

Universität Hannover

Institut für Geobotanik

Auenregeneration an der Elbe

**Untersuchungen zur Syndynamik und Bioindikation von
Pflanzengesellschaften an der Unteren Mittelelbe bei Lenzen**

Vom Fachbereich Biologie
der Universität Hannover
zur Erlangung des Grades
Doktor der Naturwissenschaften
Dr. rer. nat.
genehmigte Dissertation

von

Dipl.-Biol. Michael Hellwig
geb. am 12.04.1968 in Hildesheim

Referent: Prof. Dr. R. Pott
Koreferent: Prof. Dr. P. Janiesch
Tag der Promotion: 27.06.2000

Summary

The potentials of flood plain restoration are currently examined at the lower Middle-Elbe between Dömitz und Wittenberge. Through setting back levees an up to 670 ha area is exposed to natural flooding conditions, aiming at reestablishing of lowland floodplains ecosystems.

In addition abandoning agricultural landuse and partial replanting of characteristic woods of floodplain forests were achieved.

Due to conservation it is of special interest to predict the expected change of vegetation resulting from inundation. The plant communities of the examined area are therefore used as indicators for inundation frequencies. Based on these investigations the development of floodplain forests (*Querc-Ulmetum minoris*, *Salicetum albae*) were predicted.

Depending on specific hydrologic, climatic and geological conditions a variety of rare and endangered plant communities is found in the area. 41 associations with a large number of rare species like *Cnidium dubium*, *Gratiola officinalis* and *Viola persicifolia* could be determined. *Cnidio venosi-Violetum persicifoliae*, *Xanthio-Chenopodietum rubri* and *Stratiotetum aloidis* are particularly worth mentioning.

Based on a broad research specific patterns of vegetation zonation depending on hydrologic conditions are examined. Regularly

flooded areas at the Elbe river are particularly populated with flood-tolerant plant communities like *Phalaridetum arundinaceae* and *Xanthio-Chenopodietum rubri*.

The groundwater-influenced areas are colonized by flow-sensitive reeds e.g. *Glycerietum maximae*, *Caricetum gracilis*, *Sparganietum erecti* and *Oenanthro-Rorippetum amphibiae*.

Due to changed hydrologic conditions along Löcknitz and Seege, tributaries of the Elbe, other sequences of plant communities are to be found. *Phalaridetum arundinaceae*, widely occurring at the Elbe, is broadly missing. Therefore the frequency of *Caricetum gracilis* and *Glycerietum maximae* is increasing.

Using topographic levellings at locations of different grassland -, shrubs -, and forest communities and statistical analysis of the Elbe water levels the flooding frequentnesses for respective associations could be calculated. The rarely flooded riverside woods (*Querc-Ulmetum minoris*) and the often flooded riverside woods (*Salicetum albae*) of the investigation area are overflowed for 120-197 respectively 1-85 days per year.

In comparison to similar investigations of different other Central European river landscapes the flooding tolerances of the riverside woods are rather similar, even if the respective river systems differ clearly in their hydrodynamics and flood regime. This could be a reason for the fact that in Central Europe a more or less similar basic zonation of riverside woods can be found.

Furthermore population-dynamic aspects were analyzed. On 29 permanent surfaces the vegetation fluctuation was examined during a period of 3 years. The results show that in abandoned areas it mostly came to a significant reduction of the diversity of species. Only a few hemicryptophytes e.g. *Elymus repens*, *Alopecurus pratensis* and *Phalaris arundinacea* could exist on these surfaces. The most obvious change could be observed in the March Foxtail flood swards (*Ranunculo-Alopecuretum geniculati*). They often changed completely to reed communities during the 3 years.

On the basis of the investigations on the permanent surfaces and the results of vegetation mappings as well as of the determined flooding tolerances of different plant communities different models for succession of floodplain forests could be created. These models enable to predict the substantial processes of vegetation dynamics in the investigation area.

Schlagworte: Auenwälder, Auenregeneration, Elbe, Überflutungstoleranz

Keywords: floodplain forest, riverside wood, levee, restoration, Elbe, research project

Inhalt

1	<i>Einführung</i>	1
2	<i>Geographische Gesamtsituation und naturräumliche Ausstattung des Untersuchungsgebietes</i>	4
2.1	Geographische Lage	4
2.2	Geomorphologie und Geologie	5
2.3	Klima und Witterung	8
2.4	Böden	11
2.5	Hydrologie	12
2.5.1	Abflußverhalten der Elbe	12
2.5.2	Grundwasserdynamik.....	14
3	<i>Die potentielle natürliche Vegetation</i>	16
4	<i>Methoden</i>	17
4.1	Pflanzensoziologische Untersuchungsmethoden	17
4.2	Populationsbiologische Untersuchungen auf Dauerbeobachtungsflächen	18
4.3	Vegetationskartographische Untersuchungen	19
4.4	Bodenkundliche Untersuchungen	20
4.5	Topographische Höhenmessungen	20
5	<i>Pflanzengesellschaften des Untersuchungsgebietes</i>	22
5.1	Wasserpflanzengesellschaften	24
5.1.1	Lemnetea minoris.....	26
5.1.1.1	Lemnetum trisulcae	26
5.1.1.2	Lemnetum gibbae	27
5.1.1.3	Spirodeletum polyrhizae.....	27
5.1.1.4	Lemna minor-Gesellschaft	27
5.1.2	Charetea fragilis	28
5.1.2.1	Charetum vulgaris	28
5.1.3	Potamogetonetea pectinati	28
5.1.3.1	Potamogetonetum trichoidis.....	29
5.1.3.2	Elodea canadensis-Gesellschaft.....	29
5.1.3.3	Ceratophyllum demersum-Gesellschaft	30
5.1.3.4	Myriophyllo verticillati-Nupharetum luteae.....	30
5.1.3.5	Ranunculetum circinati.....	30
5.1.3.6	Potamogetum natans-Gesellschaft.....	30
5.1.3.7	Stratiotetum aloidis.....	31
5.1.3.8	Hottonietum palustris	31
5.1.3.9	Ranunculetum peltati.....	31
5.1.3.10	Ranunculetum aquatilis	32
5.1.3.11	Callitriche hamulata-Gesellschaft	32
5.1.4	Littorelletea uniflorae.....	32
5.1.4.1	Littorello-Eleocharietum acicularis	32
5.2	Therophytenreiche Pionierfluren	34
5.2.1	Bidentetea tripartitae	34
5.2.1.1	Xanthio-Chenopodietum rubri.....	34
5.2.1.2	Juncus compressus-Gesellschaft	35

5.3	Eutraphente Röhrichte und Großseggenrieder	37
5.3.1	Phragmitetea australis	37
5.3.1.1	Scirpo-Phragmitetum.....	38
5.3.1.2	Glycerietum maximae	39
5.3.1.3	Sparganietum erecti.....	39
5.3.1.4	Oenanthro-Rorippetum amphibiae	40
5.3.1.5	Caricetum gracilis.....	40
5.3.1.6	Phalaridetum arundinaceae.....	41
5.3.1.7	Caricetum ripariae	41
5.4	Flutrasen, Rasengesellschaften des Wirtschaftsgrünlandes und Sandhalbtrockenrasen.....	43
5.4.1	Molinio-Arrhenatheretea.....	44
5.4.1.1	Ranunculo-Alopecuretum geniculati.....	45
5.4.1.2	Lolio-Cynosuretum cristati.....	48
5.4.1.3	Dauco-Arrhenatheretum elatioris	49
5.4.1.4	Leucanthemo-Rumicetum thrysiflori	49
5.4.1.5	Elymus repens-Alopecurus pratensis-Gesellschaft.....	50
5.4.1.6	Cnidio venosi-Violetum persicifoliae.....	51
5.4.2	Koelerio-Corynephoretea canescentis.....	52
5.4.2.1	Spergulo-Corynephoretum canescentis	53
5.4.2.2	Diantho-Armerietum elongatae	54
5.5	Gebüsche und Vorwälder	57
5.5.1	Franguletea alni.....	57
5.5.1.1	Frangulo-Salicetum cinereae	57
5.5.2	Salicetea purpureae	57
5.5.2.1	Salicetum triandro-viminalis	58
5.5.2.2	Salicetum albae	58
5.5.3	Rhamno-Prunetea.....	60
5.5.3.1	Prunus spinosa-Gesellschaft.....	60
5.6	Waldgesellschaften	61
5.6.1	Querco-Fagetea	61
5.6.1.1	Querco-Ulmetum minoris.....	61
5.6.1.2	Alnus glutinosa-Gesellschaft.....	63
5.6.1.3	Pinus sylvestris-Gesellschaft	64
6	Vegetationszonierungen im mittleren Elbetal.....	66
6.1	Flutrinnen im Deichhinterland	66
6.2	Flußufer der Elbe im Deichvorland	67
6.3	Flußufer der Lößnitz und Seege.....	68
6.4	Deiche	69
7	Untersuchungen zur Überflutungstoleranz von Auengehölzen und auentypischen Pflanzengesellschaften.....	71
7.1	Aspekte der ökologischen Auswertung hydrologischer Daten.....	72
7.2	Das zweidimensionale, hydrodynamisch-numerische Modell zur Berechnung von Überflutungshäufigkeiten	74
7.3	Überflutungstoleranzen von Auengehölzen	77
7.4	Überflutungstoleranzen von Grünlandgesellschaften, Flutrasen und Röhrichten.....	80
8	Untersuchungen zur Vegetations- und Populationsdynamik von Grünland- und Gehölzgesellschaften.....	85

8.1 Kurzfristige Vegetationsveränderungen auf Dauerbeobachtungsflächen	85
8.1.1 Vegetationsdynamik von Röhrichtgesellschaften	90
8.1.2 Vegetationsdynamik von Flutrasengesellschaften	93
8.1.3 Vegetationsdynamik von Grünlandgesellschaften	96
8.1.4 Vegetationsdynamik von Auenwäldern	97
8.1.5 Zusammenfassung der populationsbiologischen Untersuchungen.....	101
8.2 Mittelfristige Vegetationsveränderungen in den Naturschutzgebieten „Untere Seegeniederung“ und „Pevestorfer Wiesen“	102
8.2.1 Veränderungen im Naturschutzgebiet „Untere Seegeniederung“	102
8.2.2 Veränderungen im Naturschutzgebiet „Pevestorfer Wiesen“	107
8.3 Langfristige Vegetationsveränderungen in Auenlandschaften.....	113
8.3.1 Aspekte zur natürlichen Etablierung von Auengehölzen auf Sukzessionsflächen	113
8.3.2 Sukzession von Weichholzaunenwäldern	113
8.3.3 Sukzession von Hartholzaunenwäldern	113
9 Prognose künftiger Vegetationsverhältnisse im potentiellen Rückdeichungsgebiet Lenzen-Wustrow	113
9.1 Szenarien möglicher Deichrückverlegungen.....	113
9.2 Hinweise zur künftigen Vegetationsentwicklung aus der aktuellen Vegetation.....	113
9.3 Vegetationsdynamik.....	113
9.4 Potentielle Wuchsbereiche von Hart- und Weichholzaunenwäldern im Rückdeichungsgebiet Lenzen-Wustrow.....	113
10 Zusammenfassung.....	113
11 Literatur.....	113
12 Anhang	113

1 Einführung

In der heutigen Kulturlandschaft gehören die Auenlandschaften zu den am intensivsten genutzten Lebensräumen. Durch Deich- und Kanalbauten sowie durch die Anlage von Dränagesystemen und einer Vielzahl von Flußregulierungsmaßnahmen wurde in der Vergangenheit die natürliche Flußdynamik weitgehend unterbunden. Ursprünglich sind diese Lebensräume jedoch durch eine besonders hohe Morpho- und Hydrodynamik gekennzeichnet. Als Folge periodischer Hochwasserstände und episodischer Hochfluten ist hier im Laufe der Zeit ein vielgestaltiges Mosaik aus unterschiedlichen aquatischen, amphibischen und terrestrischen Biotopen entstanden, das eine Vielzahl von Tier- und Pflanzenarten beherbergt. So sind im natürlichen Zustand auf den Flußalluvionen und Binnendünen verschiedenste Pioniergesellschaften angesiedelt. In den periodisch überfluteten, flußnahen Bereichen stocken beispielsweise Weichholzaunenwälder, wohingegen flußfern episodisch überflutete Hartholzaunenwälder gedeihen können. Vom Hauptfluß abgeschnürte Altwässer und bereits verlandete Stillwassersysteme ergänzen die natürliche Habitatvielfalt in Auenlandschaften, die damit zu den artenreichsten Ökosystemen Mitteleuropas überhaupt gehören.

Die frühesten Spuren menschlicher Einflußnahme auf die Auenlandschaften lassen sich punktuell schon für die Jungsteinzeit belegen. In der Eisenzeit, ab etwa 800 v. Chr., begann bereits regional die Umwandlung natürlicher Auenwaldlandschaften in prähistorische Kulturlandschaften (s. exemplarisch KOSSACK 1978, BEHRE 1970, POTT 1984, SPEIER 1999). Eine großflächige Veränderung der fluviatilen Lebensräume setzte verstärkt im Mittelalter und besonders in der Zeit der Industrialisierung ein. Mit dem Ausbau der großen Flüsse sind im letzten Jahrhundert fast alle charakteristischen Auenlebensräume nahezu gänzlich in Kulturland umgewandelt oder gar zerstört worden. Hartholz- und Weichholzaunenkomplexe, Röhrichte und artenreiches, extensiv genutztes Grünland sind aufgrund der damaligen wasserbaulichen Maßnahmen und der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung heute nur noch als kleinflächige Restitute vorhanden. Diese wenigen Überreste halbnatürlicher und natürlicher Vegetationsstrukturen von Flußauen gelten als besonders wertvolle und daher schützenswerte Biotoptypen (POTT 1984, 1996).

Die jüngsten Hochwasserereignisse an Rhein, Ems und Weser sowie die Hochfluten an der Oder im Jahre 1997 sind auch als Folge dieser weitreichenden Auenzerstörungen zu sehen. Diese Erscheinungen können auf eine zunehmende Flächenversiegelung in den Einzugsbereichen der Flußsysteme sowie auf Eindeichungen, Flußbegradigungen oder fehlende Retentionsräume zurückgeführt werden. Die volkswirtschaftlichen Einbußen durch die Überschwemmungen an Rhein, Mosel, Main und Oder in den letzten Jahren haben vermehrt Diskussionen über verschiedene Vermeidungsstrategien ausgelöst. In diesem Zusammenhang gelangten Fragen nach einer umwelt-, wirtschafts- und sozialgerechten Gestaltung von Auenlandschaften zunehmend in den Blickpunkt von Wissenschaft und Gesellschaft (vgl. dazu DISTER 1991, BORNHÖFT & GRUBER 1998). Die Schaffung natürlicher Überflutungsräume entlang der großen Flüsse gilt dabei heute als ein wesentlicher Bestandteil des Hochwasserschutzes, wobei Managementkonzepte, die sich an der natürlichen Dynamik dieser Lebensräume orientieren, für eine nachhaltige Entwicklung von Auen zunehmend an Bedeutung gewonnen haben. Insbesondere die Revitalisierung der fluviatilen Dynamik in künstlich geschaffenen Retentionsräumen und die Neubegründung von

Weich- und Hartholzauenkomplexen können vor diesem Hintergrund als ein Mittel gesehen werden, die Auswirkungen von Hochwasserereignissen künftig zu mildern.

Bisher liegen jedoch nur sehr wenige Untersuchungen zu Auenregenerationen von Flußlandschaften vor, die schon seit Jahrhunderten eine intensive Umgestaltung durch den Menschen erfahren haben. Es erscheint daher grundsätzlich zweckmäßig, die ökologischen Auswirkungen solcher Vorhaben auf die Standorte und Lebensgemeinschaften in Auen wissenschaftlich zu untersuchen, um daraus fundierte Empfehlungen für die naturnahe Neugestaltung einzelner Flußabschnitte ableiten zu können (s. dazu beispielsweise DISTER 1983, BÖWINGLOH et al. 1995).

Als einer der größten Ströme Mitteleuropas ist in diesem Zusammenhang die Elbe von besonderer Bedeutung. Trotz teilweiser Begradigung und Eindeichung von ca. 80 % der ehemaligen Überschwemmungsgebiete zählt sie noch heute zu den wenigen Flüssen, deren Ökosysteme sich noch weitgehend selbst regulieren und deren typischer Wechsel von Hoch- und Niedrigwasser erhalten geblieben ist. Die Elbtalaue weist im Gegensatz zu den stärker verbauten Tieflandsflüssen wie Rhein oder Weser noch zahlreiche naturnahe Abschnitte auf, die z. T. Schutzgebiete von internationalem Rang darstellen (vgl. GRUBER 1999). Damit bietet sich die Auenlandschaft der Elbe als ein lohnendes Untersuchungsgebiet an, dessen Erforschung wichtige Grundlagen für eine Revitalisierung und die Entwicklung zukunftsweisender Nutzungskonzepte auch für andere Auenlandschaften in Mitteleuropa schafft. Das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) fördert deshalb seit 1996 im Rahmen des Forschungsförderschwerpunktes "Ökologische Forschung in der Stromlandschaft Elbe (Elbe-Ökologie)" zahlreiche Projekte, die zur ökologisch begründeten und auch wirtschaftlich tragfähigen Entwicklung der Elbelandschaft beitragen.

So werden derzeit im Bereich des Biosphärenreservat „Flußlandschaft Elbe“ an der Unteren Mittel-Elbe in dem Forschungsprojekt "Elbe-Ökologie" die Möglichkeiten einer künstlichen Auenrenaturierung geprüft. Im Zuge einer anstehenden Deichsanierungen ist dort die Rückverlegung eines größeren Deichabschnittes in der Nähe der Stadt Lenzen geplant. Ziel ist es, die natürliche, fluviatile Morpho- und Hydrodynamik in diesem Gebiet zu reaktivieren und somit große Flächenanteile aus der landwirtschaftlichen Nutzung zu nehmen, damit sich wieder charakteristische Lebensräume für verschiedene Biozosen in der Aue entwickeln können. Neben den zentralen Maßnahmen der Deichrückverlegung und der Schaffung von mehreren hundert Hektar großen Sukzessionsflächen sind zudem bereits Aufforstungen mit auentypischen Gehölzen in einer Größenordnung von ca. 65 ha auf der Untersuchungsfläche erfolgt, um in überschaubaren Zeiträumen gezielt eine Hart- und Weichholzauenentwicklung zu initiieren. Insgesamt soll so eine Fläche von maximal bis zu 670 ha wieder dem natürlichen Wirkungsgefüge des Flußsystems ausgesetzt werden. Hinsichtlich seiner Flächengröße ist das Rückdeichungsprojekt Lenzen-Wustrow damit einzigartig in Mitteleuropa und für den Naturschutz von internationaler Bedeutung. An der komplexen Fragestellung dieses Projektes sind seit 1996 acht verschiedene wissenschaftliche Institutionen beteiligt, die im folgenden kurz genannt seien:

- Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Universität Darmstadt, Dr. H. Montenegro
- Institut für Bodenkunde, Universität Hamburg, Prof. Dr. G. Miehlich
- Institut für Geobotanik, Universität Hannover, Prof. Dr. R. Pott
- Zoologisches Institut und Museum, Universität Hamburg, Prof. Dr. H. Wilkens
- Landwirtschaftliche Fakultät Fachgebiet Nutztierökologie, Humboldt-Universität Berlin, Prof. Dr. Schwartz
- Institut für Biologiedidaktik, Goethe-Universität Frankfurt/M., Prof. Dr. G. Trommer
- Landesforstanstalt Eberswalde, Dr. G. Patz
- Biosphärenreservat Flußlandschaft Elbe, Dr. F. Neuschulz

Ziel des von diesen verschiedenen Institutionen getragenen, interdisziplinären Forschungsprojektes ist es, die wissenschaftlichen Grundlagen für eine erfolgreiche Revitalisierung der eingedeichten Auenlandschaft bei Lenzen zu schaffen.

Die über einen Zeitraum von drei Jahren durchgeführten Untersuchungen konzentrierten sich im Gebiet auf repräsentative Standorte des Deichvor- und Deichhinterlandes, so daß die Erhebungen abiotischer und biotischer Parameter sowohl räumlich als auch zeitlich gebündelt erfolgte. Dadurch wurde ein Vergleich zwischen Standorten, die gegenwärtig noch einer Auedynamik unterliegen und solchen, die zur Zeit nicht von Hochwässern erreicht werden möglich. Auf diese Weise konnten die Folgen der geplanten Deichrückverlegung beispielhaft untersucht und Methoden sowie Modelle für die Auenrevitalisierung und Auenwaldbegründung entwickelt werden. Wichtige Forschungsthemen in diesem BMBF-Projekt "Auenregeneration durch Deichrückverlegung" waren dabei vor allem die Untersuchung unterschiedlicher Rückdeichungsvarianten und deren hydrologische Auswirkungen auf die Grundwasser- und Überflutungssituation sowie die daraus resultierenden Veränderungen von Vegetation und Fauna. Zudem wurden die sozioökonomischen Auswirkungen auf die im Gebiet bestehend Landwirtschaft untersucht und die Möglichkeiten von forstlichen Methoden zur Auenwaldentwicklung analysiert.

Die geobotanischen Untersuchungen konzentrierten sich auf mehrere Aspekte, die für die Auenregeneration des Gebietes von grundlegender Bedeutung sind. So war es unter anderem ein wesentliches Ziel die Überflutungstoleranzen von Hart- und Weichholzaunenbeständen sowie von deren Ersatzgesellschaften zu ermitteln, um auf der Basis von hydrologischen Modellen potentielle Weich- und Hartholzaunenstandorte für das Rückdeichungsgebiet flächenscharf prognostizieren zu können. Ein weiterer wichtiger Punkt in diesem Zusammenhang war die Frage, welche syndynamischen und populationsbiologischen Prozesse auf diesen Standortkomplexen künftig zu erwarten sind.

Die im Rahmen dieses Projektes gewonnenen Ergebnisse sind als Dissertation am Institut für Geobotanik der Universität Hannover niedergelegt worden. An dieser Stelle möchte ich mich besonders bei denjenigen Personen bedanken, die durch ihre freundliche Unterstützung die Untersuchungen an der Mittel Elbe hilfreich begleitet haben. Mein besonderer Dank gilt den Fachkollegen der anderen Teilprojekte und der Verwaltung des Biosphärenreservates "Flußlandschaft Elbe", für die stets gute Zusammenarbeit. Herrn Purps und Frau Hape danke ich für die gute Projektkoordination und für die Aufbereitung vegetationskundlicher Daten am Geographischen Informationssystem.

Besonders möchte ich Herrn Univ.-Prof. Dr. Richard Pott und Herrn PD Dr. Martin Speier für die vielen wertvollen wissenschaftlichen Hinweise und Anregungen danken. Dem Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) danke ich für die freundliche finanzielle Förderung bei der Durchführung dieses Forschungsprojektes.

2 Geographische Gesamtsituation und naturräumliche Ausstattung des Untersuchungsgebietes

2.1 Geographische Lage

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im Auenbereich der Unteren Mittelelbe auf brandenburgischer und niedersächsischer Seite im Vierländereck von Sachsen-Anhalt, Niedersachsen, Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg (Abb. 1, Abb. A 2). Auf brandenburgischer Seite liegt zwischen der Stadt Lenzen und dem Dorf Wustrow die potentielle Rückdeichungsfläche, die im Rahmen des BMBF-Projektes „Auenregeneration durch Deichrückverlegung“ intensiv untersucht wird. Mit einer Länge von ca. 7,4 km und einer maximalen Breite von 3 km umfaßt das Gebiet eine Fläche von ca. 1100 ha. Es wird im Norden und Osten durch die Löcknitz, einem Nebenfluß der Elbe, im Südwesten durch die Elbe und im Nordwesten durch die Straße, die zur Lenzer Fähre führt, begrenzt. Im Südosten endet das Untersuchungsgebiet auf Höhe des Dorfes Wustrow (Elbe-km 475). Das heutige Bild wird von landwirtschaftlich genutzten Mäh- und Standweiden sowie Mähwiesen bestimmt. Reste einer Hartholzaue sind nur fragmentarisch auf sehr kleiner Fläche vorzufinden, ansonsten spielen Gehölze auf der Rückdeichungsfläche nur eine untergeordnete Rolle.

Weitere Teilgebiete, die im Rahmen der durchgeführten Untersuchungen bearbeitet wurden, befinden sich auf der niedersächsischen Elbeseite. Es sind dies die Naturschutzgebiete „Untere Seegeniederung“, das „Gartower Elbholz“ sowie die „Pevestorfer Wiesen“.

Das Naturschutzgebiet „Untere Seegeniederung“ befindet sich zwischen den Orten Meetschow und Gartow südlich vom Höhbeck, einer markanten Geest-Insel mit einer maximalen Höhe von 76 m üNN (Abb. 1). Es hat eine Ausdehnung von West nach Ost von 2,8 km und eine maximale Breite von etwa 2 km und umfaßt somit eine Fläche von ca. 760 ha. Das Gebiet wird von der Seege, einem kleinen Nebenfluß der Elbe, durchflossen. Kurz bevor die Seege in die Elbe mündet, erweitert sich der Fluß zu einem schmalen See, der nach dem benachbarten Ort „Laascher See“ benannt ist. An den höchsten Stellen zwischen 19 und 21,5 m üNN liegt auf einem Dünenkomplex der Ort Laasche, welcher von feuchten, regelmäßig überfluteten Grünlandbereichen des Seegetals umgeben ist. Das Gebiet zeichnet sich durch seinen besonderen landschaftlichen Strukturreichtum und eine hohe Biodiversität aus (WALTHER 1977a, JECKEL 1984).

Das sogenannte „Gartower Elbholz“ stellt den größten Auwaldbestand des linksseitigen mittleren Elbtals dar (POTT 1999). Es befindet sich ca. 1 km östlich des Höhbecks und umfaßt etwa 120 ha. Die Hartholzauenbestände sind fast ausschließlich binnendeichs gelegen, so daß sie nicht der direkten Hochwasserdynamik der Elbe ausgesetzt sind, sondern lediglich Qualmwassereinflüssen unterliegen. Die „Pevestorfer Wiesen“ liegen zwischen Höhbeck und „Gartower Elbholz“. Es handelt sich vorwiegend um extensiv genutzte Grünlandbereiche, die sowohl binnen- als auch außendeichs gelegen sind (Abb. 1).

Die Untersuchungsgebiete auf niedersächsischer Seite entsprechen im wesentlichen denen von WALTHER (1977a), so daß die von ihm erstellten Vegetationskarten als Grundlage für einen Vegetationsvergleich herangezogen werden konnten.

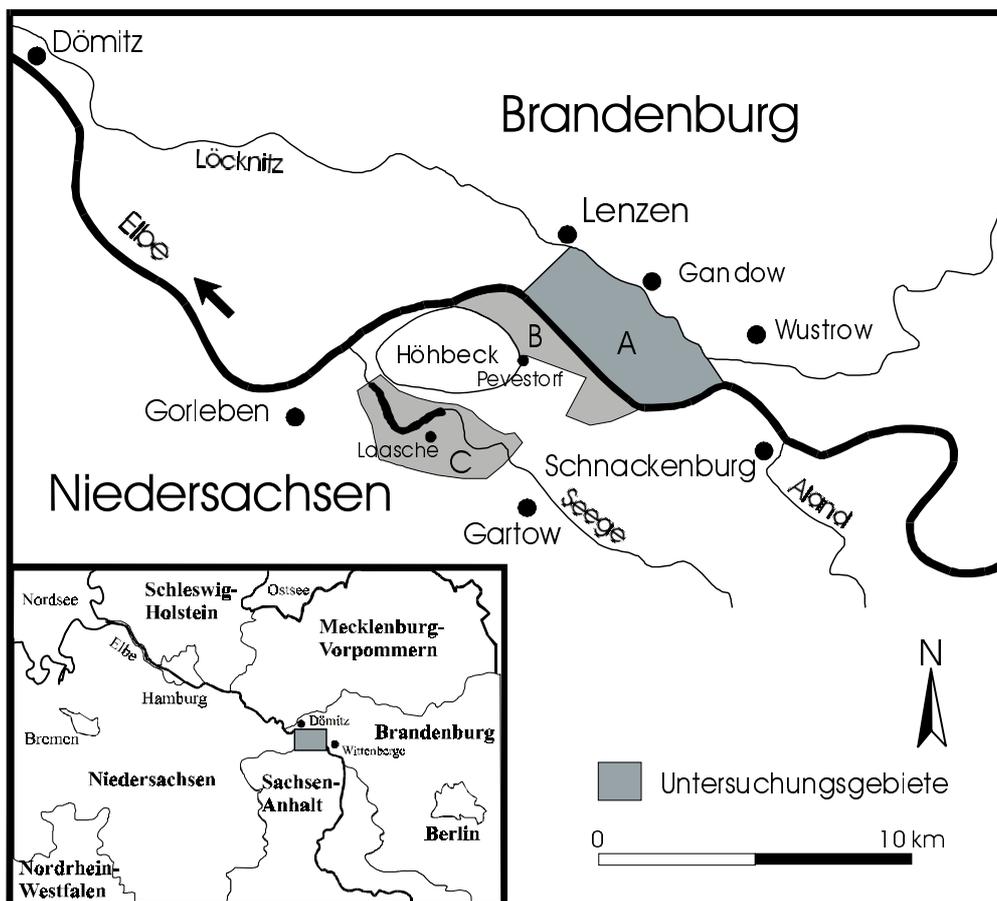


Abb. 1: Geographische Lage des Untersuchungsgebietes. Es bedeutet: A= potentielles Rückdeichungsgebiet Lenzen-Wustrow, B= Naturschutzgebiete „Gartower Elbholz“ und „Pevestorfer Wiesen“, C= Naturschutzgebiet „Untere Seege-niederung“.

2.2 Geomorphologie und Geologie

Die Auenlandschaften an der Elbe sind in ihrer Entwicklung besonders durch die geologischen Prozesse des Quartärs und des Holozäns geprägt worden. Die umfangreichen Gletscherbewegungen in den Kaltzeiten und die darauffolgenden Schmelzwasserabflüsse in den Warmzeiten haben dabei die Grundlage für den gegenwärtigen Verlauf der Elbe und die geomorphologische Strukturierung der angrenzenden Auenregionen geschaffen (TIEDEMANN 1971, SAUCKE et al.1999).

Das Urstromtal der Elbe wird im tiefen Untergrund des Untersuchungsraumes durch ein kompliziertes System von tief eingeschnittenen elstereiszeitlichen Gletscher- und Schmelzwasserrinnen sowie durch den Salzstock Gorleben-Rambow aufgebaut (SCHNEIDER 1961, SKUPIN et al. 1993).

Im Laufe des Erdaltertums wurden hier auf Gesteinen des Oberkarbons, welche die Basis im norddeutschen Tiefland bilden, marine Sedimente des Zechsteinmeeres abgelagert. Diese wurden im Mesozoikum durch unterschiedliche, überwiegend marine Sedimentgesteine überdeckt. Unter den hohen Druck- und Temperaturverhältnissen dieser Gesteinsmassen kam es in der Folgezeit zu plastischen Verformungen und schließlich zum diapirischen Aufstieg der Zechsteinsalze, infolgedessen sich der Gorlebener-Rambower Salzstock ausbildete (KEMPE 1992). Im jüngeren Altquartär (1 Million–350 000 Jahren) erfolgte

während des Menap-Glazials der Durchbruch des Salzstockes bis an die Erdoberfläche, so daß es im nachfolgenden Interglazial durch Salzauslaugung zur Ausbildung von Subrosions-senken kam (DUPHORN et al. 1983). Diese großflächigen Hohlformen dienten den Eismassen des Elsterglazials als Leitbahnen, so daß es durch die Gletscherbewegungen zu einer tiefgründigen Ausschürfung dieser Rinnen kam.

In der Folgezeit wurden diese Hohlformen nach dem Auftauen des Eises wieder mit Schmelzwassersanden und -kiesen verfüllt und während der darauffolgenden Saaleeiszeit insgesamt von 3 Eisvorstößen erfaßt. Diese hinterließen Ablagerungen von Geschiebemergeln, Schmelzwassersanden und Beckenschluffen in einer Mächtigkeit von bis zu 160 m (WOLDSTEDT 1974).

Der letzte Eisvorstoß im Weichselglazial endete nördlich des heutigen Elbverlaufes, so daß der Untersuchungsraum zu dieser Zeit lediglich periglazialen Einflüssen unterlag. Beim Auftauen der Gletscher am Ende des Pleistozäns konnten die Schmelzwässer nicht in die noch dauerhaft gefrorenen Böden versickern. Zusammen mit den nach Süden entwässernden Flüssen, deren Verläufe durch das abschmelzende Gletschereis versperrt waren, wurden daher die Wassermassen eisrandparallel in die Nordsee geleitet. Der Landschaftsraum Mittel-Elbe war daher zu dieser Zeit von einem System kleinerer, verzweigter Flußläufe geprägt (braided-river-System), die das breite Urstromtal der Elbe bildeten. Beim Abfluß der Schmelzwässer lagerten sich 20 bis 40 m mächtige sandige und kiesige Schotter der Niederterrasse ab (MEYER 1983, SCHNEIDER 1983).

Aufgrund des damaligen niedrigen Meeresspiegels, der im Weichselglazial bis zu 100 m unter dem heutigen Niveau lag, war das Gefälle vom Oberlauf des Urstromtales bis in die damalige Nordsee hinein größer als heute, so daß sich aufgrund der größeren Transport- und Erosionskraft der Gewässer tiefe Rinnen in die Niederterrasse einschneiden konnten. Einige dieser Erosionsrinnen präformierten die Niederungsbereiche von Elbenebenflüssen wie beispielsweise der Seege und der Löcknitz. Auch einige Altwässer, die abgeschnittene Nebenarme der Elbe darstellen, sind zu dieser Zeit entstanden (KÜSTER et al. 1998).

Mit einer zunehmenden Klimaverbesserung kam es im Holozän zu einem deutlichen Anstieg des Meeresspiegels. Am Ende der jüngeren Tundrenzeit lag dieser deshalb nur noch 50 m über dem heutigen Niveau. Dies hatte eine allmähliche Gefälleverringerng der Flüsse zur Folge, so daß die Transportkraft des Wassers abnahm. Zugleich erhöhten sich die Flußbetten, wobei es durch den Gezeiteneinfluß zu Rückstauwirkungen kam. Die Folge waren jahreszeitlich bedingte, großflächige Überschwemmungen der Elbniederung. Die von ausgeprägten Hochwässern und ständig wechselnden Erosions-, Akkumulations- und Verlandungsvorgängen gekennzeichnete Flußdynamik führte zu einem komplexen und wechselhaften geologischen Aufbau des Elbtalgrundes. Dieser ist durch Ton, Schluff, Sand und Auenlehmablagerungen sowie organischen Bildungen wie Mudden und Torfen gekennzeichnet (POTT 1999). Zusätzlich sind aus Sanden der Niederterrasse durch den Wind flache Flugsandfeldern und höhere Dünenkomplexe aufgeweht worden (Abb. 2). Der Hühbeck bildet als saaleeiszeitliche Stauchmoräne eine markante Geländeerhöhung im Elbetal, die aus warthe- und drenthezeitlichen Geschieben sowie aus Schmelzwassersanden der Holstein-Warmzeit aufgebaut ist.

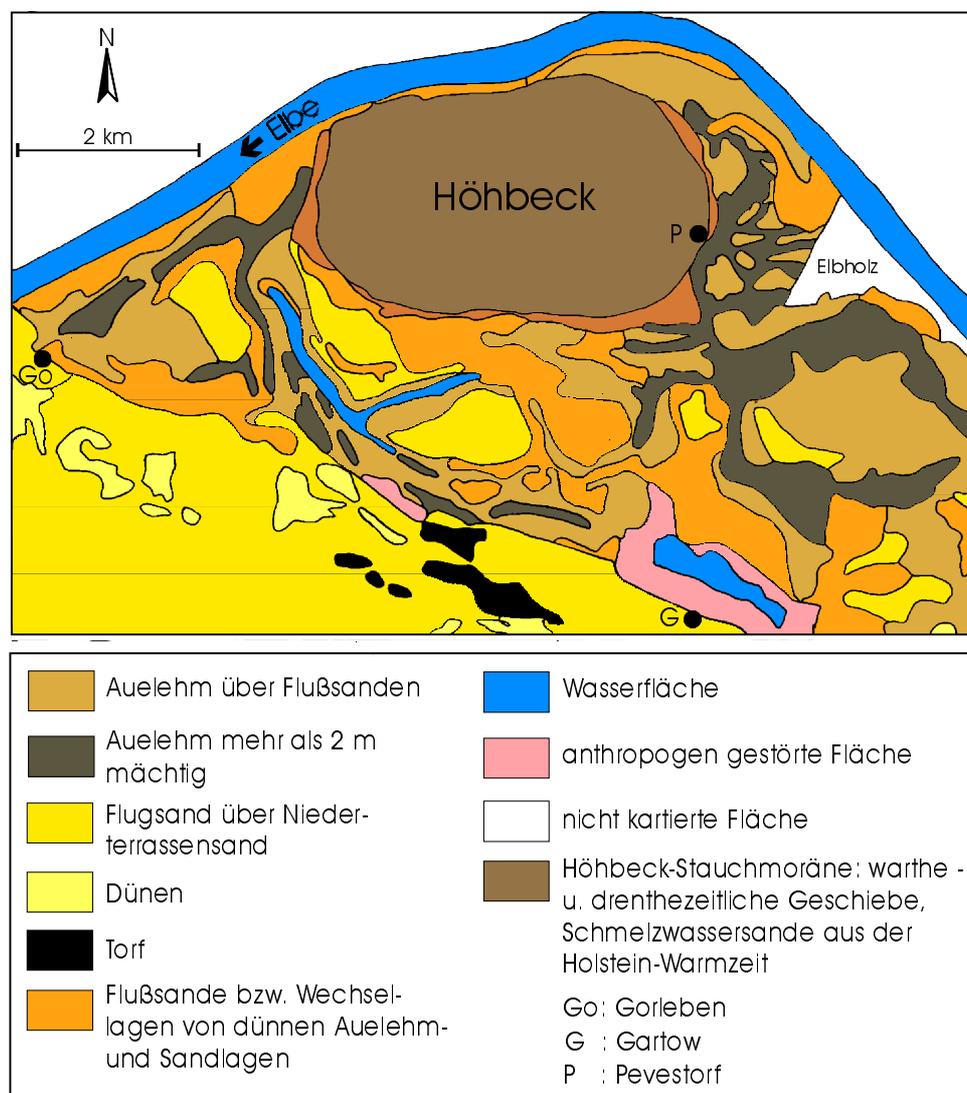


Abb. 2: Geologische Karte der Elbtalniederung - Hühbeck und Umgebung- (verändert nach SCHNEIDER 1983). Deutlich ist der reich strukturierte und wechselhafte geologische Aufbau aus Auenlehmen, Flußsanden, Torfen und Flugsanden ersichtlich.

Eine Übersicht über die geologischen Verhältnisse auf der potentiellen Rückdeichungsfläche Lenzen-Wustrow vermittelt der geologische Querschnitt in Abb. 3. Hieraus ist ersichtlich, daß der Untergrund aus saaleiszeitlichen Ablagerungen besteht, die am Hühbeck zutage treten.

In der Talniederung sind diese Ablagerungen hingegen von weichselzeitlichen Kiesen und Sanden überdeckt worden, die als Grundwasserspeicher einen wichtigen Einfluß auf die Hydrologie des Untersuchungsgebietes ausüben. Die obersten Deckschichten bilden jedoch unterschiedlich mächtig abgelagerte Auenlehme, welche das Ausgangssubstrat für die Bodenentwicklung darstellen.

Nordöstlich der Ortschaft Gandow ist das Urstromtal der Elbe durch weichselzeitliche Tal-sandterrassenreste begrenzt. Darüber haben sich in diesem Bereich großflächig durch äolische Sandverlagerung Dünen aufgebaut, die heute mit Kiefern- und Eichenaufforstungen bestanden sind.

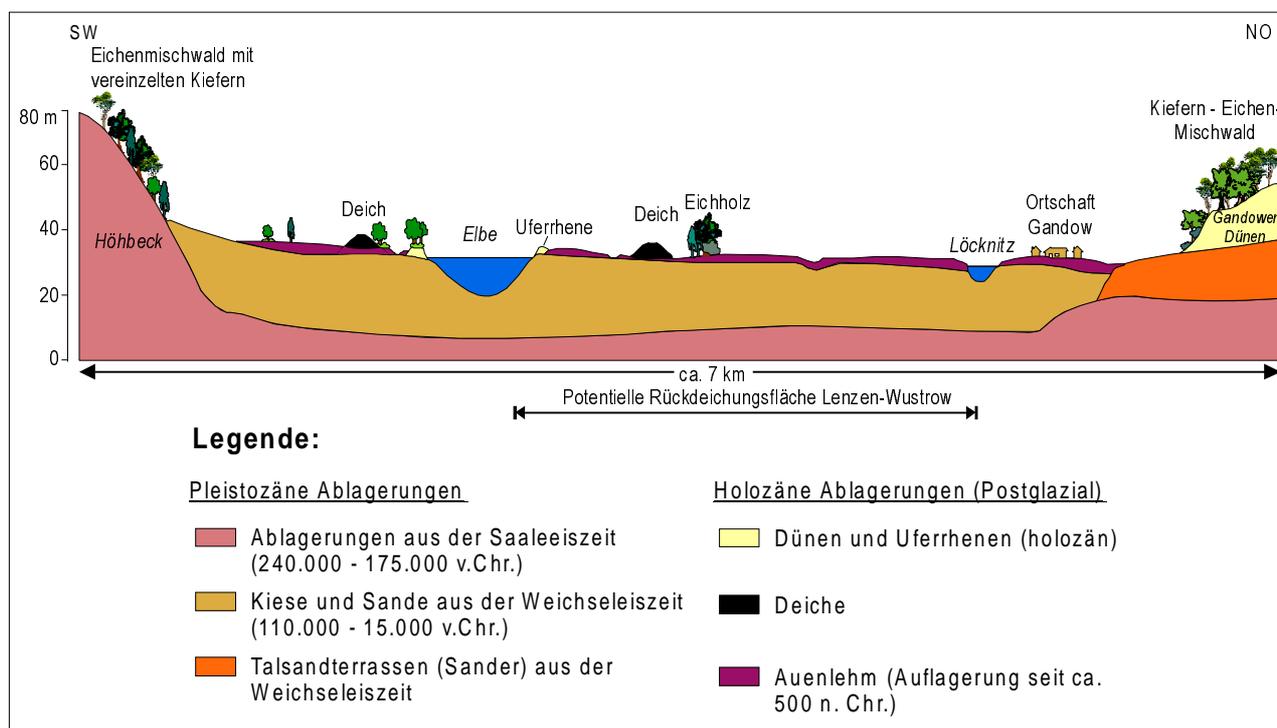


Abb. 3: Schematische Darstellung eines geologischen Querschnitts durch das Urstromtal der Elbe zwischen der Stauchmoräne Höhbeck und den Gandower Dünen (verändert nach HEINKEN 1999).

Bis zum Deichbau im Hochmittelalter war die Auenlandschaft der Elbe einer natürlichen Morpho- und Hydrodynamik ausgesetzt. Trotz der oft nur geringen Höhenunterschiede von wenigen Metern konnte sich deshalb in der Vergangenheit noch ein reich gegliedertes auentypisches Relief mit Flutrinnen und -mulden, Schwellen, Plateaus, Uferdämmen, Kolken, Bracks und Altwässern ausformen.

Bereits im 12. Jahrhundert existierte jedoch schon eine durchgehende Deichlinie entlang der Elbe, die zunächst nur als einfache Verwallung gebaut war (PUFFAHT 1978, MEYER et al. 1983). Erst 1664 wurde wegen des schlechten Zustandes der bestehenden Deiche eine neue Deichverordnung verfaßt, die sowohl die Unterhaltung als auch die Pflege neu regelte. Damit war der Abfluß der Hochwässer auf den schmalen Auenabschnitt des Deichvorlandes beschränkt.

2.3 Klima und Witterung

Das Gebiet der Mittelelbe befindet sich im klimatischen Übergangsbereich zwischen dem subatlantisch geprägten nordwestdeutschen Tiefland und den subkontinental beeinflussten Regionen des östlichen Mitteleuropas (MIEST 1972).

Die subkontinentalen Klimabedingungen sind an der Mittelelbe durch große Temperaturschwankungen im Jahresverlauf und schnell ansteigende Frühjahrstemperaturen sowie durch vergleichsweise hohe Sommertemperaturen gekennzeichnet. Die niedrigsten Monatsmitteltemperaturen der im Untersuchungsraum liegenden Klimastation Lüchow treten mit $-0,1\text{ °C}$ im Januar auf, die höchsten hingegen mit $17,2\text{ °C}$ im Juli. Die Jahresmitteltemperatur beträgt nach HOFMEISTER (1930) und MIEST (1972) $8,2\text{ °C}$ (Abb. 4).

Die durchschnittlichen Jahresniederschlagsmengen liegen im Untersuchungsgebiet bei 545 mm. Dieser niedrige Wert ist auf den in Ost-West-Richtung verlaufenden, abseits des niedersächsischen Elbufers gelegenen Geestrücken des Drawehns mit einer Höhe von bis

zu 142 m üNN zurückzuführen. Dieser schirmt die regenreichen Westwinde ab, so daß im Lee niederschlagsärmere, zum Teil föhnbeeinflusste Klimatalagen auftreten. Im Jahresgang fallen somit durchschnittlich im Februar und Oktober die niedrigsten Niederschläge, während das Regenmaximum im Juli liegt (Abb. 4).

Lokalklimatisch ist das Elbtal insgesamt durch seine windgeschützte Lage und eine erhöhte Luftfeuchtigkeit gekennzeichnet. Innerhalb des Auenbereiches können jedoch in den unterschiedlichen Lebensräumen wie beispielsweise auf Dünenkomplexen oder in Flutrinnen und -mulden erhebliche mikroklimatische Standortunterschiede auftreten. Diese Aspekte spielen unter anderem bei der Vegetationsdifferenzierung in Auenlandschaften eine wichtige Rolle.

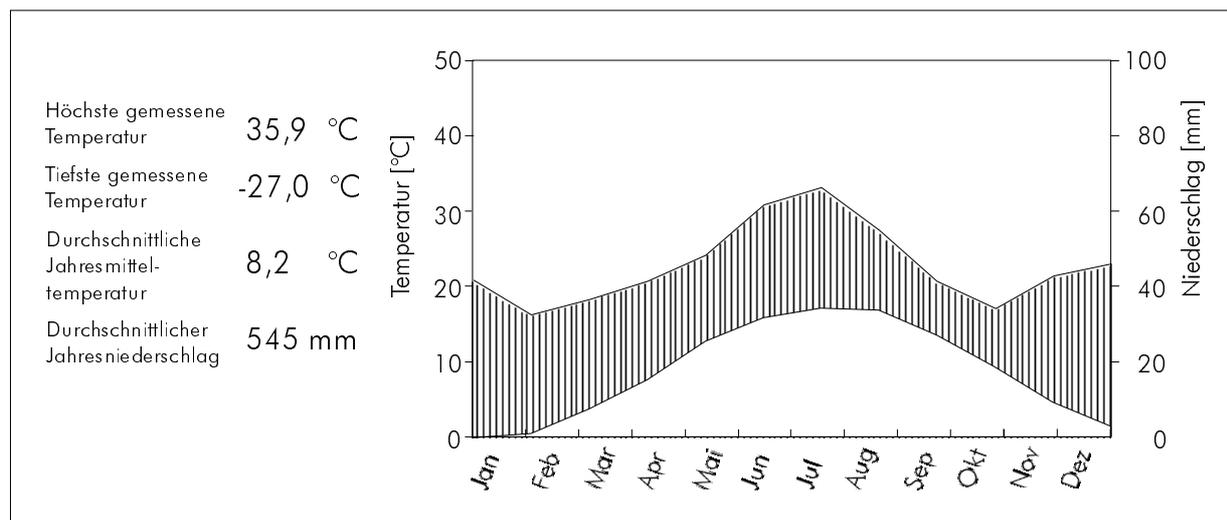


Abb. 4: Monatsmittel der Temperatur und der Niederschläge der Klimastation Lüchow (17 m üNN) im Meßzeitraum von 1961-1991 (Datengrundlage: DEUTSCHER WETTERDIENST 1999 b).

Um die klimatische Situation des Untersuchungsgebietes besser charakterisieren zu können, wurde im Rahmen der durchgeführten Untersuchungen der Witterungsverlauf im Zeitraum von September 1996 bis August 1999 direkt auf der potentiellen Rückdeichungsfläche Lenzen-Wustrow durch eine eigens für das Forschungsprojekt „Auenregeneration durch Deichrückverlegung“ eingerichteten Klimastation aufgezeichnet (HENZE 1998).

Die einzelnen Untersuchungsjahre sind durch sehr unterschiedliche Witterungsverläufe gekennzeichnet; dies betrifft nicht allein die Jahresmittel der Temperatur und die Niederschlagssummen, sondern auch deren monatliche Schwankungen und Abweichungen von den langjährigen Monatsmittelwerten.

In bezug auf die gefallenen Niederschläge lagen sowohl das Jahr 1996 als auch 1997 deutlich unter dem langjährigen Durchschnitt, wobei sich die extrem niederschlagsarmen Monate auf Herbst und Winter 1996/1997 sowie Juli und Oktober 1997 erstreckten (Abb. 5). Das Jahr 1998 war mit 9,0 °C bzw. 719 mm Niederschlag im Jahresdurchschnitt außerordentlich warm und feucht. Ausgeprägte Regenperioden waren im ungewöhnlich milden Frühjahr und Frühsommer sowie im Oktober zu verzeichnen. Die Herbstregenfälle begünstigten ein für die Jahreszeit untypisches Hochwasser, das zwischen Oktober 1998 und März 1999 andauerte.

Die trockenkalte Witterung im Winter 1996/1997 bedingte, daß die Monatsmittel der Lufttemperatur für den Dezember und den Januar mit minus 2,4 °C bzw. minus 3,6 °C deutlich niedriger als der langjährige Durchschnitt waren (Abb. 6). Die Jahresmitteltemperatur für 1997 wich hingegen nur unwesentlich vom langjährigen Mittel ab.

Die Monatsmittel zwischen Januar und August 1999 deuten einen ähnlichen Witterungsverlauf wie im Jahr 1998 an. Auf ein mildes Frühjahr und einen regenreichen Frühsommer folgte in den Monaten Juli und August eine andauernde Dürreperiode, die sich bis Ende September fortsetzte. Die monatlichen Temperaturmittel lagen besonders im Juli und im September mit 2,0 °C bzw. 3,7 °C deutlich über dem langjährigen Mittel (DEUTSCHER WETTERDIENST 1999c).

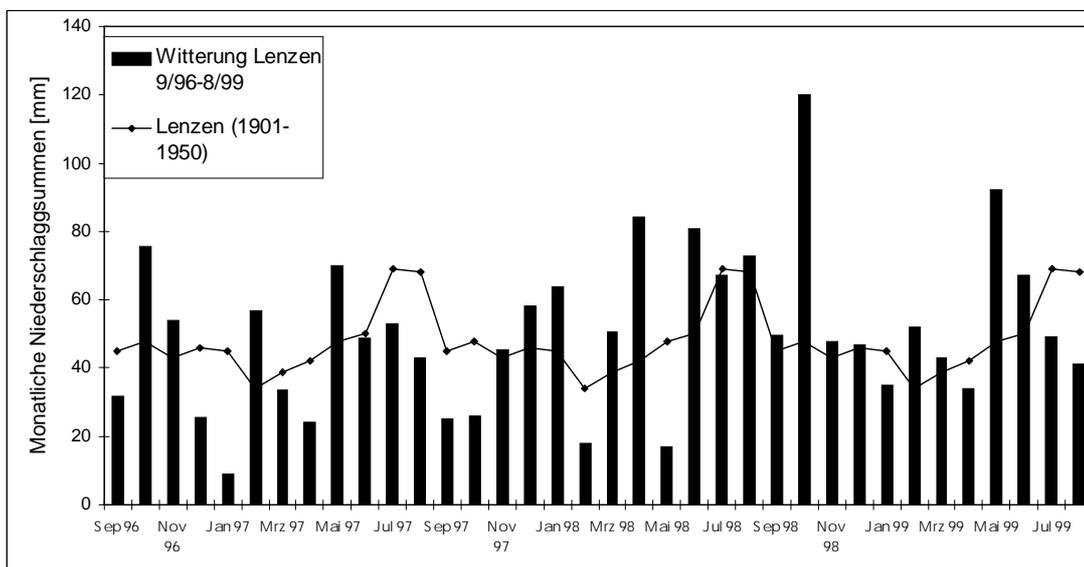


Abb. 5: Monatliche Niederschlagssummen im Rückdeichungsgebiet Lenzen-Wustrow Projektzeitraum von September 1996 bis August 1999 im Vergleich zu den langjährigen Mittelwerten der Klimastation Lenzen (1901-1950).

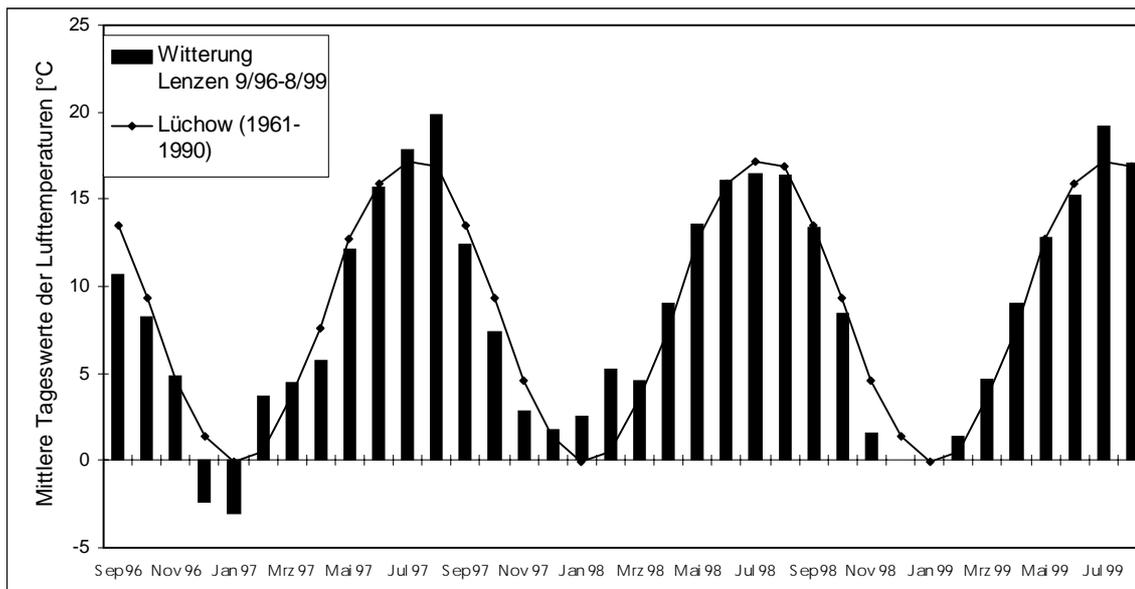


Abb. 6: Mittlere monatliche Lufttemperaturen im Rückdeichungsgebiet Lenzen-Wustrow von September 1996 bis August 1999 im Vergleich zu den langjährigen Mittelwerten der Klimastation Lüchow (1961-1990).

2.4 Böden

Das Ausgangssubstrat für die Bodenentwicklung stellen im Untersuchungsgebiet fluviatile Sedimente dar. Es handelt sich hierbei vorwiegend um Sande, Auenlehme und feinkörnige Schlämme, die hohe Anteile an organischer Substanz aufweisen.

Die räumliche Verteilung dieser Sedimente hängt in hohem Maße von der Hochwasserdynamik der Elbe ab. So lagern sich bei geringen Strömungsgeschwindigkeiten in den flußfernen Bereichen sowie in den Flutrinnen und -mulden vorwiegend schluffige bis tonige Schlämme ab, während im Litoralbereich der Elbe und auf den elbnahen Uferwällen überwiegend sandiges Material sedimentiert. Die größten Flächenanteile nehmen im Untersuchungsgebiet jedoch Auenlehme ein. Hierbei handelt es sich nicht um ein einheitliches Sediment, sondern um Schichtungen unterschiedlicher Bodenarten. Je nach Hochwasserbedingungen wurden im Untersuchungsgebiet bis zu 3 m mächtige, sandige, schluffige oder tonige Lehme akkumuliert. Die weite Verbreitung der Auenlehme an der Elbe ist wie auch an zahlreichen anderen mitteleuropäischen Flüssen auf großflächige Waldrodungen im Mittelalter zurückzuführen (JÄGER 1962).

Im Untersuchungsgebiet haben sich unter dem Einfluß des Grundwassers und der regelmäßigen Überflutungen im Laufe der Zeit semiterrestrische Böden entwickelt. In den qualmwasserbeeinflussten Senken sind daher häufig Gleye ausgebildet. Auf höher gelegenen, nur zeitweilig überfluteten bzw. überstauten Plateaulagen sind hingegen Auenböden entstanden (Abb. 7).

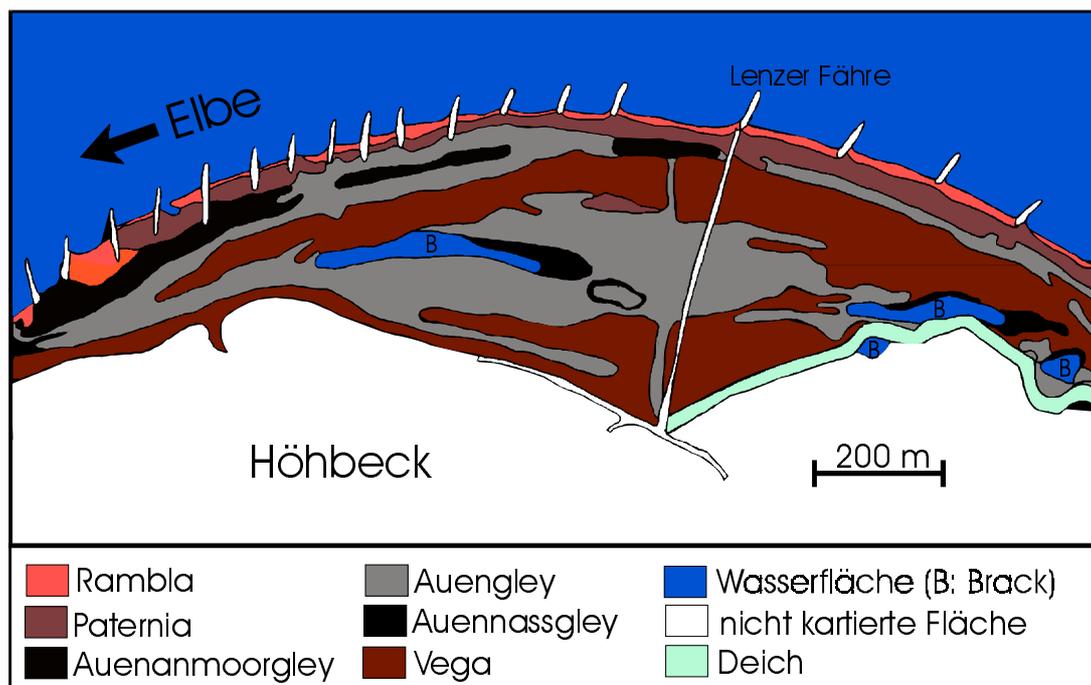


Abb. 7: Bodenkarte der außendeichs gelegenen Bereiche der „Pevestorfer Wiesen“ (verändert nach MEYER et al. 1983).

Die Bodenhorizonte der Gleye sind durch hydromorphe Merkmalen gekennzeichnet, die vor allem durch Transport- und Fällungsprozesse von Eisen und Manganverbindungen entstehen. Diese Stoffe werden im ständig wassergesättigten Gr-Horizont reduziert und in gelöster Form durch Diffusion oder Massenfluß verlagert. Im Grundwasserschwankungsbereich entstehen hingegen Oxidationshorizonte (Go-Horizonte). Hier erfolgt die Ausfällung der Fe- und Mg-Verbindungen durch Luftsauerstoff in Form von rostfarbenen oder schwarz

gefärbten Oxiden. Aus der Intensität dieser redoximorphen Merkmale und den Horizontgrenzen lassen sich Rückschlüsse auf die mittleren Grundwasserverhältnisse und auf die Häufigkeit der Grundwasserstandsschwankungen ziehen (SCHEFFER et al. 1992, SCHMIDT et al. 1998).

Je nach dem mittlerem Grundwasserstand werden verschiedene Ausbildungsformen des Gleys unterschieden. Auengleye zeichnen sich beispielsweise durch einen mittleren Grundwasserstand, der zwischen 40 und 80 cm unter der Bodenoberfläche schwankt, aus. Bei mittleren Grundwasserständen oberhalb von 40 cm werden hingegen sogenannte Naßgleye gebildet. Sie sind durch eine Go-Ah/Gr-Horizontierung ausgewiesen (MEYER et al. 1983, AG BODEN 1996) und kennzeichnen zusammen mit den Anmoorgleyen die nassesten Böden im Untersuchungsgebiet. Letztere entstehen in Senken, in denen vorwiegend Schlämme mit viel organischer Substanz und hohe Streuauflagen akkumulieren. Der Humusgehalt kann im Oberbodenhorizont solcher Anmoorgleye 15-30 % aufweisen (SCHEFFER et al. 1992, KUNTZE et al. 1994).

Die Auenböden zeigen im Gegensatz zu den Gleyen in den oberen Bodenhorizonten kaum redoximorphe Merkmale. Nur in größeren Bodentiefen kann es zur Ausbildung von Oxidationshorizonten kommen, ansonsten reicht der periodische Hochwasser- bzw. binnen-deichs auftretende Qualmwassereinfluß nicht aus, um typische redoximorphe Merkmale auszubilden. Aus der Klasse der Auenböden kommen folgende Bodentypen im Untersuchungsgebiet vor: Rambla, Paternia und Vega.

Die Rambla ist ein Auenrohboden, der sich im Bereich der Flußufer regelmäßig ausgebildet. Der ständige und kurzfristige Wechsel von Erosion und Akkumulation läßt hier nur eine geringe Bodenentwicklung zu, deshalb folgt auf einen initialen Oberbodenhorizont (aAi) direkt der C-Horizont. Die Humusanreicherung im A-Horizont ist nur gering, da aufgrund der abiotischen Bedingungen an solchen Standorten meist keine geschlossene Vegetationsdecke ausgebildet ist.

Bei Böden vom Typ der Paternia ist die Überflutung durch Hochwässer nicht mehr so häufig, so daß sich hier meist eine geschlossene Vegetationsdecke ausbildet und eine Humusakkumulation im Oberboden stattfindet. Solche Böden weisen ein aAh/aC/aG-Profil auf. Räumlich tritt im Relief die Paternia häufig unmittelbar oberhalb der Rambla auf (Abb. 7).

Auf den hochgelegenen Plateaulagen und besonders auf den Uferwällen, die nur selten überschwemmt werden, kommt es bereits zu typischen terrestrischen Bodenentwicklungsprozessen. Tiefreichende Verwitterung und Verbraunung führen hier schließlich zur Ausbildung einer Vega mit einer aAh/aM/aG-Horizontierung (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992).

2.5 Hydrologie

2.5.1 Abflußverhalten der Elbe

Die Elbe wird hydrographisch in drei Stromabschnitte eingeteilt. Von ihrem Quellgebiet an der polnisch-tschechischen Grenze im Riesengebirge bis zur Einmündung der Schwarzen Elster (Strom-km 200) verläuft die sogenannte Obere Elbe. Der folgende Abschnitt bis nach Geesthacht (Strom-km 586), in dem sich auch das Untersuchungsgebiet befindet, wird als Mittel-elbe bezeichnet. Die Tideelbe umfaßt schließlich den tidebeeinflußten Bereich von Geesthacht bis zur Elbmündung in die Nordsee. Die Flußlänge der Elbe beträgt insgesamt etwa 1100 km und das Einzugsgebiet umfaßt ca. 150 000 km² (KEMPE 1992). Das Untersuchungsgebiet befindet sich zwischen den Elbekilometern 476 und 485.

Das Abflußverhalten der Elbe ist in erster Linie von den klimatischen und geomorphologischen Gegebenheiten des Einzugsgebietes abhängig. So ist die Elbe durch ausgeprägte Frühjahrshochwässer im März und April gekennzeichnet, wenn im Riesengebirge die Schneeschmelze einsetzt (Abb. 8). Im Gegensatz zum Rhein, wo aufgrund des nivalen Abflußregimes regelmäßig Sommerhochwässer auftreten, kommt es an der Mittel- und Unterelbe seltener zu sommerlichen Hochwasserereignissen. Diese können durch starke Regenfälle im Bereich des Oberlaufes ausgelöst werden. Im allgemeinen sind die Wasserstandsschwankungen an der Unteren Mittel- und Unterelbe im Vergleich zum Rheinpegel Worms jedoch etwas geringer, und zugleich konzentriert sich das Auftreten der Niedrigwasserphasen auf die Spätsommermonate Juli bis Oktober (SCHÖLL et al. 1998, GRÖNGRÖFT 1999).

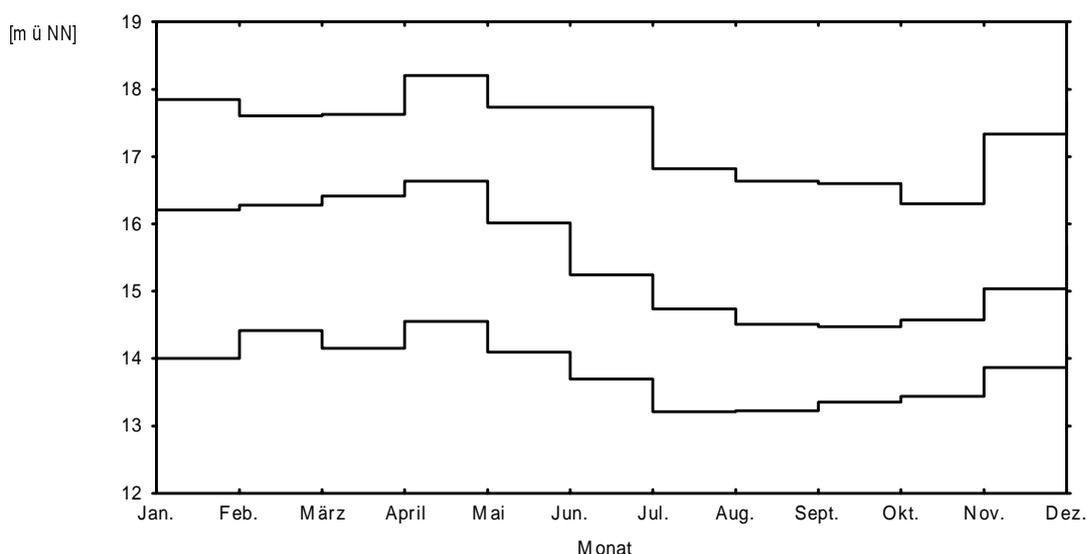


Abb. 8: Durchschnittlich höchste, mittlere und niedrigste monatliche Wasserstände der Elbe am Pegel Lenzen im Meßzeitraum 1964-1998 (MONTENEGRO 1999 a).

Neben der langjährigen Abflußcharakteristik können kurzfristig allerdings auch starke Schwankungen in der Hochwasserdynamik auftreten, die für die Entwicklung der Vegetation auf der Rückdeichungsfläche Lenzen-Wustrow innerhalb eines Jahres von Bedeutung sein können. In den Untersuchungsjahren von 1996 bis 1998 traten an der Elbe sowohl ausgeprägte Niedrigwasser als auch repräsentative Sommer- und Winterhochwässer auf (Abb. 9). Besonders hervorzuheben sind dabei zwei Sommerhochwässer im Juli 1996 und 1997, welche jeweils Abflußwerte von bis zu 1300 m³/s erreichten. Dies hatte eine kurzfristige Überflutung großer Flächenanteile im Deichvorlandes bei Lütkenwisch zur Folge wobei die z.T. sehr trockengefallenen Flutrinnen wieder vernäßt wurden. Im abflußreichen Jahr 1997 trat im März das höchste Frühjahrshochwasser mit einem Abfluß von 1770 m³/s auf und auch in den nachfolgenden Monaten führte die Elbe im Vergleich zu den anderen Jahren relativ viel Wasser, so daß die Böden am Anfang der Vegetationsperiode gut durchfeuchteten. Die extremsten Abflußwerte wurden jedoch im Jahr 1998 gemessen. Während der Sommermonate Juni bis August führte die Elbe in diesem Jahr fast durchgehend Niedrigwasser. Die niedrigsten Abflußwerte wurden im Juli mit 286 m³/s erreicht. Im Gegensatz dazu trat im November ein überdurchschnittliches Hochwasser mit einer Abflußmenge von 2356 m³/s auf, welches zu ausgeprägten Qualmwasseransammlungen in binnendeichs gelegenen Flutrinnen führte.

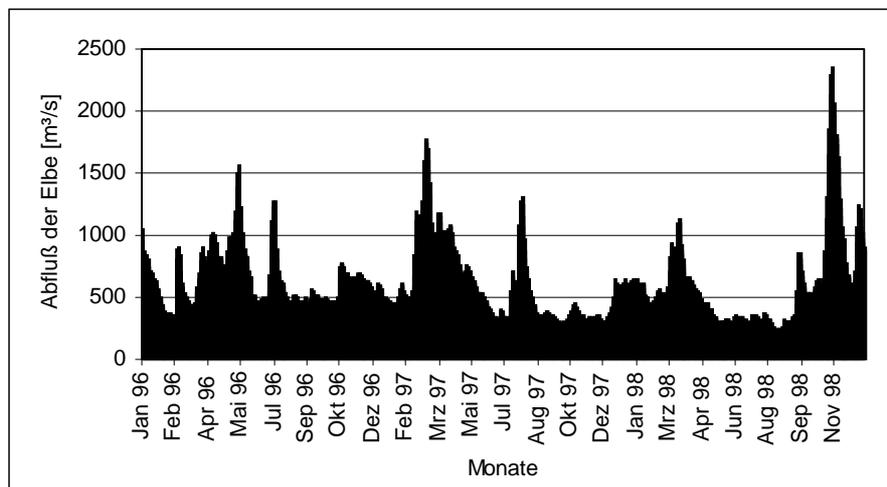


Abb. 9: Abflußmengen von 1996-1998 an der Mittel-elbe bei Lenzen (Datengrundlage: MONTENEGRO 1999a).

2.5.2 Grundwasserdynamik

Die hydrologischen Gegebenheiten in Auenlandschaften sind durch einige generelle Phänomene gekennzeichnet, die für die Vegetationszonierung entlang der Flüsse und Ströme von Bedeutung sind. So besteht in der Regel zwischen dem Fluß- und Grundwasser ein enger hydraulischer Kontakt über den Grundwasserleiter. Bei Niedrig- und Mittelwasser bewegt sich deshalb der Grundwasserstrom von den flußfernen Hochflächen zum Fluß hin. Bei ansteigendem Flußwasser kehrt sich hingegen die Fließrichtung des Grundwassers um, so daß sich ein Wassergefälle vom Fluß zum Rand der Aue entwickelt. Das Elbwasser dringt dann in den Aquifer und führt aufgrund der Auenlehmdecke oft zu gespannten Grundwasserverhältnissen. In der Folge steigt dieses Grundwasser als sogenanntes Qualm- oder Drängewasser durch die geringmächtigen, tiefgelegenen Deckschichten an die Bodenoberfläche und füllt auf diese Weise die Flutrinnen des Deichhinterlandes aus (MEYER et al. 1983, MONTENEGRO et al. 1997). Je nach Bodenartzusammensetzung und Mächtigkeit der Auenlehmdecke kann es dabei zu zeitlichen Verzögerungen des Qualmwasseraus- und eintritts kommen. Dies ist besonders bei ablaufendem Elbehochwasser an ufernah gelegenen schlammigen, feinerdereichen Flutrinnen auffällig. Dort fließt das Wasser aufgrund des hohen Tonanteils sehr viel langsamer als in der Umgebung ab, so daß hier oft noch tagelang nach dem Hochwasserereignis deutlich höhere Wasserstände als an der Elbe zu beobachten sind (Abb. 10).

Im Gegensatz zu diesen vereinfacht dargestellten generellen Verhältnissen liegt im Untersuchungsgebiet jedoch eine kompliziertere Grundwasserdynamik vor, da die Elbe mit ihren Nebenflüssen Seege und Löcknitz in Wechselwirkung tritt. Im potentiellen Rückdeichungsgebiet Lenzen-Wustrow sind die Grundwasserverhältnisse von MONTENEGRO et al. (1999a) näher untersucht worden. Es zeigte sich, daß der Grundwasserstrom je nach dem Elbewasserstand in diesem Gebiet seine Richtung wechselt: Bei Elbhochwasser entwässert das Gebiet beispielsweise über ein künstlich angelegtes Grabensystem zur Löcknitz hin. Bei Elbniedrigwasser kehrt sich hingegen der Grundwasserstrom aufgrund der höheren Wasserstände der staugeregelten Löcknitz um (Abb. 11).

Daher ist der Grundwasserstand nur im unmittelbaren Einflußbereich der Elbe mit dem Flußwasserstand der Elbe identisch, ansonsten üben die Mächtigkeit der Auenlehm-

schichten, die Entwässerungsgräben und die Lößnitz einen modifizierenden Einfluß auf die jeweiligen Grundwasserstände im Untersuchungsgebiet aus.

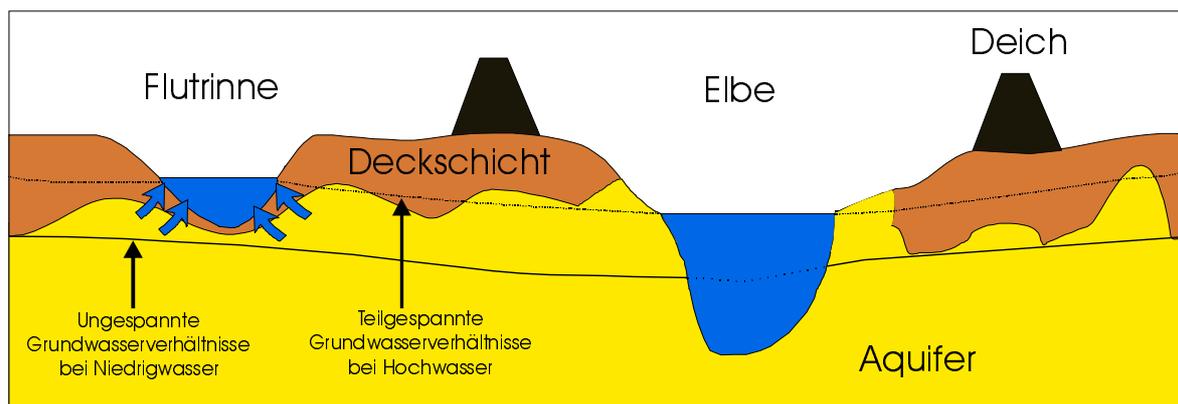


Abb. 10: Schematische Darstellung unterschiedlicher Grundwassersituationen in Abhängigkeit des Elbwasserstandes. Bei niedrigen Wasserständen der Elbe liegen ungespannte Grundwasserverhältnisse vor. Bei Elbhochwasser dringt das gespannte Grundwasser als sogenanntes Qualmwasser in den Flutrinne an die Erdoberfläche.

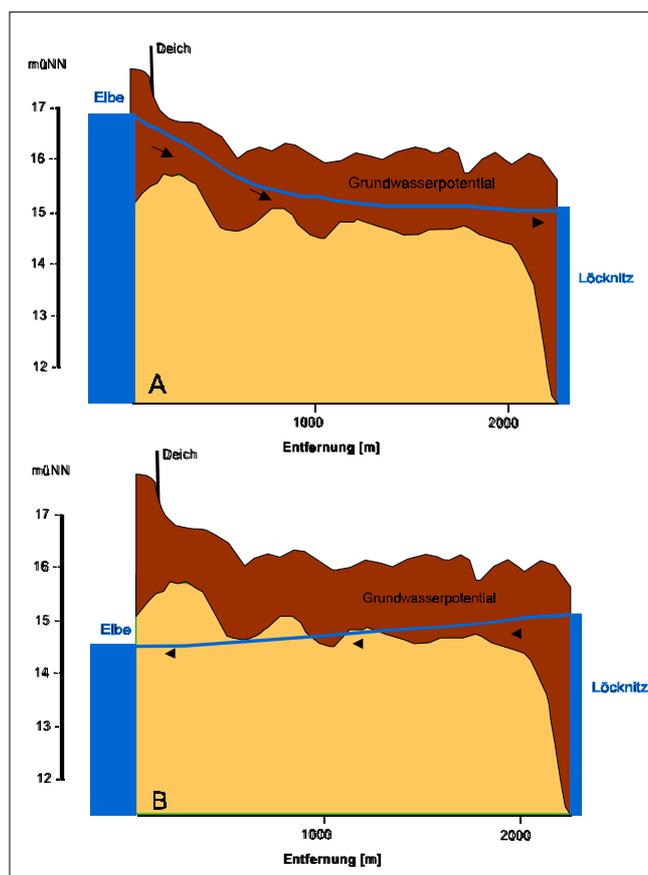


Abb. 11: Im potentiellen Rückdeichungsgebiet Lenzen-Wustrow liegen komplizierte Grundwasserverhältnisse vor. Bei Elbhochwasser wird das Gebiet über künstlich angelegte Gräben zur Lößnitz entwässert (A). Bei Niedrigwasser der Elbe kommt es hingegen zu einer Umkehr des Grundwasserstromes, weil die staugeregelte Lößnitz dann einen deutlich höheren Wasserstand als die Elbe führt (B) (verändert nach MONTENEGRO et al. 1999a).

3 Die potentielle natürliche Vegetation

Im norddeutschen Tiefland wird die azonale Vegetation der Auenlandschaften in Abhängigkeit der hydrologischen Bedingungen durch eine charakteristische Abfolge von Vegetationstypen gekennzeichnet. So kommt es in den Bereichen des ständigen Wellenschlages der Flüsse durch das Anlanden von organischen Materialien zur Ausbildung von Treibselsäumen, die sich durch einen hohen Stickstoffgehalt auszeichnen. Solche lange im Jahr überfluteten Pionierstandorte werden vorzugsweise von annuellen Arten aus der Vegetationsklasse der *Bidentetea tripartitae* (Zweizahnuferfluren) besiedelt.

An Flüssen wie z. B. der Ems, Aller und auch der Elbe, die pleistozäne Sandlandschaften durchfließen und durch natürliche Binnendünenkomplexe gekennzeichnet werden, finden sich auf den nährstoffarmen Quarzsanden lückige und konkurrenzschwache Silbergrasfluren (*Spergulo-Corynephorum canescentis*). Je nach den standörtlichen und regional-klimatischen Rahmenbedingungen lassen sich jedoch auch einige weitere typische flußbegleitende Pioniergesellschaften beschreiben. So treten z. B. in den Stromtälern der Ems, der Weser und der Elbe auf nährstoffreichen und sandig-lehmigen Böden z. B. Rohrschwengel-Gesellschaften (*Potentillo-Festucetum arundinaceae*) auf (POTT, 1995, SPEIER 1999a). Eine weitere verbreitete Pflanzengesellschaft in den ozeanisch-subozeanischen Regionen der Flußniederungen Norddeutschlands ist der Knickfuchsschwanzrasen (*Ranunculo-Alopecuretum geniculati*), der eutrophe Flutmulden und Rinnen, die durch länger andauernde Überstauungen und starken jährlichen Wasserstandschwankungen gekennzeichnet werden, besiedelt.

An fast allen Tieflandflüssen wachsen unmittelbar über der mittleren Hochwasserlinie strömungs- und überflutungsresistente Rohrglanzgrasröhrichte vom Typ des *Phalaridetum arundinaceae*. In strömungsberuhigten Bereichen aber auch an Altwässern können hingegen auch andere Röhrichtgesellschaften wie z. B. das *Caricetum gracilis*, *Glycerietum maximae* und Bestände des *Sparganietum erecti* auftreten.

In den periodisch überschwemmten Auen größerer Flußtäler kommen zudem auch spezifische Gehölzgesellschaften vor. Als Elemente der Weichholzaue (*Salicetum triandroviminalis*) treten hier an besonders lange im Jahr überfluteten Standorten Korbweidengebüsche aus Purpur-, Korb- und Mandelweiden auf. Landeinwärts werden diese in der Zone der mittleren Hochwasserlinie kulissenartig durch Silberweidenwälder (*Salicetum albae*) mit *Salix alba*, *Populus nigra* s.l. und *Salix fragilis* begleitet. Auf unregelmäßig und nur von Spitzenhochwässern überfluteten Standorten können sich hingegen Hartholzauenwälder ausbilden. Diese natürlicherweise von der Stieleiche und der Flatterulme dominierte Waldgesellschaft (*Quercus-Ulmetum minoris*) bildete in der Vergangenheit großflächige Bestände in den Auenlandschaften Mitteleuropas. Heute sind nur noch Fragmente dieser bedrohten Pflanzengesellschaft in den Tieflandflüssen zu finden.

4 Methoden

4.1 Pflanzensoziologische Untersuchungsmethoden

Zur vegetationskundlichen Charakterisierung des Untersuchungsgebietes wurden pflanzensoziologische Aufnahmen nach der Methode von BRAUN-BLANQUET (1964) angefertigt. Die Schätzung der Artmächtigkeit erfolgte in der Regel nach dem üblichen Schätzverfahren von BRAUN-BLANQUET (1964). Bei der Untersuchung von Dauerbeobachtungsflächen kamen jedoch z. T. genauere Schätzverfahren nach BARKMAN et al. (1964) und in modifizierter Form nach LONDO (1975) zur Anwendung. Eine Übersicht über die verschiedenen Schätzskalen gibt Tab. 1.

Tab. 1: Gegenüberstellung der verwendeten Skalen zur Schätzung der Artmächtigkeiten

Deckung [%]	Mittlere prozentuale Deckungsgrade	LONDO	BRAUN-BLANQUET	BARKMAN	Erläuterung zur BARKMAN-Skala
<1	0,5	a1	+	+	1-5 Individuen, Deckung <5 %
1-3 3-5	2,5	a2 a3	1 1	1 1 oder 2m	6-50 Individuen, Deckung <5 % >50 Individuen, Deckung <5 %
5-15	10	1	2	2a	Individuenanzahl beliebig, Deckung 5-15 %
15-25	20	2	2	2b	Individuenanzahl beliebig, Deckung 16-26 %
25-35 35-45 45-50	37,5	3 4 5	3	3	Individuenanzahl beliebig, Deckung 26-50 %
50-55 55-65 65-75	62,5	6 7 8	4	4	Individuenanzahl beliebig, Deckung 51-75 %
75-85 85-95 >95	87,5	9 10 11	5	5	Individuenanzahl beliebig, Deckung 76-100 %

Die Größe der Aufnahmeflächen umfaßte beim wechselfrischen Grünland, den Flutrasen und Röhrichten 12-16 m², in den Beständen der Sandmagerrasen 4-8 m² und bei der Aufnahme von Wasserpflanzengesellschaften 1-4 m².

Die Nomenklatur der Gefäßpflanzen richtet sich nach der ZENTRALSTELLE FÜR DIE FLORISTISCHE KARTIERUNG DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND (1993), die der Kryptogamen nach FRAHM & FREY (1987) und WIRTH (1980).

Die erstellten pflanzensoziologischen Aufnahmen wurden zu Vegetationstabellen vereinigt und synsystematisch geordnet. Die syntaxonomische Einordnung und Benennung der jeweiligen Einheiten richtet sich nach POTT (1995). Die Zuordnung der Pflanzenarten zu den verschiedenen Syntaxa erfolgt nach ELLENBERG et al. (1992).

In einigen Fällen ergab die synsystematische Gliederung Vegetationseinheiten, denen kein Assoziationsrang zugesprochen werden konnte. Diese sind durch lokale Kennarten charakterisiert und wurden nach der jeweils dominierenden Art benannt sowie mit dem Zusatz „-Gesellschaft“ versehen (z.B. *Lemna minor*-Gesellschaft). Bei der *Elymus repens*-

Alopecurus pratensis-Gesellschaft ließen sich dagegen weder Charakter- noch Kennarten definieren. Hier erfolgte die Benennung nach den zwei stetigsten Pflanzenarten in diesen Beständen, *Elymus repens* (Gemeine Quecke) und *Alopecurus pratensis* (Wiesen-Fuchsschwanz). Darüber hinaus ließen sich zahlreiche Pflanzengesellschaften in Subassoziationen, Varianten sowie auch in Subvarianten und Fazies untergliedern.

Als Kriterium für die Fassung einer Trennart galt ihr Vorkommen mit einer Stetigkeit von mindestens 50 % in dem betreffenden Aufnahmekollektiv (vgl. DIERSCHKE 1994, BERGMIEER et al. 1990). Seltene und sehr kleinflächig verbreitete Pflanzengesellschaften, die nur als Einzelbestände im Untersuchungsgebiet vorkommen, sind nicht in den Vegetationstabellen aufgeführt, sondern im Text beschrieben worden.

In einem weiteren Arbeitsschritt wurden die meisten Vegetationstabellen zu synthetischen Tabellen zusammengefaßt, die eine schnelle Übersicht über die wichtigsten Vegetationseinheiten des Untersuchungsgebietes mit ihren Kenn- und Trennarten ermöglichen (vgl. DIERSCHKE 1994). Die vorkommenden Artmächtigkeiten in den synthetisch zusammengefaßten Aufnahmekollektiven sind als Hochzahlen hinter den Stetigkeitsklassen angegeben worden. Bei der Darstellung der synthetischen Tabellen wurden z.T. nur die diagnostisch wichtigen Arten berücksichtigt.

Im Bereich von charakteristischen Vegetationszonierungen entlang von Feuchte- bzw. Nährstoffgradienten sind darüberhinaus im Untersuchungsgebiet eine Reihe von Transektuntersuchungen durchgeführt worden. Im Rahmen dieser Erhebungen wurde die Vegetation in verschiedenen Flutmulden (genutzt-ungenutzt; elbnah-elbfern), im Uferbereich der Elbe (genutzt - ungenutzt) sowie entlang eines Elbdeichabschnittes erfaßt.

4.2 Populationsbiologische Untersuchungen auf Dauerbeobachtungsflächen

Insgesamt wurden im April 1997 neunundzwanzig Dauerbeobachtungsflächen (Abb. A 2) auf der potentiellen Rückdeichungsfläche Lenzen-Wustrow eingerichtet und lagegenau vermessen (vgl. BÖCKER 1998). Die Größe der Dauerbeobachtungsflächen umfaßt bei Offenland-Standorten einheitlich 16 m² (4x4 m). Bei Waldstandorten ist die Flächengröße dagegen variabel und liegt im Bereich von 100 und 400 m².

Bei den populationsbiologischen Untersuchungen wurden sowohl Pflanzengesellschaften des wechselfrischen bis feuchten Grünlandes als auch verschiedene Röhricht- und Gehölzgesellschaften berücksichtigt. Bis auf die Gehölzgesellschaften und drei Röhrichtstandorte sind alle Flächen eingezäunt worden, so daß die ausgewählten Bestände vom Untersuchungsjahr 1997 an einer ungestörten Sukzession unterlagen. Um die standörtliche Variabilität innerhalb der Pflanzengesellschaften zu erfassen, wurden gleichartige Bestände auf verschiedenen Flächen untersucht.

Um sowohl qualitative und quantitative Veränderungen der Vegetationsbestände auf den Dauerbeobachtungsflächen zu erfassen, wurden zunächst die Veränderungen der Artenanzahlen und der Gesamtdeckungsgrade über den dreijährigen Untersuchungszeitraum gegenübergestellt.

Da sich Fluktuations- und Sukzessionsvorgänge auch in Veränderungen der Deckungsanteile einzelner Arten äußern, wurde zusätzlich die sogenannte prozentuale Ähnlichkeit (Ähnlichkeitsindex) für die Pflanzenbestände auf den Dauerbeobachtungsflächen berechnet. In diesem mathematischen Verfahren gehen sowohl die qualitativen Veränderungen (Vorhandensein oder Nichtvorhandensein von Pflanzenarten) als auch quantitative Veränderungen (Deckungsanteile der Pflanzenarten) ein. Für die notwendige Transformierung

der LONDO- bzw. BRAUN-BLANQUET-Skalierung in Deckungsprozente wurden in einem weiteren Schritt jeweils die Mittelwerte der Deckung für die verschiedenen Artmächtigkeitswerte ermittelt (vgl. Tab. 1).

Bei der Berechnung kam in Anlehnung an GLEASON (1920) und JACCARD (1928) folgende Formel zur Anwendung:

$$\text{Ähnlichkeitsindex} = \frac{\sum D_G \cdot x100}{\sum D_A + \sum D_B + \sum D_G}$$

$$\text{vereinfacht} = \frac{\sum D_{\min} \cdot x100}{\sum D_{\max}}$$

Es bedeuten: $\sum D_G$ = Summe der übereinstimmenden Deckungswerte der gemeinsamen Arten aus den beiden Untersuchungsjahren (%)

$\sum D_{A, B}$ = Summe der Deckungswertdifferenzen der Arten, die im 1. Beobachtungsjahr (A) bzw. im 2. Beobachtungsjahr (B) häufiger sind (%)

$\sum D_{\min}$ = Summe der geringsten Deckungswerte aller Arten aus den 2 zu vergleichenden Beobachtungsjahren (%)

$\sum D_{\max}$ = Summe der höchsten Deckungswerte aller Arten aus den 2 zu vergleichenden Beobachtungsjahren (%)

4.3 Vegetationskartographische Untersuchungen

Auf der Grundlage der aufgestellten Vegetationseinheiten wurde eine Vegetationskartierung durchgeführt. Als Vorlage für diese Kartierung dienten Luftbildaufnahmen im Maßstab 1:8000, sowie vom niedersächsischen Landesamt für Vermessung angefertigte Luftbilder im Maßstab 1 : 5000.

Bei der Erstellung des Kartierschlüssels wurde die Unterscheidung auf möglichst niedrigem syntaxonomischen Niveau angestrebt. Die Fassung der Kartiereinheiten entspricht in den meisten Fällen den in den Vegetationstabellen aufgeführten Syntaxa. In Einzelfällen wie bei einem sehr kleinflächigen Wechsel von Vegetationseinheiten wurde nur die flächenmäßig dominierende Pflanzengesellschaft aufgeführt, da die maßstabsabhängige Auflösungsdichte nicht ausreichte, entsprechende Vegetationsmosaike darzustellen.

Bei der Kartierung bestanden z. T. unterschiedliche Auffassungen hinsichtlich der Einordnung und Benennung von Pflanzengesellschaften wie sie WALTHER (1977) vorgenommen hat (vgl. Tab. 2). Die Abgrenzung von Flutrasengesellschaften und Brendoldenwiesen war im Einzelfall nicht immer eindeutig, da die Bestände des *Cnidio-Violetum persicifoliae* teilweise fließende Übergänge zu den Flutrasen vom Typ des *Ranunculo-Alopecuretum geniculati* bilden. Solche Ausbildungen sind bei der synsystematischen Fassung der Pflanzenbestände 1998 als Subassoziation von *Lysimachia nummularia* (Subvariante von *Rumex crispus*) des *Ranunculo-Alopecuretum geniculati* eingeordnet worden. Aus diesem Grund haben die Flutrasenbestände scheinbar um etwa 5 % an Fläche zugenommen,

während die Brenndoldenwiesen gleichzeitig um ca. 9 % abgenommen haben. Die Abnahme der Bestände des *Cnidio-Violetum persicifoliae* sind wahrscheinlich zu einem großen Teil auf diese unterschiedliche Einordnung bei der Kartierung zurückzuführen.

Tab. 2: Übersicht über wichtige Pflanzengesellschaften, die im Rahmen dieser Arbeit systematisch anders eingeordnet und benannt worden sind als bei WALTER (1977).

Pflanzengesellschaft von WALTER (1977)	Synonyme Pflanzengesellschaft bei HELLWIG
Blysmo-Juncetum compressi	Juncus compressus-Gesellschaft
Caricetum vulpinae	Ranunculo-Alopecuretum geniculati, Subass. von Lysimachia nummularia
Phragmites communis-Bestände	Scirpo-Phragmitetum australis
Rumici-Alopecuretum geniculati	Ranunculo-Alopecuretum geniculati
Poae-Lathyretum palustris	Cnidio-Violetum persicifoliae, Subass. von Carex disticha
Cnidio-Violetum persicifoliae	teilw. als Ranunculo-Alopecuretum geniculati, Subass v. Lysimachia nummularia (Subvar. v. Rumex crispus) gefasst worden
Chrysanthemo-Rumicetum thyrsoflori	Leucanthemo-Rumicetum thyrsoflorae
Carici-Armerietum elongatae	Diantho-Armerietum elongatae
Carici-Salicetum cinereae	Frangulo-Salicetum cinereae
Rosa canina-Prunus spinosa- Gesellschaft	Prunus spinosa-Gesellschaft
Pinus sylvestris-Forsten	Pinus sylvestris-Gesellschaft

4.4 Bodenkundliche Untersuchungen

Im Gelände wurden auf Standorten verschiedener Pflanzengesellschaften die Humusform und der Bodentyp bestimmt. Die Kriterien zur Charakterisierung und Benennung der Böden richten sich nach dem bodenkundlichen Kartierschlüssel der AG BODEN (1996). Die Bestimmung der Bodenart erfolgte durch die Fingerprobe. Die Bodentypen wurden durch Profilgrabungen und durch Bohrungen mit dem Pürckhauer erfaßt. Von besonderem Interesse bei den Bodenuntersuchungen waren der Redoximorphiegrad, die Durchwurzelungsintensität und die Lagerungsdichte der einzelnen Bodenhorizonte, da sie Rückschlüsse auf den Wasser-, Luft- und Nährstoffhaushalt der einzelnen Standorteinheiten zulassen (AG BODEN 1996).

Für die Messung des pH-Werts wurden naturfeuchte Bodenproben verwendet. Der pH-Wert wurde elektrometrisch mit einem WTW-pH-Meter Type 56 bestimmt. Die Messungen erfolgten 30 Minuten nach der Durchmischung der Bodenprobenlösungen in überstehender Flüssigkeit in destilliertem Wasser. Das Volumenverhältnis Boden zu Flüssigkeit betrug dabei 1 zu 2,5.

Neben den eigenen Bodenuntersuchungen konnte das umfangreiche Datenmaterial des Teilprojektes Bodenkunde innerhalb des BMBF-Projektes genutzt werden (SCHWARTZ et al. 1999).

4.5 Topographische Höhenmessungen

Um Vegetationszonierungen in Abhängigkeit der Überflutungshäufigkeit untersuchen zu können, wurden mit Hilfe eines Nivellier-Gerätes und einer Schlauchwaage ca. 500 Höhenmessungen in außen- und binnendeichs gelegenen Beständen verschiedener Pflanzen-

gesellschaften durchgeführt. Dabei wurde ausgehend von zentimetergenau eingemessenen trigonometrischen Punkten zunächst die topographische Höhe (m üNN) mit einer Abweichung von ± 3 cm bestimmt.

Diese Meßwerte wurden mittels der von der Bundesanstalt für Wasserwirtschaft zur Verfügung gestellten Computerprogramme in Überflutungswahrscheinlichkeiten (Tage pro Jahr) umgerechnet. Anschließend wurden die so gewonnenen Daten statistisch für die verschiedenen Vegetationseinheiten ausgewertet.

5 Pflanzengesellschaften des Untersuchungsgebietes

Als ein wichtiger Faktor, der das floristische Inventar im Bereich der gesamten Unteren Mittelelbe beeinflusst, ist die geographische Lage in der Übergangszone zwischen subatlantischem und subkontinentalem Klimaraum zu nennen (vgl. GARVE & ZACHARIAS 1996). So umfaßt das Einzugsgebiet der Elbe sowohl subozeanisch als auch gemäßigt kontinental geprägte Florenregionen. Diese Übergangssituation spiegelt sich deutlich im Artenspektrum des Untersuchungsgebietes wider (Tab. 3, Tab. 4).

Tab. 3: Arten des Untersuchungsgebietes mit kontinentaler bzw. subkontinentaler Verbreitung (nach ELLENBERG et al. 1992)

<i>Anchusa arvensis</i>	<i>Euphorbia palustris</i>
<i>Arctium tomentosum</i>	<i>Galeopsis speciosa</i>
<i>Artemisia annua</i>	<i>Galium boreale</i>
<i>Asparagus officinalis</i>	<i>Hieracium caespitosum</i>
<i>Barbarea stricta</i>	<i>Leonurus marrubiastrum</i>
<i>Bromus inermis</i>	<i>Lepidium ruderales</i>
<i>Bromus tectorum</i>	<i>Poa bulbosa</i>
<i>Carex praecox</i>	<i>Populus nigra</i>
<i>Carex vulpina</i>	<i>Rorippa amphibia</i>
<i>Cerastium dubium</i>	<i>Rumex stenophyllus</i>
<i>Chenopodium hybridum</i>	<i>Rumex thyrsiflorus</i>
<i>Chenopodium rubrum</i>	<i>Scutellaria hastifolia</i>
<i>Cnidium dubium</i>	<i>Senecio vernalis</i>
<i>Descurainia sophia</i>	<i>Stellaria palustris</i>

Tab. 4: Arten des Untersuchungsgebietes mit ozeanischer bzw. subozeanischer Verbreitung (nach ELLENBERG et al. 1992)

<i>Alchemilla xanthochlora</i>	<i>Hordeum secalinum</i>
<i>Alisma lanceolatum</i>	<i>Lotus uliginosus</i>
<i>Anthriscus caucalis</i>	<i>Montia fontana ssp. chondrosperma</i>
<i>Arctium nemorosum</i>	<i>Rosa vosagiaca</i>
<i>Carex arenaria</i>	<i>Rumex sanguineus</i>
<i>Carex otrubae</i>	<i>Saxifraga granulata</i>
<i>Chenopodium bonus-henricus</i>	<i>Senecio aquaticus</i>
<i>Corrigiola litoralis</i>	<i>Veronica agrestis</i>
<i>Epilobium obscurum</i>	<i>Vicia tenuissima</i>
<i>Heracleum sphondylium</i>	

Aufgrund der topographischen Lage des Untersuchungsgebietes im Auenbereich eines großen mitteleuropäischen Stromes kommen zusätzlich eine größere Anzahl von sogenannten Stromtalarten vor (Tab. 5). Diese Arten weisen in ihrer Verbreitung eine enge Bindung an die großen Flußtäler auf (vgl. BENKERT et al. 1996, HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1989, KALLEN 1990, 1992), so daß sich für sie ein charakteristisches Verbreitungsmuster entlang der Flußläufe in Mitteleuropa ergibt. Als Ursachen dafür sind vor allem folgende Faktoren zu nennen:

- Die Diasporen dieser Arten werden vorzugsweise durch das Flußwasser verbreitet.
- Die Stromtäler besitzen ein besonderes, eigenständiges Klima, das sich durch warme Sommer und mildere Winter gegenüber dem Umland auszeichnet.
- Zudem entstehen in den Flußtälern durch regelmäßige Hochwasserereignisse vielfach vegetationsfreie Flächen, die vor allem die Ausbreitung und Etablierung von Pionierarten und Neophyten ermöglichen.

Tab. 5: Stromtalpflanzen im Untersuchungsgebiet (nach HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1989)

<i>Alisma lanceolatum</i>	<i>Inula britannica</i>
<i>Allium scorodoprasum</i>	<i>Leonurus marrubiastrum</i>
<i>Anthriscus caucalis</i>	<i>Limosella aquatica</i>
<i>Armeria elongata</i>	<i>Mentha pulegium</i>
<i>Barbarea stricta</i>	<i>Pulicaria vulgaris</i>
<i>Bidens frondosa</i>	<i>Ranunculus sardous</i>
<i>Carex praecox</i>	<i>Rumex maritimus</i>
<i>Cerastium dubium</i>	<i>Rumex palustris</i>
<i>Chaerophyllum bulbosum</i>	<i>Rumex stenophyllus</i>
<i>Chenopodium rubrum</i>	<i>Rumex thyrsiflorus</i>
<i>Cnidium dubium</i>	<i>Scutellaria hastifolia</i>
<i>Corrigiola litoralis</i>	<i>Teucrium scordium</i>
<i>Cuccubalus baccifer</i>	<i>Thalictrum flavum</i>
<i>Eryngium campestre</i>	<i>Trifolium fragiferum</i>
<i>Euphorbia palustris</i>	<i>Ulmus laevis</i>
<i>Hottonia palustris</i>	<i>Xanthium albinum</i>
<i>Hordeum secalinum</i>	

Gegenüber anderen großen, mitteleuropäischen Flüssen wie Rhein, Donau oder Weser weist die Elbe jedoch einige Besonderheiten auf, welche ebenfalls Einfluß auf das Vorkommen von Stromtalpflanzen haben. So transportiert der Elbstrom neben Feinerdematerial große Mengen an Sand, welcher bei einer Sedimentation im Vordeichland einerseits die Entstehung von Qualmwasser unterstützt und andererseits das Mikroklima der offenen Pionierstandorte beeinflusst. Zudem hat die jahrzehntelange Funktion der Elbe als politische Grenze auch den direkten Einfluß des Menschen im Vergleich zu den anderen großen Flüssen Mitteleuropas verringert. Daher finden sich hier heute noch großflächig extensiv genutzte Auenbereiche.

Die große Bedeutung der Elbtalau mit ihrem Reichtum an naturnahen bzw. extensiv genutzten Vegetationstypen als Refugium für seltene und gefährdete Pflanzenarten spiegelt sich auch im Untersuchungsgebiet wider. So gelten insgesamt 59 der hier vorkommenden Pflanzenarten gemäß der „Roten Liste Brandenburgs“ als stark gefährdet, gefährdet oder bedroht (Tab. A 52).

Die Pflanzengesellschaften in den Flußauen sind im natürlichen Zustand den wechselnden und teilweise unberechenbaren Bedingungen der Wasserdynamik ausgesetzt. Die enge Verzahnung von Uferwällen, Dünen, Auengewässern, Terrassen, Talsandinseln und anderer Biotoptypen führt deshalb häufig zur Ausbildung kleinräumig wechselnder Zonations- und Mosaikkomplexe der Vegetation. Aufgrund der Überflutungsdauer und –intensität werden daher im allgemeinen die gehölzfreie Aue mit Uferfluren, Flutrasen und verschiedenen Röhrichten sowie die Weich- und Hartholzaue voneinander unterschieden. Hinzu kommen als nicht zonierte Elemente Stillgewässer, Uferbänke und vom Hochwasser geschaffene Erosionsflächen mit natürlichen Grünland- und Staudengesellschaften (BEUG 1995, POTT 1996). Die in den Auenlandschaften heutzutage großflächigen oftmals aspektbestimmenden Rasengesellschaften des Wirtschaftsgrünlandes sind hingegen erst sekundär mit fort-

schreitender Kulturentwicklung und zunehmender anthropogener Nutzung der Niederungs- und Auenwaldlandschaften verstärkt seit der Eisenzeit entstanden (SPEIER 1996a).

Auf der Basis der Vegetationsaufnahmen konnten im Untersuchungsgebiet insgesamt 41 Vegetationseinheiten unterschieden werden. Diese gehören folgenden Formationen an:

Wasserpflanzengesellschaften

- Therophytenreiche Pionierfluren
- Eutraphente Röhrichte und Großseggenrieder
- Flutrasen, Sandtrockenrasen und Rasengesellschaften des Wirtschaftsgrünlandes
- Gebüsche und Vorwälder
- Waldgesellschaften

5.1 Wasserpflanzengesellschaften

Im Untersuchungsgebiet lassen sich vier verschiedene Gewässertypen voneinander unterscheiden:

- Gräben
- permanent Wasser führende Stillgewässer
- temporäre Stillgewässer
- Fließgewässer

Künstlich angelegte Grabensysteme, die der Entwässerung dienen, durchziehen in der Regel das gesamte Deichhinterland. Aufgrund der hier vorherrschenden geringen Fließgeschwindigkeiten des Wassers siedeln sich jedoch vorzugsweise stillgewässertypische Makrophyten an; rheobionte Arten sind hier nur sehr selten vorzufinden. Die regelmäßige Ausbaggerung der Gräben führt dazu, daß immer wieder Pionierstandorte geschaffen werden, die z. T. Lebensraum für seltene Wasserpflanzengesellschaften bieten.

Altarme der Elbe, wie z.B. der Schwarze See bei Laasche und zahlreiche Bracks sind Stillgewässer, die permanent Wasser führen. Letztere kennzeichnen ehemalige Deichbrüche und sind deshalb immer entlang von aktuellen bzw. ehemaligen Deichlinien anzutreffen. Je nach Wasserqualität und Trophiegrad können sich in solchen Gewässern verschiedene submerse und emerse Wasserpflanzengesellschaften entwickeln.

Einen besonderen Gewässertyp stellen die temporären Stillgewässer in den zahlreichen Flutrinnen und –mulden im Untersuchungsgebiet dar. Sie führen nur episodisch nach Hochwasserereignissen für einige Wochen bis zu mehreren Monaten Wasser und bieten daher solchen Pflanzengesellschaften einen Lebensraum, die sowohl an aquatische als auch an amphibische Milieubedingungen angepaßt sind. Der Wasserchemismus in diesen Gewässern kann je nach Herkunft des Wassers sehr variabel sein. Im Deichvorland werden die Flutrinnen meistens direkt vom nähr- und schwebstoffreichen Flußwasser gespeist, während die binnendeichs gelegenen Flutrinnen über das Grundwasser versorgt werden. Das in den Flutrinnen aufsteigende Qualmwasser ist daher deutlich nährstoffärmer und nahezu schwebstofffrei, weil es zuvor durch den Grundwasserleiter gefiltert wurde. Daneben existieren auch Flutrinnen, die nur regenwassergespeist sind, so daß hier ebenfalls nährstoffärmere Bedingungen vorherrschen.

Insgesamt konnten im Untersuchungsgebiet 16 verschiedene Wasserpflanzengesellschaften nachgewiesen werden. Sie lassen sich syntaxonomisch den Teichlinsengesellschaften

(*Lemnetea minoris*), den Armleuchteralgen-Gesellschaften (*Charetea fragilis*) sowie den Schwimmblatt- und Laichkrautgesellschaften (*Potamogetonetea pectinati*) zuordnen (Tab. 6).

Tab. 6: Syntaxonomische Übersicht über die Wasserpflanzengesellschaften im potentiellen Rückdeichungsgebiet Lenzen-Wustrow

Klasse: <i>Lemnetea minoris</i>
Ordnung: <i>Lemnetalia minoris</i>
Verband: <i>Riccio-Lemnion trisulcae</i>
Assoziation: <i>Lemnetum trisulcae</i>
Verband: <i>Lemnion gibbae</i>
Assoziation: <i>Spirodeletum polyrhizae</i>
Assoziation: <i>Lemnetum gibbae</i>
lokale Einheit: <i>Lemna minor</i> -Gesellschaft
Klasse: <i>Charetea fragilis</i>
Ordnung: <i>Charetalia hispidae</i>
Verband: <i>Charion vulgaris</i>
Assoziation: <i>Charetum vulgaris</i>
Klasse: <i>Potamogetonetea pectinati</i>
Ordnung: <i>Potamogetonetalia pectinati</i>
Verband: <i>Potamogetonion pectinati</i>
Assoziation: <i>Potamogetonetum trichoidis</i>
lokale Einheit: <i>Elodea canadensis</i> -Gesellschaft
Verband: <i>Zanichellion pedicellatae</i>
lokale Einheit: <i>Ceratophyllum demersum</i> -Gesellschaft
Verband: <i>Nymphaeion albae</i>
Assoziation: <i>Myriophyllo verticillati-Nupharetum lutae</i>
Assoziation: <i>Ranunculetum circinati</i>
lokale Einheit: <i>Potamogetum natans</i> -Gesellschaft
Verband: <i>Hydrocharition morsus ranae</i>
Assoziation: <i>Stratiotetum aloidis</i>
Verband: <i>Ranunculion aquatilis</i>
Assoziation: <i>Hottonietum palustris</i>
Assoziation: <i>Ranunculetum peltati</i>
Assoziation: <i>Ranunculetum aquatilis</i>
lokale Einheit: <i>Callitriche hamulata</i> -Gesellschaft
Klasse: <i>Littorelletea uniflorae</i>
Ordnung: <i>Littorelletalia uniflorae</i>
Verband: <i>Eleocharition acicularis</i>
Assoziation: <i>Littorello-Eleocharitetum acicularis</i>

Wichtige vegetationsdifferenzierende Faktoren für die Wasserpflanzengesellschaften sind die hydrochemischen Eigenschaften des Wassers wie beispielsweise die Trophiestufe, die Basenversorgung und der Kohlendioxidgehalt. Darüber hinaus wirken sich aber auch der Schwebstoffgehalt, die Strömungsverhältnisse, die Wasserstandsschwankungen und die geomorphologischen Gegebenheiten der Gewässer als Standortfaktoren auf die Vegetation aus (POTT 1981, POTT 1983, ELLENBERG 1996).

Alle Wasserpflanzengesellschaften des Untersuchungsgebietes sind an das eu- bis hypertrophe Milieu gebunden. Da die Gewässer in Flußauen natürlicherweise nährstoffreich sind, stellen die vorkommenden eutraphenten Pflanzengesellschaften natürliche Elemente dieses Landschaftstyps dar, auch wenn ihre Standorte heute meist anthropogenen Ursprungs sind.

Wichtige Kontaktgesellschaften der *Lemnetea*-, *Charetea*- und *Potamogetonetea*-Gesellschaften sind verschiedene Röhrichtgesellschaften aus der Klasse *Phragmitetea*, die ebenfalls natürlicherweise an Gewässerrändern vorkommen.

5.1.1 Lemnetea minoris

Bei den Teichlinsengesellschaften handelt es sich um einfach strukturierte und artenarme Pflanzengesellschaften, die aus pleustophytischen und submersen Wasserschwebern, wie etwa der Kleinen Wasserlinse (*Lemna minor*) oder der Dreifurchigen Wasserlinse (*Lemna trisulca*), aufgebaut sind.

Durch die vorwiegend flottierende Lebensweise dieser Hydrophyten schwimmen die Gesellschaften frei auf dem Wasserkörper und können durch den Wind leicht verdriftet werden. Dies führt häufig zu einer engen Verzahnung der *Lemnaceen*-Schwimmdecken mit Röhricht- und Schwimmblattgesellschaften.

Alle im Gebiet vorgefundenen Wasserlinsenarten gedeihen bei mittleren bis hohen Stickstoff- und Phosphatkonzentrationen und zeigen deshalb eu- bis hypertrophe Standortbedingungen an (POTT 1985). Die Besiedlung temporärer Stillgewässer erfolgt in der Regel durch ornithochoren Eintrag einzelner Teichlinsensproßglieder, die in kurzer Zeit durch vegetative Vermehrung (Sprossung) große Populationen aufbauen können. Mit Ausnahme von *Lemna trisulca*, die ganzjährig assimilieren kann, treten die anderen Wasserlinsenarten im Herbst in eine Ruhephase ein.

Die Vegetationsklasse *Lemnetea minoris* gliedert sich nach POTT (1995) syntaxonomisch in eine Ordnung (*Lemnetalia minoris*) mit drei Verbänden. Dazu gehört das *Riccio-Lemnion trisulcae* mit vorwiegend submers aufgebauten Pflanzengesellschaften, wie z. B. dem *Lemnetum trisulcae* oder dem *Riccietum fluitantis*, die ihr ökologisches Optimum in schwach eutrophen bis eutrophen Gewässern erreichen. Dem Verband *Lemnion gibbae* sind hingegen einschichtig strukturierte Pflanzengesellschaften subsumiert, die auf der Wasseroberfläche schwimmen und sich optimal im eu- bis hypertrophen Milieu entwickeln. Hierzu gehören beispielsweise das *Spirodeletum polyrhizae* und das *Lemnetum gibbae*. In besonders wärmebegünstigten Lagen des Oberrheingebietes aber auch an der mittleren Elbe finden sich schließlich auch Wasserpflanzengesellschaften des Verbandes *Lemno minoris-Salvinion natantis*. Für das Elbtal sind folgende Assoziationen aus diesem Verband angegeben: *Lemno minoris-Salvinietum natantis* (Sarensee, Mittlere Elbe), *Azolla filicoides-Gesellschaft*, *Lemna minuta-Lemna turionifera-Gesellschaft* (HORST et al. 1966, REICHHOFF 1978). Im Untersuchungsgebiet kommen Pflanzengesellschaften aus den beiden zuerst genannten Verbänden vor (Tab. 6).

5.1.1.1 Lemnetum trisulcae

(Tab. 7: Nr. 14, Tab. A 1)

An wenigen Stellen des Untersuchungsgebietes, wie beispielsweise in einigen Gräben nordwestlich der Rüsterdrift, kommen Wasserlinsen-Gesellschaften vom Typ des *Lemnetum trisulcae* vor. Die Gesellschaft der Dreifurchigen-Wasserlinse bildet unter Wasser schwebende Geflechte, die im Gegensatz zu den emers lebenden Verwandten *Lemna minor* und *Spirodela polyrhiza* Wasserstömungen einen gewissen Widerstand entgegen bringen können und daher relativ strömungsunempfindlich sind. Die dichten sproßvernetzungen von *Lemna trisulca*, die auf vegetative Vermehrung zurückzuführen sind, bilden unter trübstoffarmen Wasserbedingungen 30 bis 40 cm mächtige Unterwasserstraten, die bei optimaler Entwicklung Deckungsgrade bis zu 100 % erreichen können.

Lemna trisulca ist an schwach eutrophe und schwebstoffarme Gewässer angepaßt (POTT 1995). Bei starker Eutrophierung werden dagegen die submersen Bestände der Dreifurchigen Wasserlinse durch sich stark vermehrende *Lemna minor*-Populationen auf der Wasseroberfläche bzw. durch ein verstärktes Algenwachstum rasch ausgedunkelt. Die Förderung von *Lemna minor* und *Lemna gibba* durch die Eutrophierung vieler Gewässer hat auch dazu geführt, daß *Lemna trisulca* heute vielerorts in ihren Beständen zurückgegangen und teilweise sogar bedroht ist (vgl. POTT 1996).

5.1.1.2 Lemnetum gibbae

(Tab. 7: Nr. 12, Tab. A 1)

Das *Lemnetum gibbae* beschränkt sich im Rückdeichungsgebiet auf stark belastete Gewässer, auf denen *Lemna gibba* Einartbestände auszubilden vermag. Die Art gilt als zuverlässiger Indikator für phosphat-, chlorid- und stickstoffreiches Wasser. Aufgrund ihrer aerenchymreichen Sproßanteile ist die Buckellinse (*Lemna gibba*) im Vergleich zu den anderen pleustophytischen *Lemnaceen* etwas mehr über den Wasserspiegel emporgehoben. Daher ist sie in der Lage im eu- bis hypertrophen Milieu *Lemna minor*-Bestände erfolgreich zu verdrängen. Im Untersuchungsgebiet sind im Pevestorfer Deichvorland zwei mehrere Quadratmeter große Bestände dieser Gesellschaft anzutreffen.

5.1.1.3 Spirodeletum polyrhizae

(Tab. 7: Nr. 13, Tab. A 1)

Wasserlinsen-Bestände vom Typ des *Spirodeletum polyrhizae* finden sich in einigen Gräben südlich des „Schwarzen Weges“ und auf der Laascher Insel. Zusammen mit *Lemna minor* bildet dort *Spirodela polyrhiza* (Vielwurzelige Wasserlinse) dichte Sproßkolonien aus, die nahezu die gesamte Wasseroberfläche bedecken können.

Insgesamt konstituiert sich das *Spirodeletum polyrhizae* relativ spät im Verlauf der Vegetationsperiode, da die Turionen der Vielwurzigen Wasserlinse erst im Frühsommer zur Wasseroberfläche aufsteigen. Aufgrund einer hohen vegetativen Vermehrungsrate gelingt es *Spirodela polyrhiza* dann aber in der Regel schnell, große Teile der Wasseroberfläche zu besiedeln. Die Art vermag auch in nahezu geschlossene Bestände der *Lemna minor*-Gesellschaft einzudringen, obwohl sich diese aufgrund ihrer zeitigeren Entwicklung bereits auf der Wasseroberfläche etablieren konnte (vgl. CLATHWORTHY & HARPER 1962).

5.1.1.4 Lemna minor-Gesellschaft

(Tab. 7: Nr.15, Tab. A 1)

Die *Lemna minor*-Gesellschaft gehört mit durchschnittlich 1 bis 3 Arten zu den artenärmsten Wasserpflanzengesellschaften des Untersuchungsgebietes. Oft bilden sich auf den Gräben und in den Stillgewässern Einartbestände der Kleinen Wasserlinse (*Lemna minor*) aus, da sich die Art bei warmen Witterungsbedingungen massenhaft vermehren kann und auf diese Weise in sehr kurzer Zeit geschlossene Pflanzendecken auf der Wasseroberfläche entstehen. *Lemna minor* besiedelt bevorzugt hypertrophe Gewässer, wobei die Wasserlinse oft von Wasservögeln eingetragen wird, so daß ein sporadisches Auftreten auch in temporären Gewässern keine Seltenheit ist.

Im Untersuchungsgebiet sowie im gesamten mittleren Elbetal ist die *Lemna minor*-Gesellschaft aufgrund der eu- bis hypertrophen Gewässersituation weit verbreitet und verdrängt häufig andere Wasserpflanzengesellschaften.

5.1.2 *Charetea fragilis*

Diese Vegetationsklasse umfaßt Armleuchteralengesellschaften, die ihren Schwerpunkt bis auf wenige Ausnahmen vorzugsweise in klaren, nährstoffarmen Gewässern haben. Meistens besiedeln die habituell Kormophyten ähnelnden *Characeen* saubere konkurrenzarme Pionierstandorte, auf denen sie ausgedehnte, monodominante Unterwasserrasen zu bilden vermögen. Dies können natürliche Gewässer wie beispielsweise periodisch oder episodisch austrocknende Tümpel, Quellen oder auch tiefe Seen sein. Vom Menschen geschaffene Sekundärbiotope wie Baggerseen, Kiesgruben oder Gräben dienen ebenfalls als Biotope für *Characeen*-Gesellschaften (VAHLE 1990, POTT & SPEIER, 1997).

Sehr empfindlich reagieren die Armleuchteralgen auf Nähr- und Schwebstoffeintrag in die Gewässer. Besonders begrenzend für das Wachstum und das Auftreten der *Characeen* sind nach POTT (1995) hohe Phosphatgehalte und geringe Sichttiefen des Wassers. Aufgrund dieser Empfindlichkeit gegenüber Eutrophierung gehören die *Charetea*-Gesellschaften zu den besonders seltenen Erscheinungen in den Auenlandschaften Norddeutschlands (BEUG 1995).

Die Vegetationsklasse *Charetea vulgaris* gliedert sich nach POTT (1995) in die Ordnung *Nitelletalia flexilis* mit Pflanzengesellschaften kalkarmer Weichwasserhabitats und in die Ordnung *Charetalia hispidae* für Bestände elektrolyte- und kalkreicher Gewässer (Tab. 6).

5.1.2.1 *Charetum vulgaris*

Bestände des im gesamten Elbetals seltenen *Charetum vulgaris* fanden sich 1997 auf einer nur wenige Quadratmetergroßen Fläche in einem Graben am sogenannten Schwarzen Weg. Solche konkurrenzschwachen, von der submers wachsenden Gewöhnlichen Armleuchteralge (*Chara vulgaris*) dominierten Pflanzenbestände, bilden hier kurzlebige Pioniergesellschaften. Bevorzugte Standorte dieser Pflanzenart sind flache, meso- bis schwach eutrophe, vor allem aber trübstofffreie Stillgewässer. Diese Bedingungen finden sich vor allem in Gräben innerhalb extensiv genutzter Grünlandbereiche, da im Zuge der Grabenunterhaltung in unregelmäßigen Abständen die Phytomasse entfernt und der Grabenboden freigelegt wird. Hier bieten sich für die Diasporen der annualen Armleuchteralgen optimale Entwicklungsbedingungen, so daß sie innerhalb kurzer Zeit zu dicht geschlossenen Algenrasen aufwachsen können. 1998 konnten an mehreren Stellen, in geräumten Gräben Bestände von *Chara vulgaris* nachgewiesen werden, so daß hier von einer hohen Diasporendichte im Sediment der Gräben auszugehen ist.

5.1.3 *Potamogetonetea pectinati*

Die meisten Wasserpflanzengesellschaften in den eutrophen Stillgewässern des Untersuchungsgebietes gehören zu der Vegetationsklasse *Potamogetonetea pectinati* (Tab. 6). Dazu werden unter anderem die auffälligen und oft aspektbestimmenden Laichkrautbestände, Seerosendecken und Schildhahnenfußgesellschaften subsummiert.

Syntaxonomisch gliedert sich diese Klasse in nur eine Ordnung (*Potamogetonetalia pectinati*) mit sechs ökologisch, physiognomisch und floristisch gut abgrenzbaren Verbänden (vgl. POTT 1995). Schwimmblattgesellschaften wie das *Myriophyllo verticillati-Nupharetum luteae* und das *Nymphoidetum peltatae* gehören dem *Nymphaeion albae*-Verband an, während submers lebende Bestände von Elodeiden (vgl. WIEGLEB 1991) wie *Potamogeton trichoides* oder auch *Elodea canadensis* zum *Potamogetonion pectinati*-Verband zählen. Amphibische Flachwasserbereiche mit Hydrophyten, die zeitweilig auch trockenfallen können, lassen sich syntaxonomisch im *Ranunculion aquatilis*-Verband zusammenfassen,

während Wasserpflanzengesellschaften der Fließgewässer dem *Ranunculion fluitantis*-Verband subsumiert werden. Vegetationseinheiten, die elyktrolytreiche Gewässer mit schwach salzhaltigen Verhältnissen besiedeln können, werden hingegen dem *Zanichellion pedicellatae*-Verband zugeordnet. Dazu gehört beispielsweise das *Zanichellietum palustris*. Bestände von Hydrophyten wie die Krebssscheren-Gesellschaft (*Stratiotetum aloidis*), die nur zeitweilig am Gewässergrund wurzeln, sonst aber frei im Wasser schweben, werden schließlich im *Hydrocharition morsus-ranae*-Verband zusammengefaßt.

Besonders gut entwickelte und langfristig stabile Bestände von *Potamogetonetea pectinati*-Gesellschaften sind in den binnendeichs gelegenen Bracks und Gräben oder auch in den Rückstauereichen der Elbe entlang der Seege und der Löcknitz zu finden. Unter dem direkten mechanischen Einfluß der Elbehochwässer bilden sich andererseits häufig nur artenarme Fragmente oder Pionierstadien solcher Hydrophytengesellschaften aus.

5.1.3.1 *Potamogetonetea trichoidis*

(Tab. 7: Nr. 5, Tab. A 1)

Die Gesellschaft des Haarförmigen Laichkrauts (*Potamogeton trichoides*) besiedelt in der Lenzener Elbtalau die Grabensysteme sowie einige außen- und binnendeichs gelegene Flachwasserbereiche mit z. T. stark schwankenden Wasserständen.

Die filigranen Pflanzen bilden oft dichte, in sich verwobene Unterwasserbestände, die besonders im Frühsommer durch ihre hellgrüne Färbung auffallen, bevor ausgedehnte Teichlinsendecken die Wasserflächen bedecken.

Massenbestände dieser ansonsten in Brandenburg als stark gefährdet geltenden Art (JEDICKE 1997) kommen mit Deckungsgraden von 50-75 % in den Gräben nördlich des sogenannten „Eichenwäldchens“ und südlich des „Dreifelderversuches“ im potentiellen Rückdeichungsgebiet Lenzen-Wustrow vor. Die Gesellschaft von *Potamogeton trichoides* ist an Standorte mit meso- bis eutrophen Nährstoffverhältnissen gebunden. In den eu- bis hypertrophen Gräben des Untersuchungsgebietes werden die Bestände des Haarförmigen Laichkrautes dagegen durch das verstärkte Auftreten von *Lemna minor* und *Spirodela polyrhiza* und der daraus resultierenden Lichtkonkurrenz in ihrer Wuchsleistung beeinträchtigt.

Neben *Lemna minor* treten auch *Ranunculus circinatus*, *Lemna trisulca*, *Callitriche hamulata* sowie *Elodea canadensis* als häufige Begleitarten in Beständen vom Typ des *Potamogetonetea trichoidis* auf.

5.1.3.2 *Elodea canadensis*-Gesellschaft

(Tab. 7: Nr. 10, Tab. A 1)

In einem Graben südlich des „Schwarzen Weges“ und in einigen Gräben der „Pevestorfer Wiesen“ wachsen größere Bestände der Kanadischen Wasserpest (*Elodea canadensis*), die hier Deckungswerte von 75-100 % erreichen.

Die neophytische Art lebt submers auf nicht zu schlammigem Untergrund, auf dem sie sich sowohl vegetativ als auch generativ zu vermehren vermag (VÖGE 1994). Wichtig für das Auftreten dieser euryöken Gesellschaft sind natürliche oder anthropogen bedingte Pionierstandorte in eu- bis hypertrophen Gewässern. Geringfügige Wasserströmungen, wie sie in den Gräben auftreten, haben auf die Ausbildung der *Elodea canadensis*-Gesellschaft keinen störenden Einfluß.

5.1.3.3 *Ceratophyllum demersum*-Gesellschaft

(Tab. 7: Nr. 4, Tab. A 1)

Die *Ceratophyllum demersum*-Gesellschaft kommt im Untersuchungsgebiet nur an einem breiten Graben in der Nähe des „Schwarzen Weges“ vor. Dort bildet das Rauhe Hornblatt (*Ceratophyllum demersum*) dichte, submerse Bestände, die nach POTT (1995) als Abbau-stadien überdüngter Laichkrautgewässer angesehen werden können. Neben *Ceratophyllum demersum* treten als Begleiter hauptsächlich die weitverbreitete Kleine Wasserlinse (*Lemna minor*) und die Dreifurchige Wasserlinse (*Lemna trisulca*) in den Beständen dieser Gesellschaft auf.

5.1.3.4 *Myriophyllo verticillati*-*Nupharetum luteae*

(Tab. 7: Nr. 6, Tab. A 1)

In Bracks und größeren Altwässern aber auch in schwach durchströmten Bereichen entlang der Seege finden sich Bestände des *Myriophyllo verticillati*-*Nupharetum luteae*. Häufig bildet *Nuphar lutea* zusammen mit den Wasserlinsenarten *Spirodela polyrhiza* und *Lemna minor* ausgedehnte Schwimmblattdecken, die nur sehr wenig submerse Hydrophyten aufkommen lassen. Lediglich *Myriophyllum spicatum* und *Lemna trisulca* treten im Untersuchungsgebiet jeweils als weitere Vegetationsschicht zu den Seerosendecken hinzu.

Vereinzelt tritt in flußfernen Altwässern auch *Nymphaea alba* zusammen mit *Nuphar lutea* auf und kennzeichnet meso- bis schwach eutrophe Wasserverhältnisse (POTT 1995). Die Gesellschaft ist in ganz Europa verbreitet, und kommt in nahezu allen Auengewässertypen vor. Syntaxonomisch bildet diese Pflanzengesellschaft die zentrale Assoziation des *Nympheion albae*-Verbandes.

5.1.3.5 *Ranunculetum circinati*

(Tab. 7: Nr. 8, Tab. A 1)

Innerhalb eines ca. 500 m langen Grabens nördlich des „Eichenwäldchens“ gedeihen Bestände des *Ranunculetum circinati*. Der Spreizende Hahnenfuß (*Ranunculus circinatus*), der durch seine auffällig starren und fein verästelten Unterwasserblätter gekennzeichnet ist, erreicht hier Deckungsgrade von 50-100 %. Stete Begleiter dieser artenreichen Wasserpflanzengesellschaft sind: *Lemna trisulca*, *Callitriche hamulata* sowie die Pleustophyten *Lemna minor* und *Spirodela polyrhiza*.

Die Gesellschaft des Spreizenden Hahnenfuß steht räumlich in engem Kontakt zu Beständen des *Potamogetonum trichoidis* und dem *Lemnetum trisulcae*, welche charakteristisch für schwach eutrophe Gewässer sind. Nach OBERDORFER (1990) besitzt diese Assoziation an basenreichen Standorten ihren Verbreitungsschwerpunkt. Die Gesellschaft des Spreizenden Hahnenfuß ist charakteristisch für Gräben im Bereich der Unteren Mittelelbe-Niederung und weit verbreitet, hier insgesamt aber nicht sehr häufig.

5.1.3.6 *Potamogetum natans*-Gesellschaft

(Tab. 7: Nr. 9, Tab. A 1)

Potamogetum natans kann neu entstandene dys-, mesotrophe und eutrophe Gewässer sehr schnell besiedeln und Dominanzbestände aufbauen. Zusammen mit *Ceratophyllum demersum* als stetem Begleiter ist die *Potamogetum natans*-Gesellschaft in künstlich angelegten Teichen in den Pevestorfer Wiesen sowie auch in einigen regelmäßig ausgeräumten Gräben im Rückdeichungsgebiet Lenzen-Wustrow zu finden. Dort können sich solche Bestände

dauerhaft etablieren; ansonsten gilt die Gesellschaft als Initialstadium des *Myriophyllo-Nupharetum* (BEUG 1995).

5.1.3.7 *Stratiotetum aloidis*

(Tab. 7: Nr. 7, Tab. A 1)

Die Krebssschere (*Stratiotes aloides*) hat als Stromtalpflanze ihren Verbreitungsschwerpunkt entlang nord- und mitteldeutscher Stromauen. An der Elbe ist die als gefährdet einzustufende Art noch regelmäßig, wenn auch nicht häufig, zu finden (GARVE 1994). Im Untersuchungsgebiet konnten Bestände vom Typ des *Stratiotetum aloides* am Schwarzen See auf der Laascher Insel, im Pevestorfer Bereich in einem künstlich angelegten Kleingewässer, sowie in einem Flachwasserbereich bei Lenzen nachgewiesen werden. Alle in Tab. 7 aufgeführten Bestände werden ausschließlich von *Stratiotes aloides* dominiert. *Hydrocharis morsus-ranae* als zweite Charakterart der Krebssscherengesellschaft tritt im Untersuchungsgebiet nicht in dieser Gesellschaft auf, lediglich *Lemna trisulca* und *-minor* sowie *Spirodela polyrhiza* und *Nuphar lutea* kamen als stete Begleiter dieser Assoziation vor.

5.1.3.8 *Hottonietum palustris*

(Tab. 7: Nr. 3, Tab. A 1)

In beschatteten Gräben des Deichhinterlandes wachsen des öfteren dichte Bestände der Wasserfeder (*Hottonia palustris*). Die zur Familie der *Primulaceen* gehörende Pflanze zählt zu den gefährdeten und seltenen Arten in Brandenburg und Sachsen-Anhalt (JEDICKE 1997).

Die Wasserfeder-Gesellschaft kann floristisch sehr heterogen aufgebaut sein, denn *Hottonia palustris* verträgt große Wasserstandsschwankungen unbeschadet, weil die morphologisch variable Art je nach vorherrschendem Wasserstand sowohl Wasser- als auch Landformen ausbilden kann. Aus diesem Grund kommt es nicht nur zur Vergesellschaftung mit *Potamogetonetea*- und *Lemnetea*-Elementen sondern vielfach auch mit *Phragmitetea*-Arten, die ökologisch zum amphibischen Bereich überleiten. An solchen Standorten wächst *Hottonia palustris* dann vorzugsweise in niedrigwüchsigen Rasen, während sie im Wasser durch Internodialstreckungen bis zu 2 m lange Wuchsformen auszubilden vermag. Die Sproßspitzen der fein zerteilten Blätter von *Hottonia palustris* können sich zu Turionen umwandeln, die im Schlamm der Gewässer überwintern können (HANELT 1991).

5.1.3.9 *Ranunculetum peltati*

(Tab. 7: Nr. 2, Tab. A 1)

Die Flach- und Qualmwasserbereiche sind typische Standorte der Schildhahnenfuß-Gesellschaft (*Ranunculetum peltati*). Diese an der Elbe weit verbreitete Pflanzengesellschaft ist im allgemeinen häufig in Flutrinnen anzutreffen, die bis in den Frühsommer mit Wasser gefüllt sind. Ihren auffälligen phänologischen Höhepunkt besitzt diese Gesellschaft bereits im Mai, wenn die weißen Blüten von *Ranunculus peltatus* den Aspekt bestimmen und nahezu die gesamte Gewässeroberfläche einnehmen.

Als lichtbedürftige und konkurrenzschwache Art ist *Ranunculus peltatus* in erster Linie an Pionierstandorte gebunden (s. POTT 1996). Solche Biotope werden durch Beweidung an temporären Gewässern sowie durch gründliche Grabenausräumungen geschaffen. Als weitere Pionierpflanzen treten in Beständen des *Ranunculetum peltati* Arten wie z.B. *Ranunculus sceleratus* und *Rorippa amphibia* auf.

Aus zoologischer Sicht sind die Wuchsorte des Schildhahnenfußes außerhalb der Gräben ebenfalls von Interesse, da hier vermehrt Rotbauchunken auftreten, die derartig lange im Jahr wasserführenden Mulden als Laichplätze nutzen.

Als Kontakt- oder auch Überlagerungsgesellschaft ist das *Oenanthe-Rorippetum amphibiae* zu erwähnen, das im Elbetal oft mit dem *Ranunculetum peltati* assoziiert ist. Mit sinkenden Wasserständen im Sommer kann es in den Beständen des Schildhahnenfußes aber auch zur Etablierung von Flutrasenarten kommen, die mit Hilfe von oberirdischen Stolonen schnell in lückige Bestände anderer Pflanzengesellschaften einzudringen vermögen. Arten wie *Glyceria fluitans*, *Agrostis stolonifera* und *Ranunculus flammula* überlagern dann die Bestände des *Ranunculetum peltati* und leiten die Entwicklung zum Knickfuchsschwanz-Rasen (*Ranunculo-Alopecuretum geniculati*) ein.

5.1.3.10 *Ranunculetum aquatilis*

(Tab. 7: Nr. 1, Tab. A 1)

Die Wasserhahnenfuß-Gesellschaft besiedelt ähnliche Standorte wie die Bestände des *Ranunculetum peltati*. *Ranunculus aquatilis* s. str. tritt dabei allerdings deutlich seltener im gesamten Elbetal auf als *Ranunculus peltatus* und ist in Niedersachsen als stark gefährdet einzustufen (GARVE 1994). Im Untersuchungsgebiet konnten ein Bestand auf der Laascher Insel sowie zwei Vorkommen auf brandenburgischer Seite nachgewiesen werden.

5.1.3.11 *Callitriche hamulata*-Gesellschaft

(Tab. 7: Nr. 11, Tab. A 1)

In nahezu monodominanten Beständen entlang von Gräben am „Rüsterdrifter“ Weg tritt kleinflächig die *Callitriche hamulata*-Gesellschaft auf (Abb. A 3). Der Sumpf-Wasserstern (*Callitriche hamulata*) ist an amphibische Lebensräume angepaßt und kann daher bei niedrigen Wasserständen in den Gräben durchaus längere Zeit trockenfallen. Dabei zeichnet sich die Art durch eine auffällige Heterophyllie aus. Die Unterwasserblätter sind schmaler und lineal-lanzettlich gestaltet, während die Blätter auf der Wasseroberfläche einen verkehrteiförmigen bis spateligen Habitus besitzen.

Wichtige Kontaktgesellschaften der *Callitriche hamulata*-Gesellschaft stellen im Untersuchungsgebiet das *Ranunculetum peltati* und die Assoziationen des Verbandes *Lemnion trisulcae* dar.

5.1.4 *Littorelletea uniflorae*

5.1.4.1 *Littorello-Eleocharietum acicularis*

(Tab. 6, Tab. A 1)

Eine ausgesprochen seltene Pflanzengesellschaft im Untersuchungsgebiet ist das *Littorello-Eleocharietum acicularis*, welche zu den Strandlingsgesellschaften (*Littorelletea uniflorae*) gestellt wird (POTT 1995). Die Assoziation ist durch die Nadelbinse (*Eleocharis acicularis*) charakterisiert, die bevorzugt lang wasserführende Flutmulden besiedelt. Dort können sich dichte, artenarme und nur wenige Quadratmeter große, submerse Rasen entwickeln, die von der niedrigwüchsigen *Eleocharis acicularis* dominiert werden.

Die Nadelbinse erträgt nach PHILIPPI (1985) über Jahre lang anhaltende Überflutungen unbeschadet. Die vorgefundenen submersen Bestände wurden allerdings immer in sterilem

5.2 Therophytenreiche Pionierfluren

5.2.1 Bidentetea tripartitae

Pioniergesellschaften, die der Klasse *Bidentetea tripartitae* (Zweizahn-Gesellschaften) angehören, finden sich im Untersuchungsgebiet ausschließlich entlang des mit Bühnen befestigten Elbufers. Dort entwickeln sich je nach Hochwasserdynamik vorwiegend aus Sommerannuellen aufgebaute Pflanzengesellschaften, die pflanzensoziologisch dem *Chenopodion rubri*-Verband angehören (Tab. 8). Die Gesellschaften dieses Verbandes setzen sich bevorzugt aus therophytischen *Chenopodiaceen*, *Polygonaceen* und *Asteraceen* zusammen, welche sich aufgrund der guten Wasser-, Licht- und Nährstoffversorgung besonders schnell auf den, jedes Jahr neu geschaffenen Sedimentationsflächen entwickeln können (vgl. WISSKIRCHEN 1995). Ihren phänologischen Höhepunkt erreichen diese Uferfluren nach PREISING et al. (1995) erst im Spätsommer, wenn die tiefsten Wasserstände an der Elbe auftreten (Abb. 8).

Die Bestände können physiognomisch sehr unterschiedlich strukturiert sein. Bei länger anhaltendem Tiefwasser der Elbe sind hier Zonen mit verschiedenen Altersstadien von ein und derselben Pflanzengesellschaft ausgebildet, die sich sowohl physiognomisch als auch in ihrer Bestandsdichte deutlich voneinander unterscheiden. Während die am höchsten gelegenen Uferfluren in der Regel schon im Früh- bis Hochsommer hüfthoch und dicht geschlossen sind, zeigen die Bestände tiefer gelegener Bereiche noch einen weitgehend lückigen und von Keimlingen durchsetzten Aufbau. Dies erschwert die syntaxonomische Fassung dieser Bestände, da oftmals inhomogene und kleinräumig wechselnde Altersstadien unterschiedliche Gesellschaften vortäuschen.

Als natürliche Kontaktgesellschaften der *Bidentetea*-Uferfluren treten im Gebiet Flutrasen vom Typ des *Ranunculo-Alopecuretum geniculati*, neben *Phragmitetea*- sowie *Salicetea purpureae*-Gesellschaften auf.

Tab. 8: Syntaxonomische Übersicht über die therophytenreichen Pionierfluren

Klasse: <i>Bidentetea tripartitae</i>
Ordnung: <i>Bidentetalia tripartitae</i>
Verband: <i>Chenopodion rubri</i>
Assoziation: <i>Xanthio-Chenopodietum rubri</i>
lokale Einheit: <i>Juncus compressus</i> -Gesellschaft

5.2.1.1 Xanthio-Chenopodietum rubri

(Tab. 9: Nr.1, Tab. A 2)

Die artenreiche Elbspitzklettenflur (*Xanthio-Chenopodietum rubri*) besiedelt die sandigen Uferstreifen entlang der Elbe. Das Verbreitungsareal dieser Gesellschaft beschränkt sich auf die Flußtäler der Elbe, Havel, der unteren Saale und der Oder. Allerdings breitet sich *Xanthium albinum* in den letzten Jahrzehnten auch an der Weser aus (POTT 1995, BRANDES & SANDER 1995).

Neben der Elbspitzklette (*Xanthium albinum*) als Charakterart dieser Assoziation treten in diesen Beständen eine ganze Reihe von Differentialarten auf. Zu nennen sind unter anderem: *Tripleurospermum perforatum*, *Echinochloa crus-galli*, *Polygonum lapathifolium* agg., *Chenopodium glaucum*, *Poa palustris* und *Atriplex hastata*. Zudem hat eine Vielzahl von Stromtalarten und Neophyten ihren Schwerpunkt in dieser Gesellschaft. Dazu gehören beispielsweise *Corrigiola litoralis*, *Leonurus marrubiastrum*, *Limosella aquatica*, *Rumex*

palustris und *Bidens frondosa*. Zusätzlich kennzeichnen auch einige kontinental verbreitete Geoelemente wie *Artemisia annua*, *Chenopodium rubrum* und *Spergularia echinosperma* die Bestände des *Xanthio-Chenopodietum rubri*.

Die Standorte dieser Pflanzengesellschaft sind meistens weit über 170 Tage im Jahr überflutet, so daß der Entwicklungszyklus dieser Dauer-Initialgesellschaft innerhalb von 4-6 Monaten abgeschlossen sein muß. Der phänologische Höhepunkt dieser Gesellschaft liegt deshalb erst im Spätsommer. Besiedelt werden ausschließlich Rohböden vom Typ der Rambla, die lediglich einen initialen Ah-Horizont über den nährstoffreichen Schwemm- und Ufersanden aufweisen (PREISING et al. 1995).

Insgesamt zeichnet sich die Elbspitzkletten-Flur nicht nur durch eine hohe floristische Variabilität aus, sondern sie ist auch strukturell sehr vielgestaltig. So stehen lückig aufgebaute Bestände mit Gesamtdeckungswerten von 20-30 % oftmals direkt neben solchen mit bis zu 100 % Deckung. Ähnliches gilt für die jeweilige Wuchshöhe der Bestände. Je nach der Artenzusammensetzung sind bei der Elbspitzklettenflur Ausbildungen von nur wenigen Zentimetern mittlerer Wuchshöhe neben solchen mit bis zu 160 cm Höhe zu beobachten. Die teilweise überaus hohe Biomasseproduktion der Bestände läßt sich auf den Nährstoffreichtum der Standorte am Elbufer zurückführen.

5.2.1.2 *Juncus compressus*-Gesellschaft

(Tab. 9: Nr.2, Tab. A 2)

Die *Juncus compressus*-Gesellschaft ist eine niedrigwüchsige und artenarme Pflanzengesellschaft, deren Vorkommen auf die Bereiche der steingepflasterten Bühnen beschränkt ist. Dort wachsen in den Ritzen zwischen den Steinen die beiden Kennarten dieser Gesellschaft, *Juncus compressus* und *Inula britannica*. Neben den annualen Begleitarten *Gnaphalium uliginosum*, *Plantago major* ssp. *intermedia* und *Chenopodium polyspermum* finden sich häufig auch ausdauernde Arten der Flutrasen und Röhrichte wie z. B. *Rorippa sylvestris*, *Agrostis stolonifera*, *Phalaris arundinacea* und *Lythrum salicaria* in dieser Gesellschaft. Aufgrund der extremen Standortbedingungen mit starker Strömung, kurzer Vegetationszeit und geringem Wurzelraum (Pflasterritzen) bleiben die hochwüchsigen Hemikryptophyten, wie z. B. das Rohrglanz-Gras und der Blutweiderich in der Regel steril und erreichen nur geringe Wuchshöhen und Artmächtigkeitswerte.

Tab. 9: Synthetische Übersicht über die therophytenreichen Pionierfluren

Nr. 1: *Xanthio-Chenopodietum rubri*Nr. 2: *Juncus compressus*-Gesellschaft

Nummer:	1	2
Anzahl der Aufnahmen:	11	6
Mittlere Artenanzahl:	23	8
AC/D:		
<i>Xanthium albinum</i>	V +3	
<i>Tripleurospermum perforatum</i>	V +2	I +
<i>Echinochloa crus-galli</i>	V +1	
<i>Artemisia annua</i>	V +2	I +
<i>Polygonum lapathifolium</i>	V 1-4	I +
<i>Chenopodium rubrum</i>	V +3	
<i>Chenopodium glaucum</i>	V +2	
<i>Poa palustris</i>	IV +1	
<i>Juncus bufonius</i>	IV 1-2	
<i>Rumex maritimus</i>	IV +3	I +
<i>Limosella aquatica</i>	IV +4	
<i>Bidens frondosa</i>	IV +1	
<i>Atriplex hastata</i>	IV +1	
<i>Leonurus marrubiastrum</i>	III +	I +
AC/D:		
<i>Juncus compressus</i>	III 1-2	V 4-5
<i>Inula britannica</i>		V 1-2
KC Bidentetea:		
<i>Rorippa palustris</i>	III +2	
<i>Ranunculus sceleratus</i>	III +	
<i>Alopecurus aequalis</i>	II +	
<i>Polygonum hydropiper</i>	II +3	
<i>Rumex palustris</i>	II 1-2	
<i>Spergularia echinosperma</i>	II +1	
Begleiter:		
<i>Phalaris arundinacea</i>	V +2	V +1
<i>Rorippa sylvestris</i>	III +2	III +1
<i>Agrostis stolonifera</i>	III +1	I +
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	V +2	V +1
<i>Plantago major ssp. intermedia</i>	V 1-2	IV +2
<i>Salix spec. Keiml.</i>	III +1	III +1
<i>Chenopodium polyspermum</i>	III +	I +
<i>Populus nigra Keiml.</i>	II +2	I +
<i>Eragrostis cf. cilianensis</i>	II +	I +
<i>Cirsium arvense</i>	I +	I +
<i>Spergularia rubra</i>	III +2	
<i>Urtica dioica</i>	III +1	
<i>Artemisia vulgaris</i>	II +	
<i>Lythrum salicaria</i>		III +

5.3 Eutraphente Röhrichte und Großseggenrieder

5.3.1 *Phragmitetea australis*

Entlang von Gräben, in tief gelegenen Mulden und am Rand von Stillgewässern sowie als großflächig verbreitete Bestände in den Außendeichsbereichen sind verschiedene von *Graminaceen* und *Cyperaceen* dominierte Röhrichte und Großseggenriede angesiedelt. Oft handelt es sich dabei um artenarme Bestände aus Fazies einzelner Helophyten. Dies ist auf das klonale Wachstum vieler Röhrichtbildner zurückzuführen, die mittels Ausläufer und Rhizome große Polycormonherde bilden können, in denen nur beschränkt Lebensraum für andere Pflanzenarten zur Verfügung steht. Auf den semiterrestrischen Naßböden wird zudem aufgrund der verminderten biologischen Aktivität und der hohen Biomasseproduktion vieler Röhrichtbestände oftmals eine hohe Streuauflage akkumuliert, die eine erfolgreiche Auskeimung anderer Pflanzenarten verhindert.

Alle im Untersuchungsgebiet ausgebildeten Röhrichte gehören zum natürlichen Inventar von Auenlandschaften. Ihre primären Standorte beschränken sich jedoch größtenteils auf lichte amphibische Bereiche, wie Uferzonen, Altwässer und Biberwiesen sowie durch Hochwasser geschaffene Freiflächen. Heute besiedeln hingegen viele dieser Pflanzengesellschaften landwirtschaftlich bedingte Sekundärbiotope. Aufgrund der weitgehenden Entwaldung von Auenlandschaften sind die Röhrichte z. T. in ihrer Ausbreitung gefördert worden. Einige der charakteristischen Helophyten wie beispielsweise *Glyceria maxima*, *Carex acuta* und auch *Phalaris arundinacea* vertragen durchaus eine extensive Mahd und Beweidung, ohne von anderen Pflanzenbeständen verdrängt zu werden (KLAPP 1965). Zudem bilden Röhrichte oftmals äußerst stabile Bestände in landwirtschaftlichen Brachflächen, die nach WALTHER (1977b) über Jahrzehnte hinweg aspektbestimmend sein können (vgl. auch Kap. 8.2).

Die Röhrichtgesellschaften der Vegetationsklasse *Phragmitetea australis* sind holarktisch verbreitet. Die Klasse wird syntaxonomisch in zwei Ordnungen und fünf Verbände untergliedert (POTT 1995). In der Ordnung *Phragmitetalia australis* sind Stillwasserröhrichte des *Phragmition australis*- sowie Seggenrieder des *Caricion elatae*-Verbandes eingeordnet. Diese Gesellschaften sind weitgehend strömungsempfindlich und haben daher im Untersuchungsgebiet ihren Vorkommensschwerpunkt sowohl auf binnendeichs gelegenen Flächen als auch in den strömungsberuhigten Rückstaubereichen entlang der Elbe. Das Rohrglanzgras-Röhricht (*Phalaridetum arundinaceae*) gedeiht hingegen großflächig an direkt strömungsexponierten Standorten des Deichvorlandes. Es zählt syntaxonomisch zur Ordnung *Nasturtio-Glycerietalia*. In dieser monotypischen Ordnung sind bach- und flußbegleitende Röhrichtgesellschaften syntaxonomisch zusammengefaßt (Tab. 10).

Tab. 10: Syntaxonomische Übersicht über die eutraphenten Röhrichte und Großseggenriede

Klasse: <i>Phragmitetea australis</i>
Ordnung: <i>Phragmitetalia australis</i>
Verband: <i>Phragmition australis</i>
Assoziation: <i>Scirpo-Phragmitetum</i>
Assoziation: <i>Glycerietum maximae</i>
Assoziation: <i>Sparganietum erecti</i>
Assoziation: <i>Oenanthro-Rorippetum amphibiae</i>
Verband: <i>Caricion elatae</i>
Assoziation: <i>Caricetum gracilis</i>
Assoziation: <i>Caricetum ripariae</i>
Ordnung: <i>Nasturtio-Glycerietalia</i>
Verband: <i>Phalaridion arundinaceae</i>
Assoziation: <i>Phalaridetum arundinaceae</i>

5.3.1.1 Scirpo-Phragmitetum

(Tab. 11: Nr.1, Tab. A 3)

In sehr kleinen Restbeständen wachsen auf landwirtschaftlichen Brachflächen und in strömungsberuhigten Uferbereichen der Elbe Schilfbestände vom Typ des *Scirpo-Phragmitetum*. Dabei handelt es sich um eine artenarme von *Phragmitis australis* dominierte Pflanzengesellschaft, in der nur wenige weitere Röhrichtarten vorkommen. Lediglich *Phalaris arundinacea* tritt in solchen Beständen als weitere *Phragmitetea*-Klassenkennart mit einer höheren Stetigkeit auf. Als regelmäßige Begleiter dieses im Sommer trockenfallenden Röhrichts kommen *Urtica dioica*, *Solanum dulcamara* und *Symphytum officinale* agg. vor. Als nitrophytische Arten weisen sie auf eine hohe Stickstoffversorgung in den Beständen des *Scirpo-Phragmitetum* hin.

Die wichtigsten Kontaktgesellschaften des *Scirpo-Phragmitetum* sind neben dem *Phalaridetum arundinaceae* das *Glycerietum maximae* sowie das *Caricetum gracilis*. Besonders die beiden zuletzt genannten Gesellschaften können bei nachlassender landwirtschaftlicher Nutzung von Beständen des *Scirpo-Phragmitetum* verdrängt werden, weil das hochwüchsige Schilfrohr die lichtliebende Schlanksegge (*Carex acuta*) und den Riesenschwaden (*Glyceria maxima*) so stark beschattet, bis diese absterben. Die Etablierung von *Phragmitis australis* in andere Röhrichtgesellschaften erfolgt zumeist auf vegetativ Wege, indem die kräftigen Rhizome des Rohrglanzgrases in die anderen Pflanzengemeinschaften eindringen.

Die Böden, auf denen *Phragmitis australis* gedeiht, können sehr unterschiedlich sein. Binnendeichs gelegene Bestände dieser Gesellschaft besiedeln bevorzugt Anmoorgleye, während sie außendeichs auch auf sandigen Substraten an strömungsabgewandten Stellen von Bühnen gedeihen können.

Die Bestände des *Scirpo-Phragmitetum* sind allerdings in den letzten Jahrzehnten im Untersuchungsgebiet stark dezimiert worden. WALTHER (1977a) beschreibt noch für die Zeit gegen Ende der 70er Jahre ausgedehnte Schilfvorkommen in den Bühnenbereichen des Lenzener Deichvorlandes und erwähnt für den niedersächsischen Teil des Untersuchungsgebietes auffällig große Bestände des *Scirpo-Phragmitetum* im Bereich des Elbholzes. Heutzutage kommt hingegen die Gesellschaft nur noch sehr kleinflächig im Untersuchungsgebiet vor.

5.3.1.2 *Glycerietum maximae*

(Tab. 11: Nr.2, Tab. A 4)

Das Riesenschwaden-Röhricht (*Glycerietum maximae*) ist eine häufig auftretende Pflanzengesellschaft des Deichhinterlandes. Es besiedelt lang überflutete Mulden und leicht wasserdurchströmte Gräben mit nährstoffreichen Schlammböden. Die kräftigen Triebe des konkurrenzstarken Riesenschwadens (*Glyceria maxima*) treiben bereits im zeitigen Frühjahr aus und bauen im Laufe der Vegetationsperiode bis zu 2 m hohe, biomassereiche Röhrichte auf, welche z. T. beweidet oder einschürig gemäht werden.

Im Untersuchungsgebiet lassen sich zwei Ausbildungen dieser Gesellschaft unterscheiden. Die Subassoziation von *Agrostis stolonifera* ist durch Nässe- und Feuchtezeiger des Grünlandes gekennzeichnet. Als Differentialarten treten hier neben *Agrostis stolonifera*, *Ranunculus repens*, *Poa palustris*, *Holcus lanatus* und *Stellaria palustris* auf. Bestände dieser Subassoziation kleiden oft den äußeren Rand von Flutrinnen aus, wo sie in direktem Kontakt zu Flutrasen und Feuchtgrünland stehen. Die Differentialarten können besonders gut in die von *Glyceria maxima* dominierte Pflanzengesellschaft eindringen, wenn die Bestände beweidet werden. In Folge von Tritt und Beweidung entstehen immer wieder kleinere Offenflächen, in denen sich Pionierarten wie *Agrostis stolonifera* oder *Ranunculus repens* schnell etablieren können. Mit einer Artenanzahl von 9–20 sind die Ausbildungen dieser Subassoziation im Vergleich zu anderen Röhrichtgesellschaften sehr artenreich.

Im Gegensatz dazu wachsen in den Beständen der Typischen Subassoziation deutlich weniger Arten. Nur vereinzelt treten hier einige *Phragmitetea*-Klassenkennarten wie beispielsweise *Galium palustre*, *Carex acuta* oder *Phalaris arundinacea* auf; ansonsten herrschen vitale Polycormonherde des Riesenschwadens (*Glyceria maxima*) vor. Bestände dieses Typs bevorzugen Naßgleye, in denen das Grundwasser bis in den Hochsommer hinein direkt an der Bodenoberfläche ansteht. *Glyceria maxima* verliert jedoch an Vitalität, wenn ganzjährig reduktive und anoxische Bodenverhältnisse vorherrschen und kein ausreichender Luft-Wasser-Wechsel in den oberen Bodenschichten stattfindet (NEUHÄUSL et al. 1965, BÁLÁTOWA-TULÁCKOWÁ 1968, CRAWFORD 1989). Unter solchen Bedingungen ersetzen dann Bestände des *Sparganietum erecti* und des *Oenanthe-Rorippetum amphibiae* das *Glycerietum maximae*.

In Mitteleuropa überschreitet das Riesenschwaden-Röhricht nach POTT (1995) als charakteristische Flachlandgesellschaft kaum Höhenlagen von über 500 m ü NN, wobei die Pflanzengesellschaft in den ostdeutschen Stromniederungen ihren Verbreitungsschwerpunkt besitzt (WALTHER 1977). Aus faunistischer Sicht sind die artenarmen Bestände des *Glycerietum maximae* wertvolle Amphibienlebensräume. In diesem Röhrichttyp kommen im Untersuchungsgebiet bemerkenswerte Laubfroschpopulationen vor.

5.3.1.3 *Sparganietum erecti*

(Tab. 11: Nr.3, Tab. A 5)

Bestände, in denen der Aufrechte Igelkolben (*Sparganium erectum* s. str.) dominiert, werden aus pflanzensoziologischer Sicht zur Gesellschaft des *Sparganietum erecti* zusammengefaßt (vgl. POTT 1995). Diese Gesellschaft ist kleinflächig an einigen stark vernäßten Stellen binnendeichs im Rückdeichungsgebiet Lenzen-Wustrow ausgebildet. Gut entwickelte Bestände befinden sich beispielsweise östlich des „Eichenwäldchens“ in einer großen Flutrinne, in der noch Ende Mai das Wasser über Flur steht.

Die kleine Wasserlinse (*Lemna minor*) weist als Begleiter dieser Assoziation auf die enge räumliche Nachbarschaft dieses Röhrichts zu den Wasserpflanzengesellschaften hin. Land-

wärts schließen sich oftmals Bestände des *Glycerietum maximae* an diese Pflanzengesellschaft an.

Nach POTT (1995) handelt es sich bei dem *Sparganietum erecti* um eine hemerophile Gesellschaft, die sich zur Zeit aufgrund zunehmender Nährstoffanreicherung vieler Gewässer in vielen Flachgewässern über schlammigem Untergrund stark ausbreitet und als Ersatzgesellschaft ehemaliger Bestände des *Scirpo-Phragmitetum* angesehen wird.

5.3.1.4 *Oenanthro-Rorippetum amphibiae*

(Tab. 11: Nr.4, Tab. A 6)

An länger überfluteten und nur im Sommer teilweise trockenfallenden, feinerdereichen Kolken, Tümpeln und im Zentrum von besonders tief gelegenen Flutrinnen gedeihen Bestände der Wasserfenchel-Sumpfkressegesellschaft (*Oenanthro-Rorippetum amphibiae*). Die Assoziationskennart *Oenanthe aquatica* blüht erst im Hochsommer; dann bestimmt sie den vorherrschenden Aspekt dieser Gesellschaft. Als Helophyt ist der Wasserfenchel mit seinen mächtigen, bis zu unterarmdicken und aerenchymreichen Sprossen optimal an eine amphibische Lebensweise auf den Schlickböden angepaßt.

Die Bestände des *Oenanthro-Rorippetum amphibiae* stehen in enger syngenetischer Beziehung zum *Ranunculetum peltatae*. Im Frühjahr werden die Standorte dieser Gesellschaft oft zunächst von *Ranunculus peltatus* eingenommen, erst im Hochsommer überlagern dann Bestände der Wasserfenchel-Sumpfkressegesellschaft die Schildhahnenfuß-Gesellschaft.

5.3.1.5 *Caricetum gracilis*

(Tab. 11: Nr.5, Tab. A 8)

Das Schlankseggen-Ried (*Caricetum gracilis*) ist nach BÁLÁTOWA-TULÁCKOWÁ (1971) eine Verlandungsgesellschaft flacher, eu- bis mesotropher Gewässer, die sich jedoch auch großflächig in Auenlandschaften entwickeln kann. In Beständen des *Caricetum gracilis* dominiert die bis zu 150 cm hoch aufwachsende *Carex acuta* (= *Carex gracilis*), welche mit ihren auffälligen Blütenständen und ihrer charakteristischen Wuchsweise das Erscheinungsbild dieser Pflanzengesellschaft prägt. Der phänologische Höhepunkt dieser Gesellschaft wird im Juni erreicht, wenn die Schläuche von *Carex acuta* anfangen zu fruchten.

Im Untersuchungsgebiet ist diese artenarme Röhrichtgesellschaft häufig in Flutrinnen und auf nassen Wiesen anzutreffen. Als eutröphente Art nimmt *Carex acuta* dann gänzlich den innersten Verlandungsgürtel flacher Flutmulden ein. Dabei können zwei Ausbildungen dieses Röhrichts unterschieden werden. In den höher gelegenen Bereichen tritt unter wechsellässigen Bedingungen regelmäßig *Phalaris arundinacea* in den Beständen des *Caricetum gracilis* auf und kennzeichnet somit die Subassoziation von *Phalaris arundinacea*. An tieferen Stellen ist die Schlankseggen-Gesellschaft dagegen häufig eng mit Beständen des *Glycerietum maximae* verzahnt. Dies spiegelt sich in der Subassoziation von *Glyceria maxima* wider, in der als weitere Trennart *Iris pseudacorus* zu finden ist. Zumeist wächst *Carex acuta* hier in einer so großen Dichte, daß nur wenige andere Arten mit ihr koexistieren können. Dazu gehören unter anderem *Galium palustre*, *Rorippa amphibia* sowie *Agrostis stolonifera*.

Die Schlank-Segge besitzt eine breite ökologische Amplitude. Sie vermag mit Hilfe ihrer unterirdischen Kriechsprosse sehr unterschiedliche Bodensubstrate wie Sand, Lehm oder Ton zu besiedeln. Aufgrund der kurzen Rhizome bilden sich oft bultige Strukturen aus, die insbesondere bei Degradationsstadien dieser Gesellschaft als sogenannte „safe sites“ von

anderen Pflanzenarten genutzt werden können. Für die optimale Entwicklung von *Carex acuta* sind nach BÁLÁTOWA-TULÁCKOWÁ (1971) langanhaltende Hochwässer im Frühling bzw. im Frühsommer mit nur geringen Strömungsgeschwindigkeiten notwendig. Gegenüber Mahd ist die Art im Vergleich zu anderen Röhrichtpflanzen relativ unempfindlich. Im Untersuchungsgebiet werden die Bestände z. T. zweimal im Jahr gemäht. Bei Beschattung wird die Art jedoch von anderen Großseggen wie beispielsweise von *Carex riparia* oder von *Carex acutiformis* verdrängt. Das Wild sowie das Weidevieh meidet die scharfkantigen Blätter dieser Großseggen, so daß sich die anfallende Streu auf dem Boden allmählich ansammelt und nur sehr langsam zersetzt wird. Auf diese Weise bilden sich in solchen Seggenröhrichten oft mächtige Humusaufgaben aus unzersetzter Seggenstreu.

Nach WALTHER (1977a) stellt das *Caricetum gracilis* eine vergleichsweise stabile Dauer- gesellschaft dar, die über Zeiträume von mehr als 25 Jahren entsprechende Standorte in unveränderter Weise besiedeln kann.

5.3.1.6 Phalaridetum arundinaceae

(Tab. 11: Nr. 6, Tab. A 9)

An wechsellässen und mit Nährstoffen angereicherten Standorten wächst das Rohrglanzgras-Röhricht (*Phalaridetum arundinaceae*). Im Gegensatz zu den schon beschriebenen Röhrichtgesellschaften vom Typ des *Caricetum gracilis* und des *Glycerietum maximae* vertragen Bestände des *Phalaridetum arundinaceae* als typische Fließwasser- röhrichte jedoch stärkere Wasserströmungen (KOPECKÝ 1966, 1967). So werden große Flächen des Deichvorlandes an der Elbe von dieser strömungs- und überflutungsresistenten Pflanzengesellschaft eingenommen. Während die außendeichs gelegenen Bestände oft auf sandigen Auenböden vom Typ der Paternia wachsen, kommt die Gesellschaft binnendeichs auch vermehrt auf Auengleyen vor. Dort besiedelt die Rohrglanzgrasgesellschaft vielfach die im Relief am höchsten gelegenen Röhricht-Standorte, die durch große Wasserstands- schwankungen gekennzeichnet sind. Zur Blütezeit im Hochsommer erreichen die Bestände dieser Pflanzengesellschaft eine Höhe von 150-200 cm und Deckungsgrade von bis zu 100 %. Dies erklärt den hohen Biomassenertrag dieses auch als Futterpflanze genutzten Grases. Bei stärkerer Beweidung und mehrmaliger Mahd im Jahr ersetzen Flutrasen vom Typ des *Ranunculo-Alopecuretum geniculati* sowie die *Elymus repens-Alopecurus pratensis*- Gesellschaft das Rohrglanzgras-Röhricht.

5.3.1.7 Caricetum ripariae

(Tab. 11: Nr.7, Tab. A 7)

Die Uferseggen-Gesellschaft (*Caricetum ripariae*) wächst an vergleichbaren Standorten wie das *Caricetum gracilis* (ELLENBERG 1995). Im Unterschied zu *Carex acuta* verträgt *Carex riparia* jedoch eine stärkere Beschattung, so daß sie auch bevorzugt in Vegetations- komplexen von Auenwäldern und Röhrichten gedeihen kann. Dementsprechend ist sie hin und wieder auf Lichtungen des Elbholzes bestandsbildend anzutreffen. Wenn sich die Gesellschaft erst einmal erfolgreich etabliert hat, zeigt sie auch im bewirtschafteten Auengrünland ein großes Beharrungsvermögen und sie kann über lange Zeit eng in direkter Nachbarschaft zu anderen Röhrichtgesellschaften auftreten, ohne beispielsweise vom Schlankseggenried verdrängt zu werden.

Aufgrund ihrer breiten Blätter und der hohen Bestandsdichte sind die Bestände der Ufersegge physiognomisch sehr einheitlich strukturiert. Mit einer durchschnittlichen Artenanzahl von nur 5 Arten gehört das Uferseggenried zu den artenärmsten Pflanzen- gemeinschaften des Untersuchungsgebietes.

Tab. 11: Synthetische Übersicht über die eutraphenten Röhrichte und Großseggeniede im Rückdeichungsgebiet Lenzen-Wustrow.

- Nr. 1: *Scirpo-Phragmitetum*
 Nr. 2: *Glycerietum maximae*
 Nr. 3: *Sparganietum erecti*
 Nr. 4: *Oenanthro-Rorippetum amphibiae*
 Nr. 5: *Caricetum gracilis*
 Nr. 6: *Phalaridetum arundinaceae*
 Nr. 7: *Caricetum ripariae*

laufende Nummer:	1	2	3	4	5	6	7
Anzahl der Aufnahmen:	10	11	5	5	21	39	5
Mittlere Artenanzahl:	7	11	5	5	7	8	5
AC:							
<i>Phragmites australis</i>	V 4-5						1-2
<i>Glyceria maxima</i>	2	V 3-5	IV +1	IV +1	+3		+2
<i>Sparganium erectum</i>			V 3-5	+			
<i>Oenanthe aquatica</i>	+	+1		V 3-4	+	+	
<i>Carex acuta</i>	+1	+2			V 4-5	+2	1
<i>Phalaris arundinacea</i>	IV 1-2	+1	+	+	V +1	V 4-5	
<i>Carex riparia</i>							V 4-5
KC Phragmitetea:							
<i>Iris pseudacorus</i>	+	+1	IV +1	+1	+1	+1	
<i>Rorippa amphibia</i>	+	+2			+2	+2	+
<i>Galium palustre</i>	+	IV +2			IV +1	+2	
<i>Poa palustris</i>	+	+1			+	+3	
<i>Alisma plantago-aquatica</i>		+			+1	+	
<i>Carex vulpina</i>		+1			+1	+1	
<i>Glyceria fluitans</i>	1	+				+	
<i>Sium latifolium</i>					+1	+	
<i>Rumex hydrolapathum</i>					+	+	
<i>Carex vesicaria</i>					+1	1	
<i>Lycopus europaeus</i>					+1	1	
<i>Mentha aquatica agg.</i>	+				1		
<i>Carex disticha</i>		+1			2		
Begleiter:							
<i>Agrostis stolonifera</i>	+2	+2	IV +1	IV +1	1-2	+2	
<i>Bidens tripartita</i>	+	1	+	+1			
<i>Stachys palustris</i>	+1				+1	+1	+
<i>Myosotis palustris agg.</i>		+			+	1	+
<i>Polygonum amphibium</i>		+1		1	+	+2	
<i>Symphytum officinale agg.</i>	+1	1			1	+1	
<i>Solanum dulcamara</i>	+1				+1	1	+
<i>Juncus effusus</i>		1			+1	+2	
<i>Alopecurus pratensis</i>		1			3	+1	
<i>Ranunculus repens</i>		+2			+	+1	
<i>Stellaria palustris</i>		+1			+1	+1	
<i>Lysimachia nummularia</i>		+			+	+	
<i>Ranunculus flammula</i>		+1			+	+	
<i>Deschampsia cespitosa</i>	1	1				+1	
<i>Alopecurus geniculatus</i>		+2				+3	
<i>Urtica dioica</i>	IV +3					+2	
<i>Glechoma hederacea</i>	+1					+1	
<i>Leonurus marrubiastrum</i>	+					+	
<i>Bidens frondosa</i>	1						+
<i>Rorippa palustris</i>	2					+1	
<i>Polygonum hydropiper</i>		+				+	
<i>Ranunculus sceleratus</i>		1			1		
<i>Poa trivialis</i>		+1				+3	
<i>Holcus lanatus</i>		+1				+	
<i>Trifolium repens</i>		+				+	
<i>Taraxacum officinale agg.</i>		+				+	
<i>Ranunculus acris</i>		+			+		
<i>Lythrum salicaria</i>					+	+	
<i>Erysimum cheiranthoides</i>	+		IV +1				
<i>Elymus repens</i>	2					+3	
<i>Matricaria maritima</i>	+					+	
<i>Polygonum persicaria</i>			+			+	
<i>Ranunculus peltatus</i>				VI +1		+1	
<i>Cirsium arvense</i>		+1				1	
<i>Lemna minor</i>			1	+			

5.4 Flutrasen, Rasengesellschaften des Wirtschaftsgrünlandes und Sandhalbtrockenrasen

Das Elbtal ist heute eine von Grünland geprägte Kulturlandschaft. Im Untersuchungsgebiet kommen daher unterschiedliche Grünlandtypen vor, die von Halbtrockenrasen sandiger Standorte über verschiedene Weiden und Wiesen bis hin zu Feucht- und Naßgrünland reichen.

Ohne den Einfluß des Menschen wären die Flußniederungen in Mitteleuropa jedoch fast ausschließlich von Wäldern bedeckt (ELLENBERG 1996). In solchen Naturlandschaften können sich Grünlandelemente nur sehr kleinflächig auf speziellen Standorten wie z. B. hochwasserbedingte Erosionsflächen, behaupten. Viele Grünlandgesellschaften sind deshalb ausschließlich anthropozoogen bedingt. Sie spiegeln nach SPEIER (1996a) in ihrer Artenzusammensetzung sowohl naturräumlich-historische, technisch-kulturelle als auch nutzungsspezifische Einflüsse wider.

Eine zunehmende Entwaldung der Niederungs- und Auenwaldlandschaften erfolgte offenbar verstärkt erst seit der Eisenzeit (800-0 v.Chr.), als für die Metallgewinnung und -verarbeitung viel Holz benötigt wurde (BEHRE 1979, WILLERDING & WOLF 1990, CASPERS 1993, SPEIER 1996a). An der Mittelelbe können ähnliche Zeiträume für die Entwicklung und Differenzierung von Offenlandbiotopen und Grünlandgesellschaften angenommen werden. Allerdings dürften sich nach MIEST & PAASCHE (1981) aufgrund der dünnen Besiedlungsdichte dieses Raumes Wiesen und Weiden erst zwischen dem 3. und 8. Jhd. n. Chr. in größerem Umfang entwickelt haben. In den letzten Jahrhunderten wurde das Stromtalgrünland der Elbe vorwiegend zur Heugewinnung für die preußischen Militärpferde genutzt. Zahlreiche Pflanzengesellschaften, die auch noch heute im Gebiet angetroffen werden können, sind aus dieser Mahdnutzung hervorgegangen (REDECKER 1999).

In den letzten 30-40 Jahren hat sich unter dem Einfluß zunehmender landwirtschaftlicher Intensivierung die Grünlandvegetation der norddeutschen Flußtäler allerdings flächendeckend drastisch verändert. Nach KÖLBEL et al. (1990) und HUNDT (1996) ist durch den tiefgreifenden Nutzungs- und Strukturwandel der Landwirtschaft in den Grünlandbiotopen Nordwestdeutschlands die stärkste Artenverarmung zu verzeichnen. Noch zu Beginn der fünfziger Jahre zeigten nach MEISEL (1983) die meist nassen Niederungen und hochwasserbeeinflussten Talauen des norddeutschen Flachlandes ein vielfältiges Vegetationsmosaik als Folge unterschiedlicher Grundwasserstände, Überflutungsdauer und Nutzungsintensitäten. Der Flächenanteil grundwasserbeeinflusster, extensiv genutzter Vegetationstypen war verglichen mit den heutigen Verhältnissen deutlich höher.

Die Gründe für die Artenverarmung und Uniformierung des Wirtschaftsgrünlandes liegen in der gesteigerten landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsintensität mit erhöhtem Düngereinsatz, Vielschnitt-Nutzung, Mähweidebetrieb sowie in den Entwässerungsmaßnahmen zur Verbesserung der Produktionsbedingungen wie sie insbesondere seit den 60iger Jahren des 20. Jhd. stark einsetzte. Diese Maßnahmen führten zu Veränderungen des Bodenwasserhaushaltes und damit zu einem generellen Rückgang von Feucht- und Naßwiesenarten (ROSENTHAL & MÜLLER 1986). In jüngster Zeit sind aber auch aufgrund zunehmender Flächenstilllegungen und der Aufgabe unrentabler Flächen, deutliche Verluste von extensiv genutzten, artenreichen Grünlandes zu verzeichnen (HELLBERG 1995).

5.4.1 Molinio-Arrhenatheretea

Die Vegetation des Wirtschaftsgrünlandes (*Molinio-Arrhenatheretea*) nimmt derzeit im Untersuchungsgebiet die größten Flächenanteile ein. Im potentiellen Rückdeichungsgebiet Lenzen-Wustrow sind Mäh- und Umtriebsweiden damit die vorrangigen landwirtschaftlichen Nutzungsformen.

Bei den Mähweiden erfolgt der erste Schnitt aufgrund von Auflagen des Vertragsnaturschutzes in der Regel nach dem 15. Juni. Einige Wochen später werden die gemähten Flächen umtriebzig bis in den Spätherbst hinein extensiv beweidet. Bei den reinen Umtriebsweiden erfolgt dagegen die Beweidung schon ab Anfang Mai und erstreckt sich gleichfalls bis in den Oktober.

Reine Mähwiesen oder reine Dauerweiden, die eine deutliche floristische Differenzierung der Vegetation zur Folge hätten, finden sich auf der Rückdeichungsfläche jedoch nur selten. Vielmehr übt hier der dauernde Wechsel von Mahd und Beweidung einen nivellierenden Einfluß auf die Artenzusammensetzung des Grünlandes aus. Zur floristischen Vereinheitlichung tragen aber auch die Fertigsaatgutmischungen bei, die in der Vergangenheit auf einigen Flächen eingebracht wurden.

Demgegenüber sind die untersuchten Naturschutzgebiete „Untere Seegeniederung“ und „Pevestorfer Wiesen“ auf der niedersächsischen Seite des Elbtals pflanzensoziologisch und floristisch wesentlich differenzierter und vielfältiger (vgl. Kap. 8.2). Hier lassen sich aufgrund der bestehenden Naturschutzverordnungen noch weitaus größere Flächenanteile mit charakteristischen Elbstromtalgesellschaften des wechselfeuchten Grünlandes wie z. B. artenreiche Ausbildungen der Brenndoldenwiesen (*Cnidio-Violetum persicifoliae*) oder auch Sumpflatterbsen-Bestände finden.

Eine syntaxonomische Übersicht über die im Untersuchungsgebiet vorgefundenen Grünlandgesellschaften gibt Tab. 12.

Tab. 12: Syntaxonomische Übersicht über die Flutrasen und Rasengesellschaften des Wirtschaftsgrünlandes

Klasse: <i>Molinio-Arrhenatheretea</i>
Ordnung: <i>Potentillo-Polygonetalia</i>
Verband: <i>Agropyro-Rumicion</i>
Assoziation: <i>Ranunculo-Alopecuretum geniculati</i>
Ordnung: <i>Arrhenatheretalia elatioris</i>
Verband: <i>Arrhenatherion elatioris</i>
Assoziation: <i>Dauco-Arrhenatheretum elatioris</i>
Assoziation: <i>Leucanthemo-Rumicetum thyrsoflori</i>
Gesellschaft: <i>Elymus repens-Alopecurus pratensis</i> -Ges.
Verband: <i>Cynosurion cristati</i>
Assoziation: <i>Lolio-Cynosuretum cristati</i>
Ordnung: <i>Molinietalia caeruleae</i>
Verband: <i>Cnidion dubii</i>
Assoziation: <i>Cnidio venosi-Violetum persicifoliae</i>

5.4.1.1 Ranunculo-Alopecuretum geniculati

(Tab. 13, Tab. A 10)

In den qualmwasserbeeinflussten Mulden und Flutrinnen des Untersuchungsgebietes finden sich verschiedene Ausprägungen von Flutrasen (*Ranunculo-Alopecuretum geniculati*). Die Bestände besiedeln unter natürlichen Gegebenheiten als Stromtalgesellschaften die kleinflächig auftretenden Pionierstandorte, wie sie beispielsweise durch Erosions- und Sedimentationsprozesse geschaffen werden (WALTHER 1977b). *Alopecurus geniculatus* und *Agrostis stolonifera* bilden dabei ein dichtes und oft zu einem Filz verfestigtes Wurzelwerk, so daß die Pflanzen der Wasserströmung ein Widerlager bieten. Zudem besitzen beide Gräser ein hohes vegetatives Regenerationsvermögen und können mit Hilfe oberirdischer Ausläufer Rohböden rasch rasig überwachsen. Diese Besiedlungsstrategie wurde bereits z. B. von MEISEL (1977) und BURRICHTER et al. (1980) beschrieben.

Die Wuchsorte der Flutrasen sind im Gebiet, stickstoffreiche, eutrophe, sandig- bis lehmige Flutmulden und grundwassernahe Senken innerhalb der Weiden und Wiesen. Das heutige großflächige Vorkommen dieser, in der natürlichen Auenlandschaft auf wechsellasse bis wechselfeuchte Standorte beschränkten Vegetationseinheiten, ist wie auch in vielen anderen Flußlandschaften Mitteleuropas auf die mittelalterliche Rodung der Niederungswälder in den Auen und die nachfolgende Nutzung als Weideland zurückzuführen (vgl. DIERSCHKE & JECKEL 1980, POTT 1995).

Im Untersuchungsgebiet lassen sich drei verschiedene Subassoziationen unterscheiden: In sehr tief gelegenen, qualmwasserbeeinflussten Bereichen tritt die Subassoziation von *Alopecurus aequalis* mit *Rorippa sylvestris* und *Butomus umbellatus* als Differentialarten auf. Die charakteristischen Standorte dieser Arten befinden sich an den tiefsten, tonreichen Stellen von Flutmulden, die den überwiegenden Teil des Jahres vernäßt oder überflutet sind. Innerhalb eines kurzen Zeitraumes von nur 3 bis 4 Monaten, in denen diese Standorte besiedelt werden können, wachsen dort bevorzugt Pionierpflanzen auf. So treten hier eine ganze Reihe von Therophyten der Zweizahn-Fluren (*Bidentetea*) wie beispielsweise *Bidens frondosa*, *Bidens tripartita*, *Gnaphalium uliginosum* und *Rumex maritimus* in dieser Subassoziation auf. Bestände dieses Typs sind bereits von SOÓ (1927) als *Alopecuretum aequalis* bzw. von BURRICHTER (1960) als *Rumici-Alopecuretum aequalis* beschrieben (vgl. POTT 1995) und in die Vegetationsklasse der *Bidentetea tripartitae* gestellt worden. Im Untersuchungsgebiet scheint es jedoch aufgrund der Artenzusammensetzung eher gerechtfertigt zu sein, sie den Flutrasengesellschaften zuzuordnen (vgl. Tab. 13). Bei Aufgabe der landwirtschaftlichen Nutzung entwickeln sich im Rückdeichungsgebiet aus solchen Beständen bevorzugt Riesenschwaden-Röhrichte (*Glycerietum maximae*).

An wechsellassen bis wechselfeuchten Standorten treten bevorzugt Arten wie *Carex vulpina*, *Lysimachia nummularia*, *Stellaria palustris*, *Cardamine pratensis* agg. und *Galium palustre* in diesen Beständen auf und charakterisieren somit die Subassoziation von *Lysimachia nummularia*. Diese hier als Subassoziation gefaßte Vegetationseinheit entspricht dem Syntaxon *Caricetum vulpinae*, das von schon NOWINSKI und SOÓ (1927) beschrieben wurde (vgl. POTT 1995). Diese Assoziation wird syntaxonomisch zu den Röhrichten (*Phragmitetea australis*) gestellt. Charakterart ist die Fuchs-Segge (*Carex vulpina*), welche subkontinental verbreitet ist und besonders in den Niederungen Ostdeutschlands einen Vorkommensschwerpunkt besitzt. *Carex vulpina* wurde im Untersuchungsgebiet ausschließlich in Flutrasen vorgefunden, aus diesem Grund sind die Vegetationsaufnahmen synsystematisch den Beständen des *Ranunculo-Alopecuretum geniculati* zugeordnet worden.

Bestände der Typischen Variante dieser Subassoziation besiedeln sandige bis lehmige Bereiche, die nicht so lange im Jahr durch Qualmwässer überstaut sind. Bei weiter

ansteigendem Geländeniveau vermögen schnellwüchsige Flutrasenarten wie *Potentilla anserina*, *Agrostis stolonifera* oder auch *Ranunculus flammula* unter geeigneten hydrologischen Bedingungen auch in wechselfrische Grünlandgesellschaften einzudringen. Dies ist bei den Beständen der Variante von *Alopecurus pratensis* der Fall. Die Differentialarten dieser Einheit, *Alopecurus pratensis* und *Elymus repens* bilden als hochwüchsige Gräser eine Oberschicht in solchen Flutrasen aus und leiten somit zu den höher gelegenen, wechselfrischen Grünlandgesellschaften wie beispielsweise der *Elymus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft über.

Innerhalb dieser Variante von *Alopecurus pratensis* lassen sich zwei Subvarianten unterscheiden. Neben einer Subvariante, in der mit hoher Stetigkeit *Rumex crispus*, *Mentha aquatica*, *Cnidium dubium*, *Potentilla reptans* und *Thalictrum flavum* auftritt, kann eine Typische Subvariante differenziert werden, in der diese Arten weitgehend fehlen. Die Bestände der Subvariante von *Rumex crispus* sind im Untersuchungsgebiet in ihrem Vorkommen auf die Laascher Insel beschränkt. Sie wachsen dort auf Standorten, die erst spät im Jahr gemäht werden und oft monatelang der Staunässe ausgesetzt sind.

Bei der Typische Subassoziation des *Ranunculo-Alopecuretum geniculati* handelt es sich um artenarme Bestände auf intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen, in denen des öfteren fazielle Ausbildungen von verschiedenen Pflanzenarten auftreten können. Zu diesen Faziesbildnern gehören beispielsweise Arten wie *Alopecurus geniculatus* und *Agrostis stolonifera* sowie auf nasserem Standorten auch *Glyceria fluitans*. Diese Helophyten können aufgrund ihres gut entwickelten Wurzelaerenchyms auch bei länger anhaltenden Überschwemmungen ein aerobes Milieu in der Rhizosphäre aufrechterhalten. Dies stellt nach ERNST (1979) einen entscheidenden Faktor für die Dominanzmusterbildung dieser Arten dar.

Bei einer landwirtschaftlichen Nutzungsaufgabe entwickeln sich aus den Flutrasen nach kurzer Zeit schnell Röhrichte. Je nach Vernässungsgrad und Überströmung können sich dann beispielsweise Rohrglanzgrasröhrichte (*Phalaridetum arundinaceae*), Schlankseggenriede (*Caricetum gracilis*) oder auch Riesenschwaden-Bestände (*Glycerietum maximae*) entwickeln. Die Etablierung dieser Röhrichte erfolgt dabei um so rascher, je enger sie standörtlich mit den Flutrasen assoziiert sind. Bei Vegetationskomplexen von Flutrasen und Röhrichten kann die Sukzession von einem *Ranunculo-Alopecuretum geniculati* zu einem *Phalaridetum arundinaceae* innerhalb von nur zwei Vegetationsperioden erfolgen. Dies konnte auch durch eigene Untersuchungen auf Dauerbeobachtungsflächen im Deichvorland bei Lütkenwisch belegt werden (s. Kap. Nr.7.4).

Tab. 13: Synthetische Übersicht über das *Ranunculo-Alopecuretum geniculati*Nr. 1: Subassoziation von *Alopecurus aequalis*Nr. 2-4: Subassoziation von *Lysimachia nummularia*

Nr. 2: Typische Variante

Nr. 3-4: Variante von *Alopecurus pratensis*Nr. 3: Subvariante von *Rumex crispus*

Nr. 4: Typische Subvariante

Nr. 5-6: Typische Subassoziation

Nr. 5: Variante von *Alopecurus pratensis*

Nr. 6: Typische Variante

laufende Nummer:	1	2	3	4	5	6
Anzahl der Aufnahmen:	12	10	14	38	7	32
mittlere Artenanzahl:	16	16	23	19	11	6
AC:						
<i>Alopecurus geniculatus</i>	V 1-2	V 2-3	V +3	V +3	V 2-3	V 1-5
Subass. von:						
<i>Alopecurus aequalis</i>	V +4					
<i>Rorippa sylvestris</i>	IV +2			+		+
<i>Butomus umbellatus</i>	III +2					
Subass. von:						
<i>Lysimachia nummularia</i>	+	IV 1-2	IV +2	II +2		
<i>Carex vulpina</i>	+	III +1	V +2	IV +4		+
<i>Galium palustre</i>	II +2	V 1-2	IV +2	III +2		+1
<i>Cardamine pratensis agg.</i>	+	III +2	V +2	III +2		+
<i>Stellaria palustris</i>	+	IV +1	III +1	III +2		1-2
Variante von:						
<i>Alopecurus pratensis</i>		V +2	V +3	V +2		
<i>Elymus repens</i>		IV 2-3	IV +3	IV +3		
Subvariante von:						
<i>Rumex crispus</i>		+	V +2	+1	+	+
<i>Potentilla reptans</i>	+	+	IV +3	1	II 1	2
<i>Cnidium dubium</i>			III +2	1		
<i>Thalictrum flavum</i>			III +2			
<i>Mentha arvensis</i>			III 1-2			
OC Potentillo-Polygonetalia:						
<i>Agrostis stolonifera</i>	V +3	IV 2	III 1-2	IV 1-3	V 2-3	V 1-5
<i>Potentilla anserina</i>	+	+1	III +2	II +2	II 2-3	II +2
<i>Cerastium dubium</i>		+	1	2	1	
<i>Mentha pulegium</i>	+	1-2	1-2	1-2		
<i>Inula britannica</i>	1					
<i>Cardamine parviflora</i>				+		
<i>Ranunculus sardous</i>				1		
<i>Carex hirta</i>				+1		
<i>Trifolium hybridum</i>				+1		
KC Molinio-Arrhenatheretea:						
<i>Poa trivialis</i>	III 1-2	IV +2	IV 2	IV +3	V +2	II +2
<i>Trifolium repens</i>	II +2	+	1	III -3	V +3	+
<i>Taraxacum officinale agg.</i>	II +		IV +	II +3	IV +1	+
<i>Leontodon autumnalis</i>		II +1	IV +1	II +2		+
<i>Poa pratensis</i>			II 1-2	II +2	II 1	+
<i>Lychnis flos-cuculi</i>		II +1	II +2	II +2		
<i>Festuca pratensis</i>			1	II +2	II +1	
<i>Lolium perenne</i>				+1	II +	1
<i>Holcus lanatus</i>				+3	+	1
<i>Caltha palustris</i>		3	+1	+		
<i>Senecio aquaticus agg.</i>		3	3	2		

5.4.1.2 *Lolio-Cynosuretum cristati*

(Tab. A 11)

Die Weidelgras-Weißkleeweide (*Lolio-Cynosuretum cristati*) ist eine im norddeutschen Flachland weit verbreitete und wirtschaftlich bedeutsame Grünlandgesellschaft (HOFMEISTER 1970, MEISEL 1977a). Charakterisiert wird sie durch das Deutsche Weidelgras (*Lolium perenne*), das ein hohes vegetatives Regenerationsvermögen besitzt und daher äußerst unempfindlich auf Tritt und Beweidung reagiert. Die Gesellschaft ist vorwiegend auf den nährstoffreichen und höher gelegenen Stand- und Umtriebsweiden des Untersuchungsgebietes weit verbreitet und nimmt besonders im Deichhinterland große Flächenanteile ein. Als weitere kennzeichnende Arten sind in den Beständen des *Lolio-Cynosuretum cristati* *Leontodon autumnalis*, *Trifolium repens*, *Veronica serpyllifolia* und *Phleum pratense* zu nennen.

Entgegen der üblichen Differenzierung in Fett-, Mager- und Feuchtweiden wie sie z. B. bei DIERSCHKE (1997) oder HOFMEISTER & ZACHARIAS (1999) zu finden ist, konnten im Untersuchungsgebiet aufgrund der überwiegenden Mähweidenutzung keine deutlichen ökologischen Unterscheidungen hinsichtlich von Feuchte- und Nährstoffgradienten getroffen werden. Die hier vorgenommene Fassung der verschiedenen Subassoziationen spiegelt eher die unterschiedlichen Nutzungsintensitäten wider.

Im Untersuchungsgebiet lassen sich drei verschiedene Subassoziationen des *Lolio-Cynosuretum* unterscheiden. Dabei sind die auf der potentiellen Rückdeichungsfläche auftretenden Bestände der Typischen Subassoziation durch eine relative Artenarmut mit einer mittleren Artenanzahl von nur 13 Arten gekennzeichnet. Neben den dominierenden Gräsern wie *Lolium perenne*, *Elymus repens*, *Alopecurus pratensis* und *Poa pratensis* bilden hier nur *Trifolium repens* und *Leontodon autumnalis* auffällige Blühaspekte. Die Flächen, auf denen diese Ausbildung der Weidelgrasweide auftritt, sind meist intensiv beweidet und werden zusätzlich noch ein- bis zweimal im Jahr gemäht, so daß nur wenige Arten unter diesen Nutzungsbedingungen gedeihen können.

Die Subassoziation von *Bellis perennis* leitet hingegen bereits zu den Trittrasen der Vegetationsklasse *Polygono arenastri-Poetea annuae* über. Bezeichnende Arten der im Pevestorfer Bereich verbreiteten Bestände sind neben *Bellis perennis*, *Agrostis capillaris*, *Plantago major*, *Poa annua* sowie auch *Capsella bursa-pastoris*. Gesellschaften dieser Ausbildung sind auf lehmigen bis tonigen, oft durch Viehtritt verdichteten Böden zu finden.

Die seltenere Subassoziation von *Trifolium dubium* ist dagegen mit durchschnittlich über 20 Arten deutlich artenreicher als die beiden beschriebenen Subassoziationen. Aufgrund des höheren Kräuterreichtums zeichnet sie sich phänologisch durch buntere Blühaspekte aus. Geprägt werden solche Bestände vor allem durch Leguminosen wie beispielsweise den Wiesenklie (*Trifolium pratense*), den Kleinen Klee (*Trifolium dubium*), die Vogelwicke (*Vicia cracca*) und den Hornklie (*Lotus corniculatus*). Insgesamt lassen sich auch in dieser Einheit zwei verschiedene Varianten unterscheiden.

Auf binnendeichs hoch gelegenen Weiden bei Lenzen wächst die Variante des *Lolio-Cynosuretum* mit *Chrysanthemum leucanthemum*, *Vicia hirsuta* und *Campanula patula*. Diese Arten zeigen hier trockene und nährstoffärmere Böden an. Unter reiner Mahdnutzung würden sich hier Glatthaferwiesen entwickeln. Im Pevestorfer Deichhinterland wächst hingegen auf extensiv genutzten Dauerweiden mit niedrigem Viehbesatz eine Variante, die durch *Ranunculus acris*, *Lathyrus pratensis* und *Ranunculus repens* gekennzeichnet ist. Diese läßt sich in eine besonders artenreiche Subvariante mit *Cynosurus cristatus*, *Agrostis stolonifera* und *Anthoxanthum odoratum* untergliedern. Das Kammgras (*Cynosurus cristatus*) gilt als Assoziationskennart des *Lolio-Cynosuretum* (POTT 1995). Im Unter-

suchungsgebiet ist die Art jedoch gleichzeitig als Differentialart dieser Subvariante aufzufassen, da sie auf diese Ausbildung beschränkt ist.

5.4.1.3 *Dauco-Arrhenatheretum elatioris*

(Tab. A 12)

In einer syntaxonomisch nur schwach charakterisierten Form tritt in besonders erhöhten Geländebereichen des Hinterdeichlandes eine vom Glatthafer (*Arrhenatherum elatius*) geprägte Pflanzengesellschaft auf, die syntaxonomisch als *Dauco-Arrhenatheretum elatioris* (Glatthaferwiese) gefaßt werden kann. Mit einer mittleren Artenanzahl von 24 Arten bildet diese Gesellschaft floristisch besonders reiche Bestände unter den Grünlandgesellschaften des Untersuchungsgebietes aus.

Der Glatthafer (*Arrhenatherum elatius*) zeichnet im Gelände durch sein Vorkommen optisch deutlich die hoch gelegenen, frischen bis wechselfeuchten Bereiche nach, welche sich weit oberhalb der qualmwasserbeeinflußten Flächen befinden. Wichtige Arten, die hier den Schwerpunkt ihres Vorkommens besitzen und ebenfalls auf nur mäßige Feuchtigkeits- und Stickstoffverhältnisse hinweisen, sind: *Chrysanthemum leucanthemum*, *Campanula patula*, *Daucus carota*, *Trifolium dubium* und *Agrostis capillaris*.

Das *Dauco-Arrhenatheretum* ist eine charakteristische Wiesengesellschaft Mitteleuropas. Die meisten Pflanzenarten dieser Gesellschaft gelten als sehr beweidungsempfindlich. Bei zu starker oder zu früher Beweidung im Jahr wandeln sich die Bestände der Glatthaferwiese daher rasch in andere Grünlandgesellschaften wie beispielsweise die Weidelgras-Weißkleeweide um. In tiefer gelegenen Bereichen mit größerer Bodenfeuchtigkeit wird die Glatthaferwiese dann durch die Quecken-Wiesenfuchsschwanz-Gesellschaft ersetzt.

Die großflächige Nutzung des Grünlandes als Mähweide verhindert allerdings die Entwicklung floristisch gut ausgebildeter Glatthaferwiesen-Bestände im Untersuchungsgebiet. Dieses Phänomen läßt sich beispielsweise im Bereich des sogenannten Dreifelder-Versuches beobachten. Hier ist vielfach sowohl auf den Dauerbrache- als auch auf den Dauermahdflächen ohne Beweidung *Arrhenatherum elatius* innerhalb weniger Jahre zur dominierenden Art geworden. Somit finden sich im Untersuchungsgebiet häufig standörtliche oder nutzungsbedingte Übergänge zwischen den verschiedenen Grünland-Pflanzengesellschaften, wobei die Bestände des *Dauco-Arrhenatheretum* ausnahmslos die höchsten Bereiche des Geländes einnehmen.

Außendeichs fehlt der Glatthafer fast vollständig, da die Art äußerst überflutungsempfindlich ist. Anstelle des *Dauco-Arrhenatheretum* tritt auf vergleichbaren Standorten dann das *Leucanthemo-Rumicetum thyrsoflori* auf.

5.4.1.4 *Leucanthemo-Rumicetum thyrsoflori*

(Tab. A 13)

Im Deichvorland der Mittelelbe wird das *Dauco-Arrhenatheretum elatioris* aufgrund der regelmäßigen Überflutungen durch eine artenärmere *Arrhenatheretalia*-Gesellschaft ersetzt. WALTHER (1977a) beschrieb solche Bestände als *Chrysanthemo-Rumicetum thyrsoflori* (Basionym: *Leucanthemo-Rumicetum thyrsoflori*) und faßte sie syntaxonomisch als *Arrhenatherion*-Gesellschaft auf. Bei einer kritischen Betrachtung des Originalaufnahmematerials zeigt sich jedoch, daß eine Anbindung dieser Gesellschaft an den *Cynosurion*-Verband plausibler erscheint, da Arten wie *Leontodon autumnalis*, *Trifolium repens* und *Bellis perennis* mit höherer Stetigkeit vorkommen als *Arrhenatherion*-Arten (vgl. BURKART 1998). Als Kennart dieser Gesellschaft gilt *Rumex thyrsoflorus*, die im untersuchten

Mittelbeabschnitt ihren Vorkommensschwerpunkt auf nur kurzfristig überfluteten Standorten des Außendeichbereiches hat.

Auch im Untersuchungsgebiet sind die Bestände dieser Gesellschaft synsystematisch nur schwer einzuordnen. Aufgrund der überwiegenden Mähweidenutzung sind sowohl *Cynosurion*-Elemente wie *Leontodon autumnalis* und *Trifolium repens* sowie auch *Trifolium dubium* als *Arrhenatherion*-Art mit hoher Stetigkeit vertreten. Als Klassenkennarten kommen regelmäßig *Alopecurus pratensis*, *Achillea millefolium* agg., *Poa pratensis* sowie *Cerastium holosteoides* in den untersuchten Beständen vor. Als regelmäßige Begleiter sind vor allem niedrigwüchsige Therophyten wie z. B. *Erophila verna*, *Cerastium glomeratum* und *Myosotis stricta* zu nennen, welche die günstigen Lichtverhältnisse und die Frühjahrsfeuchte auf den meist sandigeren Böden nutzen, um schnell ihren Lebenszyklus zu durchlaufen. Zudem treten als Untergräser *Agrostis capillaris* und *Bromus hordeaceus* in der Gesellschaft des Straußblütigen Ampfers (*Leucanthemo-Rumicetum thrysiflori*) auffällig in Erscheinung.

Die hochgelegenen Sandkuppen des Deichvorlandes, deren Böden geringere Wasserspeicherkapazitäten und niedrigere Nährstoffgehalte aufweisen, werden teilweise durch Arten der Sandhalbtrockenrasen besiedelt. Dazu gehören beispielsweise *Vicia lathyroides*, *Hypochoeris radicata* und *Cerastium arvense*. Sie kennzeichnen eine Subassoziation von *Vicia lathyroides* des *Leucanthemo-Rumicetum thrysiflori*. Im Mikrorelief tiefer gelegene *Rumex tyrsiflorus*-Ausbildungen werden im Untersuchungsgebiet als Typische Subassoziation gefaßt. Sie stehen oft in Kontakt mit der *Elymus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft.

5.4.1.5 *Elymus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft

(Tab. A 14)

Die *Elymus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft ist vor allem auf brandenburgischer Seite des Untersuchungsgebietes verbreitet. Die Gesellschaft ist durch das Fehlen von Charakterarten negativ gekennzeichnet. Die Benennung richtet sich somit nach den beiden höchst vorkommenden Arten *Elymus repens* (Gemeine Quecke) und *Alopecurus pratensis* (Wiesen-Fuchsschwanz). Diese Arten können z.T. Deckungsgrade von bis zu 50% in den Aufnahmeflächen erreichen.

Ähnliche *Arrhenatheretalia*-Bestände sind schon für die Auenwiesen der Elbe, Saale und der Mulde von HUNDT (1955, 1958) und PASSARGE (1964) beschrieben und als *Alopecurus pratensis-Galium mollugo*-Gesellschaft bzw. *Alopecuretum pratensis* bezeichnet worden. Auch MEISEL (1977) und HOFMEISTER (1970) geben für nordwestdeutsche Flußtäler eine vom Wiesen-Fuchsschwanz dominierte *Alopecurus pratensis*-Gesellschaft an und weisen auf deren ökologische Eigenständigkeit hin. Bei DIERSCHKE (1997) werden solche Bestände dieses Typs ranglos als *Ranunculus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft aufgefaßt.

Im Untersuchungsgebiet kommt diese Gesellschaft vorzugsweise auf wechselfeuchten Mähweiden vor. Häufige Kontaktgesellschaften sind Flutrasen vom Typ des *Ranunculo-Alopecuretum geniculati* und Röhrichte wie z. B. das *Phalaridetum arundinaceae*. In höheren Geländelagen grenzt die *Elymus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft an *Arrhenatherion*-Gesellschaften wie dem *Leucanthemo-Rumicetum thrysiflori* oder dem *Dauco-Arrhenatheretum* an.

Dementsprechend lassen sich in Abhängigkeit von der beschriebenen Lage im Relief verschiedene Subassoziationen und Varianten dieser Gesellschaft unterscheiden. Bestände der Subassoziation von *Galium palustre* besiedeln die am tiefsten gelegenen, feuchtesten Standorte der *Elymus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft. Sie sind durch eine Reihe von Feuchtezeigern wie beispielsweise *Carex vulpina*, *Phalaris arundinacea*, *Stellaria*

palustris sowie *Ranunculus flammula* gekennzeichnet. Besonders die schnellwüchsigen Flutrasenarten wie *Agrostis stolonifera* und *Ranunculus flammula* können bei feuchten Witterungsperioden und länger anhaltenden Überflutungen in die Bestände der Quecken-Wiesenfuchsschwanz-Gesellschaft eindringen. Die größten Flächenanteile nimmt im Untersuchungsgebiet jedoch die Subassoziation von *Festuca pratensis* ein. Sie kommt auf weniger qualmwasserbeeinflussten oder überschwemmten Plateaulagen des Untersuchungsgebietes vor. Als Differentialarten treten hier unter anderem weniger überflutungsresistente *Arrhenatheretalia*-Arten wie z. B. *Trifolium dubium*, *Trifolium pratense*, *Achillea millefolium* agg. sowie *Lathyrus pratensis* auf.

Innerhalb dieser Subassoziation lassen sich zwei Varianten unterscheiden: Auf stärker wechselnden Standorten treten vermehrt *Deschampsia cespitosa*, *Holcus lanatus* und *Vicia tetrasperma* auf und charakterisieren damit die Variante von *Deschampsia cespitosa*. Die Variante von *Chrysanthemum leucanthemum* kennzeichnet hingegen die trockensten und magersten Bereiche auf den hoch gelegenen Uferwällen und Sandkuppen des Untersuchungsgebietes. Folgende Arten treten zusammen mit *Chrysanthemum leucanthemum* als Trennarten dieser Variante auf: *Campanula patula*, *Daucus carota*, *Erophila verna*, *Veronica arvensis* und - *sepyllifolia*. Die Bestände dieser Variante gehen oft fließend in das *Leucanthemo-Rumicetum thyriflori* oder dem *Dauco-Arrhenatheretum* über und können oft nur schwer von diesen Gesellschaften abgegrenzt werden.

5.4.1.6 Cnidio venosi-Violetum persicifoliae

(Tab. A 15)

Die Brenndoldenwiesen (*Cnidio-Violetum persicifoliae*) gehören zu den gefährdeten Pflanzengesellschaften des mittleren Elbetals. Es handelt sich dabei um eine Grünlandgesellschaft wechselfeuchter Standorte, die durch eine Reihe von Stromtalpflanzen charakterisiert wird. Solche Wiesen kommen in Mitteleuropa fast ausschließlich in den subkontinental und kontinental getönten Auenlandschaften entlang der großen Ströme vor. Sie treten vermutlich in den regenreicheren atlantischen Klimaregionen nicht auf, weil dort durch die vergleichsweise höheren Niederschläge ausgeprägte wechselfeuchte Standorte fehlen (BURKART 1998).

Die Brenndoldenwiesen sind mit unterschiedlichen Assoziationsbezeichnungen in die Literatur eingegangen. Zunächst veröffentlichte PASSARGE (1960) den für die Brenndoldenwiesen gültigen Assoziationsnamen *Cnidio-Deschampsietum*. WALTHER beschrieb aber bereits 1950 die *Cnidium venosum-Viola persicifolia*-Gesellschaft als nomen nudum und HUND publizierte 1954 und 1958 eine ranglose *Deschampsia*-Gesellschaft bzw. *Deschampsia cespitosa-Cnidium dubium*-Gesellschaft. Die auf WALTHER (1973, 1977) zurückgehenden Namen *Cnidio-Violetum stagninae* bzw. *Cnidio-Violetum persicifoliae* sind demnach jüngere Synonyme des *Cnidio-Deschampsietum* HUNDT ex PASSARGE 1960 (zit. BURKART 1998). POTT (1995) behält als Assoziationsnamen für die Brenndoldenwiesen die auf WALTHER zurückgehende Nomenklatur *Cnidio venosi-Violetum persicifoliae* als gültig bei.

Die Bestände des *Cnidio-Violetum persicifoliae* haben im Untersuchungsgebiet ihren Schwerpunkt auf ein- bis zweischürigen Wiesen in der Seegeniederung. Entlang des untersuchten Elbeabschnittes sind sie eher selten und nur kleinflächig anzutreffen. Auf der Laascher Insel besiedeln sie zumeist wechselfeuchte, lehmige bis sandig-lehmige, qualmwasserbeeinflusste und überflutete Standorte. Sie sind häufig mit den im Relief höher gelegenen *Arrhenatherion*-Gesellschaften eng verzahnt, oder grenzen direkt an Bestände des *Diantho-Armerietum* an. Auf tiefer gelegenen, nassen und grundwassernahen sowie länger überfluteten Standorten schließen sich hingegen Flutrasen- und Röhrichtgesellschaften an die Brenndoldenwiesen an.

Im Untersuchungsgebiet sind die Brenndoldenwiesen syntaxonomisch nur schwach charakterisiert. Die Zuordnung der vorgefundenen Bestände zu der Assoziation erfolgte, wenn *Cnidium dubium*, *Gratiola officinalis* oder *Viola persicifolia* in der Aufnahme­fläche vorhanden war. Zusätzlich konnte *Deschampsia cespitosa* als schwache Differentialart zur Kennzeichnung dieser Naßwiesen herangezogen werden. Es handelt sich somit um sehr artenarme Bestände dieser Gesellschaft, zumal sich *Cnidium dubium* im Mittelelbegebiet bereits an ihrer nordwestlichen Verbreitungsgrenze befindet. Eine überregionale Zusammenstellung von pflanzensoziologischen Aufnahmen vom Oberrheingebiet bis zu den ostslowakischen Flußauenlandschaften gibt BURKART (1998). Daraus gehen die arealgeographisch bedingten, floristischen Unterschiede und die von Ost nach West verlaufende, zunehmende Verarmung des *Cnidion*-Verbandes hervor.

An der Mittel­elbe lassen sich verschiedene Ausbildungen der Brenndoldenwiesen unterscheiden. Im Untersuchungsgebiet kommt auf lehmigeren Standorten mit hohem Grundwasserstand die Subassozi­ation von *Carex disticha* vor. In dieser Einheit treten folgende Differentialarten auf: *Lysimachia vulgaris*, *Holcus lanatus*, *Juncus conglomeratus*, *Ranunculus flammula*, *Iris pseudacorus* und *Lathyrus palustris*. WALTHER (1977) beschrieb ähnliche Bestände als eigene Gesellschaft und bezeichnete sie als *Poo-Lathyretum palustris*. Dieser Auffassung kann nach einer kritischen Betrachtung des Aufnahmematerials von WALTHER (1977a) nicht entsprochen werden. Es zeigte sich bei dem Vergleich der Tabellen von WALTHER (1977a) und der aufgestellten synsystematischen Gliederung des eigenen Aufnahmematerials, daß diese Bestände eher dem *Cnidio-Violetum persicifoliae* zugeordnet werden sollten.

Auf sandigeren und nährstoffärmeren Böden mit geringerer Wasserspeicherkapazität ist hingegen eine Subassozi­ation von *Ranunculus auricomus* agg. ausgebildet. Diese ist durch wenig überflutungsresistente Grünlandarten wie z. B. *Lysimachia vulgaris*, *Agrostis capillaris*, *Potentilla reptans*, *Taraxacum officinale* agg. *Trifolium repens* sowie *Leontodon autumnalis* charakterisiert. Bei ausgeprägten wechselfeuchten Standortverhältnissen läßt sich zusätzlich eine Variante von *Agrostis canina* mit *Lychnis flos-cuculi* und *Achillea ptarmica* von einer als Typische Variante bezeichneten Einheit differenzieren. Auf den nährstoffarmen und besonders hoch gelegenen Stellen treten auf der Laascher Insel vermehrt Magerkeitszeiger wie *Chrysanthemum leucanthemum* und *Anthoxantum odoratum* auf. Sie sind als Subvariante innerhalb der Variante von *Agrostis canina* zusammengefaßt worden.

Trotz der arealgeographisch bedingten artenverarmten Ausbildungen der Brenndoldenwiesenbestände, besitzen die Bestände dieser Grünlandgesellschaft eine vergleichsweise hohe floristische Vielfalt im Untersuchungsgebiet. Teilweise wurden in den 16 m² großen Aufnahme­flächen bis zu 37 unterschiedliche Gefäßpflanzenarten mit z.T. sehr seltenen Pflanzenarten wie beispielsweise *Pedicularis palustris*, *Inula salicina*, *Serratula tinctoria*, *Silaum silaus*, *Senecio aquaticus* agg. vorgefunden, was die Schutzwürdigkeit dieser Pflanzengesellschaft unterstreicht.

5.4.2 Koelerio-Corynephoretea canescentis

In dieser Vegetationsklasse werden syntaxonomisch lückige und konkurrenzschwache Pioniergesellschaften trockener Standorte zusammengefaßt. Dazu zählen die im mittleren Elbetal auf Dünen und Flugsandflächen verbreiteten lückigen Sandtrockenrasen vom Typ des *Spergulo-Corynephoretum canescentis*, welche syntaxonomisch zur Ordnung *Corynephoretalia canescentis* gehören (POTT 1995).

In die Ordnung der *Festuco-Sedetalia* werden hingegen mehrjährige, geschlossener Rasengesellschaften feinerdereicherer und humoserer Standorte eingeordnet. Dazu zählen

die im Untersuchungsgebiet vorkommenden, artenreichen Grasnelken-Fluren (*Diantho-Armerietum*) (Tab. 14).

Tab. 14: Syntaxonomische Übersicht über die Sandtrockenrasengesellschaften

Klasse: <i>Koelerio-Corynepherea</i>
Ordnung: <i>Corynephoralia canescentis</i>
Verband: <i>Corynephorion canescentis</i>
Assoziation: <i>Spergulo vernalis-Corynephorum canescentis</i>
Ordnung: <i>Festuco-Sedetalia</i>
Verband: <i>Plantagini-Festucion ovinae</i>
Assoziation: <i>Diantho deltoides-Armerietum elongatae</i>

5.4.2.1 *Spergulo-Corynephorum canescentis*

(Tab. 15, Tab. A 16)

Das *Spergulo-Corynephorum canescentis* (Silbergrasflur) ist eine artenarme und hoch spezialisierte Pflanzengesellschaft offener Flugsandböden. Dominierende Art ist das durch Übersandung geförderte Silbergras (*Corynephorus canescens*), welches häufig von dem annualen Frühlingsspark (*Spergula morisonii*) begleitet wird (KRAUSCH 1968). Zudem gesellen sich regelmäßig Kryptogamen wie z. B. *Polytrichum piliferum* und *Cornicularia aculeata* zu diesen Phanerogamen und können deshalb ebenfalls zur Charakterisierung der Silbergrasfluren herangezogen werden.

Häufig werden verschiedene Altersstadien des *Spergulo-Corynephorum* unterschieden, wobei ein lückiges und mit offenen Sandflächen durchsetztes Pionierstadium von einem kryptogamenreichen Altersstadium auf festgelegten Sandböden abgelöst wird (vgl. z.B. MEISEL 1977a, POTT & HÜPPE 1991). Auch im Untersuchungsgebiet läßt sich eine solche Entwicklungstendenz beobachten. Die Typische Subassoziation stellt mit einer mittleren Artenanzahl von nur 6 das artenarme Pionierstadium des *Spergulo-Corynephorum* dar. Die Bestände weisen meist nur eine geringe Vegetationsbedeckung auf, und oft nehmen die Horste von *Corynephorus canescens* lediglich 20 % der Aufnahmeflächen ein. Erst wenn das Wurzelwerk des Silbergrases den Sandboden genügend festgelegt hat, können zunehmend Flechten wie *Cladonia arbuscula*, *Cladonia furcata* ssp. *furcata*, *Cladonia pleurota* sowie *Cladonia uncialis* den verbleibenden Raum zwischen den Phanerogamen aspektbestimmend einnehmen. Zusammen mit dem Bauernsenf (*Teesdalia nudicaulis*) und dem kleinen unscheinbaren Lebermoos *Cephaloziella rubella* kennzeichnen sie das Altersstadium von Beständen des *Spergulo-Corynephorum*. Mit einer mittleren Artenanzahl von 14 sind diese Ausbildungen der Silbergrasfluren wesentlich artenreicher als die Pionierstadien dieser Gesellschaft.

Des öfteren sind auf der Laascher Insel auch Dominanzbestände von *Carex arenaria* vorzufinden. Als Rohbodenpionier vermag die Sandsegge aufgrund ihres ausgedehnten, oft meterlangen Rhizomsystems den offenen Sand zu durchsetzen und ihn auf diese Weise zu festigen. Auf bereits festgelegten Böden kann die Art auch rasig wachsen und dichte Herden mit Bedeckungsgraden von bis zu 95 % aufbauen. Die von *Carex arenaria* dominierten Flächen werden hier als Fazies der Typischen Subassoziation des *Spergulo-Corynephorum* aufgefaßt. JECKEL (1984) und POTT (1995) bezeichnen solche Bestände hingegen ranglos als *Carex arenaria*-Gesellschaft und ordnen sie in den *Thero-Airion*-Verband ein. Nach vorliegendem Datenmaterial lassen sich solche Bestände aufgrund des steten Vorkommens von *Corynephorus canescens* und *Spergula morisonii* jedoch auch zwanglos als fazielle Ausbildungen des *Spergulo-Corynephorum* auffassen.

Mit fortschreitender Humusanreicherung und Bodenbildung entwickeln sich aus den Beständen des *Spergulo-Corynephorum* oft Grasnelkenfluren (*Diantho-Armerietum elongatae*), die häufig als Kontaktgesellschaft der Silbergras-Sandtrockenrasen auftreten können (vgl. POTT 1995). Solche Vegetationskomplexe haben auch POTT & HÜPPE (1991) für andere Flußlandschaften wie z. B. an der Ems ausführlich beschrieben.

5.4.2.2 *Diantho-Armerietum elongatae*

(Tab. 15, Tab. A 16)

Das *Diantho-Armerietum elongatae* ist die charakteristische Pflanzengesellschaft der älteren festgelegten Dünen und Terrassensandflächen im Bereich der großen Flüsse und zeigt im Bereich der Unteren Mittelelbe eine weite Verbreitung. Größere Bestände finden sich hier beispielsweise auf den sandigen Abschnitten älterer Elbdeiche.

Im Elbetal stellt die Grasnelkenflur (*Diantho-Armerietum*) eine der blütenreichsten Pflanzengesellschaften dar. Im Vergleich zum *Spergulo-Corynephorum* bilden die Bestände allerdings deutlich dichter geschlossene und artenreichere Rasen. Die Böden, auf denen die Grasnelkenfluren wachsen, haben deshalb in der Regel größere nutzbare Wasserkapazitäten und höhere Kationenaustauschkapazitäten, so daß die Wasser- und Nährstoffversorgung auf diesen Standorten günstiger ist als auf den sandigen Rohböden des *Spergulo-Corynephorum* (HEINKEN 1990).

Die erfaßten Bestände im Bereich der Laascher Insel können durch das Vorkommen der Charakterart *Armeria elongata* sowie durch eine ganze Reihe von Differentialarten von den oft unmittelbar angrenzenden Beständen des *Spergulo-Corynephorum* unterschieden werden. Dazu gehören beispielsweise *Potentilla argentea*, *Sedum acre*, *Erodium cicutarium*, *Galium verum* oder auch *Festuca rubra* agg.. Die Heidenelke *Dianthus deltoides*, die sich im allgemeinen als weitere Charakterart im *Diantho-Armerietum* regelmäßig einfindet, ist dagegen im Untersuchungsgebiet nur vergleichsweise selten anzutreffen.

Im Untersuchungsgebiet lassen sich zwei Ausbildungen der Grasnelkenflur unterscheiden: Die Subassoziation von *Trifolium campestre* stellt mit einer mittleren Artenanzahl von 31 eine der artenreichsten Vegetationseinheiten dar. Sie ist unter anderem durch die Sukkulente *Sedum acre* und *-reflexum* sowie durch *Ranunculus bulbosus*, *Eryngium campestre* und *Cerastium arvense* charakterisiert. Auch seltene Stromtalpflanzen wie z. B. *Trifolium striatum* zeigen in dieser Vegetationseinheit ihren Schwerpunkt. Besonders gut entwickelte Ausbildungen dieser Subassoziation sind entlang der Seegedeiche auf der Laascher Insel zu finden. Die regelmäßig mit Schafen beweideten Deiche weisen dort einen sehr hohen Sandanteil auf, so daß die Böden während der Sommermonate vergleichsweise trocken und nährstoffarm sind. Auf diesen Standorten wachsen deshalb nur niedrige, schütterere Rasen, in denen viele kleinwüchsige und konkurrenzschwache Arten Fuß fassen können. Im wesentlichen entspricht diese Ausbildung dem von JECKEL (1984) beschriebenen *Diantho-Armerietum sedetosum*.

Auf etwas nährstoffreicheren und meist dauerhaft beweideten Standorten sind kleinflächig artenärmere Ausbildungen der Grasnelken-Flur zu beobachten. Diese, als Typische Subassoziation bezeichneten Bestände, sind negativ durch das Fehlen der Differentialartengruppe von *Trifolium campestre* gekennzeichnet und weisen je nach Nutzungsintensität, Lage im Mikorelief und Bodenverhältnissen oftmals ein wechselndes Arteninventar auf. Bei der Differenzierung des *Diantho-Armerietum* betonte deshalb auch schon JECKEL (1975, 1984), daß im Gelände oft ein kleinflächiges Mosaik dieser Pflanzengesellschaft mit vielen floristischen Übergängen vorkommt, wobei schon winzige Höhenunterschiede im Kleinrelief zu Abwandlungen in den Artenzusammensetzungen führen können.

Die Bestände des *Diantho-Armerietum* sind sowohl aus botanischer als auch aus zoologischer Sicht als besonders wertvoll einzustufen. Bemerkenswert ist die Vielzahl an seltenen und gefährdeten Pflanzenarten, wie *Trifolium striatum*, *Vicia lathyroides*, *Koeleria glauca*, *Veronica spicata* oder auch *Poa bulbosa*, die in dieser Gesellschaft vorkommen. Aus zoologischer Sicht ist die Grasnelkenflur aufgrund des speziellen Mikroklimas, des Blütenreichtums und des ganzjährigen Blütenangebotes ein wichtiger Lebensraum für viele hochspezialisierte Solitärbiene und Schwebfliegenarten.

Tab. 15: Synthetische Übersicht über die Sandtrockenrasen des Untersuchungsgebietes

Nr. 1-3: *Spergulo-Corynephorum canescentis*

Nr. 1: Typische Subassoziation

Nr. 2: Typische Subassoziation, Fazies von *Carex arenaria*Nr. 3: Subassoziation von *Cladonia arbuscula*Nr. 4-5: *Diantho-Armerietum elongatae*Nr. 4: Subassoziation von *Trifolium campestre*

Nr. 5: Typische Subassoziation

laufende Nummer:	1	2	3	4	5
Anzahl der Aufnahmen:	16	5	23	10	10
mittlere Artenanzahl:	6	7	14	31	17
ACID:					
<i>Corynephorus canescens</i>	IV +3	V +	V 1-3		
<i>Spergula morisonii</i>	IV 1-2	II 1-2	V +2		
<i>Polytrichum piliferum</i>	II 1-4	II 2-4	IV +4		
<i>Comicularia aculeata</i>	II 1-2	I 2	III +3		
Fazies von:					
<i>Carex arenaria</i>	I +	V 4-5	III +2		I +
Subass. von:					
<i>Cladonia arbuscula</i>	I 1		IV +3		
<i>Cephaloziella rubella</i>			IV +2		
<i>Cladonia furcata ssp. furcata</i>			IV +3		
<i>Teesdalia nudicaulis</i>	I +1		III +2		I +
<i>Cladonia pleurota</i>			III +2		
<i>Cladonia uncialis</i>			III +2		
ACID:					
<i>Armeria elongata</i>			I +	V +1	V +2
<i>Potentilla argentea</i>				IV +1	III +1
<i>Sedum acre</i>			I 2	IV 1-2	II +2
<i>Poa pratensis</i>				V 1-2	IV 2-3
<i>Galium verum agg.</i>			I 1	V 1-2	IV 1-2
<i>Elymus repens</i>	II +1		I +1	IV +2	IV 1-2
<i>Achillea millefolium agg.</i>			I 1	IV +1	IV +2
<i>Rumex acetosa</i>				IV +2	III +2
<i>Bromus hordeaceus.</i>				IV +2	IV +2
<i>Plantago lanceolata</i>				IV +2	II +1
<i>Taraxacum officinale agg.</i>				I +	IV +2
<i>Erodium cicutarium</i>				II +	II +1
<i>Alopecurus pratensis</i>				III 1	II 2
<i>Festuca rubra agg.</i>				IV 1-2	II 2
Subass. von:					
<i>Trifolium campestre</i>				V +2	I 1
<i>Ranunculus bulbosus</i>				V +2	
<i>Hypochoeris radicata</i>	I +		I +	V +2	I +
<i>Trifolium striatum</i>				IV +2	
<i>Sedum reflexum</i>				IV 1-2	
<i>Sedum sexangulare</i>			I 2	IV +2	I 1
<i>Eryngium campestre</i>				IV 1-2	I 1-2
<i>Cerastium arvense</i>				IV 1-2	I 1
<i>Hemiaria glabra</i>				III +1	
<i>Dianthus carthusianorum</i>				III 1-2	
<i>Pimpinella saxifraga</i>				II +2	
<i>Rhytidadelphus squarrosus</i>				II 2-3	
KC:					
<i>Rumex acetosella</i>	II +2	II +	II +2	IV +1	IV +2
<i>Cerastium semidecandrum</i>	I +		II +2	II 1-2	III 1-2
<i>Erophila verna</i>	I +1		I 1	I 1	II +2
<i>Scleranthus perennis</i>			I 1	II +1	I 2
<i>Jasione montana</i>	I 1		II +2		

5.5 Gebüsch- und Vorwälder

5.5.1 Franguletea alni

In dieser Vegetationsklasse sind Gebüschgesellschaften saurer Böden zusammengefaßt, die vorwiegend in den pleistozänen Sandlandschaften Nordwestdeutschlands, im potentiellen Wuchsbereich von *Quercetea robori-petraeae*-Wäldern, vorkommen. In dem Verband *Salicion cinereae* sind die feuchteliebenden Weidengebüsch-Weiden zusammengefaßt, die meist zusammen im Komplex mit Erlen- und Birkenbruchwäldern aufwachsen (Tab. 16).

In naturnahen Auenlandschaften können jedoch zusätzlich in den Randbereichen der Auen-niederungen Vermoorungen und nährstoffärmere Böden auftreten, die von solchen Weiden-gebüsch-Weiden wie beispielsweise dem *Frangulo-Salicetum cinereae* besiedelt werden können.

Tab. 16: Syntaxonomische Übersicht über die Faulbaum-Gebüschgesellschaften im Untersuchungsgebiet

Klasse: <i>Franguletea alni</i> Ordnung: <i>Salicetalia auritae</i> Verband: <i>Salicion cinereae</i> Assoziation: <i>Frangulo-Salicetum cinereae</i>
--

5.5.1.1 Frangulo-Salicetum cinereae

(Tab. A 18)

Hinter den Elbe- und Seegedeichen sind kleinflächig dichte und undurchdringliche Grau-weidengebüsch-Weiden entwickelt. Diese befinden sich ausschließlich in binnendeichs gelegenen, staunassen und anmoorigen Senken, die nicht direkt überflutet werden, sondern lediglich qualmwasserbeeinflusst sind. Die fehlende Nährstoffzufuhr durch regelmäßige Überflutungen führt an solchen Standorten zu einer Nährstoffverarmung und einer Absenkung des pH-Wertes (SCHWARZ et al. 1999a). Dies sind offenbar gut geeignete Bedingungen für das Wachstum von *Salix cinerea*, die sonst eher als Gebüschmantel von Erlen- und Birken-brüchen bestandsbildend auftritt. WALTHER (1977a) faßt die Ausbildungen der Grauweiden-gebüsch-Weiden an der Mittel-Elbe als eigene Vegetationseinheit auf und benennt sie als *Carici gracilis-Salicetum cinereae*. Auch PASSARGE (1985) beschreibt für die märkischen Oderauen ebenfalls *Salix cinerea*-Auengebüsch-Weiden auf entsprechenden grundwassergeprägten Stand-orten des Binnendeichlandes.

Im Elbholz wachsen die Bestände des *Frangulo-Salicetum cinereae* bevorzugt auf vernäßten Waldlichtungen im Kontakt zu Großseggengesellschaften wie z. B. dem *Caricetum gracilis* oder auch dem *Caricetum ripariae*. Die bis zu 5 m hohe Strauchschicht wird in dieser Gesell-schaft von der Grauweide (*Salix cinerea*) dominiert. In der artenarmen und spärlich ausge-bildeten Krautschicht kommen vor allem Röhrichtarten wie *Carex acuta*, *Iris pseudacorus* und *Lysimachia vulgaris* vor. Des öfteren wächst aber auch *Solanum dulcamara* in diesen Gebüsch-Weiden und kann dort z. T. stattliche Höhen von über 2 m erreichen.

5.5.2 Salicetea purpureae

Die regelmäßig überfluteten Uferweidengebüsch-Weiden und Weidenwälder werden in der Vegetationsklasse *Salicetea purpureae* zusammengefaßt (Tab. 17). Gesellschaften aus die-ser Klasse nehmen die nassesten Standorte in den Flußauen ein und stehen in engem syn-genetischen Kontakt zu verschiedenen Röhricht- und Hartholzauenwäldern. Die Weiden-

arten können aufgrund ihres hohen Regenerationsvermögens und anderen Anpassungssyndromen wie z. B. lufthaltige Wurzelxyleme, Luftwurzelbildung und Adventivbewurzelung als Pioniere vegetationsfreie Flächen in den Auenlandschaften besiedeln (MOOR 1958, MARGEL 1972).

Die vorwiegend planar und collin verbreiteten Weichholzaunen der Tieflandsflüsse werden syntaxonomisch dem *Salicion albae*-Verband zugeordnet (vgl. POTT 1995). Zu diesem Verband gehört auch das im mittleren Elbetal verbreitete Korbweidengebüsch (*Salicetum triandro-viminalis*) sowie der hochwüchsige Silberweidenwald (*Salicetum albae*), welcher in der Regel der Hartholzaue flußseitig vorgelagert ist.

Tab. 17: Syntaxonomische Übersicht über die Uferweidengebüsche und Weidenwälder

Klasse: <i>Salicetea purpureae</i> Ordnung: <i>Salicetalia purpureae</i> Verband: <i>Salicion albae</i> Assoziation: <i>Salicetum triandro-viminalis</i> Assoziation: <i>Salicetum albae</i>
--

5.5.2.1 *Salicetum triandro-viminalis*

(Tab. A 17)

Das Korbweiden-Mandelweidengebüsch (*Salicetum triandro-viminalis*) ist eine charakteristische Weichholzaunengesellschaft des Deichvorlandes. Bestände dieser Gesellschaft besiedeln die strömungsexponierten und am längsten überfluteten Uferbereiche entlang der Elbe, der Löcknitz und der Seege. Aufgrund der hohen Biegsamkeit der Äste können die charakteristischen Arten dieser Gesellschaft *Salix viminalis* und *Salix triandra* die mechanischen Belastungen durch die Scherkräfte des Flußwassers besonders gut ertragen. In der Regel ist das Korbweiden-Mandelweidengebüsch dem Silberweiden-Auenwald flußwärts als Gebüschmantel vorgelagert. Auf landwirtschaftlich extensiv gemähten und beweideten Flächen stehen die Bestände jedoch auch häufig in direktem Kontakt zu Rohglanzgras-Röhrichten und Schlankseggenrieden.

Die bis zu 5 m hohen Gebüsch sind in der Regel artenarm. Wie alle Weichholzaunengesellschaften besitzen auch die Bestände des *Salicetum triandro-viminalis* keine gesellschaftsspezifische Krautflora. Die lückige Krautschicht setzt sich vielmehr aus den Pflanzenarten der angrenzenden Uferfluren und Röhrichten zusammen. So finden sich hier vor allem Arten aus den Klassen *Bidentetea tripartitae*, *Stellarietea mediae*, *Artemisietea vulgaris* und *Scirpo-Phragmitetea*, was den Nährstoffreichtum des Bodensubstrates dieser Standorte unterstreicht. Häufig vorkommende Arten in der Krautschicht sind neben *Phalaris arundinacea* vor allem *Urtica dioica* und *Agrostis stolonifera*.

5.5.2.2 *Salicetum albae*

(Tab. A19)

Die Silberweidenwälder (*Salicetum albae*) sind in Mitteleuropa natürlicherweise an allen großen Tieflandsflüssen verbreitet (ELLENBERG 1996). Sie besiedeln im Untersuchungsgebiet die jährlich überschwemmten Uferabschnitte von Elbe, Seege und Löcknitz und kommen dort auch an stark vernässten Altwässern vor. Mehr noch als bei dem Korbweiden-Mandelweidengebüsch (*Salicetum triandro-viminalis*) ist ihr Lebensraum jedoch in landwirtschaftlich genutztes Grünland umgewandelt worden, so daß von dieser Pflanzengesellschaft im gesamten unteren Mittelbetal heute nur noch kleinflächige Restbestände vorhanden sind.

Charakteristisch für die Wälder vom Typ des *Salicetum albae* ist die Silberweide (*Salix alba*), zu der sich in weiten Teilen der Elbtalau noch die Schwarzpappel (*Populus nigra* s.l.) gesellt. Die Krautschicht dieser Gesellschaft zeichnet sich durch viele Pflanzenarten der Klasse *Bidentetea* und *Stellarietea mediae* aus. Dazu gehören unter anderem *Bidens frondosa*, *Polygonum lapathifolium*, *Chenopodium rubrum*, *Conyza canadensis*, *Chenopodium polyspermum* sowie auch *Erysimum cheiranthoides*. Alle diese Arten haben im Untersuchungsgebiet ihren Verbreitungsschwerpunkt eigentlich in der Elbspitzklettenflur (*Xanthio-Chenopodietum rubri*), die als regelmäßige Kontaktgesellschaft der Weichholzaue in den tiefsten und am längsten im Jahr überfluteten Uferabschnitten der Elbe ausgebildet ist. Zudem sind häufig Röhricht- und Flutrasenelemente wie *Phalaris arundinacea* und *Agrostis stolonifera* in der Krautschicht des Silberweiden-Auenwaldes zu finden. Auch diese Arten gehören als stete Begleiter zum typischen Arteninventar der Gesellschaft, die mit Rohrglanzgras-Röhrichten (*Phalaridetum arundinaceae*) und Flutrasen vom Typ des *Ranunculo-Alopecuretum geniculati* mosaikartig mit den Silberweidenwäldern verzahnt sein kann. Im Untersuchungsgebiet erreicht *Salix alba* Höhen von bis zu 20 m, meistens sind die Bestände jedoch nur 5-10 m hoch, so daß sie in ihrer Physiognomie eher den Eindruck eines Gebüsches hinterlassen.

Im Gegensatz zu den im Relief höher gelegenen Hartholz-Auenwäldern wächst der Silberweiden-Auenwald auf Rohböden vom Typ der Rambla und der Paternia, welche sich unter dem regelmäßigen Einfluß des Hochwassers bilden. Initiale Weiden-Aufwüchse lassen sich immer wieder auf vegetationsarmen Flächen entlang des Elbufers beobachten. Oft sind in den Beständen des *Xanthio-Chenopodietum rubri* auch Keimlinge von *Salix alba*, *Populus nigra* und *Salix viminalis* zu finden. Meistens werden sie jedoch von den schnellwüchsigen und konkurrenzstarken *Bidentetea*-Arten überwachsen. Die Keimbeete von *Salix alba* reichen aber in abflußarmen Jahren mit tiefen Wasserständen der Elbe bis weit in die Bestände des *Xanthio-Chenopodietum rubri* hinein. Für die meisten Keimlinge sind jedoch die mechanischen Belastungen durch die Strömung und die Überflutungsdauern zu groß, um sich dort dauerhaft etablieren zu können.

5.5.3 Rhamno-Prunetea

Die Klasse *Rhamno-Prunetea* umfaßt Gebüschgesellschaften der Waldmäntel, der Heckenlandschaften und auch des brachgefallenen Grünlandes. Wichtige Klassenkennarten sind nach WEBER (1999) beispielsweise *Cornus sanguinea*, *Corylus avellana*, *Prunus spinosa*, *Rhamnus carthartica* sowie auch verschiedene Rosenarten. Die Sträucher besiedeln vorwiegend frische bis trockene Standorte und meiden feuchte bis nasse Böden. Es handelt sich in der Regel um wenig überflutungstolerante Gehölze, so daß die Gesellschaften dieser Vegetationsklasse in Auenlandschaften auf die nur selten überschwemmten Standorte beschränkt sind.

Im Elbetal sind daher *Rhamno-Prunetea*-Gesellschaften nur auf hochgelegenen, trockenen und zumeist sandigen Plateaulagen der Aue anzutreffen. Sie wachsen dort auf den nur episodisch überfluteten Uferwällen als Waldmantel der Hartholzaue. In landwirtschaftlich genutztem Grünland können solche Gebüsche aber auch aus weidebedingten Regressionsstadien ehemaliger Hartholzauenwälder hervorgegangen sein. Zudem ist auf landwirtschaftlichen Brachflächen vielfach eine spontane Etablierung von Schlehen- und Rosengebüsch zu beobachten. Dabei handelt es sich um Pionierstadien einer Wiederbewaldung (POTT & HÜPPE 1991).

Tab. 18: Syntaxonomische Übersicht über die Kreuzdorn-Schlehen-Brombeer-Gebüsche im Untersuchungsgebiet

Klasse: <i>Rhamno-Prunetea</i> Ordnung: <i>Prunetalia spinosae</i> Verband: <i>Berberidion vulgaris</i> Gesellschaft: <i>Prunus spinosa</i> -Gesellschaft
--

5.5.3.1 *Prunus spinosa*-Gesellschaft

(Tab. A 20)

Bis zu 5 m hohe, dichte Gebüsche, die in der Strauchschicht von der Schlehe (*Prunus spinosa*) dominiert werden, sind kleinflächig als Mantelgesellschaft im beschatteten Bereich der Hartholzauenwälder des Elbholzes und des sogenannten Eichenwäldchens auf brandenburgischer Seite ausgebildet. Neben der Schlehe sind des weiteren regelmäßig *Cornus sanguinea*, *Crataegus laevigata* und *Rosa canina* als weitere Gehölze am Aufbau der Strauchschicht beteiligt. Teilweise wachsen im Schutz dieser Gebüsche bereits junge Ulmen (*Ulmus laevis*) und Stiel-Eichen (*Quercus robur*) auf und weisen auf die weitere Entwicklung dieser Bestände zu einer Hartholzaue hin.

In der Krautschicht der *Prunus spinosa*-Gebüsche finden sich regelmäßig Arten der nitrophilen Säume (*Lamio-Chenopodietalia boni-henrici*) ein. Dazu gehören z. B. *Urtica dioica*, *Glechoma hederacea*, *Alliaria petiolata* und *Chaerophyllum temulum*. Zudem kommen in der Krautschicht der Schlehen-Gebüsche auch Vertreter des angrenzenden Grünlandes vor. Hier sind neben *Poa trivialis*, *Deschampsia cespitosa* und *Alopecurus pratensis* auch *Elymus repens* zu nennen. Auch Arten wie *Festuca gigantea*, *Ranunculus ficaria* oder *Impatiens parviflora*, die ihren Schwerpunkt in den Hartholz-Auenwäldern haben, sind bereits in diesen Beständen zu finden.

5.6 Waldgesellschaften

5.6.1 Querco-Fagetea

Die Vegetationsklasse umfaßt die sommergrünen Laubwälder Mitteleuropas und stellen auf den meisten Standorten die natürlichen Schlußgesellschaften dar (s. POTT 1995). Neben den zonalen sommergrünen Buchenwaldgesellschaften sind in diese Klasse auch azonale Auenwaldgesellschaften der schmalen Bachtäler und der großen Flußströme eingeordnet (Tab. 19).

Tab. 19: Syntaxonomische Übersicht über die sommergrünen Laubwälder im Untersuchungsgebiet

Klasse: <i>Querco-Fagetea</i> Ordnung: <i>Fagetalia sylvaticae</i> Verband: <i>Alnion incanae</i> Unterverband: <i>Ulmenion minoris</i> Assoziation: <i>Querco-Ulmetum minoris</i>
--

5.6.1.1 Querco-Ulmetum minoris

(Tab. A 21)

Hartholzauenwälder vom Typ des *Querco-Ulmetum* gehören zu den besonders bedrohten Waldgesellschaften an den Mittel- und Unterläufen der Flüsse Mitteleuropas. Schon frühzeitig wurden sie großflächig gerodet und in Grünland überführt, so daß heute oftmals nur noch Restbestände dieser einst an den großen Flüssen weitverbreiteten Pflanzengesellschaft vorzufinden sind. Zudem wurden die Bestände durch die vormalige Hudewirtschaft sowie durch Brenn- und Bauholzentnahme in ihrer floristischen Struktur stark verändert; davon zeugen noch heute viele alte Flurnamen wie beispielsweise „Ochsen-, Ziegen- oder Schweinewerder“, die auf die ehemalige Hudenutzung der Wälder hinweisen (LIBBERT 1941, ELLENBERG 1996, POTT 1996).

Aufgrund der historischen Waldnutzungen ist eine natürliche Baumartenzusammensetzung deshalb vielfach nicht mehr gegeben. Im Gehölzartenspektrum ist oft die Stieleiche (*Quercus robur*) in den Hartholzauen überrepräsentiert, da sie der bevorzugte Baum in der Hudewirtschaft war. Eine exakte Rekonstruktion der Auenurwälder ist daher aufgrund dieser starken anthropogenen Überformung nicht mehr möglich.

Pollenanalytische und makrorestanalytische Untersuchungen in den Sedimenten von Paleomäandern vieler mitteleuropäischen Flußlandschaften zeigen allerdings, daß in weitgehend unbeeinflussten Auenwäldern des Atlantikum (6000-3200 v. Chr.) schon Stieleichen, Ulmen und Eschen vertreten waren. An kleineren Flüssen wie beispielweise an der Ems und an der Weser konnten auch Schwarzerlen in den Randbereichen der Auenlandschaften als subfossile Makroreste nachgewiesen werden, die als subfossile Überreste ehemaliger Erlenbruchwälder verlandeter Altwässer aufgefaßt werden können (vgl. BEHRE 1970, CASPERS 1993). Die Buche vermag zwar im Winter kurzfristige Überflutungen zu überstehen, Sommerhochwässer erträgt sie jedoch in der Regel nicht (ELLENBERG 1996). Deshalb spielt *Fagus sylvatica* in Auenlandschaften nur eine untergeordnete Rolle, lediglich in den am höchsten gelegenen Niederungsbereichen, die über Jahrzehnte lang nicht von Hochwasserereignissen erfaßt werden, können nach ELLENBERG (1996) und VOLK (1999) vereinzelt auch Standorte für Buchen darstellen. TRAUTMANN und LOHMEYER (1960) beschreiben z. B. Buchenvorkommen auf selten überfluteten Standorten an der Ems. Sie führen diese seltene

Erscheinung auf die schnelle Entwässerung der sandigen Böden nach Überschwemmungen zurück (s. auch SPEIER 1999).

Arealgeographisch gesehen unterscheiden sich die Hartholz-Auenwälder der großen Ströme Mitteleuropas in floristischer Hinsicht durch z. T. eigene Florenelemente. Während am Rhein, der Donau und in den südostmitteleuropäischen Tieflandflüssen verstärkt Silberpappel (*Populus alba*), Efeu (*Hedera helix*) und Liguster (*Ligustrum vulgare*) vorkommen, herrschen an den mitteldeutschen Flüssen zentraleuropäische Geoelemente vor. Dazu gehören beispielsweise *Gagea lutea*, *Lamium maculatum*, *Arctium nemorum* und *Alliaria petiolata*. PASSARGE (1956) trennt aufgrund dieser regionalen Unterschiede die Hartholz-Auenwälder Mitteldeutschlands als eigene Assoziation ab und bezeichnet sie als *Fraxino-Ulmetum medioeuropaeum*. Auch JELEM (1974) differenziert aufgrund arealgeographischer Unterschiede kontinentale von atlantischen Auenwäldern. Im Südosten Europas tritt als weitere wichtige Baumart in den Auenwäldern die Quirllesche (*Fraxinus angustifolia*) auf, die an der March, Leitha und im Südburgenland die Westgrenze ihres geschlossenen Areals hat. Wälder diesen Typs werden syntaxonomisch als *Fraxino pannonicae-Ulmetum* bezeichnet (LAZOWSKI 1999). Am Oberrhein treten schließlich auch submediterrane Geoelemente wie z. B. *Tamus communis* und *Vitis vinifera* auf und betonen somit den die floristische Eigenständigkeit dieser Auenwälder. Für die märkischen Oderauen publizierte PASSARGE (1985) eine Monographie der Phanerophytenvegetation. Demnach zeigen die Auenwälder der Elbe und der Oder eine weitgehende Übereinstimmung ihrer Artengruppen.

Auf der ostelbischen Seite des Untersuchungsgebietes sind nur noch auf sehr kleiner Fläche fragmentarische Reste einer Hartholzaue ausgebildet. Auf niedersächsischer Seite befindet sich hingegen das „Gartower Elbholz“. Hierbei handelt es sich nach POTT (1999) um den größten Auwaldbestand des linksseitigen mittleren Elbtals. Der ca. 120 ha Fläche umfassende Wald ist seit Jahrhunderten in Privateigentum und gehört heute dem Grafen von Bernstorff. Die historische Hudennutzung im Elbholzes ist ausführlich bei JUNACK (1989) beschrieben worden. Demnach sind z. B. zwischen 1694-1695 289 Schweine aus den umliegenden Dörfern zur Mast in den Auenwaldbestand getrieben worden. Die Auswirkungen der Hudewirtschaft auf die Waldgesellschaften sind ausführlich bei POTT & HÜPPE (1991) sowie bei POTT (1993) beschrieben worden. Demnach waren viele Landschaften, infolge dieser ehemals weitverbreiteten und über Jahrtausende andauernden Nutzungsform, von Waldvegetationskomplexen, die aus Triftrasen, Staudensäumen, Gebüsch, Waldmänteln sowie degradierten Waldresten bestanden, geprägt.

Heute steht das Gartower Elbholz unter Naturschutz und wird in Teilbereichen nicht mehr forstlich genutzt, so daß sich dort wieder naturnahe Wälder entwickeln können (vgl. HÄRDLE et al. 1996). Der größte Flächenanteil der Hartholzauen (*Querco-Ulmetum*) des Gebietes befindet sich im Deichhinterland; allerdings gibt es auch außendeichs gelegene Bestände, welche der direkten Hochwasserdynamik der Elbe ausgesetzt sind. Zusammen mit Silberweidenwäldern (*Salicetum albae*) bilden sie hier trotz der ehemaligen anthropogenen Überformung vergleichsweise naturnahe Vegetationskomplexe mit z. T. seltenen Stromtal-elementen wie z. B. *Teucrium scordium* und *Cuccubalus baccifer*.

Die Eichen-Ulmen-Hartholzwälder des Untersuchungsgebietes zeichnen sich durch ihre artenreiche Baum- und Strauchschicht aus. Kennzeichnende Arten sind *Quercus robur* und *Ulmus laevis*, zu denen des öfteren auch *Fraxinus excelsior* hinzutritt. *Ulmus minor* kommt im Elbholz deutlich seltener vor als *Ulmus laevis*. Der Bestandsaufbau der Baumschicht ist durch Eichen, die eine Höhe von bis zu 30 m, bei einem Umfang in Brusthöhe von oft mehr als 1 m erreichen können, gekennzeichnet. Die Stieleiche (*Quercus robur*) verjüngt sich allerdings nur äußerst schlecht. Von der Flatterulme (*Ulmus laevis*) können hingegen des öfteren Jungpflanzen vorgefunden werden, die jedoch häufig vom Rehwild verbissen

werden. Den Einfluß von winterlichen Überschwemmungen der Hartholzauenbestände macht sich bei vielen Eichen und Ulmen deutlich durch Abschürfungen der Borke auf der strömungszugewandten Seite der Bäume bemerkbar. Diese Verletzungen sind auf winterlichen Eisgang zurückzuführen.

Die Strauchschicht wird im Hartholzauenwald überwiegend aus *Crataegus laevigata*, *Crataegus monogyna*, *Ulmus laevis* und *Cornus sanguinea* aufgebaut. In der Krautschicht finden sich im Unterschied zu den im Relief tiefer gelegenen Silberweiden-Auenwäldern (*Salicetum albae*) eine Vielzahl von Kennarten der Sommergrünen Laubwälder (*Quercus-Fagetum*) wie z. B. *Milium effusum*, *Geum urbanum*, *Circaea lutetiana*, *Festuca gigantea* oder *Impatiens parviflora*. Zu diesen Klassencharakterarten treten eine ganze Reihe weiterer Trennarten wie beispielsweise *Deschampsia cespitosa*, *Rubus fruticosus* agg., *Veronica hederifolia* und *Ranunculus ficaria* hinzu. Alle genannten Arten fehlen weitgehend in den Beständen des *Salicetum albae* und weisen somit im Hartholzauenwald auf eine geringere Überflutungshäufigkeit hin.

Die Waldbestände sind im Außendeichsbereich nämlich auf den nur selten überfluteten, hoch gelegenen Uferwällen angesiedelt. Der Hochwassereinfluß macht sich hier jedoch durch das verstärkte Auftreten von Nitrophyten wie z. B. *Galium aparine*, *Alliaria petiolata* und *Chaerophyllum temulum* in der Krautschicht bemerkbar. Die genannten Arten sind im Sommer aspektbestimmend. Im Gegensatz zu den nur qualmwasserbeeinflussten, binnendeichs gelegenen Eichen-Ulmen-Wäldern fördert der regelmäßige Nährstoffeintrag durch Überflutungsereignisse diese Pflanzenarten und führt häufig zu deren massenhaften Entwicklung. Zusammen mit den im Frühjahr auffällig hervortretenden Arten wie *Ranunculus ficaria*, *Stellaria media* ssp. *neglecta* und *Veronica hederifolia* ssp. *lucorum* kennzeichnen diese nährstoffanzeigenden Arten die Subassoziation von *Galium aparine*, die im Untersuchungsgebiet auf das Deichvorland beschränkt ist. Ähnliche nitrophytenreiche Ausbildungen des *Quercus-Ulmetum* beschreibt auch BRACHT (1999) für Hartholzauenwälder an der Unteren Mittelelbe zwischen Geesthacht und Havelberg.

In der binnendeichs vorkommenden Typischen Subassoziation des *Quercus-Ulmetum* fehlen diese Arten dagegen weitgehend. Der forstliche Einfluß ist in diesen Beständen deutlich größer als in den außendeichs gelegenen Eichen-Ulmenwäldern. Dies macht sich beispielsweise in der Artenzusammensetzung der Baumschicht bemerkbar. Arten wie *Fagus sylvatica*, *Tilia cordata* und *Pinus sylvestris* treten hier z. T. auffällig in Erscheinung. Zudem sind auch Aufforstungen mit *Alnus glutinosa* und *Pinus sylvestris* im Deichhinterland erfolgt.

In der Krautschicht der Typischen Subassoziation bildet in tiefer gelegenen Bereichen z. T. *Carex brizoides* eine eigene Fazies aus (vgl. auch DORNBUSCH 1991). Dabei kann die Art in der Krautschicht Deckungsgrade von bis zu 100 % erreichen, so daß nur noch wenige weitere Arten in diesen Beständen vorkommen. Im Vordeichland konnte *Carex brizoides* hingegen nicht nachgewiesen werden, jedoch ist die Art offenbar in der Lage, auch direkte Überflutungen zu ertragen, wie etwa Vegetationsaufnahmen von KNAPP (1946) aus dem Elbeabschnitt zwischen Dessau und Barby belegen.

5.6.1.2 *Alnus glutinosa*-Gesellschaft

(Tab. A 22)

Auf der Laascher Insel sind kleinflächige Aufforstungen mit Erlen (*Alnus glutinosa*) erfolgt. Diese Bestände stocken auf vergleichsweise trockenen Standorten, so daß sich in der Strauch- und Krautschicht keine typischen Arten der Erlenbrüche (*Alnetea glutinosae*) einfinden können. Vielmehr sind die Anpflanzungen von Nährstoffzeigern wie *Sambucus nigra*, *Galium aparine* und *Urtica dioica* durchsetzt. Zudem siedeln sich aufgrund des lichten

Kronendaches Grünlandarten wie *Holcus lanatus* und *Arrhenatherum elatius* sowie *Juncus effusus* in dieser Gesellschaft an.

Erlenbrüche vom Typ des *Carici-elongatae-Alnetum glutinosae* gehören als azonale Waldgesellschaft zum natürlichen Vegetationsinventar der mitteleuropäisch-subkontinentalen Niederungsbereiche. Auch an der Mittelelbe kommen sie auf staunassen, anmoorigen Standorten an den Rändern der Auenlandschaften natürlicherweise vor. Nördlich der Laascher Insel, direkt an das Gebiet angrenzend, sind ebenfalls solche Erlenbruchwälder mit typischer Artenzusammensetzung ausgebildet. Im Gegensatz zu den gepflanzten Erlen im Untersuchungsgebiet ist jedoch *Alnus glutinosa* auf diesen staunassen Standorten meist basiton verzweigt, so daß diese Wälder ein anderes Erscheinungsbild aufweisen. Besonders erwähnenswert sind in den Beständen des *Carici elongatae-Alnetum* die stattlichen Vorkommen des Königfarns (*Osmunda regalis*), welcher als vorwiegend atlantisch-subatlantisch verbreitetes Florenelement an der Mittelelbe besonders selten ist.

5.6.1.3 *Pinus sylvestris*-Gesellschaft

(Tab. A 23)

Im letzten Jahrhundert sind die hoch gelegenen, vegetationsarmen Dünenkomplexe großflächig mit Kiefern (*Pinus sylvestris*) aufgeforstet worden. Mit zunehmender Bewaldung wurden dadurch die sandigen Böden festgelegt, so daß die für umliegende Siedlungen gefährlichen Sandverwehungen und Wanderbewegungen der Dünen weitgehend eingedämmt werden konnten.

Auch an der unteren Seegeniederung sind auf den Talsandflächen Aufforstungen mit Kiefern (*Pinus sylvestris*) erfolgt. Das lichte Kronendach der Kiefern läßt in den Beständen der Typischen Subassoziaton die Entwicklung einer oft üppigen Strauchschicht zu. Dabei können im Unterwuchs unterschiedliche Sträucher wie z. B. *Sambucus nigra*, *Rubus fruticosus* agg. oder auch Neophyten und Ziergehölze wie *Prunus serotina* und *Mahonia aquifolia* aspektbestimmend sein. Die Kraut- und Moosschicht ist unter solchen Bedingungen zumeist sehr artenarm und spärlich entwickelt. Unter den Moosen kommen als Begleiter lediglich *Brachythecium rutabulum*, *Scleropodium purum* sowie *Eurhynchium praelongum* vor. In der Krautschicht sind hier desöfteren Farne wie *Dryopteris carthusiana* und *-dilatata* vertreten.

In der Subassoziaton von *Carex arenaria* ist dagegen die Kraut- und Moosschicht meist besser entwickelt als in der Typischen Subassoziaton und erreicht somit viel höhere Deckungsgrade. Im Gegensatz dazu ist die Strauchschicht oft viel schlechter entwickelt oder fehlt z. T. sogar ganz. Neben *Carex arenaria* treten hier als weitere Differentialarten Moose wie *Pleurozium schreberi*, *Hypnum cupressiforme* und *Dicranum scoparium* auf. Auch *Avenella flexuosa* hat seinen Schwerpunkt in den Beständen dieser Subassoziaton und erreicht hier Deckungswerte von bis zu 75 %.

Die Aufforstung mit Kiefern erfolgte zumeist auf Flächen mit Sandtrockenrasen vom Typ des *Spergulo-Corynephorum*. Mit zunehmender Beschattung werden jedoch die lichtliebenden Arten dieser Bestände sehr schnell verdrängt und durch andere Pflanzenarten ersetzt. Eine Ausnahme bildet in diesem Zusammenhang *Carex arenaria*, die offenbar ein außerordentlich hohes Verharrungsvermögen besitzt. Die Art hat eine große phänotypische Plastizität und unterscheidet sich dabei deutlich in der Blattlänge und -breite von Exemplaren, die in lichten Sandtrockenrasen aufwachsen.

Die potentielle natürliche Vegetation auf den Standorten dieser Kiefernforste sind nach WALTHER (1977a) Birken-Eichenwälder (*Betulo-Quercetum*). Dafür spricht auch das spontane Aufkommen von vielen jungen Eichen (*Quercus robur*) in der Kraut- und Strauch-

schicht der *Pinus sylvestris*-Gesellschaft. Allerdings ist nicht auszuschließen, daß auch *Pinus sylvestris* autochthone Vorkommen auf den konkurrenzarmen, sandigen Dünen wie beispielsweise bei Klein Schmölen im mittleren Elbetal hat. Das Indigenat der subkontinental verbreiteten Sand-Kiefernwälder (*Dicrano-Pinion*) beginnt in Ostdeutschland östlich der Elbe und reicht bis hin nach Polen. Des weiteren sind einige natürliche Exklaven von Kiefern auf stark gebleichten Podsolen in West- und Süddeutschland bekannt, deren Vorkommen sich vermutlich vorrangig auf einwanderungsgeschichtliche Gründe zurückführen lassen (POTT 1993).

6 Vegetationszonierungen im mittleren Elbetal

Ein wichtiger Faktor hinsichtlich der Vegetationsdifferenzierung stellt im Untersuchungsgebiet das Mikrorelief dar. Wenn auch der anthropogene Einfluß heute oft den prägenden und dominierenden Faktor für die Ausbildung von Pflanzengesellschaften darstellt, so gibt es doch einige ökologische Faktoren, die sich begrenzend auf die Ausbildung und Verbreitung von Ersatzgesellschaften auswirken (TRETER 1973). In Auenlandschaften nehmen in diesem Zusammenhang die Bodenfeuchte und der Nährstoffgehalt eine herausragende Rolle ein. Je nach Bodensubstrat und Lage im Relief lassen sich daher in Abhängigkeit dieser Standortfaktoren und der anthropogenen Nutzung verschiedene Mosaik- und Zonationskomplexe von Pflanzengesellschaften unterscheiden (DIERSCHKE 1994).

Ein Vergleich der räumlichen Vegetationsanordnung läßt dabei Rückschlüsse auf die syn-dynamischen und synökologischen Eigenschaften einzelner Pflanzengesellschaften bzw. auf Sukzessionsprozesse nach Aufgabe der landwirtschaftlichen Nutzung zu (VERBÜCHELN 1987). Deshalb sollen am Beispiel von Transektuntersuchungen die wichtigsten Vegetationskomplexe im Untersuchungsgebiet beschrieben werden.

6.1 Flutrinnen im Deichhinterland

In tonreichen und qualmwasserbeeinflußten Flutrinnen des Deichhinterlandes, die brach liegen oder nur extensiv landwirtschaftlich genutzt werden, bilden verschiedene Röhricht- und Flutrasengesellschaften kleinflächig differenzierte Vegetationskomplexe (Abb. 12). Die tiefsten und lange Zeit im Jahr überfluteten, staunassen Stellen werden dabei oft von verschiedenen Ausbildungen des *Glycerietum maximae* (Riesenschwaden-Röhricht) eingenommen. An intensiver genutzten Standorten steht das *Glycerietum maximae* in der Subassoziation von *Agrostis stolonifera* regelmäßig in Kontakt mit Flutrasen vom Typ des *Ranunculo-Alopecuretum geniculati*. In ungenutzten sowie nur extensiv gemähten Flutrinnen, aber auch an Gräben mit geringer Wasserströmung ist hingegen die artenarme Typische Subassoziation dieser Gesellschaft ausgebildet (s. Kap. 5.3).

Etwas höher im Relief gelegen steht das Schlankseggen-Ried (*Caricetum gracilis*) oft in direkter Nachbarschaft zum *Glycerietum maximae*. Dieser enge räumliche Kontakt mit oft fließenden Übergängen dieser beiden Pflanzengesellschaften kommt in der Subassoziation von *Glyceria maxima* des *Caricetum gracilis* zum Ausdruck. Bei ansteigendem Geländeniveau schließen sich an das Schlankseggenried häufig Rohrglanzgras-Röhrichte (*Phalaridetum arundinaceae*) an, die zu den großflächig verbreiteten, wechselfeuchten Grünlandgesellschaften wie Weidelgras-Weißkleeweide (*Lolio-Cynosuretum cristati*) und Quecken-Wiesenfuchsschwanz-Gesellschaft (*Elymus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft) überleiten.

Bei einer intensiveren Beweidung können sich dagegen aus den Röhricht-Flutrasengesellschaften vom Typ des *Ranunculo-Alopecuretum geniculati* entwickeln. Dabei tritt am häufigsten die Subassoziation von *Lysimachia nummularia* auf, die hinsichtlich ihrer hydrologischen und edaphischen Ansprüche eine relativ weite ökologische Amplitude besitzt.

Allerdings können auch hier durch die Differenzierung verschiedener Varianten kleinräumig wechselnde Standortunterschiede deutlich aufgezeigt werden. Während die Typische Variante dieser Subassoziation immer nassere und tiefer gelegene Bodenmulden und

Flutrinnen besiedelt, steht die Variante von *Alopecurus pratensis* bereits in Kontakt mit höher gelegenen Grünlandgesellschaften und leitet zu diesen über.

Außerhalb der qualmwasserbeeinflussten Flutmulden schließen sich je nach landwirtschaftlicher Nutzung zunächst Gesellschaften wie das *Lolio-Cynosuretum cristati* bzw. die *Elymus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft an die Röhrichte und Flutrasen an. Die am höchsten gelegenen Standorte können schließlich auch von Beständen des *Dauco-Arrhenatheretum elatioris* besiedelt werden.

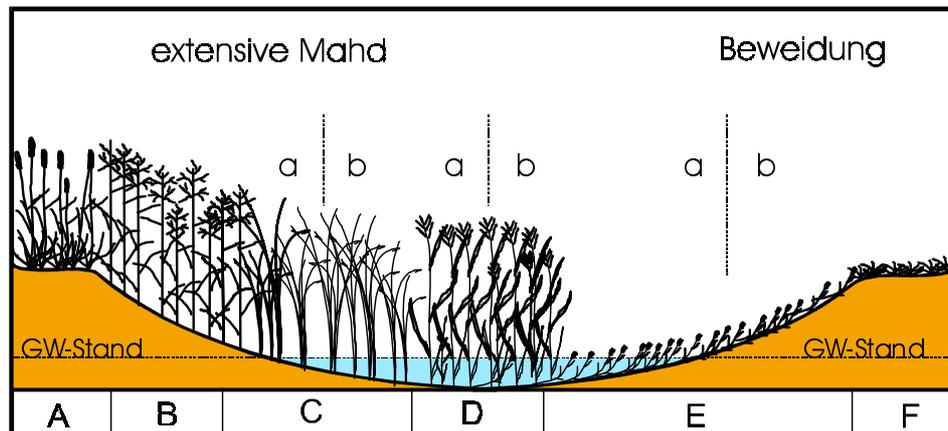


Abb. 12: Schematische Darstellung eines Vegetationsprofils durch eine Flutrinne im Deichhinterland der Rückdeichungsfläche Lenzen-Wustrow. Es bedeutet: A = *Elymus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft, B = *Phalaridetum arundinaceae*, C = *Caricetum gracilis* (a: Subass. v. *Phalaris arundinacea*, b: Subass. v. *Glyceria maxima*), D = *Glycerietum maximae* (a: Typische Subass., b: Subass. v. *Agrostis stolonifera*), E = *Ranunculo-Alopecuretum geniculati* (a: Subass. v. *Lysimachia nummularia* Typische Variante, b: Subass. v. *Lysimachia nummularia* Variante von *Alopecurus pratensis*), F = *Lolio-Cynosuretum cristati*.

6.2 Flußufer der Elbe im Deichvorland

Im Deichvorland der Elbe sind die Pflanzengesellschaften dem direkten Einfluß des Elbwassers ausgesetzt. Aufgrund der regelmäßigen Überflutungen, der Wasserströmung und den sandigeren Bodenverhältnissen treten hier deshalb eine ganze Reihe von Pflanzengesellschaften auf, die binnendeichs fehlen. Diese räumlichen und standörtlichen Unterschiede spiegeln sich auch in der Vegetationszonierung wider.

Direkt am Elbufer sind daher ephemere Gesellschaften vom Typ des *Xanthio-Chenopodietum rubri* ausgebildet, denen landeinwärts zumeist üppige Bestände von Rohrglanzgras-Röhrichten folgen (Abb. 13). Höher angrenzend findet sich dann häufig die *Elymus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft, welche auf den Uferwällen schließlich von der Straußampfer-Margeriten-Wiese (*Leucanthemo-Rumicetum thyrsoflori*) abgelöst wird. Die im Deichhinterland vorherrschenden Schlankseggen-Riede und Riesenschwaden-Röhrichte sind dagegen aufgrund der ausgeprägten Wasserströmung und der grobkörnigeren Bodensubstrate im Deichvorland nur selten vertreten.

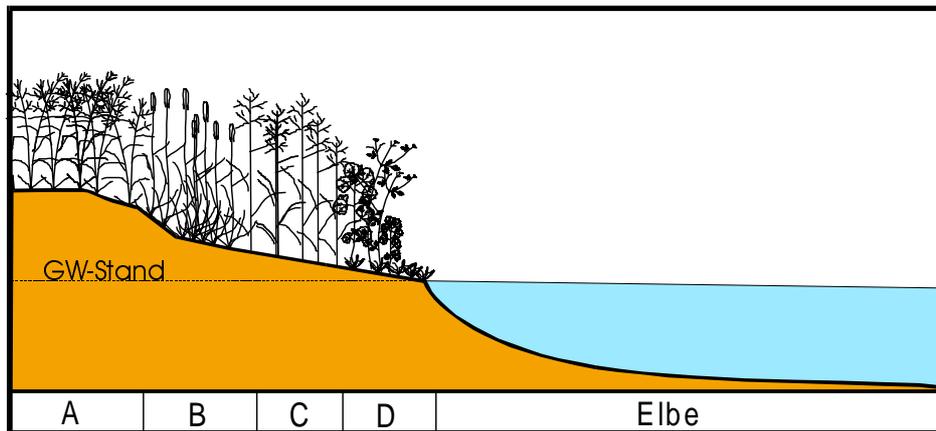


Abb. 13: Schematische Darstellung eines Vegetationsprofils am Elbeufer bei Pevestorf. Es bedeutet: A = *Leucanthemo-Rumicetum thrysiflori*, B = *Elymus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft, C = *Phalaridetum arundinaceae*, D = *Xanthio-Chenopodietum rubri*.

Einen besonderen Lebensraum stellen die Buhnen am Elbeufer dar. Sie bestehen aus lockeren Steinschüttungen, die in den strömungsexponierten Lagen zusätzlich durch Steinpflaster gegen Erosion geschützt sind. Im Gegensatz zu den unbefestigten Ufern trocknen die Buhnen jedoch schneller ab, so daß hier andere Feuchtigkeitsverhältnisse vorherrschen. Die Vegetation besteht hier daher meist aus einem kleinräumig wechselnden Mosaik von Röhrichten, Flutrasen und Gehölzbeständen. Vielfach dominieren auf den Buhnenrücken Rohrglanzgras-Röhrichte. Im vorderen, flußzugewandten Teil, tritt hingegen in den Pflasterritzen regelmäßig die *Juncus compressus*-Gesellschaft auf, die auch von WALTHER (1977a) für die Elbe bzw. von LOHMEYER (1953) für die Weser beschrieben worden ist.

Bemerkenswert sind die rasch aufkommenden Gehölze auf den gepflasterten Flächen. Neben verschiedenen Weidenarten wie *Salix fragilis*, *Salix alba*, *Salix viminalis* und *Salix triandra* vermögen sich nach BRANDES & SANDER (1995) vor allem *Populus nigra* s.l. und *Ulmus minor* an solchen Standorten zu etablieren. Die Sukzession zu geschlossenen Gehölzbeständen wird aber aus wasserbaulichen Gründen durch regelmäßig durchgeführte Pflegemaßnahmen unterbunden.

6.3 Flußufer der Löcknitz und Seege

Entlang der Nebenflüsse Löcknitz und Seege sowie entlang der Grabensysteme im Rückdeichungsgebiet Lenzen-Wustrow sind vergleichbare Zonationsmuster wie in den Flutrinnensystemen im Deichhinterland der Elbe ausgebildet (Abb. 14). Im Gegensatz zu den qualmwasserbeeinflussten Senken ist der Wasserhaushalt solcher Standorte hier jedoch mehr durch horizontale Wasserbewegungen gekennzeichnet. Aufgrund dieser Strömungsverhältnisse tritt das Riesenschwaden-Röhricht (*Glycerietum maximae*) sehr stark zurück, so daß die Uferbereiche der Löcknitz und der Seege bevorzugt vom Schlankseggen-Ried besiedelt werden können. Höher gelegen bildet sich hingegen meist ein Rohrglanzgras-Röhricht aus, welches bei Mahdnutzung jedoch oftmals von der Quecken-Wiesenfuchsschwanz-Gesellschaft ersetzt wird.

Auf den beweideten Flächen treten dagegen Flutrasen anstelle der beweidungsempfindlichen Röhrichte auf, während Weidelgras-Weißkleewiden oft die Quecken-Wiesenfuchsschwanz-Gesellschaft ersetzen können.

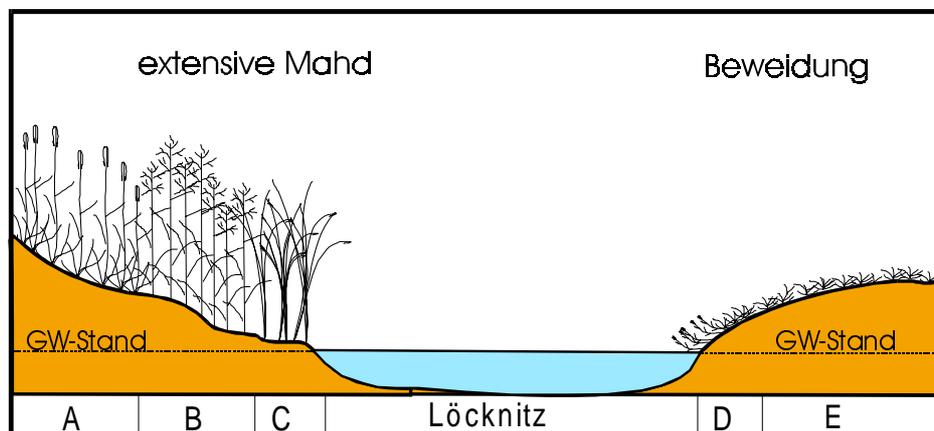


Abb. 14: Schematische Darstellung eines Vegetationsprofils durch die Löcknitzau. Es bedeutet: A = *Elymus repens*-*Alopecurus pratensis*-Gesellschaft, B = *Phalaridetum arundinaceae*, C = *Caricetum gracilis*, D = *Ranunculo-Alopecuretum geniculati*, E = *Lolio-Cynosuretum cristati*.

6.4 Deiche

Die Deiche weisen ebenfalls charakteristische Vegetationszonierungen mit z.T. seltenen Pflanzengesellschaften auf. Eigene Untersuchungen sowie Arbeiten von HUSICKA & SCHULTE (1999) am Niederrhein belegen die wichtige Funktion der Deichsysteme als potentielle Refugien für artenreiche Grünlandgesellschaften.

Je nach Bewirtschaftung, Exposition und Bodensubstrat bilden verschiedene Vegetationseinheiten die Grasnarbe der Deiche. So finden sich z. B. auf Deichabschnitten mit sandigem Untergrund im Rückdeichungsgebiet Lenzen-Wustrow unterschiedliche Ausbildungen artenreicher Grasnelkenfluren (*Diantho-Armerietum*). Auf Deichabschnitten mit höheren Lehmantilen, sind hingegen vorwiegend Glatthaferwiesen (*Dauco-Arrhenatheretum*) und Bestände der Quecken-Wiesenfuchsschwanz-Gesellschaft (*Elymus repens*-*Alopecurus pratensis*-Gesellschaft) ausgebildet.

Abb. 15 zeigt ein typisches Vegetationsprofil entlang des mit Schafen beweideten Deiches im Rückdeichungsgebiet Lenzen-Wustrow. Die Abschnitte der elbabweandten, nordost-exponierten Seite zeichnen sich meistens durch einen sandigeren Untergrund mit niedrigen Humusanteilen aus, so daß hier die Böden nur eine geringere Feldkapazität aufweisen. Die südwestexponierten Deichseiten zeigen hingegen oft einen höheren Lehmanteil im Boden und besitzen somit eine höhere Feldkapazität. Diese Standortunterschiede spiegeln sich deutlich im Artenspektrum der hier vertretenen Grünlandgesellschaften wider.

Die sandigen Bereiche werden vermehrt von Magerkeitsanzeigern wie beispielsweise *Luzula campestris*, *Ranunculus bulbosus*, *Saxifraga granulata*, *Galium verum* und *Armeria elongata* besiedelt. Diese Arten sind charakteristisch für die Grasnelkenfluren vom Typ des *Diantho-Armerietum*, wobei sich die konkurrenzschwachen Arten wie beispielsweise *Saxifraga granulata*, *Armeria elongata* und *Ranunculus bulbosus* vor allem in den lückigen Beständen direkt unter der Deichkrone einfinden. Die Grasnelkenflur nimmt innerhalb der Sandtrockenrasen die am besten mit Wasser und Nährstoffen versorgten Böden ein und leitet damit zu den Grünlandgesellschaften der Klasse *Molinio-Arrhenatheretea* über (vgl. JECKEL 1984). Dies wird durch Arten angezeigt, die sowohl in den Grasnelkenfluren als regelmäßige Begleiter vorkommen, als auch im Wirtschaftsgrünland vertreten sind. Dazu gehören unter anderem *Festuca rubra*, *Elymus repens*, *Alopecurus pratensis*, *Rumex acetosa*, *Arrhenatherum elatius* und *Dactylis glomerata*. Diese Arten treten durchgehend entlang des

Transektes auf, besitzen aber den Schwerpunkt ihres Vorkommens auf den elbzugewandten Deichseiten. Hier kennzeichnen sie die Glatthaferwiese (*Dauco-Arrhenatheretum*).

Im Bereich der unteren Deichabschnitte schließen sich die bereits erwähnten Quecken-Wiesenfuchschwanz-Bestände an. Unter sehr feuchten bis nassen Standortbedingungen können am Deichfuß Rohrglanzgras-Röhrichte (*Phalaridetum arundinaceae*) oder aber bei intensiver Beweidung auch Flutrasen (*Ranunculo-Alopecuretum geniculati*) ausgebildet sein.

Im Rahmen von Auenrenaturierungsmaßnahmen ist es aus floristischer Sicht bei der Anlage von neuen Deichen empfehlenswert, Teile des Altdeiches, soweit dies technisch möglich ist, zu erhalten. Zu denken ist dabei auch an Grassodenverpflanzungen auf neu errichteten Deichanlagen, um initiale Diasporenentwicklungen von seltenen und bedrohten Florenelementen zu begünstigen.

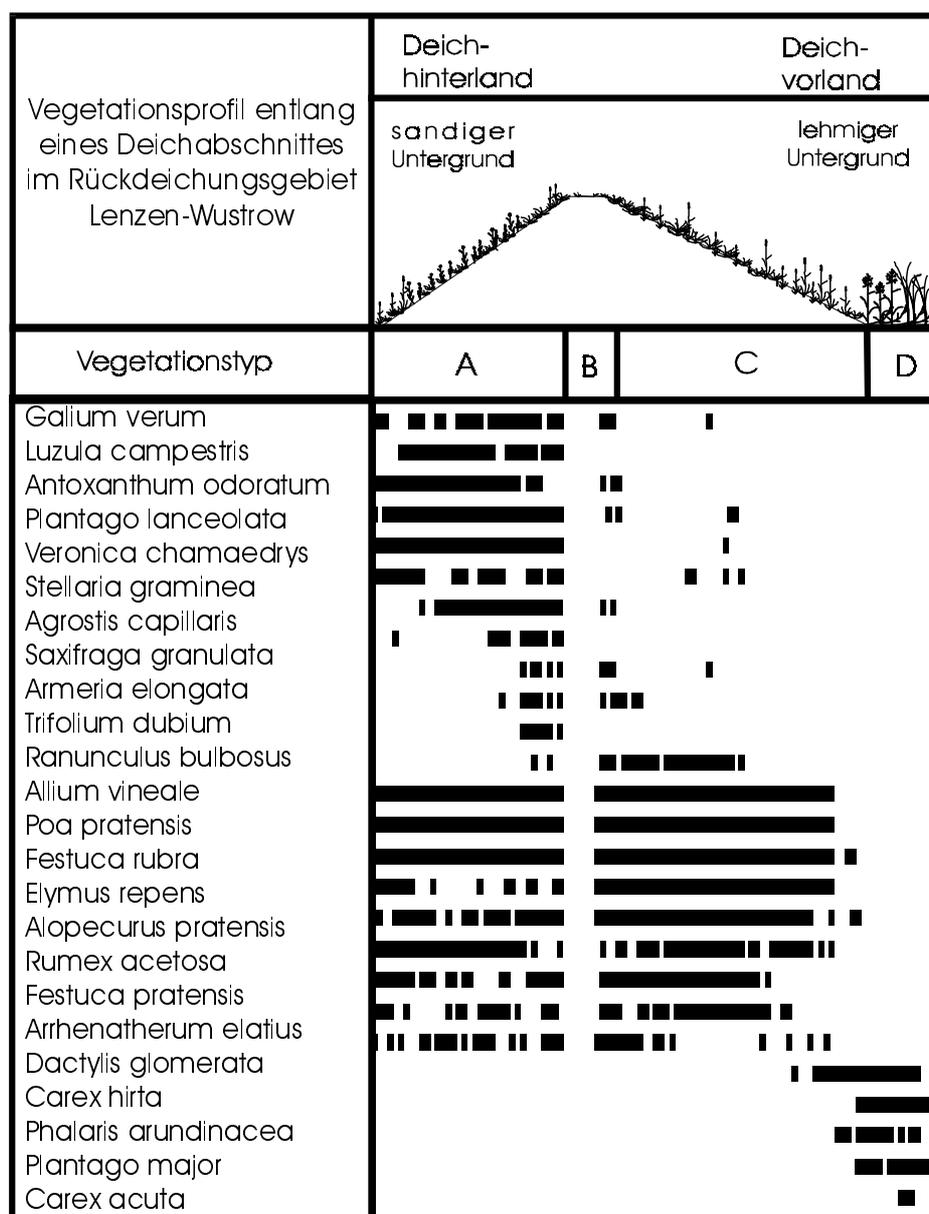


Abb. 15: Schematische Darstellung eines Vegetationsprofils entlang eines Deichabschnittes im Rückdeichungsgebiet Lenzen-Wustrow: A = *Diantho-Armerietum elongatae*, B = Deichkrone, C = *Dauco-Arrhenatheretum elatioris*, D = Mischbestand aus *Phalaridetum arundinaceae* und *Caricetum gracilis*.

7 Untersuchungen zur Überflutungstoleranz von Auengehölzen und auentypischen Pflanzengesellschaften

In Auenlandschaften ist der Wasserhaushalt der wichtigste Standortfaktor. In Abhängigkeit von der Bodenfeuchte entsteht daher ein kleinräumig wechselndes Vegetationsmosaik aus unterschiedlichen Pflanzengesellschaften (vgl. KÁRPÁTI & KÁRPÁTI 1971). Trotz geringer topographischer Höhenunterschiede von meist nur wenigen Dezimetern spiegelt sich deshalb das Mikrorelief deutlich in charakteristischen Vegetationszonierungen wider (s. Kap. 6).

Besonders die ufernahe Zonierung von Pflanzengesellschaften an den großen Flüssen hängt dabei im wesentlichen von der Überflutungshäufigkeit und Überflutungsdauer ab. Diese beiden Standortfaktoren beeinflussen in Auenökosystemen den Bodenwasser- und Gashaushalt, den Eintrag von Nähr- und Schadstoffen sowie die Sedimentations- und Erosionsprozesse. Lang anhaltende Überflutungen führen beispielsweise im Boden zu anaeroben Milieubedingungen und niedrigen Redoxpotentialen. Bei niedrigen Wasserständen ist dagegen eine gute Sauerstoffversorgung des Wurzelraumes gewährleistet. Dieser ständige Wechsel von Überflutung und Austrocknung führt dazu, daß viele speziell an diese Bedingungen adaptierte Organismen in Auenlandschaften vorzufinden sind. In diesem Zusammenhang sei auf entsprechende Untersuchungen am Rhein von KRAUSE (1982) DISTER (1983), SPÄTH (1988), HENRICHFREISE (1996) und VAN DE STEEG (1998) hingewiesen.

Der Flußwasserstand wirkt sich dabei in Abhängigkeit von der Geländehöhe sowohl direkt durch die Überflutungen als auch indirekt über den Boden- und Grundwasserhaushalt auf die Vegetation aus. Der Gebietswasserhaushalt ist daher von zentraler Bedeutung für die Erklärung des oft kleinräumigen Wechsels von verschiedenen Pflanzengesellschaften (vgl. POTT 1996).

Die Ursachen für das Fehlen überflutungsempfindlicher Arten an regelmäßig überschwemmten Standorten liegen in der mangelhaften Sauerstoffversorgung der lange im Jahr wassergesättigten Böden. Solche Bedingungen führen nach CRAWFORD (1966) zu anaeroben Stoffwechsel und damit zur Anhäufung toxischer Ethanolmengen in den Zellen. Infolgedessen kommt es zu einer Hemmung der Wurzelaktivität und zu einer Verschlechterung der Nährstoffaufnahme, was zu einer deutlichen Vitalitätsabnahme führen kann. Dabei sind die Schädigungen durch Überflutungen während der Vegetationsperiode größer, da zu dieser Zeit die Pflanzen eine höhere Stoffwechselaktivität als in der Winterperiode aufweisen. Zudem werden durch Überflutungen auch die Stofftransportvorgänge in der Wurzel negativ beeinflusst, so daß es dort zu einer Akkumulation toxischer Stoffwechselprodukte kommen kann. Im Extremfall führen diese Störungen zum Absterben der Pflanze (vgl. HELLBERG 1995, BLOM et al. 1994).

Überflutungs- und überstauungstolerante Arten können sich hingegen aufgrund anatomischer Besonderheiten (z. B. Aerenchyme) und spezifischer stoffwechselphysiologischer Merkmale bevorzugt auf nassen Standorten behaupten. Nach CRAWFORD (1989) zeichnet sich der Stoffwechsel von Helophyten durch eine verminderte Alkoholdehydrogenase und einer vermehrten Malatanreicherung aus. Eine besondere Bedeutung hinsichtlich der Anoxietoleranz kommt offenbar dem Vorhandensein ausreichender Reservestoffmengen zu, da anaerober Stoffwechsel energetisch ungünstiger ist als aerober Stoffabbau. Viele

Röhrichtarten verfügen deswegen über mächtige Rhizome, in denen große Mengen an Stärke gespeichert werden können (HELLBERG 1995).

Alle hier aufgeführten Faktoren sind für die Ausbildung und für die räumliche Differenzierung der Pflanzengesellschaften in Auenökosystemen von grundsätzlicher Bedeutung. Bei der Prognose einer künftigen Auenentwicklung, wie sie im Rahmen des Rückdeichungsprojektes angestrebt wird, können jedoch nicht alle diese genannten Parameter berücksichtigt werden. Aufgrund der Vielfalt dynamischer Prozesse in Auenlandschaften ist es daher nicht möglich, die zukünftige Vegetationsentwicklung vollständig vorherzusagen. Mit entsprechenden Modellen, wie sie in den folgenden Kapitel beschrieben werden, können jedoch syn-dynamische Prozesse sowie Standortpotentiale für auentypische Pflanzengesellschaften mit einer großen Wahrscheinlichkeit vorhergesagt werden.

7.1 Aspekte der ökologischen Auswertung hydrologischer Daten

Umfangreiche Untersuchungen über Vegetationszonierungen und Überflutungstoleranzen von Auenwäldern und anderen auentypischen Pflanzengesellschaften sind beispielsweise am Rhein von SCHÄFER (1973) und DISTER (1980), (1991), HÜGIN & HENRICHFREISE (1992) durchgeführt worden. Für den Rhein und andere Flüsse Nordwestdeutschlands liegen z. B. Arbeiten von HOFMEISTER (1970), MEISEL (1977a) und POTT (1983) vor, während die Vegetationszonierungen der Auenlandschaften weiter östlich gelegener Flußsysteme wie der Elbe, Havel, Oder und March unter anderem von LIBBERT (1931), NEUHÄUSL et al. (1965), KOPECKÝ (1966), DISTER & DRESCHER (1987), HENRICHFREISE (1996), HORST et al. (1966) und BURKART (1998) bearbeitet wurden. Dabei kamen unterschiedliche Untersuchungsmethoden und -ansätze zur Anwendung.

Bislang wurde in diesem Zusammenhang meist die sogenannte Transektanalyse angewendet, deren Aussagemöglichkeiten aufgrund der linearen Erfassung von Pflanzenbeständen jedoch begrenzt sind (DIERSCHKE 1994).

Zudem wurde oft eine direkte Beziehung zwischen dem Wasserhaushalt und den entsprechenden Pflanzengesellschaften hergestellt, wobei die Vegetationszonierung unmittelbar in Abhängigkeit von einem Fluß- oder Grundwassermeßpegel untersucht wurde. Diese z. B. von TÜXEN (1954), SEIBERT (1963), BÁLÁTOWA-TULÁCKOWÁ (1968), PFRIGNER (1973) und LEYER (1999) verwendete Methode stellt sicherlich eine sehr genaue Möglichkeit dar, die Vegetation mit dem Wasserhaushalt des Standortes zu korrelieren. Neben einer vergleichsweise geringen Anzahl der Meßstellen ist aber der zeitliche Rahmen solcher Untersuchungen meist auf wenige Jahre beschränkt, so daß die für die Vegetationsdifferenzierung besonders wirksamen hydrologischen Extremereignisse (z. B. Höchst- und Niedrigstwasser) nicht immer mit erfaßt werden konnten.

Deshalb wurden schon frühzeitig behördliche Meßpegel genutzt, die an den Pegeln oft über Jahrzehnte lang aufgezeichneten Wasserstände für ökologische Untersuchungen heranzuziehen. Untersuchungen dieser Art gibt es Rheinauen z. B. von KRAUSE (1982) und DISTER (1980). Durch entsprechende hydrostatistische Auswertungen der Meßzeitreihen konnte somit die Wasserdynamik als Standortfaktor repräsentativ beschrieben werden. Bei der Auswertung von langjährig aufgezeichneten Flußwasserständen sind jedoch aus geobotanischer Sicht einige Aspekte besonders zu berücksichtigen:

- 1) Grundsätzlich kann sich in Flußsystemen die Wasserabflußmenge durch wasserbauliche Maßnahmen, insbesondere durch den Bau von Talsperren, Niedrigwasserregulierung und Flußbegradigung, verändern (POTT 1992, 1999). Jüngste Untersuchungen der Bundesanstalt für Wasserbau haben gezeigt, daß der Verlauf der Wasserstände an der

Oberen Elbe erst durch die 1964 fertiggestellten großen Talsperren nachhaltig verändert wurde. Deshalb ist es für den Flußabschnitt der Mittel- und Unterelbe sinnvoll, den Meßzeitraum für die hydrostatistische Auswertung auf die Jahresreihe von 1964-1998 zu beschränken (HARMS et al. 1998, MONTENEGRO et al. 1999). Unabhängig von den Durchflüssen können sich im Laufe der Zeit aber auch die Lagen der Flußwasserspiegel selbst verändern. Vor den wasserbaulichen Eingriffen waren die Wasserstände der Elbe im untersuchten Abschnitt deutlich höher, doch infolge von Sohlenerosion hat sich der Fluß bis heute mehrere Dezimeter in sein ursprüngliches Bett eingetieft. Auch dieser Faktor ist bei der Verwendung langer Meßzeitreihen zur Ermittlung von Wasserständen in Flußauen zu berücksichtigen.

- 2) Bei der Betrachtung von Vegetationszonierungen im untersuchten Gebiet ist des Weiteren zu berücksichtigen, daß der Wasserstand der Elbe nur in unmittelbarer Nähe zum Fluß direkt mit dem Grundwasserstand gleichzusetzen ist. In elbferneren Bereichen machen sich dagegen verstärkt die Einflüsse der elbparallel verlaufenden Nebenflüsse Löcknitz und Seege auf das Grundwasser bemerkbar (vgl. Abb. 11). Ein weiterer Faktor, welcher sich ebenfalls erheblich auf die Grundwasserstände auswirkt, sind die vielfach binnendeichs gelegenen Grabensysteme zur Entwässerung des Grünlandes (GERHARDT 1891, FLEMMING 1997).
- 3) Eine weitere Vereinfachung, die häufig bei der Berechnung von Überflutungshäufigkeiten vorgenommen wird, liegt in der Annahme, daß bei Hochwasser eine direkte Anbindung des Vordeichlandes an das Wasserregime des Flusses besteht. Vielfach läßt sich jedoch beobachten, daß an der Unteren Mittel- und Unterelbe mit ihrem geringen Gefälle ein Wassereinstrom in Rinnen und andere Hohlformen erst nach der Überflutung weiter stromabwärts gelegener Geländeabschnitte erfolgt. In solchen Fällen überflutet das Vordeichland entgegen der Fließrichtung der Elbe, so daß sich ein niedrigerer Wasserstand als der auf vergleichbarer Kilometrierung liegende Flußwasserspiegel einstellt (GRÖNGRÖFT 1999). Darüber hinaus ist das Flußgefälle häufig nicht über längere Abschnitte konstant, so daß die Annahme eines durchschnittlichen Gefällewertes bei der Berechnung von Überflutungshäufigkeiten zu Fehlern führen kann.
- 4) Der Wasserstand entlang von Flüssen ist unter anderem auch von der Flußmorphologie abhängig. Bei gleichen Abflußmengen stellen sich in Flußverengungen z.B. höhere Wasserstände ein als in Flußabschnitten, in denen das Flußbett besonders tief und breit ist (Abb. 16). Auch an Gleit- und Prallhängen sind häufig unterschiedliche Wasserstände meßbar. So wird an letzteren das Flußwasser oft stärker gestaut als an Gleithängen, es treten hier dann vergleichsweise höhere Wasserstände auf (NEUHÄUSL et al. 1965, MONTENEGRO et al. 1999a).
- 5) Die Vegetation im unmittelbaren Einflußbereich des Flusses ist zeitweise erheblichen mechanischen Belastungen ausgesetzt. Diese resultieren nicht nur aus wechselnden Wasserständen und unterschiedlichen Strömungsverhältnissen, sondern sind auch auf winterlichen Eisgang zurückzuführen. Treibende Eisschollen und Eisversetzungen üben z.T. erhebliche Kräfte auf die Vegetation und die bestehenden Deichanlagen aus. Oft sind Abschürfungen der Baumrinde an ufernahen Gehölzen zu beobachten, die auf solche Ereignisse schließen lassen (GERHARDT 1891, THIELEMANN 1907, KÜSTER & PÖTSCH 1998). Auch solche Faktoren können bei der Ausbildung von Vegetationsgrenzen eine große Rolle spielen und müssen im Einzelfall zur Erklärung des bestehenden Vegetationsbildes herangezogen werden.
- 6) Aus vegetationskundlicher Sicht sind nach ELLENBERG (1996) bei der Untersuchung von Vegetationszonierungen die Konkurrenzbedingungen, denen die Pflanzen ausgesetzt sind, von entscheidender Bedeutung. So können z. B. nach katastrophalen Über-

flutungseignissen Weichholzaunenwälder durch fehlende interspezifische Konkurrenz anderer Baumarten kurzfristig auch in weitaus trockenere, im Relief höher gelegene Auenbereiche vordringen. Zudem ist es bei der Untersuchung von Vegetationszonierungen wichtig, sowohl die Vergleichbarkeit edaphischer Faktoren, wie z. B. die Oberbodenart, als auch die Altersstruktur und die Vitalität der entsprechenden Pflanzenbestände zu beachten.

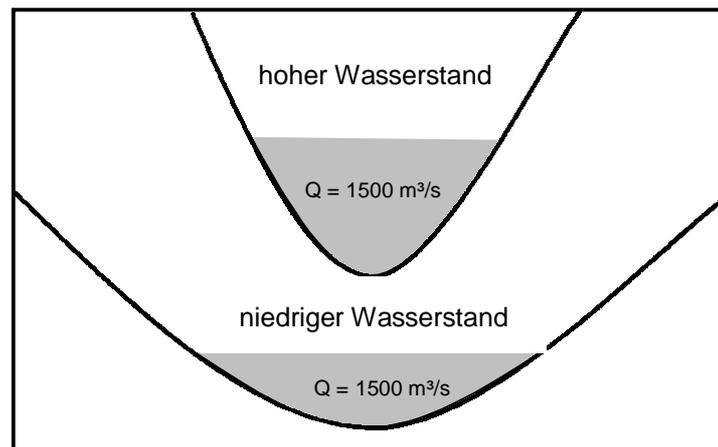


Abb. 16: Zusammenhang zwischen Wasserstandshöhe und Flußbettmorphologie: Bei einem schmalen Flußbett stellt sich bei gleicher Wasserdurchflußmenge (Q) ein höherer Wasserstand ein als an einem breiteren Flußabschnitt.

7.2 Das zweidimensionale, hydrodynamisch-numerische Modell zur Berechnung von Überflutungshäufigkeiten

In jüngster Zeit kommen bei ökologischen Untersuchungen verstärkt sowohl geographische Informationssysteme und digitale Geländemodelle als auch physikalisch-hydrodynamische und numerisch-hydrodynamische Modelle zum Einsatz (z. B. RIETZERT & NESTMANN 1999, ADAM et al. 1999, GLANDER 1999, HAPE & PURPS 1999, MONTENEGRO et al. 1999b).

Diese Modelle zeichnen sich durch eine wesentlich höhere Genauigkeit bei der Berechnung von Wasserspiegellagen und Überflutungshäufigkeiten aus, als die bisher bei ökologischen Fragestellungen zur Anwendung gekommenen sogenannten linearen Interpolationsmodelle (DISTER 1980, KRAUSE 1982, DISTER 1983, VAN DE STEEG 1998). Letztere bilden die Realität nur sehr begrenzt nach, da sie auf sehr einfachen Annahmen wie z. B. eines durchschnittlichen Flußgefälles beruhen (Abb. 17). Modelle dieser Art sind daher nur sehr eingeschränkt gültig und sollten nicht für die Untersuchung größerer Flußabschnitte herangezogen werden (s. Kap. 7.1).

Aus diesem Grund ist für das Rückdeichungsgebiet Lenzen-Wustrow ein zweidimensionales, hydrodynamisch-numerisches Modell erstellt worden, welches die Wechselwirkungen zwischen dem fließenden Wasser der Elbe und den geomorphologischen Gegebenheiten des Flußbettes bzw. des Deichvorlandes mit den in Kap. 7.1 genannten Aspekten berücksichtigt (FAULHABER 1998, BLEYEL 1998, FAULHABER 1999, GRÖNGRÖFT 1999, MONTENEGRO et al. 1999a). Mit Hilfe dieses 2-D-Modells ist es möglich, sowohl aktuelle Überflutungszustände im heutigen Deichvorland als auch zukünftige Wasserspiegellagen nach der Deichrückverlegung im Gebiet von Lenzen-Wustrow zu simulieren. Auf dieser Grundlage können daher Überflutungstoleranzen von Auengehölzen und Pflanzengesellschaften, wie sie derzeit im Außendeichsbereich auftreten, berechnet werden. Zudem erlaubt dieses 2-D-Modell eine realitätsnahe Prognose von zukünftigen Weich- und

Hartholzauenstandorten auf der Rückdeichungsfläche Lenzen-Wustrow (s. Kap. 9). Zur Bestimmung der Überflutungstoleranzen im Rückdeichungsgebiet wurden zunächst die reliefabhängigen Wuchsbereiche der jeweiligen Pflanzengemeinschaften durch topographische Höhenmessungen im Deichvorland ermittelt. Diese Höhenwerte können mit Hilfe des 2D-Modells in Überflutungshäufigkeiten umgerechnet werden (Abb. 18). Dabei werden die topographischen und geomorphologischen Gegebenheiten des Untersuchungsgebietes zur Berechnung der hydraulischen Parameter berücksichtigt. Das Untersuchungsgebiet wird bei diesem Modell in viele kleine Teilgebiete zerlegt, so daß in sich homogene und somit für das Modell berechenbare Teilgebiete (finite Elemente) entstehen (FAULHABER 1999). Bei der Berechnung von Wasserständen bzw. Überflutungshäufigkeiten wirkt sich dabei unter anderem die Form des Flußbettes entscheidend auf die Wasserspiegelhöhe des Flusses aus (Abb. 16). Solche Effekte werden bei der Modellierung mit einbezogen. Für die Berechnung von Überflutungshäufigkeiten der Weich- und Hartholzauenbestände wurde eine Meßzeitreihe von 35 Jahren (1964-1998) zugrunde gelegt.

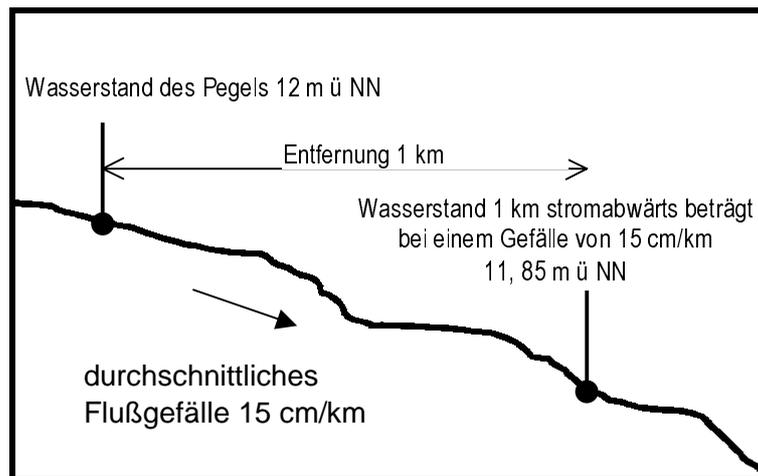


Abb. 17: Prinzip der linearen Interpolation zur Berechnung von Wasserständen und Überflutungshäufigkeiten in Pflanzenbeständen. Die Annahme von einem durchschnittlichen Flußgefälle kann zu erheblichen Fehlern bei der Berechnung von Überflutungshäufigkeiten führen, wenn die Flußsohle kein gleichmäßiges Gefälle aufweist.

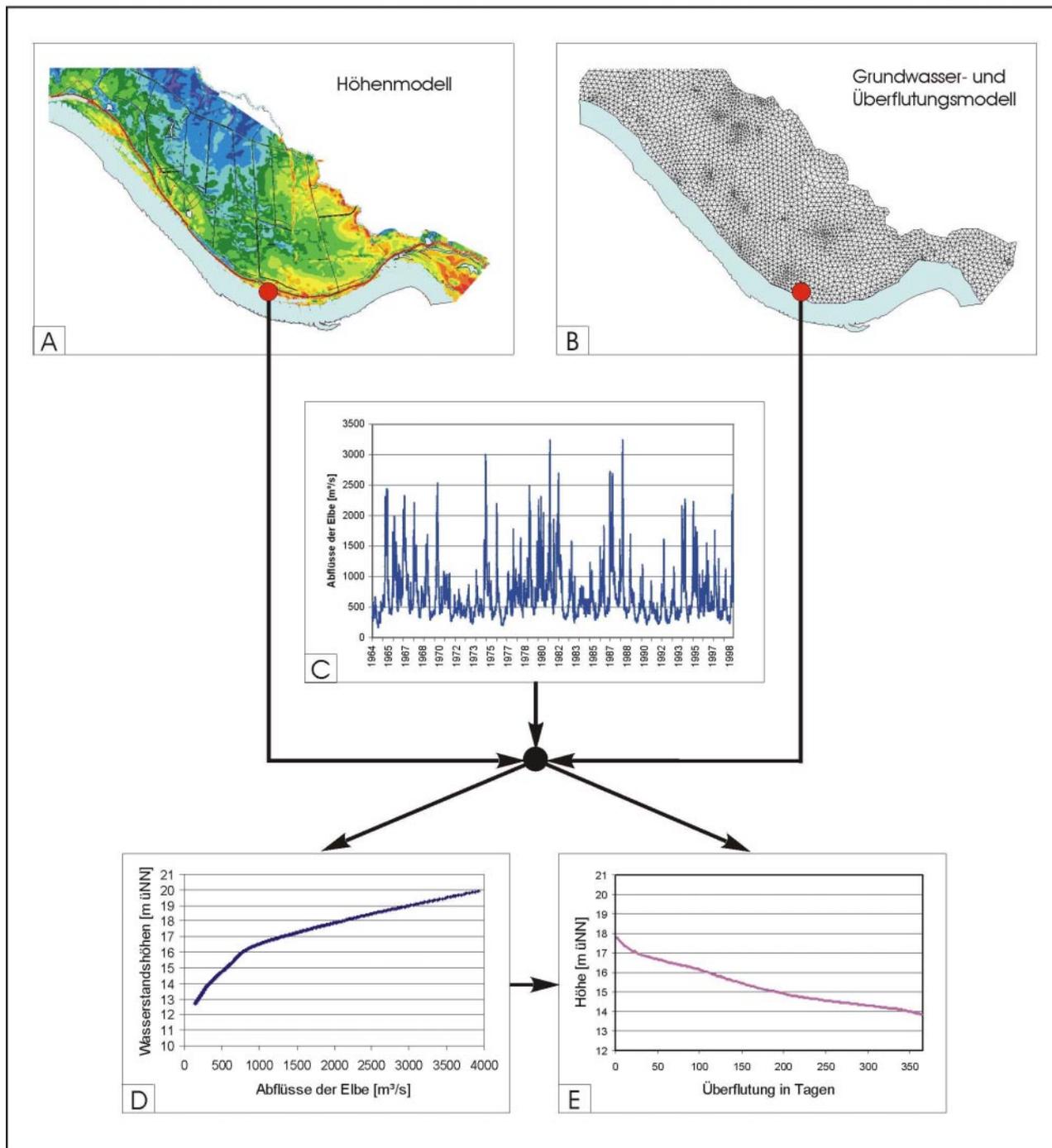


Abb. 18: Berechnung von Überflutungshäufigkeiten mittels eines zweidimensionalen, hydrodynamisch-numerischen Modells: die Berechnung von Überflutungshäufigkeiten basiert auf einem Höhenmodell (A), in der die Topographie der Rückdeichungsfläche Lenzen-Wustrow abgebildet ist. Zur Berechnung der Wasserspiegellagen wird ein sogenanntes finites Elemente-Netz eingesetzt (B). Eine Verknüpfung mit einer Abflußstatistik (C) ermöglicht es dabei für jeden beliebigen Punkt des Untersuchungsgebietes die Überflutungshäufigkeiten zu berechnen. Dazu müssen die Abflußwerte eines bestimmten Standortes zunächst in topographische Höhenwerte (D) umgerechnet werden, die sich dann in entsprechende Überflutungshäufigkeiten (E) übersetzen lassen.

7.3 Überflutungstoleranzen von Auengehölzen

Die Umrechnung der ermittelten topographischen Höhen für die untersuchten Gehölze ergab einen deutlichen Unterschied hinsichtlich der durchschnittlichen Überflutungshäufigkeit pro Jahr (Abb. 19). Die Gehölze der Hartholzaue an der Unteren Mittelelbe werden durchschnittlich nicht häufiger als 45 Tage im Jahr überflutet (Tab. 20). Dabei zeigt sich, daß die im Untersuchungsgebiet heute anzutreffenden Gebüsche von *Crataegus monogyna* pro Jahr im Mittel nur 5 Tage überschwemmt werden. Solche Weißdorn-Gebüsche sind somit eher in den höheren Lagen der Hartholzaue angesiedelt. Gleiches gilt auch für die *Prunus spinosa*-Gesellschaft, die als Waldmantel kleinflächig die höchsten Stellen der Uferwälle außendeichs einnimmt.

Die im Gebiet auftretenden Stieleichen (*Quercus robur*) werden hingegen im Mittel an 14 Tagen im Jahr überflutet. Sie können daher in weitaus tiefere Bereiche entlang der Uferwälle vordringen als dies bei *Crataegus monogyna* der Fall ist. Die im Relief am tiefsten vorgefundene Eiche wurde im betrachteten Meßzeitraum maximal an 96 Tagen im Jahr überflutet. Die größte Überflutungstoleranz der untersuchten Hartholzauelemente zeigt jedoch die Flatter-Ulme (*Ulmus laevis*). Diese Art erträgt im Durchschnitt 45 Tage Überflutung im Jahr; sie kann aber auch in Bereichen auftreten, die 119 Tage im Jahr wasserüberströmt sind. Damit vermittelt *Ulmus laevis* bereits zum Silberweidenauenwald (*Salicetum albae*), der in ufernäheren Abschnitten regelmäßig auftritt.

Die drei untersuchten Weichholzaunen-Gehölzarten werden im Untersuchungsgebiet deutlich häufiger im Jahr überflutet (Abb. 19). So wird *Populus nigra* s.l. im Durchschnitt 113 Tage/Jahr überstaut und nimmt damit meistens die höchsten Standorte im Weichholzaunenkomplex ein (Tab. 20). Die Art befindet sich somit im Übergangsbereich zur Hartholzaue. *Salix alba* und *Salix fragilis* werden hingegen im Mittel an 135 Tagen und *Salix viminalis* sogar an 139 Tagen im Jahr überflutet. Letztere Art nimmt im Untersuchungsgebiet die tiefsten Standorte ein und steht fast immer in direktem Kontakt zu *Bidentetea*-Gesellschaften.

Besonders ufernah exponierte Silber- und Bruchweiden (*Salix alba* et *Salix fragilis*) werden an der Unteren Mittelelbe bei Lenzen bis zu maximal 238 Tage/Jahr überflutet und zeigen somit die größte Überflutungstoleranz aller untersuchten Gehölze (Tab. 20). Sicherlich kann auch *Salix viminalis* Überflutungsdauern dieser Größenordnung ertragen, aber die Art ist im untersuchten Elbeabschnitt zu selten, um diesbezüglich gesichertere Aussagen treffen zu können.

Die ermittelten Minimalwerte für die Arten des Silberweidenauenwaldes liegen in Ausnahmefällen bei 35 Tagen (*Salix alba* et *fragilis*) bzw. 65 Tagen (*Populus nigra*-Hybriden) Überflutung im Jahr. Solche Extremwerte lassen auf konkurrenzärmere Standortbedingungen schließen und müssen im Einzelfall gesondert betrachtet werden (DISTER 1980).

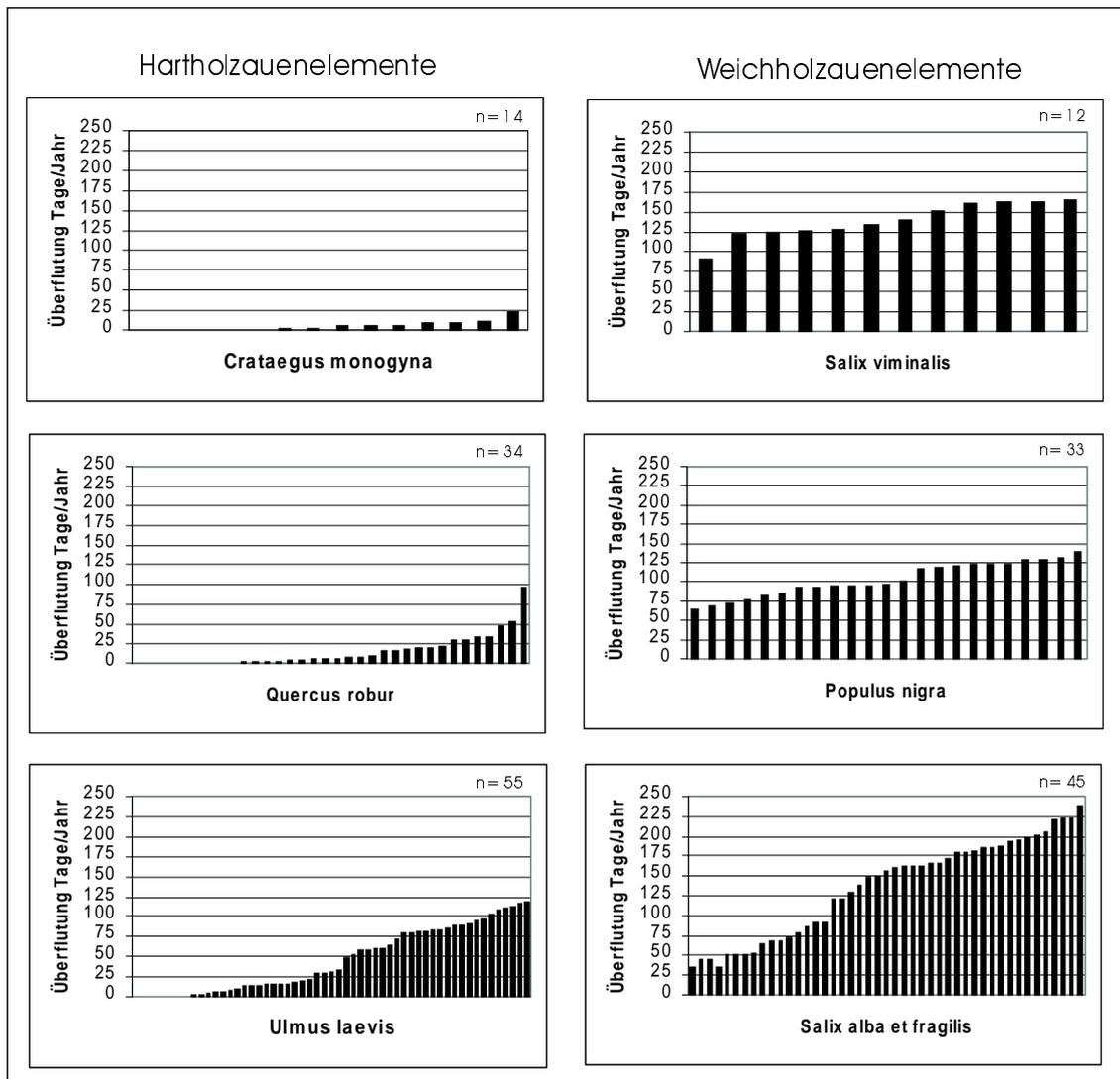


Abb. 19: Übersicht über die durchschnittlichen Überflutungshäufigkeiten der untersuchten Auengehölze in Tagen pro Jahr auf Grundlage eines zweidimensionalen, hydrodynamisch-numerischen Modells (Meßzeitraum 1964-1998). Es bedeutet: n= Anzahl der untersuchten Exemplare.

Tab. 20: Durchschnittliche Überflutungshäufigkeiten ausgewählter Auenwaldgehölze im Untersuchungsgebiet in Tagen pro Jahr (Meßzeitraum 1964-1998).

Art	Anzahl der Messungen	Ø Überflutung (Tage/Jahr)	Standardabweichung	Min. Überfl. (Tage/Jahr)	Max. Überfl. (Tage/Jahr)
<i>Crataegus monogyna</i>	14	5	7	0	23
<i>Quercus robur</i>	34	14	20	0	96
<i>Ulmus laevis</i>	55	45	40	0	119
<i>Populus nigra</i> -Hybride	33	113	30	65	187
<i>Salix alba et fragilis</i>	45	135	62	35	238
<i>Salix viminalis</i>	12	139	22	92	165

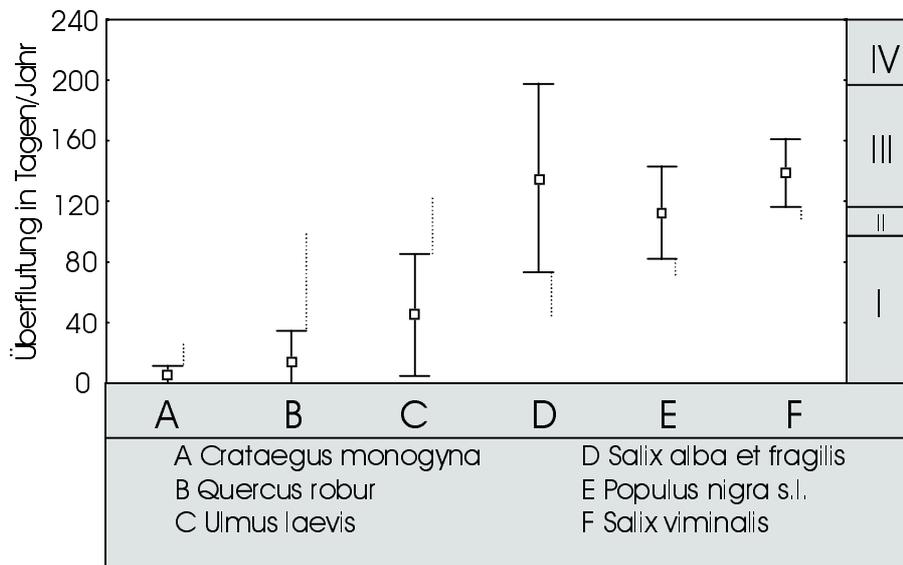


Abb. 20: Graphische Darstellung der durchschnittlichen Überflutungshäufigkeit (Tage/Jahr) von Auwaldgehölzen: Standardabweichung (durchgezogene Linie), wichtige Maximal- bzw. Minimalwerte (gestrichelte Linie). Es bedeutet: I) Wuchsbereich der Hartholzaue; II) Übergangsbereich Hartholzaue-Weichholzaue; III) Wuchsbereich der Weichholzaue; IV) Übergangsbereich Weichholzaue-Pionierflur (Aus mathematischer Sicht ergeben sich bei *Crataegus monogyna* und *Quercus robur* negative Werte bei der Darstellung der Standardabweichungen, die allerdings in diesem Zusammenhang nicht zu berücksichtigen sind.)

Abb. 20 stellt die durchschnittliche Überflutungshäufigkeit und die dazugehörigen Standardabweichungen sowie wichtige Extremwerte für die einzelnen Auengehölze dar. Aus den vorliegenden Daten läßt sich eine überflutungsabhängige Trennung der Wuchsbereiche von Hart- und Weichholzauewäldern ableiten. Demnach ergibt sich unter den bestehenden edaphischen Bedingungen und den jetzigen Konkurrenzverhältnissen folgende Zonierung im Untersuchungsgebiet (Abb. 21):

- Hauptwuchsbereich der Hartholzaue 1-85 Tage Überflutung/Jahr
- Übergang Hartholzaue-Weichholzaue 86-119 Tage Überflutung/Jahr
- Hauptwuchsbereich der Weichholzaue 120-197 Tage Überflutung/Jahr
- Übergang der Weichholzaue zur Elbspitzklettenflur 198-238 Tage Überflutung/Jahr
- Gehölzfreie Zone >238 Tage Überflutung/Jahr

Die Grenz- und Übergangsbereiche wurden folgendermaßen festgelegt: *Ulmus laevis* wird im Mittel 45 Tage im Jahr überflutet. Zu diesem Wert wurde die dazugehörige Standardabweichung addiert, um den Hauptwuchsbereich der Hartholzaue festzulegen. Als Grenzbereich dieser Gesellschaft wurde die maximale Überflutungsdauer dieser Art angesehen. Mit *Salix alba et fragilis* wurde analog verfahren, um entsprechende Werte für die Weichholzaue zu erhalten.

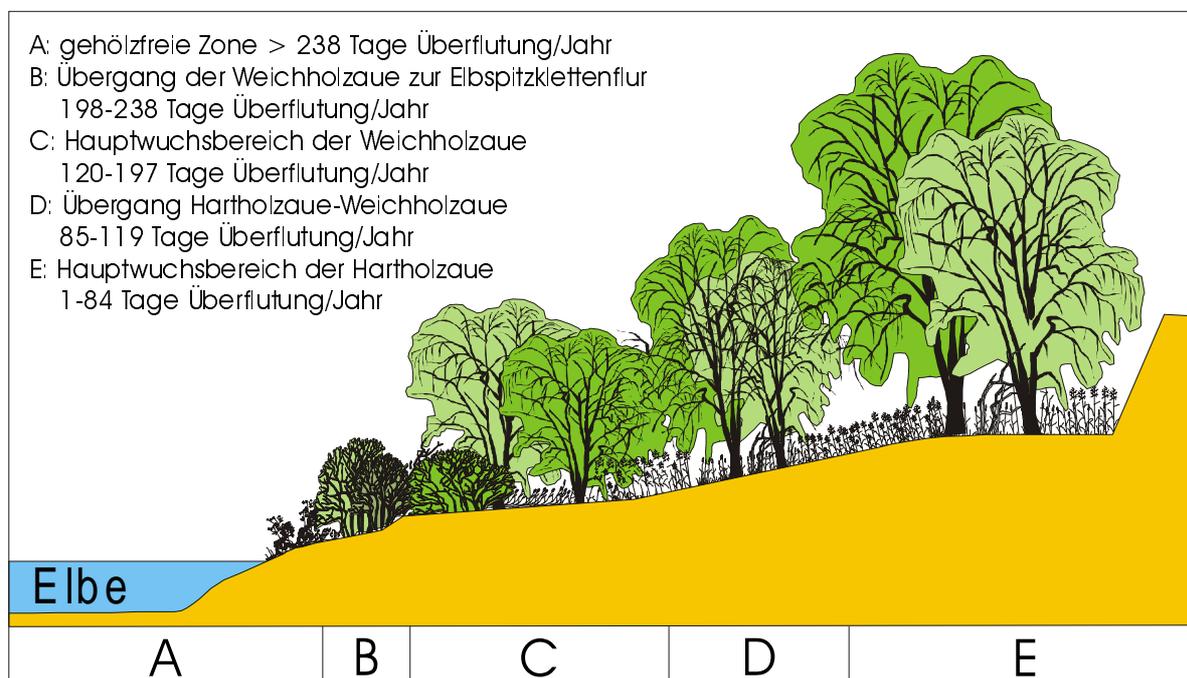


Abb. 21: Zonierung von Auenwäldern im Deichvorland bei Pevestorf. In Abhängigkeit zur Überflutungshäufigkeit lassen sich Wuchs- und Übergangsbereiche von Weich- und Hartholzaueengesellschaften darstellen.

Die dargestellten Wuchsbereiche und Überflutungstoleranzen der Hart- und Weichholzaunen an der Unteren Mittel-elbe sind mit Forschungsergebnissen ähnlicher Arbeiten, die am Rhein durchgeführt worden sind, vergleichbar.

Trotz des nivalen Abflußregimes am Rhein mit regelmäßig auftretenden Sommerhochwässern gibt beispielsweise HÜGIN (1981) für tief gelegene Hartholzaunen am südlichen Oberrhein eine Überflutungsdauer von 20-100 Tagen im Jahr an. DISTER (1983) errechnete für naturnahe Hartholzaunenwälder der hessischen Rheinauen eine durchschnittliche Überflutung von 14 Tagen im Jahr, wobei die untersuchten Bestände durchaus in abflußreichen Jahren auch 58 Tage im Jahr überflutet sein können. Die größten Überflutungstoleranzen der untersuchten Hartholzauegehölze zeigten dabei Feld- und Flatterulmen sowie die Stieleiche.

Für die Weichholzaue gibt DISTER (1983) im Mittel eine Überschwemmung von 100-190 Tagen im Jahr an. Auch hier scheint eine ähnliche Höhenzonierung und Überflutungstoleranz der von ihm untersuchten Bestände wie an der Unteren Mittel-elbe vorzuliegen. Besonders die Untergrenzen zeigen eine Differenz von nur 7 Tagen, so daß, wenn man einige von DISTER (1983) aufgeführte Extremwerte außer acht läßt, eine erstaunliche Übereinstimmung der Hauptwuchsbereiche dieser Pflanzengesellschaft an beiden Flüssen herrscht.

7.4 Überflutungstoleranzen von Grünlandgesellschaften, Flutrasen und Röhrichten

Die verschiedenen Grünlandgesellschaften, Röhrichte und Flutrasen im Deichvorland bei Lenzen zeigen ebenfalls eine überflutungsabhängige Zonierung. Dabei werden die höchsten Standorte auf den Uferwällen und Auenplateaus von Beständen des *Leucanthemum Rumicetum thyrsoflori* eingenommen (s. Kap. 5.4). Die Gesellschaft läßt sich in zwei

Ausbildungen untergliedern, wobei die Subassoziation von *Vicia lathyroides* ausschließlich auf die im Relief am höchsten gelegenen Bereiche beschränkt ist. Sie wird durchschnittlich an nur 12 Tagen im Jahr überflutet, deswegen können sich in den oft lückigen Beständen auch eine ganze Reihe von Trockenheitszeigern der Sandmagerrasen behaupten (Tab. 21). Dazu gehören beispielsweise *Hypochoeris radicata*, *Myosotis stricta* sowie *Cerastium arvense*. Begünstigend auf das Vorkommen dieser Arten wirken die meist sandigen Böden auf den erhöht gelegenen Standorten, die nur über eine geringe Wasserhaltekapazität verfügen und daher nach Überschwemmungen schnell wieder austrocknen. Etwas tiefer im Relief sind die Bestände der Typischen Subassoziation des *Leucanthemo-Rumicetum thrysiflori* angesiedelt. Sie werden mit einer durchschnittlichen Wasserüberströmung von 32 Tagen im Jahr schon deutlich häufiger überflutet als die Ausbildungsformen mit *Vicia lathyroides*. Die in den Straußampfer-Margeriten-Beständen gehäuft vorkommenden *Arrhenatheretalia*-Arten wie z. B. *Rumex thrysiflorus*, *Leontodon autumnalis*, *Trifolium repens* und *Trifolium dubium* können im Untersuchungsgebiet maximale Überflutungsdauern von ca. 60 Tagen im Jahr ertragen (Tab. 21, Abb. 22). Dann werden sie aber in der Regel durch die konkurrenzkräftigen Obergäser *Elymus repens* und *Alopecurus pratensis* der *Elymus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft verdrängt, die mit einer mittleren Überflutungsdauer von 71 Tagen im Jahr auch wechsellässige Standorte im Untersuchungsgebiet einnehmen kann. Auf sandigeren Böden mit einem höheren Grobporenanteil in den durchwurzeltten Horizonten kann die *Elymus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft auch Überflutungen von bis zu maximal 117 Tagen im Jahr ertragen und somit in direktem Kontakt zu Röhricht- und Flutrasengesellschaften stehen (Tab. 21, Abb. 22).

Die Bestände des *Ranunculo-Alopecuretum geniculati* und des *Phalaridetum arundinaceae* zeigen mit durchschnittlich 148 bzw. 130 Tagen Überflutung im Jahr sehr ähnliche Werte (Tab. 21). Die Gründe für das Auftreten dieser verschiedenen Pflanzengesellschaften im Deichvorland sind daher nicht primär auf die Flußwasserdynamik, sondern auf die landwirtschaftliche Nutzungsweise zurückzuführen. Dies wird auch durch die Untersuchungen auf den Dauerbeobachtungsflächen belegt, auf denen sich bereits nach 3 Jahren Brache mehrfach die Sukzession von Flutrasen zu Röhrichten nachweisen ließ (s. Kap. 8.1).

Untersuchungen von DUEL (1991) am Unterrhein in den Niederlanden zeigen eine ganz ähnliche überflutungsabhängige Vegetationsabfolge wie an der Mittelelbe. Die am wenigsten überfluteten Standorte werden dort ebenfalls von *Molinio-Arrhenatheretea*-Gesellschaften besiedelt. Ab einer durchschnittlichen Überflutungshäufigkeit von 75 Tagen im Jahr treten nach DUEL (1991) sukzessive verschiedene Flutrasen- und Röhrichtelemente in den Rheinabschnitten auf. Für einige Pionierarten wie z. B. *Limosella aquatica*, *Bidens frondosa*, *Polygonum lapathifolium* und *Chenopodium rubrum* gibt der Autor eine durchschnittliche Überflutungshäufigkeit von 100-250 Tagen im Jahr an. Dies zeigt, daß sich trotz der unterschiedlichen Hochwasserdynamik der Flußsysteme Elbe und Rhein ähnliche Vegetationszonierungen mit vergleichbaren Überflutungstoleranzen der Pflanzengesellschaften ausbilden.

Tab. 21: Durchschnittliche Überflutungshäufigkeiten ausgewählter Grünlandgesellschaften, Röhrichte und Flutrasen im Deichvorland der Rückdeichungsfläche Lenzen-Wustrow in Tagen pro Jahr (Meßzeitraum 1964-1998).

Pflanzengesellschaft	Anzahl der Messungen	Ø Überflutung (Tage/Jahr)	Standardabweichung	Min. Überfl. (Tage/Jahr)	Max. Überfl. (Tage/Jahr)
<i>Leucanthemo-Rumicetum thyrsoflori</i> , Subass. v. <i>Vicia lathyroides</i>	62	12	8	0	26
<i>Leucanthemo-Rumicetum thyrsoflori</i> , Typische Subassoziation	86	32	16	5	61
<i>Elymus repens-Alopecurus pratensis</i> - Gesellschaft	89	71	21	39	117
<i>Phalaridetum arundinaceae</i>	90	130	21	78	157
<i>Ranunculo-Alopecuretum geniculati</i>	49	148	15	113	173

Auf jährlich noch länger vernässten Standorten kommen anstelle der Rohrglanzgras-Röhrichte und der Knickfuchsschwanz-Rasen verschiedene Pioniergesellschaften im Deichvorland des Untersuchungsgebietes vor. Das Auftreten dieser Gesellschaften ist ebenfalls mit der Überflutungsdauer und den jeweiligen Bodeneigenschaften korreliert. So sind die Bestände der im mittleren Elbetal verbreiteten Schildhahnenfuß-Gesellschaft (*Ranunculetum peltati*) und der häufig am Elbeufer ausgebildeten Elbspitzkletten-Flur (*Xanthio-Chenopodietum rubri*) in der Regel tiefer im Relief angesiedelt als die bereits erwähnten Pflanzengesellschaften. Sie werden daher meist deutlich über 173 Tage im Jahr überflutet. Oft sind die Standorte dieser Gesellschaften noch weit bis in die Sommermonate hinein wasserüberstört oder –überstaut. Die Wuchsorte der Pflanzengesellschaften unterschieden sich jedoch in edaphischer Hinsicht. Die Schild-Hahnenfuß-Gesellschaft wächst auf mehr tonigen Bodensubstraten, wie sie in den strömungsberuhigten Flutrinnen abgelagert werden, während die Elbspitzkletten-Flur hingegen immer direkt die sandigen und strömungs-exponierten Uferbereiche der Elbe besiedelt (s. Kap. 6.2).

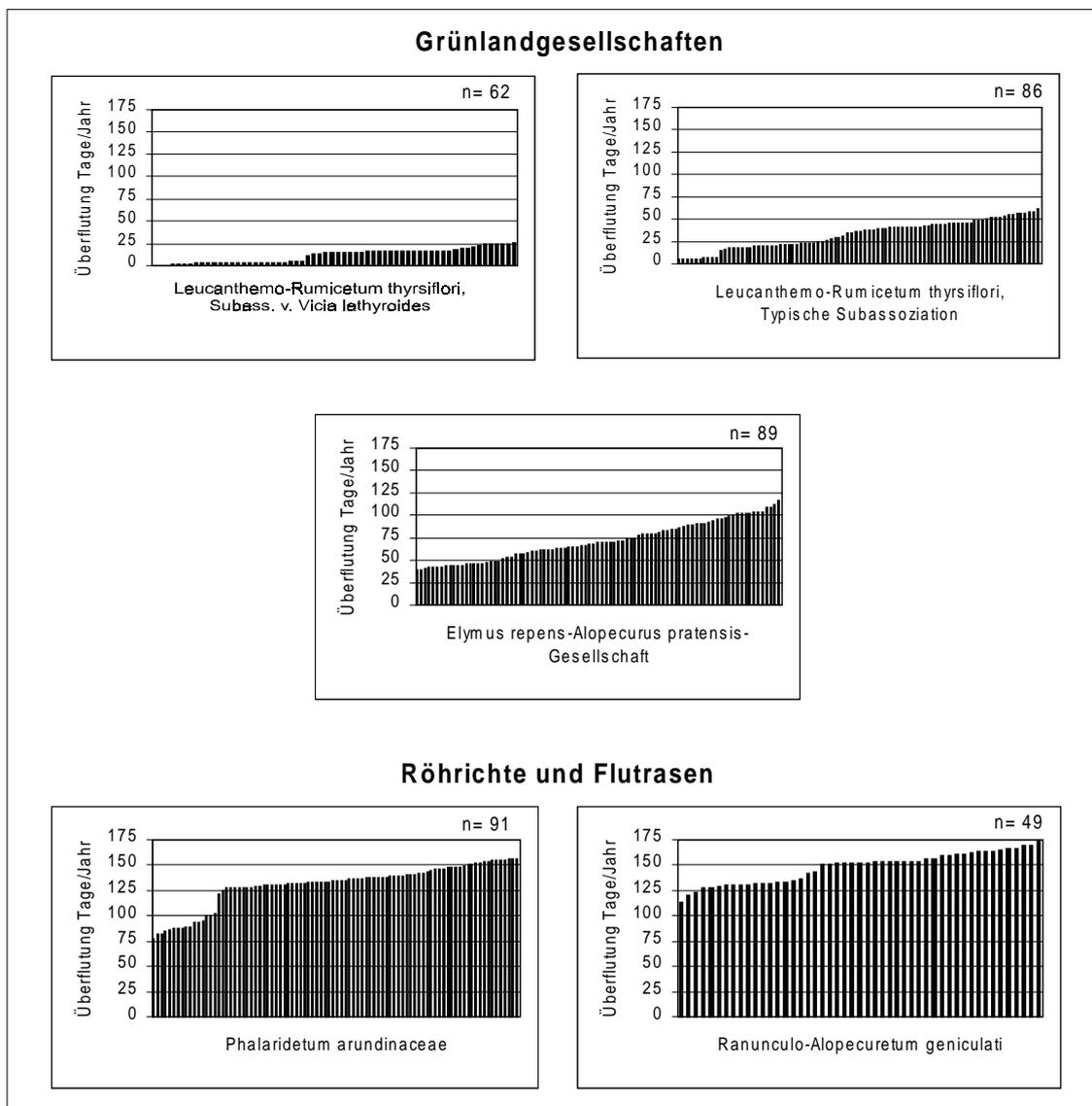


Abb. 22: Übersicht über die durchschnittliche Überflutungshäufigkeit der untersuchten Grünlandgesellschaften, Flutrasen und Röhrichte in Tagen pro Jahr auf Grundlage eines zweidimensionalen, hydrodynamisch-numerischen Modells (Meßzeitraum 1964-1998). Es bedeutet: n= Anzahl der untersuchten Bestände.

Abb. 23 stellt die durchschnittliche Überflutungshäufigkeit und die dazugehörigen Standardabweichungen sowie wichtige Extremwerte für die untersuchten Pflanzengesellschaften dar. Aus den vorliegenden Daten ist die überflutungsabhängige Trennung der Wuchsbereiche von den Grünlandgesellschaften einerseits und den Flutrasen und Röhrichten andererseits ersichtlich. Betrachtet man in diesem Zusammenhang die ökologisch besonders relevanten maximalen und minimalen Überflutungshäufigkeiten, so können potentielle Wuchsbereiche für Hart- und Weichholzauenwälder voneinander getrennt werden. Auch ein Vergleich der Überflutungsdaten der Auwaldgesellschaften mit den entsprechenden Ersatzgesellschaften zeigt eine weitgehende Übereinstimmung der Überflutungstoleranzen (Tab. 22). Demnach sind die Bestände des *Leucanthemo-Rumicetum thyrsoiflori* als Ersatzgesellschaft des *Quercus-Ulmetum minoris* anzusehen. Auch viele Wuchsorte der *Elymus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft sind demnach als potentielle Hartholzauenstandorte einzustufen. Mit einer maximalen Überflutungsdauer von bis zu 117 Tagen im Jahr kann diese Grünlandgesellschaft aber auch schon im Übergangsbereich von potentiellen Weich- und Hartholzauenstandorten stehen. Ähnliches gilt auch

vereinzelt für einige Bestände des *Phalaridetum arundinaceae* und des *Ranunculo-Alopecuretum geniculati* (s. Kap. 5.3). Die meisten Standorte dieser Gesellschaften sind jedoch als potentielle Wuchsgebiete für Weichholzaunen einzustufen. Dies geht auch aus Abb. 22 hervor. Von den 170 untersuchten Flutrasen und Röhrichtbeständen werden insgesamt 140 über 119 Tage im Jahr überflutet, d. h. rund 86 % der Stichproben befinden sich auf potentiellen Weichholzaunenstandorten.

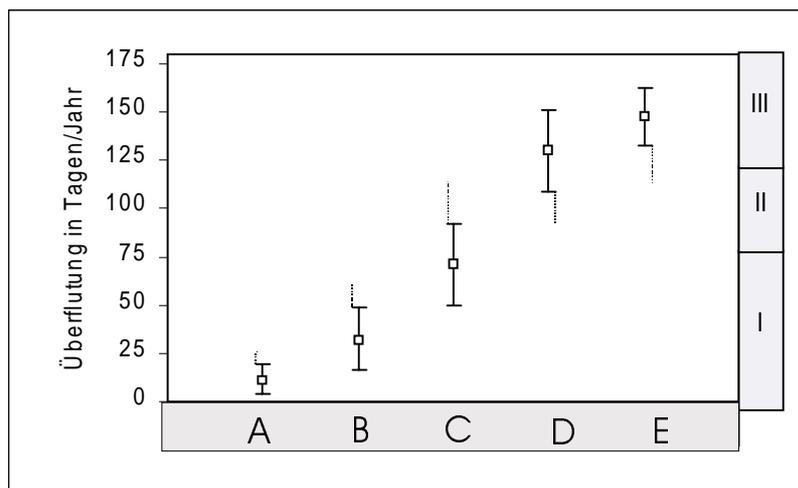


Abb. 23: Graphische Darstellung der durchschnittlichen Überflutungshäufigkeit (Tage/Jahr) der untersuchten Grünlandgesellschaften, Röhrichte und Flutrasen: Standardabweichung (durchgezogene Linie), wichtige Maximal- bzw. Minimalwerte (gestrichelte Linie). Es bedeutet: A = *Leucanthemo-Rumicetum thrysiflori*, Subass. v. *Vicia lathyroides*; B = *Leucanthemo-Rumicetum thrysiflori*, Typische Subassoziation; C = *Elymus repens-Alopecurus pratensis*-Ges.; D = *Phalaridetum arundinaceae*; D = *Ranunculo-Alopecuretum geniculati*; I = potentieller Wuchsbereich der Hartholzaue; II = potentieller Übergangsbereich Hartholzaue-Weichholzaue; III = potentieller Wuchsbereich der Weichholzaue.

Tab. 22: Auwaldgesellschaften und deren Ersatzgesellschaften.

Auwälder	Ersatzgesellschaften
<ul style="list-style-type: none"> Hauptwuchsbereich des <i>Quercus-Ulmetum</i> <u>1-85 Tage Überflutung/Jahr</u> 	<ul style="list-style-type: none"> <i>Leucanthemo-Rumicetum thrysiflori</i> bis max. 61 Tage Überflutung/Jahr <i>Elymus repens-Alopecurus pratensis</i>-Gesellschaft bis min. 39 Tage Überflutung/Jahr
<ul style="list-style-type: none"> Übergang <i>Quercus-Ulmetum-Salicetum albae</i> <u>86-119 Tage Überflutung/Jahr</u> 	<ul style="list-style-type: none"> <i>Elymus repens-Alopecurus pratensis</i>-Gesellschaft bis max. 117 Tage Überflutung/Jahr <i>Ranunculo-Alopecuretum geniculati</i> bis min. 113 Tage Überflutung/Jahr <i>Phalaridetum arundinaceae</i> bis min. 78 Tage Überflutung/Jahr
<ul style="list-style-type: none"> Hauptwuchsbereich des <i>Salicetum albae</i> <u>120-197 Tage Überflutung/Jahr</u> 	<ul style="list-style-type: none"> <i>Phalaridetum arundinaceae</i> bis max. 157 Tage Überflutung/Jahr <i>Ranunculo-Alopecuretum geniculati</i> bis max. 173 Tage Überflutung/Jahr

8 Untersuchungen zur Vegetations- und Populationsdynamik von Grünland- und Gehölzgesellschaften

Bei der Sukzessionsforschung finden aus vegetationskundlicher Sicht vor allem 2 unterschiedliche Arbeitsweisen Anwendung. Im Rahmen einer sogenannten „indirekten Methode“ wird von einem räumlichen Nebeneinander unterschiedlicher Pflanzengesellschaften, z.B. verschieden alter Brachestadien oder aber Verlandungsreihen von Gewässern, auf ein zeitliches Nacheinander geschlossen (SCHWAAR 1976, WILMANN & BOGENRIEDER 1987, ROSENTHAL 1992). Diese Methode kommt in der vorliegenden Untersuchung vor allem hinsichtlich der Prognose mittel- bis langfristiger Vegetationsveränderungen im Rückdeichungsgebiet zur Anwendung (s. Kap. 8.2). Um kurzfristige Sukzessionsvorgänge oder Fluktuationen innerhalb der bisher genutzten und jetzt brachgefallenen Pflanzenbestände zu erfassen, wird dagegen mit der kontinuierlichen Untersuchung auf Dauerbeobachtungsflächen eine „direkte Methode“ angewandt.

8.1 Kurzfristige Vegetationsveränderungen auf Dauerbeobachtungsflächen

Insgesamt wurden 29 Dauerbeobachtungsflächen in Beständen verschiedener Pflanzengesellschaften auf der potentiellen Rückdeichungsfläche Lenzen-Wustrow sowie im Deichvorland von Lütkenwisch und Cumlosen als auch im Gartower Elbholz angelegt und über den Zeitraum von 3 Jahren (1997-1999) untersucht (Abb. A 3). Alle Grünland- und Röhrichtgesellschaften wurden dabei aus der landwirtschaftlichen Nutzung genommen, so daß die Flächen seit 1997 einer ungestörten Entwicklung unterlagen (s. Kap. 4.2).

Ziel dieser Untersuchungen ist es, Fluktuationserscheinungen und Sukzessionsvorgänge zu erfassen. Gleichzeitig sollen Erkenntnisse darüber gewonnen werden, in welcher Form und mit welcher Geschwindigkeit sich ein Vegetationswandel vollzieht, um eine Prognose der zukünftigen Vegetationsentwicklung auf der Rückdeichungsfläche Lenzen-Wustrow erstellen zu können.

Unter Fluktuation ist in diesem Zusammenhang in Anlehnung an DIERSCHKE (1996) die über ein oder mehrere Jahre verlaufende, zum Teil rhythmische Veränderung in einem Pflanzenbestand um einen mittleren Zustand der Artenkombination und Deckungsverteilung zu verstehen (s. auch KASPEREK 1998). Diese Veränderungen sind vielfach witterungsabhängig oder aber populationsinternen Ursprungs, d.h. sie beruhen auf artspezifischen Faktoren wie beispielsweise der Samenproduktion, der Keimungsrate oder auch der Wachstumsgeschwindigkeit. Sukzessionen sind dagegen über einen längeren Zeitraum hinweg, gerichtet verlaufende Veränderungen der Artenkombination und der Dominanzverhältnisse. Sie führen zu einem Wechsel von einer zu einer anderen Pflanzengesellschaft (vgl. FISCHER 1987).

Bei der Untersuchung der Dauerbeobachtungsflächen wurde zunächst die standörtliche Variabilität der einzelnen Pflanzengesellschaften erfaßt, denn die Geschwindigkeit der Vegetationsveränderungen und der Strukturumbildungen in den Pflanzenbeständen hängt unter anderem von den standörtlichen Gegebenheiten ab. So stellen z. B. der Wasser- und Nährstoffhaushalt wichtige Faktoren für die Vegetationsdynamik dar (GLAVAC 1996).

Tab. 23 gibt eine Übersicht über einige edaphische Parameter auf den Dauerbeobachtungsflächen. Daraus ist ersichtlich, daß die untersuchten Hartholzauenwälder auf Auenböden vom Typ der Vega stocken. Die Oberbodensubstrate sind meist lehmige Sande, mit schwach sauren pH-Werten von pH 5,4- pH 6,4. Die Bestände im Deichvorland (D1, D2) sind auf

einem sandigen Uferwall, der nur episodisch überflutet wird. Dies kommt in den Bodenprofilen deutlich zum Ausdruck. In beiden Fällen ist auf diesen Flächen eine Normvega ausgebildet, die in den oberen Bodenhorizonten keine redoximorphen Merkmale aufweist (Abb. 24). Im Gegensatz dazu zeichnen sich die Bodenprofile der binnendeichs gelegenen Bestände des *Querc-Ulmetum* durch Eisenausfällungen im gesamten Oberboden aus und können deshalb als Gley-Vega bzw. Vega-Gley bezeichnet werden. Diese morphologischen Unterschiede sind auf winterliche Qualmwasserüberstauungen der Standorte zurückzuführen. Von 1997-1999 war der Wasserstand in den Beständen bereits immer in den Frühjahrsmonaten unter Flur, so daß hier wie auch auf den anderen Waldstandorten Frühjahrsgeophyten wie z. B. *Anemone nemorosa* auftraten. Alle Bestände des *Querc-Ulmetum* konnten trotz der unterschiedlichen Bodentypen der Subassoziation von *Galium aparine* zugeordnet werden.

Die untersuchten Grünlandgesellschaften wachsen ebenfalls meist auf Böden vom Typ des Vega-Gley, bzw. des sogenannten Amphi-Gleys. Letzterer ist durch einen bis zu mehreren Metern mächtigen Go-Horizont gekennzeichnet (SCHWARTZ 1999). Bei fast allen untersuchten Grünlandstandorten waren die obersten Bodenhorizonte frei von Rost- und Manganflecken, d. h. die Hauptwurzelmasse der aufgeführten Grünlandbestände ist in der Regel keinem lang anhaltenden, oberflächennahen Grundwasserstand ausgesetzt (Abb. 24). Lediglich Dauerbeobachtungsfläche D 11 zeichnet sich durch einen Go-Horizont aus, der schon in 10 cm Bodentiefe beginnt. Diese besondere Situation spiegelt sich dort auch in der Vegetation wider. Auf der Fläche wächst ein schwach gekennzeichnetes und mit vielen Störzeigern versehender Bestand eines *Dauco-Arrhenatheretum elatioris*. Die größere Bodenfeuchtigkeit wird durch eine ganze Reihe von Pflanzenarten wie beispielsweise *Holcus lanatus*, *Alopecurus geniculatus*, *Juncus effusus* und *Juncus conglomeratus* angezeigt (Tab. A 43). Als Bodenart tritt im Oberboden des Grünlandes oft schluffiger Lehm auf, während sandige und tonige Substrate hier seltener vorkommen.

Die Böden der Röhricht- und Flutrasenstandorte unterscheiden sich hingegen deutlich von den höher gelegenen Wald- und Grünlandflächen. Es treten hier häufig schluffige Tone als Oberbodensubstrate auf, während sandige und lehmige Fraktionen seltener im Wurzelraum eine Rolle spielen (Tab. 23). Aufgrund des lange im Jahr hochanstehenden Grundwassers weisen die Böden ausgeprägte redoximorphe Merkmale auf. Oft ist schon der Ah-Horizont mit rostfarbenen Flecken durchsetzt und zeigt somit die zeitweilig hohen Wasserstände dieser Standorte an. Als Bodentypen sind auf diesen Standorten dementsprechend vorwiegend Gleye ausgebildet. Je nach Hydromorphiegrad lassen sich Vega-Gleye, Auengleye, Auenanmoorgleye und Auennaßgleye unterscheiden. Die am stärksten vernässten Standorte zeichnen sich dabei durch Auennaßgleye und Auenanmoorgleye aus. Hier beginnt der ständig wassergesättigte Reduktionshorizont (Gr) bereits in 40 cm Bodentiefe (Abb. 24). Die gemessenen pH-Werte im Oberboden liegen wie bei den Grünland- und Waldstandorten meistens im schwach sauren Bereich (Tab. 23).

Fast alle untersuchten Röhrichte kommen auf solchen oberflächennah vernässten Standorten vor. Lediglich ein Bestand des *Scirpo-Phragmitetum* und des *Phalaridetum arundinaceae* konnten auf Böden vom Typ der Vega-Gley bzw. Gley-Vega festgestellt werden. Bei den Flutrasengesellschaften (*Ranunculo-Alopecuretum geniculati*) sind ähnliche Böden wie bei den Röhrichten ausgebildet. Auch hier zeigen die Bodenprofile charakteristische Hydromorphiemerkmale in Form von Eisen- und Manganausfällungen in den Oxidationshorizonten bzw. Graufärbungen in den Reduktionshorizonten.

Tab. 23: Übersicht über die untersuchten Pflanzengesellschaften und deren Böden auf den Dauerbeobachtungsflächen der Rückdeichungsfläche Lenzen-Wustrow und des Gartower Elbholzes. *) Bestand befindet sich im Deichvorland.

Nr.	Pflanzengesellschaft	Bodentyp	Oberbodenart	pH-Wert H ₂ O
Waldgesellschaften:				
1	Quercu-Ulmetum minoris, Subass. von <i>Galium aparine</i> *	Normvega	lehmiger Sand	5,4
2	Quercu-Ulmetum minoris, Subass. von <i>Galium aparine</i> *	Normvega	lehmiger Sand	5,6
3	Quercu-Ulmetum minoris, Subass. von <i>Galium aparine</i>	Gley-Vega	lehmiger Sand	6,3
4	Quercu-Ulmetum minoris, Subass. von <i>Galium aparine</i>	Gley-Vega	lehmiger Sand	6,4
9	Quercu-Ulmetum minoris, Subass. von <i>Galium aparine</i>	Vega-Gley	toniger Lehm	6,4
Grünlandgesellschaften:				
5	Leucanthemo-Rumicetum thrysiflori*	Vega-Gley	schluffiger Lehm	5,6
11	Dauco-Arrhenatheretum elatioris	Auen-Amphigley	lehmiger Sand	5,3
17	Dauco-Arrhenatheretum elatioris	Vega-Gley	schluffiger Ton	6,1
10	<i>Elymus repens-Alopecurus pratensis</i> -Gesellschaft, Subass. v. <i>Festuca pratensis</i>	Auen-Amphigley	lehmiger Sand	5,3
18	<i>Elymus repens-Alopecurus pratensis</i> -Gesellschaft, Subass. v. <i>Festuca pratensis</i>	Vega-Gley	schluffiger Ton	6,3
26	<i>Elymus repens-Alopecurus pratensis</i> -Gesellschaft, Subass. v. <i>Festuca pratensis</i>	Vega-Gley	schluffiger Lehm	6,3
27	<i>Elymus repens-Alopecurus pratensis</i> -Gesellschaft, Subass. v. <i>Festuca pratensis</i>	Vega-Gley	schluffiger Lehm	6,0
Flutrasen:				
12	Ranunculo-Alopecuretum geniculati, Subass. von <i>Lysimachia nummularia</i>	Auen-Naßgley	schluffiger Lehm	5,0
19	Ranunculo-Alopecuretum geniculati, Subass. von <i>Lysimachia nummularia</i>	Auengley	schluffiger Ton	6,2
20	Ranunculo-Alopecuretum geniculati, Subass. von <i>Lysimachia nummularia</i>	Auen-Naßgley	schluffiger Ton	5,8
6	Ranunculo-Alopecuretum geniculati, Subass. von <i>Lysimachia nummularia</i> *	Vega-Gley	schluffiger Lehm	6,3
28	Ranunculo-Alopecuretum geniculati, Subass. von <i>Alopecurus aequalis</i>	Auen-Naßgley	schluffiger Ton	5,2
Röhrichte:				
7	Phalaridetum arundinaceae*	Vega-Gley	schluffiger Lehm	6,0
13	Phalaridetum arundinaceae	Auen-Naßgley	schluffiger Lehm	4,7
23	Phalaridetum arundinaceae	Auen-Naßgley	lehmiger Sand	5,6
14	Caricetum gracilis, Subass. von <i>Glyceria maxima</i>	Auen-Naßgley	schluffiger Lehm	5,0
29	Caricetum gracilis, Subass. von <i>Glyceria maxima</i>	Auen-Naßgley	schluffiger Ton	5,7
15	Glycerietum maximae, Subass. von <i>Agrostis stolonifera</i>	Auen-Naßgley	schluffiger Lehm	4,7
22	Glycerietum maximae, Typische Subassoziation	Auen-Naßgley	schluffiger Ton	5,9
8	Scirpo-Phragmitetum*	Auen-Anmoorgley	schluffiger Ton	6,0
16	Scirpo-Phragmitetum	Gley-Vega	schluffiger Lehm	6,4

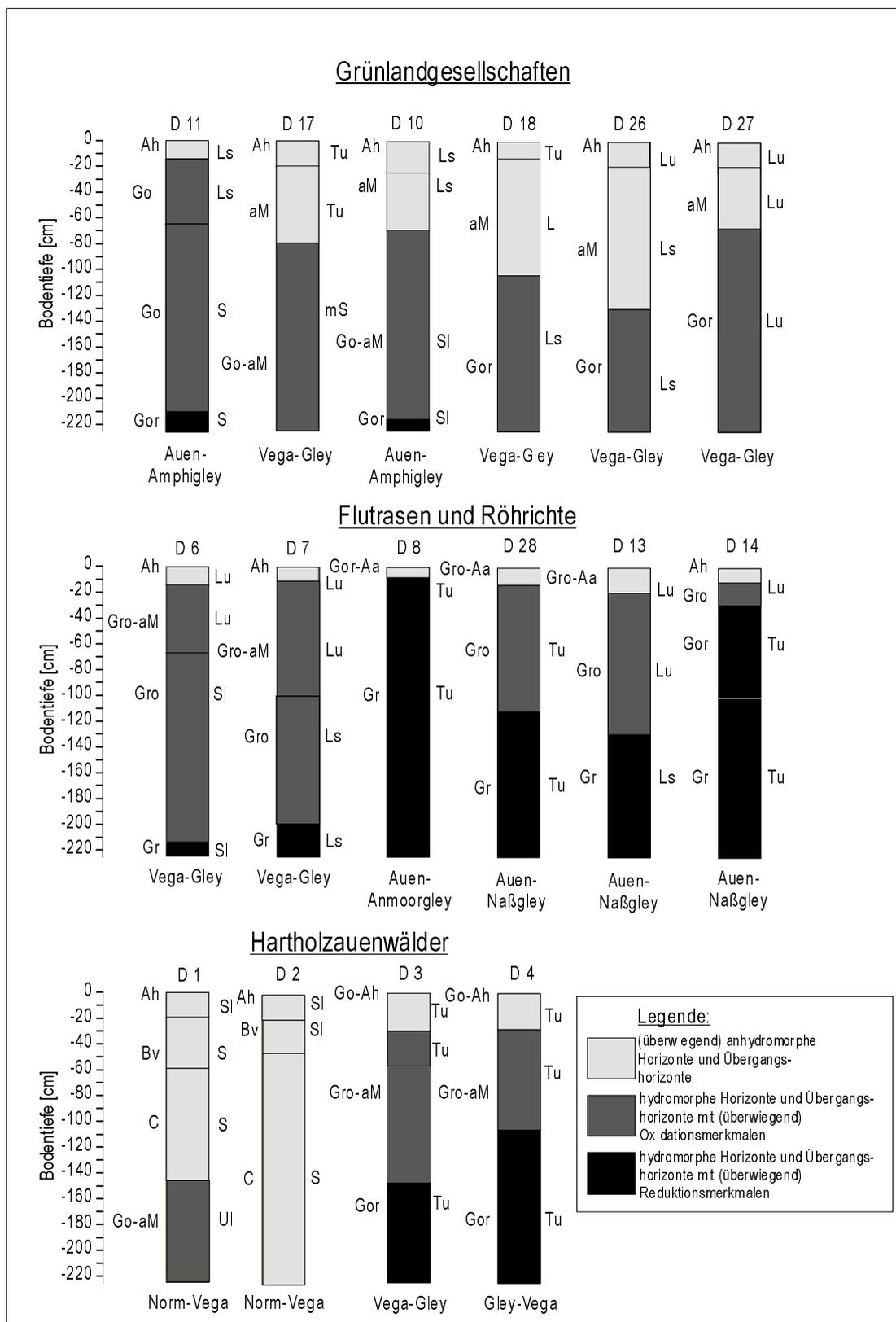


Abb. 24: Schematische Darstellung typischer Bodenprofile von Dauerbeobachtungsflächen der Rückdeichungsfläche Lenzen-Wustrow und des Gartower Elbholzes. (Horizont- und Bodenartenbezeichnungen nach AG BODENKUNDE (1994), D = Dauerbeobachtungsfläche).

Für eine genauere Charakterisierung des Wasserhaushaltes der verschiedenen Pflanzengesellschaften konnten Daten eines Grundwassermodells, das für die Rückdeichungsfläche

Lenzen-Wustrow eigens erstellt wurde (MONTENEGRO et al. 1999a), herangezogen werden. Aus diesem Modell können die Grundwasserpotentiale für die untersuchten Flächen errechnet werden. Dies gibt die Grundwasserschwankung, wie sie ohne eine Deckschicht im Auenbereich auftritt an (siehe hierzu: MONTENEGRO et al. 1999a).

Abb. 25 zeigt die durchschnittliche Grundwasserpentialschwankung der letzten 35 Jahre (1964-1998) auf den Standorten der Dauerbeobachtungsflächen. Es ist ersichtlich, daß bei den Grünlandgesellschaften die tiefsten Wasserstände auftreten. Die minimalen Grundwasserpotentialwerte schwanken hier nur von -1,52 m bis -2,15 m. Die vergleichsweise niedrigen maximalen Potentialwerte weisen daher auf den geringen Drängewassereinfluß im Oberboden hin.

Bei den Flutrasen und Röhrichten bewegen sich hingegen die minimalen Grundwasserpotentialwerte zwischen -1,69 m und -0,50 m, d.h. der Wasserstand ist hier durchschnittlich höher als bei den Grünlandstandorten. Entsprechend sind auch die maximalen Potentialwerte, die z. B. beim Flutrasen D 19 bis 0,76 m über Flur gehen, höher (Abb. 25). Dies läßt auf den regelmäßigen Einfluß von Qualmwasser an diesen Standorten schließen.

Ein Vergleich der Grundwasserpotentiale von Flutrasengesellschaften und Röhrichten zeigt, daß die Bestände des *Ranunculo-Alopecuretum geniculati* höheren Wasserschwankungen ausgesetzt sind als die verschiedenen Röhrichte. Bei letzteren ist die Schwankungsbreite des Wasserstandes in allen Fällen unter 2 m, während sie bei den Flutrasengesellschaften mit Ausnahme von Fläche D 20 über 2 m liegt (Abb. 25). Hieraus läßt sich ableiten, daß die Standorte der untersuchten Flutrasen einer höheren Hydrodynamik ausgesetzt sind, als dies bei den Röhrichtgesellschaften der Fall ist. Die Wechselfeuchtigkeit ist auf den mit Flutrasen bestandenen Flächen tendenziell höher als auf den Dauerbeobachtungsflächen mit Röhrichtbeständen. Hierin dürfte auch der Grund für die weite ökologische Amplitude des *Ranunculo-Alopecuretum geniculati* zu sehen sein. Die Gesellschaft scheint offenbar in der Lage zu sein, sowohl dauerhaft vernäßte als auch ausgesprochen wechsellasse Standorte mit großen Grundwasserschwankungen zu besiedeln.

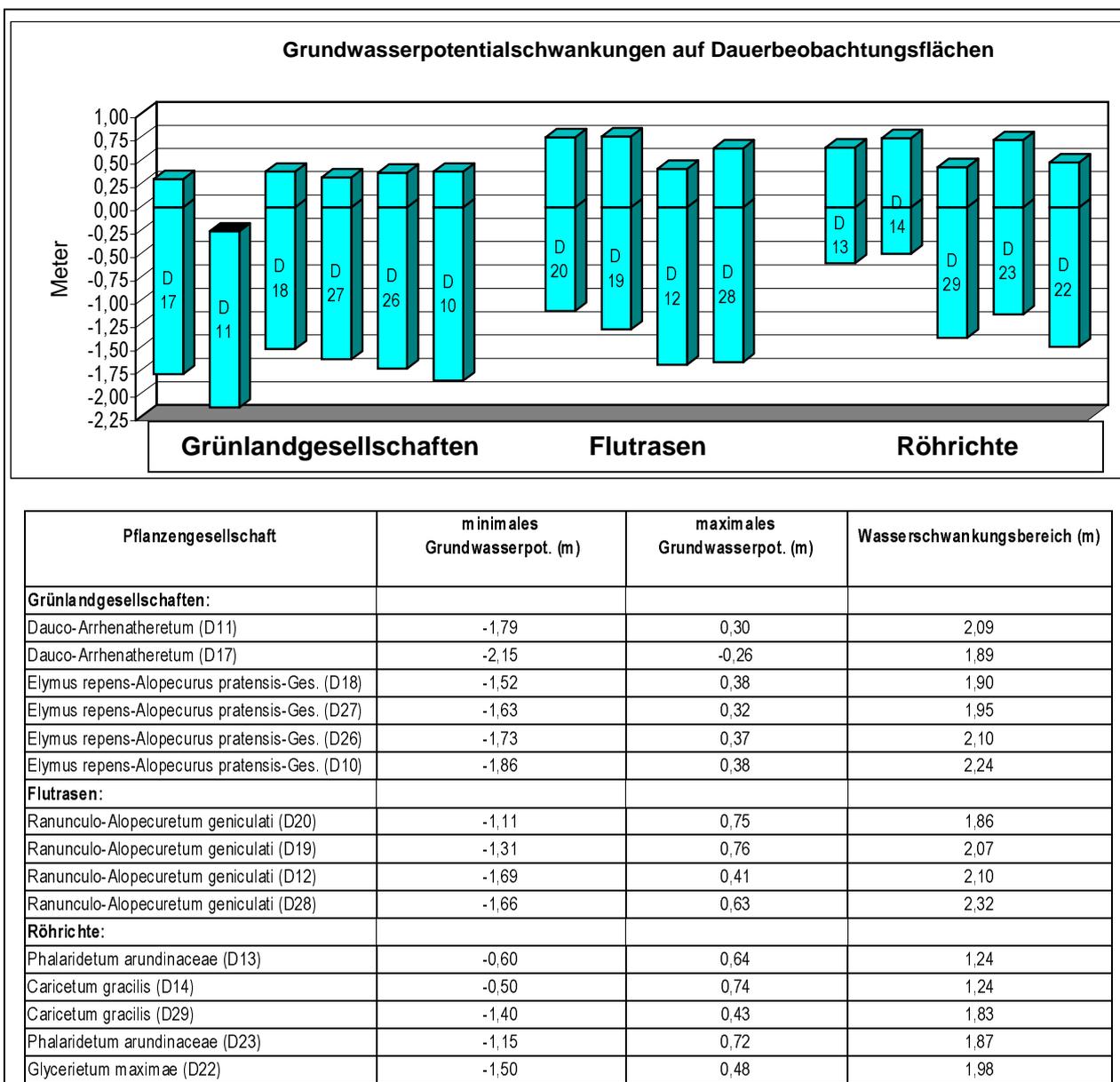


Abb. 25: Durchschnittliche Grundwasserpotentialschwankungen auf Dauerbeobachtungsflächen des Rückdeichungsgebietes Lenzen-Wustrow (Meßzeitraum 1964-1998). Es bedeutet: D = Dauerbeobachtungsfläche.

8.1.1 Vegetationsdynamik von Röhrichtgesellschaften

(Tab. A 24-Tab. A 32)

Bei den untersuchten Röhrichten handelt es sich in der Regel um monodominante und wenig strukturierte Pflanzengesellschaften, in denen je nach Standort verschiedene hochwüchsige und konkurrenzstarke Rhizom-Geophyten oder Hemikryptophyten wie z.B. *Phalaris arundinacea* oder *Glyceria maxima* eine dichte Vegetationsdecke ausbilden. Der relativ große Artenreichtum auf den Dauerbeobachtungsflächen mit bis zu 19 Arten zu Beginn der Untersuchungen läßt sich auf die bis 1997 erfolgte extensive Beweidung bzw. Mahd zurückführen, die eine Öffnung der Pflanzendecke zur Folge hatte (Tab. 24). Daher waren bis zur landwirtschaftlichen Nutzungsaufgabe immer wieder ausreichende Bedingungen für die Einwanderung und Etablierung von Kriechpflanzen der Flutrasen wie beispielsweise *Ranunculus repens*, *Agrostis stolonifera*, *Alopecurus geniculatus*, *Glyceria fluitans* oder auch für nitrophile Störzeiger wie *Urtica dioica* und *Symphytum officinale* vorhanden.

Tab. 24: Übersicht über die Veränderungen der Deckungswerte, Artenanzahlen und Ähnlichkeitswerte auf Dauerbeobachtungsflächen mit Röhrichtbeständen im Rückdeichungsgebiet Lenzen-Wustrow.

Nr.	Pflanzengesellschaft	Gesamtdeckung (%)			Artenanzahl			Ähnlichkeitswert (%)		
		1997	1998	1999	1997	1998	1999	1997	1998	1999
Röhrichte:										
7	Phalaridetum arundinaceae	100	100	100	19	10	4	100	78	62
13	Phalaridetum arundinaceae	90	-	95	16	-	14	100	-	43
23	Phalaridetum arundinaceae	65	80	90	10	9	8	100	63	52
14	Caricetum gracilis, Subass. von <i>Glyceria maxima</i>	85	-	95	10	-	7	100	-	69
29	Caricetum gracilis, Subass. von <i>Glyceria maxima</i>	75	80	95	15	14	11	100	77	67
15	Glycerietum maximae, Subass. von <i>Agrostis stolonifera</i>	65	-	100	17	-	15	100	-	56
22	Glycerietum maximae, Typische Subassoziation	80	60	60	8	4	7	100	73	70
8	Scirpo-Phragmitetum	85	90	100	14	3	4	100	63	59
16	Scirpo-Phragmitetum	80	90	90	18	19	15	100	68	54

Bei allen untersuchten Röhrichtbeständen zeigt sich eine mehr oder weniger deutliche Abnahme der Artenanzahlen von 1997 bis 1999 (Abb. 26). Diese trat meist bereits im 2. Brachejahr ein und setzte sich im 3. Brachejahr fort. Diese Artenverarmung ging häufig mit einer Zunahme der Gesamtdeckung auf den Flächen einher (Tab. 24).

Ein Vergleich der prozentualen Ähnlichkeitswerte der Bestände in den 3 Untersuchungsjahren läßt erkennen, daß auf den meisten Flächen eine deutliche Umschichtung in der Artenkombination stattgefunden hat. Die Werte sanken innerhalb der Beobachtungsjahre im Vergleich zum Ausgangszustand von 43 bis 70 % (Abb. 27). Dies beruht auf einer Abnahme der Feuchtwiesen- und Flutrasenarten, die meist mit der Ausbreitung und Deckungszunahme der hochwüchsigen Röhrichtarten einhergeht. Letzteres sorgt vor allem für eine starke Verringerung des Lichtangebotes innerhalb der Bestände. Ein weiterer Grund für die Abnahme der Flutrasenarten dürfte die Akkumulation von bis zu 15 cm mächtigen Streuauflagen in den verschiedenen Röhrichtgesellschaften sein. Die Anhäufung von Streu auf diesen Standorten ist sowohl auf die hohe Biomasseproduktion der Röhrichtarten, als auch auf die nässebedingte, geringe biologische Aktivität der Böden zurückzuführen. Zudem begünstigte die landwirtschaftliche Nutzungsaufgabe die Ansammlung großer Streumengen. Im folgenden soll auf die Veränderungen in einzelnen Beständen näher eingegangen werden:

1. *Glycerietum maximae*

(Tab. A 29-Tab. A 31)

Beide Untersuchungsflächen mit Beständen des *Glycerietum maximae* liegen im Deichhinterland und waren bereits 1997 von *Glyceria maxima* dominiert. Andere Röhrichtarten wie z. B. *Carex acuta*, *Rorippa amphibia* oder auch *Galium palustre* spielen dagegen nur eine untergeordnete Rolle. Gleiches gilt auch für Flutrasenarten wie z. B. *Ranunculus repens* und *Glyceria fluitans*.

Fläche D 15 zeigt in den 3 Untersuchungsjahren eine deutliche Deckungszunahme der Charakterart *Glyceria maxima* von 60 auf 80 %. Dies spiegelt sich auch in der Zunahme der Gesamtdeckung wider (Tab. 24). Gleichzeitig ist jedoch das Überdauern vieler konkurrenzschwacher Arten wie beispielsweise *Galium palustre* und *Agrostis stolonifera* festzustellen. Aufgrund des verminderten Lichtangebotes im Unterwuchs durch die dichten *Glyceria maxima*-Herden zeigten diese Arten allerdings bereits eine verminderte Vitalität. Dies äußerte sich in einem etiolierten und sterilen Aufwuchs der Pflanzen. Das Verschwinden einiger Arten wie z. B. *Glyceria fluitans*, *Alisma plantago-aquatica*, *Alopecurus geniculatus*,

Holcus lanatus und *Poa trivialis* wird allerdings durch das spontane Neuauftreten von *Carex acuta*, *Rumex maritimus* und *Juncus effusus* teilweise kompensiert (Tab. A 29). Die Begründung für diese Entwicklung liegt in einer kurzzeitigen Beweidung der Fläche im Jahr 1998. Diese Beeinträchtigung hat für eine vorübergehende Öffnung der Pflanzendecke gesorgt und somit ein Überdauern niedrigwüchsiger Pflanzenarten bzw. eine Einwanderung neuer Arten ermöglicht.

Auf Fläche D 22 nahm *Glyceria maxima* von 1997-1999 in seiner Deckung von 90 auf 60 % ab. Im Unterschied zu dem Bestand auf Fläche D 15 konnten sich hier jedoch weder neue Arten etablieren noch die im Unterwuchs bereits vorhandenen Pflanzen ihre Individuenanzahl erhöhen. Dieses Phänomen ist auf das starke Sommerhochwasser 1997 zurückzuführen, das ein Abknicken der *Glyceria maxima*-Pflanzen zur Folge hatte. Dies führte vielfach zum Absterben der Pflanzen und es bildete sich eine 15 cm mächtige Streuschicht, die bis heute eine Einwanderung oder Ausbreitung von anderen Arten, trotz der geringen Vegetationsbedeckung von nur 60 %, verhinderte.

2. *Caricetum gracilis*

(Tab. A 27-Tab. A 28)

Die beiden binnendeichs gelegenen Flächen mit Beständen des *Caricetum gracilis* sind in ihrer Entwicklung ebenfalls durch abnehmende Artenanzahlen und Ähnlichkeitswerte gekennzeichnet (Abb. 26, Abb. 27). Während die bis 120 cm hoch aufwachsende *Carex acuta* in beiden Beständen ihre Deckung erhöhen konnte, verschwanden niedrigwüchsigeren Arten wie *Myosotis palustris* agg., *Ranunculus repens*, *Ranunculus flammula*, *Cardamine pratensis* agg., *Carex vulpina* und *Carex vesicaria* vollständig. Dagegen scheint sich jedoch auf der Fläche D 14 gleichzeitig eine Bestandumschichtung zu vollziehen. Zwar konnte *Carex acuta* ihre Deckung in den 3 Jahren von 55 auf 65 % erhöhen, doch *Glyceria maxima* vermochte im gleichen Zeitraum seinen Anteil von 30 auf 55 % zu steigern, so daß bereits 1999 eine Kodominanz beider Arten zu verzeichnen war. Ähnliches konnten auch ROSENTHAL (1992) und MÜLLER et al. (1992) bei ihren Untersuchungen auf nährstoffreichen Brachestandorten mit Dauernässe beobachten. In beiden Fällen scheint die relativ verbißfeste Art *Carex acuta* unter extensiver Nutzung *Glyceria maxima* überlegen zu sein. Unter Brache sind die ökologischen Bedingungen auf den eutrophen Böden jedoch für den Riesenschwaden offensichtlich günstiger, so daß die Art in wenigen Jahren zur Dominanz gelangen kann.

3. *Phalaridetum arundinaceae*

(Tab. A 24-Tab. A 26)

In den erfaßten Beständen des *Phalaridetum arundinaceae* überwiegen die Sukzessionsvorgänge gegenüber den Fluktuationsprozessen. Besonders auf Fläche D 7 zeigen sich typische Veränderungen, wie sie an der Mittelelbe häufig auf brachgefallenem Feuchtgrünland zu beobachten sind. *Phalaris arundinacea* war bereits 1997 im Ausgangsbestand mit einer Deckung von 75 % vertreten, konnte seine Dominanz jedoch im Laufe der Bracheentwicklung noch weiter erhöhen und erreichte schließlich eine Deckung von 95 %. Die zu Beginn der Untersuchung noch vorhandenen niedrigwüchsigen Gräser und Kräuter *Agrostis stolonifera*, *Poa trivialis* und *Ranunculus repens* unterlagen dagegen schnell dem Konkurrenzdruck des hochwüchsigen Rohrglanzgrases. Dadurch sank die Artenanzahl schon im 2. Brachejahr von 19 auf 9 und im weiteren Verlauf sogar auf 4. Neben *Phalaris arundinacea* war nur noch *Urtica dioica* in der Lage, ihre Deckungswerte zu steigern. Eine

ähnliche Zunahme der Brennessel auf nährstoffreichen Feuchtgrünlandbrachen Nordwestdeutschlands mit *Phalaris arundinacea* konnten auch MÜLLER et al. (1992) nachweisen.

Demgegenüber sind die Vegetationsveränderungen des Rohglanzgras-Bestandes auf der Fläche D 23 nicht so gravierend, da der Bestand schon zu Beginn der Untersuchungen mindestens 1 Jahr lang nicht mehr genutzt wurde und damit die Sukzession bereits weiter fortgeschritten war. Auf Fläche D 13 wurden dagegen die Sukzessionstendenzen durch eine kurzzeitige Beweidung 1998 von einer Reihe von Fluktuationsvorgängen überlagert. Dies zeigt sich in einem auffälligen Artenwechsel, so daß einem Verlust von 6 Arten des Ausgangsbestandes ein Neuauftreten von 4 Arten gegenüber steht (Tab. 24).

4. Scirpo-Phragmitetum

(Tab. A 30-Tab. A 32)

Schilfröhrichte wurden jeweils einmal binnen- und außendeichs analysiert. Beide Dauerbeobachtungsflächen werden schon seit Jahren nicht mehr genutzt. Die Fläche D 8 im Deichvorland von Lütkenwisch war zum Zeitpunkt der ersten Erfassung 1997 durch ein Hochwasserereignis stark beeinträchtigt worden. Daher war die Gesamtdeckung mit 85 % relativ niedrig und eine Reihe von Therophyten und lichtliebenden Arten wie beispielsweise *Atriplex hastata*, *Bidens frondosa*, *Symphytum officinale*, *Cardamine pratensis* agg. und *Poa palustris* kamen mit geringer Deckung in dem Bestand vor. 1998 hatte jedoch *Phragmites australis* die hochwasserbedingten Bestandslücken mit Hilfe seines ausgeprägten clonalen Wachstums wieder geschlossen und die meisten Arten mit Ausnahme von *Urtica dioica* und *Calystegia sepium* verdrängt. Die Artenanzahlen veränderten sich innerhalb eines Jahres von 14 auf nur 3, während die Gesamtdeckung auf der Fläche von 80 auf 90 % stieg.

Auch auf Fläche D 16 konnte *Phragmites australis* seinen Deckungsanteil von 60 % auf 70 % steigern, dennoch war auch zum Abschluß der Erhebungen mit 14 weiteren Arten noch eine artenreiche Begleitflora in dem Bestand. Das Verschwinden von 7 und das Hinzutreten von 4 neuen Arten auf dieser Fläche sowie die starken Deckungsschwankungen von *Elymus repens*, *Cirsium arvense*, *Symphytum officinale* und *Phalaris arundinacea* sind als Fluktuationserscheinungen zu interpretieren.

8.1.2 Vegetationsdynamik von Flutrasengesellschaften

(Tab. A 33-Tab. A 37)

Die oftmals artenreichen Dauerbeobachtungsflächen mit Beständen vom Typ des *Ranunculo-Alopecuretum geniculati* werden von Kriechpflanzen wie *Alopecurus geniculatus*, *Alopecurus aequalis*, *Agrostis stolonifera* und *Glyceria fluitans* sowie durch niedrigwüchsige Kräuter wie beispielsweise *Ranunculus repens*, *Ranunculus flammula*, *Galium palustre* oder *Stellaria palustris* geprägt. Je nach Standort finden sich aber vielfach auch Röhrichtarten (z.B. *Phalaris arundinacea*, *Glyceria maxima*) oder Arten des höher gelegenen Grünlandes in diesen Beständen (*Elymus repens*, *Alopecurus pratensis* etc.).

Im Untersuchungszeitraum konnte oft ein deutlicher Artenrückgang auf den Flächen beobachtet werden, welcher im Extremfall auf der Fläche D 6 bei 19 Arten lag (Tab. 25). Diese Entwicklung ist jedoch nicht so kontinuierlich wie bei den Röhrichtgesellschaften. Häufig kommt es im 2. Brachejahr zunächst zu einem leichten Anstieg der Artenanzahlen, bevor im 3. Brachejahr auf allen Flächen Artenverluste auftreten (Abb. 26). Verantwortlich für den zwischenzeitlichen Anstieg der Artenanzahlen sind in erster Linie Therophyten wie z. B. *Chenopodium polyspermum*, *Tripleurospermum perforatum* und *Veronica serpyllifolia*, die

kurzzeitig vorhandene Lücken in der Vegetationsdecke besetzen können, aber insgesamt nicht in der Lage sind, langfristig stabile Populationen aufzubauen (vgl. ROSENTHAL et al. 1985).

In Bezug auf die Ähnlichkeitwerte ist die Veränderung in den Flutrasenbeständen jedoch deutlich stärker als bei den Röhrichten (Abb. 27). Bereits im 2. Brachejahr sinkt die prozentuale Ähnlichkeit mit Ausnahme von Fläche D 12 auf 69 bis 40 %, um 1999 nur noch 52 bis 29 % zu erreichen. Diese hohe Dynamik spiegelt sich in tiefgreifenden Bestandsumschichtungen wider, die oft zur Ausbildung von neuen Pflanzengesellschaften führte. Dabei konnten drei unterschiedliche Typen der Vegetationsdynamik festgestellt werden:

- Sukzession von Flutrasen zu Röhrichten
- Sukzession von Flutrasen zu wechselfrischen Grünlandgesellschaften
- stabile Flutrasenbestände mit Fluktuationserscheinungen

Tab. 25: Übersicht über die Veränderungen der Deckungswerte, Artenanzahlen und Ähnlichkeitswerte auf Dauerbeobachtungsflächen mit Flutrasenbeständen im Rückdeichungsgebiet Lenzen-Wustrow.

Nr.	Pflanzengesellschaft	Gesamtdeckung (%)			Artenanzahl			Ähnlichkeitswert (%)		
		1997	1998	1999	1997	1998	1999	1997	1998	1999
Flutrasen:										
12	Ranunculo-Alopecuretum geniculati, Subass. von <i>Lysimachia nummularia</i>	90	95	100	10	16	9	100	80	79
19	Ranunculo-Alopecuretum geniculati, Subass. von <i>Lysimachia nummularia</i>	95	100	100	30	28	22	100	69	52
20	Ranunculo-Alopecuretum geniculati, Subass. von <i>Lysimachia nummularia</i>	90	100	100	28	32	26	100	57	52
6	Ranunculo-Alopecuretum geniculati, Subass. von <i>Lysimachia nummularia</i>	100	95	100	25	11	6	100	51	43
28	Ranunculo-Alopecuretum geniculati, Subass. von <i>Alopecurus aequalis</i>	80	85	90	29	30	23	100	40	29

1. Sukzession von Flutrasen zu Röhrichten

Die Vegetation der Flächen D 6 und D 28 (Tab. 25) hat sich innerhalb der kurzen Zeit von 1997-1999 nahezu vollständig verändert. Aus den niedrigwüchsigen Flutrasen sind im Untersuchungszeitraum hochwüchsige Röhrichte geworden. Die Außendeichsfläche D 6 zeigte 1997 noch eine Kodominanz von *Agrostis stolonifera* und *Alopecurus geniculatus* auf der einen und *Phalaris arundinacea* auf der anderen Seite, so daß es sich um einen Übergangsbestand des *Ranunculo-Alopecuretum geniculati* und des *Phalaridetum arundinaceae* handelte. Im 2. Brachejahr 1998 hatte *Phalaris arundinacea* jedoch bereits die Vorherrschaft übernommen und seine Gesamtdeckung von 55 % auf >95 % erhöhen können. *Agrostis stolonifera* und *Alopecurus geniculatus* aber auch viele andere Arten wie beispielsweise *Plantago major* ssp. *intermedia*, *Poa trivialis* und *Ranunculus repens* unterlagen dabei dem Konkurrenzdruck des Rohrglanzgrases und waren 1998 bereits vollständig aus der Fläche verschwunden. Die höherwüchsigen Arten wie *Alopecurus pratensis*, *Rorippa amphibia* und *Rumex crispus* wurden dagegen erst ein Jahr später verdrängt, so daß die Artenanzahl von ehemals 25 auf 6 sank (Abb. 26). *Elymus repens*, *Poa palustris* und *Galium palustre* konnten sich zwar auf der Fläche behaupten, mußten aber ebenfalls große Bestandseinbußen hinnehmen. Die Vegetationsentwicklung auf dieser Fläche zeigt, daß sich aus einem Flutrasenbestand innerhalb von nur 2 Brachejahren ein Röhricht vom Typ des *Phalaridetum arundinaceae* entwickeln kann.

Die in einer tiefen Flutrinne gelegene Fläche D 28, zeigt einen ganz ähnlichen Sukzessionsverlauf. Hier hatte sich *Glyceria maxima* auf Kosten der Flutrasenarten *Alopecurus aequalis* und *Alopecurus geniculatus* durchgesetzt. Aber auch andere Vertreter der Flutrasen wie *Agrostis stolonifera*, *Potentilla anserina* und *Ranunculus flammula* unterlagen der Konkurrenz des Riesenschwadens. *Glyceria maxima* konnte von 1997-1999 seine Deckung von 10 % auf 70 % erhöhen, während die Deckung von *Alopecurus aequalis* im gleichen Zeitraum von 55 % auf < 1% zurückging. Obwohl die Umstrukturierung hier bereits weit fortgeschritten ist, zeigt dieses Röhricht mit 21 Arten noch eine vergleichsweise hohe Biodiversität. Diese hohe Artenanzahl ist auf die lange Überstauung während des Sommerhochwassers 1997 zurückzuführen. Das Qualmwasser zur Vegetationszeit wirkte sich offenbar sehr negativ auf die Flutrasenarten aus. Lückenbesiedler wie *Bidens frondosa*, *Polygonum amphibium*, *Rumex maritimus*, *Rorippa amphibia* aber auch *Carex acuta* und *Carex vulpina* konnten hingegen von der Öffnung der Vegetationsdecke profitieren.

2. Sukzession von Flutrasen zu wechselfrischen Grünlandgesellschaften

Dauerbeobachtungsfläche D 20 (Tab. A 35) zeigt eine ähnliche Entwicklung wie die beiden zuvor beschriebenen Flächen, allerdings setzten sich hier zunehmend anstelle von Röhrichtelementen Grünlandarten wie die hochwüchsigen Obergräser *Elymus repens* und *Alopecurus pratensis* im Bracheverlauf durchsetzen konnten. Sie dominierten bereits 1999 auf der Untersuchungsfläche. Die typischen Flutrasenarten *Agrostis stolonifera* und *Alopecurus geniculatus* dagegen verloren an Deckung, vermochten sich jedoch im Unterwuchs mit verminderter Vitalität zu halten. Darüber hinaus gibt es eine Reihe begleitender Arten, die sich über den Untersuchungszeitraum in ihrem Bestand ohne große Veränderungen behaupten konnten. Dazu gehören beispielsweise *Galium palustre*, *Poa trivialis*, *Poa pratensis* und *Taraxacum officinale* agg.

3. Fluktuationen in Flutrasenbeständen

Die Flutrasen der Fläche D 12 und D 19 zeigen im Gegensatz zu den anderen untersuchten Beständen des *Ranunculo-Alopecuretum geniculati* keine Sukzessionstendenzen. Sie blieben hinsichtlich ihrer Bestandsstruktur weitgehend unverändert. Lediglich *Agrostis stolonifera* konnte seine Deckung erhöhen, andere Flutrasenarten wie *Glyceria fluitans*, *Alopecurus geniculatus* und *Ranunculus repens* blieben in ihren Deckungswerten jedoch stabil. Das der Ähnlichkeitswert der Vegetation bei Fläche D 19 auf 52 % sinkt, lässt sich zum einen mit einem starken Artenrückgang nach Aufgabe der Nutzung erklären, zum anderen zeigen viele Arten wie beispielsweise *Galium palustre*, *Elymus repens* oder *Cirsium arvense* größere Populationsschwankungen. Fläche D 12 zeigte dagegen 1998 und 1999 einen gleichbleibend hohen Ähnlichkeitswert von 79 %, was offenbar auf die kurzzeitige Beweidung im 2. Untersuchungsjahr zurückzuführen ist.

Damit ist auf beiden Flächen trotz einer Verminderung der Artenanzahl eine Stabilisierung des Ausgangszustandes zu beobachten. Die Schwankungen im Artenspektrum sowie die Veränderungen der Populationsgrößen einiger Arten sind vor allem auf das Fehlen von dominanzbildenden Röhricht- oder Grünlandarten wie z. B. *Phalaris arundinacea*, *Carex acuta*, *Glyceria maxima*, *Elymus repens* und *Alopecurus pratensis* zurückzuführen.

8.1.3 Vegetationsdynamik von Grünlandgesellschaften

(Tab. A 38-Tab. A 44)

Die Ergebnisse der populationsdynamischen Untersuchungen zeigen auf allen 7 Dauerbeobachtungsflächen mit Grünlandbeständen eine ähnliche Entwicklung. Die Artenanzahlen sanken im Untersuchungszeitraum von Jahr zu Jahr. Dies betrifft gleichermaßen artenreiche als auch artenärmere Bestände. Die Ähnlichkeitswerte im 2. und 3. Brachejahr zeigen im Vergleich zu den Ausgangsbeständen ebenfalls eine kontinuierliche Abnahme auf Werte zwischen 66 % und 21 %.

Im Gegensatz zu den Röhrichten und den meisten Flutrasen findet hier eine Veränderung der Vegetation allerdings langsamer statt und auch die Ausbildung von Artendominanzen ist zumindest im Hinterdeichland nicht zu beobachten. Auch hier sollen entsprechende Veränderungen in den einzelnen Pflanzengesellschaften erläutert werden:

Tab. 26: Übersicht über die Veränderungen der Deckungswerte, Artenanzahlen und Ähnlichkeitswerte auf Dauerbeobachtungsflächen mit Grünlandbeständen im Rückdeichungsgebiet Lenzen-Wustrow.

Nr.	Pflanzengesellschaft	Gesamtdeckung (%)			Artenanzahl			Ähnlichkeitswert (%)		
		1997	1998	1999	1997	1998	1999	1997	1998	1999
Grünlandgesellschaften:										
5	<i>Leucanthemo-Rumicetum thrysiflori</i>	100	100	100	23	17	14	100	72	50
11	<i>Dauco-Arrhenatheretum elatioris</i>	75	90	100	32	22	21	100	65	43
17	<i>Dauco-Arrhenatheretum elatioris</i>	95	95	100	37	35	34	100	71	66
10	<i>Elymus repens-Alopecurus pratensis</i> -Gesellschaft, Subass. v. <i>Festuca pratensis</i>	70	90	95	36	33	28	100	46	38
18	<i>Elymus repens-Alopecurus pratensis</i> -Gesellschaft, Subass. v. <i>Festuca pratensis</i>	100	100	100	44	35	34	100	44	28
26	<i>Elymus repens-Alopecurus pratensis</i> -Gesellschaft, Subass. v. <i>Festuca pratensis</i>	100	75	100	28	21	24	100	25	21
27	<i>Elymus repens-Alopecurus pratensis</i> -Gesellschaft, Subass. v. <i>Festuca pratensis</i>	95	-	100	32	-	23	100	-	54

1. *Leucanthemo-Rumicetum thrysiflori*

Die Vegetationsentwicklung der außendeichs gelegenen Fläche D 5 mit einem Bestand des *Leucanthemo-Rumicetum thrysiflori* zeichnete sich bereits zu Beginn der Untersuchungen durch eine 60 % hohe Deckung von *Elymus repens* aus. Im Zuge der Verbrachung konnte diese Art ebenso wie *Rumex thrysiflorus*, *Agrostis capillaris*, *Cardamine pratensis* agg., *Glechoma hederacea*, *Poa pratensis* und *Poa trivialis* ihre Deckung sogar noch erhöhen. Dies geschah vorwiegend auf Kosten von *Rumex acetosa*, *Achillea ptarmica*, *Stellaria palustris*, *Ranunculus repens*. Damit hat sich der Bestand zu einem *Elymus repens*-dominierten Grünland, wie es ebenfalls auf großen Teilen brachgefallener Außendeichsflächen im gesamten unteren Tal der Mittelelbe zu beobachten ist, entwickelt.

2. *Elymus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft und *Dauco-Arrhenatheretum*

Die binnendeichs untersuchten Bestände der *Elymus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft zeigen hingegen einen unterschiedlichen Verlauf in ihrer Entwicklung. *Elymus repens* kann hier nur auf den Flächen D 26 und D 27 seine Deckung merklich steigern. Prägender sind jedoch zwei andere Vorgänge, die das Erscheinungsbild der Vegetation nachhaltig veränderten. Zum einen kann sich auf den Flächen D 10, D 18 und D 26 der Brachezeiger

Cirsium arvense z.T. sehr stark ausbreiten und zum anderen zeigten viele *Fabaceen* wie beispielsweise *Trifolium repens*, *Trifolium hybridum*, *Vicia cracca* und *Lathyrus pratensis* im 2. Brachejahr Einbußen in ihren Populationsgrößen. Teilweise sind diese Arten sogar ganz aus den Dauerbeobachtungsflächen verschwunden. Parallel dazu war eine Ausbreitung von *Deschampsia cespitosa* auf allen Flächen zu beobachten.

Wie Untersuchungen von ROSENTHAL & MÜLLER (1986) auf Feuchtwiesen und SACH & SCHRAUTZER (1994) für Flutrasengesellschaften zeigen, handelt es sich bei den Populationschwankungen der *Fabaceen* vielfach um Fluktuationerscheinungen, ohne daß daraus eine dauerhafte Veränderung der Bestandsstruktur und der Artenkombination resultieren muß.

Eine Sukzessionstendenz ist jedoch auf den Flächen im Deichhinterland trotz der Zunahme von typischen Brachezeigern wie *Cirsium arvense* und *Deschampsia cespitosa* noch nicht zu erkennen. Ähnliches gilt auch für die untersuchten Glatthaferwiesen (*Daucus-Arrhenatheretum*), die eine ganz ähnliche Dynamik wie die *Elymus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft zeigen (Tab. A 43-Tab. A 44). Auch hier konnte sich im Zuge der Verbrachung bisher keine Art entscheidend durchsetzen. Dennoch kam es bei einigen häufigeren Arten zu einer deutlichen Verschiebung der Deckungswerte. Allen voran hochwüchsige Gräser wie *Alopecurus pratensis* und *Elymus repens* vermochten sich auf den Flächen gegen kleinwüchsige Kräuter durchzusetzen. Dies führte auf Fläche Nr. 11 zu einer Artenverarmung um über 30 %. Allein *Cirsium arvense* konnte ebenso wie bei der *Elymus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft als konkurrenzkräftiger Brachezeiger seine Deckungswerte auf den Flächen innerhalb der 3 Jahre erhöhen.

8.1.4 Vegetationsdynamik von Auenwäldern

1. *Salicetum triandro-viminalis* und *Salicetum albae*

(Tab. A 45-Tab. A 46)

Im Rahmen des Projektes bestand die Möglichkeit, 2 Weichholzaunenbestände vom Typ des *Salicetum albae* (Fläche D 24) und des *Salicetum triandro-viminalis* (Fläche D 25) im Deichvorland bei Cumlosen in die Untersuchungen mit einzubeziehen. Im Gegensatz zu den Offenland-Gesellschaften ist auf diesen Weichholzaunenflächen kein deutlicher Rückgang der Artenanzahlen zu erkennen (Abb. 26). Bei einem Vergleich der prozentualen Ähnlichkeitswerte weisen die Weichholzaunengesellschaften mit 83 % und 70 % deshalb vergleichsweise übereinstimmende Werte auf, die höher sind als bei der überwiegenden Zahl der untersuchten Röhricht-, Flutrasen- und Grünlandgesellschaften. Der Grund für die Veränderung der Ähnlichkeitswerte beruht nicht auf Bestandsumschichtungen, sondern in erster Linie auf Populationsschwankungen einiger weniger Arten wie beispielsweise *Rorippa sylvestris*, *Agrostis stolonifera*, *Polygonum hydropiper* sowie *Tripleurospermum perforatum*. Ein Wechsel in der Artenzusammensetzung findet dagegen kaum statt.

Der Hauptgrund für die überraschend hohe floristische Stabilität der beiden Weichholzaunenbestände dürfte vor allem in der großen Entfernung zur Elbe liegen. Die Erosions- und Sedimentationsdynamik ist an solchen Standorten herabgesetzt, so daß sich hier Samenbanken bilden, aus denen sich die einmal etablierten Arten immer wieder neu konstituieren können (vgl. SCHWABE 1991).

Ein so gleichbleibendes Arteninventar wie auf den beiden untersuchten Flächen festgestellt wurde, ist jedoch nicht immer in Weichholzaunen zu erwarten. An flußnahen Standorten ist vielmehr durch die Hochwasserdynamik die Wahrscheinlichkeit für den Ab- und Antransport von Diasporen sehr hoch, d.h. es können in der Regel größere Umschichtungen und Veränderungen in der Vegetation stattfinden. Dies belegen z. B. auch die floristisch sehr

heterogen aufgebauten Uferflurgesellschaften, in denen oft vollkommen unterschiedliche Artenzusammensetzungen und Dominanzspektren ausgebildet sind.

Tab. 27: Übersicht über die Veränderungen der Deckungswerte, Artenanzahlen und Ähnlichkeitswerte auf Dauerbeobachtungsflächen mit Auwaldbeständen im Rückdeichungsgebiet Lenzen-Wustrow, des Gartower Elbholzes sowie bei Cumlosen.

Nr.	Pflanzengesellschaft	Gesamtdeckung (%)			Artenanzahl			Ähnlichkeitswert (%)		
		1997	1998	1999	1997	1998	1999	1997	1998	1999
Auenwaldgesellschaften:										
1	Querco-Ulmetum minoris, Subass. von <i>Galium aparine</i> *	95	100	100	36	32	35	100	83	76
2	Querco-Ulmetum minoris, Subass. von <i>Galium aparine</i> *	100	100	100	32	31	33	100	73	75
3	Querco-Ulmetum minoris, Subass. von <i>Galium aparine</i>	100	100	100	25	24	28	100	95	91
4	Querco-Ulmetum minoris, Subass. von <i>Galium aparine</i>	95	95	100	38	38	38	100	97	83
9	Querco-Ulmetum minoris, Subass. von <i>Galium aparine</i>	95	95	100	29	26	25	100	89	74
25	Salicetum triandro-viminalis	70	70	75	20	19	20	100	81	83
24	Salicetum albae	80	80	80	19	17	18	100	88	70

2. Querco-Ulmetum minoris

(Tab. A 47-Tab. A 51)

Auch die Hartholzauenwälder im Untersuchungsgebiet zeichnen sich durch eine hohe Konstanz in ihrer Artenzusammensetzung aus. Dies gilt sowohl für die beiden Flächen im Deichvorland D 1 und D 2 als auch für die binnendeichs gelegenen Flächen D 3, D 4 und D 9. Dies belegen die Ähnlichkeitswerte, die nur zwischen 91 und 74 % und damit deutlich höher liegen, als bei den zuvor beschriebenen Pflanzengesellschaften (Tab. 27). Auch bei den Artenanzahlen läßt sich keine deutliche Abnahme feststellen, sondern die Werte schwanken im Verlauf der Jahre hingegen nur in geringem Maße.

Betrachtet man die Deckungswerte der einzelnen Arten in der Krautschicht, so wird die Stabilität dieser Bestände besonders deutlich. Nur wenige Arten zeigen im Untersuchungszeitraum hinsichtlich ihrer Deckung tatsächlich eine deutliche Veränderung und auch der Arten-turnover ist in der Regel sehr gering.

Lediglich auf Fläche D 9 im potentiellen Rückdeichungsgebiet Lenzen-Wustrow verschwanden im Untersuchungszeitraum einige Arten, die aber auch schon 1997 selten waren und nur in Einzelexemplaren auftraten.

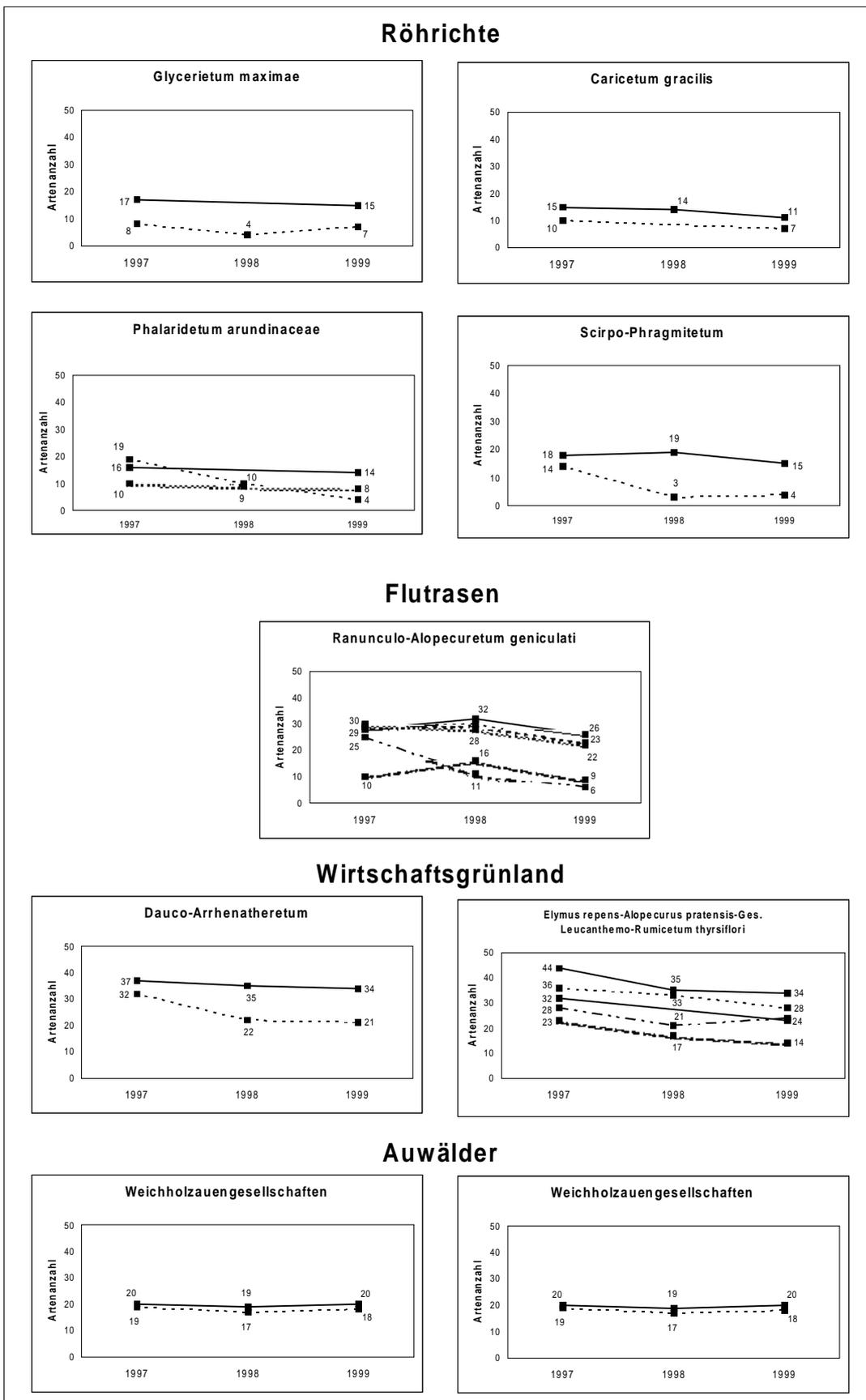


Abb. 26: Veränderungen der Artenzahlen von 1997-1999 auf den Dauerbeobachtungsflächen der Rückdeichungsfläche Lenzen-Wustrow und des Gartower Elbholzes.

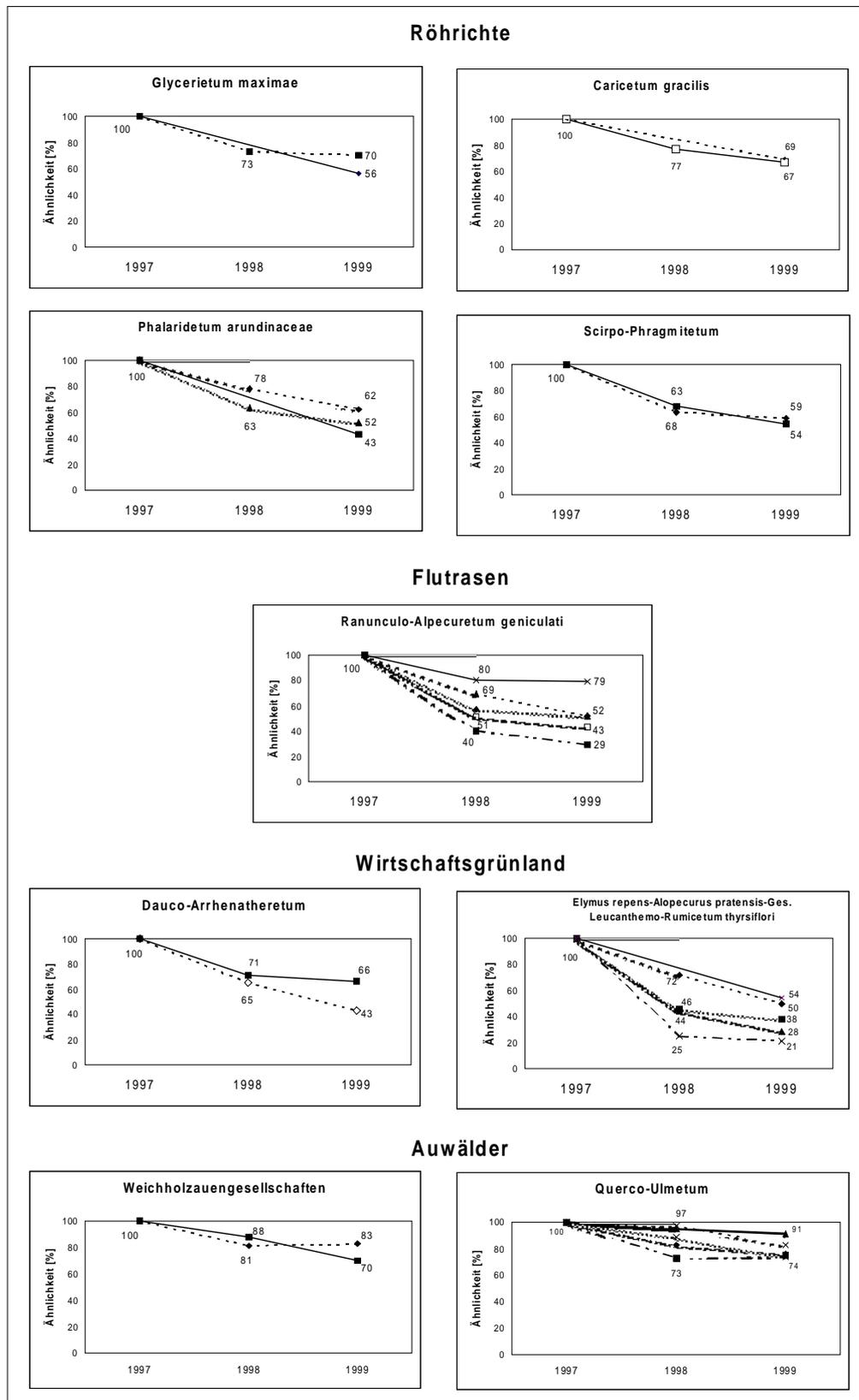


Abb. 27: Veränderungen der prozentualen Ähnlichkeiten von 1997-1999 auf den Dauerbeobachtungsflächen der Rückdeichungsfläche Lenzen-Wustrow und des Gartower Elbholzes.

8.1.5 Zusammenfassung der populationsbiologischen Untersuchungen

Die auf den Dauerbeobachtungsflächen durchgeführten Untersuchungen belegen, daß sich trotz des kurzen Beobachtungszeitraumes von nur 3 Jahren z.T. charakteristische Entwicklungstendenzen für die verschiedenen Vegetationstypen ergeben. Dabei konnten die grundlegenden Prozesse der Bracheentwicklungen, wie sie z. B. von MEISEL & HÜBSCHMANN (1973), SCHWAAR (1976), SCHIEFER (1981), WOLF et al. (1984) oder ROSENTHAL (1992a) beschrieben wurden, bestätigt werden.

Im einzelnen lassen sich folgende generellen Tendenzen auf den Untersuchungsflächen aufzeigen:

- Artenverarmung
- Ausbreitung von hochwüchsigen Hemikryptophyten und Rhizompflanzen
- Zunahme der Bestandeshöhe und der Phytomasse
- Ansammlung von Streu

Die größte Dynamik aller untersuchten Bestände zeigten die Flutrasengesellschaften, die innerhalb der 3 Beobachtungsjahre größtenteils völlig verschwanden und durch andere Pflanzengesellschaften wie z. B. Rohrglanzgras-Röhrichte oder *Elymus repens*-Brachen ersetzt wurden.

Bei Mahd bzw. Beweidung können sich bevorzugt niedrigwüchsige Pflanzenarten behaupten. Nach dem Brachfallen übernehmen jedoch schnell hochwüchsige Arten wie z. B. *Elymus repens*, *Phalaris arundinaceae* und *Arrhenatherum elatius* die Vorherrschaft. Dabei handelt es sich vorwiegend um Rhizom-Geophyten und Rhizom-Hemikryptophyten der Röhrichte und des Grünlandes mit ausgeprägter vegetativer Vermehrung. Sie waren in vielen Fällen für eine tiefgreifende Umstrukturierung der Pflanzenbestände auf den Dauerbeobachtungsflächen verantwortlich. Diese Arten sind aufgrund ihres großen Nährstoffspeichervermögens in Rhizomen in der Lage, mit ihren Ausläufern bereits frühzeitig im Jahr die oft mächtigen Streuauflagen zu durchdringen. Dabei verdrängen sie durch Beschattung viele lichtbedürftige Arten im Unterwuchs. Die Ausbreitung dieser Dominanzbildner wird daher zunächst der beherrschende und sukzessionsbestimmende Faktor in der Vegetationsentwicklung auf den Bracheflächen des Untersuchungsgebietes sein (vgl. ROSENTHAL et al. 1985, ROSENTHAL & MÜLLER 1986, SACH & SCHRAUTZER 1994).

Diese Phase der Sukzession ist deshalb durch die Ausbreitung dieser Arten gekennzeichnet, die meistens bereits im Ausgangsbestand vorhanden waren. Dieses Prinzip der „initial floristic composition“ wurde erstmals von EGLER (1954) beschrieben und konnte später von vielen Autoren wie z.B. von BORSTEL (1974), SCHMIDT (1981), SCHIEFER (1981), SCHREIBER & SCHIEFER (1985) oder DIERSCHKE (1985, 1996) bestätigt werden.

Die Umwandlung von Flutrasen zu Röhrichten, wie sie mehrfach beobachtet werden konnte, ist dabei auf den dauerhaft vernässten Standorten der häufigste Sukzessionsverlauf. Hierbei scheint nach MÜLLER et al. (1992) das *Phalaridetum arundinaceae* aufgrund der breiten ökologischen Amplitude des Rohrglanzgrases eine der häufigsten Folgegesellschaften zu sein. Die Untersuchung der Flutrasen auf der Rückdeichungsfläche Lenzen-Wustrow zeigt jedoch auch, daß die Entwicklung dieses Vegetationstyps je nach Ausgangszustand unterschiedliche Wege nehmen kann, wobei unter bestimmten Bedingungen Flutrasenarten auch längere Zeit überdauern können, ohne von hochwüchsigen Pflanzenarten verdrängt zu werden.

Die Ausbreitung des Brache- und Ruderalisierungszeigers *Cirsium arvense* in der *Elymus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft und der mehrfach beobachtete Rückgang vieler *Fabaceen*-Arten sowie die Ausbreitung von *Deschampsia cespitosa* in den Beständen der *Elymus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft und des *Dauco-Arrhenatheretum elatioris* ist darüber hinaus ein häufig beobachtetes Phänomen auf nährstoffreichen, wechselfeuchten Standorten bei Verbrachung. So berichten ROSENTHAL & MÜLLER (1986), daß *Cirsium arvense* nach dem Eindringen in die Bestände schnell und dauerhaft große Teile der Flächen erobern kann. Auf der anderen Seite bezeichnet SCHIEFER (1981) *Deschampsia cespitosa* als ausgesprochenen Brachezeiger, da dieses Gras aufgrund seiner Wuchsweise und Lebensstrategie zu den konkurrenzkräftigsten Grünlandarten zählt und sich daher in Brachen schnell auszubreiten vermag.

8.2 Mittelfristige Vegetationsveränderungen in den Naturschutzgebieten „Untere Seegeniederung“ und „Pevestorfer Wiesen“

Die Naturschutzgebiete „Untere Seegeniederung“ (Laascher Insel) und die sogenannten „Pevestorfer Wiesen“ waren im Rahmen dieser Arbeit von besonderem Interesse, da WALTHER (1977) diese Gebiete bereits 1974 vegetationskundlich im Maßstab 1:5000 kartierte. Auf der Basis dieser detaillierten Vegetationskarten konnte deshalb eine Vergleichskartierung durchgeführt werden, welche die Veränderungen in den verschiedenen Biotoptypen im Zeitraum von 1974 bis 1998 aufzeigt. Zudem können aus dem Vegetationsvergleich wichtige Informationen über die Geschwindigkeit syndynamischer Prozesse sowie Rückschlüsse auf Sukzessionsrichtungen einzelner Pflanzengesellschaften gezogen werden.

8.2.1 Veränderungen im Naturschutzgebiet „Untere Seegeniederung“

Das Naturschutzgebiet „Untere Seegeniederung“ zeichnet sich durch seine hohe Biotopvielfalt aus. Der Artenreichtum des Gebietes ist auf den kleinräumigen Wechsel von Dünenkomplexen, Flutrinnen, Altwässern und wechselfeuchten Standorten zurückzuführen, die auch heute meist nur eine extensive landwirtschaftliche Nutzung zulassen.

Das Gebiet ist seit 1988 als Naturschutzgebiet ausgewiesen und darf nach den in §5 der Naturschutzverordnung näher ausgeführten Bestimmungen lediglich extensiv bewirtschaftet werden. Eine Beweidung ist mit maximal 2 Tieren/ha zugelassen. Die Wiesenbewirtschaftung darf ein- bis zweischürig sein, wobei der 2. Mahdzeitpunkt nach dem 14. Juli erfolgen muß. Der Bodenumbruch zur Narbenverbesserung sowie Dünge-, Be- und Entwässerungsmaßnahmen sind laut der Verordnung verboten.

Nach der Kurhannoverschen Landesaufnahme von 1776 wird das Gebiet schon seit dem 18. Jahrh. als Weideland genutzt und hat sich seitdem morphologisch wenig verändert, wie eine genauere Karte der Preußischen Landesaufnahme von 1881 zeigt (vgl. WÖLDECKE 1990)

Abb. 30 zeigt, wie sich die Anteile wichtiger Biotope in den letzten 24 Jahren im Untersuchungsgebiet verändert haben. Demnach sind z. B. die Flächenanteile der Sandhalbtrockenrasen mit den heute seltenen und bedrohten Beständen des *Diantho-Armerietum elongatae* und des *Spergulo-Corynephorretum canescentis* im Zeitraum von 1974 bis 1998 weitgehend konstant geblieben.

Die Acker- und Brachegesellschaften haben hingegen im Laufe der Zeit etwa 4 % an Fläche verloren. Der Grund dafür ist, daß viele der Sandäcker im zentralen Bereich der Laascher Insel Grenzertragsstandorte sind. Sie wurden daher in den vergangenen 10-15 Jahren oftmals aufgegeben und sind dann mit Kiefern bzw. auf feuchteren Böden auch mit Birken und Erlen aufgeforstet worden. Die Vegetationskarten in Abb. 28 zeigen, daß diese Aufforstungen in erster Linie auf Standorten erfolgt sind, auf denen ehemals Ackerunkroutengesellschaften vom Typ des *Spergulo-Panicetum cruris-galli* bzw. *Agrostis capillaris* oder *Elymus repens*-Brachen ausgebildet waren. Die seltenen Bestände des *Teesdalio-Arnoseridetum minimae* mit vielen heute gefährdeten Pflanzenarten wie beispielsweise *Arnoseris minima*, *Veronica triphyllos* und *Veronica verna* sind hingegen weitgehend von Aufforstungen verschont geblieben. Dennoch ist der Lebensraum dieser Gesellschaft kleiner geworden, da im südöstlichen Teil des Untersuchungsgebietes 2 Ackerflächen brachgefallen sind.

Die Zunahme von Waldflächen ist jedoch nicht nur auf Aufforstungen zurückzuführen, sondern auch auf natürliche Bewaldungsprozesse. Tab. 28 zeigt, daß die Weichholzaunen vom Typ des *Salicetum triandro-viminalis* um ca. 2,5 % an Fläche zugenommen haben. Dabei handelt es sich um Weichholzaunen, die sowohl aus Beständen des *Ranunculo-Alopecuretum geniculati* als auch des *Phalaridetum arundinaceae* und des *Caricetum gracilis* hervorgegangen sind. Abb. 28 belegt, daß 1974 im nordwestlichsten sowie im südwestlichen Teil des Naturschutzgebietes, im direkten Einflußbereich der Seege, lediglich kleinflächige Initiale von Weichholzaunen vorkamen. Heute befinden sich hingegen in diesen Teilen des Gebietes ausgedehnte Vegetationskomplexe aus Beständen des *Salicetum triandro-viminalis* mit *Salix triandra*, *Salix fragilis* und *Salix purpurea* sowie verschiedenen Röhrichten und Flutrasengesellschaften. Offenbar konnten sich die Gebüschinitiale im Laufe der Zeit sukzessive vergrößern und auf diese Weise Flutrasen und Röhrichte verdrängen.

Die Röhrichtgesellschaften und Seggenrieder auf der Laascher Insel haben von 1974 bis 1998 um ca. 4 % in ihrer Fläche abgenommen. Davon sind besonders die Bestände des *Caricetum gracilis* betroffen, die 1974 im nordwestlichen Teil des Untersuchungsgebietes noch verbreitet waren. Sie sind vielfach durch landwirtschaftliche Mäh- und Weidenutzung offenbar wieder in Flutrasen überführt worden. Gleiches gilt auch für Schilfbestände im Westen der Laascher Insel.

Der Vergleich der Vegetationskarten (Abb. 28) zeigt jedoch auch, daß viele Röhrichte seit 24 Jahren unverändert auf den selben Flächen ausgebildet sind, ohne sich wesentlich verändert zu haben. Dies gilt z. B. für viele der Schlankseggenriede (*Caricetum gracilis*) im südlichen und südöstlichen Teil des Gebietes. Daraus läßt sich ableiten, daß die artenarmen Röhrichtgesellschaften bei gleichbleibenden Standortbedingungen oftmals eine äußerst hohe Stabilität aufweisen und mitunter über Jahrzehnte hinweg in unveränderter Weise als Dauer-gesellschaft existieren können, ohne daß es z. B. zu einer Gehölzsukzession kommt.

Die Flutrasen nehmen im Untersuchungsgebiet derzeit mit 23 % einen sehr hohen Flächenanteil ein. Sie besitzen einen deutlichen Schwerpunkt im nördlichen Teil des Gebietes. Dies ist wahrscheinlich auf den Wasserrückstau der Elbe zurückzuführen, der in diesem Bereich besonders groß ist, da die Seege hier in die Elbe mündet. WALTHER (1977) kartierte 1974 allerdings weitaus weniger Flutrasen in der Unteren Seegeniederung, so daß der Anteil in den letzten 24 Jahren anscheinend um 5 % gestiegen ist. Dieser vergleichsweise große Flächenzunahme dürfte einerseits auf die hohe Dynamik von Flutrasenbeständen zurückzuführen sein, die bei günstigen hydrologischen und klimatischen Bedingungen sehr schnell andere Pflanzengesellschaften durchdringen und überlagern können. Andererseits können

hierfür aber auch, wie bereits ausgeführt, unterschiedliche Auffassungen der Kartierer hinsichtlich der Einordnung von Pflanzenbeständen verantwortlich sein (vgl. Kap.4.3).

Die Anteile des Wirtschaftsgrünlandes sind im Untersuchungsgebiet in den letzten 24 Jahren weitgehend konstant geblieben und schwanken nur um ca. 3 %. Mit einem Flächenanteil von über 25 % nehmen derzeit die in Niedersachsen äußerst seltenen und bedrohten Brenndoldenwiesen (*Cnidio-Violetum persicifoliae*) die größten Flächen ein (Tab. 28). Die meisten dieser Bestände werden einmal im Jahr, gemäß der bestehenden Naturschutzverordnung, nach dem 14. Juli gemäht; teilweise sind aber auch Brenndoldenwiesen auf extensiv beweideten Bereichen ausgebildet. Sie stehen hier in direktem Kontakt zu Weidelgrasweiden (*Lolio-Cynosuretum cristati*), die mit etwa 8 % einen vergleichsweise geringen Anteil am Grünland haben (vgl. Tab. 28.). 1974 war die Weidewirtschaft offenbar noch etwas geringer, denn zu diesem Zeitpunkt nahmen die Bestände des *Lolio-Cynosuretum cristati* nur eine Fläche von etwa 5,5 % ein. Auf den hoch gelegenen, trockenen Talsandflächen bilden die Weidelgrasweiden kleinräumig wechselnde Vegetationskomplexe mit Grasnelkenfluren (*Diantho-Armerietum elongatae*). Sie sind heute auf einem Flächenanteil von rund 0,8 % ausgebildet.

Sehr kleinflächig treten im Untersuchungsgebiet auch verschiedene Wasserpflanzengesellschaften auf. Besonders hervorzuheben ist dabei die Krebscheren-Gesellschaft (*Stratiotetum aloidis*), die 1974 am östlichen Ufer der Seege auftrat. Heute sind die Bestände dort nicht mehr anzutreffen, aber stattdessen konnte sich diese Gesellschaft an zwei Stellen neu im Gebiet etablieren. Diese befinden sich im sogenannten „Schwarzen See“, einem Altwasser der Elbe, im südlichen Teil des Untersuchungsgebietes. Ansonsten fallen in den nördlichen und östlichen, langsam durchströmten Uferbereichen der Seege des öfteren Bestände des *Myriophyllo-Nupharetum luteae* auf. Im Frühjahr bilden zudem Bestände des *Ranunculetum peltati* auffällige Blühaspekte. Der Flächenanteil der Wasserpflanzengesellschaften macht im Gebiet allerdings weniger als 1 % aus.

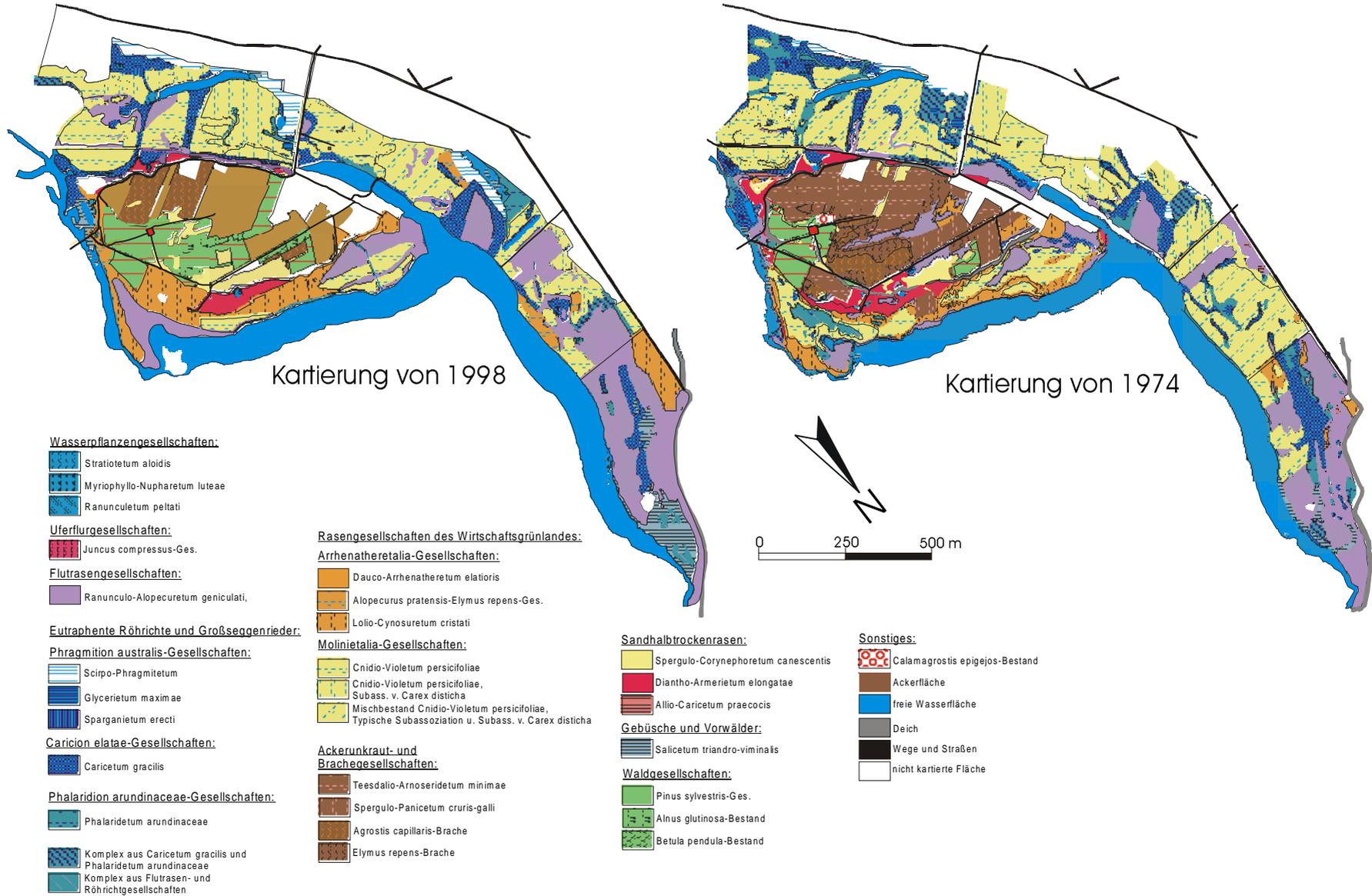
Insgesamt gesehen hat sich die Vegetation des Naturschutzgebietes „Untere Seegeniederung“ in den letzten 24 Jahren vergleichsweise wenig verändert. Dies gilt insbesondere für die heute in Niedersachsen sehr selten gewordenen Pflanzengesellschaften wie beispielsweise das *Spergulo-Corynephoretum canescentis*, das *Diantho-Armerietum elongatae* sowie für die heute noch großflächig verbreiteten Bestände des *Cnidio-Violetum persicifoliae*. Die durch die bestehenden Naturschutzverordnungen limitierten Düngereinsätze und späten Mahdzeitpunkte wirken sich dabei positiv auf die floristische Vielfalt und die Erhaltung der genannten Rasengesellschaften aus.

Tab. 28: Übersicht über die Veränderungen der Flächenanteile von Pflanzengesellschaften im Untersuchungsgebiet Laascher Insel zwischen 1974 und 1998 (Angaben in %, ca. 5,5 ha $\hat{=}$ 1%).

Jahr	1974	1998
Grünland:	40,2	36,8
Cnidio-Violetum persicifoliae	34,7	25,9
Lolio-Cynosuretum cristati	5,5	8,1
Elymus repens-Alopecurus pratensis-Ges.	--	1,7
Komplex aus Lolio-Cynosuretum cristati u. Diantho-Armerietum elongatae	--	0,8
Dauco-Arrhenatheretum elatioris	--	0,3
Leucanthemo-Rumicetum thrysiflori	<0,1	--
Flutrasengesellschaften:	18,3	23,2
Ranunculo-Alopecuretum geniculati	17,6	22,3
Flutrasen-Röhricht-Komplex	0,7	0,9
Röhrichte:	18,0	13,8
Caricetum gracilis	8,9	8,2
Phalaridetum arundinaceae	4,0	1,1
Komplex aus Caricetum gracilis u. Phalaridetum arundinaceae	2,6	0,7
Glycerietum maximae	1,4	0,7
Scirpo-Phragmitetum australis	1,0	3,1
Scirpetum lacustris	0,1	--
Acker- und Brachflächen:	15,1	10,7
Acker	--	7,2
Agrostis capillaris-Brache	1,9	3,5
Teesdalio-Arnoseridetum minimae	7,3	n. kart.
Spergulo-Panicetum cruris-galli	3,4	n. kart.
Elymus repens-Brache	2,5	--
Sandhalbtrockenrasen:	4,8	4,3
Diantho-Armerietum elongatae	3,0	1,8
Spergulo-Corynephorretum canescentis	1,6	2,5
Allio-Caricetum praecocis	0,2	--
Waldfläche:	3,2	10,9
Pinus sylvestris-Ges.	2,7	6,8
Salicetum triandro-viminalis	0,5	3,1
Alnus glutinosa-Ges.	--	0,8
Betula pendula-Aufforstung	--	0,2
Wasserpflanzengesellschaften:	<0,1	0,1
Statiotetum aloidis	<0,1	<0,1
Myriophyllo-Nupharetum luteae	<0,1	<0,1
Ranunculetum peltatae	--	<0,1
Sonstige:	0,2	<0,1
Calamagrostis epigejos-Bestand	0,1	--
Juncus compressus-Ges.	0,1	--
Calamagrostis canescens-Bestand	0,1	<0,1

Vegetationskarten der Seegeniederung von K. Walther (1974) und M. Hellwig (1998)

Abb. 28: Vegetationsveränderungen im Naturschutzgebiet „Untere Seegeniederung“ (Laascher Insel) im Zeitraum von 1974 bis 1998



8.2.2 Veränderungen im Naturschutzgebiet „Pevestorfer Wiesen“

Das Naturschutzgebiet „Pevestorfer Wiesen“ unterscheidet sich sowohl in hydrologischer als auch in edaphischer Hinsicht von der Laascher Insel. Das Gebiet befindet sich nicht im Rückstaubereich der Elbe, sondern unterliegt dem direkten Einfluß des Elbestromes. Besonders im Deichvorland sind die Pflanzengesellschaften daher stärkeren Wasserströmungen ausgesetzt als dies an der Seege der Fall ist. Im Gegensatz zu der „Laascher Insel“ herrschen in den Pevestorfer Wiesen lehmige Bodensubstrate vor. Sandige Böden sind auf das Vordeichland und auf den östlichen Teil des Untersuchungsgebietes beschränkt.

Die Vegetationskarten in Abb. 29 zeigen, daß in den Pevestorfer Wiesen der Grünlandanteil mit ca. 55,8 % besonders hoch ist. Aufgrund der vorherrschenden extensiven Weidenutzung sind sowohl binnen- als auch außendeichs großflächig artenreiche Bestände des *Lolio-Cynosuretum cristati* ausgebildet (vgl. Kap. 5.4). Sie nehmen heute einen Flächenanteil von rund 36 % ein und liegen damit um etwa 7 % höher als 1974 (Tab. 29).

Die Wiesenwirtschaft ist in den letzten Jahrzehnten hingegen zurückgegangen. Im Deichvorland liegen viele Flächen heute brach oder werden nur noch sporadisch in unregelmäßigen Abständen gemäht. Teilweise sind auch neu geschaffene Teiche im Deichhinterland für den Flächenverlust von Wiesengesellschaften verantwortlich. Die Brenndoldenwiesen (*Cnidio-Violetum persicifoliae*) nehmen derzeit eine Fläche von rund 10 % ein und liegen damit um etwa 3 % niedriger als 1974. Im Gegensatz zu der „Laascher Insel“ ist diese Gesellschaft jedoch hier ausschließlich auf das Deichhinterland beschränkt.

Als weitere Grünlandgesellschaft, die nur binnendeichs auftritt, ist das *Dauco-Arrhenatheretum elatioris* zu nennen. Die Bestände sind auf ehemaligen Sandäckern entstanden, auf denen Kartoffeln angebaut wurden. Sie werden ebenfalls nur sporadisch gemäht und sind deshalb nur sehr schwach durch *Molinio-Arrhenatheretea*-Arten charakterisiert. Häufig tritt der Glatthafer (*Arrhenatherum elatius*) in diesen Beständen dominant hervor. Die Gesellschaft kam 1974 im Gebiet überhaupt nicht vor und nimmt heute einen Flächenanteil von etwa 5,7 % ein.

Im Deichvorland tritt auf ähnlichen Standorten die Margeriten-Straußampfer-Gesellschaft (*Leucanthemo-Rumicetum thrysiflori*) auf. Sie bevorzugt dort die sandigen, nur selten überschwemmten Uferwälle und nahm 1974 eine Fläche von ca. 5 % ein, heute sind hingegen nur noch Bestände auf etwa 3 % der Fläche ausgebildet. Teilweise wurde die Gesellschaft im westlichen Teil des Deichvorlandes durch Weidenutzung in Weidelgrasweiden (*Lolio-Cynosuretum cristati*) überführt. Im östlichen Teil des Deichvorlandes haben sich jedoch auch umgekehrt aus Weiden vom Typ des *Lolio-Cynosuretum cristati* und des *Ranunculo-Alopecuretum geniculati* durch extensive Wiesenwirtschaft neue Bestände des *Leucanthemo-Rumicetum thrysiflori* entwickeln können. Die vergleichsweise seltene Mahd in den Außendeichsbereichen führt allerdings dort bereits zu deutlichen Verbrachungserscheinungen in dieser Gesellschaft. Es treten hier beispielsweise vermehrt Leguminosen wie *Vicia hirsuta* und *Vicia tetrasperma* auf, die in regelmäßig gemähten Beständen weitgehend fehlen. Als weiterer Wiesentyp kommt im Deichvorland die *Elymus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft vor. Sie nimmt heute eine Fläche von ca. 1,3 % ein. 1974 waren auf diesen Standorten allerdings vorwiegend Flutrasen ausgebildet. Wie die Untersuchungen auf den Dauerbeobachtungsflächen belegen, zeigen die Flutrasengesellschaften eine äußerst hohe Dynamik und können schnell andere Pflanzengesellschaften überlagern (vgl. Kap. 8.1). Ein begünstigender Faktor für die schnelle Entwicklung von Beständen des *Ranunculo-Alopecuretum geniculati* ist dabei der regelmäßige Einfluß des Elbehochwassers

im Deichvorland, der immer wieder geeignete Pioniersituationen für die Etablierung dieser Gesellschaft schafft.

Derzeit nehmen die Flutrasengesellschaften in den „Pevestorfer Wiesen“ ca. 8 % an Fläche ein, 1974 waren es hingegen mit 20 % weitaus mehr. Diese starke Abnahme ist hauptsächlich auf die veränderte landwirtschaftliche Nutzung im Deichvorland zurückzuführen. 1974 wurden große Teile der Außendeichsflächen noch regelmäßig gemäht und nachbeweidet, heute liegen jedoch viele dieser Flächen brach. Die Flutrasenbestände entwickelten sich unter diesen Bedingungen meistens zu Röhrichten vom Typ des *Phalaridetum arundinaceae*. Im westlichen Teil des Untersuchungsgebietes befinden sich heute großflächig Dauerweiden, so daß sich hier verstärkt Weidelgrasweiden entwickeln konnten.

Binnendeichs konzentrieren sich die Flutrasen und Röhrichte hingegen in einer ca. 150 m breiten Qualmwasserzone, die direkt hinter dem Deich gelegen ist. 1974 wurden in diesem Bereich vorwiegend reine Bestände des *Ranunculo-Alopecuretum geniculati* kartiert, heute ist in dieser Zone oft schon ein kleinflächig wechselndes Mosaik aus verschiedenen Röhrichten und Flutrasen ausgebildet. Auch hier dürfte eine verminderte landwirtschaftliche Nutzung für das Auftreten der Röhrichte verantwortlich sein. Insgesamt steigerte sich der Anteil der Röhrichte im Gebiet von rund 9 auf 15 %. Neben der bereits genannten Qualmwasserzone befinden sich im Süden des Untersuchungsgebietes noch einige dauerhaft vernäßte Flutrinnensysteme, die ebenfalls Lebensraum für Röhrichte und Flutrasen bieten. Zum Teil haben sich die Röhrichte in den letzten Jahrzehnten deutlich verändert, so sind z. B. aus Rohrglanzgrasröhrichten (*Phalaridetum arundinaceae*) im Deichhinterland offenbar Bestände des *Scirpo-Phragmitetum* sowie des *Glycerietum maximae* entstanden. Des Weiteren haben sich dort im Laufe der Zeit Flutrasen zu Riesenschwaden-Röhrichten (*Glycerietum maximae*) bzw. zu Schlankseggenrieden (*Caricetum gracilis*) entwickelt.

Die ackerbauliche Nutzung ist im Untersuchungsgebiet deutlich zurückgegangen. 1974 waren noch rund 10 % des Naturschutzgebietes Ackerfläche, heute sind es lediglich nur ca. 3 %. WALTHER (1977) berichtet noch von Kartoffeläckern im Deichvorland. Diese Nutzungsform existiert heute in diesem Bereich überhaupt nicht mehr, und auch im Deichhinterland sind lediglich noch zwei Ackerschläge im Gebiet vorhanden. In der Vergangenheit sind auf den Äckern mit einem Anteil von 6,5 % Bestände des *Teesdalia-Arnoseridetum minimae* ausgebildet gewesen. 1998 konnte diese Pflanzengesellschaft nicht mehr im Untersuchungsgebiet nachgewiesen werden, vielmehr sind einige nordöstlich gelegene Äcker mit Kiefern und Pappeln aufgeforstet oder in Grünlandwirtschaft überführt worden. Teilweise konnten sich jedoch auch auf den ehemaligen Ackerflächen Sandhalbtrockenrasen vom Typ des *Diantho-Armerietum elongatae* und des *Spergulo-Corynephorretum canescentis* entwickeln. Ihr Flächenanteil nahm daher in den letzten 24 Jahren von 1,5 auf 3,2 % zu.

Parallel dazu vergrößerte sich auch der Waldanteil von 1974 bis 1998 um etwa 6 %. Neben Kiefern, Pappeln und Erlen sind auch Eichen und Ulmen im nordöstlichen Teil des Untersuchungsgebietes aufgeforstet worden. Die Bestände des *Querco-Ulmetum minoris* im Deichvorland waren bereits 1974 ausgebildet und bestehen auch heute noch.

Auf mehreren künstlich angelegten Teichen konnten sich verschiedene Wasserpflanzengesellschaften neu im Gebiet ansiedeln. So wächst beispielsweise in einem kleinen Tümpel im Süden des Gebietes ein etwa 50 m² großer Bestand des *Stratiotetum aloidis* und in einem nördlich gelegenen Brack ist auf einer kleinen Fläche die Fadenlaichkrautgesellschaft (*Potamogetonum trichoidis*) ausgebildet. Ansonsten kommen an verschiedenen Stellen noch Bestände des *Ranunculetum peltati* sowie des *Myriophyllo-Nupharetum luteae* im Gebiet vor.

Insgesamt gesehen sind die landschaftlichen Veränderungen im Naturschutzgebiet „Pevesdorfer Wiesen“ stärker ausgeprägt als auf der „Laascher Insel“. Dies ist im wesentlichen auf die veränderte landwirtschaftliche Nutzung sowie auf Aufforstungen und die Gestaltung künstlicher Gewässer zurückzuführen. Aus geobotanischer Sicht sollte in Zukunft besonderer Wert auf die Erhaltung der landesweit bedrohten Brenndoldenwiesen in diesem Gebiet gelegt werden. Solange noch Flächen mit dem typischen Arteninventar des *Cnidio-Violetum persicifoliae* vorhanden sind, können beispielsweise auch Weidelgrasweiden durch Mahdnutzung wieder in Brenndoldenwiesen umgewandelt werden. Die aus ornithologischer Sicht sicherlich attraktive und wünschenswerte Gestaltung weiterer Kleingewässer sollte nicht wie bereits geschehen auf Standorten mit Brenndoldenwiesen erfolgen.

Aus dem Vegetationsvergleich von 1974 bis 1998 kann eine ganze Reihe von syn-dynamischen Prozessen belegt werden. Die sich daraus ergebenden Erkenntnisse bilden zusammen mit den Untersuchungsergebnissen auf den Dauerbeobachtungsflächen (vgl. Kap. 8.1) eine wichtige Grundlage für die im folgenden Kapitel dargestellten Sukzessionsmodelle. Folgende Vegetationsveränderungen konnten durch die beiden Vergleichskartierungen festgestellt werden:

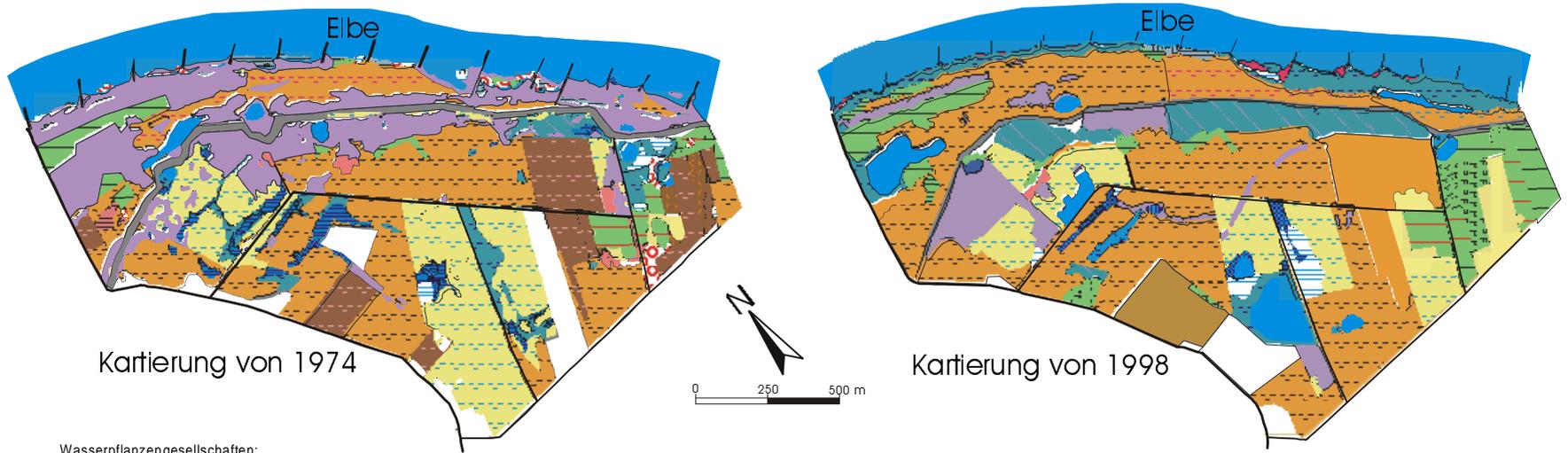
- die Sukzession von Flutrasen zu verschiedenen Röhrichtgesellschaften. So entwickelten sich bei nachlassender Nutzung aus den Beständen des *Ranunculo-Alopecuretum geniculati* Röhrichte vom Typ des *Caricetum gracilis*, *Glycerietum maximae* sowie des *Phalaridetum arundinaceae*
- die Sukzession von Flutrasen und Röhrichtern zu Korb- und Mandelweidengebüschen (*Salicetum triandro-viminalis*)
- die Sukzession von Rohrglanzgrasröhrichtern (*Phalaridetum arundinaceae*) zu Schilfbeständen (*Scirpo-Phragmitetum australis*)
- die Entstehung von *Arrhenatherum elatius* und *Elymus repens* Dominanzbeständen auf Acker- und Grünlandbrachen

Tab. 29: Übersicht über die Veränderungen der Flächenanteile von Pflanzengesellschaften im Untersuchungsgebiet Pevestorfer Wiesen zwischen 1974 und 1998 (Angaben in %, ca. 1,65 ha $\hat{=}$ 1%).

Jahr	1974	1998
Grünland:	47,5	55,8
Lolio-Cynosuretum cristatae	29,4	35,9
Cnidio-Violetum persicifoliae	13,2	9,9
Leucanthemo-Rumicetum thyrsoflori	4,9	3,0
Dauco-Arrhenatheretum elatioris	--	5,7
Elymus repens-Alopecurus pratensis-Ges.	--	1,3
Flutrasengesellschaften:	20,3	7,8
Ranunculo-Alopecuretum geniculati	20,3	7,8
Acker- und Brachflächen:	9,7	3,3
Acker	--	3,3
Teesdalia-Arnoseridetum minima	6,5	--
Spergulo-Panicetum cruris-galli	2,1	--
Agrostis capillaris-Brache	0,9	--
Elymus repens-Brache	0,2	--
Röhrichte:	8,9	15,2
Carex acuta-Ges.	3,9	6,3
Caricetum gracilis	2,3	0,4
Glycerietum maximae	1,1	5,7
Scirpo-Phragmitetum	0,7	1,7
Phalaridetum arundinaceae	0,6	0,7
Caricetum ripariae	0,3	--
Sparganietum erecti	--	0,3
Oenanthe-Rorippetum amphibiae	--	0,1
Waldfläche:	5,7	11,5
Quercu-Ulmetum minoris	2,9	6,7
Pinus sylvestris-Ges.	2,1	2,2
Salicetum triandro-viminalis	0,6	0,1
Frangulo-Salicetum cinereae	<0,1	--
Prunus spinosa-Ges.	<0,1	--
Alnus glutinosa-Ges.	--	0,4
Betula pendula-Ges.	--	0,5
Picea abies-Aufforstung	--	0,1
Populus spec.-Aufforstung	--	1,3
Salicetum albae	--	0,1
Sandhalbtrockenrasen:	1,5	3,2
Diantho-Armerietum elongatae	0,7	0,1
Spergulo-Corynephorum canescentis	0,5	3,1
Allio-Caricetum praecox	0,3	--
Wasserpflanzengesellschaften:	0,1	0,4
Myriophyllo-Nupharetum luteae	0,1	0,2
Potamogetonum trichoidis	--	0,1
Ranunculetum peltati	--	<0,1
Stratiotetum aloidis	--	<0,1
Sonstiges:	6,3	2,9
nicht kartierte Fläche	5,3	2,4
Calamagrostis epigejos-Bestand	1,0	--
Xanthio-Chenopodietum rubri	--	0,5

Vegetationskarten der Pevestorfer Wiesen von K. Walther (1974) und M. Hellwig (1998)

Abb. 29: Vegetationsveränderungen im Naturschutzgebiet Pevestorfer Wiesen im Zeitraum von 1974 bis 1998



Wasserpflanzengesellschaften:

- Stratiotetum aloidis
- Myriophyllo-Nupharetum luteae

Uferflurgesellschaften:

- Xanthio-Chenopodietum rubri

Flutrasengesellschaften:

- Ranunculo-Alopecuretum geniculati

Eutraphente Röhrichte und Großseggenrieder:

Phragmition australis-Gesellschaften:

- Scirpo-Phragmitetum
- Glycerietum maximae
- Sparganietum erecti
- Oenantho-Roripetum amphibiae
- Scirpetum lacustris

Caricion elatae-Gesellschaften:

- Caricetum gracilis
- Caricetum ripariae

Phalaridion arundinaceae-Gesellschaften:

- Phalaridetum arundinaceae
- Komplex aus Flutrasen- und Röhrichtgesellschaften

Rasengesellschaften des Wirtschaftsgrünlandes:

Arrhenatheretalia-Gesellschaften:

- Dauco-Arrhenatheretum elatioris
- Leucanthemo-Rumicetum thyrsoflori
- Alopecurus pratensis-Elymus repens-Ges.
- Lolio-Cynosuretum cristati

Molinietalia-Gesellschaften:

- Cnidio-Violetum persicifoliae
- Veronico-Scutellarietum hastifoliae

Ackerunkraut- und Bracheengesellschaften:

- Teesdalio-Amoseridetum minimae
- Spergulo-Panicetum cruris-galli
- Agrostis capillaris-Brache
- Elymus repens-Brache

Sandhalbtrockenrasen:

- Spergulo-Corynephorum canescentis
- Diantho-Amerietum elongatae
- Allio-Caricetum praecocis

Gebüsche und Vorwälder:

- Salicetum triandro-viminalis
- Salicetum albae

Waldgesellschaften:

- Quercu-Ulmetum minoris
- Pinus sylvestris-Ges.
- Alnus glutinosa-Bestand
- Betula pendula-Bestand
- Populus nigra s.l.-Bestand

kleinflächig verbreitete Gesellschaften im Deichvorland:

- Elymus repens-Dominanzbestand
- Calamagrostis epigejos-Bestand

Sonstiges:

- Ackerfläche
- freie Wasserfläche
- Deich
- Wege und Straßen
- nicht kartierte Fläche

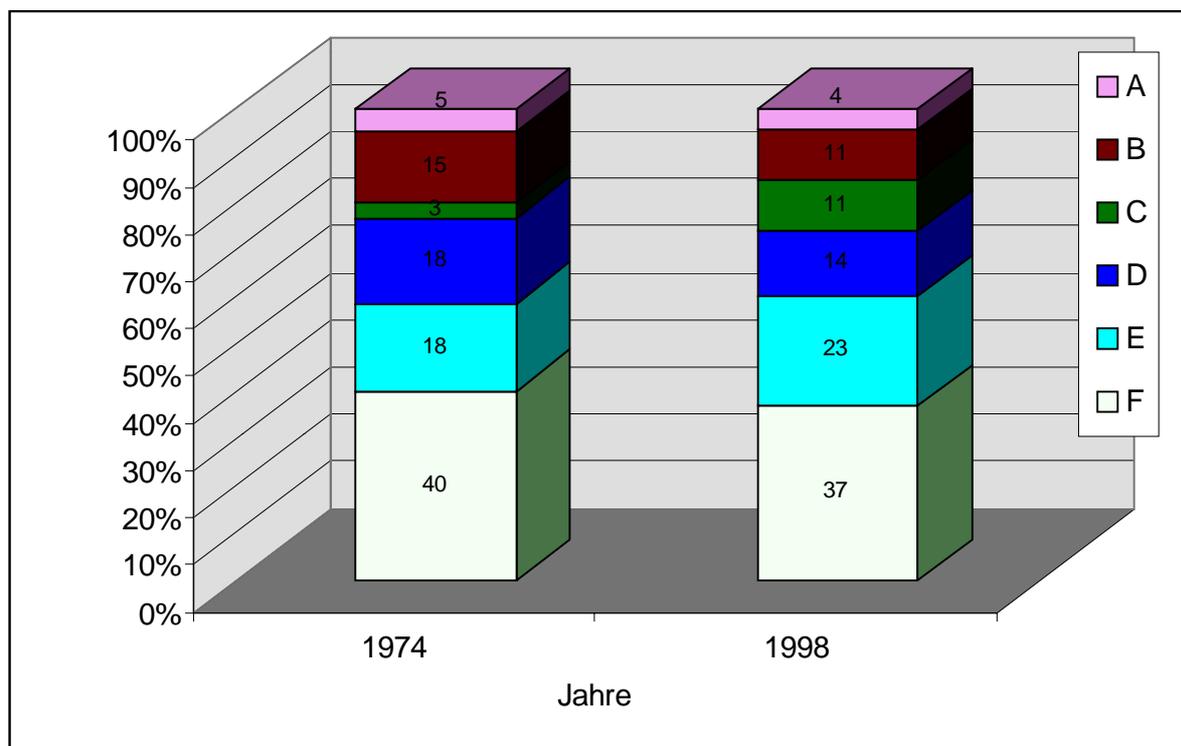


Abb. 30: Prozentuale Veränderungen von Biotoptypen im Naturschutzgebiet „Untere Seegeniederung“ (Laascher Insel) im Zeitraum von 1974 bis 1998. Es bedeutet : A = Sandhalbtrockenrasen, B = Acker- und Brachflächen, C = Waldflächen, D = Röhrichte, E =Flutrasen, F = Grünland.

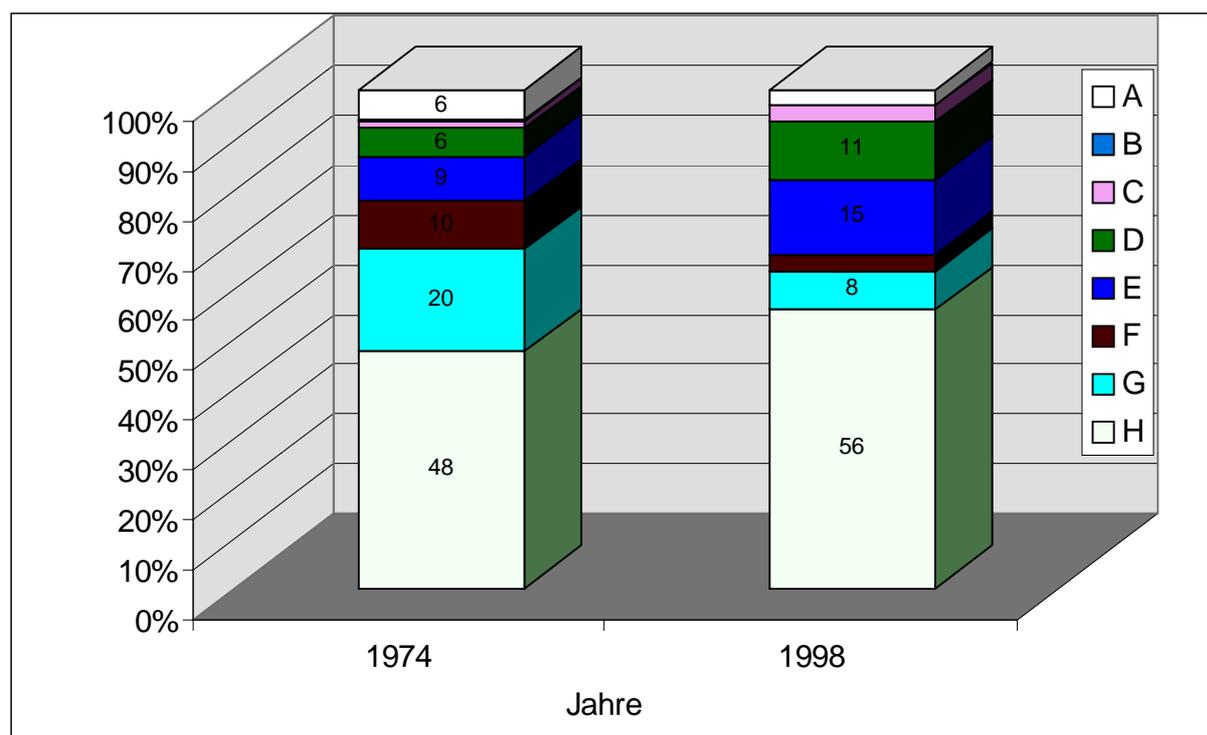


Abb. 31: Prozentuale Veränderungen von Biotoptypen im Naturschutzgebiet Pevestorfer Wiesen im Zeitraum von 1974 bis 1998. Es bedeutet : A = Sonstiges, B = Wasserflächen, C = Sandhalbtrockenrasen, D = Waldfläche, E =Röhrichte, F = Acker- und Brachflächen, G = Flutrasen, H = Grünland.

8.3 Langfristige Vegetationsveränderungen in Auenlandschaften

Auenwälder gehören in Mitteleuropa zu den besonders bedrohten Ökosystemen, deshalb wird zunehmend im Rahmen von Forschungs- und Naturschutzprojekten über die Möglichkeiten der Auenwaldreestablishung diskutiert (z. B. DISTER 1991a, NEUSCHULZ & WILKENS 1992, GUTZWEILER & LUTSCHINGER 1992). Dabei ist bisher wenig über die Sukzession von Hart- und Weichholzauenwäldern bekannt. Dies liegt vor allem daran, daß bis heute die Zerstörung von Hart- und Weichholzauenstandorten durch den Ausbau der Flüsse bzw. durch die Intensivierung und Ausweitung der landwirtschaftlichen Nutzung in den Auenlandschaften andauert. Gleichzeitig bedarf es jedoch großer Zeiträume, bis sich Gehölzbestände wieder an den entsprechenden Standorten entwickeln, die in ihrer floristischen Zusammensetzung und in ihrer Bestandsstruktur einem naturnahen Auenwald entsprechen (DISTER 1991). Bisher wurden vor allem am Rhein erste Aufforstungsversuche zur Schaffung von Auenwäldern durchgeführt (CUPPENBENDER 1992, JÄHRLING 1993). Darüber hinaus sind in den letzten Jahren auch an der Elbe bereits erste Untersuchungen zur Frage der Auwaldrenaturierung durchgeführt worden (JÄHRLING 1993). Nennenswerte Sukzessionsflächen für eine Auenwaldentwicklung gibt es dagegen bisher nur in sehr geringem Umfang am Rhein im Naturschutzgebiet Kühkopf-Knoblochsaue (vgl. DISTER et al. 1992). Daher ist die Auenwaldentwicklung auf mehreren hundert Hektar großen Sukzessionsflächen, wie sie im Rahmen des Rückdeichungsprojektes an der Mittel- und Unterelbe bei Lenzen geplant ist, in dieser Form einzigartig für Mitteleuropa.

Im folgenden sollen deshalb anhand der durchgeführten Untersuchungen in naturnahen Auenwaldresten bzw. im Bereich der anthropo-zoogenen Ersatzgesellschaften wichtige Sukzessionsprozesse für die Entwicklung von Weich- und Hartholzauenwäldern an der Mittel- und Unterelbe aufgezeigt werden (s. Kap. 8.1).

8.3.1 Aspekte zur natürlichen Etablierung von Auengehölzen auf Sukzessionsflächen

Im Rahmen der Rückdeichung werden bis zu 200 ha große Sukzessionsflächen entstehen, auf denen eine Auenwaldregeneration stattfinden soll. Vor diesem Hintergrund kommt der Frage nach der spontanen Etablierung von Auengehölzen bzw. den natürlichen Entwicklungsmöglichkeiten von Auenwäldern sowie der Geschwindigkeit waldbildender Prozesse eine besondere Bedeutung zu.

Bislang ist der Gehölzanteil mit 23,5 ha auf der Rückdeichungsfläche noch äußerst gering und beschränkt sich vor allem auf den sogenannten Eichenwald, den Fährweg und kleineren Gebüschansammlungen nördlich des Eichenwaldes. Darüber hinaus treten entlang der Grabensysteme immer wieder sporadisch Weiden, Schlehen und Weißdorngebüsche auf, denen als Ausbreitungszentren für eine zukünftige Auenwaldentstehung eine wichtige Rolle zukommen wird (Abb. A 3). Eine weitere Diasporenquelle, die mittel- bis langfristig gesehen für die Einwanderung von Weich- und Hartholzelementen von Bedeutung ist, stellt das unmittelbar an das Untersuchungsgebiet angrenzende Gartower Elbholz dar. Hier ist neben dem typischen Gehölzspektrum der Auenwälder auch eine entsprechende Krautflora mit z.T. charakteristischen, seltenen Stromtalpflanzen der Wälder ausgebildet (s. Kap. 5.6).

Die Untersuchungen auf den Dauerbeobachtungsflächen zeigen jedoch, daß bei einer großflächigen landwirtschaftlichen Nutzungsaufgabe eine ganze Reihe von Faktoren zunächst gegen eine rasche Wiederbewaldung auf den Sukzessionsflächen sprechen. Dies gilt insbesondere für die Ausbreitung von Hartholzauenwäldern:

- Die auf fast allen Flächen beobachtete Deckungszunahme durch hochwüchsige Gräser oder Röhrichtbildner führt zu einer Verschlechterung der Lichtverhältnisse im Unterwuchs und verhindert auf diese Weise das erfolgreiche Aufkommen von Gehölzen.
- Zudem führt die hohe Biomasseproduktion auf den nährstoffreichen Bracheflächen und die daraus resultierende Streuakkumulation dazu, daß selbst bei einem hohen Gehölzdiasporeneintrag die Wahrscheinlichkeit für eine erfolgreiche Auskeimung äußerst gering ist.
- Ein weiterer Grund, der gegen eine rasche Bewaldung spricht, ist die hohe Wilddichte auf der Rückdeichungsfläche Lenzen-Wustrow. Es konnte immer wieder beobachtet werden, daß in den Gräben aufkommende Bäume und Sträucher gezielt verbissen werden. Solche zoogenen Einflüsse können die Sukzessionsgeschwindigkeit in erheblichem Maße reduzieren (MÜLLER & ROSENTHAL 1996).

Obwohl alle angelegten Dauerbeobachtungsflächen potentielle Waldstandorte darstellen, konnte bisher lediglich auf einer Fläche (D 17) 1998 ein spontanes Auftreten von mehreren *Crataegus laevigata*-Keimlingen beobachtet werden. Die Exemplare waren trotz der hohen Krautschichtdeckung von 95 % in der Lage, bis zu ca. 20 cm hohen Jungpflanzen aufzuwachsen. Gleichzeitig konnten vereinzelt spontan auftretende Jungpflanzen von *Crataegus laevigata* und *Rosa canina* auf der gesamten wilddicht eingezäunten Aufforstungsfläche Oberholz beobachtet werden. Auf allen anderen 21 Dauerbeobachtungsflächen mit Offenlandgesellschaften wurde hingegen im Untersuchungszeitraum von 3 Jahren keine Gehölzetaablierung festgestellt.

Auch längerfristige Untersuchungen auf Dauerbeobachtungsflächen belegen, daß auf Feuchtbrachen meistens nicht mit einer schnellen Etablierung von Gehölzen zu rechnen ist. So blieben beispielsweise die meisten von RUNGE (1985) untersuchten Flächen in der Westfälischen Bucht auch nach 10 Jahren gehölzfrei, statt dessen waren dort oft artenarme, langlebige Dominanzgesellschaften entwickelt. Zu ähnlichen Ergebnissen kommen auch MÜLLER & ROSENTHAL (1996), die auf ihren Untersuchungsflächen in der Wümmeniederung über einen Beobachtungszeitraum von 18 Jahren ebenfalls keine Bewaldung feststellen konnten, obwohl es auf den untersuchten Flächen zeitweilig offene Bodenstellen gab.

Es ist daher auf den geplanten Sukzessionsflächen des Rückdeichungsgebietes Lenzen-Wustrow über mittelfristigen keine großflächige spontane Bewaldung zu erwarten. Erst längerfristig werden sich die bereits nach drei Untersuchungsjahren auf den Bracheflächen entstandenen und von einzelnen Arten dominierten Dauergesellschaften zu Gebüschern und bzw. zu Wäldern entwickeln. Dabei üben einige Faktoren einen begünstigenden Einfluß auf die Waldsukzession aus:

Dazu gehören sogenannte safe sites, d. h. Mikrohabitate mit guten Keimungsbedingungen für Bäume und Sträucher. Dies können z. B. Bultstrukturen innerhalb von Seggenriedern sein, denen eine mächtige Streuauflage fehlt und die keine Staunässe aufweisen (HARPER 1977). Auch die Grabenränder im Untersuchungsgebiet sind als solche safe sites anzusehen, denn hier können sich vielfach durch die unregelmäßige Unterhaltung verstärkt Gehölze etablieren.

- Einen positiven Effekt auf die Wiederbewaldung hat der zoochorer Eintrag von Diasporen. Besonders die Fernverbreitung von Samen und Früchten der Auwaldbäume durch Vögel können zu einer spontanen Gehölzetaablierung beitragen.
- Auf den höher gelegenen Flächen wird eher auf den nährstoffärmen Böden eine Etablierung von Hartholzelementen erfolgen, denn hier ist aufgrund der schlechteren Nährstoffsituation meistens keine geschlossene Vegetationsdecke ausgebildet. Dadurch

unterbleibt die oft beobachtete Akkumulation mächtiger Streuauflagen und die für die Gehölzkeimung hemmende Lichtkonkurrenz durch eine geschlossene Krautschicht entfällt weitgehend (SCHWAAR 1976, SCHIEFER 1981). Im Untersuchungsgebiet könnten demzufolge daher sandigere Böden mit geringer Nährstoffspeicherkapazität bevorzugte Standorte für die natürliche Sukzession von Hartholzauen sein.

- Offene Flächen mit geringerer Vegetationsbedeckung erhöhen die Wahrscheinlichkeit für eine erfolgreiche Diasporenetablierung (MÜLLER & ROSENTHAL 1996). In diesem Zusammenhang haben auch großflächige Störungen eine begünstigende Wirkung auf die Sukzessionsgeschwindigkeit in Richtung Auenwald. Dies können z. B. Flutschäden durch Erosionsprozesse bei Hochwasserereignissen oder nach ROSENTHAL (1992) und MROTZEK et al. (1999) größere Bodenverletzungen durch Wildschweine sein. Im Rahmen des Rückdeichungsprojektes werden deshalb auch die Abgrabungsflächen in Flutrinnen zur Gewinnung des Bodenmaterials für den Bau des neuen Deiches wichtige Zentren für eine Weichholzauenbesiedlung darstellen.

8.3.2 Sukzession von Weichholzauenwäldern

Weichholzauenwälder vom Typ des *Salicetum albae* und des *Salicetum triandro-viminalis*, stellen die potentiellen Schlußgesellschaften auf feuchten bis nassen Standorten im Untersuchungsgebiet dar. Sie können sich unter günstigen Bedingungen relativ schnell entwickeln. So konnte z. B. SEIBERT (1954) an der Isar die Entstehung von Silberweidenauenwäldern in einem Zeitraum von nur 34 Jahren beobachten und auch MOOR (1958) beschreibt für schweizerische Flußauen Weichholzauensukzession in nur 25 Jahren. KESEL (1997) berichtet über die Etablierung und Entwicklung von Beständen des *Salicetum triandro-viminalis* und des *Salicetum albae* an der Mittelweser. Dort sind innerhalb von nur wenigen Jahren bis zu mehrere Meter hohe Weidengebüsche nach einer Hochflut auf erodierten Böden entstanden.

Abb. 32 zeigt ein entsprechendes Sukzessionsschema, welches ausgehend von den derzeit im potentiellen Rückdeichungsgebiet vorhandenen Pflanzengesellschaften, die möglichen Entwicklungswege nach erfolgter Rückdeichung bis zu einem Weichholzauenwald darstellt. Die verschiedenen Weiden- und Pappelarten der Weichholzaue wie *Salix alba*, *Salix fragilis*, *Salix triandra*, *Salix viminalis* und *Populus nigra* s.l. sind Pionierpflanzen, die als Rohbodenkeimer bevorzugt auf offenen, vegetationsfreien Standorten aufwachsen können (MARGL & ZUKRIGL 1981). Begünstigend für die schnelle Besiedlung von Rohböden ist die hohe Samenproduktion und die anemochore Ausbreitung dieser Gehölze, die in der Regel zu einer großen Diasporendichte dieser Arten im Frühjahr führt (vgl. MOOR 1969, DISTER et al. 1992). Die Wahrscheinlichkeit von Sameneinträgen entlang des Elbeufers ist daher zu diesem Zeitpunkt besonders hoch, so daß in den Frühjahrsmonaten gute Voraussetzungen für eine generative Etablierung von Weichholzauenelementen auf vegetationsfreien Flächen gegeben sind. Letztere werden an der Mittelelbe meistens durch die Hochwässer geschaffen. Sofern die Feuchtigkeits- und Lichtverhältnisse auf diesen Standorten ausreichen, keimen die Samen der Weichholzauengehölze innerhalb weniger Stunden aus und wachsen dann schnell zu Jungpflanzen heran. Aufgrund der hohen Wachstumsgeschwindigkeit der Weichhölzer sind daher bereits am Ende der ersten Vegetationsperiode die Pflanzen bis zu 100 cm in die Höhe gewachsen. Dies konnte beispielsweise mehrfach am Elbeufer bei Pevestorf beobachtet werden.

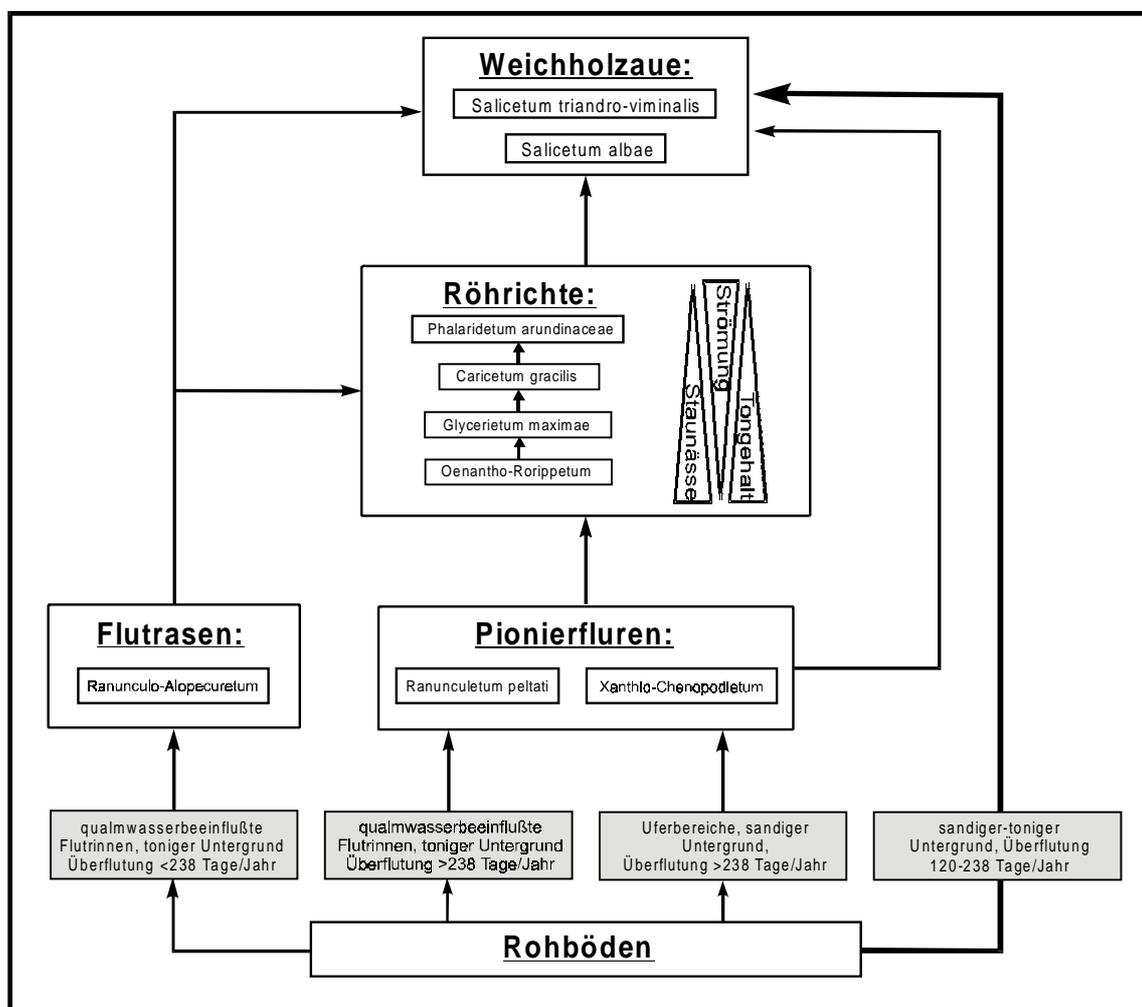


Abb. 32: Schematische Darstellung der Weichholzaunen-Sukzession auf nassen bis feuchten Standorten des Rückdeichungsgebietes Lenzen-Wustrow.

Diese direkte Etablierung von *Salix*- und *Populus*-Arten auf Rohböden bzw. in den lückigen, therophytischen Uferfluren (*Xanthio-Chenopodietum rubri*) stellt die häufigste und schnellste Form der natürlichen Weichholzaunenentwicklung in den Auenlandschaften dar. Dabei werden bevorzugt niedrig gelegene Standorte besiedelt, die durchschnittlich an 120-197 Tagen im Jahr überflutet sind (s. Kap. 6.4). In diesem Bereich entstehen durch die Hochwässer immer wieder Pionierstandorte mit ausreichenden Feuchtigkeitsbedingungen, die den empfindlichen Weiden-Keimlingen einen Aufwuchs ermöglichen (PATZ et al.1999).

Neben dieser direkten und schnellen Etablierung von Weichholzaunenwäldern, bei der die Pioniergesellschaft gleichzeitig der späteren Schlußgesellschaft entspricht, ist aber auch eine Entwicklung dieser Wälder über eine Sukzession möglich, bei der sich verschiedene Pflanzengesellschaften in zeitlicher Folge ablösen (Abb. 32). Auf vegetationsfreien Flächen, die durch die Flußdynamik aber auch durch die Entnahme von Bodenmaterial für den Deichneubau im Untersuchungsgebiet entstehen werden, ist oft zunächst nur mit der Etablierung von gehölzfreien Pioniergesellschaften und Flutrasen zu rechnen. Je nach hydrologischen und edaphischen Gegebenheiten können dies z. B. Bestände des *Ranunculetum peltati*, des *Xanthio-Chenopodietum rubri* oder auch des *Ranunculo-Alopecuretum geniculati* sein. Diese Pflanzengesellschaften sind jedoch häufig nur sehr kurzlebig, so daß sie im weiteren Verlauf der Sukzession von verschiedenen Röhrichtgesellschaften abgelöst werden (Abb. 32). Je nach Strömungsintensität und Bodensubstrat können dabei bevorzugt Arten wie *Phalaris arundinacea*, *Carex acuta* und an sehr

staunassen Standorten auch *Glyceria maxima* oder *Oenanthe aquatica* zur Vorherrschaft gelangen (siehe Kap. 8.1). Bei gleichbleibenden ökologischen Bedingungen können solche Dominanzbestände jedoch über Jahrzehnte hinweg nahezu unverändert bleiben und das Eindringen von Gehölzen lange Zeit verhindern (siehe Kap. 8.2).

Mit der Aufgabe der Nutzung und der Öffnung des Deiches werden sich durch die veränderten hydrologischen Bedingungen jedoch auch für die schon jetzt im Untersuchungsgebiet etablierten Röhrichtgesellschaften die Standortbedingungen verändern. Bei der Betrachtung der zukünftigen Entwicklung dieser Bestände ist deshalb nicht in jedem Fall von einer floristischen Stabilität auszugehen. Vielmehr haben die im Rahmen dieses Projektes durchgeführten Untersuchungen von charakteristischen Vegetationszonierungen innerhalb der Elbtalau gezeigt, daß mit zunehmender Wasserströmung, abnehmendem Tongehalt und abnehmender Staunässe die Sukzession bereits vorhandener Röhrichte vom Typ des *Oenantho-Rorippetum amphibiae*, des *Glycerietum maximae* und des *Caricetum gracilis* in Richtung des *Phalaridetum arundinaceae* verläuft (siehe Kap. 8.1).

Die Weiterentwicklung der Röhrichte zu Weichholzauengesellschaften kann unter Umständen über Jahrzehnte nicht erfolgen, auch wenn ein großer Diasporeneintrag der betreffenden Gehölzarten in diese stabilen Ökosysteme statt findet. Dies ist in erster Linie auf die Hochwüchsigkeit und die dichte Vegetationsstruktur der Röhrichte zurückzuführen, die äußerst ungünstige Voraussetzungen für das Aufkommen der lichtkeimenden Weidenarten schaffen (vgl. HÜGIN & HENRICHFREISE 1992). Zudem zeigen die Untersuchungen auf den Dauerbeobachtungflächen, daß in den Röhrichten häufig aufgrund einer verminderten biologischen Aktivität eine mächtige Streuauflage entsteht, die ebenfalls eine Auskeimung der Gehölzsamen verhindert. Daher ist eine Sukzession von Röhrichtgesellschaften zu einer Weichholzau deutlich seltener zu beobachten. Dennoch können sich im Laufe der Zeit unter günstigen Bedingungen immer wieder einzelne Weidenpflanzen in diesen Röhrichtbeständen etablieren. Solche Einwanderungserfolge sind nach HARPER (1977) an das Vorhandensein von sogenannten „safe sites“, d.h. Mikrohabitaten mit kleinflächig guten Keimungsbedingungen, gebunden (s. Kap. 8.3.1). Solche „safe sites“ können, wie bereits ausgeführt, beispielsweise Bultstrukturen innerhalb von Seggenrieden oder offene Erdanrisse, die durch Hochwassererosion bzw. durch Wildschweintätigkeit entstanden sind, sein. In der Regel bieten diese Sonderhabitate aber nur einzelnen oder wenigen Gehölzkeimlingen die Möglichkeit zum erfolgreichen Aufwuchs. Langfristig gesehen erfolgt die Ausweitung der Gehölzbestände schließlich durch emporgewachsene Bäume, die durch Beschattung ihrer Umgebung bestehende Röhrichte zunehmend verdrängen. Zudem ist nach LOHMEYER & BOHN (1973) aber auch die vegetative Ausbreitung der *Salix*-Arten über sekundäre Bewurzelung von herabgebogenen Seitenästen ein wichtiger Prozess für die Entwicklung von Weichholzauenkomplexen. Aufgrund des großen Beharrungsvermögens und der großen Konkurrenzkraft der Röhrichtarten verläuft diese Form einer Weichholzauen-Sukzession jedoch insgesamt nur sehr langsam (s. Kap. 8.3.1). Die direkte Gehölzetaablierung auf vegetationsfreien bzw. vegetationsarmen Flächen wird daher der wahrscheinlichste Vorgang der Weichholzauenreetaablierung im Rückdeichungsgebiet Lenzen-Wustrow sein.

8.3.3 Sukzession von Hartholzauenwäldern

Die Entstehung von Hartholzauenwäldern (*Quercu-Ulmetum minoris*) ist auf den im Relief höher gelegenen Standorten des Untersuchungsgebietes, die durchschnittlich nicht häufiger als ca. 120 Tage im Jahr überflutet sind, zu erwarten. Diese Flächen werden derzeit vor allem von Beständen des *Leucanthemo-Rumicetum thyrsoflori*, der *Elymus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft, dem *Lolio-Cynosuretum cristati* und dem *Dauco-Arrhenatheretum elatioris* eingenommen. Seltener dagegen befinden sich höher gelegene

Flutrasen vom Typ des *Ranunculo-Alopecuretum geniculati* und Röhrichte vom Typ des *Phalaridetum arundinaceae* auf potentiellen Hartholzauen-Standorten.

Bei einem Fortfall der landwirtschaftlichen Nutzung werden sich, wie die Untersuchungen auf den Dauerbeobachtungsflächen zeigen, in kurzer Zeit vermutlich zunächst artenverarmte, hochwüchsige Brachebestände mit einer dichten Vegetationsdecke einstellen (siehe Kap. 8.1). Dabei ist davon auszugehen, daß vor allem Arten wie *Elymus repens*, *Arrhenatherum elatius* und *Phalaris arundinacea* das Bild der Vegetation prägen werden.

Die Brachegesellschaften sind, wie die Vergleichskartierung auf niedersächsischer Seite gezeigt hat, oft sehr langlebig (siehe Kap. 8.2). Untersuchungen am Rhein von DISTER et al. (1992) und auf nordwestdeutschen Feuchtbrachen belegen (vgl. ROSENTHAL 1992, SCHREIBER 1993), daß die erfolgreiche Einwanderung von Hartholzauengehölzen in hohem Maße von der Wasser- und Nährstoffversorgung der Standorte abhängig ist. Auf nährstoffärmeren Böden ist sowohl die Höhe des Pflanzenaufwuchses, als auch die Dichte der Krautschicht deutlich geringer als an nährstoffreicheren Standorten. Damit ist die Lichtkonkurrenz für aufkeimende Gehölze stark vermindert, so daß hier eine bessere Einwanderungschance besteht. Dies zeigt sich unter anderem im Umfeld des Eichenwaldes im Rückdeichungsgebiet Lenzen-Wustrow, wo an verschiedenen Stellen auf nährstoffärmeren, sandigen Substraten ein Gehölzaufwuchs nach Nutzungsaufgabe zu beobachten ist (siehe Kap. 8.1).

Neben den edaphischen Standortbedingungen beeinflussen zwei weitere Faktoren die Entstehung von Hartholzauenwäldern bzw. die Geschwindigkeit der Sukzessionsabläufe. Dies sind der Eintrag von Diasporen und der Verbiß von jungen Büschen und Bäumen durch Rehwild. Die Samernverbreitung von Auengehölzen ist sehr artspezifisch und erfolgt auf unterschiedliche Art und Weise. Bäume wie *Ulmus laevis*, *Ulmus minor* oder *Fraxinus excelsior* besitzen trotz ihrer Anemochorie nur ein sehr eingeschränktes Fernverbreitungsvermögen ihrer Früchte. Deshalb kommt den schon bestehenden Gehölzinseln mit diesen Arten im Untersuchungsgebiet als Initiale für eine Waldentstehung eine besondere Bedeutung zu. Die Früchte und Samen von *Quercus robur* und Sträuchern wie *Prunus spinosa*, *Crataegus spec.*, *Rosa spec.* sowie *Cornus sanguinea* werden hingegen meistens zoochor durch Vögel verbreitet. Im Untersuchungsgebiet zählt beispielsweise der Eichelhäher, der im Elbholz und im Eichenwald als Brutvogel auftritt, zu diesen Diasporenverbreitern, in dem er über den Eintrag von Eicheln in Nahrungsdepots für eine synzoische Ausbreitung sorgt. Bei den Sträuchern spielt vor allem die endozoische Verbreitung über das Ausscheiden von zuvor aufgenommenen Früchten durch Singvögel eine wichtige Rolle (MÜLLER & WILKENS 1999). Auch Kleinsäuger wie z. B. Feld- und Schermäuse sind für die Ausbreitung von Auengehölzen von Bedeutung. Allerdings besitzen sie keinen so großen Aktionsradius wie Vögel.

Die aktuell sehr hohe Wilddichte von bis zu 7 Tieren pro 100 ha wie sie MÜLLER & WILKENS 1999 ermitteln konnten muß auf der anderen Seite als stark limitierender Faktor für eine Hartholzauenentwicklung angesehen werden. Auch größere Populationen von Feldhase, Feldmaus, Rötelmaus, Erdmaus oder Schermäuse verursachen nachweislich nachhaltige Schäden. Daher ist auf den Sukzessionsflächen zunächst nur mit einem Aufwuchs verbißfester Sträucher zu rechnen (Abb. 33). Hierzu zählen in erster Linie die Schlehe sowie verschiedene Rosen- und Weißdornarten. Sie wandern zunächst nur vereinzelt in die großflächig bestehenden Brachen ein, bilden aber im Laufe der Zeit dichte Gebüsche aus (*Prunus spinosa*-Gesellschaft). Dies geschieht sowohl auf generativem als auch vegetativem Weg (LOHMEYER & BOHN 1973). Derartige Gebüschübergangsstadien sind kleinflächig im gesamten Flußabschnitt der unteren Mittelelbe zu finden. Im potentiellen Rückdeichungsgebiet sind bereits jetzt am Rand des Eichenwaldes oder am sogenannten Dornengebüsch

solche für die waldbildenden Prozesse wichtigen Gebüschinitialen vorhanden. Diese Gebüschstadien können jedoch ebenso wie die zuvor beschriebenen Brachestadien über längere Zeiträume hinweg stabil sein, ohne das eine fortschreitende Sukzession zu einem Wald erfolgt. Im Laufe der Zeit gelingt es jedoch auch den verbißempfindlichen Bäumen wie Eiche, Ulme oder Esche einzeln oder in Gruppen im Schutz dieser Sträucher zu keimen und dort aufzuwachsen. Damit ist die letzte Sukzessionsphase eingeleitet. Nach einigen Jahren überwachsen die Jungbäume die Sträucher und beginnen diese auszudunkeln, so daß insgesamt ein Vegetationskomplex aus Gebüsch, Bäumen und kleineren Freiflächen entsteht, der in seiner Entstehung und Struktur den Huderegenerationskomplexen wie sie beispielsweise von POTT & HÜPPE (1991) für die Emsauen sowie von KARBIENER et al. (1995) für die Elbeaue beschrieben worden sind entspricht. Mit fortschreitender Sukzession wird der Baumanteil immer größer, bis sich kleinere Waldungen und schließlich ein geschlossener Waldbestand mit einer entsprechenden Krautflora einstellt.

Neben den beschriebenen Entwicklungsmöglichkeiten wird beispielsweise von DISTER et al. (1992) auch eine Hartholzauenwaldentwicklung auf seltener überfluteten vegetationsfreien Pionierstandorten vermutet, die zunächst über ein Weichholzauen-Stadium verläuft. Auch dieser Weg ist im Untersuchungsgebiet langfristig denkbar.

Vor dem Hintergrund der geschichtlichen Etablierungs- und Entwicklungsszenarien kann angenommen werden, daß die Entstehung großflächigerer, geschlossener Hartholzauenwälder im günstigsten Fall mindestens einen Zeitraum von ca. 100 Jahren in Anspruch nehmen wird. Dabei ist allerdings davon auszugehen, daß dieser Sekundärwald in seiner Struktur und in seiner Artenzusammensetzung noch nicht einem über mehrere Baumgenerationen gewachsenem Wald entspricht. Während die auenwaldtypischen Bäume und Stäucher auf der Rückdeichungsfläche auch gezielt aufgeforstet werden können, wird die flächenhafte Etablierung einer artenreichen Krautschicht z. B. mit Geophyten wie *Anemone nemorosa*, *Gagea lutea* oder *Ranunculus ficaria* wahrscheinlich noch längere Zeiträume in Anspruch nehmen.

Zudem ist der natürliche Anteil der Stieleiche bzw. der beiden Ulmenarten am Aufbau zukünftiger Hartholzauenwälder bei einer natürlichen Sukzession nicht vorhersehbar. So unterliegt vor allem *Quercus robur* einem starken Verbiß durch das Wild, was zur Folge hat, daß bei fehlendem Schutz durch eine Strauchschicht keinerlei Verjüngung eintritt. Dies ist ein wichtiger Umstand, der nicht nur innerhalb der Elbtalaue zu beobachten ist, sondern auch von DISTER & DRESCHER (1987) aus den hessischen und baden-württembergischen Rheinauen sowie aus den österreichischen Marchauen beschrieben wurde. Gleichzeitig scheint sich jedoch auch in Bezug auf die Ulmen eine Umschichtung in den Hartholzauenwäldern zu vollziehen. Aktuell ist zwar eine, wenn auch durch den Wildverbiß gestörte, Verjüngung von *Ulmus laevis* und *Ulmus minor* im Untersuchungsgebiet zu beobachten, doch viele ältere Bäume an der unteren Mittelbe fallen derzeit dem sogenannten Ulmensterben zum Opfer. Die vom Ulmensplintkäfer übertragenen Pilze *Ophiostoma ulmi* bzw. *Ophiostoma novo-ulmi* befällt vor allem Bäume im Einzelstand oder im Waldrandbereich (vgl. KARBIENER et al. 1995). Dies hat zum Beispiel in den Rheinauenwäldern am Kühkopf und in den Hartholzauenwäldern der Marchauen zu einem fast vollständigen Verschwinden der Ulmen geführt und gleichzeitig die Ausbreitung der Esche (*Fraxinus excelsior*) begünstigt (DISTER & DRESCHER 1987). Für das Untersuchungsgebiet ist daher in den elbfernen hoch gelegenen Geländeabschnitten mit nur wenigen Tagen Überflutung im Jahr ein stärkerer Anteil von Hainbuchen (*Carpinus betulus*) in der Baumschicht zu erwarten.

Allerdings dürfte es gerade im potentiellen Wuchsgebiet des *Quercus-Ulmetum* innerhalb des Untersuchungsgebietes auch Standorte geben, die aufgrund der aktuellen mikroklima-

tischen, hydrologischen und edaphischen Standortbedingungen einen Baumaufwuchs auf längere Zeit nicht zulassen. Zu diesen limitierenden Faktoren gehören u.a. Spätfröste, eine zu große Lagerungsdichte des Bodens und daraus resultierend ein zu geringes Angebot an pflanzenverfügbarem Bodenwasser (PATZ 1999).

Alnus glutinosa- bzw. *Salix cinerea*-Bestände werden nach der Rückdeichung im Untersuchungsgebiet wahrscheinlich keine große Bedeutung erlangen. Beide Arten bevorzugen staunasse, torfreiche Niedermoorböden und befinden sich im Tal der Unteren Mittelelbe daher vor allem am elbfernen Auenrand bzw. im qualmwasserbeeinflussten Deichhinterland. Außendeichs treten Erlenbruchwälder und Grauweidengebüsche nur selten und sehr kleinflächig in größerer Entfernung zum Fluß auf, da hier der Strömungseinfluß bei Hochwasser stark verringert ist. Das zukünftige Deichvorland des Untersuchungsgebietes ist dagegen zu schmal, als daß geeignete Standorte für diese beiden Gehölze entstehen könnten.

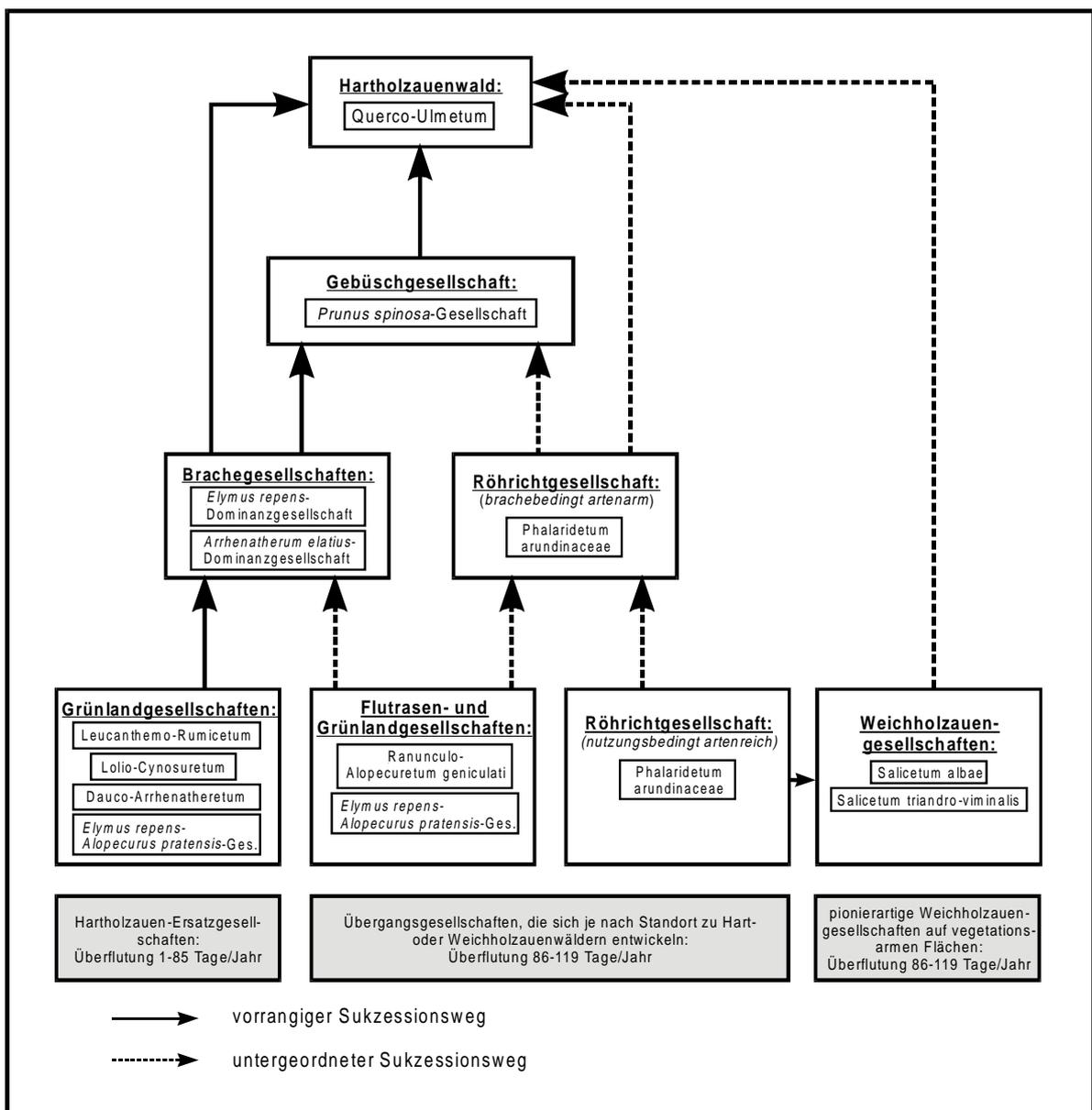


Abb. 33: Schematische Darstellung der Hartholzauen-Sukzession auf im Relief höher gelegenen, seltener überfluteten Standorten des Rückdeichungsgebietes Lenzen-Wustrow.

9 Prognose künftiger Vegetationsverhältnisse im potentiellen Rückdeichungsgebiet Lenzen-Wustrow

Ziel des Projektes „Auenregeneration durch Deichrückverlegung“ ist es, auf Teilflächen des Untersuchungsgebietes möglichst großflächig und in überschaubaren Zeitäumen Wälder vom Typ des *Querco-Ulmetum minoris*, des *Salicetum albae* und des *Salicetum triandroviminalis* zu etablieren. Die bereits 1996 durchgeführten Aufforstungen mit auentypischen Gehölzen auf einer Fläche von ca 65 ha bilden dafür bereits eine geeignete Grundlage.

Andrerseits legen die in die Planung miteinbezogenen umfangreichen Sukzessionsflächen die Grundlage für einen ungestörten Ablauf von auentypischen Regenerationsprozessen im Untersuchungsgebiet (vgl. MÜHLINGHAUS 1991). Dies ist sowohl aus wissenschaftlicher als auch aus der Sicht des Naturschutzes von großer Bedeutung, denn in dieser Größenordnung sind Flächen für eine natürliche Auenwaldsukzession bisher einzigartig in Mitteleuropa.

Mit der Beibehaltung einer extensiven, landwirtschaftlichen Nutzung auf einem Teil der Auenwiesen bleiben im Untersuchungsgebiet darüber hinaus wichtige Lebensräume für viele bedrohte Pflanzen- und Tierarten erhalten. Dieser Aspekt ist insofern von Bedeutung, da bei einer vollständigen Nutzungsaufgabe die Biodiversität des Gebietes deutlich abnehmen würde. Viele bedrohte Stromtalwiesenarten wie z. B. *Cnidium dubium*, *Gratiola officinalis* und *Viola persicifolia* aber auch seltene Wiesen- und Zugvögel, die heute meist auf Offenlandbiotopen der Kulturlandschaft beschränkt sind, hätten bei einer vollständigen Bewaldung der Rückdeichungsfläche keine geeignete Lebensgrundlage mehr.

9.1 Szenarien möglicher Deichrückverlegungen

Bei der Umsetzung der angestrebten Deichrückverlegung sind eine Vielzahl von Faktoren zu berücksichtigen. Neben politischen und sozioökonomischen Gesichtspunkten wie beispielsweise landwirtschaftliche Flächenausgleichsregelungen sowie Subventionsmaßnahmen zur Förderung extensiver Grünlandnutzungsformen sind dies vor allem auch wasserbauliche und naturschützerische Belange, die bei der Planung eines solchen Vorhabens in Einklang gebracht werden müssen (vgl. DISTER et al. 1992, OERTEL 1998, PFARR & STAEBLER 1998, REBHAHN 1998).

Deshalb wird das Projekt auf der Basis verschiedener Rückdeichungsszenarien diskutiert, deren Umsetzung je nach den vorgegebenen Rahmenbedingungen realistisch erscheinen. Unter Berücksichtigung vor allem von wasserbaulichen, landwirtschaftlichen und naturschützerischen Aspekten sind dabei zwei unterschiedlich große Deichrückverlegungsvarianten vorgeschlagen worden. Bei der großen Rückdeichungsvariante soll eine Fläche von ca. 620 ha wieder an den Elbestrom angegliedert werden, während die Planung bei einer kleineren Variante lediglich eine Rückdeichung von ca 430 ha vorsieht. Zugleich wird aber auch die künftige Gebietsentwicklung ohne daß eine Deichrückverlegung stattfindet, mit in die Prognose (Tab. 30). Die jeweiligen Szenarien sollen die künftig zu erwartenden Veränderungen auf der potentiellen Rückdeichungsfläche modellhaft erfassen und als Entscheidungsgrundlage für die tatsächliche Realisierung der einen oder anderen Variante dienen.

Tab. 30: Übersicht über die unterschiedlichen Rückdeichungsszenarien, die für das Untersuchungsgebiet Lenzen-Wustrow diskutiert werden (die Angaben der Flächengrößen beziehen sich auf das neu entstehende Deichvorland).

	1. Szenario	2. Szenario	3. Szenario
Deichbaumaßnahmen:	<ul style="list-style-type: none"> keine Deichrückverlegung 	<ul style="list-style-type: none"> Deichrückverlegung für eine Fläche von 430 ha 	<ul style="list-style-type: none"> Deichrückverlegung für eine Fläche von 670 ha
wasserbauliche Maßnahmen:	keine	<ul style="list-style-type: none"> Deichschlitzung künstliche Gestaltung von Flutrinnen Umgestaltung des Grabensystems 	<ul style="list-style-type: none"> Deichschlitzung künstliche Gestaltung von Flutrinnen Umgestaltung des Grabensystems
zukünftige Flächennutzung:			
Sukzession	<ul style="list-style-type: none"> ca. 100 ha 	<ul style="list-style-type: none"> ca. 100 ha 	<ul style="list-style-type: none"> ca. 200 ha
Aufforstung	<ul style="list-style-type: none"> ca. 100 ha 	<ul style="list-style-type: none"> ca. 200 ha 	<ul style="list-style-type: none"> ca. 200 ha
extensive landwirtschaftliche Nutzung	<ul style="list-style-type: none"> ca. 470 ha 	<ul style="list-style-type: none"> ca. 130 ha 	<ul style="list-style-type: none"> ca. 270 ha

1) Szenario 1 (keine Deichrückverlegung)

Bei diesem Szenario wird davon ausgegangen, daß es zu keiner Deichrückverlegung kommt, sondern lediglich eine Sanierung des bereits bestehenden Deiches erfolgt. In dieser Planung wird auf ca. 200 ha eine Wiederbewaldung im potentiellen Rückdeichungsgebiet angestrebt, wobei 50 % dieser Flächen aufgeforstet und die übrigen 50 % einer natürlichen Sukzession unterliegen sollen. Es ist geplant die verbleibenden Anteile des Untersuchungsgebietes weiterhin extensiv landwirtschaftlich genutzt zu nutzen.

Unterbleibt jedoch die Deichrückverlegung, so kann es nicht zu einer typischen Auendynamik im Untersuchungsgebiet kommen (vgl. Abb. 36); sondern die bisherigen hydrologischen Bedingungen bleiben damit weiterhin bestehen, so daß bei dieser Variante im Laufe der Zeit die sich etablierenden Auenwaldgesellschaften lediglich qualm-wasserbeeinflusst sein werden. Großflächige Pionierstandorte, wie sie bei einer Abgrabung zur Gewinnung von Deichbaumaterial oder durch Hochfluten entstehen würden bei der Realisierung dieser Maßnahme nicht auftreten. Deshalb ist zunächst nicht mit einer spontanen Etablierung von Gehölzen in größerem Umfang zu rechnen wie man aufgrund der vorangegangenen Untersuchungen in Kapitel 8 vermuten darf. Erst in längerfristigen Zeiträumen ist auf den Sukzessionsflächen eine Gehölzansiedlung zu erwarten (vgl. Kap. 8.3.3). Hartholzauenwälder vom Typ des *Quercus-Ulmetum minoris* wie sie derzeit im flußnahen Deichhinterland des Elbholzes auf niedersächsischer Seite ausgebildet sind, dürften sich unter natürlichen Sukzessionsbedingungen erst in einigen hundert Jahren dort etablieren. Dabei können Weichholzauen und Grauweidengebüsche potentiell auf allen Röhrichtstandorten des Rückdeichungsgebietes entstehen. Doch aufgrund der oft hohen Stabilität der Röhrichte kann auch hier ihre Entstehung stark verzögert und unter Umständen Jahrzehnte in Anspruch nehmen (vgl. Kap. 5.5.1.1).

Eine hohe Vegetationsdynamik wird aller Voraussicht nach nur solchen Bereichen auftreten, die heute noch von Flutrassen eingenommen werden. Dies belegen unter anderem die Untersuchungen auf den Dauerbeobachtungsflächen, auf denen sich bereits nach 3 Untersuchungsjahren vielfach Röhrichte entwickelten (vgl. Kap. 8.1). Die höher gelegenen Grünlandflächen werden kurz- bis mittelfristig vielfach nur durch die Ausbildung von

artenarmen Brachegesellschaften geprägt sein wie beispielsweise von Dominanzbeständen der Quecke (*Elymus repens*) oder des Glatthafters (*Arrhenatherum elatius*).

2) Szenario 2 und 3 (kleine und große Rückdeichungsvariante)

In dem 2. und 3. Szenario werden unterschiedlich große Rückdeichungsvarianten angenommen (Tab. 30). Im ersten Fall sollen ca. 430 ha wieder der autotypischen Hochwasserdynamik ausgesetzt werden. Dabei ist vorgesehen ca. 130 ha weiterhin extensiv landwirtschaftlich zu nutzen, während die verbleibenden 300 ha für die Etablierung von Auenwäldern zur Verfügung stehen sollen. Diese Planungsvariante sieht vor, ca 200 ha mit charakteristischen Auengehölzen aufzuforsten, während auf den übrigen 100 ha eine natürliche Sukzession stattfinden soll.

Szenario 3 umfaßt hingegen die sogenannte „große Deichrückverlegungsvariante“, die eine Anbindung von ca. 670 ha Fläche an den vorsieht. Diese Planung geht von einer Wiederbewaldung auf einer Fläche von ca. 400 ha aus, wobei etwa 200 ha einer Sukzession unterliegen sollen. Weitere 200 ha werden zusätzlich mit autotypischen Gehölzen aufgeforstet. Daneben ist bei diesem Szenario eine landwirtschaftliche Nutzung auf ca. 270 ha Fläche vorgesehen.

9.2 Hinweise zur künftigen Vegetationsentwicklung aus der aktuellen Vegetation

Die Kartierung der aktuellen Vegetation auf der Rückdeichungsfläche Lenzen-Wustrow gibt Aufschluß über die räumliche Verteilung und die Flächenanteile der einzelnen Pflanzengesellschaften. Aus der Vegetationskarte (Abb. A 1) ist ersichtlich, daß die Flutrasen und Röhrichte im Deichhinterland deutlich auf die tief gelegenen und lange im Jahr qualmwassererfüllten Rinnen und Mulden beschränkt sind. Dabei fällt auf, daß viele dieser Flutrinnensysteme in ihrer Anordnung parallel zur Elbe verlaufen. Hierbei handelt es sich um Reste von Paleomäandern, die ehemalige Flußläufe nachzeichnen. Solche durch die Vegetation leicht kenntliche autotypischen Bildungen sind hinsichtlich der geplanten Auenregeneration von besonderer Bedeutung, da sie für die zukünftige Wiederanbindung des Gebietes an den Fluß wichtige Leitstrukturen darstellen können.

Ein Vergleich der Flächenanteile von Pflanzengesellschaften der Außen- und binnendeichs gelegenen Bereiche läßt zudem weitere Rückschlüsse auf die künftige Vegetationsentwicklung nach einer Deichrückverlegung zu. Derzeit nehmen auf der potentiellen Rückdeichungsfläche die Grünlandgesellschaften mit 82,8 % die größten Flächenanteile ein (Tab. 31). Flutrasen und Röhrichte sind hingegen nur auf einer Fläche von insgesamt 5,6 % vertreten und damit auf die dauerhaft vernäßten Mulden des Deichhinterlandes beschränkt.

Der direkte Einfluß des Elbestromes im heutigen Deichvorland führt dagegen zu einer deutlichen Verschiebung in den Flächenanteilen der einzelnen Pflanzengesellschaften. Die regelmäßigen Überflutungen wirken sich dabei deutlich zugunsten der Flutrasen- und Röhrichtgesellschaften aus, die im Vergleich zum Deichhinterland einen um 24,7 % höheren Flächenanteil einnehmen. Die Grünlandgesellschaften sind im Gegensatz dazu außendeichs nur auf die hoch gelegenen Uferwälle und selten überfluteten Plateaus beschränkt. Sie nehmen daher im Deichvorland kleinere Flächenanteile ein und sind im Vergleich zum Deichhinterland um etwa 30 % weniger vertreten (vgl. Abb. 34). In diesem Zusammenhang sind besonders die Bestände des *Chrysanthemo-Rumicetum thrysiflori* hervorzuheben, die heute im Deichhinterland gänzlich fehlen. Bei einer Deichrückverlegung wird diese Pflanzengesellschaft aufgrund der veränderten hydrologischen Bedingungen voraussichtlich die

Bestände des *Dauco-Arrhenatheretum elatioris* ersetzen, wenn die entsprechenden Standorte weiterhin einer landwirtschaftlichen Nutzung unterliegen.

Grundsätzlich kann prognostiziert werden, daß es mit der Deichrückverlegung voraussichtlich zu einer deutlichen Förderung der Flutrasen- und Röhrichtgesellschaften kommen wird. Bei einer ungestörten Sukzession ist deshalb vielfach davon auszugehen, daß sich auf den nassen und lange im Jahr wasserüberströmten Standorten zunächst strömungsresistente Rohrglanzgrasröhrichte (*Phalaridetum arundinaceae*) entwickeln werden (vgl. Kap. 7.4). Auf den weiterhin landwirtschaftlich genutzten Gebieten können sich anstelle von Röhrichten eher beweidungs- und mahdunempfindliche Flutrasen (*Ranunculo-Alopecuretum geniculati*) etablieren.

Tab. 31: Übersicht über die Flächenanteile wichtiger Pflanzengesellschaften im Binnen- und Außendeichsbereich des Untersuchungsgebietes Lenzen-Wustrow

Pflanzengesellschaften	Vordeichland (ha)	Vordeichland (%)	Hinterdeichland (ha)	Hinterdeichland (%)
Grünlandgesellschaften:				
Dauco-Arrhenatheretum elatioris	--	--	112,5	10,4
Lolio-Cynosuretum cristati	--	--	393,3	36,5
Leucanthemo-Rumicetum thyrsoflori	84,9	36,0	--	--
Elymus repens-Alopecurus pratensis-Ges.	46,8	19,8	386,5	35,9
Flutrasen:				
Ranunculo-Alopecuretum geniculati	29,7	12,6	41,3	3,8
Röhrichte:				
Phalaridetum arundinaceae	39,9	16,9	11,2	1,0
Phragmitetum australis	0,1	< 0,1	1,2	0,1
Glycerietum maximae	0,5	0,2	4,0	0,4
Caricetum ripariae	1,1	0,5	--	--
Caricetum gracilis	0,2	0,1	2,9	0,3
Gehölzgesellschaften:				
Quercu-Ulmetum minoris	--	--	23,5	2,2
Sonstiges:				
	32,8	13,9	98,6	9,4
Gesamtfläche in ha:				
	236,0	100,0	1078,0	100,0

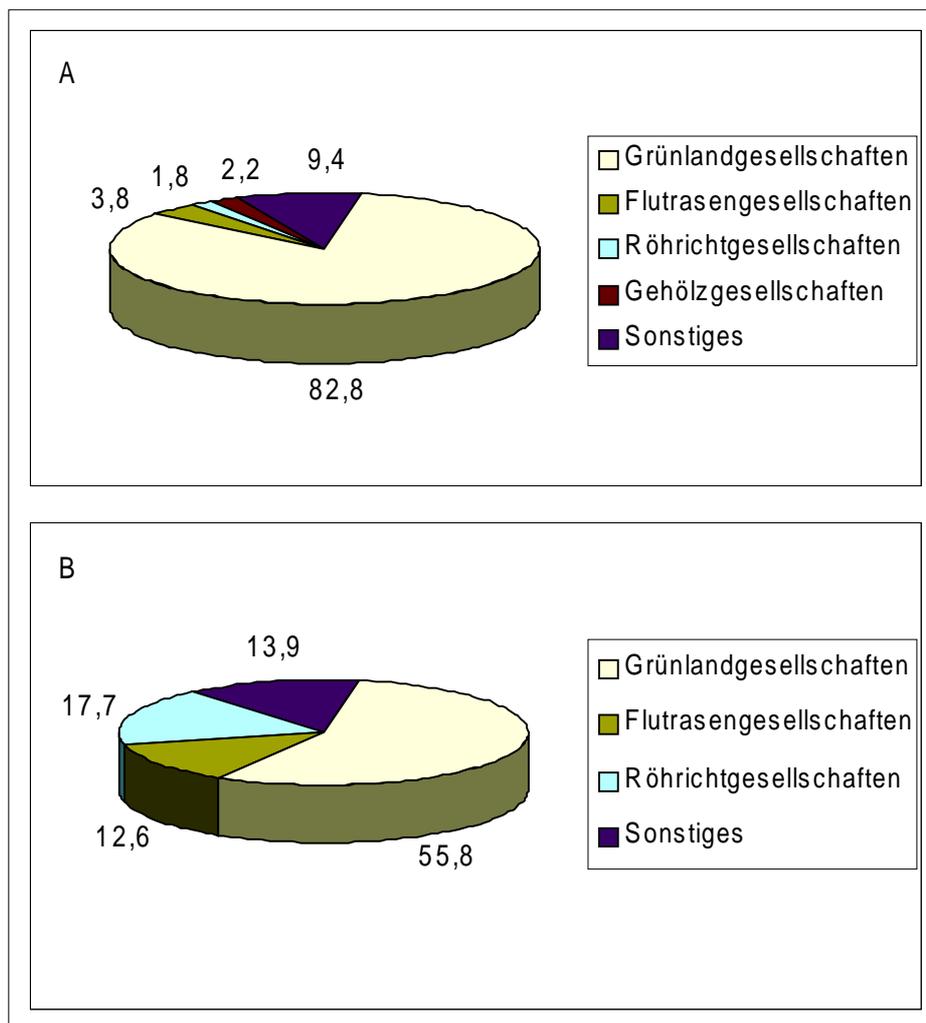


Abb. 34: Flächenanteile von wichtigen Pflanzengesellschaften des Deichhinterlandes (A) und Deichvorlandes (B) auf der Rückdeichungsfläche Lenzen-Wustrow (Angaben in %).

9.3 Vegetationsdynamik

Mit der Rückverlegung des Deiches ist mit einer ganzen Reihe von tiefgreifenden Standortveränderungen zu rechnen, die sich nachhaltig auf die Vegetationsdynamik auswirken werden (Abb. 36). Die zu erwartende regelmäßige Durchströmung des Gebietes wird dabei sowohl die hydrodynamischen als auch die morphodynamischen Bedingungen entscheidend verändern.

Bei der Betrachtung der zukünftigen Überflutungsverhältnisse im Gebiet Lenzen-Wustrow müssen grundsätzlich 2 unterschiedliche Durchströmungssituationen unterschieden werden, die für die zukünftige Vegetationsentwicklung von Bedeutung sein werden. Aus wasserbaulichen Gründen wird der bestehende Deichkörper in großen Teilen wohl erhalten bleiben und nur partiell abgetragen werden. Die Überflutung wird daher durch sogenannte Deichschlitzungen kontrolliert stattfinden. Abb. 35 zeigt auf der Basis von hydrodynamischen Durchströmungsmodellen, wie das Rückdeichungsgebiet Lenzen-Wustrow zukünftig von der Elbe überflutet werden wird:

Ab einer zu erwartenden Abflußmenge von 640 m³/s gelangt das Elbewasser bereits über den am weitesten stromabwärts gelegenen Schlitz in der Nähe des Lenzer Fährhafens, in

das Gebiet (Abb. 35 a). Die Überflutung erfolgt in diesem Fall entgegen der Fließrichtung der Elbe. Modellberechnungen der Bundesanstalt für Wasserbau zeigen, daß es hierbei aufgrund von geringen Wasserströmungsgeschwindigkeiten vorwiegend zur Sedimentation von Bodenmaterial kommen wird (BLEYL 1999).

Bei einer Abflußmenge der Elbe von mehr als 1100 m³/s wird es hingegen aller Wahrscheinlichkeit nach zu einer Durchflutung des Gebietes von Oberstrom kommen. Das Wasser fließt dann durch einen Deichschlitz am sogenannten „Bösen Ort“ und wird große Teile der Rückdeichungsfläche überschemmen (Abb. 35 b). Die Strömungsgeschwindigkeit wird den Untersuchungen der Bundesanstalt für Wasserbau zufolge wohl sehr viel höher sein als bei einer Überflutung von Unterstrom. In solchen Hochwassersituationen kommt es daher verstärkt zu fluviatilen Erosionsprozessen entlang der heute noch bestehenden Flutrinnensysteme. Ab einer Wasserabflußmenge von 1680 m³/s werden schließlich auch die am höchsten gelegenen Flächen des Rückdeichungsgebietes vom einströmenden Wasser bedeckt sein (BLEYL 1999).

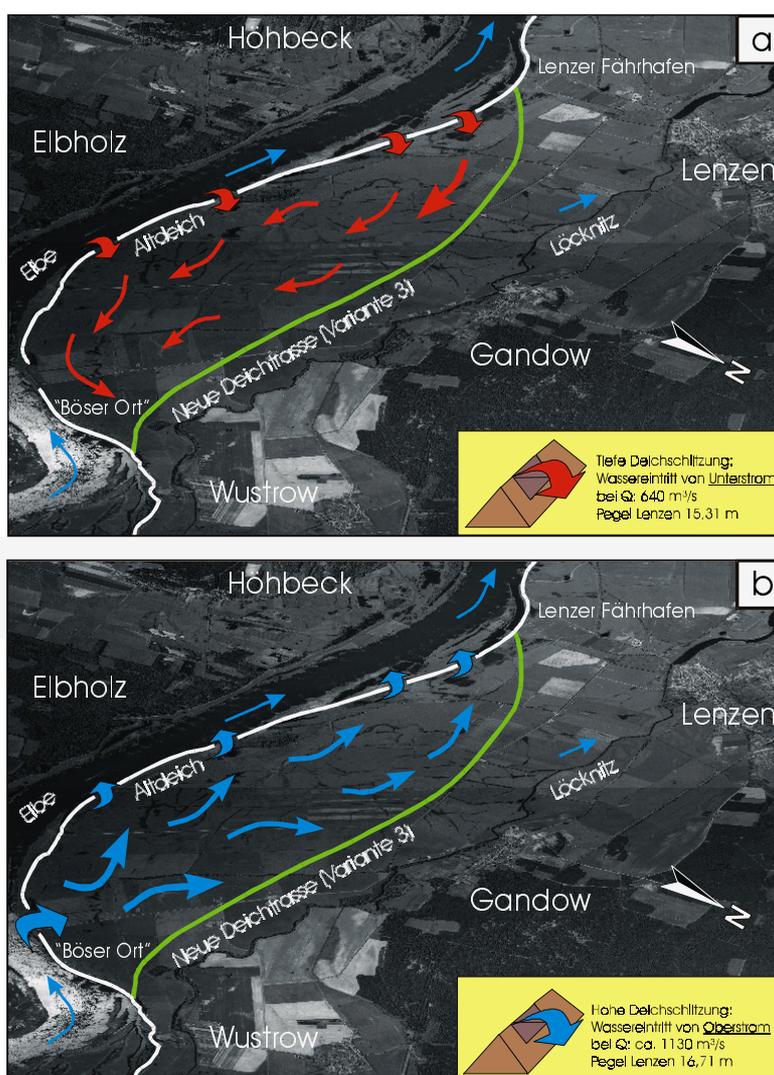


Abb. 35: Bei einer Deichrückverlegung sind im Untersuchungsgebiet Lenz-Wustrow zwei unterschiedliche Überflutungssituationen zu unterscheiden: Bei einem Wasserabfluß zwischen 640 und 1200 m³/s wird das Gebiet von Unterstrom überflutet werden (a), während es hingegen ab einem Abfluß von über 1200 m³/s zu einer vollständigen Durchströmung der Rückdeichungsfläche von Oberstrom kommen wird (b).

Diese dargestellten fluwasserstandsabhangigen Durchstromungssituationen im Untersuchungsgebiet beeinflussen vor allem den Wasserhaushalt und die geomorphologischen Gegebenheiten des Untersuchungsgebietes (vgl. Kap. 7). So werden z. B. durch die bevorstehenden fluviatilen Erosions- und Akkumulationsprozesse gänzlich neue Standorte für verschiedene Pioniergesellschaften im Gebiet geschaffen. Zudem findet über das Flußwasser ein Eintrag von Nährstoffen in die Rückdeichungsfläche statt, die eine für Auen charakteristische Nährstoffdynamik gewährleistet. Ganz entscheidend für die Vegetationsdynamik im Untersuchungsgebiet ist jedoch auch der Eintrag von Diasporen über das Wasser (Abb. 35 a). Dies ist besonders für die Etablierung von charakteristischen Auenwaldpflanzen von großer Bedeutung (vgl. Kap. 8.3.1).

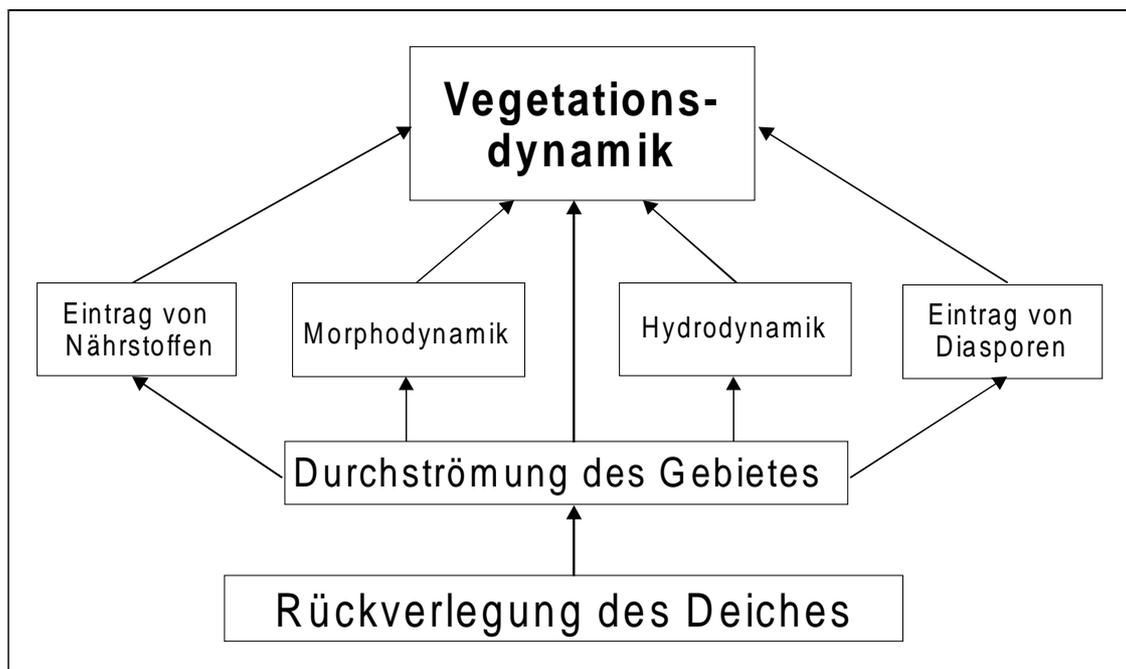


Abb. 36: Schematische Darstellung wichtiger Faktoren, die sich auf die Vegetationsdynamik im Untersuchungsgebiet Lenzen-Wustrow nach einer Deichrückverlegung auswirken werden (verändert nach DISTER 1991).

Bei einer Deichrückverlegung wie sie in Szenario 2 und 3 geplant ist, kann für viele Sukzessionsflächen zunächst nur die Ausbreitung von geholzfremen Brachegesellschaften wie Rohrriechen oder Queckenfluren (*Elymus repens*) angenommen werden (vgl. Abb. 33). Unter dem Einfluß der zu erwartenden Hochwasserdynamik werden jedoch immer wieder vegetationsfreie Flächen geschaffen, die eine Gehölzansiedlung und Auenwaldentwicklung begünstigen können (vgl. 8.3.1). Gleichzeitig bieten auch die großflächigen Bodenentnahmestellen für den Deichbau ideale Voraussetzungen für eine schnelle Auwaldetablierung, wenn ein hinreichender Diasporeneintrag gewährleistet ist. Dies gilt insbesondere für die Etablierung von Weichholzaunenelementen wie z. B. *Salix viminalis*, *Salix fragilis* und *Salix alba*, die bevorzugt auf Rohböden aufkeimen und dort bei entsprechender Feuchtigkeit schnell geschlossene Bestände bilden können.

9.4 Potentielle Wuchsbereiche von Hart- und Weichholzauenwäldern im Rückdeichungsgebiet Lenzen-Wustrow

Auf der Grundlage der ermittelten Überflutungstoleranzen für die verschiedenen Auenwaldgesellschaften (vgl. Kap. 7.3) und mit Hilfe des zweidimensionalen, hydrodynamischen Modells (vgl. Kap. 7.2), welches das zukünftige Überflutungsgeschehen des Gebietes realitätsnah simuliert, können potentielle Wuchsbereiche für Hart- und Weichholzauenwälder für die Rückdeichungsfläche Lenzen-Wustrow festgelegt werden. Die Ergebnisse sind in Abb. 37 abgebildet.

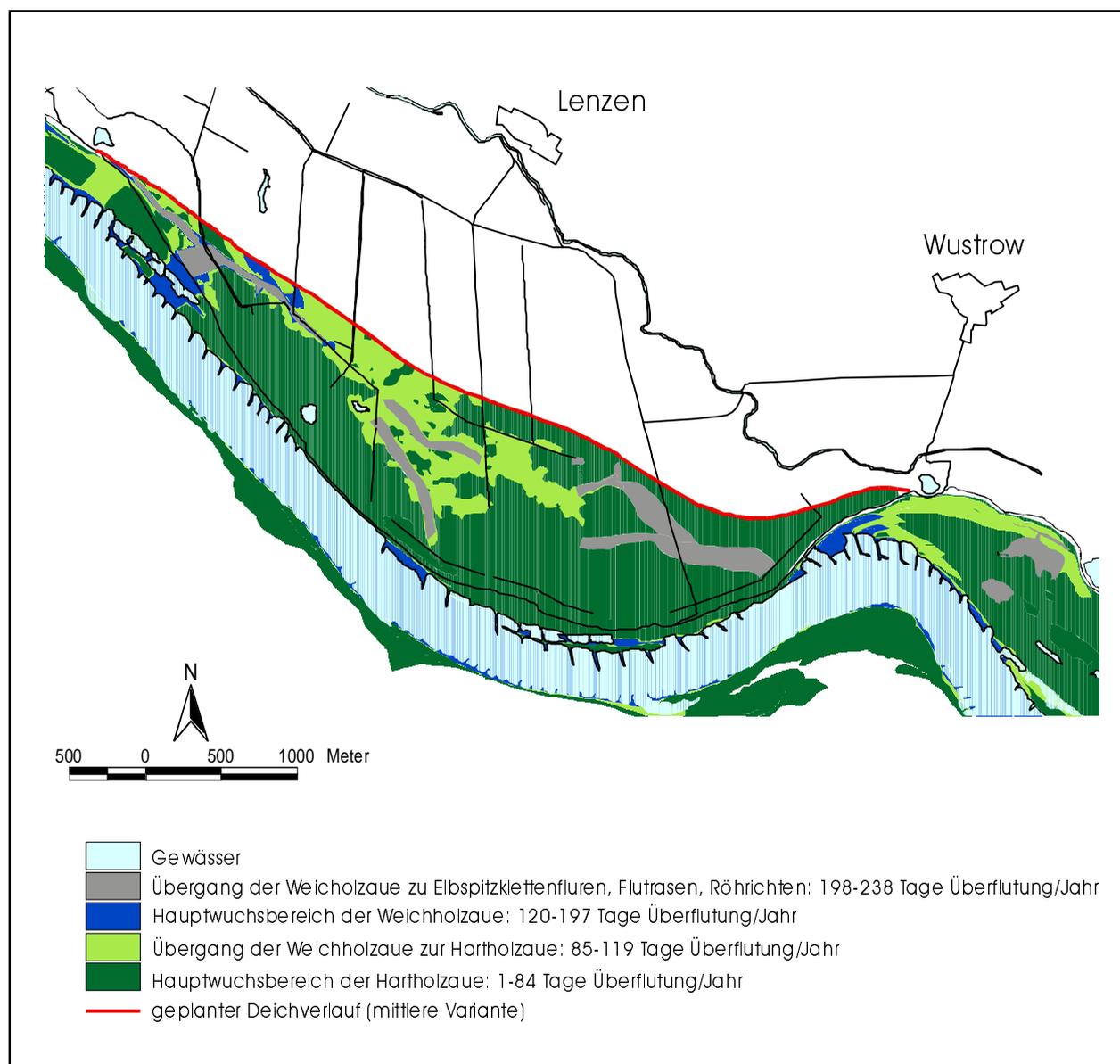


Abb. 37: Übersicht über die potentiellen Wuchsbereiche von Hart- und Weichholzauenwäldern auf der Rückdeichungsfläche Lenzen-Wustrow.

Demnach sind die potentiellen Weichholzauestandorte mit einer durchschnittlichen Überflutung von 198-238 Tage im Jahr voraussichtlich nur auf einer Fläche von ca. 10,3 ha im Gebiet zu erwarten. Die betreffenden Standorte liegen vor allem im nordwestlichen Teil des Rückdeichungsgebietes.

Etwa 129,7 ha werden im Rückdeichungsgebiet im Mittel wohl an 85-119 Tagen im Jahr überflutet werden. Solche Orte bilden mit großer Wahrscheinlichkeit eine Übergangszone zwischen der Weich- und der Hartholzaue (vgl. Kap. 7). Dazu werden z. B. große Teile der künstlich geschaffenen Abgrabungsflächen zählen. Welcher der beiden Waldtypen sich letztendlich auf diesen Standorten entwickelt, ist u.a. von den edaphischen Bedingungen und vor allem auch von ausbreitungsbiologischen Faktoren der betreffenden Gehölzarten abhängig.

Mit ca. 288,7 ha stellen jedoch die größten Flächenanteile potentielle Wuchsgebiete von Hartholzauenwäldern dar. Die Berechnungen auf der Grundlage des Überflutungsmodells zeigen, daß auf diesen Standorten die durchschnittliche Überflutungshäufigkeit nicht mehr als 85 Tage pro Jahr betragen wird. Damit entsprechen diese hydrologischen Verhältnisse solchen, wie sie derzeit im aktuellen Deichvorland bei Pevestorf in Beständen des *Quercus Umetum minoris* auftraten.

10 Zusammenfassung

Unter den besonderen hydrologischen, klimatischen und geologischen Bedingungen des Unteren Mittelalters sind eine Vielzahl seltener und gefährdeter Pflanzengesellschaften ausgebildet. Insgesamt können für das Untersuchungsgebiet 41 Vegetationseinheiten mit einer großen Anzahl an seltenen eurasiatisch-kontinental verbreiteten Florenelementen wie beispielsweise *Cnidium dubium*, *Gratiola officinalis* und *Viola persicifolia* festgestellt werden. 59 der im Untersuchungsgebiet vorgefunden Pflanzenarten gelten nach der Roten Liste Brandenburgs als gefährdet. Besonders bemerkenswerte Pflanzengesellschaften sind die Brenndoldenwiesen vom Typ des *Cnidio venosi-Violetum persicifoliae*, die Elbspitzklettenfluren (*Xanthio-Chenopodietum rubri*) und die heute vielerorts bedrohten Bestände des *Stratiotetum aloidis*.

Auf der Grundlage einer umfassenden Bestandsaufnahme der aktuellen Vegetation wurde die Ausbildung von Mikrogeosystemen und spezifischen Zonationsmustern der Pflanzengesellschaften in Abhängigkeit der hydrologischen Bedingungen untersucht. So lassen sich aufgrund von Transektuntersuchungen unterschiedliche Landschaftskomplexe hinsichtlich des floristisch-pflanzensoziologischen Inventars unterscheiden. Zu nennen sind in diesem Zusammenhang die regelmäßig überfluteten und wasserdurchströmten Außendeichsbereiche der Elbe mit Schwerpunkten überflutungsresistenter Pflanzengesellschaften wie dem *Phalaridetum arundinaceae* und dem *Xanthio-Chenopodietum rubri*. Als weiterer eigenständiger Lebensraum wird das wirtschaftlich genutzte und qualmwasserbeeinflusste Deichhinterland durch strömungsempfindlichere Röhrichtgesellschaften wie den Beständen des *Glycerietum maximae*, des *Caricetum gracilis*, des *Sparganietum erecti* sowie des *Oenanthro-Roripetum amphibiae* gekennzeichnet. In den Rückstaubereichen der Elbe, entlang der Nebenflüsse Löcknitz und Seege sind heute aufgrund veränderter hydrologischer Verhältnisse dagegen andere Abfolgen von Pflanzengesellschaften vorzufinden. So fehlen hier beispielsweise die an der Elbe ansonsten großflächig ausgebildeten Rohrglanzgrasröhrichte (*Phalaridetum arundinaceae*). Es treten hingegen vermehrt Schlankseggenriede (*Caricetum gracilis*) und Riesenschwadenröhrichte (*Glycerietum maximae*) im unmittelbaren Einflußbereich von Seege und Löcknitz auf.

Durch exakte Höheneinmessungen und einer statistischen Auswertung von Elbwasserpegelständen konnten die Überflutungshäufigkeiten der im Untersuchungsgebiet wachsenden Rasen-, Gebüsch- und Waldbestände ermittelt werden. Ein Vergleich mit parallel vorgenommenen bodenkundlichen Untersuchungen liefert genaue Angaben über die jeweiligen Standortverhältnisse der kartierten Bestände. Für die Gehölzgesellschaften, die als noch verbliebene Reste von Weich- und Hartholzauenkomplexen kleinflächig im Untersuchungsgebiet vorhanden sind, ließen sich zudem über einen Gesamtzeitraum von 34 Jahren die jeweiligen Überflutungshäufigkeiten bestimmen. So unterliegen beispielsweise die Bestände des *Salicetum albae* einer durchschnittlichen Überflutung von 120-197 Tagen pro Jahr, die Hartholzauenwälder vom Typ des *Querco-Ulmetum minoris* sind hingegen nur bis zu einer Dauer von maximal 85 Tagen im Jahr überschwemmt.

Ein Vergleich mit ähnlichen Untersuchungen aus verschiedenen anderen mitteleuropäischen Flußlandschaften zeigt, daß sich die jeweils ermittelten Überflutungstoleranzen der Gehölze weitgehend einander entsprechen, auch wenn sich die jeweiligen Flußsysteme in ihrer Hydrodynamik und dem Hochwasserregime deutlich unterscheiden. Dies könnte eine

Ursache dafür sein, daß trotz aller naturräumlicher Unterschiede die grundsätzliche Zonation der Waldgesellschaften an allen Tieflandsflüssen Mitteleuropas mehr oder weniger die gleiche ist.

Über einen Zeitraum von 3 Jahren wurden 29 Dauerbeobachtungsflächen populationsbiologisch untersucht. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen zeigen, daß es in den heutigen Beständen bei einer landwirtschaftlichen Nutzungsaufgabe meist zu einer Artenverarmung und zur Ausbreitung von hochwüchsigen Hemikryptophyten und Rhizompflanzen wie *Elymus repens*, *Alopecurus pratensis* und *Phalaris arundinacea* kommt. Die deutlichsten Veränderungen zeigten sich in den untersuchten Flutrasenbeständen, die sich innerhalb der 3 Untersuchungsjahre oft bereits zu Röhrichtgesellschaften entwickelten.

Neben diesen kurzfristigen Veränderungen der Vegetation wurden auch mögliche längerfristige Sukzessionsvorgänge untersucht. Grundlage hierfür war der Vergleich zweier Vegetationskarten, welche die Gebiete „Untere Seegeniederung“ und „Pevestorfer Wiesen“ für die Jahre 1994 und 1998 dokumentieren. Es ist erkennbar, daß sich im vergangenen Vierteljahrhundert die Vegetation der genannten Gebiete stellenweise deutlich verändert hat, was sich in erster Linie auf geänderte Nutzungsintensitäten zurückführen läßt. So konnten aus ehemals großflächig beweideten Flutrasen im Deichvorland bei Pevestorf unter dem nachlassenden Nutzungsdruck geschlossene Rohrglanzgrasbestände entstehen. Ferner ließ sich beispielsweise zeigen, daß sich aus Röhrichten vom Typ des *Caricetum gracilis* und des *Glycerietum maximae* nach 24 Jahren Gehölzbestände der Weichholzaunen (*Salicetum triando-viminalis*) entwickelt haben. Andererseits belegen die Untersuchungen jedoch auch, daß auf einer Reihe von Flächen viele Röhrichte über Jahrzehnte hinweg unverändert an den gleichen Standorten vorkommen, ohne sich - wie die pflanzensoziologischen Aufnahmen von 1974 und 1998 belegen - in ihrer floristischen Struktur wesentlich verändert zu haben.

Auf der Grundlage der durchgeführten Untersuchungen auf den Dauerbeobachtungsflächen und den Ergebnissen der Vegetationskartierungen sowie aus den ermittelten Überflutungstoleranzen verschiedener Pflanzengesellschaften wurden Sukzessionsmodelle für Hart- und Weichholzaunenwälder entwickelt, mit denen es möglich ist, die wesentlichen vegetationsdynamischen Prozesse für die zukünftige Rückdeichungsfläche Lenzen-Wustrow zu prognostizieren.

Durch die Untersuchung der Überflutungstoleranz von Weich- und Hartholzaunenwäldern sowie deren Ersatzgesellschaften konnten zudem potentielle Wuchsbereiche des *Quercus-Ulmetum minoris* und des *Salicetum albae* für den betrachteten Mittelabschnitt ermittelt werden. Unter Berücksichtigung eines Modellierungskonzeptes, dem sogenannten „zweidimensionalen, hydrodynamisch-numerischen Modell“, ist es möglich, das zukünftige Überflutungsgeschehen auf der Rückdeichungsfläche Lenzen-Wustrow für den Fall zu simulieren, daß der noch aktuell bestehende Deich künftig geöffnet wird und ein weitgehend ungehemmter Wassereinstrom stattfindet.

Demnach sind potentielle Weichholzaunenstandorte mit einer durchschnittlichen Überflutung von 198-238 Tage im Jahr voraussichtlich nur auf einer Fläche von ca. 10,3 ha im Gebiet zu erwarten. Die betreffenden Standorte liegen vor allem im nordwestlichen Teil des Rückdeichungsgebietes.

Etwa 129,7 ha werden im Rückdeichungsgebiet im Mittel wohl an 85-119 Tagen im Jahr überflutet werden. Solche Orte bilden mit großer Wahrscheinlichkeit eine Übergangszone zwischen den Weich- und der Hartholzaunenwäldern. Dazu werden z. B. große Teile der künstlich geschaffenen Abgrabungsflächen zählen. Welcher der beiden Waldtypen sich

letztendlich auf diesen Standorten entwickelt, ist u.a. von den edaphischen Bedingungen und vor allem auch von ausbreitungsbiologischen Faktoren der betreffenden Gehölzarten abhängig.

Mit der Aufgabe der Nutzung und der Öffnung des Deiches werden sich durch die veränderten hydrologischen Bedingungen vermutlich auch für die schon jetzt im Untersuchungsgebiet etablierten Röhrichtgesellschaften die Standortbedingungen verändern. Bei der Betrachtung der zukünftigen Entwicklung dieser Bestände ist deshalb nicht in jedem Fall von einer floristischen Stabilität auszugehen. Vielmehr haben die im Rahmen dieses Projektes durchgeführten Untersuchungen von charakteristischen Vegetationszonierungen innerhalb der Elbtalaue gezeigt, daß mit zunehmender Wasserströmung, abnehmendem Tongehalt und abnehmender Staunässe die Sukzession bereits vorhandener Röhrichte vom Typ des *Oenantho-Rorippetum amphibiae*, des *Glycerietum maximae* und des *Caricetum gracilis* in Richtung des *Phalaridetum arundinaceae* verläuft.

Grundsätzlich kann für den Fall einer Deichrückverlegung prognostiziert werden, daß es voraussichtlich zu einer deutlichen Förderung der Flutrasen- und Röhrichtgesellschaften kommen wird. Bei einer ungestörten Sukzession ist deshalb vielfach davon auszugehen, daß sich auf den nassen und lange im Jahr wasserüberströmten Standorten zunächst strömungsresistente Rohrglanzgrasröhrichte (*Phalaridetum arundinaceae*) entwickeln werden. Auf den weiterhin landwirtschaftlich genutzten Gebieten können sich anstelle von Röhrichtern eher beweidungs- und mahdunempfindliche Flutrasen (*Ranunculo-Alopecuretum geniculati*) etablieren.

Für viele Sukzessionsflächen kann zunächst nur die Ausbreitung von gehölzfreien Brachegesellschaften wie Röhrichte oder Queckenfluren (*Elymus repens*) angenommen werden. Unter dem Einfluß der zu erwartenden Hochwasserdynamik werden jedoch immer wieder vegetationsfreie Flächen geschaffen, die eine Gehölzansiedlung und Auenwaldentwicklung begünstigen können. Gleichzeitig bieten auch die großflächigen Bodenentnahmestellen für den Deichbau ideale Voraussetzungen für eine schnelle Auwaldetablierung, wenn ein hinreichender Diasporeneintrag gewährleistet ist. Dies gilt insbesondere für die Etablierung von Weichholzauelementen wie z. B. *Salix viminalis*, *Salix fragilis* und *Salix alba*, die bevorzugt auf Rohböden aufkeimen und dort bei entsprechender Feuchtigkeit schnell geschlossene Bestände bilden können.

11 Literatur

- ADAM, K., MEON, G. & K. RATHKE (1999): Möglichkeiten und Grenzen der 1D-Berechnungen in einem Abschnitt an der mittleren Elbe.- Fachtagung Elbe: Dynamik und Interaktion von Fluß und Aue: 72-73, Wittenberge.
- AG BODEN (1996): Bodenkundliche Kartieranleitung.- 4.Aufl., 392 S., Hannover.
- BÁLÁTOWA-TULÁCKOWÁ, E. (1963): Zur Systematik der europäischen *Phragmitetea*. - Preslia 35: 118-122.
- BÁLÁTOWA-TULÁCKOWÁ, E. (1968): Grundwasserganglinien und Wiesengesellschaften trockener Gebiete Südmährens und der Südslowakei. - Acta sci. nat. 2: 1-37.
- BÁLÁTOWA-TULÁCKOWÁ, E. (1971): Zu den phytozoologischen Problemen der Assoziation *Caricetum gracilis*.- Folia Geobot. Phytotaxon. 6: 43-80.
- BARKMAN, J.J., DOING, H. & S. SEGAL (1964): Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Vegetationsanalyse. - Acta Bot. Nederl. 13: 145-195.
- BEHRE, K. E. (1970): Die Entwicklungsgeschichte der natürlichen Vegetation im Gebiet der unteren Ems und ihre Abhängigkeit von den Bewegungen des Meeresspiegels.- Probl. d. Küstenforsch. im südl. Nordseegeb. 9: 13-47.
- BENKERT, D., FUKAREK, F. & H. KORSCH (1996): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Ostdeutschlands. – 1. Aufl., 615 S., Jena.
- BERGMEIER, E., HÄRDITZLE, W., MIERWALD, U., NOWAK, B. & C. PEPPLER (1990): Vorschläge zur syntaxonomischen Arbeitsweise in der Pflanzensoziologie. - Kieler Notizen 20 (4): 92-103.
- BEUG, J. & R. POTT (1992): Die Vegetation von Stillgewässern der Emsaue zwischen Rheine und Meppen. - Natur und Heimat 52 (3): 71-96.
- BEUG, J. (1995): Die Vegetation nordwestdeutscher Auengewässer – pflanzensoziologische und standortkundliche Untersuchungen im Ems-, Aller- und Leinetal.- Abh. Westf. Mus. f. Naturk. 57 (2/3): 106 S.
- BLEYEL, B. (1998): Untersuchung der Rückdeichung bei Lenzen mit einem zweidimensionalen numerischen Modell.- 8. Magdeburger Gewässerschutzseminar: 337-338.
- BLEYEL, B. (1999): Hydraulisch morphologische Untersuchungen der Rückdeichung Lenzen am Beispiel des zweidimensionalen numerischen Modells.- Tagungsbericht „Dynamik und Interaktion von Fluß und Aue“ in Wittenberge: 141-146.
- BLOM, C.W.P.M., BANGA, L.A.C.J., ENGELLAAR, W.M.H.G., RIJNDERS, J.H.G.M., VAN DE STEEG, H.M. & E.J.W. VISSER (1994): Physiological ecology of riverside species: adaptive responses of plants to submergence.- Annals of Botany 74: 253-263.
- BÖCKER, R. (1998): Sukzessionsforschung auf Dauerflächen: Einführung – Beispiele - Ausblicke.- Ber. Inst. Landschafts- Pflanzenökologie Univ. Hohenheim, Beih. 5: 5-12.
- BORCHERT, J. (1992): Flußkorridore als überregionale Verbundstrukturen.- Natur und Landschaft 67: 413-418.

- BORSTEL, U.O. VON (1974): Untersuchungen zur Vegetationsentwicklung auf ökologisch verschiedenen Grünland- und Ackerbrachen hessischer Mittelgebirge. - Diss. Univ. Gießen.
- BRACHT, H. (1999): Hartholzauen an der Unteren Mittelelbe zwischen Havelberg und Lauenburg – Vegetation, Störfaktoren und mitteleuropäischer Vergleich.- Elbtalaue (Festschrift Prof. Amelung): 123-135, Lüneburg.
- BRANDES, D. & Ch. SANDER (1995): Neophytenflora der Elbufer.- Tuexenia 15: 447-472.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie.- 3.Aufl., 865 S., Wien, New York.
- BRECHER (1897): Über das Verhalten einiger Holzarten im Überschwemmungsgebiet der Elbe.- Z. Forst-Jagdw. 29: 287-291.
- BURKART, M. (1998): Die Grünlandvegetation der unteren Havelaue in synökologischer und syntaxonomischer Sicht.- Archiv naturwiss. Diss. 7: 1-157, Wiehl.
- BURRICHTER, E (1960): Die Therophyten-Vegetation an nordrhein-westfälischen Talsperren im Trockenjahr 1959.- Ber. dt. Bot. Ges. 73 (1): 24-37.
- BURRICHTER, E., POTT, R., RAUS, T. & R. WITTIG (1980): Die Hudelandschaft „Borkener Paradies“ im Emstal bei Meppen. - Abh. Westf. Mus. f. Naturk. 42 (4): 1-69.
- CASPERS, G. (1993): Vegetationsgeschichtliche Untersuchungen zur Flußauenentwicklung an der Mittelweser im Spätglazial und Holozän.- Abh. Westf. Mus. f. Naturk. 55: 1: 101 S.
- CLATHWORTHY, J.N. & J.L. HARPER (1962): The comparative biology of closely related species living in the same area. V. Inter- and intraspecific interference within cultures of *Lemna* ssp. and *Salvinia natans*.- Botan. 13 (38): 307-324.
- CRAWFORD, R. M. M. (1966): The control of anaerobic respiration as a determining factor in the distribution of the genus *Senecio*.- J. Ecol. 54: 403-413.
- CRAWFORD, R. M. M. (1989): Studies in plant survival.- 1. Aufl., 296 S., Oxford, London.
- CUPPENBENDER, G. (1992): Wiederentwicklung eines naturnahen Auenwaldes in der Rheinaue.- LÖLF-Mitt. 4: 35-40.
- DEUTSCHER WETTERDIENST (1999a): Vieljährige Mittelwerte der Niederschlagshöhen und Temperaturen der Klimastation Lüchow. - Auszug aus: Klimadaten von Deutschland, Zeitraum 1961-1990, Offenbach.
- DEUTSCHER WETTERDIENST (1999b): Monatliche Mitteltemperaturen und monatliche Niederschlagshöhen aus dem Zeitraum Januar 1994 bis August 1999 der Klimastation Lüchow. - Auszug aus: Monatlicher Witterungsbericht (MWB), Offenbach.
- DEUTSCHER WETTERDIENST (1999c): Witterungsreport express, September 1999. Offenbach.
- DIERSCHKE, H. (1979): Laubwaldgesellschaften im Bereich der unteren Aller und Leine (Nordwest-Deutschland).- Doc. Phytosoc. NS 4: 235-252.
- DIERSCHKE, H. (1985): Experimentelle Untersuchungen zur Bestandsdynamik von Kalkmagerrasen (*Mesobromion*) in Südniedersachsen. - Münst. Geogr. Arb. 20: 9-24.
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. – 1. Aufl., 683 S., Stuttgart.
- DIERSCHKE, H. (1996): Sukzession, Fluktuation und Stabilität von Flußufer-Gesellschaften. Ergebnisse 15-jähriger Dauerflächen-Untersuchungen an der Oder (Harz-Vorland).- Braunsch. Geobot. Arb. 4: 93-116.

- DIERSCHKE, H. (1997): *Molinio-Arrhenatheretea* - Synopsis der Pflanzengesellschaften 3.- 74 S., Göttingen.
- DIERSCHKE, H., & G. JECKEL (1980): Flutrasen-Gesellschaften des *Agropyro-Rumicion* im Allertal (NW-Deutschland).- Mitt. d. Flor.-soz. Arbeitsgem. N.F. 22: 157-202.
- DISTER, E. & A. DRESCHER (1987): Zur Struktur, Dynamik und Ökologie lang überschwemmter Hartholzauenwälder an der unteren March (Niederösterreich).- Verh. Ges. Ökol. 15: 295-302.
- DISTER, E. (1980): Geobotanische Untersuchungen in der Hess. Rheinaue als Grundlage für die Naturschutzarbeit.- Diss. Univ. Göttingen, 170 S., Göttingen.
- DISTER, E. (1983): Situation der Flußauen in der Bundesrepublik Deutschland.- Laufener Seminarbeitrag 7: 8-16.
- DISTER, E. (1983): Zur Hochwassertoleranz von Auenwaldbäumen an lehmigen Standorten.- Verh. Ges. f. Ökol. 10: 325-336.
- DISTER, E. (1985): Auenlebensräume und Retentionsfunktion.- Laufener Seminarbeiträge 3.
- DISTER, E. (1985): Zur Struktur und Dynamik alter Hartholzauenwälder (*Quercus-Ulmetum* Issl. 24) am nördlichen Oberrhein.- Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich 123: 13-31.
- DISTER, E. (1991a): Folgen des Oberrheinausbaus und Möglichkeiten der Auen-Renaturierung.- Laufener Seminarbeiträge 7: 115-123.
- DISTER, E. (1991b): Situation der Flußauen in der Bundesrepublik Deutschland.- Laufener Seminarbeiträge 7: 8-16.
- DISTER, E. (1992): Wissenschaftliche Erfahrungen aus Renaturierungsprojekten.- Ber. Akademie Natur- und Umweltschutz Baden-Württemb. 13b: 20-36.
- DISTER, E., SCHNEIDER, E., SCHNEIDER, E., FRITZ, H. G. & E. FLÖSSER (1992): Großflächige Renaturierung des „Kühkopfes“ in der hessischen Rheinaue –Ablauf, Ergebnisse und Folgerungen der Sukzessionsforschung.- Beitr. Akad. Natur- u. Umweltschutz Baden-Württemb. 13: 20-36.
- DORNBUSCH, P. (1991): Die Hartholzaue und ihr Obstgehölzanteil im Naturschutzgebiet Steckby-Lödderitzer Forst, Biosphärenresevat Mittlere Elbe.- Mitt. Norddeutsche Natursch. Akad. 4(2): 35-37.
- DRESCHER, A. (1982): Die Auenwälder der March zwischen Zwerndorf und Marchegg.- Diss. Wien.
- DUEL, H. (1991): Natuurontwikkeling in uiterwaarden.- Publikaties en rapporten van het projekt „Ecologisch Herstel Rijn“ 29.
- DUPHORN, K. & U. SCHNEIDER (1983): Zur Geologie und Geomorphologie des Naturparks Elbufer-Drawehn.- Abh. naturwiss. Ver. Hamburg (NF) 25: 9-40.
- EGLER, F.E. (1954): Vegetation science concepts. I. Initial floristic composition, a factor in old-field vegetation development.- Vegetatio 4: 412-417.
- ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht.- 5. Aufl., 1096 S., Stuttgart.
- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & D. PAULISSEN (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa.- Scripta Geobotanica 18: 248 S. Göttingen.

- ERNST, W. (1979): Ökologische Aspekte eines *Rumici-Alopecuretum geniculati* in einem Feuchtegradienten von einem *Typhetum latifoliae* zu einem *Lolio-Cynosuretum*.- Phytocoenologia 6 (Festband Tüxen): 74-84.
- FAULHABER, P. (1998): Untersuchung der Auswirkung von Maßnahmen im Elbvorland auf die Strömungssituation und die Flußmorphologie am Beispiel der Erosionsstrecke und der Rückdeichungsgebiete zwischen Wittenberge und Lenzen.- 8. Magdeburger Gewässerschutzseminar: 339-340.
- FISCHER, A. (1987): Untersuchungen zur Populationsdynamik am Beginn von Sekundärsukzessionen.- Diss. Bot. 110: 234 S.. Berlin, Stuttgart.
- FLEMMING, A. (1997): Die Bedeutung des Grabensystems für den Gebietswasserhaushalt im geplanten Rückdeichungsgebiet Lenzen (Elbe).- 79 S., unveröffentl. Diplomarbeit, Universität Hamburg.
- FRAHM, J.-P. & W. FREY (1987): Moosflora.- 2. Aufl., 525 S., Stuttgart.
- GARVE, E. & D. ZACHARIAS (1996): Die Farn- und Blütenpflanzen des ehemaligen Amtes Neuhaus (Mittelelbe Lkr. Lüneburg). Ergebnisse einer 1994 durchgeführten Detailkartierung.- Tuexenia 16: 579-625.
- GARVE, E. (1994): Atlas der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. Kartierung 1982-1992.-Naturschutz Landschaftspf. Nieders. 30 (1-2): 895 S., Hannover.
- GERHARDT, P. (1891): Das Einlassen von Winterhochwasser in die rechtsseitige Elb-Niederung zwischen Wittenberge und Dömitz.- 41 S., Berlin.
- GLANDER, B. (1999): Hydraulische Untersuchungen verschiedener Maßnahmen im Elbevorland mittels eines zweidimensionalen hydronumerischen Modells.- Fachtagung Elbe: Dynamik und Interaktion von Fluß und Aue: 136-140, Wittenberge.
- GLAVAC, V. (1996): Vegetationsökologie. – 1. Aufl., 358 S. Jena, Stuttgart, Lübeck, Ulm.
- GLEASON, H.A. (1920): Some application of the quadrat method. – Bull. Torrey Bot. Club 47: 21-33.
- GRÖNGÖFT, A. (1999): Die Überflutungswahrscheinlichkeiten der Auen im Bereich der unteren Mittelelbe.- Hamburger Bodenkundliche Arb. 44: 171-180.
- GRÖNGRÖFT, A, SCHWARTZ, R. & G. MIEHLICH (1999b): Auswirkungen von Eindeichungen und Melioration auf den Wasser- und Stoffhaushalt von Auenböden an der unteren Mittelelbe.- Mitt. Deutsche Bodenkundl. Ges. 91: 254-257.
- GRÖNGRÖFT, A, SCHWARTZ, R. & G. MIEHLICH (1999c): Standorteigenschaften von eingedeichten Auen und ihr Entwicklungspotential bei Rückdeichungen.- Tagungsband „Renaturierung von Bächen, Flüssen und Strömen v. 24.-26.11.1999“, 4 S., Neuhaus.
- GRÖNGRÖFT, A, SCHWARTZ, R. & G. MIEHLICH (2000): Charakterisierung typischer Böden im Überschwemmungsgebiet der unteren Mittelelbe und Ergebnisse zu deren Wasserhaushalt.- In: Roden, M. (Hrsg.): Stoffhaushalt von Auenökosystemen –Boden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen, Stuttgart.
- GRÖNGRÖFT, A. & R. SCHWARTZ (1999): Vorschläge für die Klassifikation von Böden in Auengebieten - abgeleitet aus Erfahrungen an der Mittelelbe.- Hamburger Bodenkundliche Arb. 44: 155-170.

- GRÖNGRÖFT, A., SCHWARTZ, R. & G. MIEHLICH (1999a): Klassifikation der Auenböden der Mittelelbe und deren ökologische Relevanz.- UFZ-Bericht Nr.1: Stoffhaushalt von Auenökosystemen der Elbe und ihrer Nebenflüsse:113-117, Magdeburg.
- GRUBER, G. & D. BORNHÖFT (1996): Ökologische Forschung in der Stromlandschaft Elbe (Elbe-Ökologie) – Fachliche Koordination der Forschungsvorhaben im BMBF-Forschungsverbund. - 8.Magdeburger Gewässerschutzseminar: 287-290, Stuttgart.
- GUTZWEILER, K. & G. LUTSCHINGER (1992): Zur Renaturierung der Regelsbrunner Au.- Beitr. Akad. Natur- u. Umweltschutz Baden Württemb. 13: 65-77.
- HAEUPLER, H. & P. SCHÖNFELDER (1989): Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland. – 1. Aufl., 768 S., Stuttgart.
- HANELT, P. (1991): *Primulaceen*.- In: Die große farbige Enzyklopädie Urania-Pflanzenreich: Bd. 2, 609 S., Leipzig, Jena, Berlin.
- HÄRDITZLE, W., BRACHT, H. & C. HOHBOHM (1996): Vegetation und Erhaltungszustand von Hartholzauen (*Quercus-Ulmetum* Issl. 1924) im Mittelbegebiet zwischen Lauenburg und Havelberg.- Tuexenia 16: 25-38.
- HARMS, O., KEINE, S. & F. NESTMANN (1998): Gewässerstrukturen der Elbe: Ihre Entwicklung, ihre ökologische Bedeutung und ihre Entwicklungsmöglichkeiten.- Auenreport – Beitr. aus dem brandenburg. Naturpark Elbtalau 4: 57-63.
- HARPER, J.L. (1977): Population biology of plants.- 892 S., New York.
- HEINKEN, T. (1990): Pflanzensoziologische und ökologische Untersuchungen offener Sandstandorte im östlichen Aller-Flachland (Ost-Niedersachsen).- Tuexenia 10: 223-257.
- HELLBERG, F. (1995): Entwicklung der Grünlandvegetation bei Wiedervernässung und periodischer Überflutung.- Diss. Bot. 243: 232 S, Berlin, Stuttgart.
- HELLER, H. (1963): Struktur und Dynamik der Auenwälder.- Beitr. z. geobot. Landesaufnahme d. Schweiz 44: 1-75.
- HELLER, H. (1969): Lebensbedingungen und Abfolge der Flußauenvegetation in der Schweiz.- Anst. f. d. forstl. Versuchswesen 45 (1): 1-124.
- HENGSTENBERG, M., ROSENTHAL, G., SCHOLLE, D. & A. SCHRAUTZER (1995): Qualitative hydrologische Voraussetzungen für die Regeneration von Feuchtwiesen.- NNA-Berichte 2: 34-42.
- HENRICHFREISE, A. (1996): Uferwälder und Wasserhaushalt der Mittelbe in Gefahr.- Natur und Landschaft 71: 246-248.
- HENZE, C. (1998): Jahreswitterungsberichte für die Jahre 1995-97 Versuchsstandort „Dreifelderversuch“ Lenzener Elbtalau.- Fachgebiet Nutztierökologie Landwirtschaftlich-Gärtnerische Fakultät Humboldt-Universität zu Berlin, unveröffentlichtes Manuskript, 40 S., Berlin.
- HOFMEISTER, H. & D. ZACHARIAS (1999): Die Weidelgras-Weiden des *Lolio-Cynosuretum* auf dem Standortübungsplatz Hildesheim (Niedersachsen).- Tuexenia 19: 393-404.
- HOFMEISTER, H. (1970): Pflanzengesellschaften der Weserniederung oberhalb Bremens.- Diss. Bot. 10: 116 S., Berlin, Stuttgart.
- HOFMEISTER, J. (1930): Das Klima Niedersachsens.- Veröff. d. wirtschaftswiss. Ges. z. Stud. Nds., 6 (B), Hannover.

- HORST, K., KRAUSCH, H.-D. & W. R. MÜLLER-STOLL (1966): Die Wasser- und Sumpfpflanzen im Elb-Havel-Winkel.- Limologica 4 (1): 101-163, Berlin.
- HUECK, K. (1941): Zur Verbreitung des Auenwaldes in der Mark.- Der märkische Naturschutz 45: 351-354.
- HÜGIN, G. & A. HENRICHFREISE (1992): Vegetation und Wasserhaushalt des rheinnahen Waldes.- Schriftenr. f. Vegetationsk. 24: 1-47.
- HÜGIN, G. (1981): Die Auenwälder des südlichen Oberrheintals - ihre Veränderungen und Gefährdung durch den Rheinausbau.- Landschaft und Stadt 13 (2): 78-91.
- HÜGIN, G. und A. HENRICHFREISE (1992): Vegetation und Wasserhaushalt des rheinnahen Waldes.- Schriftenr. f. Vegetationskd. 24, 48S.
- HUNDT, R. (1955): Die Grünlandvegetation an der Elbe, Saale und Mulde.- 260 S., Halle
- HUNDT, R. (1958): Beiträge zur Wiesenvegetation Mitteleuropas - Die Auenwiesen an der Elbe, Saale und Mulde.- Nov. Act. Leopoldina N.F. 135 (20): 1-206.
- HUNDT, R. (1996): Zur Veränderung der Wiesenvegetation Mitteldeutschlands unter dem Einfluß einer starken Bewirtschaftungsintensität.- Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. 8: 127-143.
- HUSICKA, A. & G. SCHULTE (1999): Flußdeiche –Lebensräume zur Erhaltung und Reaktivierung der biologischen Vielfalt in den Auen.-LÖBF-Mitt. 1: 38-45.
- INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ELBE (1993): Ökologische Studie zum Schutz und zur Gestaltung der Gewässerstruktur und der Uferandregionen.- Bd. 1-3, Magdeburg.
- JACCARD, P. (1928): Die statistisch-floristische Methode als Grundlage der Pflanzensoziologie. – In: ABDERHALDEN, E. (Hrsg.): Handbuch biol. Arbeitsmethoden 11 (5): 165-202, Berlin, Wien.
- JÄGER, K.-D. (1962): Über Alter und Ursachen der Auenlehmablagerungen thüringischer Flüsse.-Prähist. Zeitschr. 40: 1-59.
- JÄHRLING, K.-H. (1993): Bereiche Möglicher Deichrückverlegungen in der Elbaue im Bereich der Mittelelbe – Vorschläge aus ökologischer Sicht als Beitrag zu einer interdisziplinären Diskussion.- unveröffentl. Gutachten im Auftrag des Staatlichen Amtes f. Umweltschutz Magdeburg.
- JÄHRLING, K.-H. (1993): Bereiche möglicher Deichrückverlegungen in der Elbaue im Bereich der Mittelelbe – Vorschläge aus ökologischer Sicht als Beitrag zu einer interdisziplinären Diskussion.- unveröffentl. Studie 54 S., Magdeburg.
- JECKEL, G. (1975): Die Sandtrockenrasen (*Sedo-Scleranthetea*) der Allerdünen bei Celle-Boye.- Mitt. d. Flor.-soz. Arbeitsgem. N.F. 18: 103-109.
- JECKEL, G. (1984): Syntaxonomische Gliederung, Verbreitung und Lebensbedingungen nordwestdeutscher Sandtrockenrasen. – Phytocoenologia 12 (1): 9-153.
- JEDICKE, E. (1997): Die Roten Listen – Gefährdete Pflanzen, Tiere, Pflanzengesellschaften und Biotoptypen in Bund und Ländern. – CD-ROM. Stuttgart.
- JELEM, H. (1974): Die Auwälder der Donau in Österreich.- Mitt. d. forstl. Bundes-Versuchsanstalt Wien 109: 1-287.
- JUNACK, H. (1989): Die Vorstufen einer Waldwirtschaft in Gartow von 1687 bis 1840.- Diss. Forstwiss. Fachbereich Univ. Göttingen, 310 S.

- KALLEN, H.W. (1990): Neu- und Wiederfunde bemerkenswerter Gefäßpflanzen im Landkreis Lüchow-Dannenberg (Niedersachsen).- 1. Teil: Neophyten.- Flor. Rundbr. 24: 104-113.
- KALLEN, H.W. (1992): Die Flora des Elbtals im Wandel.- Elbtalaue aktuell 1: 10-15.
- KARBIENER, O., KUNITZ, T. & B. DE WOLF (1995): Der Werder Neu Garge - Pflege und Entwicklungskonzept. - unveröffentl. Projektarbeit am Inst. f. Landschaftspflege u. Naturschutz, Univ. Hannover, 128 S.
- KÁRPÁTI, I., KÁRPÁTI, V. (1971): Die Hochwassertoleranz der ungarischen Donauauen-Vegetation.- Schriftenr. Raumforsch. Raumpl. 11: 146-148.
- KASPEREK, G. (1998): Pflanzenökologische Untersuchungen im mittleren Rur-Tal (Nordrhein-Westfalen): Vegetation und Vegetationsdynamik unter besonderer Berücksichtigung von Fluktuation in Dauerflächen.- Archiv naturwiss. Diss. 6: 1-344, Wiehl.
- KEMPE, S. (1992): Die Elbe – Der geologische Blick.- In: Die Elbe - Ein Lebenslauf (Hrsg. Deutsches Historisches Museum Berlin): 25-34, Berlin.
- KESEL, R. (1997): Aspekte der Auenentwicklung am Beispiel Neue Weser und Werdersee bei Bremen.- Bremer Beitr. f. Naturk. und Natursch. 3: 77-92.
- KIENER, J. (1984): Veränderungen der Auenvegetation durch Anhebung des Grundwasserspiegels im Bereich der Staustufe Ingolstadt.- Ber. ANL 8: 104-129, Laufen/Salzach.
- KLAPP, E. (1965): Grünlandvegetation und Standort.- 1. Aufl., 384 S., Berlin.
- KLAPP, E. (1971): Wiesen und Weiden.- 1. Aufl., 620 S., Berlin.
- KNAPP, R. (1946): Über Ulmen-Mischwälder im Tal der Elbe zwischen Dessau und Barby.- unveröffentl. Manuskript, 26 S.
- KÖLBEL, A., DIERSSEN, K., GRELL, H. & K. VOSS (1990): Zur Veränderung grundwasserbeeinflusster Niedermoor- und Grünlandvegetationstypen des nordwestdeutschen Tieflandes - Konsequenzen für „Extensivierung“ und Flächenstilllegung.- Kieler Notizen 20: 67-89.
- KOPECKÝ, K. (1966): Ökologische Hauptunterschiede zwischen Röhrichtgesellschaften fließender und stehender Binnengewässer Mitteleuropas.- Folia Geobot. Phytotax. 1 (3): 193-242.
- KOPECKÝ, K. (1967): Mitteleuropäische Flußröhrichtgesellschaften des *Phalaridion arundinaceae*-Verbandes.- Limnologica 5 (1): 39-79.
- KOSSACK, G. (1978): Südbayern: Mensch und Umwelt in vor- und frühgeschichtlicher Zeit.- Oberbayrisches Archiv 103: 332-354.
- KOßWIG, W. (1937): Zur Soziologie und Ökologie des mitteldeutschen Auenwaldes.- 211 S., Leipzig.
- KRAUSCH, H.D. (1968): Die Sandtrockenrasen (*Sedo-Scleranthetea*) in Brandenburg.- Mitt. d. Flor.-soz. Arbeitsgem. N.F. 13: 71-100.
- KRAUSE, A. (1982): Flußufer-Vegetationszonierung und gewässerkundliche Statistik.- Natur und Landschaft 57: 341-344.
- KUNTZE, H., ROESCHMANN, G. & G. SCHWERDTFEGGER (1994): Bodenkunde.-424 S., Stuttgart.
- KÜSTER, H. & J. PÖTSCH (1998): Ökosystemwandel in Flußlandschaften Norddeutschlands.- Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. 10: 61-70.

- LANG, U. (1990): Naturschutzgebiet „Kirchheimer Wasen“ –der letzte Auewald am Neckar.- Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspfl. Bad.-Württ. 55: 1-200, Karlsruhe.
- LAZOWSKI, W. (1999): Fließende Grenzen -Lebensraum March-Thaya-Auen.- Sonderdruck Distelverein (Hrsg.), 129-155.
- LEYER, I. (1999): Zum Einfluß hydrologischer Parameter auf die Grünlandvegetation der Elbaue.- Auenreport 6 (5): 68-73.
- LIBBERT, W. (1931): Die Pflanzengesellschaften im Überschwemmungsgebiet der unteren Warthe in ihrer Abhängigkeit vom Wasserstande.- Naturwiss. Ver. f. d. Neumark in Landsberg (Warthe) e. V., 3: 25-40.
- LIBBERT, W. (1941): Die Oder-Auenwälder bei Frankfurt.- Der märkische Naturschutz 46: 389-394.
- LOHMEYER, W. & U. BOHN (1973): Wildsträucher-Sproßkolonien (Polycormone) und ihre Bedeutung für die Vegetationsentwicklung auf brachgefallenem Grünland.- Natur u. Landschaft 48 (3): 75-79.
- LONDO, G. (1975): Dezimalskala für die vegetationskundliche Aufnahme von Dauerquadraten. - In: TÜXEN, R. (Hrsg.): Sukzessionsforschung. Ber. Int. Symp. Rinteln: 613-617. Vaduz.
- MARGEL, H. (1972): Die Ökologie der Donauauen und ihre natürlichen Waldgesellschaften.- Naturgeschichte Wien 2: 1-41.
- MARGL, H. & K. ZUKRIGL (1981): Die Standorts- und Vegetationskartierung der Donau-Auen bei Wien.- Angewandte Pflanzensoziologie 26: 103-111.
- MEISEL, K. & A. V. HÜBSCHMANN (1973): Grundzüge der Vegetationsentwicklung auf Brachflächen.- Natur und Landschaft 48: 70-74.
- MEISEL, K. (1977a): Die Grünlandvegetation nordwestdeutscher Flußtäler und die Eignung der von ihr besiedelten Standorte für einige wichtige Nutzungsansprüche. - Schriftr. f. Vegetationsk. 11: 5-117.
- MEISEL, K. (1977b): Flutrasen des nordwestdeutschen Flachlandes. - Mitt. der Flor.-soz. Arbeitsgem. 19/20: 211-219.
- MEISEL, K. (1983): Zum Nachweis von Grünlandveränderungen durch Vegetationserhebungen.- Tuexenia 3: 407-415.
- MEYER, H. & G. MIEHLICH (1983): Einfluß periodischer Hochwässer auf Genese, Verbreitung und Standortseigenschaften der Böden in der Pevestorfer Elbtalaue.- Abh. naturwiss. Ver. Hamburg (NF) 25: 41-73.
- MEYER, K.-D. (1983): Zur Anlage der Urstromtäler in Niedersachsen.- Zeitschr. f. Geomorph. N.F. 27 (2): 147-160.
- MIEST, P.-F & W. PAASCHE (1981): Hannoversches Wendland.- 87 S., Hannover.
- MIEST, P.F. (1972): Witterung und Klima im Kreise Lüchow-Dannenberg.-Hannoversches Wendland.- 3. Jahresh. des Heimatkundlichen Arbeitskreises Lüchow-Dannenberg: 127-138.
- MONTENEGRO, H., HOLFELDER T. & B. WAWRA (1999a): Modellierung der Grundwasserdynamik in Flußauen.- Fachtagung Elbe: Dynamik und Interaktion von Fluß und Aue: 160-164, Wittenberge.

- MONTENEGRO, H., HOLFELDER T. & B. WAWRA (1999b): Untersuchung der Wechselwirkung zwischen Oberflächengewässer und Grundwasser in Flußauen.-Auenreport Sonderband 1 (5):27-41.
- MONTENEGRO, H. & T. HOHLFELDER (1997): 1. Tätigkeitsbericht: Untersuchung der Auswirkungen wasserbaulicher Eingriffe auf die Grundwasserdynamik in Flußauen.- unveröffentl. Ber., Techn. Univ. Darmstadt.
- MOOR, M. (1958): Pflanzengesellschaften der schweizerischen Flußauen.- Mitt. Schweiz. Anst. Forstl. Versuchswes. 34: 221-360.
- MOOR, M. (1969): Zonation und Sukzession am Ufer stehender und fließender Gewässer.- Vegetatio 17: 26-32.
- MROTZEK, R., HALDER, M. & W. SCHMIDT (1999): Die Bedeutung von Wildschweinen für die Diasporenausbreitung von Phanerogamen.- Verh. Ges. Ökol. 29: 437-444.
- MÜHLINGHAUS, R. (1991): Konzepte der Raumplanung zur Erhaltung und Entwicklung von Flußauen.- Laufener Seminarbeitrag 7: 143-149.
- MÜLLER, J., ROSENTHAL, G. & H. UCHTMANN (1992): Vegetationsveränderungen und Ökologie nordwestdeutscher Feuchtgrünlandbrachen. - Tuexenia 12: 223-244.
- MÜLLER, N. (1991): Auenvegetation des Lech bei Augsburg und ihre Veränderungen infolge von Flußbaumaßnahmen.- Augsburger Ökol. Schr. 2: 79-108.
- NEUHÄUSL, R., MORAVEC, J. & Z. NEUHÄUSLOVÁ-NOVOTNÁ (1965): Synökologische Studien über Röhrichte, Wiesen und Auenwälder.- Vegetace ČSSR A1: 1-519.
- NEUSCHULZ, F. & H. WILKENS (1992): Die Elbtalaue –Nationalpark in Planung.- Beitr. Akad. Natur- u. Umweltschutz Baden Württenb. 13: 118-123.
- OBERDORFER, E. (1990): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. – 1050 S., Stuttgart.
- OERTEL, G. (1998): Fließgewässerrenaturierung und naturnahe Auenentwicklung an der Wümme.- Schriftenr. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 56: 199-219.
- PASSARGE, H. (1956): Vegetationskundliche Untersuchungen in Wäldern und Gehölzen der Elbaue.- Archiv für Forstwesen 5 (5/6): 339-358.
- PASSARGE, H. (1960): Pflanzengesellschaften der Elbauwiesen unterhalb von Magdeburg zwischen Schartau und Schönhausen.- Abh. u. Ber. f. Naturk. und Vorgesch. 11 (1/2): 19-32.
- PASSARGE, H. (1964): Die Pflanzengesellschaften des nordostdeutschen Flachlandes I.- Pflanzensoziologie 13:1-324.
- PASSARGE, H. (1965): Über einige interessante Stromtalgesellschaften der Elbe unterhalb von Magdeburg.- Abh. u. Ber. f. Naturk. und Vorgesch. 11 (4): 83-93.
- PASSARGE, H. (1985): Phanerophyten-Vegetation der märkischen Oderaue.- Phytocoenologica 13 (4): 505-603.
- PASSARGE, H. (1986): Wiesensaumgesellschaften der märkischen Oderaue.- Gleditschia 14 (2): 355-364.
- PASSARGE, H. (1993): Lianenschleier-, fluviatile und ruderale Staudengesellschaften in planaren Elb- und Oderaue.- Tuexenia 13: 343-371.
- PATZ, G. (1999): Auenregeneration durch Deichrückverlegung.- unveröffentl. Sachstandsbericht 1998 des BMBF-Projektes: Möglichkeiten und Grenzen der

- Auwaldentwicklung am Beispiel von Naturschutzprojekten an der Unteren Mittelbe.-
Wittenberge.
- PATZ, G., KÄTZEL, R. (1998): Wiederbewaldung der Elbtalaue in Brandenburg.- Forst und Holz 53 (3): 16-23.
- PFARR, U. & H.-M. STAEBLER (1998): Redynamisierung von Auestandorten am Oberrhein durch einen umweltverträglichen Hochwasserschutz.- Schriftenr. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 36: 187-197.
- PFROGNER, J. (1973): Grünlandgesellschaften und Grundwasser der Innaue südlich von Rosenheim.- Diss. Bot. 23: 179 S., Berlin.
- PHILIPPI, G. (1985): Das *Eleocharitetum acicularis* im südlichen und mittleren Oberrheingebiet.- Tuexenia 5: 59-72.
- POTT, R. & J. HÜPPE (1991): Die Hudelandschaften Nordwestdeutschlands. – 313 S., Münster.
- POTT, R. & M. SPEIER (1997): Schützenswerte Biotoptypen in aufgelassenen Bodenabbaustellen.- Schriftenr. Deutsch. Geol. Ges. 5: 67-77.
- POTT, R. & R. WITTIG (1985): Die *Lemnetea*-Gesellschaften niederrheinischer Gewässer und deren Veränderung in den letzten Jahren.- Tuexenia 5: 21-30.
- POTT, R. (1981): Ökologie und Indikatorwert von Wasserpflanzengesellschaften.- Mitt. LÖLF 6: 57-64.
- POTT, R. (1983): Die Vegetationsabfolgen unterschiedlicher Gewässertypen Nordwestdeutschlands und ihre Abhängigkeit vom Nährstoffgehalt des Wassers.- Phytocoenologia 11 (3): 407-430.
- POTT, R. (1984): Vegetation naturnaher Fließgewässer und deren Veränderungen nach technischen Ausbau- und Pflegemaßnahmen.-Inform. Natursch. u. Landschaftspfl. 4: 81-108.
- POTT, R. (1990): Grundzüge der Typologie, Genese und Ökologie von Fließgewässern Nordwestdeutschlands. - Natur- u. Landschaftsk. 26: 25-62.
- POTT, R. (1992): Fließgewässer und ihr Lebensraum in geobotanischer Sicht.- Schriften d. Ver. zur Verbreitung naturwiss. Kenntnisse i. Wien 130: 43-88.
- POTT, R. (1993): Farbatlas Waldlandschaften.- 1. Aufl., 224 S., Stuttgart.
- POTT, R. (1995): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands.- 2. Aufl., 622 S., Stuttgart.
- POTT, R. (1996): Biotoptypen – Schützenswerte Lebensräume Deutschlands und angrenzender Regionen.- 1. Aufl., 448 S., Stuttgart.
- POTT, R. (1999): Lüneburger Heide –Wendland und Nationalpark Mittleres Elbtal.- 1. Aufl., 256 S., Stuttgart.
- PREISING, E., VAHLE, H.-C., BRANDES, D., HOFMEISTER, H., TÜXEN, J. & H.E. WEBER (1995): Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens – Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme, einjährige ruderale Pionier-, Tritt- und Ackerwildkraut-Gesellschaften.- Naturschutz Landschaftspfl. Nieders. 20 (6): 1-92, Hannover
- PUFFARTH, O. (1978): Das Deichwesen im Gartower Deich- und Wasserverband.- 178-201, Lüneburg.
- RAUSCHER, I. (1990): Flußbegleitende Wälder des niederösterreichischen Alpenvorlandes.- Verh. Zool.-Bot. Ges. Österr. 127: 185-237.

- REBHAHN, H. (1998): Chancen und Möglichkeiten der Redynamisierung am Oberrhein.-
Schriftenr. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 56: 173-186.
- REDECKER, B. (1999): Stromtalgrünland an der unteren Mittelelbe – Phytozoenosen,
Bestandssituation, Naturschutz.- Elbtalau (Festschrift Prof. Amelung): 111-121,
Lüneburg.
- REICHHOFF, L. (1978): Die Wasser- und Röhrichtgesellschaften des Mittelbegebietes
zwischen Wittenberg und Aken.- Limnologica 11 (2): 409-455.
- REICHHOFF, L. (1991): Das Biosphärenreservat Mittlere Elbe -Steckby-Lödderitzer Forst und
Dessau-Wörlitzer Kulturlandschaft.- Natursch. Land Sachsen-Anhalt 28 (1/2): 1-104.
- REMY, D. (1991): Hydrochemische Untersuchungen im Bereich der Grundwasseroberfläche
in einem überwiegend landwirtschaftlich genutzten Raum im Ostmünsterland. - Verh.
Ges. Ökol. 19 (3): 385-391.
- REMY, D. (1993): Pflanzensoziologische und standortkundliche Untersuchungen an
Fließgewässern Norddeutschlands. - Abh. Westf. Mus. Naturkde. 55 (3): 1-117.
- RIECKEN, U., FINCK, P., KLEIN, M. & E. SCHRÖDER (1998): Überlegungen zu alternativen
Konzepten des Naturschutzes für den Erhalt und die Entwicklung von
Offenlandbiotopen.- Natur und Landschaft 6: 261-270.
- RITZERT, F. & F. NESTMANN (1999): Digitale Geländemodelle der Elbe.- Fachtagung Elbe:
Dynamik und Interaktion von Fluß und Aue: 44-48, Wittenberge.
- RÖDEL, D. (1995): Beitrag zur Vegetation des Emstales bei Fuestrup, nördlich von Münster in
Westfalen.- Schriftenr. Vegetationsk. 27: 317-324.
- ROSENTHAL, G. & J. MÜLLER (1986): Zur initialen Vegetationsentwicklung in einer
Feuchtwiese bei unterschiedlicher Bewirtschaftung. - Verh. Ges. Ökol. 14: 77-82.
- ROSENTHAL, G. (1992): Erhaltung und Regeneration von Feuchtwiesen. - Diss. Bot.182: 283
S. Berlin, Stuttgart.
- ROSENTHAL, G., MÜLLER, J. & H. CORDES (1985): Vegetations- und standortkundliche
Untersuchungen zur Sukzession auf feuchtem Grünland. - Verh. Ges. Ökol. 13: 235-
242.
- RUNGE, F. (1985): 21-, 10- und 8 jährige Dauerquadratuntersuchungen in aufgelassenen
Grünländereien.- Münst. Geogr. Arb. 20: 45-49.
- SACH, W. & J. SCHRAUTZER (1994): Phytomasse- und Nährstoffdynamik sowie floristische
Veränderungen von Knickfuchsschwanz-Flutrasen (*Ranunculo-Alopecuretum
geniculati* Tx. 37) unter extensiver Nutzung. - Flora 189: 37-50.
- SAENGER, N., BORNHÖFT, D. & H.H. JANSSEN (1994): Ökologische Forschung in der
Stromlandschaft Elbe (Elbe-Ökologie) – Aktueller Stand der BMBF-
Fördermaßnahme.- 6.Magdeburger Gewässerschutzseminar: 198-202, Stuttgart.
- SAUCKE, U. ROMMEL, J. & J. BRAUNS (1999): Die Geologie der Elbe.- Fachtagung Elbe:
Dynamik und Interaktion von Fluß und Aue: 55-57, Wittenberge.
- SCHÄFER, W. (1973): Der Oberrhein, sterbende Landschaft ? Zur ökologischen Zonierung
der Auengebiete.- Natur und Museum 103 (5): 137-153.
- SCHEFFER, F. & P. SCHACHTSCHABEL (1992): Lehrbuch der Bodenkunde.- 13. Aufl., 491 S.,
Stuttgart.

- SCHIEFER, J. (1981): Bracheversuche in Baden-Württemberg. - Beih. Veröff. Natursch. Landschaftspfl. Bad.-Württemb. 22. 325 S., Karlsruhe.
- SCHMIDT, B. & H. KLIMACH (1998): Quartärgeologische Kartierung im Rückdeichungsgebiet Lenzen-Wustrow.- Universität Hamburg, Institut für Bodenkunde, unveröffentl. Diplomarbeit, 50 S.
- SCHMIDT, K. R. (1991): Der Lech - Wandel einer Wildflußlandschaft.- Augsburg. Ökol. Schr. 2: 174 S.
- SCHMIDT, W. (1981): Ungestörte und gelenkte Sukzession auf Brachäckern. - Scripta Geobotanica 15: 199 S.
- SCHMIDT, W. (1988): An experimental study of old-field succession in relation to different environmental factors.- Vegetatio 77: 103-114.
- SCHNEIDER, R. (1961): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands 8: 1189-1197, Bad Godesberg.
- SCHNEIDER, U. (1983): Die Eistektonik von Gestern als Wegweiser des Gewässernetzes von Heute – geologischer Exkurs in und um den Hühbeck.- 9. Jahresh. des heimatkundl. Arbeitskreises Lüchow-Dannenberg.
- SCHÖLL, F. & Th. TITTIZER (1998): Elbe, Rhein und Donau im limnologischen Vergleich.-8. Magdeburger Gewässerschutzseminar: 319-324.
- SCHRAUTZER, J. & C. WIEBE (1993) Geobotanische Charakterisierung und Entwicklung des Grünlandes in Schleswig-Holstein.- Phytocoenologia 22 (1): 105-144.
- SCHREIBER, K. & J. SCHIEFER (1985): Vegetations- und Stoffdynamik in Grünlandbrachen – 10 Jahre Bracheversuche in Baden-Württemberg.- Münst. Geogr. Arb. 20: 111-153.
- SCHREIBER, K.F. & J. SCHIEFER (1985): Vegetations- und Stoffdynamik in Grünlandbrachen - 10 Jahre Bracheversuche in Baden-Württemberg. - Münst. Geogr. Arb. 20: 111-153.
- SCHREIBER, K.-F. (1993): Standortsabhängige Entwicklung von Sträuchern und Bäumen im Sukzessionsverlauf von brachgefallenem Grünland in Südwestdeutschland.- Phytocoenologia 23: 539-560.
- SCHREINER, J. (1991): Die Situation der Flußauen in Bayern.- Laufener Seminarbeitrag 7: 17-32.
- SCHWAAR, J. (1976): Feuchtbrachflächen, ihre Vegetationsabfolge und Bodenentwicklung. - Verh. Ges. Ökol.: 297-311.
- SCHWABE, A. & A. KRATOCHWIL (1991): Gewässerbegleitende Neophyten und ihre Bedeutung aus Naturschutz-Sicht unter besonderer Berücksichtigung Südwestdeutschlands.- NNA-Berichte 4 (1): 14-25.
- SCHWABE, A. (1987): Fluß- und bachbegleitende Pflanzengesellschaften und Vegetationskomplexe im Schwarzwald.- Diss. Bot. 102: 368 S., Berlin, Stuttgart.
- SCHWABE, A. (1991): Zur Wiederbesiedlung von Auenwald-Vegetationskomplexen nach Hochwasserereignissen: Bedeutung der Diasporenverdriftung, der generativen und vegetativen Etablierung.- Phytocoenologia 20 (1): 65-94.
- SCHWABE, A., KRATOCHWIL, A. & J. BÄMMERT (1989): Sukzessionsprozesse im aufgelassenen Weidfeld-Gebiet des „Bannwald-Flüh“ (Südschwarzwald) 1976-1988. - Mit einer vergleichenden Betrachtung statistischer Auswertungsmethoden. - Tuexenia 9: 351-370.

- SCHWARTZ, R. (1999): Geologische und pedologische Aspekte der Entwicklung des Elbtals bei Lenzen.- Hamburger Bodenkundliche Arb. 44: 52-64.
- SCHWARTZ, R., GRÖGRÖFT, A. & G. MIEHLICH (1999a): Auswirkungen von Eindeichung und Melioration auf den Wasserhaushalt von Auenböden – aufgezeigt am Beispiel zweier Grünlandstandorte an der unteren Mittelelbe.-Auenreport Sonderband 1 (5): 41-55.
- SCHWARTZ, R., GRÖGRÖFT, A. & G. MIEHLICH (1999b): Die Bedeutung auf den Wasser- und Stoffhaushalt ausgewählter Böden an der Mittelelbe.- UFZ-Bericht Nr.1: Stoffhaushalt von Auenökosystemen der Elbe und ihrer Nebenflüsse:119-112, Magdeburg.
- SCHWARTZE, P., SCHREIBER, K.-F. & A. VOGEL (1990): Einfluß von unterschiedlichem Management auf Vegetation und Standortsfaktoren im Feuchtwiesengebiet „Düsterdieker Niederung“. - Verh. Ges. Ökol. 19 (2): 488-496.
- SEIBERT, P. (1954): Die Pflanzengesellschaften im Naturschutzgebiet „Pupplinger Au“-Landschaftspfl. u. Vegetationsk. 1: 1-79.
- SEIBERT, P. (1963): Bibliographie der Arbeiten über das Zusammenwirken zwischen Pflanzensoziologie, Wasserwirtschaft und Wasserbau.- Excerpta Botanica, Sectio B (Sociologia)5 (2): 81-102.
- SEIBERT, P. (1974): Die Vegetation des Donauriedes.-Ber. d. Naturwiss. Ver. f. Schwaben E.V. 78: 7-30.
- SEIBERT, P. (1975): Veränderungen der Auenv egetation nach Anhebung des Grundwasserspiegels in den Donauauen bei Offingen.- Beitr. Naturk. Forsch.. Südw.-Deutschl. 34: 329-343.
- SEIBERT, P. (1987): Der Eichen-Ulmen-Auwald (*Quercus-Ulmetum* Issl. 24) in Süddeutschland.- Natur u. Landschaft 62: 347-352.
- SIEBEL, H.N. (1998): Floodplain forest restoration: tree seedling establishment and tall herb interference in relation to flooding and shading.- Phd Thesis, University of Nijmegen.
- SIEGRIST, R. (1913): Die Auenwälder der Aare mit besonderer Berücksichtigung ihres genetischen Zusammenhangs mit anderen flußbegleitenden Pflanzengesellschaften.- Jb. Aargauisch. Naturf. Ges. 1913: 182 S.
- SKUPIN, K., SPEETZEN, E. & J.G. ZANDSTRA (1993): Die Eiszeit in Nordwestdeutschland.- 143 S., Krefeld.
- SPÄTH, V. (1988): Zur Hochwassertoleranz von Auenwaldbäumen.- Natur u. Landschaft 63: 312-315.
- SPEIER, M. (1996a): Paleoökologische Aspekte der Entstehung von Grünland in Mitteleuropa.-Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. 8: 199-219.
- SPEIER, M. (1996b): Holozäne Vegetationsentwicklung von mitteleuropäischen Flußlandschaften und deren heutige Vegetation.- 5. Lenzener Gespräche-Möglichkeiten und Grenzen der Landwirtschaft in Naturgroßräumen: 22-43, Rostock.
- SPEIER, M. (1999): Das Ebbegebirge – Vegetationskundliche und paläoökologische Untersuchungen zur Vegetations- und Landschaftsgeschichte des Hochsauerlandes.- Abh. Westf. Museum Münster 61 (4), 175 S.
- THIELEMANN, M. (1907): Die Eisverhältnisse der Elbe und ihrer Nebenflüsse.- Diss. Univ. Halle-Wittenberg, 149 S., Halle.

- THOMAS, P. (1990) Grünlandgesellschaften und Grünlandbrachen in der nordbadischen Rheinaue.- Diss. Bot. 162: 257 S., Berlin, Stuttgart.
- TIEDEMANN, J. (1971): Der Höhbeck und Umgebung – Naturgeographie mit besonderer Berücksichtigung der Böden.- Universität Hamburg Fachbereich Geowissenschaften, unveröffentlichte Diplomarbeit, 176 S.
- TODT, A., STOCKEY, A. & S.-W. BRECKLE (1990): Experimentelle Untersuchungen zum Einfluß von Grundwasser auf verschiedene pflanzenrelevante Bodenparameter.- Verh. Ges. Ökol. 20: 369-373.
- TRAUTMANN, W. & W. LOHMEYER (1960): Gehölzgesellschaften in der Fluß-Aue der mittleren Ems.- Mitt. Flor.-soz. Arbeitsgem. N. F. 8: 227-247.
- TRETER, U. (1973): Zur Ökologie einiger Grünlandgesellschaften.- Mitt. Flor.-soz. Arbeitsgem. N.F. 15/16: 103-108.
- TÜXEN, R. (1954): Das System der nordwestdeutschen Pflanzengesellschaften.- Mitt. Flor.-soz. Arbeitsgem. N. F. 5: 155-176.
- VAHLE, H.-CH. (1990): Armleuchterlagen (*Characeae*) in Niedersachsen und Bremen – Verbreitung, Gefährdung und Schutz.- Inform. d. Naturschutz 10 (5): 85-130.
- VAN DE STEEG, H.M. (1998): Impact of hydrology on floodplain vegetation in the lower Rhine system: Implications for nature conservation and nature development.- New concepts for sustainable management of river basins: 131-144, Backhuys.
- VERBÜCHELN, G. (1990): Die Vegetation des Altrheingebietes bei Düsseldorf-Urdenbach (Niederrhein).- Decheniana 143: 1-62.
- VÖGE, M. (1994): Tauchbeobachtungen in Siedlungsgewässern von *Elodea nutalli*.- Tuexenia 14: 335-342.
- VOLK, H. (1994): Wie naturnah sind die Auewälder am Oberrhein? Anthropogene Einflüsse seit 1800 im Hinblick auf den heutigen Zustand.- Natursch. und Landschaftspfl. 26: 25-31.
- VOLK, H. (1999): Grundlagen und Erfahrungen bei der Renaturierung von Rheinauenwäldern.- Forst u. Holz 16: 494-500.
- VOLLRATH, H. (1965): Das Vegetationsgefüge der Itzaue als Ausdruck hydrologischen und sedimentologischen Geschehens.- Landschaftspfl. u. Vegetationsk. 4: 1-121.
- WALTHER, K. (1950): Die Vegetation des mittleren Weser- und Elbtales. - Mitt. d. Flor.-soz. Arbeitsgem. N. F. 2: 210-212.
- WALTHER, K. (1973): Die Vegetation der Flußniederung um den Höhbeck.- Hannoversches Wendland, 4. Jahresh. Heimatkundl. Arbeitskr. Lüchow-Dannenberg : 31-38.
- WALTHER, K. (1977a): Die Flußniederung von Elbe und Seege bei Gartow (Kr. Lüchow-Dannenberg).- Abh. naturwiss. Ver. Hamburg N.F. 20: 1-123.
- WALTHER, K. (1977b): Die Vegetation der Gemeindewiese Fuhlkarren bei Meetschow (Kr. Lüchow-Dannenberg).- Mitt. d. Flor.-Soz. Arbeitsgem. N.F. 19/20: 253-268.
- WALTHER, K. (1983): Bemerkenswerte Pflanzengesellschaften um Gorleben (Kreis Lüchow-Dannenberg).- Abh. Naturwiss. Ver. Hamburg 25: 187-212.
- WALTHER, K. (1987): Die natürliche und naturnahe Vegetation der Landschaften um Gorleben (Kreis Lüchow-Dannenberg, Niedersachsen) und ihre Gefährdung.- Tuexenia: 7: 303-328.

- WATTENDORF, J. (1964): Über Hartholzauenwälder im nordwestlichen Münsterland (Kreis Steinfurt/Westfalen).- Abh. Landesmus. Naturk. Westf. 26: 2-33.
- WEBER, H. E. (1999): *Rhamno-Prunetea*.- Synopsis der Pflanzengesellschaften 5.- 108 S., Göttingen.
- WENDELBERGER, G. (1973): Überschwemmte Hartholzauen ?.- Vegetatio 28: 153-281.
- WENDELBERGER-ZELINKA, E. (1952): Die Vegetation der Donauauen bei Wallsee.- Schr. Oberösterreich. Landesbaudirektion 11, 196 S, Linz.
- WIEGLEB, G. (1991): Die Lebens- und Wuchsformen der makrophytischen Wasserpflanzen und deren Beziehung zur Ökologie, Verbreitung und Vergesellschaftung der Arten.- Tuexenia 11: 135-147.
- WILKENS, H., MÜLLER, S. & J. KALZ-KAPROLAT (2000): Endbericht Teilprojekt Zoologie: Möglichkeiten und Grenzen der Auenregeneration und Auenwaldentwicklung am Beispiel von Naturschutzprojekten an der Unteren Mittelbe (Brandenburg).- unveröffentl. Ber., 177 S., Rühstädt
- WILMANS, O. & A. BOGENRIEDER (1987): Zur Nachweisbarkeit und Interpretation von Vegetationsveränderungen. - Verh. Ges. Ökol. 16: 35-44.
- WIRTH, V. (1980): Flechtenflora.- 552 S., Stuttgart.
- WISSKIRCHEN, R. (1995): Verbreitung und Ökologie von Flußufer-Pioniergesellschaften (*Chenopodium rubri*) im mittleren und westlichen Europa.-Diss. Bot. 236: 376 S.
- WÖLDECKE, K. (1990): Pilzflora von Magerweiden und Trockenrasengesellschaften.- Inform. d. Natursch. Nieders. 10 (4): 57-83.
- WOLDSTEDT, P. (1974): Norddeutschland und angrenzende Gebiete im Eiszeitalter. 500 S. Stuttgart.
- WOLF G., H. WIECHMANN & K. FORTH (1984): Vegetationsentwicklung in aufgegebenen Feuchtwiesen und Auswirkungen von Pflegemaßnahmen auf Pflanzenbestand und Boden. - Natur u. Landschaft 59 (7/8): 316-322.
- ZAHLHEIMER, W. A. (1979): Vegetationsstudien in den Donauauen zwischen Regensburg und Straubing als Grundlage für den Naturschutz.- Hoppea 38: 1-398.
- ZENTRALSTELLE FÜR DIE FLORISTISCHE KARTIERUNG DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND (Hrsg) (1993): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland. - Floristische Rundbriefe 3: 478 S. Göttingen.

12 Anhang

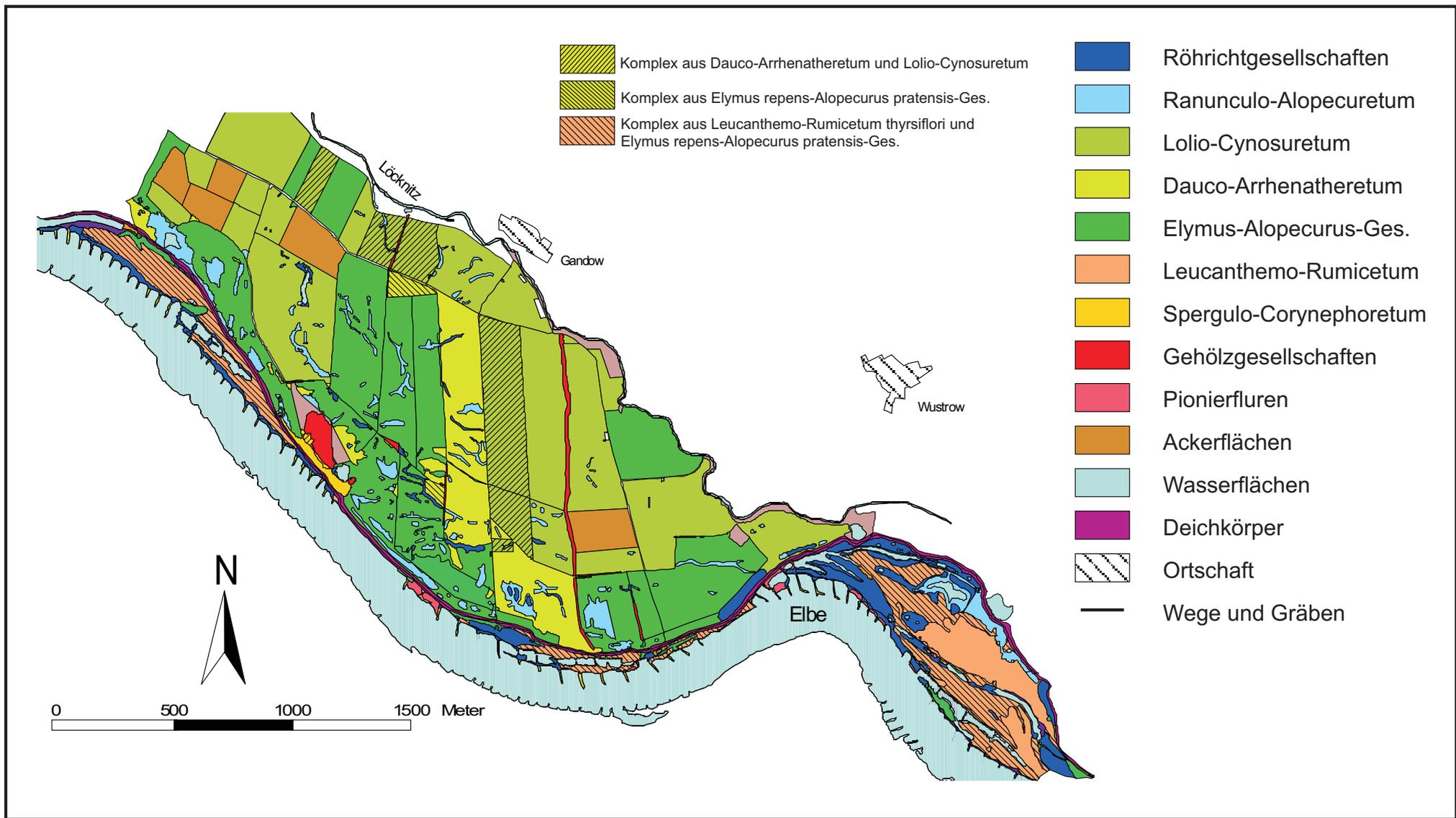


Abb. A1: Karte der aktuellen Vegetation des potentiellen Rückdeichungsgebietes Lenzen-Wustrow

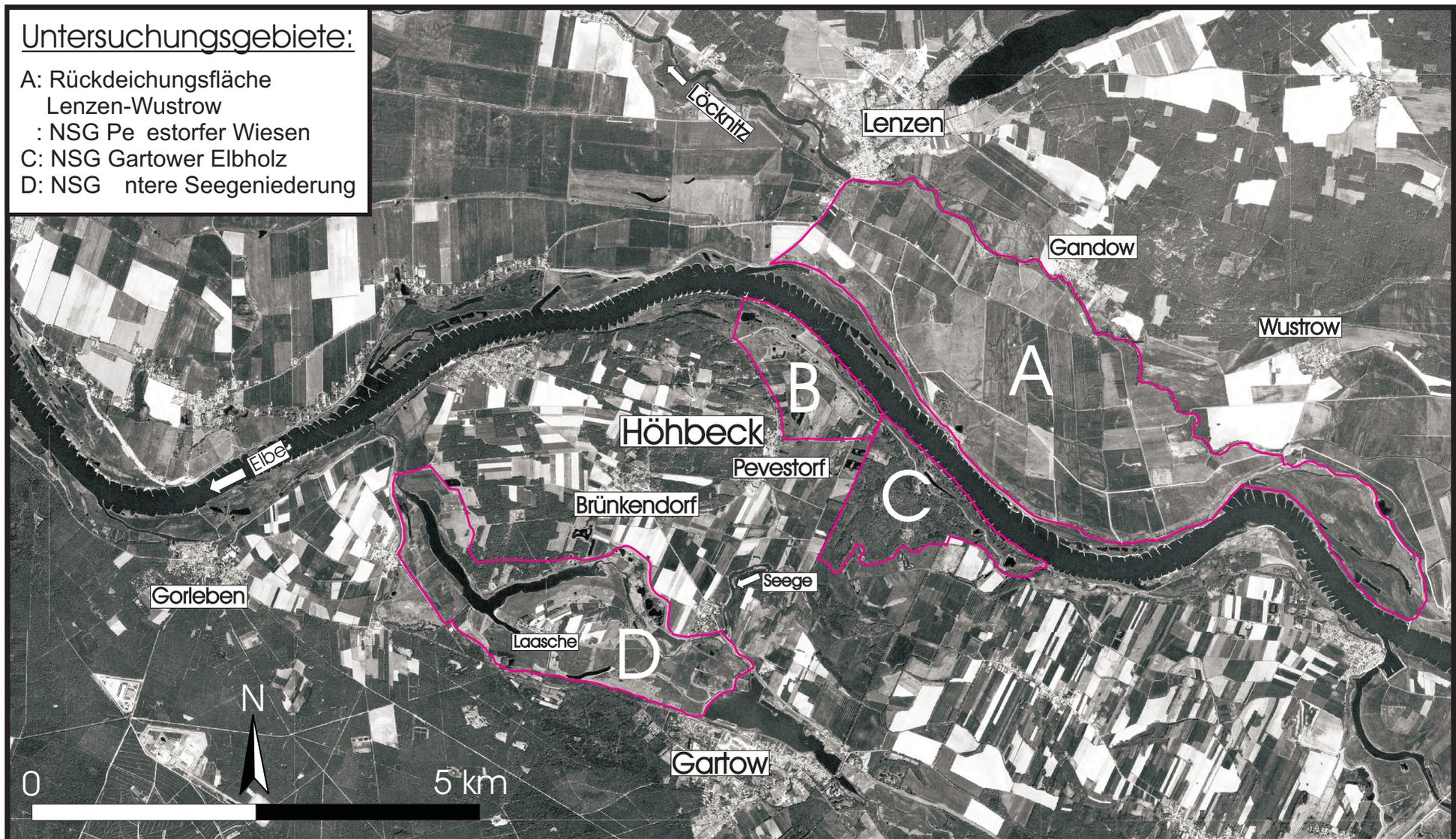


Abb. A : Lage und Abgrenzung der Untersuchungsflächen



Abb. A : bersicht über die Dauerbeobachtungsflächen im untersuchungsgebiet

Tab. A3: *Scirpo-Phragmitetum*

laufende Nummer:	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Ort:	U	U	U	U	U	U	U	U	U	U
Gesamtdeckung [%]:	85	100	90	80	80	85	100	95	100	90
Artenanzahl:	6	6	6	6	8	14	5	10	7	3
AC:										
<i>Phragmites australis</i>	4	4	5	5	4	5	5	5	5	5
KC Phragmitetea:										
<i>Phalaris arundinacea</i>	2	.	2	2	2	1	.	1	.	.
<i>Galium palustre</i>	+	+	.	.	.	+
<i>Iris pseudacorus</i>	+	.	.	.	+
<i>Carex acuta</i>	1	+	.
<i>Mentha aquatica agg.</i>	+	.
<i>Glyceria fluitans</i>	1
<i>Oenanthe aquatica</i>	+
<i>Rorippa amphibia</i>	+
<i>Poa palustris</i>	+
<i>Glyceria maxima</i>	2
Begleiter:										
<i>Urtica dioica</i>	.	.	2	3	2	1	1	+	+	.
<i>Solanum dulcamara</i>	1	.	1	+	+	.
<i>Symphytum officinale</i>	.	+	.	.	+	1	1	.	.	.
<i>Chenopodium album</i>	.	.	.	2	.	1	.	2	.	.
<i>Bidens tripartita</i>	.	.	+	+	+	.
<i>Agrostis stolonifera</i>	.	2	2	.	.	+
<i>Matricaria maritima</i>	.	.	.	+	.	.	.	+	.	.
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	+	.	+	.	.
<i>Stachys palustris</i>	+	1
<i>Rorippa palustris</i>	2	2	.
<i>Glechoma hederacea</i>	.	+	.	.	1
<i>Deschampsia cespitosa</i>	.	1
<i>Lysimachia vulgaris</i>	1	.	.	.
<i>Elymus repens</i>	.	2
<i>Equisetum arvense</i>	2	.	.	.
<i>Erysimum cheiranthoides</i>	.	.	.	+
<i>Bidens frondosa</i>	1
<i>Leonurus marrubiastrum</i>	+	.	.
<i>Calystegia sepium</i>	1

Tab. A5: *Sparganietum erecti*

laufende Nummer:	1	2	3	4	5
Ort:	U	U	P	U	P
Gesamtdeckung [%]:	50	70	95	100	100
Artenanzahl:	4	5	6	3	5
AC:					
<i>Sparganium erectum</i>	3	4	5	5	4
KC Phragmitetea:					
<i>Iris pseudacorus</i>	+	.	1	+	.
<i>Glyceria maxima</i>	1	+	+	.	.
<i>Phalaris arundinacea</i>	+
Begleiter:					
<i>Erysimum cheiranthoides</i>	.	1	+	.	+
<i>Agrostis stolonifera</i>	.	+	.	1	+
<i>Lemna minor</i>	1	.	1	.	.
<i>Bidens tripartita</i>	.	.	+	.	+
<i>Polygonum persicaria</i>	.	+	.	.	.

Tab. A6: *Oenanthro-Rorippetum amphibiae*

laufende Nummer:	1	2	3	4	5
Ort:	U	U	P	U	U
Gesamtdeckung [%]:	50	70	50	75	50
Artenanzahl:	5	5	5	6	5
AC:					
<i>Oenanthe aquatica</i>	3	4	3	4	3
KC Phragmitetea:					
<i>Glyceria maxima</i>	.	.	+	+	1
<i>Sparganium erectum</i>	.	.	.	+	+
<i>Iris pseudacorus</i>	.	1	.	+	.
<i>Phalaris arundinacea</i>	+
Begleiter:					
<i>Agrostis stolonifera</i>	1	.	.	+	+
<i>Ranunculus peltatus</i>	1	1	+	.	.
<i>Glyceria fluitans</i>	.	1	+	.	.
<i>Bidens tripartita</i>	.	.	.	1	+
<i>Lemna minor</i>	.	+	+	.	.
<i>Polygonum amphibium</i>	1

Tab. A7: *Caricetum ripariae*

laufende Nummer:	1	2	3	4	5
Ort:	U	U	P	E	E
Gesamtdeckung [%]:	75	100	100	80	100
Artenanzahl:	3	3	2	3	2
AC:					
<i>Carex riparia</i>	4	5	5	4	5
KC Phragmitetea:					
<i>Carex acuta</i>	1	.	.	1	.
<i>Rorippa amphibia</i>	.	+	.	.	.
Begleiter:					
<i>Myosotis palustris agg.</i>	.	.	+	+	.
<i>Bidens frondosa</i>	.	+	.	.	.
<i>Stachys palustris</i>	+
<i>Solanum dulcamara</i>	+

Tab. A 13: *Leucanthemo-Rumicetum thyrsoflori*
 Nr. 1-4: Subass. von *Vicia lathyroides*
 Nr. 5-9: Typische Subassoziation

laufende Nummer:	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Ort:	U	U	U	U	U	U	U	U	U
Gesamtdeckung [%]:	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Artenanzahl:	17	18	18	20	19	20	15	17	15
AC.:									
<i>Rumex thyrsoflorus</i>	2	1	1	2	2	2	1	1	1
Subass. von:									
<i>Vicia lathyroides</i>	1	+	1	+
<i>Cerastium arvense</i>	2	2	2	
<i>Hypochoeris radicata</i>	+	+	1	+
VC Cynosurion:									
<i>Leontodon autumnalis</i>	1	1	1	+	1		1	1	1
<i>Trifolium repens</i>		+		1	3	2	+		1
VC Arrhenatherion:									
<i>Trifolium dubium</i>	2	.	1	2	2	1	3	4	2
KC Molinio-Arrhenatheretea:									
<i>Alopecurus pratensis</i>	1	1	1	1	2	2	1	1	1
<i>Achillea millefolium agg.</i>	1	1	1	+	1	1	1	1	1
<i>Poa pratensis</i>	2	+	2	.	1	+	1	1	1
<i>Cerastium holosteoides</i>	.	.	.	1	2	2	1	1	1
<i>Plantago lanceolata</i>	.	+		1	+	+		+	.
<i>Trifolium pratense</i>	.	.	+	1
<i>Festuca pratensis</i>	.	.	.	1
<i>Rumex acetosa</i>	+
Begleiter:									
<i>Erophila verna</i>	2	2	2	2	2	2	2	2	2
<i>Taraxacum officinale agg.</i>	1	1	1	.	1	1	1	1	1
<i>Agrostis capillaris</i>	4	4	3	3	.	2	3	2	3
<i>Veronica arvensis</i>	2	2	2	2	1	2	1	2	1
<i>Cerastium glomeratum</i>	2	2	2	2	.	2	2	2	2
<i>Bromus hordeaceus</i>	2	2	2	2	2	2	.	.	.
<i>Myosotis stricta</i>	+	.	+	2	+	1	1	1	.
<i>Vicia tetrasperma</i>	.	.	.	1	1	1	1	1	1
<i>Elymus repens</i>	2	2	1	.	1	1	.	.	.
<i>Galium verum</i>	.	.	.	1	.	+	.	1	.
<i>Poa trivialis</i>	1	+	.	.	.
<i>Stellaria graminea</i>	2		.	.	.
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	.	+	.	.	+	+	.	1	.

Tab. A17: *Salicetum triandro-viminalis*

laufende Nummer:	1	2	3	4	5
Ort:	L	L	L	P	P
Aufnahmefläche [m²]:	10	15	15	25	15
Gesamtdeckung [%]:	100	100	80	100	100
Strauchschicht [%]:	80	90	70	80	70
Krautschicht [%]:	20	10	10	10	30
Höhe Strauchschicht [m]:	4	4	5	5	5
Höhe Krautschicht [cm]:	40	40	40	40	40
Artenanzahl:	8	6	7	8	10
<u>Strauchschicht:</u>					
<i>Salix viminalis</i> (AC)	.	.	.	4	4
<i>Salix triandra</i> (AC)	4	4	3	1	.
<i>Salix fragilis</i> juv.	.	.	1	.	.
<u>Krautschicht:</u>					
<i>Phalaris arundinacea</i>	1	+	1	1	1
<i>Urtica dioica</i>	1	1	+	1	+
<i>Agrostis stolonifera</i>	1	+	+	+	.
<i>Carex gracilis</i>	+	.	+	.	.
<i>Agropyron repens</i>	.	+	.	+	.
<i>Glechoma hederacea</i>	+	+	.	.	.
<i>Atriplex hastata</i>	.	.	.	+	+
<i>Tripleurospermum inodorum</i>	+
<i>Coryza canadensis</i>	+
<i>Erysimum cheiranthoides</i>	1
<i>Xanthium albinum</i>	2
<i>Polygonum lapathifolium</i> agg.	+
<i>Rorippa sylvestris</i>	+
<i>Tanacetum vulgare</i>	.	.	.	+	.
<i>Populus nigra</i> -Hybriden	+
<i>Ranunculus repens</i>	1
<i>Symphytum officinale</i>	.	.	1	.	.
<i>Lysimachia vulgaris</i>	.	1	.	.	.
<i>Galium aparine</i>	+

Tab. A18: *Frangulo-Salicetum cinerea*

laufende Nummer:	1	2	3	4	5
Ort:	E	E	E	E	E
Aufnahmefläche [m²]:	40	80	40	40	30
Gesamtdeckung [%]:	95	100	100	100	100
Strauchschicht [%]:	95	100	100	100	100
Krautschicht [%]:	5	5	5	5	5
Höhe Strauchschicht [m]:	4	1-5	1-5	4	3
Höhe Krautschicht [cm]:	40	70	40	50	40
Artenanzahl:	5	8	6	7	5
<u>Strauchschicht:</u>					
<i>Salix cinerea</i> (D)	5	5	5	5	5
<u>Krautschicht:</u>					
<i>Lysimachia vulgaris</i>	1	1	+	.	1
<i>Iris pseudacorus</i>	+	+	+	.	+
<i>Carex acuta</i>	1	+	1	.	1
<i>Solanum dulcamara</i>	1	.	+	+	.
<i>Symphytum officinale</i>	.	+	.	.	+
<i>Galium palustre</i>	.	+	+	.	.
<i>Deschampsia cespitosa</i>	.	.	.	+	.
<i>Lycopus europaeus</i>	.	+	.	.	.
<i>Phragmites australis</i>	.	.	.	+	.
<i>Phalaris arundinacea</i>	.	.	.	1	.
<i>Sonchus oleraceus</i>	.	1	.	.	.
<i>Urtica dioica</i>	.	.	.	1	.
<i>Circaea lutetiana</i>	.	.	.	+	.

Tab. A19: *Salicetum albae*

laufende Nummer:	1	2	3	4	5	6	7	8
Ort:	P	P	C	C	C	C	C	C
Aufnahmefläche [m²]:	40	200	200	80	400	200	200	200
Gesamtdeckung [%]:	95	70	80	80	90	100	45	80
Baumschicht [%]:	95	70	40	60	70	60	40	.
Strauchschicht [%]:	.	.	20	80
Krautschicht [%]:	10	5	70	20	50	100	5	5
Höhe Baumschicht [m]:	15	20	10	10	10	15	10	.
Höhe Strauchschicht [m]:	.	.	1-5	4
Höhe Krautschicht [cm]:	50	40	85	40	50	70	30	80
Artenanzahl:	19	23	31	24	26	25	22	15
<u>Baumschicht:</u>								
<i>Salix alba</i> (AC)	4	2	2	3	5	3	3	.
<i>Populus nigra</i> -Hybride (D)	1	3	2	.	.	2	.	.
<i>Salix fragilis</i>	2
<i>Salix triandra</i>	.	.	.	2
<i>Ulmus laevis</i>	.	2
<u>Strauchschicht:</u>								
<i>Salix viminalis</i>	.	.	2	+
<i>Salix alba</i> juv.	5
<i>Salix fragilis</i> juv.	.	.	1
<u>Krautschicht:</u>								
<i>Tripleurospermum perforatum</i>	+	+	+	+	+	1	+	+
<i>Plantago major</i> ssp. <i>intermedia</i>	+	+	2	2	2	1	+	+
<i>Agrostis stolonifera</i>	1	1	+	+	2	1	+	.
<i>Coryza canadensis</i>	+	1	.	+	+	+	1	+
<i>Erysimum cheiranthoides</i>	.	+	2	1	1	1	1	1
<i>Phalaris arundinacea</i>	+	+	1	.	1	1	+	1
<i>Artemisia annua</i>	1	+	1	1	1	2	+	.
<i>Bidens frondosa</i>	1	.	1	1	2	1	1	+
<i>Leonurus marrubiastrum</i>	.	.	1	2	1	1	+	+
<i>Solanum dulcamara</i>	+	.	2	2	2	3	1	.
<i>Chenopodium rubrum</i>	1	.	1	1	+	+	+	.
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	+	+	+	.	.	.	+	+
<i>Urtica dioica</i>	+	.	2	1	1	3	.	.
<i>Chenopodium polyspermum</i>	.	.	+	1	.	2	1	+
<i>Chenopodium album</i>	+	.	+	+	.	+	+	.
<i>Cirsium arvense</i>	.	.	+	+	+	+	.	+
<i>Xanthium albinum</i>	.	.	+	+	+	+	+	.
<i>Polygonum lapathifolium</i> agg.	.	+	1	1	2	1	.	.
<i>Rorippa sylvestris</i>	.	.	+	+	+	.	.	1
<i>Tanacetum vulgare</i>	.	+	+	+	.	.	+	.
<i>Artemisia vulgaris</i>	.	+	+	+	.	+	.	.
<i>Sonchus oleraceus</i>	.	.	+	.	1	+	+	.
<i>Rumex obtusifolius</i>	+	.	.	.	+	.	+	.
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	.	.	1	.	.	1	+	.
<i>Poa palustris</i>	.	.	+	.	+	1	.	.
<i>Poa trivialis</i>	1	+
<i>Stellaria media</i> ssp. <i>media</i>	.	1	.	.	+	.	.	.
<i>Carex acuta</i>	.	.	1	1
<i>Atriplex hastata</i>	+	.	+	.
<i>Ranunculus repens</i>	+	+	.	.
<i>Rumex palustris</i>	.	.	+	.	+	.	.	.
<i>Ulmus laevis</i> juv.	+
<i>Impatiens parviflora</i>	.	1
<i>Quercus robur</i> juv.	+	.
<i>Stachys palustris</i>	+	.	.	.
<i>Poa pratensis</i>	.	+
<i>Inula britannica</i>	.	+
<i>Elymus repens</i>	.	+
<i>Glechoma hederacea</i>	+	.	.	.
<i>Arctium lappa</i>	.	+
<i>Lactuca serriola</i>	.	+
<i>Galium palustre</i>	.	.	+
<i>Calamagrostis epigejos</i>	.	1
<i>Populus nigra</i> -Hybriden	+
<i>Stellaria aquatica</i>	1	.	.
<i>Chenopodium glaucum</i>	+
<i>Rumex maritimus</i>	+
<i>Polygonum hydropiper</i>	.	.	2
<i>Pulicaria vulgaris</i>	.	.	.	+
<i>Rorippa palustris</i>	.	.	.	+

Tab. A21: *Quercus-Ulmetum minoris*

Nr. 1-8: Subassoziation von *Galium aparine*
 Nr. 9-23: Typische Subassoziation
 Nr. 18-23: Fazies von *Carex brizoides*

laufende Nummer:	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
Ort:	P	P	P	P	P	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E
Aufnahmefläche [m²]:	400	300	400	400	300	400	400	600	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400
Gesamtdeckung [%]:	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	90	95	100	100	100	100	100
Baumschicht [%]:	80	90	80	80	70	90	95	95	50	90	60	90	50	60	80	70	80	70	70	95	70	80	80
Stauchschicht [%]:	10	5	30	5	10	15	5	5	70	50	40	50	70	70	20	30	50	30	70	5	5	5	10
Krautschicht [%]:	95	90	95	100	95	90	50	30	10	30	90	40	50	70	50	40	40	100	70	90	100	100	90
Höhe Baumschicht [m]:	22	24	24	20	20	15	25	30	25	22	24	20	25	20	20	30	20	25	20	20	20	20	24
Höhe Strauchschicht [m]:	1-5	1-5	1-5	1-5	1-5	1-3	1	1-5	5	3-5	1-4	4	4	1-5	1-4	1-10	1-10	1-5	1-5	3	3	1-5	1-5
Höhe Krautschicht [cm]:	35	30	40	45	40	50	30	30	20	20	60	50	50	60	40	30	40	40	30	40	50	50	50
Artenanzahl:	26	25	20	21	31	26	23	25	23	23	18	23	22	21	24	24	26	15	17	14	13	8	17
Baumschicht:																							
<i>Quercus robur</i> (D)	3	3	3	3	3	5	3	3	4	5	.	5	4	4	3	3	5	4	2	3	3	4	4
<i>Ulmus laevis</i> (D)	3	3	3	3	3	.	.	2	.	2	3	2	.	.	.	2	.	.	.
<i>Ulmus minor</i> (AC)	.	2	.	.	2	2	2
<i>Fraxinus excelsior</i>	2	.	.	.	3	2	.	.	3	3	2	.
<i>Carpinus betulus</i>	2	2	.	.	.	2	.	.	2	3	.	.	.
<i>Acer campestre</i>	2	2	.	2
<i>Fagus sylvatica</i>	3	3
<i>Salix alba</i>	2
<i>Alnus glutinosa</i>	2
<i>Acer pseudoplatanus</i>	1
<i>Tilia cordata</i>	2
Stauchschicht:																							
<i>Crataegus laevigata</i>	.	.	2	1	3	3	2	2	3	1	2	1	2	2	2	1	1	.	2
<i>Cornus sanguinea</i>	1	.	1	.	.	1	.	.	2	2	+	2	2	2	1	1	2	.	2
<i>Ulmus laevis</i> juv.	2	1	2	1	2	1	.	.	1	.	2	2	.	2	1	2
<i>Crataegus monogyna</i>	2	2	1	1	.	2	.	.	2	.	.	2	2	.	2	.	.	.	3	.	1	1	.
<i>Fraxinus excelsior</i> juv.	1	.	.	.	1	3	2	.	2	2	.	2	2	2
<i>Ulmus minor</i>	.	.	1	.	.	1	.	.	.	1	.	+	+	+
<i>Euonymus europaea</i>	1	+	.	1	1
<i>Sambucus nigra</i>	+	1	+
<i>Carpinus betulus</i> juv.	2	2	.	+
<i>Rosa canina</i>	.	.	.	1	+	1
<i>Rubus caesius</i>	.	.	1	.	.	.	2
<i>Frangula alnus</i>	1	.	.	.	1
<i>Viburnum opulus</i>	1	+	.	.	.
<i>Sorbus aucuparia</i>	1
<i>Acer campestre</i> juv.	1
<i>Tilia cordata</i> juv.	1
<i>Ribes rubrum</i> agg.	.	.	2
<i>Prunus spinosa</i>	2
<i>Rhamnus catharticus</i>	1
Krautschicht:																							
Subassoziation von:																							
<i>Galium aparine</i>	2	2	2	2	2	+	1	2	.	.	+	.	.	.	+	+	+	.	.
<i>Alliaria petiolata</i>	2	1	.	1	1	1	1	.	.	1
<i>Ranunculus ficaria</i>	2	2	2	3	2	.	+	1	1
<i>Poa trivialis</i>	.	2	.	+	+	+	1	1
<i>Stellaria media</i> ssp. <i>neglecta</i>	2	.	1	1	+	.	.	+
<i>Chaerophyllum temulum</i>	3	2	.	2	2	.	.	1
<i>Veronica hederifolia</i> ssp. <i>lucorum</i>	1	1	1	1	.	.	.	+
Fazies von:																							
<i>Carex brizoides</i>	1	1	.	.	2	.	.	+	.	.	.	5	4	4	5	5	4
VC Alnion incanae:																							
<i>Festuca gigantea</i>	1	1	1	1	1	+	.	.	1	1	1	2	+	1	+	1	+	+
<i>Rumex sanguineus</i>	1	+	.	+	+	+	+	.	.	+	.	.	.	1	.	+
<i>Ulmus laevis</i> juv.	1	+	.	.	.	+	.	+	.	.	2	2	.	1	1	.	+
<i>Stachys sylvatica</i>	1	+	.	.	+	+	1	1	.	.	.	1	1	+
<i>Gagea lutea</i>	1	1
<i>Ribes rubrum</i> agg.	.	+	1
<i>Allium scorodoprasum</i>	+
KC Quercus-Fagetea:																							
<i>Fraxinus excelsior</i> juv.	1	2	1	2	+	.	1	.	.	+	.	1
<i>Carex sylvatica</i>	+	.	.	+	1	1	.	.	1
<i>Moehringia trinervia</i>	1	1	1	1	+	1
<i>Quercus robur</i> juv.	+	.	+	+	.	1	.	+	.	1
<i>Viola reichenbachiana</i>	+	.	.	+	.	+	.	.	.	+	.	+
<i>Acer campestre</i> juv.	1	1	+	1	+
<i>Acer pseudoplatanus</i> juv.	1	+
<i>Poa nemoralis</i>	1	1	1
<i>Tilia cordata</i> juv.	+	1	+

Tab. A22: *Alnus glutinosa*-Bestände

laufende Nummer:	1	2	3	4	5
Ort:	L	L	L	L	L
Aufnahmefläche [m ²]:	400	400	400	400	400
Gesamtdeckung [%]:	90	100	95	100	95
Baumschicht [%]:	40	40	80	70	70
Stauchschicht [%]:	10	10	50	.	5
Krautschicht [%]:	50	90	<5	90	80
Höhe Baumschicht [m]:	15	25	15	10	15
Höhe Strauchschicht [m]:	2-4	1-7	1-5	.	1-4
Höhe Krautschicht [cm]:	30	80	30	60	30
Artenanzahl:	20	19	14	11	21
Baumschicht:					
<i>Alnus glutinosa</i> (D)	3	3	5	4	5
<i>Salix alba</i>	.	2	.	.	.
<i>Populus nigra-Hybride</i>	.	2	.	.	.
<i>Betula pendula</i>	1
Stauchschicht:					
<i>Sambucus nigra</i>	2	2	.	.	2
<i>Frangula alnus</i>	1	1	1	.	.
<i>Sorbus aucuparia</i>	1	.	1	.	.
<i>Betula pendula</i>	1
<i>Prunus serotina</i> juv.	1
<i>Rubus caesius</i>	.	.	3	.	.
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	.	.	1	.	.
<i>Quercus robur</i> juv.	.	.	+	.	.
<i>Alnus glutinosa</i> juv.	.	.	3	.	.
Krautschicht:					
<i>Holcus lanatus</i>	2	2	+	2	1
<i>Galium aparine</i>	2	3	+	2	2
<i>Juncus effusus</i>	1	1	.	+	.
<i>Arrhenatherum elatius</i>	2	.	1	.	1
<i>Solanum dulcamara</i>	1	.	+	+	.
<i>Dryopteris carthusiana</i>	1	.	+	.	1
<i>Phalaris arundinacea</i>	1	2	.	1	.
<i>Stellaria media</i> ssp. <i>media</i>	1	1	.	.	2
<i>Urtica dioica</i>	2	1	+	.	.
<i>Quercus robur</i> juv.	+	.	.	+	1
<i>Equisetum arvense</i>	+	.	.	+	.
<i>Sambucus nigra</i> juv.	.	1	.	.	1
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	.	+	.	.	+
<i>Poa trivialis</i>	.	1	.	1	.
<i>Rubus fruticosus</i> agg. juv.	2	.	.	.	2
<i>Ribes rubrum</i> agg.	+	.	.	.	+
<i>Moehringia trinervia</i>	.	1	.	.	1
<i>Lysimachia nummularia</i>	.	+	.	.	.
<i>Alopecurus pratensis</i>	.	.	.	5	.
<i>Rumex acetosa</i>	+
<i>Dryopteris dilatata</i>	+
<i>Elymus repens</i>	.	.	1	.	.
<i>Cirsium arvense</i>	.	+	.	.	.
<i>Galeopsis tetrahit</i>	.	.	.	1	.
<i>Rubus caesius</i> juv.	.	2	.	.	.
<i>Carex vulpina</i>	+
<i>Cirsium vulgare</i>	.	1	.	.	.
<i>Glechoma hederacea</i>	2
<i>Dryopteris filix-mas</i>	1
<i>Stachys sylvatica</i>	+
<i>Geum urbanum</i>	+
Moose:					
<i>Brachythecium rutabulum</i>	1

<i>Arrhenatherum elatius</i>	1	1	3	3
<i>Epilobium angustifolium</i>	2	.	.	.	2	.	.	+	.	.	.	+	.	.
<i>Rumex acetosella</i>	2	+	+	.	.
<i>Rubus caesius juv.</i>	.	.	.	+	1	.	.	.	+
<i>Stellaria media ssp. media</i>	1	.	1	1
<i>Urtica dioica</i>	1	.	.	.	1	.	1
<i>Geranium robertianum</i>	1	1	.	.	.	+	.
<i>Holcus lanatus</i>	2	.	+	.	+
<i>Frangula alnus juv.</i>	+	.	.	+	+	.
<i>Rosa canina juv.</i>	1	.	.	+	.	.	.
<i>Rumex acetosa</i>	+	.	.	+	.	.	.
<i>Calamagrostis epigejos</i>	2	1	.	.
<i>Sambucus nigra juv.</i>	+	.	.	.	+	.	.	.
<i>Solanum dulcamara</i>	+	.	.	1
<i>Prunus serotina juv.</i>	+	.	1
<i>Tanacetum vulgare</i>	+	.	.	.	+
<i>Festuca tenuifolia</i>	+	.	.	.	2
<i>Taraxacum officinale agg.</i>	+	.	.	+
<i>Lonicera periclymenum juv.</i>	.	.	+
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	1
<i>Agostis capillaris</i>	1
<i>Ribes uva-crispa juv.</i>	+	.
<i>Veronica chamaedrys</i>	1
<i>Dactylis glomerata</i>	1
<i>Pinus sylvestris juv.</i>	1
<i>Cirsium arvense</i>	+
<i>Cirsium vulgare</i>	+
<i>Glechoma hederacea</i>	1
<i>Linaria vulgaris</i>	+
<i>Cerastium arvense</i>	+	.	.
<i>Elymus repens</i>	2
<i>Plantago major</i>	+
<i>Potentilla reptans</i>	+
<i>Achillea millefolium agg.</i>	+
<i>Galium album</i>	1
<i>Polypodium vulgare</i>	1
Moosschicht:														
<i>Brachythecium rutabulum</i>	1	1	1	1	2	2	2	2	.	.	.	2	1	1
<i>Scleropodium purum</i>	.	1	1	1	1	2	2	2	.	.	5	3	3	2
<i>Eurynchium praelongum</i>	.	.	1	1	2	2	1
<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i>	.	+	.	.	2	2	+	1	.	.
<i>Polytrichum formosum</i>	1	.	1	.
<i>Thuidium tamariscinum</i>	1
<i>Pohlia nutans</i>	1
<i>Plagiothecium spec.</i>	1
<i>Lophocolea bidentata</i>	+	.	.
<i>Hylocomium splendens</i>	+	.	.

Tab. A24: Vegetationsentwicklung eines Bestandes vom Typ des *Phalaridetum arundinaceae* (Dauerbeobachtungsfläche Nr. 7).

Geographische Lage:	N 53°03.16.7 E 011°33.31.3		
Höhe in m üNN:	17,39		
Bearbeitungsjahr:	1997	1998	1999
Artenanzahl:	19	10	4
Anzahl gemeinsamer Arten.*	-	10	4
Ähnlichkeitswert [%]:	100	78	62
Gesamtdeckung [%]:	100	100	100
AC:			
<i>Phalaris arundinacea</i>	9	10	10
KC/OC Phragmitetea:			
<i>Poa palustris</i>	1	a2	.
<i>Galium palustre</i>	a1	a1	.
<i>Rorippa amphibia</i>	a1	a1	.
<i>Glyceria fluitans</i>	a1	.	.
<i>Agrostis stolonifera</i>	a2	a1	.
Begleiter:			
<i>Elymus repens</i>	1	1	a1
<i>Alopecurus pratensis</i>	a2	a2	a2
<i>Urtica dioica</i>	a1	a1	1
<i>Lysimachia nummularia</i>	a1	a1	.
<i>Poa trivialis</i>	a2	a1	.
<i>Ranunculus repens</i>	a2	.	.
<i>Alopecurus geniculatus</i>	a1	.	.
<i>Cerastium dubium</i>	a1	.	.
<i>Plantago major ssp. intermedia</i>	a1	.	.
<i>Rorippa sylvestris</i>	a1	.	.
<i>Rumex thyrsoiflorus</i>	a1	.	.
<i>Taraxacum officinale agg.</i>	a1	.	.
<i>Trifolium repens</i>	a1	.	.

Tab. A25: Vegetationsentwicklung eines Bestandes vom Typ des *Phalaridetum arundinaceae* (Dauerbeobachtungsfläche Nr. 13).

Geographische Lage:	N 53°03.47.3 E 011°29.41.9	
Höhe in m üNN:	16,00	
Bearbeitungsjahr:	1997	1999
Artenanzahl:	16	14
Anzahl gemeinsamer Arten.*	-	10
Ähnlichkeitswert [%]:	100	43
Gesamtdeckung [%]:	90	95
AC:		
<i>Phalaris arundinacea</i>	8	5
KC/OC Phragmitetea:		
<i>Oenanthe aquatica</i>	v	4
<i>Poa palustris</i>	3	1
<i>Carex acuta</i>	a3	a3
<i>Carex vulpina</i>	a2	a2
<i>Galium palustre</i>	a2	a2
<i>Glyceria maxima</i>	a1	a2
<i>Stellaria palustris</i>	a1	a1
<i>Glyceria fluitans</i>	a1	.
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	a1	.
<i>Rorippa amphibia</i>	a1	.
<i>Sparganium erectum</i>	.	a2
Begleiter:		
<i>Juncus effusus</i>	a3	a3
<i>Alopecurus pratensis</i>	v	a1
<i>Cardamine pratensis agg.</i>	a2	.
<i>Poa trivialis</i>	v	.
<i>Alopecurus geniculatus</i>	v	.
<i>Rumex maritimus</i>	.	a2
<i>Bidens frondosa</i>	.	a2
<i>Cirsium arvense</i>	.	a1

Tab. A26: Vegetationsentwicklung eines Bestandes vom Typ des *Phalaridetum arundinaceae* (Dauerbeobachtungsfläche Nr. 23).

Geographische Lage:	N 53°04.59.9 E 011°30.12.6		
Höhe in m üNN:	15,27		
Bearbeitungsjahr:	1997	1998	1999
Artenanzahl:	10	9	8
Anzahl gemeinsamer Arten.*	-	9	8
Ähnlichkeitswert [%]:	100	63	52
Gesamtdeckung [%]:	65	80	90
AC:			
<i>Phalaris arundinacea</i>	6	8	9
KC/OC Phragmitetea:			
<i>Carex acuta</i>	1	a2	a3
<i>Glyceria maxima</i>	a3	a2	1
<i>Galium palustre</i>	a1	a1	a1
<i>Carex vesicaria</i>	a2	.	.
Begleiter:			
<i>Symphytum officinale</i>	a3	1	1
<i>Cirsium arvense</i>	a2	a2	1
<i>Cardamine pratensis agg.</i>	a2	a1	a1
<i>Lysimachia vulgaris</i>	a1	a1	a3
<i>Polygonum amphibium</i>	a1	a1	.

Tab. A27: Vegetationsentwicklung eines Bestandes vom Typ des *Caricetum gracilis*, Subass. von *Glyceria maxima* (Dauerbeobachtungsfläche Nr. 14).

Geographische Lage:	N 53°03.49.8 E 011°29.44.8	
Höhe in m üNN:	15,92	
Bearbeitungsjahr:	1997	1999
Artenanzahl:	10	7
Anzahl gemeinsamer Arten.*	-	5
Ähnlichkeitswert [%]:	100	69
Gesamtdeckung [%]:	85	95
AC:		
<i>Carex acuta</i>	6	7
Subass. von:		
<i>Glyceria maxima</i>	3	6
KC/OC Phragmitetea:		
<i>Galium palustre</i>	a3	a2
<i>Poa palustris</i>	a1	a1
<i>Carex vesicaria</i>	a2	.
<i>Carex vulpina</i>	a2	.
<i>Rorippa amphibia</i>	a1	.
Begleiter:		
<i>Cardamine pratensis agg.</i>	a2	a2
<i>Rumex acetosa</i>	a1	.
<i>Stellaria palustris</i>	a1	.
<i>Agrostis stolonifera</i>	.	a1
<i>Taraxacum officinale agg.</i>	.	a1

Tab. A28: Vegetationsentwicklung eines Bestandes vom Typ des *Caricetum gracilis*, Subass. von *Glyceria maxima* (Dauerbeobachtungsfläche Nr. 29).

Geographische Lage:	N 53°03.26.7 E 011°30.24.0		
Höhe in m üNN:	15,78		
Bearbeitungsjahr:	1997	1998	1999
Artenanzahl:	15	14	11
Anzahl gemeinsamer Arten:*	-	13	11
Ähnlichkeitswert [%]:	100	77	67
Gesamtdeckung [%]:	75	80	95
AC:			
<i>Carex acuta</i>	8	9	10
Subass. von:			
<i>Glyceria maxima</i>	1	a2	a2
<i>Iris pseudacorus</i>	a3	a2	a1
KC/OC Phragmitetea:			
<i>Carex vesicaria</i>	a2	a2	a1
<i>Galium palustre</i>	a1	a1	a1
<i>Sium latifolium</i>	a2	a1	a2
<i>Poa palustris</i>	a1	a1	a1
<i>Carex vulpina</i>	a2	a1	.
Begleiter:			
<i>Lysimachia vulgaris</i>	a2	a2	a2
<i>Stellaria palustris</i>	a1	a1	a1
<i>Symphytum officinale</i>	a3	a3	a2
<i>Teucrium scordium</i>	a2	a2	a2
<i>Myosotis palustris</i> agg.	a1	a1	.
<i>Cardamine pratensis</i> agg.	a1	.	.
<i>Ranunculus flammula</i>	a1	.	.
<i>Ranunculus repens</i>	.	a2	.

Tab. A29: Vegetationsentwicklung eines Bestandes vom Typ des *Glycerietum maximae*, Subass. von *Agrostis stolonifera* (Dauerbeobachtungsfläche Nr. 15).

Geographische Lage:	N 53°03.50.2 E 011°29.43.7		
Höhe in m üNN:	15,94		
Bearbeitungsjahr:	1997	1998	1999
Artenanzahl:	17	15	
Anzahl gemeinsamer Arten:*	-	12	
Ähnlichkeitswert [%]:	100	56	
Gesamtdeckung [%]:	65	100	
AC:			
<i>Glyceria maxima</i>	7	9	
Subass. von:			
<i>Agrostis stolonifera</i>	a1	a1	
<i>Ranunculus repens</i>	a1	a1	
<i>Poa palustris</i>	a1	a1	
<i>Stellaria palustris</i>	a1	a1	
<i>Holcus lanatus</i>	a1	.	
KC/OC Phragmitetea:			
<i>Rorippa amphibia</i>	1	a2	
<i>Galium palustre</i>	a2	2	
<i>Oenanthe aquatica</i>	a3	a2	
<i>Phalaris arundinacea</i>	a2	a2	
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	a1	.	
<i>Glyceria fluitans</i>	a1	.	
<i>Carex acuta</i>	.	a2	
Begleiter:			
<i>Myosotis palustris</i> agg.	a1	a1	
<i>Bidens frondosa</i>	a1	a2	
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	a1	a1	
<i>Alopecurus geniculatus</i>	a1	.	
<i>Poa trivialis</i>	a1	.	
<i>Rumex maritimus</i>	.	a1	
<i>Juncus effusus</i>	.	a1	

Tab. A30: Vegetationsentwicklung eines Bestandes vom Typ des *Scirpo-Phragmitetum* (Dauerbeobachtungsfläche Nr. 8).

Geographische Lage:	N 53°03.09.5 E 011°33.22.2		
Höhe in m üNN:	-		
Bearbeitungsjahr:	1997	1998	1999
Artenanzahl:	14	3	4
Anzahl gemeinsamer Arten:*	-	3	4
Ähnlichkeitswert [%]:	100	63	59
Gesamtdeckung [%]:	85	90	100
AC:			
<i>Phragmites australis</i>	8	9	9
KC/OC Phragmitetea:			
<i>Phalaris arundinacea</i>	a2	.	.
<i>Poa palustris</i>	a2	.	.
<i>Galium palustre</i>	a1	.	.
<i>Oenanthe aquatica</i>	a1	.	.
<i>Rorippa amphibia</i>	a1	.	.
Begleiter:			
<i>Calystegia sepium</i>	a2	1	2
<i>Urtica dioica</i>	a3	1	1
<i>Atriplex prostrata</i>	a3	.	a1
<i>Stachys palustris</i>	a3	.	.
<i>Symphytum officinale</i>	a2	.	.
<i>Bidens frondosa</i>	a2	.	.
<i>Cardamine pratensis</i> agg.	a2	.	.
<i>Agrostis stolonifera</i>	a1	.	.

Tab. A31: Vegetationsentwicklung eines Bestandes vom Typ des *Glycerietum maximae*, Typische Subass. (Dauerbeobachtungsfläche Nr. 22).

Geographische Lage:	N 53°03.59.5 E 011°30.13.5		
Höhe in m üNN:	15,17		
Bearbeitungsjahr:	1997	1998	1999
Artenanzahl:	8	4	7
Anzahl gemeinsamer Arten:*	-	4	6
Ähnlichkeitswert [%]:	100	73	70
Gesamtdeckung [%]:	80	60	60
AC:			
<i>Glyceria maxima</i>	9	7	7
KC/OC Phragmitetea:			
<i>Carex acuta</i>	a3	a3	a2
<i>Galium palustre</i>	a1	a1	a2
<i>Oenanthe aquatica</i>	a1	.	.
Begleiter:			
<i>Symphytum officinale</i>	a2	a1	a3
<i>Polygonum amphibium</i>	a1	.	a1
<i>Ranunculus repens</i>	a1	.	a1
<i>Cardamine pratensis</i> agg.	a1	.	.
<i>Cirsium arvense</i>	.	.	a2

Tab. A32: Vegetationsentwicklung eines Bestandes vom Typ des *Scirpo-Phragmitetum* (Dauerbeobachtungsfläche Nr. 16).

Geographische Lage:	N 53°03.50.6 E 011°29.49.3		
Höhe in m üNN:	15,67		
Bearbeitungsjahr:	1997	1998	1999
Artenanzahl:	18	19	15
Anzahl gemeinsamer Arten:*	-	17	11
Ähnlichkeitswert [%]:	100	68	54
Gesamtdeckung [%]:	80	90	90
AC:			
<i>Phragmites australis</i>	7	7	8
KC/OC Phragmitetea:			
<i>Poa palustris</i>	a2	a2	a1
<i>Glyceria maxima</i>	a2	a1	a1
<i>Phalaris arundinacea</i>	a1	1	1
<i>Iris pseudacorus</i>	a1	a1	a1
<i>Carex vulpina</i>	a2	a2	.
<i>Galium palustre</i>	a1	.	.
Begleiter:			
<i>Elymus repens</i>	2	2	a2
<i>Cirsium arvense</i>	a2	2	a3
<i>Deschampsia cespitosa</i>	a2	a3	a1
<i>Poa trivialis</i>	a2	a3	a1
<i>Symphytum officinale</i>	a2	1	a3
<i>Polygonum amphibium</i>	a1	a1	a1
<i>Carex hirta</i>	a2	a1	.
<i>Mentha arvensis</i>	a2	a1	.
<i>Holcus lanatus</i>	a1	a1	.
<i>Juncus effusus</i>	a1	a1	.
<i>Vicia tetrasperma</i>	a1	a1	.
<i>Agrostis stolonifera</i>	.	a1	a1
<i>Galium aparine</i>	.	a1	a1
<i>Urtica dioica</i>	.	.	a1
<i>Scrophularia nodosa</i>	.	.	a1

Tab. A33: Vegetationsentwicklung eines Bestandes vom Typ des *Ranunculo-Alopecuretum geniculati*, Subass. von *Lysimachia nummularia*, Variante von *Alopecurus pratensis*, Subvariante von *Rumex crispus* (Dauerbeobachtungsfläche Nr. 6).

Geographische Lage:	N 53°03.16.7 E 011°33.31.3		
Höhe in m üNN:	-		
Bearbeitungsjahr:	1997	1998	1999
Artenanzahl:	25	11	6
Anzahl gemeinsamer Arten:*	-	11	6
Ähnlichkeitswert [%]:	100	51	43
Gesamtdeckung [%]:	100	95	100
AC:			
<i>Alopecurus geniculatus</i>	4	.	.
Subass. von:			
<i>Galium palustre</i>	1	a2	a1
<i>Lysimachia nummularia</i>	a1	a1	.
Variante von:			
<i>Elymus repens</i>	1	1	1
<i>Alopecurus pratensis</i>	a2	a1	.
Subvariante von:			
<i>Rumex crispus</i>	a1	a1	.
KC Molinio-Arrhenatheretea:			
<i>Agrostis stolonifera</i>	3	.	.
<i>Poa trivialis</i>	a2	.	.
<i>Trifolium repens</i>	a1	.	.
KC Phragmitetea:			
<i>Phalaris arundinacea</i>	6	10	11
<i>Poa palustris</i>	1	a2	a1
<i>Rorippa amphibia</i>	a2	a1	.
<i>Glyceria fluitans</i>	a1	.	.
<i>Oenanthe aquatica</i>	a1	.	.
Begleiter:			
<i>Urtica dioica</i>	a1	a1	a3
<i>Glechoma hederacea</i>	a1	a1	a1
<i>Rorippa sylvestris</i>	a2	a2	.
<i>Plantago major ssp. intermedia</i>	a2	.	.
<i>Inula britannica</i>	a2	.	.
<i>Ranunculus peltatus</i>	a2	.	.
<i>Ranunculus repens</i>	a2	.	.
<i>Cerastium dubium</i>	a1	.	.
<i>Polygonum aviculare agg.</i>	a1	.	.
<i>Polygonum hydropiper</i>	a1	.	.
<i>Ranunculus flammula</i>	a1	.	.

Tab. A34: Vegetationsentwicklung eines Bestandes vom Typ des *Ranunculo-Alopecuretum geniculati*, Subass. von *Alopecurus aequalis* (Dauerbeobachtungsfläche Nr. 28).

Geographische Lage:	N 53°03.28.3 E 011°30.21.6		
Höhe in m üNN:	15,74		
Bearbeitungsjahr:	1997	1998	1999
Artenanzahl:	29	30	23
Anzahl gemeinsamer Arten:*	-	24	21
Ähnlichkeitswert [%]:	100	40	29
Gesamtdeckung [%]:	80	85	90
AC:			
<i>Alopecurus geniculatus</i>	1	a2	.
Subass. von:			
<i>Alopecurus aequalis</i>	6	a3	a1
KC Molinio-Arrhenatheretea:			
<i>Agrostis stolonifera</i>	a1	a2	a1
<i>Potentilla anserina</i>	a1	a1	.
<i>Trifolium repens</i>	a1	a1	.
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	a1	.	.
<i>Rumex crispus</i>	.	a3	.
KC Phragmitetea:			
<i>Galium palustre</i>	2	2	2
<i>Glyceria maxima</i>	1	2	8
<i>Rorippa amphibia</i>	1	1	1
<i>Iris pseudacorus</i>	a3	a2	a2
<i>Myosotis palustris</i> agg.	a2	a2	a1
<i>Phalaris arundinacea</i>	a1	a3	a1
<i>Poa palustris</i>	a1	a1	a1
<i>Carex acuta</i>	a1	a1	a1
<i>Carex vulpina</i>	a1	a2	a2
<i>Sium latifolium</i>	a2	a2	a1
<i>Oenanthe aquatica</i>	a1	.	.
<i>Glyceria fluitans</i>	a1	.	.
Begleiter:			
<i>Polygonum amphibium</i>	1	2	1
<i>Bidens frondosa</i>	a1	a2	1
<i>Ranunculus flammula</i>	a2	a1	a1
<i>Ranunculus repens</i>	a2	a2	a1
<i>Ranunculus sceleratus</i>	a1	a1	a1
<i>Rumex maritimus</i>	a2	a1	a1
<i>Stellaria palustris</i>	a1	a1	a1
<i>Veronica scutellata</i>	a2	a1	a1
<i>Atriplex prostrata</i>	a1	a1	a1
<i>Agrostis canina</i>	a1	.	.
<i>Cardamine pratensis</i> agg.	a1	.	.
<i>Cirsium arvense</i>	.	a1	a1
<i>Lythrum salicaria</i>	.	a1	a1
<i>Chenopodium polyspermum</i>	.	a1	.
<i>Polygonum hydropiper</i>	.	a1	.
<i>Symphytum officinale</i>	.	a1	.

Tab. A35: Vegetationsentwicklung eines Bestandes vom Typ des *Ranunculo-Alopecuretum geniculati*, Subass. von *Lysimachia nummularia*, Variante von *Alopecurus pratensis*, Subvariante von *Rumex crispus* (Dauerbeobachtungsfläche Nr. 20)

Geographische Lage:	N 53°03.17.4 E 011°31.20.5		
Höhe in m üNN:	16,53		
Bearbeitungsjahr:	1997	1998	1999
Artenanzahl:	28	32	26
Anzahl gemeinsamer Arten:*	-	24	19
Ähnlichkeitswert [%]:	100	57	52
Gesamtdeckung [%]:	90	100	100
AC:			
<i>Alopecurus geniculatus</i>	3	1	1
Subass. von:			
<i>Galium palustre</i>	a1	a2	a2
<i>Carex vulpina</i>	a1	a1	.
<i>Stellaria palustris</i>	a1	.	a1
<i>Cardamine pratensis</i> agg.	.	a1	.
Variante von:			
<i>Elymus repens</i>	3	7	7
<i>Alopecurus pratensis</i>	a2	a2	1
Subvariante von:			
<i>Rumex crispus</i>	.	.	a1
KC Molinio-Arrhenatheretea:			
<i>Agrostis stolonifera</i>	7	5	5
<i>Poa trivialis</i>	a2	a2	a2
<i>Trifolium repens</i>	a3	a2	a1
<i>Festuca pratensis</i>	a1	a2	a1
<i>Poa pratensis</i>	a1	a1	a1
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	a1	a1	a1
<i>Cerastium holosteoides</i>	a1	a1	.
<i>Trifolium dubium</i>	a1	a1	.
KC Phragmitetea:			
<i>Poa palustris</i>	a1	a2	a2
<i>Eleocharis uniglumis</i>	a1	a1	.
<i>Glyceria fluitans</i>	a1	.	.
Begleiter:			
<i>Ranunculus sardous</i>	a3	a2	a2
<i>Alnus glutinosa</i> -Setzling	a2	a2	a2
<i>Quercus robur</i> -Setzling	a2	a2	a2
<i>Ranunculus flammula</i>	a2	a1	a1
<i>Ranunculus repens</i>	a1	a1	a1
<i>Vicia tetrasperma</i>	a2	a1	a1
<i>Plantago major</i> ssp. <i>intermedia</i>	a2	a1	.
<i>Erophila verna</i>	a1	a1	.
<i>Glechoma hederacea</i>	a1	a1	.
<i>Polygonum aviculare</i> agg.	a1	.	a1
<i>Stellaria media</i>	a1	.	.
Crataegus laevigata K.	.	a1	a1
<i>Chenopodium polyspermum</i>	.	a1	a1
<i>Tripleurospermum perforatum</i>	.	a1	a1
<i>Veronica scutellata</i>	.	a1	a1
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	.	a1	.
<i>Stellaria graminea</i>	.	a1	.
<i>Veronica serpyllifolia</i>	.	a1	.
<i>Epilobium tetragonum</i>	.	.	a2
<i>Cirsium arvense</i>	.	.	a2

Tab. A36: Vegetationsentwicklung eines Bestandes vom Typ des *Ranunculo-Alopecuretum geniculati*, Subass. von *Lysimachia nummularia*, Typische Variante (Dauerbeobachtungsfläche Nr. 12).

Geographische Lage:	N 53°03.52.3 E 011°29.41.6		
Höhe in m üNN:	15,81		
Bearbeitungsjahr:	1997	1998	1999
Artenanzahl:	10	16	9
Anzahl gemeinsamer Arten:*	-	10	7
Ähnlichkeitswert [%]:	100	80	79
Gesamtdeckung [%]:	90	95	100
AC:			
<i>Alopecurus geniculatus</i>	a3	a3	a2
Subass. von:			
<i>Stellaria palustris</i>	a1	a3	a1
<i>Galium palustre</i>	a3	1	a2
<i>Cardamine pratensis</i> agg.	a2	a2	.
KC Molinio-Arrhenatheretea:			
<i>Agrostis stolonifera</i>	9	9	10
<i>Rumex crispus</i>	.	a1	.
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	.	a1	.
KC Phragmitetea:			
<i>Glyceria fluitans</i>	1	a3	a3
<i>Rorippa amphibia</i>	a3	1	a3
<i>Oenanthe aquatica</i>	a1	a1	a1
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	a1	a1	.
<i>Poa palustris</i>	.	a1	a1
Begleiter:			
<i>Ranunculus peltatus</i>	a1	a1	.
<i>Bidens tripartita</i>	.	a1	a1
<i>Cirsium arvense</i>	.	a1	.
<i>Epilobium tetragonum</i>	.	a1	.

Tab. A37: Vegetationsentwicklung eines Bestandes vom Typ des *Ranunculo-Alopecuretum geniculati*, Subass. von *Lysimachia nummularia*, Variante von *Alopecurus pratensis*, Subvariante von *Rumex crispus* (Dauerbeobachtungsfläche Nr. 19)

Geographische Lage:	N 53°03.16.3 E 011°31.19.6		
Höhe in m üNN:	16,49		
Bearbeitungsjahr:	1997	1998	1999
Artenanzahl:	30	28	22
Anzahl gemeinsamer Arten:*	-	22	17
Ähnlichkeitswert [%]:	100	69	52
Gesamtdeckung [%]:	95	100	100
AC:			
<i>Alopecurus geniculatus</i>	3	2	a1
Subass. von:			
<i>Lysimachia nummularia</i>	a2	a2	a2
<i>Carex vulpina</i>	a2	a2	a2
<i>Galium palustre</i>	a1	a2	1
<i>Stellaria palustris</i>	a1	a1	a1
<i>Cardamine pratensis</i> agg.	a1	a1	.
Variante von:			
<i>Alopecurus pratensis</i>	a2	a1	a1
<i>Elymus repens</i>	1	1	a3
Subvariante von:			
<i>Rumex crispus</i>	a2	a2	a2
KC Molinio-Arrhenatheretea:			
<i>Agrostis stolonifera</i>	7	8	8
<i>Poa trivialis</i>	a1	a1	a1
<i>Trifolium dubium</i>	a1	a1	.
<i>Vicia cracca</i>	a2	.	a1
<i>Trifolium repens</i>	1	.	.
<i>Leontodon autumnalis</i>	a1	.	.
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	a1	.	.
<i>Achillea ptarmica</i>	a1	.	.
<i>Veronica serpyllifolia</i>	a1	.	.
<i>Festuca pratensis</i>	.	a1	.
<i>Poa pratensis</i>	.	a1	.
KC Phragmitetea:			
<i>Poa palustris</i>	a1	a1	a2
<i>Carex vesicaria</i>	a2	.	.
<i>Eleocharis uniglumis</i>	.	a1	a1
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	.	.	a1
<i>Phalaris arundinacea</i>	.	.	a1
Begleiter:			
<i>Ranunculus repens</i>	2	3	3
<i>Cirsium arvense</i>	a2	1	a2
<i>Deschampsia cespitosa</i>	a1	a2	a2
<i>Ranunculus flammula</i>	a1	a1	a1
<i>Veronica scutellata</i>	a1	a1	a1
<i>Plantago major</i> ssp. <i>intermedia</i>	a2	a1	.
<i>Atriplex prostata</i>	a1	a1	.
<i>Tripleurospermum perforatum</i>	a1	a1	.
<i>Vicia tetrasperma</i>	a1	a1	.
<i>Erophila verna</i>	a1	.	.
<i>Glechoma hederacea</i>	.	a1	a1
<i>Chenopodium polyspermum</i>	.	a1	.
<i>Mentha arvensis</i>	.	a1	.
<i>Epilobium tetragonum</i>	.	.	a1

Tab. A38: Vegetationsentwicklung eines Bestandes vom Typ des *Leucanthemo-Rumicetum thyrsoflori* (Dauerbeobachtungsfläche Nr. 5).

Geographische Lage:	N 53°03.19.2 E 011°33.28.6		
	18,41		
Höhe in m üNN:	18,41		
Bearbeitungsjahr:	1997	1998	1999
Artenanzahl:	23	17	14
Anzahl gemeinsamer Arten:*	-	17	14
Ähnlichkeitswert [%]:	100	72	50
Gesamtdeckung [%]:	100	100	100
AC:			
<i>Rumex thyrsoflorus</i>	1	2	2
VC Cynosurion:			
<i>Trifolium repens</i>	a2	.	.
VC Arrhenatherion:			
<i>Trifolium dubium</i>	a1	.	.
KC Molinio-Arrhenatheretea:			
<i>Alopecurus pratensis</i>	a3	a3	a3
<i>Achillea millefolium</i> agg.	a1	a1	a1
<i>Poa pratensis</i>	a3	a3	1
<i>Poa trivialis</i>	a3	a3	1
<i>Festuca pratensis</i>	a2	a3	a3
<i>Rumex acetosa</i>	a2	a2	.
<i>Achillea ptarmica</i>	a1	a1	.
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	a2	.	.
Begleiter:			
<i>Elymus repens</i>	7	9	9
<i>Agrostis capillaris</i>	1	1	2
<i>Lysimachia nummularia</i>	1	1	a1
<i>Cardamine pratensis</i> agg.	a3	1	2
<i>Glechoma hederacea</i>	a2	a2	1
<i>Symphytum officinale</i>	a2	a2	a1
<i>Allium vineale</i>	a1	a1	a1
<i>Poa palustris</i>	a1	a1	a1
<i>Stellaria palustris</i>	a1	a1	.
<i>Ranunculus repens</i>	a2	.	.
<i>Tripleurospermum perforatum</i>	a1	.	.
<i>Ranunculus auricomus</i> agg.	a1	.	.

Tab. A39: Vegetationsentwicklung der *Elymus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft, Subass. von *Festuca pratensis*, Variante v. *Deschampsia cespitosa* (Dauerbeobachtungsfläche Nr. 10).

Geographische Lage:	N 53°03.56.3 E 011°29.30.8		
	16,13		
Höhe in m üNN:	16,13		
Bearbeitungsjahr:	1997	1998	1999
Artenanzahl:	36	33	28
Anzahl gemeinsamer Arten:*	-	29	24
Ähnlichkeitswert [%]:	100	46	38
Gesamtdeckung [%]:	70	90	95
D:			
<i>Elymus repens</i>	a1	a1	a2
<i>Alopecurus pratensis</i>	a2	a1	a2
Subass. von:			
<i>Festuca pratensis</i>	a3	a2	a1
<i>Lathyrus pratensis</i>	a1	a2	a2
<i>Cerastium holosteoides</i>	a1	a1	a1
<i>Cirsium arvense</i>	1	2	2
Variante von:			
<i>Deschampsia cespitosa</i>	1	2	2
<i>Holcus lanatus</i>	1	1	2
<i>Vicia tetrasperma</i>	.	a1	a1
KC Molinio-Arrhenatheretea:			
<i>Phleum pratense</i>	1	a3	a2
<i>Juncus effusus</i>	a2	a2	a2
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	a2	a1	a1
<i>Ranunculus acris</i>	a2	a1	a1
<i>Rumex crispus</i>	a1	a1	a2
<i>Juncus conglomeratus</i>	a1	a1	a1
<i>Poa trivialis</i>	a1	a1	a1
<i>Leontodon autumnalis</i>	a2	a1	.
<i>Trifolium repens</i>	a2	a1	.
<i>Rumex acetosa</i>	a1	a2	.
<i>Achillea millefolium</i> agg.	a1	a1	.
<i>Poa pratensis</i>	a1	a1	.
<i>Vicia cracca</i>	a1	.	a1
<i>Agrostis stolonifera</i>	.	a1	a2
<i>Achillea ptarmica</i>	a2	.	.
Begleiter:			
<i>Ranunculus repens</i>	1	2	2
<i>Agrostis capillaris</i>	a3	1	a1
<i>Festuca rubra</i>	a1	a3	a3
<i>Plantago major</i> ssp. <i>intermedia</i>	a2	a1	a1
<i>Tripleurospermum perforatum</i>	a2	a1	a1
<i>Galium palustre</i>	a1	a1	a1
<i>Veronica serpyllifolia</i>	a2	a1	.
<i>Cardamine pratensis</i> agg.	a1	a1	.
<i>Plantago lanceolata</i>	a1	a1	.
<i>Lotus corniculatus</i>	a2	.	a1
<i>Ranunculus auricomus</i> agg.	a2	.	a1
<i>Ranunculus flammula</i>	a2	.	.
<i>Carex leporina</i>	a1	.	.
<i>Erophila verna</i>	a1	.	.
<i>Lysimachia nummularia</i>	.	a1	.
<i>Poa palustris</i>	.	a1	.
<i>Carex hirta</i>	.	.	a1
<i>Carex vulpina</i>	.	.	a1

Tab. A40: Vegetationsentwicklung der *Elymus repens*-*Alopecurus pratensis*-Gesellschaft, Subass. von *Festuca pratensis*, Variante v. *Deschampsia cespitosa* (Dauerbeobachtungsfläche Nr. 18).

Geographische Lage:	N 53°03.15.7 E 011°31.21.7		
Höhe in m üNN:	16,70		
Bearbeitungsjahr:	1997	1998	1999
Artenanzahl:	44	35	34
Anzahl gemeinsamer Arten:*	-	34	33
Ähnlichkeitswert [%]:	100	44	28
Gesamtdeckung [%]:	100	100	100
D:			
<i>Elymus repens</i>	3	1	1
<i>Alopecurus pratensis</i>	1	2	2
Subass. von:			
<i>Festuca pratensis</i>	a2	a2	a1
<i>Cirsium arvense</i>	1	3	7
<i>Lathyrus pratensis</i>	1	a1	a3
<i>Dactylis glomerata</i>	a1	a2	a1
<i>Cerastium holosteoides</i>	a1	a1	a1
<i>Trifolium dubium</i>	a1	a1	a1
Variante von:			
<i>Deschampsia cespitosa</i>	1	1	2
<i>Vicia tetrasperma</i>	a1	a1	.
KC Molinio-Arrhenatheretea:			
<i>Poa pratensis</i>	1	1	a2
<i>Vicia cracca</i>	a3	a1	a1
<i>Potentilla reptans</i>	a2	a2	a1
<i>Achillea millefolium agg.</i>	a2	a2	a1
<i>Ranunculus acris</i>	a2	a1	a1
<i>Agrostis stolonifera</i>	a2	a1	a1
<i>Taraxacum officinale agg.</i>	a2	a1	a1
<i>Rumex acetosa</i>	a2	a1	a1
<i>Rumex crispus</i>	a1	a1	a1
<i>Trifolium repens</i>	4	2	.
<i>Phleum pratense</i>	a1	a1	.
<i>Poa trivialis</i>	a2	.	a2
<i>Leontodon autumnalis</i>	a1	.	.
<i>Arrhenatherum elatius</i>	.	a1	a1
<i>Achillea ptarmica</i>	a1	.	.
Begleiter:			
<i>Glechoma hederacea</i>	a3	1	2
<i>Alnus glutinosa-Setzling</i>	a2	a2	a2
<i>Quercus robur-Setzling</i>	a2	a2	a2
<i>Ranunculus auricomus agg.</i>	a3	a1	a1
<i>Festuca rubra agg.</i>	a2	a1	a2
<i>Lysimachia nummularia</i>	a2	a1	a1
<i>Cardamine pratensis agg.</i>	a2	a1	a1
<i>Agrostis capillaris</i>	a2	a1	a1
<i>Galium palustre</i>	a1	a1	a1
<i>Stellaria graminea</i>	a1	a1	a1
<i>Tripleurospermum perforatum</i>	a1	a1	a1
<i>Veronica serpyllifolia</i>	a1	a1	a1
<i>Chenopodium polyspermum</i>	a1	a1	.
<i>Ranunculus repens</i>	a2	.	a1
<i>Poa palustris</i>	a1	.	a1
<i>Cerastium dubium</i>	a2	.	.
<i>Erophila verna</i>	a1	.	.
<i>Plantago major ssp. intermedia</i>	a1	.	.
<i>Stellaria palustris</i>	a1	.	.
<i>Trifolium hybridum</i>	a1	.	.

Tab. A41: Vegetationsentwicklung der *Elymus repens*-*Alopecurus pratensis*-Gesellschaft, Subass. von *Festuca pratensis*, Variante v. *Deschampsia cespitosa* (Dauerbeobachtungs-fläche Nr. 26).

Geographische Lage:	N 53°03.25.2 E 011°30.18.6		
Höhe in m üNN:	16,24		
Bearbeitungsjahr:	1997	1998	1999
Artenanzahl:	28	21	24
Anzahl gemeinsamer Arten:*	-	20	19
Ähnlichkeitswert [%]:	100	25	21
Gesamtdeckung [%]:	100	75	100
D:			
<i>Elymus repens</i>	a3	1	2
<i>Alopecurus pratensis</i>	1	3	2
Subass. von:			
<i>Festuca pratensis</i>	a2	a2	a1
<i>Cirsium arvense</i>	a2	2	3
<i>Cerastium holosteoides</i>	a1	a1	a1
<i>Lathyrus pratensis</i>	a3	a2	.
<i>Trifolium dubium</i>	a2	.	.
Variante von:			
<i>Deschampsia cespitosa</i>	a2	a2	1
<i>Holcus lanatus</i>	1	1	2
KC Molinio-Arrhenatheretea:			
<i>Poa pratensis</i>	1	1	1
<i>Vicia cracca</i>	4	a1	a1
<i>Poa trivialis</i>	a3	a3	1
<i>Ranunculus acris</i>	a2	a1	a1
<i>Taraxacum officinale agg.</i>	a2	a1	a1
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	a1	a1	a1
<i>Agrostis stolonifera</i>	a2	a1	.
<i>Trifolium repens</i>	a2	.	a1
<i>Trifolium pratense</i>	a1	.	.
Begleiter:			
<i>Ranunculus auricomus agg.</i>	a3	a1	a2
<i>Agrostis canina</i>	a1	a3	a2
<i>Festuca rubra agg.</i>	a1	a2	a2
<i>Cardamine pratensis agg.</i>	a1	a1	a1
<i>Carex vulpina</i>	a1	a1	a1
<i>Trifolium hybridum</i>	5	.	.
<i>Ranunculus repens</i>	a2	.	.
<i>Ranunculus flammula</i>	a1	.	.
<i>Rumex obtusifolius</i>	a1	.	.
<i>Veronica serpyllifolia</i>	a1	.	.
<i>Chenopodium polyspermum</i>	.	a1	.
<i>Symphytum officinale</i>	.	.	a2
<i>Poa palustris</i>	.	.	a1
<i>Epilobium tetragonum</i>	.	.	a1
<i>Allium vineale</i>	.	.	a1
<i>Agrostis capillaris</i>	.	.	a1

Tab. A42: Vegetationsentwicklung der *Elymus repens*-*Alopecurus pratensis*-Gesellschaft, Subass. von *Festuca pratensis*, Variante v. *Deschampsia cespitosa* (Dauerbeobachtungsfläche Nr. 27).

Geographische Lage:	N 53°03.26.4 E 011°30.19.4	
Höhe in m üNN:	16,32	
Bearbeitungsjahr:	1997	1999
Artenanzahl:	32	23
Anzahl gemeinsamer Arten:*	-	21
Ähnlichkeitswert [%]:	100	54
Gesamtdeckung [%]:	95	100
D:		
<i>Elymus repens</i>	a3	1
<i>Alopecurus pratensis</i>	3	3
Subass. von:		
<i>Festuca pratensis</i>	a2	1
<i>Trifolium dubium</i>	a2	a1
<i>Lathyrus pratensis</i>	a1	a1
<i>Cerastium holosteoides</i>	a1	.
Variante von:		
<i>Deschampsia cespitosa</i>	a2	2
<i>Holcus lanatus</i>	a1	a3
KC Molinio-Arrhenatheretea:		
<i>Poa trivialis</i>	2	2
<i>Trifolium repens</i>	a3	a1
<i>Agrostis stolonifera</i>	a3	a1
<i>Poa pratensis</i>	a2	a3
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	a2	a1
<i>Trifolium pratense</i>	a1	a1
<i>Lolium perenne</i>	a1	.
<i>Ranunculus acris</i>	a1	.
<i>Rumex crispus</i>	.	a1
Begleiter:		
<i>Salix viminalis</i> -Setzling	a1	a2
<i>Prunus spinosa</i> -Setzling	a1	a2
<i>Ranunculus auricomus</i> agg.	a1	a1
<i>Carex vulpina</i>	a1	a1
<i>Poa palustris</i>	a1	a1
<i>Salix fragilis</i> -Setzling	a1	a1
<i>Agrostis capillaris</i>	a1	a1
<i>Cardamine pratensis</i> agg.	a1	a1
<i>Bromus inermis</i>	a1	.
<i>Juncus bufonius</i>	a1	.
<i>Matricaria chamomilla</i>	a1	.
<i>Polygonum amphibium</i>	a1	.
<i>Ranunculus flammula</i>	a1	.
<i>Ranunculus repens</i>	a2	.
<i>Stellaria palustris</i>	a1	.
<i>Tripleurospermum perforatum</i>	a1	.
<i>Epilobium tetragonum</i>	.	a1

Tab. A43: Vegetationsentwicklung eines Bestandes vom Typ des *Dauco-Arrhenatheretum elatioris* (Dauerbeobachtungsfläche Nr. 11).

Geographische Lage:	N 53°03.41.6 E 011°29.35.7		
Höhe in m üNN:	16,65		
Bearbeitungsjahr:	1997	1998	1999
Artenanzahl:	32	22	21
Anzahl gemeinsamer Arten:*	-	20	17
Ähnlichkeitswert [%]:	100	65	43
Gesamtdeckung [%]:	75	90	100
AC:			
<i>Arrhenatherum elatius</i>	a1	a1	a3
OC Arrhenatheretalia:			
<i>Achillea millefolium</i> agg.	a2	a2	a1
<i>Trifolium repens</i>	a1	.	.
<i>Phleum pratense</i>	a1	.	.
KC Molinio-Arrhenatheretea:			
<i>Alopecurus pratensis</i>	2	3	3
<i>Holcus lanatus</i>	a2	a2	a2
<i>Festuca pratensis</i>	a2	a2	a1
<i>Cerastium holosteoides</i>	a2	a2	a1
<i>Rumex acetosa</i>	a3	a3	a1
<i>Potentilla reptans</i>	a1	a2	a1
<i>Poa pratensis</i>	a1	a1	a2
<i>Ranunculus acris</i>	a2	.	.
<i>Alopecurus geniculatus</i>	a1	.	.
<i>Poa trivialis</i>	a1	.	.
<i>Vicia cracca</i>	.	.	a1
<i>Juncus effusus</i>	.	.	a1
<i>Juncus conglomeratus</i>	.	.	a1
Begleiter:			
<i>Cirsium arvense</i>	3	4	4
<i>Deschampsia cespitosa</i>	1	1	2
<i>Elymus repens</i>	a2	a3	3
<i>Ranunculus repens</i>	a3	a1	a1
<i>Festuca rubra</i> agg.	a2	a3	1
<i>Agrostis capillaris</i>	a1	a1	a2
<i>Epilobium tetragonum</i>	a1	a1	a1
<i>Carex vulpina</i>	a2	a1	a1
<i>Atriplex prostrata</i>	a1	a1	.
<i>Polygonum aviculare</i> agg.	a1	a1	.
<i>Stellaria graminea</i>	a1	a1	.
<i>Cardamine pratensis</i> agg.	a2	.	.
<i>Juncus bufonius</i>	a2	.	.
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	a1	.	.
<i>Erophila verna</i>	a1	.	.
<i>Glyceria fluitans</i>	a1	.	.
<i>Montia fontana</i> ssp. <i>chondosperma</i>	a1	.	.
<i>Ranunculus auricomus</i> agg.	a1	.	.
<i>Carex praecox</i>	.	a1	.
<i>Chenopodium polyspermum</i>	.	a1	.
<i>Chenopodium album</i>	.	.	a1

Tab. A44: Vegetationsentwicklung eines Bestandes vom Typ des *Dauco-Arrhenatheretum elatioris* (Dauerbeobachtungsfläche Nr. 17).

Geographische Lage:	N 53°03.17.6 E 011°31.22.6		
Höhe in m üNN:	16,64		
Bearbeitungsjahr:	1997	1998	1999
Artenanzahl:	37	35	34
Anzahl gemeinsamer Arten:*	-	32	30
Ähnlichkeitswert [%]:	100	71	66
Gesamtdeckung [%]:	95	95	100
AC:	a1	a3	1
<i>Arrhenatherum elatius</i>			
OC Arrhenatheretalia:			
<i>Achillea millefolium</i> agg.	a3	a3	a3
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	a3	a2	a1
<i>Trifolium repens</i>	1	a1	a1
<i>Chrysanthemum leucanthemum</i>	a1	a1	a1
<i>Phleum pratense</i>	a1	a1	a1
<i>Trifolium dubium</i>	a1	a1	a1
<i>Veronica serpyllifolia</i>	a1	a1	.
<i>Leontodon autumnalis</i>	a1	.	.
<i>Campanula patula</i>	.	.	a1
KC Molinio-Arrhenatheretea:			
<i>Poa pratensis</i>	2	2	2
<i>Alopecurus pratensis</i>	1	1	1
<i>Potentilla reptans</i>	a3	1	a3
<i>Festuca pratensis</i>	a2	a2	a1
<i>Vicia cracca</i>	a2	a1	a2
<i>Cerastium holosteoides</i>	a2	a1	a2
<i>Rumex acetosa</i>	a2	a1	a1
<i>Poa trivialis</i>	a1	a1	a1
<i>Holcus lanatus</i>	a1	a1	a1
<i>Lathyrus pratensis</i>	a1	a1	a1
<i>Ranunculus acris</i>	a1	.	.
Begleiter:			
<i>Deschampsia cespitosa</i>	2	2	3
<i>Agrostis capillaris</i>	2	2	2
<i>Festuca rubra</i> agg.	1	1	1
<i>Elymus repens</i>	1	a3	a3
<i>Cirsium arvense</i>	a2	a3	1
<i>Dactylis glomerata</i>	a2	a2	a2
<i>Agrimonia eupatoria</i>	a1	a2	a2
<i>Ranunculus auricomus</i> agg.	a2	a1	a1
<i>Allium vineale</i>	a1	a1	a1
<i>Centaurea jacea</i>	a1	a1	a1
<i>Stellaria graminea</i>	a1	a1	a1
<i>Vicia tetrasperma</i>	a1	a1	a1
<i>Trifolium hybridum</i>	a1	a1	a1
<i>Lotus corniculatus</i>	a2	a1	.
<i>Cardamine pratensis</i> agg.	.	a1	a1
Crataegus laevigata juv.	.	a1	a1
<i>Glechoma hederacea</i>	.	a1	a1
<i>Ranunculus repens</i>	a2	.	.
<i>Polygonum aviculare</i> agg.	a1	.	.
<i>Urtica dioica</i>	a1	.	.

Tab. A45: Vegetationsentwicklung eines Bestandes vom Typ des *Salicetum albae* (Dauerbeobachtungsfläche Nr. 24)

Geographische Lage:	-		
Höhe in m üNN:	-		
Bearbeitungsjahr:	1997	1998	1999
Artenanzahl:	20	19	20
Anzahl gemeinsamer Arten:*	-	19	20
Ähnlichkeitswert [%]:	100	81	83
Gesamtdeckung [%]:	70	70	75
Baumschicht:			
<i>Salix alba</i> (AC)	3	3	3
Krautschicht:			
<i>Rorippa sylvestris</i>	2b	3	2b
<i>Galium palustre</i>	2a	2a	2a
<i>Phalaris arundinacea</i>	2a	2a	2a
<i>Agrostis stolonifera</i>	2m	2m	2a
<i>Polygonum hydropiper</i>	2m	2m	2a
<i>Iris pseudacorus</i>	2m	2m	2m
<i>Lysimachia nummularia</i>	2m	2m	2m
<i>Lysimachia vulgaris</i>	1	2m	2m
<i>Bidens frondosa</i>	1	2m	1
<i>Myosotis palustris</i> agg.	1	2m	1
<i>Carex acuta</i>	1	1	1
<i>Mentha aquatica</i>	1	1	1
<i>Plantago major</i> ssp. <i>intermedia</i>	1	1	1
<i>Ranunculus repens</i>	1	1	1
<i>Sium latifolium</i>	1	1	1
<i>Solanum dulcamara</i>	1	1	1
<i>Stachys palustris</i>	1	1	1
<i>Urtica dioica</i>	1	1	1
<i>Oenanthe aquatica</i>	+	.	+

Tab. A46: Vegetationsentwicklung eines Bestandes vom Typ des *Salicetum triandro-viminalis* (Dauerbeobachtungsfläche Nr. 25).

Geographische Lage:	-		
Höhe in m üNN:	-		
Bearbeitungsjahr:	1997	1998	1999
Artenanzahl:	19	17	18
Anzahl gemeinsamer Arten:*	-	17	18
Ähnlichkeitswert [%]:	100	88	70
Gesamtdeckung [%]:	80	80	80
Strauchschicht:			
<i>Salix triandra</i> (AC)	3	3	3
<i>Salix viminalis</i> (AC)	+	+	1
Krautschicht:			
<i>Rorippa sylvestris</i>	3	3	2b
<i>Galium palustre</i>	2a	2a	2a
<i>Agrostis stolonifera</i>	2m	2m	2m
<i>Bidens frondosa</i>	2m	2m	2m
<i>Urtica dioica</i>	2m	2m	2m
<i>Myosotis palustris</i> agg.	1	2m	2m
<i>Polygonum hydropiper</i>	1	2m	1
<i>Tripleurospermum perforatum</i>	+	1	2m
<i>Ranunculus repens</i>	1	1	1
<i>Mentha aquatica</i>	1	1	1
<i>Solanum dulcamara</i>	1	1	1
<i>Oenanthe aquatica</i>	1	+	1
<i>Stachys palustris</i>	+	1	1
<i>Plantago major</i> ssp. <i>intermedia</i>	+	1	1
<i>Cardamine pratensis</i> agg.	+	+	+
<i>Ranunculus sceleratus</i>	+	.	+
<i>Epilobium tetragonum</i>	+	.	.

Tab. A47: Vegetationsentwicklung eines Bestandes vom Typ des *Quercus-Ulmetum minoris*, Subass. von *Galium aparine* (Dauerbeobachtungsfläche Nr. 1).

Geographische Lage:	N 53°03.25.7 E 011°29.13.3		
Höhe in m üNN:	-		
Bearbeitungsjahr:	1997	1998	1999
Artenanzahl:	36	32	35
Anzahl gemeinsamer Arten:*	-	32	33
Ähnlichkeitswert [%]:	100	83	76
Deckung Baumschicht [%]:	80	80	80
Deckung Strauchschicht [%]:	5	5	5
Deckung Krautschicht [%]:	100	100	100
Gesamtdeckung [%]:	95	100	100
Baumschicht:			
<i>Quercus robur</i>	3	3	3
<i>Ulmus laevis</i>	3	3	3
Strauchschicht:			
<i>Crataegus laevigata</i>	1	1	1
Krautschicht:			
Subass. von:			
<i>Galium aparine</i>	2b	2a	2a
<i>Chaerophyllum temulum</i>	2b	2a	2a
<i>Poa trivialis</i>	2m	2m	1
<i>Ranunculus ficaria</i>	v	v	v
<i>Veronica hederifolia</i>	1	1	1
<i>Alliaria petiolata</i>	+	+	+
<i>Stellaria media ssp. neglecta</i>	+	+	+
VC Alnion incanae:			
<i>Festuca gigantea</i>	2m	2a	2m
<i>Stachys sylvatica</i>	2m	2m	2m
<i>Ulmus laevis juv.</i>	1	1	1
<i>Ribes spicatum</i>	+	+	1
KC Quercus Fagetea:			
<i>Milium effusum</i>	2a	2a	2a
<i>Geum urbanum</i>	1	2m	1
<i>Circaea lutetiana</i>	1	1	1
<i>Impatiens parviflora</i>	1	1	+
<i>Scrophularia nodosa</i>	+	.	+
Begleiter:			
<i>Aegopodium podagraria</i>	3	3	3
<i>Glechoma hederacea</i>	3	3	3
<i>Urtica dioica</i>	2b	2a	2a
<i>Phalaris arundinacea</i>	2m	2m	2m
<i>Moehringia trinervia</i>	1	1	1
<i>Elymus repens</i>	1	1	1
<i>Bromus inermis</i>	1	1	+
<i>Lapsana communis</i>	+	1	1
<i>Equisetum arvense</i>	v	+	+
<i>Galeopsis tetrahit</i>	+	+	+
<i>Arctium lappa</i>	+	+	+
<i>Taraxacum officinale agg.</i>	+	+	+
<i>Crataegus laevigata juv.</i>	+	+	+
<i>Prunus spinosa juv.</i>	+	+	+
<i>Sambucus nigra juv.</i>	+	+	+
<i>Rubus caesius</i>	+	+	+
<i>Rumex obtusifolius</i>	1	.	.
<i>Festuca rubra agg.</i>	+	.	.
<i>Symphytum officinale</i>	+	.	.
<i>Dactylis glomerata</i>	.	.	+
<i>Allium vineale</i>	.	.	+

Tab. A48: Vegetationsentwicklung eines Bestandes vom Typ des *Quercus-Ulmetum minoris*, Subass. von *Galium aparine* (Dauerbeobachtungsfläche Nr. 2).

Geographische Lage:	N 53°03.23.3 E 011°29.23.6		
Höhe in m üNN:	-		
Bearbeitungsjahr:	1997	1998	1999
Artenanzahl:	32	31	33
Anzahl gemeinsamer Arten:*	-	31	31
Ähnlichkeitswert [%]:	100	73	75
Deckung Baumschicht [%]:	70	70	70
Deckung Strauchschicht [%]:	25	25	25
Deckung Krautschicht [%]:	95	95	95
Gesamtdeckung [%]:	100	100	100
Baumschicht:			
<i>Quercus robur</i>	3	3	3
<i>Ulmus laevis</i>	3	3	3
<i>Pyrus pyraeaster</i>	1	1	1
Strauchschicht:			
<i>Crataegus laevigata</i>	2b	2b	2b
<i>Ulmus laevis</i>	2b	2b	2b
<i>Sambucus nigra</i>	+	+	+
<i>Frangula alnus</i>	+	+	+
Krautschicht:			
Subass. von:			
<i>Galium aparine</i>	2a	2a	2m
<i>Poa trivialis</i>	2m	2m	1
<i>Ranunculus ficaria</i>	v	v	v
<i>Stellaria media ssp. neglecta</i>	v	v	v
<i>Veronica hederifolia</i>	v	v	v
<i>Chaerophyllum temulum</i>	1	1	1
VC Alnion incanae:			
<i>Stachys sylvatica</i>	1	1	+
KC Quercus Fagetea:			
<i>Impatiens parviflora</i>	2b	3	3
<i>Geum urbanum</i>	1	2m	2m
<i>Festuca gigantea</i>	2m	1	1
<i>Fraxinus excelsior juv.</i>	+	+	+
<i>Scrophularia nodosa</i>	+	.	.
<i>Milium effusum</i>	.	.	+
Begleiter:			
<i>Aegopodium podagraria</i>	4	3	4
<i>Phalaris arundinacea</i>	2b	2b	2b
<i>Urtica dioica</i>	2a	2a	2b
<i>Glechoma hederacea</i>	2b	3	2a
<i>Moehringia trinervia</i>	v	v	v
<i>Taraxacum officinale agg.</i>	v	v	v
<i>Bromus inermis</i>	1	1	+
<i>Lamium maculatum</i>	1	1	+
<i>Lapsana communis</i>	1	1	+
<i>Crataegus laevigata juv.</i>	+	+	+
<i>Galeopsis tetrahit</i>	+	+	+
<i>Arctium lappa</i>	+	+	+
<i>Elymus repens</i>	v	v	v
<i>Dactylis glomerata</i>	v	v	v
<i>Equisetum arvense</i>	v	v	v
<i>Sambucus nigra juv.</i>	+	+	+
<i>Carduus crispus</i>	.	.	+

Tab. A49: Vegetationsentwicklung eines Bestandes vom Typ des *Quercu-Ulmetum minoris*, Subass. von *Galium aparine* (Dauerbeobachtungsfläche Nr. 3).

Geographische Lage:	N 53°03.16.7 E 011°29.22.4		
Höhe in m üNN:	-		
Bearbeitungsjahr:	1997	1998	1999
Artenanzahl:	25	24	28
Anzahl gemeinsamer Arten:*	-	24	24
Ähnlichkeitswert [%]:	100	95	91
Deckung Baumschicht [%]:	90	90	90
Deckung Strauchschicht [%]:	20	20	20
Deckung Krautschicht [%]:	95	95	95
Gesamtdeckung [%]:	100	100	100
Baumschicht:			
<i>Quercus robur</i>	3	3	3
<i>Ulmus laevis</i>	3	3	3
<i>Fraxinus excelsior</i>	2b	2b	2b
<i>Acer campestre</i>	2b	2b	2b
Strauchschicht:			
<i>Cornus sanguinea</i>	2a	2a	2a
<i>Crataegus laevigata</i>	2a	2a	2a
<i>Ulmus laevis</i>	1	1	2b
<i>Rubus caesius</i>	1	1	+
Krautschicht:			
Subass. von:			
<i>Galium aparine</i>	2a	2a	2a
<i>Alliaria petiolata</i>	1	1	+
<i>Veronica hederifolia</i>	v	v	v
VC Alnion incanae:			
<i>Ulmus laevis juv.</i>	1	1	1
<i>Festuca gigantea</i>	+	1	1
<i>Stachys sylvatica</i>	.	.	+
KC Quercu Fagetea:			
<i>Geum urbanum</i>	1	2m	1
<i>Milium effusum</i>	1	1	1
<i>Carex sylvatica</i>	1	1	1
<i>Anemone nemorosa</i>	v	v	v
<i>Euonymus europaea juv.</i>	1	1	1
<i>Quercus robur juv.</i>	+	+	+
<i>Carpinus betulus juv.</i>	+	+	+
<i>Acer campestre juv.</i>	+	+	+
<i>Fraxinus excelsior juv.</i>	+	+	1
<i>Scrophularia nodosa</i>	+	.	+
<i>Circaea lutetiana</i>	.	.	+
<i>Impatiens parviflora</i>	.	.	+
Begleiter:			
<i>Carex brizoides</i>	5	5	5
<i>Phalaris arundinacea</i>	2m	2m	1
<i>Aegopodium podagraria</i>	1	1	+
<i>Urtica dioica</i>	1	1	+
<i>Galeopsis tetrahit</i>	+	1	+
<i>Glechoma hederacea</i>	+	1	+
<i>Deschampsia cespitosa</i>	+	+	+
<i>Crataegus laevigata juv.</i>	+	+	+

Tab. A50: Vegetationsentwicklung eines Bestandes vom Typ des *Quercu-Ulmetum minoris*, Subass. von *Galium aparine* (Dauerbeobachtungsfläche Nr. 4).

Geographische Lage:	N 53°03.17.5 E 011°29.22.3		
Höhe in m üNN:	-		
Bearbeitungsjahr:	1997	1998	1999
Artenanzahl:	38	38	38
Anzahl gemeinsamer Arten:*	-	38	38
Ähnlichkeitswert [%]:	100	97	83
Deckung Baumschicht [%]:	90	90	90
Deckung Strauchschicht [%]:	5	5	5
Deckung Krautschicht [%]:	70	70	70
Gesamtdeckung [%]:	95	95	100
Baumschicht:			
<i>Ulmus laevis</i>	4	4	4
<i>Quercus robur</i>	2b	2b	2b
<i>Acer campestre</i>	2b	2b	2b
<i>Fraxinus excelsior</i>	2a	2a	2a
Strauchschicht:			
<i>Cornus sanguinea</i>	1	2a	2a
<i>Rubus fruticosus agg.</i>	1	1	1
<i>Ribes spicatum</i>	1	1	1
<i>Crataegus laevigata</i>	+	+	+
<i>Rosa canina</i>	+	+	+
<i>Ulmus laevis</i>	+	+	+
Krautschicht:			
Subass. von:			
<i>Galium aparine</i>	2m	2m	2m
<i>Chaerophyllum temulum</i>	2m	2m	1
<i>Ranunculus ficaria</i>	v	v	v
<i>Veronica hederifolia</i>	v	v	v
<i>Alliaria petiolata</i>	1	+	1
VC Alnion incanae:			
<i>Ulmus laevis juv.</i>	1	1	2m
<i>Festuca gigantea</i>	1	1	1
<i>Stachys sylvatica</i>	1	1	1
KC Quercu Fagetea:			
<i>Milium effusum</i>	2a	2a	2a
<i>Dryopteris filix-mas</i>	2a	2a	2a
<i>Maianthemum bifolium</i>	2m	2m	2m
<i>Geum urbanum</i>	1	2m	1
<i>Euonymus europaea juv.</i>	1	1	1
<i>Circaea lutetiana</i>	1	1	1
<i>Polygonatum multiflorum</i>	1	1	+
<i>Quercus robur juv.</i>	+	+	+
<i>Acer campestre juv.</i>	+	+	+
<i>Anemone nemorosa</i>	v	v	v
<i>Carpinus betulus juv.</i>	1	1	1
Begleiter:			
<i>Carex brizoides</i>	3	3	2b
<i>Geranium robertianum</i>	2a	2a	2a
<i>Poa trivialis</i>	2m	2m	2m
<i>Moehringia trinervia</i>	2m	2m	1
<i>Glechoma hederacea</i>	1	1	1
<i>Dactylis glomerata</i>	1	1	1
<i>Phalaris arundinacea</i>	1	1	1
<i>Galeopsis tetrahit</i>	1	+	+
<i>Stellaria media</i>	v	v	v
<i>Crataegus monogyna juv.</i>	+	+	+
<i>Urtica dioica</i>	2m	2m	2m
<i>Equisetum arvense</i>	1	1	1
<i>Deschampsia cespitosa</i>	+	+	+

Tab. A51: Vegetationsentwicklung eines Bestandes vom Typ des *Quercu-Ulmetum minoris*, Subass. von *Galium aparine* (Dauerbeobachtungsfläche Nr. 9).

Geographische Lage:	N 53°03.58.1 E 011°29.17.6		
Höhe in m üNN:	18,26		
Bearbeitungsjahr:	1997	1998	1999
Artenanzahl:	29	26	25
Anzahl gemeinsamer Arten:*	-	24	24
Ähnlichkeitswert [%]:	100	89	74
Deckung Baumschicht [%]:	70	70	70
Deckung Strauchschicht [%]:	90	90	90
Deckung Krautschicht [%]:	20	20	20
Gesamtdeckung [%]:	95	95	100
Baumschicht:			
<i>Ulmus laevis</i>	4	4	4
<i>Quercus robur</i>	3	3	3
Strauchschicht:			
<i>Crataegus laevigata</i>	2a	2a	2a
<i>Prunus spinosa</i>	1	1	2a
<i>Cornus sanguinea</i>	1	1	1
<i>Crataegus monogyna</i>	1	1	1
<i>Rosa canina</i>	+	+	+
Krautschicht:			
Subass. von:			
<i>Ranunculus ficaria</i>	v	v	v
<i>Veronica hederifolia</i>	v	v	v
<i>Galium aparine</i>	1	1	+
VC Alnion incanae:			
<i>Gagea lutea</i>	v	v	v
<i>Ulmus laevis juv.</i>	1	2m	1
<i>Festuca gigantea</i>	1	1	1
<i>Rumex sanguineus</i>	1	1	1
<i>Stachys sylvatica</i>	+	1	+
KC Quercu Fagetea:			
<i>Geum urbanum</i>	1	1	1
<i>Euonymus europaea juv.</i>	+	+	+
Begleiter:			
<i>Glechoma hederacea</i>	2b	2b	2b
<i>Rubus caesius</i>	1	2m	+
<i>Urtica dioica</i>	1	1	2m
<i>Prunus spinosa juv.</i>	1	1	1
<i>Phalaris arundinacea</i>	1	1	1
<i>Arctium lappa</i>	1	1	+
<i>Cornus sanguinea juv.</i>	1	1	1
<i>Deschampsia cespitosa</i>	1	1	+
<i>Poa trivialis</i>	1	1	+
<i>Rosa canina juv.</i>	+	+	+
<i>Symphytum officinale</i>	1	+	+
<i>Crataegus monogyna juv.</i>	+	+	+
<i>Epilobium spec.</i>	.	+	+
<i>Dactylis glomerata</i>	+	.	.
<i>Juncus effusus</i>	+	.	.
<i>Moehringia trinervia</i>	+	.	.
<i>Ranunculus repens</i>	+	.	.
<i>Stachys palustris</i>	+	.	.
<i>Poa pratensis</i>	.	+	.

Tab. A 52: Artenliste der potentiellen Rückdeichungsfläche

Es bedeuten:

Spalte für die Zeigerzahlen: F = Feuchtezahl, N = Stickstoffzahl, L = Lichtzahl, T = Temperaturzahl, K = Kontinentalitätszahl, R = Reaktionszahl

Spalte für die Lebensform (LF): A = Hydrophyt, C = krautiger Chamaephyt, G = Geophyt, H = Hemikryptophyt, N = Nanophanerophyt,

P = Phanerophyt, T = Therophyt, Z = holziger Chamaephyt, li = Liane, ep = Epiphyt, hp = Halbparasit, vp = Vollparasit

Spalte für den „Rote-Liste-Status“: B = Brandenburg, S = Sachsen-Anhalt, N = Niedersachsen, M = Mecklenburg-Vorpommern

Arten:	Deutscher Name:	Zeigerzahlen						Lf	Rote Liste-Status				Stromtalpfl.
		L	T	K	F	R	N		B	S	N	M	
<i>Acer campestre</i>	Feld-Ahorn	(5)	6	4	5	7	6	P	3				
<i>Acer pseudoplatanus</i>	Berg-Ahorn	(4)		4	6		7	P					
<i>Achillea millefolium</i>	Gewöhnliche Wiesen-Schafgarbe	8			4		5	H,C					
<i>Achillea ptarmica</i>	Sumpf-Schafgarbe	8	6	3	8	4	2	H	3	3		3	
<i>Acorus calamus</i>	Kalmus	8	6	5	10	7	7	G,A					
<i>Aegopodium podagraria</i>	Giersch	5	5	3	6	7	8	G,H					
<i>Agrimonia eupatoria</i>	Gewöhnlicher Odermennig	7	6	4	4	8	4	H			3F		
<i>Agrostis canina</i>	Hunds-Straußgras	9	5	5	9	3	2	H					
<i>Agrostis capillaris</i>	Rotes Straußgras	7		3		4	4	H					
<i>Agrostis stolonifera</i>	Weißes Straußgras	8		5			5	H					
<i>Alchemilla xanthochlora**</i>	Gelbgrüner Frauenmantel	6	4	2	7	7		H	1		3	1	
<i>Alisma lanceolatum</i>	Lanzettblättriger Froschlöffel	7	7	2	10	7	5	A	2			1	X
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	Gewöhnlicher Froschlöffel	7	5		10		8	A					
<i>Alliaria petiolata</i>	Knoblauchsrauke	5	6	3	5	7	9	H					
<i>Allium scorodoprasum</i>	Schlangen-Lauch	6	6	5	7	7	7	G			3F		X
<i>Allium vineale</i>	Weinbergs-Lauch	5	7	3	4		7	G					
<i>Alopecurus aequalis</i>	Ziegelroter Fuchsschwanz	9		5	9		9	T,H					
<i>Alopecurus geniculatus</i>	Knick-Fuchsschwanzgras	9	6	3	8	7	7	H					

Arten:	Deutscher Name:	Zeigerzahlen							Lf	Rote Liste-Status				Stromtalpfl.
		L	T	K	F	R	N	B		S	N	M		
<i>Alopecurus pratensis</i>	Wiesen-Fuchsschwanzgras	6		5	6	6	7	H						
<i>Anchusa arvensis</i>	Acker-Krummhals	7	6	6	4		4	T,H						
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Gewöhnliches Ruchgras					5		T,H				3		
<i>Anthriscus caucalis</i>	Hunds-Kerbel	8	6	2	5	6	6	T			2	3	X	
<i>Anthriscus sylvestris</i>	Wilder-Kerbel	7		5	5		8	H						
<i>Apera spica-venti</i>	Gewöhnlicher Windhalm	6	6	4	6	5		T						
<i>Arabidopsis thaliana</i>	Acker-Schmalwand	6	6	3	4	4	4	T,H						
<i>Arctium nemorosum</i>	Hain Klette	6	6	2	7	7	9	H						
<i>Arctium tomentosum</i>	Filzige Klette	8	5	7	5	8	9	H						
<i>Armeria elongata</i>	Sand-Grasnelke	6	7	3	3	6	2	H			3	3	X	
<i>Armoracia rusticana</i>	Meerrettich	8	6	3	5		9	G						
<i>Arrhenatherum elatius</i>	Glatthafer	8	5	3	5	7	7	H						
<i>Artemisia annua</i>	Einjähriger Beifuß	9	7	7	4	7	6	T						
<i>Artemisia vulgaris</i>	Gemeiner Beifuß	7	6		6		8	H,C						
<i>Asparagus officinalis</i>	Gemüse-Spargel	6	6	7	3		4	G						
<i>Atriplex patula**</i>	Spreizende Melde	6	6		5	7	7	T						
<i>Atriplex prostrata</i>	Spieß-Melde	8	6		6		9	T						
<i>Barbarea stricta</i>	Steifes Barbarakraut	8	6	7	7	7	8	H					X	
<i>Barbarea vulgaris</i>	Echtes Barbarakraut	8	6	3	6		6	H						
<i>Bellis perennis</i>	Gänseblümchen	8		2	5		6	H						
<i>Betula pendula</i>	Hänge-Birke	(7)						P						
<i>Bidens frondosa</i>	Schwarzfrüchtiger Zweizahn	7	6		8	7	8	T					X	
<i>Bidens tripartita</i>	Dreiteiliger Zweizahn	8	6		9		8	T						
<i>Briza media**</i>	Zittergras	8		3			2	H	3		2F	2		
<i>Bromus hordeaceus</i>	Weiche Trespe	7	6	3			3	T						
<i>Bromus inermis</i>	Unbegrannte Trespe	8		7	4	8	5	H,G						
<i>Bromus tectorum</i>	Dach-Trespe	8	6	7	3	8	4	T						
<i>Butomus umbellatus**</i>	Schwanenblume	6	6	5	10		7	A	3		3			
<i>Calamagrostis epigejos</i>	Land-Reitgras	7	5	7			6	G,H						
<i>Callitriche cophocarpa</i>	Sumpf-Wasserstern	8			10	8	5	A						

Arten:	Deutscher Name:	Zeigerzahlen							Lf	Rote Liste-Status				Stromtalpfl.
		L	T	K	F	R	N	B		S	N	M		
<i>Caltha palustris</i>	Sumpfdotterblume	7			9		6	H	3		3			
<i>Calystegia sepium</i>	Zaun-Winde	8	6	5	6	7	9	G,Hli						
<i>Camelina sativa**</i>	Saat-Leindotter	7	7	6	4	6	6	T	2		0	0		
<i>Campanula patula</i>	Wiesen-Glockenblume	8	6	4	5	7	5	H	3		2F	3		
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	Gewöhnliches Hirtentäschel	7			5		6	T						
<i>Cardamine parviflora**</i>	Kleinblütiges Schaumkraut	8	6	5	7	7	6	T	3	1	4	0		
<i>Cardamine pratensis</i>	Wiesen-Schaumkraut	4			6			H		3		3		
<i>Carduus crispus</i>	Krause Distel	7	6		6	7	9	H						
<i>Carduus nutans</i>	Nickende Distel	8	6	5	4	8	6	H			3F			
<i>Carex acuta</i>	Schlank-Segge	7	5	7	9	6	4	G,A						
<i>Carex acutiformis**</i>	Sumpf-Segge	7		3	9	7	5	G,A						
<i>Carex arenaria</i>	Sand-Segge	7	6	2	3	2	2	G,H						
<i>Carex brizoides</i>	Zittergras-Segge	6	5	4	6	4	3	H,G						
<i>Carex echinata**</i>	Stern-Segge	8		3	8	3	2	H	3	3	3	2		
<i>Carex elata**</i>	Steife Segge	8		2	10		5	H,A			3			
<i>Carex elongata**</i>	Walzen-Segge	4	6	3	9	7	6	H			3			
<i>Carex hirta</i>	Behaarte Segge	7	6	3	6		5	G						
<i>Carex leporina</i>	Hasenfuß-Segge	7		3	7	3	3	H						
<i>Carex muricata agg.</i>	Sparrige Segge	7	6	3	4		6	H						
<i>Carex nigra</i>	Wiesen-Segge	8		3	8	3	2	G	3	3		3		
<i>Carex otrubae</i>	Hain-Segge	6	6	2	8	7	6	H,G		3				
<i>Carex pallescens</i>	Bleiche Segge	7	4	3	6	4	3	H			3F			
<i>Carex panicea</i>	Hirsen-Segge	8		3	8		4	G,H	3		3	2		
<i>Carex praecox</i>	Frühe Segge	9	6	6	3		4	G,H		3	3	1	X	
<i>Carex pseudocyperus**</i>	Scheinzyper-Segge	7	6	3	9	6	5	A,H						
<i>Carex riparia</i>	Ufer-Segge	7	6	3	9	7	4	A,H						
<i>Carex vesicaria</i>	Blasen-Segge	7	4		9	6	5	A,H	3		3	3		
<i>Carex vulpina</i>	Fuchs-Segge	9	6	5	8		5	H,G		2	3	3		
<i>Carex x elytroides</i>	Bastard-Segge													
<i>Carpinus betulus</i>	Hainbuche	(4)	6	4				P						

Arten:	Deutscher Name:	Zeigerzahlen						Lf	Rote Liste-Status				Stromtalpfl.
		L	T	K	F	R	N		B	S	N	M	
<i>Centaurea jacea</i>	Wiesen-Flockenblume	7		5				H	3		(3F)	3	
<i>Centaurea scabiosa</i>	Skabiosen-Flockenblume	7		3	3	8	4	H	3			3	
<i>Centaureum erythraea</i>	Echtes Tausendgüldenkraut	8	6	5	5	6	6	T,H	3			3	
<i>Cerastium arvense</i>	Acker-Hornkraut	8		5	4	6	4	C					
<i>Cerastium dubium</i>	Klebriges Hornkraut	9	6	6	8	7	5	T	3	4	4		X
<i>Cerastium holosteoides</i>	Gewöhnliches Hornkraut	6			5		5	C,H					
<i>Ceratophyllum demersum</i>	Rauhes Hornblatt	6	7		12	8	8	A					
<i>Ceratophyllum submersum</i>	Zartes Hornblatt	5	8	5	12	8	7	A			3		
<i>Chaerophyllum bulbosum</i>	Knolliger Kälberkropf	7	6	5	7	8	8	T,G					X
<i>Chenopodium album</i>	Weißer Gänsefuß				4		7	T					
<i>Chenopodium bonus-henricus</i>	Guter Heinrich	8		2	5		9	T,G					
<i>Chenopodium hybridum</i>	Bastard-Gänsefuß	7	6	7	5	8	8	T			3		
<i>Chenopodium polyspermum</i>	Vielsamiger Gänsefuß	6	6	4	6		8	T					
<i>Chenopodium rubrum</i>	Roter Gänsefuß	8	6	7	7	7	9	T					X
<i>Cichorium intybus</i>	Wegwarte	9	6	5	4	8	5	H					
<i>Cirsium arvense</i>	Acker-Kratzdistel	8	5				7	G					
<i>Cirsium palustre</i>	Sumpf-Kratzdistel	7	5	3	8	4	3	H					
<i>Cirsium vulgare</i>	Gewöhnliche Kratzdistel	8	5	3	5	7	8	H					
<i>Cnidium dubium</i>	Brenndolde	7	7	6	8	6		H	2	2	2	1	X
<i>Convolvulus arvensis</i>	Acker-Winde	7	6		4	7		G,Hli					
<i>Conyza canadensis</i>	Kanadisches Berufkraut	8	6		4		5	T,H					
<i>Cornus sanguinea</i>	Roter Hartriegel	7	5	4	5	7		N					
<i>Corrigiola litoralis</i>	Hirschsprung	8	6	2	7	5	5	T	2	3	3F	2	X
<i>Corynephorus canescens</i>	Silbergras	8	6	5	2	3	2	H					
<i>Crataegus laevigata agg.</i>	Zweigrieffeliger Weißdorn	6	6	4	5	7	5	N,P					
<i>Crataegus monogyna agg.</i>	Eingrieffeliger Weißdorn	7	5	3	4	8	4	N,P					
<i>Crepis biennis</i>	Wiesen-Pippau	7	5	3	5	6	5	H					
<i>Crepis tectorum**</i>	Dach-Pippau	8	6	7	4		6	T,H			3F		
<i>Cruciata laevipes**</i>	Gewimpertes Kreuzlabkraut	7	5	5	6	6	7	H					
<i>Cucubalus baccifer</i>	Hühnerbiß	6	6	4	9	8	7	H	1	3	2	1	X

Arten:	Deutscher Name:	Zeigerzahlen						Lf	Rote Liste-Status				Stromtalpfl.
		L	T	K	F	R	N		B	S	N	M	
<i>Cuscuta epithymum</i>	Quendel-Seide			5			2	Tvp	3		2	2	
<i>Cuscuta trifolii**</i>	Kleeseide							T,VP				0	
<i>Cynosurus cristatus</i>	Wiesen-Kammgras	8	5	3	5		4	H	3			3	
<i>Dactylis glomerata</i>	Wiesen-Knäuelgras	7		3	5		6	H					
<i>Daucus carota</i>	Wilde Möhre	8	6	5	4		4	H					
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Rasen-Schmiele	6			7		3	H					
<i>Descurainia sophia</i>	Besenrauke	8	6	7	4		6	T					
<i>Dianthus deltoides</i>	Heide Nelke	8	5	4	3	3	2	C,H	3		3	3	
<i>Dipsacus fullonum</i>	Wilde Karde	9	6	3	6	8	7	H					
<i>Dipsacus sylvestris **</i>	Weber-Karde	9	6	3	6	8	7	H					
<i>Dryopteris carthusiana</i>	Dornfarn	5		3		4	3	H					
<i>Echinochloa crus-galli</i>	Hühnerhirse	6	7	5	5		8	T					
<i>Echium vulgare</i>	Gewöhnlicher Natternkopf	9	6	3	4	8	4	H			3F		
<i>Eleocharis palustris</i>	Gewöhnliche Sumpfbirse	8			10			A					
<i>Eleocharis uniglumis</i>	Einspelzige Sumpfbirse	7	5		9	7	5	A			3B	3	
<i>Elodea canadensis</i>	Kanadische Wasserpest	7	6	5	12	7	7	A					
<i>Elymus repens</i>	Gemeine Quecke	7	6	7			7	G					
<i>Epilobium angustifolium</i>	Schmalblättriges Weidenröschen	8		5	5	5	8	H					
<i>Epilobium ciliatum</i>	Drüsiges Weidenröschen	7	6		5	7	8	H					
<i>Epilobium hirsutum</i>	Zottiges Weidenröschen	7	5	5	8	8	8	H					
<i>Epilobium obscurum</i>	Dunkelgrünes Weidenröschen	7	5	2	8	4	4	H,C	3	2		G	
<i>Epilobium palustre**</i>	Sumpf-Weidenröschen	7	5		9		2	H	3				
<i>Equisetum arvense</i>	Acker-Schachtelhalm	6			6		3	G					
<i>Equisetum fluviatile</i>	Teich-Schachtelhalm	8	4		10		5	A,G					
<i>Erodium cicutarium</i>	Gewöhnlicher Reiherschnabel	8	6	5	4			T,H					
<i>Erophila verna</i>	Frühlings-Hungerblümchen	8	6	3	3		2	T					
<i>Eryngium campestre</i>	Feld-Mannstreu	9	7	5	3	8	3	H			3F	2	X
<i>Erysimum cheiranthoides</i>	Acker-Schöterich	7	5		5	7	7	T					
<i>Euonymus europaea</i>	Pfaffenhütchen	6	5	3	5	8	5	N					
<i>Euphorbia cyparissias</i>	Zypressen-Wolfsmilch	8		4	3		3	H,G					

Arten:	Deutscher Name:	Zeigerzahlen						Lf	Rote Liste-Status				Stromtalpfl.
		L	T	K	F	R	N		B	S	N	M	
<i>Euphorbia esula</i>	Scharfe Wolfsmilch	8	6	5	4	8		H					
<i>Euphorbia helioscopia</i>	Sonnenwend-Wolfsmilch	6		3	5	7	7	T					
<i>Euphorbia palustris</i>	Sumpf-Wolfsmilch	8	6	6	8	8		H	2	3	2F	1	X
<i>Fagus sylvatica</i>	Rotbuche	(3)	5	2	5			P					
<i>Festuca arundinacea</i>	Rohr-Schwingel	8	5		7	7	4	H					
<i>Festuca gigantea</i>	Riesen-Schwingel	4	5	3	7	6	6	H					
<i>Festuca ovina</i> agg.	Schaf-Schwingel												
<i>Festuca pratensis</i>	Wiesen-Schwingel	8	x	3	6	x	6	H					
<i>Festuca rubra</i> agg.	Rot-Schwingel							H					
<i>Filipendula ulmaria</i>	Echtes Mädesüß	7	5		8		4	H					
<i>Fraxinus excelsior</i>	Gewöhnliche Esche	(4)	5	3		7	7	P					
<i>Gagea lutea</i>	Wald-Goldstern	4	5	4	6	7	7	G					
<i>Gagea pratensis</i>	Wiesen-Goldstern	7	6	5	4	8	6	G					
<i>Galeopsis speciosa</i>	Bunter-Hohlzahn	7		6	5		8	T			3		
<i>Galeopsis tetrahit</i>	Gemeiner Hohlzahn	7		3	5		6	T					
<i>Galinsoga parviflora</i>	Kleinblütiges Franzosenkraut	7	6	3	5	5	8	T					
<i>Galium album</i>	Weißes Labkraut	7		3	5	7		H					
<i>Galium aparine</i>	Kletten-Labkraut	7	6	3		6	8	Tli					
<i>Galium boreale</i> **	Nordisches Labkraut	6	6	7	6	8	2	H	3		2	3	
<i>Galium palustre</i>	Sumpf-Labkraut	6	5	3	9		4	H					
<i>Galium uliginosum</i> **	Moor-Labkraut	6	5		8		2	H				3	
<i>Galium verum</i>	Echtes Labkraut	7	6	4	5	7	5	H			3F		
<i>Geranium dissectum</i>	Schlitzblättriger Storchschnabel	6	6	3	5	8	5	T				3	
<i>Geranium pusillum</i> **	Kleiner Storchschnabel	7	6	5	4		7	T					
<i>Geranium robertianum</i>	Stinkender Storchschnabel	5		3			7	T,H					
<i>Geum urbanum</i>	Echte Nelkenwurz	4	5	5	5		7	H					
<i>Glechoma hederacea</i>	Gundermann	6	6	3	6		7	G,H					
<i>Glyceria fluitans</i>	Flutender Schwaden	7		3	9		7	A,H					
<i>Glyceria maxima</i>	Wasser-Schwaden	9	5		10	8	9	A,H					
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	Sumpf-Ruhrkraut	7	6	4	7	4	4	T					

Arten:	Deutscher Name:	Zeigerzahlen						Lf	Rote Liste-Status				Stromtalpfl.
		L	T	K	F	R	N		B	S	N	M	
<i>Heracleum sphondylium</i>	Wiesen-Bärenklau	7	5	2	5		8	H					
<i>Herniaria glabra</i>	Kahles Bruchkraut	8	6	5	3	4	2	H,T			(3)		
<i>Hieracium caespitosum</i>	Wiesen-Habichtskraut	8	5	6	7	7	3	H	2	3		2	
<i>Holcus lanatus</i>	Wolliges Honiggras	7	6	3	6		4	H					
<i>Hordeum murinum</i>	Mäuse-Gerste	8	7		4	7	5	T					
<i>Hordeum secalinum**</i>	Roggen-Gerste	8	6	2	6	6	5	H		2	2	1	X
<i>Hottonia palustris</i>	Wasserfeder	7	6	5	12	5	4	A	3	3			X
<i>Humulus lupulus</i>	Hopfen	7	6	3	8	6	8	Hli					
<i>Hypericum hirsutum</i>	Behaartes Johanniskraut	7	6	4	5	8	7	H			3F	0	
<i>Hypericum perforatum</i>	Echtes Johanniskraut	7	6	5	4	6	3	H					
<i>Hypochoeris radicata**</i>	Gemeines Ferkelkraut	8	5	3	5	4	3	H					
<i>Inula britannica</i>	Wiesen-Alant	8	6	5	7	8	5	H	3	3	3F	3	X
<i>Iris pseudacorus</i>	Sumpf-Schwertlilie	7	6	3	9		7	A,G					
<i>Juncus articulatus**</i>	Glieder-Binse	8		3	9		2	H					
<i>Juncus bufonius</i>	Krötenbinse	7	5		7	3	4	T					
<i>Juncus compressus</i>	Zusammengedrückte Binse	8	5	3	8	7	5	G					
<i>Juncus conglomeratus</i>	Knäuel-Binse	8	5	3	7	4	3	H				3	
<i>Juncus effusus</i>	Flatter-Binse	8	5	3	7	3	4	H					
<i>Lamium album</i>	Weißes Taubnessel	7		3	5		9	H					
<i>Lamium amplexicaule</i>	Stengelumfassende Taubnessel	6	6	5	4	7	7	T					
<i>Lamium purpureum</i>	Rote Taubnessel	7	5	3	5	7	7	T,H					
<i>Lapsana communis</i>	Rainkohl	5	6	3	5		7	H,T					
<i>Lathyrus pratensis</i>	Wiesen-Platterbse	7	5		6	7	6	Hli					
<i>Lathyrus tuberosus**</i>	Knollen-Platterbse	7	6	6	4	8	4	G,Hli			(3)		
<i>Lemna gibba</i>	Buckelige Wasserlinse	8	6	3	11	8	8	A					
<i>Lemna minor</i>	Kleine Wasserlinse	7	5	3	11		6	A					
<i>Lemna trisulca</i>	Dreifurchige Wasserlinse	7	6	3	12	7	5	A					
<i>Leontodon autumnalis</i>	Herbst-Löwenzahn	7		3	5	5	5	H					
<i>Leontodon hispidus</i>	Steifhaariger Löwenzahn	8		3	5	7	6	H	3		2		
<i>Leonurus marrubiastrum</i>	Echtes Herzgespann	7	7	8	6	8	8	T,H		2	3	2	X

Arten:	Deutscher Name:	Zeigerzahlen							Lf	Rote Liste-Status				Stromtalpfl.
		L	T	K	F	R	N	B		S	N	M		
<i>Leonurus marrubiastrum</i>	Katzenschwanz	7	7	8	6	8	8	T,H			3	2	X	
<i>Lepidium ruderale</i>	Schutt-Kresse	9	6	7	4		6	T,H						
<i>Leucanthemum vulgare</i>	Gewöhnliche Wucherblume	7		3	4		3	H						
<i>Limosella aquatica</i>	Schlammling	7	6	3	8	7	3	T	3	3	3F	3	X	
<i>Linaria vulgaris</i>	Gewöhnliches Leinkraut	8	6	5	4	7	5	G,H						
<i>Lolium multiflorum</i>	Vielblütiges Weidelgras	7	7	3	4	7	6	H,T						
<i>Lolium perenne</i>	Ausdauerndes Weidelgras	8	6	3	5	7	7	H						
<i>Lotus corniculatus</i>	Gewöhnlicher Hornklee	7		3	4	7	3	H						
<i>Lotus uliginosus</i>	Sumpf-Hornklee	7	5	2	8	6	4	H						
<i>Luzula campestris</i>	Feld-Hainsimse	7		3	4	3	2	H				3		
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	Kuckucks-Lichtnelke	7	5	3	7			H	3			2		
<i>Lycopus europaeus</i>	Ufer-Wolfstrapp	7	6	5	9	7	7	H,A						
<i>Lysimachia nummularia</i>	Pfennigkraut	4	6	4	6			C						
<i>Lysimachia vulgaris</i>	Gewöhnlicher Gilbweiderich	6			8			H						
<i>Lythrum salicaria</i>	Blut-Weiderich	7	5	5	8	6		H						
<i>Matricaria discoidea</i>	Strahlenlose Kamille	8	5	3	5	7	8	T						
<i>Matricaria recutita</i>	Echte Kamille	7	6	5	5	5	5	T						
<i>Medicago sativa**</i>	Saatluzerne	8	6	6	4	7		H						
<i>Melilotus spec.**</i>	Steinklee													
<i>Mentha aquatica</i>	Wasser-Minze	7	5	3	9	7	5	H,A						
<i>Mentha arvensis</i>	Acker-Minze	7			8			G,H						
<i>Mentha pulegium</i>	Polei-Minze	8	7	3	7	7	7	H	3	2	2	1	X	
<i>Mentha x piperita agg.**</i>	Grüne Minze	8	7		6	7	6	H						
<i>Moehringia trinervia</i>	Dreinervige Nabelmiere	4	5	3	5	6	7	T,H						
<i>Montia fontana ssp. chondrosperma</i>	Kleines Quellkraut	7	6	2	8	3	4	T,A	2	2	3F	2		
<i>Myosotis arvensis</i>	Acker-Vergißmeinnicht	6	6	5	5		6	T,H						
<i>Myosotis palustris agg.</i>	Sumpf-Vergißmeinnicht													
<i>Myosotis ramosissima</i>	Hügel-Vergißmeinnicht	9	6	5	2	7	1	T	3		3			
<i>Myosoton aquaticum</i>	Wasserdarm	7	5	3	8	7	8	G,H						
<i>Myosurus minimus</i>	Mäuseschwänzchen	8	7	5	7	6	5	T			3			

Arten:	Deutscher Name:	Zeigerzahlen							Lf	Rote Liste-Status				Stromtalpfl.
		L	T	K	F	R	N	B		S	N	M		
<i>Nasturtium officinale</i>	Brunnenkresse	7		3	10	7	7	A		3				
<i>Odontites vulgare</i>	Roter Zahntrost	6	6	3	5	7	5	Thp				3		
<i>Oenanthe aquatica</i>	Großer Wasserfenchel	7	6	5	10	7	6	A,H						
<i>Oenanthe fistulosa</i>	Röhriger Wasserfenchel	7	7	2	9	8	5	H,A	3	2	3	2	X	
<i>Oenothera biennis</i>	Gewöhnliche Nachtkerze	9	7	3	4		4	H						
<i>Ononis spinosa</i>	Dorniger Hauhechel	8	6	5	4	7	3	Z,H	3		3F			
<i>Papaver argemone</i>	Sand-Mohn	6	6	2	4	5	5	T						
<i>Peplis portula</i>	Sumpfqwendel	8	6	3	7	3	2	T		3		3		
<i>Phalaris arundinacea</i>	Rohrglanzgras	7	5		9	7	7	G,H						
<i>Phleum pratense</i>	Wiesen-Lieschgras	7		5	5		6	H						
<i>Phragmites australis</i>	Schilf	7	5		10	7	7	G,A						
<i>Plantago lanceolata</i>	Spitz-Wegerich	6		3				H						
<i>Plantago major</i>	Breit-Wegerich	8			5		6	H						
<i>Plantago major ssp. intermedia</i>	Mittlerer-Wgerich	7	6		7	5	4	H,T						
<i>Poa annua</i>	Einjähriges Rispengras	7		5	6		8	T,H						
<i>Poa bulbosa</i>	Knolliges Rispengras	8	7	7	3	5	2	H			2	1		
<i>Poa compressa**</i>	Flaches Rispengras	9		4	3	9	3	H						
<i>Poa palustris</i>	Sumpf-Rispengras	7	5	5	9	8	7	H						
<i>Poa pratensis</i>	Wiesen-Rispengras	6			5		6	H,G						
<i>Poa trivialis</i>	Gewöhnliches Rispengras	6		3	7		7	H,C						
<i>Polygonum amphibium</i>	Wasser-Knöterich	7	6		11	6	4	A,G						
<i>Polygonum aviculare agg.</i>	Vogel-Knöterich	7	6		4		6	T						
<i>Polygonum convolvulus</i>	Acker-Windenknöterich	7	6		5		6	Tli						
<i>Polygonum dumetorum</i>	Hecken-Windenknöterich	6	6	4	5		7	Tli						
<i>Polygonum hydropiper</i>	Wasserpfeffer	7	6		8	5	8	T						
<i>Polygonum lapathifolium</i>	Ampfer-Knöterich	6	6	4	8		8	T						
<i>Polygonum persicaria</i>	Floh-Knöterich	6	6	3	5	7	7	T						
<i>Populus nigra</i>	Schwarz-Pappel	(5)	6	6	8	7	7	P	1	1	3			
<i>Populus nigra-Hybriden</i>	Pappel-Hybriden							P						
<i>Populus tremula</i>	Zitter-Pappel	(6)	5	5	5			P						

Arten:	Deutscher Name:	Zeigerzahlen							Lf	Rote Liste-Status				Stromtalpfl.
		L	T	K	F	R	N	B		S	N	M		
<i>Potamogeton compressus</i>	Flachstengeliges Laichkraut	6	5	?	12	8	4	A	2	0	3F	2		
<i>Potamogeton natans</i>	Schwimmendes Laichkraut	6	5	5	11	7	5	A						
<i>Potamogeton perfoliatus</i> **	Durchwachsenes Laichkraut	6			12	7	6	A	3		3			
<i>Potamogeton pusillus</i> agg.**	Kleines Laichkraut	6	5	5	12	6		A	3	3		3		
<i>Potamogeton trichoides</i>	Haarblättriges Laichkraut	8	6	5	11	5	4	A	2	3		2		
<i>Potentilla anserina</i>	Gänse-Fingerkraut	7	6		6		7	H						
<i>Potentilla argentea</i>	Silber-Fingerkraut	9	6	3	2	3	1	H						
<i>Potentilla reptans</i>	Kriechendes Fingerkraut	6	6	3	6	7	5	H						
<i>Prunella vulgaris</i>	Kleine Braunelle	7		3	5	7		H						
<i>Prunus spinosa</i>	Schlehdorn	7	5	5	4	7		N						
<i>Pulicaria vulgaris</i>	Kleines Flohkraut	9	6	?	8	6	7	T	3	2	2F	2	X	
<i>Quercus robur</i>	Stiel-Eiche	(7)	6	6				P						
<i>Ranunculus acris</i>	Scharfer Hahnenfuß	7		3	6			H						
<i>Ranunculus auricomus</i>	Gold-Hahnenfuß	5	6	3		7		H	3					
<i>Ranunculus bulbosus</i>	Knolliger Hahnenfuß	8	6	3	3	7	3	G,H			3F			
<i>Ranunculus circinatus</i>	Spreizender Hahnenfuß	6	6	5	12	7	8	A	3					
<i>Ranunculus ficaria</i>	Scharbockskraut	4	5	3	6	7	7	G						
<i>Ranunculus flammula</i>	Brennender Hahnenfuß	7		3	9	3	2	H				3		
<i>Ranunculus lingua</i>	Zungen-Hahnenfuß	7			10	6	7	H,A	2	2	3F	3		
<i>Ranunculus peltatus</i>	Schild-Wasserhahnenfuß	6	6	3	12	5	6	A		3		3		
<i>Ranunculus repens</i>	Kriechender Hahnenfuß	6			7			H						
<i>Ranunculus sardous</i>	Rauher Hahnenfuß	8	6	4	8		7	T	3	3	2F	2	X	
<i>Ranunculus sceleratus</i>	Gift-Hahnenfuß	9	6		9	7	9	T						
<i>Rhamnus cathartica</i>	Purgier-Kreuzdorn	7	5	5	4	8	4	N			3F			
<i>Rorippa amphibia</i>	Wasser-Sumpfkresse	7	6	7	10	7	8	A,H						
<i>Rorippa austriaca</i> **	Österreichische Sumpfkresse	8	7	4	7	8	8	H			4		X	
<i>Rorippa palustris</i>	Gewöhnliche Sumpfkresse	7			8		8	T,H						
<i>Rorippa sylvestris</i>	Wilde Sumpfkresse	6	6	3	8	8	6	G,H						
<i>Rosa canina</i>	Hecken-Rose	8	5	3	4			N						
<i>Rosa corymbifera</i>	Busch-Rose	8	6	4	4	7	5	N						

Arten:	Deutscher Name:	Zeigerzahlen							Lf	Rote Liste-Status				Stromtalpfl.
		L	T	K	F	R	N	B		S	N	M		
<i>Rosa subcanina</i>	Hundsähnliche Rose	8	5	3	4	6	3	N						
<i>Rosa vosagiaca</i>	Graugrüne Rose	7	5	2	5	6	3	N	3		3	3		
<i>Rubus caesius</i>	Kratzbeere	6	5	4		8	7	zli						
<i>Rubus fruticosus agg.</i>	Echte Brombeere													
<i>Rumex acetosa</i>	Wiesen-Sauerampfer	8					6	H						
<i>Rumex acetosella</i>	Kleiner Sauerampfer	8	5	3	4	2	2	G,H						
<i>Rumex conglomeratus**</i>	Knäuel-Ampfer	8	6	3	7		8	H						
<i>Rumex crispus</i>	Krauser Ampfer	7	5	3	7		5	H						
<i>Rumex hydrolapathum**</i>	Fluß-Ampfer	7	6	3	10	7	7	A,H						
<i>Rumex maritimus</i>	Ufer-Ampfer	8	7		9	8	9	T					X	
<i>Rumex obtusifolius</i>	Stumpfbältriger Ampfer	7	5	3	6		9	H						
<i>Rumex palustris**</i>	Sumpf-Ampfer	8	7	3	9	9	8	T				2	X	
<i>Rumex sanguineus</i>	Hain-Ampfer	4	6	2	8	7	7	H						
<i>Rumex stenophyllus**</i>	Schmalblättriger Ampfer	8	6	8	7	8	5	H		3			X	
<i>Rumex thyrsiflorus</i>	Straußblütiger Sauerampfer	8	7	7	3	7	4	H					X	
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	Gewöhnliches Pfeilkraut	7	6	4	10	7	6	A		3				
<i>Salix alba</i>	Silber-Weide	(5)	6	6	8	8	7	P						
<i>Salix caprea</i>	Sal-Weide	7		3	6	7	7	N,P						
<i>Salix cinerea</i>	Grau-Weide	7		5	9	5	4	N						
<i>Salix fragilis</i>	Bruch-Weide	(5)	5	3	8	6	6	P						
<i>Sambucus nigra</i>	Schwarzer Holunder	7	5	3	5		9	N						
<i>Saponaria officinalis</i>	Echtes Seifenkraut	7	6	3	5	7	5	H						
<i>Saxifraga granulata</i>	Körnchen-Steinbrech		6	2	4	5	3	H		3	2			
<i>Schoenoplectus lacustris**</i>	Gemeine Teichsimse	8	6	3	11	7	6	C						
<i>Scirpus sylvaticus</i>	Wald-Simse	6	5	4	8	4	4	G						
<i>Scleranthus annuus</i>	Einjähriger Knäuel	6	5	4	5	2	5	T						
<i>Scrophularia nodosa</i>	Knotige Braunwurz	4	5	3	6	6	7	H						
<i>Scutellaria galericulata</i>	Sumpf-Helmkraut	7	6	5	9	7	6	H						
<i>Scutellaria hastifolia</i>	Spießblättriges Helmkraut	7	7	6	8	7	5	H	2	2	2	1	X	
<i>Sedum acre</i>	Scharfer Mauerpfeffer	8	6	3	2		1	C						

Arten:	Deutscher Name:	Zeigerzahlen							Lf	Rote Liste-Status				Stromtalpfl.
		L	T	K	F	R	N	B		S	N	M		
<i>Sedum reflexum</i>	Felsen-Mauerpfeffer	7	5	4	2	5	1	C			3			
<i>Sedum sexangulare</i>	Milder Mauerpfeffer	7	5	4	2	6	1	C						
<i>Senecio aquaticus</i>	Wasser-Greiskraut	7	6	2	8	4	5	H	3	3	3	2		
<i>Senecio erraticus**</i>	Spreizblättriges Kreuzkraut	8	6	2	6		6	H	1	2	3			
<i>Senecio erucifolius**</i>	Raukenblättriges Greiskraut	8	6	4	3	8	4	H	2					
<i>Senecio jacobaea**</i>	Jakobs-Greiskraut	8	5	3	4	7	5	H						
<i>Senecio vernalis</i>	Frühlings-Greiskraut	7	6	6	4	7	6	T,H						
<i>Senecio viscosus</i>	Klebriges Greiskraut	8	6	4	3		4	T						
<i>Senecio vulgaris</i>	Gewöhnliches Greiskraut	7			5		8	T,H						
<i>Silaum silaus</i>	Wiesen-Silau	7	6	5		7	2	H	3	3	2	1		
<i>Silene alba</i>	Weißer Lichtnelke	8	6		4		7	H						
<i>Silene vulgaris</i>	Taubenkropf	8			4	7	2	H,C						
<i>Sinapis arvensis</i>	Acker-Senf	7	5	3		8	6	T						
<i>Sium latifolium</i>	Breitblättriger Merk	7	6	4	10	7	7	A,H						
<i>Solanum dulcamara</i>	Bittersüßer Nachtschatten	7	5		8		8	Nli						
<i>Sonchus asper</i>	Rauhe Gänsedistel	7	5		6	7	7	T						
<i>Sparganium erectum</i>	Aufrechter Igelkolben	7	6	5	10	7	7	A						
<i>Spergula morisonii</i>	Frühlings-Spark	9	5	4	3		2	T						
<i>Spergularia rubra</i>	Roter Spärkling	7	5		5	3	4	T,H						
<i>Spirodela polyrhiza</i>	Teichlinse	7	6	5	11	6	6	A						
<i>Stachys palustris</i>	Sumpf-Ziest	7	5		7	7	6	G						
<i>Stachys sylvatica</i>	Wald-Ziest	4		3	7	7	7	H						
<i>Stellaria graminea</i>	Gras-Sternmiere	6			4	4	3	H						
<i>Stellaria media agg.</i>	Vogelmiere	6				7	8	T						
<i>Stellaria nemorum**</i>	Hain-Sternmiere	4		4	7	5	7	H			3F			
<i>Stellaria palustris</i>	Sumpf-Sternmiere	5	5	7	9	4	2	H	3	3				
<i>Symphytum officinale agg.</i>	Echter Beinwell	7	6	3	8		8	H,G						
<i>Tanacetum vulgare</i>	Rainfarn	8	6	4	5	8	5	H						
<i>Taraxacum officinale agg.</i>	Wiesen-Löwenzahn	7			5		7	H						
<i>Teucrium scordium</i>	Lauch-Gamander	7	7	5	8	8	4	H	2	1	2F	2	X	

Arten:	Deutscher Name:	Zeigerzahlen							Lf	Rote Liste-Status				Stromtalpfl.
		L	T	K	F	R	N	B		S	N	M		
<i>Thalictrum flavum</i>	Gelbe Wiesenraute	7	6	5	8	8	4	H		3	3	2	X	
<i>Thlaspi arvense</i>	Acker-Hellerkraut	6	5		5	7	6	T						
<i>Torilis japonica</i>	Gewöhnlicher Klettenkerbel	6	6	3	5	8	8	T,H						
<i>Tragopogon dubius**</i>	Großer Bocksbart	8	7	4	4	8	4	H			3	2		
<i>Tragopogon pratensis</i>	Wiesen-Bocksbart	7	6	3	4	7	6	H						
<i>Trifolium arvense</i>	Hasen-Klee	8	6	3	3	2	1	T						
<i>Trifolium campestre</i>	Feld-Klee	8	6	3	4	6	3	T						
<i>Trifolium dubium</i>	Faden-Klee	6	6	3	5	6	5	T						
<i>Trifolium fragiferum</i>	Erdbeer Klee	8	6	5	7	8	7	H	3	3	2B		X	
<i>Trifolium hybridum</i>	Schweden-Klee	7	6	5	6	7	5	H						
<i>Trifolium pratense</i>	Roter Wiesen-Klee	7		3				H						
<i>Trifolium repens</i>	Weiß-Klee	8			5	6	6	C,H						
<i>Tripleurospermum perforatum</i>	Geruchlose Kamille	7	6	3		6	6	T						
<i>Trisetum flavescens**</i>	Goldhafer	7		5			5	H	3					
<i>Tussilago farfara</i>	Huflattich	8		3	6	8		G						
<i>Typha latifolia</i>	Breitblättriger Rohrkolben	8	6	5	10	7	8	A,H						
<i>Ulmus laevis</i>	Flatter-Ulme	(4)	6	5	8	7	7	P			3		X	
<i>Urtica dioica</i>	Große Brennnessel				6	7	8	H						
<i>Verbascum thapsus</i>	Kleinblütige Königskerze	8		3	4	7	7	H				3		
<i>Veronica agrestis**</i>	Acker-Ehrenpreis	6	6	2	6	7	7	T			3			
<i>Veronica arvensis</i>	Feld-Ehrenpreis	7	6	3	4	6		T						
<i>Veronica chamaedrys</i>	Gamander Ehrenpreis	6			5			C						
<i>Veronica hederifolia agg.</i>	Efeublättriger-Ehrenpreis	6	6	3	5	7	7	T						
<i>Veronica persica</i>	Persischer Ehrenpreis	6		3	5	7	7	T						
<i>Veronica scutellata</i>	Schild-Ehrenpreis	8	5	3	9	3	3	H	3	3		3		
<i>Veronica serpyllifolia</i>	Quendel-Ehrenpreis			3	6	5		H						
<i>Viburnum opulus</i>	Gewöhnlicher Schneeball	6	5	3		7	6	N						
<i>Vicia cracca</i>	Vogel-Wicke	7	5		5			Hli						
<i>Vicia hirsuta</i>	Rauhaarige Wicke	7	6	5	4		4	Tli						
<i>Vicia sativa ssp. nigra</i>	Schmalblättrige Wicke	5	6	3				Tli						

Arten:	Deutscher Name:	Zeigerzahlen							Lf	Rote Liste-Status				Stromtalpfl.
		L	T	K	F	R	N	B		S	N	M		
<i>Vicia tenuissima</i> **	Zierliche Wicke	7	8	2	4	6	6	Tli						
<i>Vicia tetrasperma</i>	Viersamige Wicke	6	6	5	5	5	5	Tli						
<i>Vicia villosa</i>	Zottel-Wicke	7	6	5	4	6	5	T,Hli						
<i>Viola arvensis</i>	Acker-Stiefmütterchen	6	5					T						
<i>Viola pumila</i> **	Niedriges Veilchen	8	7	6	7	6	4	H		2				
<i>Viola riviniana</i>	Hain-Veilchen	5		3	4	4		H						
<i>Viola stagnina</i>	Gräben-Veilchen								2	2	2F	1		
<i>Viola tricolor</i>	Wildes-Stiefmütterchen	7			4			H,T						
<i>Xanthium albinum</i>	Elb-Spitzklette	8	6	4	8	7	7	T					X	

** Arten, die nur auf der Fläche des Drei-Felder-Versuches gefunden wurden (TP Landwirtschaft)

Gesamtartenanzahl: 392 Sippen

Übersicht über die Anzahl an „Rote-Liste-Arten“

Rote Liste Kategorie:	B	S	N	M
0	-	1	1	4
1	4	3	-	12
2	14	14	20	21
3	41	28	49	31
4	-	1	3	-
(3)	-	-	3	-
G	-	-	-	1
Summe:	59	47	76	69

Dipl.-Biol. Michael Hellwig

Lebenslauf

Persönliche Angaben

geboren am 12 April 1968 in Hildesheim, ledig

Bildungsweg

- 1975-1978 Grundschule in Hildesheim
- 1979-1988 Scharnhorstgymnasium Hildesheim, Abschluß Abitur
- 1990-1992 Studium der Biologie an der J.W.G.-Universität Frankfurt a. M.
- Sept. 1992 Diplomvorprüfung in den Fachgebieten Zoologie, Botanik, Chemie und Physik (Note: 1,0)
- 1992-1996 Studium der Biologie an der Universität Hannover
- Aug. 1996 Studienabschluß Diplom in den Fachgebieten Zoologie, Botanik, Geographie und Vegetationskunde (Note: 1,0)
- Diplomarbeit im Fachgebiet Vegetationskunde mit dem Thema: „*Vegetationskundliche Untersuchungen im Bereich der Innersteaue zwischen Grasorf und Wartjenstedt*“
- 1997-2000 Promotionsstudium am Institut für Geobotanik der Universität Hannover
- Juli 2000 Promotion in den Fachgebieten Botanik und Vegetationskunde (Note: 1,0)
- Thema der Dissertation: „*Auenregeneration an der Elbe - Untersuchungen zur Syndynamik und Bioindikation von Pflanzengesellschaften an der Unteren Mittelelbe bei Lenzen*“

Berufliche Tätigkeiten

- 1997-2000 Wiss. Mitarbeiter am Institut für Geobotanik der Universität Hannover

Tätigkeiten neben dem Studium

- Eigenständige Konzeption und Leitung von Volkshochschulkursen
- Organisation und Führung von Exkursionen zu kulturhistorischen und naturkundlichen Aspekten des Leine-Weserberglandes im Rahmen des Hochschulgemeinde-

programmes der Universität Hildesheim

- Leitung geobotanischer Exkursionen in verschiedenen Institutionen der Universität Hannover
- wissenschaftlicher Assistent bei vegetationskundlichen Kursen an mehreren botanischen Instituten
- Praktikum an der biologischen Station „La Planada“ in Pasto (Kolumbien)
- Werkverträge beim Niedersächsischen Landesamt für Ökologie: Dateneingabe- und Bewertung in den Dezernaten für Pflanzenarten- und Tierartenschutz
- Naturschutzarbeit mit Schülern im ornithologischen Verein Hildesheim und beim BUND
- Mitarbeit beim Landesamt für Ökologie bei der floristischen Kartierung Niedersachsens

Zivildienst

1989-1990

Sprachkenntnisse

Englisch: sehr gut, Spanisch: gut,
Französisch: Grundkenntnisse