

6 Vegetationszonierungen im mittleren Elbetal

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

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

6.1 Flutrinnen im Deichhinterland

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

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

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

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

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

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

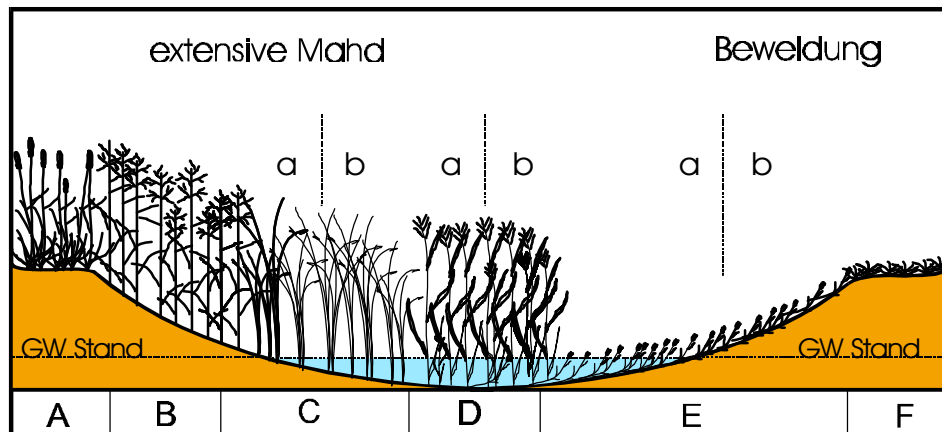


Abb. 12: Schematische Darstellung eines Vegetationsprofils durch eine Flutrinne im Deichhinterland der Rückdeichungsfläche Lenzen-Wustrow. Es bedeutet: A = *Elymus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft, B = *Phalaridetum arundinaceae*, C = *Caricetum gracilis* (a: Subass. v. *Phalaris arundinacea*,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

6.2 Flußufer der Elbe im Deichvorland

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

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

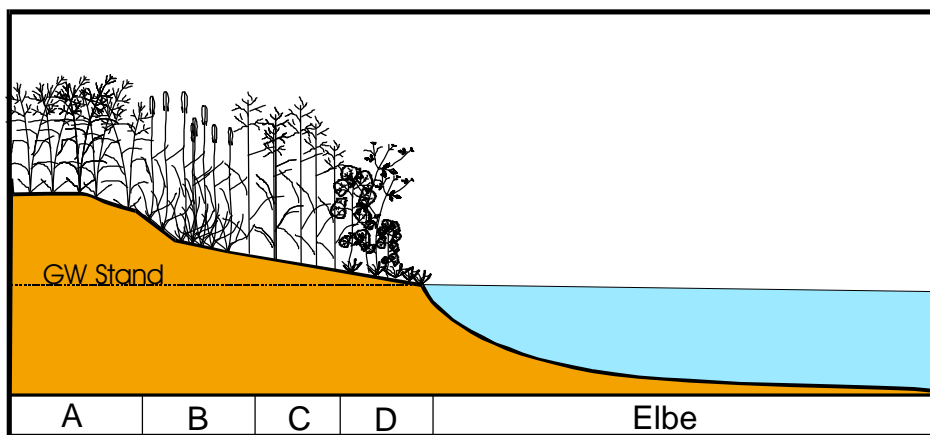


Abb. 13: Schematische Darstellung eines Vegetationsprofils am Elbeufer bei Pevestorf. Es bedeutet: A = *Leucanthemo-Rumicetum thrysiflori*, B = *Elymus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft, C = *Phalaridetum arundinaceae*, D = *Xanthio-Chenopodietum rubri*.

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

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

6.3 Flußufer der Löcknitz und Seege

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

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

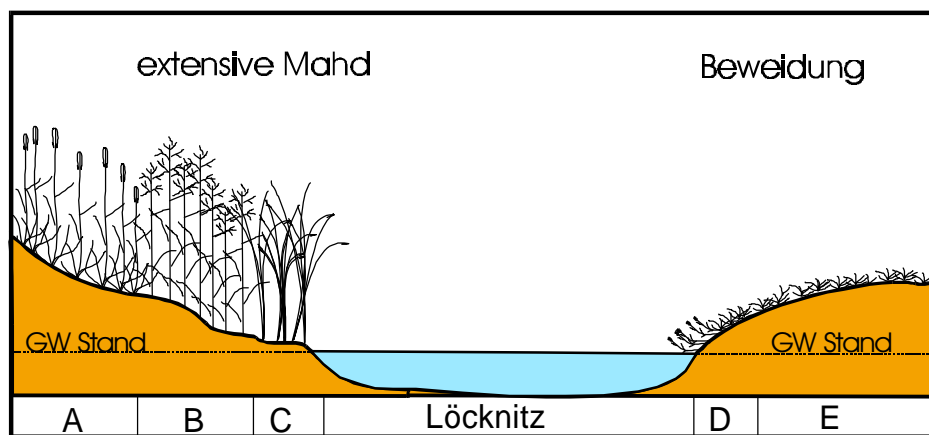


Abb. 14: Schematische Darstellung eines Vegetationsprofils durch die Löcknitzau. Es bedeutet: A = *Elymus repens*-*Alopecurus pratensis*-Gesellschaft, B = *Phalaridetum arundinaceae*, C = *Caricetum gracilis*, D = *Ranunculo-Alopecuretum geniculati*, E = *Lolio-Cynosuretum cristati*.

6.4 Deiche

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

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

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

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

7 Untersuchungen zur Überflutungstoleranz von Auengehölzen und auentypischen Pflanzengesellschaften

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

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

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

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

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

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

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

7.1 Aspekte der ökologischen Auswertung hydrologischer Daten

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

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

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

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

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

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

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

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

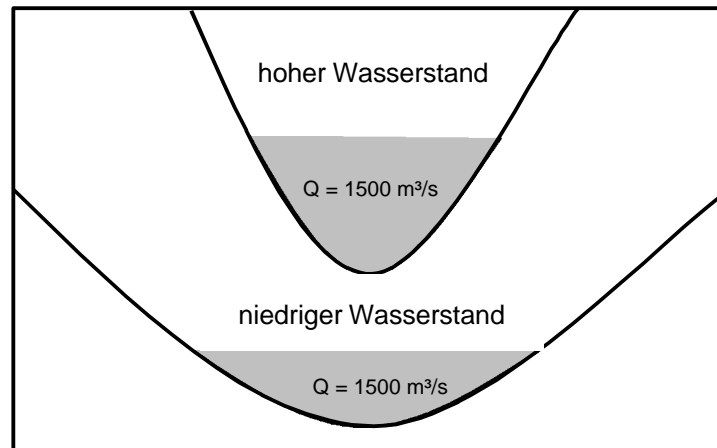


Abb. 16: Zusammenhang zwischen Wasserstandshöhe und Flußbettmorphologie: Bei einem schmalen Flußbett stellt sich bei gleicher Wasserdurchflußmenge (Q) ein höherer Wasserstand ein als an einem breiteren Flußabschnitt.

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

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

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

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

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

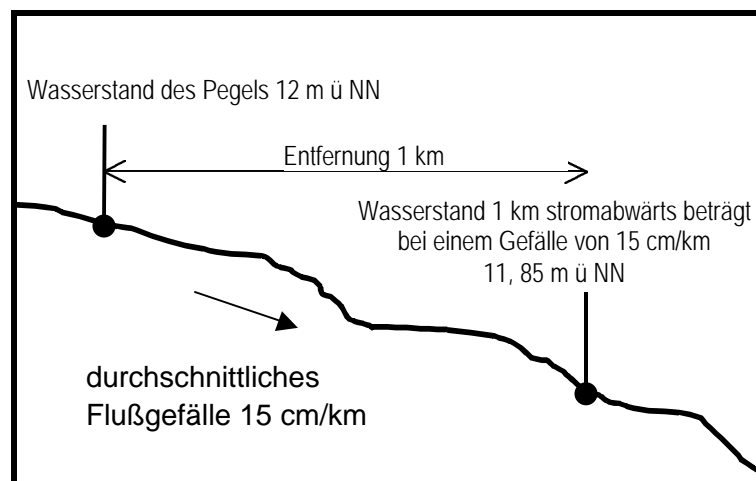


Abb. 17: Prinzip der linearen Interpolation zur Berechnung von Wasserständen und Überflutungshäufigkeiten in Pflanzenbeständen. Die Annahme von einem durchschnittlichen Flußgefälle kann zu erheblichen Fehlern bei der Berechnung von Überflutungshäufigkeiten führen, wenn die Flußsohle kein gleichmäßiges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

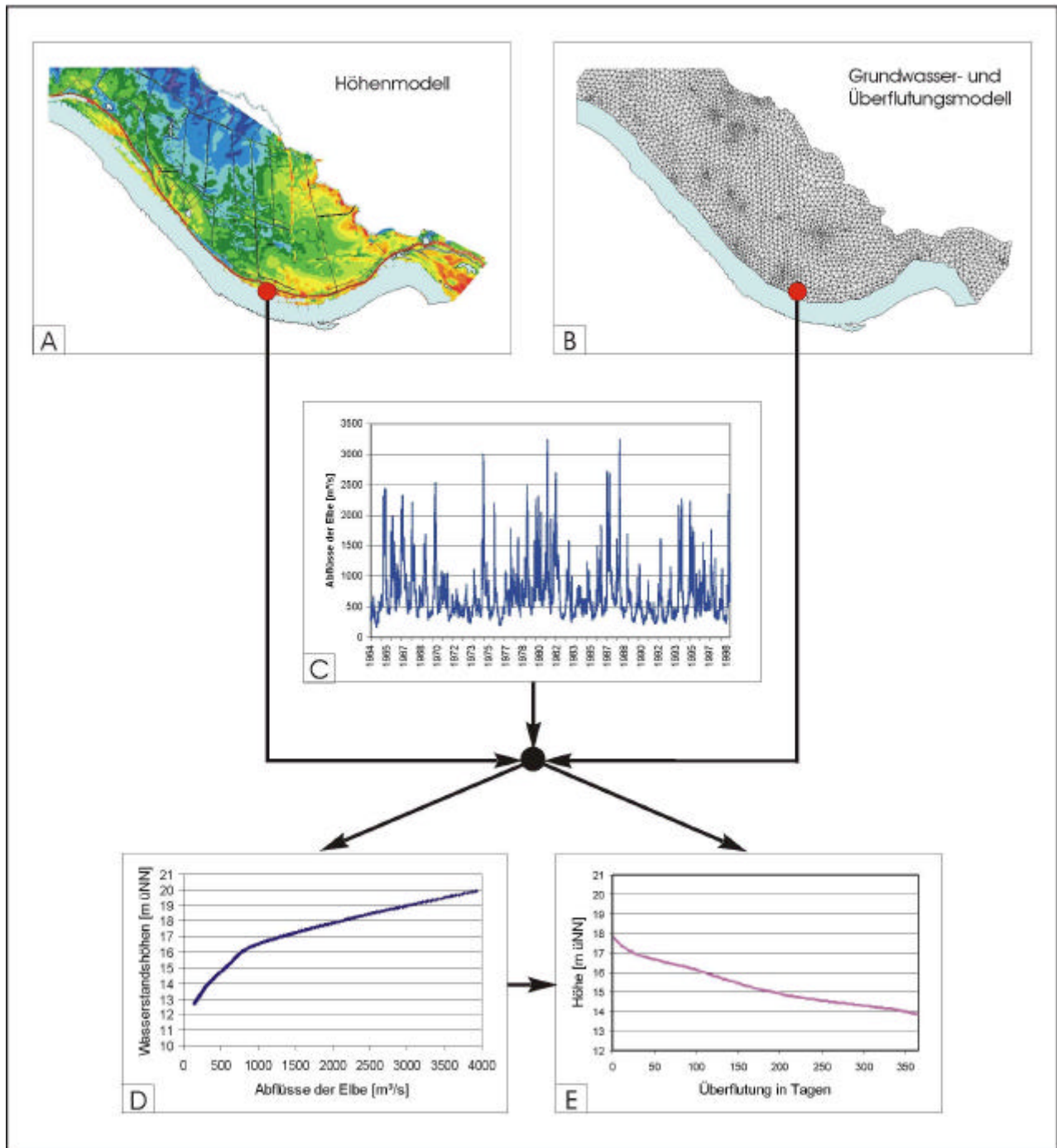


Abb. 18: Berechnung von Überflutungshäufigkeiten mittels eines zweidimensionalen, hydrodynamisch-numerischen Modells: die Berechnung von Überflutungshäufigkeiten basiert auf einem Höhenmodell (A), in der die Topographie der Rückdeichungsfläche Lenzen-Wustrow abgebildet ist. Zur Berechnung der Wasserspiegellagen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

7.3 Überflutungstoleranzen von Auengehölzen

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

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

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

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

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

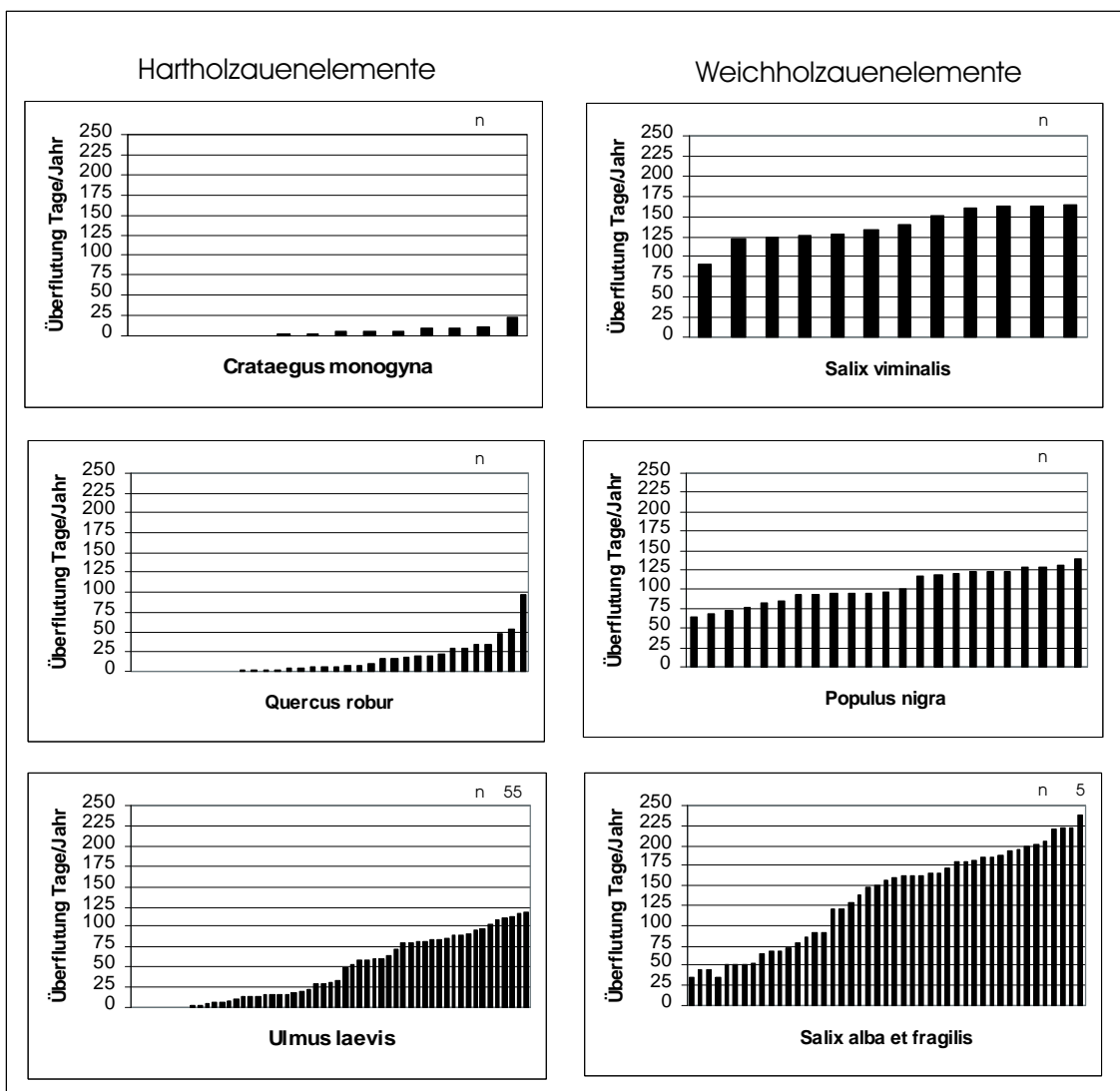


Abb. 19: Übersicht über die durchschnittlichen Überflutungshäufigkeiten der untersuchten Auengehölze in Tagen pro Jahr auf Grundlage eines zweidimensionalen, hydrodynamisch-numerischen Modells (Meßzeitraum 1964-1998). Es bedeutet: n= Anzahl der untersuchten Exemplare.

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

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

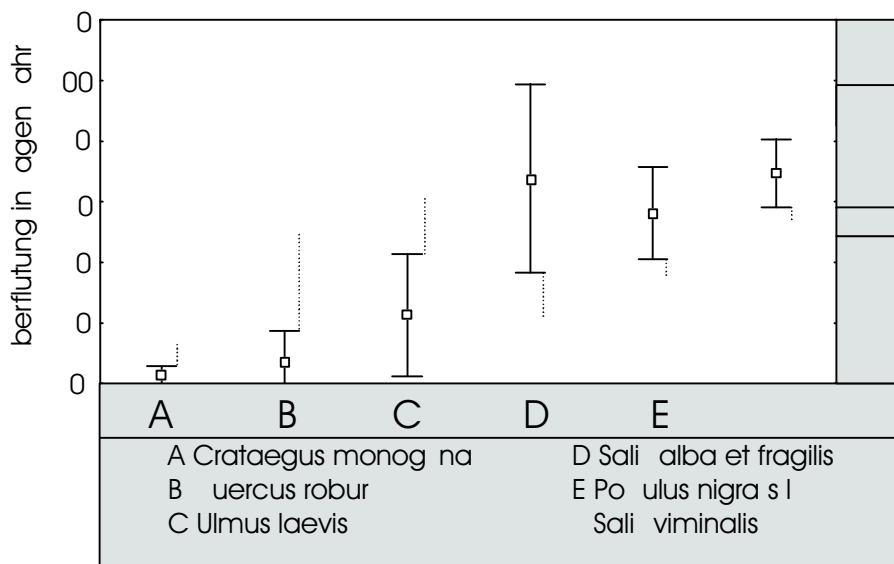


Abb. 20: Graphische Darstellung der durchschnittlichen Überflutungshäufigkeit (Tage/Jahr) von Auwaldgehölzen: Standardabweichung (durchgezogene Linie), wichtige Maximal- bzw. Minimalwerte (gestrichelte Linie). Es bedeutet: I) Wuchsbereich der Hartholzaue; II) Übergangsbereich Hartholzaue-Weichholzaue;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

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

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

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

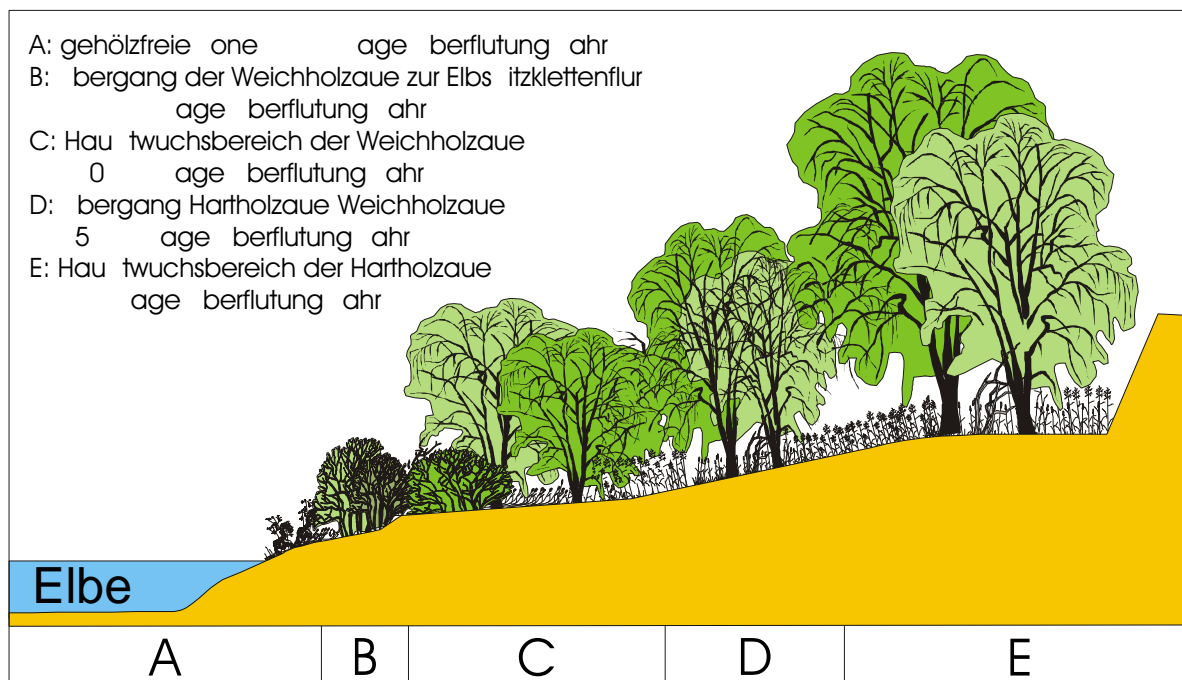


Abb. 21: Zonierung von Auenwäldern im Deichvorland bei Pevestorf. In Abhängigkeit zur Überflutungshäufigkeit lassen sich Wuchs- und Übergangsbereiche von Weich- und Hartholzauengesellschaften darstellen.

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

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

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

7.4 Überflutungstoleranzen von Grünlandgesellschaften, Flutrasen und Röhrrieten

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

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

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

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

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

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

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

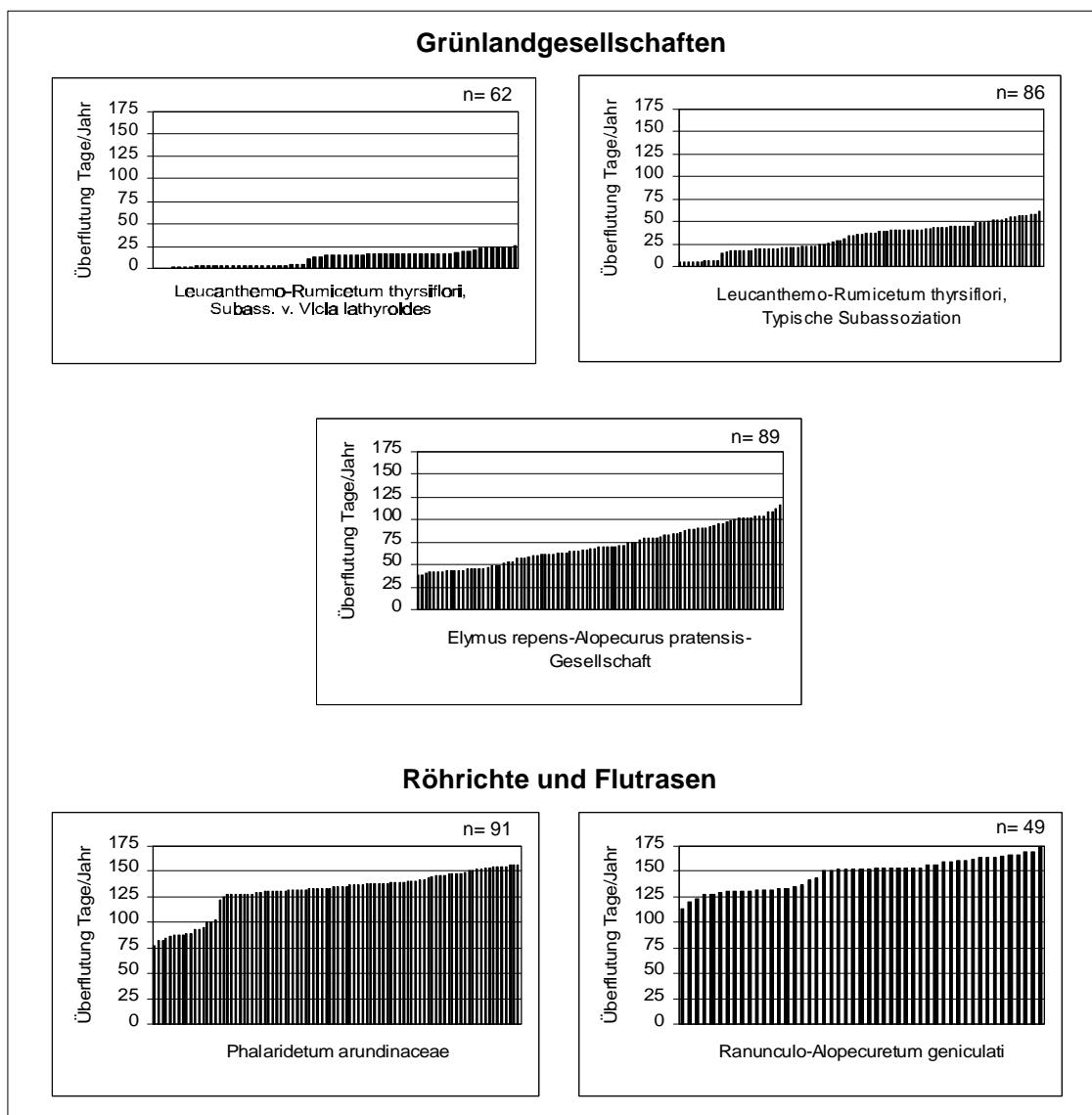


Abb. 22: Übersicht über die durchschnittliche Überflutungshäufigkeit der untersuchten Grünlandgesellschaften, Flutrasen und Röhrichte in Tagen pro Jahr auf Grundlage eines zweidimensionalen, hydrodynamisch-numerischen Modells (Meßzeitraum 1964-1998). Es bedeutet: n= Anzahl der untersuchten Bestände.

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

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

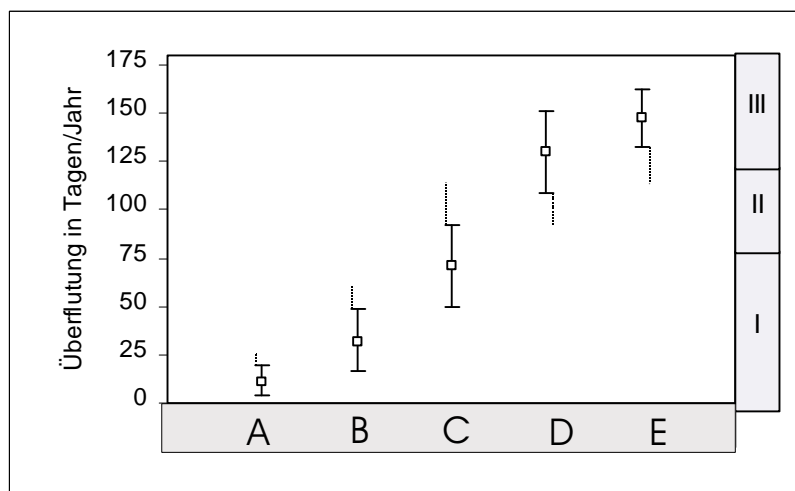


Abb. 23: Graphische Darstellung der durchschnittlichen Überflutungshäufigkeit (Tage/Jahr) der untersuchten Grünlandgesellschaften, Röhrichte und Flutrasen: Standardabweichung (durchgezogene Linie), wichtige Maximal- bzw. Minimalwerte (gestrichelte Linie). Es bedeutet: A = *Leucanthemo-Rumicetum thrysiflori*,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

Tab. 22: Auwaldgesellschaften und deren Ersatzgesellschaften.

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