

Auswirkungen des Elbehochwassers 2002 auf die Auengrünlandvegetation an der Mittleren Elbe



JUDITH GLAESER, FRANZISKA KONJUCHOW & MATHIAS SCHOLZ

1 Einleitung

Das Vorkommen von Pflanzenarten sowie die Zusammensetzung der Pflanzenartengemeinschaften in Auen wird von der Überflutungstoleranz der Arten sowie der Überflutungsdauer, -häufigkeit und dem Überflutungszeitpunkt der Standorte, aber auch der sommerlichen Austrocknung und der damit im Zusammenhang stehenden Wirkung der Bodeneigenschaften bestimmt (HÜGIN & HEINRICHFREISE 1992, LEYER 2002). Pflanzenarten in den Auen haben sich durch ihre biologischen Eigenschaften (z.B. Lebensrhythmus und Wuchsform) an diese Bedingungen angepasst (BLOM & VOESENEK 1996, LITTLE & POFF 2004). Überflutungstolerante Pflanzenarten, z.B. der Flutende Hahnenfuß (*Ranunculus fluitans*), dominieren auf Standorten, die sehr oft und lange überflutet werden. Im Gegensatz dazu sind Pflanzenarten mit einer geringeren Überflutungstoleranz, wie der Glatthafer (*Arrhenatherum elatius*), auf selten und kurzzeitig überschwemmten Auenbereichen zu finden (s. a. YIN 1998, VERVUREN et al. 2003, HERING et al. 2004, VAN ECK et al. 2005). Neben Überflutungsdauer und -häufigkeit ist der Überflutungszeitpunkt ebenfalls entscheidend für das Vorkommen von Pflanzenarten in Auen (JUNK 2005). So verursachten die extremen Sommerhochwasser am Rhein in den 1970er und 1980er Jahren ein Verdrängen von überflutungssensitiven Arten auf selten überflutete Wuchstandorte oder sogar deren teilweises Verschwinden (VAN DE STEEG & BLOM 1998, VERVUREN et al. 2003). Diese Veränderungen im Vorkommen und in der Verbreitung von überflutungssensitiven Pflanzenarten zeigte sich auch noch einige Jahre nach dem Sommerhochwasser (VERVUREN et al. 2003, VAN ECK et al. 2005). Damit scheint die Verteilung der Arten auf selten und kurzzeitig

überfluteten Auenstandorten mehr durch extreme, aber seltene, Sommerhochwasser beeinflusst zu sein (z.B. KLIMEŠOVÁ 1994, VAN ECK et al. 2004, 2005, 2006) als durch regelmäßige Winter- oder Frühjahrshochwasser, an die sich die Arten angepasst haben.

Die bisher bekannten Untersuchungen fokussierten auf Auswirkungen von extremen Ereignissen auf das Vorkommen einzelner überflutungsintoleranter Pflanzenarten im selten und kurzzeitig überschwemmten Auengrünland (z.B. VAN ECK et al. 2004, 2005, 2006). Aussagen zu Veränderungen im Vorkommen von Pflanzenarten in den Flutrinnen sowie auf feuchtem Auengrünland und zu Veränderungen in den Artengemeinschaften wurden bisher fast nicht betrachtet.

Das Ziel der hier dargestellten Untersuchung war, die kurz- und mittelfristigen Auswirkungen des Sommerhochwassers der Elbe 2002 auf das Vorkommen und die Abundanzen der Pflanzenarten in den Flutrinnen, auf dem feuchten und dem mesophilen Auengrünländern zu erfassen sowie die Ursachen der Veränderungen zu analysieren.

2 Methoden und Kurzcharakterisierung

Die Erfassung der Vegetation erfolgte auf insgesamt 59 Probeflächen in den drei Untersuchungsgebieten Schöneberger Wiesen bei Steckby (36 Probeflächen), Schleusenheger bei Wörlitz (11 von 12 RIVA-Probeflächen - eine konnte aufgrund von Wartungsarbeiten an der angrenzenden Bodenstation nicht kartiert werden) und Dornwerder bei Sandau (12 Probeflächen). Die Probeflächen besaßen eine quadratische Fläche von 10 m x 10 m. Nur in den schmaleren Flutrinnen wurde eine rechteckige Form von 5 m x 20 m gewählt (siehe auch SCHOLZ et al. in diesem Heft,

Klasse/Biotoptyp	jährliche Überflutungsdauer [Wochen]	mittlerer Grundwasserflurabstand während der Vegetationsperiode [m]	Anzahl der Probeflächen
Flutrinnen	30,2 bis 11,8	+0,6 bis -1,2	24
feuchtes Auengrünland	8,3 bis 3,5	-1,0 bis -2,5	17
mesophiles Auengrünland	3,3 bis 0,7	-1,2 bis -3,6	18

Tab. 1: Klassifizierung der 59 Probeflächen auf Grundlage der jährlichen Überflutungsdauer und des mittleren Grundwasserflurabstandes während der Vegetationsperiode von 1998/99 und 2003 bis 2006 sowie Anzahl der Probeflächen je Klasse/Biotoptyp.

S. 58 ff). Auf jeder Probefläche fand jeweils eine Vegetationsaufnahme im Frühjahr und Herbst der Jahre 1998 und 1999 vor dem Sommerhochwasser (AMARELL & KLOTZ 2009) sowie in den Folgejahren 2003 bis 2006 statt. In den Flutrinnen erfolgte aufgrund des hohen Wasserstandes im Frühjahr die erste Vegetationserhebung erst im Juli eines jeden Beprobungsjahres. Als Bestimmungsliteratur dienten ROTHMALER et al. (1999)

sowie KLAPP & OPITZ VON BOBERFELD (1990). Die Benennung der Gefäßpflanzen richtet sich nach WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998). Zur Schätzung des Deckungsgrades wurde die Braun-Blanquet-Skala (BRAUN-BLANQUET 1964) verwendet.

Um den Effekt des Sommerhochwassers 2002 auf unterschiedlich lange überflutete Auengröndlebensräume differenziert analysieren zu können, wurden alle 59 Probeflächen aus den

Abb. 1: Wassergefüllte Flutrinne im Frühjahr 1999 mit flutendem Hahnenfuß (*Ranunculus fluitans* agg.) auf den Schöneberger Wiesen. Foto: F. Dziöck.



	1998	1999	2003	2004	2005	2006
Gesamtartenzahl	161	165	139	160	165	162
Artenanzahl nach Biotoptyp						
Flutrinnen	114	103	99	101	99	86
feuchtes Auengrünland	73	94	92	99	107	98
mesophiles Auengrünland	78	87	62	91	93	102
Artenanzahl pro Gefährdungskategorie (Rote Liste)						
2	-	-	-	1	-	-
3	3	2	1	4	3	3

Tab. 2: Gesamtartenzahl und Artenanzahl pro Biotoptyp sowie Artenanzahl nach Roter Liste (Sachsen-Anhalt) für die Jahre 1998, 1999, 2003, 2004, 2005 und 2006; Gefährdungskategorien: 2 - stark gefährdet, 3 - gefährdet, (Rote Liste-Angaben nach FRANK et al. 2004).

Untersuchungsgebieten auf Grundlage der Mittelwerte von jährlichen Überflutungsdauern und mittleren Grundwasserflurabständen während der Vegetationsperiode aus dem Untersuchungszeitraum in drei Klassen gruppiert (Tab. 1). Diese Klassen korrespondieren mit den Biotoptypen Flutrinnen, feuchtes und mesophiles Auengrünland. Die Clusteranalyse erfolgte anhand der Ward Methode unter Verwendung der Euklidischen Distanz mit dem Programm STATISTICA (Version 5.5).

Die Charakterisierung der Biotoptypen folgt SCHOLZ et al. (2009). Der Biotoptyp der Flutrinnen ist in den Bereichen mit sehr langer Überflutungsdauer vor allem von der Wasserhahnenfuß-Gesellschaft (*Ranunculetum aquatilis* Sauer 1945), der Sumpfkresse-Wasserpferdesaat-Gesellschaft (*Rorippo-Oenanthetum aquatica* Lohmeyer 1950), der Gesellschaft aus gewöhnlicher Sumpfbirse (*Eleocharietum palustris* Schennikow 1919) oder dem Schwanenblumen-Kleinröhricht (*Butometum umbellati* Konczak 1968) geprägt. Die Überleitung zu den kürzer überfluteten Bereichen der Flutrinnen wird durch einen schmalen Saum aus Wasserschwaden-Röhricht (*Glycerietum maximae* Hueck 1931), Schlankseggen-Ried (*Caricetum gracilis* Almquist 1929) und Rohrglanzgras-Röhricht (*Phalaridetum arundinaceae* Libbert 1931) gebildet. Eine klare pflanzensoziologische Zuordnung der Pflanzengesellschaften auf den Probeflächen der Flutrinnen ist aufgrund der Flächengröße von 100 m² meist nicht möglich, da die Gesellschaften mosaikartig ineinander übergehen und im Jahresverlauf den hydrologischen Verhältnissen

folgen. Flächige Bestände des Rohr-Glanzgrases (*Phalaris arundinacea*) bilden häufig den wenig genutzten Übergangsbereich zum Biotoptyp des feuchten Auengrünlandes. Außerdem kommen im feuchten Auengrünland fragmentarisch die Silgen-Wiesenkopf-Wiese (=Brenndoldenwiese) (*Sanguisorbo-Silaetum* Klapp 1951), Dominanzbestände von Gemeiner Quecke (*Elymus repens*) sowie die Ampfer-Queckengesellschaft (*Rumici-Agropyretum* Hejny´ 1979) vor. Das mesophile Auengrünland mit Fuchsschwanz-Wiese (*Galio molluginis-Alopecuretum pratensis* Hundt 1958) deckt den flächenmäßig größten Anteil der Untersuchungsgebiete ab. Auf den am kürzesten und seltensten überschwemmten Auenstandorten des mesophilen Auengrünlandes schließen sich Bereiche der verarmten Glatthafer-Wiesen (*Daucocaryetum arrhenatherum elatioris* Görs 1966) an.

Um die Veränderungen in der Zusammensetzung der Pflanzengesellschaften je Biotoptyp durch das Sommerhochwasser 2002 analysieren zu können, wurden sowohl Artenanzahl als auch durchschnittliche Deckungsgrade der einzelnen Arten pro Probefläche und Jahr betrachtet. Arten, die in den Aufnahmen vor dem Sommerhochwasser fehlten, aber regelmäßig mit $n \geq 5$ in den Folgejahren vorhanden waren, wurden bezogen auf den jeweiligen Biotoptyp als „neue Pflanzenarten“ der entsprechenden Probeflächen bezeichnet. Pflanzenarten, die mit $n \geq 5$ vor dem Sommerhochwasser und $n = 0$ in den Folgejahren je Biotoptyp vorhanden waren, wurden als „verschwundene Pflanzenarten“ der Probeflächen bezeichnet.

Um die Effekte des Sommerhochwassers auf die Vegetationsstruktur zu differenzieren, erfolgte eine Zuordnung aller Arten nach KLOTZ et al. (2002) in die Kategorien Gräser bzw. grasartige (Cyperaceae, Juncaceae, Poaceae) und krautige Pflanzenarten. Für beide Kategorien wurden die mittlere Artenanzahl je Probefläche mit Standardabweichung pro Biotoptyp und Jahr berechnet sowie auf signifikante Unterschiede zwischen den Jahren getestet.

Alle statistischen Analysen erfolgten, soweit nicht anders angegeben, mit der GPL-Software R 2.7.1 (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2008). Als Signifikanztest fand der Paarweise Wilcoxon Test mit Bonferroni-Holm Korrektur Anwendung.

3 Ergebnisse

Während die Flutrinnen und das feuchte Auengrünland in den Jahren vor dem Sommerhochwasser (1998/99) und den Folgejahren (2003 bis 2006) durch vergleichbare Gesamtartenzahlen charakterisiert sind, weist das mesophile Auengrünland im Jahr 2003 mit einem Verlust von über 20 Pflanzenarten die geringste Gesamtartenzahl auf (Tab. 2). Die Gesamtartenzahl näherte sich in den Folgejahren allerdings wieder schnell der Gesamtartenzahl der Vorflutjahre an bzw. lag deutlich darüber. Die Gesamterfassung aller Pflanzenarten für die einzelnen Untersuchungsgebiete und betrachteten Jahre kann dem Anhang zu diesem Beitrag im Internet entnommen werden.

Als neue Arten nach dem Sommerhochwasser 2002 kamen auf den Probeflächen der Flutrinnen Nordamerikanische Seide (*Cuscuta campestris*), Europäische Seide (*Cuscuta europaea*), Acker-Schachtelhalm (*Equisetum arvense*) und Knoblauch-Gamander (*Teucrium scordium*) hinzu. Im mesophilen Auengrünland traten Vertreter von Pionierstandorten als auch Vertreter feuchterer Standorte, wie z.B. Sumpf-Labkraut (*Galium palustre*), Krauser Ampfer (*Rumex crispus*) und Ufer-Spitzklette (*Xanthium albinum*) auf. Zusätzlich konnte der Weinbergs-Lauch (*Allium vineale*) auf diesen Probeflächen nachgewiesen werden. Wiesen-Knäuelgras (*Dactylis glomerata*) und Wiesen-Bärenklau (*Heracleum sphondylium*) waren nach dem Sommerhochwasser 2002 nicht mehr in den Vegetationsaufnahmen des feuchten Auengrünlandes nachweisbar.



Abb. 2: Knoblauch-Gamander (*Teucrium scordium*), eine in Sachsen-Anhalt gefährdete Art (RL 3). Foto: M. Scholz.

Insgesamt wurden im Untersuchungszeitraum nur auf den Probeflächen der Schöneberger Wiesen acht Pflanzenarten der Roten Liste Sachsen-Anhalts nachgewiesen. Auf den Probeflächen der beiden anderen Untersuchungsgebiete konnten keine Nachweise gefährdeter Pflanzenarten der aktuellen Roten Liste erbracht werden.

Vor dem Sommerhochwasser war der Kantige Lauch (*Allium angulosum*, RL 3) in beiden Jahren vorhanden. Zusätzlich wurde 1998 der Sumpfpfequendel (*Peplis portula*, RL 3) und das Niedrige Fingerkraut (*Potentilla supina*, RL 3) sowie 1999 der Vielblütige Hain-Hahnenfuß (*Ranunculus polyanthemos*, RL 3) als Pflanzenarten der Roten Liste für Sachsen-Anhalt nachgewiesen. Nach dem Sommerhochwasser wurde das Dunkelgrüne Weidenröschen (*Epilobium obscurum*, RL 3) nur im Jahr 2003 auf Probeflächen in den Flutrinnen vorgefunden. Im darauffolgenden Jahr 2004 konnten die bereits 1998 nachgewiesenen drei gefährdeten Arten, *Allium angulosum*, *Peplis por-*

Biototyp	Signifikante Zunahme	Signifikante Abnahme
Flutrinnen	<i>Lycopus europaeus</i> ** <i>Lythrum salicaria</i> * <i>Rorippa amphibia</i> * <i>Rumex obtusifolius</i> * <i>Stachy palustris</i> ** <i>Vicia cracca</i> * ² <i>Xanthium albinum</i> **	<i>Agrostis stolonifera</i> * ¹ <i>Alopecurus aequalis</i> * ¹ <i>Alopecurus geniculatus</i> * ¹ <i>Ranunculus aquatilis agg.</i> * <i>Tripleurospermum perforatum</i> *
mesophiles Auengrünland	<i>Alopecurus pratensis</i> * ² <i>Euphorbia esula</i> * <i>Holcus lanatus</i> * ² <i>Leontodon autumnalis</i> * <i>Plantago major subsp. major</i> * <i>Ranunculus ficaria</i> ** <i>Veronica serpyllifolia</i> * <i>Xanthium albinum</i> *	<i>Arrhenatherum elatius</i> ** ² <i>Galium album</i> ** ² <i>Ornithogalum umbellatum</i> ** ²

Tab. 3: Langfristige Änderung des durchschnittlichen Deckungsgrades von Pflanzenarten pro Probestfläche der Jahre vor dem Sommerhochwasser (1998/1999) zu den Folgejahren (2003-2006) in den Flutrinnen und im mesophilen Auengrünland.

Wilcoxon Test mit Bonferroni-Holm Korrektur: * : $p < 0.025$, ** : $p < 0.005$.

1 - Pflanzen gehören nur zum Potentillo-Polygonetalia Tx. 1947,

2 - Pflanzen gehören nur zum Arrhenatherion elatioris W. Koch /Arrhenatheretalia Tx. 1931.

tula und *Potentilla supina* wieder nachgewiesen werden; hinzu kamen Acker-Hahnenfuß (*Ranunculus arvensis*, RL 2) sowie Knoblauch-Gamander (*Teucrium scordium*, RL 3). Der Knoblauch-Gamander ist besonders hervorzuheben, da er von 2004 bis 2006 an der gleichen Stelle in der Flutrinne vorhanden war. Es kann angenommen werden, dass diese Art durch das Sommerhochwasser 2002 auf die Probestflächen einwandern und sich seitdem dort etablieren konnte (Abb. 2). Obwohl der Kantige Lauch 2003/2004 auf den Probestflächen fehlte, war er 2005/2006 wieder kontinuierlich vorhanden. Als weitere gefährdete Pflanzenart konnte im Jahr 2005 das Gottes-Gnadenkraut (*Gratiola officinalis*, RL 3) nachgewiesen werden. Der Sumpfwendel wurde im Jahr 2006 wieder auf einer Probestfläche gefunden, auf der er bereits 1998 vorkam.

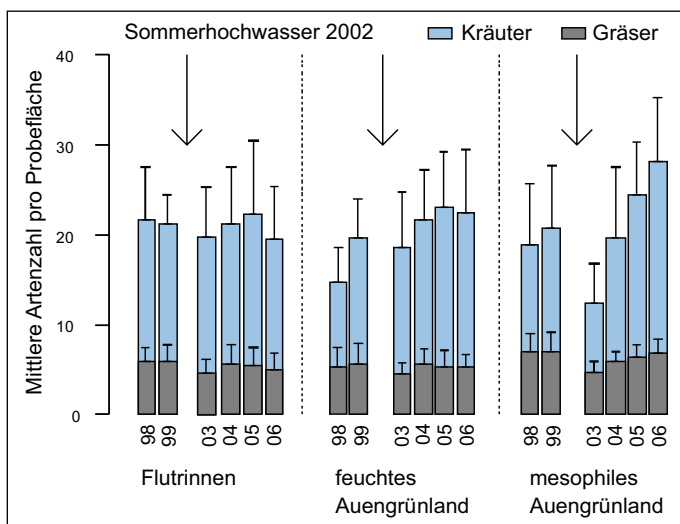
Die in Abbildung 3 dargestellten mittleren Artenzahlen zeigen insbesondere Veränderungen bei den krautigen Pflanzenarten. Die durchschnittliche Artenzahl der Gräser pro Probestfläche ist in den Flutrinnen nur im Jahr 2003 signifikant ge-

ringer als 1998. Im feuchten Auengrünland wurden für die krautigen Pflanzenarten signifikante Unterschiede in der durchschnittlichen Artenzahl zwischen 1998 und den Jahren 1999, 2004, 2005 und 2006 festgestellt. Die meisten signifikanten Unterschiede waren in der durchschnittlichen Artenzahl im mesophilen Auengrünland für die Gräser und krautigen Pflanzenarten zwischen 2003 und allen Jahren vor bzw. nach dem Sommerhochwasser vorhanden (Abb. 3). Hier kam es nach dem Hochwasserereignis zu einem deutlichen Anstieg in der mittleren Artenzahl insbesondere bei den krautigen Pflanzenarten. Ob dieser Anstieg ausschließlich auf eine hochwasserbedingte Ausbreitung von Diasporen zurückzuführen ist, müssen Folgeuntersuchungen mit längeren Datenreihen klären.

Das Sommerhochwasser 2002 hatte nicht nur Auswirkungen auf die Artenzahlen der Pflanzen, sondern auch auf die durchschnittlichen Deckungsgrade der Pflanzenarten und damit auf die Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaften.

In den Jahren 1998/1999, vor dem Sommerhochwasser, war die Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaften der Probeflächen in allen drei Biotoptypen ähnlich. Während sich die Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaften im feuchten Auengrünland in den Jahren vor und nach dem Sommerhochwasser kaum unterschieden, hat sich die Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaften in den Flutrinnen und im mesophilen Auengrünland vor und nach dem Sommerhochwasser deutlich verändert. Dies ist auf Abundanzänderungen einzelner Pflanzenarten in den jeweiligen Biotoptypen nach dem Sommerhochwasser 2002 zurückzuführen. In den Flutrinnen ist eine kurzfristige signifikante Abnahme des durchschnittlichen Deckungsgrades (2003 im Vergleich zu den Jahren vor dem Sommerhochwasser) für den Flutenden Schwaden (*Glyceria fluitans*) ($p < 0.025$), den Großen Schwaden (*Glyceria maxima*) ($p < 0.005$) und den Wasserpfeffer (*Persicaria hydropiper*) ($p < 0.025$) nachweisbar. Im mesophilen Auengrünland konnten für den Gewöhnlichen Rot-Schwingel (*Festuca rubra*) und den Wiesen-Löwenzahn (*Taraxacum sect. Ruderalia*) ($p < 0.005$) signifikante Deckungsgradabnahmen nur im Jahre 2003 festgestellt werden.

Abb. 3: Mittlere Artenzahlen je Probefläche und Standardabweichung der Gräser und krautigen Pflanzenarten zusammengefasst nach Biotoptypen für die Jahre 1998, 1999 sowie 2003 bis 2006.



Obwohl sich diese oben genannten Pflanzenarten in ihren Abundanzen schnell wieder erholt haben und ab 2004 wieder vergleichbare Deckungsgrade wie 1998/1999 erreichten, zeigen andere Pflanzenarten über einen längeren Zeitraum geringere Deckungsgrade als vor dem Sommerhochwasser. Diese Veränderungen sind im Wesentlichen auf die signifikante Zunahme des durchschnittlichen Deckungsgrades pro Probefläche von acht Pflanzenarten in den Flutrinnen und acht Pflanzenarten im mesophilen Auengrünland sowie auf die signifikante Abnahme der Abundanzen von fünf Pflanzenarten in den Flutrinnen und drei Pflanzenarten im mesophilen Auengrünland zurückzuführen (Tab. 3).

Alle Pflanzenarten im mesophilen Auengrünland mit deutlich geringeren durchschnittlichen Deckungsgraden in den Jahren nach dem Sommerhochwasser im Vergleich zu 1998/1999 gehören zu den typischen Arten der Glatthafer-Wiesen. Obwohl die durchschnittlichen Deckungsgrade dieser Arten bis zum Jahr 2006 langsam wieder anstiegen, blieben sie doch insgesamt unter den Werten von vor dem extremen Sommerhochwasser zurück.

Überraschend in den Flutrinnen ist der Rückgang der durchschnittlichen Deckung der überflutungstoleranten Arten Weißes Straußgras (*Agrostis stolonifera*), Rotgelbes Fuchsschwanzgras (*Alopecurus aequalis*) und Knick-Fuchsschwanzgras (*Alopecurus geniculatus*), die zu den Flutrasenarten gehören und durch eine hohe Überflutungstoleranz gekennzeichnet sind.

4 Diskussion

In den Auen wird die Pflanzenartenzusammensetzung durch die hydrologischen Faktoren Überflutungszeitpunkt, -dauer und -häufigkeit der Standorte sowie die Überflutungstoleranz der Pflanzenarten bestimmt (HÜGIN & HEINRICHFREISE 1992, LEYER 2002). Die drei betrachteten Untersuchungsgebiete sind durch eine relativ naturnahe Überflutungs-

dynamik, d. h. regelmäßige Frühjahrshochwasser sowie gelegentliche Winterhochwasser, charakterisiert (siehe SCHOLZ et al. in diesem Heft, S. 58 ff). Die hier vorkommenden Pflanzenarten sind an diese hydrologischen Bedingungen angepasst (BLOM & VOESENEK 1996, LYTLE & POFF 2004). Die Schwankung der Hochwasserintensität bewirkt allerdings, dass sich der Besiedlungsbereich überflutungssensitiver Pflanzenarten in Jahren mit kurzzeitigen Hochwassern erweitert, während er in Jahren mit längeren und intensiveren Hochwassern verkleinert wird (z.B. TÜXEN 1954, VERVUREN et al. 2003). Ein weiterer Faktor, der die Ausbreitung von Pflanzenarten in der Aue bestimmt, ist der Zeitpunkt des Hochwassers. Sommerhochwasser verringern die Ausbreitungsfähigkeit von überflutungssensitiven Pflanzenarten auf selten überschwemmten Standorten (KLIMEŠOVÁ 1994, VAN ECK et al. 2002, 2005, 2006), während Frühjahrshochwasser kaum Einfluss auf diese Arten haben.

So tolerieren hochwassersensitive Pflanzenarten, wie der Glatthafer (*Arrhenatherum elatius*) und das Wiesen-Knäuelgras (*Dactylis glomerata*), Winterhochwasserereignisse, während sich bei Sommerhochwasserereignissen ihre Vorkommen deutlich in höher gelegene Bereiche verschieben (VAN ECK et al. 2006). Dies spiegelt sich auch in der vorliegenden Untersuchung wider. Infolge der Sensitivität vieler Pflanzenarten im mesophilen Auengrünland gegenüber Sommerhochwasser ist der unmittelbare Rückgang der Pflanzenartenanzahl im Jahr 2003, ein Jahr nach dem Sommerhochwasser, in dieser Untersuchung erwartungsgemäß eingetreten und steht im Einklang mit den Ergebnissen von BALÁTOVÁ-TULAKOVÁ (1968), VAN DE STEEG & BLOM (1998) sowie REDECKER (2004). Obwohl die Pflanzenartenanzahl im mesophilen Auengrünland schnell wieder das Niveau vor dem Sommerhochwasser erreichte (Abb. 3), sind die durchschnittlichen Deckungsgrade sensitiver Pflanzenarten gegenüber dem Sommerhochwasser auch noch vier Jahre später deutlich geringer. Untersuchungen aus den Niederlanden am Rhein belegen auch noch nach 14 Jahren vergleichbare Auswirkungen in der Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaften, verursacht durch ein Sommerhochwasser (VAN ECK et al. 2006).

Pflanzenarten der Flutrinnen, beispielsweise der Große Schwaden (*Glyceria maxima*), die sehr

gut an die anoxischen (Sauerstoff zehrende) Bedingungen im Frühjahr angepasst sind und damit eine hohe Überflutungstoleranz aufweisen (CRAWFORD & BRAENDLE 1996), zeigen einen deutlichen Rückgang in der durchschnittlichen Deckung je Probestfläche in 2003 im Vergleich zu den Jahren vor dem Sommerhochwasser. HELLWIG et al. (1999) charakterisierten den Großen Schwaden als sensitiv gegenüber direkter Überströmung in der Vegetationsperiode, wodurch der unmittelbare Rückgang in der durchschnittlichen Deckung unmittelbar nach dem Sommerhochwasser erklärt werden kann. Bereits im Jahr 2004 gibt es keinen Unterschied in der durchschnittlichen Deckung des Großen Schwadens im Vergleich zu den Jahren vor dem extremen Sommerhochwasser, was auf eine schnelle Erholung des Bestandes schließen lässt.

Pflanzenarten des Flutrasens, wie Weißes Straußgras (*Agrostis stolonifera*), Rotgelbes Fuchsschwanzgras (*Alopecurus aequalis*) und Knick-Fuchsschwanzgras (*Alopecurus geniculatus*), sind durch eine hohe Überflutungstoleranz gekennzeichnet (ELLENBERG et al. 2001). Trotzdem zeigen sie in dieser Untersuchung in den Jahren nach dem Sommerhochwasser im Vergleich zu 1998/1999 in den Flutrinnen eine deutliche Abnahme in der durchschnittlichen Deckung. Das überrascht, da Flutrasen-Gesellschaften durch ein Sommerflutereignis in Untersuchungen von BALÁTOVÁ-TULAKOVÁ (1968) in Südmähren und in der Südwestslowakei profitiert haben. Deshalb müssen weitere Faktoren als die Überflutungstoleranz betrachtet werden: Das Jahr 2003 war durch eine extreme Sommertrockenheit in Deutschland gekennzeichnet (BFG 2006). Extreme Trockenheit lässt den Oberboden austrocknen und schnell härten. Dies hat negative Auswirkungen auf die Etablierung von Sämlingen und auf die Überlebensrate der hygrophytischen Arten (RYSER 1993, STAMPFLIE & ZEITER 1999, DONATH et al. 2006), womit die deutliche Abnahme des durchschnittlichen Deckungsgrades dieser Flutrasenarten erklärt werden kann. Zusätzlich können in extrem trockenen Zeiten trockenheitstolerante Pflanzenarten durch die Keimbildung Standorte für trockenheitssensitive Arten blockieren (DONATH et al. 2006).

Außergewöhnliche Hochwasserereignisse während der Vegetationsperiode sind meist mit einer radikalen Änderung der Pflanzenartenzu-

sammensetzung verbunden (BROCK et al. 1987, BENDIX 1998, SPARKS et al. 1998). Obwohl das Sommerhochwasserereignis 2002 an der Elbe als 100-jähriges Hochwasserereignis eingestuft wurde (SCHIERMEIER 2003, PETROW et al. 2007), konnte in den hier dargestellten Beobachtungen der Auengrünländer nur ein geringer Effekt auf die Pflanzenartenzusammensetzung nachgewiesen werden. Ein Hauptgrund für den geringen Einfluss auf die Pflanzengemeinschaften ist wahrscheinlich das Fehlen fluvial-geomorphologischer Prozesse, wie Bodenerosion und -akkumulation. Diese Prozesse sind eine wichtige Voraussetzung für Veränderungen sowohl der Artenzusammensetzung als auch der Vegetationsmuster (HUPP & OSTERKAM 1985, SALO et al. 1986, ROOD et al. 1998). Allerdings wurden fluvial-geomorphologische Prozesse an anderen Auenabschnitten an der Elbe beobachtet (HAASE et al. 2004).

5 Schlussfolgerung

Obwohl Pflanzen in Auen an Überflutung und Trockenheit angepasst sind, führen Extremereignisse, wie außergewöhnliche Sommerhochwasser und ausgeprägte Trockenheit, zu Veränderungen in der Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaften. Durch das großflächige Fehlen von fluvial-geomorphologischen Prozessen in den Untersuchungsgebieten waren diese Veränderungen im Wesentlichen nur auf die Flutrinnen und das mesophile Auengrünland beschränkt. Durch Klimaveränderungen wird ein Anstieg von außergewöhnlichen Sommerhochwassern (MUDELSE et al. 2003, JENTSCH et al. 2007) und Sommertrockenheit (SOLOMON et al. 2008) angenommen, so dass sich die Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaften im gesamten Auengrünland grundlegend verändern kann. Bisher kann jedoch auf Grund der Komplexität der Pflanzengemeinschaften weder die Richtung noch die Geschwindigkeit der Veränderungen quantifiziert werden. Deshalb ist ein Langzeitmonitoring mit standardisierten Methoden wichtig, um die langfristigen Effekte von Sommerhochwasser und Trockenheit auf die Auenbiodiversität erfassen und bewerten zu können.

Zusammenfassung

Für die Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaften des Auengrünlandes sind Dauer, Höhe und Zeitpunkt der Überflutungen sowie Grundwasserflurabstände die entscheidenden Parameter. Bisher gibt es kaum Untersuchungen, die den Einfluss von extremen Hochwasserereignissen quantifizieren. Der vorliegende Beitrag untersucht umfassend die Auswirkungen des Elbehochwassers 2002 auf die Pflanzengemeinschaften im Auengrünland an der Mittleren Elbe. Dazu wurden die floristischen Daten vor dem Sommerhochwasser (1998/1999) mit denen der Folgejahre (2003 bis 2006) auf exakt denselben Probestellen verglichen. Nur das mesophile Auengrünland weist im Jahr 2003 einen deutlichen Artenverlust auf, während in den Flutrinnen und im feuchten Auengrünland in den Folgejahren vergleichbare Artenzahlen wie vor dem Sommerhochwasser erreicht werden. Bezüglich des durchschnittlichen Deckungsgrades der Pflanzenarten je Probestelle zeigen sich sowohl in den Flutrinnen als auch im mesophilen Auengrünland deutliche Veränderungen nach dem Sommerhochwasser. Die Ursachen für diese Deckungsgradunterschiede sind einerseits im extremen Sommerhochwasser 2002 und andererseits in der extremen Trockenheit 2003 begründet.

Literatur

- AMARELL, U. & S. KLOTZ (2009): Struktur und Dynamik charakteristischer Pflanzenpopulationen und Vegetationstypen mitteldeutscher Auen als Indikatoren der Standortbedingungen. - In: SCHOLZ, M., HENLE, K., DZIOCK, F., STAB, S. & F. FOECKLER (Hrsg.): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue. - Stuttgart (Ulmer Verlag): 171-202.
- BENDIX, J. (1998): Impact of a flood on southern California riparian vegetation. - *Physical Geography* 19: 162-174.
- BFG - BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE (Hrsg.) (2006): Niedrigwasserperiode 2003 in Deutschland. Ursachen - Wirkungen - Folgen. - Koblenz. - BfG-Mitteilungen 27.
- BLOM, C. W. P. M. & L. A. C. J. VOESENEK (1996): Flooding: The survival strategies of plants. - *Trends in Ecology and Evolution* 11: 290-295.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. - Berlin/ Wien/ New York (Springer).

- BALATOVA-TULAKOVA (1967): Grundwasserganglinien und Wiesengesellschaften (Vergleichende Studien der Wiesen aus Südmähren und der Südwestslowakei). - Brno. - Acta Sc. nat. 2: 1-37.
- BROCK, T. C. M., VAN DER VELDE, G. & H. M. VAN DE STEEG (1987): The effects of extreme water level fluctuations on the wetland vegetation of a nymphaeid-dominated oxbow lake in The Netherlands. - Archiv für Hydrobiologie, Beiheft 27: 57-73.
- CRAWFORD, R. M. M. & R. BRAENDLE (1996): Oxygen deprivation stress in a changing environment. - Journal of Experimental Botany 47: 145-159.
- DONATH, T. W., HOLZEL, N. & A. OTTE (2006): Influence of competition by sown grass, disturbance and litter on recruitment of rare flood-meadow species. - Biological Conservation 130: 315-323.
- ELLENBERG, H., WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V. & W. WERNER (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. - Göttingen (Golze). - Scripta Geobotanica 18.
- FRANK, D., HERDAM, H., JAGE, H., JOHN, H., KISON, H.-U., KORSCH, H., STOLLE, S., BRÄUTIGAM, S., THIEL, H., UHLMANN, I., WEBER, H. E. & E. WELK (2004): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen des Landes Sachsen-Anhalt. - Ber. Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 39: 91-110.
- HAASE, D., WEICHEL, T., BÜTTNER, L., VOLK, M., GLÄßER, C., BIRGER, J., ZOBEL, D., REINARTZ, P., HEEGE, T., MÜLLER, R., HEBLINSKI, J. & M. SCHRÖDER (2004): Flächenhafte Erfassung der Hochwassergebiete mittels Fernerkundungsdaten. - In: GELLER, W., OCKENFELD, K., BÖHME, M. & A. KNÖCHEL (Hrsg.): Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002. - Nürnberg (Kompetenzzentrum Digitaldruck): 37-69.
- HELLWIG, M., KUNITZ, T., SPEIER, M. & R. POTT (1999): Untersuchungen zur Syndynamik und Bioindikation von Pflanzengesellschaften im potentiellen Rückdeichungsgebiet Lenzen-Wustrow an der Unteren Mittellelbe. - Auenreport - Beiträge aus dem Biosphärenreservat Flusslandschaft Elbe (Brandenburg), Sonderband 1/5: 55-67.
- HERING, D., GERHARD, M., MANDERBACH, R. & M. REICH (2004): Impact of a 100-year flood on vegetation, benthic invertebrates, riparian fauna and large woody debris standing stock in an alpine floodplain. - River Research and Applications 20: 445-457.
- HÜGIN, G. & A. HENRICHFREISE (1992): Vegetation und Wasserhaushalt des rheinnahen Waldes. - Bonn-Bad Godesberg (Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie).
- HUPP, C. R. & W. R. OSTERKAMP (1985): Bottomland vegetation distribution along Passage Creek, Virginia, in relation to fluvial landforms. - Ecology 66: 670-681.
- JENTSCH, A., KREYLING, J. & C. BEIERKUHNLEIN (2007): A new generation of climate-change experiments: events, not trends. - Frontiers in Ecology and the Environment 5: 365-374.
- JUNK, W. J. (2005): Flood pulsing and linkages between terrestrial, aquatic, and wetland systems. - Verhandlung der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 29: 11-38.
- KLAPP, E. & W. O. VON BOBERFELD (1990): Taschenbuch der Gräser. - 12. Aufl., Hamburg/ Berlin (Paul Parey).
- KLIMEŠOVÁ, J. (1994): The effects of timing and duration of floods on growth of young plants of *Phalaris arundinacea* L. and *Urtica dioica* L. - an experimental study. - Aquatic Botany 48: 21-29.
- KLOTZ, S., KÜHN, I. & W. DURKA (Hrsg.) (2002): BIOLFLORE - Eine Datenbank zu biologisch-ökologischen Merkmalen der Gefäßpflanzen in Deutschland. - Schriftenreihe für Vegetationskunde 38.
- LEYER, I. (2002): Auengrünland an der Mittellelbe-Niederung. - Stuttgart (Cramer Verlag).
- LYTLE, D. A. & N. L. POFF (2004): Adaptation to natural flow regimes. - Trends in Ecology and Evolution 19(2): 94-100.
- MUDELSE, M., BORNGEN, M., TETZLAFF, G. & U. GRUNEWALD (2003): No upward trends in the occurrence of extreme floods in central Europe. - Nature 425: 166-169.
- PETROW, T., MERZ, B., LINDENSCHMIDT, K. E. & A. H. THIEKEN (2007): Aspects of seasonality and flood generating circulation patterns in a mountainous catchment in south-eastern Germany. - Hydrology and Earth System Sciences 11: 1455-1468.
- REDECKER, B. (2004): Vegetationsveränderung eines Grünlandgebietes an der Elbe unter Berücksichtigung einer Nutzungsänderung zwischen 1976 und 1999 und der Auswirkung des extremen Sommerhochwassers 2002. - Tuexenia 24: 265-276.
- ROOD, S. B., KALISCHUK, A. R. & J. M. MAHONEY (1998): Initial cottonwood seedling recruitment following the flood of the century of the Oldman River, Alberta, Canada. - Wetlands 18: 557-570.
- ROTHMALER, W., BÄßLER, M., JÄGER, E. J. & K. WERNER (1999): Exkursionsflora von Deutschland. Band 2. Gefäßpflanzen. Grundband. - Berlin (Spektrum Akademie Verlag).
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2008): An Introduction to R. - <http://cran.r-project.org/doc/manuals/R-intro.pdf>.
- RYSER, P. (1993): Influences of neighboring plants on seedling establishment in limestone grassland. - Journal of Vegetation Science 4: 195-202.
- SALO, J., KALLIOLA, R., HAKKINEN, I., MAKINEN, Y., NIEMELA, P. PUHAKKA, M. & P. D. COLEY (1986): River dynamics and the diversity of Amazon Lowland Forest. - Nature 322: 254-258.
- SCHIERMEIER, Q. (2003): Analysis pours cold water on flood theory. - Nature 425: 111.
- SCHOLZ, M., FOLLNER, K. & K. HENLE (2009): Übertragung des Indikationssystems auf Biotoptypen. - In: SCHOLZ, M., HENLE, K., DZIOCK, F., STAB, S. & F. FOECKLER, (Hrsg.): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue. - Stuttgart (Ulmer Verlag): 335-347.
- SOLOMON, S., QUIN, D., HANNING, M., CHEN, Z., MARQUIS, M., AVERTY, K. B. & M. M. B. TIGNOR (2008): Climate Change 2007 - The Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Fourth Assessment Report of the IPCC (Climate Change 2007). - Cambridge University Press, Friesens.
- SPARKS, R. E., NELSON, J. C. & Y. YIN (1998): Naturalization of the flood regime in regulated rivers the case of the upper Mississippi river. - Bioscience 48: 706-720.

- STAMPFLI, A. & M. ZEITER (1999): Plant species decline due to abandonment of meadows cannot easily be reversed by mowing. A case study from the southern Alps. - *Journal of Vegetation Science* 10: 151-164.
- TÜXEN, R. (1954): Pflanzengesellschaften und Grundwasser-Ganglinien. - Stolzenau. - *Angew. Pflanzensoz.* 8: 64-98.
- VAN DE STEEG, H. M. & C. W. P. M. BLOM (1998): Impact of hydrology on floodplain vegetation in the lower Rhine system: implications for nature conservation and nature development. - In: NIENHUIS, P. H., LEUVEN, R. S. E. W. & A. M. J. RAGAS (Hrsg.): *New concepts for sustainable management of river basins.* - Leiden (Backhuys): 131-144.
- VAN ECK, W. H. J. M., LENSSEN, J. P. M., VAN DE STEEG, H. M., BLOM, C. W. P. M. & H. DE KROON (2006): Seasonal dependent effects of flooding on plant species survival and zonation: a comparative study of 10 terrestrial grassland species. - *Hydrobiologia* 565: 59-69.
- VAN ECK, W. H. J. M., VAN DE STEEG, H. M., BLOM, C. W. P. M. & H. DE KROON (2005): Recruitment limitation along disturbance gradients in river floodplains. - *Journal of Vegetation Science* 16: 103-110.
- VAN ECK, W. H. J. M., VAN DE STEEG, H. M., BLOM, C. W. P. M. & H. DE KROON (2004): Is tolerance to summer flooding correlated with distribution patterns in river floodplains? A comparative study of 20 terrestrial grassland species. - *OIKOS* 107: 393-405.
- VERVUREN, P. J. A., BLOM, C. W. P. M. & H. DE KROON (2003): Extreme flooding events on the Rhine and the survival and distribution of riparian plant species. - *Journal of Ecology* 91: 135-146.
- WISSKIRCHEN, R. & H. HAEUPLER (1998): *Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands.* - Stuttgart (Ulmer).
- YIN, Y. (1998): Flooding and forest succession in a modified stretch along the Upper Mississippi River. - *Regulated Rivers-Research and Management* 14: 217-225.

Anhang im Internet

Tab.: Gesamterfassung aller Pflanzenarten für die einzelnen Untersuchungsgebiete und betrachteten Jahre

unter: <http://www.ufz.de/index.php?de=18870>