

## 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 Verlandungsserien 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 *Quercu-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 *Quercu-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 gekennzeichnete 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 <sub>2</sub> O
<b>Waldgesellschaften:</b>				
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
<b>Grünlandgesellschaften:</b>				
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
<b>Flutrasen:</b>				
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
<b>Röhrichte:</b>				
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

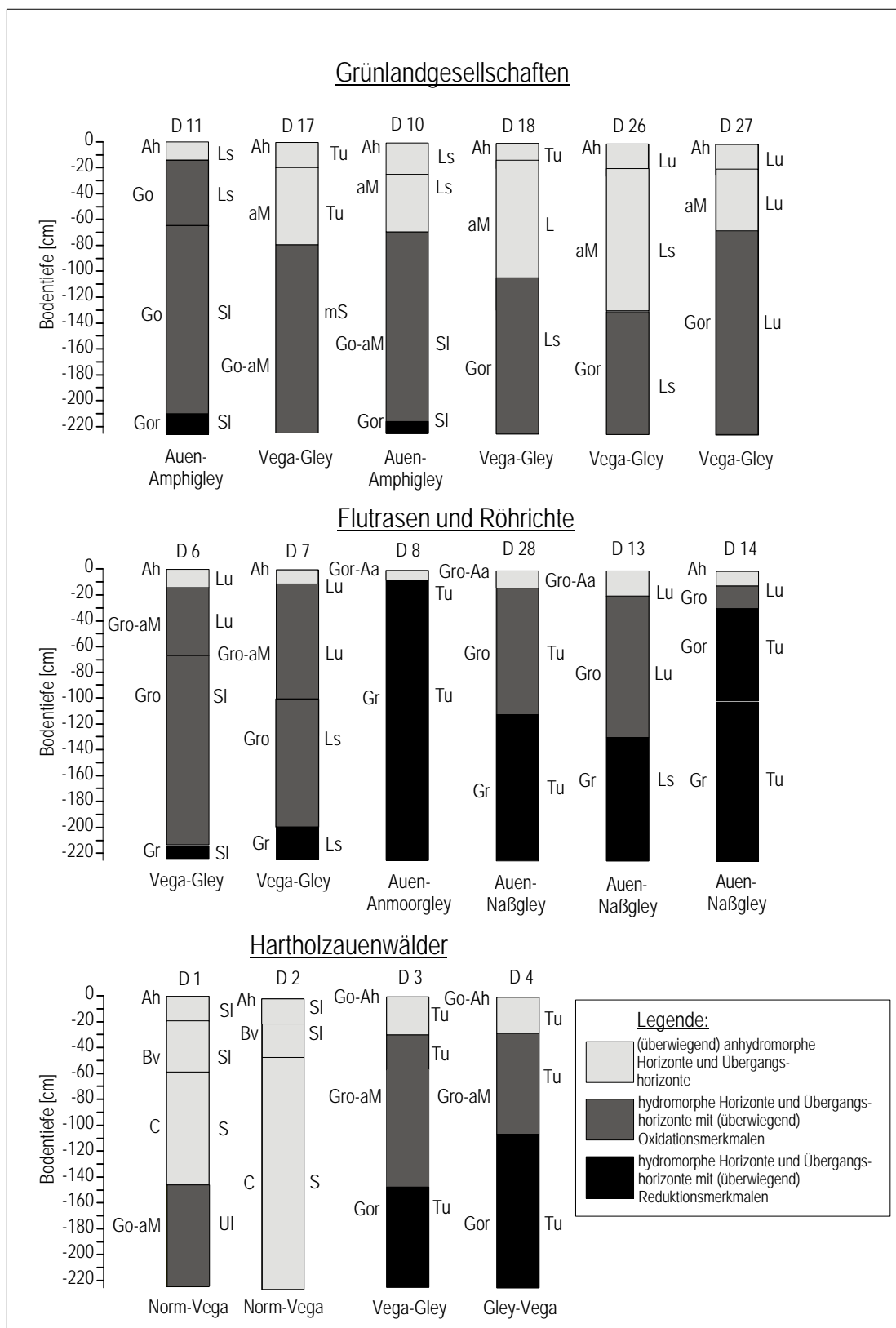


Abb. 24: Schematische Darstellung typischer Bodenprofile von Dauerbeobachtungsflächen der Rückdeichungsfläche Lenzen-Wustrow und des Gartower Elbholzes. (Horizont- und Bodenartenbezeichnungen nach AG BODENKUNDE (1994), D = Dauerbeobachtungsfläche).

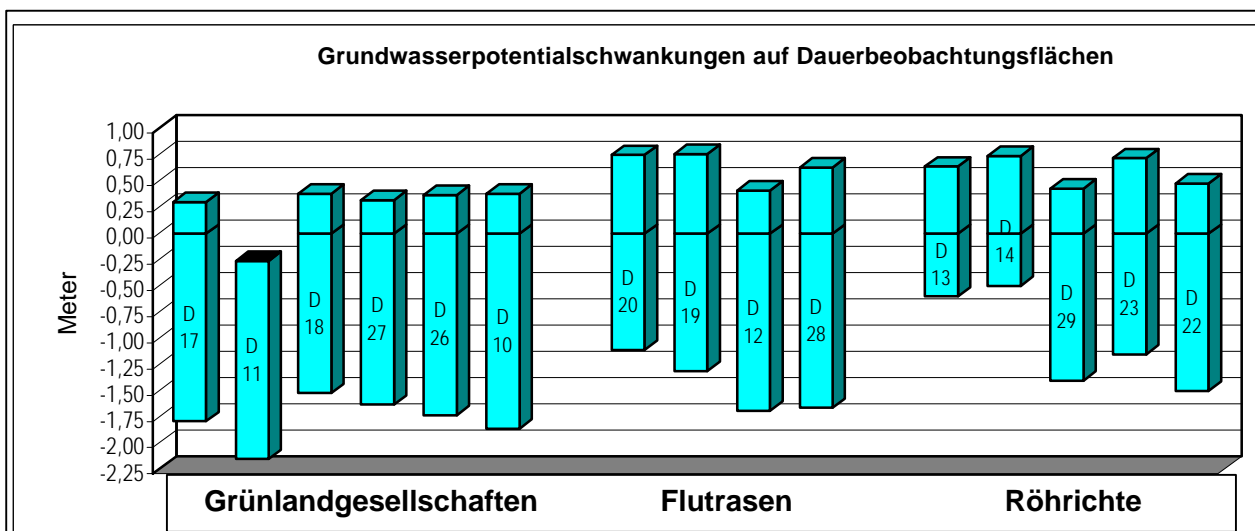
Für eine genauere Charakterisierung des Wasserhaushaltes der verschiedenen Pflanzengesellschaften konnten Daten eines Grundwassermodells, das für die Rückdeichungsfläche

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.



Pflanzengesellschaft	minimales Grundwasserpot. (m)	maximales Grundwasserpot. (m)	Wasserschwankungsbereich (m)
<b>Grünlandgesellschaften:</b>			
Dauco-Arrhenatheretum (D11)	-1,79	0,30	2,09
Dauco-Arrhenatheretum (D17)	-2,15	-0,26	1,89
Elymus repens-Alopecurus pratensis-Ges. (D18)	-1,52	0,38	1,90
Elymus repens-Alopecurus pratensis-Ges. (D27)	-1,63	0,32	1,95
Elymus repens-Alopecurus pratensis-Ges. (D26)	-1,73	0,37	2,10
Elymus repens-Alopecurus pratensis-Ges. (D10)	-1,86	0,38	2,24
<b>Flutrasen:</b>			
Ranunculo-Alopecuretum geniculati (D20)	-1,11	0,75	1,86
Ranunculo-Alopecuretum geniculati (D19)	-1,31	0,76	2,07
Ranunculo-Alopecuretum geniculati (D12)	-1,69	0,41	2,10
Ranunculo-Alopecuretum geniculati (D28)	-1,66	0,63	2,32
<b>Röhrichte:</b>			
Phalaridetum arundinaceae (D13)	-0,60	0,64	1,24
Caricetum gracilis (D14)	-0,50	0,74	1,24
Caricetum gracilis (D29)	-1,40	0,43	1,83
Phalaridetum arundinaceae (D23)	-1,15	0,72	1,87
Glycerietum maximae (D22)	-1,50	0,48	1,98

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
	<b>Röhrichte:</b>									
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 niedrigwüchsiger 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 Bestandumschichtungen 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
<b>Flutrasen:</b>										
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* dagegegen 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
<b>Grünlandgesellschaften:</b>										
5	<i>Leucanthemo-Rumicetum thyrsiflori</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 thyrsiflori*

Die Vegetationsentwicklung der außendeichs gelegenen Fläche D 5 mit einem Bestand des *Leucanthemo-Rumicetum thyrsiflori* 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 thyrsiflorus*, *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 Fluktuationserscheinungen, 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 Weichholzauenbestände 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 Weichholzauenflächen kein deutlicher Rückgang der Artenanzahlen zu erkennen (Abb. 26). Bei einem Vergleich der prozentualen Ähnlichkeitswerte weisen die Weichholzauengesellschaften 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 Weichholzauenbestände 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 Weichholzauen 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
<b><u>Auenwaldgesellschaften:</u></b>										
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.

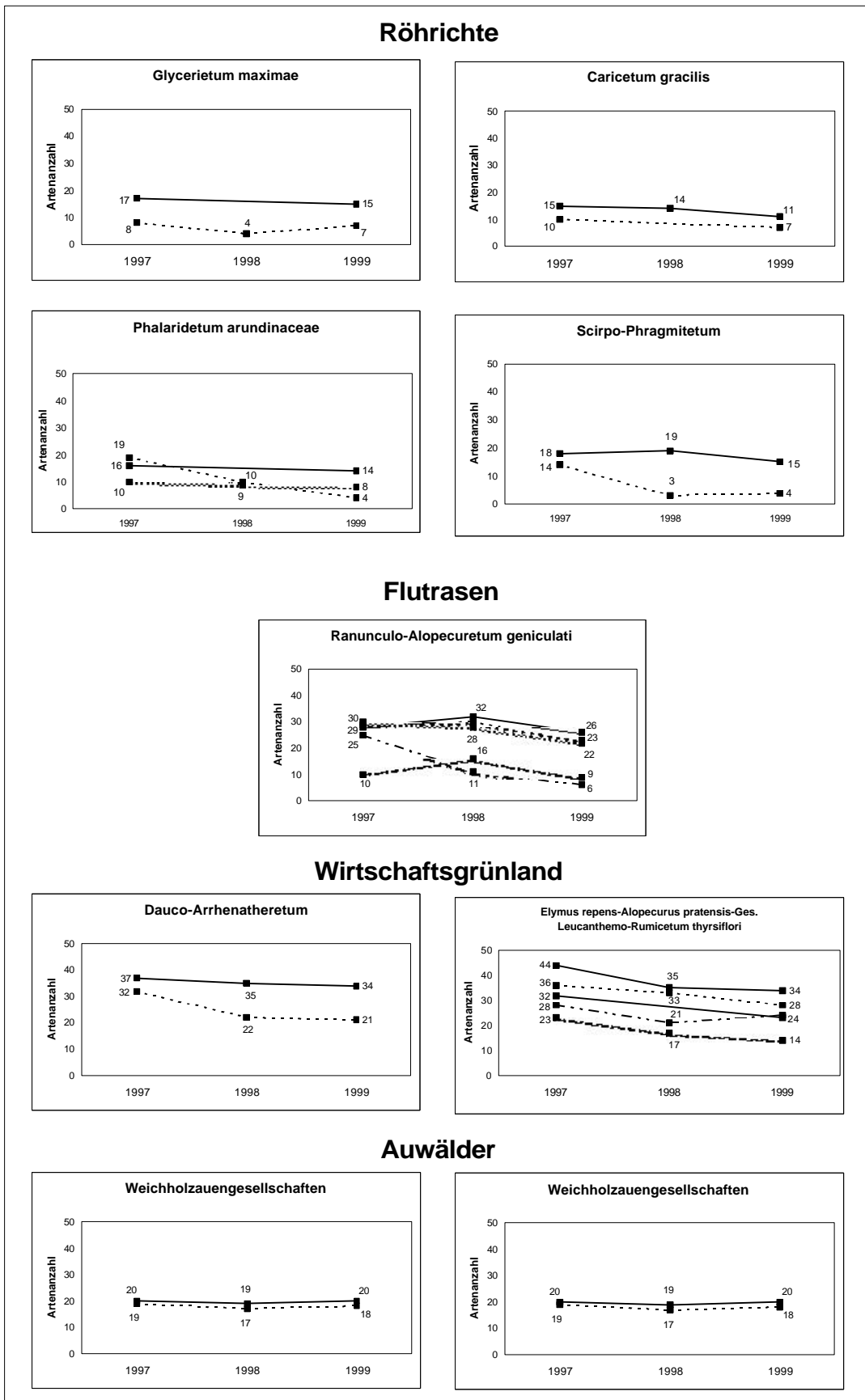


Abb. 26: Veränderungen der Artenzahlen von 1997-1999 auf den Dauerbeobachtungsflächen der Rückdeichungsfläche Lenzen-Wustrow und des Gartower Elbholzes.

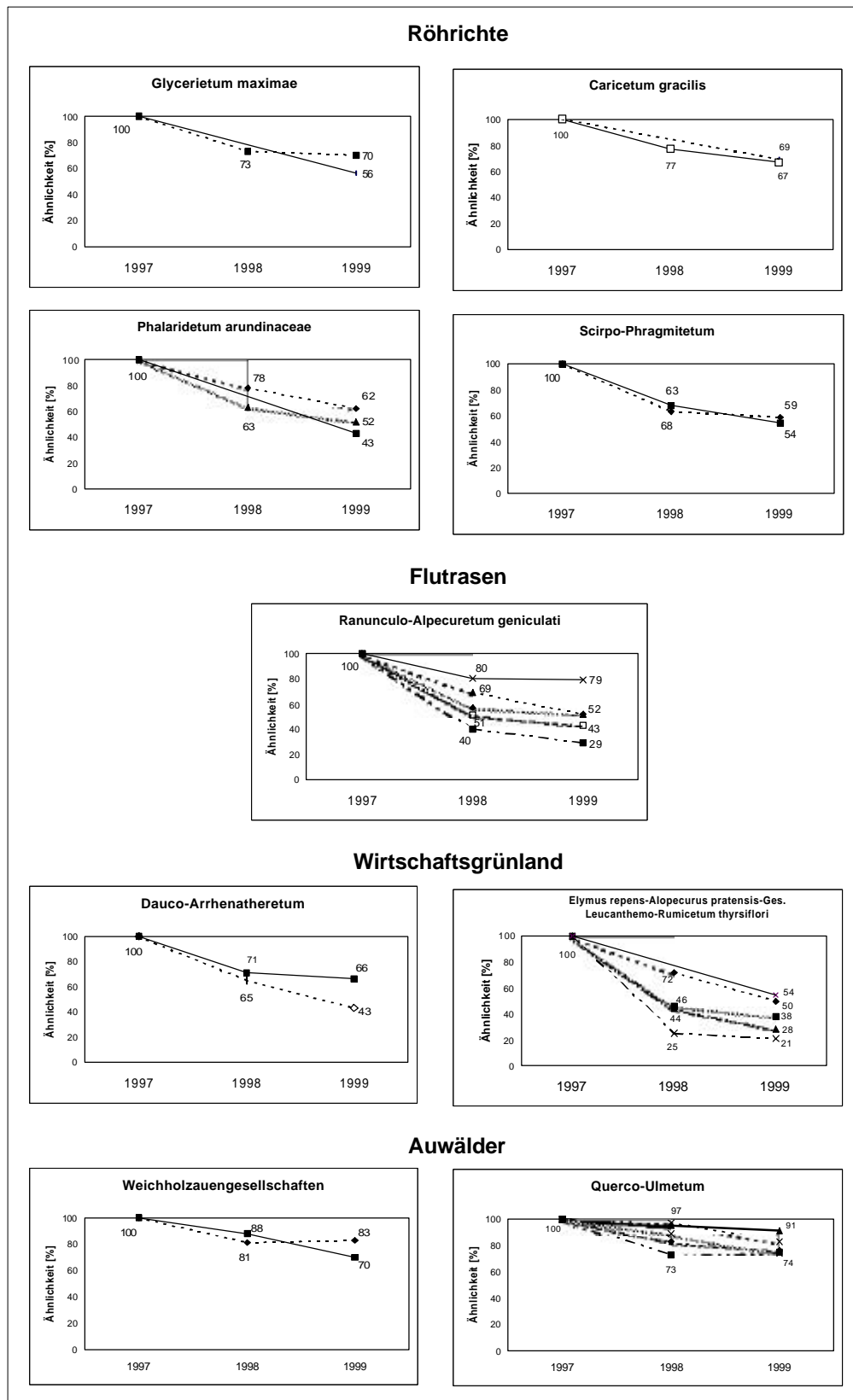


Abb. 27: Veränderungen der prozentualen Ähnlichkeiten von 1997-1999 auf den Dauerbeobachtungsflächen der Rückdeichungsfläche Lenzen-Wustrow und des Gartower Elbholzes.



### 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 vernästen 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 *Teesdaliio-Amoseridetum minimae* mit vielen heute gefährdeten Pflanzenarten wie beispielsweise *Amoseris 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 Graselkenfluren (*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
<b>Grünland:</b>	<b>40,2</b>	<b>36,8</b>
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 thyrsoflori	<0,1	--
<b>Flutrasengesellschaften:</b>	<b>18,3</b>	<b>23,2</b>
Ranunculo-Alopecuretum geniculati	17,6	22,3
Flutrasen-Röhricht-Komplex	0,7	0,9
<b>Röhrichte:</b>	<b>18,0</b>	<b>13,8</b>
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	--
<b>Acker- und Brachflächen:</b>	<b>15,1</b>	<b>10,7</b>
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	--
<b>Sandhalbtrockenrasen:</b>	<b>4,8</b>	<b>4,3</b>
Diantho-Armerietum elongatae	3,0	1,8
Spergulo-Corynephorretum canescentis	1,6	2,5
Allio-Caricetum praecocis	0,2	--
<b>Waldfläche:</b>	<b>3,2</b>	<b>10,9</b>
Pinus sylvestris-Ges.	2,7	6,8
Salicetum triandro-viminalis	0,5	3,1
Alnus glutinosa-Ges.	--	0,8
Betula pendula-Aufforstung	--	0,2
<b>Wasserpflanzengesellschaften:</b>	<b>&lt;0,1</b>	<b>0,1</b>
Statiotetum aloidis	<0,1	<,01
Myriophyllo-Nupharetum luteae	<0,1	<0,1
Ranunculetum peltatae	--	<0,1
<b>Sonstige:</b>	<b>0,2</b>	<b>&lt;0,1</b>
Calamagrostis epigejos-Bestand	0,1	--
Juncus compressus-Ges.	0,1	--
Calamagrostis canescens-Bestand	0,1	<0,1

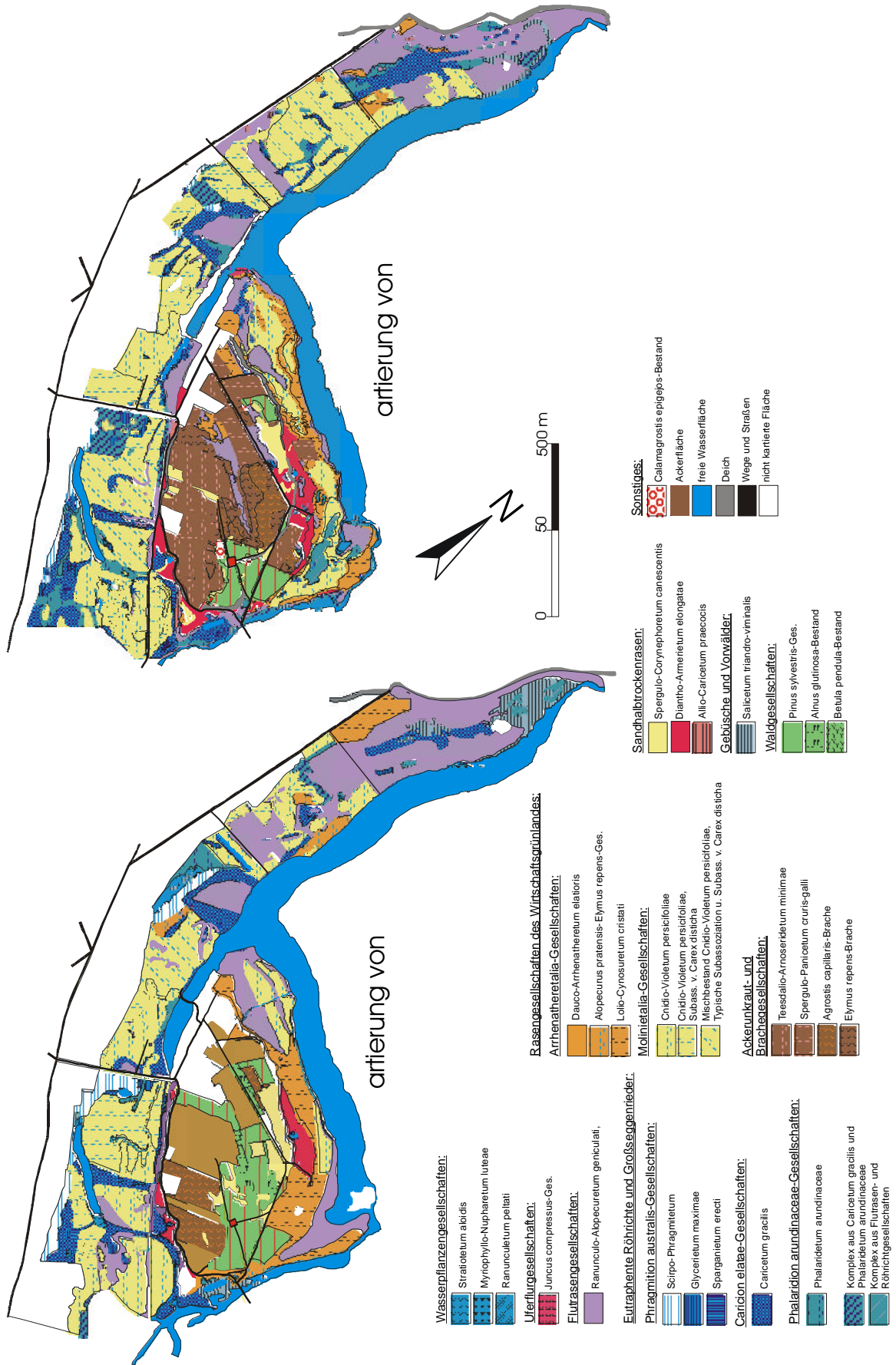


Abb. 28: Vegetationsveränderungen im Naturschutzgebiet „Untere Seegeniederung“ (Laascher Insel) im Zeitraum von 1974 bis 1998

## 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 thyrsoflori*) 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 thyrsoflori* 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 minima* 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 m<sup>2</sup> großer Bestand des *Stratiotetum aloidis* und in einem nördlich gelegenen Brack ist auf einer kleinen Fläche die Fadenlaichkrautgesellschaft (*Potamogetonnetum 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 Röhrichten zu Korb- und Mandelweidengebüschen (*Salicetum triandro-viminalis*)
- die Sukzession von Rohrglanzgrasröhrichten (*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
<b>Grünland:</b>	<b>47,5</b>	<b>55,8</b>
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
<b>Flutrasengesellschaften:</b>	<b>20,3</b>	<b>7,8</b>
Ranunculo-Alopecuretum geniculati	20,3	7,8
<b>Acker- und Brachflächen:</b>	<b>9,7</b>	<b>3,3</b>
Acker	--	3,3
Teesdalia-Arnoseridetum minimae	6,5	--
Spergulo-Panicetum cruris-galli	2,1	--
Agrostis capillaris-Brache	0,9	--
Elymus repens-Brache	0,2	--
<b>Röhrichte:</b>	<b>8,9</b>	<b>15,2</b>
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
<b>Waldfläche:</b>	<b>5,7</b>	<b>11,5</b>
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
<b>Sandhalbtrockenrasen:</b>	<b>1,5</b>	<b>3,2</b>
Diantho-Armerietum elongatae	0,7	0,1
Spergulo-Corynephorum canescentis	0,5	3,1
Allio-Caricetum praecocis	0,3	--
<b>Wasserpflanzengesellschaften:</b>	<b>0,1</b>	<b>0,4</b>
Myriophyllo-Nupharetum luteae	0,1	0,2
Potamogetonum trichoidis	--	0,1
Ranunculetum peltati	--	<0,1
Stratiotetum aloidis	--	<0,1
<b>Sonstiges:</b>	<b>6,3</b>	<b>2,9</b>
nicht kartierte Fläche	5,3	2,4
Calamagrostis epigejos-Bestand	1,0	--
Xanthio-Chenopodietum rubri	--	0,5

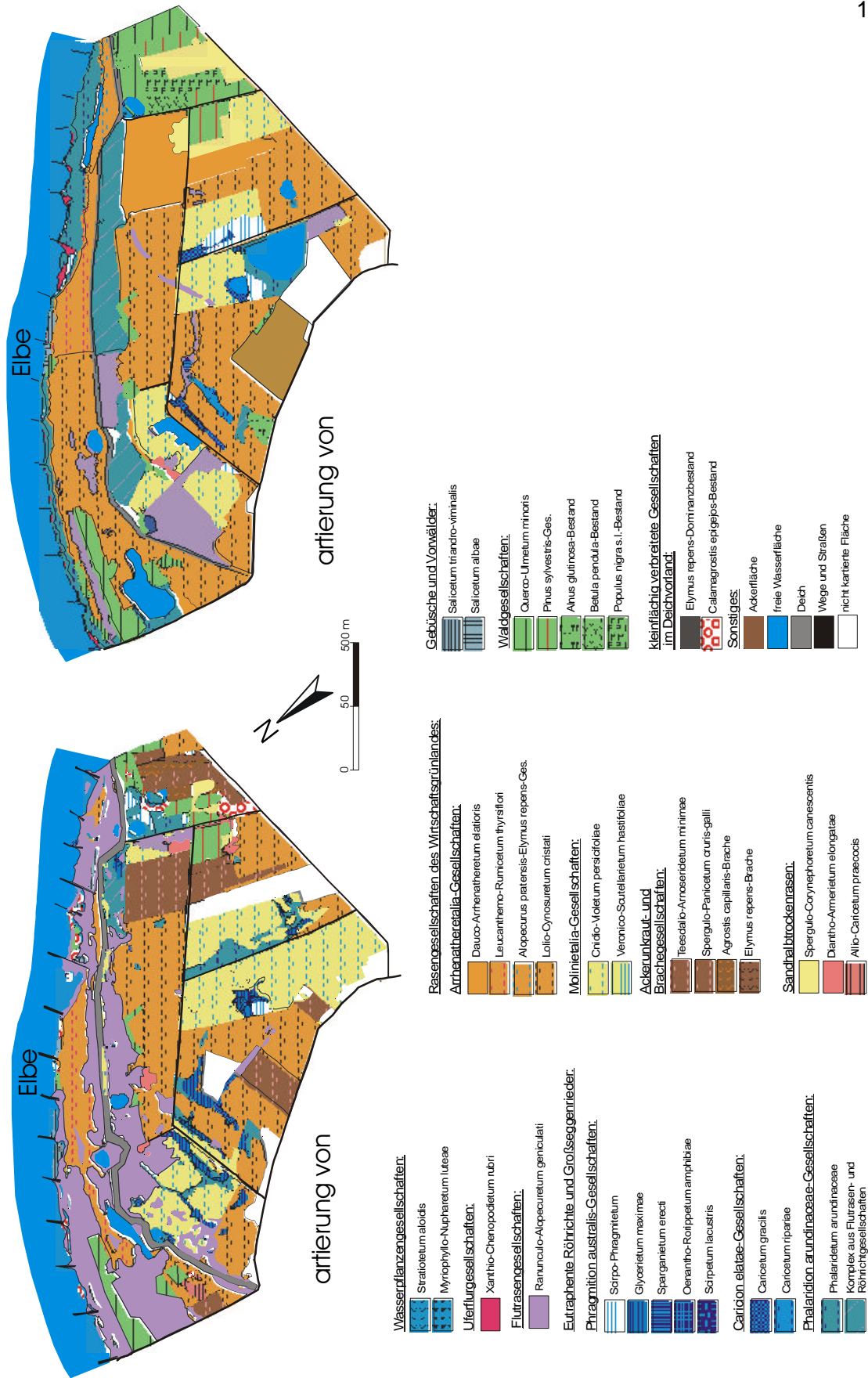


Abb. 29: Vegetationsveränderungen im Naturschutzgebiet Pevestorfer Wiesen im Zeitraum von 1974 bis 1998

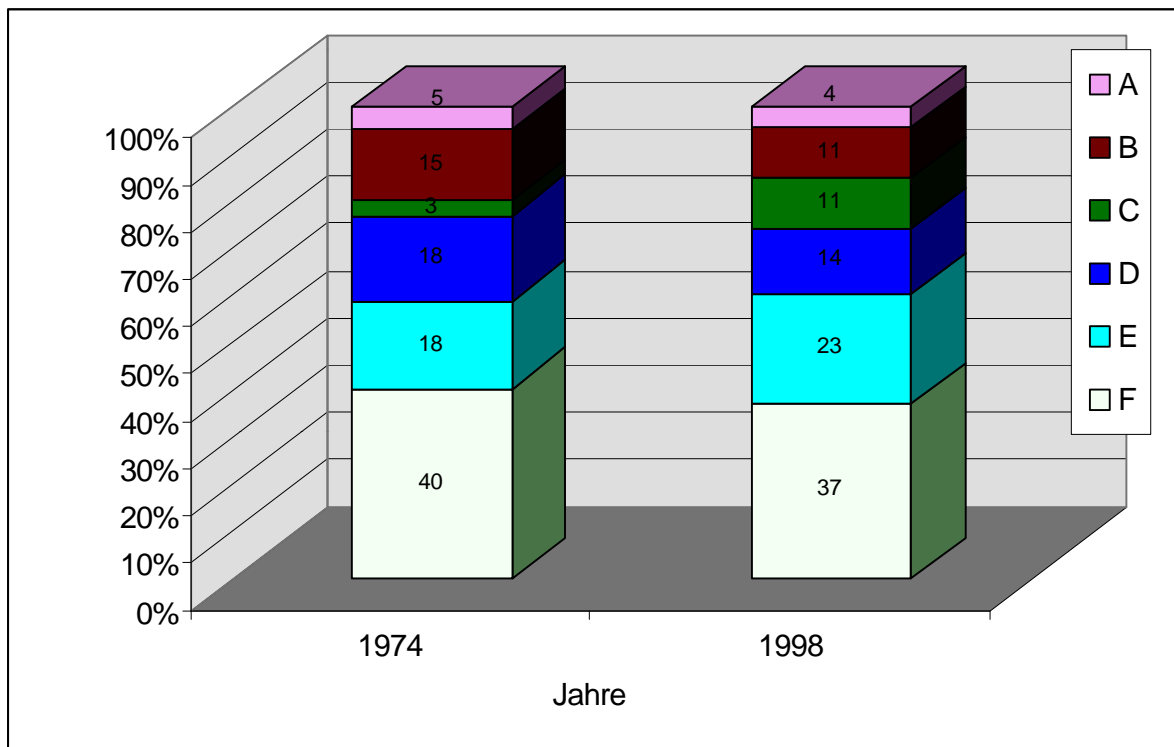


Abb. 30: Prozentuale Veränderungen von Biotoptypen im Naturschutzgebiet „Untere Seegeniederung“ (Laascher Insel) im Zeitraum von 1974 bis 1998. Es bedeutet : A = Sandhalbtrockenrasen, B = Acker- und Brachflächen, C = Waldflächen, D = Röhrichte, E =Flutrasen, F = Grünland.

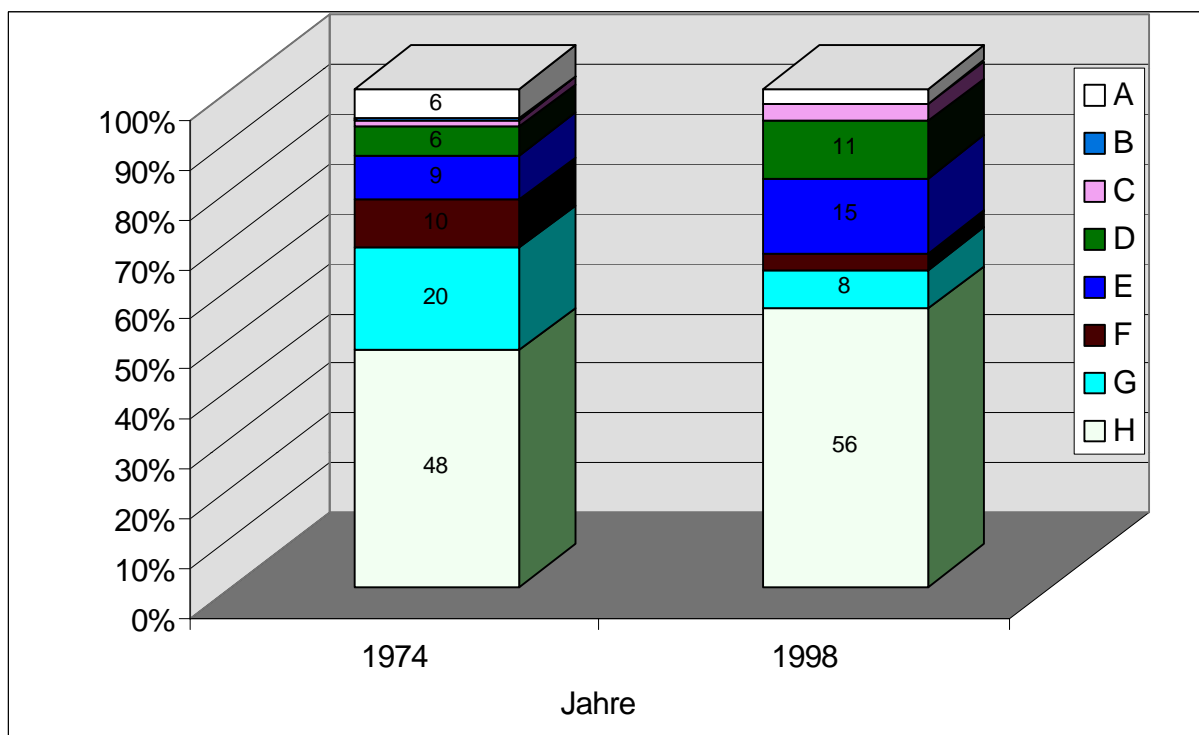


Abb. 31: Prozentuale Veränderungen von Biotoptypen im Naturschutzgebiet Pevestorfer Wiesen im Zeitraum von 1974 bis 1998. Es bedeutet : A = Sonstiges, B = Wasserflächen, C = Sandhalbtrockenrasen, D = Waldfläche, E =Röhrichte, F = Acker- und Brachflächen, G = Flutrasen, H = Grünland.

### 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 Gebüschanthammlungen 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 Gehölz-diasporeneintrag 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.

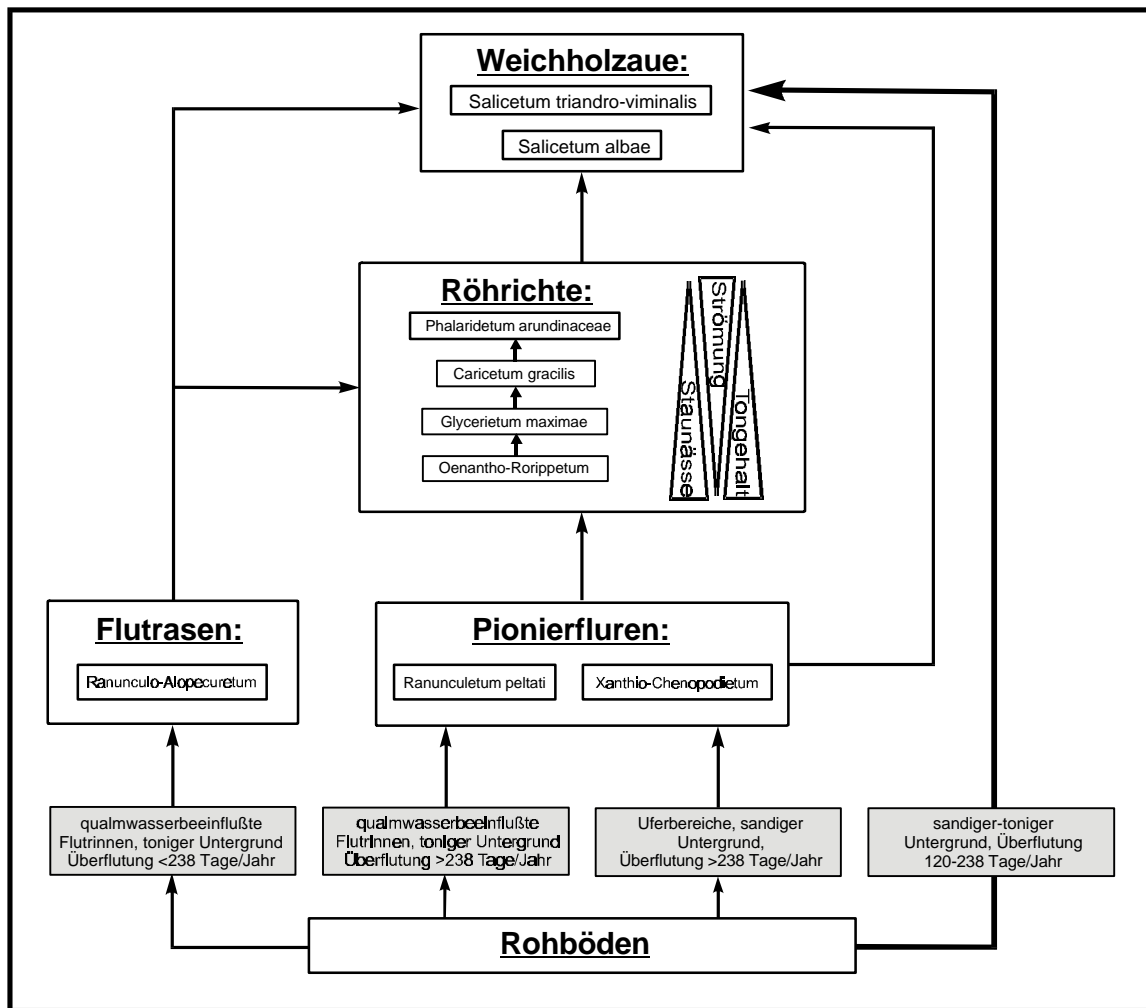


Abb. 32: Schematische Darstellung der Weichholzauen-Sukzession auf nassen bis feuchten Standorten des Rückdeichungsgebietes Lenzen-Wustrow.

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 Weichholzauenentwicklung 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 Weichholzauenwäldern, 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 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 (siehe Kap. 8.1).

Die Weiterentwicklung der Röhrichte zu Weichholzaugesellschaften 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 Weichholzaue 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 Weichholzaunekomplexen. Aufgrund des großen Beharrungsvermögens und der großen Konkurrenzkraft der Röhrichtarten verläuft diese Form einer Weichholzaun-Sukzession jedoch insgesamt nur sehr langsam (s. Kap. 8.3.1). Die direkte Gehölzeta-blierung auf vegetationsfreien bzw. vegetationsarmen Flächen wird daher der wahrscheinlichste Vorgang der Weichholzaunere-etablierung im Rückdeichungsgebiet Lenzen-Wustrow sein.

### 8.3.3 Sukzession von Hartholzaunwäldern

Die Entstehung von Hartholzaunwäldern (*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 thyrsiflori*, 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 Schermaus 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 Sträucher 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 Mittelalbe 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 *Querco-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.

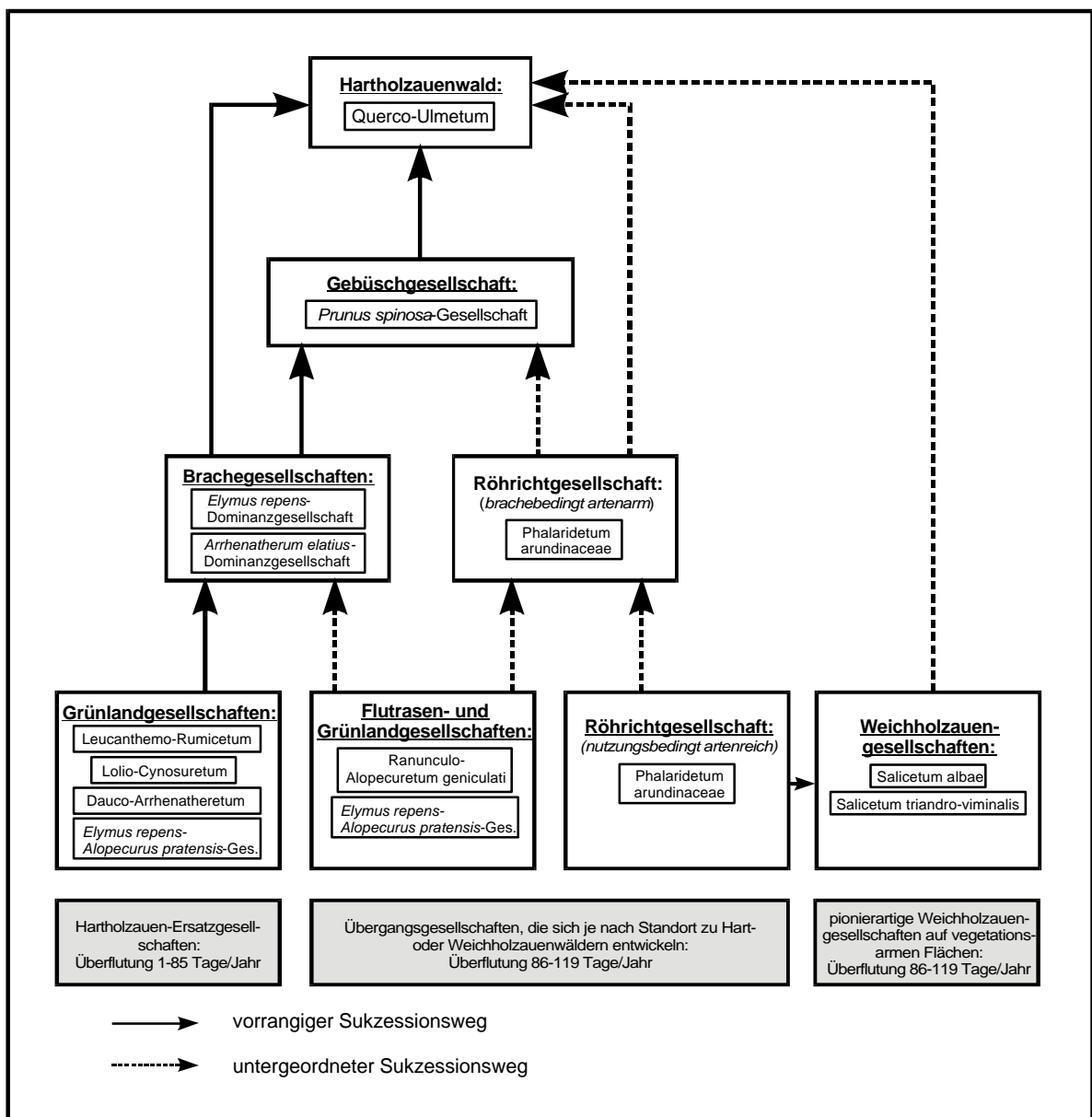


Abb. 33: Schematische Darstellung der Hartholzauen-Sukzession auf im Relief höher gelegenen, seltener überfluteten Standorten des Rückdeichungsgebietes Lenzen-Wustrow.