

Dynamik der Schilfröhrichte am Bodensee unter dem Einfluss von Wasserstandsvariationen

Effects of water level variations on the dynamics of the reed belts of Lake Constance

Michael Dienst^{1,*}, Klaus Schmieder², Wolfgang Ostendorp³

¹Büro für angewandte Ökologie und Landschaftsplanung, Konstanz, Germany

²Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie, Universität Hohenheim, Stuttgart, Germany

³Limnologisches Institut, Universität Konstanz, Konstanz, Germany

Abstract

On the basis of different sets of aerial photos the dynamics of the reed bed areas of Lake Constance were investigated in relation to the dynamics of the water levels. The objectives of the study were to quantify the changes of reed areas due to different flood events in the last decades and their recovery in the time periods between these events. The results should give information of the relevance of water level variations on reed bed dynamics and the regeneration times of reed beds after extreme disturbance events.

Following the extreme flood at Lake Constance in 1999 the reed belts of Lake Constance lost approximately 30 ha (24%) of the lakeside reed beds. The loss is comparable to the situation in the late 1960s, when approximately 40 ha died back due to the extreme flood in 1965 and the high spring water levels in the subsequent years. In the time period between the extreme floods of 1965 and 1999, the reed areas expanded to nearly 85% of the area before 1965. The expansion rates increased with increasing distance to the flood event of 1965. Especially in periods with series of years of low spring water level the expansion rates were high.

The damage degrees of the reed areas in the years 2000 and 2002 showed a clear relation to the elevation (i.e. average water level) of the stands. The damage degree increased with decreasing elevation. Furthermore the regeneration process of severely damaged stands was related to the elevation level of the stands. Whereas stands at high elevation regenerate fast, those at low elevation died off completely in the years after the extreme flood. This supports the hypothesis that the water level fluctuations play a major role in the reed dynamics of Lake Constance.

As a consequence of climate change an increase in the frequency of high spring water levels is expected. Thus, it seems unlikely that reed stands will ever expand again to the same area as before 1965.

Key words: *Phragmites australis* – flood tolerance – climate change – aerial photo interpretation – GIS – vegetation dynamics

*Corresponding author: Michael Dienst, Büro für angewandte Ökologie und Landschaftsplanung, Heroséstraße 18, D - 78467 Konstanz, Germany; e-mail: michaeldienst@ds-konstanz.de

1. Einführung

An vielen mitteleuropäischen Seeufern wurde in den letzten Jahrzehnten ein starker Rückgang der Seeuferröhrichte festgestellt (OSTENDORP 1989; VAN DER PUTTEN 1997; BRIX 1999). Auch der Bodensee war von einem Röhrichtrückgang betroffen. Häufig wurde die Eutrophierung ursächlich für den Rückgang verantwortlich gemacht (KLÖTZLI & GRÜNIG 1976; SCHRÖDER 1979, 1987), über den Einfluss von Wasserstandsschwankungen ist weniger bekannt. Röhrichte erfüllen wichtige ökologische Funktionen (OSTENDORP 1993a, b), z. B. als Strukturelement und Nahrungspflanze für eine hochspezialisierte Fauna, als Erosionsschutz für die Seeufer sowie in der „Selbstreinigung“ des Gewässers durch Förderung des mikrobiellen Abbaus organischer Substanzen.

Das Extremhochwasser von 1999 am Bodensee, das dritthöchste seit Beginn der regelmäßigen Pegelregistrierung am Bodensee im Jahre 1816/17 (JÖHNK et al. 2004), führte zu großen Bestandsverlusten der aquatischen Röhrichte (SCHMIEDER et al. 2002). Innerhalb des Forschungsprojektes „Auswirkungen des Extremhochwassers von 1999 auf die Uferrohrichte des Bodensees“ wurden die Schäden der Uferrohrichte unmittelbar nach dem Hochwasserereignis anhand von Geländedatenerhebungen und Luftbilddauswertungen sowie ihre Regeneration in den drei Folgejahren dokumentiert. SCHMIEDER et al. (2002, 2003) quantifizierten die Röhrichtverluste nach dem Extremhochwasser 1999 und stellten die Mechanismen der Hochwasserschädigung dar.

Dieser Beitrag dokumentiert die Veränderungen der Röhrichtbestände im Zeitraum 2000–2002 und befasst sich dabei mit folgenden Fragen: (1) Welche Regenerationsprozesse lassen sich in den Jahren unmittelbar nach dem Extremhochwasser 1999 feststellen? (2) Wie ordnen sich die jüngsten Veränderungen in die langfristige Röhrichtdynamik des Bodensees ein, besonders im Vergleich zu den Veränderungen nach dem Extremhochwasser von 1965? (3) Wie werden sich die Bestände in Zukunft unter Berücksichtigung der erwarteten Klimaänderungen entwickeln?

2. Untersuchungsgebiet

Der Bodensee ist der größte nördliche Voralpensee. Er bezieht rund 80% seiner Jahreswasserfracht aus dem Alpenraum und unterscheidet sich von den meisten übrigen Voralpenseen durch einen im Jahresverlauf annähernd natürlichen Wasserstandsgang. Im Frühjahr (März–Juni) steigt der Bodensee-Pegel durch Schneeschmelze und Niederschläge um durchschnittlich 2 m (DIENST 1994; LUFT & VIESER 1990; JÖHNK et al. 2004). Die detaillierten Pegelaufzeichnungen seit 1816/17 erlauben Untersuchungen der mittel- und langfristigen Trends des Seespiegels und den genauen Vergleich des zeitlichen Verlaufes einzelner Hochwasserereignisse mit dem typischen Wachstumsverlauf der Schilfröhrichte auf unterschiedlichem Sohlniveau. Untersuchungsgebiet ist das baden-württembergische Bodenseeufer (Abb. 1). Die untersuchten, mit Röhricht bewachsenen Uferabschnitte besitzen zusammen eine Länge von 43 km.

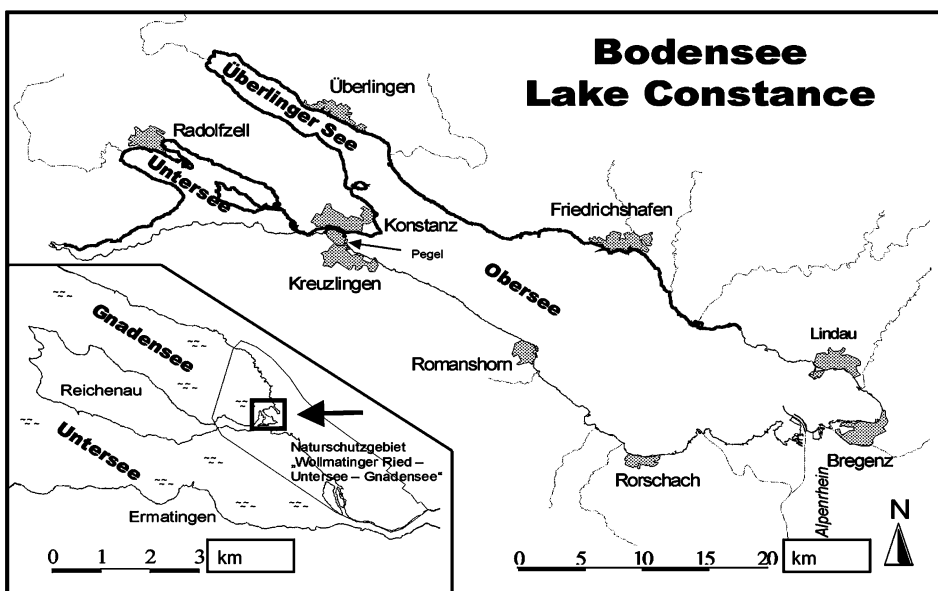


Abb. 1. Lage des Untersuchungsgebietes am Bodensee (dicke Linie); der Pfeil zeigt den in Abb. 5 dargestellten Ausschnitt.

Fig. 1. Investigation area (thick line); the arrow shows the selected area in Fig. 5.

3. Methoden

Für die Bilanzierung der Flächenveränderungen der aquatischen Röhrichte nach dem Extremhochwasser wurden zwei Color Infrarot (CIR)-Luftbildserien im Maßstab 1:5000 angefertigt (22.7.2000, 20.7.2002). Zusätzlich zu diesen jeweils ca. 150 Luftbildern wurden Befliegungen aus den Jahren 1993 (SCHMIEDER 1998) und 1999 (IGKB 1999) für den Vergleich mit dem Zustand vor dem Extremhochwasser herangezogen. Für drei Uferabschnitte (Giehrenmoos im NSG Wollmatinger Ried, Ufer nördlich Konstanz-Litzelstetten und Stockacher Aachmündung) wurden zusätzlich Bilder von einer panchromatischen Befliegung vom 21.3.1962 sowie Color-Befliegungen vom 7.7. und 15.8.1967 (LANG 1973) und vom 11.7. und 14.7.1978 (LANG 1981) ausgewertet. Aus den Luftbildern der Jahre 1962 und 1999 wurden jeweils die Altschilfgrenzen der Vorjahre digitalisiert, da die neue Schilfgeneration noch nicht hochgewachsen war. Die Schädigungsgrade wurden anhand der ersten qualitativen Auswertung der Luftbildserie vom 22. Juli 2000 und einer Geländeerkundung wie folgt definiert (vgl. SCHMIEDER et al. 2002): G1 = ungeschädigt, G2 = schwach geschädigt, G3 = deutlich geschädigt, G4 = stark geschädigt, G5 = extrem geschädigt.

Die Methodik der stereoskopischen Auswertung und der Weiterverarbeitung der digitalen Vektordaten in einem Geographischen Informationssystem (GIS) ist bei SCHMIEDER et al. (2002) ausführlich beschrieben.

Die Bestandsflächen der drei Uferabschnitte, für welche Daten der Jahre 1961, 1967 und 1978 zur Verfügung standen (vgl. SCHMIEDER et al. 2003), wurden auf die Gesamtflächen der baden-württembergischen Röhrichte hochgerechnet, um die Veränderungen mit den Gesamtflächen der Jahre 1993, 1998 und 2000 vergleichen zu können. Dadurch ist es möglich, einen Vergleich der Auswirkungen der Extremhochwässer von 1965 und 1999 durchzuführen. Die Länge dieser drei Uferabschnitte entspricht mit zusammen 2,01 km ca. 5% der gesamten untersuchten und mit Schilf bewachsenen Uferlänge von 43 km. Die mittleren prozentualen Veränderungen innerhalb des Zeitraumes von 1993 bis 2000 entsprechen in den drei Uferabschnitten in etwa den prozentualen Veränderungen der Gesamtflächen, so dass die drei Uferabschnitte auch für die früheren Jahre als repräsentativ für die gesamte schilfbewachsene Uferstrecke angenommen wurden (BÖCKER et al. 2003).

Aus der Luftbildserie 2000 wurden neben der Gesamtfläche weiterhin die Flächen der verschiedenen Schädigungsgrade digitalisiert. Für die Serie 2002 wurden nur die Schädigungsgrade digitalisiert. Die Gesamtfläche von 2002 wurde mittels der fünf Schädigungsgrade von 2002 ermittelt. Dabei wurden zunächst für das Jahr 2000 innerhalb des GIS durch Verschneidung der Flächengeometrien der Schädigungsgrade mit den Geo-

metrien der Gesamtfläche die prozentualen Anteile der einzelnen Schädigungsgrade an der Gesamtfläche ermittelt. Danach wurden die Flächen der Schädigungsgrade von 2002 mit diesen prozentualen Anteilen multipliziert und die Resultate zur Gesamtfläche von 2002 aufsummiert (Einzelheiten siehe BÖCKER et al. 2003).

Die landseitige Grenze des aquatischen Röhrichts wurde mit 395,30 m ü. NN für den Untersee bzw. 395,70 m ü. NN für den Obersee definiert (vgl. SCHMIEDER et al. 2002). Die Höhenlinie wurde aus der digitalen Karte der Bodensee-Tiefenvermessung (BRAUN & SCHÄRPF 1994) generiert. Zur Überprüfung der Beziehung zwischen Sohlniveau und Flächenanteil der einzelnen Schädigungsgrade wurde aus den Punktdaten des digitalen Bodenseetiefenmodells innerhalb des GIS durch Interpolation ein Gitternetz erstellt und in diskrete Höhenstufen von 20 cm unterteilt. Dieses wurde mit den Flächendaten der Schädigungsgrade der Jahre 2000 und 2002 verschritten, und die Flächenanteile der einzelnen Schädigungsgrade für die verschiedenen Höhenstufen wurden berechnet.

4. Ergebnisse

4.1. Flächenbilanz nach den Extremhochwässern von 1965 und 1999

Die Veränderungen der Gesamtflächen in den vergangenen Jahrzehnten zeigen eine hohe Dynamik (Tab. 1, Abb. 2). Von den ca. 135 ha aquatischen Schilfröhrichtes im Jahre 1961 sind infolge des Extremhochwassers von 1965 bis 1967 mehr als 40 ha abgestorben. Sowohl absolut als auch prozentual war dieses Extremereignis damit gravierender als das Extremhochwasser von 1999 mit einem Verlust von ca. 30 ha. Im Durchschnitt wurde für den Zeitraum von 1961 bis 1967 eine landwärtige Verschiebung der seeseitigen Schilfgrenze um 9,4 m berechnet, während die Regression der seeseitigen Schilfgrenze zwischen 1998 und 2000 lediglich 6,9 m betrug. Im Zeitraum zwischen den Extremhochwässern breiteten sich die Röhrichte wieder aus, wobei sich die Ausbreitung mit zunehmendem zeitlichen Abstand vom Extremjahr 1965 beschleunigte. Vor allem im Zeitraum von 1993 bis 1998 hatten die Röhrichte am baden-württembergischen Bodenseeufer mit 9,3 ha stark zugenommen (+8,1% bzw. +2,1 m). Nach mehr als 30 Jahren konnten sich die aquatischen Röhrichte jedoch nur auf 85% des ursprünglichen Bestands von 1961 ausdehnen.

Die Entwicklung der Röhrichte zeigt einen starken Zusammenhang mit den hydrologischen Variationen (Abb. 2). Vor allem in Perioden mit mehreren Niedrigwasserjahren in Folge, wie Ende der 1980er Jahre und von 1996 bis 1998, unmittelbar vor dem Extremhochwasser, konnten sich die Schilfröhrichte stärker seewärts ausbreiten.

Tabelle 1. Bestandsgröße des aquatischen Schilfröhrichts in den Jahren 1961, 1967, 1978, 1993, 1998, 2000 und 2002 sowie Veränderungen in den Zeiträumen zwischen den Untersuchungsjahren.

Table 1. Reed areas of the years 1961, 1967, 1978, 1993, 1998 and 2000, and the changes in the time periods between the investigated years.

	Bestandsgröße [ha]	Änderung [ha]	Änderung [%]	Verschiebung der Schilffront [m]	Verschiebung der Schilffront pro Jahr [m]
1961	134,8				
1967	94,5	-40,3	-29,9%	-9,4	-1,6
1978	99,2	4,7	5,0%	1,1	0,1
1993	115,0	15,8	15,9%	3,7	0,2
1998	124,2	9,2	8,0%	2,1	0,4
2000	94,0	-30,2	-24,3%	-7,0	-3,5
2002	103,3	9,3	9,9%	2,2	1,1

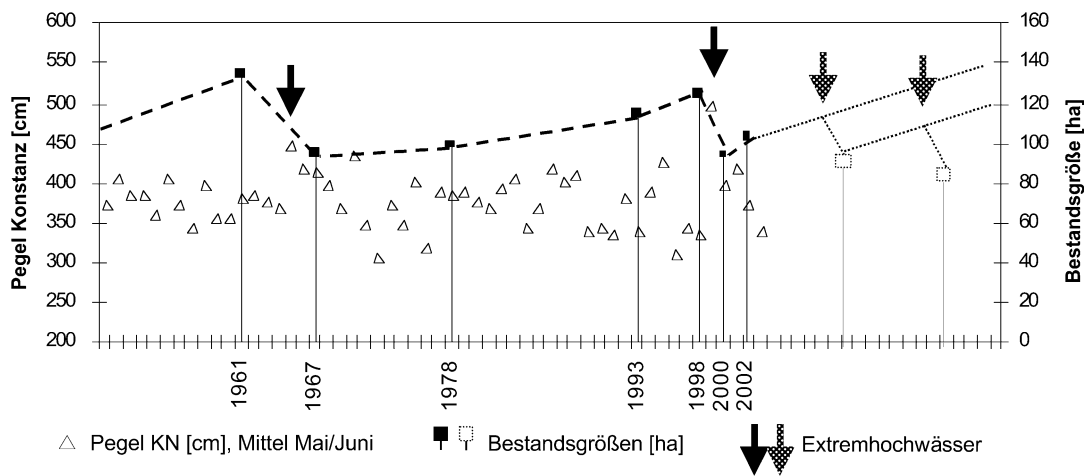


Abb. 2. Bestandsflächen der aquatischen Röhrichte der Jahre 1961, 1967, 1978, 1993, 1998, 2000 und 2002 im Vergleich zu den jährlichen Pegeldurchschnittswerten der Monate Mai und Juni im Zeitraum von 1951–2002 (Pegel Konstanz) und Prognose der Bestandsgrößen im Falle eines zukünftig häufigeren Auftretens von Extremhochwässern (nähere Erläuterung im Text).

Fig. 2. Reed areas of the years 1961, 1967, 1978, 1993, 1998, 2000 and 2002 in comparison with the annual mean water levels (May and June) of the time period 1951–2002 (water gauge Constance) and prediction of the areas in case of a higher frequency of extreme floods in the future.

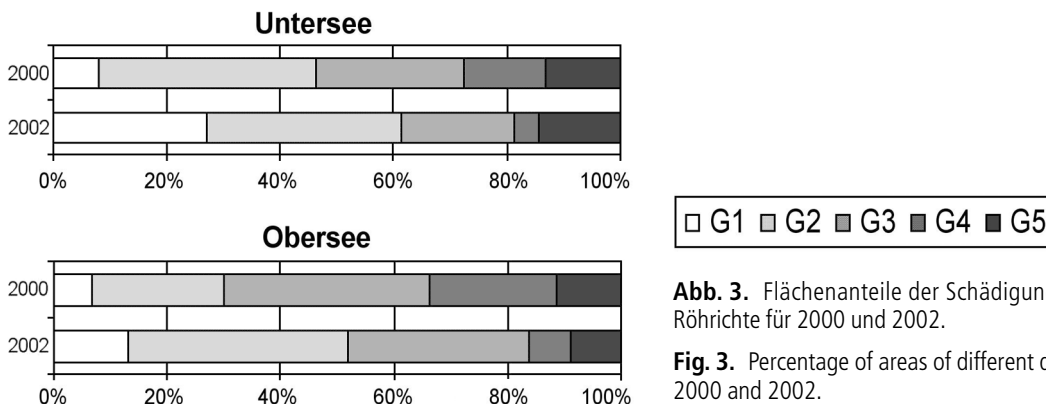


Abb. 3. Flächenanteile der Schädigungsgrade aller untersuchten Röhrichte für 2000 und 2002.

Fig. 3. Percentage of areas of different damage degrees in the years 2000 and 2002.

4.2. Schädigungsgrade in den Jahren 2000 und 2002

Im Jahr 2000 wiesen nahezu 30% der aquatischen Röhrichtflächen von 1998 eine starke bis extreme Schädigung (G4, G5) infolge des Extremhochwassers von 1999 auf (Abb. 3). Etwa 30% zeigten deutliche Schäden (G3), während ca. 40% nur leicht oder gar nicht geschädigt waren.

Im Jahr 2002 war der Flächenanteil der mindestens deutlich geschädigten Bestände (G3, G4, G5) geringer als im Jahr 2000, wobei vor allem die stark geschädigten Flächen (G4) zugunsten der geringer geschädigten deutlich abnahmen (Abb. 3). Während im Obersee auch die extrem geschädigten Flächen zurückgingen, nahmen sie im Untersee leicht zu. Dagegen vergrößerten sich die Flächen, an denen keine Schädigung erkennbar war (G1) vor allem im Untersee erheblich, so dass insgesamt von einer deutlichen Erholung der schwach bis stark geschädigten Bestände (G2 bis G4) gesprochen werden kann, während sich der Anteil der extrem geschädigten und oftmals gänzlich abgestorbenen Flächen (G5) kaum veränderte.

4.3. Abhängigkeit der Schädigungsgrade vom Sohlniveau

Die Flächenverteilung der einzelnen Schädigungsgrade hing deutlich vom Sohlniveau der betreffenden Röhrichtfläche ab (Abb. 4). Während Bestände auf höherem Sohlniveau nach 1999 lediglich geringe Vitalitätseinbußen hinnehmen mussten, nahmen die Anteile der stark geschädigten bis vollständig abgestorbenen Flächen mit abnehmendem Sohlniveau kontinuierlich zu. Besonders deutlich wird dies am Untersee. Am Obersee gab es für die hohen Schädigungsgrade G4 und G5 einen auffallenden Sprung im Bereich der Mittelwasserlinie (340 cm, Pegel Konstanz). Unterhalb davon waren die Anteile von G4 und G5 doppelt so groß wie oberhalb davon (Abb. 4). Auch die Regeneration der Röhrichte nach dem Extremhochwasser zeigte am Untersee einen Zusammenhang zum Sohlniveau: Unterhalb von 300 cm nahmen die extrem geschädigten Flächen am Untersee von 2000 bis 2002 zu, während sie in den höhergelegenen Beständen konstant blieben oder abnahmen (Abb. 4). Diese Abhängigkeit ist am Obersee nicht ausgeprägt.

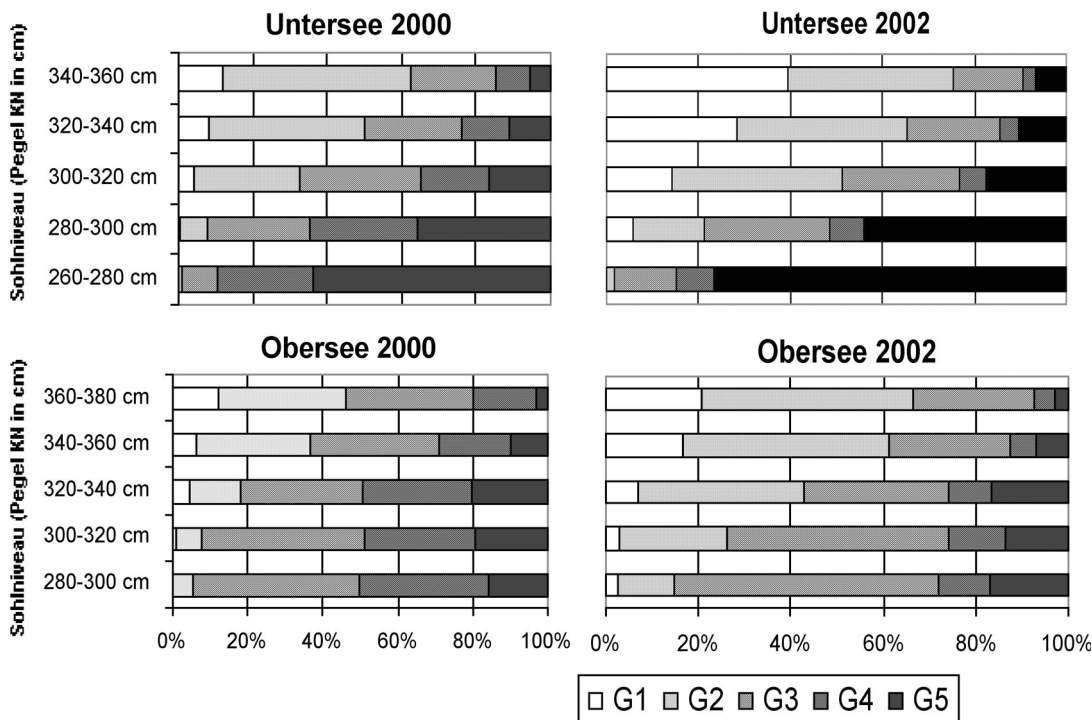


Abb. 4. Schädigungsgrade in Abhängigkeit vom Sohlniveau am Untersee und am Obersee in den Jahren 2000 und 2002.

Fig. 4. Dependence of damage degree on the elevation level of the reed stands in the years 2000 and 2002.

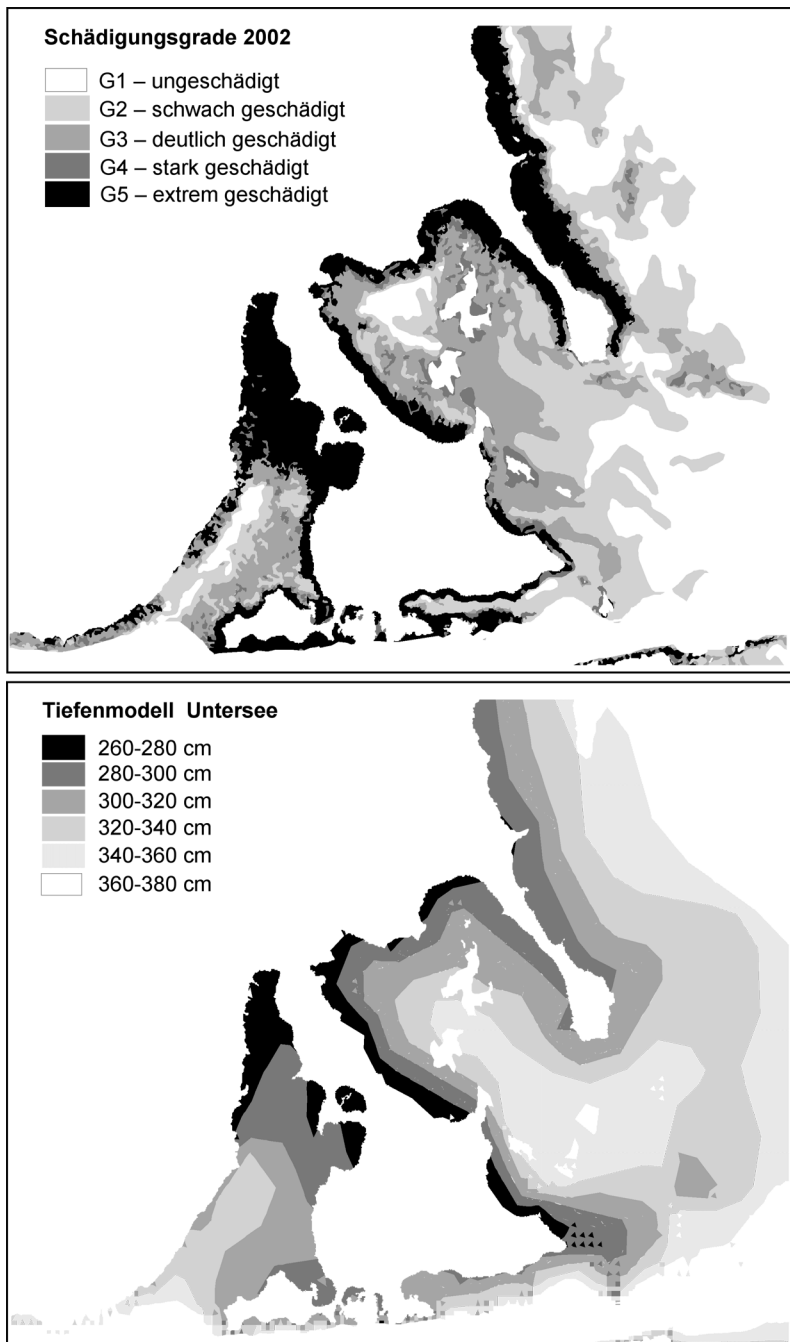


Abb. 5. Vergleich des Sohl-niveaus (Höhenmodell) mit der Verteilung der Schädigungsgrade des Jahres 2002 im Nordteil des Naturschutzgebiets „Wollmatinger Ried – Untersee – Gnadensee“ (siehe Pfeil in Abb. 1).

Fig. 5. Comparison of the Digital elevation model of the northern part of the nature protection area “Wollmatinger Ried – Untersee – Gnadensee” with the areas of different damage degrees in the year 2002 (see arrow in Fig. 1).

Infolge geringer Uferneigung ist der Zusammenhang zwischen Sohl-niveau und Schädigungsgrad in den großen Röhrichten nördlich des Reichenauer Damms westlich von Konstanz besonders deutlich ausgeprägt (Abb. 5).

5. Diskussion

Die Ufer-Röhrichte des nicht staugeregelten Bodensees weisen eine dynamische Entwicklung auf, gekennzeichnet durch ein Vor- und Zurückweichen der seeseitigen Schilffront. Kleinräumig werden diese Vorgänge von bestimmten Stressoren hervorgerufen (mechanische Schäden, Fraß, Insektenbefall). Großräumig wird diese Dynamik in erster Linie gesteuert durch die hydrologischen Verhältnisse (OSTENDORP 1990). Die Ergebnisse dieser Untersuchung haben gezeigt, dass die Flächen-dynamik der Röhrichtbestände in den vergangenen Jahrzehnten einen deutlichen Zusammenhang mit den Wasserstandsvariationen zeigt. Die starken Schilfrückgänge von 1961 bis 1967 und 1998 bis 2000 wurden primär durch die frühen und starken Überschwemmungen der Jahre 1965 und 1999 verursacht, während sich die Bestände im Zeitraum zwischen den Extremhochwässern wieder ausbreiteten. Es gibt deutliche Parallelen der Extremhochwässer von 1999 und 1965 und deren Folgen. 1965 lag der Maximalwert des Pegels zwar 24 cm niedriger als 1999; die Wasserstände in der Hauptwachstumsphase der Schilfhalme waren aber fast identisch. In beiden Extremjahren gab es zudem während der Hochwasserphase starke Stürme, die dem bereits geschädigten Röhricht zusetzten. Die GIS-Analysen der Bestandsflächen für den Zeitraum 2002 bis 2002 werden gestützt durch die gleichzeitig durchgeführten Untersuchungen zur Bestandsstruktur, zur Halmmorphologie und zu den Reservestoffen in 50 Monitoringflächen (SCHMIEDER et al. 2002; OSTENDORP et al. 2003). Entscheidend für die Schäden war nicht der Maximalwasserstand von 1999, sondern dessen früher Eintritt. Die hochwachsenden Halme

konnten im Mai und Juni den Wettlauf mit dem steigenden Wasserstand nicht gewinnen. Sie wurden überschwemmt und der Sauerstofftransport in die Rhizome kam zum Stillstand. Dort setzte ein anaerober Stoffwechsel ein, der bei vielen Rhizomabschnitten zu einer völligen Entleerung des Kohlehydratvorrats führte (OSTENDORP, in Vorber.). Die physiologischen Mechanismen, welche zur Hochwasserschädigung führen, werden von KOPPITZ (2004) ausführlich beschrieben. Dies hat sich in den Folgejahren wiederum durch schwächere Halme und damit in einer größeren Empfindlichkeit gegenüber natürlichen Belastungen wie früher Wasserstandsanstieg, Wind und Wellen ausgewirkt (SCHMIEDER et al. 2002). So traten z. B. in den Jahren nach 1965 und 1999 erhöhte Frühjahrswasserstände auf, welche die Wirkung der Extremhochwässer vermutlich verstärkten.

Für die mittel- bis langfristige Prognose der Bodensee-Röhrichte ist entscheidend, wie sich die stark geschädigten Flächen entwickeln und ob eine seewärtige Ausbreitung möglich ist. Beides hängt davon ab, wie sich die Wasserstände in den nächsten Jahren entwickeln. Das Niedrigwasserjahr 2003 – die Hochwassermarken lag nur gering über der langjährigen Mittelwassermarken – kann zumindest kurzfristig einen Expansionsschub bewirken. Allerdings haben Untersuchungen in den Jahren 1984 bis 1992 an der seeseitigen Schilfgrenze am westlichen Bodensee gezeigt, dass auch in günstigen Jahren eine seeseitige Ausdehnung des Röhrichts von maximal 0,5 m durchschnittlich möglich ist (PIER et al. 1993). Auch die vorliegenden Luftbilddauswertungen ergaben im hydrologisch günstigen Zeitraum zwischen 1993 und 1998 einen durchschnittlichen Zuwachs von lediglich ca. 0,4 m pro Jahr. Für die Regeneration der zwischen 1998 und 2000 um 7 m zurück gewichenen Schilffront sind voraussichtlich – auch unter günstigen Bedingungen – mindestens 20 Jahre notwendig.

Die Untersuchungen am Bodensee haben gezeigt, wie sich natürliche Wasserstandsschwankungen auf die Röhrichtdynamik auswirken, und sie haben die Diskussion über die Ursachen des Röhrichtrückgangs an mitteleuropäischen Seen um einen wesentlichen Faktor erweitert. Da die meisten Seen im Voralpenraum einen geregelten Wasserstandsgang aufweisen, sind die Ergebnisse jedoch nur eingeschränkt übertragbar. Die eingeschränkten Wasserstandsschwankungen staugeregelter Seen verringern zwar das Schädigungsrisiko durch Extremhochwässer, andererseits ermöglichen die typischen Niedrigwasserstände unregelter Seen im Frühjahr eine größere Tiefenausbreitung der Schilfröhrichte und somit eine verbesserte Erfüllung wichtiger ökologischer Funktionen (OSTENDORP 1993a, b).

Wie ist nun das Extremhochwasser von 1999 im langjährigen Wasserstandsverlauf des Bodensees einzuordnen? Während die Zahl der starken Hochwässer in der zweiten Hälfte des letzten Jahrhunderts zurückgegangen

ist (DIENST 1994; LUFT & VIESER 1990), scheint sich gegenwärtig die Tendenz abzuzeichnen, dass die Überschwemmungen immer früher im Jahresverlauf eintreten (z.B. auch 2000 und 2001). Als Ursache hierfür wäre die Klimaveränderung zu sehen, wie sie sich auch für den Bodenseeraum abzeichnet (BENISTON & JUNGO 2002), das heißt, milde und kurze Winter lassen den Pegel früher steigen. Es muss also befürchtet werden, dass bei einem häufigeren Auftreten von frühen und starken Hochwässern die Röhrichte ihre ehemaligen Bestandsgrößen nicht wieder erlangen können. Statt einer erneuten Expansion bis hin zur Flächengröße vor der Regression der 1960er Jahre, als die seeseitige Grenze nahe der Niedrigwasserlinie lag (OSTENDORP 1990), wird sich die seeseitige Röhrichtgrenze langfristig möglicherweise deutlich landeinwärts verschieben – mit derzeit noch nicht absehbaren Folgen für den Lebensraum Schilf, den Uferschutz und das Landschaftsbild.

Danksagung

Das Projekt wurde gefördert vom Land Baden-Württemberg innerhalb des Programms „Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung“ (Förderkennzeichen BWC 20011). Der IGKB danken wir für die Bereitstellung der Luftbilder der Jahre 1961, 1967, 1978, 1993 und 1999. Jens Wahr danken wir für die Digitalisierung der Schilfröhrichte der Bildserien von 1967 und 1978.

Literatur

- BENISTON, M. & JUNGO, P. (2002): Shifts in the distribution of pressure, temperature and moisture and changes in the typical weather patterns in the Alpine region in response to the behavior of the North Atlantic Oscillation. *Theor. Appl. Climatol.* **71**: 29–42.
- BÖCKER, R., SCHMIEDER, K. & DIENST, M. (2003): Auswirkungen des Extremhochwassers 1999 auf die Uferrohrichte des Bodensees. Projekt-Endbericht (in Arb.), Universität Hohenheim.
- BRAUN, E. & SCHÄRPF, K. (1994): Internationale Bodensee-Tiefenvermessung 1990. Landesvermessungsamt Baden-Württemberg, 98 S., Stuttgart. Digitaler Datensatz.
- BRIX, H. (1999): The European Research Project on Reed Dieback and Progression (EUREED). *Limnologica* **29**: 5–10.
- DIENST, M. (1994): Die Wasserstände des Bodensee-Obersees von 1893 bis 1992. *Schr. Ver. Gesch. Bodensee* **112**: 147–162.
- IGKB (1999): Seeumfassende Luftbildbefliegung anlässlich des Extremhochwassers von 1999. Unveröffentl. Bildmaterial der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB).
- JÖHNK, K., STRAILE, D. & OSTENDORP, W. (2004): Extreme floods at Lake Constance – Climate impact on lake shore biocoenosis in the light of the 1999 centennial flood. *Limnologica* **34** (1–2): 15–21.

- KLÖTZLI, F. & GRÜNIG, A. (1976): Seeufervegetation als Bioindikator. Fakten Dokumente Umweltschutz **19**: 109–131.
- KOPPITZ, H. (2004): Effects of flooding on the amino acid and carbohydrate patterns of *Phragmites australis*. Limnologica **34** (1–2): 37–47.
- LANG, G. (1973): Die Makrophytenvegetation in der Uferzone des Bodensees. Ber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee. **12**, 67 S.
- LANG, G. (1981): Die submersen Makrophyten des Bodensees – 1978 im Vergleich mit 1967. Ber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee. **26**, 64 S.
- LUFT, G. & VIESER, H. (1990): Veränderungen der Bodensee-Wasserstände von 1887 bis 1987. Dtsch. Gewässerkdl. Mitt. **34** (5/6): 146–156.
- OSTENDORP, W. (1989): „Die-back“ of reeds in Europe – A critical review of literature. Aquat. Bot. **35**: 5–26.
- OSTENDORP, W. (1990): Die Ursachen des Röhrichtrückgangs am Bodensee-Untersee. Carolea **48**: 85–102.
- OSTENDORP, W. (1993a): Schilf als Lebensraum. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. **68**: 173–280.
- OSTENDORP, W. (1993b): Reed bed characteristics and significance of reeds in landscape ecology. Limnologie aktuell **5**: 149–161.
- OSTENDORP, W., DIENST, M. & SCHMIEDER, K. (2003): Disturbance and rehabilitation of lakeside *Phragmites* reeds following an extreme flood in Lake Constance (Germany). Hydrobiologia **506–509**: 687–695.
- PIER, A., DIENST, M. & STARK, H. (1993): Dynamics of reed belts at Lake Constance (Untersee and Überlinger See) from 1984 to 1992. Limnologie aktuell **5**: 141–148.
- SCHMIEDER, K. (1998): Submerse Makrophyten der Litoralzone des Bodensees 1993 im Vergleich mit 1978 und 1967. Berichte Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee **46**, 171 S.
- SCHMIEDER, K., DIENST, M. & OSTENDORP, W. (2002): Auswirkungen des Extremhochwassers auf die Flächendynamik und Bestandsstruktur der Uferöhrichte des Bodensees. Limnologica **32**: 131–146.
- SCHMIEDER, K., DIENST, M. & OSTENDORP, W. (2003): Einfluss des Wasserstandsganges auf die Entwicklung der Uferöhrichte an ausgewählten Uferabschnitten des westlichen Bodensees in den vergangenen 40 Jahren. Schr. Ver. Gesch. Bodensee **121**: 143–165.
- SCHRÖDER, R. (1979): The decline of reed swamps in Lake Constance. Symp. Biol. Hung. **19**: 43–48.
- SCHRÖDER, R. (1987): Das Schilfsterben am Bodensee-Untersee. Beobachtungen, Untersuchungen und Gegenmaßnahmen. Arch. Hydrobiol., Suppl. **76**: 53–99.
- VAN DER PUTTEN, W.H. (1997): Die-back of *Phragmites australis* in European wetlands: an overview of the European Research programme on reed die-back and progression (1993–1994). Aquat. Bot. **59**: 263–275.