	— —
G <i>Galium elongatum</i>	— —	— —	+ —	— —	— +
G <i>Peucedanum palustre</i>	— +	— —	— —	— —	— —
D6					
G <i>Angelica sylvestris</i>	— —	— —	— —	— —	— +
G <i>Carex remota</i>	— —	— —	+ —	+ —	— +
G <i>Lotus pedunculatus</i>	— +	— —	— —	— —	— +
G <i>Lysimachia vulgaris</i>	— +	— —	+ —	+ —	— D (-3)
G <i>Lythrum salicaria</i>	— +	— —	— —	— —	— —
G <i>Osmunda regalis</i>	— —	— —	+ —	— —	+ +
G <i>Scirpus sylvaticus</i>	— —	— —	— —	— —	— D (-2b)
M <i>Calliargon cordifolium</i>	— —	— —	— —	— —	+ —
M <i>Pellia epiphylla</i>	— —	+ —	— —	— —	+ +
M <i>Riccardia multifida</i>	— —	— —	— —	— —	— +

Art	Niederrheinische Sandplatten		Bergische Heideterrassen		
	nördlich des Ballungsraumes	Ballungsraum	Ballungsraum	nördlich Heidegebiete	Heidegebiete
Begleiter					
G <i>Athyrium filix-femina</i>	—	—			+
	—	—	D (-2a)	D (-2b)	+
G <i>Lonicera periclymenum</i>	—	+			+
	+	—	D (-2b)	—	+
M <i>Calypogeia fissa</i>	+	+			ST, D (-2)
	+	+	+	—	< ST, D
M <i>Mnium hornum</i>	+				ST, D (-3)
	+	—	ST, D (-2b)	+	ST, D (-2a)
M <i>Polytrichum formosum</i>	+	+			ST
	—	—	—	—	—

Tab. 28: Gesamtartenliste Gefäßpflanzenarten.

Nr.	Wissenschaftlicher Name	Status	Grad der Einwanderung	Einwanderungszeit	Art und Weise der Einwanderung	NS nördl. BR	NS BR	BH BR	BH nördl. Heidegebiete	BH Heidegebiete	NS-BH.verschollen
1	<i>Acer platanoides</i>	S	S	N	EPG	.	.	.	.	x	.
2	<i>Acer pseudoplatanus</i>	S	S	N	EPG	x	x	x	x	x	.
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	S	S	NN	EPG	.	.	x	.	.	.
	"Purpureum"										
3	<i>Agrostis canina</i>	I	.	.	.	x	x	x	x	x	.
4	<i>Agrostis stolonifera</i>	I	.	.	.	x	x	x	x	x	.
5	<i>Ajuga reptans</i>	I	.	.	.	x	.	x	x	x	.
6	<i>Alisma plantago-aquatica</i>	I	.	.	.	x	.	x	.	x	.
7	<i>Alnus glutinosa</i>		.	.	.	x	x	x	x	x	.
8	<i>Alnus incana</i>	S	S	NN	EPG	.	.	x	.	x	.
9	<i>Alnus x pubescens</i>	I	.	.	.	.	.	.	.	x	.
10	<i>Andromeda polifolia</i>	I	.	.	.	†	.	.	.	†	†
11	<i>Anemone nemorosa</i>	I	.	.	.	x	x	x	.	x	.
12	<i>Angelica sylvestris</i>	I	.	.	.	x	x	.	x	x	.
13	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	I	.	.	.	.	.	.	.	.	.
14	<i>Athyrium filix-femina</i>	I	.	.	.	x	x	x	x	x	.
15	<i>Berula erecta</i>	I	.	.	.	x	.	.	.	.	.
16	<i>Betula x aurata</i>	I	.	.	.	x	x	x	x	x	.
17	<i>Betula pendula</i>	I	.	.	.	x	.	x	.	x	.
18	<i>Betula pubescens</i>	I	.	.	.	x	x	x	x	x	.
19	<i>Blechnum spicant</i>	I	.	.	.	.	.	x	.	.	.
20	<i>Brachypodium sylvaticum</i>	E	EÖ	N	XE	.	x	x	.	.	.
21	<i>Bryonia dioica</i>	I	.	.	.	x	x	x	x	x	.
22	<i>Calamagrostis canescens</i>	I	.	.	.	.	.	x	.	x	.
23	<i>Calamagrostis epigejos</i>	I	.	.	.	.	.	x	.	x	.
24	<i>Calla palustris</i>	I	.	.	.	†	†	†	.	†	†
25	<i>Callitriche spec.</i>	I	.	.	.	x	.	.	.	.	.
26	<i>Calluna vulgaris</i>	I	.	.	.	x	x	x	.	x	.
27	<i>Caltha palustris</i>	I	.	.	.	x	x	x	x	x	.
28	<i>Cardamine amara</i>	I	.	.	.	x	x	x	x	x	.
29	<i>Cardamine flexuosa</i>	I	.	.	.	x	x	x	.	.	.
30	<i>Cardamine pratensis</i> agg.	I	.	.	.	x	x	x	x	x	.
31	<i>Carex acuta</i>	I	.	.	.	.	.	x	x	.	.
32	<i>Carex acutiformis</i>	I	.	.	.	x	x	x	.	x	.
33	<i>Carex brizoides</i>	E	AG	NN	XE	.	.	x	.	.	.
34	<i>Carex canescens</i>	I	.	.	.	x	x	x	x	x	.
35	<i>Carex diandra</i>	I	.	.	.	†	.	†	.	†	†
36	<i>Carex echinata</i>	I	.	.	.	x	x	x	.	x	.
37	<i>Carex elata</i>	I	.	.	.	.	x	x	.	.	.
38	<i>Carex elongata</i>	I	.	.	.	x	x	x	x	x	.
39	<i>Carex flava</i> agg.	I	.	.	.	x	.	.	.	x	.
	<i>Carex demissa</i>	I	.	.	.	.	.	.	.	x	.
	<i>Carex lepidocarpa</i>	I	.	.	.	x	.	.	.	.	.

Nr.	Wissenschaftlicher Name	Status	Grad der Einwanderung	Einwanderungszeit	Art und Weise der Einwanderung	NS nördl. BR	NS BR	BH BR	BH nördl. Heidegebiete	BH Heidegebiete	NS-BH.verschollen
	<i>Carex viridula</i> var. <i>viridula</i>		.	.	.	.	.	.	.	.	.
40	<i>Carex hirta</i>		.	.	.	x	.	.	.	.	.
41	<i>Carex hostiana</i>		.	.	.	.	.	.	.	.	†
42	<i>Carex laevigata</i>		.	.	.	.	.	.	.	x	.
43	<i>Carex limosa</i>		.	.	.	.	.	.	.	†	†
44	<i>Carex morrowi</i>	S	S	NN	EPG	.	.	x	.	.	.
45	<i>Carex nigra</i>		.	.	.	x	x	x	.	x	.
46	<i>Carex pallescens</i>		.	.	.	.	.	x	.	.	.
47	<i>Carex panicea</i>		.	.	.	†	.	†	.	x	.
48	<i>Carex paniculata</i>		.	.	.	†	.	.	.	x	.
49	<i>Carex pilulifera</i>		.	.	.	.	.	x	.	x	.
50	<i>Carex pseudocyperus</i>		.	.	.	.	x	x	.	x	.
51	<i>Carex remota</i>		.	.	.	x	x	x	x	x	.
52	<i>Carex riparia</i>		.	.	.	.	.	.	x	†	.
53	<i>Carex rostrata</i>		.	.	.	x	x	x	x	x	.
54	<i>Carex vesicaria</i>		.	.	.	x	.	x	x	x	.
55	<i>Carpinus betulus</i>		.	.	.	.	.	x	.	.	.
56	<i>Castanea sativa</i>	S	S	N	EPG	.	.	x	.	.	.
57	<i>Chrysosplenium alternifolium</i>		.	.	.	x	.	.	.	.	.
58	<i>Cicendia filiformis</i>		.	.	.	.	.	.	.	†	†
59	<i>Cicuta virosa</i>		.	.	.	.	.	†	.	.	.
60	<i>Circaea lutetiana</i>		.	.	.	x	.	x	x	x	.
61	<i>Circaea × intermedia</i>		.	.	.	.	.	x	.	.	.
62	<i>Cirsium palustre</i>		.	.	.	x	x	x	x	x	.
63	<i>Convallaria majalis</i>		.	.	.	.	x	.	.	.	.
64	<i>Convolvulus arvensis</i>		.	.	.	.	.	x	.	.	.
65	<i>Corylus avellana</i>		.	.	.	.	x	x	x	.	.
66	<i>Crataegus laevigata</i>		.	.	.	x	.	x	.	.	.
67	<i>Cuscuta epithymum</i>		.	.	.	.	.	†	.	†	†
68	<i>Dactylorhiza incarnata</i> agg.		.	.	.	.	.	.	.	x	.
69	<i>Dactylorhiza maculata</i> agg.		.	.	.	x	.	.	.	x	.
70	<i>Dactylorhiza majalis</i> agg.		.	.	.	†	.	.	.	.	†
71	<i>Dactylorhiza sphagnicola</i>		.	.	.	.	.	.	.	†	†
72	<i>Dactylorhiza traunsteineri</i>		.	.	.	.	.	.	.	.	†
73	<i>Deschampsia cespitosa</i> agg.		.	.	.	x	x	x	x	x	.
74	<i>Deschampsia flexuosa</i>		.	.	.	x	x	x	x	x	.
75	<i>Digitalis purpurea</i>		.	.	.	.	.	x	.	.	.
76	<i>Drosera intermedia</i>		.	.	.	x	.	.	.	x	.
77	<i>Drosera rotundifolia</i>		.	.	.	x	.	†	.	x	.
78	<i>Dryopteris carthusiana</i>		.	.	.	x	x	x	x	x	.
79	<i>Dryopteris cristata</i>		.	.	.	.	.	.	.	†	†

Nr.	Wissenschaftlicher Name	Status	Grad der Einwanderung	Einwanderungszeit	Art und Weise der Einwanderung	NS nördl. BR	NS BR	BH BR	BH nördl. Heidegebiete	BH Heidegebiete	NS-BH.verschollen
80	<i>Dryopteris dilatata</i>		.	.	.	x	x	x	x	x	.
81	<i>Dryopteris filix-mas</i>		.	.	.	.	.	x	.	.	.
82	<i>Eleocharis multicaulis</i>		.	.	.	.	.	†	.	†	†
83	<i>Epipactis helleborine</i> agg.		.	.	.	.	.	.	.	x	.
84	<i>Epipactis palustris</i>		.	.	.	.	.	.	.	†	†
85	<i>Equisetum x-litorale</i>		.	.	.	.	.	x	.	x	.
86	<i>Equisetum fluviatile</i>		.	.	.	x	x	x	.	x	.
87	<i>Equisetum palustre</i>		.	.	.	x	x	x	x	x	.
88	<i>Equisetum sylvaticum</i>		.	.	.	x	x	x	x	x	.
89	<i>Equisetum telmateia</i>		.	.	.	x	.	.	.	.	.
90	<i>Erica tetralix</i>		.	.	.	x	x	x	.	x	.
91	<i>Eriophorum angustifolium</i>		.	.	.	x	.	†	.	x	.
92	<i>Eriophorum gracile</i>		.	.	.	.	.	.	.	†	†
93	<i>Eriophorum latifolium</i>		.	.	.	.	.	†	.	†	†
94	<i>Eriophorum vaginatum</i>		.	.	.	x	.	†	.	†	.
95	<i>Euonymus europaea</i>		.	.	.	x	.	.	.	.	.
96	<i>Eupatorium cannabinum</i>		.	.	.	x	x	.	x	x	.
97	<i>Fagus sylvatica</i>		.	.	.	x	.	x	x	x	.
98	<i>Fallopia x-bohemica</i>	E	AG	NN	XE	.	.	x	.	.	.
99	<i>Fallopia japonica</i>	E	AG	NN	EPG	.	.	x	.	.	.
100	<i>Festuca gigantea</i>		.	.	.	.	.	x	.	.	.
101	<i>Filipendula ulmaria</i> agg.		.	.	.	.	.	.	.	.	.
	<i>Filipendula ulmaria</i> var. <i>denudata</i>		.	.	.	x	.	x	.	x	.
102	<i>Frangula alnus</i>		.	.	.	x	x	x	x	x	.
103	<i>Fraxinus excelsior</i>		.	.	.	x	x	x	x	x	.
104	<i>Galium aparine</i>		.	.	.	.	x	x	.	.	.
105	<i>Galium palustre</i> s. l.		.	.	.	x	x	x	x	x	.
106	<i>Galium saxatile</i>		.	.	.	.	.	x	x	x	.
107	<i>Galium uliginosum</i>		.	.	.	x	x	x	x	x	.
108	<i>Genista anglica</i>		.	.	.	.	.	x	.	x	.
109	<i>Gentiana pneumonanthe</i>		.	.	.	†	.	†	.	†	†
110	<i>Glechoma hederacea</i>		.	.	.	.	.	x	x	.	.
111	<i>Glyceria fluitans</i> agg.		.	.	.	x	x	x	x	x	.
112	<i>Glyceria maxima</i>		.	.	.	.	.	x	.	.	.
113	<i>Gratiola officinalis</i>		.	.	.	.	.	†	.	.	†
114	<i>Hammarbya paludosa</i>		.	.	.	.	.	.	.	†	†
115	<i>Hedera helix</i>		.	.	.	.	x	x	.	.	.
116	<i>Holcus lanatus</i>		.	.	.	x	.	.	.	.	.
117	<i>Holcus mollis</i>		.	.	.	.	x	x	x	.	.
118	<i>Hottonia palustris</i>		.	.	.	x	x	x	.	x	.
119	<i>Humulus lupulus</i>		.	.	.	.	.	.	x	x	.
120	<i>Hydrocotyle vulgaris</i>		.	.	.	x	.	x	.	x	.
121	<i>Hypericum elodes</i>		.	.	.	†	.	.	.	†	†
122	<i>Ilex aquifolium</i>		.	.	.	x	.	x	x	x	.

Nr.	Wissenschaftlicher Name	Status	Grad der Einwanderung	Einwanderungszeit	Art und Weise der Einwanderung	NS nördl. BR	NS BR	BH BR	BH nördl. Heidegebiete	BH Heidegebiete	NS-BH.verschollen
123	<i>Impatiens glandulifera</i>	E	AG	NN	EPG	.	.	x	.	.	.
124	<i>Impatiens noli-tangere</i>	I	.	.	.	x	x	x	x	x	.
125	<i>Impatiens parviflora</i>	E	AG	NN	AK	.	x	x	x	x	.
126	<i>Iris pseudacorus</i>	I	.	.	.	x	x	x	x	x	.
127	<i>Isolepis fluitans</i>	I	.	.	.	x	.	.	.	.	.
128	<i>Juncus acutiflorus</i>	I	.	.	.	x	x	x	.	x	.
129	<i>Juncus articulatus</i>	I	.	.	.	x	x	x	.	x	.
130	<i>Juncus bulbosus</i>	I	.	.	.	x	x	x	.	x	.
131	<i>Juncus capitatus</i>	I	.	.	.	.	†	.	.	†	†
132	<i>Juncus conglomeratus</i>	I	.	.	.	x	x	x	x	x	.
133	<i>Juncus effusus</i>	I	.	.	.	x	x	x	x	x	.
134	<i>Juncus squarrosus</i>	I	.	.	.	.	x	x	.	x	.
135	<i>Juncus tenageia</i>	I	.	.	.	.	.	.	.	†	†
136	<i>Juncus</i> × <i>kern-reichgeltii</i>	I	.	.	.	.	.	x	.	.	.
137	<i>Lamium galeobdolon</i> agg.	I	.	.	.	x	x	x	.	.	.
138	<i>Larix kaempferi</i>	S	S	NN	EPG	.	x	.	.	.	.
139	<i>Lobelia dortmanna</i>	I	.	.	.	†	.	.	.	.	†
140	<i>Lonicera periclymenum</i>	I	.	.	.	x	x	x	x	x	.
141	<i>Lotus pedunculatus</i>	I	.	.	.	x	.	.	x	x	.
142	<i>Luronium natans</i>	I	.	.	.	†	.	.	.	.	†
143	<i>Luzula multiflora</i> s. str.	I	.	.	.	.	.	.	.	x	.
144	<i>Luzula pilosa</i>	I	.	.	.	.	.	x	.	.	.
145	<i>Luzula sylvatica</i>	I	.	.	.	.	.	x	.	.	.
146	<i>Lycopodiella inundata</i>	I	.	.	.	x	.	x	.	x	.
147	<i>Lycopodium annotinum</i>	I	.	.	.	†	.	.	.	.	†
148	<i>Lycopodium clavatum</i>	I	.	.	.	.	.	†	.	†	†
149	<i>Lycopus europaeus</i>	I	.	.	.	x	x	x	x	x	.
150	<i>Lysichiton americanus</i>	E	AG	NN	EPG	.	.	x	.	.	.
151	<i>Lysimachia nemorum</i>	I	.	.	.	x	x	x	.	x	.
152	<i>Lysimachia vulgaris</i>	I	.	.	.	x	x	x	x	x	.
153	<i>Lythrum salicaria</i>	I	.	.	.	x	.	.	.	x	.
154	<i>Maianthemum bifolium</i>	I	.	.	.	.	x	x	.	.	.
155	<i>Mentha</i> × <i>verticillata</i> agg.	I	.	.	.	.	.	x	.	.	.
156	<i>Mentha aquatica</i>	I	.	.	.	x	.	.	.	.	.
157	<i>Menyanthes trifoliata</i>	I	.	.	.	x	.	.	.	x	.
158	<i>Milium effusum</i>	I	.	.	.	x	x	x	.	.	.
159	<i>Moehringia trinervia</i>	I	.	.	.	.	x	x	.	.	.
160	<i>Molinia caerulea</i> s. str.	I	.	.	.	x	x	x	x	x	.
161	<i>Montia fontana</i>	I	.	.	.	.	.	†	.	†	†
162	<i>Myosotis scorpioides</i> agg.	I	.	.	.	x	x	x	x	.	.
163	<i>Myrica gale</i>	I	.	.	.	x	x	.	x	x	.
164	<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	I	.	.	.	.	.	x	.	.	.
165	<i>Narthecium ossifragum</i>	I	.	.	.	x	.	.	.	x	.
166	<i>Oenanthe aquatica</i>	I	.	.	.	.	.	†	.	†	†
167	<i>Oenanthe fistulosa</i>	I	.	.	.	.	.	†	.	†	†

Nr.	Wissenschaftlicher Name	Status	Grad der Einwanderung	Einwanderungszeit	Art und Weise der Einwanderung	NS nördl. BR	NS BR	BH BR	BH nördl. Heidegebiete	BH Heidegebiete	NS-BH.verschollen
168	<i>Onoclea sensibilis</i>	E	EO	NN	EPG	.	.	x	.	.	.
169	<i>Oreopteris limbosperma</i>	I	.	.	.	x	x	x	.	x	.
170	<i>Osmunda regalis</i>	I	.	.	.	x	x	x	x	x	.
171	<i>Oxalis acetosella</i>	I	.	.	.	x	x	x	.	x	.
172	<i>Pedicularis palustris</i>	I	.	.	.	.	.	†	.	†	†
173	<i>Pedicularis sylvatica</i>	I	.	.	.	.	.	†	.	†	†
174	<i>Persicaria amphibia</i>	I	.	.	.	x	.	.	.	.	.
175	<i>Persicaria hydropiper</i>	I	.	.	.	.	.	x	.	.	.
176	<i>Persicaria maculosa</i>	I	.	.	.	x	.	.	.	.	.
177	<i>Peucedanum palustre</i>	I	.	.	.	x	x	x	.	x	.
178	<i>Phalaris arundinacea</i>	I	.	.	.	.	.	x	x	.	.
179	<i>Phegopteris connectilis</i>	I	.	.	.	x	x	x	x	x	.
180	<i>Phragmites australis</i>	I	.	.	.	x	.	.	.	x	.
181	<i>Picea abies</i>	S	S	NN	EPG	x	x	x	x	x	.
182	<i>Pinus nigra</i>	S	S	NN	EPG	.	.	.	.	x	.
183	<i>Pinus strobus</i>	S	S	NN	EPG	x	.	x	.	x	.
184	<i>Pinus sylvestris</i>	E	AG	N	AK	x	x	x	.	x	.
185	<i>Poa nemoralis</i>	I	.	.	.	.	.	x	.	x	.
186	<i>Poa trivialis</i>	I	.	.	.	x	x	x	x	.	.
187	<i>Polygala serpyllifolia</i>	I	.	.	.	.	.	.	.	†	.
188	<i>Polygonatum multiflorum</i>	I	.	.	.	.	x	x	.	.	.
189	<i>Populus ×canadensis</i>	S	S	NN	EPG	.	.	x	x	x	.
190	<i>Populus maximowiczii-Hybriden</i>	S	S	NN	EPG	.	.	x	.	.	.
191	<i>Populus tremula</i>	I	.	.	.	x	.	.	.	x	.
192	<i>Potamogeton polygonifolius</i>	I	.	.	.	x	.	.	.	x	.
193	<i>Potentilla erecta</i>	I	.	.	.	.	.	.	.	x	.
194	<i>Potentilla palustris</i>	I	.	.	.	x	.	.	†	†	.
195	<i>Prunella vulgaris</i>	I	.	.	.	x	.	.	.	.	.
196	<i>Prunus avium</i>	I	.	.	.	x	.	x	.	.	.
197	<i>Prunus laurocerasus</i>	S	S	NN	EPG	.	.	x	.	.	.
198	<i>Prunus padus</i>	I	.	.	.	x	.	.	.	.	.
199	<i>Prunus serotina</i>	E	AG	NN	EPG	x	.	x	.	x	.
200	<i>Prunus spinosa</i> agg.	I	.	.	.	x	.	.	x	.	.
201	<i>Pteridium aquilinum</i>	I	.	.	.	x	x	x	x	x	.
202	<i>Quercus ×rosacea</i>	I	.	.	.	.	.	x	.	.	.
203	<i>Quercus petraea</i>	I	.	.	.	x	x	.	x	.	.
204	<i>Quercus robur</i>	I	.	.	.	x	x	x	x	x	.
205	<i>Quercus rubra</i>	S	S	NN	EPG	x	.	x	.	x	.
206	<i>Radiola linoides</i>	I	.	.	.	.	.	.	.	.	†
207	<i>Ranunculus ficaria</i>	I	.	.	.	x	.	x	.	.	.
208	<i>Ranunculus flammula</i>	I	.	.	.	x	x	x	.	x	.
209	<i>Ranunculus repens</i>	I	.	.	.	x	x	x	x	x	.
210	<i>Rhododendron spec.</i>	S	S	NN	EPG	.	.	x	.	.	.

Nr.	Wissenschaftlicher Name	Status	Grad der Einwanderung	Einwanderungszeit	Art und Weise der Einwanderung	NS nördl. BR	NS BR	BH BR	BH nördl. Heidegebiete	BH Heidegebiete	NS-BH.verschollen
211	<i>Rhynchospora alba</i>		.	.	.	x	.	†	.	x	.
212	<i>Rhynchospora fusca</i>		.	.	.	x	.	†	.	W	.
213	<i>Ribes nigrum</i>		.	.	.	.	†	.	.	†	.
214	<i>Rubus fruticosus</i> agg.		.	.	.	.	x	x	x	.	.
	<i>Rubus divaricatus</i>		.	.	.	.	.	x	.	.	.
	<i>Rubus elegantispinosus</i>		.	.	.	.	.	x	.	.	.
215	<i>Rumex conglomeratus</i>		.	.	.	.	.	x	.	.	.
216	<i>Rumex obtusifolius</i>		.	.	.	x	.	.	.	.	.
217	<i>Salix xcapreola</i>		.	.	.	.	.	.	.	x	.
218	<i>Salix aurita</i>		.	.	.	x	x	x	x	x	.
219	<i>Salix caprea</i>		.	.	.	x	.	.	.	x	.
220	<i>Salix cinerea</i> s. l.		.	.	.	x	x	x	x	x	.
	<i>Salix cinerea</i> subsp. <i>cinerea</i>		.	.	.	.	.	.	x	x	.
221	<i>Salix repens</i>		.	.	.	.	x	†	.	†	.
222	<i>Sambucus nigra</i>		.	.	.	x	x	x	x	.	.
223	<i>Schoenus nigricans</i>		.	.	.	.	.	.	.	†	†
224	<i>Scirpus sylvaticus</i>		.	.	.	x	x	x	x	x	.
225	<i>Scutellaria galericulata</i>		.	.	.	x	x	x	x	x	.
226	<i>Scutellaria minor</i>		.	.	.	x	x	†	.	x	.
227	<i>Senecio sylvaticus</i>		.	.	.	.	.	x	.	.	.
228	<i>Solanum dulcamara</i>		.	.	.	x	x	x	x	x	.
229	<i>Sorbus aucuparia</i>		.	.	.	x	.	x	x	x	.
230	<i>Stachys xambigua</i>		.	.	.	.	.	x	.	.	.
231	<i>Stachys sylvatica</i>		.	.	.	.	.	.	x	.	.
232	<i>Stellaria alsine</i>		.	.	.	x	.	.	.	.	.
233	<i>Stellaria holostea</i>		.	.	.	x	x	x	.	.	.
234	<i>Tephrosia palustris</i>		.	.	.	.	.	†	.	.	†
235	<i>Teucrium scorodonia</i>		.	.	.	.	.	x	x	.	.
236	<i>Thelypteris palustris</i>		.	.	.	x	.	†	.	x	.
237	<i>Trichophorum cespitosum</i> ssp. <i>germanicum</i>		.	.	.	x	.	†	.	x	.
238	<i>Typha latifolia</i>		.	.	.	.	.	.	.	x	.
239	<i>Ulmus laevis</i>		.	.	.	.	.	x	.	.	.
240	<i>Urtica dioica</i>		.	.	.	x	x	x	x	.	.
241	<i>Utricularia australis</i>		.	.	.	x	W	W	.	†	.
242	<i>Utricularia minor</i> s. l.		.	.	.	.	.	.	.	.	†
243	<i>Vaccinium myrtillus</i>		.	.	.	x	.	x	.	.	.
244	<i>Vaccinium oxycoccos</i>		.	.	.	x	.	†	.	†	.
245	<i>Vaccinium uliginosum</i>		.	.	.	x	†	.	.	.	.
246	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>		.	.	.	x	.	†	.	.	.
247	<i>Valeriana dioica</i>		.	.	.	x	.	.	.	x	.
248	<i>Valeriana procurrens</i>		.	.	.	x	.	.	x	.	.
249	<i>Veronica beccabunga</i>		.	.	.	x	.	.	.	.	.
250	<i>Veronica montana</i>		.	.	.	.	.	.	x	.	.

Nr.	Wissenschaftlicher Name	Status	Grad der Einwanderung	Einwanderungszeit	Art und Weise der Einwanderung	NS nördl. BR	NS BR	BH BR	BH nördl. Heidegebiete	BH Heidegebiete	NS-BH.verschollen
251	<i>Viburnum opulus</i>	—	.	.	.	.	.	.	.	x	.
252	<i>Viola palustris</i>	—	.	.	.	x	x	x	x	x	.
253	<i>Viola riviniana</i>	—	.	.	.	.	.	.	.	x	.

Tab. 29: Gesamtartenliste Moosarten.

Erläuterungen: B Bryophyta, H Hepaticophyta, BW: Bruchwaldart, M: Moorart, S: Sonstige vegetationsfremde Moosarten, *: in Abb. 58 nicht berücksichtigt, † verschollen

Nr.	Wissenschaftlicher Name	Moosgruppe	Stickstoffzeigerwert (N)	primärer Wuchsort	NS nördl. BR	NS BR	BH BR	BH nördl. Heidegebiete	BH Heidegebiete	verschollen
1	<i>Amblystegium serpens</i>	B	4	S*	.	.	.	.	.	.
2	<i>Aneura pinguis</i>	H	3	BW	.	.	.	.	x	.
3	<i>Atrichum undulatum</i>	B	4	S	x	x	x	x	x	.
4	<i>Aulacomnium androgynum</i>	B	3	S	.	.	.	.	.	.
5	<i>Aulacomnium palustre</i>	B	2	M	x	.	.	x	x	.
6	<i>Bazzania trilobata</i>	H	1	M	.	.	.	.	†	†
7	<i>Brachythecium rivulare</i>	B	6	S	.	.	x	.	x	.
8	<i>Brachythecium rutabulum</i>	B	8	S	x	x	x	x	x	.
9	<i>Brachythecium salebrosum</i>	B	4	S*	.	.	.	.	.	.
10	<i>Brachythecium velutinum</i>	B	4	S*	.	.	.	.	.	.
11	<i>Bryum pseudotriquetrum</i>	B	3	BW	.	.	.	.	.	.
12	<i>Calliergon cordifolium</i>	B	4	BW	.	x	.	x	.	.
13	<i>Calliergon stramineum</i>	B	1	M	.	x	x	.	x	.
14	<i>Calliergonella cuspidata</i>	B	7	S	x	.	.	.	x	.
15	<i>Calypogeia arguta</i>	H	3	S	.	.	.	.	x	.
16	<i>Calypogeia azurea</i>	H	4	S*	.	.	.	.	.	.
17	<i>Calypogeia fissa</i>	H	4	BW	x	x	x	x	x	.
18	<i>Calypogeia integristipula</i>	H	3	BW	.	.	.	.	x	.
19	<i>Calypogeia muelleriana</i>	H	4	BW	x	x	x	x	x	.
20	<i>Calypogeia neesiana</i>	H	2	M	.	.	.	.	†	†
21	<i>Calypogeia sphagnicola</i>	H	2	M	x	.	x	.	x	.
22	<i>Campylopus flexuosus</i>	B	2	BW	.	.	x	x	x	.
23	<i>Campylopus introflexus</i>	B	3	S	x	x	x	.	x	.
24	<i>Campylopus pyriformis</i>	B	2	M	.	.	x	.	x	.
25	<i>Cephalozia bicuspidata</i>	H	3	BW	x	x	x	x	x	.

Nr.	Wissenschaftlicher Name	Moosgruppe	Stickstoffzeigerwert (N)	primärer Wuchsort	NS nördl. BR	NS BR	BH BR	BH nördl. Heidegebiete	BH Heidegebiete	verschollen
26	<i>Cephalozia connivens</i>	H	1	M	x	.	.	.	x	.
27	<i>Cephalozia macrostachya</i>	H	1	M	W	.	.	.	†	.
28	<i>Cephaloziella hampeana</i>	H	3	S*	.	.	.	.	.	.
29	<i>Ceradodon purpureus</i>	B	x	S*	.	.	.	.	.	.
30	<i>Chiloscyphus polyanthos</i>	H	3	S*	.	.	.	.	.	.
31	<i>Cladopodiella fluitans</i>	H	1	M	x	†	.	.	†	.
32	<i>Cladopodiella francisci</i>	H		M	.	.	.	.	†	†
33	<i>Dicranella cerviculata</i>	B	2	M	x	†	†	.	†	.
34	<i>Dicranum bergeri</i> (= <i>D. undulatum</i>)	B		M	.	.	.	.	†	†
35	<i>Dicranum bonjeanii</i>	B	3	M	.	.	.	.	†	†
36	<i>Dicranum polysetum</i>	B	2	M	.	.	.	.	†	†
37	<i>Dicranella heteromalla</i>	B	3	S	x	.	x	x	.	.
38	<i>Dicranum scoparium</i>	B	3	BW	.	.	x	x	x	.
39	<i>Fossombronia foveolata</i>	H		M	x	.	x	.	x	.
40	<i>Eurhynchium praelongum</i>	B	7	S	x	x	x	x	x	.
41	<i>Eurhynchium speciosum</i>	B	6	S*	.	.	.	.	.	.
42	<i>Eurhynchium striatum</i>	B	5	S	x	x	x	x	x	.
43	<i>Gymnocolea inflata</i>	H	1	M	†	.	†	.	†	†
44	<i>Hyalocomnium splendens</i>	B	4	S	.	.	x	.	.	.
45	<i>Hypnum cupressiforme</i>	B	4	S	x	.	x	x	x	.
46	<i>Hypnum jutlandicum</i>	B	3	S	x	.	.	.	x	.
47	<i>Hypnum pratense</i>	B		M	.	.	.	.	†	†
48	<i>Kurzia pauciflora</i>	H	1	M	.	.	.	.	x	.
49	<i>Leptodictyum riparium</i>	B	6	S	.	.	.	.	.	.
50	<i>Leucobryum glaucum</i>	B	2	BW	x	x	x	x	x	.
51	<i>Lophocolea bidentata</i>	H	7	S	.	.	x	.	x	.
52	<i>Lophocolea heterophylla</i>	H	3	BW	x	x	x	x	x	.
53	<i>Lophozia ventricosa</i>	H	1	S	.	.	.	.	.	.
54	<i>Marchantia polymorpha</i>	H	7	S*	.	.	.	.	.	.
55	<i>Mnium hornum</i>	B	4	S	x	x	x	x	x	.
56	<i>Mylia anomala</i>	H	1	M	x	.	.	.	†	.
57	<i>Nardia geoscyphus</i>	H	3	M	†	.	.	.	†	†
58	<i>Odontoschisma sphagni</i>	H	1	M	x	.	.	.	x	.
59	<i>Orthodontium lineare</i>	B	3	S	.	.	.	.	.	.
60	<i>Pellia endiviifolia</i>	H	3	S	.	.	.	.	x	.
61	<i>Pellia epiphylla</i>	H	4	BW	x	x	x	x	x	.
62	<i>Plagiochila asplenoides</i>	H	6	S*	.	.	.	.	.	.
63	<i>Plagiomnium affine s. str.</i>	B	7	S	.	x	x	x	x	.
64	<i>Plagiomnium cf. ellipticum</i>	B	4	BW*	.	.	.	.	.	.
65	<i>Plagiomnium elatum</i>	B	4	BW	.	x	x	.	†	.
66	<i>Plagiomnium rostratum</i>	B	5	S	.	.	x	.	.	.
67	<i>Plagiomnium undulatum</i>	B	6	S	x	x	x	x	x	.
68	<i>Plagiothecium denticulatum s. l.</i>									.

Nr.	Wissenschaftlicher Name	Moosgruppe	Stickstoffzeigerwert (N)	primärer Wuchsort	NS nördl. BR	NS BR	BH BR	BH nördl. Heidegebiete	BH Heidegebiete	verschollen
	<i>Plagiothecium denticulatum</i> var. <i>denticulatum</i>	B	3	S	.	x	x	x	x	.
	<i>Plagiothecium denticulatum</i> var. <i>undulatum</i>	B	5	BW	.	x	x	.	.	.
69	<i>Plagiothecium laetum</i> var. <i>curvifolium</i>	B	4	S	.	.	x	.	x	.
70	<i>Plagiothecium nemorale</i>	B	6	S*	.	.	.	.	.	.
71	<i>Plagiothecium succulentum</i>	B	4	BW	.	x	x	.	.	.
72	<i>Pleurozium schreberi</i>	B	3	BW	.	.	x	.	†	.
73	<i>Pohlia nutans</i>	B	3	S	.	.	x	.	.	.
74	<i>Pohlia sphagnicola</i>	B		M	.	.	.	.	†	†
75	<i>Polytrichum commune</i>	B	3	BW	x	x	x	x	x	.
76	<i>Polytrichum formosum</i>	B	7	S	.	x	x	x	x	.
77	<i>Polytrichum longisetum</i>	B	2	M	x	.	.	.	.	.
78	<i>Polytrichum strictum</i>	B	1	M	x	.	.	.	†	.
79	<i>Rhizomnium punctatum</i>	B	4	S	x	x	.	.	.	.
80	<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>	B	4	S	.	.	x	.	.	.
81	<i>Riccardia multifida</i>	H	3	BW	.	.	.	.	x	.
82	<i>Scorpidium scorpioides</i>	B	2	BW	.	.	.	.	†	†
83	<i>Riccia fluitans</i>	H	x	S	.	.	.	.	.	.
84	<i>Scapania nemorea</i>	H	3	S*	.	.	.	.	.	.
85	<i>Scapania undulata</i>	H	2	S	.	.	x	.	.	.
86	<i>Scleropodium purum</i>	B	6	S	.	.	x	.	x	.
87	<i>Sphagnum angustifolium</i>	B	2	BW	x	.	x	.	x	.
88	<i>Sphagnum capillifolium</i>	B	1	M	x	.	†	.	x	.
89	<i>Sphagnum compactum</i>	B	1	M	.	.	.	.	x	.
90	<i>Sphagnum contortum</i>	B	2	M	.	.	.	.	†	†
91	<i>Sphagnum cuspidatum</i>	B	1	M	x	.	.	.	x	.
92	<i>Sphagnum denticulatum</i> s. l.	-	-	-	-	-	-	-	-	†
	<i>Sphagnum denticulatum</i> var. <i>denticulatum</i>	B	3	BW	x	x	x	x	x	.
	<i>Sphagnum denticulatum</i> var. <i>inundatum</i>	B	3	BW	x	x	x	x	x	.
93	<i>Sphagnum fallax</i>	B	2	M	x	x	x	x	x	.
94	<i>Sphagnum fimbriatum</i>	B	2	BW	x	x	x	x	x	.
95	<i>Sphagnum flexuosum</i>	B	2	BW	x	x	x	x	x	.
96	<i>Sphagnum girgensohnii</i>	B	2	BW	.	.	x	.	†	.
97	<i>Sphagnum magellanicum</i>	B	1	M	x	.	.	.	x	.
98	<i>Sphagnum majus</i>	B	1	M	x	.	.	.	.	.
99	<i>Sphagnum molle</i>	B		M	.	†	.	.	W	.
100	<i>Sphagnum palustre</i>	B	3	BW	x	x	x	x	x	.
101	<i>Sphagnum papillosum</i>	B	1	M	x	.	W	.	x	.
102	<i>Sphagnum platyphyllum</i>	B		BW	.	.	.	.	†	†

Nr.	Wissenschaftlicher Name	Moosgruppe	Stickstoffzeigerwert (N)	primärer Wuchsort	NS nördl. BR	NS BR	BH BR	BH nördl. Heidegebiete	BH Heidegebiete	verschollen
103	<i>Sphagnum pulchrum</i>	B		M	.	.	x, †	.	†	†
104	<i>Sphagnum quinquefarium</i>	B	2	BW	.	.	.	.	†	†
105	<i>Sphagnum riparium</i>	B	2	M	.	.	.	.	†	†
106	<i>Sphagnum rubellum</i>	B	1	M	.	.	.	.	x	.
107	<i>Sphagnum squarrosum</i>	B	3	BW	x	x	x	.	x	.
108	<i>Sphagnum subnitens</i>	B	2	M	.	.	†	.	x	.
109	<i>Sphagnum tenellum</i>	B	1	M	.	.	.	.	†	†
110	<i>Sphagnum teres</i>	B	2	BW	.	.	.	.	†	†
111	<i>Sphagnum warnstorffii</i>	B	2	M	.	.	.	.	x	.
112	<i>Tetraphis pellucida</i>	B	3	BW	x	.	x	.	x	.
113	<i>Thuidium delicatulum</i>	B	4	BW	.	.	.	.	x	.
114	<i>Thuidium tamariscinum</i>	B	5	S	.	.	x	.	x	.
115	<i>Warnstorfia fluitans</i>	B	2	M	x	x	.	.	x	.

Tab. 30: Letzter Nachweis von im gesamten oder in Teilen des Untersuchungsraumes verschollenen Gefäßpflanzen. NS – Niederrheinische Sandplatten, BR – Ballungsraum, BH – Bergische Heideterrasse (Abkürzungen der Untersuchungsgebiete s. Tab. 3.1)

Taxon	Naturraum	Literaturhinweise/Ort	Quelle
<i>Andromeda polifolia</i>	NS nördl. BR	Hünxer Bachtal	ITJESTHORST (1984)
	BH Heidegebiete	OLHE	HACKENBERG (1935) zit. nach HÖLTING (1994)
<i>Calla palustris</i>	NS nördl. BR BH BR	TK 4407 DUMH: „am Eselsbruch, hinter dem Düssernschen Berg“	DINTER (1982) GRIMM (1800:139)
	BH Heidegebiete	HIHE: „ein Vorkommen in der Hildener Heide NSG 8a konnte in den letzten Jahren nicht mehr bestätigt werden“	ADOLPHY (2004:6)
<i>Carex diandra</i>	BH BR	DUMH: „Sumpfheide bei Saarn“	POLSCHER (1861:28)
	BH Heidegebiete	HIHE: früher in der Hildener Heide und Haaner Heide	SCHMIDT (1912:199) s. ADOLPHI (1994)
	NS nördl. BR	Hünxe	HÖPPNER (1909)
<i>Carex hostiana</i>	BH Heidegebiete	HIHE: „Hilden: auf einer Sumpfwiese westlich vom Jaberg“	SCHMIDT (1896:56)
<i>Carex limosa</i>	BH Heidegebiete	OLHE	HACKENBERG (1935) zit. nach HÖLTING (1994)
<i>Carex panicea</i>	BH BR	DUMH	POLSCHER (1861)
<i>Carex riparia</i>	BH Heidegebiete	HIHE	HÖPPNER & PREUSS (1926)
<i>Cicendia filiformis</i>	BH Heidegebiete	HIHE: „an einem Teich zwischen Ohligs und Hilden“	SCHMIDT (1912:210)
<i>Cicuta virosa</i>	BH BR	DUMH: „Im Sumpf hinter Saarn“	POLSCHER (1861:19)
<i>Cuscuta epithymum</i>	BH BR	DUMH: „In locis gramineis aridioribus supra Thymum Serpillum, Ericas aliasque plantas humiles, am Düssernschen Berg passim“	GRIMM (1800:14)
	BH Heidegebiete	HIHE: „Sandberg-Heide, auf <i>Calluna vulgaris</i> u. <i>Cytisus scoparius</i> schmarotzend“	WOIKE (1958:28)
<i>Dactylorhiza majalis</i> agg.	NS nördl. BR	HOBA	BK-Nr.: 4306-025 Hollebach (Lühler Heide)
<i>Dactylorhiza sphagnicola</i>	BH Heidegebiete	FUMO	JOHANN (1971)

Taxon	Naturraum	Literaturhinweise/Ort	Quelle
<i>Dactylorhiza traunsteineri</i>	BH Heidegebiete	HIHE	HÖPPNER & PREUSS (1926)
<i>Drosera rotundifolia</i>	BH BR	DUMH: „In paludosis am heiligen Brunnen, auf dem Eselsbruch copiose“	GRIMM (1800:43)
<i>Dryopteris cristata</i>	BH Heidegebiete	HIHE	SCHMIDT (1912)
<i>Eleocharis multicaulis</i>	BH BR BH Heidegebiete	DUMH: „in einem Sumpfe hinter dem Linner Feld sehr zahlreich“ HIHE	POLSCHER (1861:27) HÖPPNER & PREUSS (1926)
<i>Epipactis palustris</i>	BH Heidegebiete	HIHE	HÖPPNER & PREUSS (1926)
<i>Eriophorum angustifolium</i>	BH BR	DUMH: Saarner Moor 1957	PIEPER (1974) und mdl. Mitt.
<i>Eriophorum gracile</i>	BH Heidegebiete	HIHE: „früher auf Torfböden bei Hilden und Haan“	OLIGSCHLÄGER (1837:292)
<i>Eriophorum latifolium</i>	BH BR	DUMH: bei Mülheim mit der vorherigen [<i>E. angustifolium</i>]	POLSCHER (1861:27)
<i>Eriophorum latifolium</i>	BH Heidegebiete	HIHE	SCHMIDT (1887)
<i>Eriophorum vaginatum</i>	BH BR BH Heidegebiete	DUMH: „bei Mülheim mit der vorherigen [<i>E. angustifolium</i>]“ HIHE: nur einmal nö. F.T. (Bi-Bruch am Krebsbach)	POLSCHER (186:27) WOIKE (1958:25)
<i>Gentiana pneumonanthe</i>	NS nördl. BR BH BR BH Heidegebiete	WABA: NSG Lichtenhagen DUMH: Saarner Moor 1962 HIHE: letzter Nachweis Ralf GÖDDECKE (2006) davor, WOIKE (1993) nur wenige Exemplare „vor 1945 so zahlreich, daß im Hochsommer Ausflügler manchmal mit einem kleinen Enzianstrauß heimkehrten“ OLHE FUMO: letzter Nachweis von Ralf BADKE (2006) Wiederfund seit 1989 BÜRGER	ITJESTHORST mdl. Mitt. PIEPER (1974) und mdl. Mitt. schriftl. Mittl. ADOLPHY (2012) zit. nach ADOLPHY (1994) WOIKE (1988) zit. nach ADOLPHY, K. (1994:68) HACKENBERG (1935) zit. nach HÖLTING (1994) mdl. Mitt. ADOLPHY (2012) zit. nach ADOLPHY

Taxon	Naturraum	Literaturhinweise/Ort	Quelle
		(1989, schriftl. Mitteilung); letzte Meldung vor der Wiederentdeckung von HILD 1968	(1994)
<i>Gratiola officinalis</i>	BH BR	DUMH: „am Grünenwald bei der Brücke im Wald copiose“	GRIMM (1800:3)
<i>Hammarbya paludosa</i>	BH Heidegebiete	HIHE Hilden und Hahn „auf feuchtem Torfboden bei Haan, selten!“	HÖPPNER & PREUSS (1926) SCHMIDT 1891 OLIGSCHLÄGER (1837:345)
<i>Juncus capitatus</i>	BH Heidegebiete	HIHE: „dort noch 1966“	schriftl. Mitt. WOIKE 1966, zit. nach ADOLPHY (1994)
<i>Juncus tenageia</i>	BH Heidegebiete	HIHE: „zwischen Ohligs und Hilden mit <i>Cicendia</i> “	SCHMIDT (1912:198)
<i>Luronium natans</i>	NS nördl. BR	Hünxe	HÖPPNER (1913)
<i>Lycopodium annotinum</i>	BH Heidegebiete NS nördl. BR	HIHE HXBA: zwischen Hünxe und Hünxer Wald	LORCH & LAUBENBURG (1897) HÖPPNER & PREUSS (1926)
<i>Lycopodium clavatum</i>	BH BR BH Heidegebiete BH Heidegebiete	DUMH: „in cricetis monotosis auf der Heide bei der Ziegelbrennerei copiose“ HIHE HIHE: nur noch spärlich	GRIMM (1800:162) SCHMIDT (1912) HÖPPNER & PREUSS (1926)
<i>Montia fontana</i>	BH BR BH Heidegebiete	DUMH: "bei Mülheim" FUMO: am Blocksbach	POLSCHER (1861), zit. in MEIGEN (1886) JOHANN (1971)
<i>Oenanthe aquatica</i>	BH BR	DUMH: „sehr häufig“ „bei Grunenwald copiose“ HIHE	POLSCHER (1861:20) GRIMM (1800:35) SCHMIDT (1891)
<i>Oenanthe fistulosa</i>	BH BR BH Heidegebiete	DUMH: „z. B. Dickelsbach am Grunewald“ HIHE: zwischen Kemperdick und Jaberg	POLSCHER (1861:20) SCHMIDT (1887/1891:153), s. ADOLPHY (1994)

Taxon	Naturraum	Literaturhinweise/Ort	Quelle
<i>Pedicularis palustris</i>	BH BR BH Heidegebiete	DUMH: „in pratis paludosis auf dem Eselsbruch, im Wald an der Mülheimer Straße, hinter dem Düssernschen Berg passim“ HIHE	GRIMM (1800:99) SCHMIDT (1887)
<i>Pedicularis sylvatica</i>	BH BR BH Heidegebiete	DUMH: „In pratis paludosis auf dem Eselsbruch, im Wald an der Mülheimer Strasse, hinter dem Düssernschen Berg“ HIHE: Heide- und Übergangsmoore	GRIMM (1800:99) WOIKE (1958)
<i>Polygala serpyllifolia</i>	BH Heidegebiete	HIHE	ADOLPHY (1994)
<i>Potentilla palustris</i>	BH nördl. Heidegebiete BH Heidegebiete	BAUB: Fund von Adolphy 1986 konnte 1992 nicht mehr bestätigt werden (HAAFKE 1993a) HIHE: letzte Angabe von KREITZ 1947, HBF	ADOLPHY (1994) ADOLPHY (1994)
<i>Radiola linoides</i>	BH Heidegebiete	HIHE: Hilden „am Eselsbach unterhalb Kemperdieck“	SCHMIDT (1912:205)
<i>Rhynchospora alba</i>	BH BR	HIHE: „Sumpfige Stelle im Wald rechts von Witgens; Haiden am Saarnberg“	POLSCHER (1861:27)
<i>Rhynchospora fusca</i>	BH BR	DUMH: „Mit der vorigen, am häufigsten hinter dem Linner Feld (ganze Strecken dicht bedeckend)“	POLSCHER (1861:27)
<i>Salix repens</i>	BH BR BH Heidegebiete	DUMH: Saarner Moor 1957 und in der Umgebung des Saarner Moores bis 1957 HIHE FUMO	PIEPER (1974) und mdl. Mitt. MÜLLER (1919) zit. nach ADOLPHY (1994) JOHANN (1971)
<i>Schoenus nigricans</i>	BH Heidegebiete	HIHE: „Wirtgen, neuerdings nicht gefunden“	SCHMIDT (1887:48)
<i>Scutellaria minor</i>	BH BR	DUMH: „Im Walde z. B. rechts von der Mülheimer Landstrasse mit <i>Peplis port.</i> ; im Speldorfer Walde“	POLSCHER (1861:26)

Taxon	Naturraum	Literaturhinweise/Ort	Quelle
<i>Tephrosia palustris</i>	BH BR	DUMH: „sumpfige Stellen zwischen Broich und Speldorf“	POLSCHER (1861:22), zit. auch in HÖPPNER (1913)
<i>Thelypteris palustris</i>	BH BR	DUMH: bei Duisburg 4506/4 (POLSCHER)	MEIGEN (1886)
<i>Trichophorum cespitosum</i> subsp. <i>germanicum</i> <i>Utricularia australis</i>	BH BR BH Heidegebiete	DUMH: „Im Walde z. B. beim heiligen Brunnen“ HIHE: „unweit Ohligs“; Schmidt (1912): "U. vulgaris dürfte zu streichen sein, bei uns ist nur U. neglecta gefunden worden." HIHE: Teiche bei Kesselsweier 4807-2-2 (ADOLPHY 1997)	POLSCHER (1861:27) SCHMIDT (1887/1891:227) ADOLPHY (2004)
<i>Utricularia minor</i> s. l. <i>Vaccinium oxycoccos</i>	BH Heidegebiete BH BR BH Heidegebiete BH Heidegebiete	HIHE: „südlich vom Jaberg“ DUMH: Saarner Moor bis 1957 HIHE OLHE FUMO	SCHMIDT (1912:211) PIEPER (1974) und mdl. Mitt. WOIKE (1958) HACKENBERG (1935) zit. nach HÖLTING (1994) ADOLPHY (1994)
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>		DUMH: Saarner Moor 1956, Uhlenhorstwald (Ganghofer Weg) 1959	PIEPER (1974) und mdl. Mitt.

Tab. 31: Letzter Nachweis von im gesamten oder in Teilen des Untersuchungsraumes verschollenen Moosarten. NS – Niederrheinische Sandplatten, BR – Ballungsraum, BH – Bergische Heideterrasse (Abkürzungen zu den Untersuchungsgebieten s. Tab. 3.1)

Taxon	Naturraum	Fundorthinweise/Fundort	Quelle
<i>Bazzania trilobata</i>	BH Heidegebiete	HIHE: „Kesselweiher Bach [...] als Seltenheit für die Ebene am steilen linken Uferhange <i>Pleuroschisma trilobatum</i> “.	SCHMIDT (1925: 112)
<i>Calypogeia neesiana</i>	BH Heidegebiete	HIHE: „Spürklenbrucher Bach [...] kurz vor der Vereinigung mit dem Kesselweiher Bache“	SCHMIDT (1925: 111)
<i>Cladopodiella francisci</i>	BH Heidegebiete	HIHE: „nur an der „Triebsandstelle“, am Rande der Schlenken und in Vegetationslücken des Ericetum tetralicis mehrfach und stets sehr gesellig“	WOIKE (1958: 13)
<i>Dicranum bergeri (undulatum)</i>	BH Heidegebiete	HIHE: DÜLL (1980): in NRW nur steril gefunden	WOIKE (1958)
<i>Dicranum bonjeanii</i>	BH Heidegebiete	HIHE: „in den Bächen entlang erstreckenden Sumpfwiesen“	SCHMIDT (1925: 113)
<i>Dicranum polysetum</i>	BH Heidegebiete	HIHE: „in den <i>Calluna</i> -Heiden des Nordens stetig, gelegentlich an lichterem Stellen des Ei.-Bi.-W.“	WOIKE (1958:16)
<i>Gymnocolea inflata</i>	BH Heidegebiete	HIHE: „zerstreut, Verbreitungsschwerpunkt in den Schlenken der Heidemoore, sehr reichlich an der "Triebsandstelle" mit <i>Cladopodiella francisci</i> assoziiert, überspinnt gerne Torfmoose, s. slt in reinen Sphagneteten z. B. Sandberg-Heidemoor, einmal auch auf zl. trockenem Heideboden unter Warzen-Birken in <i>Dicranella heteromalla</i> -Räschen (O-Rand des N.S.G. 6)“	WOIKE (1958:12)
	BH BR NS nördl. BR	DUMH: 4506.4, 4506.2 u. 4 4306.1	DÜLL (1980, 1986) DÜLL (1980)
<i>Hypnum pratense</i>	BH Heidegebiete	HIHE: „nur einmal spärlich“	SCHMIDT (1925: 108)

Taxon	Naturraum	Fundorthinweise/Fundort	Quelle
<i>Nardia geoscyphus</i>	BH Heidegebiete	HIHE: „spärlich in einem Rhynchosporium sd. des Sandberges“	WOIKE (1958:12)
	NS nördl. BR	GAMB (Moorwald)	ITJESTHORST (1984)
<i>Pohlia sphagnicola</i>	BH Heidegebiete	HIHE	SCHMIDT (1925)
<i>Sphagnum contortum</i>	BH Heidegebiete	HIHE	SCHMIDT (1925)
<i>Sphagnum pulchrum</i>	BH BR	DUMH: „In der Saarner Mark südlich Duisburg in einem kleinen Waldsumpf 1937“	MÜLLER (1937), s. auch FELD (1958)
	BH Heidegebiete	HIHE: „Schaftsheide, Hildener H., südl. vom Jaberg u. Ohligser Heide (alle lg. Schmidt: JEI, t. Frahm).“	SCHMIDT zit. nach DÜLL (1980: 322)
<i>Sphagnum quinquefarium</i>	BH Heidegebiete	HIHE: „als selten Vorkommnisse [...] hervorzuheben“	SCHMIDT (1925: 114)
<i>Sphagnum riparium</i>	BH Heidegebiete	HIHE: „in der <i>Myrica gale-Sphagnum fimbriatum</i> - Gesellschaft n.w. Schönholz zusammen mit <i>S. fimbriatum</i> , <i>S. papillosum</i> und <i>S. recurcum</i> -Gruppe auf triefend nassem Torf“	WOIKE (1958: 22)
<i>Sphagnum tenellum</i>	BH Heidegebiete	HIHE: „zl. selten, Heidemoore, Gagelmoore, schönste Bestände an der "Triebssandstelle" in wasserreichen Schlenken, viele fruchtende Pflanzen an einem Schlenkensaum zw. <i>Gymnocolea inflata</i> im Sommer 1954“	WOIKE (1958: 22)
<i>Sphagnum teres</i>	BH Heidegebiete	HIHE: „nur ein kleines Polster im Seg.-Erl. Bruch w. F. T. und wenige kümmernde Pflanzen im Gagelgebüsch nw. Schönholz“	WOIKE (1958: 22)
<i>Cephalozia macrostachya</i>	BH Heidegebiete NS nördl. BR	HIHE noch GAMB	SCHMIDT (1925) zit. nach DÜLL (1980) vorliegende Untersuchung
<i>Cladopodiella fluitans</i>	NS BR	KIHE: „	SCHMIDT in FELD (1958)

Taxon	Naturraum	Fundorthinweise/Fundort	Quelle
	NS nördl. BR	noch HSCH, STEP, GAMB	vorliegende Untersuchung
<i>Dicranella cerviculata</i>	BH Heidegebiete BH BR NS BR NS nördl. BR	HIHE: „n. hfg. auf Bodenblößen in den Heidemooren und an Wänden der Moorgräben“ DUMH: 4606.2, 4607.3 HIEW: 4407.1 u. 3 noch GAMB: Windteller vom Baum	Woike (1958: 16) DÜLL (1980) DÜLL (1980) vorliegende Untersuchung
<i>Mylia anomala</i>	BH Heidegebiete NS nördl. BR	HIHE: „Ericetum der "Triebsandstelle" zwischen Torfmoos und Cephalozia bicuspidata mehrere Exemplare“ noch GAMB (Moorwald) auf Totholz (Moorbirke), Nähe <i>S. capillifolium</i> -Standort (2007)	Woike (1958:12) vorliegende Untersuchung
<i>Plagiomnium elatum</i>	BH Heidegebiete	HIHE: s. verbreitet, vornehmlich an Quellstellen der hygrophilen Wälder, oft mit <i>Plagiomnium undulatum</i> vergesellschaftet	Woike (1958:17)
<i>Pleurozium schreberi</i>	BH Heidegebiete	HIHE: „massenhaft in den Calluneten der N.S.G. 5 u. 6, in manchen Aufnahmeflächen 75% der Fläche bedeckend, nicht in der Sandberg-Heide!, zerstreut in Ei.-Bi.-W., gelegentlich auf nicht zu nassen Torfböden im Gagelgebüsch, n. slt. in Ki.-F.“	Woike (1958: 19)
<i>Polytrichum strictum</i>	BH Heidegebiete NS nördl. BR	HIHE: „einmal im Ericetum tetralicis des Heidemoors sd. Jaberg“ noch GAMB	Woike (1958: 15) vorliegende Untersuchung
<i>Sphagnum capillifolium</i>	BH BR NS nördl. BR BH Heidegebiete	DUMH: 4607.1 noch GAMB noch OLHE	DÜLL (1980) vorliegende Untersuchung vorliegende Untersuchung
<i>Sphagnum girgensohnii</i>	BH Heidegebiete	HIHE: „nur einmal in einem Ericetum im Jaberg-Moor“	Woike (1958: 23)

Taxon	Naturraum	Fundorthinweise/Fundort	Quelle
<i>Sphagnum magellanicum</i>	BH Heidegebiete	HIHE: „Die zahlreichen, oft nur sehr kleinen Hochmoorstellen enthalten meist nur die gewöhnlichen Sphagna, doch an einer Stelle <i>Sphagnum medium</i> (= <i>S. magellanicum</i>), <i>rubellum</i> , <i>laricinum</i> (= <i>S. platyphyllum</i>) und <i>cuspidatum</i> vergesellschaftet [...]“ OLHE	SCHMIDT (1925: 114) SONNENBURG & RAUCH (2003)
<i>Sphagnum molle</i>	NS BR	KIHE: „Schwarze Heide bei Kirchhellen OB“ noch OLHE	SCHMIDT (1916) zit. nach DÜLL (1980: 318) vorliegende Untersuchung, FUCHS & SONNENBURG (2009)
<i>Sphagnum platyphyllum</i>	BH Heidegebiete	HIHE: „in einer starren, gebräunten Form“	SCHMIDT (1925: 109)
<i>Sphagnum subnitens</i>	BH BR	DUMH: 4506.44, 4607.33	DÜLL (1980,1986)