©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.a

Tuexenia 12: 245–255. Göttingen 1992.

Vegetationsdynamik am Ufer eines polytrophen Staugewässers unter besonderer Berücksichtigung des Schilfröhrichts

– Werner Westhus –

Zusammenfassung

Die Dynamik der Ufervegetation eines polytrophen Staugewässers im Thüringer Becken (BRD, Thüringen) wurde auf der Grundlage zehnjähriger Dauerquadratuntersuchungen an einem senkrecht zur Uferlinie angelegten Transekt-Profil beschrieben. Dabei wurde eine vom jeweiligen Wasserstandsverlauf abhängige hohe Dynamik der Vegetationszonierung erfaßt, die den Verlauf der sekundär progressiven Sukzession mehr oder weniger stark überlagert hat.

Die Vegetationsglieder des feuchteabhängigen Vegetationskomplexes gingen bei Veränderungen des Wasserstandsverlaufes syngenetisch ineinander über. Insgesamt wurden im Untersuchungszeitraum eine beträchtliche Ausdehnung des Weidengehölzes, verbunden mit der Beeinträchtigung beschatteter Phytozönosen, eine relativ schnelle Reaktion von Rohrglanzgras-Röhricht und Flutrasen auf Veränderungen des Wasserfaktors sowie eine schnelle Besiedlung von zeitweilig entstandenen Vegetationslücken durch *Polygonum amphibium* dokumentiert.

Besondere Aufmerksamkeit wurde der räumlichen und strukturellen Dynamik des Schilfröhrichts gewidmet. Der Rückgang des Schilfröhrichts (sogen. „Schilfsterben") und Veränderungen der Vitalität werden diskutiert. Rückgangsmuster und die Schwankungen von Struktur und Vitalität können am überzeugendsten durch Veränderungen des Standortsmilieus am Gewässerboden (anaerobe Abbauprozesse und Entstehung phytotoxischer Substanzen) erklärt werden.

Abstract

The dynamics of the shore vegetation on a polytrophic reservoir in Thuringen (FRG) was analysed in a ten-year investigation along a vegetation transect perpendicular to the shoreline. Subjected to the changes of the water level, the vegetation zonation showed a high level of dynamics , which disguised the course of secondary progressive succession .

The plant communities of the moisture-dependent vegetation complex are transformed into each other as a result of changes of the water-level regime. A considerable expansion of willows, associated with an impairment of shaded plant communities, a relatively rapid reaction of *Phalaris arundinacea* reeds and species of flooded meadows, and a quick colonization of temporarily developed vegetation gaps by *Polygonum amphibium* were documented during the period of investigation. Special attention was paid to the spatial and structural dynamics of reed belts. The patterns of reed decline and changes in reed vitality were described. The course of decline and the dynamics of structure and vitality can best be explained by changes in the environment on the bottom of the reservoir (anaerobic degradation and the production of phytotoxic substances).

Einleitung

Ab Mitte der 60er Jahre wurden in dem Agrargebiet des Thüringer Beckens verschiedene Fließgewässer zur Bereitstellung von Beregnungswasser für die Landwirtschaft angestaut. Diese landwirtschaftlichen Wasserspeicher entwickelten sich zu einem charakteristischen Element intensiv genutzter Agrarräume und trugen zur ökologischen Bereicherung der Landschaft bei. Neben der mit der Bereitstellung von Beregnungswasser verbundenen Wasserstandsdynamik werden sie durch weitere Nutzungsformen wie Karpfenintensivzucht, Nutzung zu Erholungszwecken und die hohe Nährstoffzufuhr geprägt. Landwirtschaftliche Wasserspeicher stellen damit ausgezeichnete Studienobjekte für die durch ihre spezifische Nutzung beeinflußte pflanzliche und tierische Besiedlung und Sukzession eines künstlichen Ökosystems dar. Im Rahmen von Untersuchungen zum floristischen und faunistischen Inventar und seiner alters-

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

und nutzungsabhängigen Dynamik wurden auch Dauerquadrate an einem Transekt-Profil senkrecht zur Unterlinie angelegt und einer ersten Auswertung unterzogen (WESTHUS 1985). Auf Grund der sich bereits nach 4 Aufnahmejahren abzeichnenden hohen Dynamik der Ufervegetation wurden die Erhebungen bis 1990 fortgesetzt. Ihre Ergebnisse werden nachfolgend zusammenfassend dargestellt.

Methodik

Im Jahre 1981 wurde am Wasserspeicher Frohnsdorf ein 24 m langes Transekt-Profil mit 2 parallelen Reihen von 1 x 1 m großen Dauerquadraten senkrecht zur Uferlinie angelegt, eingemessen und im Gelände durch eingegrabene Tonröhren markiert. Für jede Art wurde die Deckung pro Quadrat in Prozent geschätzt und anschließend der Mittelwert aus parallel zur Uferlinie liegenden Quadraten gebildet. Die Vegetationsaufnahme und Feinkartierung erfolgte jährlich in der letzten August- bzw. ersten Septemberwoche. Die Nomenklatur der Gefäßpflanzen richtet sich nach EHRENDORFER (1973).

Auf Grund der sehr artenarmen, z. T. nur einartigen Bestände erfolgte der statistische Vergleich von benachbarten Quadraten und zeitlich folgenden Aufnahmen mittels des Gemeinschaftskoeffizienten nach DAHL und HADAC (PS – percentage similarity). Dabei wurden alle im Aufnahmejahr auf dem trockengefallenen Schlamm gekeimten Arten nicht berücksichtigt.

$$PS = \frac{2\Sigma \min (x_i, y_i)}{\Sigma (x_i + y_i)} \cdot 100\ (\%)$$

min (x_i, y_i): Kleinerer Deckungsgrad der Art, die den Aufnahmen x und y gemeinsam ist.

Die Auswertung der Wasserspiegelschwankungen erfolgte anhand der bei der Talsperrenmeisterei Sondershausen vorliegenden Wasserstandsganglinien. Die Werte chemischer Wasseranalysen wurden ebenfalls von der Talsperrenmeisterei Sondershausen zur Verfügung gestellt und basieren auf sporadisch durchgeführten Probenahmen an den Absperrbauwerken aus einer Tiefe von 20–30 cm. Die Analysen wurden nach dem von IfW (1976) zusammengestellten Standardverfahren durchgeführt.

Die Boden- und Sedimentproben (Mischproben aus 10 Einstichen) wurden im Oktober 1983 und September 1987 entlang dem Transekt-Profil der obersten Boden- bzw. Sedimentschicht (5 cm) entnommen.

Untersuchungsgebiet

Der landwirtschaftliche Wasserspeicher Frohndorf liegt im Thüringer Becken, 7 km ostsüdöstlich von Sömmerda zwischen den Ortschaften Vogelsberg und Frohndorf-Orlishausen. Das Staugewässer läßt sich durch folgende Daten charakterisieren: Staubeginn: 1970, Nutzung als Jahresspeicher (jährliches Ablassen des gestauten Wassers zur Abfischung der Karpfen), Höchststau: 149,65 m ü. NN, Fläche bei Vollstau: 49,2 ha, maximale Wassertiefe: 5,67 m, mittlere Wassertiefe: 2,62 m, Stauinhalt: 1,29 hm³, Einzugsgebiet: 130,4 km², mittl.Jahresabfluß an der Sperrstelle: 8,50 Mill. m³, mittl. Verweilzeit: 0,15 a, angestautes Fließwasser: Scherkonde.

Das Untersuchungsgebiet liegt im trockenwarmen Klimabezirk „Thüringer Becken". Die langjährigen Klimadaten der Station Kölleda (145 m ü. NN) dürften für den etwa 5 km südsüdwestlich gelegenen Wasserspeicher Frondorf repräsentativ sein:

Durchschnittl. Monatsmittel der Lufttemperatur	Januar – 0,2 °C Juli 17,8 °C
Durchschnittl. Jahresmittel der Lufttemperatur	8,7 °C
Mittlere Jahresschwankung der Lufttemperatur	18,0 °C
Mittlere Jahressumme des Niederschlags	491 mm

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.a

Den geologischen Untergrund bilden Ablagerungen des Keupers, die flächenhaft von Lößauflagen und -schleiern überdeckt sind. In der Scherkonde-Aue lagern holozäne Auenlehme und -tone.

Die Ergebnisse einer Korngrößenanalyse weisen die Böden im Transekt-Profil als Schluffböden (Schlufflehm, lehmiger Schluff) aus. Als Bodentyp sind zu den Semigleyen zählende Auen-Schwarzgleye anzutreffen. Die Ergebnisse von Bodenuntersuchungen in den Jahren 1983 und 1987 sind in Tabelle 1 zusammengestellt.

Tab. 1: Chemische Eigenschaften der Sedimente im Transekt-Profil

Entfernung zur Oberkante Transekt (m)		0	5	10	15	20	25	30
pH	1983	7,2	7,2	7,3	7,5	7,3	7,2	7,3
	1987	7,6	7,6	7,6	7,7	7,7	–	–
$CaCO_3$ (%)	1983	7,8	11,0	15,3	17,6	11,6	11,9	14,2
	1987	9,2	11,2	12,1	15,0	8,8	–	–
$C_{org.}$ (%)	1983	2,78	4,28	3,86	3,60	2,03	1,35	3,08
	1987	6,68	3,53	2,10	1,88	1,13	–	–
$N_{org.}$ (%)	1983	0,28	0,43	0,36	0,37	0,19	0,12	0,21
	1987	0,55	0,43	0,33	0,19	0,14	–	–
C / N	1983	9,9	10,0	10,2	9,7	10,7	11,3	14,7
	1987	12,1	8,2	9,1	9,9	8,1	–	–
NO_3 (mg/100 g Boden)	1983	1,20	3,30	5,80	19,00	2,70	0,45	11,0
	1987	3,70	1,70	0,79	0,88	0,78	–	–
P (mg/100 g Boden)	1983	6,2	6,8	6,2	7,8	8,0	10,2	18,2
	1987	2,5	2,0	2,1	2,8	2,3	–	–

Da keine kontinuierlichen Messungen vorliegen, können die Werte nur zu einer groben Charakterisierung der Standortbedingungen im Transekt dienen. Auf die Einflüsse der Wasserstandsdynamik (vgl. auch TAMM 1981) sowie der Vegetation und der damit im Zusammenhang stehenden Sedimentation organischer Substanz wurde schon von WESTHUS (1985) hingewiesen. Dort sind auch physikalische und chemische Angaben zu einem im Transekt-Profil angelegten Bodenprofil zu finden.

Relativ grob verallgemeinert läßt sich der Wasserstandsverlauf während des Untersuchungszeitraumes folgendermaßen beschreiben (vgl. Abb. 1). In den Jahren 1979 und 1980 war der Wasserstand im Speicherbecken sehr niedrig und auch 1981 wurde erst spät in der Vegetationsperiode Vollstau erreicht. 1982 war das Becken bereits zu Beginn der Vegetationsperiode gefüllt. 1983 bis Juli 1986 traten bei mehr oder weniger starken Schwankungen des Wasserstandes insgesamt sehr hohe Wasserstände auf. Eine wesentliche Absenkung des Wasserspiegels erfolgte 1983, 1984 und 1985 erst im September. Ab Juli 1986 ist die Beckenfüllung wieder allgemein etwas niedriger, der Trend der Absenkung des Wasserspiegels setzte meist bereits spätestens im Juli ein.

Der Chemismus des angestauten Wassers wird einerseits durch das stark organisch belastete und bakteriell kontaminierte Wasser des Zuflusses (Orthophosphatgesamtbelastung 2,7 t/a), andererseits durch gewässerinterne, vorwiegend biologische Umsetzungen beeinflußt. Schwankungsbreite und Durchschnittswerte wesentlicher hydrochemischer Parameter des Wasserspeichers Frohndorf betragen (Mittel aus 16 Messungen der Talsperrenmeisterei Sondershausen):
pH: 7,4 (6,5–8,5), Cl = 76,9 (56–118) mg/l, SO_4^{2-} 678,7 (209,9–4132) mg/l, PO_4^{3-} = 0,42 (nn – 2,15) mg/l, $N_{anorg.}$ 18,7 (0,5 – 49,2) mg/l, Ca^{2+} 189,4 (120,1 – 235,9) mg/l, Mg^{2+} : 83,1 (62,5 – 132,9) mg/l, GH 43,9 (23,2 – 62,6) °dH, KH 14,4 (9,6 – 21,0) °dH, O_2 sofort 13,1 (4,2 – 32,2), BSB_2 9,2 (0,9 – 27,7) mg/l, CSV_{Mn} 10,8 (2,4 – 35,2) O_2 mg/l.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

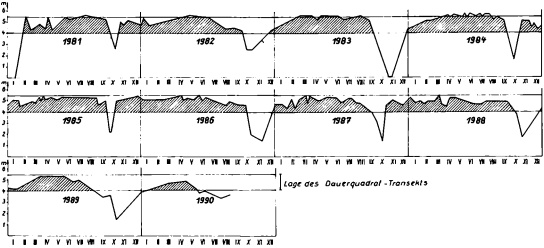


Abb. 1: Wasserstandsganglinien des landwirtschaftlichen Wasserspeichers Frohndorf und Überflutungsdauer (schraffiert) des Transekt-Profils im Untersuchungszeitraum.

Unter Berücksichtigung der hydrographischen Kriterien ist der Wasserspeicher Frohndorf als polytroph einzustufen. Charakteristisch sind Phytoplankton-Massenentwicklungen, Anfall größerer Mengen toter organischer Substanz sowie die damit verbundene Sauerstoffzehrung am Gewässerboden und Bildung von Sapropel.

Die Dynamik von Flora und Vegetation

1. Sekundär progressive Sukzession

Die Dynamik von Flora und Vegetation wird einerseits durch die sekundär progressive Sukzession, die nach Erstanstau des Speichers einsetzte, sowie andererseits durch die auf Grund der Wasserstandsdynamik hervorgerufene Dynamik der Vegetationszonierung (sogenannte „Pendel- oder Zieharmonikasukzession") geprägt. Die sekundär progressive Sukzession an landwirtschaftlichen Wasserspeichern wird von WESTHUS (1987) beschrieben. Unsere Dauerquadratuntersuchungen sind zeitlich der 3. Phase der Sukzession, der Phase der relativen Stabilisierung der Phytozönosen und des ganzen Ökosystems (Gleichgewichtsphase) zuzuordnen, die bereits durch mehr oder weniger stabile Zonierungen der Vegetation gekennzeichnet ist.

Im Untersuchungszeitraum ist vor allem die enorme Ausdehnung der Weidengehölze als sekundär progressive Suksession anzusprechen (vgl. 3.6.). Insgesamt werden die Prozesse der sekundär progressiven Sukzession mehr oder weniger stark von der wasserstandsabhängigen Dynamik der Vegetationszonierung überlagert. Durch länger anhaltende Überflutungszeiten können fortgeschrittene Suksessionsstadien gestört oder zerstört und die Suksession verzögert oder auf eine frühere Phase zurückgeworfen werden.

2. Wasserstandsabhängige Dynamik der Vegetationszonierung

Nach mehreren Jahren relativ gleichbleibend geringerer Füllung des Speicherbeckens wurde 1981 das Transekt-Profil innerhalb einer mehr oder weniger deutlichen Zonierung von Flutrasen über Weidengehölz, Rohrglanzgras-Röhricht bis zum Schilfröhricht gelegt, die scharfe Grenzlinien aufwies (Abb. 2). Höhere Wasserstände ab der Vegetationsperiode 1982 wirkten als Störung. Der Deckungsgrad aller Arten und die von der Vegetation bedeckte Fläche nahmen deutlich ab (Tab. 2). Durch Absterben wasserseitig liegender Bereiche des Flutrasens und des

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.a

Rohrglanzgras-Röhrichts entstanden Lücken, in denen sich *Polygonum amphibium* ausdehnen konnte. Die Gleichverteilung der Flora (Evenness) erreicht 1982 ihren höchsten Wert, wie es nach HAEUPLER (1982) allgemein für Pflanzenbestände nach Störungen typisch ist. 1983 war zwar vermutlich infolge der 1982 relativ zeitig im Sommer einsetzenden Wasserspiegelabsenkung nochmals ein leichter Anstieg des Deckungsgrades aller Arten und der Artenzahl zu verzeichnen, insgesamt setzte jedoch eine Entwicklung ein, die durch eine uferwärtige Verschiebung der gesamten Vegetationsabfolge (außer Weidengehölze) gekennzeichnet ist und bis etwa 1986 anhielt. Sie äußerte sich in einem Rückgang der Vegetationsgrenze zum offenen Wasser hin um etwa 10 m und damit verbunden in einem Rückgang der von der Vegetation bedeckten Fläche, in einer Abnahme des Deckungsgrades aller Arten, der Artenzahl und des Shannon-Index (H'), wobei der Rückgang des Schilfröhrichts auch auf die Wirkung weiterer Faktoren zurückzuführen ist (vgl. Abschn. 3.1).

Mit einer durchschnittlich niedrigeren Beckenfüllung und einer bedeutend früheren Absenkung des Wasserspiegels ab Juli 1986 erfolgte wieder ein geringes Vordringen der Vegetation zur offenen Wasserfläche hin, verbunden mit einer geringen Zunahme der von der Vegetation bedeckten Fläche, des Deckungsgrades aller Arten (der auf Grund der schnellen Ausdehnung des Weidengehölzes sogar 1990 seinen höchsten Wert erreicht), der Artenzahl und des Shannon-Index. Von entscheidender Bedeutung für die Richtung der Floren- und Vegetationsdynamik erwies sich vor allem der Wasserstand im Sommer (Juni bis August).

Allgemein können die Aussagen von ELLENBERG (1952) und HUNDT (1969) bestätigt werden, daß die Vegetationsglieder eines feuchtigkeitsabhängigen Vegetationskomplexes bei Veränderung des Wasserfaktors syngenetisch ineinander übergehen. Die mehr oder weniger scharfen Vegetationsgrenzen als Ausdruck einer relativ stabilen Zonierung im Jahre 1981 werden als Folge der Störung (1982) abgeschwächt (Abb. 2). Die nach Jahren ähnlichen Hydroregimes (1988–1990) zu erwarten gewesene erneute Herausbildung einer deutlichen Vegetationszonierung mit scharfen Grenzen tritt infolge der Überschattung durch das Weidengehölz und der Überlagerung von Vegetationseinheiten (Weidengehölz und Schilfröhricht am wasserseitigen, von Seitenlicht beeinflußten Rand des Gehölzes) nicht in Erscheinung (vgl. Abb. 3).

Das Ergebnis unterstreicht die hohe Dynamik der Ufervegetation von Gewässern mit schwankenden Wasserständen. Da viele Arten ein hohes vegetatives Ausbreitungsvermögen aufweisen, können sie auf Veränderungen der Standortbedingungen relativ schnell reagieren. Die Vegetationszonierung von Phytozönosen perennierender Kräuter an Gewässern spiegelt damit lediglich das Hydroregime der letzten 1–3 Jahre wider und ist keinesfalls Ausdruck mittlerer langjähriger Wasserstandsverhältnisse. Andererseits erscheinen auch Schlußfolgerungen zum Einschichtungsverhalten perennierender Arten in den Stauraum auf der Grundlage nur einjähriger Untersuchungen (z.B. RICHTER 1971) zweifelhaft.

3. Dynamik einzelner Vegetationsglieder

3.1. Schilfröhricht (Phragmitetum [Gams 1917] Schmale 1939)

Schilf *(Phragmites australis)* war in der Nähe des Transekt-Profils entlang von Gräben schon vor Staubeginn vorhanden und hat sich nach flacher Überflutung stark ausgedehnt (GÖRNER et al. 1982). 1981 wurden bei der Erstaufnahme vitale und dichte Bestände erfaßt. Ab 1982 ist wasserseitig ein erst allmähliches, von 1984 bis 1986 schnelles Zurückgehen des Schilfes zu beobachten, wobei dieser Prozeß mit der Abnahme der Halmdichte, Wuchshöhe und Fertilität wasserseitiger Schilfbestände beginnt (Abb. 2). 1982 setzt eine Ausdehnung des Schilfröhrichts zum Ufer hin ein, die aber ab 1984 durch zunehmende Beschattung des Weidengehölzes unterdrückt wird. Diese beschatteten Schilfbestände sind bedeutend niederwüchsiger, stehen lückiger und gelangen nicht mehr zum Fruktifizieren.

Bemerkenswert ist vor allem die innere Strukturierung des Schilfröhrichts und die überraschend hohe Strukturdynamik, die erst ab 1987 nachläßt. Da von der Abnahme der Vitalität und vom Rückgang des Deckungsgrades in den Jahren 1984 bis 1986 auch die etwas höher stehenden Bestände erfaßt werden, können die Ursachen nicht allein beim Hydroregime liegen.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

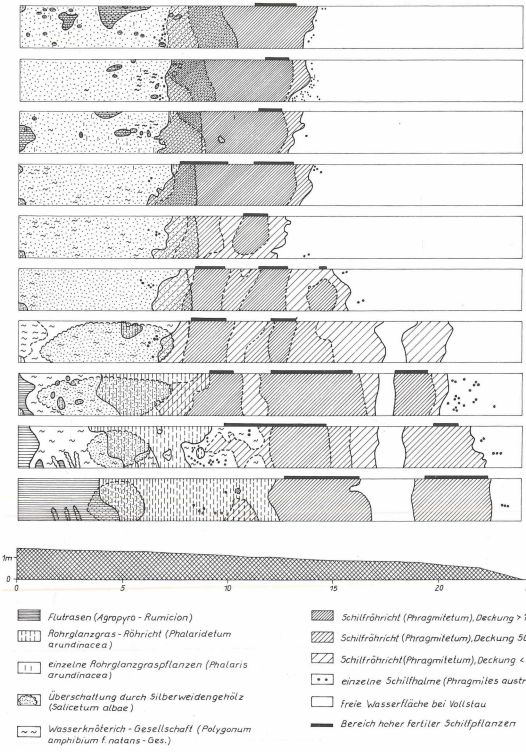


Abb. 2: Vegetation des Transekt-Profils am Wasserspeicher Frohndorf.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Tabelle 2: Veränderungen der Flora und Vegetation im Transekt-Profil [1]

Jahr	Arten-zahl	Deckungs-grad (%)	H'	E	PS	Fläche mit Vegetation (%)
1981	9	66,83	1,34	0,61		81,25
					> 88,80	
1982	7	55,00	1,39	0,71		73,44
					> 83,70	
1983	9	65,57	1,23	0,56		78,65
					> 77,13	
1984	4	50,32	0,87	0,62		79,69
					> 88,68	
1985	5	46,60	0,84	0,52		64,48
					> 74,39	
1986	6	51,42	0,88	0,49		52,50
					> 88,75	
1987	9	58,97	0,92	0,42		57,65
					> 91,92	
1988	11	57,43	1,15	0,48		55,15
					> 90,96	
1989	10	62,31	1,02	0,44		56,23
					> 90,34	
1990	13	69,99	1,45	0,56		57,65

[1] nach dem Trockenfallen gekeimte Arten wurden nicht berücksichtigt

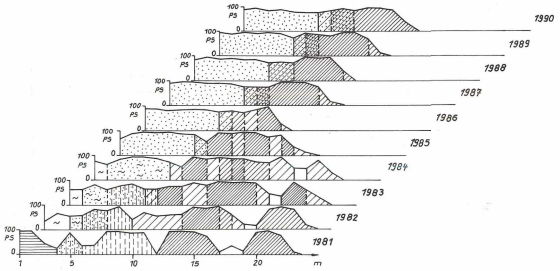


Abb. 3: Verlauf der PS-Koeffizienten benachbarter Dauerquadrate entlang des Transekt-Profils am Wasserspeicher Frohndorf (Signaturen siehe Abb. 2).

Als Folge hohen Nährstoffimports in den Speicher treten regelmäßig Phytoplankton-Massenentwicklungen auf (vgl. WESTHUS 1985), verbunden mit einem hohen Anfall toter Biomasse, deren Abbau zu einer verstärkten Sauerstoffzehrung führt. Unter anaeroben Bedingungen kommt es zur Sapropel-(Faulschlamm-) bildung, und zur Entstehung und Anreicherung phytotoxischer Substanzen (z.B. Schwefelwasserstoff, Methan, Ammoniak). Die Anreicherung von Faulschlamm wird dabei in Bereichen weitgehend fehlender Wasserzirkulation (Stagnationsbereiche) verstärkt, wie in windstillen Buchten oder innerhalb breiterer Röhrichtzonen, in kleinen Vertiefungen des Beckengrundes und im Zentrum des Speicherbeckens, wo

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

auch nach Absenkung des Wasserstandes staunasse Flächen verbleiben und der aerobe Abbau gehemmt ist. Die Anreicherung wird auch von einer langanhaltenden aquatischen Ökophase (Überflutung) gefördert. So traten z.B. von 1983 bis 1985 3 Jahre mit hohen sommerlichen Wasserständen hintereinander auf, in denen das Trockenfallen des Schilfröhrichts erst im September einsetzte und das Wasser auch relativ schnell wieder angestaut wurde (Abb. 1). Als Folge konnte besonders 1985 nach dem Trockenfallen ein breiterer Reduktionshorizont (Faulschlammablagerungen) von bis zu 4 cm Stärke gemessen werden. Auch das Gefälle des Speicherbeckens am Transekt-Profil weist weniger geneigte Partien bis kleine Senken auf, in denen Faulschlamm stärker angereichert wird. Bei der Entnahme der Bodenproben 1987 wurde unter einem dünnen Oxydationshorizont ein vom Mikrorelief abhängiger, unterschiedlich starker Reduktionshorizont (0–3 cm) beobachtet.

Die Auswirkungen der Entstehung und Anreicherung phytotoxischer Substanzen auf das Schilf wurden schon mehrfach in der Literatur beschrieben (z.B. HÜRLIMANN 1951, RODEWALD-RUDESCU 1974, PRIES 1984, 1985). Über eine Verringerung der Dichte des Schilfes, verbunden mit einer Reduzierung der Halmhöhe und einem Nachlassen der Fertilität (vgl. PRIES 1985), geht die Entwicklung bis zum Entstehen mehr oder weniger großer Bestandslücken (WESTHUS & HAUPT 1985) und dem Ausfall ganzer Bestände. Dabei wurde parallel zu den Dauerquadratuntersuchungen in einer seitlichen Bucht des Wasserspeichers die Auflösung eines ehemals geschlossenen Schilfbestandes beobachtet. Nach Trockenfallen konnte eine deutliche Korrelation der Schilflücken mit Bereichen der stärksten Faulschlammablagerungen (kleine Geländevertiefungen) festgestellt werden (WESTHUS 1985).

Die allgemeine Schwächung des Schilfbestandes kam auch in einer erhöhten Anfälligkeit gegenüber Schaderregern zum Ausdruck. 1985 war ein ausgesprochen starker Befall mit Blattläusen zu beobachten, 1985 und 1986 waren die meisten Schilfblätter mit den Fungi imperfekti zugehörenden Pilzen überzogen.

Eine ähnliche uferparallele Zonierung des Schilfröhrichts wurde auch von VOIGTLAND (1983) und SLOBODDA & VOIGTLAND (1987) von nährstoffbelasteten Boddenuferbereichen der Ostseeküste beschrieben. Im zentralen Bereich des Schilfröhrichts mit gehemmter Wasserzirkulation (Stagnationszone) und Bildung phytotoxischer Substanzen blieb das Schilf niedriger und lückig. Auch KRISCH (1978) vermutete einen engen Zusammenhang zwischen dem Vorhandensein von Löchern („Lakunen") innerhalb geschlossener Schilfbestände am Greifswalder Bodden und Bereichen mit Vorherrschen anaerober Bedingungen (Sapropelbänke).

Allerdings kann der bis 1986 anhaltende Schilfrückgang nicht nur allein mit anaeroben Abbauprozessen und der Entstehung phytotoxischer Substanzen in Verbindung gebracht werden. Auf die landseitige Verschiebung der gesamten Vegetationszonierung infolge veränderter Wasserstandsverläufe wurde bereits verwiesen (Abschn. 2). Beschleunigt wurde der Rückgang der vorderen Schilflinie auch infolge sehr starken Verbisses der Halme durch Wasservögel (Stockente, Bleßralle, Höckerschwan). Von der freien Wasserfläche bzw. vom trockengefallenen Schlamm aus wird an der Bestandsgrenze alles verbissen, was für die Vögel erreichbar ist. Mit etwas geringerer Intensität wurde Schilf auch an der landseitigen Bestandsgrenze verbissen, umfangreichere Verbißschäden wurden jedoch erst ab 1984, als das Schilf ohnehin schon stärker geschwächte war, beobachtet. Neben der Schädigung von *Phragmites* durch Fraß von Wasservögeln, der mehrfach in der Literatur belegt wurde (z.B. SUKOPP & MARKSTEIN 1981, SUKOPP et al. 1975), können infolge mehr oder weniger regelmäßiger Algen-Massenentwicklungen weitere mechanische Schädigungen durch Beschweren und Umknicken von Halmen sowie Sklerenchymschwächung nicht ausgeschlossen werden (z.B. HÜRLIMANN 1951, KLÖTZLI & ZÜST 1973, SUKOPP et al. 1975, BINZ & KLÖTZLI 1978, RAGHI-ATRI & BORNKAMM 1978, GRÜNIG 1980, SUKOPP & MARKSTEIN 1981), obwohl sie nicht augenscheinlich hervortraten.

Die Mitte der 80er Jahre allgemein geschwächten Bestände wiesen wahrscheinlich Reservestoffdefizite in den Rhizomen auf. Im Zusammenhang mit dem Fortbestehen von Belastungsfaktoren (Schilfverbiß) ist hierdurch die nur sehr langsame wasserseitige Ausdehnung des Schilfes bei günstigeren Wasserstandsverläufen ab 1986 zu erklären. Jahre mit frühzeitiger Absen-

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

kung des Wasserspiegels (1986, 1988 bis 1990) ermöglichten nach Trockenfallen einen weitgehenden Abbau des Reduktionshorizontes (vgl. TAMM 1981). In der auf etwa die Hälfte der Ausgangsbreite reduzierten Röhrichtzone dürfte weiterhin auch die Wasserzirkulation weniger gehemmt werden.

3.2. Rohrglanzgras-Röhricht (Phalaridetum arundinaceae Libb. 1931)

Auf Grund seiner Fähigkeit, relativ schnell offene Schlammböden besiedeln zu können, reagiert *Phalaris arundinacea* sehr deutlich auf Veränderungen des Wasserstandsverlaufs. Nach Jahren geringen Wasserstands im Becken (1979 bis 1981), in denen *Phalaris* eine relativ breite und stabile Zone ausgebildet hatte, zeichneten sich die Bestände 1982 nach Erhöhung des Wasserstandes durch geringere Vitalität aus, wasserseitig war ein etwa 3 m breiter Streifen abgestorben. Dieser Rückgang hielt infolge einer Reihe von Jahren mit hoher Füllung des Beckens, aber auch infolge des landwärtigen Vordringens von *Phragmites* und der zunehmenden Überschattung durch Weidengehölze bis 1986 mehr oder weniger stark an. 1987 hatte sich ein schmaler *Phalaris*-Gürtel oberhalb der Weiden (außerhalb des Transekt-Profils) ausgebildet. In Jahren mit geringerer Füllung des Beckens (1988 und 1990) siedelte sich *Phalaris* sehr schnell wieder in tieferen Partien an, konnte jedoch hier auf Grund der inzwischen starken Überschattung keine geschlossenen Bestände mehr aufbauen.

3.3. Flutrasen (Agropyro-Rumicion Nordh. 1940)

Die Entwicklung der meisten Flutrasenarten verlief parallel zu der des Rohrglanzgrases und reagierte empfindlich auf die Wasserstandsdynamik. Infolge höherer Wasserstände waren 1982 abgestorbene Flutrasen zu beobachten, der Rückgang setzte sich bis zum vollkommenden Fehlen von Flutrasenarten (1984) fort. Dafür war in dieser Zeit (wie beim Rohrglanzgras) die Entwicklung eines Flutrasensaumes oberhalb des Weidengehölzes (außerhalb des Transekt-Profils) zu beobachten. Erst in den trockenen Jahren 1988 und 1990 mit geringerer Füllung des Speicherbeckens siedelten sich wieder mehrere Flutrasenarten im Transekt-Profil an und bildeten kleine Bestände, die sich jedoch infolge der Überschattung nicht optimal entwickeln konnten. Innerhalb des Untersuchungszeitraumes war ein Wechsel der dominanten Flutrasenarten von *Agropyron repens* zu *Poa trivialis, Agrostis stolonifera* und *Ranunculus repens* zu verzeichnen, was vermutlich auf die Wirkungen des Weidengehölzes (Überschattung, geringere sommerliche Austrocknung des Bodens) zurückzuführen ist.

3.4. Wasserknöterich-Gesellschaft (Polygonum amphibium f. natans-Gesellschaft)

Polygonum amphibium profitierte von den durch abgestorbene Flutrasen- und Rohglanzgrasbestände entstandenen Vegetationslücken und besiedelte diese sehr schnell (1982), wurde aber bei Vordringen von Röhricht- bzw. Großseggenvegetation auch schnell wieder verdrängt. Ab 1983 wirkte sich dann die zunehmende Beschattung negativ aus und verhindert auf den lükkig bleibenden konkurrenzarmen Bodenpartien im Bereich der Weidengehölze die Entwicklung geschlossener Bestände.

3.5. Zweizahn-Gesellschaften (Bidention tripartitae Nordh. 1940)

In Jahren, in denen der Wasserspiegel bereits eine gewisse Zeit vor dem Aufnahmezeitpunkt gefallen war, traten Zweizahn-Gesellschaften in den Lücken der ausdauernden Vegetation auf. Meist waren sie zum Zeitpunkt der Aufnahme noch nicht voll entwickelt. Unter Berücksichtigung des gesamten Aufnahmematerials lassen sich die Bestände im Transekt-Profil in Anlehnung an HILBIG & JAGE (1972) der Subassoziation von *Chenopodium rubrum* des *Rumicetum maritimi* Siss. 1946 zuordnen.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

3.6. Silberweidengehölz (Salicetum albae Issl. [1924] 1926)

Die Fahlweiden *(Salix* x *rubens)* am Südufer des Wasserspeichers Frohndorf (Transekt-Profil) gehen auf eine Anpflanzung im Jahre 1977 zurück. Seitdem ist die sehr überflutungstolerante Art (vgl. WESTHUS 1986) schnell herangewachsen und hat ab etwa 1985 die Baumform erreicht. Neben diesen, sich zu den Silberweidengehölzen *(Salicetum albae)* entwickelnden Beständen, haben sich oft zur Wasserfläche hin spontan *Salix triandra* und (außerhalb des Transekt-Profils) auch *S. viminalis* angesiedelt und deuten eine Entwicklung zum Mandelweiden-Korbweidengebüsch *(Salicetum triandrae* Malc. 1929) an. Die spontane Besiedlung landwirtschaftlicher Wasserspeicher durch Gehölzarten wird von WESTHUS (1986) beschrieben.

Infolge der zunehmenden Beschattung durch die Weiden wurde besonders seit 1983 die Vegetation der Krautschicht stark beeinflußt. Einzelne Pflanzengesellschaften wurden verdrängt *(Phalaridetum arundinaceae,* 1981–1984) bzw. in ihrer landwärtigen Ausdehnung behindert *(Phragmitetum,* ab 1985). Flutrasen und vor allem die Gesellschaft des Wasserknöterichs konnten keine geschlossenen Bestände mehr aufbauen. Infolge zunehmender Beschattung erfolgte eine Auflösung der Gesellschaften zu sehr lückig stehenden, häufig suboptimal entwickelten Einzelpflanzen bzw. kleinen Polycormonen.

Literatur

BINZ, H.-R., KLÖTZLI, F. (1978): Mechanische Wirkungen auf Röhrichte in eutrophem Milieu – Versuch eines Modells. – Beitr. chem. Kommunik. in Bio- u. Ökosystemen: 193–215. Witzenhausen.

EHRENDORFER, F. (1973): Liste der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. – Fischer, Stuttgart: 318 S.

ELLENBERG, H. (1952): Wiesen und Weiden und ihre standörtliche Bewertung. – Landwirtschaftliche Pflanzensoziologie. Bd. 2. – Ulmer, Stuttgart: 144 S.

GÖRNER, M., LEHMANN, C., WARTHOLD, R. (1982): Feuchtgebiet von nationaler Bedeutung – Flachlandspeicher Frohndorf. – Mskr. Jena: 13 S.

GRÜNIG, A. (1980): Unsere Seeufer und das Röhricht in Vergangenheit und Gegenwart. – Jb. Verb. Schutz Landschaftsbild Zürichsee 53: 15–34. Zürich.

HAEUPLER, H. (1982): Evenness als Ausdruck der Vielfalt in der Vegetation – Untersuchungen zum Diversitätsbegriff. – Diss. Botanicae 65: 268 S. Vaduz.

HILBIG, W., JAGE, H. (1972): Übersicht über die Pflanzengesellschaften des südlichen Teils der DDR. V. Die annuellen Uferfluren (Bidentetea tripartitae). – Hercynia N.F. 9: 392–408. Leipzig.

HÜRLIMANN, H. (1951): Zur Lebensgeschichte des Schilfs an den Ufern der Schweizer Seen. – Beitr. geobot. Landesaufnahme Schweiz 30: 1–232. Bern.

HUNDT, R. (1969): Wiesenvegetation, Wasserverhältnisse und Ertragsverhältnisse im Rückhaltebecken Kelbra an der Helme. – Mitt. Inst. Wasserwirtsch. 30: 13–99. Berlin.

IfW (Institut für Wasserwirtschaft Berlin) (Hrsg.) (1976): Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung. Bd. 1. – Fischer, Jena.

KLÖTZLI, F., ZÜST, S. (1973): Conservation of reed-beds in Switzerland. – Pol. Arch. Hydrobiol. 20: 229–235. Warschau.

KRISCH, H. (1978): Die Abhängigkeit der Phragmites-Röhrichte am Greifswalder Bodden von edaphischen Faktoren und von der Exponiertheit des Standorts. – Arch. Naturschutz u. Landschaftsforsch. 18: 121–140. Berlin.

PRIES, E. (1984): Verlauf, Umfang und Ursachen des Röhrichtrückganges an uckermärkischen Seen und seine Auswirkungen auf Rohrsängerbestände. Teil 1. – Naturschutzarb. Mecklenburg 27: 3–19. Greifswald.

– (1985): Allgemeine Ursachen des Röhrichtrückganges. – Naturschutzarb. Mecklenburg 28: 69–74. Greifswald.

RAGHI-ATRI, F., BORNKAMM, R. (1978): Wachstum und chemische Zusammensetzung von Schilf im Freiland bei unterschiedlicher Gewässerbelastung . – Verh. Ges. Ökologie Kiel 1977: 357–360. Göttingen.

RICHTER, W. (1971): Die Vegetationsdynamik im Stauraum der Talsperre Spremberg und ihre Bedeutung für die ingenieurbiologische Ufersicherung. – Diss. Halle/S.: 137 S.

RODEWALD-RUDESCU, L. (1974): Das Schilfrohr, Phragmites communis TRINIUS. – Die Binnengewässer 27. Schweizerbart, Stuttgart: 302 S.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

SLOBODDA, S., VOIGTLAND, R. (1987): Bodden-Verlandungsufer als ökologische Pufferzonen und Habitatsäume des agrarisch genutzten küstennahen Tieflandes. – In: MAHN, E.-G., TIETZE, F. (Hrsg.): Agro-Ökosysteme und Habitatinseln in der Agrarlandschaft. Material wiss. Tagung, Halle, Okt. 1986. Aus dem wiss. Leben der PH Halle, H. 5, Teil 3: 28–34. Halle.
SUKOPP, H., MARKSTEIN, B. (1981): Veränderungen von Röhrichtbeständen und -pflanzen als Indikatoren von Gewässernutzung, dargestellt am Beispiel der Havel in Berlin (West). – Limnologica 13: 459–471. Berlin.
SUKOPP, H., MARKSTEIN, B., TREPL, L. (1975): Röhrichte unter intensivem Großstadteinfluß. – Beitr. naturk. Forsch. Südwestdeutschland 34: 371–385. Karlsruhe.
TAMM, J. (1981): Das jahresperiodisch trockenliegende Eulitoral der Edertalsperre als Lebens- und Ersatzlebensraum – eine Ökosystemstudie mit terrestrischem Schwerpunkt. – Diss. Marburg/Lahn.
VOIGTLAND, R. (1983): Wasserchemismus und Biomasseproduktion in Schilfröhrichten und deren Beeinflussung durch Grund- und Bodenwässer. – Wiss. Z. Univ. Greifswald, Math.-Nat. R. 32: 113–119. Greifswald.
WESTHUS, W. (1985): Landwirtschaftliche Wasserspeicher als Lebensraum – eine Ökosystemstudie als Beitrag zur Lösung landeskultureller Aufgaben. – Diss. Halle/S.: 170 S.
– (1986): Beobachtungen zur Überflutungstoleranz von Gehölzen und daraus abgeleitete Pflanzvorschläge. – Hercynia N.F. 23: 346–353. Leipzig.
– (1987): Zur Vegetation landwirtschaftlicher Wasserspeicher im Thüringer Becken. – Limnologica 18: 381–403. Berlin.
–, HAUPT, R. (1985): Zur Vegetation des Naturschutzgebietes „Alacher See". – Veröff. Naturkundemuseum Erfurt: 3–17. Erfurt.

Dr. Werner Westhus
Thüringer Landesanstalt für Umwelt
Abt. 3: Naturschutz und Landespflege
Prüssingstraße 25
O-6905 Jena-Göschwitz

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Tuexenia - Mitteilungen der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft

Jahr/Year: 1992

Band/Volume: NS 12

Autor(en)/Author(s): Westhus Werner

Artikel/Article: Vegetationsdynamik am Ufer eines polytrophen Staugewässers unter besonderer Berücksichtigung des

Schilfröhrichts 245-255