

**Holozäne Vegetationsgeschichte,
aktuelle Vegetationsdynamik
und Diasporenpotential des Bodens im Gangelter Bruch,
einem regional bedeutsamen
Feuchtgebiets-Renaturierungsraum
an der deutsch-niederländischen Grenze**

I n a u g u r a l - D i s s e r t a t i o n
zur
Erlangung des Doktorgrades
der Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät
der Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf

vorgelegt von

Mathilde Josephs

aus Neuss

2009

Aus dem Institut für ökologische Pflanzenphysiologie und Geobotanik
der Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf

Gedruckt mit Genehmigung der
Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der
Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf

Referent: Prof. Dr. R. Lösch

Korreferent: Prof. Dr. M. Baier

Tag der mündlichen Prüfung:

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	8
1.1	Problemrahmen der Arbeit	8
1.1.1	Meliorierung und Renaturierung mitteleuropäischer Feuchtgebiete	8
1.1.2	Renaturierung im Naturraum „Gangelter Bruch“	9
1.2	Zielsetzung der Arbeit	11
2	Untersuchungsgebiet.....	12
2.1	Lage und naturräumliche Charakteristik	12
2.2	Klima des Untersuchungsgebietes	16
2.3	Geomorphologie und Böden.....	18
2.3.1	Geologische Entstehung des Gebietes.....	18
2.3.2	Geologische Verhältnisse und Relief	19
2.3.3	Das Gebiet als Niedermoor: historische Gegebenheiten und Zukunftsplanung	19
3	Material und Methoden.....	24
3.1	Diasporenbank	24
3.1.1	Grundlegende Bedeutung der Diasporenbank und Definition des Begriffes	24
3.1.2	Auswahl der beprobten Flächen	25
3.1.3	Probennahme	30
3.1.4	Keimungsversuche mit Hilfe der Auflaufmethode	40
3.1.4.1	Aufbereitung des Bodenprobenmaterials.....	40
3.1.5	Mikroklima	42

3.1.5.1	Luft- und Bodentemperatur.....	42
3.1.5.2	Bodenfeuchte	42
3.1.6	Bestimmungsliteratur und Nomenklatur.....	43
3.1.7	Identifizierung und Auszählung der gekeimten Diasporen.....	43
3.1.8	Übersicht über die Gesamtmenge der gezogenen Proben und die Folgekulturen.....	44
3.2	Vegetation.....	51
3.2.1	Floristisch-vegetationskundliche Untersuchungen	51
3.2.2	Einrichtung von Dauerbeobachtungsflächen.....	52
3.2.3	Vergleich zwischen Diasporenbank und aktueller Vegetation..	56
3.3	Pollenanalysen.....	57
3.3.1	Probengewinnung.....	57
3.3.2	Pollenanalytische Untersuchungsmethoden	57
3.3.2.1	Probenaufbereitung im Labor	57
3.3.2.2	Bestimmung und Auszählung der mikroskopischen Präparate	58
3.3.3	Darstellung der Ergebnisse der Pollenanalysen.....	59
4	Ergebnisse.....	61
4.1	Diasporenbank-Untersuchungen.....	61
4.1.1	Mikroklima	61
4.1.2	Keimungsverlauf: generelles Verlaufsmuster.....	64
4.1.3	Die Diasporenbanken der Fläche D-Sch - Probennahme und Ausbringung der Proben im April 2004	64
4.1.3.1	Einordnung der Ergebnisse unter quantitativen Gesichtspunkten	66

4.1.3.2	Einordnung der Ergebnisse unter qualitativen Gesichtspunkten	70
4.1.4	Die Diasporenbanken NL: Probennahme im Sommer 2004 – Ausbringung der Proben im April 2005	82
4.1.4.1	Einordnung der Ergebnisse unter quantitativen Gesichtspunkten	83
4.1.4.2	Einordnung der Ergebnisse unter qualitativen Gesichtspunkten	89
4.1.5	Die Diasporenbanken D-B und D-A, Probennahme und Ausbringen der Proben im Frühjahr 2005	93
4.1.5.1	Einordnung der Ergebnisse unter quantitativen Gesichtspunkten	94
4.2	Pollenanalyse	102
4.2.1	Bedeutung der Pollenanalysen-Einführung	102
4.2.2	Zeitstellung der Pollendiagramme	105
4.2.2.1	Einordnung durch Vergleich mit Pollendiagrammen aus dem benachbarten Naturraum	105
4.3	Charakterisierung der aktuellen Vegetation im Gangelter Bruch	115
4.3.1	Vegetationsaufnahmen, Beschreibung und Einordnung	115
4.3.1.1	Vegetation und ihre Sukzession auf der im Sommer 2004 abgegrabenen Fläche NL	116
4.3.1.2	Zusammenfassung der Vegetation der ersten Sukzessionsstadien zweier Teilflächen auf der Fläche NL und Zuordnung ihrer Arten zu ökologischen Strategietypen nach Grime (1979) und Lebensformen nach Raunkiaer (1937)	125

4.3.2	Vegetationsentwicklung und aktuelle Vegetation der wiedervernässten Flächen D-B und D-A nach zwei bzw. drei Jahren.....	132
4.3.2.1	Die Entwicklung auf der Fläche D-B	132
4.3.2.2	Die floristische Entwicklung auf der Fläche D-A	151
4.4	Diasporenbanken und Vegetation im Vergleich.....	163
4.4.1	Gesamtflächenvergleich zwischen Diasporenbank und aktueller Vegetation für die Fläche D-Sch	163
4.4.1.1	Vergleich von Diasporenbank und aktueller Vegetation der Fläche D-Sch hinsichtlich ihrer Diasporenbanktypen.....	167
4.4.1.2	Vergleich der Flora von Diasporenbanken und aktueller Vegetation der Fläche D Sch hinsichtlich der ökologischen Strategietypen ihrer Arten	171
4.4.1.3	Vergleich von Diasporenbank und aktueller Vegetation der Fläche D-Sch hinsichtlich ihrer Lebensformen.....	173
4.4.2	Gesamtflächenvergleich zwischen Diasporenbank und aktueller Vegetation für die Fläche NL drei bzw. vier Jahre nach den Abgrabungsmaßnahmen	175
4.4.3	Vergleich von Diasporenbank und aktueller Vegetation der wiedervernässten Flächen D-B und D-A nach zwei bzw. drei Jahren.....	178
4.4.3.1	Vergleich von Diasporenbank und aktueller Vegetation der Fläche D-A hinsichtlich ihrer Diasporenbanktypen	185
4.4.3.2	Vergleich von Diasporenbank und aktueller Vegetation der Fläche D-A hinsichtlich der Zuordnung ihrer Arten zu Strategietypen nach Grime (1979).....	187
4.4.3.3	Vergleich von Diasporenbank und aktueller Vegetation der Fläche D-A hinsichtlich der Zuordnung ihrer Arten zu Lebensformen nach Raunkiaer (1937).....	188

5	Diskussion	190
5.1	Interpretation der pollenanalytischen Ergebnisse und Vegetationsgeschichte	190
5.2	Diasporenbank und Vegetation des Gangelter Bruches.....	194
5.2.1	Methodendiskussion.....	194
5.2.2	Auswertung und Diskussion der Ergebnisse der Diasporenbankversuche	196
5.2.2.1	Vergleich der Untersuchungsergebnisse mit den Angaben zur Vegetation des Gangelter Bruches aus den Jahren 1878, 1930 und 1983.....	196
5.3	Prognosen zur Weiterentwicklung des Untersuchungsgebietes	212
6	Zusammenfassung.....	217
7	Literaturverzeichnis.....	219
8	Abbildungsverzeichnis.....	232
9	Tabellenverzeichnis.....	241
10	Danksagung	246
11	Erklärung.....	247
12	Summary.....	248

1 Einleitung

1.1 Problemrahmen der Arbeit

1.1.1 Meliorierung und Renaturierung mitteleuropäischer Feuchtgebiete

Das zunehmend von einem technisch orientierten Maßstab geprägte Verhältnis Mensch-Natur hat dazu geführt, dass Landschaften überwiegend unter ökonomischen Aspekten geplant und gestaltet wurden. Vielfach fanden dabei ethische und ökologisch orientierte Wertvorstellungen unzureichende Berücksichtigung.

Im Laufe der letzten Jahrzehnte ist dem Menschen bewusst geworden, welche gravierenden Umwelt- und Landschaftsveränderungen sich durch sein Verhalten ergeben haben. Viele Veränderungen waren und sind heute noch eng und unmittelbar mit den Fortschritten in der Landwirtschaft verbunden. Dies gilt insbesondere für das weitgehende Verschwinden der ehemals weit verbreiteten Moore und Sümpfe, welche gegenwärtig nur noch seltene Lebensräume der mitteleuropäischen Landschaft sind. Zwar hat der Mensch auch schon in prähistorischer Zeit versucht, Feuchtgebiete trockenzulegen. Eingriffe größeren Ausmaßes sind aber erst seit dem Mittelalter zu verzeichnen. Vor allem im letzten Drittel des 19. und in der ersten Hälfte des letzten Jahrhunderts wurden großflächig gravierende Eingriffe in charakteristische Feuchtgebiete, wie in Hoch- und Flachmoore, vorgenommen mit dem Ziel, landwirtschaftlich nutzbare Flächen zu erhalten (Laumen, 1924). So sind von den ehemals weiten Sumpf-Gebieten heute nur noch kleine Parzellen übriggeblieben. Die durch Wasserbau und Landwirtschaft getroffenen Maßnahmen umfassten ein breites Spektrum unterschiedlichster Eingriffe in die bis dahin weitgehend naturbelassene Landschaft. Es wurden Bäche und Flüsse begradigt und die Ufer durch Steinschüttungen und Betonwände gesichert, sodass sie einen Kanalcharakter erhielten. Hochmoore wurden abgetorft, Niedermoore und weitere Feuchtgebiete, wie Auenlandschaften und mit Röhricht bestandene Uferzonen von Gewässern durch Dränagemassnahmen trockengelegt. Bei diesen als „Meliorierungsmaßnahmen“ bekannten Veränderungen von als „Unland“ bezeichneten Flächen standen lange Zeit rein wirtschaftliche Nutzungsinteressen im Vordergrund. Den damit verbundenen, zum Teil katastrophalen ökologischen Folgen dieses Vorgehens wurde keine Beachtung geschenkt (Pott, 1996a).

Heute zählen naturnahe Feuchtgebiete in Mitteleuropa zu den am stärksten bedrohten Lebensräumen. Zu den vorstehend beschriebenen und von Kultivierungsmaßnahmen besonders stark betroffenen Feuchtgebieten gehört im niederrheinischen Raum auch das Gangelter Bruch (TK-25: 4901-2, gemäß LOELF 1950), der in vorliegender Arbeit in etlichen seiner ökologischen

Gegebenheiten bearbeitete Naturraum. Es ist dies eine Niederung im deutsch-niederländischen Grenzraum, die über Jahrtausende durch das Element Wasser geprägt wurde (Becker, 1874), (Abb. 1). 1924 wurde hier eine Fläche von 2,8 ha als Naturschutzgebiet (NSG Gangelter Bruch, in Kraft seit 1924, Amtsblatt des Kreises Heinsberg, Koenzen, 2004) ausgewiesen. 1950 erlosch dieser Status (Amtsblatt vom 24.6.1950 des Kreises Heinsberg, Koenzen, 2004). Um die Eingriffsfolgen jahrzehntelanger Meliorierung zu mildern, hat man neuerdings dort Renaturierungsmaßnahmen vorgenommen mit dem Ziel, naturnähere Zustände der Landschaft wiederherzustellen.

Da der Begriff „Renaturierung“ in dieser Arbeit eine wichtige Rolle spielt, erscheint eine Erläuterung dieses Begriffes an dieser Stelle angebracht. In der Wissenschaft wird unter Renaturierung der Vorgang der Rückführung von gestörten, in der Regel durch den Menschen veränderten Landschaftsteilen, in einen natürlichen oder naturnahen Zustand verstanden (Dierssen, 1990a; Eigner & Schmatzler, 1980; Nick, 1985; Dierßen, 1981). Von Regeneration hingegen wird gesprochen, wenn ohne menschliches Eingreifen, durch langfristige Prozesse, wie z.B. Sukzessionen, eine selbständige natürliche Verbesserung gegenüber dem gestörten Ausgangszustand erreicht wird (Tüxen, 1984). Im weiteren Verlauf dieser Arbeit wird der Begriff Renaturierung verwendet für aktive Landschaftsbau-Eingriffe, die im zeitlichen Maßstab als mittelfristig zu verstehen sind. Durch derartige Maßnahmen wird versucht, naturnahe oder natürliche abiotische Bedingungen, Strukturen und Vegetationsformen, die zugleich Lebensraum für entsprechende Tierarten sind, zu initiieren und aufzubauen.

1.1.2 Renaturierung im Naturraum „Gangelter Bruch“

Zur Renaturierung von Feuchtgrünländern und Riedern im Bereich der Landschaft „Selfkant“ wurde ein grenzüberschreitend - gesamtstaatlich repräsentatives Naturschutzvorhaben „Rodebach“ zwischen den maßgeblichen Behörden in den Niederlanden und in Deutschland vereinbart. Ziel ist ein großflächiges Schutzgebietprojekt (ca. 2700 ha), in dem neben dem Schutz und der Förderung seltener Niedermoorarten eine natürliche Auendynamik mit periodischen Überflutungen initiiert werden soll. Zentrale Motivation und Arbeitshypothese dafür war die Annahme, dass mit der Renaturierung des Fließregimes des Vorfluters (Rodebach) eine Wiedervernässung der Landschaft erfolge, mit positiven Konsequenzen für die regionale Pflanzen-Diversität. Es bestand die Erwartung, dass durch diese Maßnahme eine Vielzahl an Arten und Biozönosen geschützt oder aber wieder angesiedelt werden könnten Michels (LÖLF, mdl. Mitteilung, 2005, Koenzen, 2004). Seit Sommer 2004 wurden diese Planungen in die Tat umgesetzt. Es wurde großflächig abgegraben und wiedervernässt.

Diese Situation eröffnete die Möglichkeit, die Vegetationsdynamik und Sukzession einer in Renaturierung stehenden Niedermoorlandschaft zu dokumentieren. Die Lokalität und die Gestaltungs-Umstände machten es möglich, mittels palynologischer Profile die Vegetationsgeschichte einer solchen, für das subatlantisch geprägte mitteleuropäische Tiefland repräsentativen Niedermoorlandschaft zu analysieren, über Erhebungen zum vorhandenen Diasporenpotential die floristische Potenz des Standortes zu bestimmen und in der Erfassung der stehenden Vegetation die in der Anfangsphase der Renaturierungs-Sukzession sich entwickelnde Pflanzendecke zu beschreiben. Referenz-Informationen hierzu liegen aus dem 19. Jahrh., der ersten und zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts vor (Becker, 1874; Foerster, 1878; Rehnelt, 1984; Schwickerath, 1930). Die Studie soll so modellmäßig die langfristige Vegetationsdynamik eines Naturraumes und Potentiale ebenso wie Schwächen von lenkenden anthropogenen Eingriffen im Interesse einer Stabilisierung von regionalem Naturhaushalt und Biodiversität aufzeigen.

Von angewandter Seite besteht hierbei besonderes Interesse in der Beantwortung der Frage, welche Maßnahmen geeignet oder nicht geeignet sind, um die typischen Arten und Pflanzengesellschaften eines solchen Fenns wirksam zu fördern. Aus Sicht der Grundlagenforschung soll die Arbeit Erkenntnisse bringen, wie ausgehend von einer konkreten vegetationsgeschichtlichen Situation, nach der Veränderung der aktuellen Standortbedingungen der Sukzessionsverlauf prognostiziert und auf dieser Basis eventuell auch modifiziert werden kann.

1.2 Zielsetzung der Arbeit

Aus diesem vegetationsgeschichtlich-rezentbotanischem Ansatz heraus ergaben sich für die vorliegende Arbeit folgenden Fragen:

1. Nach dem aktuellen Ausgangszustand: Welche Feuchtgebietsarten kommen gegenwärtig in dem Untersuchungsgebiet vor? Wie ist ihr räumliches Verteilungsmuster? Worin liegen die Ursachen für die heutige Bestandssituation?
2. Nach der Vorgeschichte der gegebenen Vegetationssituation: Wie hat sich die Pflanzenwelt im Bereich des Gangelter Bruches in den zurückliegenden Jahrhunderten und Jahrtausenden entwickelt und wie ist der durch Abtragen des Oberbodens entstandene Abgrabungshorizont zeitgeschichtlich einzuordnen?
3. Nach der Bedeutung des Diasporenvorrates im Boden: Wie ist er zusammengesetzt und wie groß ist der Diasporenvorrat des Bodens?
4. Nach einer Prognose der Vegetationsentwicklung: Welche vegetationsdynamischen Prozesse gehen mit einer Wiedervernässung des Geländes, basierend auf dem aktuellen floristischen Inventar der Gegend und der unterschiedlichen Diasporenbanken im Tiefenprofil einher?
5. Welche räumliche Verteilung wird die Vegetation des Abgrabungsgebietes langfristig annehmen? Werden und wie schnell werden sich erwartete Zielarten und Bestände einstellen?

2 Untersuchungsgebiet

2.1 Lage und naturräumliche Charakteristik

Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit einem Untersuchungsgebiet, das in der Fachliteratur unter dem Namen Gangelter Bruch oder auch Tüddener Fenn bekannt ist (Abb. 1).

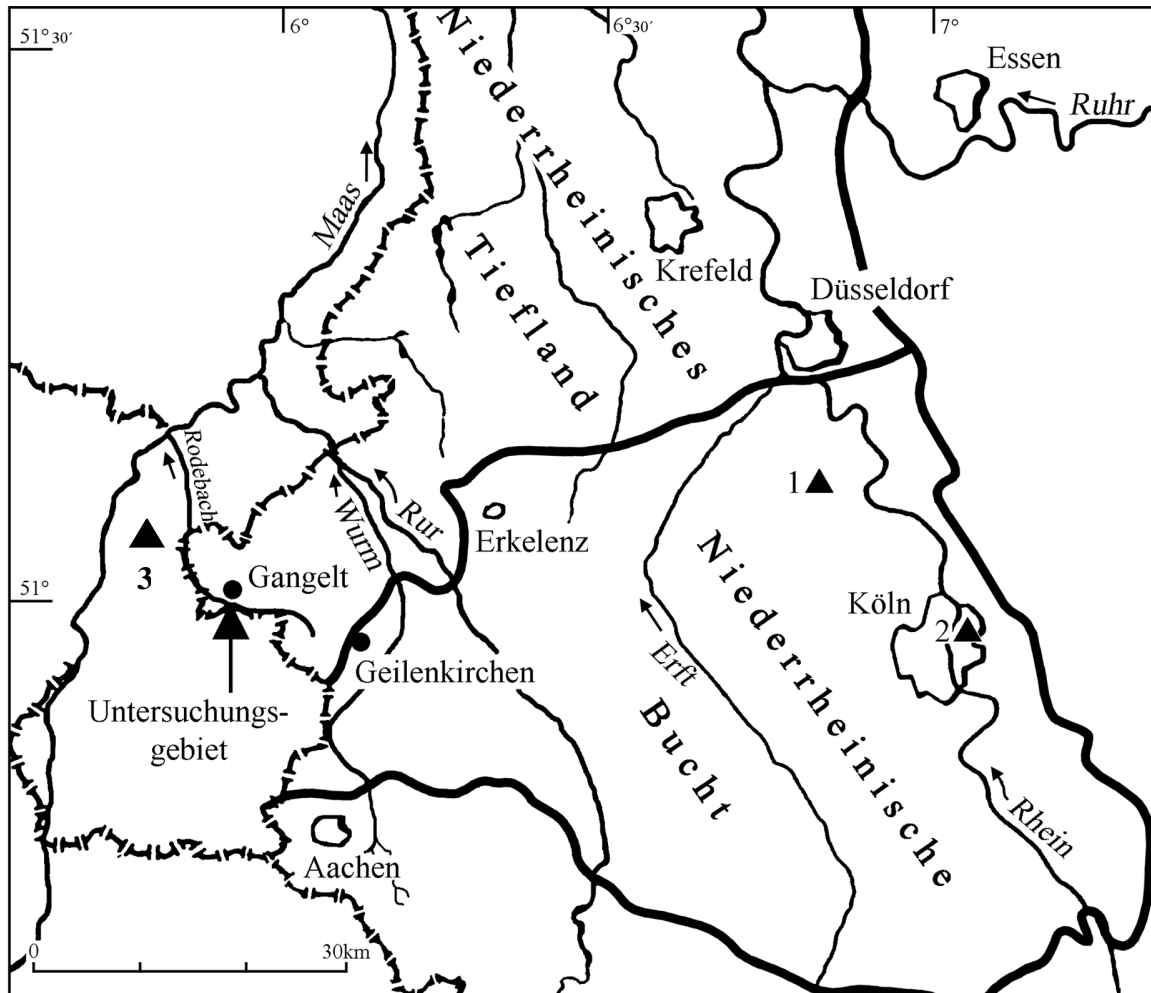


Abbildung 1: Naturräumliche Lage des Untersuchungsgebietes. Karte verändert nach Rehagen (1964).

- 1 ▲ Pollenprofil Buztheimer Busch bei Stommeln 2 ▲ Pollenprofil Merheimer Bruch in Köln 3 ▲ Pollenprofil Gulickshof in den Niederlanden

Der schwarze Pfeil (↑) zeigt auf das Untersuchungsgebiet „Gangelter Bruch“.

Die schwarzen Dreiecke 1 bis 3 kennzeichnen die Lage der für die Auswertung der eigenen Pollenanalysen zum Vergleich herangezogenen Pollendiagramme (aus Rehagen, 1964).

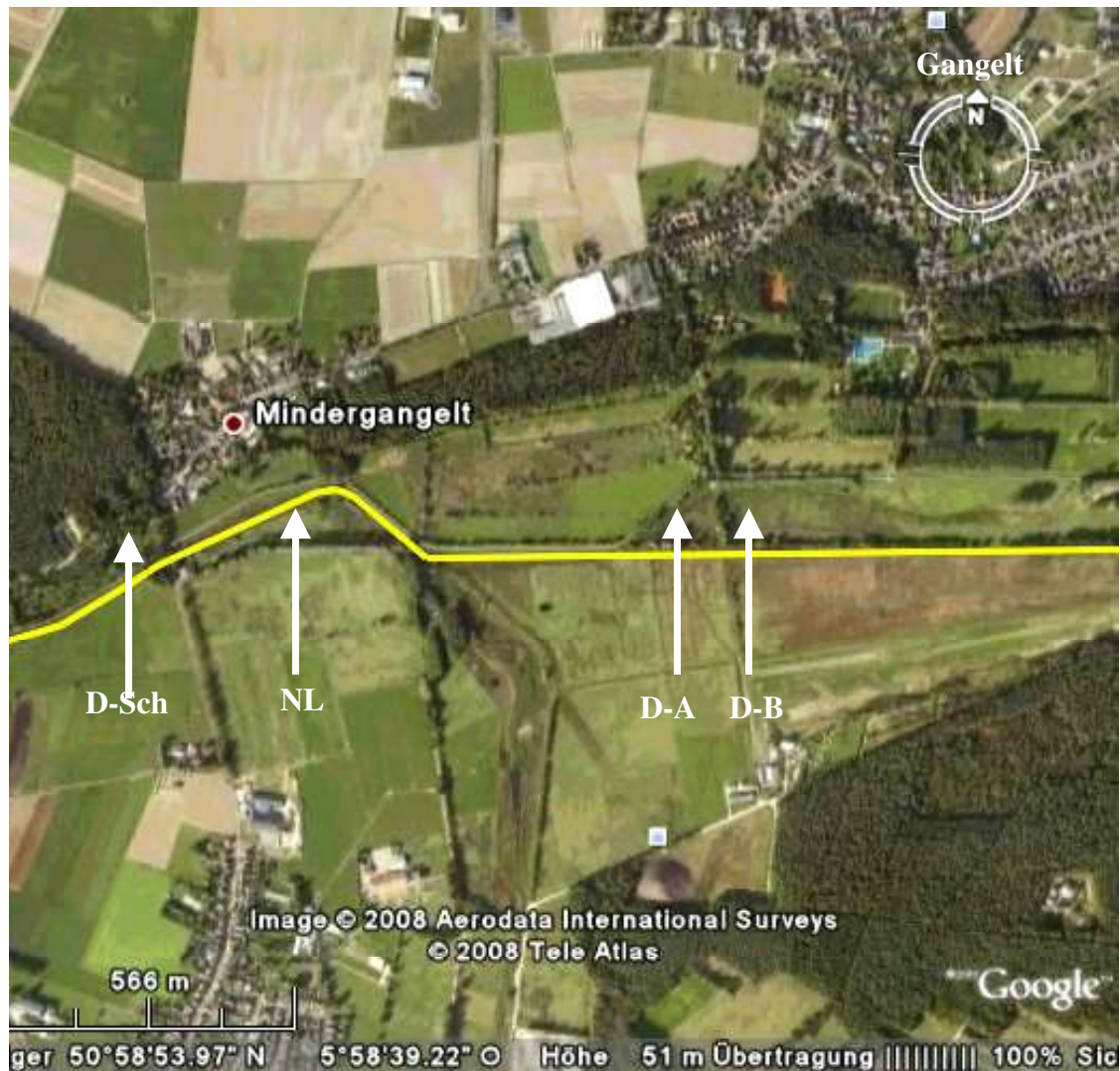


Abbildung 2: Luftbild des Untersuchungsgebietes Gangelter Bruch im Sommer 2008 (google earth).

Die gelbe Linie kennzeichnet die Staatsgrenze Deutschland-Niederlande. Der linke Pfeil (D-Sch) zeigt auf eine Fläche, die 1983/1984 renaturiert wurde und seit diesem Zeitpunkt einmal im Herbst eines jeden Jahres gemäht wird. Der zweite Pfeil unterhalb der gelben Linie, die die deutsch-niederländischen Grenze kennzeichnet, zeigt auf das im August 2004 von der niederländischen Waterschap abgegrabene Gebiet (Abkürzung NL). Die beiden rechten Pfeile zeigen auf die im Frühjahr 2005 abgegrabenen, auf deutscher Seite gelegenen Flächen (Abkürzungen D-A bzw. D-B). Oben rechts im Bild liegt die Stadt Gangelt. Südlich von Gangelt mündet die Rode Beek in den Rodebach, an dessen Verlauf sich meistens die Staatsgrenze anlehnt. Die Rode Beek entwässert alle auf niederländischem Gebiet liegenden, an den Rodebach angrenzenden Flächen.

Dieses ehemalige Bruchgebiet wird dem Selfkant, einer Landschaft im Südwesten der Niederrheinischen Tiefebene, zugerechnet. Naturräumlich gesehen liegt es am Übergang zum westlich Rand der Niederrheinischen Bucht (Abb. 1). Die Landschaft liegt auf einer Hauptterrassenfläche, der Geilenkirchener Lehmplatte. Sie fällt nach allen Seiten circa 15 m in die sie umgebenden Niederungen ab und ist leicht nach Norden geneigt (Piepers, 1989).

Das Gangelter Bruch gehört politisch zum großen Teil zu der am Südrand des Selfkant unmittelbar an der deutsch-niederländischen Grenze gelegenen Ortschaft Gangelt, einer Gemeinde des Kreises Heinsberg im westlichen Teil Nordrhein-Westfalens. Die geographischen Koordinaten von Gangelt sind 50°58' N und 5°59' O von Greenwich sowie 54-86 m ü.NN. Ein weiterer Teil des Gangelter Bruches liegt auf dem Gebiet der niederländischen Gemeinde Onderbanken in der Provinz Limburg. Das Bruchgebiet wird in Ost-Westrichtung vom Rodebach durchflossen, der in Teilen auch die Staatsgrenze zwischen Deutschland und den Niederlanden bildet (Abb. 2).

Das Gangelter Bruch liegt in einem ca. 7000 Hektar großen Naturschutzraum welcher sich zwischen dem zur niederländischen Provinz Limburg gehörenden Ort Schinveld und den Gemeinden Gangelt und Niederbusch auf deutscher Seite erstreckt. In diesem grenzüberschreitenden Naturschutzgebiet wird seit 2003 der ca. 750 Hektar große Landschaftspark „Rode Beek /Rodebach“ eingerichtet (Abb. 3). Dieser erstreckt sich von Nord nach Süd auf einer Breite von bis zu 700 Metern und von Ost nach West auf einer Länge von etwas mehr als vier Kilometern entlang des Rodebaches.



Abbildung 3: Planung des Landschaftsparks Rodebach/Roode Beek (auf niederländisch und deutsch)
(Foto: M. Josephs 1. November 2004).

Auf der Karte (Abb. 4) wird der Planungsraum für den Landschaftspark Rodebach/Rode Beek dargestellt.

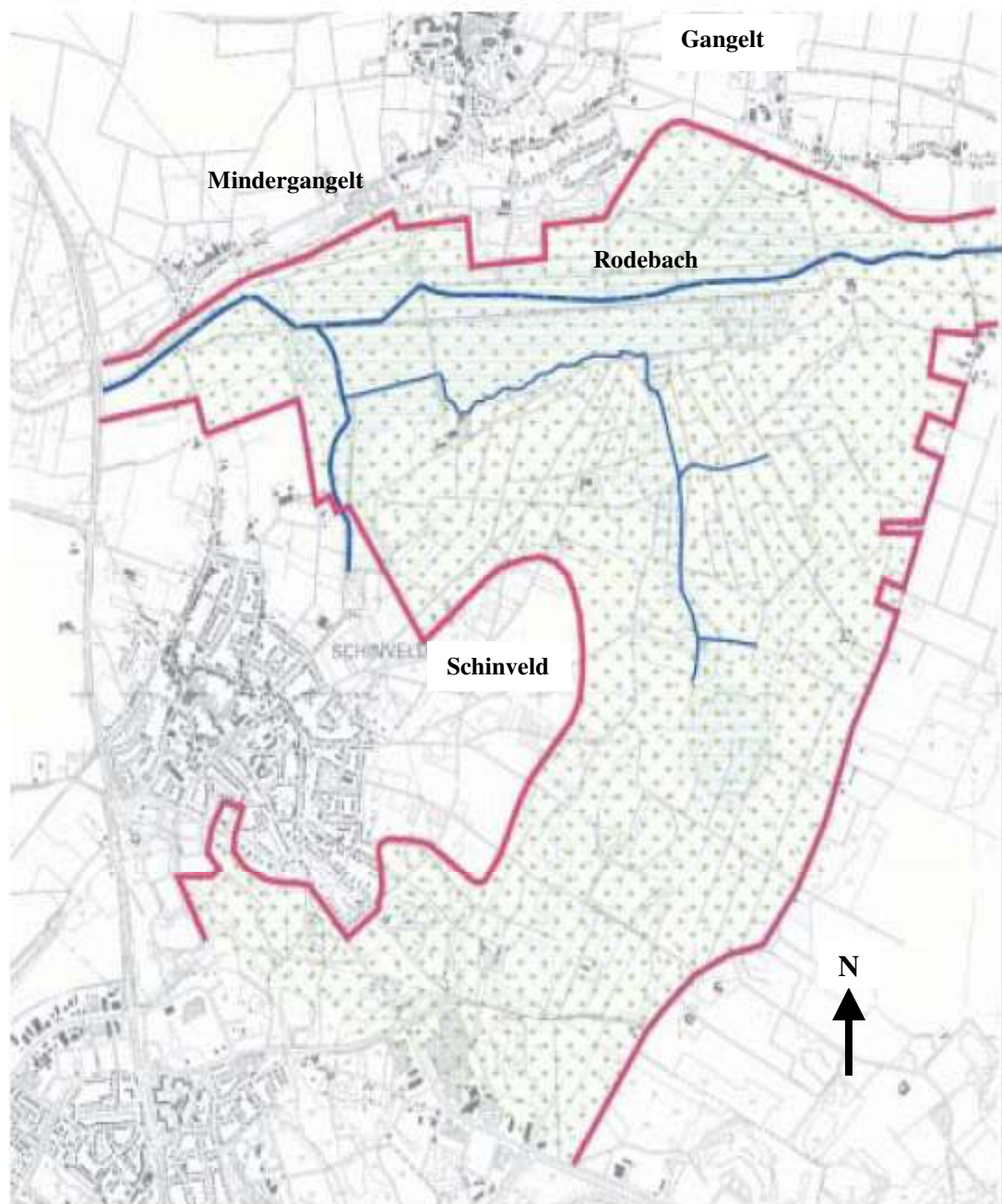


Abbildung 4: Umrißkarte des Planungsraumes "Landschaftspark Rodebach/Rode Beek".

Quelle: www.stroming.nl/pdf/rodebeek.pdf

Der gesamte Planungsraum ist rot umrandet. Die blauen Linien zeichnen den Verlauf des Rodebaches (von Ost nach West) nach sowie den der Roode Beek, die südlich von Mindergangelt, einem Ortsteil von Gangelt, in den Rodebach mündet. Seit 2004 wird entlang der Bachverläufe die Fläche wiedervernässt.

2.2 Klima des Untersuchungsgebietes

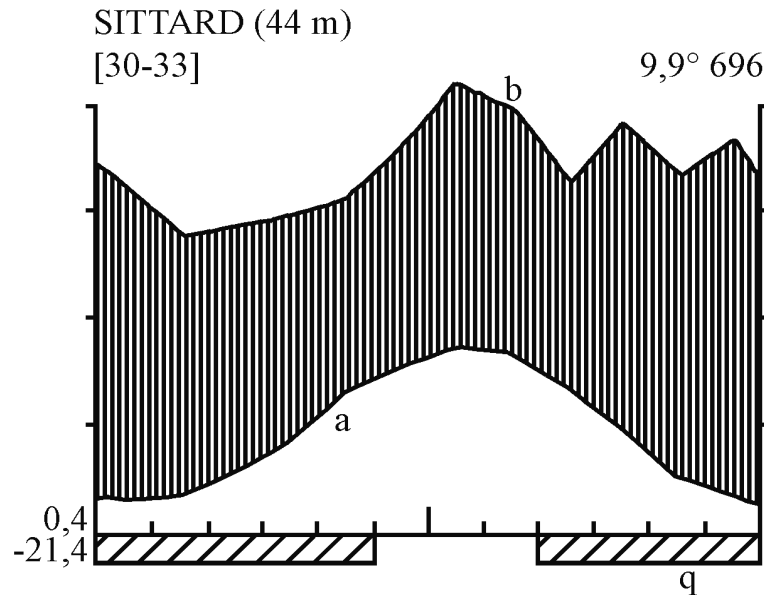


Abbildung 5: Klimadiagramm des Untersuchungsgebietes – Klimastation Sittard (nach Walther und Lieth 1967, leicht verändert).

Die Bezeichnungen und Zahlenwerte auf dem Diagramm bedeuten:

	Monate (q) mit absolutem Tagesminimum unter 0°C
a	Kurve der mittleren Monatstemperatur (1 Skalenteil = 10°C)
b	Kurve der mittleren monatlichen Niederschläge (1 Skalenteil = 20 mm)
9,9°C	Mittlere Jahrestemperatur
696 mm	Mittlere jährliche Niederschlagsmenge
0,4°C	Mittleres tägliches Minimum des kältesten Monats
-21,4°C	Absolutes Minimum (tiefste gemessene Temperatur)

Die Kurven a und b geben das langjährige Mittel der Monatstemperaturen und der Monatsniederschlagshöhen über einen Beobachtungszeitraum von 30 Jahren (Temperatur) bzw. 33 Jahren (jährliche Niederschlagssumme) wieder.

Die zur Großlandschaft Niederrheinisches Tiefland gehörende Landschaft Selfkant liegt im Lee der südwestlich vorgelagerten Ardennen. Ihr Klima ist im Wesentlichen ozeanisch- subatlantisch beeinflusst. Das Klimadiagramm der Station Sittard (Abb. 5), die acht Kilometer westlich von Gangelt liegt, zeigt einen für das Niederrheinische Tiefland typischen Verlauf der Niederschlags- und Temperaturkurven. Als mittleres tägliches Minimum des kältesten Monats Januar wird 0,4°C, als mittlere Jahrestemperatur 9,9°C angegeben. Der wärmste Monat ist der Monat Juli mit durchschnittlich 17,5°C. Absolut frostfrei sind die Monate Juni, Juli und August.

Die durchschnittliche Niederschlagssumme mit 696 mm pro Jahr ist nicht sehr hoch und relativ gleichmäßig über das Jahr verteilt (MURL, Ministerium für Umwelt, 1989). Der Hauptanteil der Niederschläge fällt im Sommer, dessen Regenmaximum in dieser Übergangslage zwischen ozeanisch und kontinental beeinflussten Gebieten bzw. hin zum atlantischeren Klima des Niederrheinischen Tieflandes mit milden, schneearmen Wintern sowie verhältnismäßig kühlen Sommern überwiegend durch Konvektionsschauer zustande kommt (Weischet, 1991). Der niederschlagsreichste Monat ist der Monat Juli mit 80 mm. Februar, März und April sind mit Werten um 60 mm die niederschlagsärmsten Monate. Im Herbst und Winter kommt es entlang der Wasserläufe zu Talnebeln. (Die Daten stammen zum Teil aus dem Klima-Atlas NRW, 1979). In den regionalen Klimadaten des Niederrheinischen Tieflandes (Heusch-Altenstein, 1985) werden mittlere Windgeschwindigkeiten von 3 bis 3,5 m/s sowie als Hauptwindrichtung im Jahr Südwest nach West angegeben.

2.3 Geomorphologie und Böden

2.3.1 Geologische Entstehung des Gebietes

Die heutige Struktur der Selfkantlandschaft, die topographisch zur Niederrhein-Maasebene gehört, ist das Ergebnis von Diluvium und Alluvium. Maßgebend für die geomorphologische Gestalt dieses Teiles des niederrheinischen Tieflandes waren die Eisvorstöße in der Saaleeiszeit vor mehr als 200000 Jahren. Da das Eis der Weichsel-Kaltzeit, die vor 10000 Jahren zu Ende ging, das Selfkant nicht mehr erreichte, liegt es außerhalb des diluvialen Vereisungsgebietes (Wolstedt, 1950). Die periglazialen Vorgänge, die Tätigkeit der von den Gletschern abschmelzenden Wassermassen und die Steppenwinde gaben der Landschaft das Gepräge. Es breitete sich eine tundrenähnliche Kältesteppe aus, in der es zu Anwehungen von Dünen und Flugdecksanden kam (Frenzel, 1967).

Vor allem das Wirken des saalezeitlichen Inlandeises hat Spuren im Niederrheinischen Tiefland hinterlassen. Das Vordringen des Gletschers, das Oszillieren des Eisrandes, der vorübergehende Rückzug und das abermalige Vorstoßen des Inlandeises, und schließlich das endgültige Abschmelzen der Eismassen schufen eine Landschaft, die durch die Elemente des glazialen Formenkreises, nämlich Grund- und Stauchendmoränen, Vor- und Nachschüttsande, Sanderflächen und urstromtalartige Abflußrinnen (Rur und Maas), geprägt ist.

Das trocken-kalte Klima des Weichsel-Hochglazials führte auf der altpleistozänen Rhein-Maas-Hauptterrasse zur Ablagerung von Löß, dessen Schichtdicke zur niederländischen Grenze hin immer geringer wird, während im Flachland feinsandhaltiger, kalkfreier Schluff, sogenannter Sandlöß, auftritt. Das Selfkant, zu dem das Gangelter Bruch gehört, liegt an der Lößgrenze. Im ausgehenden Weichselglazial kam es in den Niederungen zur Aufwehung von Flugdecksanden mit einer Stärke von meist ein bis zwei Metern (Piepers, 1989).

Die wichtigsten Flussgebiete dieses Naturraumes, die von Rur, Wurm und Maas, bildeten sich in der heutigen Form erst im Spätglazial (Florschütz, 1950). Zu dieser Zeit wirkte sich die beginnende Klimaerwärmung gravierend auf die fluviatile Dynamik aus, welche nach Pott (2000) spätestens im Alleröd einen Umschwung vom „braided river“ (=„Zopfenstrom“, verwilderter Fluss) zum mäandrierenden Fluss mit ganzjährig verteilter Wasserführung zur Folge hatte. Sie führte im Ober- und Mittellauf der Flüsse zur Ausräumung der Talböden mit geringer Einsenkung der Aue in die Niederterrasse.

Im Holozän kam es aufgrund des zunehmend atlantischer geprägten Klimas in Niederungen, Senken und Hanglagen, auch im Selfkant, zu groß- und kleinflächigen Vernässungen, die je nach edaphischen und hydrologischen Ausgangsbedingungen zur Ausbildung minerotropher Niedermoore oder ombrotropher Hochmoore führen konnten (Piepers, 1989).

2.3.2 Geologische Verhältnisse und Relief

Im Untersuchungsgebiet stehen zwei unterschiedliche Substrate an. Quartäre Niedermoortorfe lagern über einer jüngeren Mittelterrasse. Diese Torfe werden aus der ehemaligen Bruchwald- bzw. Schilf- und Seggenvegetation im Gebiet aufgebaut. Sie enthalten aber z.T. auch Feinsand und Schluff und sind teilweise ausgetorft. Das organische Material der Torfe ist heute infolge der Meliorationsmaßnahmen bis hin zur Beackerung (oberflächlich) in hohem Maße humifiziert. Über der Mittelterrasse wird ihre Mächtigkeit mit 1-2 m angegeben (Braun, 1971, Krings, 1976). Die Torfe werden umrahmt von verbreitet anstehenden Auenlehmen und –sanden, die über holozänen Auenterrassen lagern. Die Lehme und Sande sind meist 1-2 m mächtig und bestehen aus Fein- und Mittelsand, untergeordnet aus Kies, Schluff und Ton. Diese gelbbraunen bis grauen Sedimente weisen örtlich anmoorige Merkmale auf. Nach Norden, bis auf eine Höhe von max. 64 m ü. NN anschließend, breitet sich die oberpleistozäne Niederterrasse auf ca. 80-200 m Breite aus. Sie wird aus z. T. schluffigem Sand und sandigem, gelbbraunem bis grauem Kies aufgebaut und ist meist von geringmächtigem, tonigem oder sandigem Schluff überlagert (nach: Umweltverträglichkeitsstudie „Naturnaher Ausbau des Rodebaches“, Planungsbüro Koenzen 2004).

2.3.3 Das Gebiet als Niedermoor: historische Gegebenheiten und Zukunftsplanung

Das Gangelter Bruch war bis Anfang des 20. Jahrhunderts ein südlich von Gangelt gelegenes, unwegsames, sumpfig-mooriges Gebiet, welches als Niedermoor bzw. teilweise auch als Übergangsmoor eingestuft werden muss. Im oberen Paläolithikum und im Mesolithikum befand sich hier wohl eine riesige Wasserfläche (Krings, 1976). Die historische Karte von Tranchot von 1804 (Abb. 6) lässt im Rodebachtal südlich von Gangelt ein langgestrecktes Sumpfgebiet, das „Gangelter Bruch“ erkennen. Das Tal des Rodebaches hat eine Breite zwischen 200 m und etwas über einen Kilometer (Abb. 7). Am breitesten ist das Tal bei Kilometer 11-12 (Abb. 7), kurz vor der Einmündung der Rode Beek in den Rodebach. Ab Kilometer 13 ist das Tal auf einer Teilstrecke von drei Kilometern nur 200 bis 300 m breit, sodass es hier zu einer regelrechten Engstelle kommt. Zugleich weist die Graphik in Abb. 8 zwischen Kilometer 11 und 15 des Rodebaches ein sehr geringes Gefälle aus.



Abbildung 6: Das Gangelter Bruch südlich von Gangelte auf der historischen Karte von Tranchot aus dem Jahre 1804 (www.stroming.nl/pdf/rodebeek.pdf).

Die genannten Verhältnisse haben dazugeführt, dass das Wasser, welches der Rodebach von Osten aus der Tevereener Heide und die Rode Beek von Süden aus den Schinvelder Bossen heranführten, nicht schnell genug abfließen konnte und so Voraussetzungen vorlagen, die zur Bildung eines Sumpfgebietes und zur Bildung von angemoorten und vermoorten Böden führten. Noch bis Anfang der 30er Jahre des vorigen Jahrhunderts wird das Untersuchungsgebiet als eine unwegsame, sumpfig-moorige Fläche von mehreren hundert Hektar beschrieben (Laumen, 1924). An einigen Stellen war das Flachmoor im Gangelter Bruch über einen Meter mächtig, sodass es teils zum Heizen, teils als Streu für das Vieh Verwendung fand (Piepers, 1989). Beide Gewässer wurden in den 60er Jahren des 20. Jahrhunderts begradigt, die Gewässersohle betoniert und die Seitenwände mit Betonplatten versehen (Abb.12). Trotz mühsam durchgeführter Entwässerungsmaßnahmen mit anschließender Umgestaltung in Grün- und Ackerland ist das Gebiet jedoch nicht ganz trocken geworden und war zudem nie sehr fruchtbar. Der größte Teil der Flächen waren und sind Feuchtwiesen, die von lichten Pappelbeständen und Gebüsch, bestehend vor allem aus Weidenarten, u.a. Kopfweiden, begrenzt sind (Abb. 9). Große *Juncus effusus* Bestände und Arten der Familie der Cyperaceen verraten den Tongehalt des Bodens und damit die Staunässe-Anfälligkeit (Abb. 14).

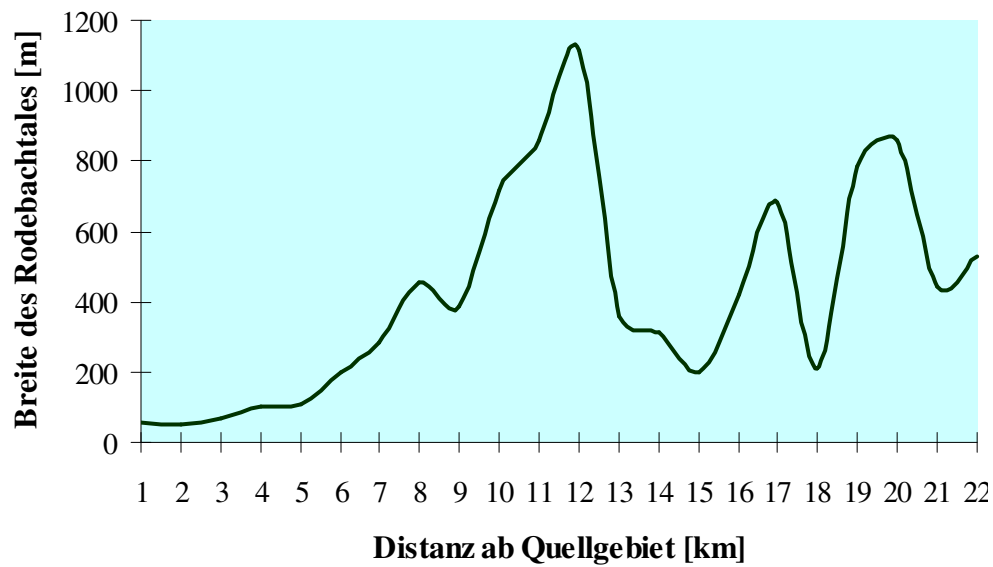


Abbildung 7: Breitenprofil des Rodebaches (nach Daten in www.stroming.nl/pdf/rodebeek.pdf)

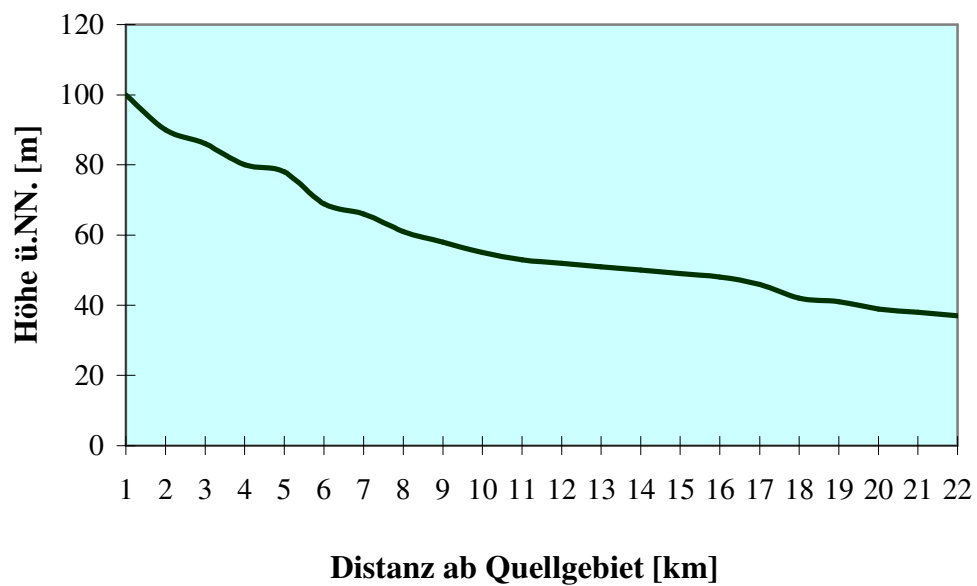


Abbildung 8: Längenprofil des Rodebaches ab dem Quellgebiet bis zu Kilometer 22 (nach Daten in www.stroming.nl/pdf/rodebeek.pdf).

Seit 2004 ist der Ausbau der genannten Gewässer rückgängig gemacht worden, indem man eine Sekundäraue mit einem mäandrierenden Bach schuf (Abb. 10). Ziel dieser Maßnahme war es, ein Sumpfgebiet entstehen zu lassen, welches von den genannten Bächen durchströmt wird. Auf niederländischer Seite spricht man von einem „Doorstroommoeras“. Man will die Natur sich selbst entwickeln lassen, ist sich aber wohl im Klaren darüber, dass der Zustand, wie er vor den Meliorierungsmaßnahmen vorlag, so nicht wiederhergestellt werden kann. Die die Aue und den Gewässerverlauf formenden Kräfte sollen die sich frei ihr Bett suchenden Bäche Rodebach und Rode Beek sein (Abb. 4).

Einen wichtigen Beitrag bei der Besiedlung der vegetationsfreien Fläche erwartet der niederländische Projektleiter JOHN THOLEN von der Diasporenbank des freigelegten mineralischen Bodens bzw. Niedermoorbodens. Er vertritt die Meinung, dass durch die Abgrabung Boden freigelegt wird, der eine Vielfalt von schon lange nicht mehr in der aktuellen Vegetation aufgetauchten Pflanzenarten enthält, deren Diasporen nun die Möglichkeit zum Auskeimen erhalten (nach [www. Onderbanken.nl](http://www.Onderbanken.nl) und google, rodebeek.pdf). In dieser Arbeit soll unter anderem untersucht werden, ob dieser Optimismus berechtigt ist.



Abbildung 9: Blick auf die Fläche D-B vor der Abgrabung mit Kopfweiden und *Urtica dioica*-Bestand.



Abbildung 10: Sekundäraue mit mäandrierendem, „neuem Rodebach“ auf der Fläche NL (Quelle: Google earth). Weitere Erklärungen: siehe Text. Der gelbe Pfeil (1) zeigt auf die Stelle der Einmündung des „neuen Rodebaches“ in den alten Rodebach, der parallel zum geradlinig verlaufenden Fahrradweg verläuft. Der grüne Pfeil (2) kennzeichnet eine alte umgestürzte Weide, die bei den Geländearbeiten als eine natürliche Geländemarke diente.

3 Material und Methoden

3.1 Diasporenbank

3.1.1 Grundlegende Bedeutung der Diasporenbank und Definition des Begriffes

In der vorliegenden Arbeit galt den Diasporen, den Samen im Boden, ein besonderes Augenmerk. Die längerfristige Existenz eines Vorrates von lebenden Samen im Boden ist für viele Pflanzensippen von essentieller Bedeutung (Bossuyt *et al.*, 2002; Chang *et al.*, 2001; Erschbamer *et al.*, 2001; Kretschmar, 1994; Waesch, 2006). Auch für die Zusammensetzung von Pflanzengemeinschaften sind die im Boden lagernden Diasporen sehr entscheidend, da sie das floristische Ausgangsmaterial für die Entwicklung sind und die Bestände prägen, vor allem auch bei der Neu- bzw. Wiederbesiedlung nach Störungen (Brown, 1998; Hölzel & Otte, 2003; Patzelt & Pfadenhauer, 1998; Patzelt & Pfadenhauer, 1999; Pfadenhauer & Maas, 1987; Klug-Pümpel & Scharfetter-Lehr, 2008; Bekker *et al.*, 1999; Bekker *et al.*, 1997; Grootjans & van Diggelen, 1995; Hutchings & Booth, 1996; Jansen *et al.*, 2004; Maas & Schopp-Guth, 1995; Matus *et al.*, 2003).

Für den Vorrat an keimfähigen Samen im Boden wird in der deutschsprachigen Literatur oft das aus dem Englischen übernommene, in unserer Sprache auch in anderem Sinne verstandene Wort „Samenbank“ (von seed bank) benutzt. Dierschke (1994) schlägt vor, in Bezug auf Pflanzengesellschaften und ihre Regenerations- und Neubildungsfähigkeit die begrifflich treffenderen Bezeichnungen „Samenpotential“ oder „Samenreservoir“ zu verwenden (Dierschke, 1994). Werden sowohl generative wie auch vegetative Ausbreitungseinheiten in die Untersuchungen mit einbezogen, so findet für die Gesamtheit der Ausbreitungseinheiten im Boden der Begriff „Diasporenbank“ Anwendung. Poschlod und Urbanska (1991) verstehen den Begriff „Diasporenbank“ artspezifisch, indem sie von der Gesamtheit der Ausbreitungseinheiten (Diasporen) einer bestimmten Sippe in einem Habitat sprechen. Dann bilden sinngemäß die Diasporenbanken mehrerer Arten an einem Habitat eine Diasporenbankgemeinschaft (Poschlod, 1991; Urbanska, 1992). In dieser Arbeit werden die Begriffe „Diasporenpotential“ und „Diasporenreservoir“ auf die Gesamtheit der Diasporen aller Arten und der Begriff „Diasporenbank“ auf die Summe der Diasporen einer Art in einer Untersuchungsfläche bezogen (Firbas, 1949; Frey & Lösch, 2003). Da in die vorgenommenen Diasporenbankuntersuchungen die vegetativen Ausbreitungseinheiten nicht mit einbezogen wurden, soll sich in dieser Arbeit der Begriff „Diaspore“ nur auf die generativen Diasporen beziehen. Wenn der Begriff im weiteren

Sinne, nämlich unter Einbeziehung der vegetativen Ausbreitungseinheiten verstanden werden soll, wird das ausdrücklich erwähnt. In dieser Arbeit soll auch der allgemein gebräuchliche Begriff „Same“ benutzt werden, wenn damit die generative Ausbreitungseinheit der Pflanzen gemeint ist.

3.1.2 Auswahl der beprobten Flächen

Entlang des Rodebaches, der das Untersuchungsgebiet, das Gangelter Bruch, auf einer Länge von 22 km von Ost nach West durchfließt, wurden für die Diasporenbankversuche vier verschiedene Teilflächen ausgewählt (Abb.2). Die Auswahl der Probeflächen erfolgte nach folgenden Kriterien.

a: Eine Fläche „D-Sch“ (= Deutschland-Schinvelderstraße), die westlich der Straße liegt, die von Mindergangelt auf deutscher Seite in den in der niederländischen Provinz Limburg gelegenen Ort Schinvelde führt. Der linke Pfeil auf der Abbildung 2 kennzeichnet diese Fläche. Sie liegt an einem Fahrradweg, der parallel zum kanalisierten Rodebach verläuft. Weiter sind auf der Abbildung 2 die diese Fläche umgebenden Ackerflächen und Grünlandflächen zu erkennen. Die Probefläche hat eine Länge von ca. 260 m und eine Breite von ca. 60 m.

Die ausgewählte Parzelle hebt sich hinsichtlich ihrer floristischen Zusammensetzung deutlich von den intensiv landwirtschaftlich genutzten Nachbararealen mit Weidewirtschaft und großflächigem Maisanbau ab. Bis 1983 wurde auch auf dieser Fläche „D-Sch“ Mais angebaut. Ein kleinerer Flächenteil entlang der Strasse war seit mehreren Jahren eine Grünlandbrache. Ab dem Jahre 1983 begannen hier Bürger der Gemeinde Gangelt, die das Gangelter Bruch noch als Feuchtgebiet mit Niedermoorcharakter kannten, mit Umgestaltungs- und Renaturierungsmaßnahmen, um dem Gebiet den Bruchcharakter zurückzugeben. (Quelle: Berichte in Zeitungen und Heimatzeitschriften, Jahrgänge ab 1983). In mehrjähriger Gemeinschaftsarbeit wurde die Fläche völlig neu gestaltet. Als erstes unterblieb eine Düngung. Es wurden ein größerer Weiher und zwei kleinere Tümpel mit einem die Wasserflächen verbindenden Bach angelegt (siehe Schemazeichnung in Abb.17, Kapitel 3.1.3). Des weiteren leitete man Regenwasser von den Hausdächern der Schinvelderstraße in Gangelt über ein Rohrsystem auf diese Fläche. Als Pflegemaßnahme wird die Fläche im Herbst eines jeden Jahres gemäht und das Schnittgut auf mehreren größeren Haufen zusammengetragen. Man hofft, so eine Aushagerung des Bodens zu erreichen. Die Korbweiden auf dieser Fläche werden als Kopfweiden geschnitten (siehe Abb.15, Kapitel 3.1.3). Das Management dieser Fläche wird seit

1984 gleichmäßig aufrechterhalten. Zu Beginn der Untersuchungen im April 2004 waren auf dieser Fläche neben den oben genannten zwei kleinen mit Wasser gefüllte Tümpeln, die je etwa einem Durchmesser von 10 bis 20 m hatten, und dem größeren Weiher mit einem Durchmesser von ca. 30 bis 40 m, drei feuchte Senken zu finden. Nach Norden hin wird die Fläche durch einen flachen Abhang eines vor allem mit Erlen, Hybridpappeln, Birken und Faulbaum bestandenen Hügels begrenzt. Am Fuße dieses Abhanges fließt ein kleiner, neu angelegter Bach. An den Rändern der Wasserflächen und der Senken stehen Weiden und einige Erlen (siehe Abb.15., Kapitel 3.1.3). Am südwestlichen Rand des großen Teiches wachsen zwei *Myrica gale*-Sträucher, die, wie sich herausstellte, dort nicht autochthon, sondern angesalbt sind. Im Sommer 2004 war der Weiher völlig mit –wohl ebenfalls eingebrachtem-*Stratiotes aloides* zugewachsen. Als Schutz wurde um die gesamte Fläche ein Zaun gezogen sowie am südlichen Rand eine Aussichtsplattform errichtet. Von Seiten der Gemeinde Gangelt hat man also versucht, diesen Teil des ehemaligen Bruches auch für Besucher interessant zu gestalten (Abb. 11 und Abb. 15). Man hat gehofft, dass sich vor allem aus der Diasporenbank des Bodens eine Vegetation entwickeln würde, die zu einer Renaturierung des Moores, wohl in Form eines Übergangsmoores, führen würde.



Abbildung 11: Sommeraspekt des Weihers auf der Fläche D-Sch (Foto: M. Josephs 8. September 2004).

b: Als zweite Untersuchungsfläche zur Erfassung einer Diasporenbankgemeinschaft wurde ein

langgestrecktes Grundstück gewählt, welches in der Nähe der oben beschriebenen Fläche östlich schräg gegenüber auf der anderen Seite der nach Schinvelde führenden Straße liegt und südlich an den Rodebach angrenzt (Abb. 2, Kapitel 2, 2. Pfeil von links). Sie gehört zu einem Gebiet des ehemaligen Gangelter Bruches, welches seit Mitte des 19. Jahrhunderts landwirtschaftlich vor allem als Grünland genutzt wird. Diese Fläche, die auf niederländischem Terrain liegt, wird in dieser Arbeit mit NL (= Niederlande) abgekürzt. Sie ist Teil eines Gebietes, welches man im Rahmen des groß angelegten Euregioprojektes naturnah ausbauen will (Abb. 3, Kapitel 2). Hier wurde schon im Sommer 2004 mit Wiedervernässungsmaßnahmen begonnen, indem man entlang des geradlinig verlaufenden, kanalisierten Rodebaches auf einem ca. 40 m breiten Streifen den Oberboden bis auf den dunkelbraunen Niedermoorboden abgrub und wegtransportierte. In einer ersten Stufe sollten 275 ha, ein gutes Drittel der Gesamtfläche, renaturiert werden. Das Foto der Abb. 12 zeigt die abgegrabene Fläche NL kurz nach den Umgestaltungsmaßnahmen. Der neu gegrabene Bach durchzieht mäandrierend die Fläche und mündet in den alten, kanalisierten Rodebach, der im Bild links unten geradlinig verläuft. Einige Platten der Betonbefestigung des Bachrandes sind noch zu sehen, die im Rahmen der Meliorierungsmaßnahmen Mitte des vorigen Jahrhunderts hier eingebracht wurden. Am hinteren Bildrand erkennt man eine ca. 80 cm starke Sandschicht, die dem Niedermoorboden an dieser Stelle des Gangelter Bruches aufgelagert ist.



Abbildung 12: Die abgegrabene Fläche NL zum Zeitpunkt des Bodenproben-Erwerbs für Diasporenbank-Untersuchungen (Foto M. Josephs, 8.9.2004).

Auf der Seite zum Rodebach hin beginnt der Niedermoorboden in ca. 50 cm Tiefe. Am südlichen Rand der 40 m breiten Abgrabungsfläche liegt der Niedermoorboden in ca. 1,30 m Tiefe, da die aufgelagerten Sandschichten dort stärker sind, und das Gelände nach Süden hin leicht ansteigt. Die Abgrabungsfläche dehnt sich in ost-westlicher Richtung auf einer Länge von ca. 500 m aus. Am östlichen Rand des abgegrabenen Gebietes wurde eine Verbindung zum Rodebach geschaffen, sodass ein Teil des Wassers, welches der Rodebach führt, auf die abgegrabene Fläche abgeleitet wird. Durch die abgegrabene Fläche wurde eine ca. 50 cm breite Rinne gegraben, die die Fläche jetzt mäandrierend durchzieht, und die am westlichen Rand der Fläche, kurz unterhalb einer Straßenbrücke, eine Verbindung mit dem Rodebach aufnimmt. Um dieses zu erreichen wurden die Betonwände, die man bei Meliorierungsmaßnahmen noch in den 70er Jahren am Rodebach angebracht hatte, wieder entfernt. Es entstand so ein zweites, neues Bett für den bis dahin geradlinig verlaufenden, kanalisierten Rodebach. Durch die Tieferlegung der Sohle kommt es jeweils im Frühjahr zu einer von Wasser überstauten Fläche, also zu der beabsichtigten Wiedervernässung.

c: Die weiteren Untersuchungsflächen, abgekürzt mit D-A (= Deutschland-Teilfläche A) und D-B (=Deutschland-Teilfläche B), sind in Abbildung 2 (Kapitel 2) durch die beiden rechten Pfeile gekennzeichnet. Sie liegen an einem Wanderweg, der von der auf nordrhein-westfälischer Seite gelegenen Dahlmühle zu den auf niederländischem Gebiet liegenden Schinvelder Bossen (Boss = Wald) führt. Auf diesen Flächen wurde im Frühjahr 2005 mit Wiedervernässungsmaßnahmen begonnen. Eine am nördlichen Rand im Herbst 2004 aufgestellte Tafel in Niederländisch und Deutsch kündigt von dem großen Vorhaben (Abb. 3). Eine neu geschaffene Holzbrücke ermöglicht jetzt die Durchquerung des Bruches auch im Frühjahr und Herbst.

Die im April 2005 abgegrabene Fläche D-A war eine feuchte Mähwiese mit großen *Juncus effusus*-Beständen, begleitet von den Distelarten *Cirsium arvense* und *Cirsium palustre*. Der Rand war bewachsen mit der nitrophilen *Urtica dioica*, was anzeigt, dass die Fläche im Rahmen einer intensiven Grünlandnutzung einst stark gedüngt wurde.



Abbildung 13: Abgrabungsfläche D-A im Mai 2005 (Foto: Mathilde Josephs, 6.5.2005).

Auch auf dieser Teilfläche wurde, wie schon im Vorjahr bei der auf niederländischem Gebiet liegenden Fläche NL (Abb. 2) zur Schaffung einer Sekundäraue der Oberboden ca. 50 cm abgebaggert und ein Graben, der mäandrierend die Fläche durchzieht, ausgebaggert. Die Stahlplatten im Vordergrund der Abb. 13 wurden nach den Abgrabungsmaßnahmen wieder entfernt. Am südlich gelegenen Abgrabungsrand (linker oberer Bildrand) ist ein Rest des vor den Umgestaltungsmaßnahmen vorliegenden Grünlandes mit Dominanzbeständen von *Phragmites australis* und *Juncus effusus* zu sehen. Schon im August 2005 zeigte sich ein erster Bewuchs von Pionierarten am Rande der dann überfluteten Fläche D-A.

Bei der Renaturierung der Fläche D-B wurde in gleicher Weise verfahren wie bei den schon beschriebenen Flurstücken. Auch hier wurde der Oberboden ca. 40 bis 50 cm tief abgegraben und wegtransportiert. Gleichzeitig wurde ein Teil des Rodebachwassers auf die Flächen D-A und D-B geleitet, um die abgegrabene Fläche zu vernässen.

Wasserbaulich wurde durch die beschriebenen Maßnahmen eine Hochwasser-Niedrigwasser Regulierung erreicht. Auf den Flächen ergab sich eine Reduktion der oberirdischen Biomasseproduktion, verbunden mit einem Nährstoffaustrag. Das Entfernen des Oberbodens führte zur Schaffung unbewachsener Flächen, welche die Etablierung konkurrenzschwacher Arten zulassen sollten. Die Diasporenbank des Oberbodens wurde entfernt, da diese nach

landwirtschaftlicher Nutzung häufig durch Problemarten dominiert wird. Eine mögliche Diasporenbank des Niedermoorbodens sollte hingegen freigelegt werden. Die Anhebung des Grundwasserstandes relativ zur Bodenoberfläche durch Abtiefung sowie Schaffung eines neuen Bachbettes sollte bewirken, dass auch im Sommer die Fläche möglichst lange Zeit vernässt bleibt.

3.1.3 Probennahme

Auf den vier beschriebenen, an den kanalisierten Rodebach angrenzenden Flächen des Gangelter Bruches, wurden im Frühjahr und Herbst 2004 sowie im Frühjahr 2005 Bodenproben gewonnen.

Die Probennahme erfolgte zum Teil mit einem Stechzylinder, der einen Durchmesser von 9,5 cm und eine Höhe von 10 cm hatte, und dessen Volumen somit bei gefülltem Zylinder ca. 700 cm³ betrug. Bei Probennahmen aus größeren Tiefen (15-20 cm und 10-20 cm) wurde ein Kammerbohrer eingesetzt, der einen Durchmesser von 8,5 cm hatte (Abb. 14). Bei einem Bohrkern von 10 cm Länge hatten diese Proben dann ein Volumen von ca. 570 cm³. Um Volumina an Tiefenproben zur Verfügung zu haben, die den aus den obersten 10 cm Boden erhaltenen Zylindervolumina vergleichbaren, Mengen wurden jeweils drei auf gleicher Höhe nebeneinander liegende Probenstellen gewählt und die gezogenen Kammervolumina vereinigt. In den Auflauf-Kulturen zur Ermittlung des Diasporeninhalts (siehe unten) wurden schließlich einheitlich je 700 cm³ Probenmaterial auf zwei (Fläche D-Sch) bzw. drei (Flächen NL, D-A, D-B) Blumentöpfe verteilt. Bei der Gewinnung von Probenmaterial aus mehr als 20 cm tiefen Bodenschichten kam ein Klappspaten zum Einsatz.



Abbildung 14: *Geräte für die Gewinnung der Diasporenbank-Proben.*

a: Probenstellen des Gebietes D-Sch

Die Bergung der Proben aus dem Untersuchungsgebiet D-Sch erfolgte im April 2004. Insgesamt stammen von dieser Fläche zehn Horizontal-Profile mit insgesamt 89 Bodenproben. Die Lage dieser Profile im Gelände ist in Abbildung 17 dargestellt. Jedes Profil umfasste bis zu neun Proben. Die Profile I, II, III, IV, V, und VI stammen von den Rändern der angegebenen Tümpel bzw. vom Rand des im Westen des Gebietes liegenden, größeren Teiches (Abb. 16).

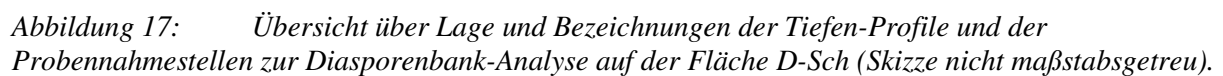
Weitere Profile, die mit S₁, S₂ und S₃ abgekürzt wurden, stammten von flachen Senken, in denen im Frühjahr zum Teil noch kleine Wasserstellen anzutreffen sind, die im Sommer aber abtrocknen. Auf dem Foto der Abbildung 15 ist auf der im Herbst des Vorjahres gemähten Fläche D-Sch eine der drei beprobten flachen Senken zu sehen. Am rechten Rand der Fläche sind zwei beschnittene Kopfweiden und rechts im Bild ein angesalbter Gagelstrauch zu erkennen.



Abbildung 15: Frühjahrsaspekt der Fläche D-Sch an einer Senke (S 3), von der ein Teil der Bodenproben für die Diasporenbank-Untersuchungen stammte.
(Foto: M. Josephs, 4. April 2005).



Abbildung 16: Weiher auf der Fläche D-Sch mit Gewässerrand im Vordergrund, von dem ein Teil der Bodenproben der Profile D-Sch V und D-Sch VI für die Diasporenbank-Analysen stammte.
(Foto: M. Josephs, 6. Mai 2005).



Zum einen wurden hier Proben am Teichrand knapp über der Wasseroberfläche entnommen. Weitere Proben eines solchen Profils wurden entlang eines Transektes, welches im rechten Winkel vom Teichrand aufsteigend verlief, mit dem Stechzylinder ergraben. Die Probenstellen hatten einen Abstand von einem halben bzw. einem Meter. Auch bei den Bodenproben aus den Senken wurden, von der Mitte ausgehend, für die Probenpunkte diese Abstände gewählt. Ein Profil-D-Ba- stammt vom Ufer des 1984 am nördlichen Rand des Gebietes „D-Sch“ neu angelegten kleinen Baches. Während bei den Horizontal-Profilen S₁, I und II das Probenmaterial aus den oberen zehn Zentimetern stammt, wurden bei den weiteren Profilen die Proben aus zwei jeweils 10 cm starken, übereinander liegenden Bodenschichten genommen, sodass Diasporen bis zu einer Bodentiefe von 20 cm ab Bodenoberfläche erfasst werden konnten.

b: Probenstellen des Gebietes NL

Auf dem Gebiet NL, welches auf der zu den Niederlanden gehörenden Seite des Rodebaches liegt, wurden insgesamt 46 Bodenproben von neun Profilen im September und Oktober 2004 ergraben. Die Fläche, auf der die Probennahme erfolgte, und die Stellen der Probennahme sind auf Abbildung 18 zu sehen und auf der Skizze, Abbildung 19, eingezeichnet. Auf dieser Fläche musste im südlichen Teil der Boden ca. 70 bis 80 cm, an einigen Stellen auf bis zu 1,30 m abgegraben werden, um auf den braunen Niedermoorboden zu kommen. Auf dem angemoorten Boden lag eine 80 bis 130 cm starke Sandschicht, über deren Herkunft keine Klarheit herrscht. Einiges spricht dafür (Piepers, 1989), dass es sich um Ablagerungen eines ehemaligen Tümpels entlang des Rodebaches handelt. Kurz vor der Einmündung der Rode Beek hatte der Rodebach nur noch ein sehr geringes Gefälle, sodass sich hier das Wasser staute und zu einer größeren Wasserfläche führen konnte.

Die Probenstellen des Profils NL-B80 (Abb. 18) lagen auf einer Grenzlinie, die den Übergang von der lehmigen Sandschicht in ca. 45-70 cm Tiefe zu der darunter beginnenden Torfschicht anzeigte. Als Abstand der Probenstellen wurden fünf bzw. zehn Meter gewählt. Um eine Verfälschung des Ergebnisses durch die Diasporen, die in den letzten sechs Wochen möglicherweise eingetragen worden waren, zu verhindern, wurden an jeder Probenstelle die oberen zehn Zentimeter der Grenzschicht abgetragen. Die Proben wurden mit einem Spaten ergraben. Bei den anderen Probenstellen der Fläche NL wurde davon ausgegangen, dass in die tieferen Bodenschichten keine nennenswerte Anzahl von Samen, die im Frühjahr/Sommer 2004 ausgestreut wurden, gelangt waren.



Abbildung 18: Abgrabungsfläche NL mit einzelnen Entnahmestellen der Bodenproben
(Foto: M. Josefs, Sept./Okt. 2004).

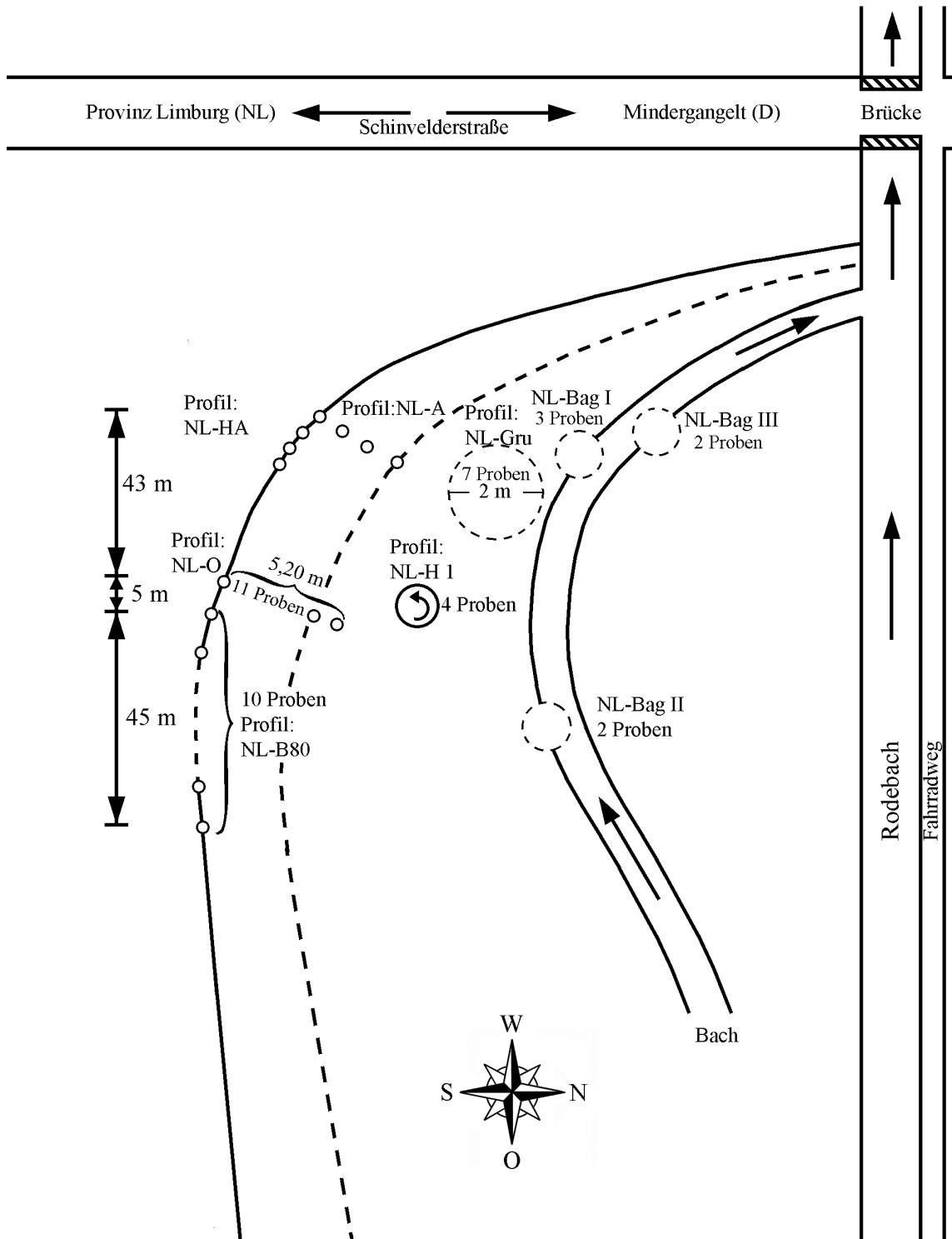


Abbildung 19: Übersicht über Lage und Bezeichnungen der Profile und der Probenstellen auf der Fläche NL (Skizze nicht maßstabsgetreu). Kreis mit gebogenem Pfeil = Kammerbohrer-Kern.

c: Probenstellen auf den Teilfläche D-A und D-B des Abgrabungsgebietes auf deutscher Seite

Die Bergung der Bohrkern der Gebiete D-A und D-B erfolgte im April und Mai 2005 mit dem Stechzylinder und einem Kammerbohrer, wie beschrieben. Von der Fläche D-A stammen 5 Profile mit insgesamt 31 Bodenproben (Abb. 21) und von der Fläche D-B 14 Profile mit insgesamt 40 Bodenproben (Abbildung 20). Die Lage der Profile und der Probenstellen sind aus der schematischen Darstellung in Abbildung 21 und 23 zu ersehen. Um die Tiefenangaben, die in der Übersicht (Tab. D-A) gemacht werden, zu verdeutlichen, ist auf der Abbildung 22 ein Querprofil der Fläche D-A gezeichnet. Bei dem Profil D-A4 handelt es sich um ein quer vom südlichen Rand bis zum nördlichen Rand der Abgrabungsfläche verlaufendes Transekt, aus dem elf Bodenproben gewonnen wurden (Abb. 21). Das Foto in der Abbildung 13 zeigt die wiedervernässte Fläche D-A im Frühjahr 2005, also während der Abgrabungsmaßnahmen.

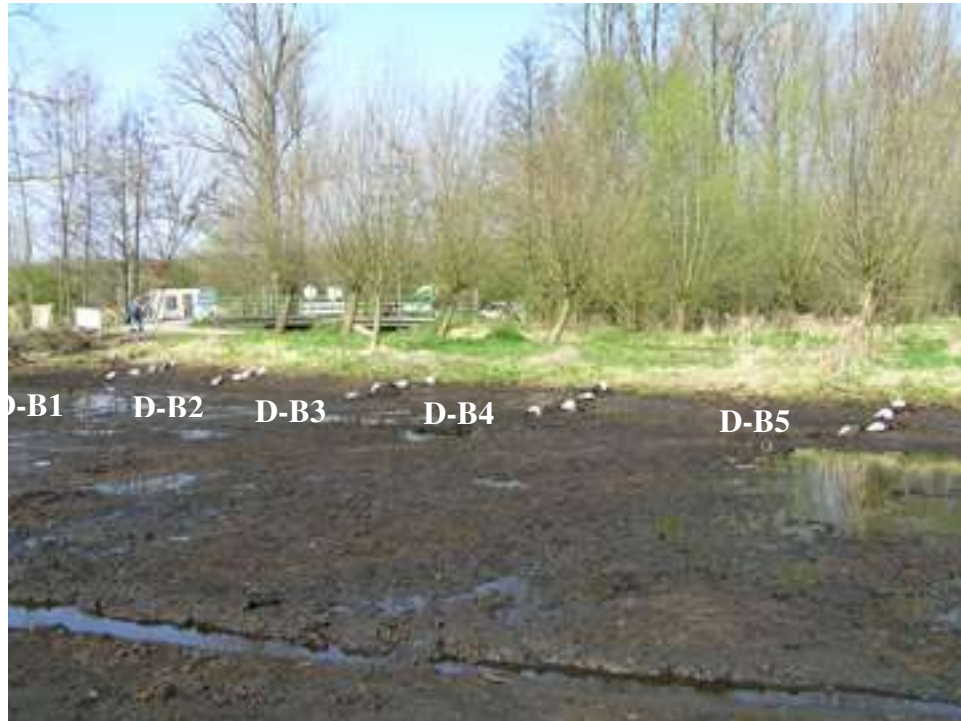


Abbildung 20: Probengewinnung auf der Fläche D-B mit Lage der Profile D-B1 bis D-B5. Im Vordergrund des Bildes ist der neu gegrabene Bach zu erkennen (Foto: M. Josephs, April 2005).

Die Profile D-BM1 bis D-BM4 stammen aus den oberen zehn Zentimetern des Abgrabungshorizontes, d.h. das Probenmaterial stammt aus einer Bodentiefe von ca. 50-60 cm unter der heutigen Grasnarbe (Foto in Abb.20). Das Profil D-Sa stammt von einer Probenstelle, an der der Niedermoorboden vor der Abgrabung mit einer ca. 80-90 cm starken Sandschicht bedeckt war. Diese Sandschicht wurde zusammen mit einer ca. 50 cm starken Flachmoorschicht von einem Bagger abgetragen.

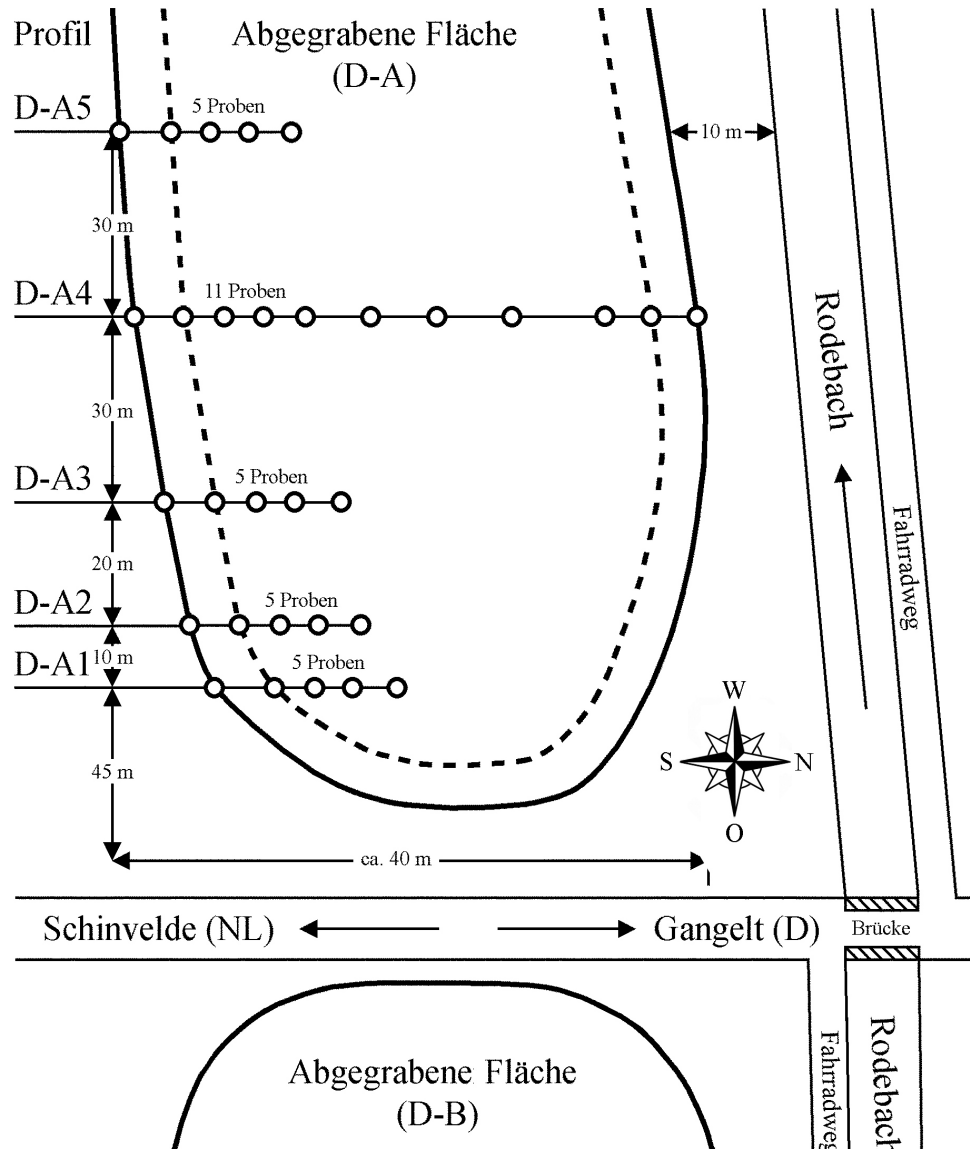


Abbildung 21: Übersicht über die Lage und Bezeichnungen der Profile und der Probenstellen auf der Fläche D-A

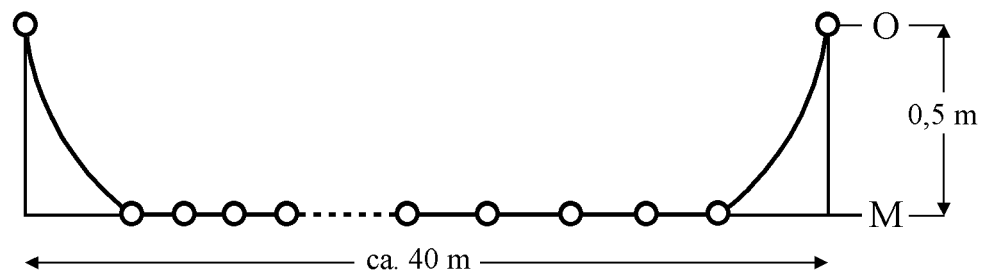


Abbildung 22: Querprofil D-A4 der Fläche D-A

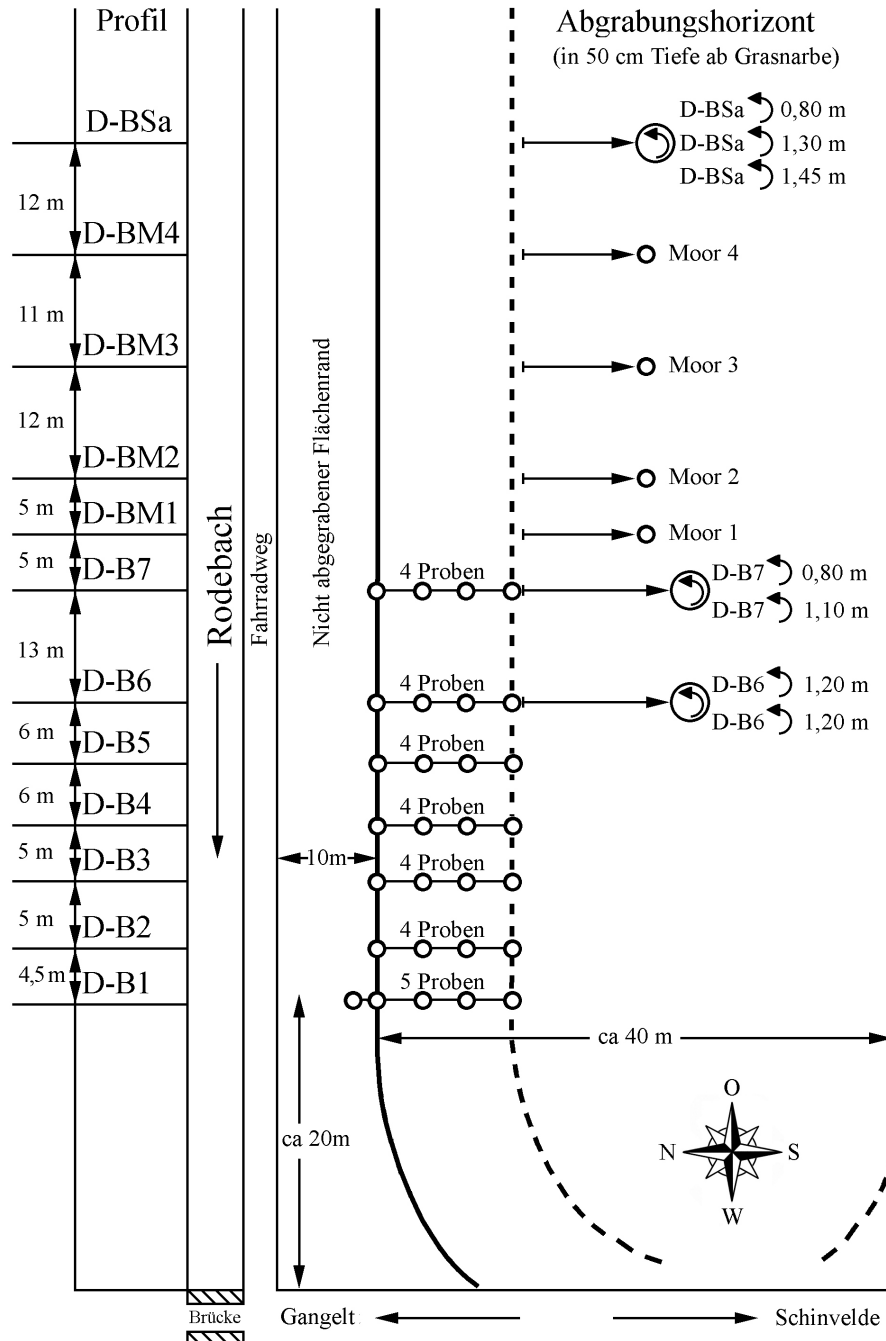


Abbildung 23: Übersicht über die Lage und Bezeichnungen der Profile sowie der Probenstellen auf der Fläche D-B

Die Bohrkerne wurden in Plastikbeutel verpackt, in einem dunklen Raum kühl gelagert und innerhalb dreier Tage nach der Bergung ausgebracht und weiter behandelt, soweit sie im Frühjahr 2005 geborgen wurden. Die im Herbst 2004 erbohrten Kerne wurden in einer Kiste auf dem Versuchsgelände der geobotanischen Abteilung der Universität Düsseldorf den Winter über an einem überdachten Platz aufbewahrt, um im darauffolgenden Frühjahr im April und Anfang Mai ausgebracht zu werden. Die letztgenannten Bodenproben waren im Winter 2004/2005 über einige Monate Temperaturen von unter 5°C ausgesetzt, (siehe Klimadaten in Tab. 6 Kap. 4.1.1) sodass für einen Teil der Samen die Bedingungen für eine Stratifikation gegeben waren (Sitte et al., 2002).

3.1.4 Keimungsversuche mit Hilfe der Auflaufmethode

Für die Untersuchung der Diasporenbanken des Gangelter Bruches wurde die Auflaufmethode als eine der „klassischen“ Methoden gewählt (Fischer, 1987; Jensen & 1969; Poschlod, 1991 ; Jensen, 1969). Als weitere Methoden, die bei der Analyse von Bodenproben auf keimfähige Diasporen hätte gewählt werden können, ist die Isolierung der Diasporen (Siebungsmethode) (Falinska, 1999; Leck *et al.*, 1989; Ter Heerdt *et al.*, 1996; Thompson *et al.*, 1997) und eventuell auch ein Vergraben rezenter Diasporen mit Erfassung ihrer Keimung (Falinska, 1999; Thompson *et al.*, 1997) zu nennen. Eine Begründung für die Auswahl der Verfahrensweise mit einem Methodenvergleich wird im Diskussionsteil zu den Diasporenbanken gegeben.

3.1.4.1 Aufbereitung des Bodenprobenmaterials

Um das Probenmaterial von größeren Steinen und Pflanzenresten zu befreien, wurden die Proben als erstes durch ein Sieb mit der Maschenweite 3 mm gesiebt. Anschließend wurde das Bodenmaterial auf ein in schwarzen Blumentöpfen vorbereitetes Substrat, welches als Durchwurzelungs- und Wasserhaltesubstrat diente, aufgebracht. Die Töpfe hatten einen mittleren Durchmesser von 19 cm, eine Höhe von 17 cm und wurden ca. 10 cm hoch mit dem Substrat befüllt. Als Substrat der ersten Versuchsserie im Frühjahr/Sommer 2004 diente eine dampfsterilisierte Gartenerde-Sand-Mischung. Die Gartenerde stammte aus der Anlage des botanischen Gartens der Universität Düsseldorf. Bei dem Sand handelte es sich um frischen Sand aus einer Kiesgrube. Zur Schaffung unterschiedlicher Bodenbedingungen wurden bei den Versuchsreihen im folgenden Jahr (2005) drei verschiedene Substrate bei der Befüllung der Versuchstöpfe eingesetzt. Zum Einen die schon im Vorjahr gewählte Gartenerde-Sand-Mischung, als zweites Substrat dampfsterilisierte Gartenerde (Bot. Garten Düsseldorf) ohne Beimischung

von Sand und als drittes Substrat ein Torfkultursubstrat der Firma Johannes Dues aus Twistringen. Der pH-Wert für dieses Hochmoortorfprodukt wurde mit $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ 5-6 angegeben. Jede im Untersuchungsgebiet gezogene Bodenprobe wurde auf zwei bzw. drei Töpfe verteilt. Zur Schaffung günstiger Keimungsbedingungen sowohl für Licht- als auch für Dunkelkeimer wurde von jeder Bodenprobe bei einem Versuchsgefäß das Probenmaterial mit dem Substrat vermischt und bei einem zweiten Probentopf locker oben auf das Substrat aufgebracht. Um einen Sameneinflug aus der Umgebung der Versuchsanlage zu verhindern oder mindestens so gering wie möglich zu halten, wurden die befüllten Töpfe mit einer weißen, feinmaschigen Gaze (Maschenweite 1 mm) doppelartig abgedeckt und mit einem Gummiring fest verschlossen. Den Versuchen kam zugute, dass zu Versuchsbeginn im April und in den ersten Wochen der Keimungsphase naturgemäß nur wenige Fremdsamen in der Luft waren. Die Abbildung 24 zeigt einen Teil der Versuchstöpfe im Sommer 2005. Um die Fläche von Schnecken frei zu halten, wurde sie mit einem Schneckenzaun umgeben. Zur Überprüfung des Fremdeintrages sowie der Sterilität des Substrates wurden in jeder Versuchsreihe drei Kontrolltöpfe ohne Bodenmaterial, nur mit gedämpftem Sterilsand gefüllt, aufgestellt. Insgesamt wurde so in 529 Kulturtöpfen der Diasporenvorrat in den 206 Geländeproben ermittelt (Tab. 1-4).



Abbildung 24: Versuchstöpfe, unbeschattet auf dem Versuchsgelände der Geobotanischen Abteilung der Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf stehend.

3.1.5 Mikroklima

Als abiotische Standortfaktoren spielen bei der Keimung von Diasporen die Bodenfeuchte und die Luft- und Bodentemperatur eine zentrale Rolle. Während des Versuchszeitraumes von Mitte April 2004 bis Ende Oktober 2005 wurden diese Klimaparameter neben weiteren Faktoren von einer auf dem Versuchsgelände dauerhaft installierten Klimastation aufgezeichnet.

3.1.5.1 Luft- und Bodentemperatur

Die Messung der Lufttemperatur und –feuchte erfolgte durch einen strahlungsgeschützten Luftfeuchte/Temperaturmesser HMP 35 A (Vaisala, Helsinki, Finnland). Die Bodentemperatur wurde, in 5 cm Bodentiefe von Thermistoren des Typs CM-U-VS-Z, Grant Instruments (Cambridge) Ltd, England (Ehleringer, 1989) gemessen. Die erhaltenen Daten wurden von einem 12-Bit-Squirrel Data-Logger (Driesen und Kern, Bad Bramstedt, Grant 1250 und 1259, Grant Instruments Ltd., England) im 15-Minuten Intervall registriert und gespeichert. Die Bodentemperaturen in den Kulturtöpfen waren voneinander und von den an der nahebei installierten Klimastation gemessenen Werten nicht sehr unterschieden.

3.1.5.2 Bodenfeuchte

Die Bodenfeuchte wurde mittels ThetaProbe-Sonden Typ ML-2x, (Delta-T Device Ltd, Cambridge, England) bestimmt. Diese Sonden arbeiten nach dem Prinzip der „Time domain reflectance“ (TDR). Sie ermitteln die volumetrische Bodenfeuchte über die Veränderung der Dielektrizitätszahl. Hierbei wird ein 100 Mhz Signal erzeugt, das über die Elektrodenanordnung auf das Bodenvolumen (10 cm tief) innerhalb der drei äußeren Sondenstäbe einwirkt. Es wird die Zeit gemessen, die das Signal braucht, um den Boden zu durchdringen. Die Daten wurden in 30 Minuten-Intervallen mit Hilfe der Squirrel Data-Logger 1000 der Firma Driesen und Kern, Bad Bramstedt, Deutschland, aufgezeichnet. In den Beobachtungszeiträumen, d.h., von April 2004 bis November 2004, von April 2005 bis August 2005 und von April 2006 bis August 2006 wurde so die Bodenfeuchte mittels 2 im Beobachtungszeitraum 2004, 4 im Beobachtungszeitraum 2005 und 2006 TDR-Sensoren, verteilt über die Gesamtheit der Kulturtöpfe, überprüft und dann durch regelmäßiges Wässern konstant gehalten. Um möglichst günstige Keimungsbedingungen zu schaffen, wurde die Wassermenge so dosiert, dass das Substrat stets gut durchfeuchtet war.

3.1.6 Bestimmungsliteratur und Nomenklatur

Für die Bestimmung der jungen Keimlinge standen Tafeln mit fotografischen Abbildungen von jungen Keimlingen, vor allem von Keimlingen von Unkrautgesellschaften zur Verfügung (Häflinger & Brun-Hool, 1971). Des weiteren wurden zur Bestimmung der Pflanzen vorwiegend die Bestimmungsbücher Schmeil et al. (2003) und Rothmaler (1994, 2002, 2004) herangezogen. Die Nomenklatur der Gefäßpflanzen richtete sich nach der Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands von Wisskirchen & Haeupler (1998).

3.1.7 Identifizierung und Auszählung der gekeimten Diasporen

Drei Wochen nach Ausbringen der Bodenproben auf das Substrat der vorbereiteten Töpfe kam es zum ersten Auflaufen von Keimlingen. Zählung und Bestimmung der aufgelaufenen Keimlinge erfolgte anfangs in wöchentlichen Abständen und später alle zwei Wochen. Die auf Artniveau sicher anzusprechenden Keimlinge wurden nach der Zählung entfernt. Pflanzen, die im Keimlingsstadium schwer bestimmbar waren, wurden bis zur sicheren Determination kultiviert. War eine Bestimmung der Keimlinge in der laufenden Vegetationsperiode nicht möglich, wurden sie in Einzeltöpfe ausgepflanzt, und solange kultiviert bis eine Bestimmung sicher erfolgen konnte. Dies traf vor allem auf Keimlinge von *Juncus*-, *Salix*- und *Epilobium*-Arten zu. Moose fanden in der Regel keine Berücksichtigung. Eine Ausnahme bildete *Riccia fluitans*, die mit erfasst wurde. Während der gesamten Versuchszeit wurde der Boden regelmäßig beim Entfernen der bestimmten Keimlinge gewendet, wann immer dies ohne Beschädigung noch wachsender Jungpflanzen möglich war. Das Keimlingsaufkommen wurde in allen Versuchsreihen während der gesamten Vegetationsperiode des Jahres, in welchem die Bodenproben ausgebracht worden waren, und weiter im darauffolgenden Frühjahr bis in den Sommer hinein beobachtet und protokolliert (jeweils April bis Oktober 2004, 2005 und 2006).

3.1.8 Übersicht über die Gesamtmenge der gezogenen Proben und die Folgekulturen.

Tabelle 1: Fläche D-Sch: Übersicht (Abb. 17) über Profile, Proben, Zeitpunkte des Probenerwerbs und des Ausbringens des Probenmaterials sowie Zeitpunkte der Kontrolle der Keimlinge.

Profil- bezeich- nung	Datum der Proben- nahme	Ausbrin- gen der Proben	1.Tiefe der Pro- ben in cm, ab Gras- narbe	Anzahl der Pro- ben	2. Tiefe der Proben in cm	Anzahl der Proben	Datum der Kontrolle der Keimlinge im Jahr 2004
I	16.4.2004	20.4.2004	0-10	9	10-20	9	10.5., 19.5., 25.5., 1.6., 5.7., 15.7., 7.9., 16.9., 3.11.
II	16.4.2004	21.4.2004	0-10	6	-	-	10.5., 24.5., 1.6., 15.7., 2.9., 13.10.
S1	16.4.2004	21.4.2004	0-10	3	-	-	10.5., 24.5., 7.6., 13.7., 16.9., 27.9., 3.11.
S2	23.4.2004	26.4.2004	0-10	7	10-20	5	17.5., 7.6., 13.7., 27.8., 11.9., 11.11.
S3	23.4.2004	27.4.2004	0-10	6	10-20 15-20	4 1	17.5., 7.6., 17.6., 14.7., 27.8., 3.9., 7.9., 13.10.
III	23.4.2004	28.4.2004	0-10	6	10-20	3	18.5., 4.6., 24.6., 15.7., 22.7., 27.8., 2.9., 3.11.
IV	23.4.2004	7.5.2004	0-10	9	10-20	3	27.5., 1.6., 7.6., 9.7., 26.8., 7.10., 11.11.
V	23.4.2004	11.5.2004	0-10	3	-	-	1.6., 24.6., 9.7., 25.8., 7.10.
VI	23.4.2004	11.5.2004	0-10	8	10-20	2	8.6., 8.7., 22.7., 24.8., 11.11.
Ba	23.4.2004	12.5.2004	0-10	5	-	-	1.6., 24.6., 9.7., 25.8., 11.11.

DIASPOREN BANK

Tabelle 2: Fläche NL: Übersicht (Abb. 19) über Profile, Proben, Probentiefen und die Zeitpunkte des Probenerwerbs und des Ausbringens des Probenmaterials sowie Kontrolle der gekeimten Diasporen. Zusätzlich ist die Bodenart des jeweiligen Bodenhorizontes angegeben. Mit  sind die Proben gekennzeichnet, die mit dem Kammerbohrer gewonnen wurden.

Profil- bezeich- nung	Anzahl der Proben	Datum der Proben- nahme	Ausbringen der Proben	Proben- bezeich- nung	Tiefe der Proben- stelle in cm, ab Gras- narbe	Stratigraphie	Datum der Kontrolle der Keimlinge im Jahr 2005
O	10	22.10.2004	22.4.2005	O	5-15	Sand	18.5., 4.6., 14.6., 2.8.
		22.10.2004	22.4.2005	O + 0,5	15-25	Sand	
		22.10.2004	22.4.2005	O + 1,0	25-35	lehmiger Sand	18.5., 4.6., 14.6., 2.8
		22.10.2004	22.4.2005	O + 1,5	35-45	Lehmiger Sand	
		22.10.2004	22.4.2005	O + 2,0	50-60	Sandiger Lehm	18.5., 25.5., 3.6., 2.8.
		22.10.2004	22.4.2005	O + 2,5	60-70	Lehm	
		22.10.2004	22.4.2005	O + 3,0	75-85	Übergang Lehm-Torf	
		22.10.2004	22.4.2005	O + 3,5	90-100	Übergang Lehm-Torf	18.5., 25.5., 3.6., 2.8
		22.10.2004	22.4.2005	O + 4,2	110-120	Torf	
		22.10.2004	22.4.2005	O+ 5,2	130-140	Torf (25 cm tief)	
HI	4	22.10.2004	26.4.2005	O+5,2 30 cm tief		Torf (55 cm tief)	18.5., 25.5., 3.6., 2.8.
		22.10.2004	26.4.2005	O+5,2 50 cm tief		Torf (75 cm tief)	
		22.10.2004	26.4.2005	O+5,2 68 cm tief		Torf mit Ton	
		22.10.2004	26.4.2005	O+5,2 75 cm tief		toniges Moor	
A	4	29.9.2004	28.4.2005	A1	40-50	Sand	18.5., 4.6. 14.6., 2.8.
		29.9.2004	28.4.2005	A2	50-60	Sand-Moor	
		29.9.2004	28.4.2005	A3	60-70	Sand-Moor	
		29.9.2004	28.4.2005	A4	70-80	Moor	

Tab. 2: Teil 2, Fläche NL

Profil- bezeich- nung	Anzahl der Proben	Datum der Proben- nahme	Ausbringen der Proben	Proben- bezeich- nung	Tiefe der Proben- stelle in cm, ab Gras- narbe	Stratigraphie	Datum der Kontrolle der Keimlinge im Jahr 2005
HA	4	29.9.2004	28.4.2005	HA1	40-50	Sand-Torf	18.5., 4.6., 14.6., 2.8.
		29.9.2004	28.4.2005	HA1+0, 5	40-50	Sand-Torf	
		29.9.2004	28.4.2005	HA1+1, 0	40-50	Sand-Torf	
		29.9.2004	28.4.2005	Ha1+1,5	40-50	Sand-Torf	
B80	10	29.9.2004	27.4.2005	B1	50-60	Lehmiger Sand- Torf (Schilftorf)	17.5., 30.5., 4.6., 2.8.
		29.9.2004	27.4.2005	B1+5	50-60	Lehmiger Sand- Torf (Schilftorf)	
		29.9.2004	27.4.2005	B1+10	50-60	Lehmiger Sand- Torf (Schilftorf)	
		29.9.2004	27.4.2005	B1+15	50-60	Lehmiger Sand- Torf (Schilftorf)	
		29.9.2004	27.4.2005	B1+20	50-60	Lehmiger Sand- Torf (Schilftorf)	
		29.9.2004	27.4.2005	B1+25	50-60	Lehmiger Sand- Torf (Schilftorf)	
		29.9.2004	27.4.2005	B1+30	50-60	Lehmiger Sand- Torf (Schilftorf)	
		29.9.2004	27.4.2005	B1+40	50-60	Lehmiger Sand- Torf (Schilftorf)	
		29.9.2004	27.4.2005	B1+45	50-60	Lehmiger Sand- Torf (Schilftorf)	
		29.9.2004	27.4.2005	B1+50	50-60	Lehmiger Sand- Torf (Schilftorf)	

DIASPORENBANK

Tab. 2, Teil 3, Fläche NL

Profil- bezeich- nung	Anzahl der Proben	Datum der Proben- nahme	Ausbringen der Proben	Proben- bezeich- nung	Tiefe der Proben- stelle in cm, ab Gras- narbe	Stratigraphie	Datum der Kontrolle der Keimlinge im Jahr 2005
Gru	7	29.9.2004	4.4.2005	Gru + 0	0-10	Schilftorf	18.5., 26.5., 3.6., 2.8.
		29.9.2004	4.4.2005	Gru + 0,5	0-10	Schilftorf	
		29.9.2004	4.4.2005	Gru + 1	0-10	Schilftorf	
		29.9.2004	4.4.2005	Gru + 1,5	0-10	Schilftorf	
		29.9.2004	4.4.2005	Gru + 2,0	0-10	Schilftorf	
		29.9.2004	4.4.2005	Gru + 2,5	0-10	Schilftorf	
		29.9.2004	4.4.2005	Gru + 3,0	0-10	Schilftorf	
Bag I	3	29.9.2004	4.4.2005	Bag I (unten)	50-60	Schilftorf	18.5., 25.5., 3.6., 2.8.
		29.9.2004	4.4.2005	Bag I (oben) + 0,5	0-10	Schilftorf	
		29.9.2004	26.4.2005	Bag I (oben) + 1,0	0-10	Schilftorf	
Bag II	2	29.9.2004	26.4.2005	Bag II (unten)	50-60	Schilftorf	18.5., 25.5., 3.6., 2.8.
		29.9.2004	4.4.2005	Bag II (oben) + 0,5	0-10	Schilftorf	
Bag III	2	29.9.2004	26.4.2005	Bag II (unten)	50-60	Schilftorf	18.5., 25.5., 3.6., 2.8.
		29.9.2004	4.4.2005	Bag II (oben) + 2	0-10	Schilftorf	

DIASPORENBANK

Tabelle 3: Fläche D-A: Übersicht (Abb. 20) über die Profile, die Anzahl der Proben einschließlich stratigraphischer Einordnung und die Zeitpunkte des Probenerwerbs, des Ausbringens des Probenmaterials sowie der Zeitpunkte der Kontrolle der gekeimten Diasporen. Zusätzlich ist die Bodenart des jeweiligen Bodenhorizontes angegeben.

Profil-bezeichnung	Anzahl der Proben	Datum des Proben-erwerbs	Ausbrin-gen der Proben	Proben-bezeich-nung	Tiefe der Proben-stellen in cm, ab Grasnarbe	Stratigraphie	Keimlings-Kontroll-Daten 2005
D-A1	5	6.5.2005	10.5.2005	D-A 1,1	20-30	Sand-Humus	28.5., 21.6., 4.7., 29.7.
		6.5.2005	10.5.2005	D-A 1,2	30-40	Humus-Torf	
		6.5.2005	10.5.2005	D-A 1,3	40-50	Torf	
		6.5.2005	10.5.2005	D-A 1,4	50-60	Torf	
		6.5.2005	10.5.2005	D-A 1,5	80-90	Bachgrund	
D-A2	5	6.5.2005	10.5.2005	D-A 2,1	10-20	Sand-Humus	28.5., 21.6., 4.7., 29.7.
		6.5.2005	10.5.2005	D-A 2,2	30-40	Humus-Torf	
		6.5.2005	10.5.2005	D-A 2,3	40-50	Torf	
		6.5.2005	10.5.2005	D-A 2,4	50-60	Torf	
		6.5.2005	10.5.2005	D-A 2,5	80-90	Bachgrund	
D-A3	5	6.5.2005	1.6.2005	D-A 3,1	10-20	Sand-Humus	23.6., 3.7., 8.8.
		6.5.2005	1.6.2005	D-A 3,2	30-40	Humus-Torf	
		6.5.2005	1.6.2005	D-A 3,3	40-50	Torf	
		6.5.2005	1.6.2005	D-A 3,4	50-60	Torf	
		6.5.2005	1.6.2005	D-A 3,5	80-90	Bachgrund	
D-A4	11	6.5.2005	31.5.2005	D-A 4,1	0-10	Sand-Humus	22.6., 3.7., 2.8.
		6.5.2005	31.5.2005	D-A 4,2	10-20	Humus-Torf	
		6.5.2005	31.5.2005	D-A 4,3	20-30	Torf	
		6.5.2005	31.5.2005	D-A 4,4	30-40	Torf	
		6.5.2005	31.5.2005	D-A 4,5	40-50	Bachgrund	
		6.5.2005	31.5.2005	D-A 4,6	40-50	Torf	
		6.5.2005	31.5.2005	D-A 4,7	40-50	Torf	
		6.5.2005	31.5.2005	D-A 4,8	30-40	Torf	
		6.5.2005	31.5.2005	D-A 4,9	20-30	Torf	
		6.5.2005	31.5.2005	D-A 4,10	10-20	Torf	
		6.5.2005	31.5.2005	D-A 4,11	0-10	Humus	
D-A5	5	6.5.2005	1.6.2005	D-A 5,1	10-20	Sand-Humus	23.6., 3.7., 3.8.
		6.5.2005	1.6.2005	D-A 5,2	30-40	Humus-Torf	
		6.5.2005	1.6.2005	D-A 5,3	40-50	Torf	
		6.5.2005	1.6.2005	D-A 5,4	50-60	Torf	
		6.5.2005	1.6.2005	D-A 5,5	40-50	Torf	

DIASPOREN BANK

Tabelle 4: Fläche D-B: Übersicht über die Profile, die Anzahl der Proben und die Zeitpunkte des Probenerwerbs, des Ausbringens des Probenmaterials sowie der Zeitpunkte der Kontrolle der gekeimten Diasporen. Die Proben mit dem Kennzeichen“ $\mathbb{N}$ “ sind Bodenproben, die mit dem Probenbohrer und mit dem Klappspaten vom 50 cm tief abgetragenen Horizont aus in den angegebenen Tiefen ergraben wurden.

Profil-bezeichnung	Anzahl der Proben	Datum des Probenerwerbs	Ausbringen der Proben	Proben-bezeichnung	Tiefe der Probenstellen in cm, ab Grasnarbe	Keimlingskontroll-Daten 2005
D-B1	5	4.4.2005	11.4.2005	D-B1,1	0-10	2.5., 27.6., 23.5., 26.7., 14.6.
		4.4.2005	11.4.2005	D-B1,2	5-15	
		4.4.2005	11.4.2005	D-B1,3	15-25	
		4.4.2005	11.4.2005	D-B1,4	25-35	
		4.4.2005	11.4.2005	D-B1,5	35-45	
D-B2	4	4.4.2005	12.4.2005	D-B2,1	5-15	2.5., 13.5., 14.6., 30.6., 27.7.
		4.4.2005	12.4.2005	D-B2,2	15-25	
		4.4.2005	12.4.2005	D-B2,3	25-35	
		4.4.2005	12.4.2005	D-B2,4	35-45	
D-B3	4	4.4.2005	13.4.2005	D-B3,1	5-15	4.5., 23.5., 14.6., 30.6., 3.8.
		4.4.2005	13.4.2005	D-B3,2	15-25	
		4.4.2005	13.4.2005	D-B3,3	25-35	
		4.4.2005	13.4.2005	D-B3,4	35-45	
D-B4	4	4.4.2005	19.4.2005	D-B4,1	5-15	4.5., 24.5., 15.6., 30.6., 3.8.
		4.4.2005	19.4.2005	D-B4,2	15-25	
		4.4.2005	19.4.2005	D-B4,3	25-35	
		4.4.2005	19.4.2005	D-B4,4	35-45	
D-B5	4	4.4.2005	14.4.2005	D-B5,1	5-15	13.5., 24.5., 15.6., 30.6., 5.8.
		4.4.2005	14.4.2005	D-B5,2	15-25	
		4.4.2005	14.4.2005	D-B5,3	25-35	
		4.4.2005	14.4.2005	D-B5,4	35-45	

Tab. 4: Teil 2, Fläche NL

Profil- bezeich- nung	Anzahl der Proben	Datum des Probener- werbs	Ausbringen der Proben	Proben- bezeichnung	Tiefe der Probenstel- len in cm, ab Grasnarbe	Keimlingskon- troll-Daten 2005
D-B6	4	4.4.2005	14.4.2005	D-B6,1	5-15	13.5., 24.5., 6.6., 16.6., 1.7., 6.8.
		4.4.2005	14.4.2005	D-B6,2	15-25	
		4.4.2005	14.4.2005	D-B6,3	25-35	
		4.4.2005	14.4.2005	D-B6,4	35-45	
D-B6 ↷	2	4.4.2005	21.4.2005	D-B6 1,20 m	110-120 ↷	13.5., 24.5., 2.6., 16.6., 1.7., 6.8.
		4.4.2005	21.4.2005	D-B6 1,45 m	140-150 ↷	
D-B7	4	4.4.2005	20.4.2005	D-B7,1	5-15	13.5., 24.5., 2.6., 16.6., 1.7., 5.8.
		4.4.2005	20.4.2005	D-B7,2	15-25	
		4.4.2005	20.4.2005	D-B7,3	25-35	
		4.4.2005	20.4.2005	D-B7,4	35-45	
D-B7 ↷	2	4.4.2005	21.4.2005	D-B7 0,80 m	130-140 ↷	24.5., 2.6., 21.6., 3.7., 6.8.
		4.4.2005	21.4.2005	D-B7 1,10 m	160-170 ↷	
D-BM1	1	4.4.2005	13.4.2005	Moor 1	50-60	2.5., 2.6., 16.6., 1.7., 26.7., 3.8.
D-BM2	1	4.4.2005	13.4.2005	Moor 2	50-60	
D-BM3	1	4.4.2005	13.4.2005	Moor 3	50-60	
D-BM4	1	4.4.2005	13.4.2005	Moor 4	50-60	
D-BSa ↷	3	4.4.2005	13.4.2005	D-BSa 0,80 m	130-140 ↷	2.5., 2.6., 16.6., 1.7., 26.7., 3.8.
		4.4.2005	13.4.2005	D-BSa 1,30 m	180-190 ↷	
		4.4.2005	13.4.2005	D-BSa 1,45 m	195-205 ↷	

3.2 Vegetation

3.2.1 Floristisch-vegetationskundliche Untersuchungen

Die aktuelle Vegetation der beprobten Flächen wurde floristisch und mit pflanzensoziologischen Aufnahmen erfasst. Die Aufnahmeflächen wurden nach ihrer Repräsentanz subjektiv ausgewählt (Braun-Blanquet, 1964). Die Flächen hatten eine Größe von 6-100 m². Zur Angabe der Artmächtigkeit der in der Krautschicht vorgefundenen Taxa wurde die Schätzskala nach Braun-Blanquet (1964) verwendet (Tab 5). Insgesamt wurden auf den vier verschiedenen Teilflächen des Untersuchungsraumes 80 Aufnahmen erstellt (Abb. 25, 26, 27 und 28).

Tabelle 5: BRAUN-BLANQUET-Skala zur Bestimmung der Artmächtigkeit.

Artmächtigkeit		
Braun-Blanquet-Signatur	Deckung [%]	Mittelwert [%]
r = rar; ein oder wenige Individuen oder oberirdische Triebe	< 1	Bleibt unberücksichtigt
+ = spärlich, 2 bis 5 Individuen oder Triebe	<1	0,1
1 = reichlich; mit sehr geringer Deckung oder weniger reichlich, aber mit hoher Deckung	>1<5	2,5
2 = sehr reichlich	>5<25	15
3 = Individuenzahl beliebig	>25<50	37,5
4 = Individuenzahl beliebig	>50<75	62,5
5 = Individuenzahl beliebig	>75<100	87,5

3.2.2 Einrichtung von Dauerbeobachtungsflächen

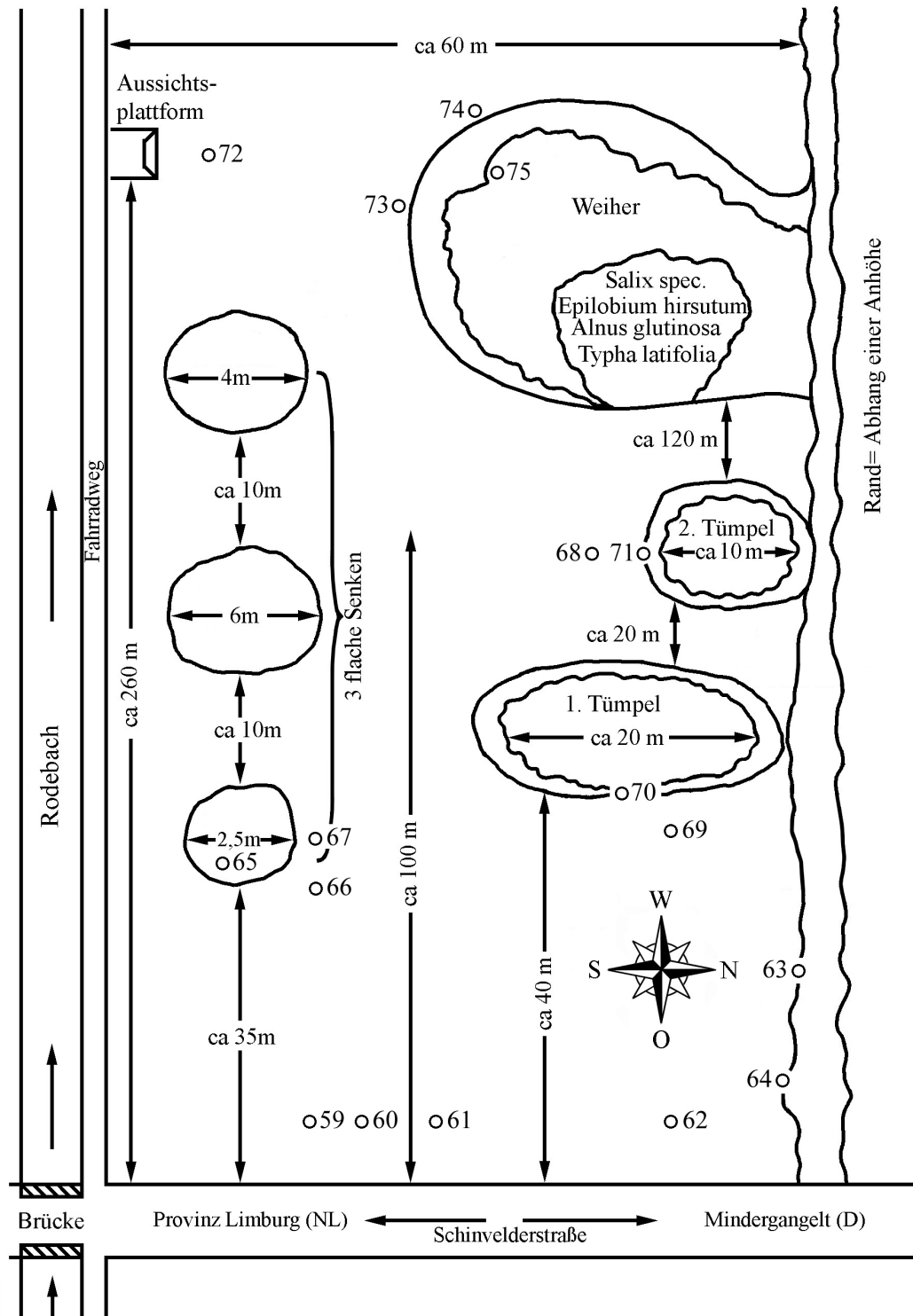


Abbildung 25: Übersicht über die Lage und Bezeichnungen der Vegetationsaufnahme-Flächen auf der Fläche D-Sch.

Im Rahmen des vorgesehenen Untersuchungsumfanges wurden auf 14 Dauerflächen der abgegrabenen Areale wiederholte Erhebungen zur Artenzusammensetzung durchgeführt; ebenso wurde in dieser Weise die Vegetation des größeren Teiches auf der Fläche D-Sch näher untersucht. Die Dauerbeobachtungsflächen sind repräsentativ für die aktuelle Pflanzendecke im Gangelter Bruch; die wiederholten Bestandserfassungen zeigten eine hohe Entwicklungsdynamik. Die Flächen waren markiert einerseits durch vorgegebene (Holzbrücke) und natürliche Geländemarken (Kopfweiden) andererseits durch Markierungspfähle, die im Frühjahr 2005 eingegraben worden waren (vgl. die Hinweise auf markante Punkte in den Abb. 5, 6, 7, 26, 27 und 28).

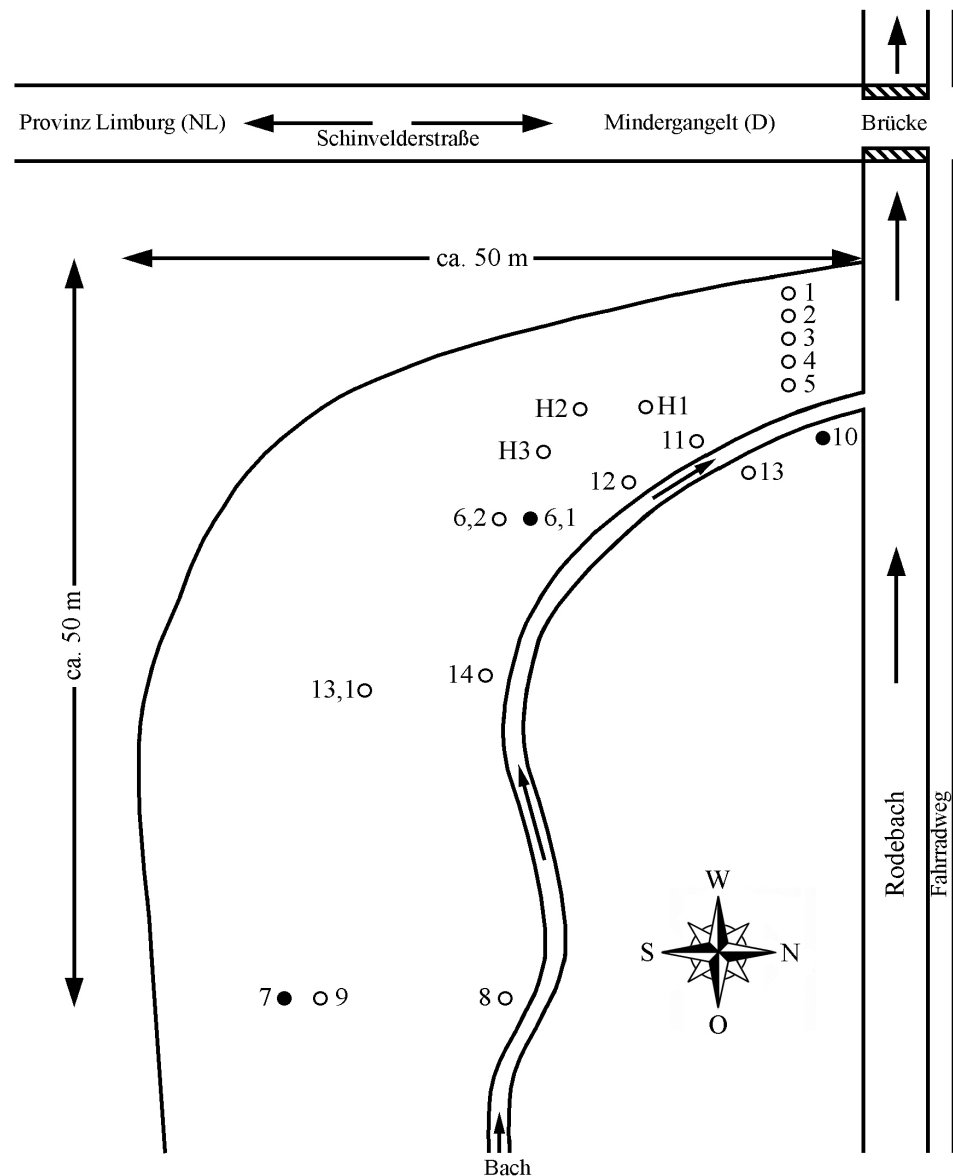


Abbildung 26: Übersicht über die Lage und Bezeichnungen der Vegetationsaufnahme-Flächen auf der Fläche NL. Die ausgefüllten Kreise kennzeichnen die Dauerbeobachtungsflächen.

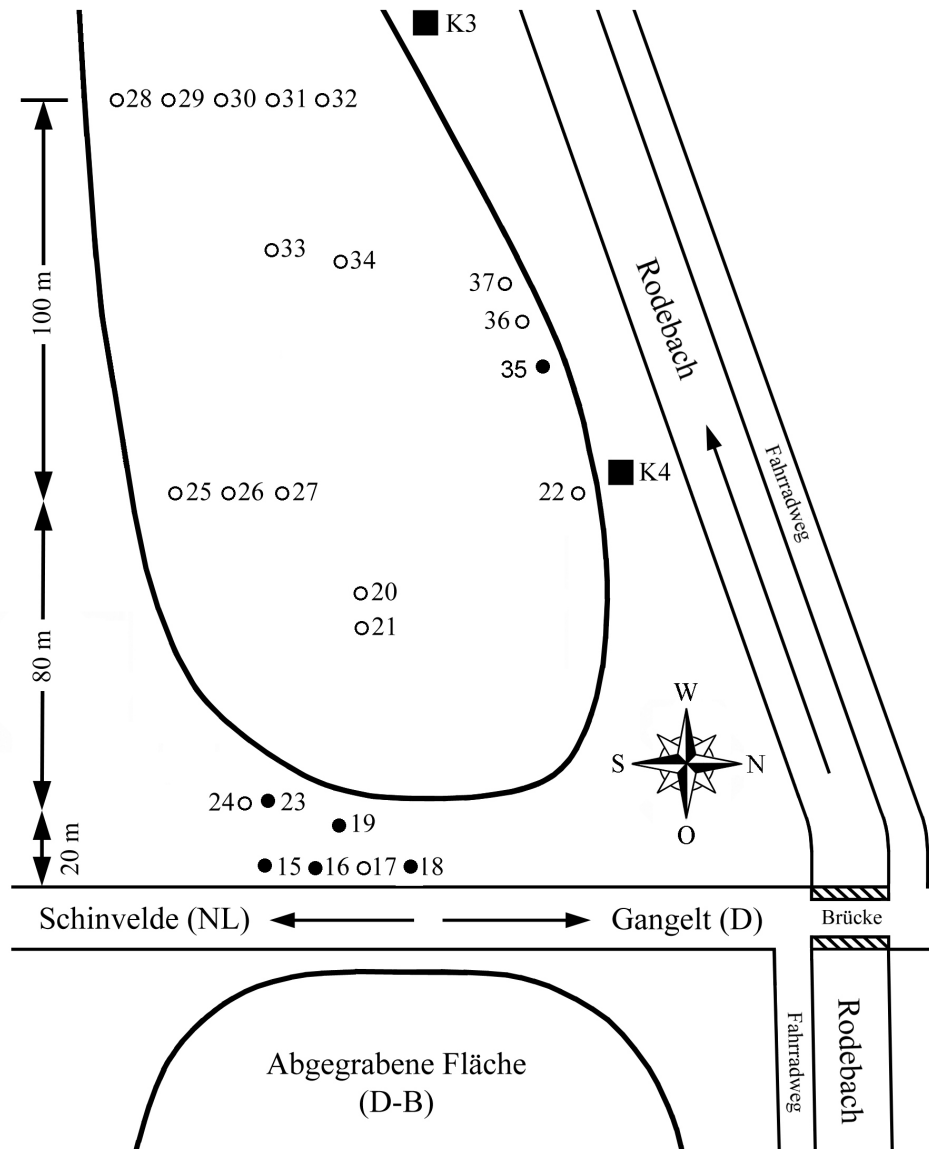


Abbildung 27: Übersicht über die Lage und Bezeichnungen der Vegetationsaufnahme-Flächen auf der Fläche D-A.. Die ausgefüllten Kreise kennzeichnen die Dauerbeobachtungsflächen. K3 und K4 markieren die Vegetationsaufnahme-Flächen aus der Umweltverträglichkeitsstudie der Firma Koenzen.

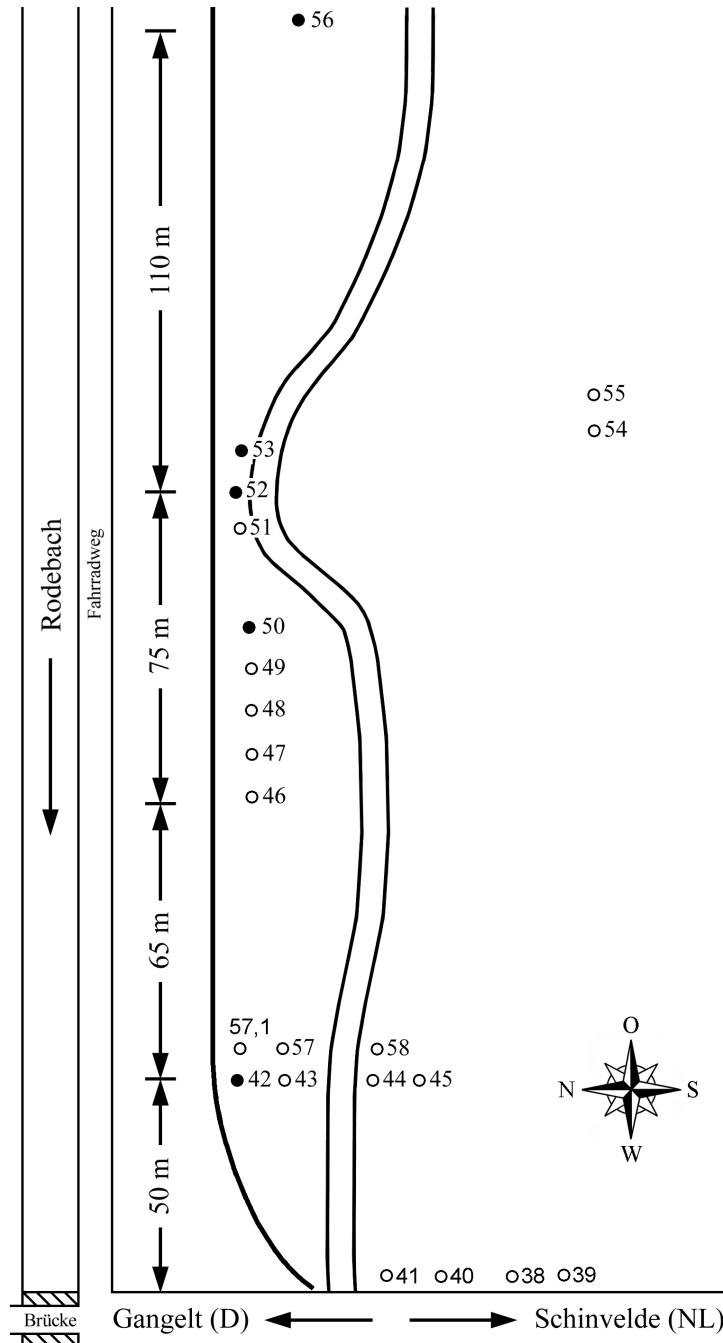


Abbildung 28: Übersicht über die Lage und Bezeichnungen der Vegetationsaufnahme-Flächen auf der Fläche D-B. Die ausgefüllten Kreise kennzeichnen die Dauerbeobachtungsflächen.

3.2.3 Vergleich zwischen Diasporenbank und aktueller Vegetation

Für die Berechnung des Grades der Übereinstimmung im Arteninventar von Diasporenbanken und Vegetation soll der Koeffizient von Soerensen (1948) zugrunde gelegt werden. Im Vergleich zu der auf Jaccard (1901) zurückgehenden Affinitätsberechnung gewichtet der Soerensen-Index die gemeinsam vorkommenden Arten etwas stärker. Die Berechnung gehorcht der Formel:

$$Gs = \frac{2c}{a + b + 2c} * 100$$

Dabei ist :

Gs der Soerensen Index

c die Anzahl der Arten, die sowohl in der Vegetation als auch in der Diasporenbank vorkommen

a die Anzahl der auf die Vegetation beschränkten Arten

b die Anzahl der auf die Diasporenbank beschränkten Arten

Das Verhältnis der Artenübereinstimmung (Gemeinschaftskoeffizient) wird in Prozent ausgedrückt.

Als Grenzwerte sind möglich:

$G_{s_{\max}} = 100$ (Diasporenbank und Vegetation sind in Bezug auf die Artenzusammensetzung identisch)

$G_{s_{\min}} = 0$ (Diasporenbank und Vegetation enthalten keine gemeinsamen Arten)

3.3 Pollenanalysen

3.3.1 Probengewinnung

Die geographische Lage der fremden und eigenen Probennahmestellen für die Pollenanalyse ist in Abb. 2 angegeben. Wie bei der Beschreibung der Beprobungsflächen für die Diasporenbankversuche dargelegt, wurde in dem Untersuchungsgebiet im Rahmen der Renaturierungsmaßnahmen der Boden einschließlich der Grasnarbe 50 cm tief abgegraben. Auf den Abgrabungsflächen liegen Niedermoortorfe und Mudden, die gute Erhaltungsbedingungen für Pollen bieten (Abb. 18 und Abb. 22). Mit einem Handbohrgerät (Durchmesser 2 cm) wurden hier Kerne gezogen, die eine Länge von 30 cm bzw. 20 cm aufwiesen. Um Proben aus Tiefen bis zu 1 m unter dem Abgrabungshorizont gewinnen zu können, wurde jeweils eine Grube mit Durchmesser ca. 70 cm und Tiefe ca. 1,20 m gegraben. Die Wand dieser Grube diente dann als Profilwand, aus der Profile bis 1,20 m unter dem Abgrabungshorizont gestochen werden konnten. Weitere Profile ab ca. 4 cm unter der Grasnarbe bis in eine Tiefe von 50 cm, d.h., also bis auf den Abgrabungshorizont, wurden an verschiedenen anderen Stellen mit dem Stechbohrer gezogen. Dabei waren zwei überlappende Bohrstellen unmittelbar benachbart der oben beschriebenen Grube. Insgesamt konnten so im Untersuchungsgebiet Bodenproben von fünf Profilen für die pollenanalytischen Untersuchungen gewonnen werden.

Der Zeitpunkt der Probennahme für die Pollenanalysen - Herbst 2004 und Frühjahr 2005 - kann vor allem für die Proben vom Abgrabungshorizont als günstig bezeichnet werden, da der auf einer Tiefe von 50 cm sich befindende Boden frisch abgegraben worden war, und somit die Wahrscheinlichkeit für eine Kontaminierung mit frischen Pollenkörnern sehr gering war.

Die Aufbereitung der insgesamt 52 Proben, die einer Tiefe von ca. 4 cm bis 1,32 m unter der Grasnarbe entstammten, erfolgte zu einem späteren Zeitpunkt im Labor der geobotanischen Abteilung der Heinrich Heine Universität Düsseldorf. Das in Plastikfolie luftdicht verpackte Untersuchungsmaterial wurde bis zur Bearbeitung in einem Gefrierschrank im Institut aufbewahrt.

3.3.2 Pollenanalytische Untersuchungsmethoden

3.3.2.1 Probenaufbereitung im Labor

Die Probenkerne der verschiedenen Profile wurden in 2 cm Abständen beprobt. Die 2 cm hohen Bohrkernscheiben mit einem Durchmesser von 2 cm hatten damit ein Volumen von 6 ml. Das Probenvolumen des Ausgangssubstrates für die Acetolyse betrug somit jeweils

ca. 6 ml. Die Isolation der Pollenexinen erfolgte nach der kombinierten Kalilauge-Acetolyse-Methode (Erdtmann, 1934; Moore *et al.*, 1991; Faergri & Iversen, 1989). Hierbei wurden die Proben in 10%iger Kalilauge (KOH) aufgeschwemmt, gekocht und mittels eines feinmaschigen Siebes von Makroresten und anderen größeren Bestandteilen befreit. Zur Karbonatentfernung erfolgte eine Behandlung der Proben mit 25%iger Salzsäure. Um den Polleninhalt und die innere Pollenwand aufzulösen, wurde das pollenhaltige Material mit 20%iger KOH versetzt und erhitzt. Eine weitere Behandlung mit 50%iger und 100%iger Essigsäure entfernte humose Stoffe. Nach diesen Behandlungen waren die Proben schon stark aufgehellert. In Zwischenschritten wurde die entstandene Suspension zentrifugiert (10 min bei 4000 Upm, Laborfuge 400 Function Line9, Fa. HERAEUS) und die überstehende Lösung verworfen. Die entstandenen Pellets wurden nach mehreren Waschvorgängen mit destilliertem Wasser der Acetolyse unterworfen. Das Acetolysegemisch bestand aus neun Teilen Essigsäureanhydrid ($C_4H_6O_3$, 98%) und einem Teil konzentrierter Schwefelsäure (H_2SO_4). Die Acetolyse diente zum Auflösen von Zellulose und zum Hervorheben der äußeren Pollenwand. Durch Zentrifugations- und Waschvorgänge erfolgte die Gewinnung von pollenreichen Pellets neutralen pH-Wertes. Die fertigen Proben wurden in flüssigem Glycerin konserviert ($C_3H_8O_3$). Zuletzt wurden die isolierten Pollen mikroskopierbereit und haltbar in Glycerin eingebettet.

3.3.2.2 Bestimmung und Auszählung der mikroskopischen Präparate

Die Bestimmung der Pollenkörner und Sporen erfolgte an Mikroskopen der Firma Olympus und der Firma Leitz mit Standardeinrichtungen bei 400facher Vergrößerung im Durchlichtverfahren. Um Pollenkörner mit einer schwach strukturierten Oberfläche sicherer identifizieren zu können, kam die Phasenkontrasteinrichtung bei 400facher Vergrößerung zum Einsatz.

Das einzelne Präparat wurde auf durchschnittlich 400 bis 500 Baumpollenkörner ausgezählt. In manchen Abschnitten, vornehmlich im Präboreal, fielen die Baumpollensummen wegen schlechter Pollenerhaltung und geringer Pollenführung niedriger aus. Um möglichst alle selten auftretenden Pollen zu erfassen, wurden bei einzelnen Proben bis 1000 Baumpollen gezählt und gegebenenfalls darüber hinaus noch weitere Präparate auf nicht erfasste Pollen-Typen hin durchgemustert.

Als Bestimmungshilfe stand eine Vergleichssammlung von acetolysierten, rezenten Pollen jeweils einer Art zur Verfügung. Des weiteren wurden frische Pollen bekannter Herkunft acetolysiert und in Glyceringelantine konservierte Dauerpräparate selbst angefertigt. Die

Bestimmung der Pollen ging des weiteren von Standardwerken und einschlägiger Bestimmungsliteratur aus (Beug, 2004; Erdtman, 1952; Erdtman, 1969; Erdtman & Sorsa, 1971; Faegri & Iversen, 1993; Faegri & Iversen, 1989; Moore *et al.*, 1991a; Punt, 1984; Punt *et al.*, 1995; Punt & Clarke, 1974; Punt *et al.*, 2007; Reille, 1992; Grohne, 1957)). Zusätzlich wurden Datenbanken aus dem Internet, die mit Abbildungen in größerer Auswahl zur Verfügung standen, genutzt.

Die Bezeichnung der Pollentypen folgt den Angaben in Faegri & Iversen (1989), Moore *et al.* (1991a) und Punt *et al.* (2007). Die Nomenklatur der höheren Pflanzen richtet sich nach Haeupler & Muer (2000).

Bei der Unterscheidung zwischen Kulturgräsern (*Cerealia*) und Wildgräsern (übrige *Poaceae*) galt die Grenze von 40 µm Durchmesser. Zur sicheren Ansprache wurden nach Möglichkeit der größte Durchmesser der Pollenkörner, der Porusdurchmesser sowie Anulusbreite und -höhe bestimmt (Andersen, 1979b; Beug, 1961; Faegri & Iversen, 1993; Firbas, 1937).

3.3.3 Darstellung der Ergebnisse der Pollenanalysen

Die Ergebnisse der Pollenanalysen sind in Form eines Pollendiagramms präsentiert (Abb. 60), welches mit der Software TiliaGraph 2.0 und TGView 1.6.2 (Grimm, 1991) prozessiert und dargestellt wurde. Eine Nachbearbeitung der Abbildung erfolgte in Photoshop. Das Pollendiagramm ist ein Prozentwertdiagramm auf der Basis von Pollensummen, wobei als Berechnungsgrundlage nicht, wie in konventionellen Diagrammen üblich (Faegri & Iversen, 1993), die Summe der gezählten Baumpollenkörner unter Ausschluß der *Corylus*-Pollenkörner genommen wurde. Vielmehr wurden aus der Summe der Gehölzpollen (BP) einschließlich der *Corylus*-Pollen die *Salix*-Pollen (SP) und die *Alnus*-Pollen (AP) herausgenommen, aus der Summe der Nichtbaumpollen (NBP) die Pollen der Poaceen (PP) und Cyperaceen (CP). Auch die unter dem Begriff Indeterminate (Indet), d.h. nicht bestimmbare Pollen, und unter dem Begriff Varia (Var) geführten Palynomorphen wurden nicht mit in die Berechnungsgrundlage einbezogen. Die folgenden Sammelbezeichnungen werden in dem Pollendiagramm benutzt. Unter Polypodiaceae sind monoletale Farnsporen ohne Perispor, unter „Indeterminata“ nicht bestimmbare Pollenkörner und unter „Varia“ unbekannte Pollenkörner zusammengefasst.

Als Berechnungsgrundlage für die relative Pollenmenge dient somit die

$$\text{Pollensumme: PS} = \text{BP} - (\text{SP} + \text{AP}) + \text{NPP} - (\text{PP} + \text{CP}) - (\text{Indet} + \text{Var}) = 100\%$$

Die Prozentangaben für die Poaceen, die Cyperaceen und die Sporenpflanzen wurden ebenso wie die der Holzgewächs-Pollen auf diese Grundsumme bezogen.

Diese Berechnungsweise gestaltet den Einblick in die Waldzusammensetzung übersichtlicher als die konventionelle, bei der nur die *Corylus*-Werte aus der Gesamtbaumpollensumme herausgenommen werden. Sie ermöglicht die Ermittlung der relativen Wertänderung einzelner, gegenseitig voneinander abhängiger Pollentypanteile und damit eine treffendere Rekonstruktion der regionalen und der lokalen Vegetation (J. Meurers-Bahlke, persönliche Mitteilung, September 2007).

Die *Salix*- und *Alnus*werte wurden aus mehreren Gründen aus der Grundsumme, welche als Bemessungsgrundlage diente, herausgenommen. *Salix*- und *Alnus*arten gehören in einem Feuchtniederungs-Gelände der lokalen Vegetation an, während die übrigen Bäume zur regionalen Vegetation gerechnet werden. Weiterhin ist die Pollenproduktion bei beiden Gattungen unverhältnismäßig höher als bei den anderen Holzpflanzen, was sich sehr ungünstig auf die graphische Darstellung auswirken würde. Die *Alnus*- und *Salix*werte wurden so in einer getrennten Darstellung im Diagramm wiedergegeben.

Der Abszissenmaßstab des Pollendiagramms ist der je unterschiedlichen Pollenmenge der voneinander separierten Gruppen geeignet angepasst. So wurde, um die Ergebnisse bei kleineren Werten besser sichtbar zu machen, in der Darstellung mit einer 5-fachen Überhöhung, die durch waagerechte Extra-Linien wiedergegeben wird, gearbeitet. Grundsätzlich wurde die Schattenrissdarstellung gewählt. Auf Grund der besonderen Bedeutung im Hinblick auf die Vegetationsgeschichte wurde für die *Pinus*- und *Betula*werte eine andere Darstellungsart genommen.

Für die Auswertung und Interpretation der pollenanalytischen Befunde erfolgte eine Unterteilung des Pollendiagramms in Pollenzonen („PAZ“ = pollen assemblage zone). Diese Einteilung richtet sich in erster Linie nach visuellen Gesichtspunkten. Anschließend erfolgte eine Zuordnung der lokalen Pollenzonen zu den von Firbas (1949, 1952) ermittelten waldgeschichtlichen Abschnitten der postglazialen Vegetationsentwicklung. Diese Abschnittbezeichnungen gehen zurück auf klimatographische Bezeichnungen von Blytt (1876, 1981), Sernander (1908), Jessen (1949) und Iversen (1954).

4 Ergebnisse

4.1 Diasporenbank-Untersuchungen

4.1.1 Mikroklima

Die Tabelle 6 und die Abbildungen 29 und 30 zeigen die relevanten mikroklimatischen Daten im gesamten Untersuchungszeitraum von Ende April 2004 bis Ende Oktober 2005, welche auf die Topfkulturen zur Ermittlung der Diasporen-Vorräte im Boden einwirkten.

Tabelle 6: Temperaturwerte für den Messzeitraum April 2004 bis Oktober 2005, gemessen an der Klimastation auf der Versuchsfläche der geobotanischen Abteilung der Universität Düsseldorf. Eingetragen sind für die Boden- und die Lufttemperaturen die jeweiligen Monatsmaxima und –minima sowie die Monatsmittelwerte.

	T Luft [°C]			T Boden 5cm [°C]		
2004	Max	Min	Mittel	Max	Min	Mittel
April	20,9	5,9	12	15,6	7,4	10
Mai	23,5	8,1	14,6	18,6	10,4	13,6
Juni	25,3	11,6	17,3	23,1	13,2	16,6
Juli	27,1	12,9	18,4	24,2	15	17,8
August	30,3	15,5	20,6	26	17,6	20,4
September	25,5	9,6	16,4	22,8	12,5	16,6
Oktober	19,2	8,2	12,2	14,7	10,5	12
November	11,2	3,4	6	8,3	5,9	7
Dezember	6,1	-0,6	2,1	4,1	2	3
2005	Max	Min	Mittel	Max	Min	Mittel
Januar	8,5	2,3	4,9	6	3,6	4,6
Februar	6,4	-0,5	2	3,9	1,7	2,5
März	13,7	3,7	7,5	8,2	4,8	6,3
April	19,9	6,3	11,8	13,5	9,1	10,9
Mai	24,7	8,6	14,7	17	12,2	14,1
Juni	29,1	12	19,5	21,4	15,2	17,7
Juli	29	14,7	20,3	21,6	17,4	19,1
August	27,5	12,4	18,2	19,7	16,1	17,7
September	28	11,5	17,6	20	15	17,1
Oktober	22,4	9	13,8	15,7	11,6	13,2

Bei einer Reihe von Kräutern und Holzgewächsen fördert oder ermöglicht die vorübergehende Einwirkung niedriger Temperaturen die Samenkeimung. Man spricht von Stratifikation. Wirksam sind dabei meist Temperaturen von 0°C bis 5°C. Aus der Tabelle kann ersehen werden, dass diese Bedingungen für die auf dem Versuchsgelände gelagerten Bodenproben Ende 2004 und Anfang 2005 für etwa drei Monate gegeben waren.

DIASPOREN-BANK-UNTERSUCHUNGEN

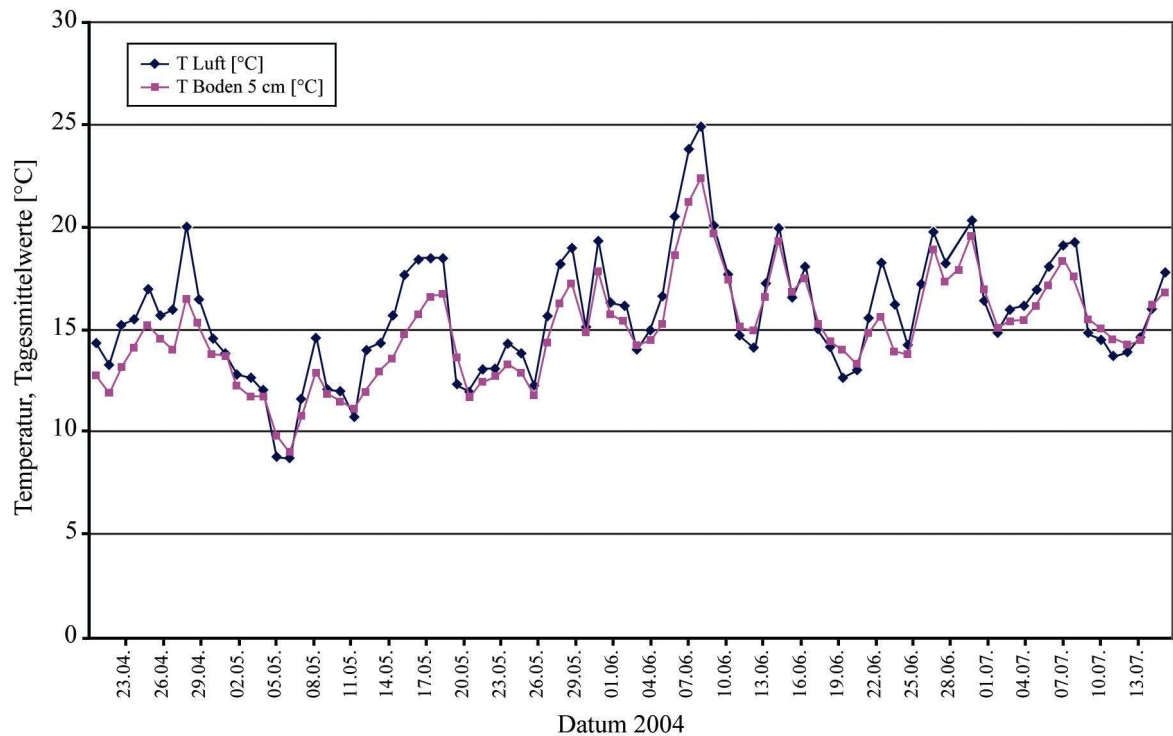


Abbildung 29: Temperaturdaten für die erste Periode der Diasporenbank-Untersuchungen im Frühjahr und Sommer 2004, gemessen an der Klimastation auf der Versuchsfläche im Jahr 2004. Aufgetragen wurden Boden- und Lufttemperaturen, blau die Tagesmittelwerte der Luft und rot die Tagesmittelwerte des Bodens in 5 cm Höhe.

Der Temperaturverlauf während der Kultivierungs-Phasen kennzeichnet die Vegetationsperiode 2004 als mäßig warm. Das Jahr 2005 war dagegen sehr deutlich sommer-wärmer. Im April 2004 war die letzte Woche durch warmes Wetter gekennzeichnet. Nach einem Temperaturabfall Ende April bis zum 7. Mai hin folgte ein steter schwacher Temperatur-Anstieg bis zum 8. Juni. Danach schloss sich ein gleichmäßiges Verbleiben der Wärmeverhältnisse im Bereich 14 – 20°C an, wobei die Bodentemperatur meistens wenig unter der Lufttemperatur lag (Abb. 29).

DIASPORENBANK-UNTERSUCHUNGEN

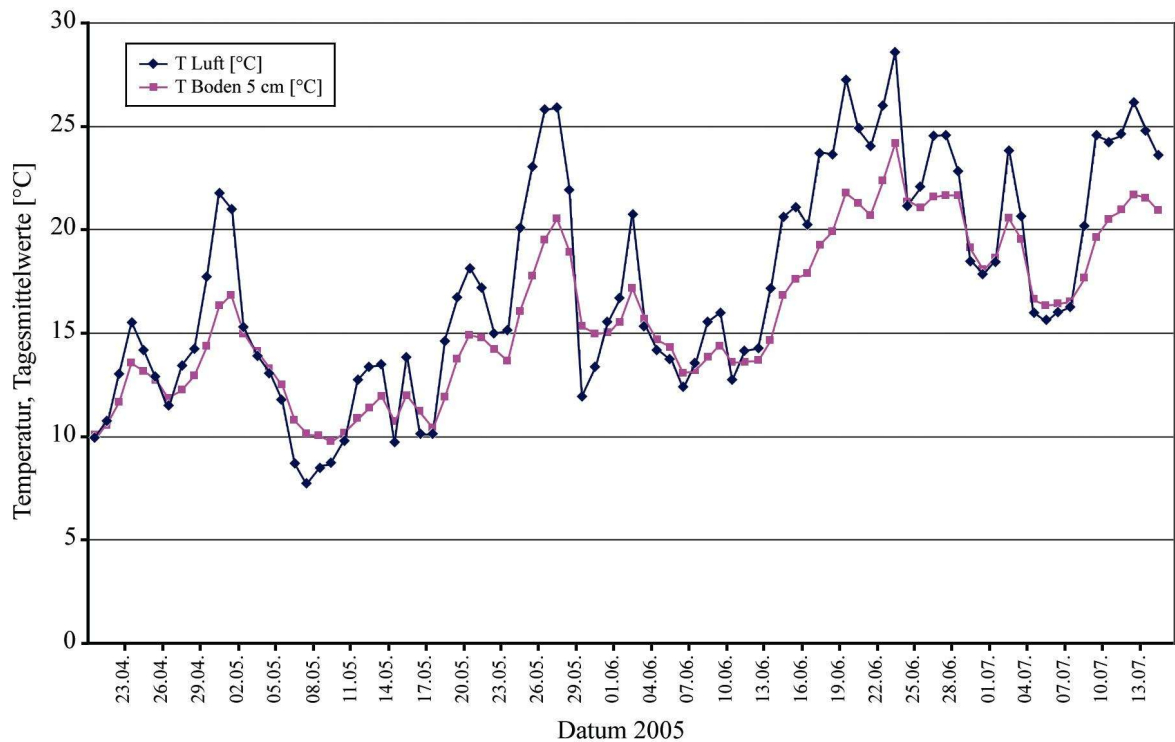


Abbildung 30: Temperaturdaten für die zweite Periode der Diasporenbankversuche im Frühjahr und Sommer 2005, gemessen an der Klimastation auf der Versuchsfläche im Jahr 2005. Aufgetragen wurden Boden- und Lufttemperaturen, blau die Tagesmittelwerte der Luft und rot die Tagesmittelwerte des Bodens in 5 cm Höhe.

Für die Lufttemperatur im Jahre 2005 (Abb. 30) zeigt sich die für den Jahreszeitraum vom späten Frühjahr bis in den Sommer typische Kurve. Mit zwei Abkühlungen Anfang Mai und Anfang Juni steigen Luft- und Bodentemperatur leicht phasenversetzt bis Ende Juni von 10°C auf 25°C an, um von Mitte Juni bis Ende Juli um den Wert von 20°C zu pendeln. Ende April wurden erstmals Durchschnittswerte von über 15°C erreicht, die sich bis in den September hielten und erst im Oktober wieder auf 10°C absanken. Bodenfrost gab es im Untersuchungszeitraum nicht. Die tiefsten Temperaturen lagen bei etwa 5°C zwischen dem fünften und 20. Mai. Die Maxima von über 30°C wurden Ende Mai und in der dritten und vierten Juniwoche erreicht. Die Durchschnittstemperatur stieg hier erstmals für mehrere Tage auf über 25°C an. Dies macht sich auch in der Kurve der Bodentemperatur bemerkbar (Abb. 30), die hier erstmals einen größeren Anstieg bis auf 20°C im Durchschnitt erreicht. Bei der Kurve der Bodentemperatur zeigen sich zwar die gleichen Maxima wie bei der Kurve der Lufttemperatur, doch ist auf Grund der isolierenden Wirkung des Bodens die Amplitude deutlich gedämpft.

4.1.2 Keimungsverlauf: generelles Verlaufsmuster

Analysiert man die Aufzeichnungen über den Verlauf der Keimung, so kommt man in allen Fällen zu vergleichbaren Ergebnissen: Nach gut einer Woche wurden jeweils die ersten Keimlinge in den Töpfen entdeckt. Der Großteil der Keimlinge lief dann innerhalb von drei Wochen auf, aber auch in den folgenden Wochen kamen noch neue Keimlinge hinzu. Bezogen auf die artspezifischen Keimungstermine konnte festgestellt werden, dass die *Persicaria*- und *Chenopodium*arten zu den ersten Keimlingen gehörten, gefolgt von den *Juncus*arten. Der Keimungsverlauf verlief typischer Weise exponentiell.

4.1.3 Die Diasporenbanken der Fläche D-Sch - Probennahme und Ausbringung der Proben im April 2004

Die Diasporenbankenuntersuchungen der Fläche **D-Sch** beruhen auf der Bearbeitung von 10 Horizontal-Profilen mit insgesamt 89 Bodenproben. Das Gesamtbodenvolumen dieser Proben war 62300 cm³. Wie im Methodenteil vorgestellt, wurde ca. 700 cm³ Material jeder Probe auf zwei Töpfe verteilt, sodass für die Fläche D-Sch 178 Töpfe beprobt wurden. Aus diesem Bodenmaterial liefen 76 verschiedene Pflanzenarten auf (Tab. 7). *Riccia fluitans* und *Rubus spec.* wurden registriert, aber nicht mit in die weitere Auswertungen einbezogen. In Tabelle 1 werden die Profile und Proben sowie die Zeitpunkte des Probenerwerbs, des Ausbringens der Proben und der Kontrolle der Keimlinge vorgestellt.

DIASPOREN BANK-UNTERSUCHUNGEN

Tabelle 7: Artenliste der in den Diasporenbanken der Fläche D-Sch identifizierten Arten.

<i>Alnus glutinosa</i>	<i>Myosoton aquaticum</i>
<i>Artemisia vulgaris</i>	<i>Oxalis stricta</i>
<i>Atriplex hastata</i>	<i>Plantago lanceolata</i>
<i>Atriplex hortensis</i>	<i>Plantago major intermedia</i>
<i>Betula pendula</i>	<i>Poa annua</i>
<i>Capsella bursa pastoris</i>	<i>Poa trivialis</i>
<i>Cardamine hirsuta</i>	<i>Polycarpon tetraphyllum</i>
<i>Carex hirta</i>	<i>Polygonum aviculare</i>
<i>Chenopodium album</i>	<i>Persicaria hydropiper</i>
<i>Chenopodium glaucum</i>	<i>Persicaria lapathifolia</i>
<i>Chenopodium polyspermum</i>	<i>Persicaria maculosa</i>
<i>Chrysanthemum vulgare</i>	<i>Ranunculus repens</i>
<i>Cirsium arvense</i>	<i>Ranunculus sceleratus</i>
<i>Cirsium oleraceum</i>	<i>Riccia fluitans</i>
<i>Cirsium palustre</i>	<i>Rorippa palustris</i>
<i>Convolvulus arvensis</i>	<i>Rubus spec.</i>
<i>Conyza canadensis</i>	<i>Rumex acetosella</i>
<i>Epilobium ciliatum</i>	<i>Rumex obtusifolius</i>
<i>Epilobium hirsutum</i>	<i>Sagina procumbens</i>
<i>Galinsoga ciliata</i>	<i>Salix caprea</i>
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	<i>Salix viminalis x rubra</i>
<i>Holcus lanatus</i>	<i>Scrophularia nodosa</i>
<i>Hypericum perforatum</i>	<i>Senecio inaequidens</i>
<i>Juncus articulatus</i>	<i>Solanum nigrum</i>
<i>Juncus bufonius</i>	<i>Sonchus arvensis</i>
<i>Juncus compressus</i>	<i>Sonchus asper</i>
<i>Juncus effusus</i>	<i>Stachys palustris</i>
<i>Juncus ranarius</i>	<i>Stellaria media</i>
<i>Linaria vulgaris</i>	<i>Taraxacum officinale</i>
<i>Lotus corniculatus</i>	<i>Trifolium hybridum</i>
<i>Lotus pedunculatus</i>	<i>Trifolium pratense</i>
<i>Lychnis flos cuculi</i>	<i>Trifolium repens</i>
<i>Lycopus europaeus</i>	<i>Urtica dioica</i>
<i>Lythrum salicaria</i>	<i>Urtica urens</i>
<i>Matricaria recutita</i>	<i>Verbascum nigrum</i>
<i>Mentha aquatica</i>	<i>Veronica serpyllifolia</i>
<i>Mimulus guttatus</i>	<i>Vicia hirsuta</i>
<i>Myosotis palustris</i>	<i>Vicia tetrasperma</i>

4.1.3.1 Einordnung der Ergebnisse unter quantitativen Gesichtspunkten

Schwankende Wasserstände sowie die Dauer von Überstauungen und Trockenfallen führen zu unterschiedlichen Standort-Bedingungen. Dies zeigen Abb. 31 und Abb. 32, in welcher Keimlingszahlen von Proben unmittelbar von Gewässerrändern, von halber Höhe der Tümpel- bzw. Teichränder und der daran angrenzenden Graslandflächen miteinander verglichen werden (D-Sch-Profil in Abb. 17).

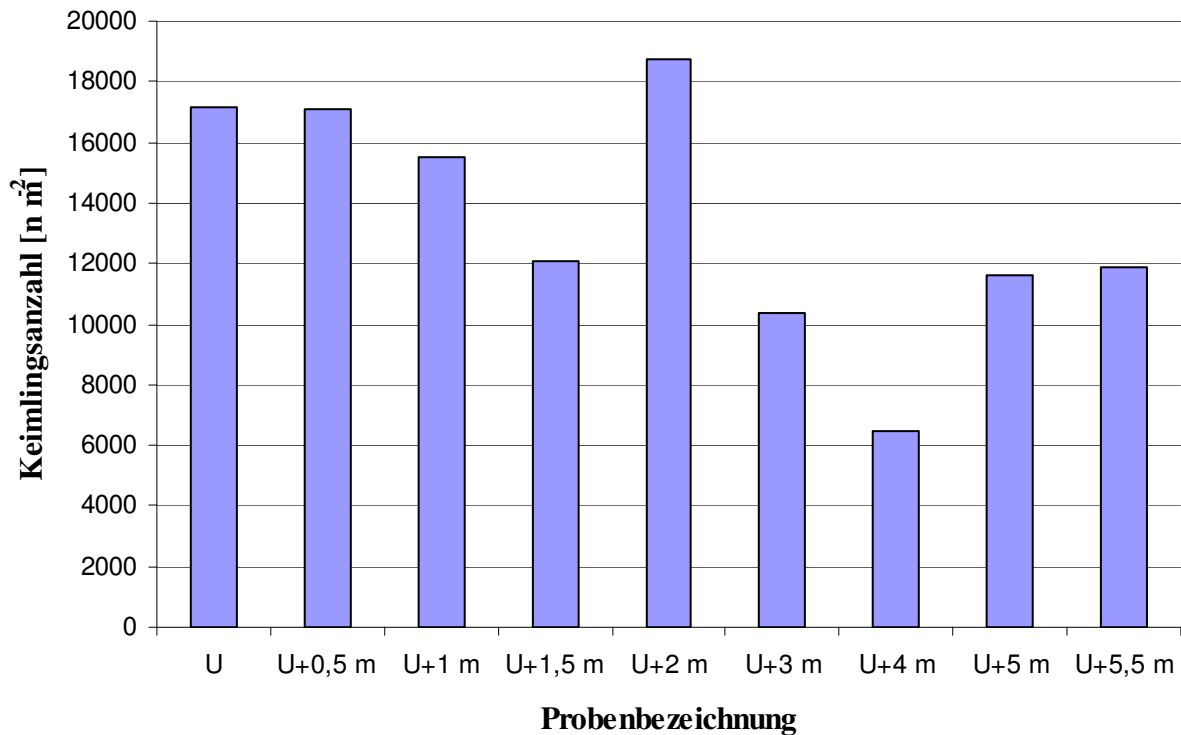


Abbildung 31: Anzahl der Keimlinge in Proben, die einen unterschiedlichen Abstand von den Rändern der Wasserflächen hatten. Dabei bedeutet U den Gewässerrand (Profil D-Sch1, Abb. 17). Die Probentiefe war bei allen Proben 0-10 cm. Das Volumen jeder Probe betrug ca. 700 cm³.

DIASPORENBANK-UNTERSUCHUNGEN

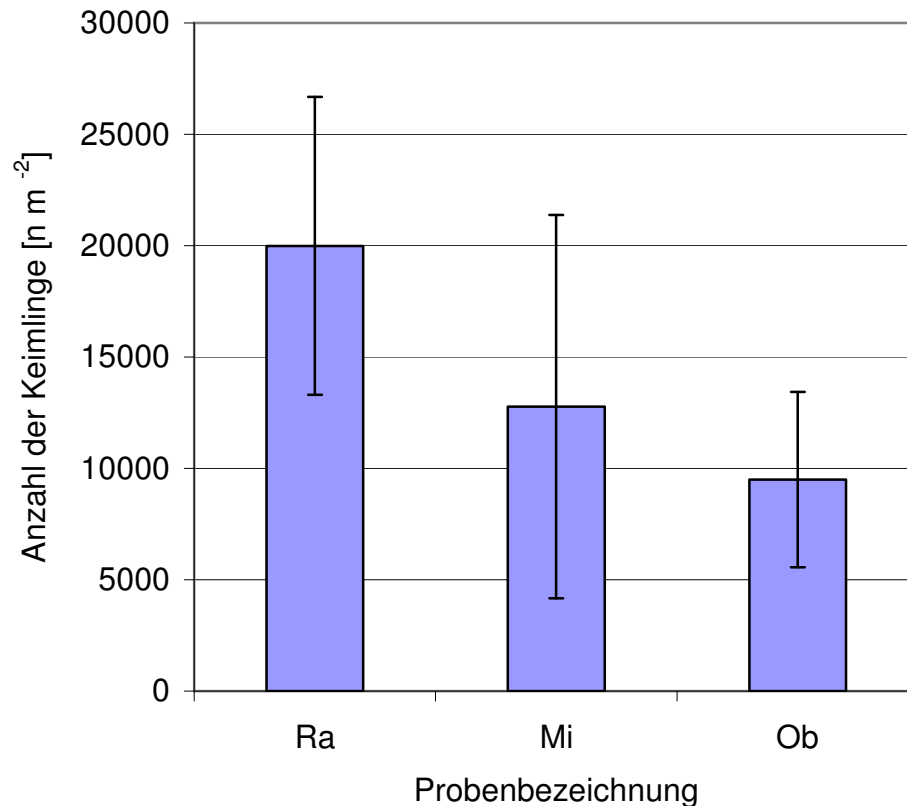


Abbildung 32: Keimlingszahlen der Diasporenbank der im Uferbereich der zwei Tümpel, des Teiches und des Baches gelegenen, zeitweilig vom Wasser überspülten Flächenstreifen (Ra), der Flächen, die sich auf halber Höhe der Böschungen der Wasserstellen befinden (Mi) und der Flächen, die am oberen Rand bzw. auf der Ebene liegen (Ob) (vgl. Abb.17). Dargestellt ist der Mittelwert mit Standardabweichung, wobei die Anzahl der Keimlinge auf einen Quadratmeter hochgerechnet wurde. Die Anzahl der Bodenproben, die alle aus einer Tiefe von 0-10 cm ab jeweiliger Oberkante stammten, war: Ra n = 17, Mi n = 14, Ob n = 14.

Die Abbildung 32 lässt einen Zusammenhang zwischen der Anzahl der aus den Bodenproben aufgelaufenen Keimlinge und dem Abstand der Probennahme-Stellen von den Wasserrändern erkennen. Aus den Proben des Profils D-Sch1 (Abb. 31), die in einen Abstand von bis zu zwei Metern vom Gewässerrand hatten, liefen im Schnitt 16000 Keimlinge (pro m²) auf, bei den Proben, die drei Meter und mehr vom Wasser entfernt genommen wurden, konnten nur 10000 Keimlinge (pro m²) gezählt werden. Die Anzahl der Keimlinge von Proben der zuerst genannten Gruppe ist damit 1,6 mal so groß wie die der zweiten Gruppe. Die Probenstellen, die einen Abstand von bis zu zwei Metern Entfernung vom Gewässerrand hatten, dürften im zeitweilig vom Wasser überspülten Bereich gelegen haben, zumal der Anstieg der Fläche eher gering war (ca. 10°). Auch die Randstreifen des zweiten Tümpels, des in der Mitte der untersuchten Fläche gelegenen Teiches und des am nordöstlichen Rand des Gebietes D-Sch fließendes Baches (Abb. 32), lassen sich als Spülsäume interpretieren, die zeitweilig von Wasser überspült werden, aber vor allem in den Sommermonaten abtrocknen. Die Anzahl der Keimlinge ist hier mehr als

DIASPOREN BANK-UNTERSUCHUNGEN

doppelt so groß wie auf dem höher gelegenen, ebenen Teil der Fläche. Mit knapp 20000 Keimlingen pro Quadratmeter ist die Anzahl der Diasporen aus den Proben von den Wasserrändern auch absolut als sehr hoch einzustufen.

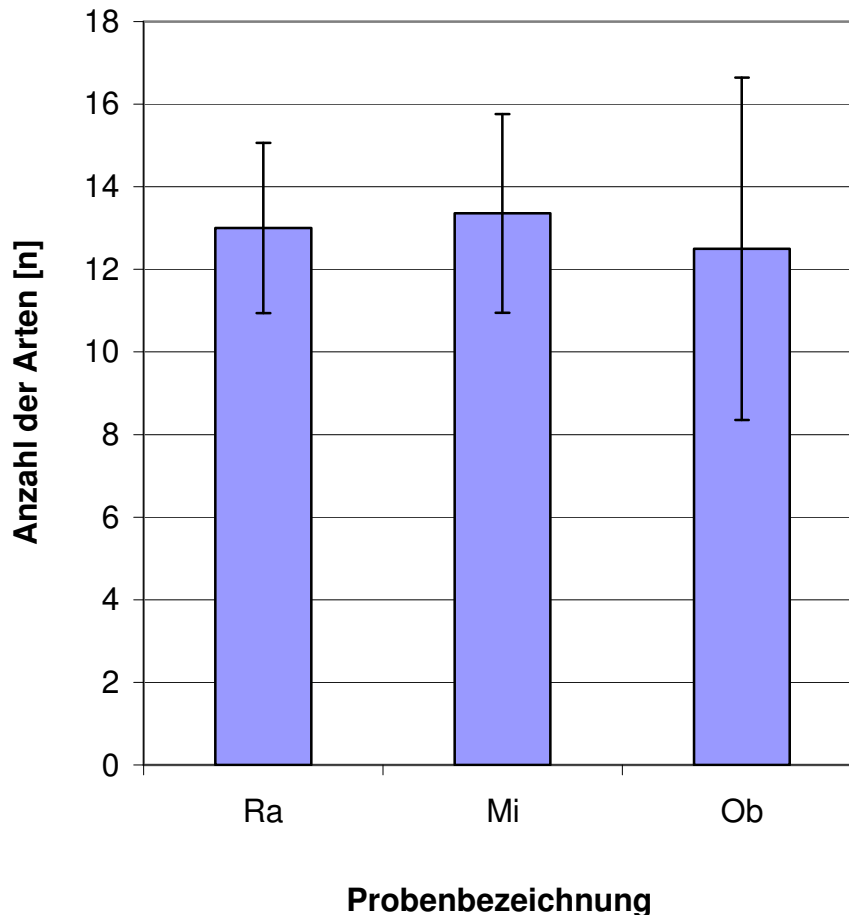


Abbildung 33: Artenzahlen in den Diasporenbanken der im Uferbereich der zwei Tümpel, des Teiches und des Baches gelegenen, zeitweilig von Wasser überspülten Flächenstreifen (Ra), der Flächen, die sich auf halber Höhe der Böschungen der Wasserstellen befinden (Mi) und der Flächen, die am oberen Rand bzw. auf der ebenen Fläche liegen (Ob). Dargestellt ist der Mittelwert mit Standardabweichung, wobei die absolute Anzahl gekeimter Diasporen pro Bodenprobe, d.h. pro 700 cm³ Bodenvolumen zugrunde gelegt wurde. Die Anzahl der Bodenproben, die alle aus einer Tiefe von 0–10 cm ab jeweiliger Oberkante stammten, war: Ra. n=17, Mi: n=14, Ob: n=14.

Vergleicht man die Artenzahl der Keimlinge aus den Proben von den Rändern der Wasserstellen mit der, die aus Proben von weiter oben gelegenen Flächen ermittelt worden sind, so sind kaum Unterschiede festzustellen. Im Schnitt wurden dreizehn verschiedene Arten in ca. 700 cm³ Boden ermittelt (Abb. 33).

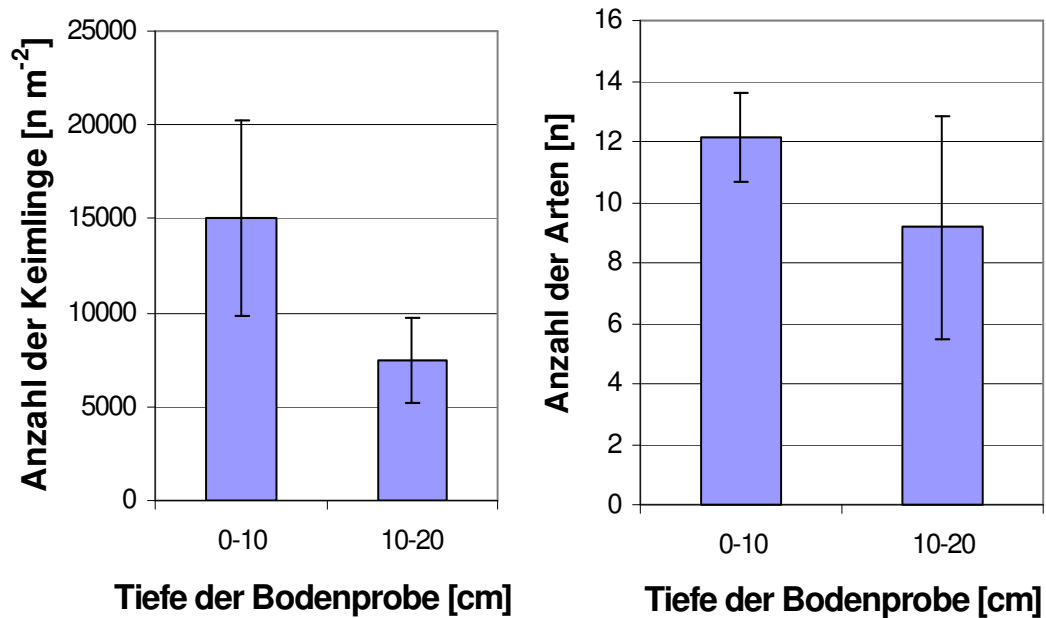


Abbildung 34: Gegenüberstellung der Anzahl der Pflanzenarten- und der Keimlinge in den Diasporenbanken unterschiedlicher Bodentiefen im Bereich der Wasserränder der untersuchten Gewässer. Dargestellt ist der Mittelwert mit Standardabweichung. Der Stichprobenumfang für beide Bodentiefen war $n = 6$. Das Volumen jeder Bodenprobe betrug ca. 700 cm^3 .

Aus den in den Abb. 34 und 35 vorgestellten Graphiken ist abzulesen, dass sowohl die Anzahl der keimbereiten Diasporen im Boden, tendenziell aber auch die Artenvielfalt in deutlicher Beziehung zur Bodentiefe stehen. Unabhängig von den unterschiedlichen Standortbedingungen der Probenstelle, in einem Fall Wasserrand (Abb. 34), im anderen Fall (Abb. 35) mäßig feuchter Boden flacher Senken, wird sowohl die Anzahl keimbereiter Diasporen als auch die Artenvielfalt mit zunehmender Lagerungstiefe im Boden geringer. In einer Tiefe von 10-20 cm war die durchschnittliche Anzahl der gekeimten Diasporen in beiden Habitaten nur halb so hoch wie in den oberen zehn Zentimetern. Die vertikale Verteilung der Diasporen im Boden spiegelt nicht nur die Umwelteinflüsse wieder, sondern vor allem auch die Überlebensdauer der Samen und Früchte. Letztere dürfte vor allem geprägt sein durch die Größe und Form der Diasporen sowie durch die Festigkeit und Struktur der Samenschale.

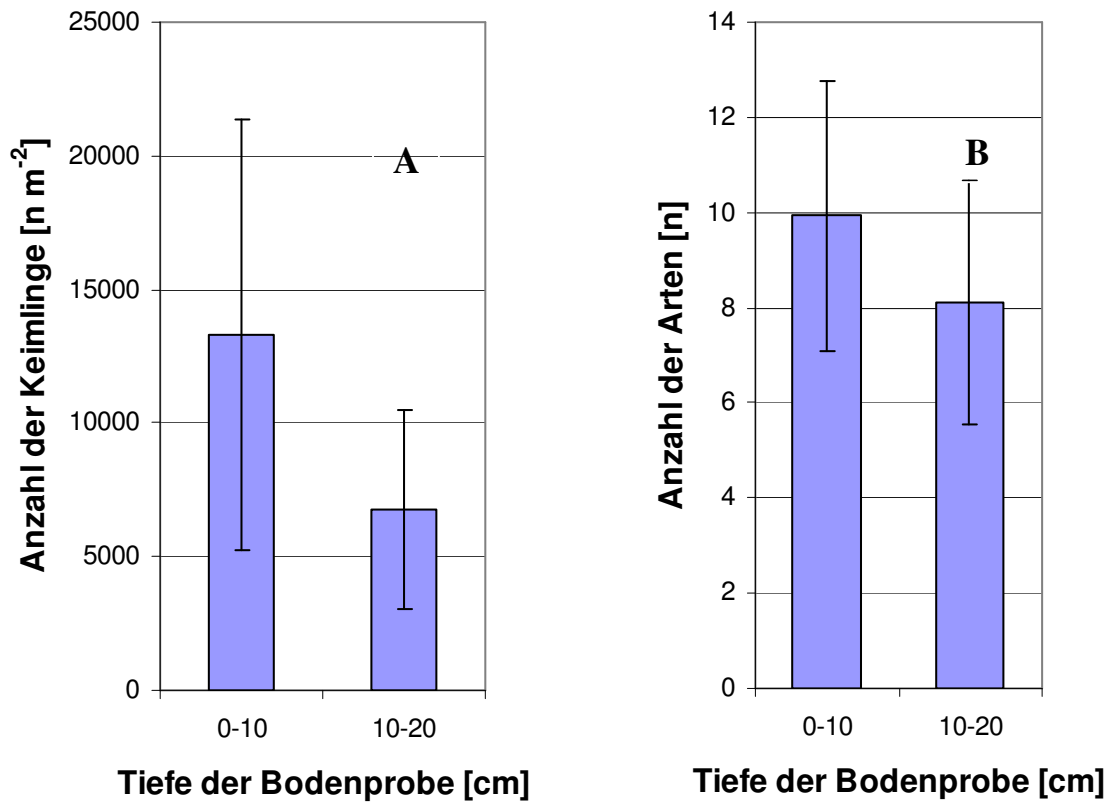


Abbildung 35: Anzahl der Keimlinge(A) und Anzahl der Arten (B) aus Bodenproben zweier unterschiedlicher Beprobungstiefen dreier flacher Senken (Profilbereiche D-SchS1, D-SchS2 und D-SchS3 in Abb. 17). Bei einer Beprobungstiefe von 0-10 cm war der Probenumfang $n = 16$, bei einer Beprobungstiefe von 10-20 cm betrug er $n = 9$. Die Bodenproben stammten von drei Senken mit einem Durchmesser von ca. 2,50 m bis 4 m und einer Tiefe von 50 cm bis 60 cm. Jede Bodenprobe hatte ein Volumen von ca. 700 cm³. Dargestellt ist der jeweilige Mittelwert mit Standardabweichung.

4.1.3.2 Einordnung der Ergebnisse unter qualitativen Gesichtspunkten

In den 14 Kulturtöpfen mit Probenmaterial aus der oberen Bodenschicht (0-10 cm) wurden 40 verschiedene Arten identifiziert (Abb. 36), von denen acht Taxa nur mit je einem Keimling vertreten waren. Der Anteil von *Alnus glutinosa*, *Cirsium oleraceum*, *Cirsium palustre*, *Galinsoga ciliata*, *Salix viminalis*, *Stellaria aquatica*, *Vicia cracca* und *Urtica urens* betrug 0,1 %. Diese Arten wurden in die Rechnung mit einbezogen, aber aus darstellungstechnischen Gründen nicht mit in die Darstellung aufgenommen.

Angaben zur Lebensdauer der Diasporen finden sich gesammelt in einer Datenbank (Thompson et al., 1997), welche eine umfangreiche Übersicht zu Diasporen vieler Arten Mitteleuropas liefert. Die in den Tabellen gemachten Angaben bezüglich der Langlebigkeit der Diasporen im

Boden stammen aus dieser publizierten Datenbank. Nach den von Thompson et al. (1997) vorgeschlagenen Klassifikationskriterien lassen sich „transiente“ (Diasporen maximal ein Jahr bzw. bis zur nächsten Vegetationsperiode lebensfähig), „short-term- persistente“ (Diasporen mehr als ein Jahr aber weniger als 5 Jahre lebensfähig) sowie „long-term- persistente“ (Diasporen mindestens 5 Jahre lebensfähig) Diasporenbanken unterscheiden. Da für die Datenbank von Thompson et al. (1997) zahlreiche Untersuchungen ausgewertet wurden, liegen für viele Pflanzenarten unterschiedliche Angaben zur Lebensdauer ihrer Diasporen vor. In Anlehnung an Hachmöller (2000) wurde in vorliegender Arbeit die Diasporenbank einer Art dann als langlebig (long-term- persistent) eingeordnet, wenn bei unterschiedlichen Angaben mindestens vier Hinweise auf eine ausdauernde Samenbank, d.h. auf eine Überlebensdauer der Diasporen von fünf und mehr als fünf Jahren vorliegen.

Den Hauptanteil der Keimlinge stellte *Juncus effusus* mit mehr als einem Drittel aller aufgelaufenen Pflanzen, gefolgt von der Krötenbinse *Juncus bufonius*. Mit Prozentwerten von sieben bzw. acht sind *Mentha aquatica* und *Lythrum salicaria* vertreten. Die genannten Arten mit verhältnismäßig hohen Keimlingszahlen bauen eine Diasporenbank auf mit Samen , die länger als fünf Jahre im Boden keimfähig bleiben (Thompson et al., 1997). Aber auch Arten, die nur in geringerer Anzahl bei den Diasporenbank-Untersuchungen festgestellt wurden, gehören zum großen Teil zu diesem Diasporenbanktyp. Als Beispiele können hier genannt werden *Chenopodium album*, *Polygonum aviculare* und *Ranunculus sceleratus*, deren Samen ihre Keimfähigkeit mehr als 50 Jahre erhalten. Ein direkter Zusammenhang zwischen einem bestimmten Diasporenbanktyp und der Anzahl der aus den Bodenproben der Wasserränder aufgelaufenen Keimlinge ist nicht erkennbar. Wohl aber kann festgestellt werden, dass fast zwei Drittel (60 %) der aufgelaufenen Keimlinge zu Arten gehören, die eine „long-term-persistent“ Diasporenbank aufbauen. Dem „short-term-persistent“ Diasporenbanktyp gehören ein Viertel der in der Kultur aufgelaufenen Arten an. Hierzu zählen vor allem *Carex hirta*, *Epilobium hirsutum*, *Juncus compressus*, *Rorippa palustris* und *Sagina procumbens*. 14 % der festgestellten Arten bilden Samen aus, die entweder im Jahr ihrer Produktion oder aber zu Beginn der Vegetationsperiode im nächsten Jahr auskeimen. Letztere gehören nach Thompson et al. (1997) dem „transienten“ Diasporenbanktyp an. Zu nennen sind hier *Salix caprea* und *Lycopus europaeus*.

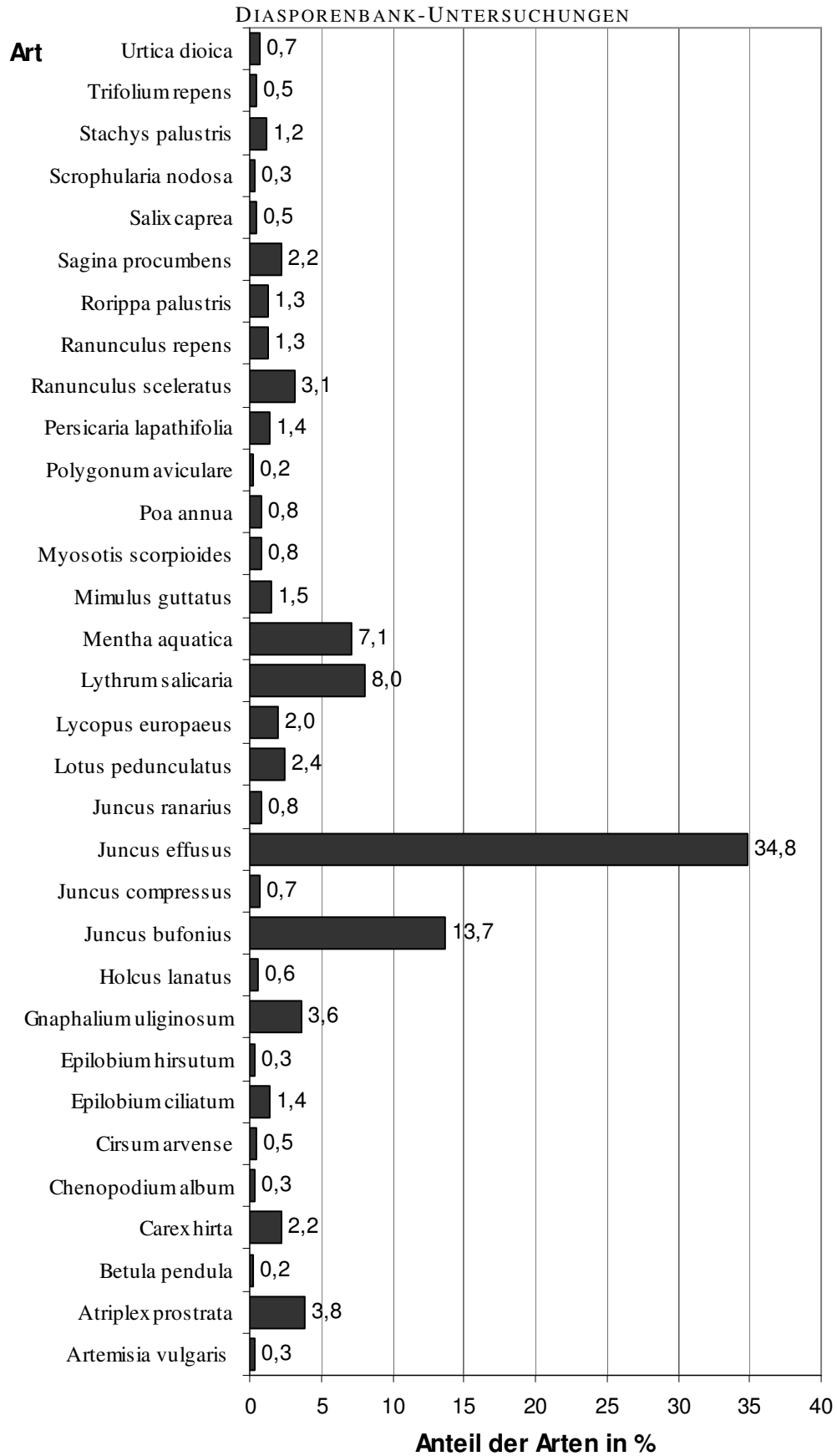


Abb. 36 : Beschriftung siehe nächste Seite

DIASPORENBANK-UNTERSUCHUNGEN

Abbildung 36: Prozentualer Anteil der 32 Arten aus der Diasporenbank der Wasserränder an der Gesamtkeimlingszahl der Fläche D-Sch, Probentiefe 0-10 cm (ab Grasnarbe). Der Probenumfang war $n = 7$ mit einem Gesamtprobenvolumen von ca. 5 Litern (4900 cm^3) und einer Gesamtbeprobungsfläche von 490 cm^2 .

Im Gewässerrandboden fanden sich in Tiefen zwischen 10 und 20 cm noch 27 Arten (Abb. 37). Davon waren *Chenopodium album*, *Chenopodium glaucum*, *Atriplex hortensis*, *Galinsoga ciliata* und *Stellaria aquatica* nur mit je einem Keimling vertreten.

In der prozentualen Verteilung der Arten sind zwischen den beiden Bodentiefen, aus denen die Proben stammten, kaum Unterschiede auszumachen (Abb. 36 und 37). In beiden Tiefen machen die Diasporen von *Juncus effusus* den größten Anteil aus, gefolgt von einer weiteren Binse, *Juncus bufonius*. *Lythrum salicaria* hingegen ist mit 15 % in dem tiefer gelegenen Bodenhorizont fast doppelt so häufig vertreten wie in den oberen zehn Zentimetern unter der Grasnarbe. Die weiteren identifizierten Arten traten in beiden Horizonten nur mit geringen Anteilen auf. Bezüglich des Artenspektrums kann man eine Dominanz der Pionierarten feststellen. Die Gattung *Juncus* ist mit drei Arten vertreten. Insgesamt stellen die *Juncus*-arten mit 43,4 % fast die Hälfte aller Keimlinge. In der Verteilung der übrigen Arten entlang des Tiefengradienten treten keine großen Unterschiede zutage.

DIASPORENBANK-UNTERSUCHUNGEN

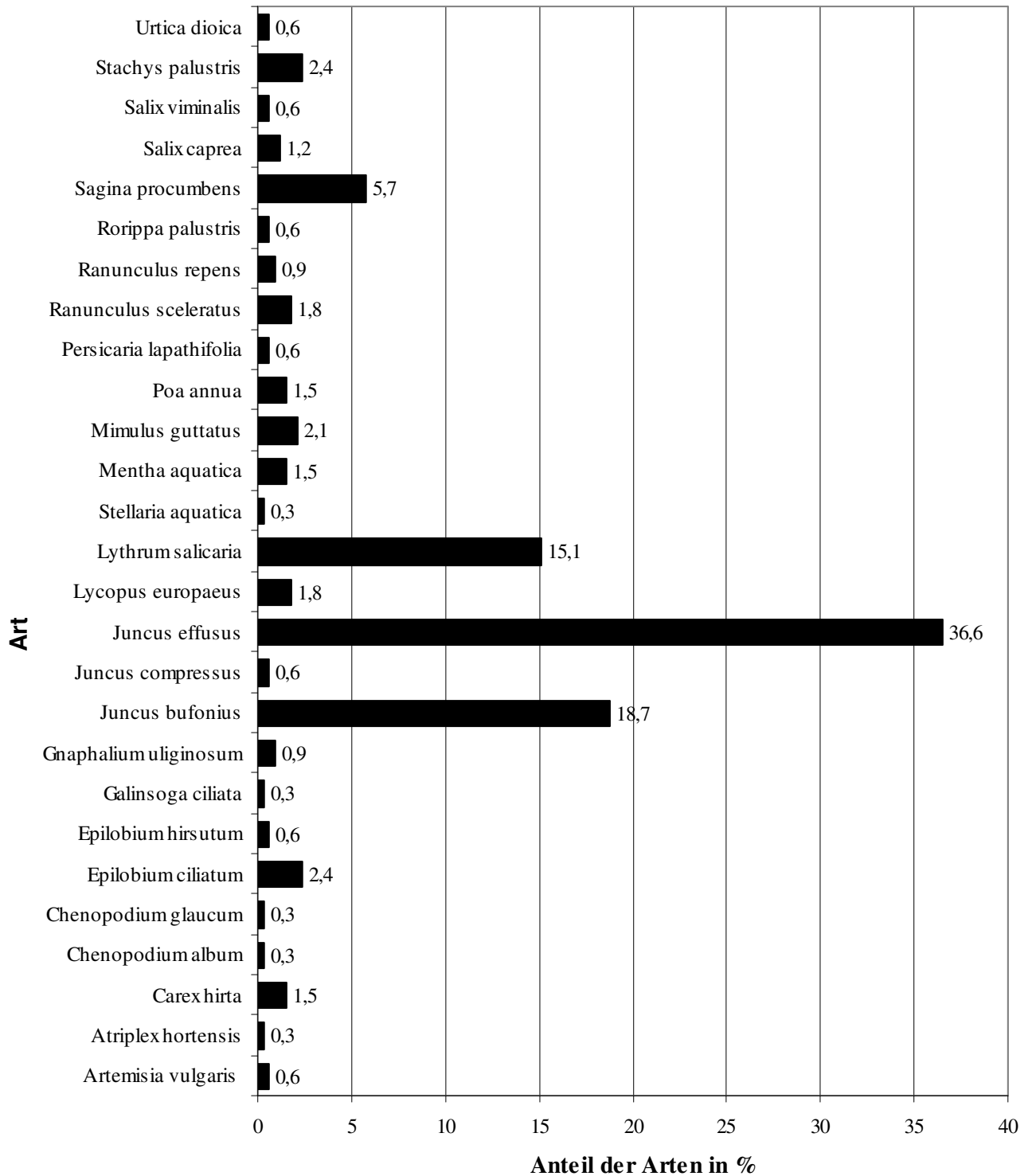


Abbildung 37: Prozentualer Anteil der 27 Arten aus den Diasporenbanken der Wasserränder an der Gesamt-Keimlingszahl (331) der Fläche D-Sch. Probentiefe 10-20 cm, Probenumfang $n = 5$.

DIASPORENBANK-UNTERSUCHUNGEN

Die Abbildungen. 38 und 39 zeigen die Artengarnituren aus den Bodenproben zweier flacher Senken, differenziert nach unterschiedlich tiefen Bodenhorizonten. Beide Senken waren bei der Probennahme im Frühjahr 2004 noch vernässt.

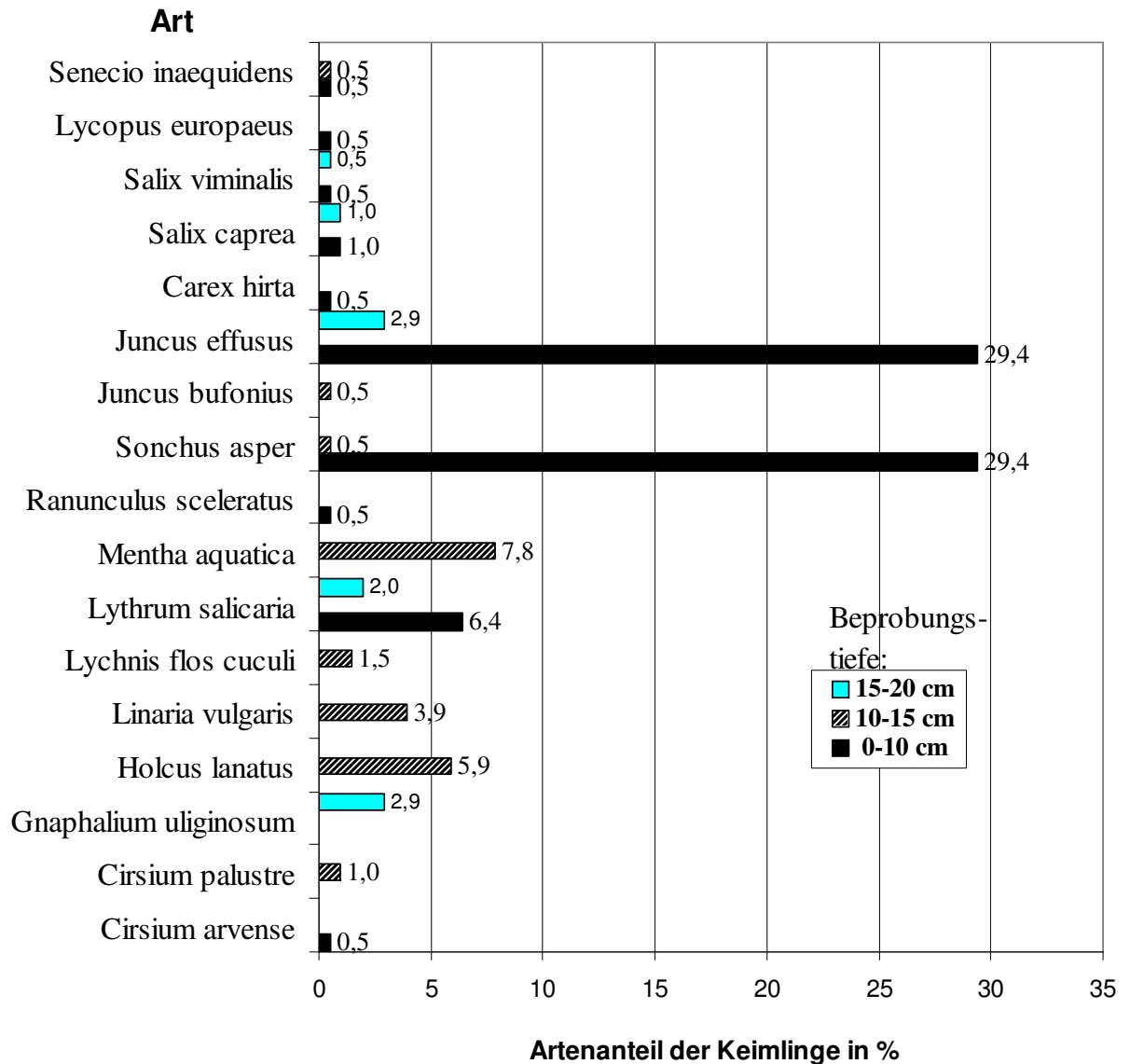


Abbildung 38: Prozentualer Anteil der verschiedenen Taxa an der Gesamtkeimlingszahl aus drei unterschiedlichen Bodentiefen der Probennahme-Stelle S3, einer einer flachen Senke auf der Fläche D-Sch (Abb. 17). Das untersuchte Bodenvolumen war pro Tiefe ca. 700 cm³.

Die Differenzierung der Artmächtigkeiten im Tiefenprofil wurde an je 5 cm langen Bohrkernen untersucht, welche in den flachen Senken des Geländes geborgen wurden (Abb. 17 und Abb. 15). Fasst man die Keimlinge aus den drei Bohrkernen zusammen, d.h. die aus einer Tiefe von 0-20 cm unter Flur, so wurden insgesamt 204 Keimlinge gezählt, die sich auf 17 Arten verteilten. Die prozentuale Verteilung der Arten auf die drei unterschiedlich tiefen Bodenhorizonte ist in Abbildung 38 dargestellt. Von der Gesamtzahl der Keimlinge entfielen je fast ein Drittel auf *Juncus effusus* und *Sonchus asper*. *Mentha aquatica* und *Lythrum salicaria* waren mit ca. acht Prozent und *Holcus lanatus* mit knapp sechs Prozent vertreten. Die restlichen 15 Prozent verteilten sich mit Prozentwerten von unter vier auf die weiteren 13 Arten. In den oberen 10 cm dominierten *Juncus effusus* und *Sonchus asper*. In der 5 cm tieferen Schicht fehlte *Juncus effusus* völlig, und in der darunter liegenden war sie auch nur mit 4,3% vertreten. Bei den Keimlingen der Bodenproben aus den beiden tieferen Schichten der flachen Senke S3 (Abb.17) erwies sich insgesamt gesehen keine Art als dominant.

Das Artenspektrum (Abb. 39) von Proben aus der Senke S2 (Abb. 17 und Abb. 15) ist vergleichbar mit dem vorstehend beschriebenen (in Abb.38). Auch hier stellt *Juncus effusus* die größte Anzahl an Keimlingen, was in diesem Fall aber für beide beprobten Bodentiefen zutrifft.

Fasst man die Ergebnisse der Proben aus den zwei Senken S2 und S3 zusammen, so bilden von den insgesamt 28 nachgewiesenen Arten 22 Diasporen aus, die nach Thompson et al. (1997) dem „long-term-persistent“ Diasporenbanktyp zugeordnet werden. Unter den restlichen sechs Arten fallen die beiden Weiden *Salix caprea* und *Salix viminalis* auf. Diese beiden Arten bilden Samen aus, die kurz nach dem Ausstreuen keimen und weniger als ein Jahr im Boden keimfähig bleiben (Kehl et al., 2003). Deswegen ist zu vermuten, dass die Keimlinge der beiden Weidenarten nicht aus der Diasporenbank des Bodens stammen. Vielmehr dürften diese Samen Ende April schon aus dem Fruchtansatz des Jahres ausgestreut gewesen und so bei der Probennahme mit erfasst worden sein. Vergleichbares gilt eventuell auch für die Diasporen von *Lycopus europaeus* und *Tanacetum vulgare*, die laut Thompson et al. (1997) ebenfalls eine transiente Diasporenbank aufbauen. Die Samen dieser Arten wurden mit hoher Wahrscheinlichkeit erst in der vorangegangenen Vegetationsperiode erzeugt, haben im Winter auf dem Boden überdauert und waren Mitte April 2004 noch nicht gekeimt.

DIASPORENBANK-UNTERSUCHUNGEN

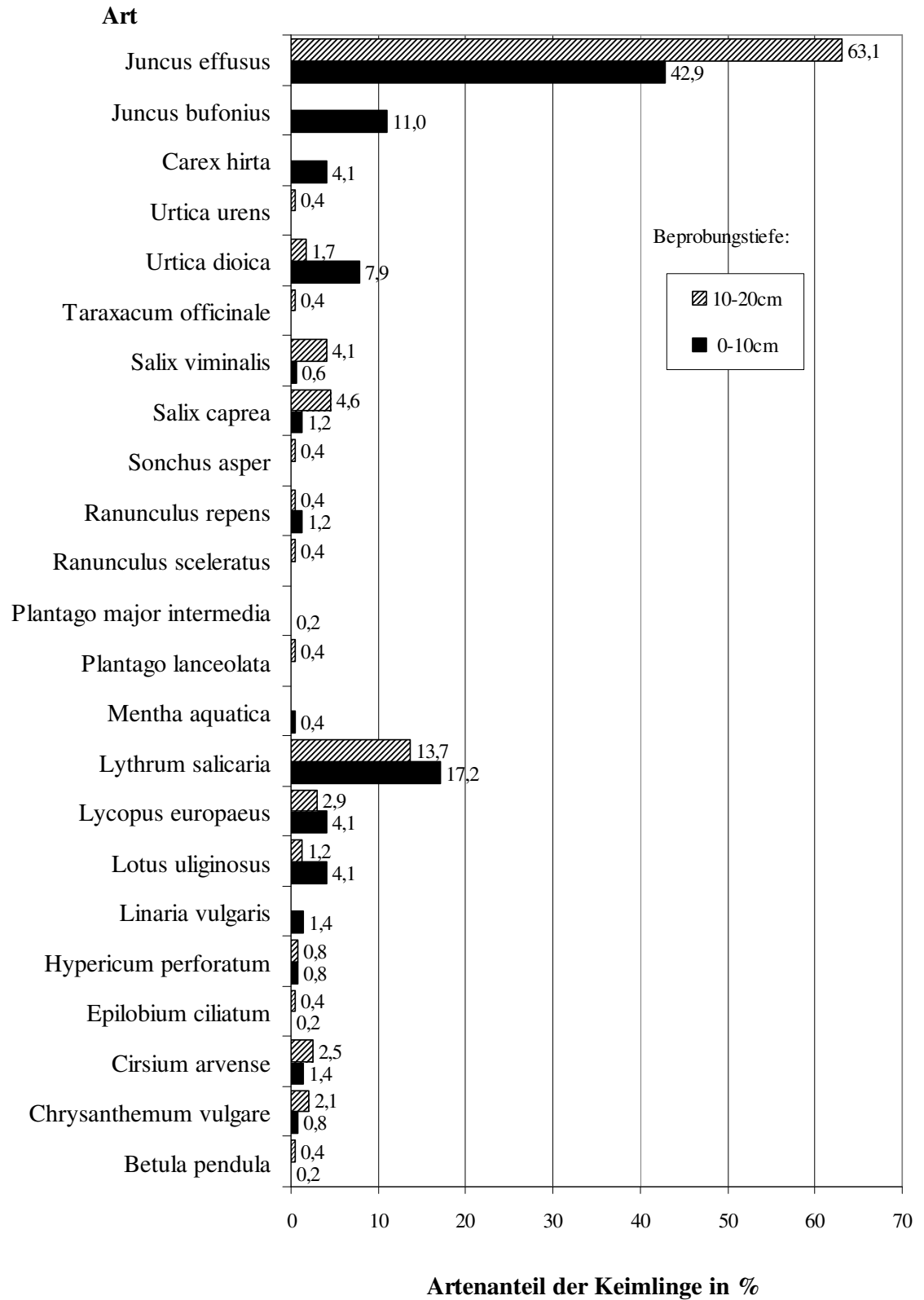


Abb. 39: Legende siehe folgende Seite.

Abbildung 39: Prozentualer Anteil der verschiedenen Taxa an der Gesamtkeimlingszahl aus zwei unterschiedlich tiefen Bodenhorizonten. Die Proben stammen aus einer Senke S2 auf der Fläche D-Sch.

In den Graphiken 40-41 werden die Ergebnisse von den Versuchsansätzen zusammengefasst dargestellt, deren Probennahme-Stellen nicht an den Wasserrändern der Gesamtfläche D-Sch lagen. Das zur Keimung ausgebrachte Material stammte aus zwei Probentiefen.

In den Probentöpfen, die mit insgesamt 24000 cm³ Probenmaterial (34 Proben) aus einer Bodentiefe von 0-10 cm beschickt worden waren, wurden 3653 Keimlinge gezählt, die sich auf 52 verschiedene Pflanzenarten aufteilten. Aus vier Bodenproben, die aus einer Tiefe von 10-20 cm ergraben worden waren, liefen 948 Keimlinge auf, die zu 40 verschiedenen Arten gehörten. In beiden Bodenhorizonten dominierten die Diasporen von *Juncus effusus*. In die graphischen Darstellung zu der Probentiefe 10-20 cm wurde *Juncus effusus*, welche 58,6 % aller Keimlinge stellte, nicht mit aufgenommen. In diesem Bodenhorizont war die Gattung *Chenopodium* mit drei Arten auffallend reich vertreten. In dem oberen Horizont stellte die Gattung *Juncus* vier Arten. Der größte Teil der Arten war in beiden Bodenhorizonten mit weniger als einem Prozentanteil vertreten. Bezüglich der Zugehörigkeit zu den Diasporenbanktypen sind die Ergebnisse mit denen von Proben aus den flachen Senken vergleichbar. In beiden Bodenhorizonten kommen Arten, die keine langfristige Diasporenbank aufbauen, nur vereinzelt vor. Neben den zwei Weidenarten *Salix caprea* und *Salix viminalis* ist nur *Lycopus europaeus* als weitere Sippe mit einer transienten Diasporenbank in geringen Anteilen bestimmt worden. Zwei Drittel aller Arten in den Versuchsansätzen mit Proben der Fläche D-Sch gehören somit dem „long-term-persistent“ Diasporenbanktyp an (Thompson et al., 1997). Weitere Überlegungen zu der Zugehörigkeit zu den drei Diasporenbanktypen folgen in Kapitel 4.4 (Diasporenbanken und Vegetation im Vergleich).

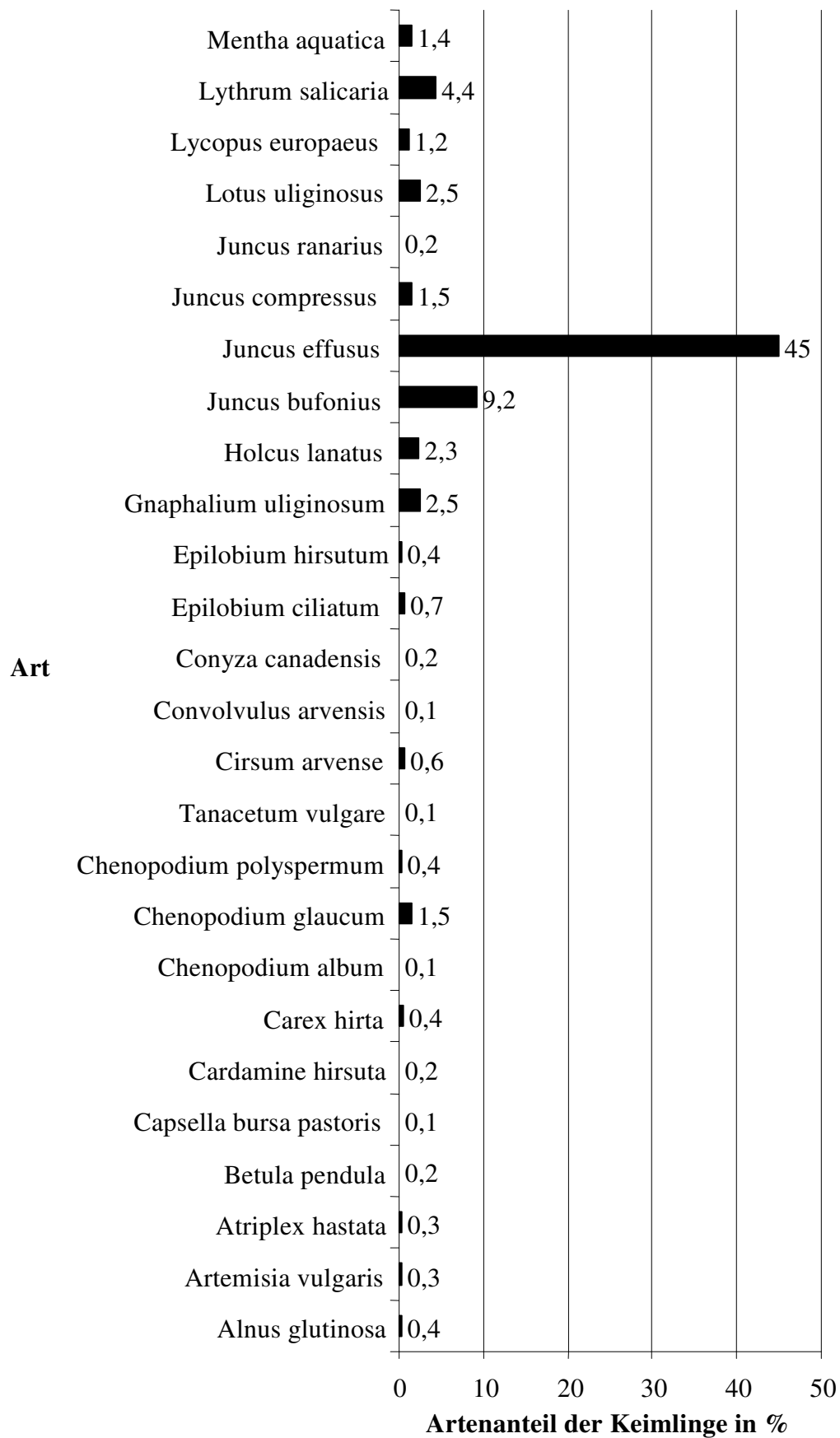


Abb. 40 A: Legende siehe folgende Teilabbildung

DIASPORENBANK-UNTERSUCHUNGEN

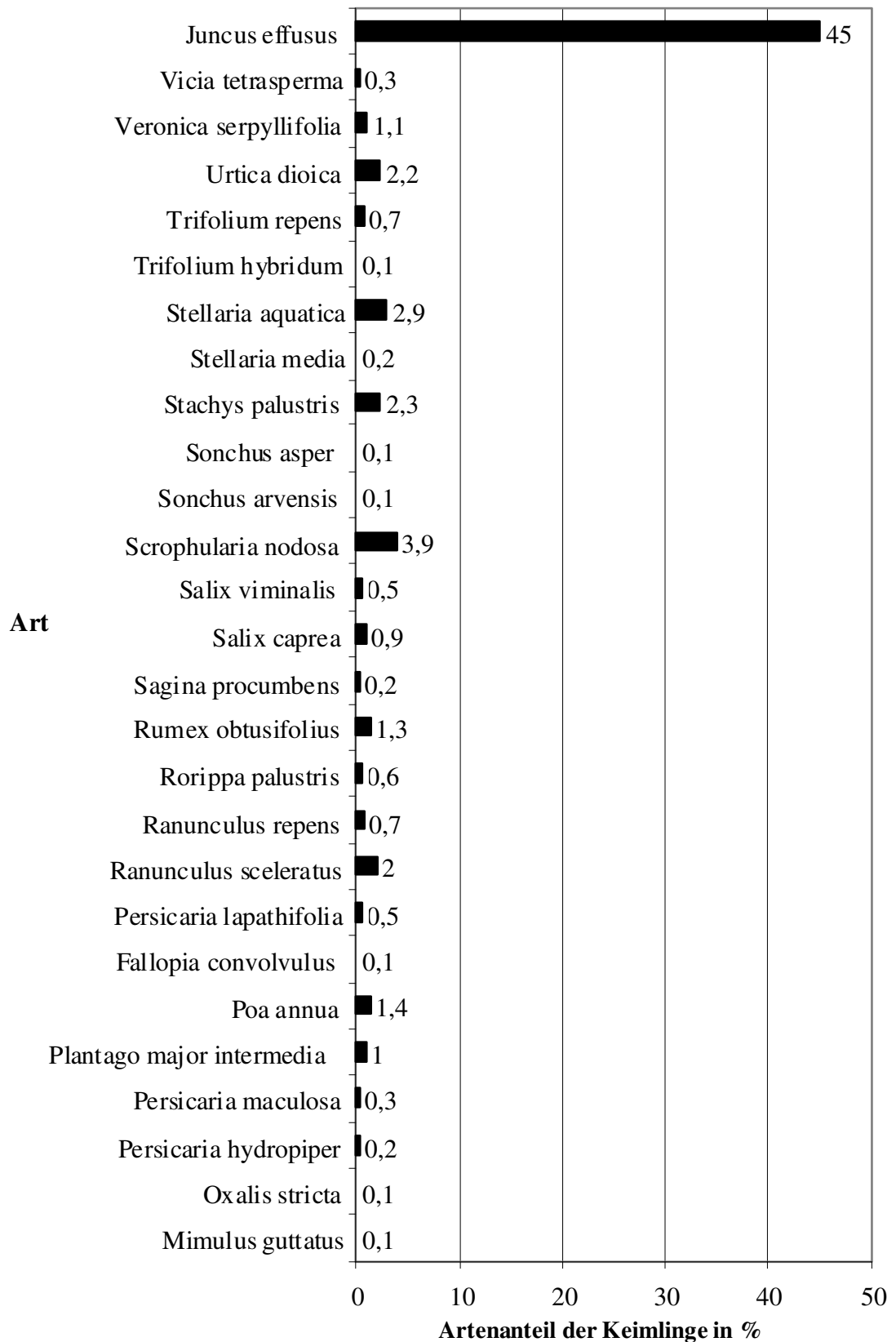


Abbildung 40: A und B: Prozentualer Anteil der 52 in den Probestöpfen aufgelaufenen Keimlingsarten von Bodenproben der Fläche D-Sch, die nicht von den Rändern der Tümpel und des Weihers stammten. Probentiefe 0-10 cm.

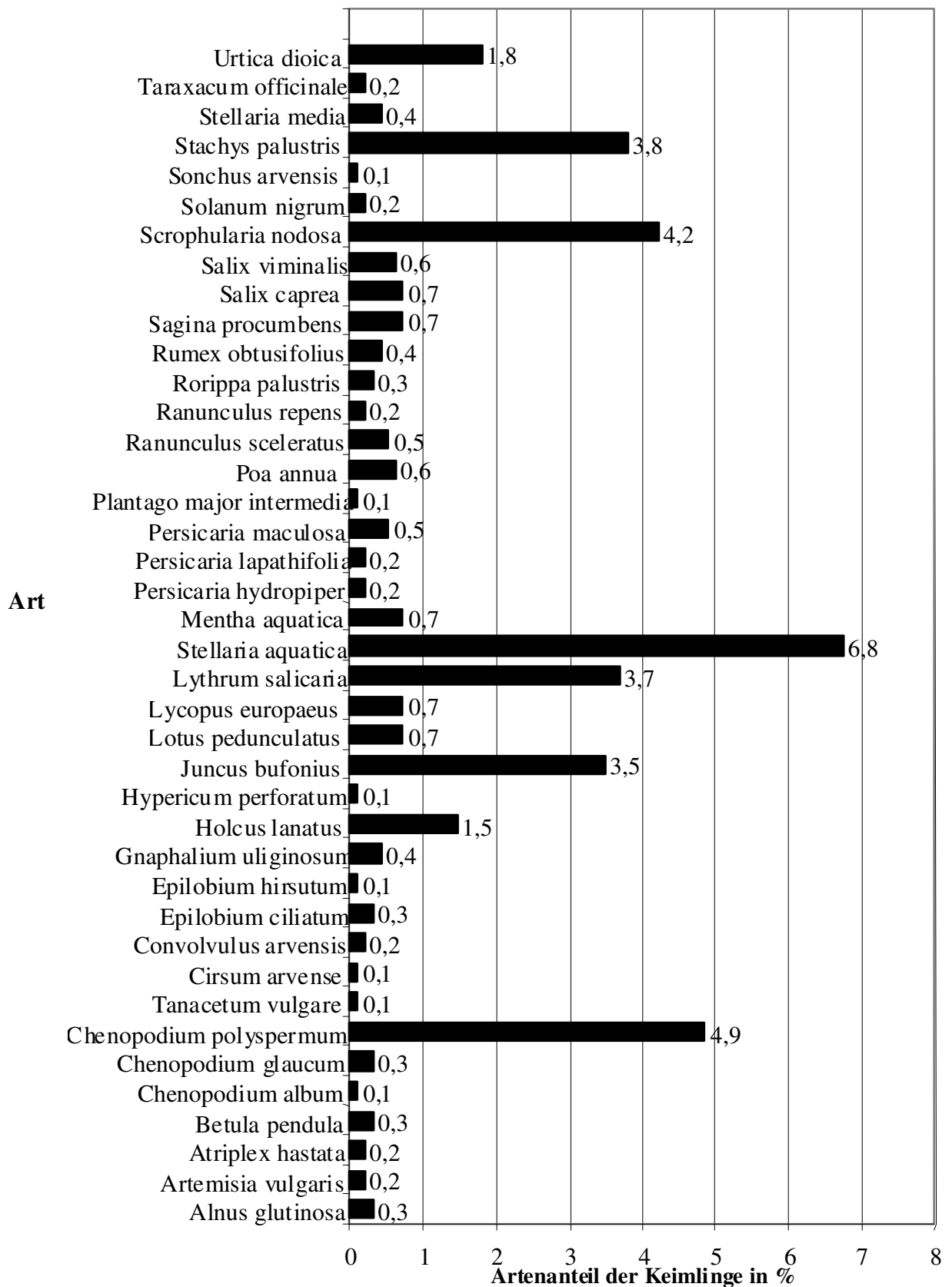


Abbildung 41: D-Sch: Prozentualer Anteil der 40 Pflanzenarten an dem Artenspektrum der Keimlinge aus den Bodenproben von Stellen, die nicht an den Wasserrändern lagen, aus einer Probentiefe 10-20 cm.

In beiden Bodentiefen wird die Diasporenbank von *Juncus effusus* dominiert. Mit fast 10 % ist eine weitere Juncusart, *Juncus bufonius*, als zweitstärkste Art vertreten. In der Tiefe von 10-20 cm ist der Wasserdarm, *Stellaria aquatica*, mit 6,8 % die am zweithäufigsten in dem Diasporenvorrat gefundene Art, gefolgt von *Chenopodium polyspermum*, *Scrophularia nodosa*, *Stachys palustris* und *Lythrum salicaria*. Hiervon ist nur *Chenopodium polyspermum* in der unteren Lage auffallend häufiger im Vergleich zu seiner minimalen Repräsentanz in Oberflächennähe der Profile. Mehr als zwei Drittel aller Pflanzenarten aus der Diasporenbank der Fläche, die vor 25 Jahren umgestaltet worden ist, bauen eine Samenbank mit langlebigen Diasporen auf.

4.1.4 Die Diasporenbanken NL: Probennahme im Sommer 2004-Ausbringung der Proben im April 2005

Für die Versuchsreihen zu der auf niederländischem Gebiet liegenden Fläche NL wurden von insgesamt von neun Horizontal-Profilen an 46 Probenstellen Bodenproben erworben (Abb. 19). Das Gesamtbodenvolumen der 46 Proben war 32200 cm³. Bei Aufteilung der je ca. 700 cm³ Material auf drei Töpfe resultierten für die Fläche NL 138 Töpfe, in denen die Diasporenkeimung beprobt wurde. Aus diesem Bodenmaterial liefen 30 verschiedene Pflanzenarten auf (Tab. 8). Auf dem Foto in der Abbildung 18 ist die frisch abgegrabene Fläche mit den ausgelegten Probenbeuteln abgebildet. In Tabelle 2 werden die Profile und Proben sowie die Zeitpunkte des Probenerwerbs, des Ausbringens der Proben und der Kontrolle der Keimlinge vorgestellt.

Tabelle 8: Artenliste der in den Diasporenbanken der Fläche NL identifizierten Arten

<i>Betula pendula</i>	<i>Juncus articulatus</i>	<i>Ranunculus sceleratus</i>
<i>Cerastium glomeratum</i>	<i>Juncus effusus</i>	<i>Rorippa palustris</i>
<i>Cerastium holsteoides</i>	<i>Juncus ranarius</i>	<i>Rumex obtusifolius</i>
<i>Chenopodium polyspermum</i>	<i>Mimulus guttatus</i>	<i>Sagina procumbens</i>
<i>Chenopodium rubrum</i>	<i>Panicum miliaceum</i>	<i>Salix caprea</i>
<i>Cirsium arvense</i>	<i>Persicaria hydropiper</i>	<i>Salix viminalis</i>
<i>Conyza canadensis</i>	<i>Persicaria maculosa</i>	<i>Sonchus asper</i>
<i>Epilobium ciliatum</i>	<i>Plantag. major intermedia</i>	<i>Taraxacum officinale</i>
<i>Epilobium hirsutum</i>	<i>Poa annua</i>	<i>Trifolium repens</i>
<i>Holcus lanatus</i>	<i>Ranunculus repens</i>	<i>Urtica dioica</i>

4.1.4.1 Einordnung der Ergebnisse unter quantitativen Gesichtspunkten

In Abb. 44 und 45 werden die Keimungs-Ergebnisse von insgesamt 23 Bodenproben aus drei verschiedenen Probentiefen hinsichtlich der Anzahl der Keimlinge (Abb. 44) und der Anzahl der identifizierten Arten (Abb. 45) zusammengefasst dargestellt. Die angegebenen Tiefen der Bodenprobenstellen sind die ab Unterkante Grasnarbe gemessenen Tiefen. Am südlichen Rand der Abgrabungsfläche NL war dem Niedermoorboden eine ca 80 cm starke Sandschicht aufgelagert, sodass die Proben mit der Tiefenangabe 80-90 cm real den obersten zehn Zentimetern des Abgrabungshorizontes entstammen. Die Proben mit der Tiefenangabe 5-15 cm stammen aus einer sandigen Schicht direkt unter der Grasnarbe. Für die erstgenannte Probentiefe (80-90 cm) wurden die aufgelaufenen Keimlinge von neun, für die zweite Tiefe (70-80 cm) die von zwölf und für die dritte Tiefe (5-15 cm) die von zwei Bodenproben ausgewertet und jeweils auf einen Quadratmeter hochgerechnet. Die Artenzahl bezieht sich je Probe auf ein Probenvolumen von ca. 700 cm³ bei einer Oberfläche von 70 cm².

Bei der Umrechnung auf einen Quadratmeter ergibt sich, wenn man die Mittelwerte der angegebenen Probenzahlen zugrunde legt, ein Wert von 4726 keimfähigen Diasporen pro Quadratmeter in der obersten Bodenschicht (Abb. 44). Dieser Wert ist um das Zweieinhalb- bzw. Viereinhalbfache höher als der von den beiden tieferen Bodenschichten. Es kann also eine deutliche Abhängigkeit der Anzahl der gekeimten Diasporen von der Bodentiefe festgestellt werden. Diasporenfreie Proben traten nicht auf. So große Unterschiede wie bei der Individuenzahl traten bei der Artenzahl nicht zu Tage (Abb. 45).

Auf Abbildung 42 ist ein Probentopf mit vier Wochen alten Keimlingen abgebildet, die aus einer Bodenprobe der Fläche NL aus einer Tiefe von 5-15 cm aufliefen, dem Bodenhorizont unterhalb der Grasnarbe. Abbildung 43 zeigt die aufgelaufenen Keimlinge in einem Probentopf, der mit Boden aus einer Tiefe von 70 bis 80 cm unter der Grasnarbe befüllt worden war. Ein Vergleich dieser beiden Fotos macht die Abhängigkeit der Dichte und Vitalität der gekeimten Diasporen von der Bodentiefe auch visuell deutlich.

DIASPOREN-BANK-UNTERSUCHUNGEN



Abbildung 42: Keimlinge in einem Probestopf. Tiefe der Bodenprobe 5-15 cm unter der Grasnarbe.



Abbildung 43: Keimlinge in einem Probestopf, der mit Boden aus einer Tiefe von 70-80 cm unter der Grasnarbe befüllt worden war.

DIASPORENBANK-UNTERSUCHUNGEN

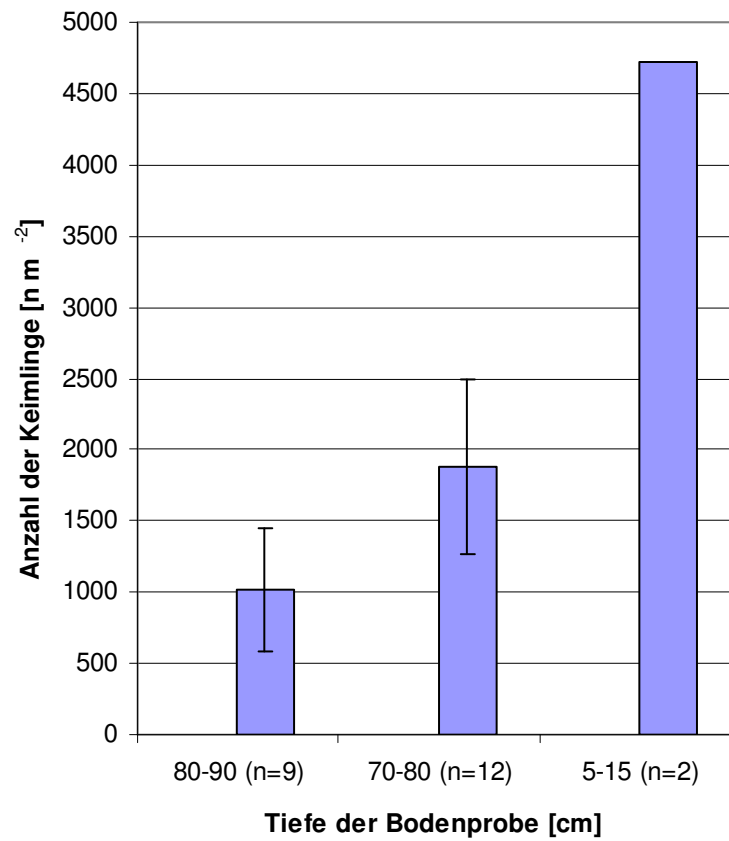


Abbildung 44: Aufgelaufene Keimlinge aus Proben dreier unterschiedlich tiefer Bodenhorizonte im Untersuchungsgebiet NL..

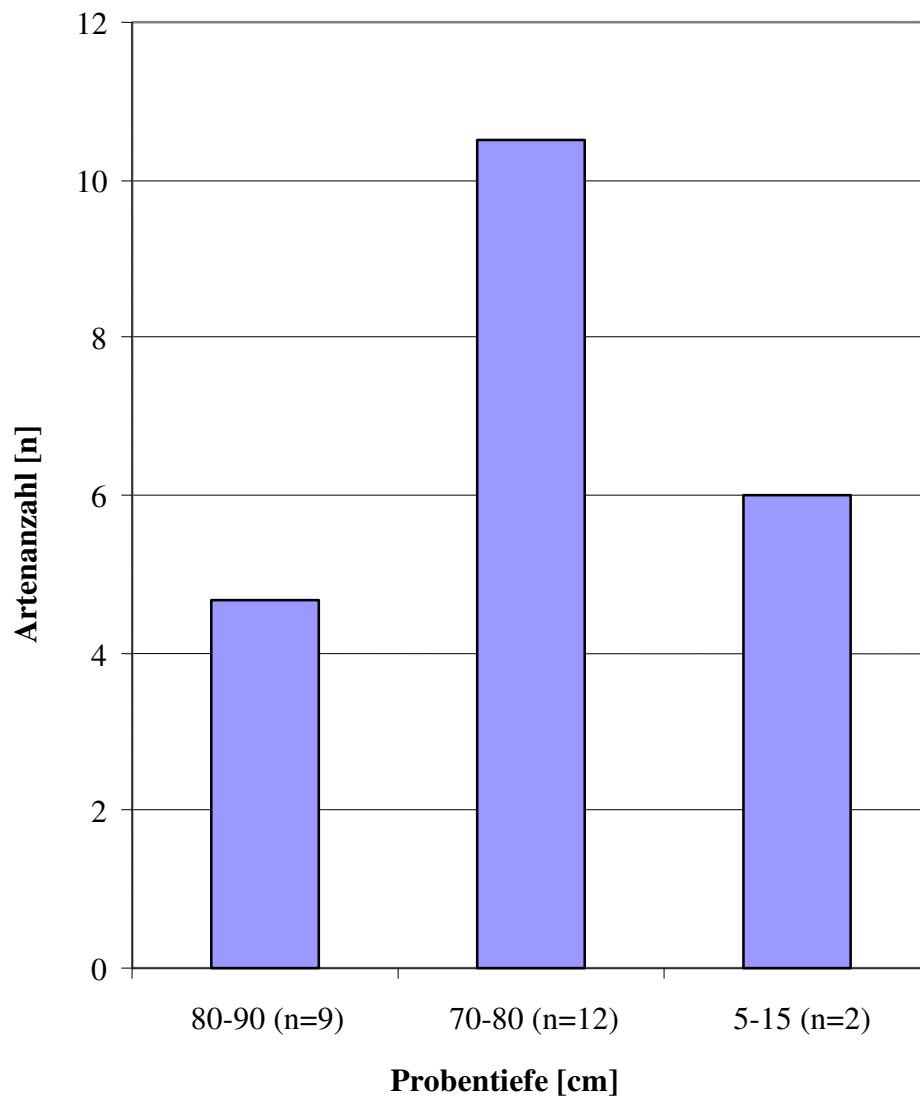


Abbildung 45: Artenanzahl aus drei unterschiedlichen Bodentiefen im Untersuchungsgebiet NL. Wiedergegeben ist der jeweilige Mittelwert. Die Werte sind auf ein Probenvolumen je Probe von ca. 700 cm³ bezogen.

DIASPORENBANK-UNTERSUCHUNGEN

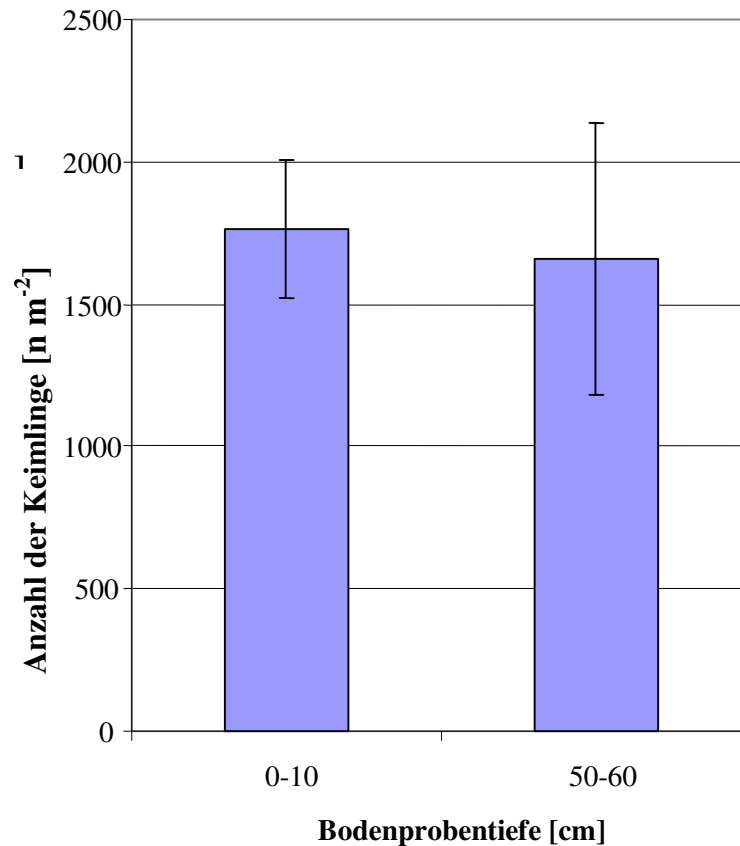


Abbildung 46: Anzahl der Keimlinge aus Bodenproben, die vom Rand und der Sohle des neu gegrabenen Bachbettes für den Rodebaches auf der Fläche NL stammen. Der Probenumfang war je Tiefe $n = 4$. Dargestellt sind die Mittelwerte mit Standardabweichung.

Je vier Proben (Abb.46) wurden auch aus den oberen 10 cm des freigelegten Niedermoorbodens gewonnen, zum anderen vom Grund des neuen Bachbettes, welches eine Woche nach Beendigung der Abgrabungsmaßnahmen, zum Zeitpunkt der Probengewinnung, ca. 10 cm mit Wasser gefüllt war (Abb. 12 und Abb. 19). Mit acht bzw. fünf Arten pro 700 cm³ Boden sind die Proben vom frisch freigelegten Niedermoorboden und vom Grunde des neuen Bachlaufs als artenarm einzustufen. Relativ zur Landoberfläche vor der Abgrabung ist die Tiefe dieser Probennahmestellen 80-90 cm bzw. 130-140 cm.

DIASPORENBANK-UNTERSUCHUNGEN

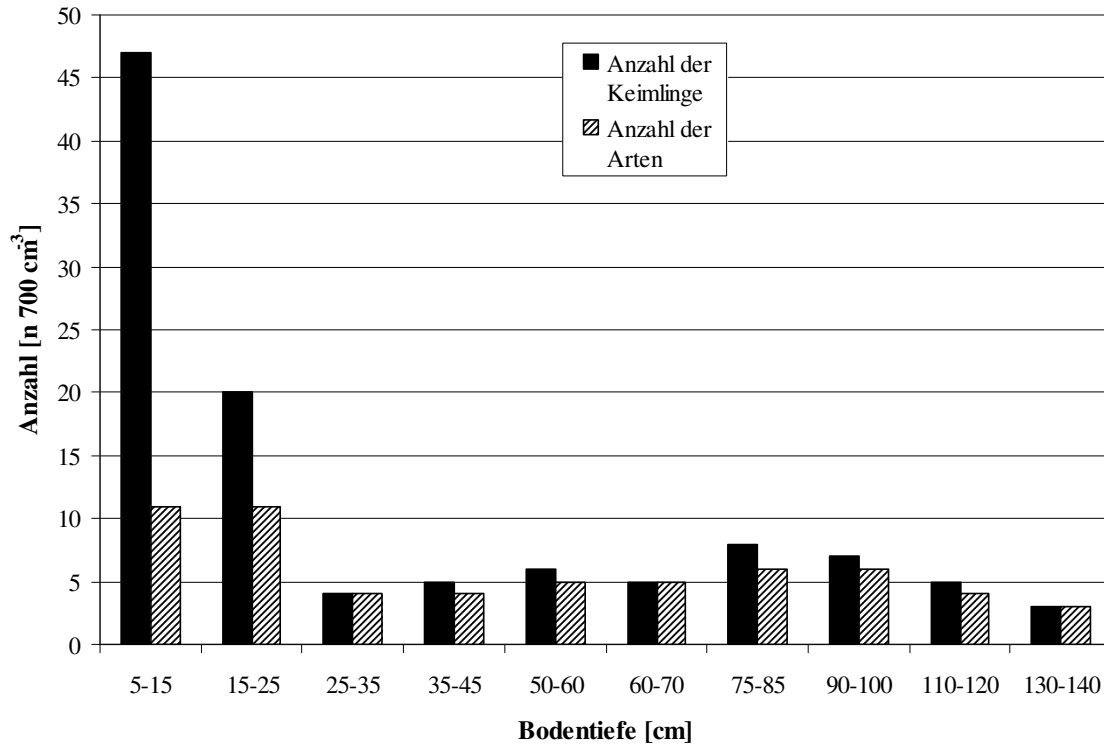


Abbildung 47: Anzahl der Keimlinge und der Keimlingsarten auf der Fläche NL entlang eines Höhengradienten..

Auf der Abbildung 47 sind die Keimungsergebnisse von 10 Proben eines Tiefen-Profiles der Fläche NL dargestellt. Die Profillinie verlief vom südlichen Abgrabungsrand in die Fläche. Das gesamte Tiefenprofil wurde zugänglich im räumlichen Nebeneinander entlang der flachabfallenden Abschub-Böschung, die im Zuge der Renaturierung entstanden war. Die Probe 5-15 cm wurde aus der unter der Grasnarbe liegenden Schicht ergraben. Die weiteren Probenstellen lagen auf einer im Winkel von ca. 40° relativ zum Abgrabungshorizont hin abfallenden Linie. Die Probe 130-140 cm stammte vom Niedermoorboden.

Wie schon aus den Ergebnissen der Extremvergleiche in Abb. 40 und 41 zu entnehmen ist, steht sowohl die Anzahl der Keimlinge als auch die der Arten in enger Beziehung zur Bodentiefe. Das gilt vor allem für Anzahl der gekeimten Diasporen. Aber auch die Artenvielfalt ist ab einer Bodentiefe von 25 cm deutlich geringer als in den oberen 25 Zentimetern.

Aus der Tabelle Nr. 9 wird noch deutlicher, dass das autochthone Bodenmaterial der neu geschaffenen Sekundäraue nahezu diasporenleer ist. Gerade einmal drei Arten – *Juncus effusus*, *Plantago major intermedia* sowie *Trifolium repens* waren in einer Bodenprobe mit je einem Keimling vertreten.

Tabelle 9: Anzahl der Keimlinge der einzelnen in den Diasporenbanken der Fläche identifizierten Arten in Abhängigkeit von der Bodentiefe (Profil NL-O, Abb.19)

Tiefen der Bodenprobe in cm	5-15	15-25	25-35	35-45	50-60	60-70	75-85	90-100	110-120	130-140
<i>Betula pendula</i>	.	.	1	.	.	1	.	1	.	.
<i>Cerastium glomeratum</i>	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.
<i>Chenopodium polyspermum</i>		2	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Chenopodium rubrum</i>	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.
<i>Cirsium arvense</i>	8	5	1	1	.	.	.	.	1	.
<i>Conyza canadensis</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Epilobium ciliatum</i>	5	2	.	1	.	.	.	.	.	.
<i>Epilobium hirsutum</i>	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Holcus lanatus</i>	5	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Juncus articulatus</i>	.	1	.	1	.	.	1	.	.	.
<i>Juncus effusus</i>	3	.	.	.	1	1	.	.	2	1
<i>Plantago major intermedia</i>		.	.	.	.	.	.	.	.	1
<i>Poa annua</i>	2	1	1	.	1	.	1	1	.	.
<i>Persicaria hydropiper</i>	3	2	.	.	.	.	.	1	.	.
<i>Persicaria maculosa</i>	4	2	.	.	.	1	2	2	.	.
<i>Ranunculus repens</i>	5	2	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Rorippa palustris</i>	7	1	.	2	1	.	2	.	.	.
<i>Rumex obtusifolius</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Salix caprea</i>	.	1	1	.	2	1	1	1	1	.
<i>Salix viminalis</i>	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.
<i>Sonchus asper</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.
<i>Trifolium repens</i>	4	1	.	.	.	1	.	.	.	1
Anzahl der Arten	11	11	4	4	5	5	6	6	4	3
Gesamtzahl der Keimlinge	47	20	4	5	6	5	8	7	5	3

4.1.4.2 Einordnung der Ergebnisse unter qualitativen Gesichtspunkten

Die Abgrabung der Fläche NL führte zu einer radikalen Änderung der Standortbedingungen, insbesondere der Bodenverhältnisse. Die Probennahmen erfolgten so kurzfristig nach der Beseitigung des Oberbodens, welche ohne wesentliche Materialverlagerungen im Bereich von Böschungsfläche und Geländesohle (ehemaliger Niedermoorboden) verlief, dass die Probeninhalte an Diasporen nahezu unverfälscht die Verhältnisse in situ aufzeigen.

Für die Darstellung in den Abbildungen 48 und 49 wurden die Ergebnisse von Proben der Fläche NL aus zwei bzw. drei verschiedenen Bodentiefen zusammengestellt, deren Lokalisierung sich ergibt durch die Signaturen "NL-Bag I...III" und "NL-O" in Abbildung 19.

DIASPORENBANK-UNTERSUCHUNGEN

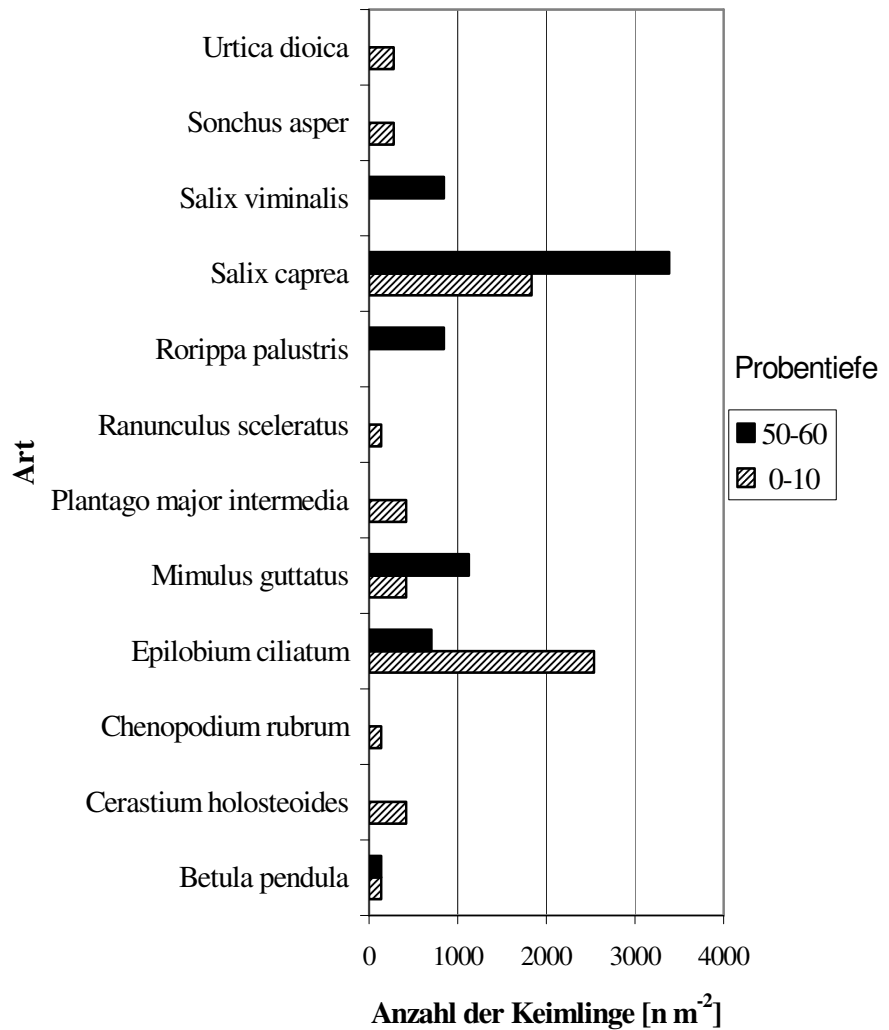


Abbildung 48: Anzahl der Keimlinge der insgesamt 12 Arten vom Rand des neu gegrabenen Baches auf der Fläche NL (NL-Bag I...III in Abb.19) aus zwei verschiedenen Tiefen. Zu den Tiefenangaben: 0-10 bedeutet, dass die Proben aus den oberen zehn Zentimetern des Abgrabungshorizontes entlang des neu gegrabenen Baches stammen, d.h., ursprünglich 80-90 cm unter Flur lagen, 50-60 bedeutet, dass die Proben aus einem Bodenhorizont ergraben wurden, der sich 50-60 cm unter dem freigelegten Niedermoorhorizont befindet, d.h., 130-140 cm unter der vor der Renaturierungs-Maßnahme bestehenden Landoberfläche lagen.

DIASPORENBANK-UNTERSUCHUNGEN

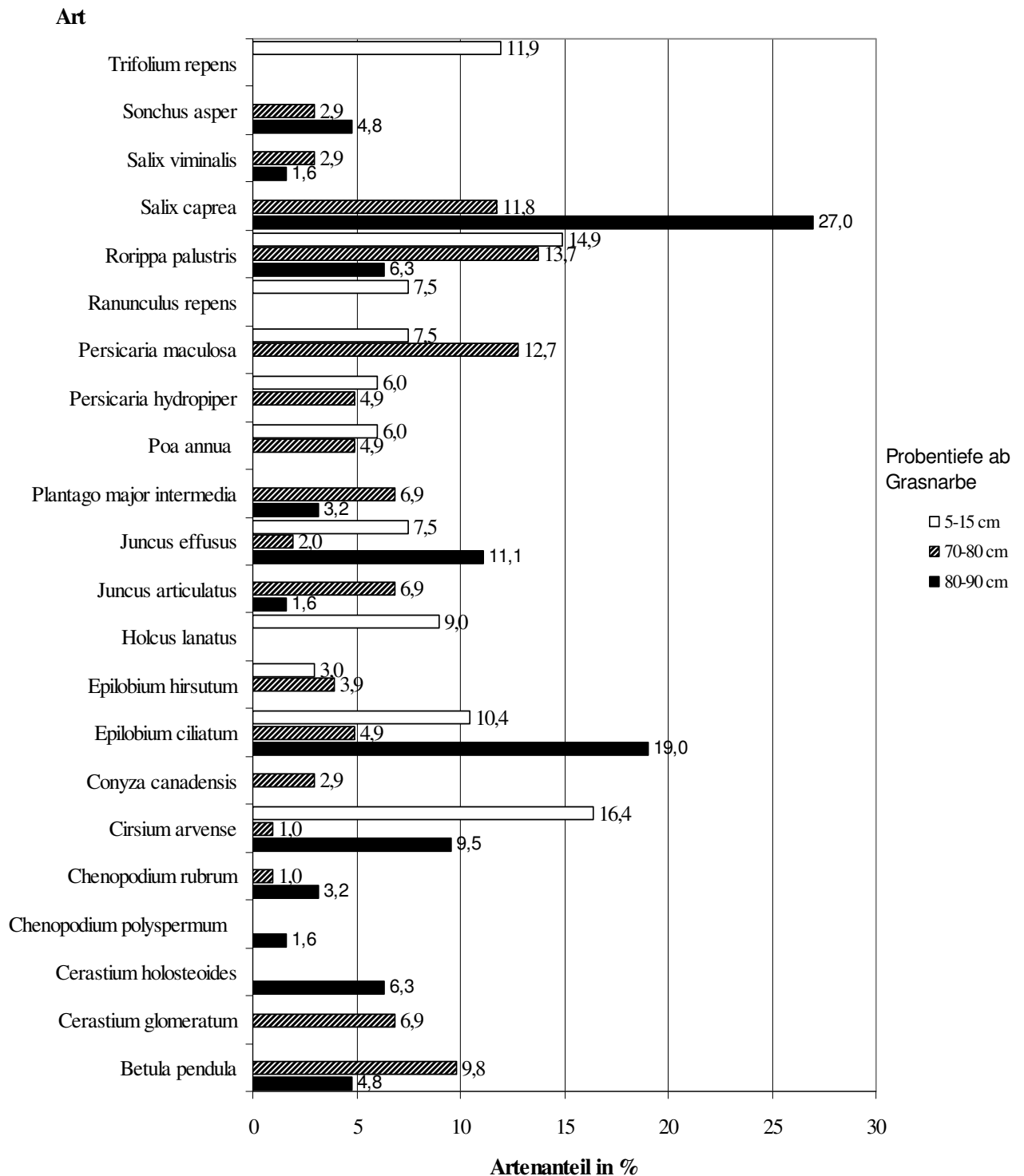


Abbildung 49: Artenvielfalt, aufgelaufen aus Bodenproben der Fläche NL. Die Proben stammten aus drei unterschiedlich tiefen Bodenhorizonten an den Gewinnungsstellen des Profils NL-O (Abb. 19).

Das Arteninventar der Bodenproben vom Rand (ursprünglich 80-90 cm unter Flur) und vom Grunde (ursprünglich 130-140 cm unter Flur) des neuen Baches auf der Fläche NL zeigt eine Dominanz von acht Arten, die alle nach Thompson et al. (1997) eine „long-term-persistent“ Diasporenbank aufbauen (Abb. 48). Nicht diesem Typ der Samenüberdauerung zuzurechnen sind *Salix caprea*, *Salix viminalis*, *Rorippa palustris* und *Mimulus guttatus*. Vermutlich stammen die beiden Weidenarten nicht aus der Diasporenbank des Bodens, da sie Samen erzeugen, die weniger als acht Wochen keimfähig bleiben (Kehl et al., 2003). Es ist auch unwahrscheinlich, dass vitale Samen von *Rorippa palustris*, die laut Thompson et al. (1997) nicht einmal fünf Jahre im Boden überdauern können, in einer Tiefe von 130-140 cm lagern. Die Diasporen von *Rorippa palustris* wurden mit hoher Wahrscheinlichkeit mit dem vom Rodebach auf die Fläche NL abgeleiteten Wasser herangeschwemmt, zumal *Rorippa palustris* an den Ufern des Rodebaches und der Entwässerungsgräben der Umgebung häufig zu finden ist. Vergleichbares gilt für die neophytische Art *Mimulus guttatus*, die sich an verschiedenen Stellen des Untersuchungsgebietes angesiedelt hat. Von den Arten, die aus den Proben NL-Bag I-III (Abb. 19 und Abb. 48) aufgelaufen sind, war, sieht man von *Salix caprea* ab, nur *Epilobium ciliatum* mit einer nennenswerten Anzahl von 2600 Keimlingen pro m² in dem 130-140 cm unter Flur gelegenen Horizont vertreten. Bezüglich der Anzahl ist dieser Wert größer als die von Thompson et al. (1997) angegebenen mittleren Werte (ca. 200-700 pro m²). Diasporen von *Urtica dioica*, *Sonchus asper*, *Ranunculus sceleratus*, *Plantago major intermedia*, *Chenopodium rubrum* und *Cerastium holosteoides* liefen nicht aus den Proben des unteren Horizonts auf.

Abbildung 49 zeigt die Artengarnituren aus den Bodenproben eines Profils vom südlichen Rand der Abgrabungsfläche NL, differenziert nach den drei unterschiedlich tiefen Bodenhorizonten. Bis auf die beiden *Salix*-arten, *Epilobium hirsutum*, *Conyza canadensis*, *Rorippa palustris* und *Cerastium holosteoides* bauen 16 weitere Arten, die aus den Proben des Profils NL-O (Abb. 19) aufliefen, eine „long-term-persistent“ Diasporenbank auf. Unter den Letzteren ist *Epilobium ciliatum* mit 19% in dem tiefsten von den drei Horizonten am häufigsten vertreten, gefolgt von *Juncus effusus* und *Cirsium arvense*. In einer Tiefe von 70-80 cm unter der Grasnarbe stellt die Gattung *Persicaria* mit *Persicaria maculosa* und *Persicaria hydropiper* mit insgesamt 17,6% den größten Anteil der Diasporen. In dem oberen Horizont, direkt unter der Grasnarbe (5-15 cm), sind *Cirsium arvense* mit 16,4%, *Rorippa palustris* mit 14,9% und *Trifolium repens* mit 11,9% vertreten. Eine Beziehung zwischen Artenvielfalt und Bodentiefe kann nicht festgestellt werden.

4.1.5 Die Diasporenbanken D-B und D-A: Probennahme und Ausbringen der Proben im Frühjahr 2005

Für die Untersuchungsreihen der Fläche D-A wurden insgesamt von fünf Profilen an 31 Probenstellen Bodenproben erworben (Abb. 21). Das Gesamtbodenvolumen der 31 Proben war 21700 cm³. Dies ergab für die Fläche D-A 93 Probentöpfe. Aus diesem Bodenmaterial liefen 36 verschiedene Pflanzenarten auf (Tab. 10). Auf dem Foto in der Abbildung 13 ist die frisch abgegrabene Fläche D-A zum Zeitpunkt der Probennahme im Mai 2005 abgebildet. In Tabelle 3 werden die Profile und Proben sowie die Zeitpunkte des Probenerwerbs, des Ausbringens der Proben und der Kontrolle der Keimlinge vorgestellt.

Tabelle 10: Artenliste der in den Diasporenbanken der Fläche D-A identifizierten Arten.

<i>Alnus glutinosa</i>	<i>Euphorbia peplus</i>	<i>Plantago major intermedia</i>
<i>Alopecurus geniculatus</i>	<i>Galinsoga ciliata</i>	<i>Poa annua</i>
<i>Amaranthus blitum</i>	<i>Gnaphalium uliginosum</i>	<i>Pulicaria dysenterica</i>
<i>Amaranthus bouchonii</i>	<i>Holcus lanatus</i>	<i>Ranunculus repens</i>
<i>Betula pendula</i>	<i>Juncus articulatus</i>	<i>Rorippa palustris</i>
<i>Carex hirta</i>	<i>Juncus bulbosus</i>	<i>Rorippa sylvestris</i>
<i>Cerastium glomeratum</i>	<i>Juncus effusus</i>	<i>Salix caprea</i>
<i>Chenopodium rubrum</i>	<i>Lotus pedunculatus</i>	<i>Salix viminalis</i>
<i>Cirsium arvense</i>	<i>Panicum miliaceum</i>	<i>Sonchus asper</i>
<i>Conyza canadensis</i>	<i>Persicaria hydropiper</i>	<i>Stellaria media</i>
<i>Epilobium ciliatum</i>	<i>Persicaria lapathifolia</i>	<i>Urtica dioica</i>
<i>Epilobium hirsutum</i>	<i>Phalaris arundinacea</i>	<i>Veronica peregrina</i>

Für die Versuchsreihen Fläche D-B wurden Bodenproben von insgesamt 14 Profilen an 40 Probenstellen gezogen (Abb. 23). Das Gesamtbodenvolumen der 40 Proben war 28000 cm³, sodass für die Fläche D-B 120 Töpfe beprobt wurden. Aus diesem Bodenmaterial liefen 39 verschiedene Pflanzenarten auf (Tab. 11). Auf dem Foto in der Abbildung 20 ist die frisch abgegrabene Fläche mit den erworbenen Probenbeuteln abgebildet. In Tabelle 4 werden die Profile und Proben sowie die Zeitpunkte des Probenerwerbs, des Ausbringens der Proben und der Kontrolle der Keimlinge vorgestellt.

Tabelle 11: Artenliste der in den Diasporenbanken der Fläche D-B identifizierten Arten.

<i>Alopecurus geniculatus</i>	<i>Epilobium lamyi</i>	<i>Rorippa palustris</i>
<i>Betula pendula</i>	<i>Euphorbia peplus</i>	<i>Rorippa sylvestris</i>
<i>Calluna vulgaris</i>	<i>Galinsoga ciliata</i>	<i>Rumex obtusifolius</i>
<i>Carex hirta</i>	<i>Glyceria fluitans</i>	<i>Sagina procumbens</i>
<i>Cerastium holosteoides</i>	<i>Gnaphalium uliginosum</i>	<i>Salix caprea</i>
<i>Chenopodium album</i>	<i>Hypericum perforatum</i>	<i>Salix viminalis</i>
<i>Chenopodium polyspermum</i>	<i>Juncus articulatus</i>	<i>Sonchus asper</i>
<i>Chenopodium rubrum</i>	<i>Juncus compressus</i>	<i>Taraxacum officinale</i>
<i>Cirsium arvense</i>	<i>Oxalis corniculata</i>	<i>Trifolium repens</i>
<i>Conyza canadensis</i>	<i>Peplis portula</i>	<i>Urtica dioica</i>
<i>Digitaria sanguinalis</i>	<i>Plantago major intermedia</i>	<i>Veronica catenata</i>
<i>Epilobium ciliatum</i>	<i>Polygonum aviculare</i>	<i>Veronica peregrina</i>
<i>Epilobium hirsutum</i>	<i>Ranunculus repens</i>	<i>Veronica serpyllifolia</i>

4.1.5.1 Einordnung der Ergebnisse unter quantitativen Gesichtspunkten



Abbildung 50: Die abgegrabene Fläche D-A am 6. Mai 2005, Foto: M. Josephs

Das Foto Abb. 50 zeigt den braun-schwarzen Moorboden kurz nach den Abgrabungsmaßnahmen auf der Fläche D-A im Frühjahr 2005. Auf der Fläche haben sich mehrere Wasserflächen gebildet. Die Torfschicht beginnt in einer Tiefe von ca. einem halben Meter und reicht bis in eine Tiefe von mehr als eineinhalb Metern. Sie misst zum Teil also mehr als einen Meter. Der Moorboden ist stark durchsetzt mit größeren Pflanzenresten, sodass von einem Schilftorf gesprochen werden kann. Da die Bodenproben noch während oder kurz nach Beendigung der Abgrabungsmaßnahmen im Mai 2005 geholt wurden, kann davon ausgegangen werden, dass ein Eintrag von Samen aus der laufenden Vegetationsperiode unwahrscheinlich war, abgesehen von den Diasporen der Weidenarten *Salix caprea* und *Salix viminalis*. Bei den Weiden nimmt aber die Überlebensrate der Diasporen mit zunehmendem Lebensalter sehr schnell ab. Zu dem Zeitpunkt der Probengewinnung Anfang Mai 2005 hatten diese Weiden ihre Samen schon ausgestreut. Samen produzierende Weiden sind ein Teil des Bewuchses der Flächenränder aller untersuchter Flächen. Bei Analyse und Bewertung der Diagramme wurden deshalb Weidenkeimlinge aus der Auswertung ausgeklammert. Diasporen anderer Pflanzenarten aus den Jahren vor der Probennahme lagen mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht vor, da die Bodenhorizonte, die als Lagerstätten für solche Diasporen hätten dienen können, mit dem abgegrabenen Boden wegtransportiert worden waren. Das Probenmaterial wurde in die Kulturtöpfe in der zweiten Maihälfte ausgebracht. Auf Abbildung 51 ist die Zuordnung der Kulturtöpfe zu verschiedenen Niveaus im Bodenprofil durch sehr unterschiedliche Anzahlen der Keimlinge in den abgedeckten Topfreihen zu erkennen.

In den Versuchsreihen zum Diasporen-Vorkommen der Flächen D-A und D-B wurde jede Probe auf drei unterschiedlichen Substraten – Gartenerde/Sand, dampfsterilisierte Gartenerde, Torfmaterial – ausgebracht. Die Versuchsergebnisse ließen aber keinen deutlichen Einfluss der verschiedenen Kultursubstrate auf das Keimungsverhalten der Diasporen erkennen. Die Keimlings-Zahlen aus den drei Probenkulturen wurden deshalb in Auswertung und Dateninterpretation wieder zusammengefasst.

DIASPORENBANK-UNTERSUCHUNGEN



Abbildung 51: Anordnung der Versuchstöpfe in der zweiten Untersuchungsperiode im Frühjahr/Sommer 2005 auf dem Versuchsgelände. Es wurde Material von jeder Bodenprobe auf drei unterschiedliche Substrate (siehe Kap. 3.1.4.1) aufgebracht. Foto M. Josephs, 16.06.2005.

DIASPORENBANK-UNTERSUCHUNGEN



Abbildung 52: Versuchstöpfe mit Keimlingen, aufgelaufen aus Probenmaterial verschieden tiefer Bodenhorizonte der Fläche D-B, Profil D-B1 (Abb. 24 und 23). Das Probenmaterial in den Töpfen der beiden oberen Reihen wurde aus dem Bodenhorizont direkt unter der Grasnarbe mittels Stechzylinder gewonnen. Die Töpfe der unteren Topfreihen wurden mit Probenmaterial vom Abgrabungshorizont beschickt. Die drei in einer Reihe angeordneten Töpfe enthielten jeweils ein anderes Kultursubstrat, wurden aber mit Probenmaterial von ein und derselben Probenstelle und Bodentiefe beschickt (siehe Methodenteil 3.1.4.1).



Abbildung 53: Versuchstöpfe mit Keimlingen, aufgelaufen aus Probenmaterial der Fläche D-B, welches vom Abgrabungshorizont stammte, d.h. aus einer Bodentiefe von ca. 50 – 60 cm unter der ursprünglichen Grasnarbe gewonnen wurde.

Die Bodenproben, die der Abb. 54 zugrunde liegen, gehörten zu fünf Profilen (D-A1...5, Abb. 21), welche infolge des kehlig gebogenen Abtragungsreliefs des Oberbodens im Zuge der Renaturierung horizontal versetzt jeweils unterschiedliche Tiefenhorizonte repräsentieren (0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm, 30-40 cm, 40-50 cm). Die Probenstellen lagen auf Transekten, welche auf der Abgrabungsfläche D-A parallel zueinander in Nord-Südrichtung verliefen (Abb. 21 und 54). Je nach Vertikaldistanz zum Niveau der unbeeinflussten Geländekante hatten die Probenstellen Abstände zueinander von 50 Zentimetern bis fünf Metern. In Abbildung 50 sind die Mittelwerte mit Standardabweichung für die Anzahl der Keimlinge auf einen Quadratmeter präsentiert. Da der Probenumfang für jede Tiefe $n = 5$ war, liegt den Ergebnissen ein Probenvolumen von ca. 3500 cm³ zugrunde. Die Graphik macht deutlich, dass eine nennenswerte Anzahl von Keimlingen nur in den oberen 10 Zentimetern unter der Oberfläche gefunden wurde.

Auch die Abbildung 55 zeigt deutlich, dass die Diasporenbank der Abgrabungssohle (40-50 cm Tiefe unter ursprünglichem Flur-Niveau) praktisch leer ist. Den Werten liegen für jede Tiefe ca. 700 cm³ Bodenmaterial zugrunde. Genauer bedeutet das, dass in den drei Proben der Abgrabungssohle überhaupt nur jeweils zwei bzw. drei Keimlinge gefunden wurden. Dabei handelt es sich um je einen Keimling von *Betula pendula*, *Carex hirta* und *Panicum miliaceum* sowie vier *Sonchus arvensis*- Keimlinge.

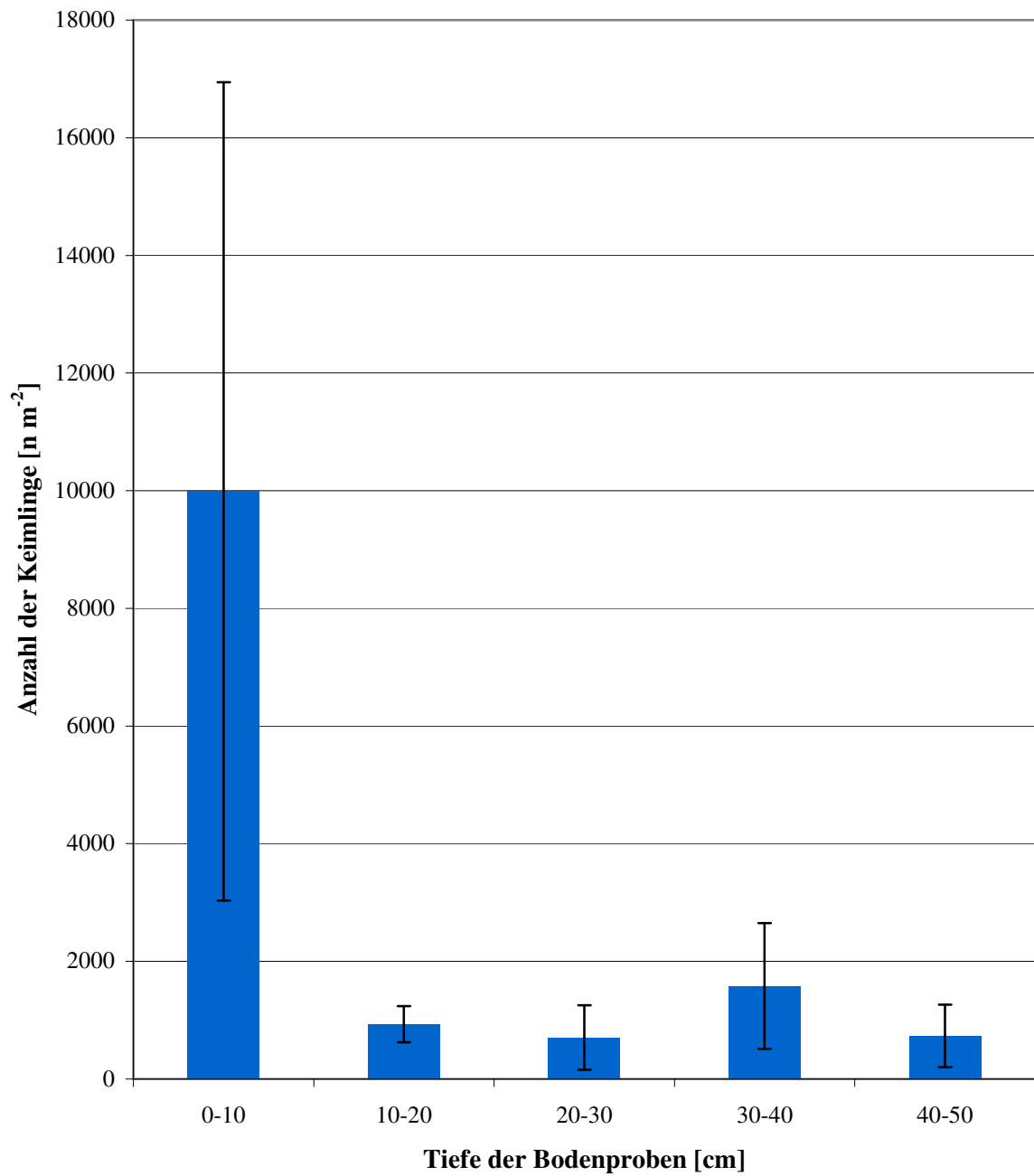


Abbildung 54: Anzahl der Keimlinge von Bodenproben aus fünf unterschiedlich tiefen Bodenhorizonten der Fläche D-A. Weitere Erläuterungen siehe Text.

DIASPORENBANK-UNTERSUCHUNGEN

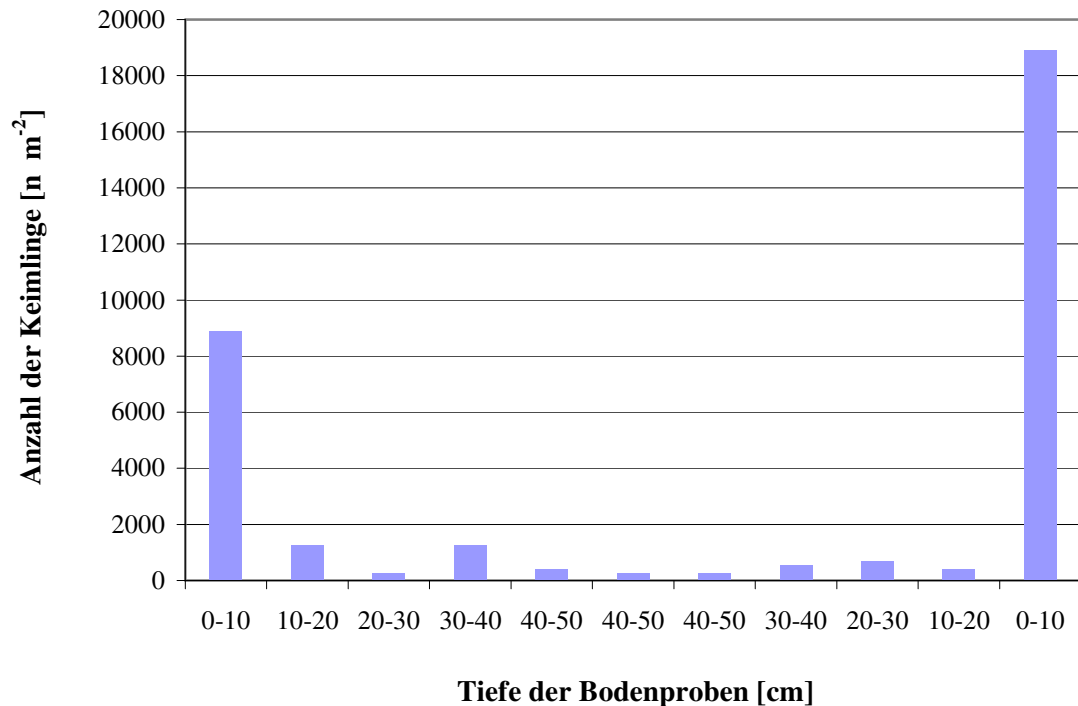


Abbildung 55: Anzahl der Keimlinge aus 11 Bodenproben des Transektes der Fläche D-A4 (Abb. 22).

Wie schon bei der nicht abgegrabenen Fläche D-Sch und bei der abgegrabenen Fläche NL deutlich wurde, zeigen die Ergebnisse der Diasporenbankversuche mit Bodenproben von den Abgrabungsgebieten D-A und D-B wiederum, dass die Anzahl der gekeimten Diasporen negativ mit der Bodentiefe korreliert ist. Auch die Artenvielfalt steht tendenziell hier in deutlicher Beziehung zur Bodentiefe.

In Tab. 10 ist Artzugehörigkeit und Anzahl der gekeimten Diasporen von Proben aus bis zu zwei Meter unter der heutigen Grasnarbe liegenden Bodenschichten eingetragen. Den Angaben liegt das Volumen von jeweils einer Bodenprobe (700 cm³) zugrunde. Aus der Tabelle wird deutlich, dass der Gehalt an keimfähigen Diasporen in den tieferen Schichten außerordentlich gering ist. Im Durchschnitt wurden in einer Bodenprobe 7 Arten gefunden, wobei aber die meisten Arten nur mit einem Keimling vertreten waren.

DIASPORENBANK-UNTERSUCHUNGEN

Tabelle 12: Anzahl der Keimlinge der verschiedenen Arten aus Bodenproben unterschiedlicher Bodentiefen der Fläche D-B (Abb. 23). Das Probenvolumen jeder Bodenproben war 700 cm³.

Bodentiefe	130 – 140 cm	150 –160 cm	170 – 180 cm	190 –200 cm
<i>Betula pendula</i>				1
<i>Carex hirta</i>				1
<i>Chenopodium rubrum</i>		1		
<i>Conyza canadensis</i>			1	
<i>Epilobium ciliatum</i>	1		2	
<i>Juncus effusus</i>		2		
<i>Peplis portula</i>	1	1		1
<i>Plantago major intermedia</i>		1		
<i>Poa annua</i>			1	1
<i>Polygonum aviculare</i>	1			
<i>Rorippa palustris</i>	1			1
<i>Sagina procumbens</i>			1	
<i>Salix caprea</i>	3	6	3	3
<i>Salix viminalis</i>			1	
<i>Sonchus asper</i>		1		
<i>Taraxacum officinale</i>	1		3	2
<i>Urtica dioica</i>		1		

4.2 Pollenanalyse

4.2.1 Bedeutung der Pollenanalysen - Einführung

Für das Untersuchungsgebiet „Gangelter Bruch“ liegen bisher keine Untersuchungen vor zu früheren klimatischen Verhältnissen und zu Details der davon abhängigen Vegetationsentwicklung. Pollenanalysen erbringen solche Informationen, und die Verfügbarkeit ausgedehnter Lagen von Flachmoortorf ließen stratigraphisch gut einzuordnende Palynofloren erwarten. In der Tat erbrachte die Aufarbeitung der durch die Erdbewegungen im Gangelter Bruch zugänglich gemachten Torflagen palynologisch sehr gut analysierbares Material, dessen Qualität durch die Abb. 56-59 illustriert sei (acetolysierte Präparate, fuchsingefärbt).



Abbildung 56: *Tilia*-(oben) und *Corylus*-Pollen (rechts) unter dem Mikroskop (Fuchsin-Färbung). Foto M. Josephs, Vergrößerung: Objektiv 40-fach.

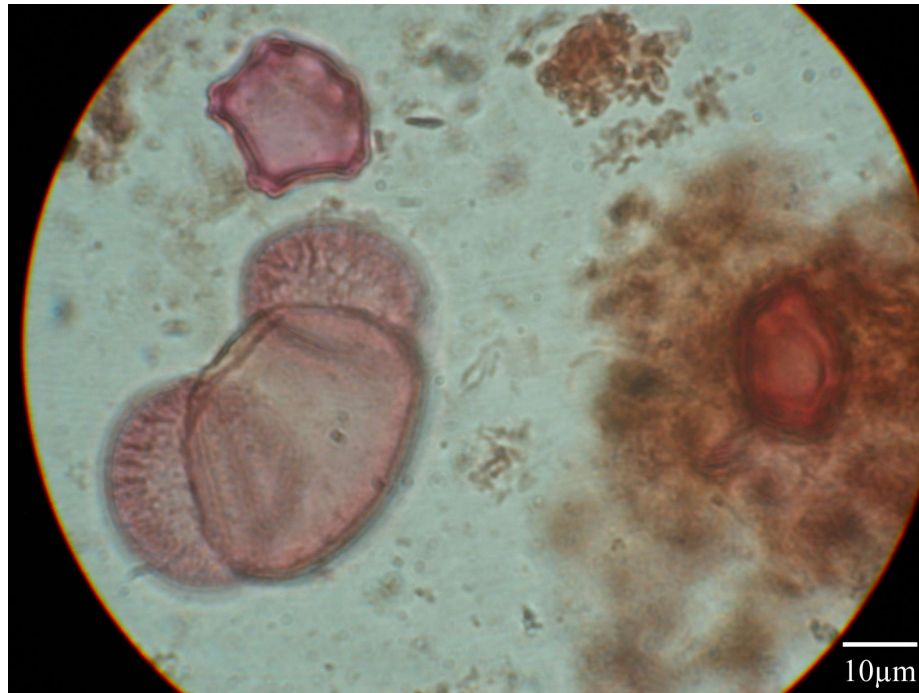


Abbildung 57: *Alnus*-(oben), *Pinus*-(links) und *Corylus*-Pollen (rechts) (Fuchsin-Färbung). Foto M. Josephs, Vergrößerung: Objektiv 40-fach.

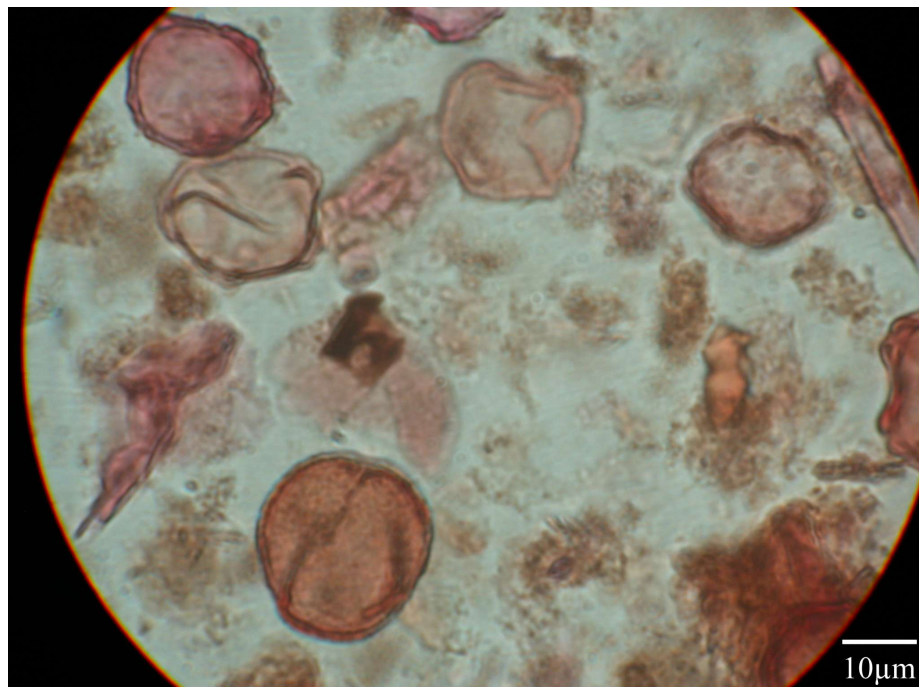


Abbildung 58: *Alnus*-(links oben und rechts am Rand), *Quercus*-(links unten) und *Ulmus*-Pollen (rechts oben)(Fuchsin-Färbung). Foto M. Josephs, Vergrößerung: Objektiv 40-fach.

Der in Abbildung 56 gut zu erkennende *Tilia*-Pollen zählt zu den tricolporaten Pollentypen. Er ist dreieckig bis oval und an den Polen abgeflacht. Sein Durchmesser beträgt ca. 30 µm. Die drei Keimspalten sind gleichmäßig über den Äquator des Pollenkornes verteilt und erscheinen im optischen Querschnitt wie Schlitz in der äußeren Pollenmembran, der Exine. Jede Spalte hat eine Pore, die in der Aufsicht wie ein Loch in der Pollenwand aussieht. Die zweischichtige Exine verdickt sich um die Aperturen und ist auf der Oberfläche mit flachen Grübchen bedeckt, die wie feine Körnchen wirken.

Der triporate *Corylus*-Pollen, welcher ebenfalls auf der Abbildung 56 zu entdecken ist, kann leicht von einem *Tilia*-Pollen unterschieden werden. Er ist mit ca. 25 µm kleiner als jener und erscheint im optischen Querschnitt fast dreieckig. Seine Exine bildet um jeden Porus eine im Querschnitt schlangenköpfig aussehende Verdickung.

Weitere zwei typische, in den Pollenpräparaten aus dem Gangelter Bruch gefundene Pollenkornformen sind auf der Abbildung 57 zu sehen. Der ca. 80 µm große, mit zwei seitlich angebrachten Luftsäcken ausgestattete *Pinus*-Pollen ist nicht zu übersehen. Diese Pollenkörner haben keine Aperturen. Im Gegensatz dazu gehört der *Alnus*-Pollen (in Abb. 57 über dem *Pinus*-Pollen liegend) zu den stephanoporaten Pollentypen. Bei diesem Pollentyp sind mehrere Poren, gleichmäßig verteilt, auf dem Äquator des Pollens angeordnet. Bei *Alnus* sind das, wie auf der Abbildung 57 zu sehen, meistens fünf. Im optischen Querschnitt scheinen die Verdickungen der Exine die Poren girlandenartig zu verbinden und an Poren schlangenkopfförmige Erhebungen zu bilden. Obwohl der *Alnus*-Pollen mit ca 28 µm nicht sehr groß ist, ist er aufgrund seines typischen Umrisses in den mikroskopischen Präparaten sehr sicher zu identifizieren.

Auf der Abbildung 58 ist im unteren Teil des Bildes ein *Quercus*-Pollen anzusprechen. Der tricolpate *Quercus*-Pollen ist ca. 32 µm groß und hat eine grobkörnig warzige Exinenoberfläche.

Die Abbildung 59 zeigt das ganze Gesichtsfeld eines mikroskopischen Pollenpräparates bei 400-facher Vergrößerung (Objektiv 40-fach, Okular 10-fach). Die Pollenansammlung zeigt typische Vertreter der Eichenmischwaldzeit wie *Quercus* und *Tilia*.

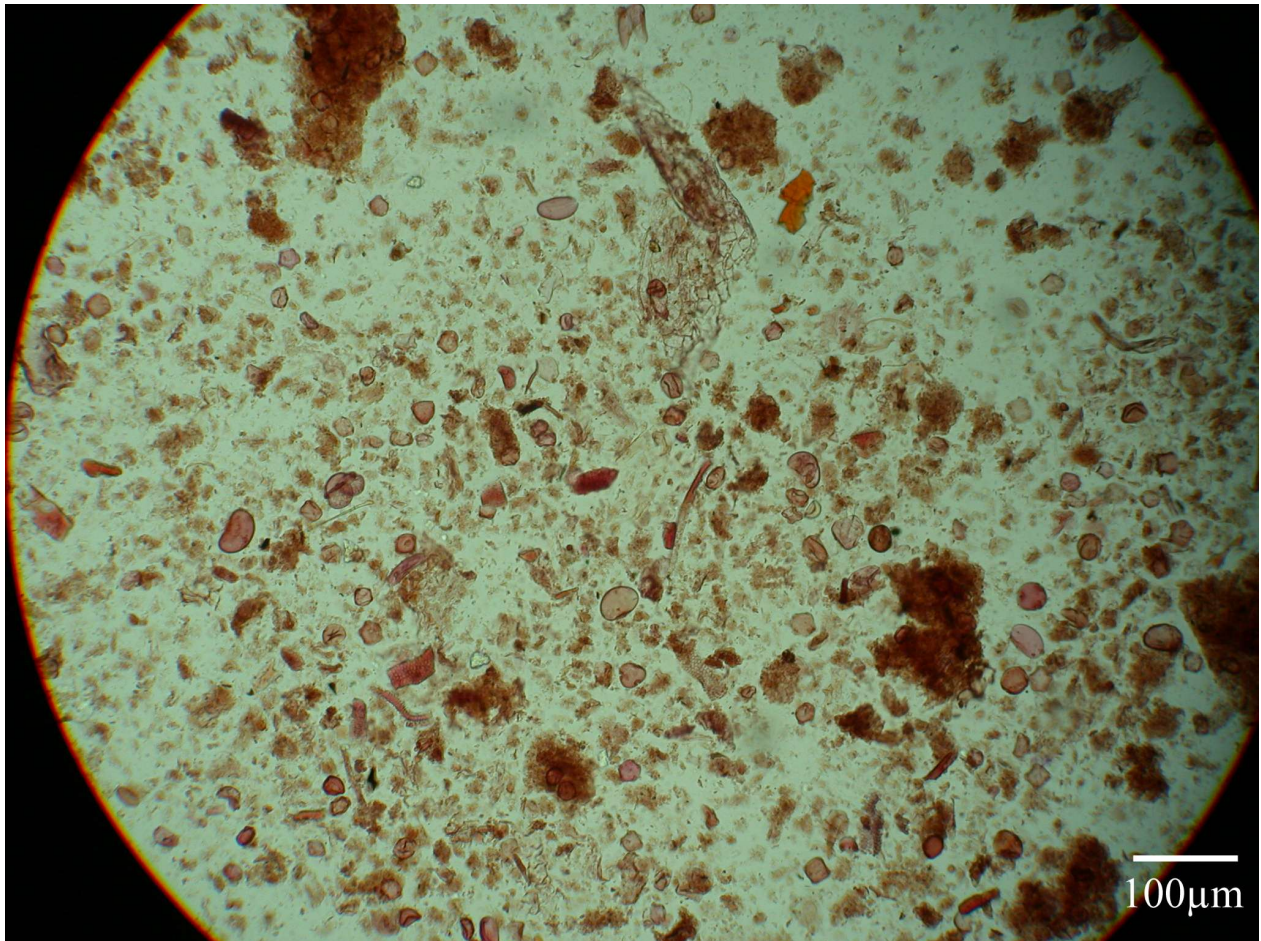


Abbildung 59: Pollen aus dem Gangelter Bruch unter dem Mikroskop. (Bodenprobe vom Abgrabungshorizont der Fläche NL, aus einer Tiefe von ca. 50 cm, Fuchsin-Färbung). Foto M. Josephs, Vergrößerung: Objektiv 40-fach.

4.2.2 Zeitstellung der Pollendiagramme

4.2.2.1 Einordnung durch Vergleich mit Pollendiagrammen aus dem benachbarten Naturraum

Das Pollendiagramm des Gangelter Bruches basiert auf der pollenanalytischen Bearbeitung von fünf Teilbohrkernen, DI, DII, DIII, DIV und DV. Die Entnahmestellen lagen auf den Abgrabungsflächen NL und D-B (Abb.18 und 20). Die fünf Bohrkerne wurden zu einem Profil zusammengesetzt. Da die Ablagerungen auf diesen Flächen keine deutliche Schichtung aufwiesen, war eine makroskopische Parallelisierung der einzelnen Bohrkerne nicht möglich. Vorhandene Überlappungen der Bohrkerne wurden daher pollenanalytisch abgesichert. Die zeitliche Einstufung erfolgte zum einen anhand von gut datierten Standarddiagrammen, wie sie z.B. von Overbeck (1975) und Rehagen (1964) aus einem vergleichbaren Naturraum vorgestellt

werden (siehe Abb.1) und zum anderen durch Vergleich mit Diagrammen aus der benachbarten Jülicher Börde (Knörzer et al., 1999). Zusammenfassend kann folgende Einordnung erfolgen: Der Kern DI aus einer Tiefe von 120 bis 132 cm unter ungestörtem Geländeviveau kann den jüngsten Schichten des Präboreals zugeordnet werden. Der Bohrkern DII umfasst den Zeitraum vom frühen Boreal bis ins frühe Atlantikum, der Kern DIII, der an den Kern DII anschließt, den des weiteren Atlantikums. Die Proben des Bohrkernes DIV gehören in das Subboreal, während die Proben des Bohrkernes DV in das ältere bzw. mittlere Subatlantikum passen, d.h., bis in die Zeit um ca. 400 n. Chr. einzuordnen sind (Abb. 60).

Bei der Auswertung der Pollenanalysen mussten einige kritische Überlegungen angestellt werden. Eine Rekonstruktion konkreter Gesellschaften aufgrund pollenanalytischer Daten wird als sehr problematisch angesehen (Gaillard et al., 1992, Pott, 1988). Dabei ist die Kardinalfrage solcher Untersuchungen, soweit sie auf paläontologische Interpretationen abzielt, die nach der qualitativen und quantitativen Übereinstimmung zwischen der Zusammensetzung der Pollenspektren und der umgebenden Vegetation. Untersuchungen des heutigen Pollenniederschlags in verschiedenen Gebieten und dessen Vergleich mit der benachbarten Pflanzendecke haben zwar gezeigt, dass sich in den Pollenspektren grob betrachtet die Vegetation widerspiegelt, quantitativ genaue Rückschlüsse aber problematisch sind (Hicks & Birks, 1996, Lang, 1994). Mit sehr großen Unsicherheiten behaftet sind präzise Analogieschlüsse von der heutigen Vegetationszusammensetzung auf die prähistorischer Zeiten (Pott, 1988, Caseldine & Pardoe, 1994).

Wegen unterschiedlicher Produktion und Flugfähigkeit des Pollens entsprechen die Prozentanteile im Baumpollenspektrum nicht den tatsächlichen Anteilen am Waldbild (Andersen, 1970). Aber obwohl die Korrelation zwischen der rezenten Vegetation und ihrem Pollenregen variabel ist, können doch einige Trends sicher aufgezeigt werden, wenn die artspezifisch unterschiedlich hohe Pollenproduktion berücksichtigt wird. So sind *Alnus*, *Betula*, *Corylus* und *Pinus* in den Bodenproben durchweg überrepräsentiert, wohingegen *Tilia* und *Acer* unterrepräsentiert sind. Auch *Quercus*, *Fraxinus* und *Ulmus* zeigen eine leichte Überrepräsentanz. Der Anteil der *Fagus*pollen dagegen entspricht in etwa dem in der Vegetation (IBE, 1985).

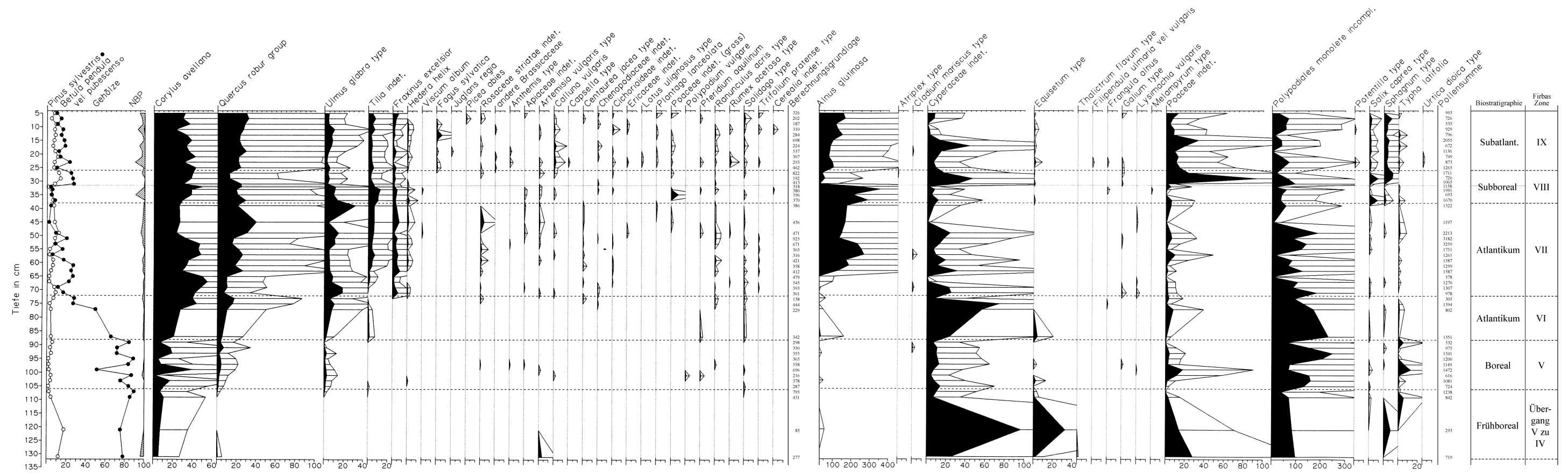


Abbildung 60: Pollendiagramm Gangelter Bruch (M. Josephs, 2006/2007)

Die im Gesamtprofil dokumentierten wesentlichen Vegetationsentwicklungen werden an Hand von einzelnen Pollenzonen, Zonen ähnlicher Pollenzusammensetzung, beschrieben (Kalis, 1984: **PAZ = Pollen Assemblages Zones**). Der Einordnung werden die waldgeschichtlichen Abschnitte nach Firbas (1949) zugrunde gelegt. Für das Pollendiagramm in Abbildung 60 ergibt sich so eine Aufteilung in sieben Pollenzonen. Dabei bedeuten die Längenangaben die Bodentiefe der für die Pollenanalysen verwerteten Bodenproben ab Unterkante Grasnarbe. Als Benennung für die verschiedenen Pollenzonen wurden die Gehölzarten gewählt, die die einzelnen Abschnitte charakterisieren. In dem Diagramm ist die Trennung der einzelnen Pollenzonen jeweils durch gestrichelte Linien angezeigt. Die waagerechten Extra-Linien bei den Schattenriss-Kurven geben fünffach überhöhte Werte an.

1. Zone: 132 cm–106 cm: *Betula-Pinus Corylus* –PAZ

Die zwei untersten Proben, die einer Bodentiefe von 130 cm bzw. 120 cm entstammen, zeigen mit 77,9 % bzw. 75,2 % verhältnismäßig hohe *Pinus*werte, während die *Betula*werte bei 11,9 % bzw 17,6 % liegen. Die *Corylus*werte mit 5,4 % und 7 % sind eher gering. Die *Alnus*werte, die der lokalen Vegetation zuzuordnen sind, liegen bei niedrigen 3,6 % bzw. einmal bei gerade 10,5 %. *Quercus*-artiger *Pollen* tritt sporadisch auf. In der Probe aus 130 cm Tiefe ist *Artemisia* mit 3,6 % vertreten. Der Anteil der weiteren Nichtbaumpollen, der sich überwiegend aus Poaceen und Cyperaceen zusammensetzt, beträgt 54 %. Es ist wahrscheinlich, dass ein Teil dieser Pollen von Sauer- und Süßgräsern stammt, die in der Verlandungszone eines nahen Gewässers wuchsen. Gestützt wird diese Beurteilung durch die in diesem Horizont bestimmten *Equisetum*- und Polypodiaceensporen. Auch die *Sphagnum*-Sporen weisen darauf hin.

In dem 10 bis 20 cm höher gelegenen Horizont sind die Werte für Cyperaceen- und Poaceenpollen und auch die für die *Equisetum*- und *Sphagnum*sporen auf fast Null bzw. Null gefallen. Für *Betula* ist ein Rückgang auf 1,4 % zu verzeichnen. Vor allem aufgrund der prozentualen Verteilung von *Betula*- und *Pinus*pollen können die beiden genannten Proben in das ausgehende Präboreal bzw. in das frühe Boreal eingeordnet werden.

Während ein Anstieg der *Betulakurve*, verbunden mit einem Abfall der *Pinuskurve*, in den Pollendiagrammen in Verbindung gebracht wird mit der jüngeren Dryaszeit, dominiert in dem in dieser Arbeit erstellten Diagramm zu Beginn die Kiefer deutlich die Birke, was allgemein als Zeichen für eine zunehmende Erwärmung im Rahmen der präborealen Klimaverbesserung gesehen wird (Knörzer et al., 1999, Rehagen, 1964). Auch das Vorliegen von *Corylus*werten

knapp über 5 % kann als Einordnungskriterium in den Übergang vom späten Praeboreal zum Boreal genommen werden. Die abnehmenden *Betula*-Werte in den Proben 108 cm und 110 cm lassen deren Einordnung in das Boreal zu, was unterstützt wird durch das erste deutliche Auftreten von *Quercus*- und *Ulmus*-pollen.

2. Zone : 106 cm-88 cm: Pinus-Corylus-Quercus-Ulmus-PAZ

In neun weiteren Proben, von 106 cm bis 88 cm, Tiefe beherrscht die Kiefer mit Werten von ca 70 % bis ca 80 % das Baumpollenspektrum, während die Haselwerte starken Schwankungen unterliegen (1,8 % bis 40 %). Die Kurven für *Quercus* und *Ulmus* haben einen fast parallelen Verlauf, wobei die Werte von *Quercus* nicht über 7 % hinausgehen und *Ulmus* nur 2,7 % erreicht. Einzelne *Tilia*-pollen wurden gefunden. Nach Firbas (1949) beginnt das Boreal mit einem Anstieg der *Corylus*-Werte. Sie erreichen im Verlauf dieses Abschnitts das ins Boreal datierte nacheiszeitliche Maximum für diesen Strauch. Im Gangelter Bruch steigen diese Werte im Vertikalprofil nur sehr langsam und mit Unterbrechungen an.

Der boreale *Corylus*-Gipfel, wenn man von einem solchen hier sprechen kann, erreicht im vorliegenden Pollendiagramm Werte von 40 %, was nicht gerade auf eine Massenausbreitung der Hasel in diesem Gebiet hinweist. Durch Firbas (1949) sind weitaus höhere Haselwerte für das Boreal (von über 100 % des Baumpollens, wenn man aus der Summe die Werte für *Corylus* herausnimmt), mehrfach belegt. Die hier vorgenommene Deutung der Ergebnisse findet aber Unterstützung durch Vergleiche mit den Pollendiagrammen von Knörzer et al. (1999), der in einer Zeittabelle des Holozäns Pollenkurven aus dem Rheinland vorstellt, sowie mit Befunden von Rehagen (1964). Auch dessen Pollendiagramme aus dem Niederrheinischen Tiefland (Abb. 1: Butzheimer Busch bei Stommeln und Merheimer Bruch bei Köln) geben für das Boreal keine auffallend hohen *Corylus*-Werte an. Das zum Niederrheinischen Tiefland gehörende Gangelter Bruch weicht also nicht ab von den bisher für diesen Naturraum beschriebenen Gegebenheiten im Boreal.

Während also das Diagramm hohe *Pinus*-Werte für das Boreal ausweist und somit auf eine Landschaft schließen lässt, die noch durch Kiefernwälder geprägt war, kann man aus den in dem ganzen Abschnitt niedrigen *Betula*-Werten ablesen, dass die Birke hier nur eine geringe Rolle spielt. Das Landschaftsbild, welches sich aufgrund der Ergebnisse aus den Pollenanalysen für den jüngeren Teil des Boreals rekonstruieren lässt, verändert sich nach Knörzer et al. (1999) hin zu einem Eichen-Mischwald mit höheren *Corylus*-anteilen, also hin zu aufgelockerten

Laubmischwäldern. Eine *Corylus*-dominierte Landschaft (Iversen, 1954, Straka, 1960) hat es im weiteren Niederrhein-Raum aber offenbar zu keiner Zeit gegeben.

3. Zone : 88 cm-72 cm: *Corylus-Quercus-Ulmus*- PAZ

Das Atlantikum, welches eine Zeitspanne von rund 4000 Jahren umfasst, hat Firbas (1949) weiter untergliedert. Die Grenzziehung zwischen dem älteren Teil des Atlantikums, welcher nach Firbas (1949) der Zone VI entspricht und dem jüngeren Teil, der mit der Firbas-Zone VII gleichzusetzen ist, erfolgte anhand des Einsetzens der geschlossenen *Tilia*- und *Fraxinus*kurven.

Im Pollenspektrum aus dem Gangelter Bruch fällt für diesen Abschnitt als Veränderung gegenüber der vorhergehenden Pollenzone der steile Abfall der *Pinus*kurve auf, verbunden mit einem gleichzeitigen Anstieg der *Corylus*-Pollenkurve. Während die Werte für *Betula* weiterhin niedrig bleiben, steigen die für *Quercus* und *Ulmus* gleichförmig bis 17,3 % bzw. 10,1 % an. Unter den Nichtbaumpollen fallen die stark zunehmenden Werte für die Cyperacen auf (bis auf 74,3 % der Baumpollenwerte). Die Poaceen sind mit geringeren Werten (bis 7,8 %) vertreten. Farnsporen erreichen 232 %. Es ist zu vermuten, dass die hohen NBP-Werte (Nicht-Baum-Pollen) in dieser Pollenzone zum Teil auf stärkere Verlandungsprozesse und damit Wasserspiegel-Absenkungen in der vorher wohl großflächig vermoorten Landschaft zurückzuführen sind, da eine solche Entwicklung in der Regel an vielen Standorten mit erhöhten Cyperaceen-Prozentwerten verbunden ist.

An Hand des beschriebenen Abfalls der *Pinus*kurve, des Anstiegs der *Corylus*kurve und den von 86 cm Tiefe aufwärts als geschlossene Kurven vorliegenden *Quercus*- und *Ulmus*kurven kann hier die Grenze zum Atlantikum, d.h., zur Eichen-Misch-Wald-(EMW)-Zeit gesetzt werden. Die Pollenzone von 88 cm bis 72 cm, die *Corylus-Quercus-Ulmus*- PAZ, ist damit in das frühe Atlantikum (Firbas-Zone VI) einzuordnen.

4. Zone: 70 cm-38 cm: EMW-*Alnus-Corylus* -PAZ

Das Einsetzen der geschlossenen *Fraxinus*kurve und etwas später der *Tilia*kurve kennzeichnet den Beginn dieser PAZ. Ist die Linde zu Beginn mit nur geringen Werten bis 1,4 % vertreten, so zeigt der sie charakterisierende Kurvenverlauf in dem vorliegenden Diagrammabschnitt einen Anstieg auf 5,2 %. Die zeitgleich einsetzende Kurve von *Fraxinus* pendelt um Werte von ca. 6,5 %. Die *Corylus*kurve zeigt mit 55 % und 44 % ihre größten Werte im gesamten Diagramm.

Die *Ulmus*-Kurve erreicht einen Höchstwert von 31,6 %. Dieser Pollenabschnitt ist also im Wesentlichen gekennzeichnet durch eine weitere Zunahme der Eichenmischwaldarten.

War die Erle in den tiefer liegenden Pollenzonen mit ganz geringen Werten vertreten, so steigt ihre Kurve in 58 cm Tiefe steil auf 263 % an, um danach in diesem Pollenabschnitt auf einem Niveau von 162 % zu bleiben. Die *Pinus*-Kurve pendelt sich nach einem Anstieg von 8,2 % in 71 cm Tiefe auf 26 % in 65 cm Tiefe ein und fällt ab 45 cm Tiefe auf unbedeutende 2 % ab.

Die Pollenkurve für *Betula* erreicht in dieser Pollenzone gerade einmal 12,8 %. Das erste Mal werden *Hederapollen* registriert, allerdings mit weniger als 1 %. Auffallend ist das Auftauchen einer großen Anzahl von Nichtbaumpollenarten, u.a. von *Typhapollen*. Die Poaceenpollen bleiben weiterhin auf niedrigem Niveau. Die Cyperaceenpollen sind weniger geworden, was auch für die Farnsporen zutrifft. Der Gesamtbefund legt eine Einordnung der Pollenzone von 70 cm-38 cm, EMW-*Alnus-Corylus*-PAZ, in das mittlere und späte Atlantikum nahe.

Das *Corylus*-Maximum erweist sich in diesem Zeitabschnitt als zweigipflig. *Alnus* ist bis zur Mitte des Atlantikums nur sehr schwach vertreten. Die *Alnus*-Kurve steigt in der Mitte des Atlantikums steil an, ein Hinweis darauf, dass sich nunmehr die Erle massiv ausbreiten konnte. Diese Massenausbreitung von *Alnus* ist für die meisten Pollendiagramme aus dem nordwest-deutschen Raum (Rehagen, 1964) eines der typischen Kriterien für den Beginn des Atlantikums. Im Vergleich mit anderen Pollendiagrammen aus dem Großraum erscheint im Gangelter Bruch der Anstieg der *Alnus*-Werte verzögert, um dann allerdings, wie auch in der Referenz-Literatur (Rehagen, 1964, Averdick & Döbling, 1959, Janssen, 1960, Koch, 1929, Nietsch, 1940) angegeben, während der gesamten mittleren Wärmezeit eines der vorherrschenden Elemente zu bilden. Neben der Erle zeigen auch die Eichenmischwaldarten *Quercus*, *Ulmus*, *Tilia* und *Fraxinus* eine starke Repräsentanz. Die *Ulmus*-Kurve zeigt bei insgesamt geringeren Werten einen parallelen Verlauf zur *Quercus*-Kurve. Die durchschnittlichen *Pinus*-Werte im mittleren Atlantikum liegen nun bei ca. 30 %. Gegen Ende dieser Pollenzone tritt zum ersten Mal *Plantago lanceolata* auf, ein Siedlungsanzeiger. Das Atlantikum wird durchweg als die günstigste Klimaepoche des Holozäns angesehen (Lang, 1994), bei dem die Durchschnitts-Jahrestemperatur um 2°C höher lag als in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts.

Der Übergang zur nächsten PAZ wird durch einen steilen Anstieg der *Alnus*- und *Ulmus*-Kurve gekennzeichnet.

5. Zone: 36 cm-31 cm: EMW-Tilia-Fraxinus-PAZ

Die Grenze zum folgenden Pollenabschnitt, dem im Tiefenprofil von 36 bis 31 cm vier Proben zugeordnet wurden, orientiert sich an dem Anstieg der Nichtbaumpollenwerte und an dem Verlauf der *Ulmus*-Kurve. Die Nichtbaumpollen erreichen Werte von knapp 9 % und die *Ulmus*-Kurve zeigt einen Rückgang von 31,6 % auf 13,5 %. Diese Abnahme der *Ulmus*-Werte ist aber nicht gleichzusetzen mit dem für Nordwestdeutschland bekannten Ulmenabfall um das Jahr 3000 v. Chr., welcher gleichzeitig als Grenze zum Subboreal festgelegt ist. Nach einer mündlichen Mitteilung von Meurers-Bahlke (Institut für Ur- und Frühgeschichte der Universität Köln) ereignete sich im Rheinland der Ulmenabfall später als im übrigen Nordwestdeutschland, in dessen Pollenprofilen der abrupte Rückgang der *Ulmus*-Pollenwerte sich überall gleichzeitig zeigt (Rehagen, 1964). Auch fallen die *Ulmus*-Werte in vergleichbaren Pollenprofilen aus der näheren Umgebung nie so steil und so weit ab, dass die Grenze zum Subboreal hieran festgemacht werden könnte (Kalis & Meurers-Bahlke, 1988). Einen Anstieg der Kurve erkennt man bei *Corylus*, *Quercus* und bei *Tilia*; bei letzterer auf 12,3 %. Darin kann sich eventuell eine Wiederbewaldung von ehemals im Neolithikum genutzten Flächen ausdrücken. Auf den brachliegenden Flächen breitete sich zuerst die lichtliebende Hasel aus. Dann konnten Eichen und Linden Raum greifen. Der Anteil der *Alnus*-Pollen erscheint stark erhöht bis auf Maximalwerte von 351 %. *Hedera* ist nach wie vor vertreten. Die weiteren Baumpollenwerte des Eichenmischwaldes steigen an. Zum ersten Mal im Profilanstieg wurden hier einzelne Pollenkörner von *Fagus* gefunden.

6. Zone: 31 cm-26 cm: EMW-Pinus-Poaceae –PAZ

Der Übergang zur nächsten PAZ wird durch den steilen Anstieg der Poaceenwerte gekennzeichnet. Im Zusammenhang mit dem Auftreten weiterer krautiger Arten kann man ab diesem Horizont von der Grünlandphase sprechen, die in der pollenanalytischen Analyse für den nordwestdeutschen Raum für die Zeit um 800 v. Chr. angegeben wird (Knörzer et al., 1999). Das Baumpollenspektrum zeigt weiterhin hohe *Corylus*-Werte, verbunden mit einer Abnahme der Eichenmischwaldkomponenten. Die *Ulmus*-Kurve fällt auf 3,2 % die von *Tilia* auf 2,7 % und die von *Quercus* auf 12,1 %. Gleichzeitig weist das Diagramm leicht erhöhte Werte für *Betula* (13,5 %) und für *Pinus* (27,1 %) aus. Die Werte von *Alnus* fallen auf gerade einmal 37 % ab. Im Baumpollenspektrum spielen aber trotz des Anstiegs von *Pinus* die Eichenmischwald-Arten, vor allem vertreten durch *Quercus*, eine beherrschende Rolle.

Unter den thermophilen Arten zeigt sich zu Beginn dieser Pollenzone mit dem Rückgang von *Ulmus* von 7,1 % auf 3,8 % eine deutliche Veränderung. Diesem Rückgang folgt ab 30 cm Tiefe ein erneuter Anstieg auf 6,3 %, gefolgt von einem wiederholten Rückgang auf 2,2 % gegen Ende der Zone. Parallel zu dem erneuten *Ulmus*-Anstieg steigen auch die *Quercus*- und *Tilia*-Werte an, während die *Fraxinus*-Werte unverändert zwischen 0,3 % und 1,2 % pendeln. *Hedera* ist wie zuvor noch immer regelmäßig vertreten, *Viscum* dagegen kommt nur einmal vor. Am Ende dieser Pollenzone werden *Fagus*-Pollen mit Werten um etwa 1 % registriert.

Die Anteile der Nichtbaumpollen sind leicht angestiegen, bedingt durch das vermehrte Auftreten von Poaceen. Letztere haben weiter Werte von 20 % bis 30 % und zeigen eine geschlossene Pollenkurve. *Equisetum* taucht jetzt nur noch sporadisch auf. Die Farnsporen liegen knapp über oder unter 100 %.

7. Zone: 26 cm-4 cm: EMW-NBP-PAZ

Elf Proben können in den älteren Teil des Subatlantikums - was der Firbas-Zone IX entspricht - eingeordnet werden. Sie wurden aus Bodenproben genommen, die knapp unter der heutigen Grasnarbe beginnen (Probe 4-6 cm) und mit einer Probe enden, die einem Bohrkernabschnitt entstammt, welches aus einer Tiefe von ca. 25 cm ergraben wurde. Die wichtigste Begründung für diese Einordnung ist das erste Auftauchen von *Fagus*-Pollen in 26 cm Tiefe. Ab diesem Horizont ist *Fagus* mit Werten bis zu 5,6 % vertreten, während keine *Fraxinus*-Pollen gefunden werden. Weiter zeigt das Gehölzpollenspektrum wieder einen Anstieg von *Alnus* auf 16,1 % und von *Quercus* auf 31,6 %. Die Kurve von *Betula* fällt wieder zurück auf Werte von 4,4 %, und auch die Anteile von *Pinus* weisen nach einem anfänglichen Anstieg eine abnehmende Tendenz bis auf 9,8 % auf, sodass *Betula* und *Pinus* bis zum Diagrammende (Probe „4-6cm“) nur noch mit verhältnismäßig geringen Werten vertreten sind.

Corylus liegt mit schwankenden Anteilen zwischen 42,8 % und 22,2 %. Die Poaceenpollen zeigen eine Schwankung von 8 % bis 43 %. Auch die Werte der Cyperaceen zeigen starke Schwankungen. Insgesamt ist eine Zunahme der Artenanzahl der krautigen Pflanzen erkennbar. Die Farnsporenwerte pendeln zwischen 19 % und 70 %. *Sphagnum*sporen treten seit dem mittleren Subboreal kontinuierlich auf, wobei die höchsten Werte bei 12,5 % liegen.

4.3 Charakterisierung der aktuellen Vegetation im Gangelter Bruch

Da zu Beginn der Untersuchungen wesentliche Unterschiede zwischen den vier beprobten Teilflächen des Gangelter Bruchs bezüglich Bodenbeschaffenheit und floristischer Entwicklung bestanden, wurden für jede Teilfläche Vegetationsaufnahmen getrennt erstellt und ausgewertet. Hierzu wurden repräsentative Teilareale und Linientransekte untersucht.

Für die Bewertung bzw. Prognose von vegetationsdynamischen Vorgängen, wie denjenigen im Gangelter Bruch nach der Anlage eines Feuchtgebietes 1985 (Fläche D-Sch) und nach den Abgrabungsmaßnahmen in den Jahren 2004 und 2005 (Flächen NL, D-A und D-B), ist die Kenntnis der reproduktiven Strategien der verschiedenen beteiligten Arten von entscheidender Bedeutung (Urbanska, 1992). Das gilt vor allem, um Entscheidungshilfen für Management und Wiederherstellung dieses Habitats und der erwarteten Zielarten und Vegetationseinheiten zu formulieren (Hölzel & Otte, 2004). Mangel an Diasporenquellen wird vielfach als ein Haupthindernis für ein erfolgreiches Management erachtet (Bakker & Berendse, 1999). Bei der Wiederherstellung diverser Pflanzengesellschaften kommt der Diasporenbank somit eine große Bedeutung zu (Bakker et al., 1996). Die neuen Feuchtgebiete des Gangelter Bruches sind in Abhängigkeit von edaphischen Faktoren im Zusammenhang mit dem unterschiedlichen Alter der Flächen sowohl hinsichtlich ihres Artbestandes als auch bezüglich ihrer Vegetationsstruktur sehr unterschiedlich. Eine Rolle spielt auch das Wasserregime im Zusammenhang mit der Tiefe der bei den Abgrabungsmaßnahmen der Jahre 2004 und 2005 bis auf den Niedermoorboden freigelegten Flächen. Hieraus ergibt sich die Frage nach dem reproduktiven Potential der Gesellschaften der untersuchten Flächen, um Aussagen über vegetationsdynamische Prozesse ableiten zu können.

4.3.1 Vegetationsaufnahmen, Beschreibung und Einordnung

Auf der auf niederländischem Gebiet liegenden Fläche NL wurden 2005, 2006 und 2007 insgesamt 25 Vegetationsaufnahmen gemacht (Abb. 26). Der Ausgangszustand und die Veränderungen der Pflanzenbestockung auf der Abgrabungsfläche NL wurden durch wiederholte floristische und soziologische Erhebungen des Pflanzeninventars von Dauerflächen dokumentiert. Es sind dies in den Tabellen 14-16 die Flächen mit den Aufnahmeummern 6.1, 6.1*, 6.1**, 7, 7*, 7**, 10, 10* und 10**, welche im Juni 2005 als Dauerflächen eingerichtet wurden.

In Abbildung 26 ist die Lage dieser Dauerbeobachtungsflächen bzw. Profile im Einzelnen markiert (ausgefüllte Kreise). Die Flächen Nr. 6 und 10 liegen in der Nähe des neu gegrabenen Baches und befinden sich somit auf den stärker vernässten Bereichen der Abgrabungsfläche. Die Fläche Nr. 7 liegt am südlichen Rand des im Sommer abtrocknenden Bereiches. Die Daten dieser Dauerflächen mit je zwei bzw. drei Vegetationsaufnahmen sind in den Tabellen 14-16 zusammengefasst.

4.3.1.1 Vegetation und ihre Sukzession auf der im Sommer 2004 abgegrabenen Fläche NL

Die im Spätsommer 2004 wiedervernässte Fläche NL wurde gemäß dem Renaturierungskonzept ohne jegliches weiteres Eingreifen der natürlichen Sukzession überlassen (Abb. 64). Mit dem ersten Aufwuchs im Frühjahr 2005 stellte sich erwartungsgemäß eine Schlammlfluren-Pioniergesellschaft ein. Der erste Besiedler auf der wasserüberstauten Fläche im April 2005 war *Alisma plantago-aquatica*, syntaxonomisch einzuordnen als Charakterart der Klasse der Phragmitetea australis. Generell zeigte die abgegrabene Fläche NL eine lückige Vegetationsbedeckung mit *Alisma plantago-aquatica*, *Veronica beccabunga*, *Ranunculus flammula*, *Ranunculus sceleratus*, *Galium palustre* und *Alopecurus geniculatus* (Abb. 61, 62, 63). Die genannten Pflanzen hatten einen starken Wuchs und kamen in dem Jahr auch zur Fruchtreife. Weiterhin waren auf der ganzen Fläche verteilt junge Weidenkeimlinge sowie einzelne Keimlinge von *Epilobium hirsutum*, *Epilobium ciliatum* und *Rorippa palustris* anzutreffen. Als Assoziationscharakterart des *Ranunculetum scelerati*, einer Initialgesellschaft offener Schlammböden (Pott, 1995), bedeckte *Ranunculus sceleratus* mit zum Teil bis zu einem halben Meter hohen, kräftigen Exemplaren an den nassen Stellen bis zu einem Viertel der Fläche. Als annueller Ruderalstrategie konnte sich *Juncus bufonius* im ersten Jahr der Besiedlung entwickeln. In Fragmenten hat sich eine Zwergbinsengesellschaft gebildet. Am Ende der ersten Vegetationsperiode war die Fläche NL zum großen Teil zugewachsen. Das Arteninventar des mit Abb. 64 illustrierten Sukzessionsstadiums ist in Tabelle 17 in der Spalte „Juli 2005“ zusammengestellt.

Von den 30 Arten (Tab. 15), die im ersten Jahr auf einer 100 m² großen Fläche auskeimten, gehörten 18 Arten zu denen, die eine Diasporenbank im Boden aufbauen mit Samen, die länger als fünf Jahre keimfähig bleiben. Für *Juncus effusus* wird eine Lebensdauer der Diasporen von

CHARAKTERISIERUNG DER AKTUELLEN VEGETATION IM GANGELTER BRUCH

mehr als 73 Jahren, für *Persicaria hydropiper* und für *Ranunculus sceleratus* von 50 Jahren und für *Juncus bufonius* von mehr als 35 Jahren angegeben (Thompson et al., 1997).

Am Ende der zweiten Vegetationsperiode im September 2006 war die Fläche vollständig zugewachsen und ihre Phänologie somit eine vollkommen andere als im Vorjahr. Nunmehr wurde sie geprägt von einer Zweizahn-Wasserpfeffer-Gesellschaft. *Alopecurus geniculatus*, ein Flutrasenelement, bedeckte als Begleiter bis zu einem Viertel die Fläche. *Bidens tripartita* und *Polygonum hydropiper* vertraten mit verhältnismäßig hohen Deckungsgraden als Assoziationscharakterarten die Gesellschaft des Bidentetum tripartitae. Die Klassencharakterart *Galium palustre* der Klasse der Phragmitetea australis und die Verbandscharakterart *Typha latifolia* mit Deckungsgraden von bis zu 50 % bzw. 25 % zeigen den Übergang vom Bidention tripartitae zum Phragmition australis an. Als Begleitart ist hier *Myosotis scorpioides* einzuordnen. *Veronica beccabunga*, *Nasturtium officinale* und die Assoziationscharakterart *Phalaris arundinacea* sind Elemente eines Rohrglanzgrasröhrchits. *Epilobium ciliatum* ist ein Neophyt in dieser Gesellschaft. Das Arteninventar des Sukzessionsstadiums ist in Tabelle 17 in der Spalte „September 2006“ zusammengestellt.



Abbildung 61: Aufwuchs auf dem freigelegten Niedermoorboden im ersten Jahr: *Ranunculus flammula* und *Alopecurus geniculatus* auf der Fläche NL im ersten Jahr der Sukzession (Foto: M. Josephs, 6.5.2005).

CHARAKTERISIERUNG DER AKTUELLEN VEGETATION IM GANGELTER BRUCH



Abbildung 62: *Ranunculus sceleratus* auf der abgegrabenen Fläche NL im ersten Sukzessionsjahr (Foto: M. Josephs, 6.5.2005).



Abbildung 63: *Veronica beccabunga* auf der Fläche NL im ersten Jahr der Sukzession (Foto: M.. Josephs, 6.5.2005).

Das Foto in Abbildung 64 kann einen Eindruck von der Gesamtfläche NL des Untersuchungsgebietes am Ende der ersten Vegetationsperiode nach den Renaturierungsmaßnahmen vermitteln.

CHARAKTERISIERUNG DER AKTUELLEN VEGETATION IM GANGELTER BRUCH



Abbildung 64: Gesamtansicht der abgegrabenen Fläche NL am Ende der ersten Vegetationsperiode (Foto M. Josephs, 5.9.2005).



Abbildung 65: Vegetation an der Einmündung des neu gegrabenen Rodebaches in den alten Rodebach im August 2007 (Foto: M. Josephs).



Abbildung 66: Zugewachsene Fläche NL im August 2007 (Foto: M. Josephs).

Auf den Abbildungen 65 und 66 ist die Fläche NL im dritten Sukzessionsjahr abgebildet. Das für diesen fortgeschrittenen Entwicklungszustand im Renaturierungsprozess ermittelte Arteninventar ist in der Tabelle 17 in der Spalte Juli „2007“ verzeichnet.

Im dritten Jahr nach den Umgestaltungsmaßnahmen zeigte der Sommeraspekt der Vegetation auf der Fläche NL an der Mündung des neu gegrabenen Baches einen dichten Bewuchs mit *Callitriche palustris* im vorderen Wasserbereich, *Persicaria hydropiper* am Uferrand, großen Horsten von *Juncus effusus* und einen mehr als drei Meter hohen Jungaufwuchs von *Alnus glutinosa* (Abb. 66).

Auf der Mitte der Fläche NL bildeten *Berula erecta* und *Typha latifolia* große Dominanzbestände (Abb. 69). Am südlichen Rand der abgegrabenen Fläche (auf dem Foto der Abb. 64 im Hintergrund) trat *Cirsium arvense* mit einem Deckungsgrad von fünf auf. Eingestreut fanden sich einzelne *Lythrum salicaria* Exemplare. Weiter war *Sparganium erectum* an einigen Stellen mit einem Deckungsgrad von zwei vertreten (auf den Abbildungen nicht erfasst). Die Daten der drei Dauerflächen auf der Fläche NL mit je drei Vegetationsaufnahmen aus den Jahren 2005, 2006 und 2007 sind in den Tabellen 14-16 zusammengefasst.

In den drei Teilbereichen hatte sich schon im dritten Sukzessionsjahr eine Vegetation entwickelt, die artenärmer war als die Anfangsvegetation (Tab. 15 und 16). Diese Verschiebung wurde im folgenden Jahr noch deutlicher (ohne Aufnahmen). An diesem Standort waren im Sommer 2008 *Alnus glutinosa* und die Juncusarten *Juncus effusus* und *Juncus articulatus* aspektbildend. Viele Pionierarten, die in der Anfangsphase des Sukzessionsprozesses zu finden waren, wie *Isolepis setacea*, *Juncus acutiflorus*, *Juncus bufonius* und *Galium palustre*, um nur einige zu nennen, waren durch konkurrenzkräftigere Pflanzenarten verdrängt worden. Besonders deutlich wird das an der Art *Ranunculus sceleratus*, die im ersten Jahr mit vielen kräftigen Exemplaren auf der ganzen Abgrabungsfläche zu finden war (siehe Abb. 62), aber in den folgenden Jahren nicht mehr gefunden wurde. *Isolepis setacea* und *Juncus bufonius* sind typische Pionierarten des Nanocyperions. Diese Gesellschaft konnte sich nur eine Vegetationsperiode lang auf der Fläche NL halten.

Auf dem im Sommer trockenen Flächenbereich (Tab.16) dominierten bereits im zweiten Jahr *Alnus glutinosa* und *Juncus effusus* mit Deckungsgraden von 4 bzw. 3 und bestimmten so den hohen Gesamtdeckungsgrad (Abb. 66). Auch hier wurde in nur drei Jahren die Artenzahl nahezu halbiert. Alle amphibischen Pflanzen (*Alisma plantago-aquatica*, *Callitriche palustris*, *Phalaris arundinacea*) sowie die Isoeto-Nanojuncetea-Zeiger (*Gnaphalium uliginosum*, *Isolepis setacea*, *Juncus bufonius* u.a.) und ebenso die Bidentetea-Elemente (*Ranunculus sceleratus*, *Rorippa palustris*) und die Elymo-Rumicion-Arten (*Rumex obtusifolius*, *Alopecurus geniculatus*) waren gänzlich oder nahezu völlig verschwunden. Dies bedeutet eine floristisch-soziologisch erkennbare Veränderung der Floren-Charakteristik. Auf den stärker vernässten Flächenbereichen in der Nähe des Grabens (Tab. 15) konnten sich schon nach drei Jahren neben *Typha latifolia* und *Juncus effusus* *Bidens tripartita*, *Epilobium hirsutum*, *Juncus articulatus*, *Berula erecta* und weitere Feuchte- bis Nässezeiger wie *Angelica sylvestris* und *Myosotis scorpioides* etablieren. Mitte Juli 2007, also am Höhepunkt der dritten Vegetationsperiode, konnte eine Entwicklung hin zu einem artenarmen Großröhricht, typisch für ein eutrophes Gewässer, festgestellt werden. Generell ging mit der Sukzession eine Abnahme der Artenzahl (z.B. von 26 Arten im Aufwuchs des ersten Jahres auf 18 Arten nach drei Jahren auf der Fläche Nr.7) einher. Im vierten Jahr hatte sich diese Anzahl weiter verringert. Anfangsphase und das Stadium nach vier Jahren Entwicklung der tiefer gelegten und wiedervernässten Fläche waren deutlich als Pionierflur bzw. Beginn eines Erlenbruches physiognomisch und floristisch voneinander getrennt.

CHARAKTERISIERUNG DER AKTUELLEN VEGETATION IM GANGELTER BRUCH

Tabelle 14: Sukzession auf dem feuchteren Bereich der Fläche NL am Rande des neu gegrabenen Baches (Deckungsgrad-Angaben nach Braun-Blanquet, 1964).

Aufnahmenummer	10	10*	10**
Datum	11.08.05	02.07.06	07.07.07
Fläche [m x m]	1 x 6	1 x 6	1 x 6
Neigung [°]	4	4	4
Exposition	NS	NS	NS
Deckung Krautschicht [%]	30	70	50
Deckung Moosschicht [%]	50	<10	<1
Deckung Strauchschicht	1	10	10
Artenzahl	15	15	12
Art			
<i>Agrostis gigantea</i>	+	+	.
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	+	+	+
<i>Berula erecta</i>	.	.	1
<i>Bidens tripartita</i>	+	+	1
<i>Callitriche palustris</i>	.	+	.
<i>Epilobium ciliatum</i>	1	.	.
<i>Galium palustre</i>	.	+	.
<i>Juncus articulatus</i>	+	r	.
<i>Juncus bulbosus</i>	+	.	.
<i>Juncus effusus</i>	+	2	+
<i>Lycopus europaeus</i>	.	.	+
<i>Mimulus guttatus</i>	r	r	+
<i>Myosotis scorpioides</i>	.	1	.
<i>Nasturtium officinale</i>	+	.	.
<i>Persicaria hydropiper</i>	+	2	.
<i>Poa annua</i>	+	.	.
<i>Ranunculus flammula</i>	+	+	1
<i>Ranunculus repens</i>	+	.	.
<i>Rumex crispus</i>	r	.	.
<i>Rumex obtusifolius</i>	.	+	.
<i>Salix caprea</i>	.	+	+
<i>Salix viminalis</i>	.	.	+
<i>Sparganium erectum</i>	.	+	+
<i>Tussilago farfara</i>	.	.	+
<i>Typha latifolia</i>	.	.	1
<i>Veronica beccabunga</i>	2	r	.

CHARAKTERISIERUNG DER AKTUELLEN VEGETATION IM GANGELTER BRUCH

Tabelle 15: Vegetation der ersten Sukzessionsstadien auf der Abgrabungsfläche NL (Deckungsgrad-Angaben nach Braun-Blanquet, 1964).

Aufnahmenummer	6.1	6.1*	6.1**
Datum	09.06.05	16.09.2006	07.07.2007
Fläche [m x m]	10 x 10	10 x 10	10 x 10
Deckung Krautschicht [%]	30	100	100
Deckung Moosschicht [%]	<1	<1	<1
Artenzahl	30	28	22
Art			
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	1	1	1
<i>Alnus glutinosa</i>	.	+	+
<i>Alopecurus geniculatus</i>	1	2	+
<i>Angelica sylvestris</i>	+	+	1
<i>Berula erecta</i>	.	.	1
<i>Bidens tripartita</i>	.	2	.
<i>Cardamine flexuosa</i>	+	.	.
<i>Callitriche palustris</i>	+	+	.
<i>Epilobium ciliatum</i>	+	1	+
<i>Epilobium hirsutum</i>	+	+	+
<i>Galium palustre</i>	1	3	.
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	+	.	.
<i>Holcus lanatus</i>	+	+	+
<i>Iris pseudacorus</i>	.	.	+
<i>Isolepis setacea</i>	+	.	.
<i>Juncus acutiflorus</i>	+	+	.
<i>Juncus articulatus</i>	.	1	1
<i>Juncus bufonius</i>	1	.	.
<i>Juncus bulbosus</i>	+	1	+
<i>Juncus compressus</i>	+	+	+
<i>Juncus effusus</i>	+	2	1
<i>Lemna minor</i>	.	1	r
<i>Lycopus europaeus</i>	.	+	+
<i>Matricaria recutita</i>	+	.	.
<i>Myosotis arvensis</i>	+	.	.
<i>Myosotis scorpioides</i>	+	1	1
<i>Nasturtium officinale</i>	+	2	.
<i>Phalaris arundinacea</i>	+	1	+
<i>Poa trivialis</i>	1	.	.
<i>Persicaria hydropiper</i>	+	1	.
<i>Ranunculus flammula</i>	1	+	+
<i>Ranunculus repens</i>	+	+	+
<i>Ranunculus sceleratus</i>	2	.	.
<i>Rorippa palustris</i>	+	+	.
<i>Rumex obtusifolius</i>	.	1	.
<i>Salix viminalis</i>	.	.	+
<i>Sparganium erectum</i>	.	.	1
<i>Stellaria alsine</i>	+	+	.
<i>Typha latifolia</i>	+	2	3

CHARAKTERISIERUNG DER AKTUELLEN VEGETATION IM GANGELTER BRUCH

Tabelle 16: Sukzessionsstadien auf dem trockenen Bereich der Fläche NL.
(Deckungsgrad-Angaben nach Braun-Blanquet, 1964).

Aufnahmenummer	7	7*	7**
Datum	09.06.2005	16.09.2006	07.07.2007
Fläche [m x m]	8 x 8	8 x 8	8 x 8
Deckung Krautschicht [%]	20	100	100
Deckung Moosschicht [%]	<1	<1	<1
Deckung Strauchschicht [%]	<10	70	70
Artenzahl	26	24	18
Art			
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	1	+	
<i>Alnus glutinosa</i>	.	4	4
<i>Alopecurus geniculatus</i>	+	.	+
<i>Angelica sylvestris</i>	+	.	.
<i>Betula pendula</i>	r	+	2
<i>Bidens tripartita</i>	.	1	+
<i>Callitriche palustris</i>	.	+	.
<i>Cirsium arvense</i>	.	+	+
<i>Cirsium palustre</i>	.	.	+
<i>Conyza canadensis</i>	.	+	.
<i>Epilobium ciliatum</i>	+	+	.
<i>Epilobium hirsutum</i>	+	+	+
<i>Galium palustre</i>	.	1	.
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	+	.	.
<i>Holcus lanatus</i>	+	.	+
<i>Juncus acutiflorus</i>	+	.	.
<i>Juncus articulatus</i>	.	1	+
<i>Juncus bufonius</i>	1	.	.
<i>Juncus bulbosus</i>	+	.	.
<i>Juncus compressus</i>	+	.	.
<i>Juncus effusus</i>	+	3	1
<i>Lotus pedunculatus</i>	.	1	+
<i>Lycopus europaeus</i>	+	1	+
<i>Lythrum salicaria</i>	+	2	+
<i>Myosotis scorpioides</i>	+	+	r
<i>Phalaris arundinacea</i>	+	.	.
<i>Poa trivialis</i>	1	+	r
<i>Persicaria hydropiper</i>	.	+	.
<i>Ranunculus flammula</i>	+	+	.
<i>Ranunculus repens</i>	+	1	+
<i>Ranunculus sceleratus</i>	1	.	.
<i>Rorippa palustris</i>	+	.	.
<i>Rumex obtusifolius</i>		.	.
<i>Salix caprea</i>	+	+	+
<i>Salix viminalis</i>	r	+	.
<i>Stellaria alsine</i>	+	.	.
<i>Tussilago farfara</i>	.	1	r
<i>Typha latifolia</i>	+	+	.

4.3.1.2 Zusammenfassung der Vegetation der ersten Sukzessionsstadien zweier Teilflächen auf der Fläche NL und Zuordnung ihrer Arten zu ökologischen Strategietypen nach Grime (1979) und Lebensformen nach Raunkiaer (1937)

Tabelle 17: Artenliste der Arten der Vegetationsaufnahmen Nr.6 und 7 auf der Fläche NL vom Juni 2005, September 2006 und Juli 2007. Mit aufgeführt sind Strategietyp (C = Konkurrenzstrategie, R = Ruderalstrategie, S = Stressesstrategie, CR = Konkurrenz-Ruderalstrategie, CS = Konkurrenz-Stressesstrategie, SR = Stress-Ruderalstrategie und CSR = Konkurrenz-Stress-Ruderalstrategie nach Grime 1979), Diasporenbanktyp (Dbtyp: I = transient, II = short-term-persistent, III = long-term-persistent nach Thompson et al., 1997) und Lebensform (Ph = Phanerophyt, Ch = Chamaephyt, H = Hemikryptophyt, G = Geophyt, Hy = Hydrophyt und Th = Therophyt nach Raunkiaer 1937).

Arten der Fläche NL	Juli 2005	Sep-tem-ber 2006	Juli 2007	Strate-gietyp (nach Grime 1979)	Dia-sporen-banktyp (nach Thompson et al. 1997)	Lebens-form (nach Raun-kiaer 1937)
<i>Agrostis canina</i>	x	.	.	CSR	II	H
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	x	x	x	k. Ang.	II	Hy
<i>Alnus glutinosa</i>	.	x	x	C	II	Ph
<i>Alopecurus geniculatus</i>	x	x	x	CSR	III	H, Th
<i>Angelica sylvestris</i>	x	.	x	C	II	H, Th
<i>Berula erecta</i>	.	.	x	CS	II	H
<i>Betula pendula</i>	x	x	x	C	II	Ph
<i>Bidens tripartita</i>	.	x	.	CR	II	H, Hy
<i>Cardamine flexuosa</i>	x	.	.	CSR	II	Th
<i>Callitriche palustris</i>	.	x	.	k Ang.	k Ang	Hy
<i>Cirsium arvense</i>	.	x	x	C	III	G
<i>Cirsium palustre</i>	.	.	x	C	III	H
<i>Conyza canadensis</i>	.	x	.	CR	II	Th, H
<i>Epilobium ciliatum</i>	x	x	x	C	III	H
<i>Epilobium hirsutum</i>	x	x	x	C	II	H
<i>Galeopsis tetrahit</i>	.	.	x	CR	III	Th
<i>Galium palustre</i>	.	x	.	CS	III	H
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	x	.	.	R	III	Th
<i>Holcus lanatus</i>	x	.	x	C	III	H
<i>Hypericum perforatum</i>	.	x.	.	C	III	H
<i>Hypericum tetrapterum</i>	.	.	x	CSR	II	H
<i>Iris pseudacorus</i>	.	.	x	C	I	He, G
<i>Isolepis setacea</i>	x	.	.	R	II	H
<i>Juncus acutiflorus</i>	x	x	.	CS	III	G
	.	x	x	CSR	III	H

CHARAKTERISIERUNG DER AKTUELLEN VEGETATION IM GANGLER BRUCH

2. Teil, Tab. 17	Juli 2005	Sep- tem- ber 2006	Juli 2007	Strate- gietyp (nach Grime 1979)	Dia- sporen- banktyp (nach Thompson et al. 1997)	Lebens- form (nach Raun- kiaer 1937)
<i>Juncus bufonius</i>	x	.	.	R	III	Th
<i>Juncus bulbosus</i>	x	x	.	CSR	III	H
<i>Juncus compressus</i>	x	x	.	CSR	II	G
<i>Juncus effusus</i>	x	x	x	C	III	H
<i>Lemna minor</i>	.	x	.	k. Ang.	I	Hy
<i>Lotus pedunculatus</i>	.	x	.	C	II	H
<i>Lycopus europaeus</i>	x	x	x	CS	I	H
<i>Lythrum salicaria</i>	x	x	x	CS	II	H
<i>Matricaria recutita</i>	x	.	.	R	II	H, Th
<i>Myosotis arvense</i>	x	.	.	R	II	H, Th
<i>Myosotis scorpioides</i>	x	x	x	CSR	III	H
<i>Nasturtium officinale</i>	x	x	-	CS	II	H
<i>Phalaris arundinacea</i>	x	x	x	C	III	Hy, He
<i>Phragmites australis</i>	.	.	x	CS	I	Hy, G
<i>Poa annua</i>	.	x	x	R	III	H, Th
<i>Poa trivialis</i>	x	x	x	CSR	III	H
<i>Ranunculus flammula</i>	x	x	x	CSR	III	H
<i>Ranunculus repens</i>	x	x	x	CSR	III	H
<i>Ranunculus sceleratus</i>	x	.	.	SR	III	Th
<i>Rorippa palustris</i>	x	x	.	CR	II	H, Th
<i>Rumex obtusifolius</i>	.	x	-	C	II	H
<i>Salix caprea</i>	x	x	x	C	I	Ph
<i>Salix viminalis</i>	x	x	x	CS	I	Ph
<i>Sparganium erectum</i>	.	x	x	CS	I	Hy
<i>Stellaria alsine</i>	x	x	.	CSR	III	H
<i>Tussilago farfara</i>	.	x	x	k. Ang.	I	k. Ang.
<i>Typha latifolia</i>	x	x	x	CS	III	Hy
<i>Veronica beccabunga</i>	x	x	.	CS	II	H, Hy
Summe der Arten	33	37	30			

Die prozentuale Verteilung der Strategietypen der ersten Sukzessionsstadien bei der Neubesiedlung der nach der Abgrabung vegetationsfreien Fläche auf niederländischer Seite wird in Abbildung 67 dokumentiert. Ein Jahr nach dem Eingriff (2005) wurden 33 verschiedene Pflanzenarten bestimmt. Unter diesen treten diejenigen Arten, die dem gemischten Strategietyp, dem CSR-Typ nach Grime (1979), zuzuordnen sind, am häufigsten auf. Die Anteile der reinen Konkurrenzstrategen (C-Typ) mit 24 % und der Konkurrenz-Stressstrategen (CS-Typ) mit 21 %

sind fast gleich. Die nächst größere Gruppe ist die der Ruderalstrategen (R-Typ) mit 12 %. Die Konkurrenz-Ruderalstrategen (CR-Typ) und die Stress-Ruderalstrategen (SR-Typ) stellen mit 6 % bzw. 3 % einen kleineren Anteil an der Gesamtartenzahl in diesem ersten Sukzessionsstadium bei der Neubesiedlung der vegetationsfreien Fläche NL (Abb.67).

Am Ende der zweiten Vegetationsperiode (2006) nach den Umgestaltungsmaßnahmen hatte sich das Artenspektrum zu den Konkurrenzstrategen und den Übergangstypen mit Konkurrenz-Stress-Strategieanteilen verschoben, Typen, die als durchsetzungsstark bekannt sind. Der prozentuale Anteil der Arten, die bei den Ruderalstrategen und den Stresstoleranz-Ruderalstrategen eingeordnet werden (Grime et al. 1988), nahm im Verlaufe der Sukzession entweder bis auf wenige Prozentwerte ab oder diese Arten waren im zweiten Jahr schon nicht mehr präsent.

Gegen Ende der dritten Vegetationsperiode (2007) hatten die Konkurrenzstrategen und die Übergangstypen mit Konkurrenz-Strategieanteilen die anderen Strategietypen fast völlig verdrängt. Von den Pionierstrategen, die Pionierstandorte schnell besiedeln, war nur noch *Poa annua* übriggeblieben

Vom dritten Jahr an breiteten sich auf der Fläche NL vor allem die Konkurrenzstrategen *Alnus glutinosa*, *Angelica sylvestris* und *Juncus effusus* aus (Vegetationsaufnahmen in Tab.15 und 16). Mit hohen Anteilen waren auch die konkurrenzkräftigen Arten *Berula erecta*, *Lycopus europaeus*, *Phragmites australis*, *Sparganium erectum* und *Typha latifolia* vertreten. Diese Arten kommen gut zurecht mit einem wechselnden Wasserstand, wie er sich auf der Untersuchungsfläche einstellte.

Ein Vergleich der Verteilung der Arten auf ausgewählten Aufnahmeflächen der Fläche NL hinsichtlich ihrer Lebensformen (Abb. 68) im Verlaufe der Neubesiedlung in den ersten drei Jahren zeigt schon ab dem zweiten Jahr eine deutliche Dominanz der Hemikryptophyten. Diese nahm im Laufe der Sukzession bis zum Jahre 2007 zu. Aber schon im folgenden Jahr (2008) zeigte sich auf größeren Teilen der Fläche eine stärkere Zunahme der Phanerophyten, woran Erlen und auch Birken am stärksten beteiligt waren. Die Hydrophyten waren auf dieser zum Teil stark vernässten Fläche vertreten durch *Lemna minor*, *Callitriche palustris*, *Alisma plantago-aquatica*, *Sparganium erectum*, *Typha latifolia*, *Berula erecta* und *Veronica beccabunga*.

CHARAKTERISIERUNG DER AKTUELLEN VEGETATION IM GÄNGELTER BRUCH

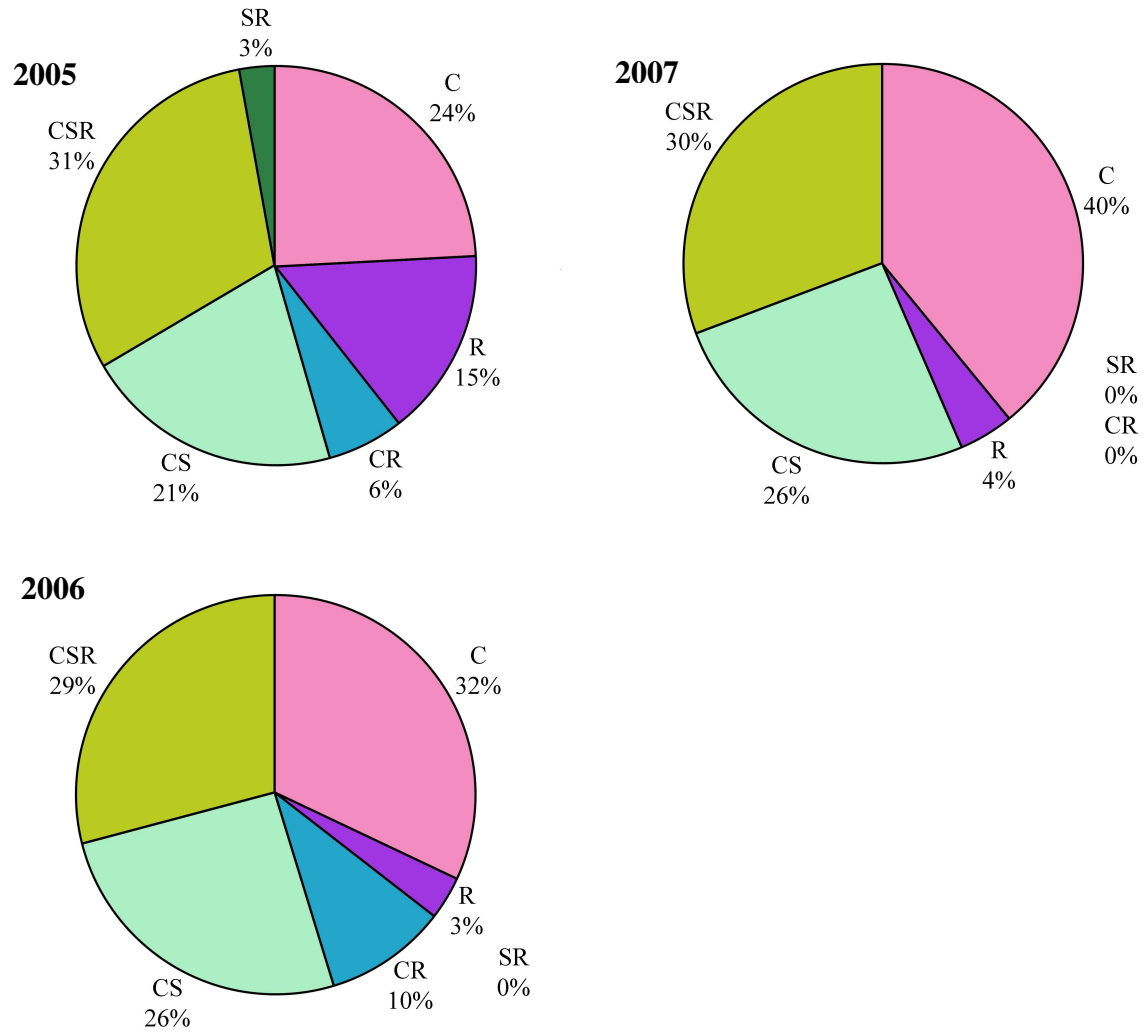


Abbildung 67: Prozentuale Verteilung der Strategietypen (nach Grime 1979) der Pflanzen auf der Abgrabungsfläche NL in den ersten drei Jahren der Sukzession. Die Anzahl der Arten war: für 2005 $n = 33$, für 2006 $n = 36$, für 2007 $n = 29$.

Abkürzungen:

C = Konkurrenzstrategie, R = Ruderalstrategie, S = Stressstrategie,
 CR = Konkurrenz-Ruderalstrategie, CS = Konkurrenz-Stressstrategie, SR = Stress-Ruderalstrategie,
 CSR = Konkurrenz-Stress-Ruderalstrategie.

CHARAKTERISIERUNG DER AKTUELLEN VEGETATION IM GANGELTER BRUCH

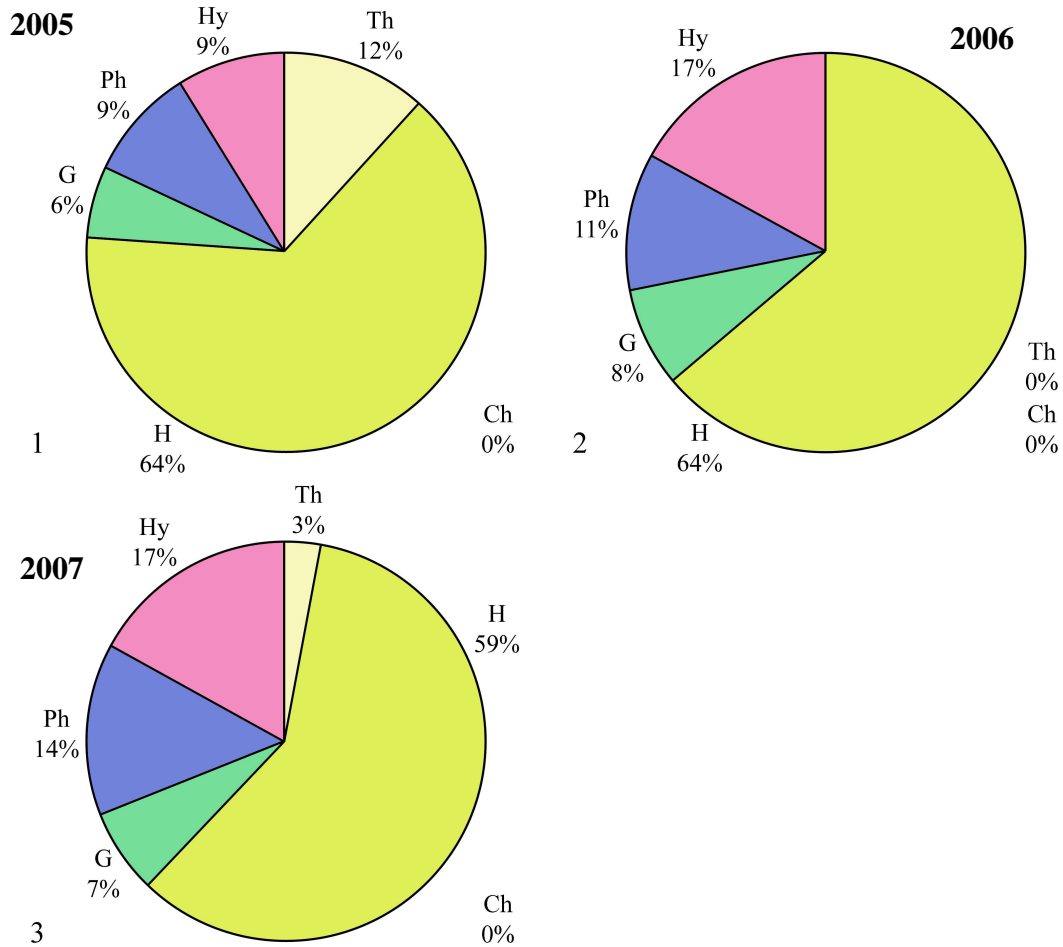


Abbildung 68: Prozentuale Verteilung der Lebensformen (nach Raunkiaer, 1937) in der Vegetation auf der Fläche NL in den ersten drei aufeinanderfolgenden Jahren nach den Renaturierungsmaßnahmen: 1.: Juli 2005, Artenzahl $n = 33$, 2.: September 2006, Artenzahl $n = 36$, 3.: Juli 2007, Artenzahl $n = 29$. Abkürzungen: Ph = Phanerophyt, Ch = Chamaephyt, H = Hemikryptophyt, G = Geophyt, Hy = Hydrophyt und Th = Therophyt.



Abbildung 69: Sommeraspekt der Fläche NL im vierten Sukzessionsjahr. Foto M. Josephs, 11. Juli 2008.

Eine Erklärung für die unterschiedliche Entwicklung können die Ansprüche, welche die Arten an ihre Umgebung stellen, liefern. Auf einer Fläche, die bis in den Frühsommer hinein überschwemmt ist, gelingt es auch der nassetoleranten Erle nicht, sich dauerhaft zu etablieren. Bei länger als etwa zwei Wochen andauernder Sauerstoffarmut im Wurzelraum kann *Alnus glutinosa* als Keimling oder Jungpflanze nicht überdauern (Ellenberg, 1966).

Entlang des neu gegrabenen Baches hat sich im Verlaufe von drei Jahren ein Bachröhricht mit *Berula erecta*, *Glyceria fluitans* und *Veronica beccabunga* entwickelt (Abb. 63 und 65). In den ersten zwei Jahren wurde, wie an anderen Stellen auf dieser Fläche (Tab. 15) auch, am Bachrand eine Zwergbinsengesellschaft festgestellt werden. Vertreten war sie durch *Isolepis setacea*, *Juncus articulatus*, *Lycopus europaeus* und *Ranunculus flammula* jeweils mit Anteilen bis zu 5 %. Als Begleitart bedeckte *Myosotis scorpioides* bis zu einem Viertel die Fläche. *Juncus acutiflorus* wurde nur in den ersten beiden Jahren im Mündungsbereich des Baches gefunden. An der Einmündung des neu gegrabenen Baches in den alten, kanalisierten Rodebach konnte die

CHARAKTERISIERUNG DER AKTUELLEN VEGETATION IM GANGELTER BRUCH

Entwicklung eines immergrünen Bachrörichtes mit *Nasturtium officinale*, *Berula erecta* und *Veronica beccabunga* beobachtet werden. (Abb. 65).

Entlang der westlichen Abgrabungskante wuchsen im unteren staunassen Bereich Elemente eines *Calthion palustris*-Verbandes mit *Lotus pedunculatus* als Verbandscharakterart. Auf dem nährstoffreichen, entwässerten Anmoorboden, der bis vor wenigen Jahren noch gedüngt wurde, hatte sich ein binsenreicher Bestand vor allem von *Juncus effusus* entwickelt. Im ersten Jahr der Besiedlung fanden auch *Juncus bufonius* und *Juncus articulatus* als Vertreter der annuellen Pionierpflanzengesellschaft des Isoeto-Nanojuncetea bufonii hier günstige Bedingungen. In der dritten Vegetationsperiode wurden sie nicht mehr gefunden. Die syntaxonomische Einordnung dieser Bestände erfolgte in Anlehnung an Oberdorfer (1992).

Am oberen, trockeneren Rand der Abgrabungsfläche wuchsen Arten des Wirtschaftsgrünlandes. Sie zeigten den Übergang zu der bis 2004 als Grünland bewirtschafteten, nicht umgestalteten Fläche. Auf dem Foto der Abbildung 70 ist eine nitrophile Saumgesellschaft am Rande der abgegrabenen Fläche NL und die durch Grünlandwirtschaft geprägte Umgebung des Untersuchungsgebietes abgebildet.



Abbildung 70: Landwirtschaft am Rodebach (Foto: M. Josephs 13.07.2008).

4.3.2 Vegetationsentwicklung und aktuelle Vegetation der wiedervernässten Flächen D-B und D-A nach zwei bzw. drei Jahren.

4.3.2.1 Die Entwicklung auf der Fläche D-B

Auch auf den Flächen D-A und D-B wurden Dauerbeobachtungsflächen angelegt und die Vegetationsentwicklung auf diesen ausgewählten Flächen in Form von Vegetationsaufnahmen dokumentiert (Abb. 27 und 28). Auf den Fotos der Abbildungen 71 und 72 ist der floristische Aspekt des ersten Sukzessionsstadiums zweier Teilbereiche, welche die Untersuchungsfläche D-B insgesamt charakterisieren, zu sehen.



Abbildung 71: Teilbereich am nördlichen Rand der bis auf den Niedermoorboden abgegrabenen Fläche D-B im ersten Jahr nach den Umgestaltungsmaßnahmen (Foto M. Josephs, 11.08.2005). Das Foto zeigt eine Teilfläche der wiedervernässten Fläche D-B im dritten Monat nach den Abgrabungs- und Wiedervernässungsmaßnahmen.



Abbildung 72: Teilfläche am südlichen Rand der bis auf den Niedermoorboden abgegrabenen Fläche D-B im ersten Jahr nach den Umgestaltungsmaßnahmen (Foto M. Josephs, 11.08.2005).

In Abbildung. 72 ist im Hintergrund der nicht abgegrabene Südrand der Fläche D-B erkennbar, dessen ursprüngliche Vegetation geprägt ist durch *Cirsium palustre*, *Cirsium arvense*, *Heracleum sphondylium*, *Phragmites australis*, *Salix viminalis*, *Angelica sylvestris* und *Salix caprea*. Auf der feuchten Abgrabungsfläche befinden sich *Juncus*-bestandene Wasserflächen, die ein Jahr später abgetrocknet waren.

Im Frühjahr und Frühsommer 2005 hatten starke Regenfälle zu einer deutlichen Vernässung und in größeren Teilbereichen der Abgrabungsbereiche in D-A und D-B zu wasserüberstauten Flächen geführt. Zum Zeitpunkt der Vegetationsaufnahmen im August des Jahres 2007 war der Boden wieder stark vernässt als Folge der starken Niederschläge im August desselben Jahres.

Von den in Abbildung 28 (Methodenteil, Vegetation) in ihrer Lage markierten Dauerflächen des Bereiches D-B zeigen die Tabellen 18-22 die floristische Zusammensetzung in der Sukzession über die Jahre 2005 bis 2007. Die Aufnahmefläche Nr. 56 am nördlichen Rand der Abgrabungsfläche D-B (Abb.28) ist in Abb. 71 illustriert; sie lag unweit der Entnahmestellen der

CHARAKTERISIERUNG DER AKTUELLEN VEGETATION IM GANGELTER BRUCH

Bodenproben für die Diasporenbankanalysen (Abb. 21 und Abb. 24) und ca. 300 m östlich des auf der Abbildung 28 skizzierten Weges Gangel – Schinfelde.

Im ersten und zweiten Jahr nach der Wiedervernässung hatte sich am Rande dieser Bereiche an mehreren Stellen eine Zwergbinsengesellschaft entwickelt (Tab. 18, Aufnahmenr. 56 und 56*). Im dritten Jahr aber zeigte sich eine völlig andere Pflanzengemeinschaft. Der hohe Anteil von *Urtica dioica* weist auf eine starke Stickstoffbelastung des Bodens hin. *Isolepis setacea* war am 31.10.05 in drei großen, sieben mittleren und mehreren kleinen Exemplaren vertreten. Im Juli 2007 konnte hiervon kein einziges Exemplar mehr gefunden werden (Tab. 18, Aufnahmenr. 56**).

Die Vegetationsaufnahmen der Tabelle 21 wurden auf einer Fläche erstellt, die an den neu gegrabenen Bach auf der Fläche D-B angrenzt (Abb. 28, Nr. 52 und Abb. 71). Es ist dies der Randbereich einer offenen, seichten Wasser-bzw. Schlamm-bodenfläche, welche 2005 und 2006 mit einem verfilzten Teppich aus fädigen Algen bedeckt und im Herbst teilweise ganz abgetrocknet war. Im ersten Jahr nach den Renaturierungsmaßnahmen (2005) konnte hier die Entwicklung eines Mosaiks festgestellt werden, welches sich zum größten Teil aus einer Zwergbinsengesellschaft mit *Juncus ranarius*, *Juncus bufonius* und *Juncus articulatus* und einem lückigen Bestand einer fragmentarisch entwickelten Gifthahnenfuß-Gesellschaft zusammensetzte. Im dritten Jahr der Sukzession war die Fläche stark vernässt und es hatte sich ein Typhetum latifolii flächendeckend entwickelt. Auf diesem Teil des Abgrabungsgebietes nahm die Anzahl der Arten von 15 im Sommer 2005 über 11 im zweiten Sukzessionsstadium auf sieben im folgenden Jahr bei gleichzeitiger Zunahme der Individuenzahl beständig ab. Bei einer Begehung des Untersuchungsgebietes im Sommer 2008 konnten auch die Arten *Myosotis scorpioides* und *Peplis portula* nicht mehr festgestellt werden.

Eine mit der auf Vegetationsaufnahme-Fläche Nr. 52 (Abb.28) beobachtete, vergleichbare Entwicklung konnte in den ersten zwei Jahren nach den Umgestaltungsmaßnahmen auf zwei weiteren, im nördlichen, stark vernässen Randbereich der Abgrabungsfläche gelegenen Aufnahme-Flächen, festgestellt werden (Tab. 19 und 22, Flächen Nr. 42 und 53 auf Abb. 28). Während auf der Fläche Nr. 42 (Abb. 28) im dritten Jahr nach den Renaturierungsmaßnahmen *Typha latifolia*, *Juncus effusus* und *Lotus pedunculatus* (Abb. 79) zur Dominanz gelangten, entwickelte sich auf der in direkter Nachbarschaft zur Fläche Nr. 52 gelegenen Fläche Nr. 53 (Abb. 28) ein Großröhricht mit dominantem *Glyceria fluitans*-Bestand (Abb. 72).

CHARAKTERISIERUNG DER AKTUELLEN VEGETATION IM GANGELTER BRUCH

Die Vegetationsaufnahmen der Tab. 20 dokumentieren die floristische Zusammensetzung in der Sukzession über die Jahre 2005 bis 2007 einer weiteren, im nördlichen Abgrabungsbereich gelegenen, Aufnahme­fläche (Abb. 28, Nr. 50). In der ersten Vegetationsperiode nach den Renaturierungsmaßnahmen entwickelte sich eine Pflanzengesellschaft mit Arten eines Phalaridetum arundinacea (*Phalaris arundinacea*, *Lycopus europaeus*, *Iris pseudacorus*), mosaikartig durchsetzt von kleineren Beständen eines Nanocyperions (*Juncus bufonius*, *Juncus articulatus*). Im zweiten Jahr konnte eine fragmentarisch entwickelte *Juncus acutiflorus*-Gesellschaft mit *Juncus acutiflorus*, *Lythrum salicaria* und *Lotus pedunculatus* festgestellt werden. Mit großen Anteilen hatten sich auch Arten des Agropyro-Rumicion Verbandes angesiedelt (*Juncus effusus*, *Rumex obtusifolius*, *Ranunculus repens*), sodass die Fläche völlig zugewachsen war. Im dritten Jahr der Sukzession bestimmten neben *Salix caprea* und *Lotus pedunculatus* *Juncus effusus*-Bestände den floristischen Aspekt dieses Flächenbereiches (Abb. 28, Nr. 50).

CHARAKTERISIERUNG DER AKTUELLEN VEGETATION IM GANGELTER BRUCH

Tabelle 18: Vegetationsaufnahme einer Zwergbinsengesellschaft auf der Renaturierungsfläche D-B im ehemaligen Gangelter Bruch (siehe Abb. 28, Deckungsgrad-Angaben nach der Braun-Blanquet- Skala, 1964).

Aufnahmenummer	56	56*	56**
Datum	31.10.05	02.07.2006	19.08.2007
Fläche [m x m]	4 x 4	4 x 4	4 x 4
Neigung [°]	10	10	10
Exposition	Nord	Nord	Nord
Deckung Krautschicht [%]	50	75	100
Deckung Moosschicht [%]	<10	<10	<1
Artenzahl	9	16	8
Art			
<i>Isolepis setacea</i>	1	+	.
<i>Juncus articulatus</i>	2	+	1
<i>Juncus bufonius</i>	2	1	.
<i>Juncus bulbosus</i>	1	.	.
<i>Juncus effusus</i>	3	4	1
<i>Lotus pedunculatus</i>	+	+	.
<i>Myosotis scorpioides</i>	+	.	.
<i>Ranunculus repens</i>	+	1	.
<i>Salix caprea</i>	+	1	.
<i>Agrostis gigantea</i>	.	+	.
<i>Alopecurus geniculatus</i>	.	1	+
<i>Cirsium arvense</i>	.	+	.
<i>Galium palustre</i>	.	+	1
<i>Hypericum tetrapterum</i>	.	+	.
<i>Lythrum salicaria</i>	.	2	.
<i>Ranunculus sceleratus</i>	.	+	.
<i>Rorippa palustris</i>	.	+	.
<i>Typha latifolia</i>	.	1	.
<i>Agrostis canina</i>	.	.	1
<i>Eupatorium cannabinum</i>	.	.	1
<i>Festuca rubra</i>	.	.	1
<i>Urtica dioica</i>	.	.	3

CHARAKTERISIERUNG DER AKTUELLEN VEGETATION IM GANGELTER BRUCH

Tabelle 19: Vegetationsaufnahmen von drei Sukzessionsstadien einer 4 m x 5 m großen Dauerfläche am nördlichen Rand der Abgrabungsfläche D-B. Die Aufnahmefläche liegt ca 50 m östlich des auf der Abb. 24 skizzierten Weges Gangelt – Schinfelde (Abb. 24, Aufn.42 und Abb. 21, Probenstelle D-B6, Deckungsgrad-Angaben nach Braun-Blanquet, 1964).

Aufnahmenummer	42	42*	42**
Datum	11.08.2005	02.07.2006	07.07.2007
Fläche [m x m]	4 x 5	4 x 5	4 x 5
Deckung Krautschicht [%]	80	90	100
Deckung Moosschicht [%]	<10	<10	<10
Artenzahl	20	19	12
Art			
<i>Alopecurus geniculatus</i>	+	+	+
<i>Callitriche palustris</i>	+	.	.
<i>Epilobium ciliatum</i>	2	+	.
<i>Glyceria fluitans</i>	+	+	1
<i>Holcus lanatus</i>	+	.	.
<i>Juncus articulatus</i>	+	1	1
<i>Juncus effusus</i>	4	4	5
<i>Juncus ranarius</i>	+	.	.
<i>Lotus pedunculatus</i>	+	+	2
<i>Lycopus europaeus</i>	+	+	+
<i>Lythrum salicaria</i>	+	r	.
<i>Persicaria hydropiper</i>	+	.	.
<i>Persicaria lapathifolia</i>	+	.	.
<i>Phalaris arundinacea</i>	+	+	.
<i>Phragmites australis</i>	+	+	1
<i>Ranunculus repens</i>	2	+	r
<i>Ranunculus sceleratus</i>	+	.	.
<i>Salix caprea</i>	+	.	+
<i>Salix viminalis</i>	+	+	+
<i>Stellaria alsine</i>	r	.	.
<i>Typha latifolia</i>	.	+	.
<i>Agrostis gigantea</i>	.	+	.
<i>Epilobium hirsutum</i>	.	+	1
<i>Lemna minor</i>	.	+	+
<i>Myosotis scorpioides</i>	.	+	.
<i>Poa pratensis</i>	.	+	.
<i>Ranunculus flammula</i>	.	+	.

CHARAKTERISIERUNG DER AKTUELLEN VEGETATION IM GANGELTER BRUCH

Tabelle 20: Vegetationsaufnahmen von drei Sukzessionsstadien einer 5 m x 5 m großen Dauerfläche am nördlichen Rand der Abgrabungsfläche D-B. Die Aufnahmefläche liegt ca 160 m östlich des auf der Abb. 21 skizzierten Weges Gangelte – Schinfelde (Abb. 70 und Abb. 28, Aufn. 50, Deckungsgrad-Angaben nach Braun-Blanquet, 1964).

Aufnahmenummer	50	50*	50**
Datum	11.08..2005	02.07.2006	07.07.2007
Fläche [m x m]	5 x 5	5 x 5	5 x 5
Deckung Krautschicht [%]	60	100	100
Deckung Moosschicht [%]	<10	<10	<10
Artenzahl	17	13	7
Art			
<i>Alopecurus geniculatus</i>	+	.	.
<i>Epilobium ciliatum</i>	+	.	.
<i>Epilobium hirsutum</i>	+	.	.
<i>Iris pseudacorus</i>	+	.	.
<i>Juncus articulatus</i>	2	+	+
<i>Juncus bufonius</i>	+	.	.
<i>Juncus bulbosus</i>	2	.	.
<i>Juncus effusus</i>	1	4	4
<i>Lycopus europaeus</i>	+	.	.
<i>Persicaria lapathifolia</i>	+	.	.
<i>Phalaris arundinacea</i>	+	.	.
<i>Poa pratensis</i>	+	+	
<i>Polygonum aviculare</i>	+	.	.
<i>Ranunculus repens</i>	+	2	r
<i>Rorippa palustris</i>	+	.	.
<i>Salix caprea</i>	+	.	1
<i>Festuca rubra</i>	+	.	.
<i>Cirsium palustre</i>	.	+	.
<i>Galium palustre</i>	.	+	+
<i>Holcus lanatus</i>	.	1	.
<i>Juncus acutiflorus</i>	.	+	.
<i>Juncus tenuis</i>		+	
<i>Lotus pedunculatus</i>	.	2	1.
<i>Lythrum salicaria</i>	.	+	.
<i>Phragmites australis</i>	.	1	.
<i>Rumex obtusifolius</i>	.	4	.
<i>Salix viminalis</i>	.	.	+

CHARAKTERISIERUNG DER AKTUELLEN VEGETATION IM GANGELTER BRUCH

Tabelle 21: Vegetationsaufnahmen von drei Sukzessionsstadien einer 5 m x 5 m großen Dauerfläche am nördlichen Rand der Abgrabungsfläche D-B. Die Aufnahmefläche liegt ca. 200 m östlich des auf der Abb.21 skizzierten Weges Gangel – Schinfelde. Die Fläche ist eine Sandfläche, die hier über dem Niedermoorboden liegt (Abb. 28, Aufn. 52, Deckungsgrad-Angaben nach Braun-Blanquet, 1964).

Aufnahmenummer	52	52*	52**
Datum	11.08..2005	02.07.2006	7.07.2007
Fläche [m x m]	5 x 5	5 x 5	5 x 5
Deckung Krautschicht	40	60	100
Deckung Mooschicht	<10	<10	<10
Artenzahl	15	11	7
Art			
<i>Alopecurus geniculatus</i>	+	+	.
<i>Callitriche palustris</i>	+	.	
<i>Elymus repens</i>	+	1	.
<i>Epilobium ciliatum</i>	1	+	.
<i>Holcus lanatus</i>	+	+	.
<i>Juncus acutiflorus</i>	+	.	.
<i>Juncus articulatus</i>	+	1	.
<i>Juncus bufonius</i>	+	+	.
<i>Juncus bulbosus</i>	+	.	.
<i>Juncus effusus</i>	3	3	.
<i>Juncus ranarius</i>	+	.	.
<i>Phalaris arundinacea</i>	+	+	+
<i>Ranunculus repens</i>	1	1	.
<i>Ranunculus sceleratus</i>	+	.	.
<i>Trifolium repens</i>	+	+	.
<i>Agrostis gigantea</i>	.	r	.
<i>Glyceria fluitans</i>	.	.	3
<i>Lemna minor</i>	.	.	r
<i>Lythrum salicaria</i>	.	.	+
<i>Myosotis scorpioides</i>	.	.	1
<i>Peplis portula</i>	.	.	1
<i>Typha latifolia</i>	.	.	3

CHARAKTERISIERUNG DER AKTUELLEN VEGETATION IM GANGELTER BRUCH

Tabelle 22: Vegetationsaufnahmen von drei Sukzessionsstadien auf einer 3 m x 4 m großen Dauerfläche am nördlichen Rand der Abgrabungsfläche D-B (Abb. 28, Aufn.-Nr. 53). Diese Fläche grenzt östlich an die Fläche Nr. 52 an. Die Aufnahmefläche ist eine Sandfläche, die hier über dem Niedermoorboden liegt (Deckungsgrad-Angaben nach Braun-Blanquet, 1964).

Aufnahmenummer	53	53*	53**
Datum	11.08..2005	02.07.2006	7.07.2007
Fläche [m x m]	3 x 4	3 x 4	3 x 4
Deckung Krautschicht	50	70	90
Deckung Moosschicht	<10	<10	<10
Artenzahl	21	16	8
Art			
<i>Alopecurus geniculatus</i>	+	+	+
<i>Callitriche palustris</i>	+	.	.
<i>Cirsium arvense</i>	+	+	+
<i>Epilobium ciliatum</i>	+	+	.
<i>Epilobium hirsutum</i>	+	+	.
<i>Holcus lanatus</i>	+	1	.
<i>Iris pseudacorus</i>	+	1	+
<i>Juncus acutiflorus</i>	+	.	.
<i>Juncus bulbosus</i>	1	.	.
<i>Juncus effusus</i>	+	2	2
<i>Juncus ranarius</i>	+	.	.
<i>Lythrum salicaria</i>	+	+	+
<i>Phalaris arundinacea</i>	+	+	1
<i>Plantago major intermedia</i>	+	.	.
<i>Polygonum aviculare</i>	+	+	.
<i>Elymus repens</i>	.	+	.
<i>Ranunculus flammula</i>	+	.	.
<i>Ranunculus repens</i>	+	.	+
<i>Ranunculus sceleratus</i>	+	.	.
<i>Salix caprea</i>	+	1	.
<i>Trifolium repens</i>	+	1	.
<i>Tussilago farfara</i>	+		.
<i>Agrostis gigantea</i>	.	+	.
<i>Glyceria fluitans</i>	.	+	3
<i>Salix viminalis</i>	.	+	.

CHARAKTERISIERUNG DER AKTUELLEN VEGETATION IM GANGELTER BRUCH

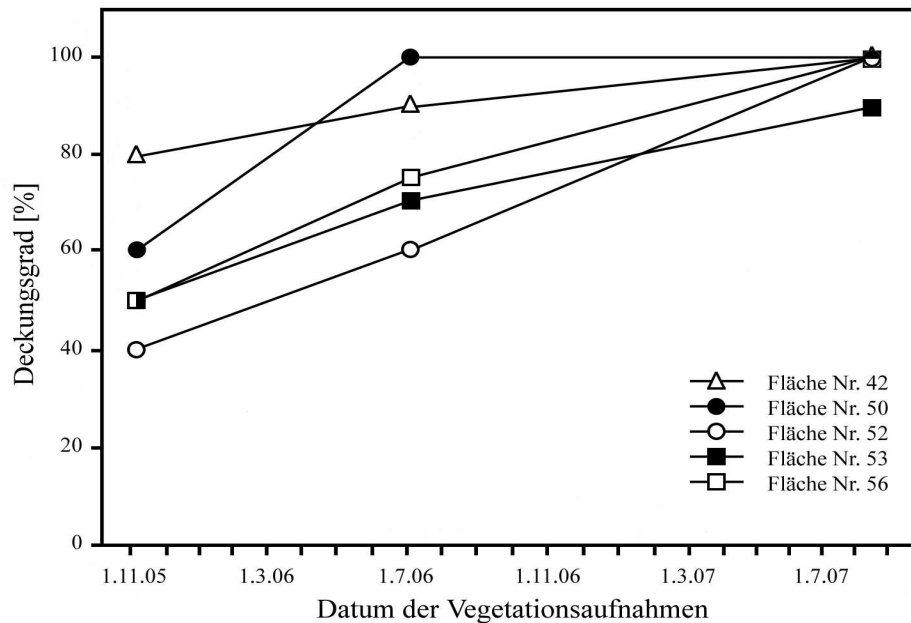


Abbildung 73: Abhängigkeit der Vegetationsbedeckung auf fünf Teilflächen des Untersuchungsgebietes D-B von der Dauer der Wiederbesiedlung. Die Werte vom 1.11.05 zeigen die prozentuale Deckung der Vegetation ca. fünf Monate nach dem Störungsereignis "Abgrabung und Wiedervernässung" auf der Fläche D-B.

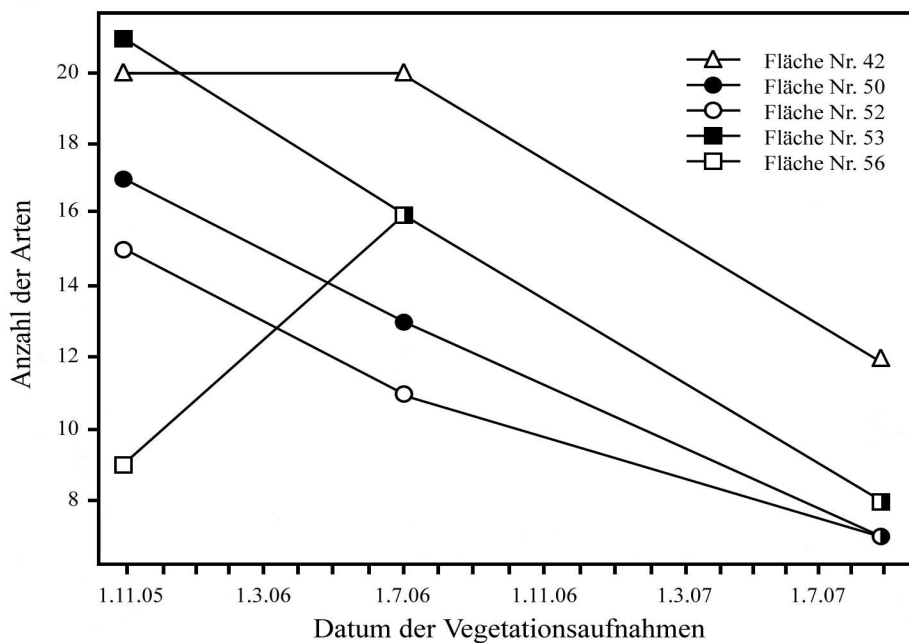


Abbildung 74: Veränderung der Anzahl der Arten auf fünf Teilflächen des Abgrabungsgebietes D-B im Verlauf von drei Jahren. Die Werte vom 1.11.05 geben die Anzahl der auf der Fläche D-B bestimmten Pflanzenarten der Vegetation am Ende der ersten Vegetationsperiode, d.h. ca. fünf Monate nach dem Störungsereignis "Abgrabung und Wiedervernässung" auf der Fläche D-B an.

CHARAKTERISIERUNG DER AKTUELLEN VEGETATION IM GÄNGELTER BRUCH

Die in den Tabellen 18-22 wiedergegebenen Ergebnisse wiederholter Vegetationsaufnahmen von fünf Dauerflächen mit sind in den Graphiken der Abbildungen 73 und 74 weiter ausgewertet worden. Einen klaren Entwicklungstrend zeigt der Deckungsgrad der Gefäßpflanzen auf allen fünf untersuchten Flächen. Er nimmt auf allen Flächen in den beiden ersten Jahren kontinuierlich zu und erreicht schon im dritten Jahr auf vier der untersuchten Flächen einen Wert von 100 %. Das bedeutet, dass diese Flächen am Ende der dritten Vegetationsperiode völlig zugewachsen waren. Lediglich die Fläche Nr. 53 (Tab. 22), die am Rand einer stärker vernässten Stelle lag (siehe Abb. 28 und Foto, Abbildung 71), ist nach drei Jahren noch nicht ganz von der Vegetation bedeckt. Gegenläufig zum Deckungsgrad entwickelt sich die Diversität dieser Flächen. Die Anzahl der Arten geht bei gleichzeitigem Anstieg der Individuenzahlen auf zum Teil auf unter 50 % der anfänglichen Werte zurück (Abb. 74).

In den Abb. 75-77 sind die Veränderungen bezüglich Diasporenbanktyp (Abb. 75 und 77) und ökologischer Strategietyp der Arten (Abb. 76) illustriert.

CHARAKTERISIERUNG DER AKTUELLEN VEGETATION IM GANGELTER BRUCH

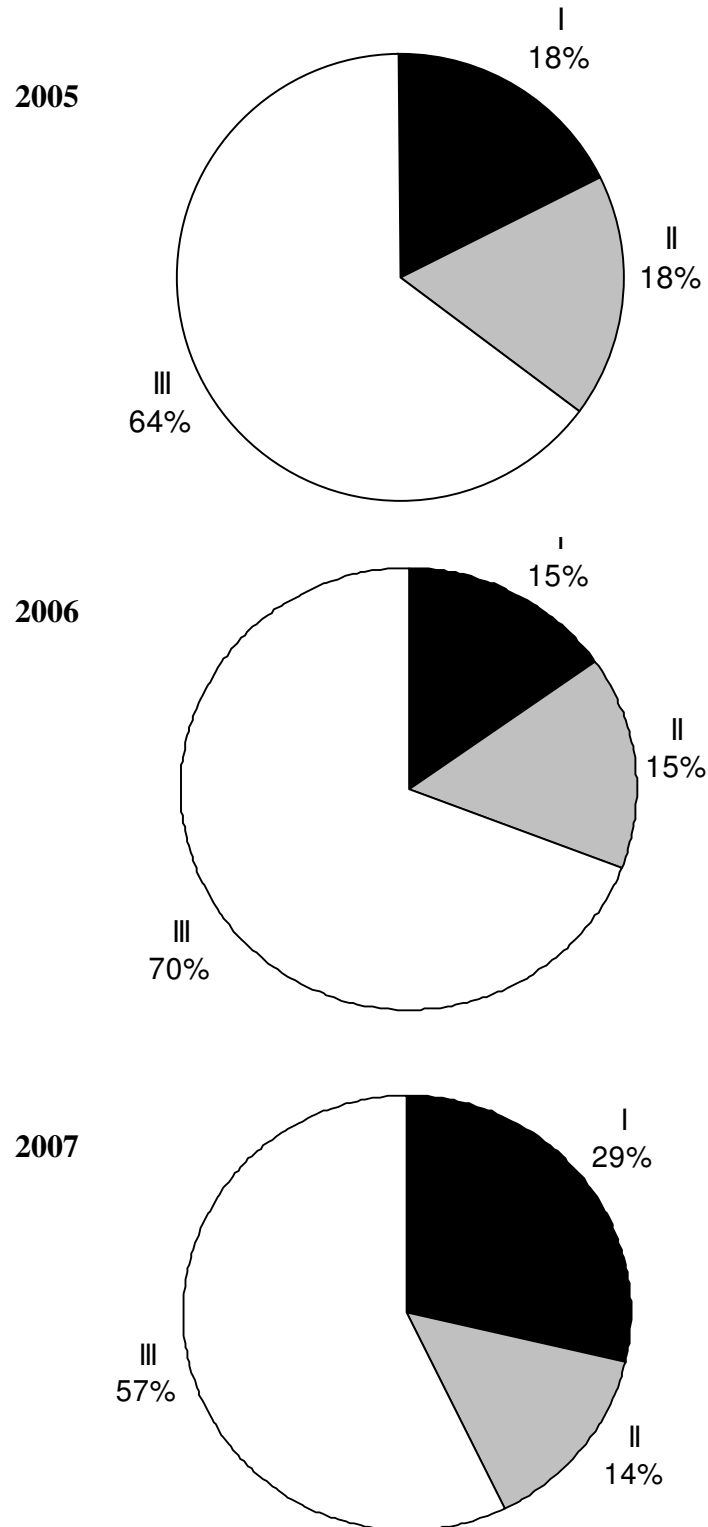


Abbildung 75: Prozentuale Verteilung der Diasporenbanktypen (I = transient, II = short-term-persistent, III = long-term-persistent) nach Thompson et al. (1997) in der stehenden Vegetation auf einer Teilfläche des Abgrabungsgebietes D-B nach den Umgestaltungsmaßnahmen in den drei aufeinanderfolgenden Jahren 2005, 2006 und 2007. Die Anzahl der Arten war 2005 $n = 17$, 2006 $n = 13$, 2007 $n = 7$.

CHARAKTERISIERUNG DER AKTUELLEN VEGETATION IM GANGELTER BRUCH

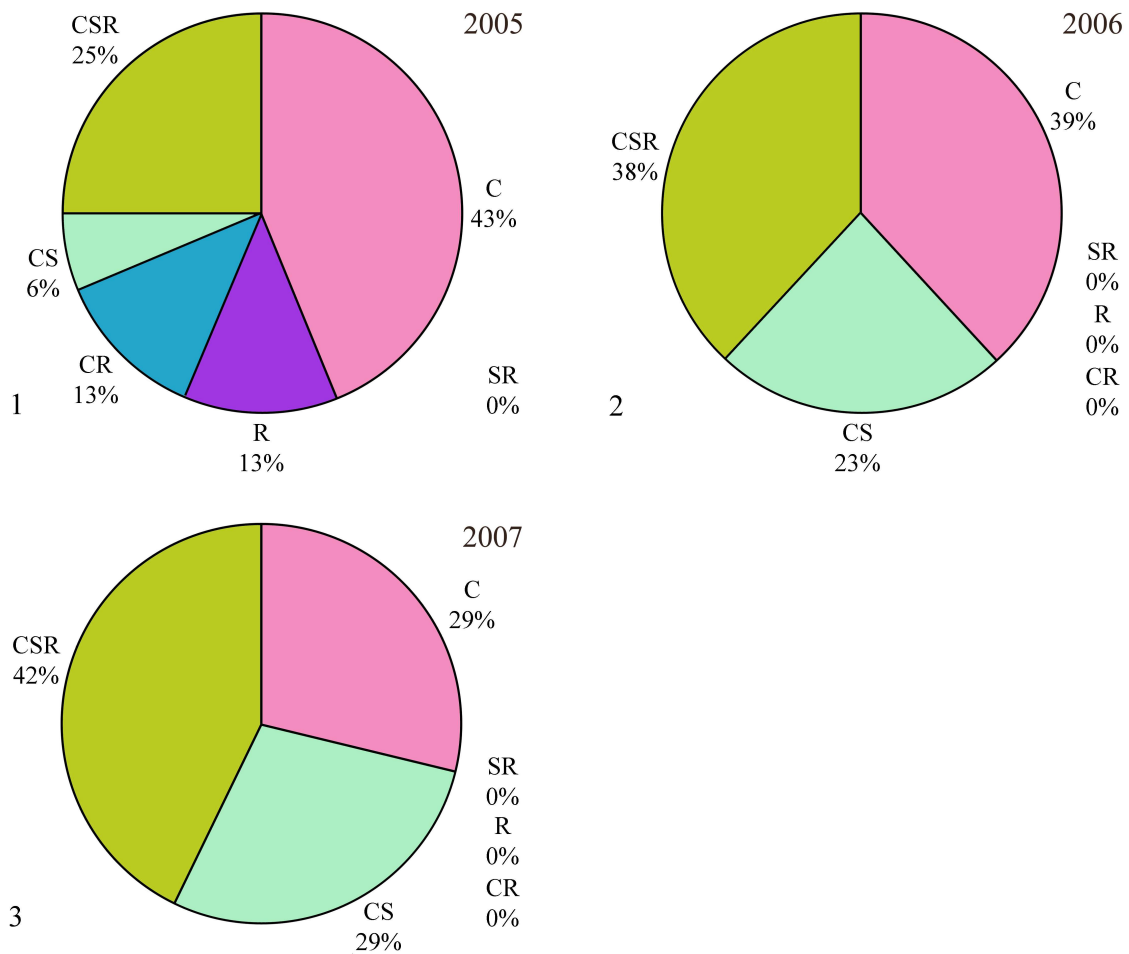


Abbildung 76: Prozentuale Verteilung der ökologischen Strategietypen der Pflanzen nach Grime (1979), in der stehenden Vegetation auf der Teilfläche 50 (vgl. Tab. 15) des Abgrabungsgebietes D-B in den drei aufeinanderfolgenden Jahren 2005, 2006 und 2007 nach den Umgestaltungsmaßnahmen Anfang 2005. Die Anzahl der Arten war 2005 $n = 17$, 2006 $n = 13$, 2007 $n = 7$.

Abkürzungen: C = Konkurrenzstrategie, R = Ruderalstrategie, S = Stressstrategie, CR = Konkurrenz-Ruderalstrategie, CS = Konkurrenz-Stressstrategie, SR = Stress-Ruderalstrategie, CSR = Konkurrenz-Stress-Ruderalstrategie

CHARAKTERISIERUNG DER AKTUELLEN VEGETATION IM GANGELTER BRUCH

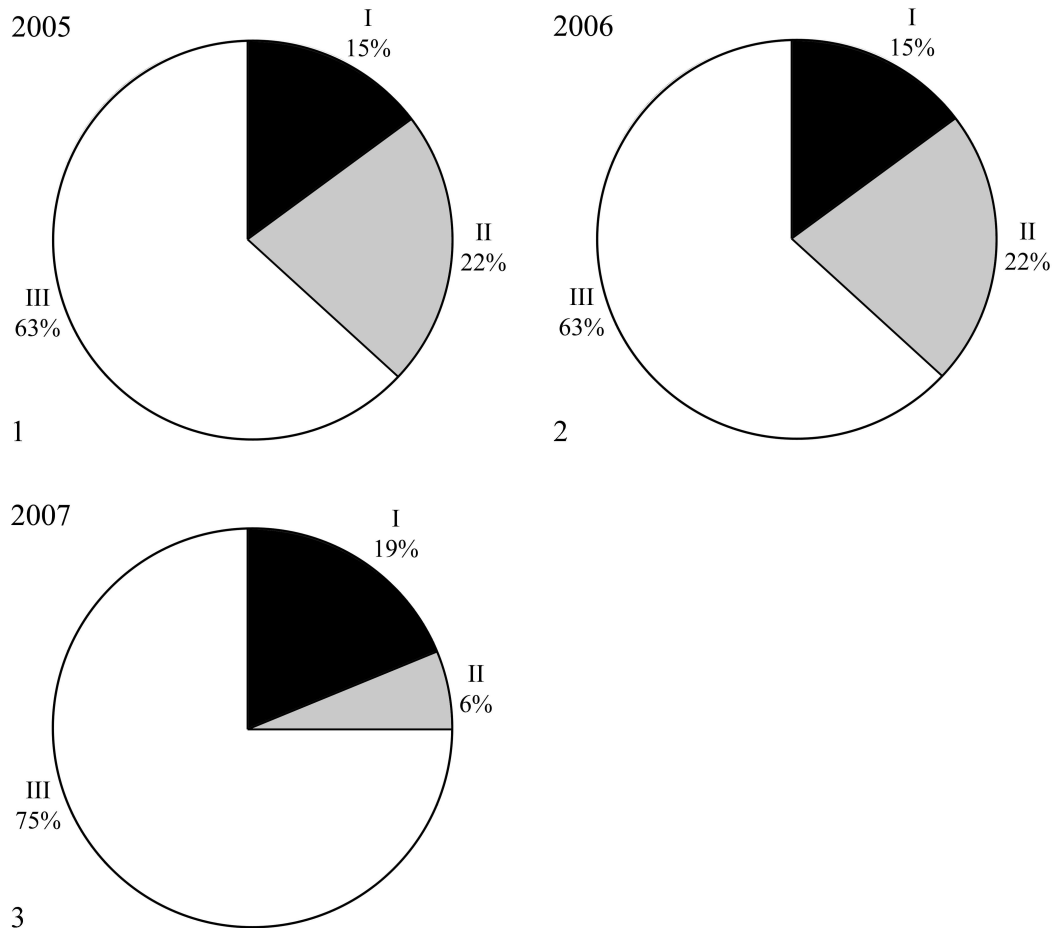


Abbildung 77: Prozentuale Verteilung der Diasporebanktypen (I = transient, II = short-term-persistent, III = long-term-persistent) nach Thompson et al. (1997) in der stehenden Vegetation auf den Teilflächen 50, 52 und 53 (zusammengefasst, Abb. 28) des Abgrabungs-Gebietes D-B in den drei, nach den Abgrabungsmaßnahmen folgenden Jahren 2005, 2006 und 2007. Die Anzahl der Arten war 2005 $n = 27$, 2006 $n = 27$, 2007 $n = 16$.

Die Auswertung der Vegetationsaufnahmen (Nr. 50, 52 und 53 in Abb. 28), die am Rand einer stark vernässten Stelle auf der Fläche D-B gemacht wurden, lässt bezüglich der Zuordnung der stehenden Vegetation der Diasporebanktypen (Abb. 75 und 77) für den Zeitraum von drei aufeinanderfolgenden Jahren keine signifikanten Unterschiede erkennen. Die Arten, die eine Diasporenbank aufbauen, deren Diasporen fünf Jahre und länger im Boden keimfähig bleiben, machen in allen drei Sukzessionsstadien fast zwei Drittel der im Bestand anzutreffenden Arten und mehr aus. Das letzte Drittel ist aufgeteilt auf Arten mit einer transienten oder kurzfristig persistenten Diasporenbank.

Bezüglich der ökologischen Strategietypen der Pflanzen nach Grime (1979) zeigt die Entwicklung auf den Aufnahmeflächen Nummer 50, 52, und 53 (Abb.28) kein einheitliches Bild. Auf der Fläche 50 (Abb. 76) wurden über die drei Jahre hin die Ruderalstrategen verdrängt durch reine Konkurrenzstrategen sowie Mischtypen, die auch stresstolerant sind. Der Stressfaktor ist hier zweifelsohne die Staunässe. Die Aufnahmeflächen lagen am Rande einer verschlammten, seichten Wasserfläche, die auch im Sommer nicht ganz abtrocknete, so dass die Pflanzen sehr langfristig hohe Wassergehalte im Boden erfuhren. Auf den Aufnahmeflächen 52 und 53 konnten sich die reinen Ruderalstrategen auch im dritten Sukzessionsjahr noch mit 14 % behaupten.

Neben den Vegetationsaufnahmen zur Erfassung der ersten Sukzessionsstadien der floristischen Entwicklung auf dem vegetationsfreien Abgrabungshorizont wurden über die Fläche D-B verteilt am 7.7.07, d.h., in der dritten Vegetationsperiode, weitere 10 Vegetationsaufnahmen erstellt. Als Flächen für die Aufnahmen wurden solche ausgewählt, die nicht so stark vernässt waren wie die Aufnahmeflächen Nummer 50, 52 und 53 (Abb.28). Sie repräsentieren den Vegetationsaspekt eines großen Teils der Abgrabungsfläche D-B (Abb.78).

Auf großen Teilen der Fläche D-B waren im dritten Jahr nach den Renaturierungsmaßnahmen *Juncus effusus* und *Typha latifolia* zur Dominanz gelangt (Tab. 23 und 24, Abb.78). *Glyceria fluitans*, *Lotus pedunculatus* und *Juncus articulatus* (Abb. 78, vorderer Bildrand) bildeten größere Bestände. In beiden Transekten konnte sich auch *Phragmites australis* etablieren. *Poa trivialis* und *Urtica dioica*, die in der nordwestlichen Ecke des Abgrabungsgebietes wuchsen, sprechen für eine lokale Eutrophierung (Tab. 23, Aufn.-Nr. 58). *Lemna minor* bildete an verschiedenen Stellen der Fläche D-B Anfang Juli 2007 eine zum Teil recht dichte Wasserlinsendecke am Fuße der zu diesem Zeitpunkt noch im Wasser stehenden Pflanzen. Bis auf die Wasserstelle (Nr. 52 und 53 in Abb.28) trocknete die Fläche D-B im Verlaufe des Sommers 2007 aber ab.

CHARAKTERISIERUNG DER AKTUELLEN VEGETATION IM GANGELTER BRUCH



Abbildung 78: Ein Vegetationsaspekt der Fläche D-B im Juli 2007, im dritten Jahr nach den Wiedervernässungsmaßnahmen (Foto: M. Josephs).

CHARAKTERISIERUNG DER AKTUELLEN VEGETATION IM GANGELTER BRUCH

Tabelle 23: Vegetationslisten mit Dominanz-Angaben eines aus sechs Teilflächen bestehenden Transektes, welches in Nord-Südrichtung vom nördlichen Rand des Gebietes D-B bis zur Flächenmitte verläuft. Das Transekt liegt etwa auf der Höhe der Bodenprobenprofile D-B6 (Abb. 28, Deckungsgrad-Angaben nach Braun-Blanquet, 1964).

Aufnahmenummer	57,1	57	58	43	44	45
Datum	7.7.07	7.7.07	7.7.07	7.7.07	7.7.07	7.7.07
Fläche [m x m]	10 x 10	10 x 10	10 x 10	10 x 10	10 x 10	10 x 10
Deckung Krautschicht [%]	100	100	100	100	100	100
Deckung Moosschicht [%]	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Artenzahl	12	11	9	10	8	8
<i>Juncus effusus</i>	5	4	+	4	4	3
<i>Juncus articulatus</i>	1	2	1	1	1	1
<i>Glyceria fluitans</i>	1	1	.	1	1	2
<i>Cirsium palustre</i>	.	+	+	r	r	+
<i>Lotus pedunculatus</i>	2	3	.	2	+	.
<i>Phragmites australis</i>	1	1	.	+	.	+
<i>Typha latifolia</i>	.	2	.	1	.	3
<i>Lycopus europaeus</i>	+	.	+	1	+	.
<i>Epilobium hirsutum</i>	1	1	.	.	.	+
<i>Lythrum salicaria</i>	.	+	.	.	r	.
<i>Poa trivialis</i>	.	.	1	.	.	.
<i>Urtica dioica</i>	.	.	1	.	.	.
<i>Angelica sylvestris</i>	.	.	+	.	.	.
<i>Agrostis gigantea</i>	+	.	.	.	.	.
<i>Heracleum sphondylium</i>	.	.	r	.	.	.
<i>Ranunculus repens</i>	r	.	.	.	.	.
<i>Salix caprea</i>	+	.	1	r	r	r
<i>Salix viminalis</i>	+	2	.	.	.	.
<i>Lemna minor</i>	+	1	.	r	.	.

CHARAKTERISIERUNG DER AKTUELLEN VEGETATION IM GANGELTER BRUCH

Tabelle 24: Vegetationsaufnahmen eines aus vier Teilflächen bestehenden Transektes, welches in West-Ostrichtung am nördlichen Rand des Gebietes D-B entlang verlief (Abb. 28, Deckungsgrad-Angaben nach Braun-Blanquet, 1964).

Aufnahmenummer	46	47	48	49
Datum	7.7.07	7.7.07	7.7.07	7.7.07
Fläche [m x m]	10 x 10	10 x 10	10 x 10	10 x 10
Deckung Krautschicht	100	100	100	100
Deckung Moosschicht	<10	<10	<10	<10
Artenzahl	12	11	12	11
Art				
<i>Typha latifolia</i>	4	2	2	2
<i>Lotus pedunculatus</i>	1	2	2	2
<i>Glyceria fluitans</i>	+	1	2	2
<i>Phragmites australis</i>	+	1	1	1
<i>Epilobium hirsutum</i>	+	1	1	1
<i>Lycopus europaeus</i>	+	+	+	+
<i>Juncus effusus</i>		5	5	5
<i>Juncus articulatus</i>	.	1	1	2
<i>Ranunculus flammula</i>	.	r	r	.
<i>Alopecurus geniculatus</i>	+	.	r	+
<i>Hypericum perforatum</i>	+	.	.	.
<i>Lythrum salicaria</i>	+	.	.	.
<i>Galium palustre</i>	r	.	.	.
<i>Salix caprea</i>	.	+	+	+
<i>Salix viminalis</i>	r	.		.
<i>Lemna minor</i>	4	3	3	2

Für die in Tabelle 23 und 24 zusammengestellten Aufnahmen ergeben sich Differenzierungen der Arten nach Strategietyp, Diasporenbanktyp und Lebensformen. Das Diagramm Abb. 79 macht deutlich, dass zwei Drittel der Arten dem persistenten Diasporenbanktyp angehören, nur 10 % keine perennierenden Samen oder Früchte produzieren.

Drei Jahre nach den Renaturierungsmaßnahmen war die Fläche D-B zu einem Drittel bewachsen mit Pflanzenarten, die nach Grime (1979) reine Konkurrenzstrategen sind. Mehr als die Hälfte aller im Sommer 2007 auf den Aufnahmeflächen 43-49 und 57-58 bestimmten Arten (Abb. 28, Tab. 23 und 24) gehörten zu einem gemischten Strategietyp mit Konkurrenzanteil. Etwas geringer waren die Anteile der Arten, die zu einem gemischten Ruderaltyp zu stellen sind. Mit nur 10 % waren die reinen Ruderalstrategen vertreten (Abb. 80). Die Fläche D-B war nach drei Jahren zu über 50 % durch Hemikryptophyten und nur zu 18 % durch Annuelle besiedelt. Die Bäume und Sträucher waren nur mit geringen Anteilen vertreten.

CHARAKTERISIERUNG DER AKTUELLEN VEGETATION IM GANGELTER BRUCH

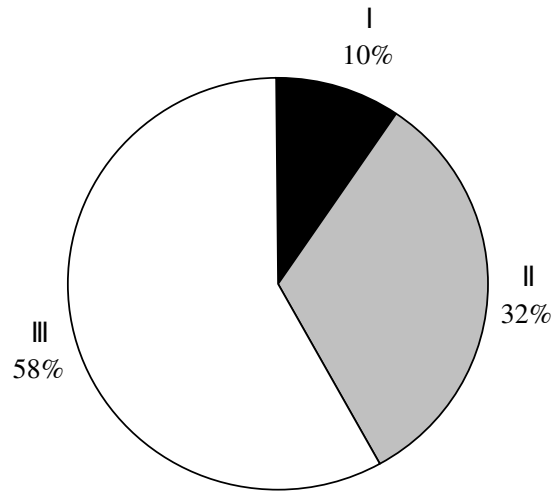


Abbildung 79: Prozentuale Zuordnung zu Diasporenbanktypen der auf der abgegrabenen Fläche D-B drei Jahre nach den Umgestaltungsmaßnahmen stockenden Vegetation. Dem Diagramm in Abb. 79 liegen zehn Vegetationsaufnahmen zugrunde (43-49 und 57-58, die auf der Fläche D-B am 7.07.2007 erstellt wurden (Tab.23 und 24). Die Anzahl der Arten war $n = 62$, die Diasporenbanktypen nach Thompson et al. (1997) sind I = transient, II = short-term-persistent, III = long-term-persistent.

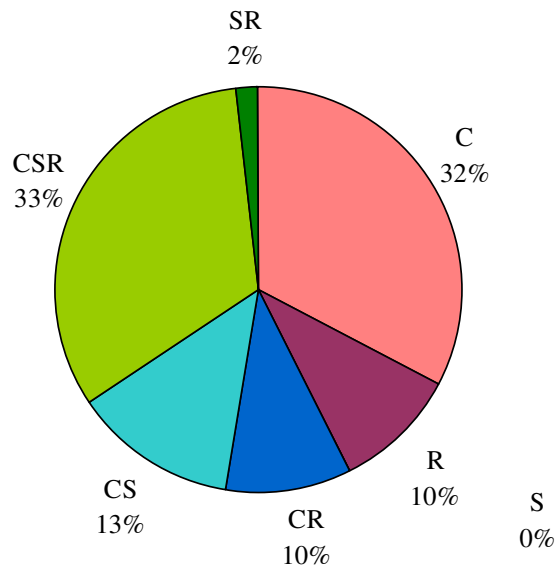


Abbildung 80: Prozentuale Verteilung der ökologischen Strategietypen der Pflanzen nach Grime (1979) auf der abgegrabenen Fläche D-B drei Jahre nach den Umgestaltungsmaßnahmen. Dem Diagramm liegen die Ergebnisse der zehn Vegetationsaufnahmen 43-49 und 57-58 (Tab. 23 und 24), die auf der Fläche D-B am 7.07.2007 erstellt wurden, zugrunde. Die Anzahl der Arten war $n = 62$.

Abkürzungen: C = Konkurrenzstrategie, R = Ruderalstrategie, S = Stressstrategie, CR = Konkurrenz-Ruderalstrategie, CS = Konkurrenz-Stressstrategie, SR = Stress-Ruderalstrategie, CSR = Konkurrenz-Stress-Ruderalstrategie.

CHARAKTERISIERUNG DER AKTUELLEN VEGETATION IM GANGELTER BRUCH

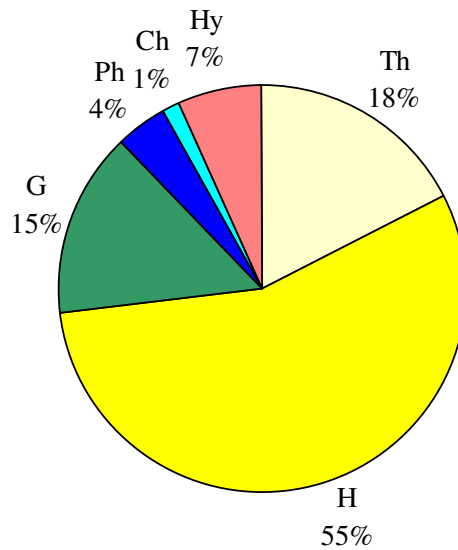


Abbildung 81: Spektrum der Lebensform-Typen nach Raunkiaer (1937). Artenzuordnung entnommen der Datenbank BiolFlor 2007. Dem Diagramm liegen die Ergebnisse aus den Vegetationsaufnahmen, die auf der Fläche D-B am 7.07.2007 erstellt wurden, zugrunde (Tab.23 und 24). Die Anzahl der Arten war $n = 62$. Abkürzungen: Ph = Phanerophyt, Ch = Chamaephyt, H = Hemikryptophyt, G = Geophyt, Hy = Hydrophyt und Th = Therophyt.

4.3.2.2 Die floristische Entwicklung auf der Fläche D-A



Abbildung 82: Die stark vernässte Fläche D-A im Spätsommer 2005 mit einer nitrophilen Saumgesellschaft am nördlichen Rand. Man blickt nach Osten. Im Hintergrund ist die Fläche D-B zu erkennen. Foto: M. Josephs, 11.08.2005.

CHARAKTERISIERUNG DER AKTUELLEN VEGETATION IM GANGELTER BRUCH

Auf der Anfang Mai abgegrabenen und wiedervernässten Fläche D-A (siehe Abb. 2 und Abb. 82) wurden im August 2007 insgesamt 23 Vegetationsaufnahmen erstellt. In Abhängigkeit von der Jahreszeit war die Fläche zum Teil mit Wasser überstaut. So befanden sich auf ihrer Mitte im Frühsommer 2007 offene Wasserstellen, die bis in den August hinein nicht ganz abtrockneten. Der östliche Rand der Abgrabungsfläche D-A wird durch eine schmale Holzbrücke begrenzt, die es den Fußgängern und Fahrradfahrern jetzt möglich macht, diese bis kurz vor den Abgrabungsmaßnahmen noch sumpfige Stelle trockenen Fußes zu durchqueren,. An dieser Holzbrücke beginnt sich ein Großseggenried zu entwickeln (Tab. 27-32 und Abb. 82). Die drei anderen Ränder der Fläche D-A leiten über zu Restbeständen der hier vor den Renaturierungsmaßnahmen existierenden Grünlandflächen (Tab. 33) Am nördlich gelegenen Rand hatte sich schon vor der Abgrabung eine nitrophile Saumgesellschaft mit einem großen *Urtica dioica*- Bestand entwickelt (Tab. 26 und Abb. 82). Zum Teil war der ca. 7 m breite nicht von der Abgrabung erfasste Rand bewachsen mit *Cirsium arvense*, *Cirsium palustre* und *Eupatorium cannabinum*. Der südliche Flächenrand, abgebildet auf dem Foto in Abbildung 83, zeigt deutlich den Übergang (Tab. 32 und 33) zum nicht abgegrabenen Flächenteil. Im Westen (nach rechts) geht die Abgrabungsfläche über in feuchtes, extensiv genutztes Grünland (Abb. 13).



Abbildung 83: Südlicher Rand der Abgrabungsfläche D-A mit angrenzender, nicht abgegrabener Grünlandfläche. Foto M. Josephs, 6.05.2005

a: Nördlich gelegener Teil der Abgrabungsfläche, Vegetationsaufnahmen Tabelle 20 und 21 (Abb.27)

Die Aufnahmeflächen für die Vegetationsaufnahmen Nr. 35-37 (Tab. 25) lagen am nördlichen Abgrabungsrand, im Übergangsbereich zu dem nicht veränderten Flächenrand. Die Vegetation in einer 4 mal 4 m großen Fläche wurde hier in vier aufeinander folgenden Jahren protokolliert. Auf den Flächen Nr. 36 und 37, westlich an Nr. 35 angrenzend, wurde jeweils eine Aufnahme im Sommer 2007 erstellt. Im Sommer 2007 und 2008 grenzten diese drei Flächen an eine relativ große, offene Wasserstelle im östlich gelegenen Bereich der Untersuchungsfläche D-A an. Auch auf dem Boden dieses Abgrabungsteiles ist eine mit den Befunden auf dem weiter östlich gelegenen Abgrabungsgebiet D-B vergleichbare Entwicklung der Sukzessionsflächen zu konstatieren. Eine Zunahme des Deckungsgrades war verbunden mit einer signifikanten Abnahme der Diversität. Im vierten Entwicklungsjahr konnten gerade noch ein Drittel der Arten der Erstbesiedlung festgestellt werden. Auch auf den benachbarten Flächen stellten sich relativ artenarme Pflanzenbestände ein. Insgesamt entwickelten sich Dominanzbestände von *Juncus effusus*, vergesellschaftet mit weiteren Feuchtgrünlandarten, wie *Holcus lanatus* und *Lotus pedunculatus*. Eingestreut waren noch Röhrichtarten wie *Phalaris arundinacea* und *Lycopus europaeus*. Auf den Randflächen Nr. 36, Nr.37 und deren Umgebung hatte sich im Sommer 2007 ein 5 x 8 m großer Bestand an *Hydrocotyle vulgaris* entwickelt. Die frisch grünen Pflanzen wuchsen in die angrenzende Wasserfläche hinein und am Rand der Abgrabung hoch. Die Wasserstelle selber zeigte einen lückigen Bewuchs an jungen *Typha latifolia* und *Alisma plantago-aquatica* Pflanzen. Im darauffolgenden Jahr hatte sich die Situation nur dahingehend verändert, dass die Wasserfläche stärker zugewachsen war.

Die Vegetationsaufnahme Nr. 22 (Abb. 27, Tab. 26) wurde auf einem Flächenstreifen am nordöstlichen Flächenrand im Übergangsbereich zu einem nicht von der Abgrabung erfassten Flächenrest erstellt. Sie charakterisiert die für diesen Grenzbereich typische nitrophile Staudenflur.

CHARAKTERISIERUNG DER AKTUELLEN VEGETATION IM GANGELTER BRUCH

Tabelle 25: Vegetationsaufnahmen von zwei am nördlichen Rand der Fläche D-A gelegenen Aufnahmeflächen (Deckungsgrad-Angaben nach Braun-Blanquet, 1964).

Aufnahmenummer	35	35*	35**	35***	36	37
Datum	11.08.2005	02.07.2006	19.08.2007	19.07.2008	19.08.2007	19.08.2007
Fläche [m x m]	4 x 4	4 x 4	4 x 4	4 x 4	4 x 1	3 x 5
Deckung Krautschicht [%]	50	70	100	100	100	100
Deckung Baumschicht	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Artenzahl	24	16	14	10	14	8
Arten						
<i>Agrostis gigantea</i>	+	+	.	.	.	.
<i>Alnus glutinosa</i>	.	.	+	.	.	.
<i>Alopecurus geniculatus</i>	+	.	.	.	+	.
<i>Angelica palustris</i>	.	.	.	.	+	.
<i>Capsella bursa pastoris</i>	+	.	.	.	.	.
<i>Carex spec.</i>	+	.	.	.	.	.
<i>Cerastium holsteoides</i>	r	.	.	.	.	.
<i>Cirsium arvense</i>		.	+	.	+	.
<i>Cirsium palustre</i>	r	r	.	+	.	+
<i>Epilobium ciliatum</i>	+	.	.	1	+	+
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	r	.	.	.	.	.
<i>Heracleum sphondylium</i>	.	.	.	1	.	.
<i>Holcus lanatus</i>	+	+	+	x	+	.
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	.	.	1	.	1	4
<i>Juncus articulatus</i>	+	+	.	.	.	.
<i>Juncus bufonius</i>	+	+	.	.	.	.
<i>Juncus bulbosus</i>	.	.	+	.	+	1
<i>Juncus effusus</i>	+	3	4	3	3	3
<i>Linaria vulgaris</i>	+	+	.	1	1	.
<i>Lotus pedunculatus</i>	+	+	+	1	1	2
<i>Lycopus europaeus</i>	.	.	1	.	1	.
<i>Lythrum salicaria</i>	.	+	+	.	+	.
<i>Myosotis scorpioides</i>	.	+	1	.	.	.
<i>Poa annua</i>	+	.	.	.	.	.
<i>Phalaris arundinacea</i>	.	.	+	+	.	.
<i>Persicaria hydropiper</i>	+	.	.	.	.	.
<i>Persicaria lapathifolia</i>	+	.	.	.	.	.
<i>Persicaria minus</i>	+	.	.	.	.	.
<i>Persicaria maculosa</i>	+	.	.	.	.	.
<i>Sonchus asper</i>	.	.	.	.	.	.
<i>Populus tremula</i>	r	.	.	.	.	.
<i>Ranunculus repens</i>	.	+	+	+	.	.
<i>Rorippa palustris</i>	.	+	.	.	.	.
<i>Salix caprea</i>	+	+	+	.	1	+
<i>Salix viminalis</i>	+	+	+	.	.	.
<i>Trifolium repens</i>	+	+	.	.	.	.

Tabelle 26: Vegetationsaufnahme vom nordöstlichen Flächenrand der Fläche D-A (Deckungsgrad-Angaben nach Braun-Blanquet, 1964).

Aufnahmenummer	22
Datum	19.08.2007
Fläche[m x m]	5 x 10
Deckung Krautschicht [%]	100
Artenzahl	9
<i>Cirsium arvense</i>	1
<i>Galeopsis tetrahit</i>	+
<i>Galium aparine</i>	2
<i>Heracleum sphondylium</i>	1
<i>Lotus pedunculatus</i>	+
<i>Lycopus europaeus</i>	1
<i>Phragmites australis</i>	1
<i>Symphytum officinale</i>	+
<i>Urtica dioica</i>	5

b. Östlicher Teil der Untersuchungsfläche D-A, Vegetationsaufnahmen Tabellen 27-30 (Abb. 27)

Die Vegetationsaufnahmen der Tabellen 27-30 (Abb. 27) liegen am östlichen Rand der Abgrabungsfläche unterhalb eines Brückchens, welches eine Furt (Übergang „Grüne Grenze“) von den Niederlanden nach Deutschland kennzeichnet und die beiden Untersuchungsflächen D-A und Fläche D-B trennt (Abb. 2). Ausgehend von Resten eines hier vor den Abgrabungsmaßnahmen vorhandenen Vegetation hat sich ein Röhricht entwickelt, in dem vor allem *Phragmites australis* und *Typha latifolia* dominierend sind. Auf den am Brückenrand gelegenen Aufnahmeflächen (Abb.27, Aufn.-Nr. 15, 16 und 18) wurden im dritten Jahr nach den Abgrabungsmaßnahmen größere Bestände von *Phalaris arundinacea*, *Lythrum salicaria*, *Myosotis scorpioides*, *Cirsium palustre*, *Epilobium ciliatum* und *Sparganium erectum* festgestellt. Eingestreut waren noch weitere Arten eines Phalaridetum arundinaceae, wie *Galium palustre*, *Lysimachia vulgaris*, *Lycopus europaeus*, *Ranunculus repens* und *Persicaria maculosa*. Auf der Fläche 16 (Abb. 27) wurden in allen drei Jahren nach den Abgrabungsmaßnahmen die Krötenbinse *Juncus bufonius* angetroffen. Das stark vernässte und auch im Sommer nicht abtrocknende Areal geht nach Westen hin über in eine Wasserfläche in deren Randbereich im Spätsommer 2007 neben den genannten Röhrichtarten die Arten *Alopecurus geniculatus*, *Alisma plantago-aquatica* und *Scutellaria galericulata* in beachtenswerte Anteilen vertreten waren (Abb. 27 und Tab.31 Aufn.-Nr. 20 und 21). Auf den offenen Wasserflächen schwammen *Lemna minor* und *Callitriche palustris* (Tab 27-32).

CHARAKTERISIERUNG DER AKTUELLEN VEGETATION IM GANGELTER BRUCH

Tabelle 27: Vegetationsfläche 15 (Abb. 27) vom östlichen Rand der Abgrabungsfläche D-A in den drei Anfangsjahren der Sukzession nach Abgrabung (Deckungsgrad-Angaben nach Braun-Blanquet, 1964).

Aufnahmenummer	15	15*	15**
Datum	11.08.2005	02.07.2006	19.08.2007
Fläche [m x m]	3 x 3	3 x 3	3 x 3
Deckung Krautschicht [%]	40	60	80
Artenzahl	18	16	17
<i>Agrostis gigantea</i>	.	+	+
<i>Alisma plantago- aquatica</i>	r	1	1
<i>Alopecurus geniculatus</i>	+	+	+
<i>Callitriche palustris</i>	1	r	+
<i>Cirsium palustre</i>	r	.	.
<i>Equisetum palustre</i>	+	.	+
<i>Galium palustre</i>	+	r	+
<i>Juncus bufonius</i>	1	.	.
<i>Juncus effusus</i>	1	1	1
<i>Lemna minor</i>	.	1	2
<i>Lycopus europaeus</i>	+	+	+
<i>Lythrum salicaria</i>	+	1	1
<i>Mentha aquatica</i>	r	.	.
<i>Myosotis scorpioides</i>	+	1	1
<i>Phragmites australis</i>	1	2	2
<i>Persicaria maculosa</i>	+	+	+
<i>Ranunculus repens</i>	.	+	+
<i>Ranunculus sceleratus</i>	+	+	+
<i>Rorippa palustris</i>	+	.	.
<i>Salix viminalis</i>	+	.	.
<i>Sparganium erectum</i>	+	1	1
<i>Typha latifolia</i>	.	1	1

CHARAKTERISIERUNG DER AKTUELLEN VEGETATION IM GANGELTER BRUCH

Tabelle 28: Vegetationsaufnahmen vom östlichen Abgrabungsrand der Fläche D-A (Abb. 27) (Deckungsgrad-Angaben nach Braun-Blanquet, 1964).

Aufnahmenummer	16	16*	16**
Datum	11.08.2005	02.07.2006	19.08.2007
Fläche [m x m]	3 x 6	3 x 6	3 x 6
Deckung Krautschicht [%]	60	65	90
Deckung Moosschicht [%]	< 10	< 10	< 10
Artenzahl	17	26	18
<i>Agrostis gigantea</i>	-	+	1
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	-	1	+
<i>Alopecurus geniculatus</i>	+	+	+
<i>Callitriche palustris</i>	1	+	.
<i>Equisetum palustre</i>	+	1	1
<i>Galium palustre</i>	.	r	r
<i>Juncus articulatus</i>	.	+	1
<i>Juncus bufonius</i>	+	+	+
<i>Juncus effusus</i>	1	1	1
<i>Lemna minor</i>	.	1	1
<i>Lycopus europaeus</i>	+	1	+
<i>Lysimachia vulgaris</i>	+	+	+
<i>Lythrum salicaria</i>	1	2	1
<i>Myosotis scorpioides</i>	+	+	+
<i>Phalaris arundinacea</i>		+	1
<i>Phragmites australis</i>	1	2	3
<i>Plantago major</i>	.	r	.
<i>Persicaria lapathifolia</i>	+	.	.
<i>Persicaria maculosa</i>	+	r	.
<i>Ranunculus repens</i>	+	r	+
<i>Ranunculus sceleratus</i>	+	+	.
<i>Rorippa palustris</i>	.	+	.
<i>Rubus spec.</i>	.	+	.
<i>Rumex obtusifolius</i>	.	+	.
<i>Salix viminalis</i>	+	.	.
<i>Sparganium erectum</i>	+	+	+
<i>Stellaria media</i>	.	r.	.
<i>Typha latifolia</i>	+	1	1

CHARAKTERISIERUNG DER AKTUELLEN VEGETATION IM GANGELTER BRUCH

Tabelle 29: Vegetationsaufnahmen vom östlichen Rand der Abgrabungsfläche D-A (Abb. 27, (Deckungsgrad-Angaben nach Braun-Blanquet, 1964).

Aufnahmenummer	18	18*	18**
Datum	11.08.2005	02.07.2006	19.08.2007
Fläche[m x m]	3 x 6	3 x 6	3 x 6
Deckung Krautschicht [%]	60	90	90
Deckung Moosschicht [%]	< 10	< 10	<10
Artenzahl	26	18	13
<i>Alopecurus geniculatus</i>	+	+	+
<i>Arrhenaterum elatius</i>	+	.	.
<i>Bidens tripartita</i>	+	r	.
<i>Capsella bursa pastoris</i>	+	.	.
<i>Chenopodium polyspermum</i>	+	+	.
<i>Cirsium palustre</i>	+	1	1
<i>Epilobium ciliatum</i>	+	+	1
<i>Epilobium hirsutum</i>	r	.	.
<i>Equisetum palustre</i>	+	+	+
<i>Galinsoga ciliata</i>	r	.	.
<i>Glechoma hederacea</i>	+	r	.
<i>Linaria vulgaris</i>	r	.	.
<i>Lysimachia vulgaris</i>	+	+	+
<i>Lythrum salicaria</i>	+	+	+
<i>Panicum miliaceum</i>	+	.	.
<i>Phalaris arundinacea</i>	+	+	1
<i>Phragmites australis</i>	1	3	3
<i>Persicaria hydropiper</i>	+	+	+
<i>Persicaria lapathifolium</i>	1	.	.
<i>Persicaria maculosa</i>	2	1	.
<i>Rorippa palustris</i>	+	.	.
<i>Rubus spec.</i>	r	r	r
<i>Salix viminalis</i>	+	+	+
<i>Scrophularia nodosa</i>	+	+	+
<i>Sonchus asper</i>	+	+	.
<i>Urtica dioica</i>	+	+	+

CHARAKTERISIERUNG DER AKTUELLEN VEGETATION IM GANGELTER BRUCH

Tabelle 30: Vegetationsaufnahmen vom östlichen Rand der Abgrabungsfläche D-A (Abb. 27, Deckungsgrad-Angaben nach Braun-Blanquet, 1964).

Aufnahmenummer	16	16*	16**
Datum	11.08.2005	02.07.2006	19.08.2007
Fläche[m x m]	2 x 6	2 x 6	2 x 6
Deckung Krautschicht [%]	80	100	100
Deckung Moosschicht [%]	< 10	<10	<10
Artenzahl	11	11	9
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	+	+	.
<i>Alopecurus geniculatus</i>	+	+	+
<i>Callitriche palustris</i>	+	+	+
<i>Equisetum palustre</i>	+	1	+
<i>Juncus effusus</i>	+	+	1
<i>Lycopus europaeus</i>	+	+	+
<i>Lythrum salicaria</i>	+	+	1
<i>Myosotis scorpioides</i>	+	+	+
<i>Phragmites australis</i>	4	4	4
<i>Salix viminalis</i>	+	+	.
<i>Typha latifolia</i>	+	2	3

Tabelle 31: Vegetationsaufnahmen vom östlichen Rand der Abgrabungsfläche D-A (Deckungsgrad-Angaben nach Braun-Blanquet, 1964).

Aufnahmenummer	20	21
Datum	19.08.2007	19.08.2007
Fläche[m x m]	5 x 5	5 x 10
Deckung Krautschicht [%]	40	30
Deckung Moosschicht [%]	<10	<10
Artenzahl	6	9
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	.	1
<i>Alopecurus geniculatus</i>	.	2
<i>Galeopsis tetrahit</i>	.	+
<i>Juncus effusus</i>	+	+
<i>Lemna minor</i>	.	1
<i>Lycopus europaeus</i>	2	.
<i>Lythrum salicaria</i>	.	r
<i>Myosotis scorpioides</i>	1	.
<i>Phragmites australis</i>	1	.
<i>Persicaria hydropiper</i>	.	+
<i>Salix caprea</i>	.	1
<i>Scutellaria galericulata</i>	1	.

c: Südlicher Rand der Fläche D-A, Vegetationsaufnahmen, Tabellen 32 und 33 (Abb. 27)

Die Aufnahmeflächen für die Vegetationsaufnahmen Nr. 23, 25 und 26 (Abb. 27) lagen am südlichen Abgrabungsrand. Die Vegetation einer 3 mal 7 m großen Fläche, die am Rande eines die Fläche D-A begrenzenden Gebüschsaumes lag, wurde in drei aufeinanderfolgenden Jahren protokolliert. Der Artenbestand in diesem durch Artenarmut gekennzeichneten Übergangsbereich zu dem nicht veränderten Flächenrand hat sich im Verlaufe der drei Beobachtungsjahre kaum verändert (Veg. Aufn. 23 in Tab. 32). Neben *Phragmites australis* bestimmten hier Arten nitrophiler Uferstauden- und Saumgesellschaften, wie *Angelica sylvestris*, *Cirsium arvense* und *Urtica dioica* den floristischen Aspekt. Im Aufwuchs der Flächen Nr. 25 und 26, auf denen jeweils eine Aufnahme im Sommer 2007 erstellt wurde, traten verschiedene Arten der benachbarten Feuchtwiesen auf, wie *Juncus effusus*, *Urtica dioica*, *Ranunculus repens*, *Festuca rubra* und *Holcus lanatus*.

Tabelle 32: Vegetationsaufnahmen vom südlichen Rand der Fläche D-A (Deckungsgrad-Angaben nach Braun-Blanquet, 1964).

Aufnahmenummer	23	23*	23**	25	26
Datum	11.08.2005	02.07.2006	19.08.2007	19.08.2007	19.08.2007
Fläche [m x m]	3 x 7	3 x 7	3 x 7	4 x 4	4 x 4
Deckung Krautschicht [%]	100	60	100	20	90
Deckung Moosschicht [%]	< 1	< 1	<1	<1	<1
Artenzahl	6	6	6	8	9
<i>Angelica sylvestris</i>	+	+	1	.	.
<i>Cirsium arvense</i>	3	3	1	.	.
<i>Cirsium palustre</i>	1	1	3	.	.
<i>Epilobium ciliatum</i>	.	.	.	.	+
<i>Festuca rubra</i>	.	.	.	.	+
<i>Holcus lanatus</i>	.	.	.	+	.
<i>Juncus effusus</i>	.	.	.	2	1
<i>Lemna minor</i>	.	.	.	r	+
<i>Lycopus europaeus</i>	.	.	.	+	+
<i>Lythrum salicaria</i>	+	+	1	.	.
<i>Phalaris arundinacea</i>	.	.	.	.	+
<i>Phragmites australis</i>	4	4	4	.	.
<i>Ranunculus repens</i>	.	.	.	+	r
<i>Ranunculus sceleratus</i>	.	.	.	r	r
<i>Salix caprea</i>	.	.	.	+	.
<i>Trifolium repens</i>	.	.	.	r	.
<i>Urtica dioica</i>	3	4	3	.	2

CHARAKTERISIERUNG DER AKTUELLEN VEGETATION IM GANGELTER BRUCH

Tabelle 33: Vegetationsaufnahmen eines Transektes (Nr. 28-32) bestehend aus fünf Teilflächen des Abgrabungsbereiches D-A (Abb.27). Aufnahmen 2005 und 2007 im Spätsommer bzw. Frühherbst 2007 (Deckungsgrad-Angaben nach Braun-Blanquet, 1964).

Aufnahmenummer	32	32*	31	31*	30	30*	29	29*	28	28*
Datum	31. 10. 2005	11. 8. 2007	31. 10. 2005	11. 8. 2007	31. 10. 2005	11. 8. 2007	31. 10. 2005	11. 8. 2007	31. 10. 2005	11. 8. 2007
Fläche [m x m]	4 x 4	4 x 4	4 x 4	4 x 4	4 x 4	4 x 4	4 x 4	4 x 4	4 x 4	4 x 4
Deckung Krautschicht [%]	35	100	30	80	40	90	30	90	70	100
Deckung Moosschicht [%]	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Artenzahl	14	6	14	5	14	5	11	8	14	6
<i>Alnus glutinosa</i>	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.
<i>Angelica sylvestris</i>	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Alopecurus geniculatus</i>	+	.	.	+	+	1	+	.	.	.
<i>Carex ovalis</i>	r	.	.	.	+	.	.	.	+	.
<i>Cirsium palustre</i>	.	1	.	1	.	.	.	+	+	.
<i>Epilobium ciliatum</i>	+		r		+	1	1	1	1	+
<i>Festuca rubra</i>	.	.	.	.	.	2	.	3	.	5
<i>Holcus lanatus</i>	+	2	+	3	+	.	+	1	+	2
<i>Juncus articulatus</i>	+	.	+	.	+	.	+	.	+	.
<i>Juncus bufonius</i>	+	.	+	.	+	.	.	.	+	.
<i>Juncus bulbosus</i>	.	.	+	.	1	.	+	.	.	.
<i>Juncus effusus</i>	3	2	2	1	3	1	3	.	4	.
<i>Juncus tenuis</i>	.	.	.	.	+	.	+	.	+	.
<i>Lotus pedunculatus</i>	+	.	+	.	+	.	.	.	.	.
<i>Phragmites australis</i>	+	.	+	.	+	.	.	.	.	.
<i>Poa annua</i>	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.
<i>Poa pratensis</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	+	1
<i>Persicaria hydropiper</i>	+	.	+	.	.	.	.	.	+	.
<i>Ranunculus repens</i>	+	1	+	2	+	2	1	1	1	2
<i>Rorippa palustris</i>	.	.	.	.	1	.	3	.	.	.
<i>Salix caprea</i>	+	.	+	.	1	.	+	2	1	.
<i>Salix viminalis</i>	1	.	+	.	.	.	.	+	+	.
<i>Trifolium pratense</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.
<i>Typha latifolia</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.
<i>Urtica dioica</i>	.	2	.	.	.	.	.	2	.	1

Die Aufnahmen 28-32 (Tab. 33, Abb.27) gehören zu einem Transekt, welches sich vom Übergangsbereich einer brachliegenden, vormals als Weideland genutzten Fläche, bis auf die abgegrabene Fläche D-A (Abb. 82) erstreckte. Dieses Transekt lag ca. 100 m von der südwestlichen Ecke der Fläche D-A entfernt. Die Vegetation der fünf Transekt-Flächen wurde

Ende Oktober 2005 sowie Anfang August 2007 erfasst. Im Verlaufe von drei Jahren stellte sich eine floristisch verarmte Gesellschaft ein. Weniger als 50 % der im ersten Jahr nach der Abgrabung vorgefundenen Arten wurden zwei Jahre später noch gefunden. Der Bestand zeigt sich insgesamt sehr heterogen. Verschiedenste Arten des Wirtschaftsgrünlandes, der Röhrichte und der nitrophilen Hochstauden sind hier sehr kleinräumig miteinander vergesellschaftet. Die Teilflächen des Transektes (Aufn. 28 und 29), die am nächsten zum nicht abgegrabenen Flächenteil lagen, zeigten eine Dominanz weniger Arten, wie *Festuca rubra*, *Holcus lanatus* und *Ranunculus repens*, Arten, die auf den Feuchtwiesen der Umgebung auftraten.

4.4 Diasporenbanken und Vegetation im Vergleich

4.4.1 Gesamtflächen-Vergleich zwischen Diasporenbank und aktueller Vegetation für die Fläche D-Sch

Auf die nördlich an den kanalisierten Rodebach angrenzenden, ein Vierteljahrhundert zuvor umgestalteten Fläche (Abb.2), die bis dahin als Grünland sowie als Maisacker genutzt wurde, zeigt ein Vergleich der Keimlingsarten, die aus den Bodenproben aufliefen, mit den 2004 bis 2007 im Rahmen von Vegetationsaufnahmen protokollierten Arten eine Übereinstimmung von 21 % (Tab. 34). Von den 119 Arten, die insgesamt auf dieser Fläche ermittelt werden konnten, wurden 75 Arten in den Versuchstöpfen gefunden, von denen wiederum 25 auch in der aktuellen Vegetation bestimmt werden konnten. Weitere 44 Arten wurden nur auf der Fläche gefunden und nicht in den Versuchstöpfen. Errechnet man den Soerensen-Koeffizienten für die Fläche D-Sch insgesamt, kommt man auf einen Wert von 34,4 %. Gemäß dem Soerensen-Koeffizienten herrscht die größte Übereinstimmung zwischen den Diasporenbanken und der aktuellen Vegetation an den Wasserrändern der vor einem Vierteljahrhundert angelegten Tümpel. Im Gegensatz dazu sind die Unterschiede zwischen den von den höher gelegenen, trockneren Flächenbereichen stammenden Bodenproben und der aktuellen Vegetation mehr als doppelt so groß.

Tabelle 34: Übersicht über die Ergebnisse der Diasporenbankversuche und der Vegetationsaufnahmen auf der Fläche D-Sch

Anzahl der Arten im Gebiet NL und Soerensen-Index			
	D-Sch gesamte Fläche	D-Sch Wasserränder	D-Sch Fläche nicht Wasserränder
Aktuelle Vegetation gesamt	69	51	19
Diasporenbank gesamt	75	39	36
Nur in der aktuellen Vegetation	44	31	14
Nur in der Diasporenbanken	50	19	31
In der aktuellen Vegetation und auch in der Diasporenbanken	25	20	5
Soerensen-Index	34,7	44,4	18,1

DIASPORENBANKEN UND VEGETATION IM VERGLEICH

Werden die Ergebnisse von den Wasserrändern der auf dieser Fläche angelegten Tümpel getrennt betrachtet von den Daten, die auf der übrigen Fläche ermittelt wurden, ergibt sich ein anderes Bild: Der Soerensen-Index für die Wasserränder ist mit 44,4 % mehr als doppelt so groß wie der für die übrige Fläche. An den Wasserrändern rekrutiert sich somit die stehende Vegetation in größeren Anteilen aus dem Diasporenvorrat des Bodens.

Tabelle 35: Fläche D-Sch: Vergleich von stehender Vegetation (2007) und aufgelaufenen Keimlingen aus der Diasporenbank (Db) mit Angaben zum Diasporenbanktyp (Dbtyp: I = transient, II = short-term-persistent, III = long-term-persistent) nach Thompson et al. (1997), zum Strategietyp nach Grime (1974, 1979) sowie Grime et al. (1988) (Abk.: C = Konkurrenzstrategie, R = Ruderalstrategie, S = Stressstrategie, CR = Konkurrenz-Ruderalstrategie, CS = Konkurrenz-Stressstrategie, SR = Stress-Ruderalstrategie und CSR = Konkurrenz-Stress-Ruderalstrategie), der Lebensform nach Raunkiaer (1937), gemäß Ellenberg et al. (2001) (Abk.: Ph = Phanerophyt, Ch = Chamaephyt, H = Hemikryptophyt, G = Geophyt, Hy = Hydrophyt und Th = Therophyt), dem floristischen Status (aus Datenbank „BiolFlor“ Abk. in = indigen, N = Neophyt und Arch = Archäophyt). Die Tiefenangaben sind die bei Thompson et al. (1997) angegebenen Lagerungstiefen der Diasporen im Boden.

Arten der Fläche D-Sch	Dbtyp (nach Thompson et al.,1997)	Tiefe in cm	Strategietyp (nach Grime, 1979)	Lebensform (nach Raunkiaer, 1937)	Floris- tischer Status
Arten nur in der Diasporenbank					
<i>Atriplex prostrata</i>	III	15	S	Th	in
<i>Atriplex hortensis</i>	k.Ang.	k.Ang.	CR	T	N
<i>Betula pendula</i>	III	25	C	Ph	in
<i>Capsella bursa pastoris</i>	III	100	R	H, Th	in
<i>Chenopodium album</i>	III	70	CR	Th	Arch
<i>Chenopodium glaucum</i>	II	5	SR	Th	Arch
<i>Chenopodium polyspermum</i>	III	30	CR	Th	in
<i>Chrysanthemum vulgare</i>	III	50	C	H	in
<i>Cirsium oleraceum</i>	I	25	C	H	in
<i>Convolvulus arvensis</i>	III	45	CR	G	in
<i>Conyza canadensis</i>	II	25	CR	Th, H	N
<i>Epilobium hirsutum</i>	II	20	C	H	in
<i>Galinsoga ciliata</i>	II	8	CR	Th	N
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	III	50	R	Th	in
<i>Hypericum perforatum</i>	III	30	C	H	in
<i>Juncus bufonius</i>	III	50	R	Th	in
<i>Juncus compressus</i>	II	20	CSR	G	in
<i>Juncus ranarius</i>	k.Ang.	k.Ang.	R	Th	in
<i>Linaria vulgaris</i>	III	10	CSR	G	in
<i>Lotus corniculatus</i>	III	32	CSR	H	in
<i>Matricaria recutita</i>	II	50	R	H, Th	Arch
<i>Mimulus guttatus</i>	k.Ang.	k.Ang.	CR	H	N
<i>Oxalis stricta</i>	II	50	R	T	N

DIASPORENBANKEN UND VEGETATION IM VERGLEICH

2. Teil, Tab. 35, Gebiet D-Sch	Dbtyp (nach Thompson et al., 1997)	Tiefe in cm	Strategie- typ(nach Grime, 1979)	Lebens- form(nach Raunkiaer, 1937)	Floris- tischer Status
<i>Persicaria hydropiper</i>	III	30	CR	Th	in
<i>Persicaria lapathifolia</i>	III	50	CR	Th	in
<i>Persicaria maculosa</i>	III	100	CR	Th	Arch
<i>Plantago lanceolata</i>	III	100	CSR	H	Arch
<i>Plantago major intermedia</i>	III	50	R	H, Th	in
<i>Poa annua</i>	III	50	R	H, Th	in
<i>Polycarpon tetraphyllum</i>	I	3	R	Th	N
<i>Polygonum aviculare</i>	III	62	R	T	in
<i>Fallopia convolvulus</i>	III	50	CR	Th	Arch
<i>Ranunculus repens</i>	III	50	CSR	H	in
<i>Ranunculus sceleratus</i>	III	32	SR	T	in
<i>Rorippa palustris</i>	II	50	CR	H, Th	in
<i>Sagina procumbens</i>	III	25	CSR	C	in
<i>Salix viminalis</i>	I	10	CS	Ph	in
<i>Scrophularia nodosa</i>	III	32	CS	H	in
<i>Senecio inaequidens</i>	k.Ang.	k.Ang.	CS	Ch	N
<i>Solanum nigrum</i>	III	50	R	Th	Arch
<i>Sonchus arvensis</i>	II	30	CR	H	in
<i>Sonchus asper</i>	III	30	CR	Th, H	in
<i>Stellaria media</i>	III	50	CR	Th, H	Arch
<i>Taraxacum officinale</i>	III	30	CSR	H	in
<i>Trifolium hybridum</i>	III	100	C	H	in
<i>Trifolium pratense</i>	III	100	C	H	in
<i>Trifolium repens</i>	III	100	CSR	H	in
<i>Urtica urens</i>	III	23	R	Th	Arch
<i>Verbascum thapsus</i>	III	100	C	H	in
<i>Veronica serpyllifolia</i>	III	32	CSR	H	in
<i>Vicia cracca</i>	I	20	C	H	in
Arten in der Diasporenbank <u>und</u> in der Vegetation					
<i>Alnus glutinosa</i>	II	50	C	Ph	in
<i>Artemisia vulgaris</i>	II	17	C	H	in
<i>Cardamine hirsuta</i>	III	7,5	CSR	H, Th	in
<i>Carex hirta</i>	II	20	C	G	in
<i>Cirsium arvense</i>	III	30	C	G	in
<i>Cirsium palustre</i>	III	40	C	H	in
<i>Epilobium ciliatum</i>	III	20	C	H	N
<i>Holcus lanatus</i>	III	50	C	H	in
<i>Juncus effusus</i>	III	20	C	H	in

DIASPORENBANKEN UND VEGETATION IM VERGLEICH

3.Teil, Tab. 35, Gebiet D-Sch	Dbtyp (nach Thompson et al.,1997)	Tiefe in cm	Strategie- typ(nach Grime, 1979)	Lebens- form(nach Raunkiaer, 1937)	Floris- tischer Status
<i>Lotus pedunculatus</i>	II	30	CSR	H	in
<i>Lychnis flos cuculi</i>	III	20	CSR	H	in
<i>Lycopus europaeus</i>	I	7	CS	H	in
<i>Lythrum salicaria</i>	III	50	CS	H	in
<i>Mentha aquatica</i>	III	30	CS	H	in
<i>Myosotis scorpioides</i>	III	6	CSR	H	in
<i>Poa trivialis</i>	III	30	CSR	H	in
<i>Ranunculus repens</i>	III	50	CR	Th	in
<i>Rumex acetosella</i>	III	32	CSR	G, H	in
<i>Rumex obtusifolius</i>	II	25	C	H	in
<i>Salix caprea</i>	I	10	C	Ph	in
<i>Stachys palustris</i>	III	24	C	G	in
<i>Myosoton aquaticum</i>	k.Ang.	k.Ang.	CS	G, H	in
<i>Urtica dioica</i>	II	20	C	Ch	in
<i>Vicia hirsuta</i>	III	25	R	H, Th	in
<i>Vicia tetrasperma</i>	II	25	R	H, Th	in
Arten nur in der aktuellen Vegetation					
<i>Alopecurus pratensis</i>	III	50	C	H	in
<i>Arrhenaterum elatius</i>	II	8	C	H	in
<i>Bidens tripartita</i>	II	50	CR	Th	in
<i>Bromus hordeaceus</i>	II	39	CR	H, Th	in
<i>Bromus sterilis</i>	I	30	CR	H, Th	Arch
<i>Calamagrostis epigeja</i>	II	20	C	G	in
<i>Callitriche palustris</i>	k.Ang.	k.Ang.	k.Ang.	Hy	in
<i>Calystegia sepium</i>	III	100	C	G	in
<i>Carduus crispus</i>	III	18	CR	H	in
<i>Carex pseudocyperus</i>	k.Ang.	k.Ang.	CS	Hy, H	in
<i>Cerastium brachypetalum</i>	I	6,5	SR	H, Th	Arch
<i>Dactylis glomerata</i>	II	30	C	H	in
<i>Digitalis purpurea</i>	III	30	CR	H	in
<i>Elymus repens</i>	II	50	C	H, G	in
<i>Equisetum arvense</i>	k.Ang.	k.Ang.	k.Ang.	k.Ang.	k.Ang.
<i>Eupatorium cannabinum</i>	III	25	C	H	in
<i>Galeopsis tetrahit</i>	III	30	CR	Th	in
<i>Galium aparine</i>	II	50	CR	H, Th	in
<i>Galium palustre</i>	III	30	CS	H	in
<i>Glyceria maxima</i>	II	6	CS	Hy, G, H	in

DIASPORENBANKEN UND VEGETATION IM VERGLEICH

4. Teil, Tab. 35, Gebiet D-Sch	Dbtyp (nach Thompson et al., 1997)	Tiefe in cm	Strategie- typ(nach Grime, 1979)	Lebens- form(nach Raunkiaer, 1937)	Floris- tischer Status
<i>Heracleum sphondylium</i>	II	20	C	H	in
<i>Humulus lupulus</i>	I	8	C	H	in
<i>Hypericum maculatum</i>	III	20	CSR	H	in
<i>Iris pseudacorus</i>	I	20	C	He, G	Arch
<i>Lemna minor</i>	I	10	k.Ang.	Hy	in
<i>Lemna trisulca</i>	I	10	k.Ang.	Hy	in
<i>Lysimachia vulgaris</i>	II	20	CS	G	in
<i>Mentha arvensis</i>	III	30	C	H	in
<i>Myrica gale</i>	I	16	CS	N	in
<i>Nymphaea alba</i>	I	5	k.Ang.	Hy, G	in
<i>Phalaris arundinacea</i>	III	100	C	H, G	in
<i>Phragmites australis</i>	I	50	CS	Hy, G	in
<i>Potentilla palustris</i>	III	50	CS	Ch	in
<i>Ranunculus lingua</i>	I	50	CS	H	in
<i>Rubus idaeus</i>	III	30	C	Ph, Ch.	in
<i>Rumex acetosa</i>	III	50	C	H	ins
<i>Scirpus silvaticus</i>	II	20	CS	G	in
<i>Scrophularia auriculata</i>	III	15	CS	H	in
<i>Scutellaria galericulata</i>	k.Ang.	k.Ang.	CSR	H	in
<i>Solanum dulcamara</i>	III	12	C	H, Ch	in
<i>Stratiotes aloides</i>	k.Ang.	k.Ang.	k.Ang.	Hy	in
<i>Tanacetum vulgare</i>	I	50	C	H	Arch
<i>Typha latifolia</i>	III	32	CS	Hy	in
<i>Vicia angustifolia</i>	III	65	CR	H, Th	Arch
<i>Riccia fluitans</i>	k.Ang.	k.Ang.	k.Ang.	k.Ang.	k.Ang.

4.4.1.1 Vergleich von Diasporenbank und aktueller Vegetation der Fläche D-Sch hinsichtlich ihrer Diasporenbanktypen

Abbildung 84 zeigt, in wieweit sich die Arten der aktuellen Vegetation und die in der Diasporenbank schlummernden Arten hinsichtlich der Überlebensdauer ihrer Diasporen unterscheiden bzw. gleichen. Die Unterschiede hinsichtlich des Artenanteils mit transienter, short-term-persistenter bzw. long-term-persistenter Diasporenbank zwischen den Diasporenbanken des Bodens und aller überhaupt auf der Fläche bestimmten Arten sind nicht sehr groß (Abb. 84, Diagramm 1, 2 und 4). In der ersten Gruppe liegt der Anteil der Arten mit transientem Diasporenbanktyp bei gerade einmal neun Prozent und in der zweiten bei 17 %,

DIASPORENBANKEN UND VEGETATION IM VERGLEICH

während zwei Drittel der Arten in den drei Kategorien eine Diasporenbank aufbauen mit Diasporen, die mindestens fünf Jahre im Boden ihre Keimfähigkeit behalten.

Im Vergleich dazu wird die aktuelle Vegetation auf dieser Fläche 25 Jahre nach den Umgestaltungsmaßnahmen nicht einmal zur Hälfte aus Arten der langfristig persistierenden Diasporenbank aufgebaut. Bei über der Hälfte aller Arten der aktuellen Vegetation bleiben die Diasporen weniger als fünf Jahre keimfähig. Gut ein Viertel aller Arten bilden Samen aus, die nicht länger als ein Jahr ihre Keimfähigkeit behalten (Abb. 84, Diagramm 3).

Von den insgesamt 70 Pflanzenarten, die in dem Gebiet D-Sch in der aktuellen Vegetation bestimmt werden konnten, lagen von sieben Arten keine Angaben zu dem Diasporenbanktyp vor. Dazu zählen neben *Riccia fluitans* (Lebermoos) *Equisetum arvense* (Sporenpflanze), *Myosoton aquaticum* und *Carex pseudocyperus* die Hydrophyten *Callitriche palustris*, *Nymphaea alba* und *Stratiotes aloides*. Zu den fünf Keimlingsarten, die aus den Bodenproben der Fläche D-Sch aufliefen und für die keine Angabe zum Diasporenbanktyp ermittelt werden konnten, zählen neben *Juncus ranarius* und *Myosoton aquaticum* die Neophyten *Atriplex hortensis*, *Mimulus guttatus* und *Senecio inaequidens*.

DIASPORENBANKEN UND VEGETATION IM VERGLEICH

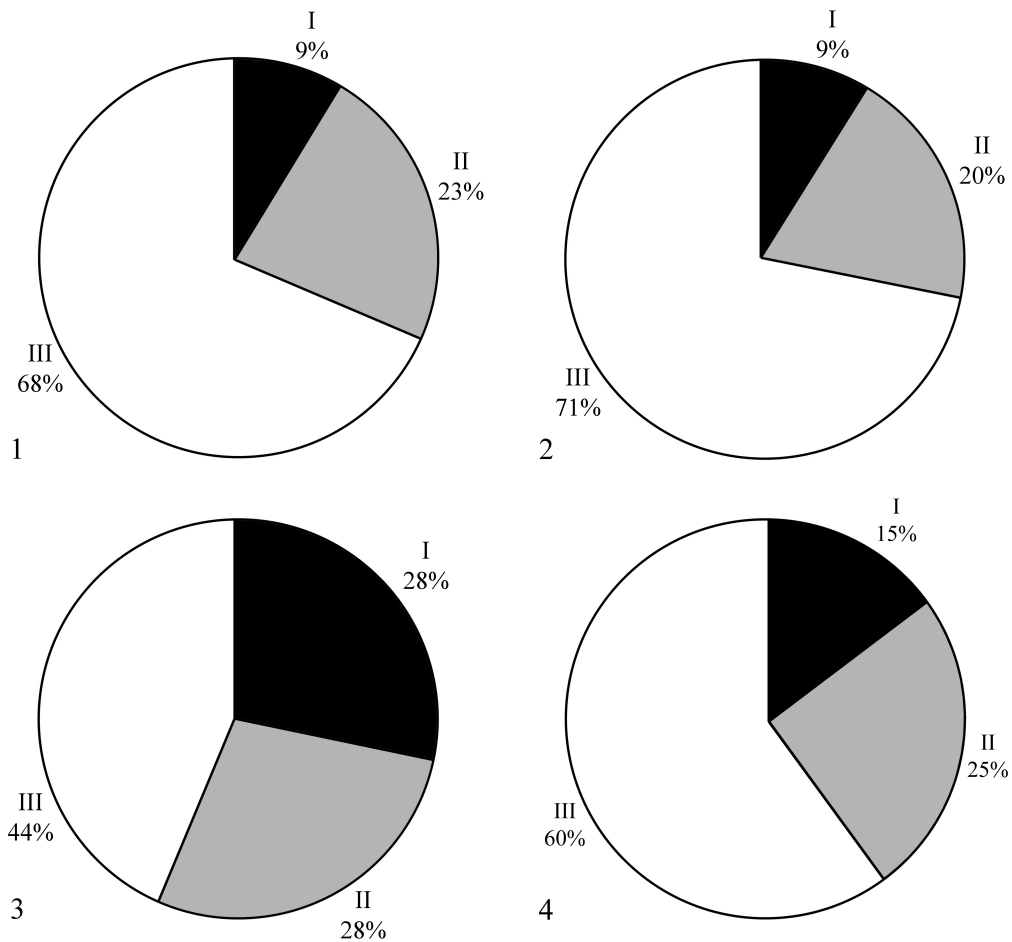


Abbildung 84: Diasporenbanktypenspektren der Fläche D-Sch: Prozentuale Anteile in der Diasporenbank und der aktuellen Vegetation aller einem Diasporenbanktyp zugeordneten Arten. Kreisdiagramm Nr. 1: Prozentuale Verteilung der Diasporenbanktypen aller ($n = 71$) aus den Bodenproben der Fläche D-Sch aufgelaufenen Arten, Kreisdiagramm Nr. 2: Prozentuale Verteilung der Diasporenbanktypen der Arten, die nur in der Diasporenbank auftraten ($n = 47$), Kreisdiagramm Nr. 3: Prozentuale Verteilung der Diasporenbanktypen der Arten, die nur in der aktuellen Vegetation zu finden waren ($n = 39$), Kreisdiagramm Nr. 4: Prozentuale Verteilung aller entweder aus den Bodenproben aufgelaufenen oder bei den Vegetationsaufnahmen bestimmt Arten ($n = 110$). I = transient, II = short-term-persistent, III = long-term-persistent, nach Thompson et al. (1997).

DIASPORENBANKEN UND VEGETATION IM VERGLEICH

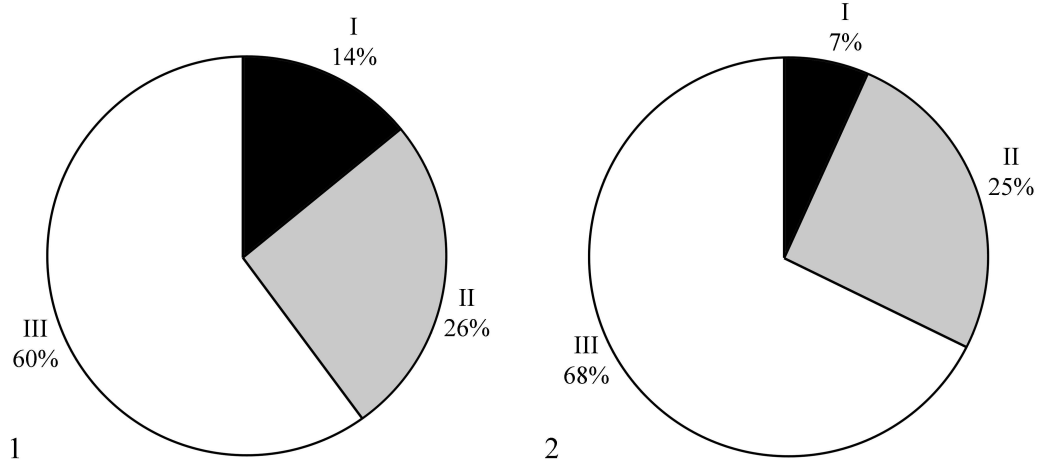


Abbildung 85: Prozentuale Verteilung der Diasporenbanktypen der Diasporenbanken der Bodenproben von den Wasserrändern der Tümpel und des Weihers (1: Anzahl der Arten $n = 35$) und der Proben, die nicht von den Wasserrändern stammen (2: Anzahl der Arten $n = 59$, Fläche D-Sch, Abb. 25). I = transient, II = short-term-persistent, III = long-term-persistent, nach Thompson et al. (1997).

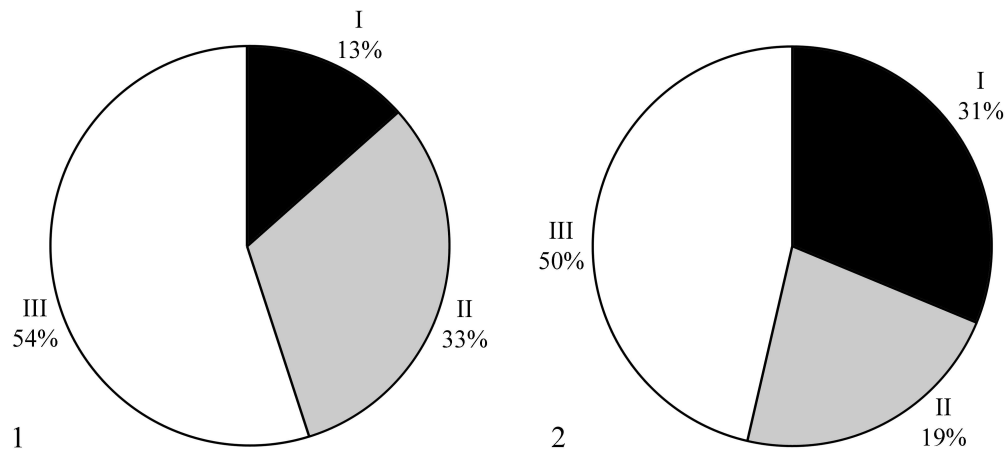


Abbildung 86: Prozentuale Verteilung der Diasporenbanktypen in der stehenden Vegetation 2007 auf der Fläche D-Sch 1: von Flächen an den Wasserrändern (Anzahl der Arten $n = 46$), 2: von Flächen, die nicht an den Wasserrändern liegen (Anzahl der Arten $n = 16$). I = transient, II = short-term-persistent, III = long-term-persistent, nach Thompson et al. (1997).

Die Abbildungen 85 und 86 vergleichen getrennt die Diasporenbanken der Wasserränder und der trockeneren Standorte der Fläche D-Sch. Die Unterschiede für die Diasporenbanken der Bodenproben (Abb. 85) sind nicht signifikant. Die Anteile der Diasporen, die mindestens fünf

Jahre im Boden keimfähig bleiben (= Diasporenbanktyp III) belaufen sich auf 60 % bzw. 68 %. Der transiente Diasporenbanktyp (= Diasporenbanktyp I) ist an den Wasserrändern doppelt so häufig vertreten wie in den Bodenproben der Fläche (Abb. 86). In der aktuellen Vegetation ist die Verteilung der Diasporenbanktypen etwas anders. Auf den Flächen, die nicht am Wasserrand liegen, sind diejenigen Arten, die eine transiente Diasporenbank aufbauen (= Diasporenbanktyp I) stärker (31 %) vertreten als sie es mit 13 % an den Wasserrändern sind. Insgesamt machen die Arten mit einer langfristig persistierenden Diasporenbank etwa die Hälfte aller auf der Fläche D-Sch bestimmten Arten aus.

4.4.1.2 Vergleich der Flora von Diasporenbanken und aktueller Vegetation der Fläche D-Sch hinsichtlich der ökologischen Strategietypen ihrer Arten

Aus den Abbildungen 87-1,-2 und -3 ist die prozentuale Verteilung der Strategietypen der Pflanzenarten gemäß Grime (1979) zu ersehen, die auf der vor knapp einem Vierteljahrhundert umgestalteten Fläche die aktuelle Vegetation ausmachen oder deren Diasporen in den Bodenproben bestimmt werden konnten. Bezüglich dieser Verteilung der Strategietypen ist der Unterschied zwischen der aktuellen floristischen Zusammensetzung der Fläche D-Sch und dem in den Bodenproben ermittelten Artenspektrum beachtlich.

DIASPORENBANKEN UND VEGETATION IM VERGLEICH

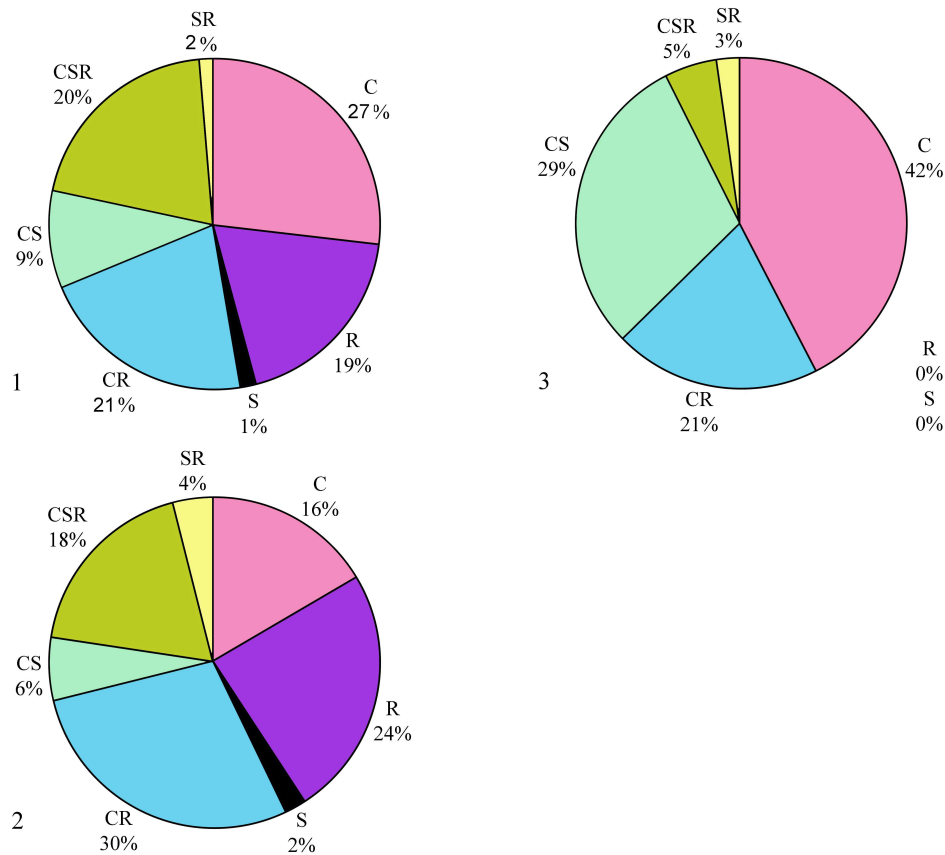


Abbildung 87: Prozentuale Verteilung der Strategietypen der Pflanzen nach Grime (1974, 1979) bezogen auf die aller einem Strategietyp zugeordneten Arten der Fläche D-Sch. Kreisdiagramm Nr. 1 zeigt die prozentuale Verteilung der Strategietypen aller ($n = 75$) aus den Bodenproben der Fläche D-Sch aufgelaufenen Arten. Kreisdiagramm Nr. 2 stellt die prozentuale Verteilung der Strategietypen der Arten dar, die nur in der Diasporenbank gefunden wurden, nicht aber in der aktuellen Vegetation 2007 der Fläche D-Sch präsent waren (Anzahl der Arten $n = 50$). Kreisdiagramm Nr. 3 gibt die prozentuale Verteilung der Strategietypen der Arten wieder, die nur in der aktuellen Vegetation 2007 zu finden waren, aber nicht in der Diasporenbank (Anzahl der Arten $n = 38$). Abkürzungen: C = Konkurrenzstrategie, R = Ruderalstrategie, S = Stressstrategie, CR = Konkurrenz-Ruderalstrategie, CS = Konkurrenz-Stressstrategie, SR = Stress-Ruderalstrategie, CSR = Konkurrenz-Stress-Ruderalstrategie

Unter den im Diasporenvorrat (2004) vorkommenden Arten waren die reinen Konkurrenzstrategen mit 27 % am stärksten vertreten. Zu je etwa gleichen Anteilen von ca 20 % konnten die Ruderalstrategen, die Konkurrenz-Ruderalstrategen und die Konkurrenz-Stress-Ruderalstrategen festgestellt werden. Von den nur im Diasporenvorrat vorkommenden Arten stellten die Konkurrenz-Ruderalstrategen mit 30 % den größten Teil. Als reiner Stressstrategie wurde in der Diasporenbank nur *Atriplex prostrata* gefunden. Auch der Übergangstyp Stress-Ruderalstrategie war mit geringen Prozentwerten vertreten. Als Vertreter dieses Typs wurden in der Diasporenbank *Chenopodium glaucum* und *Ranunculus sceleratus* bestimmt.

Der Anteil der Arten, die zu den Konkurrenz-Strategen zählen und die nicht in der Vegetation 2007 gefunden wurden, war mit 16 % bedeutend geringer als derjenige, der nur in den Vegetationsaufnahmen der Fläche D-Sch protokolliert wurde. Der Anteil der Konkurrenz-Strategen, die nur in der stehenden Vegetation, aber nicht bei den aus den Bodenproben aufgelaufenen Keimlingen bestimmt werden konnten, lag bei 42 %.

4.4.1.3 Vergleich von Diasporenbank und aktueller Vegetation der Fläche D-Sch hinsichtlich ihrer Lebensformen

Da die Lebensformen nach Raunkiaer Auskunft geben über die Strategie der Überdauerung ungünstiger Jahreszeiten, erschien es sinnvoll, auch die Anteile der Lebensformtypen mit in die Betrachtungen einzubeziehen. In der Abbildung 88 werden die jeweiligen prozentualen Anteile der Diasporenbanken von Proben der Wasserränder denen der Grünlandfläche gegenübergestellt.

Die Zusammensetzung der Lebensformtypen aller Diasporenbanken der Fläche D-Sch hat einen deutlichen Schwerpunkt bei den Hemikryptophyten (knapp 50 %), Pflanzenarten, deren oberirdische Teile im Herbst absterben. Große Anteile am Lebensformspektrum haben des Weiteren nur noch die Therophyten mit etwas über 30 % und die Geophyten mit durchschnittlich 10%. Zu den ausdauernden Geophyten gehören die Röhrrichtarten *Phramites australis* und *Phalaris arundinacea*. Diese Arten wurden in der Diasporenbank nicht gefunden.

DIASPORENBANKEN UND VEGETATION IM VERGLEICH

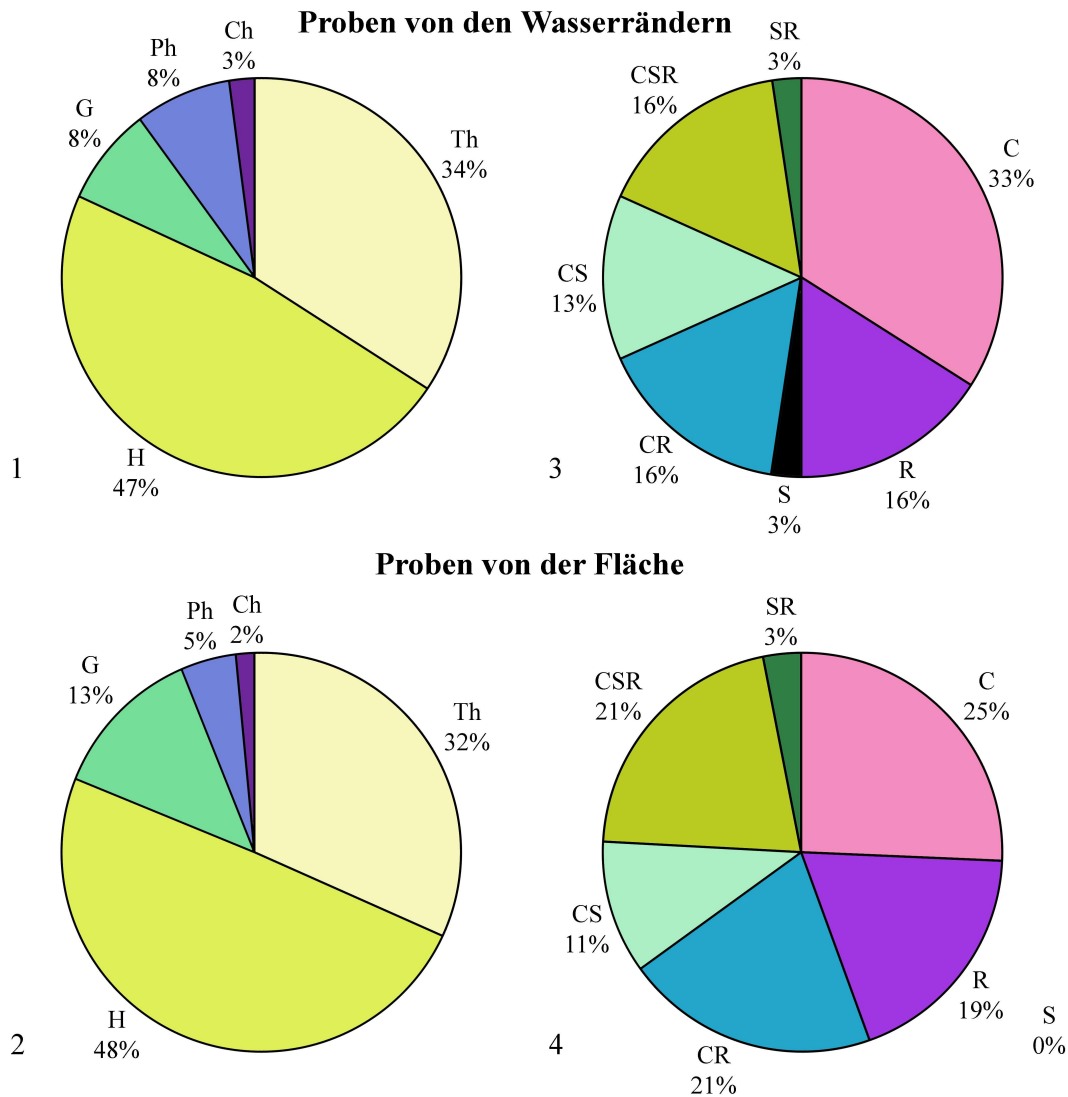


Abbildung 88: Lebensformenspektren(nach Raunkiaer 1937) und Spektren der Strategietypen (nach Grime 1974, 1979) der Diasporenbanken der Fläche D-Sch nach den prozentualen Anteilen. Den Prozentwertdiagrammen liegen folgende Angaben zugrunde: Nr. 1 und Nr. 3 jeweils 38 Pflanzenarten von Proben der Wasserränder, Nr. 2 und Nr. 4 jeweils 63 Pflanzenarten von Proben, die nicht von den Wasserrändern stammen (Abb. 25).

Abkürzungen: C = Konkurrenzstrategie, R = Ruderalstrategie, S = Stressstrategie, CR = Konkurrenz-Ruderalstrategie, CS = Konkurrenz-Stressstrategie, SR = Stress-Ruderalstrategie, CSR = Konkurrenz-Stress-Ruderalstrategie
Ph = Phanerophyt, Ch = Chamaephyt, H = Hemikryptophyt, G = Geophyt, Hy = Hydrophyt und Th = Therophyt

4.4.2 Gesamtflächenvergleich zwischen Diasporenbank und aktueller Vegetation für die Fläche NL drei bzw. vier Jahre nach den Abgrabungsmaßnahmen

In der Tabelle 36 sind die Ergebnisse der Diasporenbankuntersuchungen und der Vegetationsaufnahmen der Fläche NL nach drei verschiedenen Kriterien zusammengefasst: Arten, die nur als Keimlinge in den Bodenprobentöpfen aufliefen, Arten, die in den Diasporenbankuntersuchungen und auch in der aufwachsenden Vegetation gefunden wurden, sowie alle Arten, die nur in der aktuellen Vegetation bestimmt wurden, aber in den Bodenproben fehlten. Für jede bestimmte Pflanzenart sind der Diasporenbanktyp, der Strategietyp und die Lebensform angegeben. Weiter wurden der floristische Status und die Diasporengröße, soweit ermittelbar, mit in der Tabelle verzeichnet. Die hieraus sich ergebenden Charakterisierungen der Pflanzendecke dieses Gebietes und ihrer Entwicklungspotenzen wurde schon zum Teil ausgewertet und im Einzelnen durch die Tortendiagramme der Abbildungen 67-68 illustriert.

Tabelle 36: Fläche NL: Zusammenfassung und Vergleich von stehender Vegetation (2007) und aufgelaufenen Keimlingen aus der Diasporenbank (Db) mit Angaben zum Diasporenbanktyp (Abk.: Dbtyp: I = transient, II = short-term persistent, III = long-term persistent) nach Thompson et al. (1997), zum Strategietyp nach Grime (1974, 1979) sowie Grime et al. (1988), (Abk.: C = Konkurrenzstrategie, R = Ruderalstrategie, S = Stressstrategie, CR = Konkurrenz-Ruderalstrategie, CS = Konkurrenz-Stressstrategie, SR = Stress-Ruderalstrategie und CSR = Konkurrenz-Stress-Ruderalstrategie), der Lebensform nach Raunkiaer (1937) gemäß Ellenberg et al. (2001) (Abk.: Ph = Phanerophyt, Ch = Chamaephyt, H = Hemikryptophyt, G = Geophyt, Hy = Hydrophyt und Th = Therophyt), dem floristischen Status (aus Datenbank „BiolFlor“) Abk. in = indigen, N = Neophyt und Arch = Archäophyt) und zum Diasporengewicht in mg (aus Datenbank „BiolFlor“). Die Tiefenangaben sind die bei Thompson et al. (1997) angegebenen Lagerungstiefen der Diasporen im Boden.

Arten der Fläche NL	Dbtyp (nach Thompson et al., 1997)	Tiefe in cm	Strate- gietyp (nach Grime, 1979)	Lebens- form (nach Raun- kiaer, 1937)	Floris- tischer Status	Gewicht der Diaspo- ren in mg
Arten nur in der Diasporenbank						
<i>Betula pendula</i>	III	25	C	Ph	in	0,1
<i>Cerastium glomeratum</i>	II	28	R	Th	Arch	< 0,1
<i>Cerastium holosteoides</i>	III	30	CR	Ch	in	< 0,1
<i>Chenopodium polyspermum</i>	III	30	CR	Th	in	0,3
<i>Chenopodium rubrum</i>	III	15	CR	Th	in	0,1
<i>Cirsium arvense</i>	III	30	C	G	in	2,2
<i>Conyza canadensis</i>	II	25	CR	Th, H	N	k.Ang.
<i>Juncus ranarius</i>	k.Ang.	k.Ang.	R	Th	in	< 0,1

DIASPORENBANKEN UND VEGETATION IM VERGLEICH

2. Teil, Tab. 36, Gebiet NL	Dbtyp (nach Thompson et al., 1997)	Tiefe in cm	Strate- gietyp (nach Grime, 1979)	Lebens- form (nach Raun- kiaer, 1937)	Floris- tischer Status	Gewicht der Diaspo- ren in mg
<i>Mimulus guttatus</i>	k.Ang.	k.Ang.	CS	H	N	< 0,1
<i>Panicum miliaceum</i>	k.Ang.	k.Ang.	CR	Th	Arch	3,8
<i>Persicaria maculosa</i>	III	30-100	CR	Th	Arch	3,1
<i>Plantago major intermedia</i>	III	50	R	H, Th	in	0,3
<i>Sagina procumbens</i>	III	10-25	CSR	H	in	< 0,1
<i>Sonchus asper</i>	III	8-30	CR	Th, H	in	0,3
<i>Taraxacum officinale</i>	III	5-30	CSR	H	in	0,7
<i>Trifolium repens</i>	III	10-100	CSR	H	in	0,6
<i>Urtica dioica</i>	III	20	C	Ch	in	0,1
Arten in der Diasporenbank <u>und</u> in der Vegetation						
<i>Epilobium ciliatum</i>	III	20	C	H	N	0,1
<i>Epilobium hirsutum</i>	II	20	C	H	in	0,1
<i>Holcus lanatus</i>	III	50	C	H	in	0,3
<i>Juncus articulatus</i>	III	30	CSR	H	in	< 0,1
<i>Juncus effusus</i>	III	20	C	H	in	< 0,1
<i>Persicaria hydropiper</i>	III	30	CR	Th	in	2,3
<i>Poa annua</i>	III	50	R	H, Th	in	0,2
<i>Ranunculus repens</i>	III	50	CSR	H	in	1,8
<i>Ranunculus sceleratus</i>	III	5(-32)	SR	Th	in	0,2
<i>Rorippa palustris</i>	II	Bis 50	CR	H, Th	in	0,1
<i>Rumex obtusifolius</i>	II	25	C	H	in	1,3
<i>Salix caprea</i>	I	10	C	Ph	in	0,1
<i>Salix viminalis</i>	I	10	CS	Ph	in	k.Ang.
Arten nur in der aktuellen Vegetation						
<i>Agrostis gigantea</i>	II	7-5	C	G, H	in	0,1
<i>Agrostis canina</i>	II	2-40	CSR	H	in	0,1
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	II	50	CSR	Hy	in	0,4
<i>Alnus glutinosa</i>	II	3-50	C	Ph	in	1,2
<i>Alopecurus geniculatus</i>	III	2-50	CSR	H, Th	in	0,4
<i>Angelica sylvestris</i>	II	20	C	H	in	1,5
<i>Berula erecta</i>	II	2-20	CS	H, Hy	in	0,9
<i>Bidens tripartita</i>	II	3-50	CR	Th	in	2,6
<i>Callitriche palustris</i>	k.Ang.	k.Ang.	k.Ang.	Hy	in	k.Ang.
<i>Cardamine flexuosa</i>	II	3-15	CSR	H, Th	in	0,1
<i>Galeopsis tetrahit</i>	III	4-30	CR	Th	in	4,6
<i>Galium palustre</i>	III	30	CS	H	in	0,9
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	III	6-100	R	Th	in	< 0,1

DIASPORENBANKEN UND VEGETATION IM VERGLEICH

3. Teil, Tab. 36, Gebiet NL	Dbtyp (nach Thompson et al., 1997)	Tiefe in cm	Strategietyp (nach Grime, 1979)	Lebensform (nach Raunkiaer,	Floris- tischer Status	Gewicht der Diaspo- ren in mg
<i>Hypericum perforatum</i>	III	6-30	C	H	in	0,1
<i>Hypericum tetrapterum</i>	II	6-20	CSR	H	in	< 0,1
<i>Iris pseudacorus</i>	I	3-20	C	He/G	Arch	47,6
<i>Isolepis setacea</i>	II	30	R	H	in	< 0,1
<i>Juncus acutiflorus</i>	III	5-30	CS	G	in	< 0,1
<i>Juncus bulbosus</i>	III	2-30	CSR	H	in	< 0,1
<i>Juncus bufonius</i>	III	5-50	R	Th	in	< 0,1
<i>Juncus compressus</i>	II	3-20	CSR	G	in	< 0,1
<i>Lemna minor</i>	I	Bis 10	?	Hy	in	k.Ang.
<i>Lotus pedunculatus</i>	II	3-30	CSR	H	in	0,5
<i>Lycopus europaeus</i>	I	1-7	CS	H	in	0,2
<i>Matricaria recutita</i>	II	8-50	R	H, Th	Arch	0,1
<i>Myosotis arvense</i>	II	3-38	R	H, Th	Arch?	0,1
<i>Myosotis scorpioides</i>	III	2-6	CSR	H	in	0,3
<i>Nasturtium officinale</i>	II	3	CS	C	in	0,2
<i>Phalaris arundinacea</i>	III	5-100	C	H, G	in	0,7
<i>Phragmites australis</i>	I	Bis 50	CS	(Hy), G	in	0,1
<i>Poa trivialis</i>	III	2-30	CSR	H	in	0,1
<i>Ranunculus flammula</i>	III	5-50	CSR	H	in	0,4
<i>Rumex crispus</i>	III	10-30	C	H	in	1,4
<i>Sparganium erectum</i>	I	3-20	CS	Hy	in	21,0
<i>Myosoton aquaticum</i>	III	5-30	CSR	H	in	0,1
<i>Typha latifolia</i>	III	3-32	CS	Hy	in	0,1
<i>Veronica beccabunga</i>	II	2-30	CS	H, Hy	in	< 0,1

Tabelle 37: Übersicht über die Ergebnisse der Diasporenbankversuche und der Vegetationsaufnahmen und Soerensen-Index

Anzahl der Arten im Gebiet NL und Soerensen-Index	
Aktuelle Vegetation gesamt	50
Diasporenbank gesamt	30
Nur in der aktuellen Vegetation	37
Nur in der Diasporenbanken	17
In der aktuellen Vegetation und auch in der Diasporenbanken	13
Soerensen-Index	32,5

Ein Artenvergleich von Diasporenbank und den 2007 im Rahmen von Vegetationsaufnahmen protokollierten Arten mit Hilfe der Soerensen-Koeffizienten weist für die Fläche NL eine floristische Ähnlichkeit zwischen potentieller und aktueller Artengarnitur von 32,5 % aus.

4.4.3 Vergleich von Diasporenbank und aktueller Vegetation der wiedervernässten Flächen D-B und D-A nach zwei bzw. drei Jahren

Tabelle 38: Übersicht über die Ergebnisse der Diasporenbankversuche und der Vegetationsaufnahmen und Soerensen-Index

Anzahl der Arten im Gebiet NL und Soerensen-Index		
	Gebiet D-A	Gebiet D-B
Aktuelle Vegetation gesamt	62	66
Diasporenbank gesamt	34	42
Nur in der aktuellen Vegetation	39	46
Nur in der Diasporenbanken	11	22
In der aktuellen Vegetation und auch in der Diasporenbanken	23	20
Soerensen-Index	47,9	40

Ein Artenvergleich von Diasporenbank und den 2007 im Rahmen von Vegetationsaufnahmen protokollierten Arten mit Hilfe der Soerensen-Koeffizienten weist für die Fläche D-A eine floristische Ähnlichkeit von 47,9 % und für die Fläche D-B eine solche von 40 % aus.

In den Tabellen 39 und 40 werden die Ergebnisse der Diasporenbankversuche und der Vegetationsaufnahmen der Flächen D-A und D-B (siehe Abb. 2) nach den gleichen Kriterien wie bei den Flächen D-Sch und NL zusammengestellt.

DIASPORENBANKEN UND VEGETATION IM VERGLEICH

Tabelle 39: Fläche D-A: Zusammenfassung und Vergleich von stehender Vegetation (2007) und aufgelaufenen Keimlingen aus der Diasporenbank (Db) mit Angaben zum Diasporenbanktyp nach Thompson et al. (1997) (Abk.: Dbtyp: I = transient, II = short-term persistent, III = long-term persistent), zum Strategietyp nach Grime (1974, 1979) sowie Grime et al. (1988), (Abk.: C = Konkurrenzstrategie, R = Ruderalstrategie, S = Stressstrategie, CR = Konkurrenz-Ruderalstrategie, CS = Konkurrenz-Stressstrategie, SR = Stress-Ruderalstrategie und CSR = Konkurrenz-Stress-Ruderalstrategie), der Lebensform nach Raunkiaer (1937) gemäß Ellenberg et al. (2001) (Abk.: Ph = Phanerophyt, Ch = Chamaephyt, H = Hemikryptophyt, G = Geophyt, Hy = Hydrophyt und Th = Therophyt). Die Tiefenangaben sind die bei Thompson et al. (1997) angegebenen Lagerungstiefen der Diasporen im Boden. Die Angaben zum floristischen Status (Abk.: in = indigen, N = Neophyt und Arch = Archäophyt) und zum Diasporengewicht (in mg) stammen aus der Datenbank „BiolFlor“. In weiteren Tabellenabschnitten, gegliedert nach phytosoziologischen Kriterien, sind diejenigen Arten gekennzeichnet, welche gemäß floristischer Aufnahmen des mit dem Renaturierungseingriff betreuten Planungsbüro Koenzen vor den Umgestaltungsmaßnahmen auf der Fläche standen, welche nach der Abgrabung aber nicht mehr gefunden wurden.

Arten der Fläche D-A	Dbtyp (nach Thompson et al. 1997)	Tiefe in cm	Strategie typ (nach Grime 1979)	Lebens- form (nach Raunkiaer 1937)	Floris- tischer Status	Gewicht der Diaspo- ren in mg
Arten nur in der Diasporenbank						
<i>Amaranthus blitum</i>	III	10	CR	Th	A	1,2
<i>Amaranthus bouchonii</i>	III	20	CR	Th	N	0,4
<i>Carex hirta</i>	II	20	C	G	in	2,8
<i>Cerastium glomeratum</i>	II	28	R	Th	A	< 0,1
<i>Chenopodium rubrum</i>	III	15	CR	Th	in	0,1
<i>Conyza canadensis</i>	II	25	CR	Th; H	N	0,1
<i>Epilobium hirsutum</i>	II	20	C	H	in	0,1
<i>Euphorbia peplus</i>	II	65	R	Th	A	0,6
<i>Pulicaria dysenterica</i>	II	5	CS	H	in	0,1
<i>Rorippa sylvestris</i>	I	3	CS	H	in	0,1
<i>Veronica peregrina</i>	II	13	R	H	N	0,1
Arten in der Diasporenbank und in der Vegetation						
<i>Alnus glutinosa</i>	k.Ang.	k. Ang.	C	Ph	in	1,2
<i>Alopecurus geniculatus</i>	III	30	CSR	H; Th	in	0,4
<i>Betula pendula</i>	III	20	C	Ph	in	0,1
<i>Cirsium arvense</i>	III	30	C	G	in	1,2
<i>Epilobium ciliatum</i>	III	20	C	H	N	0,1
<i>Galinsoga ciliata</i>	II	8	CR	Th	N	0,2
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	III	50	R	Th	in	< 0,1

DIASPORENBANKEN UND VEGETATION IM VERGLEICH

2. Teil, Tab. 39, Gebiet D-A	Dbtyp	Tiefe in cm	Strategie typ	Lebens- form	Floris- tischer Status	Gewicht der Diaspo- ren in mg
<i>Holcus lanatus</i>	III	50	C	H	in	0,3
<i>Juncus articulatus</i>	III	30	CSR	H	in	< 0,1
<i>Juncus bulbosus</i>	III	30	CSR	H	in	< 0,1
<i>Juncus effusus</i>	III	20	C	H	in	< 0,1
<i>Lotus pedunculatus</i>	II	30	CSR	H	in	0,5
<i>Panicum miliaceum</i>	k.Ang.	k. Ang.	CR	Th	Arch	3,8
<i>Persicaria hydropiper</i>	III	30	CR	Th	in	2,3
<i>Persicaria lapathifolia</i>	III	50	CR	Th	in	2,5
<i>Phalaris arundinacea</i>	III	100	C	H ; G	in	0,7
<i>Poa annua</i>	III	50	R	H ; Th	in	0,2
<i>Plantago major intermedia</i>	III	50	R	H; Th	in	0,3
<i>Ranunculus repens</i>	III	50	CSR	H	in	1,8
<i>Ranunculus sceleratus</i>	III	5(-32)	SR	Th	in	0,2
<i>Rorippa palustris</i>	II	50	CR	H ; Th	in	0,1
<i>Salix caprea</i>	I	10	C	Ph	in	0,1
<i>Salix viminalis</i>	I	10	CS	Ph	in	k.Ang.
<i>Sonchus asper</i>	III	20	CR	Th; (H)	in	0,3
<i>Stellaria media</i>	III	20	CR	Th; H	Arch	0,5
<i>Urtica dioica</i>	III	20	C	Ch	in	0,1
Arten nur in der aktuellen Vegetation						
<i>Agrostis gigantea</i>	II	7,5	C	G; H	in	0,1
<i>Alisma plantago aquatica</i>	II	50	CSR	Hy	in	0,4
<i>Angelica sylvestris</i>	II	20	C	H	in	1,5
<i>Arrhenaterum elatius</i>	II	8	C	H	in	2,4
<i>Callitriche palustris</i>	k.Ang.	k. Ang.	k. Ang.	Hy	in	k.Ang.
<i>Capsella bursa pastoris</i>	III	100	R	H; Th	in	0,1
<i>Cerastium holosteoides</i>	III	30	CR	Ch	in	< 0,1
<i>Chenopodium polyspermum</i>	III	30	CR	Th	in	0,3
<i>Cirsium palustre</i>	III	40	C	H	in	1,5
<i>Equisetum palustre</i>	k.Ang.	k.Ang.	CSR	G	in	k.Ang.
<i>Festuca rubra</i>	II	20	C	H	in	0,8
<i>Galeopsis tetrahit</i>	III	30	CR	Th	in	4,6
<i>Galium palustre</i>	III	30	CS	H	in	0,9
<i>Glechoma hederacea</i>	III	62	CSR	G	in	0,7
<i>Glyceria fluitans</i>	III	50	CS	Hy; H	in	1,2
<i>Heracleum sphondylium</i>	II	20	C	H	in	5,9
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	I	40	S	H	in	0,3
<i>Iris pseudacorus</i>	I	20	C	G; H	Arch	47,7
<i>Isolepis setacea</i>	II	30	R	H	in	< 0,1
<i>Juncus bufonius</i>	III	50	R	Th	in	< 0,1
<i>Juncus acutiflorus</i>	III	30	CS	G	in	< 0,1

DIASPORENBANKEN UND VEGETATION IM VERGLEICH

3. Teil, Tab. 39, Gebiet D-A	Dbtyp	Tiefe in cm	Strategie -typ	Lebens- form	Floris- tischer Status	Gewicht der Diaspo- ren in mg
<i>Juncus tenuis</i>	III	12	CSR	H	N	< 0,1
<i>Lemna minor</i>	I	10	k. Ang.	Hy	in	k.Ang.
<i>Linaria vulgaris</i>	III	10	CSR	G	in	0,1
<i>Lycopus europaeus</i>	I	7	CS	H	in	0,2
<i>Lysimachia vulgaris</i>	II	20	CS	G	in	0,3
<i>Lythrum salicaria</i>	III	50	CS	H	in	0,1
<i>Mentha aquatica</i>	III	30	C	H	in	0,1
<i>Myosotis scorpioides</i>	III	6	CSR	H	in	0,3
<i>Persicaria maculosa</i>	III	100	CR	Th	Arch	3,1
<i>Persicaria minor</i>	k.Ang.	k.Ang.	R	Th	in	2,1
<i>Phragmites australis</i>	I	50	CS	(Hy) ; G	in	0,1
<i>Poa pratensis</i>	III	50	C	H	in	0,3
<i>Ranunculus repens</i>	III	50	CR	Th	in	1,8
<i>Rumex obtusifolius</i>	II	25	C	H	in	1,3
<i>Scrophularia nodosa</i>	III	32	CS	H	in	0,1
<i>Scutellaria galericulata</i>	k. Ang.	k. Ang.	CSR	H	in	0,7
<i>Solanum dulcamara</i>	III	12	C	H	in	1,6
<i>Sparganium erectum</i>	II	20	CS	Hy	in	21,0
<i>Symphytum officinale</i>	I	7	C	C ; H	in	8,1
<i>Trifolium pratense</i>	III	100	C	H	in	1,5
<i>Trifolium repens</i>	III	100	CSR	H	in	0,6
<i>Typha latifolia</i>	III	32	CS	Hy	in	0,1
Vegetation vor der Abgrabung: Phalaridetum arundinaceae	*: Nach dem Eingriff nicht mehr auf der Fläche					
<i>Alopecurus pratensis</i> *	III	30	C	H	in	0,8
<i>Elymus repens</i> *	II	50	C	H ; G	in	2,0
<i>Galium aparine</i> *	II	50	CR	H ; Th	in	8,3
<i>Holcus lanatus</i>	III	50	C	H	in	0,3
<i>Juncus effusus</i>	III	20	C	H	in	< 0,1
<i>Phalaris arundinacea</i>	III	100	C	H ; G	in	0,7
<i>Poa trivialis</i> *	III	30	CSR	H	in	0,1
<i>Rumex obtusifolius</i>	II	25	C	H	in	1,3
<i>Urtica dioica</i>	III	20	C	Ch	in	0,1
Vegetation vor der Abgrabung: Cynosurion- Fragmentgesellschaft	*: Nach dem Eingriff nicht mehr auf der Fläche					
<i>Agrostis stolonifera</i> agg. *	II	7,5	CSR	H	in	< 0,1
<i>Anthoxanthum odoratum</i> *	III	30	CSR	H	in	0,5
<i>Carex hirta</i> *	II	20	C	G	in	2,8
<i>Cirsium scorpioides</i>	III	40	C	H	in	1,5

DIASPORENBANKEN UND VEGETATION IM VERGLEICH

4. Teil, Tab. 39, Gebiet D-A	Dbtyp	Tiefe in cm	Strategie -typ	Lebens- form	Floris- tischer Status	Gewicht der Diaspo- ren in mg
<i>Galium palustre</i>	III	30	CS	H	in	0,9
<i>Heracleum sphondylium</i>	II	20	C	H	in	5,9
<i>Holcus lanatus</i>	III	50	C	H	in	0,3
<i>Juncus acutiflorus</i>	III	30	CS	H	in	< 0,1
<i>Juncus effusus</i>	III	20	C	G	in	< 0,1
<i>Linaria vulgaris</i>	III	10	CSR	H ; G	in	0,1
<i>Phalaris arundinacea</i>	III	100	C	H ; G	in	0,7
<i>Poa trivialis</i> *	III	30	CSR	H	in	0,1
<i>Ranunculus repens</i>	III	50	CSR	H	in	1,8
<i>Sonchus asper</i>	III	30	CR	Th; (H)	in	0,3
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	III	30	CSR	H	in	0,7
<i>Urtica dioica</i>	III	20	C	Ch	in	0,1

Tabelle 40: Fläche D-B: Zusammenfassung und Vergleich von stehender Vegetation (2007) und aufgelaufenen Keimlingen aus der Diasporenbank (Db) mit Angaben zum Diasporenbanktyp (Abk.: Dbtyp: I = transient, II = short-term persistent, III = long-term persistent, nach Thompson et al. (1997), zum Strategietyp nach Grime (1974, 1979) sowie Grime et al. (1988), (Abk.: C = Konkurrenzstrategie, R = Ruderalstrategie, S = Stressstrategie, CR = Konkurrenz-Ruderalstrategie, CS = Konkurrenz-Stressstrategie, SR = Stress-Ruderalstrategie und CSR = Konkurrenz-Stress-Ruderalstrategie), der Lebensform nach Raunkiaer (1937) gemäß Ellenberg et al. (2001) (Abk.: Ph = Phanerophyt, Ch = Chamaephyt, H = Hemikryptophyt, G = Geophyt, Hy = Hydrophyt und Th = Therophyt), dem floristischen Status (Abk. in = indigen, N = Neophyt und Arch = Archäophyt, aus Datenbank „BiolFlor“) und zum Diasporengewicht in mg (aus Datenbank „BiolFlor“). Die Tiefenangaben sind die bei Thompson et al. (1997) angegebenen Lagerungstiefen der Diasporen im Boden.

Arten der Fläche D-B	Dbtyp (nach Thomp- son et al. 1997)	Tiefe in cm	Strategie typ (nach Grime 1979)	Lebens- form (nach Raunkiaer (1937)	Floris- tischer Status	Gewicht der Diaspo- ren in mg
Arten nur in der Diasporenbank						
<i>Betula pendula</i>	III	50	C	Ph	in	0,1
<i>Calluna vulgaris</i>	III	30	CS	Ch	in	< 0,1
<i>Cerastium holosteoides</i>	III	30	CR	Ch (H)	in	< 0,1
<i>Chenopodium album</i>	III	70	CR	Th	Arch	1,5
<i>Chenopodium polyspermum</i>	III	30	CR	Th	in	0,3
<i>Chenopodium rubrum</i>	III	15	CR	Th	in	0,1
<i>Conyza canadensis</i>	II	25	CR	Th, H	N	0,1
<i>Digitaria sanguinalis</i>	III	25	R	Th	Arch	1,0
<i>Euphorbia peplus</i>	II	65	R	Th	Arch	0,6
<i>Galinsoga ciliata</i>	II	8	CR	Th	N	0,2

DIASPORENBANKEN UND VEGETATION IM VERGLEICH

2. Teil, Tab. 40, Gebiet D-B	Dbtyp	Tiefe in cm	Strategie typ	Lebens- form	Flori- stischer Status	Gewicht der Diaspo- ren in mg
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	III	50	R	Th	in	< 0,1
<i>Hypericum perforatum</i>	III	30	C	H	in	0,1
<i>Oxalis corniculata</i>	II	13,5	R	H, Th	Se	0,2
<i>Persicaria maculosa</i>	III	30 -	CR	Th	Arch	3,1
<i>Prunella vulgaris</i>	III	30	CSR	Ch, H	in	0,7
<i>Rorippa palustris</i>	II	50	CR	H, Th	in	0,1
<i>Rorippa sylvestris</i>	I	3	CS	H	in	0,1
<i>Sagina procumbens</i>	II	25	CSR	Ch	in	< 0,1
<i>Taraxacum officinale</i>	III	30	CSR	H	in	0,7
<i>Veronica catenata</i>	II	6,5	CS	H, Th	in	k.Ang.
<i>Veronica peregrina</i>	II	13	R	H	N	0,1
<i>Veronica serpyllifolia</i>	III	32	CSR	H	in	0,1
Arten in der Diasporenbank <u>und</u> in der Vegetation						
<i>Alopecurus geniculatus</i>	III	30	CSR	H, Th	in	0,4
<i>Carex hirta</i>	II	20	C	G	in	2,8
<i>Cirsium arvense</i>	III	30	C	G	in	1,2
<i>Epilobium ciliatum</i>	III	20	C	H	N	0,1
<i>Epilobium hirsutum</i>	II	20	C	H	in	0,1
<i>Epilobium lamyi</i>	II	30	CS	H	in	0,1
<i>Glyceria fluitans</i>	III	50	CS	Hy, H	in	1,2
<i>Holcus lanatus</i>	III	50	C	H	in	0,3
<i>Juncus articulatus</i>	III	30	CSR	H	in	< 0,1
<i>Juncus compressus</i>	II	20	CSR	G	in	< 0,1
<i>Peplis portula</i>	III	40	R	Th	in	< 0,1
<i>Plantago major intermedia</i>	II	50	R	H, Th	in	0,3
<i>Polygonum aviculare</i>	III	62	R	Th	in	2,1
<i>Ranunculus repens</i>	III	50	CSR	H	in	1,8
<i>Ranunculus sceleratus</i>	III	32	SR	TH	in	0,2
<i>Rumex obtusifolius</i>	II	25	C	H	in	1,3
<i>Salix caprea</i>	I	10	C	Ph	in	0,1
<i>Salix viminalis</i>	I	10	CS	Ph	in	k.Ang.
<i>Sonchus asper</i>	III	30	CR	Th, H	in	0,3
<i>Trifolium repens</i>	III	100	CSR	H	in	0,6
<i>Urtica dioica</i>	III	20	C	Ch	in	0,1
Arten nur in der aktuellen Vegetation						
<i>Agrostis canina</i>	II	40	Csr	H	in	0,1
<i>Agrostis gigantea</i>	II	7	C	G, H	in	0,1
<i>Alnus glutinosa</i>	II	50	C	Ph	in	1,2
		20	C	H	in	1,5

DIASPORENBANKEN UND VEGETATION IM VERGLEICH

3. Teil, Tab. 40, Gebiet D-B	Dbtyp	Tiefe in cm	Strategie typ	Lebens- form	Flori- stischer Status	Gewicht der Diaspo- ren in mg
<i>Angelica archangelica</i> L.	k. Ang.	k. Ang.	CS	H	in	0,4
<i>Bidens tripartita</i>	II	50	CR	Th	in	2,6
<i>Callitriche palustris</i>	k. Ang.	k. Ang.	k. Ang.	Hy	in	k. Ang.
<i>Cardamine pratensis</i>	III	25	CSR	H	in	0,2
<i>Carex disticha</i>	II	20	CSR	G	in	0,3
<i>Cirsium palustre</i>	III	40	C	H	in	1,5
<i>Elymus repens</i>	II	50	C	H, G	in	2,0
<i>Eupatorium cannabinum</i>	III	25	C	H	in	0,3
<i>Festuca rubra</i>	II	20	C	H	in	0,8
<i>Galeopsis tetrahit</i>	III	30	CR	Th	in	4,6
<i>Galium aparine</i>	II	50	CR	H, Th	in	8,3
<i>Galium palustre</i>	III	30	CS	H	in	0,9
<i>Hypericum tetrapterum</i>	II	20	CSR	H	in	< 0,1
<i>Hypericum maculatum</i>	III	20	CSR	H	in	0,4
<i>Iris pseudacorus</i>	I	20	C	Hy, G	Arch	47,6
<i>Isolepis setacea</i>	II	30	R	H	in	< 0,1
<i>Juncus ranarius</i>	k. Ang.	k. Ang.	R	Th	in	< 0,1
<i>Juncus acutiflorus</i>	III	30	CSR	H	in	< 0,1
<i>Juncus bulbosus</i>	III	30	CSR	H	in	< 0,1
<i>Juncus effusus</i>	III	20	C	H	in	< 0,1
<i>Juncus bufonius</i>	III	50	R	Th	in	< 0,1
<i>Juncus tenuis</i>	III	12	CSR	H	N	< 0,1
<i>Lemna minor</i>	I	10	Keine	Hy	in	k. Ang.
<i>Linaria vulgaris</i>	III	10	CSR	G	in	0,1
<i>Lotus pedunculatus</i>	II	30	CSR	H	in	0,5
<i>Lycopus europaeus</i>	I	7	CS	H	in	0,2
<i>Lysimachia vulgaris</i>	II	20	CS	G	in	0,3
<i>Lythrum salicaria</i>	III	50	CS	H	in	0,1
<i>Myosotis scorpioides</i>	III	6	CSR	H	in	0,3
<i>Nasturtium officinale</i>	II	3	CS	C	in	0,2
<i>Persicaria hydropiper</i>	III	30	CR	Th	in	2,3
<i>Persicaria lapathifolia</i>	III	50	CR	Th	in	2,5
<i>Phalaris arundinacea</i>	III	100	C	H, G	in	0,7
<i>Phragmites australis</i>	I	50	CS	G, (Hy)	in	0,1
<i>Poa pratense</i>	III	50	C	H	in	0,3
<i>Poa trivialis</i>	III	30	CSR	H	in	0,1
<i>Ranunculus flammula</i>	III	50	CSR	H	in	0,4
<i>Solanum dulcamara</i>	III	12	C	H	in	1,6
<i>Myosoton aquaticum</i>	III	30	CSR	H	in	0,1
<i>Tussilago farfara</i>	I	20	CSR	H	in	0,2
<i>Typha latifolia</i>	III	32	CS	Hy	in	0,1

4.4.3.1 Vergleich von Diasporenbank und aktueller Vegetation der Fläche D-A hinsichtlich ihrer Diasporenbanktypen

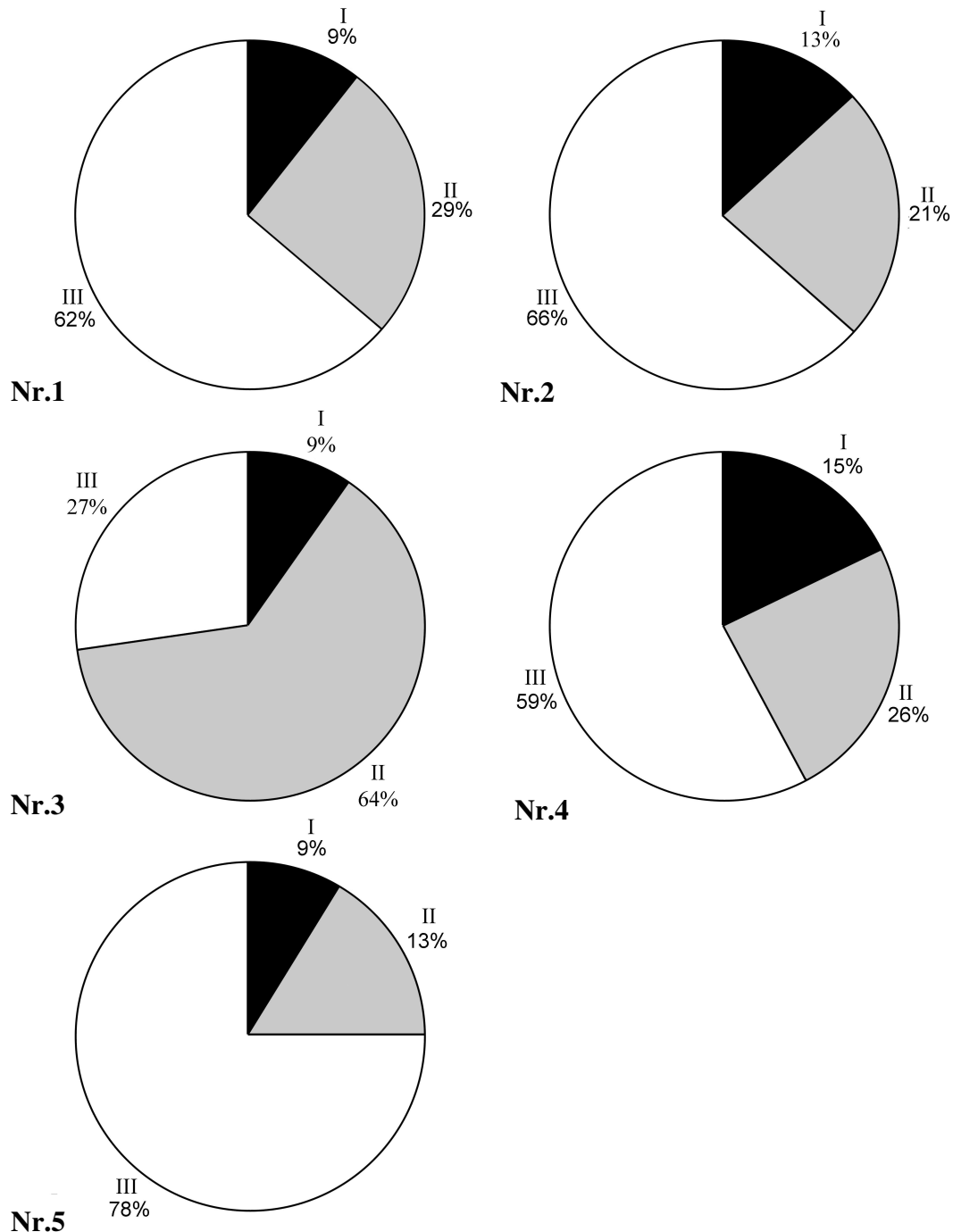


Abbildung 89: Zusammensetzung der Diasporenbank und der stehenden Vegetation 2007 der Fläche D-A nach den prozentualen Anteilen der Diasporenbanktypen. I = transient, II = short-term-persistent, III = long-term-persistent, nach Thompson et al.(1997). Die Nummerierungen der Graphiken bezieht sich auf: Nr.1 = gesamte Diasporenbank (Anzahl der Arten $n = 34$), Nr. 2 = gesamte Vegetation (Anzahl der Arten $n = 62$), Nr. 3 = Diasporenbank (Anzahl der Arten $n = 11$), Nr 4 = nur aktuelle Vegetation (Anzahl der Arten $n = 39$), Nr 5 = sowohl Diasporenbank als auch Vegetation (Anzahl der Arten $n = 23$).

Für das Diagramm Nr. 3 in Abb. 89 wurden die sieben Pflanzenarten zusammengefasst, die in der Diasporenbank aber nicht in der aktuellen Vegetation vertreten waren. Dem Diagramm Nr.4 hingegen liegen die nicht in der Diasporenbank vertretenen Arten der stehenden Vegetation zugrunde. Im Diagramm Nr. 5 der Abb. 89 wird die Verteilung der Diasporenbanktypen der Arten mit Vorkommen sowohl in der Diasporenbank als auch in der aktuellen Vegetation wiedergegeben. Ein Vergleich der prozentualen Verteilung der Diasporenbanktypen, die in den Bodenproben nachgewiesen werden konnten, mit denen, die in der nach drei Jahren aufgewachsenen Vegetation ermittelt wurden, zeigt nur geringe Unterschiede (Abb. 89 Nr.1 und 2). Das gilt für beide im Frühjahr 2005 abgegrabenen Flächen. Der Anteil der Diasporen, die nach Thompson et al. (1997) zu der „long-term persistent“ Diasporenbank gehören, liegt, beide Flächen zusammengekommen, bei 62 bzw. 66 %. Diese Gruppe stellte somit sowohl im Boden als auch in der aktuellen Vegetation den größten Anteil der Diasporen. Zu ihnen gehören die sechs auf dieser Fläche gefundenen *Juncus*-Arten, bei denen für *Juncus bufonius* mehr als 100 Jahre lebensfähige Samen bekannt sind, sowie *Juncus effusus* mit mehr als 50 Jahre überdauernden Diasporen und auch *Juncus acutiflorus* mit Diasporen, für die Thompson et al.(1997) eine Lebensdauer von mehr als 35 Jahren angeben. Die Gattung *Chenopodium* war mit *Chenopodium album*, *Chenopodium polyspermum* und *Chenopodium rubrum* am zweithäufigsten in dieser Kategorie vertreten, wobei für *Chenopodium rubrum* eine verhältnismäßig lange Lebensdauer der Diasporen im Boden von mehr als 54 Jahren angegeben wird. Insgesamt wurden in dem 2005 wiedervernässten Teilabschnitt des Gangelter Bruches 47 Arten (Keimlinge aus der Diasporenbank und solche aus der stehenden Vegetation) bestimmt, die eine langfristig persistente Diasporenbank aufbauen. Mit 29 % bzw. 21 % waren die Arten mit einer „short-term persistent“ Diasporenbank vertreten (Keimfähigkeit bis zu fünf Jahre). Die Arten mit Diasporen aus der transienten Diasporenbank, die nur bis zu einem Jahr überleben, machten sowohl in der Vegetation mit 13 % als auch in der Diasporenbank mit 9 % einen vergleichsweise geringen Anteil aus. Zu den letzteren gehören in der Vegetation nur acht Arten: die beiden Weiden *Salix caprea* und *Salix viminalis*, *Symphytum officinale* und die Arten, die eine Feuchtepräferenz zeigen, wie *Hydrocotyle vulgaris*, *Iris pseudacorus*, *Phragmites australis*, *Lycopus europaeus* und *Lemna minor*. Von den Arten, die nur in den Bodenproben vertreten waren, aber nicht in der drei Jahre nach den Umgestaltungsmaßnahmen entstandenen Pflanzendecke, bauen 64 % eine kurzfristig persistente Diasporenbank auf. Nur 27 % gehören zu den Arten, deren Diasporen fünf Jahre und länger im Boden lebensfähig bleiben. Umgekehrt war die Verteilung der Diasporenbanktypen bei den Taxa, die nur in der Vegetation bestimmt wurden. Es kann erwartet

DIASPORENBANKEN UND VEGETATION IM VERGLEICH

werden, dass auf und in dem freigelegten Niedermoorboden aus der sich entwickelnden Vegetation eine Diasporenbankgemeinschaft aufgebaut wird, die in erheblichem Ausmaß mit der vor der Abgrabung im Boden vorhandenen vergleichbar sein wird.

4.4.3.2 Vergleich von Diasporenbank und aktueller Vegetation der Fläche D-A hinsichtlich der Zuordnung ihrer Arten zu Strategietypen nach Grime (1979)

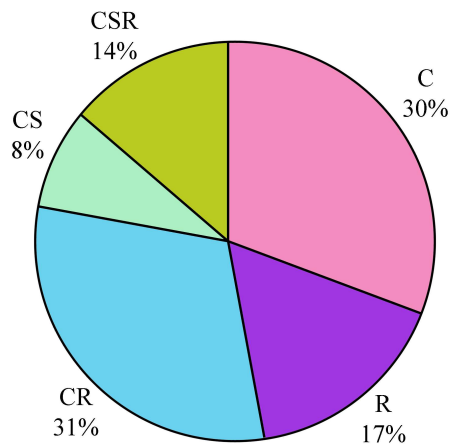


Abbildung 90: Prozentuale Verteilung der Strategietypen (nach Grime 1979) in den Diasporenbanken der Fläche D -A. (Anzahl der Arten $n = 36$). Abkürzungen: C = Konkurrenzstrategie, R = Ruderalstrategie, S = Stressstrategie, CR = Konkurrenz-Ruderalstrategie, CS = Konkurrenz-Stressstrategie, SR = Stress-Ruderalstrategie, CSR = Konkurrenz-Stress-Ruderalstrategie.

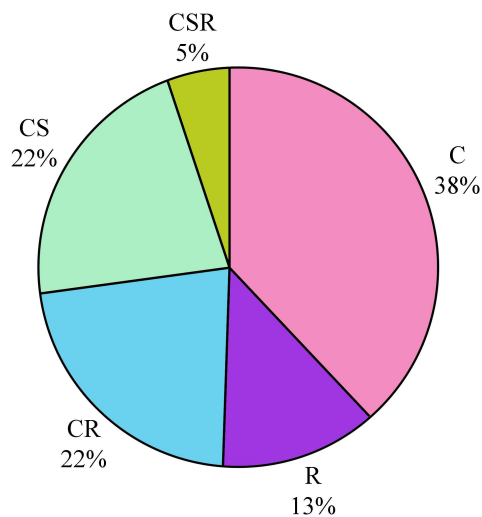


Abbildung 91: Prozentuale Verteilung der Strategietypen (nach Grime 1979) in der aktuellen Vegetation der Fläche D-A (Anzahl der Arten $n = 65$). Abkürzungen: C = Konkurrenzstrategie, R = Ruderalstrategie, S = Stressstrategie, CR = Konkurrenz-Ruderalstrategie, CS = Konkurrenz-Stressstrategie, SR = Stress-Ruderalstrategie, CSR = Konkurrenz-Stress-Ruderalstrategie.

Die Verteilung der ökologischen Strategietypen auf der Fläche D-A in der Diasporenbank und in der aktuellen Vegetation 2007 ist zum großen Teil gleich. Sowohl in der Diasporenbank als auch in der Vegetation waren die reinen Konkurrenzstrategen zusammen mit den Mischformen mit Konkurrenz- bzw. Ruderalanteil am häufigsten vertreten. Die reinen Ruderalstrategen machten 17 % bzw. 13 % aus (Abb. 90 und 91).

4.4.3.3 Vergleich von Diasporenbank und aktueller Vegetation der Fläche D-A hinsichtlich der Zuordnung ihrer Arten zu Lebensformen nach Raunkiaer (1937)

Auf der Fläche D-A waren die Anteile der Therophyten und der Hemikryptophyten ungefähr gleich groß (Abb.92), während die Hydrophyten in dem Diasporenvorrat des Bodens nicht vertreten waren. In der Vegetation ist eine leichte Verschiebung hin zu den ausdauernden Formen erkennbar (Abb. 93).

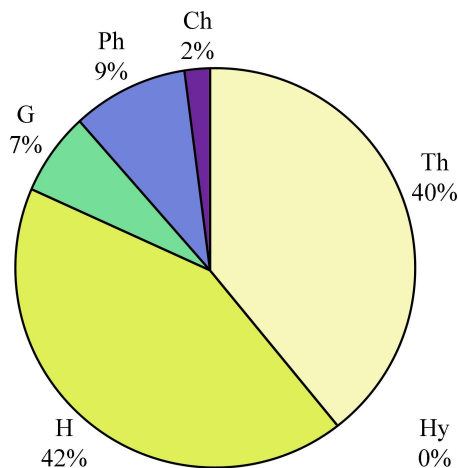


Abbildung 92: Prozentuale Verteilung der Lebensformen (nach Raunkiaer 1937) in den Diasporenbanken der Fläche D – A (Anzahl der Arten $n = 40$). Abkürzungen: Ph = Phanerophyt, Ch = Chamaephyt, H = Hemikryptophyt, G = Geophyt, Hy = Hydrophyt, Th = Therophyt.

DIASPORENBANKEN UND VEGETATION IM VERGLEICH

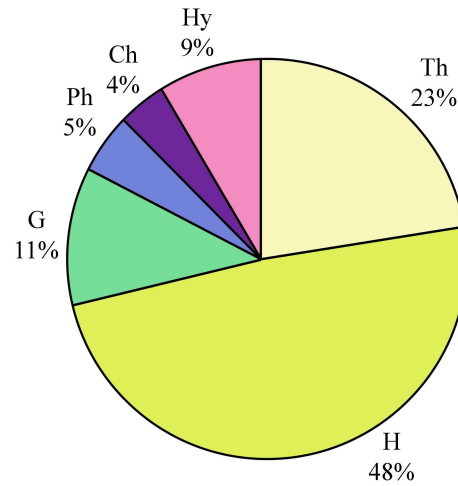


Abbildung 93: Prozentuale Verteilung der Lebensformen(nach Raunkiaer 1937) in der stehenden Vegetation der Fläche D – A (Anzahl der Arten $n = 41$) Abkürzungen: Ph = Phanerophyt, Ch = Chamaephyt, H = Hemikryptophyt, G = Geophyt, Hy = Hydrophyt, Th = Therophyt..

5 Diskussion

5.1 Interpretation der pollenanalytischen Ergebnisse und der Vegetationsgeschichte

Aus dem Pollendiagramm, der versuchten Einordnung der sieben PAZ und gestützt auf regionale Pollenstratigraphien (Florschütz, 1932; Persch, 1949; Rehagen, 1964), kann man folgendes Bild von der Vegetationsgeschichte des Gangelter Bruches entwerfen: Im frühen Boreal, ungefähr zwischen 8800 und 8000 v.Chr. stockte hier ein lockerer Wald aus *Pinus sylvestris*, der durchsetzt war mit *Betula* und wenig *Corylus*. Nachdem am Ende des Praeboreals die letzten eiszeitlichen Dauerfrostböden aufgetaut waren, das Grundwasser am gesamten Niederrhein aber noch nahe an der Oberfläche stand, hatten sich zahlreiche kleine Gewässer, wie die Vorläufer der Niers oder auch des Rodebachs, gebildet. An den Ufern dieser kleinen verzweigten und mäandrierenden Wasserläufe wuchs ein Cyperaceengürtel mit Süßgräsern und zum Teil auch *Sphagnum*-Polstern, was zu Verlandungszonen und lokaler Vertorfung führte. An den feuchteren Stellen konnten sich größere Bestände von Farnen und Sumpf-Schachtelhalmen entwickeln. Mit zunehmender Erwärmung im Frühboreal konnte sich die Kiefer zuerst noch behaupten, *Betula* hingegen spielte kaum noch eine vegetationsprägende Rolle. Ab etwa 8000 v. Chr. wurde die Kiefer merklich zurückgedrängt und die Hasel konnte sich weiter ausbreiten. Die Entwicklung der weiteren wärmeliebenden Gehölze, wie *Quercus* und *Ulmus*, setzt verzögert ein. Die Begünstigung der Hasel gegenüber der Kiefer, der Birke und den Eichenmischwaldarten während des Frühholozäns (ca. 8000-6500 v. Chr.) ist wahrscheinlich auf deren ausgeprägte Trockenheitsresistenz zurückzuführen (Firbas, 1952). Im Zeitabschnitt von 8000 bis 7000 v. Chr. war im Vergleich zur heutigen Situation die Sonneneinstrahlung auf der Nordhalbkugel während des Sommers höher und während des Winters niedriger (Webb III, 1986). Die daraus ableitbaren heißtrockenen Sommer ließen auch die kleinen Wasserläufe zum Teil austrocknen, sodass die Feuchtgebiete und damit der Bestand an Sauergräsern abnahmen. Zu Beginn des Atlantikums, am Ende des Boreals, vor ca. 6000 Jahren, prägten im Gebiet des Niederrheinischen Tieflandes aufgelockerte Eichenmischwälder mit hohen Haselanteilen das Landschaftsbild (Knörzer et al., 1999). Mit dem Atlantikum begann die günstigste Klimaepoche des Holozäns, das postglaziale Klimaoptimum. Die Jahrestemperaturen waren um 2°C höher als zu Beginn des 20. Jahrhunderts. Mit dem „global-change“ in unserer Zeit ist dieses durchschnittliche Temperaturniveau nahezu wieder erreicht. Ein wesentlicher Unterschied aber besteht in der Geschwindigkeit, mit der die

Klimaerwärmung vor ca. 6000 Jahren ablief im Vergleich mit der, die in den letzten 50 Jahren beobachtet wurde. Rechnet man die Werte der Jahresmitteltemperaturen, die von dem Deutschen Wetterdienst für den Raum Düsseldorf gemessen wurden, hoch, so kommt man auf einen Anstieg von 1,2°C in 100 Jahren. Vergleichbare Berechnungen für die Jahresmitteltemperaturen beim Übergang vom Boreal zum Atlantikum ergeben einen Anstieg von ca. 0.06°C in 100 Jahren. Das heißt, dass die heute beobachtete Klimaerwärmung 20 mal so schnell vonstatten geht wie die vor 6000 Jahren (nach Lösch 2008, mündliche Mitteilung). Im Atlantikum ergab sich diese hohe Jahresmitteltemperatur durch eine große Stabilität von warmen Sommern und milden Wintern. Zugleich sorgte im westlichen Europa das ausgeprägt atlantische Klima für hohe Feuchtigkeit. Diese Klimaentwicklung bildete die Voraussetzung für die Entwicklung des typischen Eichenmischwaldes, der sich im Rheinland zu einem dichten Lindenwald mit großen Anteilen der wärmeliebenden Hasel, mit zunehmenden Eichen- und Ulmenbeständen und einzeln eingestreuten Eschengruppen umwandelte (Knörzer et al., 1999). Ein solches Landschaftsbild des Atlantikums ist aus dem vorliegenden Pollendiagramm für das Gangelter Bruch und seine Umgebung allerdings nur teilweise zu erschließen. Die dominierende Baumart ist hier die Erle, was auf das Vorliegen eines Erlenbruches mit größeren Cyperaceen- und Farnbeständen schließen lässt. In der Hartholzaue wird die Ulme eine größere Rolle gespielt haben, im Diagramm mit durchschnittlich 10 % repräsentiert, im Extrem aber auch auf einen Wert größer als 30 % ansteigend. In beträchtlicher Repräsentanz beigemischt waren Hasel und Eiche, mit Pollenwerten zwischen 5 und 10 % auch Linde und Esche in variierenden Anteilen, konzentriert wohl auf die höheren Bereiche des Geländes, wo auf sandigem Substrat auch Kiefern Existenzmöglichkeiten fanden.

Einige pollenfloristische Auffälligkeiten sind hervorzuheben. So erreicht *Corylus* die höchsten Prozentzahlen unter den Baumpollen. Der vom Beginn bis zum Höhepunkt des Atlantikums vorherrschende Eichenmischwald (EMW) mit seinen Komponenten *Quercus*, *Ulmus*, *Tilia*, *Fraxinus* und *Acer* ist keine pflanzensoziologische, sondern mehr eine pollenfloristische Einheit. Innerhalb dieses Eichenmischwaldes dominierte die Eiche ganz eindeutig. Doch auch der scheinbar geringe Anteil der Linde, deren Blüten entomophil sind, und deren Pollen nur in geringen Anteilen in die Luft gelangen und mit dem Wind verbreitet werden, ist zu beachten, während im Vergleich dazu die hohen Absolutwerte der Hasel im Pollenspektrum relativ zur Holzartenzusammensetzung des Waldes heruntergestuft werden müssen. Höhere Prozentzahlen

erreichen noch *Alnus* und *Betula* sowie mit einigem Abstand *Ulmus*. Die übrigen Bäume bleiben dagegen quantitativ ohne Bedeutung.

Wegen unterschiedlicher Produktion und Flugfähigkeit des Pollens entsprechen die Prozentanteile im Baumpollenspektrum nicht den tatsächlichen Anteilen am Waldbild (Andersen, 1970). Nimmt man für die Gesamtheit der mitteleuropäischen Waldbäume die Buche als Bezugsbasis Tab.13), so produzieren demgegenüber – je nach Standortbedingungen – die Eiche die 1,6 – 3,6-fache Menge, Erle und Hasel etwa die 4-fache Menge, Birke und Kiefer sogar bis zur 6-fachen Menge an Pollen. Dagegen erzeugt die insektenblütige Linde weniger als die Hälfte der Pollenmenge der Buche. Aber selbst unter Anwendung dieser Korrekturfaktoren bleibt für die EMW-Zeit im Gangelter Raum die Hasel die häufigste Komponente, gefolgt von Eiche und Ulme – alles typische Baumarten in der Zusammensetzung eines Hartholzauen-Waldes. Birke und Erle sind dann etwa ebenso häufig zu finden wie die Linde.

Das für das Atlantikum gezeichnete Waldbild im Gangelter Bruch ändert sich im folgenden Subboreal (ab ca. 4000 v.Chr., nach Knörzer et al., 1999) nicht wesentlich. An der Klimagunst des Atlantikums scheint sich zunächst nichts geändert zu haben. Weiterhin prägt ein Eichenmischwald, in dem in trockneren Bereichen die Linde vorherrschte, das Landschaftsbild. Auf den feuchteren Standorten war der Anteil der Ulme wohl recht hoch. Auf nasser werdende Verhältnisse in der ersten Hälfte des Subboreals deutet der Anstieg der *Alnus*-Pollenkurve hin. Am Rodebach stockte wohl auf einem Boden mit dauerhaft hohem Grundwasserstand ein Erlenbruchwald. Der Anstieg der Nichtbaumpollenwerte auf 10 % könnte auf kleinere Waldlichtungen hindeuten, auf denen auch die lichtliebende Hasel wachsen konnte. In der zweiten Hälfte des Subboreals weist die starke Abnahme der *Alnus*-Pollen im Zusammenhang mit dem Rückgang von *Ulmus*, *Tilia* und *Quercus* auf eine Klimaänderung hin zu tieferen Temperaturen. Das Klima des Subboreals wird gegenüber dem des Atlantikums als insgesamt etwas rauher und die Bedingungen als weitaus wetterwendischer bezeichnet (Frenzel, 1977). Im Gangelter Bruch nahm die Kiefer zu, beigemischt war die Birke. Wieder konnte sich die Hasel ausbreiten. Die hohen Poaceenwerte deuten auf größere waldfreie Flächen hin. Vielleicht handelte es sich um Moorwiesen. An feuchteren Stellen wuchsen neben Weiden und Farnen Rohrkolben und Moose, was als Hinweis auf eine Moorbildung am Ende des Subboreals gesehen werden kann. Ab dem Beginn des Subatlantikums (700 v. Chr.) bis in die Völkerwanderungszeit (ca. 400 n. Chr.) ändert sich die Zusammensetzung des Pollenspektrums nicht wesentlich. Die Vegetation jüngerer zeitgeschichtlicher Abschnitte wird in dem Pollendiagramm des Gangelter

INTERPRETATION DER POLLENANALYTISCHEN ERGEBNISSE UND DER VEGETATIONSGESCHICHTE

Bruches nicht erfasst. Aussagen über die weitere vegetationsgeschichtliche Entwicklung dieses Bruchgebietes liegen in Form von Florenlisten aus den Jahre 1874 von Becker (Becker, 1874) und 1878 von Foerster (Foerster, 1878) vor.

5.2 Diasporenbanken und Vegetation des Gangelter Bruches

5.2.1 Methodendiskussion

Die Probennahme im zeitigen Frühjahr auf der Fläche D-Sch (2004) konnte alle noch keimfähigen, im Vorjahr erzeugten Diasporen erfassen. Auf den Flächen D-A und D-B wurden während oder kurz nach den Abgrabungsmaßnahmen alle Bodenproben zu einem Zeitpunkt im Jahr ergraben, an dem der Großteil der Pflanzen noch keine Samen ausgestreut hatte (April-Mai 2005) und deshalb nur wenige Diasporen eingeweht sein konnten. Ausgenommen werden müssen hier die frühblühenden Bäume und Sträucher, zu denen auch die Salixarten *Salix caprea* und *Salix viminalis* zählen. Das trifft auch auf die auf niederländischem Gebiet liegende und im Herbst abgegrabene Fläche NL zu. Für die Diasporen in den Proben der Fläche NL gilt außerdem, dass die Lagerungs- und Keimungsbedingungen denen im natürlichen Umfeld entsprachen, da die Diasporen den Winter über im Freien aufbewahrt und somit vergleichbaren Einflüssen ausgesetzt waren wie am Herkunftsort. Somit waren auch die Voraussetzungen für eine Stratifikation gegeben. Es konnten zum einen die Diasporen von solchen Arten keimen, die eine transiente Diasporenbank aufbauen, womit auch annuelle Pflanzen erfasst werden konnten, zum anderen waren auch für das Keimen von Samen aus den persistierenden Diasporenbanken günstige Voraussetzungen geschaffen.

Durch die unterschiedlichen Auftragungsverfahren des Probenmaterials auf die Keimungsunterlage – Vermischen mit der oberen Schicht des als Unterlage dienenden Gartenerde-Sandgemisches sowie Ausbreiten des Probenbodens auf der Unterlage – waren von Versuchsbeginn an gute Keimungsbedingungen geschaffen sowohl für Diasporen von Dunkelkeimern als auch für Lichtkeimer. Um auch den in etwas tiefere Bodenschichten geratenen Diasporen von Lichtkeimern günstige Bedingungen zu bieten, wurde der aufgetragene Boden der Proben in bestimmten Zeitabständen vorsichtig gelockert. Sicher bestimmte Pflanzen konnten dabei entfernt und so die Wurzelkonkurrenz in den Töpfen verringert werden.

Die am häufigsten – und auch hier – benutzte Methode, um zu Aussagen über den Umfang von Diasporenbanken zu gelangen, ist die Auflaufmethode (Roberts, 1981). Bei dieser Methode wird das Material der Bodenproben auf vorbereitete Böden aufgebracht und die auflaufenden Keimlinge bestimmt und gezählt (Van der Valk & Davis, 1978). Es gibt verschiedene methodische Alternativen dazu. Bei einer abgewandelten Form der Auflaufmethode, der Samenkeimungsmethode, wird das Bodenmaterial zuerst in Wasser aufgerührt und anschließend durch Siebe mit abnehmender Porengröße gerüttelt, um die Proben von Steinen und

Pflanzenmaterial, wie Stängeln und Wurzelresten, zu befreien. Das so verdichtete Material kann dann in vorbereitete, mit Erde befüllte Schalen in dünner Lage aufgebracht und die darin enthaltenen Diasporen im Gewächshaus zur Keimung gebracht werden. Bei einer weiteren Methode, der Samenabtrennungsmethode, werden die Bodenproben auch in Wasser aufgerührt, dann aber nicht auf Kultursubstrat übertragen, sondern die aufschwimmenden Samen werden vom sonstigem Festmaterial abgetrennt. Hat man dann lehm- und schlickfreie Fraktionen mit Diasporen erhalten, müssen diese handsortiert, gezählt und identifiziert werden. Bei dieser Methode wird die ca. drei Monate dauernde Aufzuchtzeit der Keimlinge umgangen.

Bei einer solchen Trennungszprozedur wird allerdings nicht das gesamte Arteninventar erfasst. Sehr kleine Samen ($<0,0149$ mm) und solche von selten vorkommenden Spezies werden oft nicht entdeckt (Roberts, 1981). Versuche, in denen sowohl nach der Auflaufmethode als auch nach einer Trennungsmethode verfahren wurde, lieferten keine signifikanten Unterschiede bei Boden, der aus Feuchtgebieten stammte, was die Zusammensetzung der Diasporenbank hinsichtlich der Arten betraf (Poiani & Johnson, 1988). Unterschiede ergaben sich jedoch bei der absoluten Zahl der Diasporen bzw. der aufgelaufenen Keimlinge pro Gewichtseinheit Boden. Die Anzahl der direkt gezählten Diasporen war bei solchen Vergleichen etwa dreimal so groß wie die der aufgelaufenen Keimlinge (Jensen, 1969; Poiani & Johnson, 1988). Der Nachteil der Auflaufmethode bei der Keimlingsausbeute wird allerdings meist ausgeglichen durch den Einsatz von weitaus größeren Mengen an Bodenmaterial. Die von Roberts (1981) bei der Auflaufmethode verwendete Menge war etwa sechsmal so groß wie bei der Methode, bei der die potentiell keimfähigen Diasporen isoliert wurden. Die Wahrscheinlichkeit, dass seltene Arten entdeckt werden, ist daher bei der Auflaufmethode um ein Vielfaches größer als bei der direkten Zählmethode (Gross, 1990; Kalamees & Zobel, 1997). Insgesamt gilt die Auflaufmethode als abgesichert und besonders effizient, was das Aufspüren von ungewöhnlichen und seltenen Arten angeht. Gerade der letzte Gedanke war ausschlaggebend dafür, für die hier vorliegenden Studie die Auflaufmethode zu wählen.

Denn es bestand im Grundkonzept der Renaturierung des Gangelter Bruchs die Erwartung, ehemals im Gebiet vorhandene, rezent nicht mehr gefundenen Sippen aus dem Diasporenpotential tieferer Bodenschichten zu reaktivieren. Bemerkungen sind nötig auch zur statistischen Absicherung von Diasporenbankuntersuchungen. Selbst in sehr homogenen Lebensräumen wechselt das Diasporenreservoir kleinflächig so, dass für statistische Auswertungen sehr viele Proben benötigt werden (Leck & Simpson, 1987). Thompson (1986)

empfiehlt zur sicheren Beurteilung der Diasporenbank von einer nur 0,6 m² großen Fläche die Entnahme von 100 Proben von je 245 cm³ Boden. Für die hier untersuchten Flächen war diese Vorgabe nicht realistisch. In dieser Arbeit wurde deshalb nur da, wo es sinnvoll erschien, die Standardabweichung ermittelt und dargestellt. Die Resultate, auf einer Gesamtmenge von 204 Proben basierend, zeigen aber signifikante Unterschiede zwischen dem oberflächennahen Diasporenreservoir und reliktschen Samen- und Trockenfrucht- Vorkommen in tieferen Horizonten. Auch im Vergleich mit der aktuellen Vegetation wird deutlich, dass das gegebene floristische Spektrum in den Keimlings-Aufläufen umfassend repräsentiert ist. Selbstverständlich kann nicht grundsätzlich ausgeschlossen werden, dass bestimmte, prinzipiell keimfähige Diasporen in Bodenproben infolge ihrer zu geringen Repräsentanz nicht aufgespürt wurden.

5.2.2 Auswertung und Diskussion der Ergebnisse der Diasporenbankversuche

5.2.2.1 Vergleich der Untersuchungsergebnisse mit den Angaben zur Vegetation des Gangelter Bruches aus den Jahren 1878, 1930 und 1983

Diasporenbanken (Frey & Lösch, 2003) und die Verbreitung von Samen spielen nicht nur eine große Rolle in der Populationsbiologie (Thompson et al., 1997), sondern auch bei der Rückführung von zeitweise landwirtschaftlich genutzten Flächen in einen naturnahen Zustand, einen Zustand wie er vor der Nutzbarmachung der jeweiligen Landschaft durch den Menschen vorgefunden wurde (Urbanska, 1992).

Das Renaturierungsvorhaben im Gangelter Bruch ging von der Hoffnung aus, dass Diasporen von Pflanzenarten dys- bis mesotropher Flachmoore im Boden überdauern konnten, obwohl für sie die Standortbedingungen während der letzten 50 Jahre äußerst ungünstig waren. Es bestand und besteht das Ziel, mittels Aktivierung der Diasporenbank in tieferen Bodenschichten aus eutrophierten, überdüngten, landwirtschaftlichen Flächen artenreiche Feuchtgebiete, vielleicht sogar mit Niedermoorcharakter zu entwickeln, wie sie noch in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts im Gangelter Bruch anzutreffen waren, (Tab. 41).

Schwickerath veröffentlichte 1930 unter dem Titel „Das Gangelter Bruch“ einen Artikel in der Zeitschrift „Natur am Niederrhein“, in welchem er den einstigen Artenreichtum und die einzigartige Schönheit dieser Landschaft beschreibt. In dieser Arbeit stellte Schwickerath in einer Liste die Bruchpflanzen zusammen, die bereits Foerster 1878 verzeichnet hat. Foerster seinerseits bezieht in seine Zusammenstellung auch die Angaben aus der Kaltenbach'schen Flora (Kaltenbach, 1845) mit ein. Schon 1874 veröffentlicht Becker in einem Artikel mit der

Überschrift „Botanische Wanderungen durch die Sümpfe und Torfmoore der Niederrheinischen Ebene“ ein Verzeichnis der in 11 untersuchten Sumpfgebieten vorgefundenen Pflanzen. In diesem Verzeichnis, in dem 49 Arten für das Gangelter Bruch genannt werden, wird das Sumpfgebiet bei Gangelt als ein Torfmoor angesprochen. Diese Einordnung findet ihre Bestätigung durch die für das Gebiet genannten Taxa (vgl. Tabelle 41). So ist die frühere Flora des Gangelter Bruches recht gut dokumentiert (Tab. 41). Neben verschiedenen Röhrriech- und Niedermoorarten werden mehr als zehn typische Hochmoorarten genannt, wie die drei Taxa der Gattung *Drosera* und die zwei *Rhynchospora*-Arten. 17 der 52 in der in der Tab. 41 verzeichneten Arten werden in der Roten Liste von NRW (1999) als ausgestorben bzw. verschollen geführt. Nur noch zehn gelten als ungefährdet. Das bedeutet, dass die Wahrscheinlichkeit einer Wiederherstellung des Gangelter Bruches als ein Moorgebiet, wie es vor den Meliorierungsmaßnahmen noch zu Beginn des 20. Jahrhunderts vorgelegen hat, zwar wünschenswert erscheint, aber nahezu unmöglich sein dürfte. Immerhin ist es a priori nicht ausschließbar, dass die eine oder andere floristische Spezialität in der „long-term persistent“ Samenbank des Bodens überdauert haben könnte.

Um 1880 herum konnten im Gangelter Bruch noch 52 seltene Pflanzenarten (Foerster, 1878) entdeckt werden. Hervorgehoben unter ihnen seien die Wasserfeder *Hottonia palustris*, das braune Schnabelried *Rhynchospora fusca*, das rötliche Laichkraut *Potamogeton rufescens* und insbesondere der euatlantische zarte Gauchheil *Anagallis tenella*. Im Jahre 1930 findet Schwickerath nur noch 13 von diesen 52 seltenen Arten. Denn schon Mitte des 19. Jahrhunderts waren erste Schritte getan worden, um das Bruchgebiet zu meliorieren und der Landwirtschaft zur Verfügung zu stellen (Laumen, 1924). Diese Maßnahmen mussten dann im Zusammenhang mit dem Deutsch-Französischen Krieg 1870 eingestellt werden. Ab 1922 wurden aber diese Meliorierungsarbeiten wieder aufgegriffen, sodass Schwickerath schon 1930 beklagt, dass dieser „einzige Flecken unserer Heimat, das Gangelter Bruch, mit seinem Florenreichtum und seinem eigenartigen Stimmungsgehalt der Trockenlegung zum Opfer gefallen ist“. So fand er 1922 noch große Bestände von *Calla palustris*, *Utricularia vulgaris* und *Potentilla palustris* am Rodebach. In seiner Liste von 1930 führt er diese schon nicht mehr auf (Tab. 41 und 42). 1950 wurde einer zwischen der Dahl-Mühle und der Brommler-Mühle entlang des Rodebaches südlich der Stadt Gangelt gelegenen, langgestreckten Fläche von 2,8 ha, die 1924 den Status eines Naturschutzgebietes erhalten hatte, dieser Status wieder aberkannt. Aus dem Jahre 1983 liegt eine Liste mit Pflanzen aus dem Gangelter Bruch von Rehnelt vor, in der von den in der Liste von

DIASPORENBANKEN UND VEGETATION DES GANGELTER BRUCHES

Schwickerath 1930 aufgeführten Pflanzenarten nur noch fünf Arten verzeichnet sind (Tab. 41). Im Jahre 2007 konnte von den dreizehn 1930 im Gangelter Bruch wachsenden und von Schwickerath als seltene Pflanzen eingestuften Arten, nur noch *Hydrocotyle vulgaris* bestimmt werden: Am nördlichen Rand der Abgrabungsfläche wurde ein ca. 4 m² großer, frisch grüner Bestand des gewöhnlichen Wassernabels gefunden. Es ist aber fraglich, ob es sich hier um einen Restbestand der Population von 1930 handelt. Es ist vielmehr als wahrscheinlicher anzusehen, dass Diasporen dieser Art mit dem aus dem Rodebach auf die abgegrabene Fläche abgeleiteten Wasser eingeschwemmt worden sind. *Hydrocotyle vulgaris* gilt in ganz Nordrhein-Westfalen und in dem Umfeld des Untersuchungsgebietes als verbreitet (Angaben aus „Flora Web“, Bundesamt für Naturschutz).

Weiter ist ganz offensichtlich, dass einige in den Listen von Foerster (1878) und Schwickerath (1930) aufgeführten Arten (*Corynephorus canescens*, *Erica cinerea* und die beiden Lycopodiumarten *Lycopodium annotinum* und *L. clavatum*) nicht in dem eigentlichen Bruchgebiet, sondern in den Heidekiefernwäldern der benachbarten Höhen wuchsen (Teverener Heide etc.).

*Tabelle 41: Vergleich der Flora des Gangelter Bruchs mit Florenlisten der in der 2. Hälfte des 19. Jahrhunderts, der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts und nach den Eingriffen in der 2. Hälfte des 20. Jahrhunderts bestimmten Pflanzen (+ = bestimmt). Mit aufgeführt sind die Zeigerwerte Feuchtezahl und Stickstoffzahl der Taxa (nach Ellenberg et al. 1992, Erläuterungen: siehe unten) sowie die Gefährdung der Arten gemäß der Roten Liste von NRW (1999, Niederrheinisches Tiefland). Kategorien: 0 = ausgestorben oder verschollen, 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, * = ungefährdet.*

Beschriebene und bestimmte Pflanzen des Gangelter Bruches	Becker (1874)	Foerster (1878)	Schwickerath (1922 u. 1930)	Rehnelt (1983) und Tholen (1986)	Feuchtezahl	Stickstoffzahl	Rote Liste von NRW(1999)
<i>Osmunda regalis</i>	+	+	+		8	5	3
<i>Pilularia globulifera</i>	+	+	+		9	2	2
<i>Dryopteris cristata</i>			+	+	9	6	2
<i>Thelypteris palustris</i>		+			8	6	2
<i>Lycopodium annotinum</i>		+			6	3	0
<i>Lycopodiella inundata</i>	+	+			9	1	2
<i>Lycopodium clavatum</i>			+		4	2	2
<i>Anagallis tenella</i>	+	+	+		9	2	0
<i>Andromeda polifolia</i>	+	+	+		9	1	2

DIASPORENBANKEN UND VEGETATION DES GANGELTER BRUCHES

Teil 2, Tab.41 Beschriebene und bestimmte Pflanzen des Gangelter Bruches	Becker (1874)	Foerster (1878)	Schwickerath (1922 u. 1930)	Rehnelt (1983) und Tholen (1986)	Feuchtezahl	Stickstoffzahl	Rote Liste NRW (1999)
<i>Apium nodiflorum</i>	+				10	6	2
<i>Baldelia ranunculoides</i>	+	+			10	2	0
<i>Bidens cernua</i>		+	+		9	9	*
<i>Calla palustris</i>	+	+	1922		9	4	3
<i>Callitriche hamulata</i>	+				10	4	3
<i>Callitriche stagnalis</i>	+				10	4	k.Ang
<i>Callitriche palustris</i>	+				11	4	1
<i>Carex distans</i>	+	+			9	6	0
<i>Carex flava</i>	+				9	2	2
<i>Carex lasiocarpa</i>	+	+	+		9	3	0
<i>Carex hostiana</i>	+	+			9	2	2
<i>Carex limosa</i>	+	+			9	2	2
<i>Carex panicea</i>			+		8	4	3
<i>Carex pulicaris</i>	+				9	2	1
<i>Carex paniculata</i>			+	+	9	5	*
<i>Carex viridula</i>	+				9	2	k.Ang.
<i>Centunculus minimus</i>	+				7	3	1
<i>Cicendia filiformis</i>	+	+			8	2	0
<i>Cladium mariscus</i>	+	+			10	3	2
<i>Corynephorus canescens</i>		+	+		2	2	3
<i>Cyperus flavescens</i>	+	+			7	4	0
<i>Cyperus fuscus</i>		+			7	4	*
<i>Deschampsia setacea</i>	+				9	1	0
<i>Drosera intermedia</i>	+	+			9	2	3
<i>Drosera longifolia</i>	+	+	+		9	2	0
<i>Drosera rotundifolia</i>	+	+	+		9	1	3
<i>Eleogiton fluitans</i>	+	+			10	2	3
<i>Eleocharis multicaulis</i>	+	+			10	2	3
<i>Eleocharis quinqueflora</i>	+	+			9	2	0
<i>Epipactis palustris</i>		+			9	2	2
<i>Erica cinerea</i>		+			5	1	2
<i>Glyceria maxima</i>	+				10	9	*
<i>Gnaphalium luteo-album</i>		+			7	3	2
<i>Hammarbya paludosa</i>	+	+			9	2	1
<i>Hottonia palustris</i>		+			12	4	3

DIASPORENBANKEN UND VEGETATION DES GANGELTER BRUCHES

Teil 3, Tab. 41 Beschriebene und bestimmte Pflanzen des Gangelter Bruches	Becker (1874)	Foerster (1878)	Schwickerath (1922 u. 1930)	Rehnelt (1983) und Tholen (1986)	Feuchtezahl	Stickstoffzahl	Rote Liste NRW (1999)
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	+	+	+	+	9	2	*
<i>Hypericum elodes</i>	+	+			9	1	2
<i>Juncus squarrosus</i>		+	+		7	1	3
<i>Juncus tenageia</i>		+			7	4	0
<i>Limosella aquatica</i>		+			8	3	*
<i>Littorella uniflora</i>	+				10	2	0
<i>Ludwigia palustris</i>	+	+			9	4	0
<i>Montia fontana</i>	+				9	4	k.Ang.
<i>Myrica gale</i>	+	+	+	+	9	3	3
<i>Narthecium ossifragum</i>	+	+			9	1	3
<i>Nuphar lutea</i>		+			11	6	*
<i>Nymphaea alba</i>		+			11	5	*
<i>Nymphoides peltata</i>	+				11	7	*
<i>Parnassia palustris</i>	+				8	2	0
<i>Peucedanum palustre</i>	+	+		+	9	4	3
<i>Polygala serpyllifolia</i>			+		6	2	2
<i>Potamogeton rufescens</i>		+			12	6	3
<i>Potentilla palustris</i>			1922		9	2	3
<i>Radiola linoides</i>		+			7	2	0
<i>Rhynchospora alba</i>	+	+	+		9	2	3
<i>Rhynchospora fusca</i>	+	+			9	2	3
<i>Sagina nodosa</i>	+				8	5	0
<i>Samolus valerandi</i>	+	+			8	5	1
<i>Scutellaria minor</i>	+	+			9	3	2
<i>Trichophorum cespitosum</i>	+	+	+		9	1	2
<i>Senecio aquaticus</i>		+			8	5	0
<i>Senecio erraticus</i>		+			6	6	3
<i>Sparganium emersum</i>		+			10	7	*
<i>Triglochin palustre</i>		+			9	1	2
<i>Utricularia intermedia</i>		+			12	1	k.Ang.
<i>Utricularia minor</i>	+	+			12	2	3
<i>Utricularia vulgaris</i>		+	1922		12	4	1
<i>Vaccinium oxycoccus</i>	+		+		9	1	3
<i>Viola palustris</i>			+		9	3	*

DIASPORENBANKEN UND VEGETATION DES GANGELTER BRUCHES

Teil 4, Tab. 41 Beschriebene und bestimmte Pflanzen des Gangelter Bruches	Becker (1874)	Foerster (1878)	Schwickerath (1922 u. 1930)	Rehnelt (1983) und Tholen (1986)
Summe der Arten	49	55	24	5
Mittlere Feuchtezahl	9,1	9	9,6	9
Mittlere Stickstoffzahl	2,8	3	3,2	4

Erläuterungen zu den Feuchtezahlen und Stickstoffzahlen (nach Ellenberg 1992)

Feuchtezahlen: Vorkommen im Gefälle der Bodenfeuchtigkeit vom flachgründig-trockenen Felshang bis zum Sumpfboden sowie vom seichten bis zum tiefen Wasser. Die Zahlen bedeuten: 1 = Starktrockniszeiger, 2 = zwischen 1 und 3 stehend, 3 = Trockniszeiger, 4 = zwischen 3 und 5 stehend, 5 = Frischezeiger, d.h. Schwergewicht auf mittelfeuchten Böden, 6 = zwischen 5 und 7 stehend, 7 = Feuchtezeiger, d.h. Schwergewicht auf gut durchfeuchteten, aber nicht nassen Böden, 8 = zwischen 7 und 9 stehend, 9 = Nässezeiger, d.h. Schwergewicht auf oft durchnässten Böden, 10 = Wechselwasserzeiger, Pflanze, die längere Zeiten ohne Wasserbedeckung des Bodens erträgt, 11 = Wasserpflanze, die unter Wasser wurzelt, aber zeitweilig mit den Blättern über dessen Oberfläche aufragt, oder Schwimmpflanze, die an der Wasseroberfläche flottiert, 12 = Unterwasserpflanze.

Stickstoffzahlen: Vorkommen im Gefälle der Mineralstickstoffversorgung während der Vegetationszeit. Die Zahlen bedeuten: 1 = stickstoffärmste Standorte anzeigend, 2 = zwischen 1 und 3 stehend, 3 = auf stickstoffarmen Standorten häufiger als auf mittelmäßigen, 4 = zwischen 3 und 5 stehend, 5 = mäßig stickstoffreiche Standorte anzeigend, 6 = zwischen 5 und 7 stehend, 7 = an stickstoffreichen Standorten häufiger als auf mittelmäßigen, 8 = ausgesprochener Stickstoffzeiger, 9 = an übermäßig stickstoffreichen Standorten konzentriert.

x bedeutet ein indifferentes Verhalten.

DIASPORENBANKEN UND VEGETATION DES GÄNGELTER BRUCHES

Tabelle 42: Florenliste der stehenden Vegetation 2007 des vor einem Vierteljahrhundert renaturierten Gebietes D-Sch. Mit aufgeführt sind die Zeigerwerte Feuchtezahl und Stickstoffzahl der Taxa (nach Ellenberg et al. 1992).

Arten	Feuchtezahl	Stickstoffzahl	Arten	Feuchtezahl	Stickstoffzahl
<i>Alnus glutinosa</i>	9	x	<i>Lemna trisulca</i>	12	5
<i>Alopecurus pratensis</i>	6	7	<i>Lotus pedunculatus</i>	8	4
<i>Arrhenaterum elatius</i>	x	7	<i>Lychnis flos cuculi</i>	7	x
<i>Artemisia vulgaris</i>	6	8	<i>Lycopus europaeus</i>	9	7
<i>Bidens tripartita</i>	9	8	<i>Lysimachia vulgaris</i>	8	x
<i>Bromus hordeaceus</i>	x	3	<i>Lythrum salicaria</i>	8	x
<i>Bromus sterilis</i>	4	5	<i>Mentha aquatica</i>	9	5
<i>Calamagrostis epigeja</i>	x	6	<i>Mentha arvensis</i>	7	x
<i>Callitriche palustris</i>	10	5	<i>Myosotis scorpioides</i>	8	5
<i>Calystegia sepium</i>	6	9	<i>Myosoton aquaticum</i>	8	8
<i>Cardamine hirsuta</i>	5	7	<i>Myrica gale</i>	9	3
<i>Carduus crispus</i>	6	9	<i>Nymphaea alba</i>	11	5
<i>Carex hirta</i>	6	5	<i>Phalaris arundinacea</i>	8	7
<i>Carex pseudocyperus</i>	9	5	<i>Phragmites australis</i>	10	7
<i>Cerastium brachypetalum</i>	3	2	<i>Poa trivialis</i>	7	7
<i>Cirsium arvense</i>	x	7	<i>Potentilla palustris</i>	9	2
<i>Cirsium palustre</i>	8	3	<i>Ranunculus lingua</i>	10	6
<i>Dactylis glomerata</i>	5	6	<i>Ranunculus repens</i>	7	7
<i>Digitalis purpurea</i>	5	6	<i>Rubus idaeus</i>	x	6
<i>Elymus repens</i>	x	7	<i>Rumex acetosa</i>	x	6
<i>Epilobium ciliatum</i>	k.Ang.	k.Ang.	<i>Rumex acetosella</i>	3	2
<i>Equisetum arvense</i>	x	3	<i>Rumex obtusifolius</i>	6	9
<i>Eupatorium cannabinum</i>	7	8	<i>Salix caprea</i>	6	7
<i>Galeopsis tetrahit</i>	5	6	<i>Scirpus silvaticus</i>	8	4
<i>Galium aparine</i>	x	8	<i>Scrophularia auriculata</i>	9	7
<i>Galium palustre</i>	9	4	<i>Scutellaria galericulata</i>	9	6
<i>Glyceria maxima</i>	10	9	<i>Solanum dulcamara</i>	8	8
<i>Heracleum sphondylium</i>	5	8	<i>Stachys palustris</i>	7	6
<i>Holcus lanatus</i>	6	5	<i>Stratiotes aloides</i>	11	6
<i>Humulus lupulus</i>	8	8	<i>Tanacetum vulgare</i>	5	5
<i>Hypericum maculatum</i>	6	2	<i>Typha latifolia</i>	10	8
<i>Iris pseudacorus</i>	9	7	<i>Urtica dioica</i>	6	9
<i>Juncus effusus</i>	7	4	<i>Vicia angustifolia</i>	x	x
<i>Lemna minor</i>	11	6	<i>Vicia hirsuta</i>	4	4
			<i>Vicia tetrasperma</i>	5	5

DIASPORENBANKEN UND VEGETATION DES GANGELTER BRUCHES

Auswertung zu Tabelle 42:	
Summe der Arten	69
Mittlere Feuchtezahl	7,4
Mittlere Stickstoffzahl	6,5

Tabelle 43: Florenliste der stehenden Vegetation 2007 des 2004 wiedervernässten Gebietes NL. Mit aufgeführt sind die Zeigerwerte Feuchtezahl und Stickstoffzahl der Taxa (nach Ellenberg et al. 1992).

Arten	Feuchtezahl	Stickstoffzahl	Arten	Feuchtezahl	Stickstoffzahl
<i>Agrostis canina</i>	9	2	<i>Juncus effusus</i>	7	4
<i>Agrostis gigantea</i>	8	6	<i>Lemna minor</i>	11	6
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	10	8	<i>Lotus pedunculatus</i>	8	4
<i>Alnus glutinosa</i>	9	x	<i>Lycopus europaeus</i>	9	7
<i>Alopecurus geniculatus</i>	8	7	<i>Matricaria recutita</i>	5	5
<i>Angelica sylvestris</i>	8	4	<i>Myosotis arvensis</i>	5	6
<i>Berula erecta</i>	10	6	<i>Myosotis scorpioides</i>	8	5
<i>Bidens tripartita</i>	9	8	<i>Nasturtium officinale</i>	10	7
<i>Callitriche palustris</i>	10	5	<i>Persicaria hydropiper</i>	8	8
<i>Cardamine flexuosa</i>	8	5	<i>Phalaris arundinacea</i>	8	7
<i>Epilobium ciliatum</i>	k.Ang.	k.Ang.	<i>Phragmites australis</i>	10	7
<i>Epilobium hirsutum</i>	8	8	<i>Poa annua</i>	6	8
<i>Galeopsis tetrahit</i>	5	6	<i>Poa trivialis</i>	7	7
<i>Galium palustre</i>	9	4	<i>Ranunculus flammula</i>	9	2
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	7	4	<i>Ranunculus repens</i>	7	7
<i>Holcus lanatus</i>	6	5	<i>Ranunculus sceleratus</i>	9	9
<i>Hypericum perforatum</i>	4	4	<i>Rorippa palustris</i>	8	8
<i>Hypericum tetrapterum</i>	8	5	<i>Rumex crispus</i>	7	6
<i>Iris pseudacorus</i>	9	7	<i>Rumex obtusifolius</i>	6	9
<i>Isolepis setacea</i>	9	3	<i>Salix caprea</i>	6	7
<i>Juncus acutiflorus</i>	8	3	<i>Salix viminalis</i>	8	x
<i>Juncus articulatus</i>	9	2	<i>Sparganium erectum</i>	10	7
<i>Juncus bufonius</i>	7	4	<i>Stellaria alsine</i>	8	4
<i>Juncus bulbosus</i>	10	2	<i>Typha latifolia</i>	10	8
<i>Juncus compressus</i>	8	5	<i>Veronica beccabunga</i>	10	6

DIASPORENBANKEN UND VEGETATION DES GÄNGELTER BRUCHES

Auswertung zu Tabelle 43	
Summe der Arten:	50
Mittlere Feuchtezahl:	8
Mittlere Stickstoffzahl:	5,6

Tabelle 44: Florenliste der stehenden Vegetation 2007 der 2005 wiedervernässten Flächen D-A und D-B. Mit aufgeführt sind die Zeigerwerte Feuchtezahl und Stickstoffzahl der Taxa (nach Ellenberg et al. 1992).

Arten	Feuchtezahl	Stickstoffzahl	Arten	Feuchtezahl	Stickstoffzahl
<i>Agrostis canina</i>	9	2	<i>Juncus compressus</i>	8	5
<i>Agrostis gigantea</i>	8	6	<i>Juncus effusus</i>	7	4
<i>Alisma plantago aquatica</i>	10	8	<i>Juncus ranarius</i>	k.Ang.	k.Ang.
<i>Alnus glutinosa</i>	9	x	<i>Juncus tenuis</i>	6	5
<i>Alopecurus geniculatus</i>	8	7	<i>Lemna minor</i>	11	6
<i>Angelica archangelica</i> L.	9	9	<i>Linaria vulgaris</i>	4	7
<i>Angelica sylvestris</i>	8	4	<i>Lotus pedunculatus</i>	8	4
<i>Arrhenaterum elatius</i>	x	7	<i>Lycopus europaeus</i>	9	7
<i>Betula pendula</i>	x	x	<i>Lysimachia vulgaris</i>	8	x
<i>Bidens tripartita</i>	9	8	<i>Lythrum salicaria</i>	8	x
<i>Callitriche palustris</i>	10	5	<i>Menta aquatica</i>	9	5
<i>Capsella bursa pastoris</i>	5	6	<i>Myosotis scorpioides</i>	8	5
<i>Cardamine pratensis</i>	6	x	<i>Nasturtium officinale</i>	10	7
<i>Carex disticha</i>	9	5	<i>Peplis portula</i>	7	2
<i>Carex hirta</i>	6	5	<i>Persicaria hydropiper</i>	8	8
<i>Cerastium holosteoides</i>	5	5	<i>Persicaria lapathifolia</i>	8	8
<i>Chenopodium polyspermum</i>	6	8	<i>Persicaria maculosa</i>	5	7
<i>Cirsium arvense</i>	x	7	<i>Persicaria minor</i>	8	8
<i>Cirsium palustre</i>	8	3	<i>Phalaris arundinacea</i>	8	7
<i>Elymus repens</i>	8	3	<i>Phragmites australis</i>	10	7
<i>Epilobium ciliatum</i>	k.Ang.	k.Ang.	<i>Plantago major intermedia</i>	7	4
<i>Epilobium hirsutum</i>	8	8	<i>Poa annua</i>	6	8
<i>Epilobium lamyi</i>	5	6	<i>Poa pratense</i>	5	6
<i>Equisetum palustre</i>	8	3	<i>Poa trivialis</i>	7	7
<i>Eupatorium cannabinum</i>	7	8	<i>Polygonum aviculare</i>	4	6

DIASPORENBANKEN UND VEGETATION DES GÄNGELTER BRUCHES

Teil 2, Tab. 44 Arten	Feuch- tezahl	Stick- stoff- zahl	Arten	Feuch- tezahl	Stick- stoff- zahl
<i>Festuca rubra</i>	6	x	<i>Ranunculus flammula</i>	9	2
<i>Galeopsis tetrahit</i>	5	6	<i>Ranunculus repens</i>	7	7
<i>Galinsoga ciliata</i>	4	7	<i>Ranunculus sceleratus</i>	9	9
<i>Galium aparine</i>	x	8	<i>Rumex obtusifolius</i>	6	9
<i>Galium palustre</i>	9	4	<i>Salix caprea</i>	6	7
<i>Glechoma hederacea</i>	6	7	<i>Salix viminalis</i>	8	x
<i>Glyceria fluitans</i>	9	7	<i>Scrophularia nodosa</i>	6	7
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	7	4	<i>Scutellaria galericulata</i>	9	6
<i>Heracleum sphondylium</i>	5	8	<i>Solanum dulcamara</i>	8	8
<i>Holcus lanatus</i>	6	5	<i>Sonchus asper</i>	6	7
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	9	2	<i>Sparganium erectum</i>	10	7
<i>Hypericum maculatum</i>	6	2	<i>Stellaria alsine</i>	8	4
<i>Hypericum tetrapterum</i>	8	5	<i>Stellaria media</i>	x	8
<i>Iris pseudacorus</i>	9	7	<i>Symphytum officinale</i>	7	8
<i>Isolepis setacea</i>	9	3	<i>Trifolium pratense</i>	5	x
<i>Juncus acutiflorus</i>	8	3	<i>Trifolium repens</i>	5	6
<i>Juncus articulatus</i>	9	2	<i>Tussilago farfara</i>	6	x0
<i>Juncus bufonius</i>	7	4	<i>Typha latifolia</i>	10	8
<i>Juncus bulbosus</i>	10	2	<i>Urtica dioica</i>	6	9
Auswertung zu Tabelle 44:					
Summe der Arten:	88				
Mittlere Feuchtezahl:	7,2				
Mittlere Stickstoffzahl:	6,7				

Der Vergleich der mittleren Feuchte- und Stickstoff-Zahlen gemäß Ellenberg et al. (1992), welche sich für die zwischen 1874 und 1983 erstellten Florenlisten errechnen (Tab. 41), mit denen, die sich aus den aktuellen Artenlisten ergeben, zeigt deutlich vor allem den Anstieg der Eutrophierung im gesamten Gebiet. Während die mittlere Feuchtezahl von den hohen Werten um $F = 9$ (nass) auf F -Werte zwischen 7 und 8 (feucht) abgesunken ist, ist der Anstieg der N -Werte dramatisch: Der Durchschnittswert $N = 2,8$ für das Pflanzenarten-Inventar im Jahre 1874 kennzeichnet das Gebiet als ausgesprochen stickstoffarm. Selbst, wenn man annimmt, dass die Florenlisten aus der Mitte des 20. Jahrhunderts etliche im Gebiet vorkommende eutraphente Ubiquisten vernachlässigt haben, ergibt sich für die Zeit unmittelbar nach den Meliorierungseingriffen insgesamt doch wohl nur ein mäßiges Stickstoff-Angebot im Gebiet. Nach Ausweis

der aktuell im Bereich des Gangelter Bruch stockenden Flora liegen hier nunmehr jedoch stickstoffreiche Verhältnisse (N=6,7) vor.

Diasporenbanken, als ein wesentlicher Bestandteil der Pflanzengemeinschaften, spielen eine fundamentale Rolle bei der Aufrechterhaltung ihrer floristischen Zusammensetzung, vor allem bei Störungen, wie sie z. B. bei im Rahmen von Meliorierungen durchgeführten Umgestaltungsmaßnahmen vorliegen. Denn durch langlebige Diasporen kann ein Pflanzenbestand nach vorübergehender Störung wieder teilweise in den Ausgangszustand zurückkehren, wenn die ökosystemare Störung wieder aufhört. Untersuchungen zur Langlebigkeit von Diasporen im Boden fanden zunächst überwiegend an Ackerstandorten statt (Brenchley & Werrington, 1930; Roberts, 1970; Roberts, 1981), nicht zuletzt, um ein aus agrarwirtschaftlicher Sicht optimiertes Management der Ackerunkräuter zu erreichen. In Nordrhein-Westfalen wurde ab 1984 ein landesweites Schutzprogramm für Ackerwildkräuter eingerichtet. Dieses fußte auf Feststellungen Schumachers (Schumacher, 1980; Schumacher, 1984), dass sich seltene und gefährdete Segetalpflanzen (u.a. Arten der Sandmohn-Gesellschaften) auch noch nach mehr als 20 Jahren Behandlung der Ackerflächen mit Herbiziden auf ungespritzten Ackerrändern aus dem vorhandenen Diasporenpotenzial im Boden regenerieren. Auch zur Renaturierung von Feuchtgebieten, sowohl von Grünland- als auch von Ackerflächen, liegen eine Reihe von Befunden vor. So kommen Touzard et al. (2002) zu dem Ergebnis, dass auf einer seit 15 Jahren brachliegenden und zwischenzeitlich völlig mit *Calystegia sepium* und *Phalaris arundinacea* bedeckten Fläche ein Großteil der Keimlinge, die nach dem Entfernen dieser Pflanzenfacies auf der nun freien Fläche aufwuchsen, aus Diasporen des Bodens stammten. Unter den aus solchen Bodenproben aufgelaufenen Pflanzentaxa befanden sich *Persicaria maculosa*, *Galium palustre*, *Lythrum salicaria*, *Ranunculus flammula* und *Stachys palustris*. Nach Thompson et al. (1997) bauen diese Arten in Feuchtgebieten eine Diasporenbank auf, deren Samen länger als fünf Jahre im Boden keimfähig bleiben. In der Mehrzahl der Untersuchungen, einschließlich der Diasporenbankexperimente im Rahmen von Extensivierungsmaßnahmen von ehemals artenreichen Grünlandflächen, in denen sich herausstellte, dass viele der bezeichnenden „bunten“ Kräuter keine persistente Diasporenbank aufbauen (Schwabe & Kratochwil, 1994; Jensen, 1969), stimmten allerdings die Ergebnisse nicht mit einer solchen Restitution der Ausgangsvegetation überein. So wurden allgemein bei Wiesen- und Weideflächen nur geringe Übereinstimmungen zwischen der stehenden Vegetation und der Diasporenbank gefunden (Bakker et al., 1996; Edwards & Crawley, 1999; Milberg, 1995; Peco et al., 1998). Die Pflanzenarten dieser Standorte

produzieren zum großen Teil Samen, die nicht länger als ein Jahr im Boden überleben (Bakker, 1989; Thompson, 1992).

Vergleichbare Ergebnisse liegen in einer Reihe von weiteren Untersuchungen zu den Diasporenbanken extensiv genutzter Grünlandsysteme vor, hier vor allem auch zu denen der Feuchtwiesen mit Niedermoorfloren. (Brenchley & Werrington, 1930; Grillas *et al.*, 1993; Jensen, 1998; Levassor *et al.*, 1991; McDonald, 1993; McDonald *et al.*, 1996; Middleton, 2003; Milberg, 1993; Pfadenhauer & Maas, 1987; Roberts, 1970; Thompson & Grime, 1979; Touzard, 1999; Touzard *et al.*, 2002; Van der Valk *et al.*, 1992; Williams, 1984; Sach, 1999).

Aus den Diasporenbanken der Bodenproben von den im Bereich des Gangelter Bruchs untersuchten Flächen lief keine der von Schwickerath (1930) genannten, seltenen Bruchpflanzen auf (Tab. 41). Nur knapp 30 % aller einem Diasporenbanktyp zugeordneten auch von Schwickerath genannten Taxa produzieren Diasporen mit einer Keimfähigkeit von mehr als fünf Jahren. Für 70 % der 1930 noch gefundenen typischen Bruchpflanzen bestand also nach den Renaturierungsmaßnahmen per se keine Möglichkeit, einen Bestand aus der Diasporenbank heraus aufzubauen. Aber auch die vier Arten, die nach Thompson *et al.* (1997) „eine long-term-persistent“ Diasporenbank aufbauen (*Anagallis tenella*, *Carex lasiocarpa*, *Juncus squarrosus* und *Viola palustris*) wurden weder in den Versuchstöpfen noch in der sich entwickelnden Vegetation gefunden. Eine Erklärung für das Fehlen dieser vier Taxa kann gegeben werden durch die Feststellung, dass der Horizont, in dem die Diasporen der Arten aus der Schwickerath'schen Liste lagern müssten, mit der 50 cm tief abgegrabenen Bodenschicht wegtransportiert wurde. Wie die Ergebnisse der Pollenanalyse gezeigt haben, ist der nach den Abgrabungen freigelegte Horizont in 50 cm Tiefe rund 1500 Jahre alt und somit an den Beginn der Völkerwanderungszeit zu datieren.

Es ist prinzipiell verständlich, dass die Renaturierungs-Planungen einen Erdauftrag von knapp einen halben Meter unter die vorherige Bodenoberfläche vorsahen: Hierdurch sollte ein wirkungsvoller Entzug der in den vorhergegangenen Jahrzehnten im Oberboden angereicherten Nährstoffe erreicht werden und ebenso eine Reduzierung des Diasporenpotentials von eutraphenten Ubiquisten aus der bisherigen Vegetation angestrebt werden. Der pollenanalytische Nachweis, dass der dadurch freigelegte Niedermoortorf bis in die späte Römerzeit am Niederrhein zurückdatiert werden muss, weist auf eine sehr geringe Sedimentation in den vergangenen Jahrhunderten hin. Dies ist unerwartet in Anbetracht der nicht unbeträchtlichen

DIASPORENBANKEN UND VEGETATION DES GANGELTER BRUCHES

Sedimentation, welche in Auenlandschaften des Tieflandes andernorts nachgewiesen wurde (Braun, 1991).

Tabelle 45: Im Naturschutzgebiet „Gangelter Bruch“ von Schwickerath 1930 vorgefundene Pflanzenarten, deren Diasporenbanktypen: I = transient, II = short-term-persistent, III = long-term-persistent, nach Thompson et al.(1997) und Keimungsansprüchen: L = Lichtkeimer, D = Dunkelkeimer, Kä = Kältekeimer, Fr = Frostkeimer, L=D bedeutet: Keimungsraten sind gleich groß, L>D bedeutet: die Keimungsrate ist bei Licht größer als bei Dunkelheit.

<i>Osmunda regalis</i>	L	Spor.	<i>Carex panicea</i>	Kä	I
<i>Pilularia globulifera</i>	k.Ang.	Spor.	<i>Carex paniculata</i>	L=D	k.Ang.
<i>Dryopteris cristata</i>	L	Spor.	<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	L	k.Ang.
<i>Lycopodium clavatum</i>	k.Ang.	Spor.	<i>Juncus squarrosus</i>	k.Ang.	III
<i>Anagallis tenella</i>	D	III	<i>Polygala serpyllifolia</i>	k.Ang.	I
<i>Andromeda polifolia</i>	L=D	I	<i>Trichophorum cespitosum</i>	k.Ang.	I
<i>Bidens cernua</i>	L	II	<i>Vaccinium oxycoccus</i>	L	I
<i>Carex lasiocarpa</i>	k.Ang.	III	<i>Viola palustris</i>	L>D	III
<i>Corynephorus canescens</i>	L=D	II			
<i>Drosera longifolia</i>	Fr, L	k.Ang.			
<i>Drosera rotundifolia</i>	Fr, L	II			
<i>Myrica gale</i>	Kä, L	I			
<i>Rhynchospora alba</i>	k.Ang.	II			

Ein Mangel an verfügbaren Diasporen der für die Bestands-Renaturierung erwünschten Zielarten fällt aber auch im Arten-Repertoire der oberflächennahen Bodenproben von der nicht abgegrabenen Fläche D-Sch auf. Hier erfolgte eine Flächen-Extensivierung schon 1983, in der gleichen Zeit als Tholen und Rehnelt ihre Artenlisten für das Gebiet erstellten. So treffen die Feststellungen bezüglich der Arten, die Schwickerath in seiner Aufstellung nennt, in vollem Umfang auch für die Arten zu, die Hardy Tholen 1985 und 1986 (Tab. 41) in seinen Listen noch vermerkt. Auch diese Arten tauchten 2005 – 2007 weder als Keimlinge in den Versuchstöpfen auf, noch wurden sie 2007 in der stehenden Vegetation gefunden. Sie wurden aber auch nicht bei der Erkundung des weiteren Umlandes entdeckt (z. B. *Butomus umbellatus*, *Potentilla palustris*, *Peucedanum palustre*). Solche Befunde stehen im Gegensatz zu den Erkenntnissen aus Ackerschutzprogrammen (Schumacher, 1980; Schumacher, 1984). Eine Erklärung für die Unterschiede kann eventuell die unterschiedliche Anpassungsform der Ackerunkräuter an ihre Existenzweise einerseits und die der Niedermoorpflanzen andererseits sein. Ackerwildkräuter, die nicht jedes Jahr die Möglichkeit haben, reife Samen zu erzeugen, sind an ständige Störungen angepasst und nutzen opportunistisch auch nach vielen Jahren Lagerung als Diasporen im Boden

günstige Keimungsbedingungen zur erneuten Etablierung (Grillas *et al.*, 1993; Van der Valk, 1992). In der Lebensweise von Niedermoorpflanzen sind Störungen, wie sie die Meliorierungsmaßnahmen darstellen, normalerweise nicht gegeben. Dementsprechend haben diese Pflanzenarten auch keine Strategie evolviert, um Störungsereignisse zu überleben, oder gar im Zuge der langfristigen Standortbehauptung zu nutzen.

Die Bildung von persistenten Diasporenbanken wird sowohl von den Eigenschaften der Samen – wie Keimungsansprüchen, Dormanzstruktur, Resistenz gegen Pathogene, Samengröße, -form und –schalenstruktur als auch von den Standorteigenschaften beeinflusst. Die Dynamik der Diasporenbank hängt vor allem vom jahreszeitlichen Eintrag von Diasporen und ihrer Tiefenverlagerung ab (Poschlod & Jackel, 1993; Schopp-Guth *et al.*, 1994). Nach Thompson *et al.* (1993) kommt dabei der Samengröße und -form eine Schlüsselrolle zu. Kleine, rundliche Diasporen bauen eher eine Diasporenbank auf, da sie leichter in den Boden eingearbeitet werden und dann auch dort länger überdauern können. Zudem haben kleinere Samen ein geringeres Risiko der Prädation, da sie weniger attraktiv sind.

Der größte Teil der in den Töpfen mit dem Bodeprobenmaterial der Abgrabungsflächen aufgelaufenen Arten hat Samen mit einem Gewicht von 0,6 mg und weniger. So wiegen 80 % der Diasporen, die fünf Jahre und länger ihre Keimfähigkeit erhalten, der Diasporenbank der Fläche NL und 72 % der Diasporen der Diasporenbanken der Flächen DA und DB, 0,6 mg und weniger. Die Arten der Gattung *Juncus*, die in den Bodenproben, was sowohl die Anzahl der Keimlinge als auch die Anzahl der Arten betrifft, am häufigsten vertreten war, bilden Samen aus, deren Gewicht sogar geringer als 0,1 mg ist (Tab. 36, 39 und 40). Vergleichbares gilt für die Arten der frühen Sukzessionsstadien auf den abgegrabenen Flächen.

Die Anzahl der keimfähigen Diasporen bei Lagerung im Boden und die Dauer der Keimfähigkeit kann positiv beeinflusst werden durch höhere CO₂-Konzentrationen im Boden. Diese Bedingung ist gegeben, wenn z. B. eine neu angelegte Grünfläche sich gut entwickelt und damit durch den fortlaufenden Abbau der organischen Masse im Boden und mit der Wurzelatmung des neuen Aufwuchses die Konzentration von CO₂ in der Bodenluft ansteigt. Sobald ein solcher Boden gelockert wird und Sauerstoff Zutritt zu den Diasporen hat, können die im Boden ruhenden Diasporen auskeimen und die offenen Stellen besiedeln. Durch den Abtrag des Oberbodens im Zuge der Renaturierung des Gangelter Bruchs – bzw. durch die Probennahmen – sollten für das Diasporen Reservoir in den untersuchten Flächen somit förderliche Keimbedingungen bezüglich der Sauerstoffversorgung erreicht gewesen sein.

Zwischen den Diasporen der verschiedenen Arten bestehen große Unterschiede in der Nachweisdauer und der Tiefenverteilung im Boden. So fanden Poschlod und Jackel (1993), dass manche Arten fast nur in den oberen 2 cm des Bodens für kurze Zeit in der Bank nachweisbar waren, andere dagegen das ganze Jahr über auch in größerer Tiefe. Das Ausmaß der Tiefenverlagerung hängt selbstverständlich auch von der Lebensdauer der Diasporen ab. Die auch im eigenen Untersuchungsgut nachgewiesenen *Chrysanthemum leucanthemum*, z. B. überlebt als vergrabene Diaspore länger als 20 Jahre (Thompson et al., 1997). Im Gangelter Bruch war sie oberflächennah in D-Sch mit knapp 1 %, in 10-20 cm aber mit doppelt so hoher Repräsentanz zu finden: Die Tiefenwanderung der vor der Extensivierung hier sicher vitaleren Wiesenart spiegelt sich in diesem Muster der Tiefenverteilung der Diasporen wider.

Beim Aufbau einer persistierenden Diasporenbank spielt die Dormanz der Diasporen, die zu angemessener Abstimmung der Wachstums- und Keimungsbedingungen führt, eine übergeordnete Rolle (Milberg & Persson, 1994). Baskin & Baskin(1998) sehen eine Ursache für die unterschiedlich lange Lebensfähigkeit der Diasporen der einzelnen Arten in spezifischen Keimungs- und Dormanzmustern, die endogen veranlagt sind und durch Umweltfaktoren beeinflusst werden. Bekannt ist die Lichtsensivität vieler Unkrautsamen (Ascard, 1994; Gerhards et al., 1998; Jensen, 1995; Jurozek & Gerhards, 2004). Auch mehr als 50% der Arten, die Schwickerath 1930 in der Liste der im Gangelter Bruch bestimmten Pflanzen aufführt, sind Lichtkeimer (Tab. 42). Weitere mögliche Auslöser bzw. Verhinderer der Keimung sind bodenchemische Verhältnisse, Temperatur und Bodenklima. Auch diese Parameter lagen in den Versuchszeiträumen April-Mai 2004 und 2005 sowohl für die Topfkulturen auf dem Versuchsgelände als auch auf den abgegrabenen und dann freien Flächen im Untersuchungsgebiet in einem für eine Keimung günstigen Bereich. Insgesamt gesehen sollten für das Diasporen- Reservoir in den untersuchten Flächen somit förderliche Keimbedingungen erreicht gewesen sein.

Die in vorliegenden Untersuchungen durchweg festgestellte negative Korrelation zwischen Bodentiefe einerseits und Keimlingsanzahl sowie Artenvielfalt andererseits deckt sich mit den Ergebnissen von zahlreichen Studien, in denen die vertikale Verteilung der Diasporen im Boden untersucht wurde (Blomqvist et al., 2003; Bonis & Lepart, 1994; Cerabolini et al., 2003; Funes et al., 1999; Gunther et al., 1984; Hölzel & Otte, 2003; Hülß-Metzger, 1995; Hutchings & Booth, 1996; Kalamees & Zobel, 2002; Marcante et al., 2004; McDonald et al., 1996; Moles et al., 2000; Schmiede et al., 2009; Schmiede et al., 2009). Bei Diasporenbankuntersuchungen auf

Moorwiesen in Bayern war die Anzahl der keimfähigen Diasporen in der Bodenschicht unter der Grasnarbe (5-10 cm) achtmal höher als in einem 20-30 cm tiefer gelegenen Bodenhorizont (Maas & Schopp-Guth, 1995). In einem *Cirsio-dissecti Molinietum* in den Niederlanden wurden in einer Tiefe von 5-10 cm noch 55 %, in 10-20 cm Tiefe aber nur noch ca. 15 % der Keimlingsmenge gefunden, die man in der obersten Bodenschicht (0-5 cm) gezählt hatte (Matus et al., 2003). In einem Polderbereich in Zuid-Flevoland (Niederlande) wurde mehr als die Hälfte aller keimfähigen Diasporen in den oberen 4 mm des Bodens gefunden. Schon in einer Bodenschicht aus 2-10 cm Tiefe war die Diasporendichte verschiedener Arten sehr gering (zum Teil $< 1 \text{ m}^{-2}$) (Ter Heerdt & Drost, 1994).

Die absoluten Zahlenangaben in der Literatur bezüglich der Diasporendichte schwanken erheblich. Das gilt sowohl für das gesamte Diasporeninventar als auch für die Repräsentanz der einzelnen Arten. Für eine Sauergraswiese werden von Looney & Gibson (1995) z. B. 686 *Juncus effusus*- und 173 *Poa pratensis*-Keimlinge hochgerechnet auf einen Quadratmeter angegeben. Für ein Ried geben Maas & Schopp-Guth (1995) 500-3500 Diasporen pro Quadratmeter an und Matus et al. (2003) registrierten in der obersten Bodenschicht mehr als 25000 Diasporen pro Quadratmeter. Die in der vorliegenden Arbeit genannten Zahlen aus den eigenen Untersuchungen lassen sich in diesen Zahlenrahmen brauchbar einordnen. Aus Bodenproben, die von den Gewässerrändern auf der Fläche D-Sch aus einer Tiefe von 0-10 cm stammten, liefen 12000-18000 Keimlinge pro Quadratmeter auf (Abb. 31, 32). Etwa gleiche Werte lassen sich für die Fläche DA errechnen (Abb. 54, 55). In den tiefer gelegenen Bodenhorizonten (10-20cm, 20-30 cm, 30-40 cm, 40-50 cm) liegt dieser Wert bei unter 1000 Keimlingen pro m^2 (Abb. 54).

5.3 Prognosen zur Weiterentwicklung des Untersuchungsgebietes

Da nach den Abgrabungsmaßnahmen das Diasporenpotential des Bodens der vegetationsfreien Flächen fast vollständig fehlte, trugen die Sukzessionen auf dem braunen Niedermoorboden den Charakter einer Primärsukzession. Eine Besiedlung der Flächen war also nur zu erwarten durch Eintrag von Diasporen oder vegetativen Verbreitungseinheiten von außerhalb der Abgrabungsflächen. Die Pflanzenarten, die sich ansiedelten, waren somit bereits vor der Wiedervernässung auf den nicht abgegrabenen Flächen, in feuchten Senken der Umgebung sowie an den Rändern des Rodebaches und der kleineren Entwässerungsgräben vorhanden. So wurden die im Frühsommer auf den wasserbedeckten Abgrabungsflächen aufschlagenden Arten eines Isoeto-Nanojuncetums, wie *Isolepis setacea* und *Juncus bufonius* sowie weitere Vertreter einer Zwergbinsengesellschaft an einer nassen, sandigen Stelle auf einer nicht abgegrabenen Fläche in der Nachbarschaft gefunden. Die fleckenweise auf den Abgrabungsflächen im ersten Jahr auftretenden Zwergbinsenbestände dürften in solchen benachbarten Vorkommen ihre Diasporenquellen gehabt haben. In den Diasporenbanken konnten diese Pionierarten gar nicht oder nur spärlich nachgewiesen werden. Der Hauptteil der auf den Abgrabungsflächen aufwachsenden Arten entstammte den schon vorhandenen Grabensystemen des Untersuchungsgebietes. So waren *Berula erecta*, *Nasturtium officinale* und *Veronica beccabunga* in allen Untersuchungsjahren in großen Beständen am Rand des Rodebaches zu finden. Der Eintrag und die Verteilung ihrer Diasporen konnte effektiv mit dem Überflutungswasser, welches auf die Flächen abgeleitet wurde, erfolgen. Letzteres gilt auch für Arten der Röhrichte, wie *Sparganium erectum*. *Phragmites australis* wanderte vom Abgrabungsrand ein, wo es schon vor den Abgrabungsmaßnahmen einen geschlossenen Schilfgürtel bildete. An mehreren Stellen der vegetationsfreien Fläche kam es im Frühjahr 2005 zur massenhaften Keimung von *Typha latifolia*. Diese Beobachtungen stehen im Einklang mit von anderen Autoren gemachten Angaben. So gibt Ellenberg (1986) an, dass sich *Typha latifolia* durch Samen viel erfolgreicher vermehrt als *Phragmites australis* und nackten Schlamm von Anfang an in dichten Rasen besetzt.

Im Zusammenhang mit den Maßnahmen, die als Zielvorgabe die Wiederherstellung eines Bruchgebietes hatten, kann die Abgrabung als eine mechanische Bodenstörung eingeordnet werden, deren Auswirkungen auf die Vegetationsdynamik früher Sukzessionsstadien über vier Jahre verfolgt wurde. Dabei stand im Mittelpunkt des Interesses, neben der Dynamik der Besiedlungsdichte, vor allem die Frage nach der Artenvielfalt, die sich in diesem konkreten Fall

einstellen würde. Als zusammenfassendes Ergebnis kann festgestellt werden, dass bei den ersten Schritten der Wiederbesiedlung „einjährige Pendler“ dominierten und „Arten mit Doppelstrategie“ (Grime, 1979), fähig zu vegetativer und generativer Reproduktion, deren Samen vor allem durch Luft- und Wassertransport die offenen Bodenflächen erreichen. Durch anschließendes vegetatives Wachstum erlangen diese Arten dann Raumdominanz. Als typische Vertreter dieses Etablierungsverhaltens können *Phragmites australis*, *Juncus effusus* und *Typha latifolia* genannt werden. Viele Pionierarten zeigen nach der Samenreife sofortige Keimbereitschaft und besitzen nur kleine und transiente Diasporenbanken. Zu nennen sind hier *Juncus conglomeratus*, *Alisma plantago aquatica*, *Juncus bufonius* und *Isolepis setacea*. Alle diese z.T. typischen Nanocyperion-Elemente wurden schon im dritten Jahr nach den Abgrabungsmaßnahmen nicht mehr wieder gefunden. Dann erlangten perenne Lebensformen und langlebige, hochwüchsige Arten entscheidende Konkurrenzvorteile.

Wie die Sukzession nach einer solchen Störung auch fortschreiten kann, ist an der auf niederländischem Gebiet liegenden Fläche, die ein halbes Jahr vor den Abgrabungsflächen auf deutscher Seite freigelegt wurde, zu erkennen. Die typischen Offenflächen mit ihrem spezifischen Arteninventar verschwanden auch hier in relativ kurzer Zeit, denn die Pionierarten wurden allmählich wieder verdrängt. Hier war auffällig, dass das Stauden-Stadium schon relativ bald in eine auch von Holzpflanzen geprägte Vegetationsdecke überging. Am Ende der Erhebungen, 2007, nahmen die Makro-Phanerophyten bereits 10 % der Fläche ein, hauptsächlich Jungaufwuchs von *Alnus glutinosa*. Die Zielvorstellung einer Renaturierung des ehemaligen Flachmoores mit typischen krautigen Niedermoorarten, die bis zum Beginn der Durchführungen der Meliorierungsmaßnahmen Anfang des 20. Jahrhunderts dort vorkamen, konnte somit auch hier nicht erfüllt werden. Es ist zu erwarten, dass im Verlaufe der nächsten zehn Jahre eine zunehmend stärkere Verschiebung hin zu den Gehölzarten, hier vor allem hin zu einem Erlenbruchwald, stattfindet. Bei einem Besuch des Untersuchungsgebietes im Sommer 2008 zeichnete sich diese Entwicklung schon deutlich ab.

Auch auf der bereits vor einem Vierteljahrhundert aus der landwirtschaftlichen Nutzung herausgenommenen Fläche konnte sich die erhoffte Pflanzengemeinschaft von typischen Niedermoorarten, wie sie Schwickerath 1922 vor den weitgreifenden Meliorierungsmaßnahmen noch antraf, nicht einstellen. Der Diasporenvorrat im Boden enthielt offensichtlich nicht mehr die Samen der angestrebten Pflanzen. Für nicht gepflegte, also der natürlichen Sukzession überlassene Flächen, ist zu unterstellen, dass der Diasporenvorrat erhaltenswerter Arten und

Pflanzengemeinschaften im Boden im Laufe der Zeit erlischt. Von den typischen Moorarten, die Pflanzenarten der Flachmoore eingeschlossen, ist bekannt, dass sie in der Regel keine „long-term persistent“ – Diasporenbanken aufbauen. Der größte Teil von ihnen gehört zu den Pflanzenarten, deren Diasporen entweder noch im Jahr der Erzeugung keimen oder aber im nächsten Frühjahr. Selbst wenn aktuell noch Reste der ehemals im Gangelter Bruch vorhandenen, typischen Niedermoorarten an den Rändern der Gewässer oder in Ecken der landwirtschaftlich genutzten Flächen wuchsen, gelangten davon wohl nur vereinzelt Individuen zur Samenreife. Aufgrund der neu geschaffenen, für viele konkurrenzkräftigere Pflanzen verbesserten Situation, wurden für diese „Zielarten“ der Platz eng. Verbreitetere Arten, für die nach den Umgestaltungsmaßnahmen günstige Bedingungen vorlagen, besetzten die Habitate. Unter diesen Bedingungen konnte eine nennenswerte Diasporenbank im Boden von den erhaltenswerten Arten weder konserviert, noch gar neu aufgebaut werden. Das gilt sowohl für die 23 Jahre alte Fläche D-Sch als auch für die neu abgegrabenen Flächen NL, D-A und D-B. Eine Renaturierung einer artenreichen Niedermoor-Vegetation aus dem Diasporenvorrat des Bodens ist so für das Gangelter Bruch wohl nicht mehr möglich.

Flachmoore mit Molinion (dystroph) oder Calthion (mesotroph) -Vegetation sind Subklimax-Bestände, welche nur unter kontinuierlicher extensiver Nutzung bestehen können (Rosenthal, 1992). Einmaliges Mähen der Biomasse im Frühsommer führt über Jahre hin zur Aushagerung (Kapfer, 1988), während gleichzeitig eine Diasporen-Freisetzung von den im Spätfrühjahr blühenden Kräutern nicht unterbunden wird. Eine solche Vorgehensweise setzt freilich ein auf Jahrzehnte angelegtes und nicht als Einmal-Maßnahme wirksames Management voraus, ohne landwirtschaftlich-ökonomischen Nutzen (Schwartz, 1992). Der auf einigen Flächen im Gesamtgebiet „Gangelter Bruch“ schon erfolgte Besatz mit Schottischen Hochlandrindern könnte ein Weg der kostengünstig erfolgenden Verzögerung des Sukzessionsverlaufes darstellen, dürfte aber als alleinige Maßnahme kaum hinreichen, die Aushagerung bei gleichzeitigem Nasshalten der Flächen voranzutreiben. Bei Kalkflachmooren des alpinen Raumes (Bergamini *et al.*, 2009, Stammel *et al.*, 2003) ebenso wie im belgischen Tiefland (Boeye *et al.*, 1997) war es sogar bei kontinuierlicher Artenschutz-orientierter Pflege nicht möglich, die mögliche Diversität gegenüber dem negativen Einfluss überregionaler Nährstoffeinträge in vollem Maße aufrecht zu erhalten.

Die Hoffnung auf Revitalisierung eines wertvollen Florenspektrums aus dem lokalen Diasporenvorrat des Gangelter Bruchs blieb unerfüllt. Gleichwohl aber kann die zunächst kurzfristige Renaturierungs-Maßnahme in dem Gebiet sich positiv auf den Landschaftscharakter

auswirken. Um dies langfristig zu erreichen, wäre ein gelegentlich vorgenommener, mehr punktueller und nicht in große Tiefen reichender Abtrag der sich schließenden Vegetation nützlich, unmittelbar gefolgt vom Ausbringen von Heublume (Schmiede *et al.*, 2009; Hölzel & Otte, 2003; Biewer & Poschlod, 2005), die im Zuge von Pflegemaßnahmen an Feuchtwiesen-Biotopen im Eifelvorland gewonnen wurde. Dies könnte zur Wiedereinwanderung von manchen der ehemals im Gebiet vorhandenen Seggen und Binsen führen. Auch Feuchtwiesen-Senecionen, Helmkräuter (*Scutellaria*), Dotterblumen (*Caltha*), Schaumkräuter (*Cardamine*) und andere dikotyle Arten aus dem Calthion und seinem Umfeld könnten auf diesem Wege das angestrebte Feuchtgrünland aufwerten. Im naturschutzfachlichen und landschaftsästhetischen Wert nicht unterschätzt werden sollten aber auch bereits vorhandene Molinietalia-Elemente, wie *Lychnis flos-cuculi*, *Lotus pedunculatus*, *Lysimachia vulgaris*, *Lythrum salicaria* oder attraktive Phragmitetalia-Komponenten, wie z.B. *Ranunculus lingua*: Ein mesotrophes Feuchtgrünland mit reichlicheren Anteilen dieser Krautpflanzen könnte eine relativ stabile Subklimax darstellen, welche sich unter der genannten extensiven Rinderbeweidung, unterstützt von jeweils einmaliger Mahd im zwei- bis dreijährigen Rhythmus einstellen könnte. Vergessen werden sollte dabei aber nicht, dass der Aufbau einer Diasporenbank mit typischen mesotrophen Feuchtgrünlandarten nicht in wenigen Jahren erreicht werden kann, sondern ein Prozess ist, der mehrere Jahrzehnte in Anspruch nimmt (Schmiede *et al.*, 2009). Erfahrungen in der Rekultivierung von Braunkohlen-Tagebauen in der Jülicher Börde (<http://www.forschungsstellerekultivierung.de/>) haben gezeigt, dass durch zufallsbedingten Ferneintrag der Samen sich lokal mancherlei Orchideen neu ansiedeln können – im Selfkant wohl kaum mehr die großen Seltenheiten *Epipactis palustris* und *Hammarbya paludosa*, wohl aber mit mehr Erfolgswahrscheinlichkeit *Dactylorhiza maculata*. Nicht auszuschließen ist auch die zufällige Wiederansiedelung von *Butomus umbellatus*, eingetragen mit Wasservögeln aus den im Westen gelegenen Wuchsräumen der Art. Lokale Nassgallen mit wenigen Quadratmetern offener Wasserfläche könnten solche Strichvögel anlocken, an deren Gefieder auch Bruchstücke von *Callitriche*, *Montia*, *Nymphoides* u.a. wieder den Weg ins Selfkant finden könnten..

Die Niedermoore im deutsch-niederländischen Grenzraum erhielten ihre Prägung durch die bis ins 20. Jahrhundert praktizierte extensive Streuwiesen-Nutzung, eine heute nicht mehr praktikable und nicht mehr praktizierte landwirtschaftliche Verfahrensweise. Die Meliorierung des Gebietes zur Steigerung seines landwirtschaftlichen Nutzens vor etlichen Jahrzehnten ist durch die aktuelle Renaturierung hinsichtlich der Hydrologie z.T. rückgängig gemacht worden,

nicht aber in ausreichendem Maße im Hinblick auf die Nährstoffbilanz des Gebietes. Letztere auf ein deutlich niedrigeres Niveau herunter zu führen, bedarf eines längerfristigen Managements, in dessen Verlauf sich – nicht die ehemalige Vegetation, aber ein landschaftsästhetisch ansprechendes und floristisch durchaus reichhaltiges Feuchtgrünland als Subklimax entwickeln kann.

6 Zusammenfassung

Das Gangelter Bruch, im Selfkant an der deutsch-niederländischen Grenze gelegen, war bis ins vorige Jahrhundert bekannt durch seinen Artenreichtum mit einer Fülle heute selten gewordener oder ausgestorbener Pflanzenarten. Meliorierungsmaßnahmen ab 1920 führten zu seiner weitgehenden Trockenlegung. Die typische Bruchflora wurde hierdurch nahezu völlig vernichtet. Von einer Wiedervernässung erhoffte man sich nunmehr eine Renaturierung des früheren Bruchgebietes.

Eine Voraussetzung für einen Erfolg dieser Maßnahme wäre die Erschließung von eventuell noch in tieferen Bodenschichten verfügbaren Diasporen – ein Standortpotenzial, welches in vorliegender Arbeit untersucht wurde. Des weiteren wurde die Veränderungsdynamik der Vegetation während der ersten Jahre der Primärsukzession nach den Renaturierungseingriffen verfolgt. Zur Aufklärung des vegetationsgeschichtlichen Hintergrundes erfolgten schließlich auch palynologische Untersuchungen.

Das erhaltene Pollendiagramm erlaubt es, die Entwicklung der Vegetation im Untersuchungsgebiet vom Übergang Praeboreal-Boreal (ca. 8000 v. Chr., Kulturrepoche Mesolithikum) bis in das frühe Subatlantikum (ca. 400 n. Chr., Kulturrepoche Späte Römerzeit) nachzuzeichnen. Der Befund komplementiert und präzisiert die beiden einzigen bisher für die Region und das weitere Umfeld vorliegenden Pollenprofile.

Die Diasporenbankuntersuchungen erbrachten 96 Arten im Samenpotential des Bodens, bei 130 Arten in der stehenden Vegetation; 38 % aller Arten waren sowohl als Diasporen im Boden wie auch als Elemente der vorhandenen Vegetation nachweisbar. Von den gewünschten „botanischen Kostbarkeiten“, die in den Florenlisten vom Ende des 19. Jahrhunderts verzeichnet sind, wuchs jedoch keine einzige in den Versuchstöpfen auf. Auch in dem Aufwuchs des freigelegten Niedermoorbodens der ersten drei Jahre nach den Abgrabungsmaßnahmen wurden keine derartigen Pflanzensippen gefunden.

Für das Nichterreichen der hochgesteckten Zielvorstellungen können mehrere Gründe genannt werden. Nach den Abgrabungs- und Wiedervernässungsmaßnahmen lagen Flächen vor, die völlig vegetationsfrei waren und neu besiedelt werden konnten. Aus den Ergebnissen der pollenanalytischen Untersuchungen kann gefolgert werden, dass der freigelegte Niedermoorboden in das frühe Subatlantikum einzuordnen ist, und somit aus einer Zeit um 300-400 n. Chr. stammt, d.h., mehr als 1500 Jahre alt ist. Diese neue Landoberfläche ist praktisch

diasporenleer. Eine Neubesiedlung des freigelegten Bodens kann also nur als Primärsukzession über den Diasporeneintrag aus der Umgebung erfolgen.

Die floristische Entwicklung, die sich auf den renaturierten Flächen abzeichnet, ist nicht einheitlich. Auf der im Spätsommer 2004 abgegrabenen Fläche auf niederländischem Gebiet waren im Frühjahr 2005 und im darauffolgenden Jahr, also zu Beginn der Neubesiedlung, auf größeren Teilen der Fläche die Bedingungen so, dass *Alnus*-Keimlinge Fuß fassen konnten. Im Sommer 2008 waren hier die Initialstadien eines Erlenbruchwaldes zu konstatieren. Auf den stärker vernässten Arealen der ein Jahr später freigelegten Abgrabungsflächen auf deutscher Seite konnten sich keine Erlen etablieren. Nässetolerante und längere Überstauungszeiten ertragende Arten, wie *Phragmites australis* und *Typha latifolia* breiteten sich hier aus und bedeckten bereits nach zwei Jahren die Flächen. Lediglich in der Anfangsphase der Sukzessionsverläufe waren fleckhaft Elemente einer Schlammboden-Pioniervegetation nachweisbar. Somit bestimmten nach kurzer Pionierphase diejenigen Arten den Vegetationsschluss, die als erste Fuß fassen konnten. Dabei muss die aktuell zu beobachtende Vegetationsentwicklung auf den wiedervernässten Teilflächen des Gangelter Bruchs vor dem Hintergrund einer mehr als 50-jährigen landwirtschaftlichen Intensivnutzung, verbunden mit massiver Eutrophierung gesehen werden. Erlenbruch und Großstauden-Röhricht sind bei den vorliegenden Standortverhältnissen eines anmoorigen, aber eutrophen Bodens, die natürlichen Klimax-Bestände, in welche ohne Eingriffe jede Sukzession langfristig münden wird.

Vegetationsgeschichte, aktuelle Diasporenbank und Sukzessionsmuster im Gangelter Bruch können als typisch für die Gegebenheiten im Feuchtgrünland Nordwest-Deutschlands gelten. Im Hinblick auf diese standörtlichen Ausgangsbedingungen, sowie zeitlichen und landschaftsdynamischen Prozesse, ist die Rückführung von durch einen langen Nutzungszeitraum entstandenen landwirtschaftlichen Flächen in ein Feuchtgebiet mit Niedermoorcharakter in diesem Raum wohl nur längerfristig möglich. Eine Steuerung der Florendynamik ist hierdurch nur bedingt möglich, Vernässung ist dabei sinnvoll, Aushagerung aber kaum, eine Revitalisierung dystropher Sippen nur schwer erreichbar. Landschaftspflege durch Wiedervernässung sollte sich auf Gelände-Strukturierung und Stabilisierung von mesotrophem Grünland und Bruchwald konzentrieren.

7 Literaturverzeichnis

- Andersen, S.T. (1970) The relative pollen productivity and pollen representation of northern European trees, and correction factors for tree pollen spectra. *Danm. Geol. Unders.* 2, 1-99.
- Andersen, S.T. (1979b) Identification of wild grass and cereal pollen. *Danm. Geol. Unders. Arborg* 1978, 69-92.
- Ascard, J. (1994) Soil cultivation in darkness reduced weed emergence. *Acta Hortic.* 372, 167-177.
- Averdieck, F.R. & Döbling, H. (1959) Das Spätglazial am Niederrhein. *Fortschr. Geol. Rheinld. Westf.* 4, 341-362.
- Bakker, J.P. (1989) Nature management by grazing and cutting. On the ecological significance of grazing and cutting regimes applied to restore former species-rich grassland communities in the Netherlands. Dordrecht: Kluwer.
- Bakker, J.P., Bekker, R.M., Poschlod, P., Strykstra, R.J. & Thompson, K. (1996) Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. *Acta neerl.* 45, 461-490.
- Bakker, J.P. & Berendse, F. (1999) Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland. *Trends Ecol. Evol.* 14, 63-68.
- Becker, G. (1874) Botanische Wanderungen durch die Sümpfe und Torfmoore der Niederrheinischen Ebene. *Verhandlungen des Naturhistorischen Vereins der preussischen Rheinlande und Westfalens* 31, 137-158.
- Bekker, R.M., Lammerts, E.J., Schutter, A. & Grootjans, A.P. (1999) Vegetation development in dune slacks: the role of persistent seed banks. *J. Veg. Sci.* 10, 745-754.
- Bekker, R.M., Verweij, G.L., Smith, R.E.N., Reine, R., Bakker, J.P. & Schneider, S. (1997) Soil seed banks in European grasslands: does land use affect restoration perspectives. *J. Appl. Ecol.* 34, 1293-1310.
- Bergamini, A., Peintinger, M., Fakheran, S., Moradi, H., Schmidt, B. & Joshi, J. (2009) Loss of habitat specialists despite conservation management in fen remnants 1995-2006. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 11, 65-79.
- Beug, H.J. (1961) *Leitfaden der Pollenbestimmung*. Stuttgart: Gustav Fischer Verlag.
- Beug, H.J. (2004) *Leitfaden der Pollenbestimmung*. München: Verlag Dr. Friedrich Pfeil.
- Biewer, H. & Poschlod, P. (2005) Diaspore and gap availability limiting species richness in wet meadows. *Folia Geobotanica* 40(1), 13-34.

- Birks, H.J.B. (1981) The use of pollenanalysis in the reconstruction of past climates: a review. In Wigley, T.M.L., M.J. Ingram & G. Farmer (eds.), 1981. In: *Climate and history. Studies in past climates and their impact of man*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Blomqvist, M.M., Bekker, R.M. & Vos, P. (2003) Restoration of ditch bank plant species richness: The potential of the soil seed bank. *Appl. Veg. Sci.* 6, 179-188.
- Blytt, A. (1876b) Forsög til en Theorie om Invandringen af Norges Flora. *Nyt Mag. Naturvidensk.* 21, 279-362.
- Blytt, A. (1876) Essay on the immigration of the Norwegian flora during alternating rainy and dry periods. Kristiania.
- Blytt, A. (1981) Die Theorie der wechselnden kontinentalen und insularen Klimate. *Engl. Bot. Jahrb.* 2, 1-50 und 177-184.
- Boeye, D., Verhagen, B., Haesebroeck, V. & Verheyen, R.F. (1997) Nutrient limitation in species-rich lowland fens. *J. Veg.Sci.* 8, 415-424.
- Bolam, J. (1973) *The Botanical Works of Nehemiah Grew (1641-1712)*. The Royal Society.
- Bonis, A. & Lepart, J. (1994) Vertical structure of seed banks and the impact of depth of burial on recruitment in two temporary marshes. *Vegetatio* 112, 127-139.
- Bossuyt, B., Heyn, M. & Hermy, M. (2002) Seedbank and vegetation composition of forest stands of varying age in central Belgium: consequences for regeneration of ancient forest vegetation. *Plant Ecol.* 162, 33-48.
- Braun-Blanquet, J. (1964) *Pflanzensoziologie*. 3. Aufl. Wien: Springer.
- Braun, F. (1971) Übersicht der Geologie des Niederrheingebietes. *Der Niederrhein* 38(3), 101-103.
- Braun, P. (1991) Gefügeverfestigungen in Auenböden des Mittelrheins. *Bonner Bodenkund. Abh.* 38, 1-354.
- Brenchley, W.E. & Werrington, K. (1930) The weed seed population of arable soil: I. Numerical estimation of viable seeds and observation on their natural dormancy. *J. Ecol.* 18, 235-272.
- Brown, S.C. (1998) Remnant seed banks and vegetation as predictors of restored marsh vegetation. *Can. J. Bot.* 76(4), 620-629.
- Caseldine, C. & Pardoe, H. (1994) Surface pollen studies from alpine/sub-alpine southern Norway: applications to Holocene data. *Rev. Palaeobot. Palynol.* 82(1-2), 1-15.
- Cerabolini, B., Ceriani, R.M., Caccianiga, M., De Andreis, R. & Raimondi, B. (2003) Seed size, shape and persistence in soil: a test on Italian flora from Alps to Mediterranean coasts. *Seed Sci. Res.* 13, 75-85.

- Chang, E., Jefferies, R. & Carleton, T. (2001) Relationship between vegetation and soil seed banks in an arctic coastal marsh. *J. Ecol.* 89(3), 367-384.
- Cruden, R.W. & Lloyd, R.M. (1995) Embryophytes have equivalent sexual phenotypes and breeding systems: why not a common terminology to describe them? *Amer. J. Bot.* 82, 816-825.
- Davies, A. & Waite, S. (1998) The persistence of calcareous grassland species in the soil seed bank under developing and established scrub. *Plant Ecol.* 136, 27-39.
- Dierschke, H. (1994) *Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methoden*. Stuttgart: Ulmer.
- Dierssen, K. (1981) Regeneration von Hochmooren - Zielsetzung, Möglichkeiten und Erfahrung. *Nat. Landsch.* 2, 48-50.
- Dierssen, K. (Ed.) (1990a) Leitlinien für die Einrichtung von Dauerbeobachtungsflächen zur Kontrolle der Effektivität des Naturschutzes in Schleswig-Holstein.- In: Landesnaturschutzverb.: Schleswig-Holstein (Hrsg.) Neumünster.
- Drückhammer, A. & Wriedt, S. (1996) Die Samenbank unterschiedlicher Feuchtgrünland-Gesellschaften Schleswig-Holsteins und ihre Bedeutung für den Artenschutz. *Feddes Repert.* 107(3-4), 243-261.
- Edwards, G.R. & Crawley, M.J. (1999) Herbivores, seed banks and seedling recruitment in mesic grassland. *J. Appl. Ecol.* 87, 423-435.
- Eigner, J. & Schmatzler, E. (1980) *Bedeutung, Schutz und Regeneration von Hochmooren*. Greven: Kilda Verlag.
- Ellenberg, H. (1966) Leben und Kampf an den Baumgrenzen der Erde. *Nat.wiss. Rundschau* 4, 133-139.
- Ellenberg, H. (1986) *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht*. Stuttgart: Ulmer.
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulissen, D. (1991) Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta geobotanica* 18, 9 - 166.
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulissen, D. (1992) Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2. Aufl. *Scr. Geobot.* 18, 1-258.
- Erdtmann, G. (1934) Über die Verwendung von Essigsäureanhydrid bei Pollen-Untersuchungen. *Svensk Bot. Tidskr.* 28, 354-358.
- Erdtman, G. (1952) *Pollenmorphology and Plant Taxonomie - Angiosperms*. Stockholm, Waltham, Mass. USA: Almquist & Wiksel
- Erdtman, G. (1969) *Handbook of palynology - an introduction to study of pollen grains and spores*. Copenhagen: Munksgaard.

- Erdtman, G. & Sorsa, P. (1971) Pollen and Spore, Morphology/ Plant Taxonomy Pteridophyta. Stockholm: Almquist & Wiksell.
- Erschbamer, B., Kneringer, E. & Niederfrininger Schlag, R. (2001) Seed rain, soil seed bank, seedling recruitment and survival of seedlings on a glacier foreland in the Central Alps Flora 196, 304-312.
- Faergri, K. & Iversen, J. (1989) Textbook of Pollen Analysis, IV. Edition. Chichester: John Wiley & Sons.
- Faegri, K. & Iversen, J. (1993) Bestimmungsschlüssel für die nordwesteuropäische Pollenflora. Stuttgart: Fischer.
- Falinska, K. (1999) Seed bank dynamics in abandoned meadows during a 20-year period in the Bialowieza National Park. J. Ecol. 87, 461-475.
- Fenner, M. (1985) Seed Ecology. London: Chapman and Hall Ltd.
- Firbas, F. (1937) Der pollenanalytische Nachweis des Getreidebaus. Zeitschr. f. Bot. 31, 447-478.
- Firbas, F. (1949) Spät- und nacheiszeitliche Waldgeschichte Mitteleuropas nördlich der Alpen. Allgemeine Waldgeschichte. Jena.
- Firbas, F. (1952) Spät- und nacheiszeitliche Waldgeschichte Mitteleuropas nördlich der Alpen. Zweiter Band: Waldgeschichte der einzelnen Landschaften. Jena: Fischer
- Fischer, A. (1987) Untersuchungen zur Populationsgenetik am Beginn von Sekundärsukzessionen. Diss. Bot. 110 Stuttgart: Cramer
- Florschütz, F. (1932) Resultate von Untersuchungen an einigen niederländischen Mooren. Rec. Trav. bot. neerl. 29, 1-6.
- Foerster, A. (1878) Flora excursoria des Reg.-Bez. Aachen, sowie der angrenzenden Gebiete der belgischen und holländischen Provinz Limburg. Aachen.
- Frenzel, B. (1967) Die Klimaschwankungen des Eiszeitalters. In Die Wissenschaft, Vol. 129, p. 296 Braunschweig: Vieweg & Sohn.
- Frenzel, B. (1977) Postglaziale Klimaschwankungen im südwestlichen Mitteleuropa. In: Dendrochronologie und postglaziale Klimaschwankungen in Europa. Wiesbaden.
- Frey, W. & Lösch, R. (2003) Lehrbuch der Geobotanik - Pflanze und Vegetation in Raum und Zeit. Heidelberg: Spektrum.
- Früh, J. (1885) Kritische Beiträge zur Kenntnis des Torfs. Jahrb. K.uK. Geol.Reichsanst., 677-725.
- Funes, G., Bsconcelo, S., Diaz, S. & Caribo, M. (1999) Seed size and shape are good predictors of seed persistence in soil in temperate mountain grassland of Argentina. Seed Sci. Res. 9, 341-345.

- Gaillard, M.-J., Birks, H.J.B., Emanuelsson, U. & Berglund, B.E. (1992) Modern pollen/land-use relationships as an aid in the reconstruction of past land uses and cultural landscapes: an example from south Sweden. *Veget. Hist. Archaeobot.* 1, 3-17.
- Gams, H. (1965) Abgrenzung und Gliederung des Pleistozäns und Holozäns. In VIth Int.Congr. INQUA, Vol. Rep.I, pp. 419-421. Warsaw 1961
- Gerhards, R., Jurozek, P., Klümper, H. & Kühbauch, W. (1998) Möglichkeiten zur photobiologischen Unkrautregulierung auf Ackerschlägen. *Pflanzenbauwissenschaften* 2, 91-95.
- Goeppert, H.R. (1836) De floribus in statu fossili commentatio. *Nova Acta Acad. Leop. Carol. Nat. Cur.* 18(1), 547-572.
- Grillas, P., Garcia-Murillio, P., Geertz-Hansen, O., Marba, N., Montes, C., Duarte, C., Tan-Ham, L. & Grossmann, A. (1993) Submerged macrophyte seed bank in an Mediterranean temporary marsh: abundance and relationship with established vegetation. *Oecologia* 94, 1-6.
- Grime, J.P. (1979) *Plant strategies and vegetation processes*. Chichester (Wiley).
- Grime, J.P., Hodgson, J.G. & Hunt, R. (1988) *A Functional Approach to common British Species*. London Unwin Hyman.
- Grimm, E. (1991) *Tilia and Tiliagraph*, version 2.0 and *TG View*, 1.6.2. Illinois State Museum.
- Grohne, U. (1957) Die Bedeutung des Phasenkontrastverfahrens für die Pollenanalyse, dargelegt am Beispiel der Gramineenpollen vom Getreidetyp. *Photogr. Forsch.* 7, 237-249.
- Gross, K.L. (1990) A comparison of methods for estimating seed number in the soil. *J. Ecol.* 78, 1079-1093.
- Grootjans, A.P. & van Diggelen, R. (1995) Assessing the restoration prospects of degraded fens. In: Wheeler, B.D., Shaw, S.C., Fojt, W.J. & Robertson, R.A. (eds.) *Restoration of temperate wetlands*. Chichester, UK.: Wiley.
- Gunther, P.P., Casagrande, D.J., Andrejko, M.J. & Best, G.R. (1984) The viability and fate of seeds as a function of depth in the peats of Okefenokee Swamp. *Restor. Ecol.* 10(1), 138-145.
- Hachmöller, B. (2000) *Vegetation, Schutz und Regeneration von Bergwiesen im Osterzgebirge - eine Fallstudie zur Entwicklung und Dynamik montaner Grünlandgesellschaften*. Diss. Bot. 338, 1-300.
- Häflinger, E. & Brun-Hool, J. (1971) *Unkrautgemeinschaften Europas*. Basel: CIBA-GEIGY.
- Haeupler, H. & Muer, F. (2000) *Bildatlas der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands*. Stuttgart: Eugen Ulmer.

- Heusch-Altenstein, A. (1985) Klimadaten des Niederrheinischen Tieflandes. Rheinische Heimatpflege.
- Hicks, S. & Birks, H.J.B. (1996) Numerical analysis of modern and fossil pollen spectra as a tool for elucidating the nature of fine-scale human activities in boreal areas. *Veget. Hist. Archaeobot.* 5(4), 257-272.
- Hölzel, N. & Otte, A. (2003) Restoration of species rich flood meadow by topsoil removal and diaspore transfer with plant material. *Appl. Veg. Sci.* 6, 131-140.
- Hölzel, N. & Otte, A. (2004) Assessing soil seed bank persistence in flood meadows: The search for reliable traits. *J. Veg. Sci.* 15, 93-100.
- Hülß-Metzger, D. (1995) Generative Diasporenbanken in verschiedenen Pflegemaßnahmen ausgesetzten Grünlandbrachen Baden-Württembergs. Stuttgart: Ulrich E. Grauer.
- Hutchings, M.J. & Booth, K.D. (1996) Studies on the feasibility of re-creating chalk grassland vegetation on ex-arable land. I. The potential roles of seed bank and the seed rain. *J. Appl. Ecol.* 33, 1171-1181.
- Ibe, R.A. (1985) Postglacial Montane Vegetational History Around Balsam Lake, Catskill Mountains, New York. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 112(2), 176-186.
- Iversen, J. (1954) The lateglacial flora of Denmark and its relation to climate and soil. In : J. Iversen (ed), 1954: *Studies in Vegetational History in honour of Knud Jessen* Danm. Geol. Unders. II(80), 87-119.
- Jaccard, P. (1901) Distribution de la flore alpine dans le bassin des Dranses et dans quelques régions voisines. *Bulletin de la société Vaudoise des Sciences Naturelles* 37, 241-272.
- Jacobson, G.L. & Bradshaw, R.H.W. (1981) The selection of sites for paleovegetational studies. *Quat. Res.* 16, 80-96.
- Jansen, A.J.M., Fresco, L.F.M., Grootjans, A.P. & Jalink, M.H. (2004) Effects of restoration measures on plant communities of wet heathland ecosystems. *Appl. Veg. Sci.* 7, 245-252.
- Janssen, C.R. (1960) On the late-glacial and postglacial vegetation of South-Limburg Amsterdam.
- Jensen, H.A. & (1969) Content of buried seeds in arable soil in Denmark and its relation to the weed population. *Dansk Bot. Ark.* 27, 1-56.
- Jensen, K. (1998) Species composition of soil seed bank and seed rain of abandoned wet meadows and their relation to aboveground vegetation. *Flora* 139, 345-359.
- Jensen, K. & Gutekunst, K. (2003) Effects of litter on establishment of grassland plant species: the role of seed size and successional status. *Basic Appl. Ecol.* 4(6), 579-587.
- Jensen, P.K. (1995) Effect of light environment during soil disturbance on germination and emergence pattern of weeds. *Ann. Appl. Bot.* 127, 561-571.

- Jessen, K. (1949) Studies in late Quaternary deposits and flora history of Ireland. *Proc. Roy. Irish Acad.* B52, 85-290.
- Jurozek, P. & Gerhards, R. (2004) Photocontrol of weeds. *J. Agr. and Crop Sci.* 190(6), 402-415.
- Kalamees, R. & Zobel, M. (1997) The seed bank in an Estonian calcereous grassland: comparison of different successional stages. *Folia Geobot. Phytotaxon* 32, 1-14.
- Kalamees, R. & Zobel, M. (2002) The role of seed bank in gap regeneration in a calcereous grassland community. *Ecology* 83, 1017-1025.
- Kalis, A.J. (1984) *Foret de la Bresse (Vogesen). Vegetatiekundige en pollenanalytische onderzoekingen naar de Bosgeschiedenis van een Central-europeens Middelgebergte.* Dissertation Utrecht.
- Kalis, A.J. & Meurers-Bahlke, J. (1988) Wirkungen neolithischer Wirtschaftsweisen in Pollendiagrammen. *Archäologische Informationen* 11, 39-53.
- Kaltenbach, J.H. (1845) *Flora des Aachener Beckens.* Aachen.
- Kapfer, A. (1988) Versuche zur Renaturierung gedüngten Feuchtgrünlandes- Aushagerung und Vegetationsentwicklung. In *Dissertationes Botanicae*, Vol. 120, p. 144. Berlin Stuttgart: J. Cramer.
- Kehl, A., Reuter, A. & Aas, G. (2003) Water, wind and willows: Dispersal timing, seed germination and distribution of willow seedlings. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 33, 324.
- Klug-Pümpel, B. & Scharfetter-Lehrl (2008) Soil diaspore reserves above the timberline in the Austrian Alps. *Flora* 203, 292-303.
- Knörzer, K.H., Gerlach, R., Meurers-Bahlke, J., Kalis, A.J., Tegtmeier, U., Becker, W.D. & Jürgens, A. (1999) *PflanzenSpuren Archäobotanik im Rheinland: Agrablandschaft und Nutzpflanzen im Wandel der Zeiten* Köln: Rheinland-Verlag GmbH in Kommission bei Dr. Rudolf Habelt GmbH Bonn.
- Koch, H. (1929) Paläobotanische Untersuchungen einiger Moore des Münsterlandes. *Beiheft Botanisches Centralblatt* 46, 1-70.
- Koenzen (2004) Planung Landschaftspark Rodebach. www.stroming.nl/pdf/rodebeek.pdf.
- Kretschmar, F. (1994) Zur Bedeutung der Samenbanken in Böden unter Wiesengesellschaften. *Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft* 6, 179-193.
- Krings, P. (1976) Landschaftswandel im Kreis Heinsberg. *Heimatkalender des Kreises Heinsberg* 4, 65-72.
- Lang, G. (1994) *Quartäre Vegetationsgeschichte Europas. Methoden und Ergebnisse.* Stuttgart: Fischer.

- Laumen, F. (1924) Melioration des Gangelter Bruches. Heinsberg: Interessengemeinschaft 100 Jahre Gangel
- Leck, M.A., Parker, Y.T. & Simpson, R.L. (1989) Ecology of Soil Seed Banks Orlando, Florida: Academic Press.
- Leck, M.A. & Simpson, R.L. (1987) Seedbank of a freshwater tidal wetland: turnover and relationship to vegetation change. *Am. J. Bot.* 74, 360-370.
- Levassor, C., Ortega, M. & Peco, B. (1991) Seed banks dynamics of Mediterranean pastures subjected to mechanical disturbance. *J. Veg. Sci.* 1, 339-344.
- Looney, P.B. & Gibson, J. (1995) The relationship between the soil seed bank and above-ground vegetation of a coastal barrier island. *J. Veg. Sci.* 6, 825-836.
- Maas, D. & Schopp-Guth, A. (1995) Seed banks and fen areas and their potential use in restoration ecology. In: Wheeler, B.D., Shaw, S.C., Fojt, W.J. & Robertson, R.A. (eds.). Chichester, UK: Wiley.
- Maas, D. & Schopp-Guth, A. (1995) Seed banks and fen areas and their potential use in restoration ecology. In: Wheeler, B.D., Shaw, S.C., Fojt, W.J. & Robertson, R.A. (eds.). Chichester, UK: Wiley.
- Malpighi, M. (1687) *Anatomia plantarum*
- Marcante, S., Schwenbacher, E. & Erschbamer, B. (2009) Genesis of a soil seed bank on a primary succession in the Central Alps (Ötztal, Austria). *Flora* 204(6) (in Druck); doi: 10.1016/j.flora.2008.06.001
- Matus, G., Verhagen, R., Bekker, R.M. & Grootjans, A.P. (2003) Restoration of the *Cirsio Dissecti-Molienetum* in the Netherlands: Can we rely on soil seed banks? *Appl. Veg. Sci.* 6, 73-84.
- McDonald, A.W. (1993) The role of seed bank and sown seeds in the restoration of an English flood-meadow. *J. Veg. Sci.* 4, 395-400.
- McDonald, A.W., Bakker, J.P. & Vegelin, K. (1996) Seed bank classification and its importance for restoration of species-rich flood-meadows. *J. Veg. Sci.* 7(2), 157-164.
- Middleton, B.A. (2003) Soil seed bank and the potential restoration of forested wetlands after farming. *J. Appl. Ecol.* 40, 1025-1034.
- Milberg, P. (1993) Seed bank and seedlings emerging after soil disturbance in a wet semi-natural grassland in Sweden. *Ann. Bot. Fenn.* 30, 9-13.
- Milberg, P. (1994) Annual dark dormancy cycle in buried seeds of *Lychnis flos-cuculi*. *Ann. Bot. Fenn.* 31, 163-167.
- Milberg, P. (1995) Soil seed bank after eighteen years of succession from grassland to forest. *Oikos* 72, 3-13.

- Milberg, P. & Persson, T.S. (1994) Soil seed bank and species recruitment in road verge grassland vegetation. *Ann. Bot. Fenn.* 31(155-162).
- Mohl, H. (1934) Über den Bau und die Formen der Pollenkörner. Bern: Fischer.
- Moles, A.T., Hodson, D.W. & Webb, C.J. (2000) Seed size and shape and persistence in the soil in the New Zealand flora. *Oikos* 89, 541-545.
- Moore, P.D., Webb, J.A. & Collinson, M.E. (1991a) Pollenanalysis. Oxford, London, Edingurgh, Boston, Melbourne, Paris, Berlin, Vienna: Blackwell Scientific Publications.
- MURL (1989) Klimaatlas von Nordrhein-Westfalen. Düsseldorf: Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein- Westfalen.
- Nick (1985) Wiedernernässung des Leegmoores. *Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen* 28, 5-18.
- Nietsch, H. (1940) Pollenanalytische Untersuchungen auf der Niederterrasse bei Köln. *Z. deutsch. geol. Ges.* 92, 350-364.
- Oberdorfer, E. (1992) Süddeutsche Pflanzengesellschaften, 3. Aufl. Teil I. Jena: G.Fischer.
- Overbeck, F. (1975) Botanisch-geologische Moorkunde unter besonderer Berücksichtigung der Moore Nordwestdeutschlands als Quellen zur Vegetations-, Klima- und Siedlungsgeschichte. Wacholtz: Neumünster
- Patzelt, A. & Pfadenhauer, J. (1998) Keimungsbiologie und Etablierung von Niedermoorarten bei der Aussaat durch Mähgutübertragung. *Z. Ökol. und Naturschutz* 7(1), 1-13.
- Patzelt, A. & Pfadenhauer, J. (1999) Übertragung von Mähgut als Renaturierungsmaßnahme für Pfeifengraswiesen. In : *Neue Aspekte der Moornutzung: Seminar Rosenheim*, 153-160.
- Peco, B., Ortega, M. & Levassor, C. (1998) Similarity between seed bank and vegetation in Mediterranean grassland: a predictive model. *J. Veg. Sci.* 9, 815-828.
- Persch, F. & Overbeck, F. (1950) Zur postglazialen Wald- und Moorentwicklung im Hohen Venn. *Decheniana* 104, 81-94.
- Pfadenhauer, J. & Maas, D. (1987) Samenpotential in Niedermoorböden des Alpenvorlandes bei Grünlandnutzung unterschiedlicher Intensität. *Flora* 179, 85-97.
- Piepers, W. (1989) Bodendenkmäler und Funde im ehemaligen Kreis Geilenkirchen-Heinsberg. *Schriftenreihe des Kreises Heinsberg* 5. Heinsberg: Selbstverlag des Kreises.
- Poiani, K.A. & Johnson, W.C. (1988) Evaluation of the emergence method in estimating seed bank composition of prairie wetlands. *Aquat. Bot.* 32, 91-97.
- Poschlod, P. (1991) Diasporenbanken in Böden - Grundlagen und Bedeutung. Basel: Birkhäuser.

- Poschlod, P. (1993) "Underground floristics" – keimfähige Diasporen im Boden als Beitrag zum floristischen Inventar einer Landschaft am Beispiel der Teichbodenflora. *Nat. Landsch.* 68, 155-159.
- Poschlod, P. & Jackel, A.K. (1993) Jahreszeitliche Dynamik des Diasporenregens und der Diasporenbank auf zwei Kalkmagerrasenstandorten der Schwäbischen Alb. *Flora* 188, 49-71.
- Pott, R. (1988) Extensive anthropogene Vegetationsveränderungen und deren pollenanalytischer Nachweis. *Flora* 180, 153-160.
- Pott, R. (1995) *Die Pflanzengesellschaften Deutschlands*. 2. Aufl. Stuttgart: Ulmer.
- Pott, R. (1996a) *Biotoptypen. Schützenswerte Lebensräume Deutschlands und angrenzender Regionen*. Stuttgart: Ulmer.
- Pott, R. (2000) Die Entwicklung der europäischen Buchenwälder in der Nacheiszeit. *Rundgespräche der Kommission für Ökologie* 18, 49-75.
- Prentice, I.C. (1985) Pollen Representation, Source Area, and Basin Size: Toward a Unified Theory of Pollen Analysis. *Quat. Res.* 23, 76-86.
- Punt, W. (1984) The Northwest European Pollen Flora. 37. Umbelliferae. *Rev. Palaeobot. Palynol.* 42, 155-363.
- Punt, W., Blackmore, S. & Hoen, P.P. (1995) *The Northwest European Pollen Flora*. Amsterdam: Elsevier.
- Punt, W., Blackmore, S. & Le Thomas, A. (1994) *Glossary of Pollen and Spore Terminology*. Utrecht: PPP Foundation, Laboratory of Palaeobotany and Palynology.
- Punt, W. & Clarke, G.C.S. (1974) *The Northwest European Pollen Flora*. Amsterdam: Elsevier.
- Punt, W., Hoen, P.P., Blackmore, S., Nilsson, S. & Le Thomas, A. (2007) Glossary of pollen and spore terminology. *Rev. Palaeobot. Palynol.* 143, 1-81.
- Raunkiaer, C. (1937) *Plant life forms*. Oxford: Clarendon Press
- Rehagen, H.W. (1964) Zur spät- und postglazialen Vegetationsgeschichte des Niederrheingebietes und Westmünsterlandes. *Fortschritte Geologie Rheinland und Westfalen* 12, 55-96.
- Rehnelt, K. (1984) Das Gangelter Bruch - einst und jetzt. XI. Mitteilung über seltene Pflanzen und Pflanzenstandorte im nördlichen Rheinland. *Der Niederrhein*, 237-240.
- Reille, M. (1992) *Pollen et Spores D'Europe et D'Afrique Du Nord*. Marseille: Laboratoire de Botanique Historique et Palynologie.
- Roberts, H.A. (1970) Viable weed seeds in cultivated soils. *Rep.natn. Veg. Res. Sta.* 1969, 25-38.

- Rosenthal, G. (1992) Erhaltung und Regeneration von Feuchtwiesen. Diss. Bot. 182, Berlin Stuttgart: J. Cramer.
- Roberts, H.A. (1981) Seed banks in soils. Adv. Appl. Biol. 6, 1-55.
- Rothmaler, W. (1994) Exkursionsflora von Deutschland. 3. Gefäßpflanzen: Atlasband. 9. Aufl. Jena Stuttgart: Gustav Fischer.
- Rothmaler, W. (2005) Exkursionsflora von Deutschland 4. Gefäßpflanzen: Kritischer Band. 10. Aufl. München: Elsevier (Spektrum) GmbH.
- Sach, W. (1999) Vegetation und Nährstoffdynamik unterschiedlich genutzten Grünlandes in Schleswig-Holstein. Diss. Bot. 308, Berlin Stuttgart: J. Cramer.
- Schmeil, O., Fitschen, J., Senghas, K. & Seybold, S. (2003) Flora von Deutschland und angrenzender Länder. Wiebelsheim: Quelle & Meyer Verlag GmbH & Co.
- Schmiede, R., Donath, T.W. & Otte, A. (2009) Seed bank development after the restoration of alluvial grassland via transfer of seed-containing plant material. Biological Conservation 142, 404-413.
- Schopp-Guth, A., Maas, D. & Pfadenhauer, J. (1994) Influence of management on the seed production and seed bank of calcareous fen species. J. Veg. Sci. 5, 569-578.
- Schumacher, W. (1980) Schutz und Erhaltung gefährdeter Ackerwildkräuter durch Integration von landwirtschaftlicher Nutzung und Naturschutz. Nat. Landsch. 55, 6.
- Schumacher, W. (1984) Gefährdete Ackerwildkräuter können auf ungespritzten Feldrändern erhalten werden. LÖLF-Mitt. 9(1), 14-20.
- Schwabe, A. & Kratochwil, A. (1994/95) Vegetation und Diasporenbank bei biologischer und konventioneller Grünland-Bewirtschaftung: Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz. Z. Ökol. Nat.schutz 3, 243-260.
- Schwartz, J. (1992) Nordwestdeutsche Feuchtgrünlandgesellschaften unter kontrollierten Nutzungsbedingungen. Diss. Bot. 183, Berlin Stuttgart: J. Cramer.
- Schwickerath, M. (1930) Das Gangelter Bruch. Die Natur am Niederrhein 6, 14-19.
- Sernader, R. (1908) On the evidences of Postglacial changes of climate furnished by peat-mosses of Northern Europe. Geol. Fören. Förhandl., Stockholm 30, 465-473.
- Sitte, P., Weiler, E.W., Kadereit, J.W., Bresinsky, A. & Körner, C. (2002) Strasburger Lehrbuch der Botanik. 35. Aufl. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag.
- Soerensen, T. (1948) A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content. K. Danske vidensk. selsk. Biol. Skr. 5, 1-34.
- Straka, H. (1960) Spät- und postglaziale Vegetationsgeschichte des Rheinlandes auf Grund pollenanalytischer Untersuchungen. Ber. Deutsche Bot. Ges. 73, 307-318.

- Stammel, B., Kiehl, K. & Pfadenhauer, J. (2003) Alternative management on fens: Response of vegetation to grazing and mowing. *Appl. Veg. Sci.* 6, 245-254.
- Ter Heerdt, G.N.J. & Drost, H. (1994) Potential for the development of marsh vegetation from the seed bank after a draw down. *Biol.Conserv.* 67, 1-11.
- Ter Heerdt, G.N.J., Verweij, G.L., Bekker, R.M. & Bakker, J.P. (1996) An improved method for seed bank analysis: seedling emergence after removing the soil by sieving. *Funct. Ecol.* 10, 144-151.
- Tholen, H. & Hennebrüder, W. (1986) Feuchtwiesen im Rodebachtal, ehemals Gangelter Bruch. In *Litt. W. Moll, Jülich*.
- Thompson, K. (1986) Small-scale heterogeneity in the seedbank of an acidic grassland. *J. Ecol.* 74, 733-738.
- Thompson, K. (1992) *The Ecology of Regeneration in Plant Communities*. Fenner, M. (1985) *Seed Ecology*. London: Chapman and Hall Ltd. *The Funct. Ecol. of seed banks*. Seeds. 231-258.
- Thompson, K. (2000) The functional ecology of soil seed banks. *Seeds - The Ecology of Regeneration in Plant Communities*, 2nd edn (ed. M. Fenner), 261-291. CAB International, Wallingford, UK.
- Thompson, K., Bakker, J.P. & Bekker, R.M. (1997) *The Soil Seed Banks of North West Europe: Methodology, Density and Longevity*. Cambridge: University press.
- Thompson, K. & Grime, J.P. (1979) Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. *J. Ecol.* 67, 893-921.
- Touzard, B. (1999) *Dynamique de la diversité végétale en milieu herbacé humide après abandon des pratiques culturales*, PhD. University of Rennes, France 1.
- Touzard, B., Amiaud, B., Langlois, E., Lemauiel, S. & Clement, B. (2002) The relationship between soil seed bank, aboveground vegetation and disturbances in an eutropic alluvial wetland of Western France. *Flora* 197, 175-185.
- Tüxen, J. (1984) Definition wesentlicher Begriffe in der Moor-und Torfkunde - Im Gedenken an Siedfried Schneider. *Telma* 15, 101-112.
- Urbanska, K.M. (1992) *Populationsbiologie der Pflanzen*. Stuttgart: Gustav Fischer.
- Van der Valk, A.G. (1992) Establishment, colonisation and persistence. In: Glenn-Levin, D. C.; Pett, R. K. & Veblen, T. T. (eds.): *Plant succession - Theory and prediction*. London: Chapman and Hall.
- Van der Valk, A.G. & Davis, C.B. (1978) The role of seed banks in the vegetation dynamics of prairie glacial marshes. *Ecology* 59, 322-335.

- Van der Valk, A.G., Davis, C.B. & (1976) The seed banks of prairie glacial marshes. *Can. J. Bot.* 54, 1832-1838.
- Van der Valk, A.G., Pederson, R.C. & Davis, C.B. (1992) Restoration and creation of fresh water wetlands using seed bank. *Wetlands Ecology Management* 1, 191-197.
- Van der Vlerk, H.M. & Florschütz, F. (1950) *Nederland in het ijs tijdvak*. Utrecht: De Haan.
- Vuorela, I. (1973) Relative pollen rain around cultivated fields. *Acta Bot. Fenn.* 102, 1-27.
- Waesche, G. (2006) Untersuchungen zum Diasporenvorrat unterschiedlich genutzter Wiesen im Thüringer Wald - kann die Samenbank eine Regeneration von Grasland bewirken? *Tuexenia* 26, 275-295.
- Webb III, T. (1986) Is vegetation in equilibrium with climate? How to interpret late-Quaternary pollen data. *Vegetatio* 67, 75-91.
- Weischet, W. (1991) *Einführung in die allgemeine Klimatologie*. Stuttgart: B.G.Teubner.
- Williams, E.D. (1984) Changes during 3 years in the size and composition of the seed bank beneath a long-term pasture as influenced by defoliation and fertilizer regime. *J. Appl. Ecol.* 21, 603-615.
- Wisskirchen, R. & Haeupler, H. (1998) *Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands*. Stuttgart: Ulmer.
- Witte, H. (1905) *Stratiotes aloides L. funnen i Sveriges postglaciala aflagringar*. Geol. Fören. Förhandl., Stockholm 27.
- Wolff-Straub, R., Büscher, D., Diekjobst, H., Fasel, B., Foerster, E., Götte, R., Jagel, A., Kaplan, K., Koslowski, I., Kutzelnigg, H., Raabe, U., Schumacher, W. & Vanberg, C. (1999) Rote Liste der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta) in Nordrhein-Westfalen. 3. Fassung. In: LÖPF/LAFAO NRW (Hrsg): *Rote Liste der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Nordrhein-Westfalen, 3. Fassung*. LÖBF-Schriftenreihe 17: 75-172.
- Wolstedt, P. (1950) *Norddeutschland und die angrenzenden Gebiete im Eiszeitalter*. Stuttgart: K.F.Köhler.

8 Abbildungsverzeichnis

- Abbildung 1: Naturräumliche Lage des Untersuchungsgebietes. Karte verändert nach Rehagen 1964.* 12
- Abbildung 2: Luftbild des Untersuchungsgebietes Gangelter Bruch im Sommer 2008, bezogen online über "google earth". Die gelbe Linie kennzeichnet die Staatsgrenze Deutschland-Niederlande. Der linke rote Pfeil (D-Sch) zeigt auf die Fläche, die 1983/1984 renaturiert wurde und seit diesem Zeitpunkt einmal im Herbst eines jeden Jahres gemäht wird (von mir wurde für diese Fläche die Abkürzung D-Sch gewählt). Der zweite Pfeil unterhalb der gelben Linie, die die deutsch-niederländischen Grenze kennzeichnet, zeigt auf das im August 2004 von der niederländischen Waterschap abgegrabene Gebiet (gewählte Abkürzung NL). Die beiden rechten Pfeile zeigen auf die im Frühjahr abgegrabenen, auf deutscher Seite gelegenen Flächen (Abkürzungen D-A bzw. D-B). Oben rechts im Bild liegt die Stadt Gangelt. Südlich von Gangelt mündet die in den Rodebach, an dessen Verlauf sich meistens die Staatsgrenze anlehnt. Die Roode Beek entwässert alle auf niederländischem Gebiet liegenden, an den Rodebach angrenzenden Flächen.* 13
- Abbildung 3: Planung des Landschaftsparks Rodebach/Roode Beek (Foto: M. Josephs 1. November 2004).* 14
- Abbildung 4: Umrisskarte des Planungsraumes "Landschaftsparks Rodebach/Roode Beek". Quelle: www.limburg.nl Der gesamte Planungsraum ist rot umrandet. Die blauen Linien zeichnen den Verlauf des Rodebaches (von Ost nach West) nach sowie den der Roode Beek, die südlich von Mindergangelt, einem Ortsteil von Gangelt, in den Rodebach mündet. Seit 2004 wird entlang der Bachverläufe die Fläche wieder vernässt.* 15
- Abbildung 5: Klimadiagramm des Untersuchungsgebietes – Klimastation Sittard (nach Walther und Lieth 1967, leicht verändert). Die Bezeichnungen und Zahlenwerte auf dem Diagramm bedeuten: Monate (q) mit absolutem Tagesminimum unter 0°C, a Kurve der mittleren Monatstemperatur (1 Skalenteil = 10°C), b Kurve der mittleren monatlichen Niederschläge (1 Skalenteil = 20 mm), 9,9°C Mittlere Jahrestemperatur, 696 mm Mittlere jährliche Niederschlagsmenge, 0,4°C Mittleres tägliches Minimum des kältesten Monats, 21,4°C Absolutes Minimum (tiefste gemessene Temperatur) Die Kurven a und b geben das langjährige Mittel der Monatstemperaturen und der Monatsniederschlagshöhen über einen Beobachtungszeitraum von 30 Jahren (Temperatur) bzw. 33 Jahren (jährliche Niederschlagssumme) wieder.* 16
- Abbildung 6: Das Gangelter Bruch südlich von Gangelt auf der historischen Karte von Tranchot aus dem Jahre 1804.* 20
- Abbildung 7: Breitenprofil des Rodebachtales* 21
- Abbildung 8: Längenprofil des Rodebaches ab dem Quellgebiet bis zu Kilometer 22* 21
- Abbildung 9: Blick auf die Fläche D-B vor der Abgrabung mit Kopfweiden und *Urtica dioica* Bestand.* 23

<i>Abbildung 10: Sekundäraue mit mäandrierendem, “ Neuem Rodebach “ auf der Fläche NL</i>	23
<i>Abbildung 11: Sommeraspekt des Weihers auf der Fläche D-Sch (Foto: M. Josephs 8. September 2004)</i>	26
<i>Abbildung 12: Die abgegrabene Fläche NL zum Zeitpunkt des Bodenproben-Erwerbs für Diasporenbankuntersuchungen (Foto M. Josephs, 8.9.2004)</i>	27
<i>Abbildung 13: Abgrabungsfläche D-A während der Abgrabung im Mai 2005 (Foto: Mathilde Josephs, 6.5.2005)</i>	29
<i>Abbildung 14: Geräte für die Gewinnung der Proben der Diasporenbankversuche.</i>	31
<i>Abbildung 15: Frühjahrsaspekt der Fläche D-Sch an einer Senke (S 3), von der ein Teil der Bodenproben für die Diasporenbankuntersuchungen stammte. (Foto: M. Josephs, 4. April 2005)</i>	32
<i>Abbildung 16: Weiher auf der Fläche D-Sch mit vorderem Gewässerrand, von dem ein Teil der Bodenproben für die Diasporenbakanlysen stammte. (Foto: M. Josephs, 6. Mai 2005)</i>	32
<i>Abbildung 17: Übersicht über die Lage und Bezeichnungen der Profile und der Probenstellen auf der Fläche D-Sch (Skizze nicht maßstabsgetreu)</i>	33
<i>Abbildung 18: Abgrabungsfläche NL mit einzelnen Entnahmestellen der Bodenproben.</i>	35
<i>Abbildung 19: Übersicht über die Lage und Bezeichnungen der Profile und der Probenstellen auf der Fläche NL (Skizze nicht maßstabsgetreu).</i>	36
<i>Abbildung 20: Probengewinnung auf der Fläche D-B mit Lage der Profile D-B1 bis D-B5. Im Vordergrund des Bildes ist der neu gegrabene Bach zu erkennen (Foto: M. Josephs, April 2005).</i>	37
<i>Abbildung 21: Übersicht über die Lage und Bezeichnungen der Profile und der Probenstellen auf der Fläche D-A.</i>	38
<i>Abbildung 22: Querprofil DA-4 der Fläche D-A.</i>	38
<i>Abbildung 23: Übersicht über die Lage und Bezeichnungen der Profile sowie der Proben stellen auf der Fläche D-B.</i>	39
<i>Abbildung 24: Versuchstöpfe, unbeschattet auf dem Versuchsgelände der Geobotanischen Abteilung der Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf stehend. (Foto: M. Josephs, April 2005)</i>	41
<i>Abbildung 25: Übersicht über die Lage und Bezeichnungen der Vegetationsaufnahme-Flächen auf der Fläche D-Sch.</i>	52

- Abbildung 26: Übersicht über die Lage und Bezeichnungen der Vegetationsaufnahme-Flächen auf der Fläche NL. Die ausgefüllten Kreise kennzeichnen die Dauerbeobachtungsflächen. 53
- Abbildung 27: Übersicht über die Lage und Bezeichnungen der Vegetationsaufnahme-Flächen auf der Fläche D-A. Die ausgefüllten Kreise kennzeichnen die Dauerbeobachtungsflächen. K3 und K4 markieren die Vegetationsaufnahme-Flächen aus der Umweltverträglichkeitsstudie der Firma Koenzen. 54
- Abbildung 28: Übersicht über die Lage und Bezeichnungen der Vegetationsaufnahme-Flächen auf der Fläche D-B. Die ausgefüllten Kreise kennzeichnen die Dauerbeobachtungsflächen. 55
- Abbildung 29: Temperaturdaten für die erste Periode der Diasporenbankversuche im Frühjahr und Sommer 2004, gemessen an der Klimastation auf der Versuchsfläche im Jahr 2004. Aufgetragen wurden Boden- und Lufttemperaturen, blau die Tagesmittelwerte der Luft und rot die Tagesmittelwerte des Bodens in 5 cm Höhe. 62
- Abbildung 30: Temperaturdaten für die zweite Periode der Diasporenbankversuche im Frühjahr und Sommer 2005, gemessen an der Klimastation auf der Versuchsfläche im Jahr 2005. Aufgetragen wurden Boden- und Lufttemperaturen, blau die Tagesmittelwerte der Luft und rot die Tagesmittelwerte des Bodens in 5 cm Höhe. 63
- Abbildung 31: Anzahl der Keimlinge in Proben, die einen unterschiedlichen Abstand von Rändern der Wasserflächen hatten. Dabei bedeutet U den Gewässerrand (Profil D-Schl, Abb. 17). Die Probentiefe war bei allen Proben 0-10 cm. Das Volumen jeder Probe betrug ca. 700 cm³. 66
- Abbildung 32: Keimlingszahlen der Diasporenbank der im Uferbereich der zwei Tümpel, des Teiches und des Baches gelegenen Flächenstreifen (Ra), der Flächen, die sich auf halber Höhe der Böschungen der Wasserstellen befinden (Mi) und der Flächen, die am oberen Rand bzw. auf der Ebene liegen (Ob) (vgl. Abb. 17). Dargestellt ist der entsprechende Mittelwert mit Standardabweichung, wobei die Anzahl der Keimlinge auf einen Quadratmeter hochgerechnet wurde. Die Anzahl der Bodenproben, die alle aus einer Tiefe von 0-10 cm ab jeweiliger Oberkante stammten, war: Ra n = 17, Mi n = 14, Ob n = 14. 67
- Abbildung 33: Artenzahlen in den Diasporenbanken der im Uferbereich der zwei Tümpel, des Teiches und des Baches gelegenen zeitweilig von Wasser überspülten Flächenstreifen (Ra), der Flächen, die sich auf halber Höhe der Böschungen der Wasserstellen befinden (Mi) und der Flächen, die am oberen Rand bzw. auf der ebenen Fläche liegen (Ob). Dargestellt ist der Mittelwert mit Standardabweichung, wobei die absolute Anzahl gekeimter Diasporen pro Bodenprobe, d.h. pro 700 cm³ Bodenvolumen zugrunde gelegt wurde. Die Anzahl der Bodenproben, die alle aus einer Tiefe von 0–10 cm ab jeweiliger Oberkante stammten, war: Ra. n=17, Mi: n=14, Ob: n=14. 68
- Abbildung 34: Gegenüberstellung der Anzahl der Pflanzenarten- und der Keimlinge in den Diasporenbanken unterschiedlicher Bodentiefen im Bereich der Wasserränder der untersuchten Gewässer. Dargestellt ist der Mittelwert mit Standardabweichung. Der Stichprobenumfang für beide Bodentiefen war n = 6. Das Volumen jeder Bodenprobe betrug ca. 700 cm³. 69

- Abbildung 35: Anzahl der Keimlinge (A) und Anzahl der Arten (B) aus Bodenproben zweier unterschiedlicher Beprobungstiefen dreier flacher Senken. Bei einer Beprobungstiefe von 0-10 cm war der Probenumfang $n = 16$, bei einer Beprobungstiefe von 10-20 cm betrug er $n = 9$. Die Bodenproben stammten von drei Senken mit einem Durchmesser von ca. 2,50 m bis 4 m und einer Tiefe von 50 cm bis 60 cm. Jede Bodenprobe hatte ein Volumen von ca. 700 cm³. Dargestellt ist der Mittelwert mit Standardabweichung. 70
- Abbildung 36: Prozentualer Anteil der 32 Arten aus den Diasporenbanken der Wasserränder an der Gesamtkeimlingszahl der Fläche D-Sch, Probentiefe 0-10 cm ab Grasnarbe. Der Probenumfang war $n = 7$ mit einem Gesamtprobenvolumen von ca. 5 Litern (4900 cm³) und einer Gesamtbeprobungsfläche von 490 cm². 72
- Abbildung 37: Prozentualer Anteil der 27 Arten aus den Diasporenbanken der Wasserränder an der Gesamt-Keimlingszahl (331) der Fläche D-Sch. Die Probentiefe war 10-20 cm. Probenmenge $n = 5$. 74
- Abbildung 38: Prozentualer Anteil der verschiedenen Taxa an der Gesamtkeimlingszahl aus drei unterschiedlichen Bodentiefen der Probennahme-Stelle S3, einer flachen Senke auf der Fläche D-Sch (Abb. 17). Das untersuchte Bodenvolumen war pro Tiefe ca. 700 cm³. 75
- Abbildung 39: Prozentualer Anteil der verschiedenen Taxa an der Gesamtkeimlingszahl aus zwei unterschiedlich tiefen Bodenhorizonten. Die Proben stammen aus einer Senke S2 auf der Fläche D-Sch. 77
- Abbildung 40: A und B: Prozentualer Anteil der 52 in den Probentöpfen aufgelaufenen Keimlingsarten von Bodenproben der Fläche D-Sch, die nicht von den Rändern der Tümpel und des Weihers auf stammten. Die Probentiefe war 0-10 cm. 79/80
- Abbildung 41: D-Sch: Prozentualer Anteil der 40 Pflanzenarten an dem Artenspektrum der Keimlinge aus den Bodenproben von Stellen, die nicht an den Wasserrändern lagen. Probentiefe 10-20 cm. 81
- Abbildung 42: Keimlinge in einem Probentopf. Tiefe der Bodenprobe 5-15 cm unter der Grasnarbe. 84
- Abbildung 43: Keimlinge in einem Probentopf, der mit Boden aus einer Tiefe von 70-80 cm unter der Grasnarbe befüllt worden war. 84
- Abbildung 44: Aufgelaufene Keimlinge aus Proben dreier unterschiedlich tiefer Bodenhorizonte im Untersuchungsgebiet NL. 85
- Abbildung 45: Artenanzahl aus drei unterschiedlichen Bodentiefen. Wiedergegeben ist der Mittelwert. Die Werte sind auf ein Probenvolumen je Probe von ca. 700 cm³ bezogen. 86

- Abbildung 46: Anzahl der Keimlinge aus Bodenproben, die vom Rand und der Sohle des neu gegrabenen Bachbettes für den Rodebaches auf der Fläche NL stammten. Der Probenumfang war je Tiefe $n = 4$. Dargestellt sind die Mittelwerte mit Standardabweichung. 87
- Abbildung 47: Anzahl der Keimlinge und der Keimlingsarten auf der Fläche NL entlang eines Höhengradienten. 88
- Abbildung 48: Anzahl der Keimlinge der insgesamt 12 Arten vom Rand des neu gegrabenen Baches auf der Fläche NL (NL-Bag I...III in Abb.19) aus zwei verschiedenen Tiefen. Zu den Tiefenangaben: 0-10 bedeutet, dass die Proben aus den oberen zehn Zentimetern des Abgrabungshorizontes entlang des neu gegrabenen Baches stammen, d.h., ursprünglich 80-90 cm unter Flur lagen, 50-60 bedeutet, dass die Proben aus einem Bodenhorizont ergraben wurden, der sich 50-60 cm unter dem freigelegten Niedermoorhorizont befindet, d.h., 130-140 cm unter der vor der Renaturierungs-Maßnahme bestehenden Landoberfläche lagen. 90
- Abbildung 49: Artenvielfalt, aufgelaufen aus Bodenproben der Fläche NL. Die Proben stammten aus drei unterschiedlich tiefen Bodenhorizonten an den Gewinnungsstellen des Profils NL-O (Abb 19). 91
- Abbildung 50: Die abgegrabene Fläche D-A am 6. Mai 2005(Foto: M. Josephs) 94
- Abbildung 51: Anordnung der Versuchstöpfe in der zweiten Untersuchungsperiode im Frühjahr/Sommer 2005 auf dem Versuchsgelände. Es wurde Material von jeder Bodenprobe auf drei unterschiedliche Substrate (siehe Kap. 3.1.4.1) aufgebracht. (Foto M. Josephs, 16.06.2005). 96
- Abbildung 52: Versuchstöpfe mit Keimlingen, aufgelaufen aus Probenmaterial verschieden tiefer Bodenhorizonte der Fläche D-B, Profil D-B1 (Abb. 24 und 23). Das Probenmaterial in den Töpfen der beiden oberen Reihen wurde aus dem Bodenhorizont direkt unter der Grasnarbe mittels Stechzylinder gewonnen. Die Töpfe der unteren Topfreihen wurden mit Probenmaterial vom Abgrabungshorizont beschickt. Die drei in einer Reihe angeordneten Töpfe enthielten jeweils ein anderes Kultursubstrat, wurden aber mit Probenmaterial von ein und derselben Probenstelle und Bodentiefe beschickt (siehe Methodenteil 3.1.4.1). 97
- Abbildung 53: Versuchstöpfe mit Keimlingen, aufgelaufen aus Probenmaterial der Fläche D-B, welches vom Abgrabungshorizont stammte, d.h. aus einer Bodentiefe von ca. 50-60 cm unter der ursprünglichen Grasnarbe gewonnen wurde. 97
- Abbildung 54: Anzahl der Keimlinge von Bodenproben aus fünf unterschiedlich tiefen Bodenhorizonten der Fläche D-A. 99
- Abbildung 55: Anzahl der Keimlinge aus 11 Bodenproben des Transektes der Fläche D-A4 (Abb. 22). 100
- Abbildung 56: Tilia-(oben) und Coryluspollen unter dem Mikroskop (Fuchsin-Färbung). Foto M. Josephs, Vergrößerung: Objektiv 40-fach. 102

- Abbildung 57: *Alnus*-(oben), *Pinus*-(links) und *Corylus*-Pollen (rechts) (Fuchsin Färbung). Foto M. Josephs, Vergrößerung: Objektiv 40-fach. 103
- Abbildung 58: *Alnus*-(links oben und rechts am Rand), *Quercus*-(links unten) und *Ulmus* Pollen (rechts oben)(Fuchsin Färbung). Foto M. Josephs, Vergrößerung: Objektiv 40- fach. 103
- Abbildung 59: Pollen aus dem Gangelter Bruch unter dem Mikroskop.(Bodenprobe vom Abgrabungshorizont der Fläche NL, aus einer Tiefe von ca 50 cm, Fuchsin- Färbung). Foto M. Josephs, Vergrößerung: Objektiv 40 fach. 105
- Abbildung 60: Pollendiagramm des Gangelter Bruches, siehe entfaltbare Karte 108
- Abbildung 61: Aufwuchs auf dem freigelegten Niedermoorboden im ersten Jahr: *Ranunculus flammula* und *Alopecurus geniculatus* auf der Fläche NL im ersten Jahr der Sukzession (Foto: M. Josephs, 6.5.2005). 117
- Abbildung 62: *Ranunculus sceleratus* auf der abgegrabenen Fläche NL im ersten Sukzessionsjahr (Foto: M. Josephs, 6.5.2005). 118
- Abbildung 63: *Veronica beccabunga* auf der Fläche NL im ersten Jahr der Sukzession. (Foto: M.. Josephs, 6.5.2005). 118
- Abbildung 64: Gesamtansicht der abgegrabenen Fläche NL am Ende der ersten Vegetationsperiode (Foto M. Josephs, 5.9.2005). 119
- Abbildung 65: Vegetation an der Einmündung des neu gegrabenen Rodebaches in den alten Rodebach im August 2007 (Foto: M. Josephs). 119
- Abbildung 66: Zugewachsene Fläche NL im August 2007 (Foto: M. Josephs). 120
- Abbildung 67: Prozentuale Verteilung der Strategietypen (nach Grime 1979)der Pflanzen auf der Abgrabungsfläche NL in den ersten drei Jahren der Sukzession. Die Anzahl der Arten war: für 2005 $n = 33$, für 2006 $n = 36$, für 2007 $n = 29$. Abkürzungen: C = Konkurrenzstrategie, R = Ruderalstrategie, S = Stressstrategie, CR = Konkurrenz-Ruderalstrategie, CS = Konkurrenz-Stressstrategie, SR = Stress-Ruderalstrategie, CSR = Konkurrenz-Stress-Ruderalstrategie Strategietypen. 128
- Abbildung 68: Prozentuale Verteilung der Lebensformen (nach Raunkiaer, 1937) in der Vegetation auf der Fläche NL in den ersten drei aufeinanderfolgenden Jahren nach den Renaturierungsmaßnahmen: 1.: Juli 2005, Artenzahl $n = 33$, 2.: September 2006, Artenzahl $n = 36$, 3.: Juli 2007, Artenzahl $n = 29$. Abkürzungen: Ph = Phanerophyt, Ch = Chamaephyt, H = Hemikryptophyt, G = Geophyt, Hy = Hydrophyt und Th = Therophyt. 129
- Abbildung 69: Sommeraspekt der Fläche NL im vierten Sukzessionsjahr. Foto M. Josephs, 11. Juli 2008. 130
- Abbildung 70: Landwirtschaft am Rodebach (Foto: M. Josephs 13.07.2008). 131

- Abbildung 71: Teilbereich am nördlichen Rand der bis auf den Niedermoorboden abgegraben Fläche D-B im ersten Jahr nach den Umgestaltungsmaßnahmen (Foto M. Josephs, 11.08.2005). Das Foto zeigt eine Teilfläche der wiedervernässten Fläche D-B im dritten Monat nach den Abgrabungs- und Wiedervernässungsmaßnahmen. 132
- Abbildung 72: Teilfläche am südlichen Rand der bis auf den Niedermoorboden abgegraben Fläche D-B im ersten Jahr nach den Umgestaltungsmaßnahmen (Foto M. Josephs, 11.08.2005). 133
- Abbildung 73: Abhängigkeit der Vegetationsbedeckung auf fünf Teilflächen des Untersuchungsgebietes D-B von der Dauer der Wiederbesiedlung. Die Werte vom 1.11.05 zeigen die prozentuale Deckung der Vegetation ca. fünf Monate nach dem Störungsereignis "Abgrabung und Wiedervernässung" auf der Fläche D-B. 141
- Abbildung 74: Veränderung der Anzahl der Arten auf fünf Teilflächen des Abgrabungsgebietes D-B im Verlauf von drei Jahren. Die Werte vom 1.11.05 geben die Anzahl der auf der Fläche D-B bestimmten Pflanzenarten der Vegetation am Ende der ersten Vegetationsperiode, d.h. ca. fünf Monate nach dem Störungsereignis "Abgrabung und Wiedervernässung" auf der Fläche D-B an. 141
- Abbildung 75: Prozentuale Verteilung der Diasporenbanktypen (I = transient, II = short-term-persistent, III = long-term-persistent) nach Thompson et al.(1997) in der stehenden Vegetation auf einer Teilfläche des Abgrabungsgebietes D-B nach den Umgestaltungsmaßnahmen in den drei aufeinanderfolgenden Jahren 2005, 2006 und 2007. Die Anzahl der Arten war 2005 n = 17, 2006 n = 13, 2007 n = 7. 143
- Abbildung 76: Prozentuale Verteilung der ökologischen Strategietypen der Pflanzen nach Grime (1979) in der stehenden Vegetation auf der Teilfläche 50 (vgl. Tab.15) des Abgrabungsgebietes D-B in den drei aufeinanderfolgenden Jahren 2005, 2006 und 2007 nach den Umgestaltungsmaßnahmen Anfang 2005. Die Anzahl der Arten war 2005 n = 17, 2006 n = 13, 2007 n = 7. 144
- Abbildung 77: Prozentuale Verteilung der Diasporenbanktypen (I = transient, II = short term-persistent, III = long-term-persistent) nach Thompson et al.(1997) In der stehenden Vegetation auf den Teilflächen 50, 52 und 53 (zusammengefasst, Abb. 28) des Abgrabungs-Gebietes D-B in den drei, nach den Abgrabungsmaßnahmen folgenden Jahren 2005, 2006 und 2007. Die Anzahl der Arten war 2005 n = 27, 2006 n = 27, 2007 n = 16. 145
- Abbildung 78: Ein Vegetationsaspekt der Fläche D-B im Juli 2007, im dritten Jahr nach den Wiedervernässungsmaßnahmen. 147
- Abbildung 79: Prozentuale Verteilung der Diasporenbanktypen auf der abgegraben Fläche D-B drei Jahre nach den Umgestaltungsmaßnahmen Dem Diagramm in Abb. 78 liegen die Ergebnisse der zehn Vegetationsaufnahmen 43-49 und 57-58, die auf der Fläche D-B am 7.07.2007 erstellt wurden, zugrunde(Tab.23 und 24). Die Anzahl der Arten war n = 62, die Diasporenbanktypen sind I = transient, II = short term-persistent, III = long-term-persistent (nach Thompson et al. 1997). 150

- Abbildung 80: Prozentuale Verteilung der ökologischen Strategietypen der Pflanzen nach Grime (1979, vgl. Tab. 18 und 19, Abk. siehe Abb. 74) auf der abgegrabenen Fläche D-B drei Jahre nach den Umgestaltungsmaßnahmen. Dem Diagramm liegen die Ergebnisse der zehn Vegetationsaufnahmen 43-49 und 57-58 (Tab. 23 und 24), die auf der Fläche D-B am 7.07.2007 erstellt wurden, zugrunde. Die Anzahl der Arten war $n = 62$. 150
- Abbildung 81: Spektrum der Lebensform-Typen nach Raunkiaer (1937). Artenzuordnung entnommen der Datenbank BiolFlor 2007. Dem Diagramm liegen die Ergebnisse aus den Vegetationsaufnahmen, die auf der Fläche D-B am 2.07.2007 erstellt wurden, zugrunde (Tab. 23 und 24). Die Anzahl der Arten war $n = 62$. 151
- Abbildung 82: Die stark vernässte Fläche D-A im Spätsommer 2005 mit einer nitrophilen Saumgesellschaft am nördlichen Rand. Man blickt nach Osten. Im Hintergrund ist die Fläche D-B zu erkennen. Foto: M. Josephs, 11.08.2005. 151
- Abbildung 83: Südlicher Rand der Abgrabungsfläche D-A mit angrenzender, nicht abgegrabener Grünlandfläche. Foto M. Josephs, 6.05.2005 152
- Abbildung 84: Diasporenbanktypenspektren der Fläche D-Sch: Prozentuale Anteile in der Diasporenbank und der aktuellen Vegetation aller einem Diasporenbanktyp zugeordneten Arten. Kreisdiagramm Nr. 1: Prozentuale Verteilung der Diasporenbanktypen aller ($n = 71$) auf der Fläche D-Sch bestimmten Arten, (entweder aus den Bodenproben aufgelaufen oder bei den Vegetationsaufnahmen bestimmt). Kreisdiagramm Nr. 2: Prozentuale Verteilung der Diasporenbanktypen der Arten, die nur in der Diasporenbank auftraten ($n = 47$), Kreisdiagramm Nr. 3: Prozentuale Verteilung der Diasporenbanktypen der Arten, die nur in der aktuellen Vegetation zu finden waren ($n = 39$). Kreisdiagramm Nr. 4: Prozentuale Verteilung aller entweder aus den Bodenproben aufgelaufenen oder bei den Vegetationsaufnahmen bestimmten Arten ($n = 110$). I = transient, II = short term-persistent, III = long-term-persistent, nach Thompson et al. (1997). 169
- Abbildung 85: Prozentuale Verteilung der Diasporenbanktypen der Diasporenbanken der Bodenproben von den Wasserrändern (1: Anzahl der Arten $n = 35$) und der Proben, die nicht von den Wasserrändern stammen (2: Anzahl der Arten $n = 59$, Fläche D-Sch). I = transient, II = short term-persistent, III = long-term-persistent, nach Thompson et al. (1997). 170
- Abbildung 86: Prozentuale Verteilung der Diasporenbanktypen in der stehenden Vegetation 2007 auf der Fläche D-Sch 1: von Flächen an den Wasserrändern (Anzahl der Arten $n = 46$), 2: von Flächen, die nicht an den Wasserrändern liegen (Anzahl der Arten $n = 16$). I = transient, II = short term-persistent, III = long-term-persistent, nach Thompson et al. (1997). 170
- Abbildung 87: Prozentuale Verteilung der Strategietypen der Pflanzen nach Grime (1979), bezogen auf die Arten der Fläche D-Sch. Kreisdiagramm Nr. 1 zeigt die prozentuale Verteilung der Strategietypen aller ($n = 75$) auf der Fläche D-Sch bestimmten Arten, d.h. der Arten dar, die entweder aus den Bodenproben aufgelaufen waren oder aber auch bei den Vegetationsaufnahmen 2007 bestimmt wurden. Kreisdiagramm Nr. 2 stellt die prozentuale Verteilung der Strategietypen der Arten dar, die nur in der Diasporenbank gefunden wurden, nicht aber in der aktuellen Vegetation 2007 der Fläche D Sch präsent

waren, (Anzahl der Arten 50) .Kreisdiagramm Nr. 3 gibt die prozentuale Verteilung der Strategietypen der Arten wieder, die nur in der aktuellen Vegetation 2007 zu finden waren, aber nicht in der Diasporenbank (Anzahl der Arten $n = 38$). Abkürzungen: C = Konkurrenzstrategie, R = Ruderalstrategie, S = Stressstrategie, CR = Konkurrenz-Ruderalstrategie, CS = Konkurrenz-Stressstrategie, SR = Stress-Ruderalstrategie, CSR = Konkurrenz-Stress-Ruderalstrategie

172

Abbildung 88: Lebensformenspektren und Spektren der Strategietypen der Diasporenbanken der Fläche D-Sch nach den prozentualen Anteilen. Den Prozentwertdiagrammen liegen folgende Angaben zugrunde: Nr. 1 und Nr. 3 jeweils 38 Pflanzenarten von Proben der Wasserrändern, Nr. 2 und Nr. 4 jeweils 63 Pflanzenarten von Proben, die nicht von den Wasserrändern stammen (Abb. 25). Abkürzungen: C = Konkurrenzstrategie, R = Ruderalstrategie, S = Stressstrategie, CR = Konkurrenz-Ruderalstrategie, CS = Konkurrenz-Stressstrategie, SR = Stress-Ruderalstrategie, CSR = Konkurrenz-Stress-Ruderalstrategie

174

Abbildung 89: Zusammensetzung der Diasporenbank und der stehenden Vegetation 2007 der Fläche D-A nach den prozentualen Anteilen der Diasporenbanktypen. I = transient, II = short term-persistent, III = long-term-persistent, nach Thompson et al. (1997). Die Nummerierungen der Graphiken bezieht sich auf: Nr.1 = gesamte Diasporenbank (Anzahl der Arten $n = 34$), Nr. 2 = gesamte Vegetation (Anzahl der Arten $n = 62$), Nr. 3 = nur Diasporenbank (Anzahl der Arten $n = 11$), Nr. 4 = nur aktuelle Vegetation (Anzahl der Arten $n = 39$) Nr. 5 = sowohl Diasporenbank als auch Vegetation (Anzahl der Arten $n = 23$).

185

Abbildung 90: Prozentuale Verteilung der Strategietypen (nach Grime 1979) in den Diasporenbanken der Fläche D-A. (Anzahl der Arten $n = 36$). Abkürzungen: C = Konkurrenzstrategie, R = Ruderalstrategie, S = Stressstrategie, CR = Konkurrenz-Ruderalstrategie, CS = Konkurrenz-Stressstrategie, SR = Stress-Ruderalstrategie, CSR = Konkurrenz-Stress-Ruderalstrategie

187

Abbildung 91: Prozentuale Verteilung der Strategietypen (nach Grime 1979) in der aktuellen Vegetation der Fläche D-A (Anzahl der Arten $n = 65$). Abkürzungen: C = Konkurrenzstrategie, R = Ruderalstrategie, S = Stressstrategie, CR = Konkurrenz-Ruderalstrategie, CS = Konkurrenz-Stressstrategie, SR = Stress-Ruderalstrategie, CSR = Konkurrenz-Stress-Ruderalstrategie.

187

Abbildung 92: Prozentuale Verteilung der Lebensformen in den Diasporenbanken der Fläche D – A (Anzahl der Arten $n = 40$). Abkürzungen: Ph = Phanerophyt, Ch = Chamaephyt, H = Hemikryptophyt, G = Geophyt, Hy = Hydrophyt, Th = Therophyt.

188

Abbildung 93: Prozentuale Verteilung der Lebensformen (nach Raunkiaer 1937) in der stehenden Vegetation der Fläche D-A (Anzahl der Arten $n = 41$.) Abkürzungen: Ph = Phanerophyt, Ch = Chamaephyt, H = Hemikryptophyt, G = Geophyt, Hy = Hydrophyt, Th = Therophyt.

189

9 Tabellenverzeichnis

<i>Tabelle 1: Fläche D-Sch: Übersicht (Abb. 17) über Profile, Proben, Zeitpunkte des Probenerwerbs und des Ausbringens des Probenmaterials sowie Zeitpunkte der Kontrolle der Keimlinge.</i>	44
<i>Tabelle 2: Fläche NL: Übersicht (Abb. 19) über Profile, Proben, Probentiefen und die Zeitpunkte des Probenerwerbs und des Ausbringens des Probenmaterials sowie Kontrolle der gekeimten Diasporen. Zusätzlich ist die Bodenart des jeweiligen Bodenhorizontes angegeben.</i>	45
<i>Tabelle 3: Fläche D-A: Übersicht (Abb. 20) über die Profile, die Anzahl der Proben einschließlich stratigraphischer Einordnung und die Zeitpunkte des Probenerwerbs, des Ausbringens des Probenmaterials sowie der Zeitpunkte der Kontrolle der gekeimten Diasporen. Zusätzlich ist die Bodenart des jeweiligen Bodenhorizontes angegeben.</i>	48
<i>Tabelle 4: Fläche D-B: Übersicht über die Profile, die Anzahl der Proben und die Zeitpunkte des Probenerwerbs, des Ausbringens des Probenmaterials sowie der Zeitpunkte der Kontrolle der gekeimten Diasporen.</i>	49
<i>Tabelle 5: Braun-Blanquet-Skala zur Bestimmung der Artmächtigkeit.</i>	51
<i>Tabelle 6: Temperaturwerte für den Messzeitraum April 2004 bis Oktober 2005, gemessen an der Klimastation auf der Versuchsfläche der geobotanischen Abteilung der Universität Düsseldorf. Eingetragen sind für die Boden- und Lufttemperaturen die jeweiligen Monatsmaxima und –minima sowie die Monatsmittelwerte.</i>	61
<i>Tabelle 7: Artenliste der in den Diasporenbanken der Fläche D-Sch identifizierten Arten.</i>	65
<i>Tabelle 8: Artenliste der in den Diasporenbanken der Fläche NL identifizierten Arten</i>	82
<i>Tabelle 9: Anzahl der Keimlinge der einzelnen in den Diasporenbanken der Fläche identifizierten Arten in Abhängigkeit von der Bodentiefe (Profil NL-O, Abb.19)</i>	89
<i>Tabelle 10: Artenliste der in den Diasporenbanken der Fläche D-A identifizierten Arten.</i>	93
<i>Tabelle 11: Artenliste der in den Diasporenbanken der Fläche D-B identifizierten Arten.</i>	94
<i>Tabelle 12: Anzahl der Keimlinge der verschiedenen Arten aus Bodenproben unterschiedlicher Bodentiefen der Fläche D-B (Abb. 23).</i>	101
<i>Tabelle 13: Korrektionsfaktoren für Pollenspektren im nördlichen Mitteleuropa. Als Bezugsgröße wurden die Werte von Fagus zugrunde gelegt (nach Andersen, 1970).</i>	107
<i>Tabelle 14: Sukzession auf dem feuchteren Bereich der Fläche NL am Rande des neu gegrabenen Baches (Deckungsgrad-Angaben nach Braun Blanquet).</i>	122

<i>Tabelle 15: Vegetation der ersten Sukzessionsstadien auf der Abgrabungsfläche NL (Deckungsgrad-Angaben nach Braun-Blanquet).</i>	123
<i>Tabelle 16: Sukzessionsstadien auf dem trockenen Bereich der Fläche NL. (Deckungsgrad-Angaben nach Braun-Blanquet).</i>	124
<i>Tabelle 17: Artenliste der Arten der Vegetationsaufnahmen Nr.6 und 7 auf der Fläche NL vom Juni 2005, September 2006 und Juli 2007. Mit aufgeführt sind die Strategietyp, (C = Konkurrenzstrategie, R = Ruderalstrategie, S = Stressstrategie, CR = Konkurrenz-Ruderalstrategie, CS = Konkurrenz-Stressstrategie, SR = Stress-Ruderalstrategie und CSR = Konkurrenz-Stress-Ruderalstrategie nach Grime 1979), Diasporenbanktyp (Dbtyp: I = transient, II = short-term-persistent, III = long-term-persistent nach Thompson et al., 1997) und Lebensform (Ph = Phanerophyt, Ch = Chamaephyt, H = Hemikryptophyt, G = Geophyt, Hy = Hydrophyt und Th = Therophyt nach Raunkiaer 1937).</i>	125
<i>Tabelle 18: Vegetationsaufnahme einer Zwergbinsengesellschaft auf der Renaturierungsfläche D B im ehemaligen Gangelter Bruch (siehe Abb. 28, Deckungsgrad Angaben nach der Braun-Blanquet Skala).</i>	136
<i>Tabelle 19: Vegetationsaufnahmen von drei Sukzessionsstadien einer 4 m mal 5 m großen Dauerfläche am nördlichen Rand der Abgrabungsfläche D-B. Die Aufnahmefläche liegt ca 50 m östlich des auf der Abb. 24 skizzierten Weges Gangel – Schinfelde (Abb. 24, Aufn.42 und Abb. 21, Probenstelle D-B6, Deckungsgrad Angaben nach Braun-Blanquet).</i>	137
<i>Tabelle 20: Vegetationsaufnahmen von drei Sukzessionsstadien einer 5 m mal 5 m großen Dauerfläche am nördlichen Rand der Abgrabungsfläche D-B. Die Aufnahmefläche liegt ca 160 m östlich des auf der Abb. 21 skizzierten Weges Gangel – Schinfelde (Abb. 70 und Abb. 28, Aufn. 50, Deckungsgrad Angaben nach Braun-Blanquet).</i>	138
<i>Tabelle 21: Vegetationsaufnahmen von drei Sukzessionsstadien einer 5 m mal 5 m großen Dauerfläche am nördlichen Rand der Abgrabungsfläche D-B. Die Aufnahmefläche liegt ca. 200 m östlich des auf der Abb.21 skizzierten Weges Gangel-Schinfelde. Die Fläche ist eine Sandfläche, die hier über dem Niedermoorboden liegt (Abb. 28, Aufn. 52, Deckungsgrad Angaben nach Braun Blanquet).</i>	139
<i>Tabelle 22: Vegetationsaufnahmen von drei Sukzessionsstadien auf einer 3 m mal 4 m großen Dauerfläche am nördlichen Rand der Abgrabungsfläche D-B(Abb.28,Aufn. Nr. 53). Diese Fläche grenzt östlich an die Fläche Nr. 52 an. Die Aufnahmefläche ist eine Sandfläche, die hier über dem Niedermoorboden liegt (Deckungsgrad Angaben nach Braun-Blanquet).</i>	140
<i>Tabelle 23: Vegetationslisten mit Dominanz Angaben eines aus sechs Teilflächen bestehenden Transektes, welches in Nord-Südrichtung vom nördlichen Rand des Gebietes D-B bis zur Flächenmitte verläuft. Das Transekt liegt etwa auf der Höhe der Bodenprobenprofile D-B6 (Abb. 28, Deckungsgrad Angaben nach Braun-Blanquet).</i>	148
<i>Tabelle 24: Vegetationsaufnahmen eines aus vier Teilflächen bestehenden Transektes,</i>	

<i>welches in West-Ostrichtung am nördlichen Rand des Gebietes D-B entlang verlief (Abb. 28, Deckungsgrad Angaben nach Braun-Blanquet).</i>	149
<i>Tabelle 25: Vegetationsaufnahmen von zwei am nördlichen Rand der Fläche D-A gelegenen Aufnahmeflächen (Deckungsgrad Angaben nach Braun-Blanquet).</i>	154
<i>Tabelle 26: Vegetationsaufnahme vom nordöstlichen Flächenrand der Fläche D-A (Deckungsgrad Angaben nach Braun-Blanquet).</i>	155
<i>Tabelle 27: Vegetationsfläche 15 (Abb. 27) vom östlichen Rand der Abgrabungsfläche D-A in den drei Anfangsjahren der Sukzession nach Abgrabung (Deckungsgrad Angaben nach Braun-Blanquet).</i>	156
<i>Tabelle 28: Vegetationsaufnahmen vom östlichen Abgrabungsrand der Fläche D-A (Abb. 27) (Deckungsgrad Angaben nach Braun-Blanquet).</i>	157
<i>Tabelle 29: Vegetationsaufnahmen vom östlichen Rand der Abgrabungsfläche D-A (Abb. 27, (Deckungsgrad Angaben nach Braun-Blanquet).</i>	158
<i>Tabelle 30: Vegetationsaufnahmen vom östlichen Rand der Abgrabungsfläche D-A (Abb. 27, Deckungsgrad Angaben nach Braun-Blanquet).</i>	159
<i>Tabelle 31: Vegetationsaufnahmen vom östlichen Rand der Abgrabungsfläche D-A (Deckungsgrad Angaben nach Braun-Blanquet).</i>	159
<i>Tabelle 32: Vegetationsaufnahmen vom südlichen Rand der Fläche D-A (Deckungsgrad Angaben nach Braun-Blanquet).</i>	160
<i>Tabelle 33: Vegetationsaufnahmen eines Transektes (Nr. 28-32,) bestehend aus fünf Teilflächen des Abgrabungsbereiches D-A (Abb.27). Aufnahmen 2005 und 2007 im Spätsommer bzw. Frühherbst 2007 (Deckungsgrad Angaben nach Braun-Blanquet).</i>	161
<i>Tabelle 34: Übersicht über die Ergebnisse der Diasporenbankversuche und der Vegetationsaufnahmen auf der Fläche D-Sch.</i>	163
<i>Tabelle 35: Fläche D-Sch: Vergleich von stehender Vegetation (2007) und aufgelaufenen Keimlingen aus der Diasporenbank (Db) mit Angaben zum Diasporenbanktyp (Dbtyp: I = transient, II = short-term-persistent, III = long-term-persistent) nach Thompson et al. (1997), zum Strategietyp nach Grime (1974, 1979) sowie Grime et al. (1988), (Abk.: C = Konkurrenzstrategie, R = Ruderalstrategie, S = Stressstrategie, CR = Konkurrenz-Ruderalstrategie, CS = Konkurrenz-Stressstrategie, SR = Stress-Ruderalstrategie und CSR = Konkurrenz-Stress-Ruderalstrategie), der Lebensform nach Raunkiaer (1937) in Ellenberg et al. (2001) (Abk.: Ph = Phanerophyt, Ch = Chamaephyt, H = Hemikryptophyt, G = Geophyt, Hy = Hydrophyt und Th = Therophyt), dem floristischen Status (aus Datenbank „BiolFlor“) Die Tiefenangaben sind die bei Thompson et al. (1997) angegebenen Lagerungstiefen der Diasporen im Boden.</i>	164
<i>Tabelle 36: Fläche NL: Zusammenfassung und Vergleich von stehender Vegetation (2007) und aufgelaufenen Keimlingen aus der Diasporenbank (Db) mit Angaben</i>	

(2008) zum Diasporenbanktyp (Abk.: Dbtyp: I = transient, II = short-term persistent, III = long-term persistent) nach Thompson et al. (1997), zum Strategietyp nach Grime (1974, 1979) sowie Grime et al. (1988), (Abk.: C = Konkurrenzstrategie, R = Ruderalstrategie, S = Stressstrategie, CR = Konkurrenz-Ruderalstrategie, CS = Konkurrenz-Stressstrategie, SR = Stress-Ruderalstrategie und CSR = Konkurrenz-Stress-Ruderalstrategie), der Lebensform nach Raunkiaer (1937) in Ellenberg et al. (2001) (Abk.: Ph = Phanerophyt, Ch = Chamaephyt, H = Hemikryptophyt, G = Geophyt, Hy = Hydrophyt und Th = Therophyt), dem floristischen Status (aus Datenbank „BiolFlor“) und zum Diasporengewicht in mg (aus Datenbank „BiolFlor“). Die Tiefenangaben sind die bei Thompson et al. (1997) angegebenen Lagerungstiefen der Diasporen im Boden.	175
Tabelle 37: Übersicht über die Ergebnisse der Diasporenbankversuche und der Vegetationsaufnahmen und Soerensen-Index	177
Tabelle 38: Übersicht über die Ergebnisse der Diasporenbankversuche und der Vegetationsaufnahmen und Soerensen-Index	178
Tabelle 39: Fläche D-A: Zusammenfassung und Vergleich von stehender Vegetation (2007) und aufgelaufenen Keimlingen aus der Diasporenbank (Db) mit Angaben zum Diasporenbanktyp (Abk.: Dbtyp: I = transient, II = short-term-persistent, III = long-term-persistent) nach Thompson et al. (1997), zum Strategietyp nach Grime (1974, 1979) sowie Grime et al. (1988), (Abk.: C = Konkurrenzstrategie, R = Ruderalstrategie, S = Stressstrategie, CR = Konkurrenz-Ruderalstrategie, CS = Konkurrenz-Stressstrategie, SR = Stress-Ruderalstrategie und CSR = Konkurrenz-Stress-Ruderalstrategie), der Lebensform nach Raunkiaer (1937) in Ellenberg et al. (2001) (Abk.: Ph = Phanerophyt, Ch = Chamaephyt, H = Hemikryptophyt, G = Geophyt, Hy = Hydrophyt und Th = Therophyt). Die Tiefenangaben sind die bei Thompson et al. (1997) angegebenen Lagerungstiefen der Diasporen im Boden. Die Angaben zum floristischen Status und zum Diasporengewicht (in mg) stammen aus der Datenbank „BiolFlor“. In weiteren Tabellenabschnitten, gegliedert nach phytosoziologischen Kriterien, sind diejenigen Arten gekennzeichnet, welche gemäß floristischer Aufnahmen des mit dem Renaturierungseingriff betreuten Planungsbüro Koenzen vor den Umgestaltungsmaßnahmen auf der Fläche standen, welche nach der Abgrabung aber nicht mehr gefunden wurden.	179
Tabelle 40: Fläche D-B: Zusammenfassung und Vergleich von stehender Vegetation (2007) und aufgelaufenen Keimlingen aus der Diasporenbank (Db) mit Angaben zum Diasporenbanktyp (Abk.: Dbtyp: I = transient, II = short-term persistent, III = long-term persistent) nach Thompson et al. (1997), zum Strategietyp nach Grime (1974, 1979) sowie Grime et al. (1988), (Abk.: C = Konkurrenzstrategie, R = Ruderalstrategie, S = Stressstrategie, CR = Konkurrenz-Ruderalstrategie, CS = Konkurrenz-Stressstrategie, SR = Stress-Ruderalstrategie und CSR = Konkurrenz-Stress-Ruderalstrategie), der Lebensform nach Raunkiaer (1937) in Ellenberg et al. (2001) (Abk.: Ph = Phanerophyt, Ch = Chamaephyt, H = Hemikryptophyt, G = Geophyt, Hy = Hydrophyt und Th = Therophyt), dem floristischen Status (aus Datenbank „BiolFlor“) und zum Diasporengewicht in mg (aus Datenbank „BiolFlor“). Die Tiefenangaben sind die bei Thompson et al. (1997) angegebenen Lagerungstiefen der Diasporen im Boden.	182

- Tabelle 41: Vergleich der Flora des Gangelter Bruchs mit Florenliste der in der 2. Hälfte des 19. Jahrhunderts, der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts und nach den Eingriffen in der 2. Hälfte des 20. Jahrhunderts bestimmten Pflanzen. Mit aufgeführt sind die Zeigerwerte Feuchtezahl und Stickstoffzahl der Taxa (nach Ellenberg et al. 1992) sowie die Gefährdung der Arten gemäß der Roten Liste von NRW (1999, Niederrheinisches Tiefland). Kategorien: 0 = ausgestorben oder verschollen, 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, * = ungefährdet.* 198
- Tabelle 42: Florenliste der stehenden Vegetation 2007 des vor einem Vierteljahrhundert renaturierten Gebietes D-Sch. Mit aufgeführt sind die Zeigerwerte Feuchtezahl und Stickstoffzahl der Taxa (nach Ellenberg et al. 1992).* 202
- Tabelle 43: Florenliste der stehenden Vegetation 2007 des 2004 wiedervernässten Gebietes NL. Mit aufgeführt sind die Zeigerwerte Feuchtezahl und Stickstoffzahl der Taxa (nach Ellenberg et al. 1992).* 203
- Tabelle 44: Florenliste der stehenden Vegetation 2007 der 2005 wiedervernässten Flächen D-A und D-B. Mit aufgeführt sind die Zeigerwerte Feuchtezahl und Stickstoffzahl der Taxa (nach Ellenberg et al. 1992).* 204
- Tabelle 45: Im Naturschutzgebiet „Gangelter Bruch“ von Schwickerath 1930 vorgefundene Pflanzenarten, deren Diasporenbanktypen: I = transient, II = short term-persistent, III = long-term-persistent, nach Thompson et al.(1997) und Keimungsansprüche: L = Lichtkeimer, D = Dunkelkeimer, Kä = Kältekeimer, Fr = Frostkeimer, L=D bedeutet: Keimungsraten sind gleich groß, L>D bedeutet: die Keimungsrate ist bei Licht größer als bei Dunkelheit.* 208

10 Danksagung

An dieser Stelle möchte ich mich bei allen bedanken, die zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben. Mein besonderer Dank gilt Herrn Prof. Dr. Rainer Lösch für die Überlassung des Themas und des Arbeitsplatzes. Er begleitete die Arbeit mit großem Interesse und gab wichtige Anregungen zu ihrer Konzeption und Durchführung. Er führte mich auch in die pollenanalytischen Untersuchungsmethoden ein. Seine umfassende Betreuung und stete Diskussionsbereitschaft waren mir eine große Hilfe. Ganz herzlichen Dank zudem für die angenehme und produktive Zeit an der Universität Düsseldorf. Mein Dank gilt außerdem Frau Prof. Dr. M. Baier für die bereitwillige Übernahme des Korreferats.

Zahlreiche weitere Personen unterstützten mich während bestimmter Arbeitsphasen. Bei der Bestimmung und Auszählung der Pollenpräparate war mir Frau Ingrid Closs vom Institut für Ur- und Frühgeschichte der Universität Köln mit ihrer langjährigen Erfahrung behilflich. Frau Prof. Dr. Jutta Meurers-Balke vom Institut für Ur- und Frühgeschichte der Universität Köln leistete Hilfestellung bei der Auswertung der pollenanalytischen Untersuchungen und dem Erstellen des Pollendiagramms.

Beim Bestimmen der Pflanzen konnte ich jederzeit auf die fundierten Kenntnisse von Mitarbeitern der Abteilung Geobotanik am Institut für Botanik der Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf zurückgreifen. Dafür möchte ich mich besonders bei Herrn Dr. Joachim Busch und Herrn Dr. Ulf Schmitz bedanken. Herr Dr. Ulf Schmitz gab außerdem wertvolle Hinweise zur Einordnung der Vegetationsaufnahmen. Auch die weiteren Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter der Abteilung unterstützten mich in vielfältiger Weise und sorgten für eine angenehme Arbeitsatmosphäre. Speziell halfen bei der Bewältigung der digitalen Medien Herr Dr. Guido Dericks, Herr Dr. Andreas Hussner und Herr Dr. Stefan Bloßfeld sowie Frau Simone Miljanovics und Frau Karin Kiefer bei der Bearbeitung von Karten und Abbildungen. Vor allem bei Frau Karin Kiefer möchte ich mich herzlich bedanken für ihre aufmunternden Worte während der Abschlussphase der Arbeit.

Durch die Höhen und Tiefen der Anfertigung meiner Dissertation begleiteten mich mein Mann und meine vier Kinder, für die es nicht immer leicht war, meine Anspannung vor allem in den letzten Wochen der Niederschrift zu ertragen. Ohne die tatkräftige Unterstützung durch meinen Mann wären die Geländearbeiten im Gangelter Bruch nur erschwert möglich gewesen. Während der Abschlussphase unterstützte mich meine Tochter Elisabeth bei der formalen Gestaltung der Niederschrift. So möchte ich zum Schluss meiner Familie ein herzliches Dankeschön sagen.

11 Erklärung

Die hier vorgelegte Dissertation habe ich eigenständig und ohne unerlaubte Hilfe angefertigt. Die Dissertation wurde in der vorgelegten oder in ähnlicher Form noch bei keiner anderen Institution eingereicht. Ich habe bisher keine erfolglosen Promotionsversuche unternommen.

Düsseldorf, den 12. 2. 2009

(Mathilde Josephs)

12 Summary

The „Gangelter Bruch“, a wetland located in the Selfkant on the border between Germany and The Netherlands, was once well known for its high biodiversity including a large number of plant species being nowadays under the risk of extinction or are already extinct. Since 1920, land amelioration resulted in an extensive draining and typical wetland flora almost completely vanished. Rewetting was started with the aim to restore wetland vegetation.

Aim of the present study was the investigation of the diaspore reservoir in deep soil layers, a necessary condition for a successful restoration. Additionally, the dynamic of vegetation change during primary succession in the first years after restoration started was monitored. Finally, palynological studies revealed the local vegetation history.

Pollen profiles exposed the local vegetation history from the Preboreal-Boreal period (ca. 8,000 BC, Mesolithic) to the early Subatlantic (ca. 400 AD, late roman period). Diaspore reservoir studies showed that 96 species were present in the deep soil. Actual vegetation consisted of 130 plant species. 38 % of the species were present in both, actual vegetation and diaspore reservoir. Out of the rare plant species recorded in the late 19th century for the study site, none was found germinating in soil samples taken from the lowland moor soil horizon three years after excavation.

Several explanations why the high-flown aims were not achieved can be mentioned. After excavation and rewetting, bare soil was exposed for revegetation. Results of the palynological studies showed that the exposed lowland moor soil could be classified as early Subatlantic (300 – 400 AD), being more than 1,500 years old.

This newly exposed land surface was practically without diaspores. Any revegetation of the bare soil originated from diaspore input from the surrounding actual vegetation.

Further floristic development on the restored areas is difficult to predict. Start conditions differed slightly between the three excavation areas. On the Dutch area, excavated in late summer 2004, *Alnus* seedlings were able to grow during spring 2005 and the following year. In 2008 an initial

phase alder carr had established. The two wetter sites excavated in 2005 showed no *Alnus* establishment. *Phragmites australis* and *Typha latifolia*, two waterlogging and flood tolerant species were able to colonize these two plots either by germination or by clonal growth. After two years, the areas were almost completely covered by these species, forming dense stands, allowing no other plants to establish in these areas. Only during initial succession, mud vegetation of dwarf-plants could be observed.

Results of this study showed that, after a first short transitional period, the first arriving plant species dominate the further vegetation development. The actual vegetation of the rewetted areas of the “Gangelter Bruch” must be seen as the result of a 50 year old agricultural history with a massive eutrophication followed by a short period of rewetting.

In order to initialize a specific succession, such a restoration project must include additional management activities, like cutting shrubs and seeding of wanted plant species. However, this would mean gardening in the open landscape. Alder carr and tall-plant communities will be the climax vegetation on the partly peaty but eutrophic soil of the study sites when this natural succession is controlled and managed.

Taken into account the site specific initial conditions and the temporal and landscape dynamic, restoration of former wetland areas in the “Gangelter Bruch” after long periods of agricultural use into wetlands with lowland moor character is principally possible, but only on the long term. The results of the present study should be taken into account in the rewetting of additional areas in the “Gangelter Bruch” and contribute to a more efficient realization of the Restoration efforts in the Selfkant region.