

Forschungsbericht FZKA-BWPLUS

Auswirkungen des Extremhochwassers von 1999 auf die Uferröhrichte des Bodensees

von

R. Böcker, K. Schmieder, M. Dienst
Universität Hohenheim
Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie

Mit Beiträgen von

W. Ostendorp (Universität Konstanz)
sowie H. Koppitz (Humboldt- Universität Berlin)
und K. Jöhnk (Universität Amsterdam)

Förderkennzeichen: BWC 20011

Die Arbeiten des Programms Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung werden mit Mitteln des
Landes Baden-Württemberg gefördert

September 2004

Auswirkungen des Extremhochwassers von 1999 auf die Uferöhrichte des Bodensees

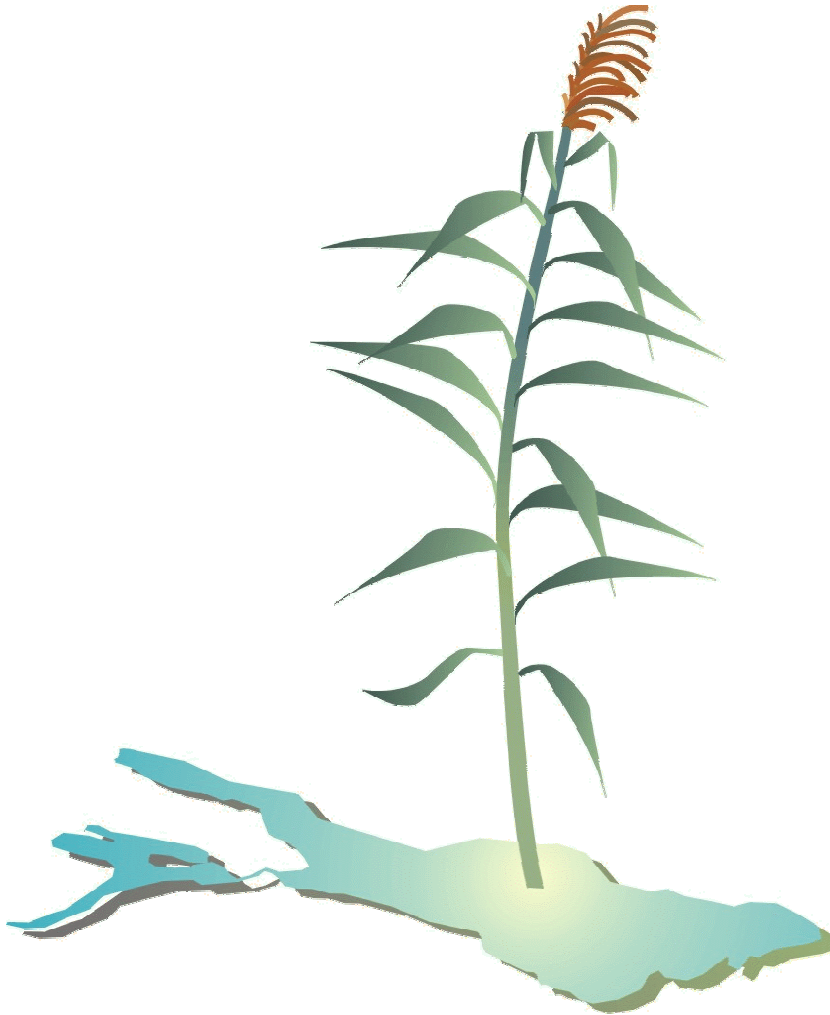
(Endbericht)

von

R. Böcker, K. Schmieder, M. Dienst
Universität Hohenheim
Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie

Mit Beiträgen von

W. Ostendorp (Universität Konstanz)
sowie H. Koppitz (Humboldt- Universität Berlin)
und K. Jöhnk (Universität Amsterdam)



Förderkennzeichen BWC 20011

Die Arbeiten des Programms Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung werden mit Mitteln des Landes Baden-Württemberg gefördert

Zusammenfassung

Infolge des Extremhochwassers von 1999 waren starke Vitalitätsverluste an den Ufer-
röhrichten des Bodensees zu beobachten, die eine langfristige Schädigung erwarten
ließen. Das vorliegende Monitoring-Projekt hatte zum Ziel, die Auswirkungen des
Extremhochwassers auf die Ufer-
röhrichte zu dokumentieren, Co-Faktoren der Schädigung und Stressoren zu identifizieren, welche die Erholung der Bestände beeinflussen
könnten.

Die Untersuchung basiert auf der Auswertung von CIR-Luftbildern und Geländeunter-
suchungen in 50 Monitoring-Flächen. Für die Luftbildauswertung wurde ein Kartier-
schlüssel mit 5 Schädigungsgraden definiert, welcher auch die Grundlage für die Aus-
wahl der Monitoring-Flächen bildete. Aus den Luftbildserien von 2002, 2000, 1999
und 1993 wurden die Röhrichtflächen digitalisiert und Flächensummen vergleichend
dargestellt. In den Monitoring-Flächen wurden Bestandsstruktur, Halmmorphologie,
Rhizommorphologie und Kohlehydratgehalte der Rhizome sowie Aminosäuregehalte
der Stängelbasen untersucht.

Die Luftbildauswertungen ergaben einen Verlust von ca. 30 ha (24% der Fläche von
1998) der baden-württembergischen Ufer-
röhrichte. Die verbliebenen Bestände zeigten eine hohe Variabilität in der Halmdichte, der Halmzusammensetzung, der Halmmor-
phologie und der oberirdischen Biomasse. Ein Co-Faktor, der die Variabilität erklärte,
war das Sohlniveau, d.h. mit zunehmender Tiefe bezüglich des Mittelwassers stieg der
Schädigungsgrad der Bestände. Als weitere Co-Faktoren wurden der Befall mit dem
Schilfkäfer *Donacia clavipes* und der Uferverbau identifiziert.

Die oberirdische Bestandsstruktur spiegelt sich im Kohlehydrat- der Rhizome und A-
minosäuregehalt der Halmbasen wider. Eine Reduktion der Gesamt-Kohlehydrate, der
Stärke und der löslichen Zucker mit zunehmendem Schädigungsgrad wurde in den
vertikalen und horizontalen Rhizomen festgestellt, zusammen mit einer Veränderung
der Aminosäuregehalt in den Halmbasen. In den Primärsprossen extrem geschädigter
Bestände wurden signifikant höhere Gesamtgehalte sowie höhere Anteile an γ -
Aminobuttersäure und Alanin gefunden. Die Veränderungen der Aminosäure-
Zusammensetzung kann als Stressindikator, z.B. für einen infolge Sauerstoffmangels
hypoxischen Stoffwechsel in den Schilfbeständen, gesehen werden.

Sowohl die Luftbildauswertung als auch die Geländeuntersuchungen der Monitoring-
Flächen ergaben einen Erholungstrend im Laufe des Zeitraums zwischen 2000 und
2002, wobei auch hier eine deutliche Abhängigkeit vom Sohlniveau festgestellt wurde.
Während sich selbst extrem geschädigte Bestände auf hohem Sohlniveau sehr schnell
wieder regenerieren konnten, starben stark und extrem geschädigte Bestände auf tie-
fem Sohlniveau vollständig ab.

Auf der Basis von Luftbildauswertung und Geländeuntersuchungen wurde ein mecha-
nistisches Wachstumsmodell für Schilfbestände entwickelt, das die Simulation der
Bestandsentwicklung in Abhängigkeit vom Wasserstandsgang ermöglicht. Die Simula-
tion des Extremhochwassers 1999 ergab eine hohe Übereinstimmung mit den Ergeb-
nissen der Luftbildauswertung und zeigt damit die hohe Sensitivität des Modells.

Aus den Ergebnissen des Projektes wurden wertvolle Hinweise für das Ufer- und Röh-
richtmanagement am Bodensee gewonnen.

Summary

In consequence of the extreme flood at Lake Constance in 1999 the reed belts showed a severe loss in vitality so that a permanent damage could be expected. The monitoring project presented here focuses the documentation of the damage following the disturbance event, the identification of co-factors, and is designed to find out significant stressors that may impede the recovery of the reeds. The monitoring is based on CIR aerial photo interpretation, quantitative GIS-analyses and field data. The design of the study implies the definition of five degrees of damage using the interpretation of CIR aerial photo series from July 2000. The aquatic reed beds were digitised and areal sums were calculated. These data were compared with the corresponding data from 1999 and 1993. Stand structural and biomass attributes were investigated in 50 randomly distributed permanent plots covering all site types and damage degrees. The results showed a loss of about 30 hectares (24% of the areas of 1998) of aquatic reeds at the Baden-Württemberg shore of Lake Constance alone as a consequence of the extreme flood in 1999. The stands which had survived showed a great patchiness in terms of culm density, shoot population composition, culm architecture, and above-ground biomass production. One co-factor which explained the patchiness was the vertical position of the stand, i.e. the damage degree increased with increasing distance below mean water level. Other identified co-factors of damage were the infestation of reed stands with *Donacia clavipes* and the existence of shore walls near the stands. The above ground stand structure is reflected by the carbohydrate contents of the rhizomes and amino acid contents of the culm base. A reduction of total carbohydrates, starch and soluble sugars in the vertical and horizontal rhizomes was found with increasing damage degree, together with changes in the composition of amino acids in the basal culm internodes. Within primary shoots from extremely damaged reed stands, there was found a significant increase in the total content of amino acids, a significant increase in the share of γ -aminobutyric acid and an increase of alanine. These changes in the composition of amino acids are supposed to be stress indicators, such as of oxygen deprivation causing a hypoxic metabolic state in *Phragmites australis* stands.

The aerial photo interpretation as well as the monitoring plots indicated a recreation of the stands between 2000 and 2002, this as well being clearly related to the elevation level of the stands. Whereas even extremely damaged stands on high elevation level could regenerate in the investigation period, strongly and extremely damaged stands on low elevation level died off completely.

On base of the results of the aerial photo interpretation and field studies a mechanistic growth model for reed stands was developed, which allows to simulate the reed dynamics in dependence of the water level fluctuations. A simulation of the extreme flood in 1999 showed a high correlation to the results obtained by aerial photo interpretation, thus indicating the sensitivity of the model.

The results of the project gave useful indications for the management of the shore and the reed belts of Lake Constance.

Danksagung

Die Untersuchungen werden durch den Projektträger BW-Plus des Landes Baden-Württemberg beim Forschungszentrum Karlsruhe finanziell gefördert (Förderungs-kennzeichen BWC 20011). Wir bedanken uns auch bei den Gewässerdirektionen in Rottweil und Ravensburg, beim Institut für Seenforschung in Langenargen und bei der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee für ihre Unterstützung.

Inhalt

1	EINFÜHRUNG	19
1.1	ANLASS DES PROJEKTES	19
1.2	ZIELSETZUNG.....	19
1.3	AUSGANGSLAGE, KENNTNISSTAND	20
1.4	WASSERSTÄNDE IN DEN JAHREN 1998 BIS 2002.....	21
2	KONZEPTION.....	24
3	MATERIAL UND METHODEN	25
3.1	UNTERSUCHUNGSGEBIET, LANDSEITIGE ABGRENZUNG	25
3.2	DEFINITION DER SCHÄDIGUNGSGRADE	25
3.3	LUFTBILDAUSWERTUNG.....	27
3.3.1	BEFLIEGUNGEN/LUFTBILDMATERIAL.....	27
3.3.2	GEOREFERENZIERUNG DER LUFTBILDMODELLE	27
3.3.3	BESTANDSERHEBUNG	27
3.3.4	ABGRENZUNG DER SCHÄDIGUNGSGRADE	29
3.3.5	ABGRENZUNG DER TEILGEBIETE.....	29
3.3.6	GIS-ANALYSEN	30
3.4	MONITORING VON TESTFLÄCHEN UNTERSCHIEDLICHER SCHÄDIGUNGSGRADE	36
3.4.1	BESTANDSSTRUKTUR UND HALMMORPHOLOGIE.....	37
3.4.2	SCHÄDIGUNG UND RESERVESTOFFHAUSHALT DER RHIZOME	38
3.4.3	PHYSIOLOGISCHE STRESSINDIKATOREN (AMINOSÄUREN).....	39
3.4.4	SPROSSWACHSTUM UND HALMMORTALITÄT.....	39
3.4.5	HALMBIOMASSE EICHUNG	41
3.5	MECHANISTISCHES WACHSTUMSMODELL ZUR SIMULATION DER SCHILFBESTANDSDYNAMIK BEI (EXTREMEN) VARIABLEN WAS- SERSTÄNDEN - RGM.....	42
3.5.1	EINFÜHRUNG	42
3.5.2	DATENMATERIAL.....	43
3.5.3	SIMULATIONSMODELL	43
4	ERGEBNISSE	60
4.1	LUFTBILDAUSWERTUNG UND GIS-ANALYSEN	60
4.1.1	BESTANDSERHEBUNG	60
4.1.2	ABGRENZUNG DER SCHÄDIGUNGSGRADE	75
4.1.3	DIE BESTANDSGRÖÖE VON 2002	81
4.1.4.	ABHÄNGIGKEIT DES SCHÄDIGUNGSGRADES VON CO-FAKTOREN.....	81
4.2	MONITORING	98
4.2.1	BESTANDSSTRUKTUR UND HALMMORPHOLOGIE.....	98
4.2.2	SCHÄDIGUNG UND KOHLEHYDRATHAUSHALT DER RHIZOME	118
4.2.3	STRESS-AMINOSÄUREN IN DEN HALMBASEN	127
4.2.4	SPROSSWACHSTUM UND HALMMORTALITÄT.....	129
4.3	SYNTHESE DER PROJEKTEILE LUFTBILDAUSWERTUNG UND MONITORING	136
4.3.1	BIOMASSE	136
4.3.2	BIOLOGISCH AKTIVE OBERFLÄCHE (BIOFILM)	136
4.3.3	IDENTIFIKATION VON EROSIONSGEFÄHRDETEN UFERABSCHNITTEN.....	137
4.3.4	LANGFRISTIGE ENTWICKLUNG DER RÖHRICHTE	138
4.3.5	REGENERATIONSMODELL.....	139
5	DISKUSSION	144

5.1	LUFTBILDAUSWERTUNG.....	144
5.2	ENTWICKLUNG DER MONITORINGFLÄCHEN.....	146
5.3	ABHÄNGIGKEIT DER SCHÄDIGUNGSGRADE VON CO-FAKTOREN	148
5.3.1	SOHLNIVEAU.....	148
5.3.2	UFERVERBAUUNGEN.....	148
5.3.3	TREIBGUT.....	149
5.3.4	FETCH.....	149
5.3.5	FREIZEITAKTIVITÄTEN.....	150
5.4	SYNTHESE.....	150
5.5	AUSWIRKUNGEN AUF DAS ÖKOLOGISCHES SYSTEM.....	151
6	PRAKTISCHE VERWENDBARKEIT DER ERGEBNISSE	154
6.1	UFERRENATURIERUNG	154
6.2	PROGNOSE DER RÖHRICHTENTWICKLUNG	154
6.3	REDUZIERUNG VON TREIBGUT	155
6.4	WELLEN- / EROSIONSSCHUTZ.....	155
7	LITERATUR.....	156

Verzeichnis der Abbildungen

Abb. 1	Wasserstandsganglinien des Bodensees am Pegel Konstanz (Obersee) im Jahr 1999, Mittel-, Minima- und Maxima-Tageswerte im Zeitraum 1901-2000.	19
Abb. 2	Pegelentwicklung am Bodensee (Pegel Konstanz) in den Jahren 1998 bis 2002 (Daten: Landesanstalt für Umweltschutz B.W., Karlsruhe); eingezeichnet sind neben den Tageswerten die langjährigen Mittelwasserwerte und die 10-jährigen Niedrig- und Hochwasserwerte.	22
Abb. 3	Pegelentwicklung am Bodensee (Pegel Konstanz) in den Jahren 1964 bis 1968 (Daten: Landesanstalt für Umweltschutz B.W., Karlsruhe); eingezeichnet sind neben den Tageswerten die langjährigen Mittelwasserwerte und die 10-jährigen Niedrig- und Hochwasserwerte.	22
Abb. 4	Schematische Projektskizze.....	24
Abb. 5	Schema eines Schilfröhrichts mit landseitiger Grenze am Bodensee-Obersee mit den Hauptzahlen des Konstanzer Pegels für den Zeitraum 1951-2000. Für den Untersee muss bei den Höhenwerten über Normalnull 0,19 m abgezogen werden.	25
Abb. 6	Beispiele der fünf definierten Schädigungsgrade aus der Luftbildserie vom 22.7.2000.	26
Abb. 7	Darstellung der beiden Digitalisierungsmethoden.	29
Abb. 8	Effective Fetch Distance (Windanstrichlänge) bei 252° im Uferbereich des Bodensee-Untersees in 5 Größenklassen.....	34
Abb. 9	Beispiel von 3 Kontrollflächen zum Einfluss von Freizeitaktivitäten auf den Schädigungsgrad (Reichenau-Nordufer); rot = Röhricht.	35
Abb. 10	Zusammenhang Schilfwachstum und Schädigung durch Hochwasser.	42
Abb. 11	Schematische Darstellung eines Simulationsablaufes (global).	45
Abb. 12	Ablaufschema für die Simulation eines einzelnen Halmes.	45
Abb. 13	Anpassung von linearem und logistischem Modell an die gemessenen Längen eines einzelnen Halmes und Parameter der logistischen Wachstumskurve.	48
Abb. 14	Vergleich von Wachstumsdaten mit dem logistischem Modell (Schädigungsgrad G1).	49
Abb. 15	Häufigkeitsverteilung der maximalen Länge (N=1000) und Anpassung einer Gauß-Verteilung.	50
Abb. 16	Box-Whisker-Grafiken der Wachstumsdaten für das logistische Modell.	52
Abb. 17	Anpassung einer logistischen (linearen) Kurve an die Wachstumsdaten der Blattzahl.....	53
Abb. 18	Anpassung von Log-Normal-Kurven an die Abstandsdaten des 3. Blattes.....	54
Abb. 19	Modifikationskurve der Wachstumsraten bei Überschwemmung.....	55
Abb. 20	Verlauf der natürlichen Verbesserung der Schädigung eines Schilfbestands (Plausibilitätsannahme).	59
Abb. 21	Veränderung der Röhricht-Bestandsgrößen an 15 Uferabschnitten in den Zeiträumen 1993-1998 und 1998-2000.	61
Abb. 22	Verlagerung der seeseitigen Schilffront an 15 Uferabschnitten in den Zeiträumen 1993-1998 und 1998-2000.	61
Abb. 23	Veränderung der Röhricht-Bestandsgrößen am Obersee in den Sanierungsgebieten und in den restlichen Gebieten in den Zeiträumen 1993-1998 und 1998 bis 2000.	62
Abb. 24	Abhängigkeit der Bestandsvergrößerung von 1993 bis 1998 vom Sohlniveau an Ober- und Untersee; absolute Flächen (A = Obersee, B = Untersee) und Prozentualanteil am 1993er Bestand (C).....	63

Abb. 25	Abhängigkeit der Bestandsverluste von 1998 bis 2000 vom Sohlniveau am Obersee und am Untersee; absolute Flächen (A = Obersee, B = Untersee) und Prozentualanteil am 1993er Bestand (C).....	64
Abb. 26	Bestandsgrößen des aquatischen Röhrichts auf 800 m Uferlänge am Nordostufer der Reichenau in den Jahren 1993, 1998, 2000, 2001 und 2002.....	65
Abb. 27	Bestandsgrößen des aquatischen Röhrichts auf 250 m Uferlänge in der nördlichen Mainaubucht in den Jahren 1993, 1998, 2000, 2001 und 2002.....	65
Abb. 28	50-m-Uferabschnitt aus der nördlichen Mainaubucht (NSG Untere Güll). Die verschiedenen Jahrgänge überlappen sich. Das Mosaik verdeutlicht die kleinräumige Dynamik. Die Schäden durch Treibgut sind offensichtlich nur von kurzer Dauer.	66
Abb. 29	Bestandsgrößen des aquatischen Röhrichts auf 1000 m Uferlänge beim Stockacher Aachried in den Jahren 1993, 1998, 2000, 2001 und 2002.	66
Abb. 30	Flächenbilanz der Röhrichtflächen im Giehrenmoos während des Untersuchungszeitraumes 1961 - 2000.....	67
Abb. 31	Flächenbilanz der Röhrichtflächen am Nordufer der Insel Reichenau während des Untersuchungszeitraumes.....	68
Abb. 32	Flächenbilanz der Röhrichtflächen im Untersuchungsgebiet Litzelstetten während des Untersuchungszeitraumes.....	69
Abb. 33	Flächenbilanz der Röhrichtflächen im Untersuchungsgebiet Stockacher Aachried während des Untersuchungszeitraumes.	69
Abb. 34	Luftbilder des Untersuchungsgebietes Giehrenmoos aus den Jahren 1962, 1967, 1993 und 2000. Die Grenzen der Schilfbestände von 1961 sind als Silhouette eingezeichnet.	70
Abb. 35	Änderungen der Röhrichtflächen im Giehrenmoos während des Untersuchungszeitraumes. Die Röhrichtausdehnung von 1962 ist in den Grafiken für die übrigen Jahre als Linie zum Vergleich eingezeichnet.	70
Abb. 36	Luftbilder des Untersuchungsgebietes Stockacher Aachried aus den Jahren 1962, 1967, 1993 und 2000. Die Grenzen der Schilfbestände von 1961 sind als Silhouette eingezeichnet.....	71
Abb. 37	Änderungen der Röhrichtflächen im Stockacher Aachried während des Untersuchungszeitraumes. Die Röhrichtausdehnung von 1962 ist in den Grafiken für die übrigen Jahre als Linie zum Vergleich eingezeichnet.	71
Abb. 38	Die Bestände der drei einzigen größeren Seebinsen-Bestände (<i>Scirpus lacustris</i>) am deutschen Untersee-Ufer in den Jahren 1993 und 2000.....	74
Abb. 39	Bestand des Rohrkolbens (<i>Typha spec.</i>) im NSG „Radolfzeller Aachried“ in den Jahren 1993 und 2000 (Kreis).....	75
Abb. 40	Flächenanteile der Schädigungsgrade aller Röhrichte für 2000 und 2002 bzw. Untersee und Obersee; links: ungeschädigt, rechts: extrem geschädigt.	76
Abb. 41	Summarische Zu- oder Abnahme der Flächen der fünf Schädigungsgrade von 2000 bis 2002 in allen Röhrichten des Untersuchungsgebietes.	76
Abb. 42	Schädigungsgrade im aquatischen Röhricht in den 18 untersuchten Uferabschnitten im den Jahren 2000 und 2002; sortiert nach G1+G2 im Jahr 2000.....	77
Abb. 43	Änderung der Schädigungsgrade von 2000 bis 2002 in allen Flächen (= 116 ha).	78
Abb. 44	Schädigungsmuster des aquatischen Röhrichts in der Teilfläche Stockacher-Aach-Mündung in den Jahren 2000, 2001 und 2002.....	78
Abb. 45	Schädigungsmuster des aquatischen Röhrichts in der Teilfläche Giehrenmoos (Wollmatinger Ried) in den Jahren 2000, 2001 und 2002.....	79

Abb. 46	Karten der Schädigungsgrade einer ausgewählten Fläche im Nordteil des Wollmatinger Rieds für die Jahre 2000, 2001 und 2002.....	79
Abb. 47	Schädigungsmuster des aquatischen Röhrichts in der Teilfläche Reichenau Nordostufer in den Jahren 2000, 2001 und 2002.....	80
Abb. 48	Summe der Schädigungsgrade des aquatischen Röhrichts in den drei Teilflächen Stockacher-Aach-Mündung, Giehrenmoos und Reichenau-Nordostufer in den Jahren 2000, 2001 und 2002.....	80
Abb. 49	Bestandsgrößen der Röhrichte am baden-württembergischen Bodenseeufer in den Jahren 1993, 1998, 2000 und 2002.....	81
Abb. 50	Schädigungsgrade in Abhängigkeit vom Sohlniveau am Obersee (links) und am Untersee (rechts) in den Jahren 2000 (oben) und 2002 (unten); jeweils von grün = ungeschädigt (links) bis rot = extrem geschädigt (rechts).	82
Abb. 51	Vergleich des Höhenmodells mit den Schädigungsgraden im Nordteil des NSG „Wollmatinger Ried – Untersee – Gnadensee“.....	82
Abb. 52	Tiefenverteilung der Schilfröhrichte in cm am Pegel Konstanz vor dem Hochwasserereignis 1999 in den Vergleichsflächen zur Untersuchung des Einflusses von Uferverbauungen auf den Schädigungsgrad; links: Untersee (9 Vergleichsflächen), rechts Obersee (10).....	83
Abb. 53	Einfluss von Uferverbauungen (i.d.R. Mauern) auf die Schädigungsgrade beim Röhricht; oben: Untersee (9 Vergleichsflächen), unten Obersee (10).....	84
Abb. 54	Schädigungsgrade am Röhricht in Abhängigkeit vom Treibgut-Vorkommen am Untersee in den Jahre 2000 (oben) und 2002 (unten).....	86
Abb. 55	Abhängigkeit des Schädigungsgrades von dem Treibguteinfluss auf allen 13 Vergleichsflächen am Obersee im Jahr 2000 (oben) und 2002 (unten).	87
Abb. 56	Tiefenverteilung der Röhrichtbestände bei unterschiedlichen Fetch-Klassen; alle Flächen; oben: Untersee, unten Obersee (unterschiedliche landseitige Grenze).	91
Abb. 57	Abhängigkeit der Schädigungsgrade des ganzen aquatischen Röhrichts von der Effective Fetch Distance am Untersee in den Jahren 2000 (oben) und 2002 (unten).....	92
Abb. 58	Abhängigkeit der Schädigungsgrade des ganzen aquatischen Röhrichts von der Effective Fetch Distance (EFD) am Obersee in den Jahren 2000 (oben) und 2002 (unten).....	93
Abb. 59	Abhängigkeit der Schädigungsgrade des seeseitigen 10-m-breiten Röhricht von der Effective Fetch Distance (EFD) am Untersee in den Jahren 2000 (oben) und 2002 (unten).	94
Abb. 60	Abhängigkeit der Schädigungsgrade des seeseitigen 10-m-breiten Röhricht von der Effective Fetch Distance (EFD) am Obersee in den Jahren 2000 (oben) und 2002 (unten).	95
Abb. 61	Tiefenverteilung der Schilfröhrichte vor dem Hochwasserereignis 1999 im Bereich von Freizeitaktivitäten und den entsprechenden Vergleichsflächen am Untersee (50 Vergleichsflächen).	96
Abb. 62	Einfluss von Freizeitstörungen auf den Schädigungsgrad am Untersee, 2000.....	96
Abb. 63	Abhängigkeit der Schädigungswahrscheinlichkeit vom relativen Sohlniveau (NIV) in Bezug auf das mittlere Mittelwasser. Dargestellt ist die logistische Regression von G auf NIV der Monitoringbestände (für das Modell: df=4, n=50, $\chi^2 = 25,2$, P < 0,0001); linke Ordinate – kumulative Wahrscheinlichkeiten, rechte Ordinate – Abfolge der Schädigungsgrade.	99
Abb. 64	Belastungen der Monitoringflächen in den Untersuchungsjahren 2000, 2001 und 2002 im Vergleich; MEC –mechanische Belastung, BEW – Beweidungsbelastung durch Wasservögel, HYA – Befall durch	

	<i>Hyalopterus pruni</i> , TRM – Intensität der Treibgutanschwemmung, jeweils in den Intensitätsgraden 1 bis 5.	99
Abb. 65	Bedeckung der Monitoringflächen durch submerse Makrophyten: dargestellt sind die Mittelwerte \pm einfache Standardabweichungen in den Schädigungsklassen G1 bis G5 des Bodensee-Untersees (n=30).....	100
Abb. 66	Halmdichte-Mittelwerte des Jahrgangs 2000 \pm einfache Standardabweichung in den Schädigungsgruppen G1 bis G5 der außenliegenden (A) und der Binnen-Bestände (B).....	101
Abb. 67	Einfluss des Schädigungsgrades (G) und der Lokalisation (LOC=A, B) auf die rel. Halmdichteänderung von 2000 auf 2002 für die Ges.-Halmdichte; Mittelwerte \pm Standardabweichungen; negative Werte sind in Rot dargestellt.....	102
Abb. 68	Mittlere prozentuale Zusammensetzung der Ges.-Halmpopulation in den Schädigungsgruppen G1 bis G5 der außenliegenden (A) und der Binnen-Bestände (B) im Jahr 2000.	104
Abb. 69	Einfluss des Schädigungsgrades (G) und der Lokalisation (LOC=A, B) auf die Änderung der Primärspross-Anteile ($dZ\%_{PSH}$) an der Ges.-Halmpopulation von 2000 auf 2002; Mittelwerte \pm Standardabweichungen; eine Zunahme der %-Anteile ist mit grünen Balken, eine Abnahme mit roten Balken markiert.	105
Abb. 70	Abhängigkeit der mittleren Stängellänge L_S (A) und des Basaldurchmessers D_B (B) der Halmklassen PSH, SSH, ISH und SUS des Jahrgangs 2000 vom Schädigungsgrad G in den außenliegenden (LOC=A) und in den Binnenbeständen (LOC=B).	107
Abb. 71	Mittlere Differenzen der Stängellängen dL_S (A) bzw. der Basaldurchmesser (D_B) der Halmklassen PSH (Primärsprosse), SSH (Sekundärsprosse), ISH (insektengeschädigte Sprosse) und SUS (Sommersprosse) zwischen den Jahren 2000 und 2002; dargestellt sind die Mittelwerte in den einzelnen Schädigungs- und Lokalisationsgruppen.....	108
Abb. 72	Abhängigkeit der Stängellänge L_S vom Basaldurchmesser D_B vom Schädigungsgrad G am Beispiel der Primärsprosse (PSH) des Jahrgangs 2000 (Außen- und Binnenbestände zusammengefasst).....	110
Abb. 73	Einfluss des Jahrgangs (JG) und des Schädigungsgrades (G) auf die Relation zwischen Halmlänge (L_S) und Basaldurchmesser (D_B) der Primärsprosse (PSH); nur Halme der Außenbestände (LOC = A); n = 30, 36, 46 für G1 (JG2000, JG 2001, JG 2002), 31, 26, 42 für G2, 29, 30, 43 für G3 und 25, 23, 23 für G4); G5 wurde wegen mangelnden Stichprobenumfangs nicht berücksichtigt.	111
Abb. 74	Mittlere Halmbiomassen der Halmklassen PSH, SSH, ISH und SUS in den Schädigungsklassen (G) im Jahr 2000; angegeben sind Mittelwerte \pm Standardabweichungen.	113
Abb. 75	Einfluss des Schädigungsgrades G und der Lokalisation LOC auf die mittleren Differenzen der Halmbiomassen ($dCBM$) der ISH zwischen den Jahrgängen 2000 und 2002; dargestellt sind $dCBM$ -Mittelwerte und – Standardabweichungen; die Stichprobenumfänge variieren von n=2 bis 10.	114
Abb. 76	Einfluss von Schädigungsgrad G und Lokalisation (A,B) auf die oberirdische Bestandsbiomasse (standing crop, SCC) im Jahr 2000 (n=5 Bestände in jeder Gruppe).	115
Abb. 77	Einfluss von Schädigungsgrad und Lokalisation auf die relative Bestandsbiomasse-Änderung $rSCC$ zwischen den Jahren 2000 und 2002; dargestellt sind Gruppennittelwerte \pm einf. Standardabweichungen (n=4...5	

	Bestände); zur Definition von rSCC vgl. Text; der Bestand BWP-10 wurde nicht berücksichtigt.....	116
Abb. 78	Prozentuale Zusammensetzung der Bestandsbiomasse (SC%) aus den Biomassen der PSH, SSH, ISH und SUS ($SC\%_{PSH}$, $SC\%_{SSH}$, $SC\%_{ISH}$, $SC\%_{SUS}$) in den einzelnen Schädigungs- und Lokalisationsgruppen (A - Außen-, B - Binnenbestände) des Jahrgangs 2002.	116
Abb. 79	Einfluss von Schädigungsgrad und Lokalisation auf die relative Bestandsbiomasse-Änderung rSCC zwischen den Jahren 2000 und 2002; dargestellt sind Gruppenmittelwerte \pm einf. Standardabweichungen (n=4...5 Bestände).	117
Abb. 80	Rhizomstücke der Rhizomtypen RVN (neue Vertikalrhizome), RVA (alte V.) und RHO (Horizontalrhizome) des Bestands BWP01-47 (Außenbestand) vom Schädigungsgrad G2.	119
Abb. 81	repräsentative Vertikalrhizomstücke der Bestände BWP01-41 und BWP01-44 vom Schädigungsgrad G1; zu sehen sind von oben nach unten ‚weiße‘, ‚hellbraune‘, und ‚braune‘ Rhizomstücke.	119
Abb. 82	repräsentative Vertikalrhizomstücke der Bestände BWP01-34 und BWP01-49 vom Schädigungsgrad G3 ; zu sehen sind u.a. Rhizomstücke der Vitalitätsstufe V3 (rote Pfeile) und <i>Donacia</i> -Nekrosen (Kreise).	120
Abb. 83	Anteile der von <i>Donacia</i> -Larven befallenen Rhizomabschnitte in den ‚älteren‘ Vertikalrhizomen (RVA) und in den Horizontalrhizomen (RHO) und ihre Abhängigkeit vom Schädigungsgrad G (G1, ..., G5) und von der Lokalisation LOC (A, B); dargestellt sind die Mittelwerte (rückberechnet aus den arcsin $\sqrt{\quad}$ -transformierten Werten) sowie die einf. Standardabweichungen (n=50 Bestände).	121
Abb. 84	Anteile der Vitalitätsgruppen V1, V2 und V3 in den ‚älteren‘ Vertikalrhizomen (RVA) und in den Horizontalrhizomen (RHO) und ihre Abhängigkeit vom Schädigungsgrad G (n=20 Bestände, nur Obersee); dargestellt sind die Mittelwerte (rückberechnet aus den arcsin $\sqrt{\quad}$ -transformierten Werten) sowie die einf. Standardabweichungen.....	121
Abb. 85	Gehalte an löslichen Kohlehydraten, Stärke und Gesamt-Kohlehydraten in den Schädigungs- und Lokalisationsgruppen (G1 bis G5 bzw. A, B); dargestellt sind Mittelwerte \pm einf. Standardabweichung (n=5 Bestände).....	124
Abb. 86	Abhängigkeit der Differenzen im Stärke-Gehalt und im Ges.-Kohlehydratgehalt der Horizontalrhizome (RHO) und der ‚neuen‘ Vertikalrhizome (RVN) ($\Delta c = c_{RHO} - c_{RVN}$) vom Schädigungsgrad G und von der Lokalisation LOC.	126
Abb. 87	Absolute Gehalte der gelösten Aminosäuren in den basalen Halminternodien der Primärsprosse von sieben Monitoringbeständen der Schädigungsgrade G1, G3 und G5 im Bodensee-Untersee.	127
Abb. 88	Konzentrationen der einzelnen Aminosäuren in den Basalinternodien der Primärsprosse (PSH) von sieben Monitoringbeständen unterschiedlicher Schädigungsgrade am Bodensee-Untersee.	128
Abb. 89	Halmwachstum und Wasserstandsentwicklung (Datenbasis: überlebende Halme der acht untersuchten Bestände im Jahr 2002).	130
Abb. 90	Wachstumskurve und Blattzahlentwicklung eines typischen Halms (BWP02-24, PSH); dargestellt sind Halmlängenwachstum ($L_S(t)$), Blattzahlentwicklung ($N_{TL}(t)$, $N_{GL}(t)$) und Höhe des drittobersten Blattes über Grund ($L3BL(t)$); zu erkennen sind die Abweichungen des linearen Modells zu Beginn und am Ende des Wachstums.....	131
Abb. 91	Übersicht der Mortalitätsrate und der Mortalitätsursachen in den untersuchten Beständen; angegeben ist der Prozentsatz der von vornherein	

	nicht gewachsenen sowie der aus anderen Gründen bis zum 25. Juni abgestorbenen Halme in den acht untersuchten Beständen (Nummer des Bestands und Hochwasser-Schädigungsgrad).....	132
Abb. 92	Abhängigkeit der Beziehung zwischen Wachstumsrate (dL_S/dt) und Basaldurchmesser (D_B) von der Halmklasse (PSH – Primärsprosse, $n=136$; SSH - Sekundärsprosse, $n=22$; ISH – insektengeschädigte Sprosse, $n=78$... 85).....	133
Abb. 93	Abhängigkeit der mittleren Sprosswachstumsrate und des Basaldurchmessers vom Schädigungsgrad (G); Schädigungsgrade G1 und G2 sowie G3 und G4 wurden zusammengefasst; dargestellt sind Mittelwerte \pm Standardabweichungen.	134
Abb. 94	Gesamtbiomasse der baden-württembergischen Röhricht-Bestände in den Jahren 1998, 2000 und 2002 mit den prozentualen Veränderungen.	136
Abb. 95	Biofilmflächen der baden-württembergischen Röhricht-Bestände in den Jahren 1998, 2000 und 2002 und ihre prozentualen Veränderungen (Biofilmfläche: Oberfläche der bei MMW (340 cm Pegel Konstanz) überfluteten Schilfhalmbereiche).	137
Abb. 96	Potentiell erosionsgefährdete Uferabschnitte (Auswahl: Schädigungsgrad 4, 5 und Effective Fetch Südwest > 2 km).	137
Abb. 97	Bestandsflächen der aquatischen Röhrichte der Jahre 1961, 1967, 1978, 1993, 1998, 2000 und 2002 im Vergleich zu den jährlichen Pegeldurchschnittswerten der Monate April bis Juni im Zeitraum von 1950 – 2002 und Prognose der Bestandsgrößen im Falle eines zukünftig häufigeren Auftretens von Extremhochwässern.....	138
Abb. 98	Beispielsrechnungen für logistisches Wachstum im Vergleich zu den gemessenen Daten.	139
Abb. 99	Simulation des Schädigungsgrades G1 auf verschiedenen Sohl-niveaus bei einem mittleren Jahresgang des Wasserstandes.	140
Abb. 100	Simulation des Schädigungsgrades G1 auf verschiedenen Sohl-niveaus bei einem extremen Hochwasserjahr (1999).	141
Abb. 101	Wollmatinger Ried Nord. Links: Kartierung der Schädigungsgrade für das Jahr 2000 über Infrarotluftbilder. Rechts: Simulation der Schädigungsgrade im Hochwasserjahr 1999	142

Verzeichnis der Tabellen

Tab. 1	Kartierschlüssel für die fünf Schädigungsgrade.....	26
Tab. 2	Beschreibende Statistik zu den Auswahlflächen-Paaren ‚Uferverbauungen‘ (n= 9 am Untersee, n=10 am Obersee) zur Ermittlung des Einflusses von Uferverbau auf die Schädigungsgrade.....	30
Tab. 3	Beschreibende Statistik zu den Auswahlflächen-Paaren ‚Treibgut‘ (n=77 am Untersee, n=13 am Obersee) zur Ermittlung des Einflusses von Treibgut auf die Schädigungsgrade.....	32
Tab. 4	Röhrichtflächen eingeteilt nach unterschiedlichen EFD-Klassen am Unter- und Obersee.....	33
Tab. 5	Nutzungstypen der potentiell durch anthropogene Nutzungen beeinflussten Röhrichtflächen im Untersee.....	34
Tab. 6	Neubewertung des Schädigungsgrades eines G1 Bestands bzgl. verschiedener Sohl-niveaus auf Grundlage der mittleren Halmlängen und der relativen Halmdichte am Ende der Simulation.....	57
Tab. 7	Bestandsgrößen des aquatischen Schilfröhrichts und deren Veränderung in den Jahren 1993, 1998 und 2000.....	60
Tab. 8	Bestandsgrößen, Änderungen der Bestandsflächen und Lageänderungen der seeseitigen Schilffront im Untersuchungsgebiet Giehrenmoos in den Untersuchungsjahren.....	72
Tab. 9	Bestandsgrößen, Änderungen der Bestandsflächen und Lageänderungen der seeseitigen Schilffront im Untersuchungsgebiet Reichenau in den Untersuchungsjahren.....	72
Tab. 10	Bestandsgrößen, Änderungen der Bestandsflächen und Lageänderungen der seeseitigen Schilffront im Untersuchungsgebiet Litzelstetten in den Untersuchungsjahren.....	73
Tab. 11	Bestandsgrößen, Änderungen der Bestandsflächen und Lageänderungen der seeseitigen Schilffront im Untersuchungsgebiet Stockacher Aachried in den Untersuchungsjahren.....	73
Tab. 12	Bestandsgrößen der einzelnen Schädigungsgrade aller Flächen in den Jahren 2000 und 2002; Summe = 116,4 ha.....	75
Tab. 13	Aus den Schädigungsgraden von 2002 berechnete gesamten Bestandsgröße 2002 (in ha).....	81
Tab. 14	Prozentualen Differenzen ($\Delta A\%$) für die beiden Seeteile.....	87
Tab. 15	Daten von Untersee und Obersee gepoolt.....	88
Tab. 16	Entwicklung der Flächenanteile ($\Delta A\%$) der mit $1 \leq G \leq 5$ geschädigten Teilflächen innerhalb von treibgutbelasteten und nicht treibgutbelasteten Schilf-Röhrichten zwischen 2000 und 2002; Mittelwerte \pm Standardabweichung, n – Anzahl Schilfbestände.....	89
Tab. 17	Differenzwerte zwischen den korrespondierenden treibgutbelasteten und nicht treibgutbelasteten Beständen.....	89
Tab. 18	$\Delta\Delta A\%$ -Mittelwerte und Standardabweichungen, Daten von Untersee und Obersee gepoolt.....	90
Tab. 19	Prozentuale Differenzen ($\Delta A\%$) für die einzelnen Nutzungen.....	97
Tab. 20	Eichkoeffizienten zur Schätzung der Ges.-Halmbiomasse (CBM) der Halmklassen ‚Primärsprosse‘ (PSH), ‚Sekundärsprosse‘ (SSH), ‚insektengeschädigte Sprosse‘ (ISH) und ‚Sommersprosse‘ (SUS), zusammengefasst für die Jahrgänge 2000, 2001 und 2002; gemäß des Modells Gl. 4; Dimensionen: CBM [g TS], D_B [mm], L_s [m]; n - Anzahl der Eichhalme; bei den SSH und SUS wurde je 1 Ausreißer eliminiert.....	112

Tab. 21	Übersicht der Kohlehydratgehalte in den ‚neuen‘ und ‚älteren‘ Vertikalrhizomen (RVN, RVA) sowie in den Horizontalrhizomen (RHO) (Mittelwert, Minimum, Maximum); die mit gleichen Indices bezeichneten Mittelwerte sind signifikant verschieden (gepaarter t-Test $P < 0,01$, $n = 47 \dots 50$).....	122
Tab. 22	Auswirkungen verschiedener Schädigungen (Vitalität V1 bis V3, schmutzig-grüne Verfärbung, <i>Donacia</i> -Befall) auf die Kohlehydratgehalte der ‚neuen Vertikalrhizome‘ (RVN), der ‚älteren Vertikalrhizome‘ (RVA) und der Horizontalrhizome (RHO) im Vergleich zum Mittelwert aller Rhizomproben (‚alle Rhizome‘); Datenbasis: ungewogene Mischproben aus ca. 20 Beständen unterschiedlicher Schädigungsgrade (‚alle Rhizome‘: ungewogene Mittelwerte \pm Standardabweichungen aus $n = 50$ Beständen).	123
Tab. 23	Korrelationen zwischen dem Gesamt-Aminosäuregehalt bzw. den Gehalten einzelner Aminosäuren und einigen Bestandskenngrößen; NIV – relatives Sohlniveau, Z – Gesamt-Halmdichte, Z%(SSH) - Anteil der Sekundärspore an der Gesamt-Halmdichte, TNC(RVA), TNC (RHO) – Gesamtgehalt an nichtstrukturgebundenen Kohlehydraten in den ‚älteren‘ Vertikalrhizomen und den Horizontalrhizomen; Signifikanzsymbole : ρ , $\rho\rho$, $\rho\rho\rho$, \cup , $\cup\cup$, $\cup\cup\cup$ - signifikant positive oder negative Rang-Korrelationen (Spearman), $P < 0,05$, $< 0,01$, $< 0,001$ ($n = 9$ Bestände).....	129
Tab. 24	Schädigungsgradverlauf bei verschiedenen Hochwasserszenarien. Die Farben symbolisieren die Schädigung – G1, G2, G3, G4, G5 (gerundet) (Z = Sohlniveau).....	142

Verzeichnis der im Text verwendeten Abkürzungen und Symbole

Symbol	Dimension	Erläuterungen
$\pm \{Zahl\}$	[-]	Standardabweichung, angegeben zusammen mit dem arithmetischen Mittelwert
$A^{(3.BL)}$	[-]	Parameter für die Höhe des 3. Battes
BEW	[1]	Schweregrad der Beweidung der Schilfhalm- und -blätter durch Wasservögel : $1 \leq BEW \leq 5$
BWP	[-]	Kurzbezeichnung für die Monitoringflächen; z.B. verweist BWP-09 auf die Fläche 09, BWP01-09 verweist auf die Fläche 09 im Jahre 2001
CBM	[g TS]	Halmbiomasse, incl. Rispen-, Blatt-, Blattscheiden- und Stängelbiomasse, ecl. abgefallener Teile
D_B	[mm]	Basaldurchmesser : mittl. Durchmesser des untersten, vollständig erhaltenen Internodiums eines Halms, gemessen im getrockneten (85 °C) Zustand
$dD_B, dL_S,$ $dN_{NOD}, dN_{TL},$ dN_{GL}	[mm] [m] [1]	Differenz von Basaldurchmesser, Stängellänge, Nodienzahl, Ges.-Blattzahl und Zahl der grünen Blätter der Jahrgänge 2001 u. 2000, 2001 u. 2002 bzw. 2000 u. 2002; jeweils Bestandsmittel-werte; Berechnungsweise : $dX = X_{2001} - X_{2000}$, etc.
D_R	[mm]	Durchmesser eines Rhizom-Internodiums, gemessen in naturfrischem Zustand
$\Delta L_S(t)$	[m]	Differenz zwischen der Basis der obersten entrollten Blattlamina und der Basis der drittobersten Blattlamina
dL_S/dt	[m d ⁻¹]	Halmlängen-Wachstumsrate
dN_{TL}/dt	[d ⁻¹]	Rate der Gesamt-Blattzahlentwicklung je Halm
$dZ, dZ\%$	[H m ⁻²]; [%]	Halmdichte-Änderung zwischen 2000 u. 2001, bzw. 2001 u. 2002 oder 2000 u. 2002; absolute Änderung bzw. Änderung der prozentualen Zusammensetzung der Halmpopulation : $dZ = Z_{2001} - Z_{2000}$, $dZ\% = Z\%_{2001} - Z\%_{2000}$, etc.
G	[-]	Schädigungsgrad eines Schilfbestandes entspr. der CIR-Luftbildauswertung (Einzelheiten vgl. Tab. 1)
GPOP	{Index}	Gesamt-Halmpopulation
Halm	[-]	Begriff : vollständiger oberirdischer Spross des Schilfs, mit Blättern und Blattscheiden, ggf. auch mit Rispe; ohne Adventivwurzeln
HYA	[1]	Befallsgrad der Schilf-Blätter durch die Mehligle Pflaumenblattlaus <i>Hyalopterus pruni</i> : $1 \leq HYA \leq 5$

LOC	[-]	Lokalisation des betrachteten Schilfbestandes relativ zur aktuellen Schilffront, Faktor mit den Ausprägungen A - außen, B – binnen
L_{\max}	[m]	Maximal erreichbare Halmlänge
L_{RI}	[m]	Länge der (ausgestreckten) Rispe
$L_S, L_S(t)$	[m]	Halmlänge (ohne Rispe), gemessen bis zur Basis der obersten entrollten Blattlamina, nach Beendigung des Wachstums (Ende August) bzw. zu einem beliebigen Zeitpunkt während der Wachstumsperiode
$L_{3L}, L_{3L}(t)$	[m]	Halmhöhe bis zum Ansatz der Blattlamina des drittobersten Blattes, nach Beendigung des Wachstums bzw. zu einem beliebigen Zeitpunkt in der Wachstumsperiode
$l_0^{(3.BL)}$	[-]	Parameter für die Höhe des 3. Battes
$^{(3.BL)}$	[-]	Parameter für die Höhe des 3. Battes
MEC		mechanischer Belastungsgrad der Schilfhalme und –blätter : $1 \leq MEC \leq 5$
n	[1]	Stichprobenumfang (statistische Auswertung)
n_F^{\max}	[d]	Maximale Anzahl Überschwemmungstage
$N_{GL}, N_{GL}(t)$	[1]	Anzahl grüner Blätter eines Halms (d.h. Blätter mit mehr als 50% grüner Blattfläche) gemessen nach Beendigung der Halmentwicklung Ende August bzw. zu einem beliebigen Zeitpunkt während der Halmentwicklung
n_H	#	Anzahl simulierter Halme
$N_{\max}^{(BL)}$	#	Maximal erreichbare Blattzahl
N_{NOD}	[1]	Nodienzahl
$N_{TL}, N_{TL}(t)$	[1]	Gesamtzahl der Blätter eines Halms, einschließlich abgefallener Blätter, gemessen nach Ende der Halmentwicklung Ende August bzw. zu einem beliebigen Zeitpunkt der Blattentwicklung
NIV	[m NN]	absolutes Niveau über Amsterdamer Normal Null (z.B. Sohlniveau eines Schilfbestandes, NIV_{Sohle})
n.s.	[-]	nicht signifikant (d.h. $P \geq 0,05$);
p	[-]	Exponent der Wachstumsreduzierung
P	[1]	Irrtumswahrscheinlichkeit (statistische Auswertung)

PSH, SSH, ISH, SUS	[-]	Primärsprosse (PSH), Sekundärsprosse (SSH), insekten- geschädigte Sprosse (ISH) und Sommersprosse (SUS)
r.. (rZ_{GPOP} , r_{SCC})	[1]	relative Änderung einer Variablen zwischen 2000 und 2001 (z.B. Halmdichteänderung $rZ = (Z_{2001} - Z_{2000}) / (\frac{1}{2} \times (Z_{2001} + Z_{2000}))$)
$r^{(BL)}$	[1/d]	Wachstumsrate Blattzahl
$r^{(L)}$	[1/d]	Wachstumsrate Halmlänge
RVN, RVA, RHO	[-]	Rhizomtypen: 'neue' Vertikalrhizome mit terminalen Sprossen der 2001er Halmgeneration (RVN), 'ältere' Vertikalrhizome mit Halmen bzw. Halmresten der 2000er Halmgeneration und älterer Generationen (RVA), horizontale Rhizome mit unbekannter Altersstellung (RHO)
SCC	[kg TS m ⁻²]	oberirdische Bestandsbiomasse (Standing Crop of Culms), rechnerisch ermittelt aus der Halmdichte, dem Anteil der einzelnen Halmklassen und der mittleren Halmbiomasse innerhalb einer jeden Halmklasse (SC_{PSH} , SC_{SSH} , SC_{ISH} , SC_{SUS})
Stängel	[-]	Begriff : oberirdische Sproßachse des Schilfs, incl. Rispe (nur PSH), Blätter, Blattscheiden und Adventivwurzeln
TNC	[mg Gluc g ⁻¹ TS]	total nonstructural carbohydrates, Gesamt-Kohlehydratgehalt (= Summe aus löslichen Kohlehydraten und Stärke), ausge- drückt als mg Glucose
t_0	[d]	Zeitpunkt des Beginns von (i) Halmlängenwachstum, (ii) Blattzahlentwicklung ($L_S(t) = 0$ bzw. $N_{TL}(t) = 0$ berechnet anhand eines linearen Modells, s.Text)
$t_0^{(3,BL)}$	[d]	Parameter für die Höhe des 3. Battes
$t_c^{(BL)}$	[d]	Halbwertszeit Blattzahl
$t_c^{(L)}$	[d]	Halbwertszeit Halmlänge
t_{max}	[d]	Zeitpunkt des Endes von (i) Halmlängenwachstum, (ii) Blattzahlentwicklung ($L_S(t) = L_S$ bzw. $N_{TL}(t) = N_{TL}$, be- rechnet anhand eines linearen Modells, s.Text)
V	[-]	Vitalität des Halms (V1 – Halm frischgrün, normal entwi- ckelt, V2 – Halm und Blätter größtenteils vertrocknet oder verwelkt oder Halm auf andere Weise stark geschädigt, V3 – Halm und Blätter vollständig vertrocknet oder verwelkt)
V	[-]	Vitalität eines Rhizom-Internodienstückes, $1 \leq V \leq 3$
W(t)	[m NN]	absoluter Wasserstand (Pegel) über Amsterdamer Normal Null
Y_G	[y]	Jahre zur vollst. Bestandserholung

$Z\%_{PSH}, Z\%_{SSH},$ $Z\%_{ISH}, Z\%_{SUS}$	[%]	prozentualer Anteil der Dichte der Halmklassen PSH, SSH und ISH an der Gesamthalmdichte Z_{GPOP} (ohne SUS), sowie der Halmklasse SUS an der Gesamthalmdichte Z_{GPOP} (mit SUS)
Z_{GPOP}, Z_{PSH} $Z_{SSH}, Z_{ISH},$ Z_{SUS}	[H m ⁻²]	Halmdichte der Gesamtpopulation, der Halmklassen PSH, SSH, ISH, SUS

1 Einführung

1.1 Anlass des Projektes

1999 ereignete sich am Bodensee ein Jahrhunderthochwasser. Es war das dritthöchste seit Beginn der regelmäßigen Pegelregistrierung am Bodensee im Jahre 1816/17; noch nie in dieser Zeit kam der Hochwasseranstieg so früh wie 1999. Der Mai-Mittelwert lag bereits höher als der mittlere Hochwasserstand, der normalerweise erst Ende Juni eintritt (Abb. 1). Dies hatte zur Folge, dass die junge Schilfgeneration zu Beginn ihrer Wachstumsphase überschwemmt war. Im Sommer 1999 zeigten sich bereits starke Vitalitätsverluste. Teilweise ist die 1999er Halmgeneration ganz ausgeblieben. Die Wasserstandsganglinie von 1999 glich der von 1965, besonders hinsichtlich des frühen Eintritts und der Länge der Überschwemmung in den tief gelegenen Uferröhrichten. Da es nach dem Hochwasser von 1965 starke und lang anhaltende Schäden am Uferröhricht gab (OSTENDORP 1990a, 1991), musste auch diesmal mit einem erheblichen Röhrichtrückgang gerechnet werden.

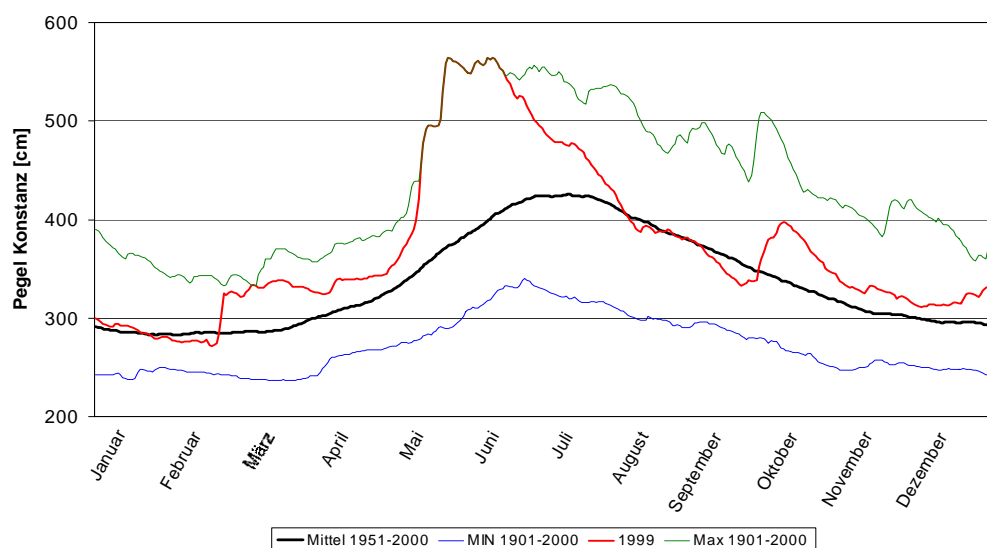


Abb. 1 Wasserstandsganglinien des Bodensees am Pegel Konstanz (Obersee) im Jahr 1999, Mittel-, Minima- und Maxima-Tageswerte im Zeitraum 1901-2000.

1.2 Zielsetzung

Ziel des Projektes war die detaillierte Erfassung der Schädigung der Uferröhrichte am baden-württembergischen Ufer unmittelbar nach dem Hochwasserereignis und die Dokumentation ihrer Regeneration in den drei Folgejahren. Die Ergebnisse von Luftbildauswertungen und Geländeuntersuchungen sollten die Ursachen und Mechanismen der Schädigungsprozesse sowie die Konsequenzen für das Schilfröhricht als wichtiges Strukturelement für die ökosystemaren Funktionen der Uferzone aufzeigen. Ein Modell zur Schilfregeneration sollte erarbeitet und mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems (GIS) flächenscharfe Prognosen über die zukünftige Bestandsentwicklung erstellt werden. Dieses kann in der Wasserwirtschafts- und Naturschutz-

verwaltung als Grundlage für die gezielte und kosteneffiziente Planung und Durchführung von Röhrichschutz- und Renaturierungsmaßnahmen eingesetzt werden, aber auch zur Risikoabschätzung der Auswirkungen zukünftiger Extremereignisse dienen. Weitere Anwendungsmöglichkeiten ergeben sich in der Dokumentation, z.B. in Bezug zu den Erfordernissen der FFH- und der Wasserrahmenrichtlinie der EU.

Aus der Zielsetzung entwickelten sich im Einzelnen folgende Fragestellungen:

- Wie hoch sind die Flächenverluste am Gesamtröhricht?
- Welche Schädigungsgrade, Schadbilder und Stressoren lassen sich im Luftbild erkennen und flächenhaft abgrenzen?
- Wie erfolgt der Regenerations- bzw. Konsolidierungsprozess der Röhrichte von 2000 bis 2002, besonders in Bezug auf Bestandsstruktur, Halmmorphologie und Reservestoffgehalte in den Rhizomen?
- Welche Co-Faktoren und in welchem Maße beeinflussen sie die Hochwasserschädigung und die nachfolgende Regeneration?
- Lässt sich ein mathematisches Modell für die zukünftige Entwicklung der Röhrichte in Abhängigkeit verschiedener Wasserstandsganglinien entwickeln?
- Wie sind die Schilfschäden in Bezug auf die ökologische Funktion der Uferrohrichte einzuschätzen (Erosionsschutz, Selbstreinigung, Habitat)?
- Gibt es Maßnahmen, die die Regeneration der Röhrichte unterstützen?

1.3 Ausgangslage, Kenntnisstand

Der Bodensee unterscheidet sich von den meisten übrigen Voralpenseen durch einen im Jahresverlauf annähernd natürlichen Wasserstandsgang (Abb. 1). Im Frühjahr steigt der Bodensee-Pegel durch Schneeschmelze und Niederschläge um durchschnittlich 2 m (DIENST 1994). Der Bodenseespiegel weist offensichtlich einen langfristigen Trend auf; so lag in der zweiten Hälfte des letzten Jahrhunderts das mittlere Mittelwasser am Konstanzer Pegel (Obersee) 10 cm niedriger als in der ersten Hälfte (DIENST 1994, LUFT & VIESER 1990 und LUFT et al. 1990, JÖHNK et al. 2004).

Die Schilfröhrichte sind an die Wasserstandsschwankungen angepasst und nehmen wichtige landschaftsökologische Funktionen in der Uferzone wahr: Sie schützen die Ufersedimente vor Erosion, dienen als Nahrungspflanze oder stellen das dominierende Strukturelement im Lebensraum einer Vielzahl spezialisierter Arthropoden- und Vogelarten dar, und schließlich dienen sie dem Gewässerschutz, indem sie nährstoff- und pestizidbelastete Sickerwässer von ufernahen landwirtschaftlichen Nutzflächen aufnehmen und vom Freiwasser des Sees fernhalten (OSTENDORP 1993a, b). Vor allem die aquatischen Röhrichte auf tiefem Sohlniveau spielen hierbei eine besondere Rolle, wie z.B. für bestimmte röhrichtbrütende Vogelarten (WOITHON et al. 2004).

Der Bodensee war in den letzten Jahrzehnten, wie viele andere mitteleuropäische Seen von einem starken Röhrichtrückgang betroffen (OSTENDORP 1989, 1990a, VAN DER PUTTEN 1997, BRIX 1999). Zwischen etwa 1954 und 1978 starben nach Schätzungen von OSTENDORP (1990a) allein am deutschen Ufer des Bodensee-Untersees rund 85 ha seeseitiger Schilfröhrichte ab. Zunächst wurde hierfür die zeitgleich verlaufende Eutrophierung verantwortlich gemacht (KLÖTZLI & GRÜNIG 1976, SCHRÖDER 1979, 1987). Erst später fanden OSTENDORP (1990a, b, 1991) und KRUMSCHEID-PLANKERT et al. (1989) anhand von Luftbild-, Pegel- und Witterungsauswertungen heraus, dass das Extremhochwasser vom Juni 1965 ein wesentlicher Faktor gewesen sein musste. Ein weiteres Extremhochwasser mit vergleichbarem Maximalwasserstand – allerdings mit Anstieg erst im Juni - trat 1987 auf, das jedoch nur geringfügige Auswirkungen auf die aquatischen Röhrichtbestände hatte (KRUMSCHEID-PLANKERT 1993, PIER et al. 1993). In den 1980er und 90er Jahren hat sich die Schilffront sogar teilweise mehrere Meter seewärts ausgedehnt. Diese Röhrichtprogression wurde durch mehrere Niedrigwasserjahre begünstigt.

1.4 Wasserstände in den Jahren 1998 bis 2002

Das Jahr 1998 war ein ausgesprochenes Niedrigwasserjahr, dessen Tageswerte sich bis zur Jahresmitte zwischen dem Mittelwasser und dem 10-jährigen Niedrigwasser für das jeweilige Datum aufhielten. Von Ende Mai bis Mitte September lagen die Tagespegelwerte deutlich unter dem 10-jährigen Niedrigwasser. Bis zum Jahresende stieg der Pegel an und lag dauerhaft zwischen dem langjährigen Mittelwasser und dem mittleren Hochwasser. Aus der Sicht des Schilfs dürfte dieser Pegelverlauf eher günstig gewesen sein, da während der Wachstumsphase ausgesprochene Niedrigwasserbedingungen herrschten.

Das Extremhochwasserjahr 1999 begann bereits Ende Februar mit Tageswerten deutlich über dem 10-jährigen Hochwasser; die Wasserstände verharrten bis zum 10. Mai etwa auf diesem Niveau, um dann sehr rasch anzusteigen. Bis zum 30. Juni lagen die Tageswerte erheblich über dem 10-jährigen Hochwasser. Der Wasserstand sank in der Folgezeit rasch ab und erreichte in den ersten August-Tagen den Mittelwasserwert für dieses Datum. Bis zum Ende des Jahres schwankten die Tagespegelwerte zwischen dem MW und dem 10-jährigen Hochwasser. Der außerordentlich frühe Eintritt des Hochwassers (am 11./13. Mai), die ungewöhnlich Höhe (bis 1,87 m über dem MW des 23./25. Mai) und seine beträchtliche Länge (rd. 50 Tage mit Wasserständen über dem 10-jährigen Hochwasser) sorgten in Kombination für die immensen Schädigungen und flächenhaften Ausfälle der seewärtigen Schilfbestände, die schließlich auch Anlass dieses Forschungsprojektes waren.

Das nachfolgende Jahr 2000 begann mit deutlich erhöhten Wasserständen, die bis Mitte Juni zwischen der MW-Linie und der Linien des 10-jähr. Hochwassers lagen, und diese teilweise auch überschritten. Um die Jahresmitte fiel der Pegel bis unter die 10-jährige Niedrigwassermarke. Abgesehen von einem Hochwasserereignis Mitte August schwankte der Pegel für den Rest des Jahres um die MW-Linie. Insgesamt dürfte der Wasserstandsgang des Jahres 2000 für das Schilf eher ungünstig gewesen sein, nachdem die Tageswerte während des gesamten Frühlings und Frühsommers erheblich über dem Durchschnitt lagen.

Ähnlich ist das Jahr 2001 zu sehen. Auch hier fielen die sehr hohen Frühjahrswasserstände auf, die zu Beginn der Schilf-Austriebsperiode über dem 10-jährigen Hochwasser lagen, um ab Anfang Mai wieder etwas abzufallen. Der Höchstwasserstand am 20. Juni erreichte wiederum die Linie des 10-jährigen Ereignisses. Ab Ende Juni fiel der Seespiegel rasch ab und folgte, unterbrochen durch zwei kurzfristige Anstiege, für den Rest des Jahres der MW-Linie. Aufgrund der hohen Wasserstände im Frühjahr und Frühsommer dürfte sich auch dieses Jahr eher ungünstig auf die Entwicklung der schwer geschädigten seeseitigen Schilfbestände ausgewirkt haben.

Das Jahr 2002 war bis zum 14. Juni ein ausgesprochenes ‚Normaljahr‘, indem die Tageswasserstände nahezu mit der MW-Linie zusammenfielen. Zur Jahresmitte hin sank der Wasserspiegel rasch ab und erreichte Anfang August die Linie des 10-jährigen Niedrigwassers. Mitte August erreichten dann neue Wassermengen den Bodensee, dessen Spiegel bis zum 5. November zwischen der MW-Linie und der 10-jährigen Hochwasserlinie schwankte. Die letzten Wochen des Jahres waren durch Hochwasserstände gekennzeichnet, die zeitweise 1,05 m über dem Erwartungswert lagen. Aus der Perspektive der Schilfentwicklung handelte es sich wegen der durchschnittlichen Wasserstandsentwicklung im Frühjahr und Frühsommer um ein eher günstiges Jahr. Die Hochwasserstände im Spätherbst und Winter dürften sich nicht auf die Schilfentwicklung des kommenden Jahres (2003) auswirken.

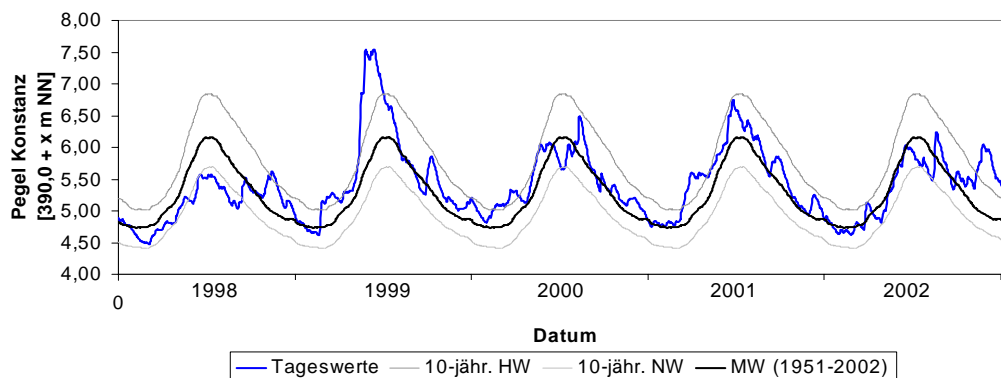


Abb. 2 Pegelentwicklung am Bodensee (Pegel Konstanz) in den Jahren 1998 bis 2002 (Daten: Landesanstalt für Umweltschutz B.W., Karlsruhe); eingezeichnet sind neben den Tageswerten die langjährigen Mittelwasserwerte und die 10-jährigen Niedrig- und Hochwasserwerte.

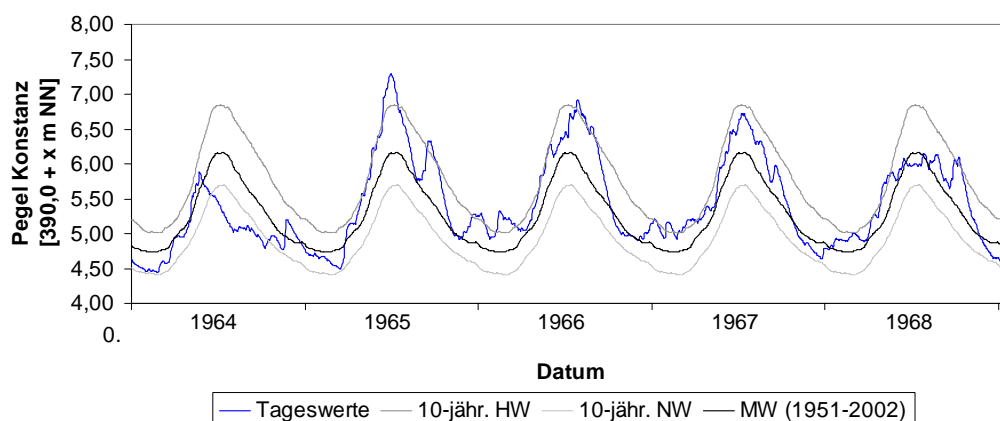


Abb. 3 Pegelentwicklung am Bodensee (Pegel Konstanz) in den Jahren 1964 bis 1968 (Daten: Landesanstalt für Umweltschutz B.W., Karlsruhe); eingezeichnet sind neben den Tageswerten die langjährigen Mittelwasserwerte und die 10-jährigen Niedrig- und Hochwasserwerte.

Die Sequenz der Jahre 1998 bis 2002 (Abb. 2) lässt sich bezüglich der Auswirkungen auf die seeseitigen Schilfbestände beschreiben als eine Folge von *sehr günstig >>> sehr ungünstig >>> ungünstig >>> ungünstig >>> günstig*

Diese Sequenz ähnelt in auffälliger Weise der Extremhochwasserphase um das Jahr 1965 (Abb. 3). Auch hier war das Jahr vor dem Hochwasser ein Niedrigwasserjahr. Das Extremhochwasserjahr 1965 war ähnlich wie 1999 während des gesamten Frühjahrs und Frühsommers durch hohe Wasserstände im Bereich dem 10-jährigen Hochwassers gekennzeichnet. Der Maximalwasserstand trat aber knapp 5 Wochen später ein. Auch dieses Hochwasserjahr wurde von zwei ungünstigen Jahren gefolgt, in denen die Frühjahrs- und Frühsommerwasserstände im Bereich des 10-jährigen Ereignisses lagen; zusätzlich waren auch die Hochsommerwasserstände sehr hoch, und überschrit-

ten zeitweise das 10-jährige Hochwasser. Erst das Jahr 1968 kann annähernd als Normaljahr angesprochen werden, obwohl hier die Wasserstände in der ersten Austriebsphase des Schilf von Ende April bis Mitte Mai ungewöhnlich hoch waren. Aufgrund der hydrologischen Ähnlichkeit der Sequenzen 1964 bis 1968 und 1998 bis 2002 darf davon ausgegangen werden, dass das langanhaltende „Schilfsterben“ nach 1965 einen ähnlichen Verlauf genommen hat wie es für die Zeit nach 1999 detailliert dokumentiert ist. Ursache waren neben den Extremereignissen selbst vermutlich auch die beiden nachfolgenden Frühjahrshochwasserjahre. Damit eröffnet sich sowohl eine kurz- und mittelfristige Perspektive für die Untersuchung des Schilfrückgangs (Untersuchungen in diesem Projekt) als auch eine langfristige, durch Luftbildauswertungen über knapp 40 Jahre abgedeckte Perspektive des Schilfrückgangs und der Bestandserholung.

2 Konzeption

Das Projekt ist in zwei Untersuchungsteile gegliedert (Abb. 4): Die Luftbildauswertung lieferte digitale Geometriedaten zu Bestandsgröße und Schädigungsgraden, das Monitoring Geländedaten zur Bestandsstruktur, Halmmorphologie und zu Reservestoffgehalten in Abhängigkeit vom jeweiligen Schädigungsgrad. Beide Projektteile wurden eng aufeinander abgestimmt, so dass deren Ergebnisse über den Parameter „Schädigungsgrad“ zusammengeführt und flächenscharfe Aussagen z.B. zur Bestandsstruktur der Schädigungsgrade, zu Bestandsbiomasse und aktiver Oberfläche (Biofilm) gemacht werden konnten. Die gewonnenen Daten sind zusammen mit dem Bodenseetiefenmodell (BRAUN & SCHÄRPF, 1994) in ein mathematisches Modell zur Bestandsdynamik der Uferferröhrchte eingeflossen (siehe Kap. 3.5 und 4.3.4).

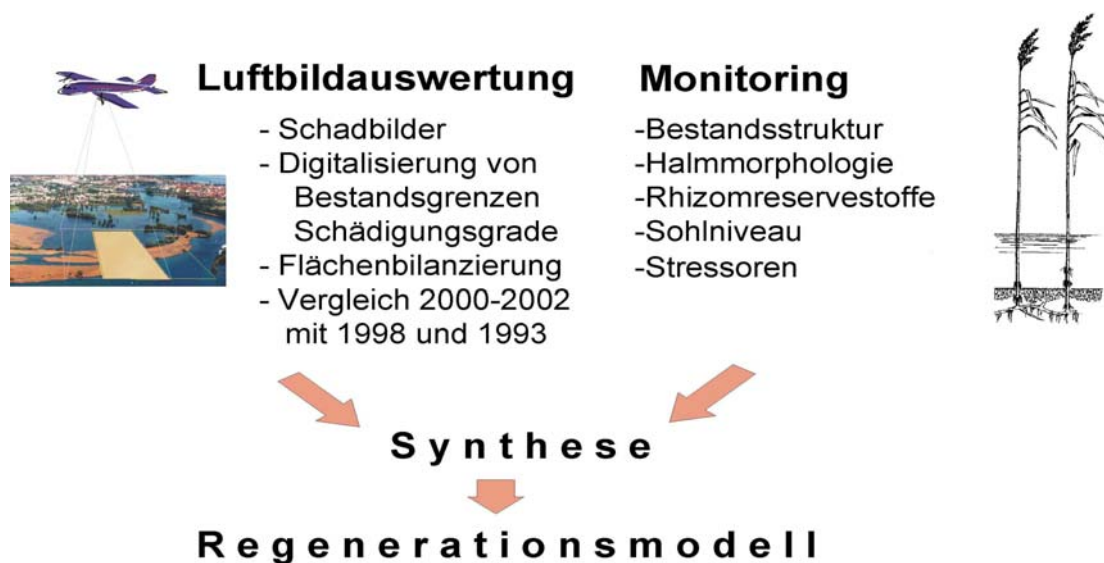


Abb. 4 Schematische Projektskizze

3 Material und Methoden

3.1 Untersuchungsgebiet, landseitige Abgrenzung

Projektgebiet ist das baden-württembergische Bodenseeufer, das sich vom nördlichen Ufer des Rheinsees im Westen über Zellersee, Gnadensee, Seerhein, Überlinger See und das nördliche Obersee-Ufer bis nach Kressbronn im Osten erstreckt. Vor allem am Untersee gibt es größere zusammenhängende Röhrichtgebiete, während am Obersee stärker verbaute Ufer dominieren, die zu einer Fragmentierung des Röhrichts führen. Die wenigen größeren Röhrichtgebiete liegen im Bereich der Insel Mainau bis Wallhausen, in den Mündungsbereichen der Schussen, der Stockacher und der Seefelder Aach sowie im Eriskircher Ried.

Die untersuchten mit Röhricht bewachsenen Uferabschnitte besitzen zusammen eine Länge von 43 km. Einige isoliert liegende kleine Schilfbestände wurden nicht bearbeitet, um die Kosten der Luftbildbefliegung zu reduzieren. Schätzungsweise wurden aber mindestens 95 % der Röhrichte am baden-württembergischen Bodenseeufer untersucht. 99,5% des Bodensee-Ufer Röhrichts bestand 1993 aus Schilf (*Phragmites australis*). Kleinräumig im Projektgebiet kommen die Seebinse (*Scirpus lacustris*) sowie Breit- und Schmalblättriger Rohrkolben (*Typha latifolia*, *T. angustifolia*) vor (siehe Kap. 4.1.1.6 u. 4.1.1.7).

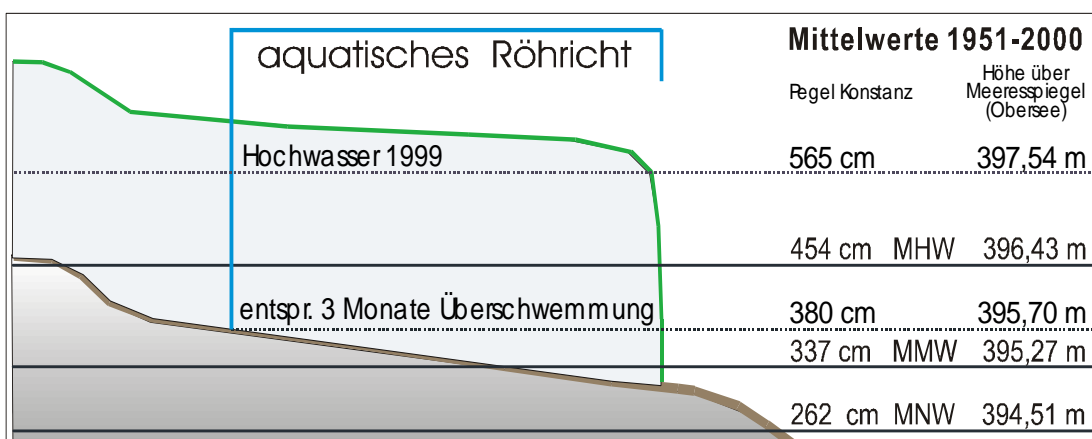


Abb. 5 Schema eines Schilfröhrichts mit landseitiger Grenze am Bodensee-Obersee mit den Hauptzahlen des Konstanzer Pegels für den Zeitraum 1951-2000. Für den Untersee muss bei den Höhenwerten über Normalnull 0,19 m abgezogen werden.

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 (siehe Abb. 5). Die Höhenlinie wurde aus der digitalen Karte der Bodensee-Tiefenvermessung (BRAUN & SCHÄRPF 1994) generiert.

3.2 Definition der Schädigungsgrade

Anhand der ersten qualitativen Auswertung der Luftbildserie vom 22. Juli 2000 und einer Geländeerkundung wurden fünf Schädigungsgrade definiert (vgl. Tabelle 1). Diese wurden sowohl bei der Luftbildauswertung als auch bei der Ausweisung der 50 Monitoringflächen angewandt.

Tab. 1 Kartierschlüssel für die fünf Schädigungsgrade

Klasse	Struktur	Seeseitiger Röhrichtrand	Rosa-Anteil
G 1 ungeschädigt	dichte, homogene Bestände	Rand scharf, wenig ausgefranst	> 95 %
G 2 schwach geschädigt	weitgehend homogene Bestände mit vereinzelt Auflichtungen oder Lücken	höchstens geringe Randauflockerung	> 75-95 %
G 3 deutlich geschädigt	inhomogene Bestände mit deutlichen Lücken	streckenweise mit deutlich sichtbarer Randauflösung	> 30-75 %
G 4 stark geschädigt	Einzelhalmauflösung oder Auflösung in Horste bzw. Halmgruppen; Stoppelanteile dominieren	starke Randauflösung	> 5-30 %
G 5 extrem geschädigt	Halmdichte sehr gering; sehr hoher Stoppelanteil	randlich sehr stark aufgelöste Bestände mit nicht mehr klar identifizierbarer Bestandsgrenze	0-5 %

Weiteres Kriterium: in G1 darf es keine Treibgutschäden, keine anthropogenen Schneisen und keine Sommertriebe geben, in G2-G5 sind natürliche, mechanische Belastungen sowie anthropogene Schneisen zugelassen.

Auf-/Abstufung: Von Natur aus lockere Bestände (z.B. auf Kiesufer oder an Quellaustritten) werden um max. 1 Stufe aufgewertet. Hohe Anteile von Sekundär- bzw. Sommersprossen im Vergleich zu Primärsprossen führen zur Abwertung um max. 1 Stufe.



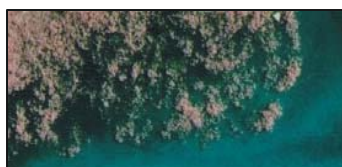
G1 = ungeschädigt



G2 = schwach geschädigt



G3 = deutlich geschädigt



G4 = stark geschädigt



G5 = extrem geschädigt

Abb. 6 Beispiele der fünf definierten Schädigungsgrade aus der Luftbildserie vom 22.7.2000.

3.3 Luftbildauswertung

3.3.1 Befliegungen/Luftbildmaterial

In den drei Jahren nach dem Extremhochwasser wurden jeweils kurz vor dem Austrieb der Schilfrispen (Ende Juli) photogrammetrisch auswertbare Colorinfrarot (CIR)-Luftbilder im Maßstab 1:5000 von den größeren Röhrichtgebieten am baden-württembergischen Bodenseeufer aufgenommen. Die Befliegungsdaten wurden an folgenden Tagen erstellt: 22.7.2000, 22.7.2001 und 20.7.2002. Zusätzlich zu diesen jeweils ca. 150 Luftbildern konnten Befliegungen aus den Jahren 1993 (SCHMIEDER 1998) und 1999 (IGKB 1999) als Vergleich zu dem Zustand vor dem Extremhochwasser herangezogen werden.

Die Luftbilder von 1999 wurden am 29. Mai während der Hochwasserphase aufgenommen. An den meisten Uferstrecken war hauptsächlich die Schilfgeneration von 1998 erkennbar, da die Jungsprosse noch nicht weit genug oder überhaupt nicht hochgewachsen waren. Hieraus wurde die wasserseitige Röhrichtgrenze vor dem Hochwasserereignis digitalisiert.

Für vier ausgewählte Teilflächen wurde zusätzlich eine panchromatische Befliegung vom 21.3.1962, Color-Befliegungen vom 07.07. und 15.08.1967 (LANG 1973) sowie vom 11.07. und 14.07.1978 (LANG 1981) verwendet. Auf der 1962er Luftbildserie waren – wie bei der von 1999 – nur die Althalme der Schilfgeneration vom Vorjahr (1961) erkennbar, so dass auch hier die Schilffront des Vorjahres digitalisiert wurde. Im Gegensatz zu den übrigen Bildserien, die im Maßstab von 1:5.000 vorlagen, betrug der Maßstab der Bilder von 1962 etwa 1:11.000. Dies, die panchromatische Bildqualität und das frühe Aufnahmedatum der z.T. aufgelockerten Schilfbestände erschwerten die Auswertungen, so dass für diese Bildserie nicht die gleiche Genauigkeit wie bei den übrigen Befliegungen erreicht werden konnte. Für den langfristigen Vergleich waren sie jedoch ausreichend.

3.3.2 Georeferenzierung der Luftbildmodelle

Die stereoskopischen Auswertungen wurden an einem Planicomp P33 (Zeiss Oberkochen) durchgeführt. Der Lagefehler der produzierten digitalen Karten beträgt bei den Luftbildern mit hohem Landanteil maximal 25 cm. Bei Photos mit einem hohen Anteil an Seefläche oder mit großen Schilfflächen kann der Fehler bis 50 cm betragen, da nur wenige oder ungenaue Passpunkte vorhanden waren. Die Orientierungsgenauigkeit der Luftbildmodelle verschiedener Jahre wurde anhand von digitalisierten Festpunkten kontrolliert, um einen exakten Vergleich zu ermöglichen. Die Digitalisierung erfolgte mit dem Programm MicroStation (Bentley Systems, USA) die Auswertung mit der GIS-Software ArcInfo/ArcView (ESRI, Kranzberg). Die für die Georeferenzierung benötigten Passpunktdaten wurden für die aktuellen Befliegungen großteils aus der Befliegung von 1993 übernommen, mussten aber teilweise durch Einmessen neuer Passpunkte, die in allen Befliegungen erkennbar waren, ergänzt werden.

3.3.3 Bestandserhebung

Aus den Luftbildern der Jahre 1993, 1999 und 2000 wurden die Bestandsgrenzen der aquatischen Röhrichte zur Flächenbilanzierung möglichst genau digitalisiert.

1993 gab es eine weitgehend geschlossene Schilfgrenze. Nach mehreren günstigen Jahren waren die Röhrichte in Ausbreitung begriffen, daran erkennbar, dass die seeseitigen Bestände noch relativ niedrig wuchsen. Die Befliegung fand am 29. Juni 1993 statt: die neue Schilfgeneration war zwar noch nicht zu ihrer maximalen Länge ausge-

wachsen, war aber im Luftbild sehr gut erkennbar, da sie deutlich aus dem Wasser ragten. Die Luftbilder von 1999 wurden während der maximalen Überschwemmung aufgenommen. Nicht überall waren die Jungschilfhalm aus dem Wasser heraus gewachsen und die Halme unter Wasser schlecht oder nicht erkennbar, so dass meist nur die Althalme des Vorjahres sichtbar waren. Deswegen wurde aus diesen Aufnahmen die Schilffront von 1998 erfasst, was gleichzeitig den Vorteil mit sich brachte, dass der Zustand vor dem Extremhochwasser festgehalten wurde. Nicht selten war Treibgut am Röhrichtrand gelegen und die genaue Schilffront schlecht erkennbar. In Fällen, wo die Frontlinie nicht sichtbar war, wurden die maximale Ausbreitung des Röhrichs im Jahr 1998 aus den Luftbildern von 2000 rekonstruiert; dies war dadurch möglich, dass entweder die Stoppelfelder oder restliche Althalme erkennbar waren. Bei den Luftbildern vom 22.7.2000 hatten die Halme ihr Höhenwachstum beendet und waren durch die Infrarot-Technik vom dunklen Wasser gut abgrenzbar. Da sich die Röhrichte durch die Hochwasser- und Treibgutschäden jedoch stark aufgelichtet hatten, war der Digitalisierungsaufwand wesentlich höher als in den beiden anderen Luftbildserien. Es wurden noch kleine Restbestände bis zu einer Größe von ca. $\frac{1}{4}$ m² erfasst und versucht, die Röhrichtlücken möglichst genau auszugrenzen; wobei hier die Minimalfläche bei ca. 1 m² lag. Für die Jahre 1993 und 2000 wurde neben dem Schilfröhricht auch die Seebirse (*Scirpus lacustris*) sowie Breit- und Schmalblättriger Rohrkolben (*Typha latifolia*, *T. angustifolia*) erhoben (siehe Kap. 4.1.1.6 u. 4.1.1.7). Auf den 1999er Luftbildern waren diese beiden Röhrichtarten nicht erkennbar. An drei Uferabschnitten wurden die Bestandsgrenzen der Röhrichte auch aus den Luftbildern von 2001 und 2002 digitalisiert: Reichenauer Nordostufer (800 m Uferlänge), Mainaubucht / Untere Güll (250 m) und Stockacher-Aach-Mündung (1000 m) (siehe Kap. 4.1.1.4).

Auf eine vollständige Digitalisierung der Bestandsgrenzen dieser beiden Jahrgänge wurde verzichtet, da der zeitliche Aufwand zu hoch gewesen wäre. Der Gesamtbestand von 2002 konnte jedoch über die Zuordnung der fünf Schädigungsgrade berechnet werden zu den Bestandsgrößen von 2000 umgerechnet werden. Dazu wurden zunächst für das Jahr 2000 innerhalb des GIS durch Verschneidung der Schädigungsgradflächen mit den Bestandsflächen die durchschnittlichen Bestandsflächenanteile an den Flächen der einzelnen Schädigungsgrade ermittelt. Diese prozentualen Bestandsflächenanteile in den einzelnen Schädigungsgraden wurden mit den Flächenanteilen der Schädigungsgrade des Jahres 2002 multipliziert und damit die Gesamtbestandsfläche für dieses Jahr berechnet.

Die Bestandsgrenzen wurden in ausgewählten Gebieten zusätzlich auch für die Jahre 1961, 1967 und 1978 digitalisiert, und zwar in folgenden vier Gebieten: Giehrenmoos (800 m Uferlänge) Reichenauer Nordostufer (900 m), Ufer nördlich Litzelstetten (800 m) und Stockacher-Aach-Mündung (600 m). Um diese Werte mit den Bestandsdaten des gesamten Untersuchungsgebietes vergleichen zu können wurden sie auf die Gesamtfläche umgerechnet. Hierbei wurde wie folgt verfahren: es wurden nur drei Gebiete für die Umrechnung herangezogen; die Reichenau wurde ausgespart, da dort die Röhrichtentwicklung nicht dem allgemeinen Trend der übrigen Gebiete entsprach. Die Länge der drei verwendeten Uferabschnitte entspricht mit zusammen 2,01 km ca. 5% der gesamten untersuchten und mit Schilf bewachsenen Uferlänge von 43 km. Dabei wurden zunächst die prozentualen Veränderungen der Bestandsflächen der 3 Uferabschnitte in den Zeiträumen zwischen den Kartierungsjahren gemittelt. Aus der absoluten Fläche des Jahres 1993 wurden die Gesamtfläche von 1978 mittels der prozentualen Veränderung innerhalb der 3 Uferabschnitte in diesem Zeitraum zurückgerechnet und von dieser dann schrittweise für die früheren Jahre. 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 3 Uferabschnitte als repräsentativ für die gesamte schilfbewachsene Uferstrecke angesehen werden können.

3.3.4 Abgrenzung der Schädigungsgrade

Aus den Luftbildserien 2000 und 2002 wurden die 5 verschiedenen Schädigungsgrade des aquatischen Röhrichts gemäß Vorgabe entsprechend der Tab. 1 abgegrenzt und digitalisiert. Um eine Kontinuität in der Beurteilung der verschiedenen Schädigungsgrade zu erreichen, wurden mehrere Referenzflächen eingescannt, ausgedruckt und ständig mit den zu digitalisierenden Luftbildern verglichen. Die Einschätzung des Schädigungsgrades ist zwar subjektiv, durch die Bearbeitung von nur einem Bearbeiter und den stetigen Vergleich mit den Referenzflächen konnten jedoch konsistente, vergleichbare Datensätze erzeugt werden. Abbildung 7 verdeutlicht nochmals die beiden Digitalisierungsmethoden. Aus der Luftbildserie von 2001 wurden für die drei folgenden Gebiete die Schädigungsgrade digitalisiert und mit den Jahren 2000 und 2002 verglichen (s. Kap. 4.1.2.3): Giehrenmoos (Uferlänge 710 m), Reichenau/Nordostufer (1100 m), Stockacher Aachried (1400 m).

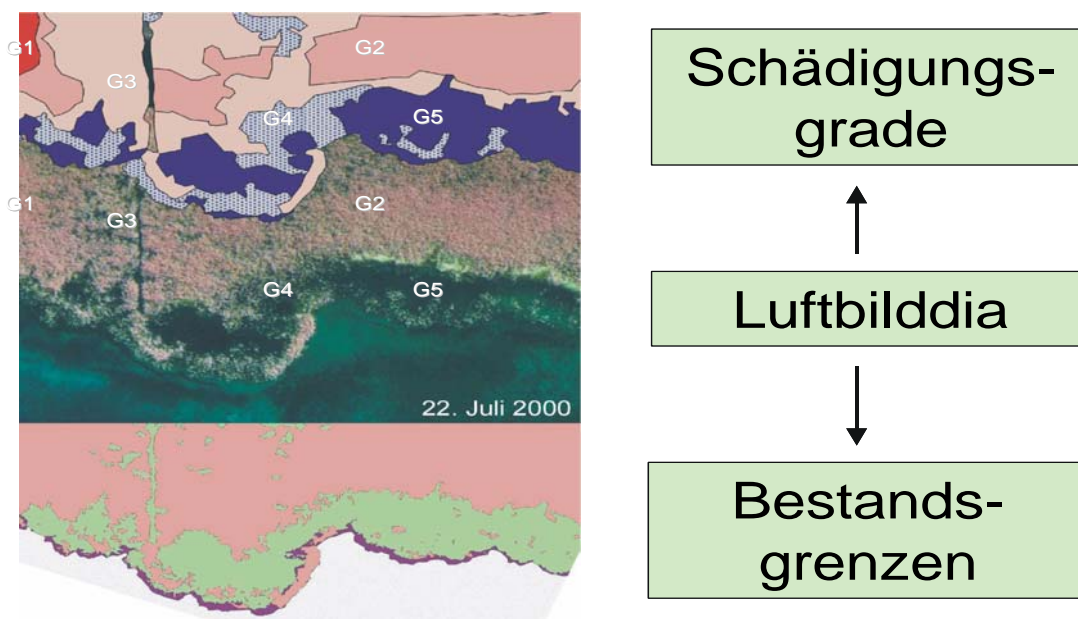


Abb. 7 Darstellung der beiden Digitalisierungsmethoden.

3.3.5 Abgrenzung der Teilgebiete

Für die detaillierte Darstellung der Ergebnisse wurde die ganze Untersuchungsfläche in verschiedene, durch z.B. anthropogene Grenzen oder unterschiedliche Exposition abgrenzbare Teilgebiete untergliedert. Diese 15 Uferabschnitte sind im Folgenden von Südwesten nach Osten aufgelistet.

- 01 Höri
- 02 Radolfzeller-Aach
- 03 Mettnau-Markelfingen
- 04 Allensbach-Ost (Gewann Galgenacker)
- 05 NSG „Wollmatinger Ried – Untersee – Gnadensee“, Nordteil
- 06 Reichenau
- 07 NSG „Wollmatinger Ried – Untersee – Gnadensee“, Südteil
- 08 Mainau-Buchten
- 09 Litzelstetten (bis Fließhorn)
- 10 Dingelsdorf (vom Fließhorn bis Wallhausen)
- 11 Stockacher Aach
- 12 Überlingen-Ost (Nussdorf, Untermaurach, Obermaurach)
- 13 Seefelder-Aach-Mündung
- 14 Immenstaad-Ost, inkl. Lipbach-Mündung
- 15 Eriskircher Ried

3.3.6 GIS-Analysen

3.3.6.1 Abhängigkeit der Bestandsverluste vom Sohlniveau

Zur Überprüfung der Abhängigkeit der Bestandsverluste vom Sohlniveau wurde aus den Punktdaten des digitalen Bodenseetiefenmodells (BRAUN & SCHÄRPF 1994) innerhalb des GIS durch Interpolation ein Gitternetz (Floating Grid) erstellt und in diskrete Höhenstufen von 20 cm unterteilt (Integer Grid). Dieses wurde mit den Flächendaten der Bestandsgrenzen der Jahre 2000 und 2002 verschnitten und die Flächensummen der Bestandsverluste für die verschiedenen Höhenstufen berechnet.

3.3.6.2 Abhängigkeit der Schädigungsgrade vom Sohlniveau

Zur Überprüfung der Abhängigkeit des Schädigungsgrades vom Sohlniveau wurde ebenfalls das in 20 cm Höhenstufen unterteilte Grid des digitalen Bodenseetiefenmodells verwendet. Dieses wurde mit den Flächendaten der Schädigungsgrade der Jahre 2000 und 2002 verschnitten und die Flächenanteile der einzelnen Schädigungsgrade für die verschiedenen Höhenstufen berechnet.

3.3.6.3 Uferverbauung

Mauern und andere Uferverbauungen sind ein vertikales Hindernis im Ufer-Ökosystem. Durch Mauern werden ursprünglich kontinuierliche Standortgradienten in abrupte Grenzen umgewandelt, welche keine Ausbildung einer standortstypischen Flora, Vegetation und Fauna ermöglicht. Ankommende Wellen können nicht auslaufen, sondern werden reflektiert, so dass sich ihre mechanischen Kräfte verstärkt auf die seewärtige Ufervegetation und die Sedimente auswirken können.

Es soll untersucht werden, ob sich Ufermauern als Co-faktor auf das Ausmaß der Schäden durch das Extremhochwasser 1999 ausgewirkt haben. Dabei ist zu berücksichtigen, dass Ufermauern häufig in Verbindung mit Vorschüttungen erstellt wurden, so dass der natürliche Niveaubereich, in denen Röhrichte wachsen können, häufig nicht mehr vorhanden ist.

Um zu überprüfen, wie sich starke Uferverbauungen - i.d.R. Ufermauern – auf die Hochwasserschädigung der Röhrichte auswirken, wurden möglichst viele Vergleichsflächen-Paare nach folgenden Kriterien ausgewählt (Tab. 2). Jeweils eine Röhrichtfläche vor einer Ufermauer wurde mit einer in der Nähe liegenden Fläche mit mindestens 40 m Abstand von einer Ufermauer verglichen. Als Datenbasis für die Uferverbauungen diente TEIBER (2001). Es konnten lediglich 9 geeignete Flächenpaare für den Untersee und 10 für den Obersee gefunden werden. Die geringe Zahl ist dadurch begründet, dass vor den meisten Ufermauern kein Röhricht mehr wächst.

Tab. 2 Beschreibende Statistik zu den Auswahlflächen-Paaren ‚Uferverbauungen‘ (n= 9 am Untersee, n=10 am Obersee) zur Ermittlung des Einflusses von Uferverbau auf die Schädigungsgrade.

	Umfang		Fläche	
	Untersee	Obersee	Untersee	Obersee
Summe	2.854 m	3.612 m	27.100 m ²	56.007 m ²
Mittelwert	159 m	180 m	1.506 m²	2.800 m²
Höchstwert	243 m	507 m	3.406 m ²	14.568 m ²
Mindestwert	112 m	75 m	720 m ²	353 m ²
Standardabweichung	33 m	124 m	695 m ²	4.100 m ²

Diesen Flächenpaaren wurden verschiedene Parameter zugeordnet (z.B. Exposition, Breite des Röhrichtgürtels, weitere potentielle anthropogene Beeinträchtigungen). Wegen der geringen Anzahl von Vergleichspaaren wurden jedoch keine gesonderten Berechnungen mit diesen Zusatz-Parametern durchgeführt. Lediglich eine Unterscheidung zwischen Untersee und Obersee vorgenommen und in ArcView die Auswahlflächen mit dem Schädigungsgrad und dem Sohlniveau verschnitten.

Einige von den statistisch untersuchten Flächenpaaren, zumeist am Obersee gelegen, waren stark wind- und wellenexponiert (effektiver Fetch > 3000 m, zur Berechnung vgl. Kap. 3.3.6.5), andere waren deutlich geringer exponiert (eff. Fetch < 800 m) (vgl. Tab. 4).

Für jeden Schilfbestand lagen die röhrichtbedeckten Flächen in Quadratmeter, differenziert nach 6 Höhenstufen in 0,2 m-Abschnitten vor. Innerhalb jedes Höhenabschnitts wurden die Schilfflächen nach Schädigungsgraden ($1 \leq G \leq 5$) differenziert. Da die Schilfbestände eine unterschiedliche uferparallele Ausdehnung und damit auch eine unterschiedliche Gesamtfläche besaßen, werden im folgenden nicht die absoluten Flächen sondern nur die prozentualen Flächenverteilungen innerhalb der Bestände betrachtet.

Die Datensätze wurden nach unterschiedlichen Fragestellungen statistisch ausgewertet:

1. Weisen die vor der Mauer gelegenen Schilfbestände eine signifikant andere Flächenverteilung entlang der Höhenstufen auf als die neben einer Mauer gelegenen Bestände? Bei dieser Fragestellung wurden die Bestände innerhalb einer Tiefenstufe nicht nach Schädigungsgraden differenziert.
2. Hat die Mauer einen Effekt auf die Schilfflächenanteile, die von den einzelnen Schädigungsgraden G eingenommen werden, und ist dieser Effekt von der Höhenstufe abhängig ?
3. Hat der effektive Fetch einen zusätzlichen Effekt auf die Verteilung der mit G geschädigten Flächen innerhalb der Höhenstufen in den Beständen vor bzw. neben der Mauer ?

Für die erste Fragestellung wurden die Flächensummen über alle Schädigungsgrade innerhalb jeder Höhenstufe gebildet und auf die Gesamt-Bestandsfläche = 1 bezogen. Danach wurde für jede Höhenstufe Z eines Bestandspaares die Differenz

$$\Delta A\%Z = A\%Z \text{ (vor der Mauer)} - AZ \text{ (neben der Mauer)}$$

gebildet. A% bezieht sich auf die $\arcsin\sqrt{(x/100)}$ -transformierten Prozentwerte. Mittels zweifaktorieller ANOVA wurde der Einfluss der Höhenstufe Z sowie des Sees (Untersee, Obersee) bzw. des Fetches ($F > 3000$, $F < 800$) auf ΔA_Z untersucht. Die beiden unteren Höhenstufen bis 300 cm Pegel Konstanz wurden zusammengefasst. Da sich die ΔA_Z -Werte zu 1 summieren, wurde eine der Höhenstufen (hier: 320-340 cm) von der Analyse ausgeschlossen. Das ANOVA-Modell beinhaltete ein vollfaktorielles Modell aus Z und G, wobei zusätzlich noch die Interaktionen BestandsID*G als Random-Faktor eingegeben wurde, um die Tatsache zu berücksichtigen, dass jede BestandsID mehrfach, d.h. 5-mal für fünf G-Stufen auftrat. Als Methode wurde REML gewählt. Die Berechnungen wurden mit JMP 4.0 durchgeführt.

Im Hinblick auf die zweite Fragestellung wurden ebenfalls die von Schilf bedeckten Flächenanteile herangezogen, wobei hier jedoch die Gesamtfläche über die Schädigungsgrade summiert in jeder Höhenstufe gleich 1 gesetzt wurde. Zur statistischen Auswertung wurden die Flächen der jeweils benachbarten Höhenstufen sowie die Schädigungsgrade G1 und G2 und G4 und G5 zusammengefasst. Damit wurde die 6 x 5 Datenmatrix zu einer 3 x 3 Datenmatrix verdichtet, bestehend aus den Schädigungsgraden G1+2, G3, G4+5 und den Höhenstufen 260-300 cm, 300-340 cm und 340-380 cm (Pegel Konstanz). Für jede Zelle wurde die Differenz

$$\Delta AG,Z = AG,Z \text{ (vor der Mauer)} - AG,Z \text{ (neben der Mauer)}$$

berechnet. Mittels zweifaktorieller ANOVA wurde $\Delta A_{G,Z}$ auf den Einfluss des Schädigungsgrades G und der Tiefenstufe Z untersucht. Da jeder der insgesamt 19 Bestände jeweils 9 mal im Datensatz vertreten ist, konnte nicht von vornherein von der Unabhängigkeit der einzelnen Beobachtungen ausgegangen werden; daher wurden auch hier die Interaktionen BestandsID*G als Random-Faktor in die Analyse einbezogen.

3.3.6.4 Treibgut

Während des Hochwassers von 1999 gab es fast am ganzen Ufer des Bodensees kleine und größere Ansammlungen von Treibgut. Dieses bestand meist aus alten Schilfhalmten. Am östlichen Bodensee (hier: Eriskircher Ried) kamen große Mengen von Holz dazu, das über die großen Flüssen in den See gelangte; dies waren kleine Holzstücke bis zu ganzen Baumstämmen. Das Treibgut wurde mehrfach als Ursache für die entstandenen Röhrichtschäden angeführt.

Die analysierten Treibgut-Daten stammen aus den Luftbildern vom 29. Mai 1999 (IGKB 1999). Zu diesem Zeitpunkt, lagen die Treibgutmengen meist noch vor dem Röhricht, teilweise befanden sie sich aber bereits auch schon innerhalb der Röhrichte. Am 2. Juni 1999, drei Tage nach der Luftbildbefliegung, führte ein starker Sturm dazu, dass das Treibgut vermehrt in die Röhrichte getrieben wurde und hierbei Schäden an den Schilfbeständen anrichtete. Die sichtbaren Treibgutmengen wurden als Linien digitalisiert¹.

Für den Vergleich von mit Treibgut beeinflussten Röhrichten mit solchen Abschnitten, in denen wahrscheinlich kein wesentlicher Einfluss vorhanden war, wurden geeignete Flächenpaare ausgewiesen: 77 für den Untersee und 13 für den Obersee. Kriterien für die Auswahl der Flächen-Paare: A) dass sie sich möglichst in der Nachbarschaft befinden und B) dass sie möglichst gleiche Rahmenbedingungen aufweisen.

Diesen Flächen wurden verschiedene Parameter zugeordnet (z.B. Fetch, Exposition, Breite des Röhrichtgürtels, potentielle anthropogene Beeinträchtigung). Folgende Tabelle 3 zeigt die beschreibende Statistik zu den ausgewählten Vergleichsflächen-Paaren. Die uferparallele Längen der 89 Auswahlflächen betragen ca. 15 bis 50 m.

Tab. 3 Beschreibende Statistik zu den Auswahlflächen-Paaren ‚Treibgut‘ (n=77 am Untersee, n=13 am Obersee) zur Ermittlung des Einflusses von Treibgut auf die Schädigungsgrade.

	Umfang		Fläche	
	Untersee	Obersee	Untersee	Obersee
Summe	17.895 m	2.741 m	143.977 m ²	18.017 m ²
Mittelwert	118 m	105 m	947 m²	693 m²
Höchstwert	219 m	160 m	2.897 m ²	1.560 m ²
Mindestwert	46 m	62 m	131 m ²	236 m ²
Standardabweichung	46 m	30 m	724 m ²	358 m ²

Für die statistische Untersuchung der Treibgutanschwemmungen als Co-faktor des hochwasserbedingten Röhrichtrückgangs wurden die ausgewählten Flächenpaare verwendet. Für alle Bestände lagen die Flächengrößen der mit dem jeweiligen Schädigungsgrad geschädigten Schilfflächen der Jahrgänge 2000 und 2002 vor. Zunächst wurde der Effekt der Treibgutanschwemmungen auf die prozentualen Anteile der mit G geschädigten Flächen (A%) untersucht. Dazu wurden die prozentualen Differenzen ($\Delta A\%$) berechnet:

$$\Delta A\% (G, \text{Treibgut}) = A\%_{\text{mit Treibgut}(G)} - A\%_{\text{ohne Treibgut}(G)}$$

¹ Für den Bereich Mettnau und Markelfinger Winkel sind keine Daten vorhanden.

Um diese Unterschiede auf Signifikanz zu prüfen, wurde ein zweifaktorielles Anova-Modell mit See und G als festen Faktoren, See*G-Interaktionen und Bestand*G als Random-Faktor verwendet (vgl. auch Kap. 3.3.6.3). Dabei wurden die 5 G-Stufen zu den Stufen G = 1+2, G =3, G=4+5 zusammengezogen, um das Problem der Nichtbesetzung von Kombinationen (d.h. 0 % Flächenanteile) zu vermeiden. Ergänzend wurde der Einfluss des effektiven Fetches in Kombination mit dem Treibgut untersucht.

3.3.6.5 Windanstrichlänge

Die Windanstrichlänge (Effective Fetch Distance, EFD, HAKANSON & JANSSON 1983) für eine bestimmte Windrichtung ist ein Maß für die Wellenenergie auf einen bestimmten Punkt am Ufer bzw. am Röhrichtstrand. Die mechanischen Kräfte, welche durch die Wellen auf die Uferröhrichte oder Ufersedimente wirken, können dabei durch Treibgut verstärkt werden. Es soll untersucht werden, inwiefern das Sturmereignis während des Extremhochwassers 1999 graduell über die unterschiedlichen EFD in Südwestrichtung einen Einfluss auf die Schädigungsgrade des Röhrichts nach dem Extremhochwasser 1999 hatte.

Zur Ermittlung der Wellenbelastung wurde zunächst mittels eines Arcview-Scriptes (LEHMANN 1998) für alle Flächen der einzelnen Schädigungsgrade die Windanstrichlänge (Effective Fetch Distance EFD, HAKANSON & JANSSON 1983) zur häufigsten Starkwindrichtung Südwest (252 °) berechnet. Diese Ufer-Punkte mit Abständen von 1 km wurden interpoliert, so dass sich daraus ein Raster (Grid) mit einer Zellengröße von 50x50 m ergab.

Für die weitere Bearbeitung wurde eine 5-stufige Klassifizierung vorgenommen. Hierbei wurden die Grenzen für die unterschiedlichen EFD-Klassen am Ober- und Untersee unterschiedlich gesetzt, damit sich eine etwa gleichmäßige Verteilung der Klassen ergab (Tab. 4). Die niedrigste EFD-Klasse (1-75 m) ist am stärksten vertreten. Eine weitere Aufteilung erschien aber nicht sinnvoll. Abb. 8 zeigt die EFD-Klassen für die Flachwasserzone des Untersees.

Tab. 4 Röhrichtflächen eingeteilt nach unterschiedlichen EFD-Klassen am Unter- und Obersee.

Untersee	qm	Obersee	qm
1-75 m	287.821	1-75 m	78.532
75-150 m	39.094	75-150 m	16.094
150-1000 m	273.153	150-2000 m	27.138
1000-3000 m	255.815	2000-5000 m	30.755
3000-5000 m	117.036	5000-16000 m	15.013
Summe	972.920		167.532

Mit diesen EFD-Klassen wurde alle digitalisierten Röhrichte ausgewertet, d.h. die Fetch-Daten wurden mit den Schädigungsgraden G1-G5 verschnitten, jeweils für die Jahre 2000 und 2002. In den Fällen, in denen die EFD-Daten nicht mit den Flächendaten Schädigungsgraden der Röhrichte überschritten, wurden die räumlich nächstgelegenen Werte verwendet bzw. die EFD-Klassen auf die Röhrichtflächen extrapoliert.

Es wurde nach zwei Methoden verfahren:

- (I) Das ganze aquatische Röhricht wurde berücksichtigt.
- (II) Nur ein seeseitiger 10 m breiter Streifen wurde zur Berechnung herangezogen. In diesem Fall wurden die Fetchklassen 1+2 (0-75m u. 75-150 m) zusammengelegt.

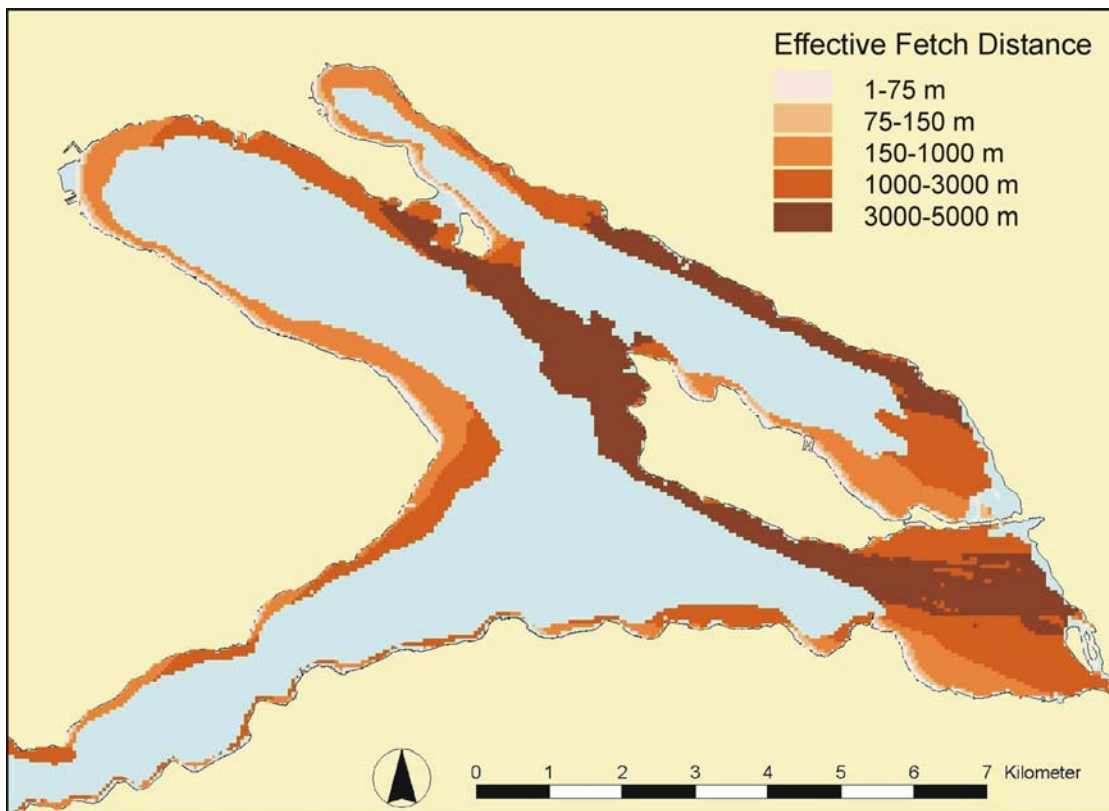


Abb. 8 Effective Fetch Distance (Windanstrichlänge) bei 252° im Uferbereich des Bodensee-Untersees in 5 Größenklassen.

3.3.6.6 Freizeitaktivitäten

Von Freizeitaktivitäten können verschiedene Wirkungen auf die angrenzenden Röhrichte ausgehen, sei es durch unmittelbare mechanische Schädigungen (Tritt, Halmumknicken) oder indirekt, z. B. wenn Boote und andere Schwimmkörper in die Röhrichte treiben. Durch das Anlandziehen oder Lagern von Booten kann die Bodenstruktur gestört werden und zu Erosionen führen, die sich auch in benachbarte Röhrichte fortsetzen. Insofern können Röhrichte in unmittelbarer Nähe von Freizeiteinrichtungen bereits vor dem Extremhochwasser eine Vorschädigung aufgewiesen haben, durch welche die Schäden durch das Extremhochwasser von 1999 möglicherweise verstärkt wurden. Beides wurde anhand von ausgesuchten Flächenpaaren geprüft.

Um den Einfluss von Freizeitaktivitäten auf den Schädigungsgrad der Röhrichte zu untersuchen, wurden die Shape-Dateien „Nutzung“ und „Hindernis“ von TEIBER (2001) verwendet. Hieraus wurden solche röhrichtbewachsene Uferstellen herausgesucht, von denen angenommen wurde, dass durch den Menschen störende Einflüsse ausgehen (Tab. 5).

Zusätzlich wurden Uferstellen hinzugenommen, an denen offensichtlich ist, dass Zugänge zum Wasser bestehen und diese auch regelmäßig frequentiert werden – ohne dass sie bei TEIBER (2001) als solche ausgewiesen sind. Dies sind weitere 27 (See)Zugänge, so dass sich insgesamt am Untersee 50 Flächenpaare ergaben. Für die Flächenpaare wurden dabei Flächen unmittelbar an den Störstellen ausgesucht und diese mit Flächen verglichen, die sich in einiger Entfernung von den unmittelbaren Störstellen befinden, jedoch in Bezug auf Exposition und anderen Standortfaktoren als vergleichbar angenommen wurden. (siehe Beispiel in Abb. 9.).

Tab. 5 Nutzungstypen der potentiell durch anthropogene Nutzungen beeinflussten Röhrichtflächen im Untersee.

Nutzungstyp nach Anzahl

Teiber (2001)	
Badeplätze	2
Strandbäder	2
Campingplätze	3
Hafen	3
Freizeit	1
Steg	10
Seezugang	2
Summe aus Teiber	23

Die Gesamtfläche der betroffenen 50 Röhrichtbestände am Untersee beträgt 11.464 m² (mit Freizeit-Störung) bzw. 20.229 m² (Vergleichsflächen ohne Störung). Die einzelnen Flächen besitzen meist eine Uferlänge von ca. 15 bis 50 m.

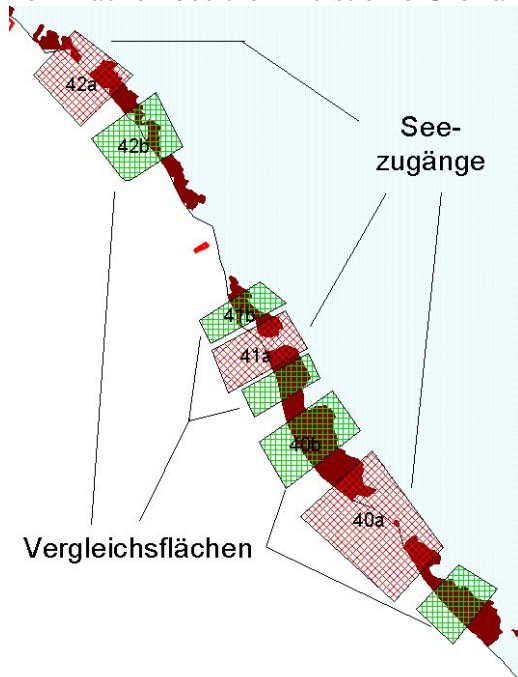


Abb. 9 Beispiel von 3 Kontrollflächen zum Einfluss von Freizeitaktivitäten auf den Schädigungsgrad (Reichenau-Nordufer); rot = Röhricht.

Auf eine Auswertung am Obersee wurde verzichtet, da nur wenige gute Vergleichsflächen vorhanden sind.

Für die statistische Analyse des möglichen Nutzungseffektes auf die prozentualen Anteile der mit G geschädigten Flächen (A%) wurden prozentuale Differenzen ($\Delta A\%$)

$$\Delta A\% (G, \text{Nutzung}) = A\%_{\text{mit Nutzung}(G)} - A\%_{\text{ohne Nutzung}(G)}$$

für die einzelnen Bestandspaare berechnet.

Die auftretenden $\Delta A\%$ (G, Nutzung)-Werte aller Nutzungen wurden mittels einfacher Varianzanalyse mit G als Faktor geprüft. Darüber hinaus wurden mittels zweifacher Varianzanalyse die simultanen Effekte von G und Nutzungsform geprüft. Weitere Einzelheiten können dem Kap. 3.3.6.3 entnommen werden.

3.3.6.7 Biomasse

In Kombination der Ergebnisse der Projektteile Luftbildauswertung und Geländeuntersuchung ausgewählter Monitoringflächen wurde die Gesamtbiomasse der Schilfröhrichte am baden-württembergischen Seeufer für die verschiedenen Kartierungsjahre berechnet. Dabei wurde die mittlere Bestandsbiomasse der verschiedenen Schädi-

ungsgrade mit dem Flächenanteil des entsprechenden Schädigungsgrades eines Kartierungsjahres (Vgl. Kap. 4.3.1) multipliziert und aufsummiert. Für die Jahrgänge 1993 wurden Mittelwerte der ungeschädigten bis schwach geschädigten Bestände (G1 und G2) verwendet.

3.3.6.8 Biofilm

Den aquatischen Röhricht wird eine hohe Bedeutung hinsichtlich der ökologischen Funktion der biologischen Selbstreinigung der Flachwasserzone zugemessen. Dabei spielt die von Bakterienaufwuchs besiedelbare Oberfläche der submersen Stängelpartien eine wesentliche Rolle.

Für die Abschätzung der potentiell durch Aufwuchs besiedelbaren Stängeloberfläche, d.h. der Oberfläche der unter Wasser befindlichen Stängelanteile wurde durch Verschneidung der Flächengeometrien der Schädigungsgrade eines Jahrgangs mit dem digitalen Höhenmodell, mit einer Gitterzellen-Auflösung von 5 m x 5 m und in diskrete Stufen von 20 cm Abschnitten gegliedert (Integer Grid), ein kombinierter Datensatz erzeugt. Zur Bezugsgröße des mittleren Mittelwassers wurde für die einzelnen Gitterzellen die Länge des submersen Stängelabschnittes (H) bestimmt. Mit dem mittleren Stängeldurchmesser ($D = 2r$, gemittelt über alle Halmklassen) eines Schädigungsgrades wurde die mittlere submerse Stängeloberfläche (O) des jeweiligen Schädigungsgrades nach der Formel $[O = 2 \pi r H]$ bestimmt.

Multipliziert mit der mittleren Halmzahl pro m^2 und der Fläche eines Bestands mit einem bestimmtem Schädigungsgrad auf den entsprechenden Sohlneaus ergibt sich der Biofilmflächenanteil dieses Schädigungsgrades und aufsummiert über alle Schädigungsgrade die gesamte Biofilmfläche des aquatischen Röhrichts am badenwürttembergischen Ufer des Bodensees. Der Biofilm auf der Sediment- und Schilfstreuoberfläche konnte nicht erfasst werden.

3.3.6.9 Erosionsgefährdete Uferabschnitte

Zur Identifikation von Uferabschnitten, in denen infolge des Röhrichtverlustes durch das Extremhochwasser 1999 Erosionsgefahr bestehen könnte wurde eine Abfrage von Merkmalskombinationen der Flächen der Schädigungsgradklassifikation des Untersuchungsjahres 2000 innerhalb der GIS-Datenbank erstellt. Zunächst wurde mittels eines Arcview-Scriptes (LEHMANN 1998) für alle Flächen der einzelnen Schädigungsgrade die Windanstrichlänge (effective fetch distance EFD, HAKANSON & JANSSON 1983) zur häufigsten Starkwindrichtung Südwest (MÜHLEISEN 1977) berechnet. Mittels Abfrage wurden dann alle Flächen der Schädigungsgrade 4 und 5 mit $EFD > 2$ km ausgewählt und kartographisch dargestellt.

3.4 Monitoring von Testflächen unterschiedlicher Schädigungsgrade

Die Ergebnisse der Luftbildinterpretation sollten durch „Bodendaten“ v.a. der Bestandsstruktur und Biomasse-Produktion ergänzt und verifiziert werden. Gleichzeitig sollten Dauerflächen angelegt werden, die es erlauben, die Schilf-Entwicklung über drei Vegetationsperioden hinweg zu verfolgen. Als wichtigste Faktoren der aktuellen Bestandsstruktur und ihrer zukünftigen Entwicklung wurden

- der aktuelle Schädigungsgrad durch das Extremhochwasser und die zeitlich damit zusammenfallenden Stressoren (z.B. Sturm von 2. Juni 1999, Beweidung durch Wasservögel etc.) (Faktor G – [Hochwasser-]Schädigungsgrad)

- der räumlich und von Jahr zu Jahr wechselnde Einfluss bestimmter Stressoren wie Wellen- und Treibgutwirkungen, Beweidung durch Wasservögel, Parasitenbefall, u.a., und
- die Lage des betreffenden Schilfbestands, wellen- und treibgut-exponiert unmittelbar an der seewärtigen Schilffront oder in eher geschützter Position etliche Meter landwärts der Schilffront (Faktor LOC – Lokalisation)

angesehen. Das Beprobungsdesign sah die Einrichtung und Beprobung von insgesamt 50 Testflächen vor, je 10 für jeden Schädigungsgrad ($G = 1, \dots, 5$). 25 Testflächen (15 am Untersee, 10 am Obersee) lagen an der unmittelbar seewärtigen Schilffront („Außen“-Bestände, LOC=A), die restlichen 25 ca. 10 bis 25 Meter weiter landeinwärts („Binnen“-Bestände, LOC=B). Vom 15. bis 17. August 2000 fand eine gemeinsame Geländeerkundung aller Projektbeteiligten statt, bei der die Luftbild-Befunde anhand von Geländebefunden überprüft, die Schädigungsgrad-Definitionen angepasst und unter Berücksichtigung des o.g. Designs 50 nicht zu kleine, in sich homogene Flächen zur Anlage von Monitoringflächen ausgewählt wurden.

Die Zuordnung eines Schädigungsgrades zu einer Monitoringfläche wurde während des Projektzeitraums beibehalten, unabhängig davon, ob sich der Zustand des Röhrchens zwischenzeitlich verbessert oder verschlechtert hatte.

Im folgenden werden kurz die Methoden, Arbeits- und Auswertetechniken beschrieben; weitere Einzelheiten sind bei OSTENDORP (2000, 2001, 2002a, 2002b, 2002c, 2003) dargestellt.

3.4.1 Bestandsstruktur und Halmmorphologie

Im Bereich von 5 m beiderseits des Markierungspflöckes einer jeden Monitoringfläche wurden 10 Zählflächen von je $0,36 \text{ m}^2$ Fläche zufällsgemäß ausgewählt. Innerhalb dieser Flächen wurde die Halmdichte bestimmt, wobei jeder gezählte Halm einer der vier Halmklassen Primärsprosse (PSH, meist mit Rispe), Sekundärsprosse (SSH rispenlos), insektengeschädigte Sprosse (ISH, oft mit Sprossspitzengalle) und Sommersprosse (SUS, die erst im Juli ausgetrieben und zum Zeitpunkt der Probennahme nicht ausgewachsen waren und im Frühwinter abstarben). Unter Bestandsstruktur wird im folgenden die Halmdichte in Verbindung mit den Anteilen dieser Halmklassen verstanden.

Zur Messung der Halmmorphologie wurden rd. 25 Halme an der Sedimentoberfläche abgeschnitten, angefeuchtet, in große Plastiksäcke verpackt, und ins Labor transportiert, wo sie am darauffolgenden Tag aufgearbeitet wurden. Die halmmorphologischen Messungen umfassten folgende Variable

- Stängellänge (L_S)
- Blattzahl „grüne“ und „abgestorbene“ Blätter (N_{GL} bzw. N_{TL})
- Rispenlänge (L_{RI})
- Knotenzahl (N_{NOD})

Je Bestand wurden etwa 2 Primärsprosse, 2 Sekundärsprosse und je ein sonstiger Halm (z.B. , insekten-geschädigte Sprosse) zum Zwecke der Biomasse-Eichung aufgearbeitet (im folgenden „Eichhalme“ genannt). Die Halme wurden in folgende Komponenten getrennt :

- Stängel (Sprossachse ohne Blattscheiden und Rispe)
- Blattspreiten (grüne + abgestorbene)
- Blattscheiden

Die Rispe (nur bei Primärsprossen) wurde nicht beprobt, aber auf rechnerischem Wege in die Halmbiomasse einbezogen. Die Komponenten der insgesamt 539 Halme wurden in nummerierte Papiertüten verpackt, 48 Std. im belüfteten Trockenschrank bei $85 \text{ }^\circ\text{C}$ getrocknet und ohne Rückbefeuchtung an der Luft rückgewogen. Die Art und Weise

der Biomasse-Eichung und der Ermittlung der Eichkoeffizienten ist in Kap. 4.2.1.8 beschrieben.

3.4.2 Schädigung und Reservestoffhaushalt der Rhizome

Die Rhizom-Probennahme wurde zwischen dem 5. und dem 15. März 2001 durchgeführt. An jeder der 50 Monitoringflächen wurden außerhalb eines Radius' von ca. 5 m um den Markierungspflöck drei bis fünf Gruben von ca. 0,40 m x 0,30 m Größe und 0,40 m Tiefe gegraben und sämtliches darin befindliches Rhizommaterial ausgeräumt. Sofort nach der Ernte wurden die Rhizomstücke gesäubert, fraktioniert und zerkleinert. Dabei wurden 3 Rhizomgruppen unterschieden: vertikale Rhizome mit einem terminalen Jungspross der 2001er Schilfgeneration (im folgenden als ‚RVN‘ abgekürzt), vertikale Rhizome mit terminalen Sprossen der 2000er und älteren Schilfgenerationen (RVA) und horizontale Rhizome (RHO), die sich meist keiner bestimmten Halmgeneration zuordnen ließen. Die Aufbereitung des Materials erfolgte am gleichen Tag im Labor. Der Außendurchmesser in der Mitte von zufallsgemäß ausgewählten Rhizominternodien wurde gemessen, und es wurden Notizen über Verfärbungen der Rhizomwand, Bohrlöcher des Schilfkäfers *Donacia clavipes* sowie über Gewebenekrosen angefertigt. Dabei wurden folgende Variable erfasst:

- Farbe der Rhizomwand : weiß bis geblich-weiß, hellbraun, mittelbraun; dunkelbraun gefärbte Rhizome wurden verworfen, da sie wahrscheinlich bedeutend älter sind, und in ihrem Reservestoffgehalt stärker abweichen könnten;
- *Donacia*-Befall (kenntlich an den oft paarigen Bohrlöchern der Larven): mit *Donacia*-Befall, ohne *Donacia*-Befall
- Vitalität der Rhizome : **VI** - feste, voll turgeszente Rhizome in der Grundfarbe weiß, hellbraun oder braun, mit höchstens geringflächigen Nekrosen, **V2** - weiche, nicht mehr voll turgeszente Rhizome, oft mit schmutzig-grünen Verfärbungen und umfangreichen Nekrosen, die teilweise auch durch *Donacia*-Befall hervorgerufen wurden, **V3** - sehr weiche Rhizome mit disintegrierten Gewebeanteilen (z.B. sich ablösender Epidermis), von schmutzig-grüner Farbe und mit Nekrosen, die den größten Teil der Rhizomwand überziehen, wobei das Lumen oftmals mit übelriechenden wässrigen Flüssigkeit gefüllt war. Ältere abgestorbene Rhizome, meist von dunkelbrauner Färbung, deren Wand schon teilweise abgebaut war, wurden nicht in die Probennahme einbezogen.

Das Material wurde schließlich zerkleinert und bei -80 °C eingefroren. Anschließend wurde es im Gefriertrockner getrocknet, und mit einer Zentrifugalmühle staubfein zermahlen. Die analysefertige Substanz wurde bis zur Analyse bei Zimmertemperatur aufbewahrt.

Zur Analyse auf lösliche Kohlehydrate, Stärke und Gesamtgehalt von nicht-strukturbildenden Kohlehydraten (TNC, Summe aus löslichen Kohlehydraten und Stärke) wurden 75 bis 100 mg des staubfeinen, vorgetrockneten Rhizommaterials zunächst mit 5 mL 80%igem vergällten Ethanol versetzt, aufgeschüttelt und im Wasserbad 20 min bei 63 °C extrahiert. Nach dem Abkühlen und Zentrifugation wurde der Überstand dekantiert, der Niederschlag zweimal in 80%igem Ethanol gewaschen. Der vereinigte Überstand diente zur Bestimmung der löslichen Kohlehydrate (s.u.), der Niederschlag wurde zur Bestimmung der polymeren, nicht-strukturbildenden Kohlehydrate („Stärke“) mit 5 mL Perchlorsäure-Lsg., $c = 1,6 \text{ mol l}^{-1}$, aufgeschlossen (2 Std. bei 70°C im Wasserbad).

In den Überständen der beiden Extraktionsschritte wurde der Gehalt an gelösten Kohlehydraten mit der Anthron-Methode von NELSON (1944), modifiziert nach MCCREADY et al. (1950) und WHISTLER et al. (1962) sowie nach eigenen Verfahrensverbesserungen (vgl. OSTENDORP 2001, 2002b) durchgeführt. Die Berechnung der Konzentration an gelösten und polymeren Kohlehydraten erfolgte anhand von Gluco-

se-Eichgeraden im Konzentrationsbereich von 5 bis 50 mg l⁻¹ (Endkonzentration im Analysengemisch).

3.4.3 Physiologische Stressindikatoren (Aminosäuren)

Die Gehalte an löslichen Aminosäuren wurde an den basalen Internodien der Primärsprosse (PSH), der Sekundärsprosse (SSH) und der insektengeschädigten Sprosse (ISH) untersucht. Hierzu wurden von H. KOPPITZ am 25. und 26. September 2000 neun Außenbestände der Schädigungsgrade G1, G3 und G5 am Bodensee-Untersee beprobt. Je Standort und Halmklasse wurden 5 Halme zufallsgemäß ausgewählt und über dem Sediment abgeschnitten. Aus dem basalen Internodium wurden Wandstücke entnommen, mit deionisiertem Wasser gewaschen, in 5 Abschnitte gleicher Länge geteilt, zu 5 Mischproben zusammengefasst und sofort in flüssigem Stickstoff eingefroren. Die weitere Aufarbeitung erfolgte am Institut für Biologie der Humboldt-Universität Berlin. Dort wurden die Proben gefriergetrocknet und danach unter Flüssigstickstoff-Kühlung in einer Schwingmühle (MM 2000 Retsch, Deutschland) pulverisiert. Das Probenmaterial wurde bis zur Analyse bei -20 °C aufbewahrt.

Dann wurden jeweils ca. 70 mg Schilfpulver drei mal bei Raumtemperatur in 80%igem EtOH extrahiert und zentrifugiert (5000 g). Während der Extraktion wurde Norleucinlösung als interner Standard zugegeben und beim ersten Extraktionsschritt erfolgte zusätzlich eine 10 Minuten - Inkubation im eisgekühlten Ultraschallbad. 150 µL der vereinigten Überstände wurden durch eine Millipore-Ultrafree-Einheit gefiltert und dann bei -20°C gelagert. Die Aminosäuren wurden nach Derivatisierung mit Phenylisothiocyanat mittels HPLC getrennt und photometrisch bei 254 nm detektiert (Kontron, Deutschland: Gradientenpumpe System 525, Autosampler 565, Vorsäule: Sentry nova pak C 18, Säule: Waters PicoTag for free amino acids 3.9x300 mm, UV/VIS-Detektor 535 bei 254 nm, Pico-Tag[®] Methode). Für die Identifizierung und Quantifizierung der Aminosäuren wurden Standardlösungen von Aminosäuren verschiedener Konzentrationen genutzt.

3.4.4 Sprosswachstum und Halmmortalität

Entsprechend dem Forschungsantrag sollten die Ergebnisse der bestandsstrukturellen Analyse der 50 Monitoringflächen durch Untersuchungen zum Halmwachstum und den während der Wachstumsperiode wirksam werdenden Stressoren ergänzt werden. Hintergrund war die Arbeitshypothese, dass der anhaltend schlechte bestandsstrukturelle Zustand der stärker geschädigten Bestände auch durch höhere Halmverluste aufgrund von Stressor-Wirkungen erklärt werden kann. Gleichzeitig schließt dieses Untersuchungsprogramm eine Lücke zwischen den bestandsstrukturellen Erhebungen an 50 Monitoringflächen (vgl. Kap. 4.2.1) und den Untersuchungen zum Kohlehydrat-haushalt der Rhizome (vgl. Kap. 4.2.2).

Am 20. April 2002 wurde in acht Untersee-Beständen der Schädigungsgrade G1 bis G4 (jeweils n=2) 20 bis 30 zufällig ausgewählte Jungsprosse markiert, indem ein gelbes Makrolon-Schild (ca. 40 mm × 50 mm mit einer Bohrung Ø 20 mm) übergesteckt wurde. Zwei Wochen später wurden weitere 20 bis 30 Jungsprosse markiert, um den bis zu diesem Zeitpunkt erfolgten Neuaustrieb zu berücksichtigen.

Die Erhebungen fanden in etwa vierzehntägigem Abstand statt, beginnend mit dem 20. April 2002; dabei wurden folgende Variable aufgenommen:

- A) für den gesamten Bestand:
 - 1) **Wt** [m]- Wassertiefe am Markierungspflöck bzw. im Bestand

- 2) **MEC** – Grad der mechanischen Schäden an den markierten Jungsschilfhalm
 - 3) **TRM** – Grad der Treibgutanschwemmungen in der unmittelbaren Umgebung der Messstrecke
 - 4) **TRA** – Art der Treibgutanschwemmungen
 - 5) **BEW** – Grad der Beweidungsschäden an den markierten Jungschilfhalm
- B) an jedem markierten Jungschilfhalm:
- 1) **L_S(t)** [m] - Halmlänge bis zur Basis des obersten entrollten Blattes
 - 2) **L_{3L}(t)** [m] – Halmlänge bis zur Basis der drittobersten Blattlamina
 - 3) **N_{TL}(t)** [1] - Gesamtzahl der Blätter
 - 4) **N_{GL}(t)** [1] - Zahl der grünen Blätter (d.h. Blätter mit mehr als 50% grüner Blattfläche,)
 - 5) **V** – Vitalität des Halms (V1 – Halm frischgrün, normal entwickelt, V2 – Halm und Blätter größtenteils vertrocknet oder verwelkt oder Halm auf andere Weise stark geschädigt, V3 – Halm und Blätter vollständig vertrocknet oder verwelkt)
 - 6) Besonderheiten zum Aussehen und der Schädigung des Halms

Zwischen dem 27. und 29. August 2002 wurde die markierten Halme geerntet; dabei wurden zusätzlich notiert :

- C) an jedem markierten ausgewachsenen Halm:
- 1) **CL** - Halmklasse
 - 2) **L_S** [m] - Halmlänge bis zur Basis des obersten entrollten Blattes
 - 3) **ΔL_S** [m] - Differenz zwischen der Basis der obersten entrollten Blattlamina und der Basis der drittobersten Blattlamina
 - 4) **L_{RI}** [m] - Länge der Rispe
 - 5) **N_{TL}** [1] - Gesamtzahl der Blätter
 - 6) **N_{GL}** [1] - Zahl der grünen Blätter (d.h. Blätter mit mehr als 50% grüner Blattfläche)
 - 7) **D_B** [mm] - Basaldurchmesser (in getrocknetem Zustand)
 - 8) Besonderheiten zum Aussehen und der Schädigung des Halms

Die Gelände-Messungen dienten zunächst zur Ermittlung folgender Größen :

- (Halmlängen-)Wachstumsrate dL_S/dt [m d⁻¹] eines Halms
- Wachstumsbeginn t_0 [d] eines Halms
- Wachstumsendpunkt t_{max} [d] eines Halms

Die Wachstumsrate ergibt sich aus der Regressionsgeraden

$$L_S \text{ [m]} = a_0 + a_1 \times t \text{ [d]} \quad (\text{Gl. 1a})$$

zwischen den Halmlängen-Werten und den Tageszahlen der Mess- und Beobachtungzeitpunkte. Die Tageszahl t [d] ist die Zahl der seit Jahresbeginn vergangenen Tage einschließlich des Messtages; so ermittelt man beispielsweise für den Messtag 20. April die Tageszahl 110. Unterstellt wird ein lineares Halmlängenwachstum, eine Voraussetzung, die bei ungeschädigten, normal wachsenden Halmen im angegebenen Zeitraum in idealer Weise gegeben ist. Es gilt dann

$$dL_S/dt = a_1 \quad (\text{Gl. 1b})$$

Der Wachstumsbeginn t_0 ist die rechnerische Tageszahl, für die gilt

$$L_S(t) = 0 = a_0 + a_1 \times t_0 \text{ [d]} \quad (\text{Gl. 2a})$$

$$t_0 = -a_0 / a_1 \quad (\text{Gl. 2b})$$

Der Wachstumsendpunkt ist ebenfalls eine modellgestützte Tageszahl, zu der das lineare Regressionsmodell und die maximale Halmlänge L_S (ohne Rispe) zusammengeführt werden :

$$L_S(t) = L_S = a_0 + a_1 \times t_{\max} \quad (\text{Gl. 3a})$$

$$t_{\max} = (L_S - a_0) / a_1 \quad (\text{Gl. 3b})$$

Diese zunächst für die Halmlänge selbst entwickelten Modelle wurden auch auf die Blattzahlentwicklung aller Blätter ($N_{TL}(t)$) angewandt.

Die Schätzung der Mortalität und der Mortalitätsursachen wurden nach einem vereinfachten Verfahren durchgeführt, denn für die Erstellung von Lebensstafeln (= Sterbetafeln) nach den klassischen Verfahren der Populationsökologie (vgl. z.B. LEVERICH & LEVIN 1979, BEGON et al. 1998) standen bei weitem nicht genügend markierte Halme zur Verfügung. Als Stichtag für die Mortalität wurde das 6. Beobachtungsdatum (25. Juni) festgesetzt, d.h. Halme, die zu diesem Datum noch mit der Vitalität V1 oder V2 angetroffen wurden, galten als „Überlebende“, auch wenn sie bis zur August-Ernte abgestorben waren.

Bei den späteren Auswertungsschritten wurde der vorhandene, aus Gründen der Mortalität oder durch Verlust der Markierungsschilder unvollständige und heterogene Datensatz maximal genutzt, indem für die einzelnen Berechnungen auch diejenigen Halme herangezogen wurden, bei denen fehlende Messwerte anderer Variablen („Missings“) auftraten (Einzelheiten hierzu vgl. OSTENDORP 2002c).

3.4.5 Halmbiomasse Eichung

Während der drei Untersuchungsjahre wurden zunächst 276 (2000), dann 84 (2001) und schließlich 179 (2002) Halme entnommen, um mit ihrer Hilfe allometrische Eichkoeffizienten zur Biomasse-Bestimmung zu gewinnen.

Hierfür wurde das Modell

$$\lg \text{CBM} = \lg a + b \times \lg D_b + c \times \lg L_s \quad (\text{Gl. 4})$$

verwendet.

Zur Schätzung von Stängelbiomasse (SBM), Blattbiomasse (LBM) und Blattscheidenbiomasse (TBM) wurden folgende Modelle verwendet:

$$\lg \text{SBM} = \lg a + b \times \lg D_b + c \times \lg L_s \quad (\text{Gl. 5})$$

$$\text{LBM} = a \times \text{SBM}_{\text{estim}} + b \times \text{SBM}_{\text{estim}}^2 \quad (\text{Gl. 6})$$

$$\text{TBM} = a \times \text{SBM}_{\text{estim}} + b \times \text{SBM}_{\text{estim}}^2 \quad (\text{Gl. 7})$$

auf rein abiotische Hochwassereinflüsse wird mit der Bezeichnung „Mechanistisches Wachstumsmodell ...“ Rechnung getragen.

3.5.2 Datenmaterial

Um das Simulationsmodell zu verifizieren bzw. die verwendeten Parameter und deren Schwankungsbreite zu bestimmen, wurde auf die Daten des Monitoring-Programms im Projekt zurückgegriffen (Kap. 3.4.4 und 4.2.4). Auf unterschiedlichen Standorten mit verschiedenen Schädigungsgraden wurde das Längen- und Blattwachstum einzelner Schilfhalme über einen Zeitraum von etwa 150 Tagen vermessen und statistisch analysiert. Daraus wurden mit Hilfe eines linearen Wachstumsmodells die Parameter für das Längenwachstum und die Entwicklung der Blattzahl sowie mit einem polynomialen Ansatz die zeitliche Änderung des Abstandes des dritten Blattes von der Halmspitze bestimmt. Die Daten dieses Monitorings gehen in die Entwicklung des Simulationsmodells ein. Die Wachstumsparameter wurden jedoch mit einem logistischen Modell neu bestimmt.

3.5.3 Simulationsmodell

3.5.3.1 Modellkonzept und Ablaufstrukturen

Die Zielsetzung des Programms RGM ist zweigeteilt. Erstens soll eine Integration in ein GIS-System möglich sein, um die Interaktion zwischen Schilfwachstum und Wasserstand für den Bodensee im flächigen Zusammenhang zu sehen und eine Ausbreitung bzw. einen Rückgang simulieren zu können. Andererseits soll ein System zur Verfügung stehen, mit dem man (schnell) die Auswirkung von unterschiedlichsten Kombinationen von Wasserstands-Jahren (zeitliche Abfolge z.B. von aufeinanderfolgenden Hochwasserjahren, etc.) auf die Bestandsentwicklung des Schilfs simulieren kann. Während der zweite Ansatz darauf abzielt, für eine bestimmte Bestandsstruktur die unterschiedlichsten Szenarien zu berechnen, ist der erste Ansatz darauf ausgerichtet, die Auswirkungen eines bestimmten Wasserstandsverlaufes auf Schilfbestände mit unterschiedlicher Bestandsstruktur und Sohlniveau zu modellieren und flächenhaft darzustellen. Diesen zwei Ansätzen wird mit der im folgenden beschriebenen Programmstruktur Rechnung getragen. Dabei wird das im nächsten Abschnitt beschriebene Problem der Rechenzeit umgangen.

Bei einer Simulation über mehrere Jahre hinweg muss im GIS-System für jeden durch einen Pixel repräsentierten Bestand – beispielsweise der Größe 5 m x 5 m für den Bodensee – eine Berechnung für sämtliche hierin enthaltenen Halme („individuenbasiertes Modell“) durchgeführt werden. Dies führt bei einer ad hoc Programmierung des Problems zu einer nicht tragbaren Rechenzeit. Hierzu sei ein Beispiel angegeben: Eine Simulation von 10 Jahren, wobei jedes Jahr vom Tag 100 (Beginn der Wachstumsperiode) bis zum Tag 250 (Ende der Wachstumsperiode) läuft, mit einer Halmdichte von (maximal) 1000 Halmen pro Pixel bei einer Auflösung des Gesamtschilfbestands eines Sees mit 100000 Pixel (entsprechend 250 ha) und einem Rechenaufwand von ca. 100 Operationen pro Simulationsschritt benötigte auf einem 1GHz-Rechner etwa 4 Stunden. Das Schilfmodell RGM v1.0–Bodensee umgeht diesen Aufwand durch die Einführung eines Präprozessors, der die diskrete Natur der Schädigungsgrade und der Sohl-niveaus der Schilfbestände (weil nur Näherungsweise bekannt) ausnutzt. Im Endeffekt ist lediglich eine Tabellenabfrage pro Pixel und Simulationsjahr durchzuführen. Die flächenhafte Klassifizierung der Schilfbestände kennt nur 4 Schädigungsgrade (Schädigungsgrad 5 wurde nicht einbezogen, da zumeist keine Halme vorhanden wa-

ren). Die Wachstumsparameter (Wachstumsraten, etc) werden aus diesen Schädigungsgraden bestimmt. Programmintern wird mit einer feineren Klassenabstufung (41 – s.u.) gearbeitet, so dass man die unterschiedlichsten Wachstumsparameter berücksichtigen kann. Das Sohlniveau der einzelnen Pixel aus einem digitalen Höhenmodell ist mit einer Auflösung von etwa 10 cm bekannt. Für den Bodensee mit einer Schwankungsbreite des Wasserstandes von maximal etwa 4 m sind 42 (s.u.) Sohlniveaus zu berücksichtigen.

Um das Wachstumsverhalten bezüglich eines Wasserstands-Jahres zu simulieren ist somit lediglich das Verhalten bezüglich 42 Sohlniveaus und 41 Klassen zu bestimmen. Das bedeutet, dass pro Simulationsjahr 1722 Berechnungen mit unterschiedlichen Eingangsparametern durchgeführt werden müssen. Da sich die Wachstumsparameter eines Jahres an den Schädigungsgraden bzw. den Längenverteilungen der Halme des letzten Jahres orientieren, sind aufeinanderfolgende Simulationsjahre unabhängig voneinander, in dem Sinne, dass die entsprechenden Wachstumsbedingungen immer in der Grundgesamtheit der 1722 Simulationen eines spezifischen Jahres enthalten sind. Das Modellkonzept sieht deshalb vor, für jedes Wasserstandsjahr die entsprechende **Verlaufscharakteristik** bzw. **Übergangsregeln**, d.h. die Grundgesamtheit von 42 Sohlniveaus mal 41 Wachstumsparameter/Klassen, zu berechnen und als Tabelle abzuspeichern. Diese Tabellen enthalten somit die Schädigungsgrade (bzw. die relative Halmdichte), welche man bei gegebenem Sohlniveau und Ausgangsschädigungsgrad am Ende eines Wasserstandsjahres erhält. Dieses Prozedere ist nur ein einziges Mal für jedes (real existierende oder künstlich erzeugte) Wasserstandsjahr durchzuführen. Simulationsläufe für eine bestimmte Abfolge von Wasserstandsjahren sind dann einfach durch Verknüpfung dieser Verlaufscharakteristiken bzw. Übergangsregeln zu erhalten. Eine flächenhafte GIS-Simulation der Schilfentwicklung kann einfach durch Einlesen der zu einem Wasserstandsjahr gehörigen Verlaufscharakteristik/Tabelle und einer Abfrage über alle Pixel erfolgen. Dabei wird für jedes Pixel mit gegebenem Schädigungsgrad und Sohlniveau der entsprechende Tabelleneintrag (neuer Schädigungsgrad am Ende des Jahres) ausgewertet und dem Pixel zugeordnet. Dieses Verfahren ist erheblich schneller, als das oben diskutierte ad-hoc-Simulationsschema, es ist lediglich eine Tabellenauswertung pro Pixel und Simulationsjahr zu leisten. Daneben ist die Integration in das GIS wesentlich einfacher, da die Integration des Wachstumsmodells in das GIS-System entfällt. Außerdem ist eine unabhängige Weiterentwicklung des Modellansatzes auf diese Weise gewährleistet.

Das Modellschema ist in Abb. 11 grafisch dargestellt. Der Simulationsablauf des Wachstumsmodells (in Grün) für einen einzigen Halm ist in Abb. 12 gezeigt. Dem Bestand ist ein Sohlniveau und ein Schädigungsgrad zugeordnet. Dabei werden durch den Schädigungsgrad die Wachstumsparameter und deren Schwankungsbreite bestimmt. Pro Bestand, d.h. pro Pixel in einem GIS-System, werden 1000 individuelle Halme (z. Zt. im Programm festgelegter Wert) berechnet. Für jeden Halm werden die Wachstumsparameter zufällig einer Normalverteilung entnommen. Die Wachstumsiteration beginnt am Tag 100, d.h. am 10. April, und endet am Tag 250, dem 27. September. Dieses Zeitfenster umfasst die gesamte Wachstumsphase eines Schilfhalmes.

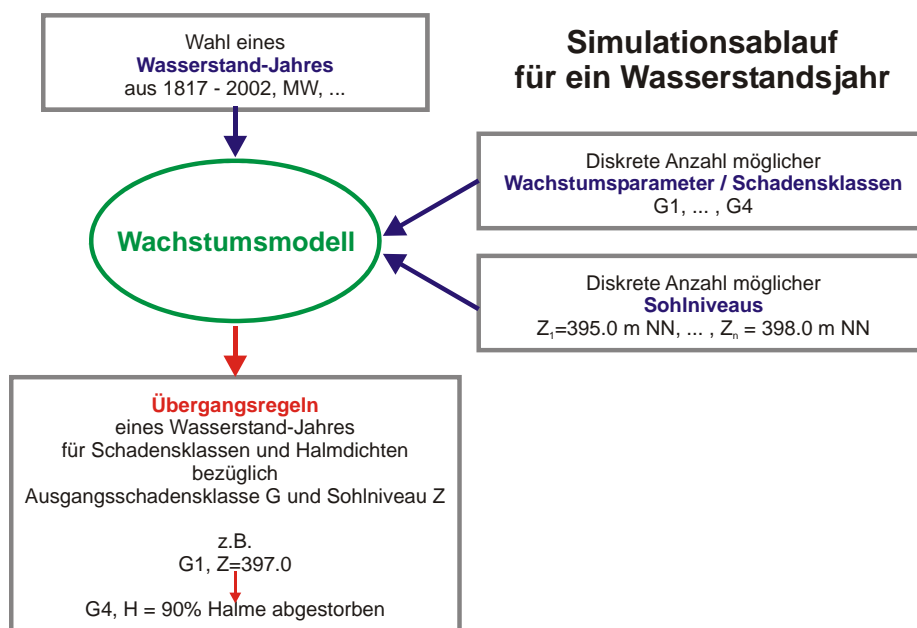


Abb. 11 Schematische Darstellung eines Simulationsablaufes (global).

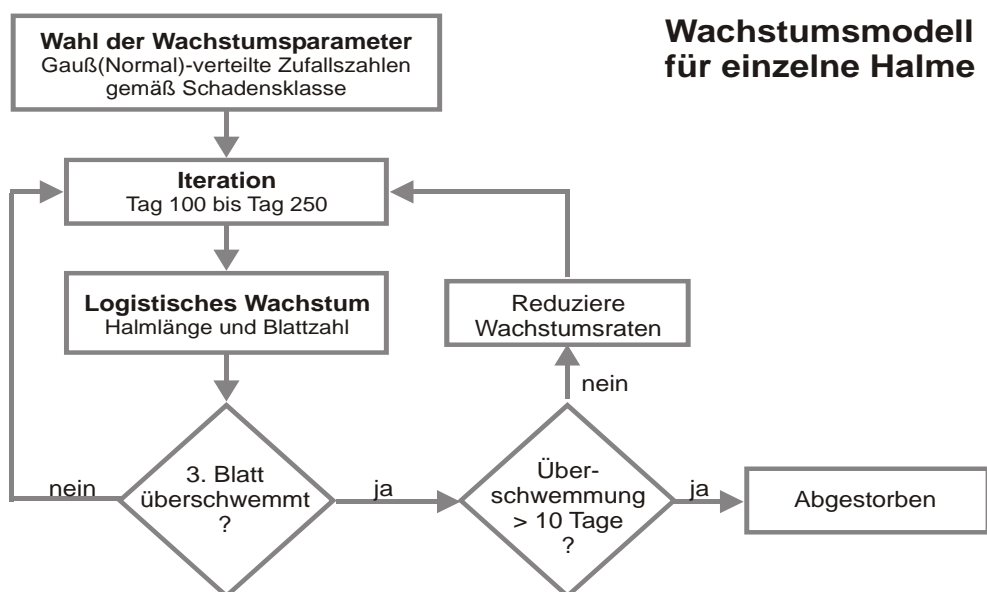


Abb. 12 Ablaufschema für die Simulation eines einzelnen Halmes.

Das Wachstum wird gemäß den gewählten Wachstumsparametern als logistisches Wachstum, d.h. mit einem Sättigungswert („carrying capacity“), berechnet. Es werden sowohl Halmlänge, als auch Blattanzahl simuliert. Solange ein Halm sich in der frühen Entwicklungsphase befindet, wird davon ausgegangen, dass die Nährstoffversorgung bzw. das Wachstum aus dem Rhizom heraus erfolgt und somit kein Hochwassereinfluss besteht. Erst mit Ausbildung des drittobersten Blattes, welches hier als Schwellenwert gewählt wird, ab dem eine Überschwemmungsgefährdung besteht, setzt die Interaktion des Längenwachstums mit dem Wasserstand ein. Im zeitlichen Verlauf des Wachstums ändert sich auch der Wasserstand, so dass unter Umständen der Halm bis über das dritte Blatt hinaus überschwemmt ist. In diesem Fall wird davon ausgegan-

gen, dass das Wachstum dann nur noch eingeschränkt möglich ist. Je länger der Halm überschwemmt ist, desto größer wird die Wachstumshemmung bis hin zum Absterben. Am Ende der Wachstumsphase sind auf Grund einer möglichen Hochwasserschädigung unter Umständen einige Halme abgestorben. Aus der Anzahl der überlebenden Halme und deren Längen wird dann der neue Schädigungsgrad des Bestands bestimmt. Dieser Wert ergibt damit einen Eintrag für die Übergangsregel eines bestimmten Schädigungsgrades auf einem festen Sohlniveau bei einem bestimmten Wasserstandsjahr.

Im Modell werden die entsprechenden Tabellen mit 41 Schädigungsgraden, d.h. 41 verschiedenen Klassen von Wachstumsparametern berechnet. Diese Klassen erhalten die Werte

$$G_i = i, \text{ mit } i = 1.0, 1.1, L, 5.0 \quad (\text{Gl. 8})$$

Die Klassen 1 bis 4 entsprechen dabei den gemessenen Schädigungsgraden, die Klasse 5 entspricht vollständig abgestorbenen Beständen. Die Zwischenabstufungen erlauben eine feinere Auflösung der Wachstumsparameter, vor allem im Falle von langjährigen Simulationen. Für die Zuweisung an die Pixel im GIS-System als Farbkodierung können diese Klassen bzw. Werte direkt verwendet werden, oder gerundet als Ganzzahlwerte, welche die ursprüngliche Schädigungsgradeinteilung widerspiegeln.

Für den Bodensee werden die Sohlniveaus zwischen 394.10 m NN und 398.20 m NN in einer Auflösung von 10 cm berücksichtigt. Bei einem Pegelnullpunkt von 391.894 m NN entspricht dies Pegelständen des Bodensees zwischen 220 cm und 630 cm. Dieser Bereich deckt sämtliche möglichen Wasserstandsschwankungen (226 cm bis 623 cm) am Bodensee ab. Es werden insgesamt 42 Sohlniveaus verwendet:

$$Z \hat{=} \{394.1, 394.2, L, 398.1, 398.2\} \quad (\text{Gl. 9})$$

Beim Abgleich mit den im GIS verwendeten Sohlniveaus sind u.U. Umrechnungen auf den Bezugspunkt („Normal Null“) durchzuführen und der entsprechende Index des Sohlniveaus zu bestimmen.

3.5.3.2 Wachstumsmodell

Lineares vs. logistisches Wachstumsmodell

In der Untersuchung des Wachstumsverhaltens von Schilfhalmen (Kap. 3.4.4 und 4.2.4) wird von einem linearen Verlauf der Wachstumsphase ausgegangen, der in eine Phase ohne weiteres Wachstum übergeht. Zur Beschreibung der gemessenen Halmlängen (und analog der Blattzahl) benötigt man mit diesem Modell 3 Parameter, den Zeitpunkt des Beginns der Wachstumsphase, t_0 , den Zeitpunkt des Beginns der „Sättigungsphase“, t_{\max} und die maximal erreichte Höhe, L_{\max} :

$$L(t) = \begin{cases} 0, & t < t_0 \\ \frac{L_{\max}}{t_{\max} - t_0} t, & t_0 \leq t < t_{\max} \\ L_{\max}, & t \geq t_{\max} \end{cases} \quad (\text{Gl. 10})$$

Das zugehörige Wachstumsmodell ist dabei gegeben durch

$$\frac{dL}{dt} = \begin{cases} \frac{L_{\max}}{t_{\max} - t_0} = a_1, & t_0 \leq t < t_{\max} \\ 0, & \text{sonst.} \end{cases} \quad (\text{Gl. 11})$$

Im Original werden statt der hier beschriebenen „natürlichen“ Parameter die Hilfsgrößen, Steigung (a_1) und y-Achsenabschnitt (a_0) bestimmt und daraus die hier verwendeten Größen berechnet. Die Wahl dieser Größen als Parameter für die Wachstumsmodellierung ist jedoch unzweckmäßig (vgl. nachfolgende Abschnitte).

Das lineare Modell beschreibt die Daten recht gut (siehe Abb. 13) für die Anpassung des Modells an die Daten eines einzelnen Halmes). Die plötzlich auftretenden Änderungen in der Wachstumskurve (Knicke), bzw. die Zeitpunkte t_0 und t_{\max} , spiegeln dabei kein tatsächliches Verhalten des Schilfwachstums wider. Es ist daher wesentlich natürlicher, das Wachstum durch eine logistische Kurve zu beschreiben. Eine solche Beschreibung beinhaltet ebenfalls 3 Parameter und stellt somit keine wesentliche Änderung in der Parametrisierung dar.

Ein Wachstumsverlauf mit Sättigungsphase lässt sich natürlicherweise durch eine logistische Wachstumskurve

$$L(t) = \frac{L_{\max}}{1 + e^{-r(t-t_c)}} \quad (\text{Gl. 12})$$

beschreiben, welche Lösung eines einfachen Wachstumsmodells für die Halmlänge, $L(t)$, ist,

$$\frac{dL}{dt} = rL \left(1 - \frac{L}{L_{\max}} \right) \quad (\text{Gl. 13})$$

Eine Unterscheidung nach Wachstumsphasen, wie im linearen Modell nötig, erübrigt sich bei diesem Modell, die logistische Kurve beschreibt den Wachstumsverlauf in seiner Gesamtheit. Es werden ebenfalls drei Parameter benötigt. Neben der maximal erreichbaren Halmlänge, L_{\max} , sind dies die Wachstumsrate, r , und die Halbwertszeit, t_c , bei welcher die Halmlänge die halbe maximal erreichbare Länge erzielt.

Der wesentliche Unterschied zwischen beiden Modellen liegt in den verwendeten Wachstumsraten. Im linearen Modell ist dies eine idealisierte, konstante Längenänderung pro Zeiteinheit, während beim logistischen Wachstum eine konstante Wachstumsrate verwendet wird, d.h. ein zur aktuellen Länge proportionales Wachstum. Hier ist die Längenänderung pro Zeiteinheit nicht konstant, sondern steigt am Anfang stark an um bei Annäherung an den Sättigungswert wieder kleiner zu werden. Diese Art der Kurve schmiegt sich besser an die tatsächlich gemessenen Daten an (Abb. 13).

Lineares vs. Logistisches Wachstumsmodell Beispiel: G1 - PSH

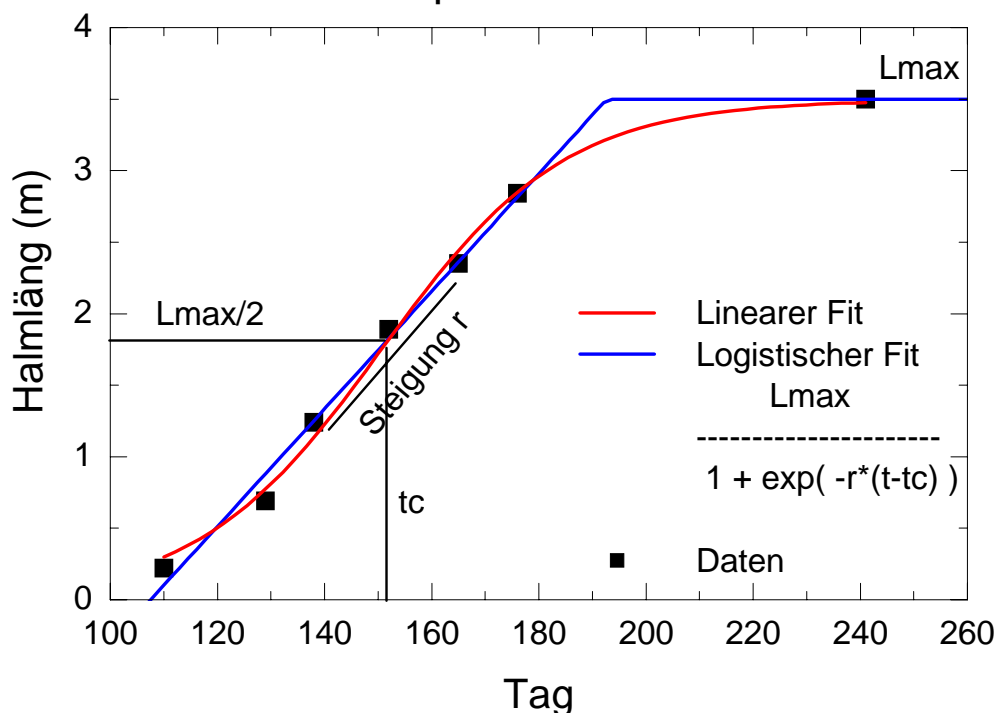


Abb. 13 Anpassung von linearem und logistischem Modell an die gemessenen Längen eines einzelnen Halms und Parameter der logistischen Wachstumskurve.

Zwischen den beiden Modellen kann eine eindeutige Beziehung hergestellt werden, so dass Parameterdaten von einem Modell in Parameter für das andere Modell umgerechnet werden können:

logistisches	=	lineares Modell	
L_{max}	=	L_{max}	
t_c	=	$\frac{t_{max} + t_0}{2}$	(Halbwertszeit) (Gl. 14a,b,c)
r	=	$\frac{4}{t_{max} - t_0}$	(max. Steigung bei t_c)

Die Untersuchungen zu Halmwachstum und -mortalität (Kap. 4.2.4) haben gezeigt, dass die maximal erreichbare Länge vom Schädigungsgrad des Schilfbestands abhängt, während die Zeitpunkte des Wachstumsbeginns und Wachstumsstops nur wenig mit dem Schädigungsgrad variieren. An den Umrechnungsformeln bzw. den unterschiedlichen Modellparametern kann man daher bereits erkennen, dass beim linearen Modell die Wachstumsänderung, a_1 , proportional zu L_{max} (Gleichung 11) ist und somit ebenfalls mit dem Schädigungsgrad variiert. Im Gegensatz dazu stehen die beiden Wachstumsparameter r und t_c im logistischen Modell allein in Beziehung mit den Zeitparametern des linearen Modells und sollten deshalb wenig Variation mit den Schädigungsgraden zeigen. Die (Neu-)Anpassung aller vermessenen Halme mittels des logistischen Modells bestätigt dieses Verhalten. Das bringt einen sehr großen Vorteil des logistischen gegenüber dem linearen Modell mit sich: Während im linearen Modell zwei der drei Parameter (L_{max} , a_1) abhängig vom Schädigungsgrad gewählt werden müssen, ist dies beim logistischen nur für einen Parameter, L_{max} , notwendig. (Auch im

linearen Modell ist dies gegeben, sofern man die beiden Zeitpunkte t_0 und t_{\max} selber anpassen und als Parameter verwenden würde; eine solche Anpassung von Knickpunkten ist allerdings schwierig.).

Der Vergleich zwischen gemessenen Längendaten eines bestimmten Schädigungsgrades (hier G2) mit den zugehörigen Werten (und Standardabweichungen) logistischer Wachstumskurven berechnet aus normalverteilten Wachstumsparametern zeigt, dass mit einem logistischen Modell die Gesamtheit der Messwerte wesentlich besser nachvollzogen werden kann (Abb. 14).

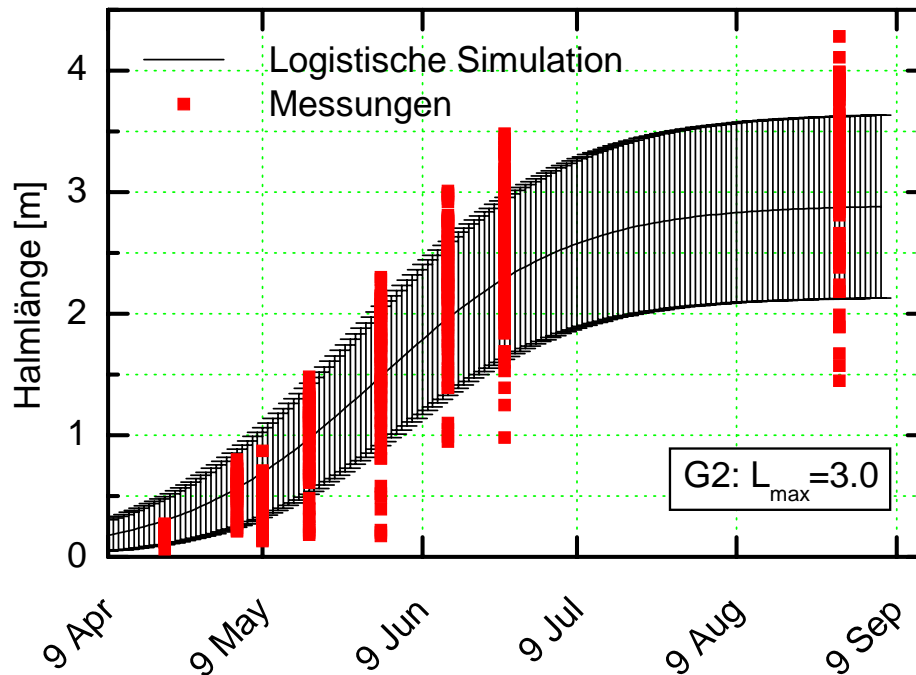


Abb. 14 Vergleich von Wachstumsdaten mit dem logistischem Modell (Schädigungsgrad G1).

Normalverteilung der Wachstumsparameter

Im letzten Abschnitt wurde die Anpassung eines einzelnen Halmes diskutiert. In einem Schilfbestand eines bestimmten Schädigungsgrades, d.h. einer bestimmten Klasse von Wachstumsparametern, besteht jedoch eine gewisse Variationsbreite in der Längenverteilung (bzw. in der Verteilung der Blattzahl). Um dies zu berücksichtigen, wird hier von einer Normalverteilung ausgegangen. Dies ist mit Blick auf die Datenlage (Kap. 3.4.4 und 4.2.4) eine etwas realistischere Annahme als die Wahl einer Gleichverteilung für die Schwankungen der Halmlänge (bzw. Blattzahl), wenn auch keine klare Entscheidung mit den vorliegenden Daten vorgenommen werden kann. Man kann jedoch davon ausgehen, dass die Längenverteilung innerhalb eines Schädigungsgrades mit der Entfernung von der mittleren maximalen Länge abnehmen wird und somit eher einer Normal- als Gleichverteilung entspricht.

Die Parameter der Gaußverteilung wurden aus der Anpassung der einzelnen Halme mit dem logistischen Modell gewonnen. So wurden zu den Halmlängen in einem spezifischen Schädigungsgrad mittlere Werte und Standardabweichungen der Wachstumsparameter bestimmt. Zur Bestimmung der Blattzahl und deren Verteilung wurden sämtliche Messungen herangezogen, da hier nur wenig Variation zwischen den Beständen unterschiedlicher Schädigungsgrade vorhanden ist. Die Variation der Standardabweichungen der maximalen Halmlänge zwischen Schädigungsgraden ist ebenfalls so gering, dass hier von einem festen Wert ausgegangen werden kann.

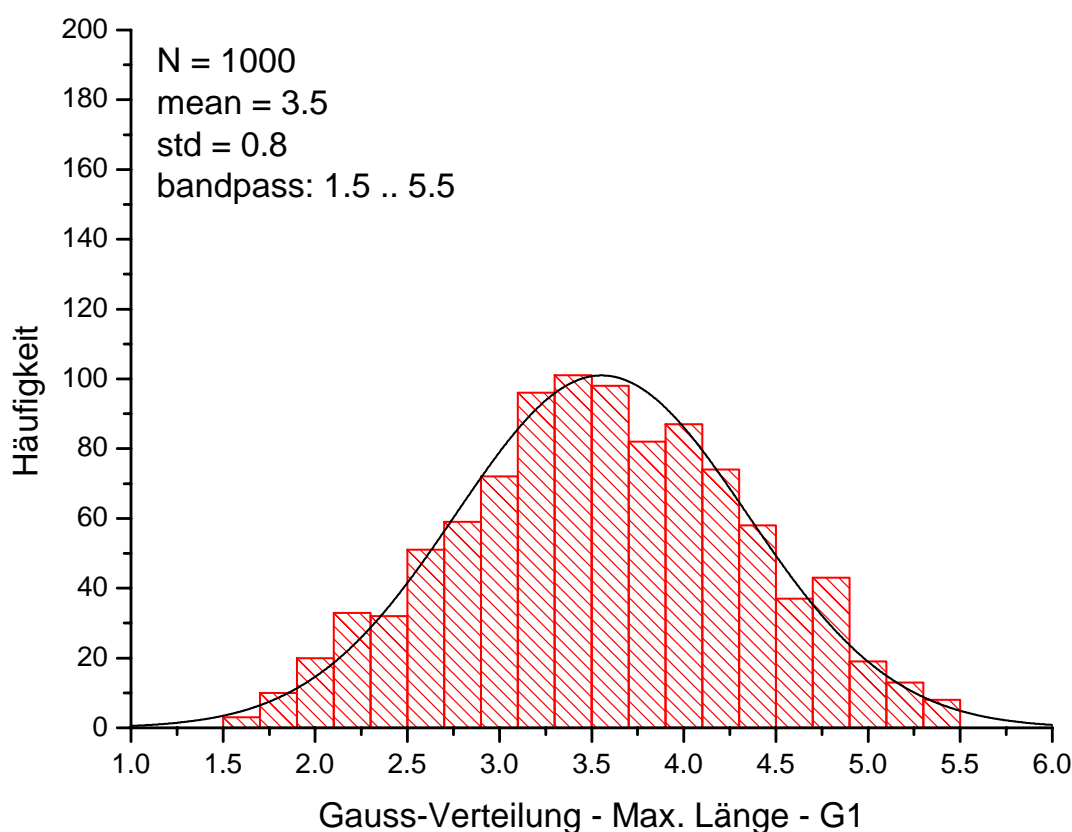


Abb. 15 Häufigkeitsverteilung der maximalen Länge (N=1000) und Anpassung einer Gauß-Verteilung.

In RGM werden zu einem festen Schädigungsgrad die Mittelwerte und die Standardabweichung festgelegt. Mit Hilfe einer Routine für normalverteilte Zufallszahlen (Knuth, 1981) werden dann für 1000 Halme eines Bestands (eines Schädigungsgrades) die Wachstumsparameter bestimmt. Um unrealistisches Halm- bzw. Blattwachstum zu vermeiden, müssen die so gewonnenen Wachstumsparameter (z.B. negative Längen, etc.) beschränkt werden. In RGM werden nur Werte in einem festen Radius um den Mittelwert der Verteilung zugelassen, wobei die zulässige Breite für Wachstumsraten (+/- 30%), Halbwertszeit (+/- 20%) und max. Länge (+/- 60%) unterschiedlich festgesetzt sind. Es ist jedoch anzumerken, dass diese Beschränkung kaum Auswirkungen auf die Simulationsergebnisse hat (es handelt sich nur um wenige Halme die außerhalb des zulässigen Bereiches fallen würden). In Abbildung 15 ist ein Beispiel für die Längenverteilung zum Schädigungsgrad G1 gezeigt. Die Parameter der Normalverteilung wurden hier mit 3,5 m für den Mittelwert der maximalen Länge und 0,8 m für die Standardabweichung angenommen. Bei einer Beschränkung auf einen Bereich von +/- 60% um den Mittelwert sind somit Längen zwischen 1,4 m und 5,6 m zulässig (diese Zahlen mögen für einen Praktiker unrealistisch erscheinen, es handelt sich hierbei jedoch um die automatische Wahl eines Simulationsmodell mit vorgegebenen Regeln). Das nicht durch Hochwassereinfluss beeinträchtigte logistische Wachstum dieses Bestands und die entsprechenden Messwerte sind in Abbildung 14 gezeigt.

Abhängigkeit der Wachstumsparameter von den Schädigungsgraden

Wie bereits weiter oben angemerkt, zeigen nicht alle Parameter des logistischen Wachstumsmodells eine Änderung mit dem Schädigungsgrad (jedoch ist eine Variation bezüglich Primär-, Sekundär- und insektengeschädigter Sprosse festzustellen, was hier aber nicht weiter berücksichtigt wird). Abbildung 16 zeigt die Variationsbreite der ermittelten Wachstumsparameter als Box-Whisker-Grafiken.

Die Wachstumsrate $r^{(L)}$ zeigt zwar leichte Änderungen zwischen den Schädigungsgraden G1 bis G4, jedoch weniger in den Mittelwerten, als in der Variationsbreite, wo die Werte bzgl. G2 etwas aus dem Rahmen fallen. Im Modell wird davon ausgegangen, dass die Wachstumsrate eine schädigungsgrad-unabhängige Eigenschaft des Schilfes ist. Dabei ist zu betonen, dass in diesem mechanistischen Modell unlimitiertes Wachstum bzgl. Licht und Nährstoffen vorausgesetzt ist. In RGM ist

$$r^{(L)} = 0.058 \pm 0.007 \quad [1/d] \quad (\text{Gl. 15})$$

Noch klarer ist die Unabhängigkeit der Halbwertszeit von den Schädigungsgraden,

$$t_c^{(L)} = 151 \pm 10 \quad [d] \quad (\text{Gl. 16})$$

Bei der maximal erreichbaren Länge ist jedoch eine Abhängigkeit des Mittelwertes von den Schädigungsgraden zu erkennen, während die Standardabweichung annähernd gleich bleibt. Im Modell werden nicht die hier ermittelten, nur für die vermessenen Bestände gültigen Werte, verwendet, sondern eine idealisierte Abhängigkeit, derart dass die maximale Länge linear mit dem Schädigungsgrad abnimmt. Bezüglich der Messungen hieße dies eine Vertauschung der Werte für G3 und G4. Die Längen-Klassen-Beziehung lautet in RGM für die Schilfbestände des Bodensees:

$$L_{\max}(G_i) = (3.5 - (G_i - 1) \times 0.5) \pm 0.8 \quad (\text{Gl. 17})$$

wobei der Schädigungsgrad G_i Werte zwischen 1 (ungeschädigt) und 5 (abgestorben) annehmen kann. Mit dieser Beziehung ist es auch möglich Zwischenwerte von Schädigungsgraden zu berücksichtigen.

Wachstumsparameter des logistischen Modells Abhängigkeit von den Schadensklassen

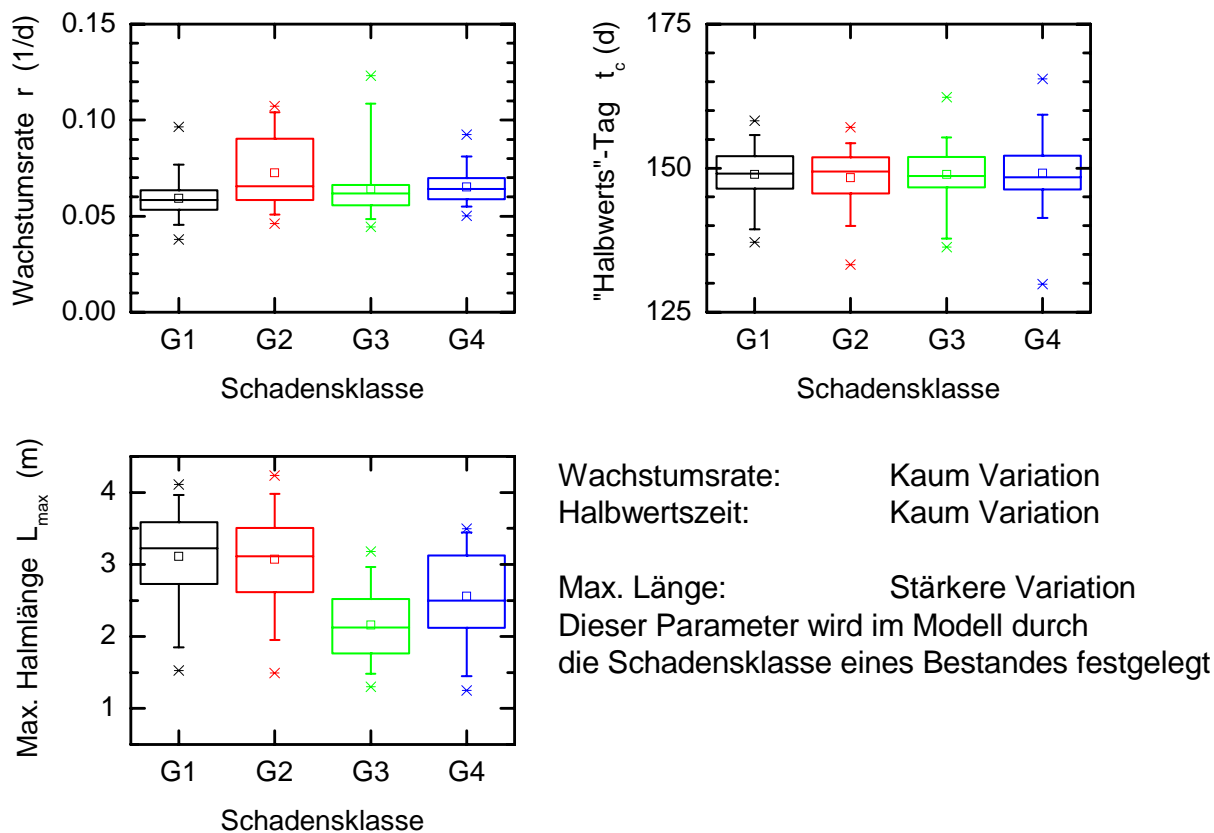


Abb. 16 Box-Whisker-Grafiken der Wachstumsdaten für das logistische Modell.

Die ebenfalls simulierte Blattzahl ist weitgehend unabhängig von den Schädigungsgraden und wird im Simulationsmodell mit folgenden Parametern festgesetzt:

$$\begin{aligned}
 N_{\max}^{(BL)} &= 17 \pm 8 && \text{[Anzahl]} \\
 r^{(BL)} &= 0.055 \pm 0.005 && \text{[1/d]} \\
 t_c^{(BL)} &= 159 \pm 10 && \text{[d]}
 \end{aligned}
 \tag{Gl. 18a, b, c}$$

In Abb. 17 ist die Anpassung an die Daten gezeigt.

Sowohl Halbwertszeit, als auch Wachstumsrate der Blattanzahl ist dem entsprechenden Wert für das Längenwachstum sehr ähnlich. Es kann vermutet werden, dass diese Größen allgemeine Wachstumsparameter des Schilfes sind. Hier sind sie jedoch unabhängig voneinander gewählt.

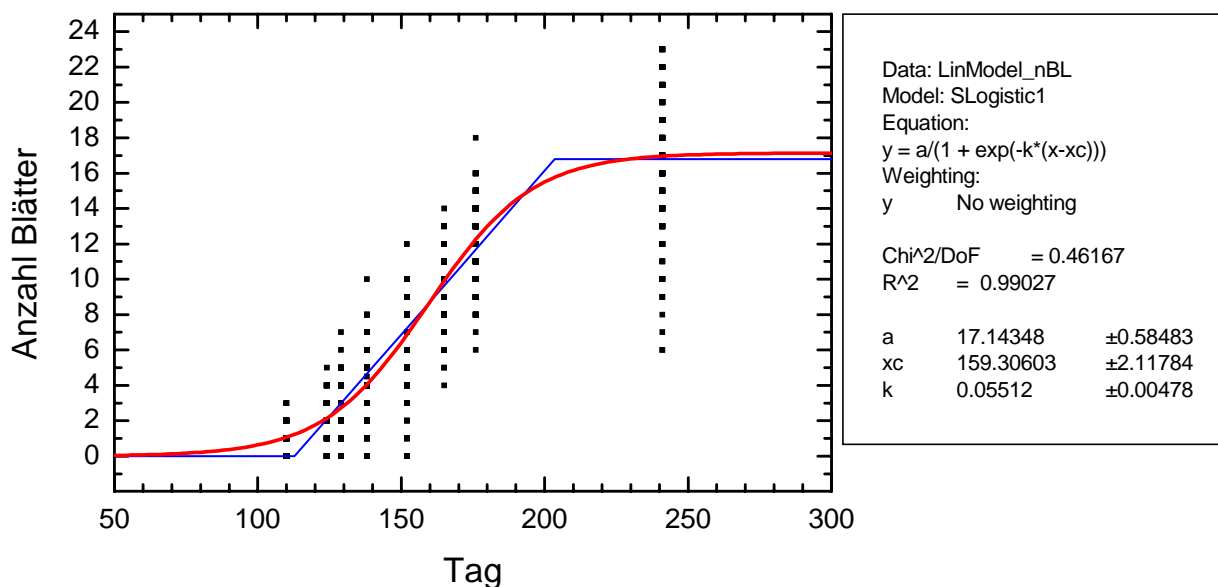


Abb. 17 Anpassung einer logistischen (linearen) Kurve an die Wachstumsdaten der Blattzahl.

Anpassung der überflutungsrelevanten Höhe des dritten Blattes

Ein Einfluss von Hochwasser auf einen Halm ist dann anzunehmen, wenn das dritte Blatt überschwemmt ist. Die zeitliche Änderung der Höhe des 3. Blattes bzw. des Abstands zur Sprossspitze wurde von Ostendorp (2002) durch ein Polynom dritten Grades mit 4 freien Parametern angenähert. Da aber nur 5 Beobachtungszeiten zu Grunde liegen (4 bei Klasse G1 Beständen) und ein Polynom 3. Grades die von den Daten gezeigten Strukturen nicht oder nur äußerst schlecht wiedergeben kann (starkes Wachstum bei großen Zeiten, Überschwingen), wurde die Parametrisierung des zeitlichen Verlaufes neu angepasst. Wie in Abbildung 18 gezeigt, wird der Abstand des 3. Blattes von der Spitze zwischen Tag 140 und Tag 170 maximal und scheint dann auf einen konstanten Wert abzufallen, was mit einem asymptotisch angenäherten Längenwachstum übereinstimmt. Zwar liegen für G1 keine Werte in der Anfangsphase vor, man muss jedoch davon ausgehen, dass diese wie für die anderen Schädigungsgrade relativ kleine Werte annimmt. Der zeitliche Verlauf wird also durch ein schnelles Anwachsen auf einen maximalen Wert, einen relativ schnellen Abfall auf einen niedrigeren Wert und danach asymptotische Annäherung an einen konstanten Wert bestimmt. Die Anpassung erfolgt mit einer log-normalen Kurve mit vier Parametern,

$$DL^{(3.BL)}(t) = l_0 + \frac{A}{\sqrt{2ps}} e^{-\frac{\log\left(\frac{t-t_0}{t_0}\right)^2}{2s^2}} \quad (\text{Gl. 19})$$

Die in Abbildung 18 gezeigte Anpassung für die Bestände der 4 Schädigungsgrade zeigt, dass der Achsenabschnitt, l_0 und auch die Weite σ kaum variieren. Die Position des Peaks, t_0 , ändert sich, jedoch ist dies auf Grund der schlechten zeitlichen Auflösung kaum zu validieren. Deshalb wurden diese drei Parameter im Modell konstant gesetzt. Lediglich die Amplitude, A , des Peaks wurde abhängig vom Schädigungsgrad angenommen.

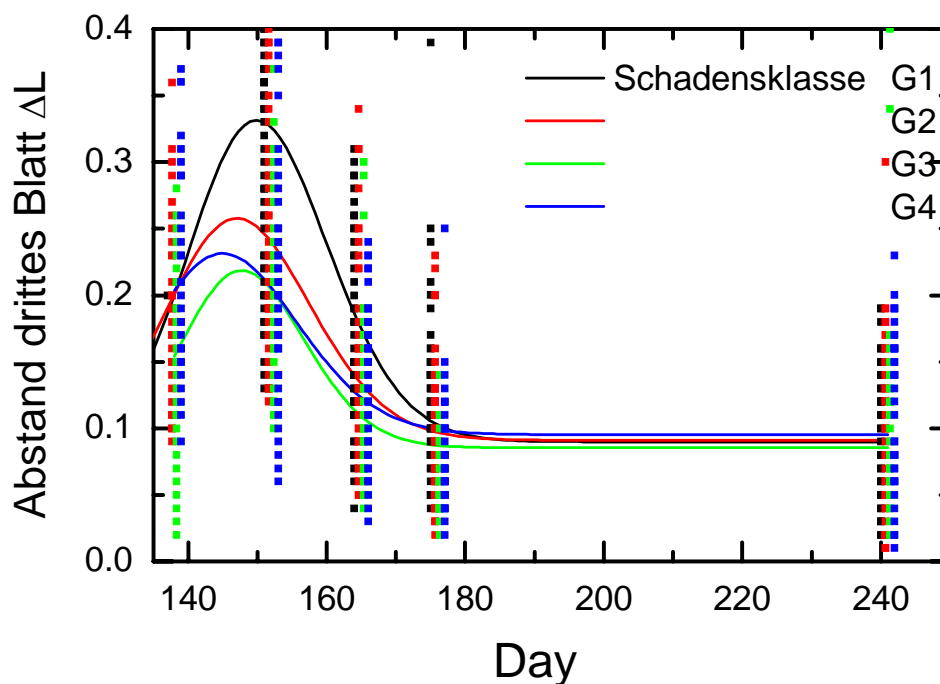


Abb. 18 Anpassung von Log-Normal-Kurven an die Abstandsdaten des 3. Blattes.

Die im Simulationsprogramm verwendeten Werte für den Abstand des 3. Blattes sind (in Abhängigkeit vom Schädigungsgrad G_i) gegeben durch

$$\begin{aligned}
 l_0^{(3.BL)} &= 0.09 \quad [\text{m}] \\
 s^{(3.BL)} &= 0.07 \\
 t_0^{(3.BL)} &= 151 \quad [\text{d}] \\
 A^{(3.BL)}(G_i) &= 6 - (G_i - 1)
 \end{aligned}
 \tag{Gl. 20a, b, c, d}$$

Die Höhe des dritten Blattes über Grund ist mit der gesamten Halmlänge L dann

$$L^{(3.BL)} = L - DL^{(3.BL)}
 \tag{Gl. 21}$$

Überflutung und Wachstumsreduzierung

Das Wachstum jedes einzelnen Halmes (Länge und Blattzahl) wird unbeeinflusst vom Wasserstand angenommen bis zu dem Zeitpunkt, an dem das dritte Blatt erscheint. Man kann sich dies dadurch plausibel machen, dass das Anfangswachstum des Halmes aus dem Rhizom heraus gesteuert ist und erst ab einem bestimmten Zeitpunkt die Erzeugung von Photosyntheseprodukten über die Blätter erfolgt. Ein möglicher Übergangsbereich ist hier ausgeblendet und das Erscheinen des dritten Blattes wird als derjenige Zeitpunkt gewählt, an dem eine Überflutung zu einer Schädigung bzw. Wachstumsreduzierung führen kann.

Um den Effekt der Überflutung auf das Halmwachstum zu simulieren (hierzu liegen keine publizierten Untersuchungen vor) wird folgende Strategie gewählt. Es wird die Anzahl der Überschwemmungstage, t_F , gezählt, an denen der Wasserstand des Sees, WS , oberhalb des 3. Blattes liegt, wobei das Sohlniveau des Halmes, Z , zu berücksichtigen ist. Sinkt der Wasserstand wieder und gibt das dritte Blatt frei, so wird ein Überschwemmungstag abgezogen, wobei die Anzahl der kumulierten Überschwemmungs-

tage, n_F , nicht kleiner als Null wird. Die Überschwemmungstage eines Halmes zum Zeitpunkt/Tag t werden gemäß

$$n_F(t) = \begin{cases} n_F(t-1) + 1, & \text{wenn } WS(t-1) \geq Z + L^{(3,BL)}(t-1) \\ n_F(t-1) - 1, & \text{wenn } WS(t-1) < Z + L^{(3,BL)}(t-1) \end{cases}$$

mit $n_F(t_{start}) = 0$ und $n_F(t) \geq 0$, (Gl. 22)

$t = 100, 101, K, 250$

bestimmt. Ein Halm gilt als abgestorben und wird im Programm als solcher markiert, wenn er eine bestimmte Anzahl, n_F^{max} , von Tagen überschwemmt ist. Dadurch wird auch die Gesamtzahl der Halme eines Bestands um eins verringert. Bei kürzerer Überschwemmungsdauer wird das Wachstum des Halmes reduziert, wobei die Wachstumsreduzierung mit den Überschwemmungstagen größer wird. Dazu werden die Wachstumsraten von Längen- und Blattzahl-Wachstum mit einem Faktor, der von der Anzahl der Überschwemmungstage abhängt, multipliziert. Diese Parametrisierung geschieht mit einer einfachen zweiparametrischen Funktion (Abb. 19),

$$FPm(n_F) = \frac{\alpha}{\alpha + 1} \left(1 - \frac{n_F}{n_F^{max}} \right)^p \quad (Gl. 23)$$

Die maximale Anzahl der Überschwemmungstage, bei dem ein Absterben des Halmes erfolgt, und der Exponent, p , welcher die Stärke der Wachstumsreduzierung bestimmt, sind im Programm auf

$$n_F^{max} = 10 \quad \text{und} \quad p = 0.5 \quad (Gl. 24)$$

gesetzt. Die Wachstumsraten werden damit gemäß

$$r_F = r \times FPm(n_F) \quad \text{wenn } n_F > 0, \quad \text{wobei } r \in \{r^{(L)}, r^{(BL)}\} \quad (Gl. 25)$$

bei Überschwemmung des dritten Blattes reduziert.

Wachstumsmodifikation bei Überschwemmung

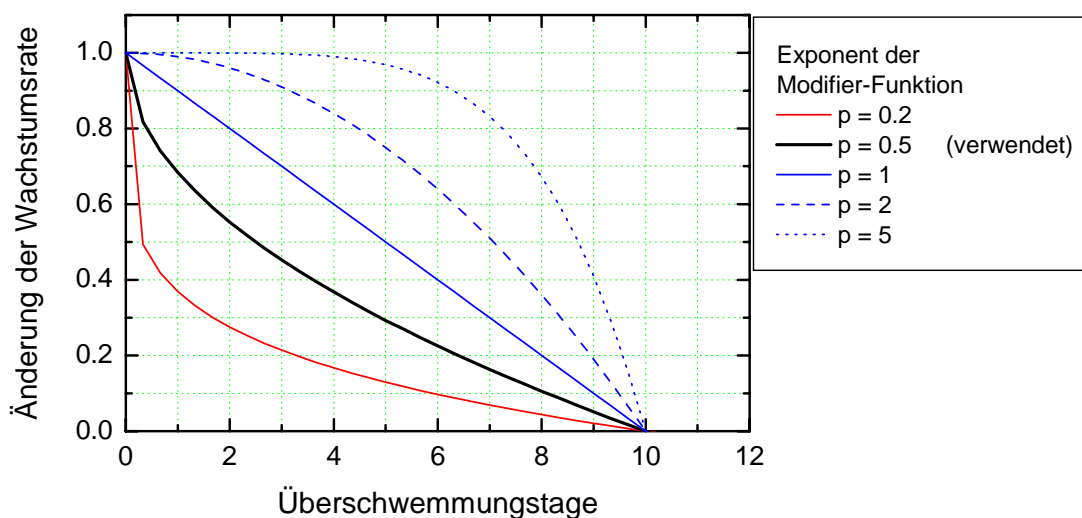


Abb. 19 Modifikationskurve der Wachstumsraten bei Überschwemmung.

3.5.3.3 Bewertung

Am Ende eines Simulationsjahres hat sich sowohl die (relative) Halmdichte geändert, was im Programm selber berechnet wird, als auch die Längenverteilung der erhalten gebliebenen Halme. Aus diesen Daten muss nun der Bestand in einen neuen Schädigungsgrad eingeordnet werden. Eine reine Betrachtung der Längenverteilung der Halme führt hier zu keinem Ergebnis, da bei einer Hochwasserschädigung nur diejenigen Halme überleben werden, welche lang genug sind um über das Hochwasser hinauszuragen. Bei einer starken Hochwasserschädigung werden auch bei einem hohen Schädigungsgrad, welche im Mittel mit geringen maximalen Längen einhergeht, nur die besonders langen Halme überleben. Ein Rückschluss von der Länge auf den Schädigungsgrad am Ende einer Jahressimulation ist nicht mehr möglich – umgekehrt wird am Anfang einer Simulation die Länge durch den Schädigungsgrad bestimmt (siehe Gleichung 17)! Hier muss ein neues Bewertungsschema eingeführt werden, welches sowohl die Längen als auch die Anzahl der überlebenden Halme mit einbezieht, um eine längerfristige Simulation zu gestatten.

„Biomassen“-Konzept zur Bewertung des Schädigungsgrades

Die Halmlängenverteilung eines geschädigten Schilfbestands am Ende einer Simulation lässt keine direkten Rückschlüsse auf den neuen Schädigungsgrad bzw. die mittlere maximal erreichbare Länge des Bestands im nächsten Jahr zu. Dies liegt daran, dass (unter Umständen) eine große Zahl der kleineren Halme abgestorben ist, was die Längenverteilung zu höheren Werten hin verschiebt. Bezieht man sich aber auf die Bestandsbiomasse, welche durch die überlebenden Halme aufgebaut wird, so wird gleichzeitig die Anzahl der Halme berücksichtigt. Im einfachsten Fall (einem idealisierten Halm dargestellt als Zylinder oder Kegel) ist die Biomasse bzw. das Volumen eines Halmes proportional zu seiner Länge und der Grundfläche, welche wiederum vom Wachstum des Halmes und damit der Länge abhängt. Hieraus folgt eine Proportionalität zwischen Biomasse des Halmes und der Halmlänge hoch 3 (oder allgemein einer bestimmten Potenz m),

$$M_i^{Halm} : (L_i)^3 \quad (\text{allgemein: } M_i^{Halm} : (L_i)^m) \quad (\text{Gl. 26})$$

Daraus kann man dann den Zusammenhang zwischen mittlerer Halmlänge des Bestands und der Biomasse des Bestands folgern, wenn man die Anzahl der (über)lebenden Halme berücksichtigt,

$$M^{\text{Bestand}} : \bar{L}^3 \times n_H^{\text{lebend}} \quad (\text{allgemein: } M^{\text{Bestand}} : (\bar{L})^m \times n_H^{\text{lebend}}) \quad (\text{Gl. 27})$$

Dies ist die tatsächlich erreichte Biomasse des Bestands. Geht man davon aus, dass diese Biomasse auch im nächsten Jahr wieder erreicht wird, wobei man diese Biomasse auf den ursprünglich vorhandenen Bestand von $n_H = 1000$ Halmen bezieht, mit welchem im darauf folgenden Jahr wieder ausgetrieben wird, so erhält man analog zu Gleichung 27 für die (mittlere) maximal mögliche Halmlänge

$$M^{\text{Bestand}} : (L_{\max})^3 \times n_H \quad (\text{allgemein: } M^{\text{Bestand}} : (L_{\max})^m \times n_H) \quad (\text{Gl. 28})$$

Zusammengefasst ergibt sich eine mit der relativen Halmdichte,

$$H = \frac{n_H^{\text{lebend}}}{n_H} \quad (\text{Gl. 29})$$

normierte mittlere maximal erreichbare Länge

$$L_{\max} = \bar{L} \sqrt[3]{H} \quad (\text{allgemein: } L_{\max} = \bar{L} \sqrt[n]{H}) \quad (\text{Gl. 30})$$

Das Programm berechnet am Ende eines Jahres aus den simulierten Längen eines Bestands die mittlere Halmlänge und aus obiger Gleichung mit der relativen Halmdichte die maximal erreichbare Halmlänge. Aus dieser lässt sich dann mit Gleichung 17 der neue Schädigungsgrad ermitteln,

$$G^{\text{neu}} = (3.5 - L_{\max}) \times 2 + 1 \quad (\text{Gl. 31})$$

An einem Beispiel sei dieses Verfahren erläutert. Simulationsrechnungen zum mittleren Wasserstandsjahr (1951-2000) bzw. Hochwasserjahr 1999 ergeben für einen ursprünglichen G1 Bestand die in Tabelle 6 gezeigten Ergebnisse.

Tab. 6 Neubewertung des Schädigungsgrades eines G1 Bestands bzgl. verschiedener Sohlniveaus auf Grundlage der mittleren Halmlängen und der relativen Halmdichte am Ende der Simulation.

Sohnniveau	mittlere Halmlänge	rel. Halmdichte	L_{\max} Gleichung 30	neuer Schädigungsgrad
WS 1999:				
396,4 (MHW)	3,6 +/- 0,82	0,64	3,1	1,8
395,3 (MMW)	3,9 +/- 0,79	0,13	2,0	4,0
WS mittel:				
396,4 (MHW)	3,5 +/- 0,82	1,00	3,5	1,0
395,3 (MMW)	3,5 +/- 0,67	0,84	3,3	1,4

Die bei einem Sohlniveau von 395,3 m ü.NN im Extremhochwasserjahr 1999 erreichten Halmlängen zeigen im Vergleich zum Sohlniveau 396,4 m ü.NN deutlich die Tendenz zu größeren Längen bei gleichzeitiger (drastischer) Abnahme der relativen Halmdichte. Trotz 16 % abgestorbener Halme beim mittleren Wasserstandsjahr kann der Bestand immer noch zum Schädigungsgrad G1 gezählt werden. Anders beim Hochwasserjahr 1999, wo 87 % der Halme abgestorben sind. Die „Biomassen“-Mittelung reduziert die große Halmlänge von beinahe 4 m auf eine mittlere maximal erreichbare Halmlänge von 2 m, was einem Schädigungsgrad von G4 entspricht.

3.5.3.4 Bestandserholung

Wie die Wachstumsreduzierung im vorhergegangenen Abschnitt ist auch die im folgenden diskutierte Bestandserholung nicht durch Felduntersuchungen abgesichert, sondern basiert auf reinen Plausibilitätsannahmen.

Will man die Entwicklung des Schädigungsgrades eines Schilfbestands über mehrere Jahre hinweg simulieren, stellt sich das Problem, dass sich der Bestand auch regenerieren kann. Dies ist mit dem hier beschriebenen rein hochwasserabhängigen Wachstumsverlauf nicht möglich. Ein nicht durch Hochwasser beeinflusster Bestand entwickelt sich im Modell bis zu den durch seinen Schädigungsgrad vorgegebenen maximalen Halmlängen bzw. max. Blattzahl. D.h. am Ende eines Jahres hat er genau denselben Schädigungsgrad-Zustand wie am Anfang der Simulation. Hier muss wieder eine empirische Formulierung verwendet werden, um eine mögliche Verbesserung des Bestands zu erhalten. Dabei sind zwei Aspekte, die später bei der Bewertung bzw. Neu-

einteilung des Schädigungsgrades nach einem Simulationsjahr zum Tragen kommen, zu berücksichtigen. Zum einen wird sich im Laufe der Zeit die Schädigung des Bestands verringern, sofern keine neue Hochwasserschädigung hinzukommt, d.h. eine Verringerung des Wertes des Schädigungsgrades ist zu modellieren. Zum anderen wird sich auch die Halmdichte eines Bestands ändern.

Natürliche Verringerung der Schädigung

Unter optimalen Wachstumsbedingungen wird sich ein geschädigter Schilfbestand im Laufe der Zeit erholen. Geht man davon aus, dass ein (nahezu) abgestorbener Bestand des Schädigungsgrades G_5 eine Anzahl von Jahren, Y_G , benötigt um als ungeschädigter Bestand zu gelten (G_1), so kann man eine Funktion, $g(Y)$, in Abhängigkeit der verstrichenen Jahre, Y , definieren, die den zeitlichen Übergang zwischen Schädigungsgraden bestimmt. Dabei ist anzunehmen, dass der Verbesserungsvorgang bei starker Schädigung langsamer verläuft, als bei geringer Schädigung. Die einfachste Form einer solchen Kurve ist ein Binom,

$$G = g(Y) = 5 - 4 \frac{Y}{Y_G} \left(\frac{Y}{Y_G} \right)^2 \quad \text{mit} \quad g(Y_G) = 1 \quad \text{und} \quad g(0) = 5 \quad (\text{Gl. 32})$$

wobei die Kurve nach der gesamten Regenerationszeit den Schädigungsgrad G_1 erreicht haben muss und ihren Ausgang bei G_5 nimmt. In Abbildung 20 ist dies gezeigt, wobei die Regenerationsdauer auf $Y_G = 25$ Jahre gesetzt wurde. Mit diesem Ansatz lässt sich dann die Verbesserung in einem Jahr bzgl. des vorliegenden Schädigungsgrades eines Halmes bestimmen,

$$\begin{aligned} \frac{DG}{DY}(G) &= \frac{dg}{dY}(Y = g^{-1}(G)) = \frac{1}{\frac{dY}{dG}} \\ &= - \frac{4}{Y_G} \sqrt{5 - G} \end{aligned} \quad (\text{Gl. 33})$$

Zum Beispiel erhält man bei einem Schädigungsgrad $G = 2.3$ nach einem Jahr eine Verbesserung um $\Delta G = 0.26$ auf $G = 2.0$ (gerundet).

Natürliche Erholung der Halmdichten

Die Halmdichten, bzw. die relativen Halmdichten,

$$H = \frac{n_H^{\text{lebend}}}{n_H} \quad (\text{Gl. 34})$$

bei einem Ausgangsbestand von $n_H = 1000$ Halmen und n_H^{lebend} überlebenden Halmen am Ende eines Jahres, werden sich entsprechend dem Schädigungsgrad erholen. Es wurde deshalb die zu Gleichung 32 analoge Funktion gewählt,

$$H = h(Y) = \frac{Y}{Y_G} \left(\frac{Y}{Y_G} \right)^2 \quad \text{mit} \quad h(Y_G) = 1 \quad \text{und} \quad h(0) = 0 \quad (\text{Gl. 35})$$

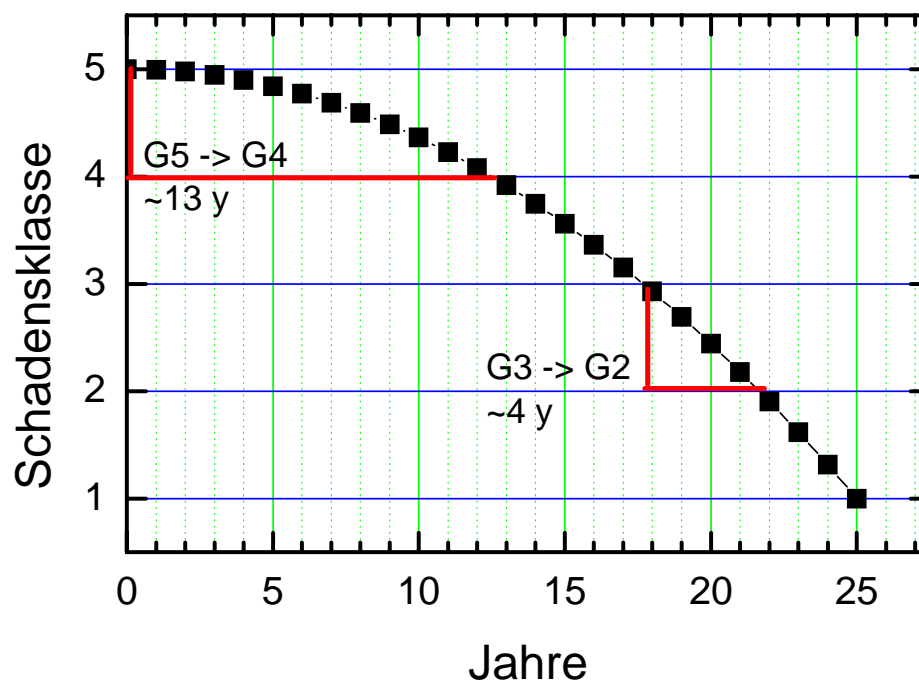


Abb. 20 Verlauf der natürlichen Verbesserung der Schädigung eines Schilfbestands (Plausibilitätsannahme).

Hierbei sind lediglich die Randbedingungen geändert. Ein (nahezu) vollständig abgestorbener Bestand mit relativer Halmdichte $H = 0$ benötigt wiederum $Y_G = 25$ Jahre um zu einem vollen Bestand mit relativer Halmdichte $H = 1$ heranzuwachsen. Damit ergibt sich die natürliche Verbesserung der Halmdichten zu

$$\frac{DH}{DY}(H) = \frac{1}{\frac{dH^{-1}(H)}{dH}} = \frac{2}{Y_G} \sqrt{H} \quad (\text{Gl. 36})$$

Ein Bestand mit aktueller relativer Halmdichte von $H = 0,8$ (800 von 1000 Halmen) wird sich somit nach einem Jahr um $DH = 0,072$ (d.h. um 72 auf 872 Halme) verbessert haben.

4 Ergebnisse

4.1 Luftbildauswertung und GIS-Analysen

4.1.1 Bestandserhebung

4.1.1.1 Bilanzierung 1993, 1998 und 2000 (Schilfröhricht)

Die Digitalisierung der wasserseitigen Röhrichtgrenzen aus drei Luftbildserien (29.6.1993, 29.5.1999 und 22.7.2000) ergab folgende Ergebnisse (s. Tab. 7): von 1998 bis 2000 sind 30,3 ha aquatisches Schilfröhricht abgestorben. Dies sind 24,4 % des 1998 noch 124 ha großen Bestands. Rechnet man diesen Rückgang auf die 44 km lange Schilfuferstrecke um, so entspricht dies einer Regression der seeseitigen Schilffront um 6,9 m. Von 1993 bis 1998 hatten die Röhrichte am baden-württembergischen Bodenseeufer noch um 9,3 ha zugenommen (+8,1 %, +2,1 m).

Tab. 7 Bestandsgrößen des aquatischen Schilfröhrichts und deren Veränderung in den Jahren 1993, 1998 und 2000.

Bestandsgröße 1993	115,0 ha
Bestandsgröße 1998	124,2 ha
Bestandsgröße 2000	94,0 ha
Änderung von 1993 bis 1998	9,3 ha
" in Prozent	8,1 %
Änderung von 1998 bis 2000	-30,3 ha
" in Prozent	-24,4 %
Röhrichtbewachsene Uferlinie	44 km
Bewegung der Schilffront 1993 bis 1998	2,1 m
Bewegung der Schilffront von 1998 bis 2000	-6,9 m

Der Bestandsrückgang durch das Extremhochwasser ist an den einzelnen Uferabschnitten sehr unterschiedlich. In Abbildung 21 sind für 15 Uferabschnitte die prozentualen Zu- bzw. Abnahmen im Vergleich dargestellt. Von 1993 bis 1998 haben sich die Röhrichte mit Ausnahme der Reichenau überall ausgedehnt. Ursache hierfür waren sehr wahrscheinlich die relativ niedrigen Wasserstandsganglinien in dieser Zeit. Von 1998 bis 2000 sind durch das Extremhochwasser die Bestände um 7 bis 69 % zurückgegangen. Relativ gering war die Regression im Bereich von Flussmündungen (bei der Radolfzeller-, Stockacher- und Seefelder Aach sowie dem Lipbach).

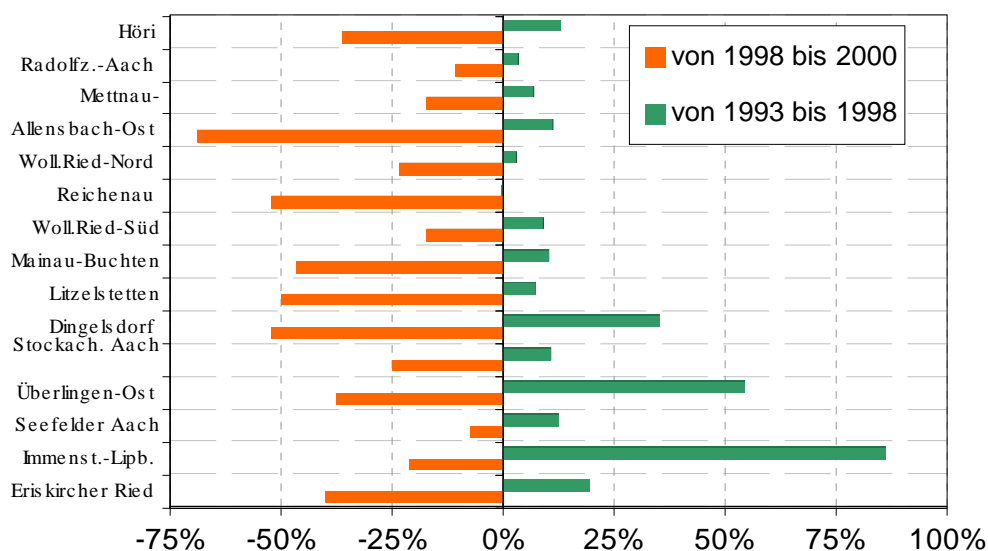


Abb. 21 Veränderung der Röhricht-Bestandsgrößen an 15 Uferabschnitten in den Zeiträumen 1993-1998 und 1998-2000.

Zur Veranschaulichung wurden Durchschnittswerte berechnet, wie weit sich die seeseitige Schilffront in diesen Uferabschnitten bewegt hat (Abb. 22). Von 1993 bis 1998 gab es die weitaus größte Veränderung im Renaturierungsgebiet Lipbach-Mündung mit einer Progression von 10 m. Für den Zeitraum von 1998 bis 2000 heben sich solche Uferbereiche durch extreme Flächenverluste hervor, die eine geringe Uferneigung aufweisen: z.B. Wollmatinger-Ried-Nordteil und die beiden Mainau-Buchten. Geringere Regressionen weisen beispielsweise die Mündungsbereiche von der Radolfzeller- und Seefelder Aach auf.

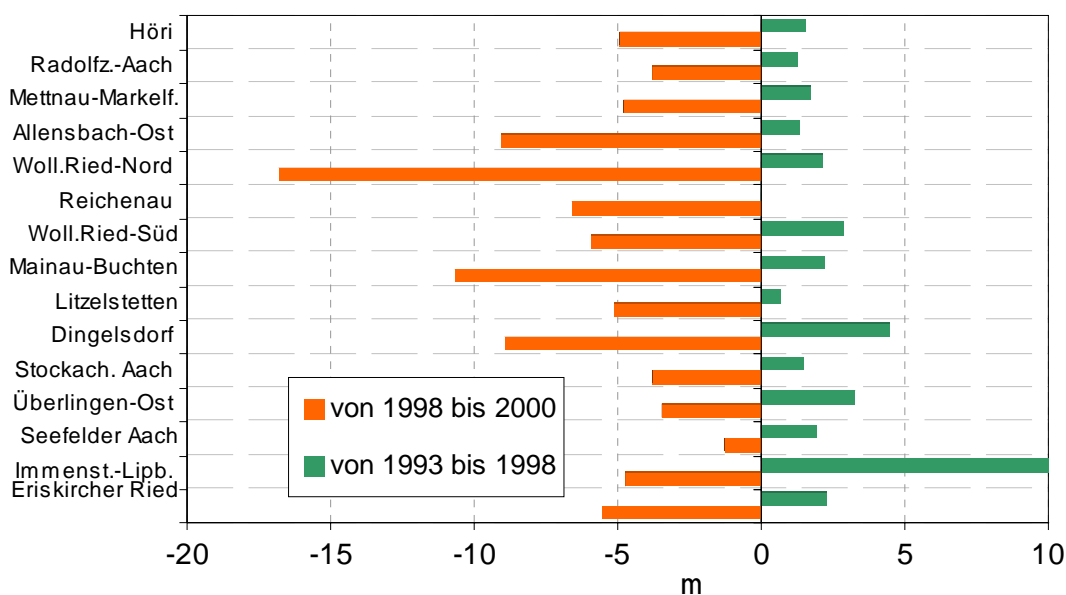


Abb. 22 Verlagerung der seeseitigen Schilffront an 15 Uferabschnitten in den Zeiträumen 1993-1998 und 1998-2000.

4.1.1.2 Bestandsveränderungen in Renaturierungsgebieten am Obersee

Am Obersee gibt es verschiedene Gebiete, in denen Uferrenaturierungen durchgeführt wurden (z.B. Lipbach-Mündung) oder Schutzzäune gegen Treibgut angebracht wurden (z.B. vor dem Eriskircher Ried). Für diese insgesamt 6 Gebiete wurden die Flächengrößen in den Jahren 1993, 1998 und 2000 gesondert berechnet und denen der restlichen Nicht-Renaturierungs-Gebiete gegenüber gestellt (Abb. 23). Beide Gebietseinheiten unterscheiden sich erheblich. In den renaturierten Uferbereichen hatten sich die aquatischen Röhrichte von 1993 bis 1998 viermal so stark vermehrt wie in den restlichen Flächen, und die Verluste durch das Extremhochwasser waren nur halb so hoch. Die Sanierungen waren also – was die Röhrichtentwicklung betrifft – sehr erfolgreich. Allerdings liegen diese Schilfbestände wegen des bei der Renaturierung erhöhten Sohlniveaus fast ausschließlich oberhalb der Mittelwasserlinie (MMW = 395,27 m_{üNN} = 337 cm Pegel Konstanz), so dass sie nicht mit den ‚natürlichen‘ Röhrichten vergleichbar sind, die bis 50 cm unterhalb der MMW-Linie vorkommen.

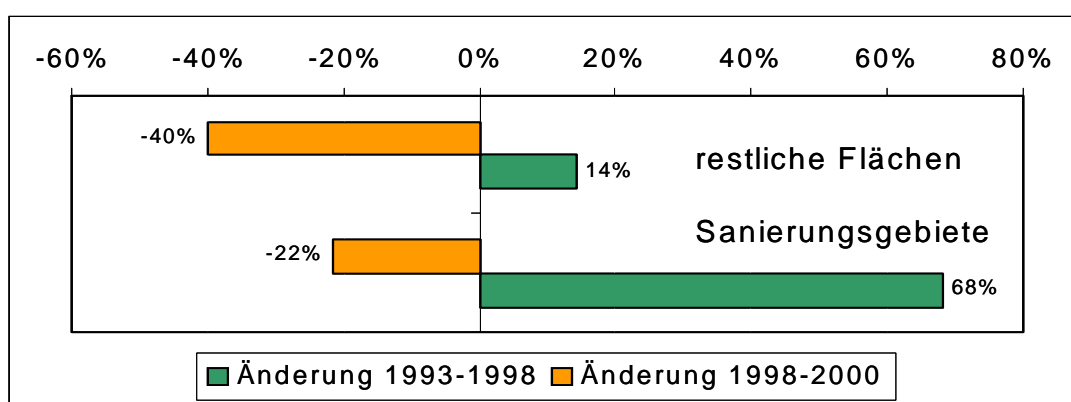


Abb. 23 Veränderung der Röhricht-Bestandsgrößen am Obersee in den Sanierungsgebieten und in den restlichen Gebieten in den Zeiträumen 1993-1998 und 1998 bis 2000.

4.1.1.3 Abhängigkeit der Bestandsveränderungen vom Sohlniveau

In den folgenden Abbildungen ist dargestellt, wie sich die Röhrichte auf den verschiedenen Sohlniveaus entwickelt haben.

Anmerkung: Um die beiden Seeteile vergleichen zu können, wurde auch für Untersee der Pegel von Konstanz (PKN) angegeben. Bezogen auf NN (Amsterdam) liegen die Werte 19 cm tiefer als am Obersee.

Abbildung 24A und 24B zeigen die Verteilung der Schilfbestände im Jahr 1993 und die Ausdehnung bis 1998 bezogen auf die verschiedenen Höhenstufen. In beiden Seeteilen haben die aquatischen Röhrichte ihre größte Fläche zwischen 340 und 360 cm am PKN. Ihren Zuwachs von 1993 bis 1998 hatten die Bestände an der seeseitigen Grenze. Deren Anteil an dem 93er Bestand ist in den tief gelegenen Bereichen deswegen besonders hoch. Diese Prozentualwerte sind am Obersee wesentlich höher als am Untersee (Abb. 24 C). Dies liegt daran, dass die Obersee-Ufer im Schnitt steiler und deswegen die 1993er Bestände kleiner bzw. die prozentualen Zuwächse relativ groß sind. Hierbei ist zu bemerken, dass die Flächen unterhalb 260 cm (PKN) vernachlässigbar sind und wahrscheinlich eher auf Fehlern im digitalen Tiefenmodell beruhen.

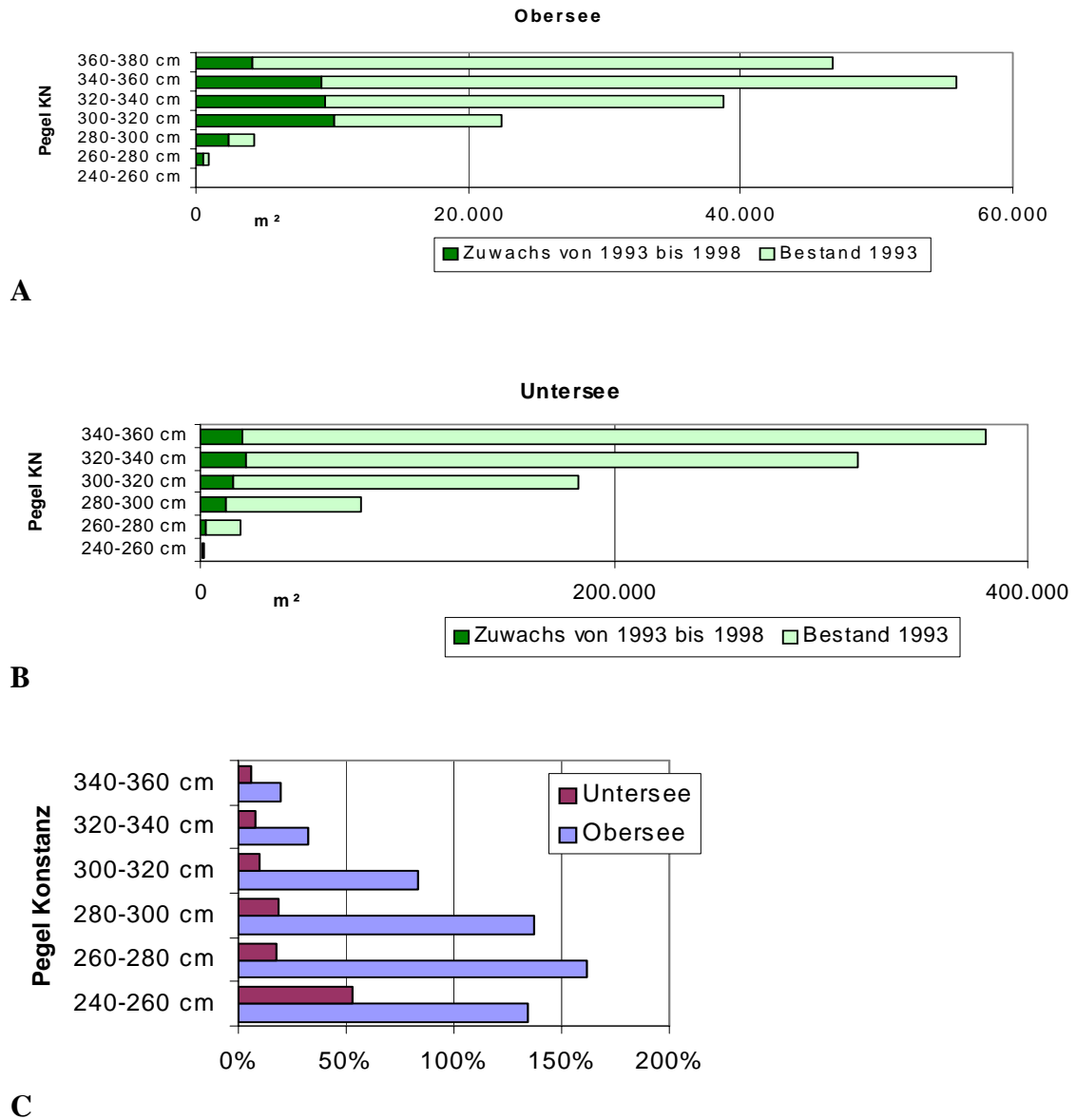
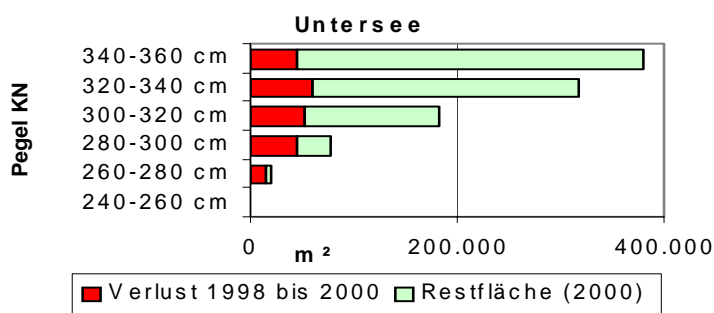
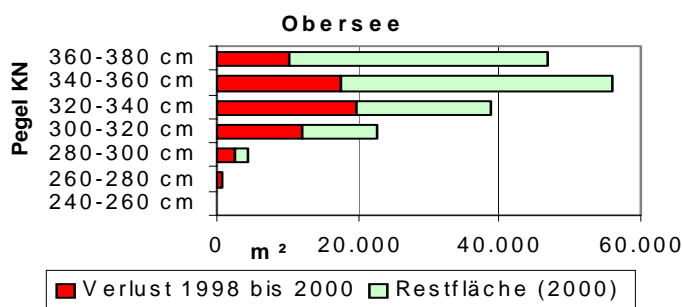


Abb. 24 Abhängigkeit der Bestandsvergrößerung von 1993 bis 1998 vom Sohlniveau an Ober- und Untersee; absolute Flächen (A = Obersee, B = Untersee) und Prozentualanteil am 1993er Bestand (C).

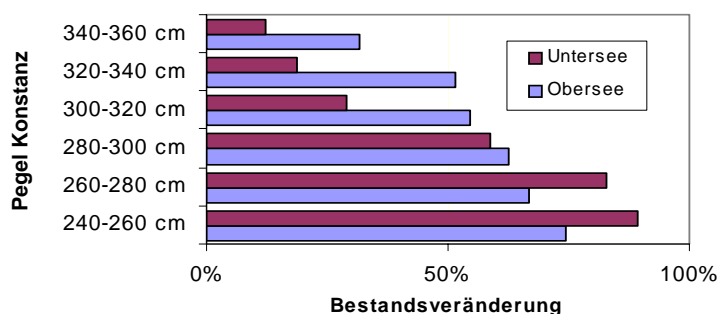
Bei den Veränderungen von 1998 bis 2000 ist die Abhängigkeit vom Sohlniveau noch deutlicher ausgeprägt (Abb. 25). Die Unterschiede zwischen Ober- und Untersee sind nicht so deutlich wie bei den Zuwächsen von 1993 bis 1998, aber es fällt auf, dass im Bereich der Mittelwasserlinie (320-360 cm PKN) die prozentualen Verluste am Obersee deutlich höher sind als am Untersee, was mit den durchschnittlich schmalere Röhrichtbeständen zusammenhängt.



A



B



C

Abb. 25 Abhängigkeit der Bestandsverluste von 1998 bis 2000 vom Sohlniveau am Obersee und am Untersee; absolute Flächen (A = Obersee, B = Untersee) und Prozentualanteil am 1993er Bestand (C).

4.1.1.4 Bilanzierung von Teilflächen für die Jahre 2001 und 2002

Die Bestandsgrenzen von 2001 und 2002 wurden für drei Uferabschnitte erfasst. Sie ergaben wichtige Details für die kurzfristigen Änderungen im aquatischen Röhricht.

Reichenauer Nordufer (800 m Länge)

Das Nordostufer der Reichenau ist der einzige Uferbereich, an dem das Röhricht von 1993 bis 1998 zurückging (Abb. 26). Die prozentualen Verluste durch das Extremhochwasser waren die Größten am ganzen baden-württembergischen Unterseeufer. Von 2000 bis 2001 bzw. 2002 ist eine Regeneration erkennbar.

	1993	1998	2000	2001	2002
Bestandsgröße [m ²]	17.587	16.492	7.532	8.125	9.559
Änderung		-6,2 %	-54,3 %	7,9 %	17,7 %

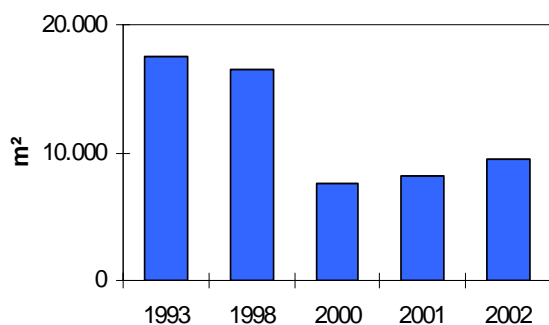


Abb. 26 Bestandsgrößen des aquatischen Röhrichts auf 800 m Uferlänge am Nordostufer der Reichenau in den Jahren 1993, 1998, 2000, 2001 und 2002.

Mainaubucht (Untere Güll, 250 m Länge)

Die Zunahme der Röhrichtflächen zwischen 1993 und 1998 entspricht etwa dem Durchschnitt aller Flächen (Abb. 27). Der Rückgang durch das Extremhochwasser ist mit 35 % vergleichsweise hoch. Die starke Zunahme von 2000 bis 2001 ist damit zu erklären, dass viele Treibgutlöcher schnell wieder zugewachsen sind (Abb. 28). Die Regeneration von 2001 bis 2002 fällt mit 3,4 % vergleichsweise gering aus.

	1993	1998	2000	2001	2002
Bestandsgröße [m ²]	8.064	8.902	5.766	6.976	7.210
Änderung		10,4 %	-35,2 %	21,0 %	3,36 %

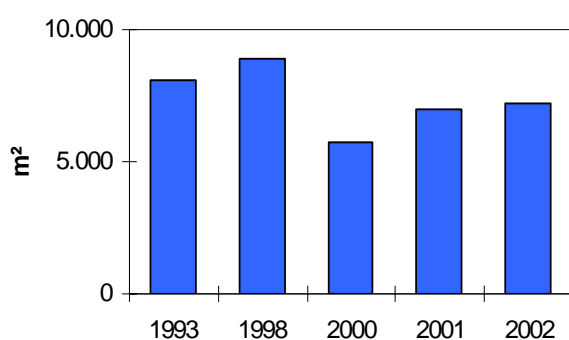


Abb. 27 Bestandsgrößen des aquatischen Röhrichts auf 250 m Uferlänge in der nördlichen Mainaubucht in den Jahren 1993, 1998, 2000, 2001 und 2002.

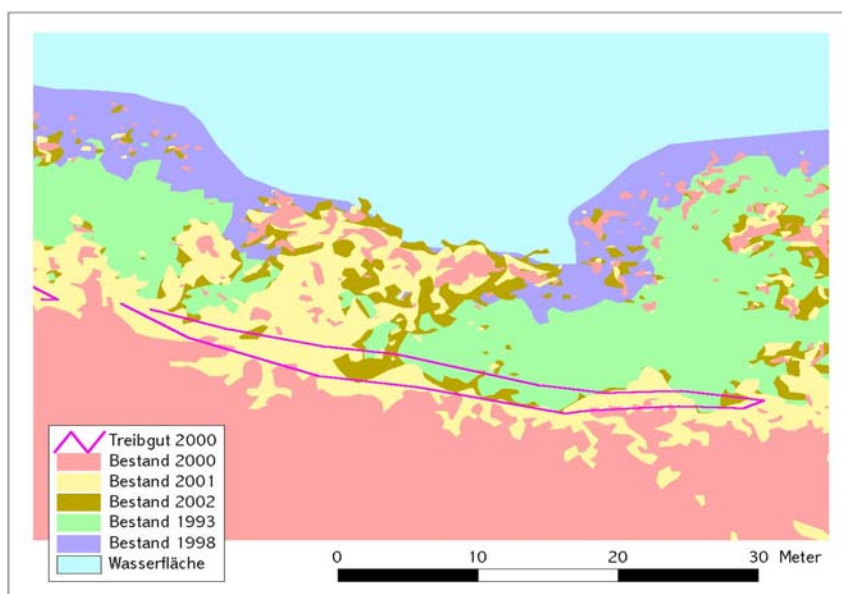


Abb. 28 50-m-Uferabschnitt aus der nördlichen Mainaubucht (NSG Untere Güll). Die verschiedenen Jahrgänge überlappen sich. Das Mosaik verdeutlicht die kleinräumige Dynamik. Die Schäden durch Treibgut sind offensichtlich nur von kurzer Dauer.

Stockacher Aachried (1000 m Länge)

Auch hier ist die Zunahme von 1993 bis 1998 ähnlich hoch wie in den restlichen Flächen (Abb. 29). Das Extremhochwasser von 1999 verursachte vergleichsweise geringe Verluste. Erstaunlich ist die Bestandsabnahme von 2000 bis 2001. Dieser Verlust konnte aber bis 2002 mehr als ausgeglichen werden.

	1993	1998	2000	2001	2002
Bestandsgröße [m ²]	14.259	15.636	13.030	12.444	13.484
Änderung		9,7 %	-16,7 %	-4,5 %	8,4 %

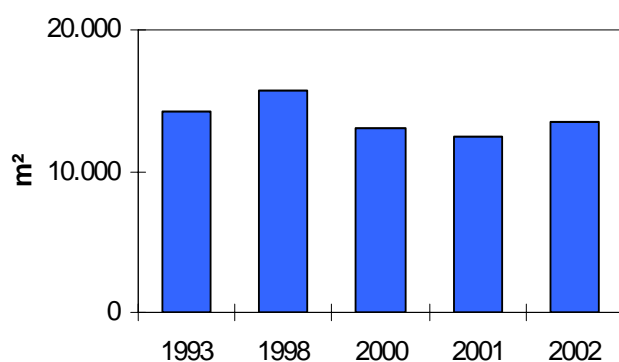


Abb. 29 Bestandsgrößen des aquatischen Röhrichts auf 1000 m Uferlänge beim Stockacher Aachried in den Jahren 1993, 1998, 2000, 2001 und 2002.

4.1.1.5 Vergleich von 4 Teilflächen mit 1978, 1967 und 1962

Der Vergleich an vier Teilflächen mit Daten aus den Jahren 1961, 1967 und 1978 ergab folgendes Bild (siehe auch SCHMIEDER et al. 2003b).

Giehrenmoos (770 m Länge)

In den Abbildungen 34 und 35 ist die Röhrichtentwicklung innerhalb des Untersuchungszeitraums für das Giehrenmoos im Nordteil des Naturschutzgebietes „Wollmatinger Ried – Untersee – Gnadensee“ kartographisch dargestellt.

Zwischen 1961 und 1967 trat ein extremer Flächenverlust von fast 2,5 ha (32,5% der Fläche von 1961) auf (Abb. 30). Eine Erholung der Bestände von diesem Verlust erfolgte im Gegensatz zu anderen Uferabschnitten (Litzelstetten, Stockacher Aachried) bis 1993 nicht. In der Gesamtbilanz zeigte die Röhrichtfläche einen leicht abnehmenden Trend zwischen 1967 und 1993. Erst nach 1993 trat eine deutliche Zunahme bis 1998 auf, welche zur größten Flächenausdehnung der Schilfbestände nach 1967 führte, aber bei weitem nicht die Ausdehnung der Röhrichte von 1961 erreichte. Infolge des Extremhochwassers von 1999 ging die Röhrichtfläche innerhalb kürzester Zeit wieder erheblich zurück (-17%).

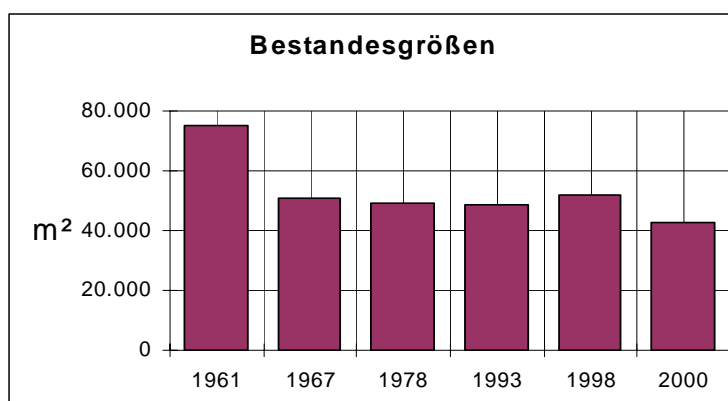


Abb. 30 Flächenbilanz der Röhrichtflächen im Giehrenmoos während des Untersuchungszeitraumes 1961 - 2000.

Auffallend ist jedoch, dass unabhängig von den relativ geringfügigen Unterschieden in der Gesamtfläche zwischen 1967 und 1993 innerhalb des Röhrichts eine große Dynamik bestand (Tab. 8). Neben lokalen, offenbar sehr vitalen Beständen im nördlichen Bereich des Uferabschnittes wie z. B. die beiden Zungen östlich der Schilfinsel, die sich im Laufe dieses Zeitraumes deutlich ausbreiten konnten, lösten sich Bestände im mittleren und südlichen Uferabschnitt teilweise oder gar komplett auf. Eine Stabilisierung der Röhrichtbestände erfolgte offensichtlich im Zeitraum zwischen 1993 und 1998 und führte zu einer seeseitigen Ausbreitung. 1993 war der seeseitige Röhrichttrand in der Regel sehr geschlossen mit nur wenig Randauflösung. Im Durchschnitt verlagerte sich die seeseitige Röhrichtgrenze von 1993 bis 1998 um 2 m seewärts. Auch 1998 war der seeseitige Röhrichttrand geschlossen. Ganz anders nach dem Extremhochwasser 1999: Ende Juli 2000 waren große Ausfallflächen zu verzeichnen oder die seeseitige Röhrichtgrenze zeigte zumindest Randauflösungen. Innerhalb der Schilfbestände waren Loch- und Lagunenbildungen erkennbar. Völlig ungeschädigte Randbestände waren die Ausnahme. Im Nordteil des Wollmatinger Rieds gab es die größten Absterbeflächen des ganzen Bodensees. Mit 9000 m² sind im analysierten Uferabschnitt Giehrenmoos 17 % des aquatischen Röhrichtbestands von 1998 innerhalb eines Jahres abgestorben, was einem durchschnittlichen Rückzug der Schilffront um 12 m entspricht. Die verbliebenen Bestände waren z. T. stark in Einzelflächen aufge-

löst. Auffallend ist die Verlagerung der ursprünglich 0,5 ha großen Schilfinsel. Sie hat sich nicht nur stark verkleinert (-95%), sie verlagerte sich auch deutlich ostwärts.

Reichenau (920 m Länge)

Auch in den Schilfröhrichten des Nordostufers der Insel Reichenau traten zwischen 1961 und 1967 Verluste auf, mit 31,5 % in etwa der gleichen Höhe wie im Giehrenmoos (Abb. 31).

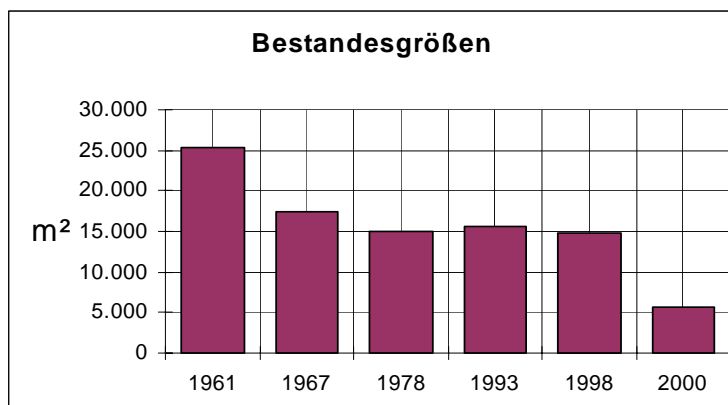


Abb. 31 Flächenbilanz der Röhrichtflächen am Nordufer der Insel Reichenau während des Untersuchungszeitraumes.

Nach einem weiteren starken Rückgang zwischen 1967 und 1978 haben sich die Bestände bis 1993 wieder leicht ausgebreitet. Im Gegensatz zu allen übrigen Untersuchungsflächen konnte zwischen 1993 und 1998 kein einheitlicher Ausbreitungstrend festgestellt werden. Es gab kleinräumig sowohl Regression als auch Progression (Tab. 9), die in der Gesamtbilanz einen leichten Rückgang für diesen Zeitraum ergaben (-5,4 %). Im Durchschnitt hielten sich Ausdehnung und Rückzug zwischen 1978 und 1998 die Waage, so dass unmittelbar vor dem Extremhochwasser 1999 die Bestandsfläche mit der von 1978 vergleichbar war. Die Ausfallflächen nach dem Extremhochwasser von 1999 betragen an der Reichenau noch einmal über 60 % der Fläche von 1998. Rechnerisch ergab sich in diesem Zeitraum ein durchschnittlicher Rückzug der Schilffront vor der Reichenau um 5 m.

Litzelstetten (800 m Länge)

Zwischen 1961 und 1967 trat auch hier ein deutlicher Flächenverlust von 21,4 % auf (Abb. 32), der aber im Verhältnis zu den übrigen Untersuchungsabschnitten erheblich niedriger war. Im Gegensatz zu den Bestandsentwicklungen der Gebiete im Untersee war für das Schilfgebiet Litzelstetten ein stetiger Flächenzuwachs der Bestände zwischen 1967 und 1998 festzustellen, der sich jedoch zwischen 1993 und 1998 deutlich verringerte.

Innerhalb der einzelnen Zeiträume war wie bei den Gebieten im Untersee die Dynamik sehr groß (Tab. 10). Neben Uferabschnitten mit starker Progression lagen Abschnitte mit deutlicher Regression. Betrachtet man die Progressionsabschnitte unabhängig von den Regressionsabschnitten, so ergab sich für die Zeiträume zwischen 1967 und 1978 bzw. 1978 und 1993 im Durchschnitt ein jährlicher Zuwachs von ca. 150 m². Gleichzeitig betrug die Verluste in den Regressionsgebieten in den ersten beiden Zeiträumen 106 m² bzw. 87 m², so dass sich die Schilfgrenze um 0,7 m bzw. 1,2 m seewärts verlagerte. Für den Zeitraum zwischen 1993 und 1998 betrug der Zuwachs sogar 266 m², wobei die jährlichen Verluste ebenfalls ausgesprochen hoch waren. In der Bilanz ergab sich daher nur ein geringer Zuwachs, der einer seeseitigen Verlagerung der

Schilfgrenze von lediglich ca. 0,2 m in diesem Zeitraum entsprach. Auch unter Berücksichtigung der Länge der Untersuchungszeiträume ergibt dies einen höheren Netzuwachs im Zeitraum vor 1993 im Vergleich zum Zeitraum von 1993 bis 1998. Daraus lässt sich schließen, dass die Schilfröhrichte bereits Anfang der 90er Jahre nahe der maximalen Tiefenverbreitung wuchsen und daher einem höheren Verlustrisiko durch Wellen ausgesetzt waren.

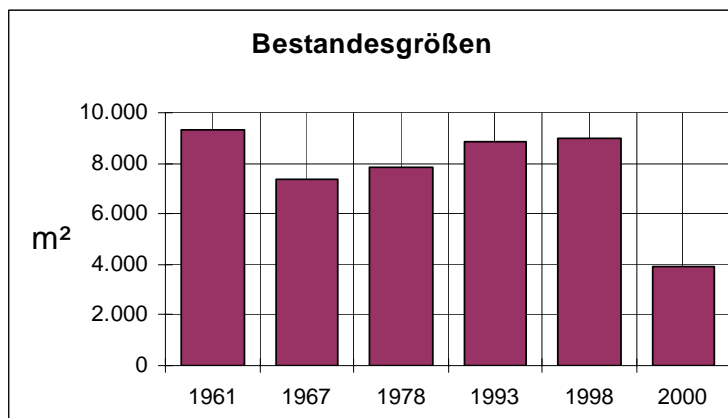


Abb. 32 Flächenbilanz der Röhrichtflächen im Untersuchungsgebiet Litzelstetten während des Untersuchungszeitraumes.

Nach dem Extremhochwasser 1999 waren die Verluste an aquatischen Schilfflächen in diesem Gebiet sehr drastisch, der Bestand ging zwischen 1998 und 2000 von 0,9 ha auf 0,4 ha zurück. Dies entspricht einem Verlust in diesem Zeitraum von 56 %.

Stockacher Aachried (Uferabschnittslänge 440 m)

Im Schilfröhricht des Stockacher Aachrieds lagen die Flächenverluste zwischen 1961 und 1967 prozentual wiederum in einer ähnlichen Größenordnung wie in den Untersuchungsgebieten im Untersee (Abb. 33, Tab. 11). Zwischen 1967 und 1998 wies die Gesamtbilanz wie im Schilfgebiet Litzelstetten dann einen stetigen Zuwachs auf (Abb. 36, 37). Im Gegensatz zu den übrigen Gebieten fielen hier Regressionserscheinungen in einzelnen Abschnitten kaum ins Gewicht, so dass der Wachstumstrend eindeutig war und 1998 die größte Flächenausdehnung des gesamten Untersuchungszeitraumes erreicht wurde. Erstaunlicherweise waren die Flächenverluste infolge des Extremhochwassers von 1999 hier mit 16,1 % der Fläche von 1998 von geringem Ausmaß.

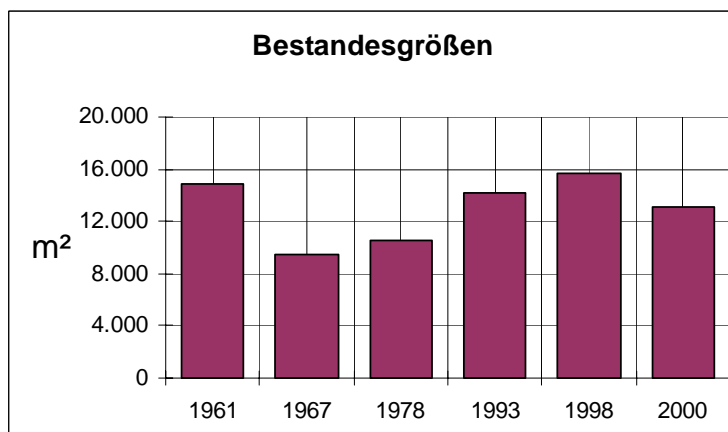


Abb. 33 Flächenbilanz der Röhrichtflächen im Untersuchungsgebiet Stockacher Aachried während des Untersuchungszeitraumes.

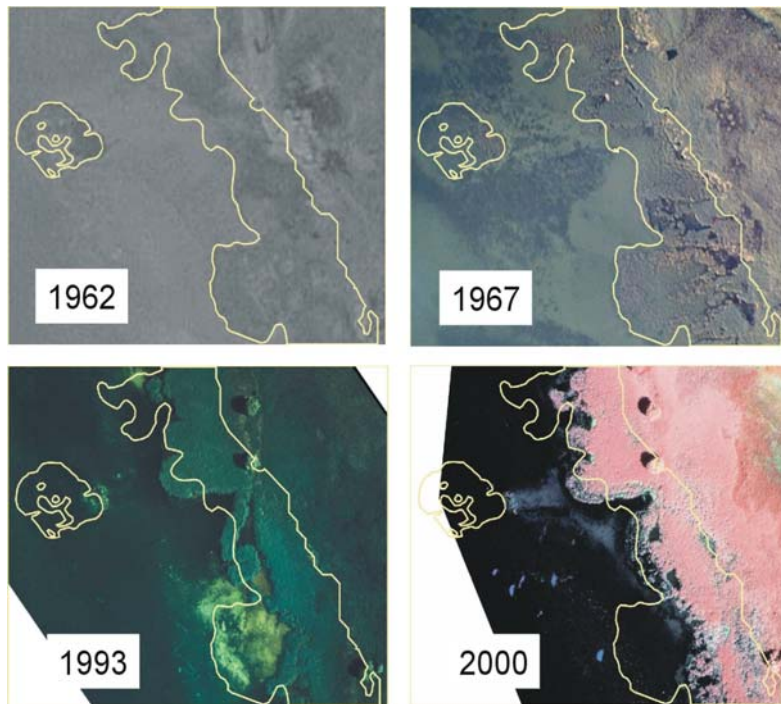


Abb. 34 Luftbilder des Untersuchungsgebietes Giehrenmoos aus den Jahren 1962, 1967, 1993 und 2000. Die Grenzen der Schilfbestände von 1961 sind als Silhouette eingezeichnet.

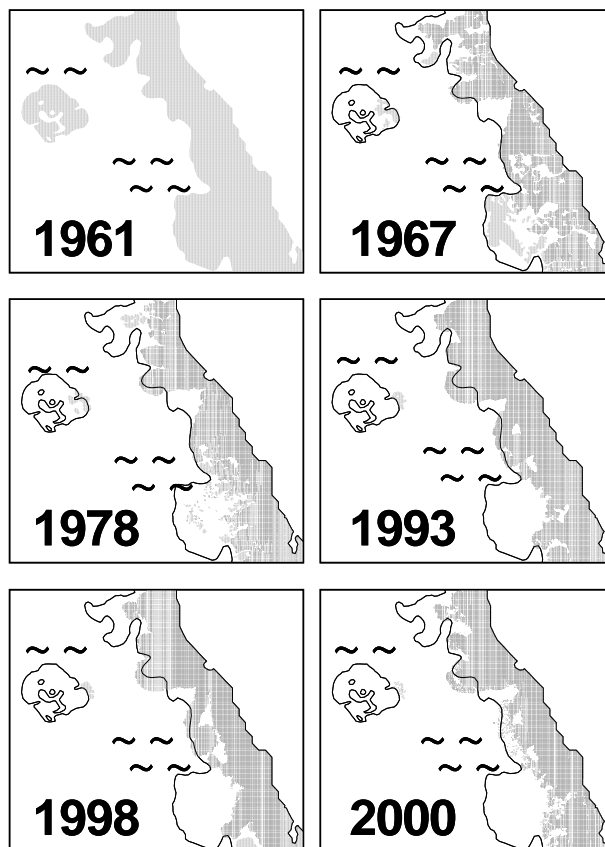


Abb. 35 Änderungen der Röhrichtflächen im Giehrenmoos während des Untersuchungszeitraumes. Die Röhrichtausdehnung von 1962 ist in den Grafiken für die übrigen Jahre als Linie zum Vergleich eingezeichnet.

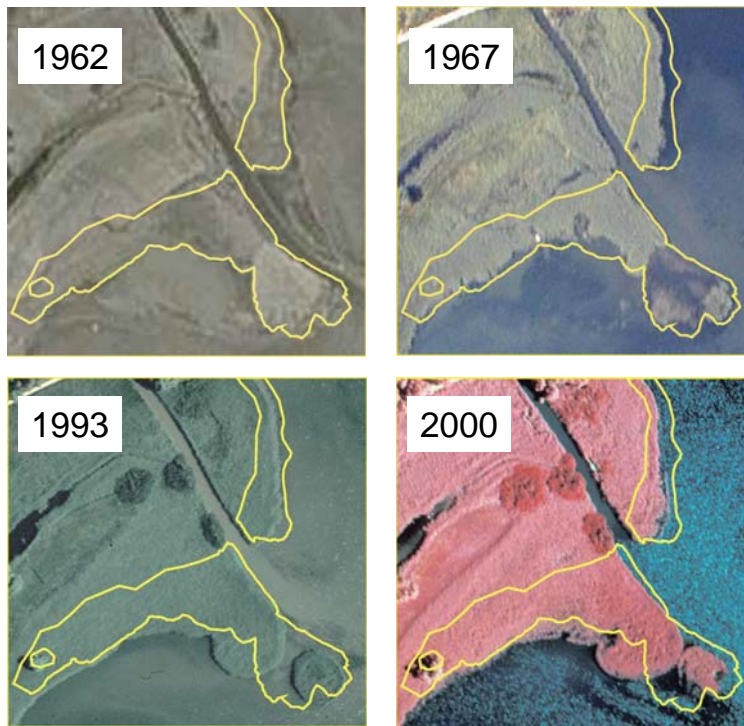


Abb. 36 Luftbilder des Untersuchungsgebietes Stockacher Aachried aus den Jahren 1962, 1967, 1993 und 2000. Die Grenzen der Schilfbestände von 1961 sind als Silhouette eingezeichnet.

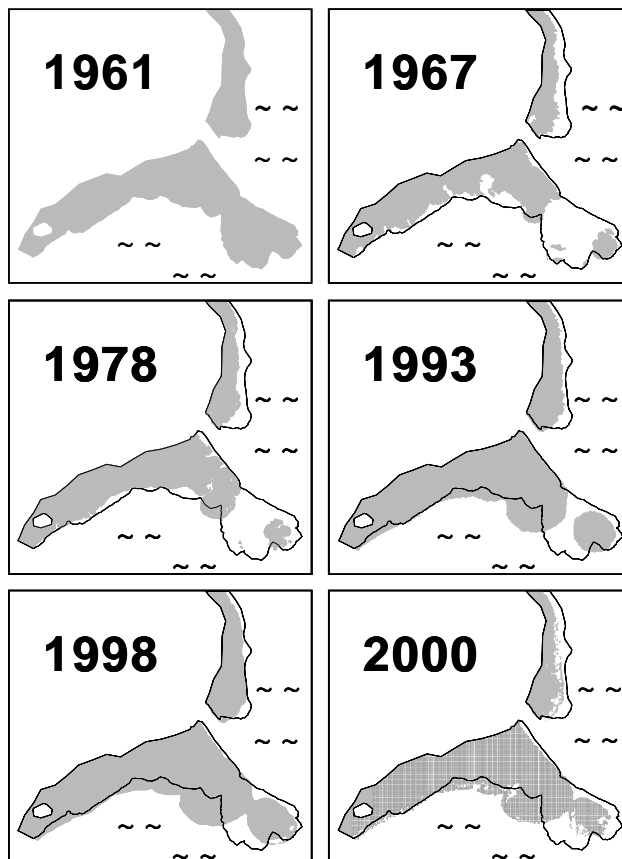


Abb. 37 Änderungen der Röhrichtflächen im Stockacher Aachried während des Untersuchungszeitraumes. Die Röhrichtausdehnung von 1962 ist in den Grafiken für die übrigen Jahre als Linie zum Vergleich eingezeichnet.

Tab. 8 Bestandsgrößen, Änderungen der Bestandsflächen und Lageänderungen der see-seitigen Schilffront im Untersuchungsgebiet Giehrenmoos in den Untersuchungsjahren.

Entwicklung des aquatischen Röhrichts - Giehrenmoos							
Höhenbegrenzung bei 395,3 müNN							
Uferlänge	750	m					
		1961	1967	1978	1993	1998	2000
Bestandesgröße [m²]		75.088	50.656	49.298	48.661	51.887	42.949
			61 > 67	67 > 78	78 > 93	93 > 98	98 > 00
Bestandesänderung [m²]							
gesamt			-24.432	-1.358	-637	3.225	-8.938
			-32,5%	-2,7%	-1,3%	6,6%	-17,2%
Progression [m²]							
gesamt			528	6856	8397	4399	0
			0,7%	13,5%	17,0%	9,0%	0,0%
pro Jahr			88	623	560	880	0
			0,1%	1,2%	1,1%	1,8%	0,0%
Regression [m²]							
gesamt			24.960	8.214	9.034	1.173	8.938
			33,2%	16,2%	18,3%	2,4%	17,2%
pro Jahr			4160	747	602	235	4469
			5,5%	1,5%	1,2%	0,5%	8,6%
Frontänderung [m]							
gesamt			-32,6	-1,8	-0,8	4,3	-11,9
pro Jahr			-5,4	-0,2	-0,1	0,9	-6,0

Tab. 9 Bestandsgrößen, Änderungen der Bestandsflächen und Lageänderungen der see-seitigen Schilffront im Untersuchungsgebiet Reichenau in den Untersuchungsjahren.

Entwicklung des aquatischen Röhrichts, Reichenau-Nordost							
Höhenbegrenzung bei 395,3 müNN							
Uferlänge	920	m					
		1961	1967	1978	1993	1998	2000
Bestandesgröße [m²]		25.341	17.362	14.913	15.673	14.822	5.658
			61 > 67	67 > 78	78 > 93	93 > 98	98 > 00
Bestandesänderung [m²]							
gesamt			-7.979	-2.449	760	-851	-9.164
			-31,5%	-14,1%	5,1%	-5,4%	-61,8%
Progression [m²]							
gesamt			752	2667	3489	1157	0
			3,0%	15,4%	23,4%	7,4%	0,0%
pro Jahr			125	242	233	231	0
			0,5%	1,4%	1,6%	1,5%	0,0%
Regression [m²]							
gesamt			8731	5116	2729	2008	9164
			34,5%	29,5%	18,3%	12,8%	61,8%
pro Jahr			1455	465	182	402	4582
			5,7%	2,7%	1,2%	2,6%	30,9%
Frontänderung [m]							
gesamt			-8,7	-2,7	0,8	-0,9	-10,0
pro Jahr			-1,4	-0,2	0,1	-0,2	-5,0

Tab. 10 Bestandsgrößen, Änderungen der Bestandsflächen und Lageänderungen der see-
seitigen Schilffront im Untersuchungsgebiet Litzelstetten in den Untersuchungsjah-
ren.

Entwicklung des aquatischen Röhrichts, nördlich Litzelstetten						
Höhenbegrenzung bei 395,7 müNN						
Uferlänge	800	m				
	1961	1967	1978	1993	1998	2000
Bestandesgröße [m²]	9.331	7.336	7.869	8.860	9.008	3.952
		61 > 67	67 > 78	78 > 93	93 > 98	98 > 00
Bestandesänderung [m²]						
gesamt		-1.995	533	991	148	-5.056
		-21,4%	7,3%	12,6%	1,7%	-56,1%
Progression [m²]						
gesamt		2729	1703	2301	1329	0
		29,2%	23,2%	29,2%	15,0%	0,0%
pro Jahr		455	155	153	266	0
		4,9%	2,1%	1,9%	3,0%	0,0%
Regression [m²]						
gesamt		729	1170	1310	1181	5056
		7,8%	15,9%	16,6%	13,3%	56,1%
pro Jahr		121	106	87	236	2528
		1,3%	1,4%	1,1%	2,7%	28,1%
Frontänderung [m]						
gesamt		-2,5	0,7	1,2	0,2	-6,3
pro Jahr		-0,4	0,1	0,1	0,0	-3,2

Tab. 11 Bestandsgrößen, Änderungen der Bestandsflächen und Lageänderungen der see-
seitigen Schilffront im Untersuchungsgebiet Stockacher Aachried in den Untersu-
chungsjahren.

Entwicklung des aquatischen Röhrichts, Stockacher Aachmündung						
Höhenbegrenzung bei 395,7 müNN						
Uferlänge	440	m				
	1961	1967	1978	1993	1998	2000
Bestandesgröße [m²]	14.817	9.527	10.479	14.249	15.693	13.168
		61 > 67	67 > 78	78 > 93	93 > 98	98 > 00
Bestandesänderung [m²]						
gesamt		-5.290	953	3.769	1.445	-2.525
		-35,7%	10,0%	36,0%	10,1%	-16,1%
Progression [m²]						
gesamt		154	1447	3809	1608	0
		1,0%	15,2%	36,3%	11,3%	0,0%
pro Jahr		26	132	254	322	0
		0,2%	1,4%	2,4%	2,3%	0,0%
Regression [m²]						
gesamt		5442	494	40	164	2525
		36,7%	5,2%	0,4%	1,1%	16,1%
pro Jahr		907	45	3	33	1263
		6,1%	0,5%	0,0%	0,2%	8,0%
Frontänderung [m]						
gesamt		-12,0	2,2	8,6	3,3	-5,7
pro Jahr		-2,0	0,2	0,6	0,7	-2,9

Bilanzierung der *Scirpus lacustris* - Bestände zwischen 1993 und 2000

Die Bestände der Seebins sind in den letzten Jahrzehnten stark zurück gegangen. Es gibt Hinweise, dass sie nach der Hochwasserphase 1965 zurück gingen (JACOBY mdl.); exakte Belege oder Untersuchungen sind nicht bekannt. Am ganzen Obersee existiert sehr wahrscheinlich nur ein kleiner Bestand bei Dingelsdorf mit einer Größe ca. 2 m². Am Untersee tritt *Scirpus lacustris* zwar gelegentlich auf (besonders im NSG "Wollmatinger Ried—Untersee-Gnadensee"). Es existieren aber nur 4 größere Bestände (> 5 m²), wovon drei im Untersuchungsgebiet liegen. Deren Größen sind von 1993 bis 2000 von 724 auf 311 m² geschrumpft. Der Rückgang fand hauptsächlich seeseitig statt (Abb. 38). Auf den Luftbildern von 1998 waren die *Scirpus* - Bestände wegen des hohen Wasserstandes nicht zu erkennen.

Innerhalb des Untersuchungsgebiets lag der Anteil von *S. lacustris* 1993 bei 0,1 % des gesamten Röhrichts (2000: 0,03%).

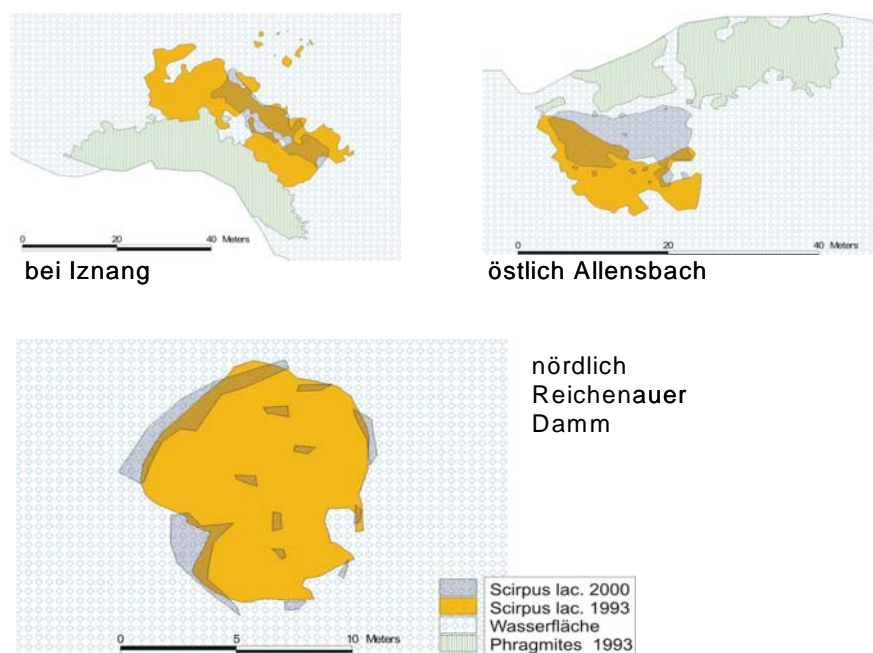


Abb. 38 Die Bestände der drei einzigen größeren Seebinsen-Bestände (*Scirpus lacustris*) am deutschen Untersee-Ufer in den Jahren 1993 und 2000.

4.1.1.6 Bilanzierung der *Typha spec.* - Bestände zwischen 1993 und 2000

Die beiden Rohrkolben-Arten *Typha latifolia* und *Typha angustifolia* besiedeln eher nährstoffreiche Standorte (LANG 1990). Ihr Vorkommen am Bodenseeufer ist offensichtlich stark abhängig von der Wasserstandsdynamik. In günstigen Jahren mit geringen Hochwässern können die beiden Arten über Samen schnell größere Flächen besiedeln (eigene Beobachtungen). Wie der Vergleich der Jahre 1993 und 2000 zeigt, können diese Bestände auch schnell dezimiert werden (Abb. 39). Die Bestände, die sich hauptsächlich am Untersee befanden, sind in dieser Zeit von 4725 m² auf 328 m² geschrumpft; dies entspricht einem Verlust von 93 %. Es kann davon ausgegangen werden, dass hierfür das Extremhochwasser von 1999 verantwortlich ist. 1993 lag der Anteil von *Typha spec.* am gesamten aquatischen Röhricht bei 0,4 %, 2000 bei 0,03 %. Die *Typha* - Bestände in den Luftbildern von 1999 waren wegen des hohen Wasserstandes (oder weil schon nicht mehr vorhanden?) nicht erkennbar. Bis 2002 gab es keinen merklichen Zuwachs von *Typha spec.*

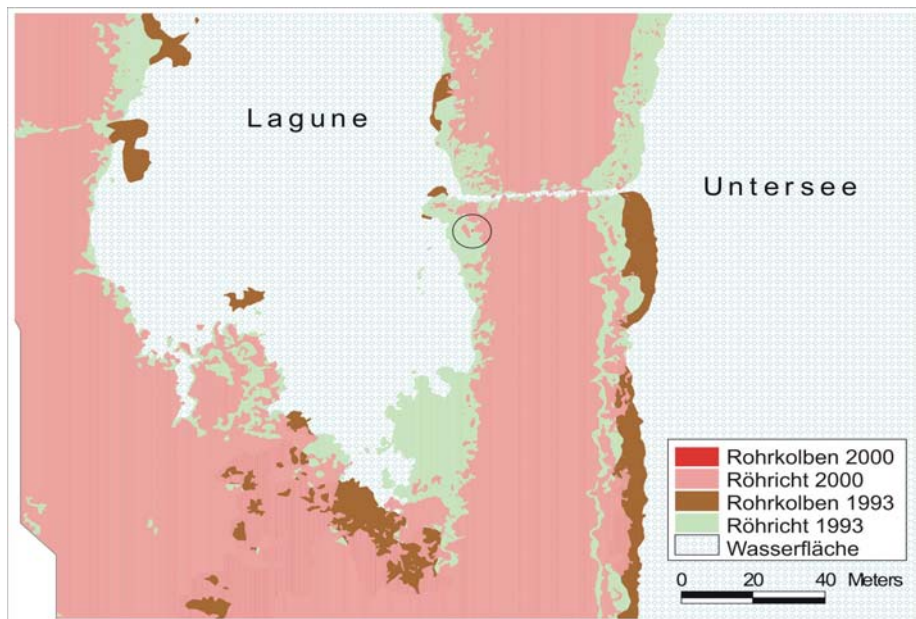


Abb. 39 Bestand des Rohrkolbens (*Typha spec.*) im NSG „Radolfzeller Aachried“ in den Jahren 1993 und 2000 (Kreis).

4.1.2 Abgrenzung der Schädigungsgrade

4.1.2.1 Ergebnisse 2000 und 2002

Das Gesamtergebnis der Digitalisierung der Schädigungsgrade aus der Luftbildserie 2000 (Abb. 40, Tab. 12) ergab für 27% der Röhrichtflächen von 1998 des Untersees eine starke bis extreme Schädigung (G4, G5) infolge des Extremhochwassers. Weitere 27% zeigten deutliche Schäden (G3), während 46% nur leicht oder gar nicht geschädigt waren. Im Obersee waren die stark bis extrem geschädigten Flächenanteile mit 33% wesentlich größer als im Untersee. Auch die deutlich geschädigten Flächenanteile übertrafen mit 35% die des Untersees, so dass im Obersee insgesamt nahezu 70% der aquatischen Röhrichtflächen größere Schäden aufwiesen. Im Vergleich zur Flächenbilanz der Röhrichtbestände, welche Flächenverluste von 24% der aquatischen Röhrichtbestände von 1998 ausweist, zeigt die Bilanzierung der Schädigungsgrade, dass durch das Extremhochwasser von 1999 ein noch größerer Flächenanteil der aquatischen Röhrichtbestände in seiner Vitalität beeinträchtigt wurde.

Der Vergleich der Flächenanteile der Schädigungsgrade der Jahre 2000 und 2002 ergab für beide Seeteile eine Reduktion des Flächenanteils der mindestens deutlich geschädigten Flächen, wobei vor allem die stark geschädigten Flächen (G4) zugunsten der geringer geschädigten abnahmen (Abb. 40, 41, Tab. 12). Während im Obersee auch die extrem geschädigten Flächen zurückgingen, nahmen sie im Untersee zu. Dagegen haben sich die Flächen, an denen keine Schädigung erkennbar ist (G1), vor allem im Untersee erheblich vergrößert, so dass von einer deutlichen Erholung der Bestände mit herabgesetzter Vitalität (G2-G4) gesprochen werden kann, während sich der Anteil der extrem geschädigten bzw. gänzlich abgestorbenen Flächen (G5) kaum veränderte.

Tab. 12 Bestandsgrößen der einzelnen Schädigungsgrade aller Flächen in den Jahren 2000 und 2002; Summe = 116,4 ha.

SCHÄDIGUNGSGRAD		2 0 0 0		2 0 0 2	
G1	nicht geschädigt	9,0	7,8%	28,9	24,8%
G2	schwach geschädigt	41,8	35,9%	40,8	35,0%
G3	deutlich geschädigt	32,3	27,8%	25,3	21,7%
G4	stark geschädigt	18,1	15,6%	5,6	4,8%
G5	extrem geschädigt	15,1	13,0%	15,9	13,6%

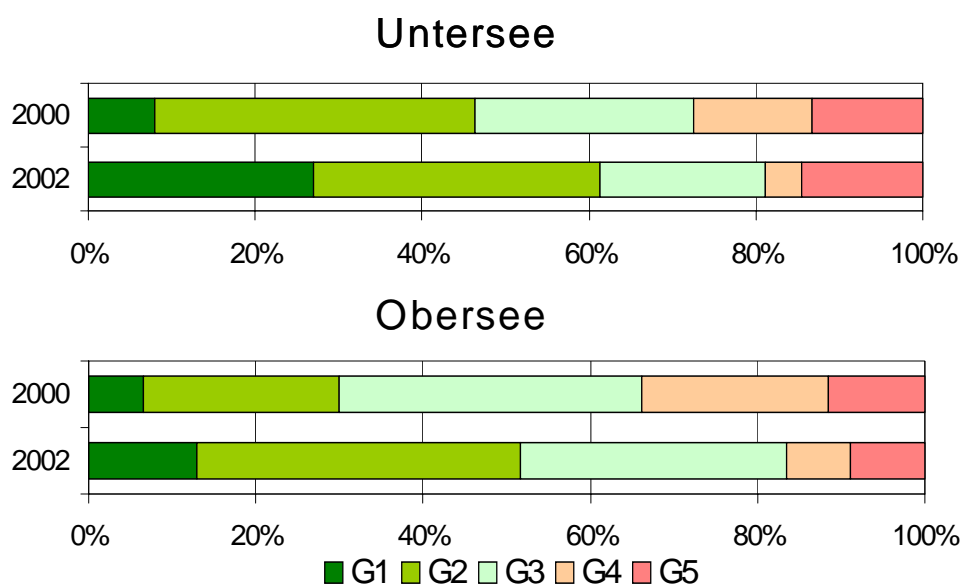


Abb. 40 Flächenanteile der Schädigungsgrade aller Röhrichte für 2000 und 2002 bzw. Untersee und Obersee; links: ungeschädigt, rechts: extrem geschädigt.

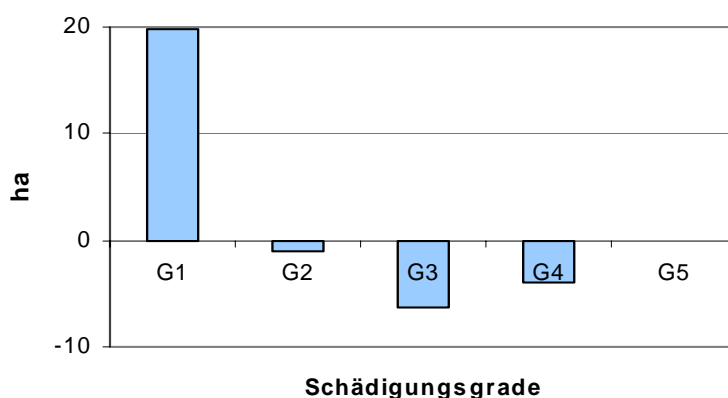


Abb. 41 Summarische Zu- oder Abnahme der Flächen der fünf Schädigungsgrade von 2000 bis 2002 in allen Röhrichten des Untersuchungsgebietes.

Die Ergebnisse der Teilflächen (Abb. 42) zeigen - wie auch bei den Bestandsgrößen (Kap. 4.1.1.1) - große Unterschiede in den bilanzierten 18 Uferabschnitten ².

² Im Vergleich zu den 15 Uferabschnitten der Bestandsdaten (Kap. 4.1.1.1, Abb. 19, 20) werden hier drei Uferabschnitte nochmals untergliedert (Höri, Mettnau-Markelfingen und Wollmatinger Ried Südteil).

Die weniger geschädigten Flächen liegen in der Abbildung oben; dies sind hauptsächlich Mündungsbereiche; hierbei kann der Südteil des Wollmatinger Rieds als Mündungsgebiet des Seerheins gedeutet werden. Bezüglich der Änderung von 2000 bis 2002 fällt auf, dass fast überall die starken Schädigungsgrade (G4) zugunsten der nicht oder nur schwach geschädigten Flächen zurück gingen. Am wenigsten verändert blieben die extrem geschädigten Flächen. Relativ stark verbessert haben sich die Röhrichte im Eriskircher Ried und östlich Allensbach. An beiden Uferabschnitten hatten kurzfristig starke Treibgutanschwemmungen für Schilfschäden gesorgt, die sich bis 2002 aber zumeist wieder regenerierten. Auffallend vergrößert haben sich die extrem geschädigten Flächen in den Gebieten Wollmatinger Ried Südteil und Überlingen Ost.

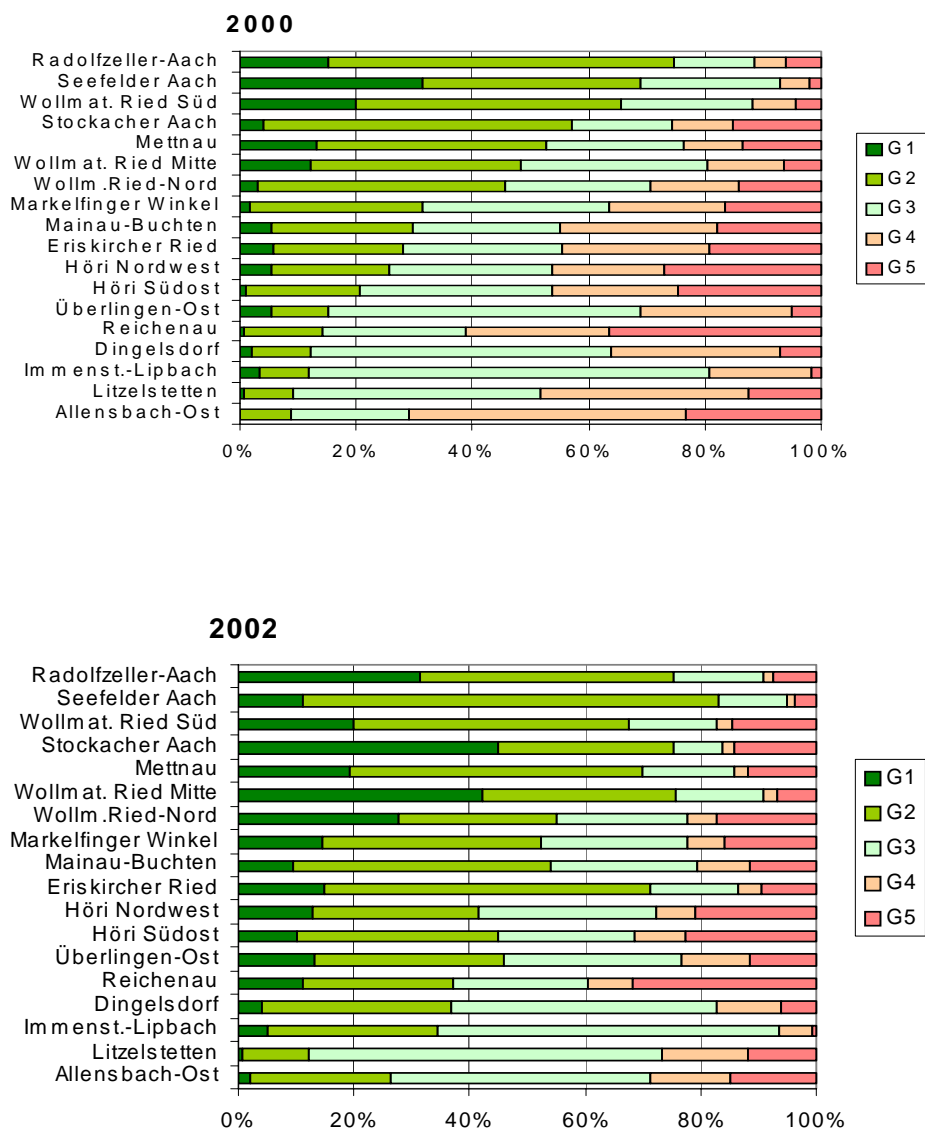


Abb. 42 Schädigungsgrade im aquatischen Röhricht in den 18 untersuchten Uferabschnitten im den Jahren 2000 und 2002; sortiert nach G1+G2 im Jahr 2000.

Die Abbildung 43 verdeutlicht in welche Richtung sich die einzelnen Schädigungsgrade verändert haben. Dabei zeigt sich, dass sich die stark geschädigten Bestände (G4) hauptsächlich zu G3 (deutlich geschädigt) verbessert haben. Der Status quo und die Veränderung zu G2 und G5 sind etwa gleich groß.

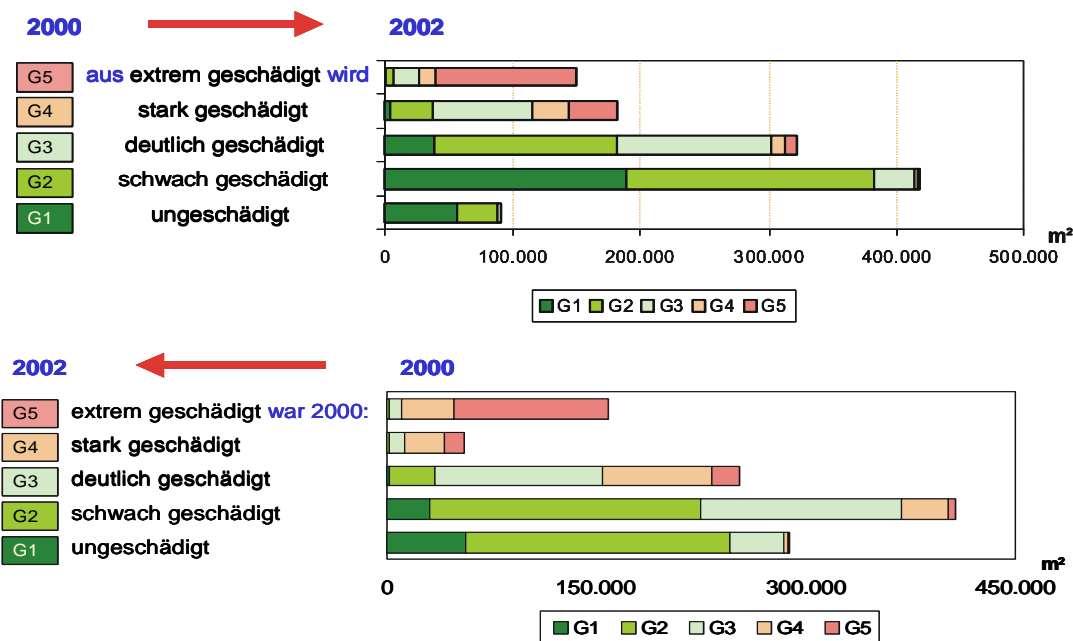


Abb. 43 Änderung der Schädigungsgrade von 2000 bis 2002 in allen Flächen (= 116 ha).

4.1.2.2 Vergleich von Teilflächen in den Jahren 2000, 2001, 2002

Aus den Luftbildern von 2001 wurden die Schädigungsgrade nur für folgende drei Uferabschnitte digitalisiert: StockacherAach-Mündung, Giehrenmoos und Reichenau-Nordostufer. Im Folgenden werden die Verteilung der Schädigungsgrade aus den Jahren 2000, 2001 und 2002 miteinander verglichen.

Stockacher-Aach-Mündung (1400 m Länge)

Hier ist besonders auffallend, dass der Schädigungsgrad G5 nach 2000 – analog zu Kap. 4.1.2.3 – erst zugenommen, 2002 aber wieder auf den Stand von 2000 zurück gefallen ist (Abb. 44). G3 und G4 haben zugunsten von G2 und G1 bereits von 2000 bis 2001 stark abgenommen.

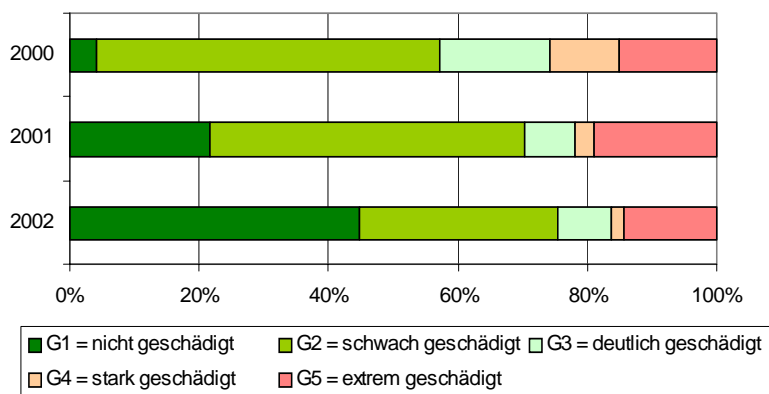


Abb. 44 Schädigungsmuster des aquatischen Röhrichts in der Teilfläche Stockacher-Aach-Mündung in den Jahren 2000, 2001 und 2002.

Giehrenmoos (710 m Länge)

An diesem extrem flachen Ufer scheinen die Schäden längerfristig bestehen zu bleiben. Drei Jahre nach dem Extremhochwasser waren immer noch über 50% des aquatischen Röhrichts mindestens deutlich geschädigt (Abb. 45). Die extremen Schäden (G5) liegen im seenahen Bereich und haben sich von 2000 bis 2002 nicht regenerieren können. Deutlich geschädigte Bereiche (G3) liegen hier auch in den landseitigen Binnenbeständen (Abb. 46).

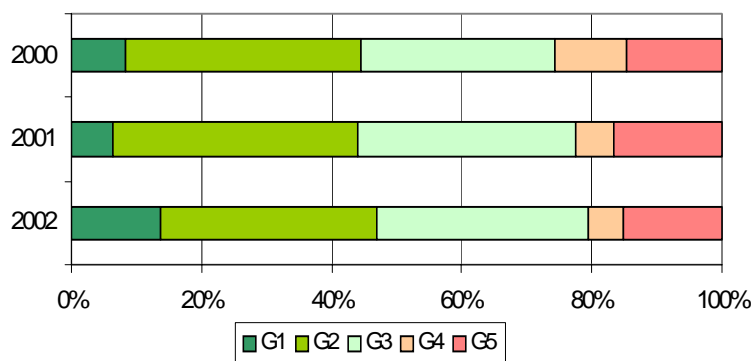


Abb. 45 Schädigungsmuster des aquatischen Röhrichts in der Teilfläche Giehrenmoos (Wollmatinger Ried) in den Jahren 2000, 2001 und 2002.

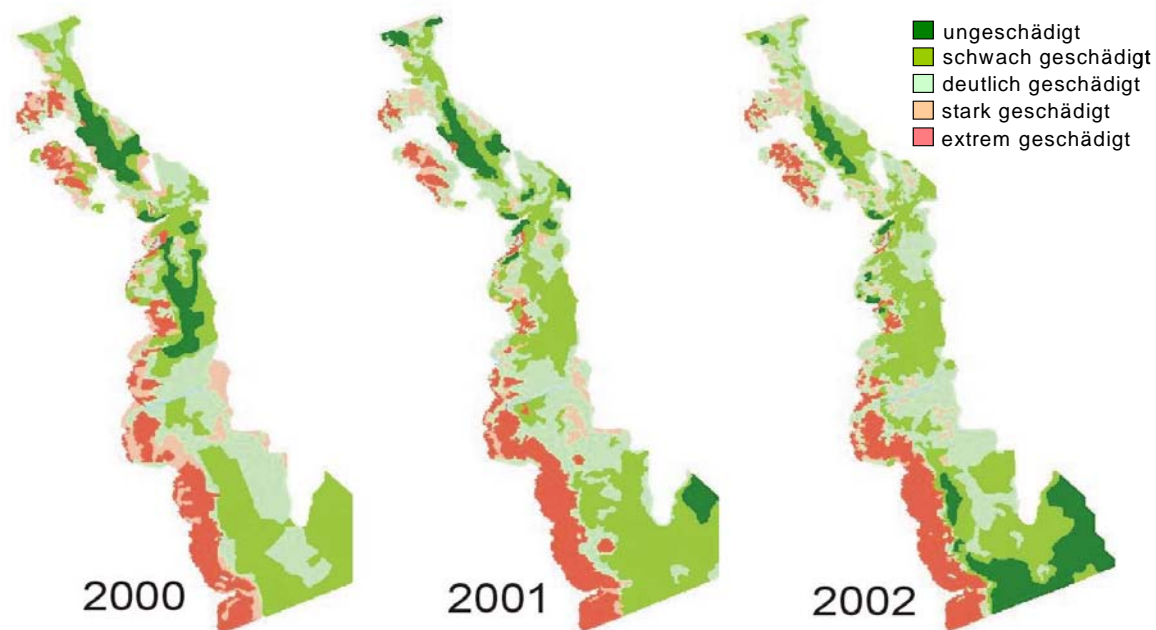


Abb. 46 Karten der Schädigungsgrade einer ausgewählten Fläche im Nordteil des Wollmatinger Rieds für die Jahre 2000, 2001 und 2002.

Reichenau / Nordostufer (1100 m Länge)

Trotz windgeschützter Exposition zeigt das östliche Nordufer der Reichenau extreme Schäden. Im Vergleich zu den oben genannten Teilflächen haben hier aber die anfäng-

lich sehr umfangreichen Flächen extremer Schädigungsgrade (G5) bis zum Jahr 2002 kontinuierlich abgenommen (Abb. 47). Erstaunlich hoch bleibt der Anteil an deutlich geschädigter Fläche (G3). Sie hat von 2000 bis 2002 auf Kosten der stärker geschädigten Flächen (G4+G5) zugenommen. Summarisch gibt es eine deutliche Verbesserung.

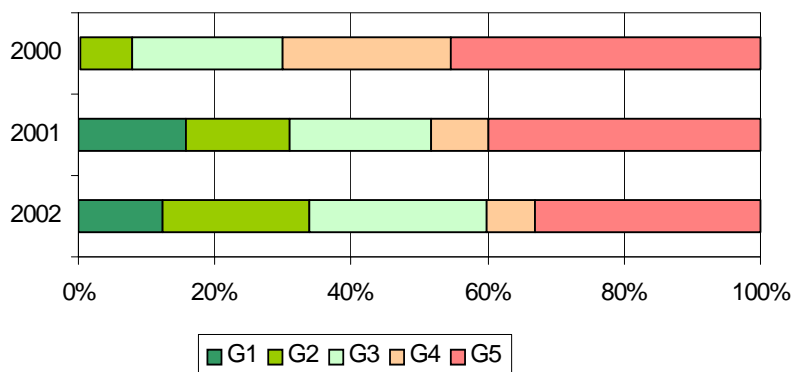


Abb. 47 Schädigungsmuster des aquatischen Röhrichts in der Teilfläche Reichenau Nordostufer in den Jahren 2000, 2001 und 2002.

Bei Betrachtung der Summe der Schädigungsgrade in den drei oben aufgeführten Gebieten (Abb. 48) fällt auf, dass sich die Flächen mit starkem Schädigungsgrad (G4) bereits von 2000 bis 2002 stark verkleinert hatten, hauptsächlich zugunsten der leicht oder nicht geschädigten Flächen. G3 und G5 sind insgesamt etwa gleich geblieben. Vergrößert hat sich nur der nicht geschädigte Bereich.

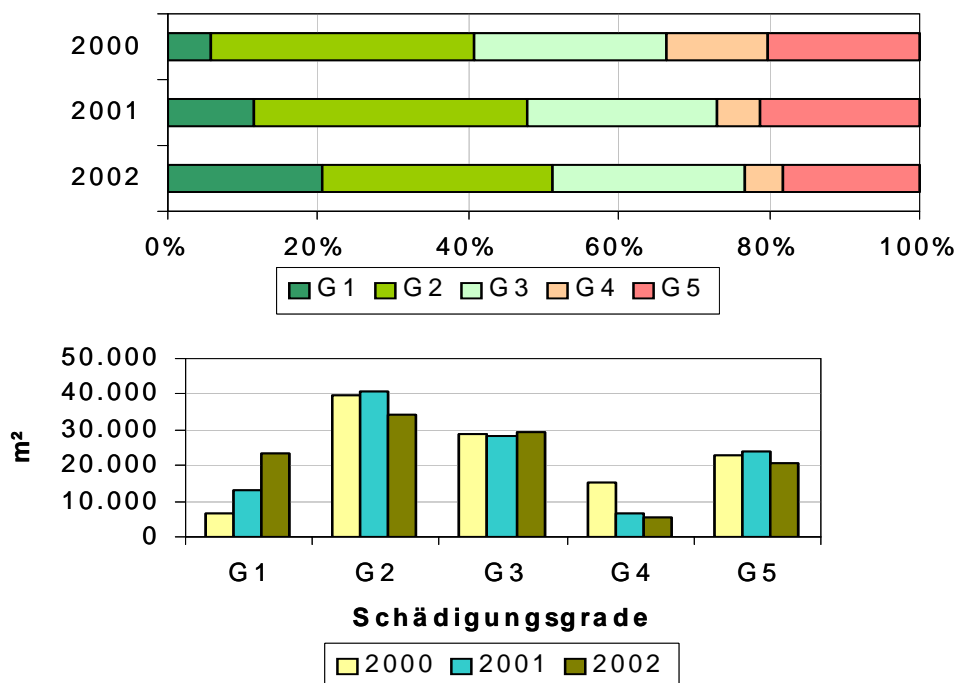


Abb. 48 Summe der Schädigungsgrade des aquatischen Röhrichts in den drei Teilflächen Stockacher-Aach-Mündung, Giehrenmoos und Reichenau-Nordostufer in den Jahren 2000, 2001 und 2002.

4.1.3 Die Bestandsgröße von 2002

Die Berechnung des Gesamtbestands von 2002 wurde über die Flächen der Schädigungsgrade berechnet und ergab folgendes Bild (Tab. 13, Abb. 49). Die Umrechnungsfaktoren (linke Spalte) stellen den im Jahr 2002 festgestellten Anteil der digitalisierten Bestände an den jeweiligen Schädigungsgraden dar. Zum Beispiel bestanden die deutlich geschädigten Flächen im Schnitt zu 89,7% aus geschlossenem Röhricht.

Tab. 13 Aus den Schädigungsgraden von 2002 berechnete gesamten Bestandsgröße 2002 (in ha).

Umrechnungsfaktor		1993	1998	2000	2002
100,0%	G1			9,0	28,9
100,0%	G2			41,8	40,8
89,7%	G3			29,0	22,7
31,7%	G4			5,7	1,8
3,3%	G5			0,5	0,5
	Summe	107,1	116,4	86,1	94,6

Von 2000 bis 2002 gab es eine Vergrößerung des Gesamtbestands um 8,5 ha. Dies ist eine Zunahme um 10 % und entspricht 28 % der Verlustfläche von 1998 bis 2000.

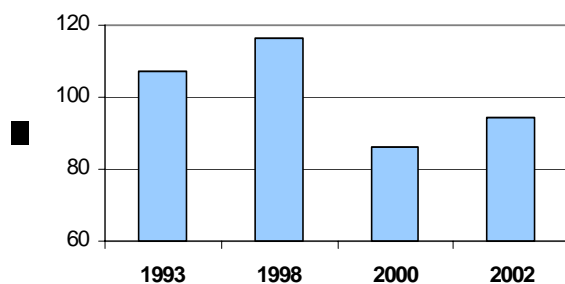


Abb. 49 Bestandsgrößen der Röhrichte am baden-württembergischen Bodenseeufer in den Jahren 1993, 1998, 2000 und 2002.

4.1.4. Abhängigkeit des Schädigungsgrades von Co-Faktoren

4.1.4.1 Sohlniveau

Die Verschneidung der Flächendaten der Schädigungsgrade mit dem digitalen Höhenmodell des Bodensees ergab eine deutliche Abhängigkeit des Schädigungsgrades vom Sohlniveau eines Bestands (Abb. 50). Während Bestände auf höherem Sohlniveau 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 ist diese Kontinuität nicht ausgeprägt. Für die hohen Schädigungsgrade G4 und G5 gibt es einen auffallenden Sprung im Bereich der Mittelwasserlinie (340

cm, Pegel Konstanz). Unterhalb davon sind die Anteile von G4 und G5 doppelt so groß wie oberhalb davon (Abb. 50).

Unterhalb von 300 cm am Pegel Konstanz haben die extrem geschädigten Flächen am Untersee von 2000 bis 2002 zugenommen, während sie in den höhergelegenen Beständen konstant blieben oder abnahmen (Abb. 50), so dass auch die Regeneration der Röhrichte nach dem Extremhochwasser einen Zusammenhang zum Sohlniveau eines Bestands zeigt. Diese Abhängigkeit ist am Obersee nicht ausgeprägt.

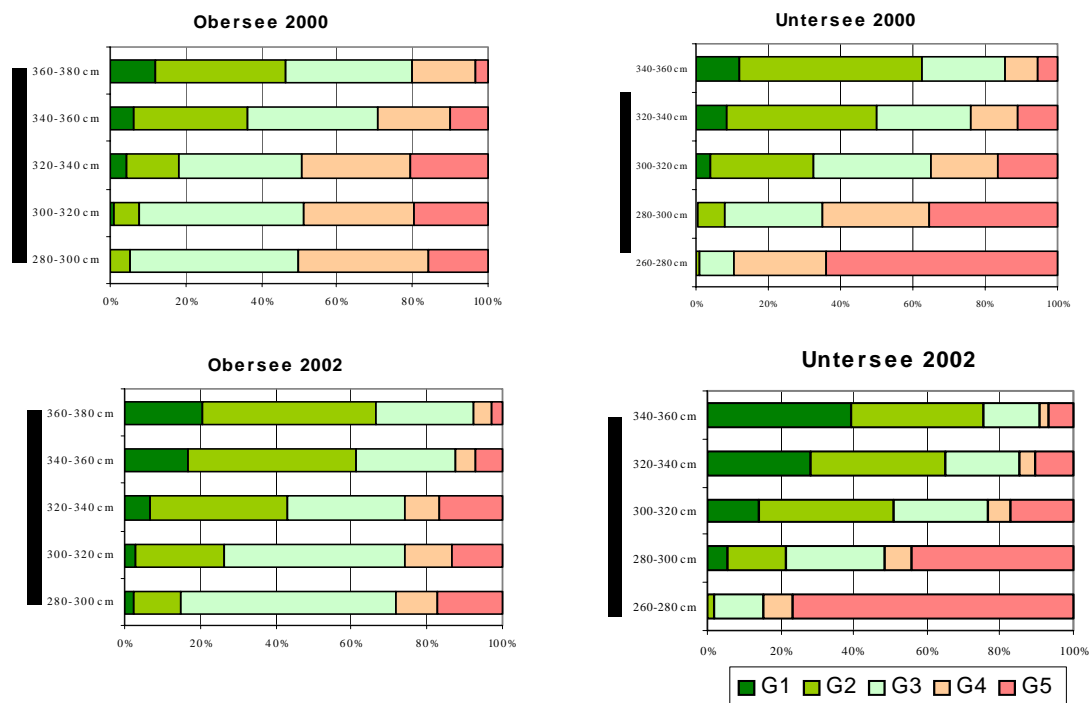


Abb. 50 Schädigungsgrade in Abhängigkeit vom Sohlniveau am Obersee (links) und am Untersee (rechts) in den Jahren 2000 (oben) und 2002 (unten); jeweils von grün = ungeschädigt (links) bis rot = extrem geschädigt (rechts).

Besonders deutlich ist der Zusammenhang von Sohlniveau und Schädigungsgraden (2002) in den großen Röhrichten nördlich des Reichenauer Damms (Abb. 51). Die extrem geschädigten Flächen (G5) liegen dort meist unterhalb der 300-cm-Linie (Pegel Konstanz = 394,70 m ü. NN).

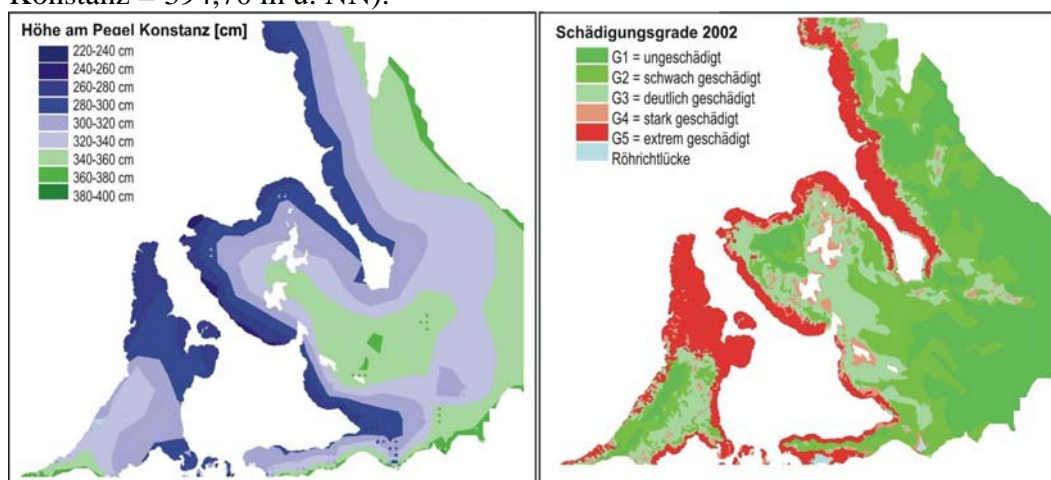


Abb. 51 Vergleich des Höhenmodells mit den Schädigungsgraden im Nordteil des NSG „Wollmatinger Ried – Untersee – Gnadensee“.

4.1.4.2 Uferverbauung

Vorschädigung bei Röhrichten vor Mauern

Bei der Prüfung von Ufermauern als Co-Faktoren der Hochwasserschädigung muss davon ausgegangen werden, dass durch die Mauern bereits Vorschädigungen vor dem Extremhochwasser vorlagen. Ein Maß hierfür wäre die seeseitige bzw. die vertikale Ausdehnung der Röhrichte vor Ufermauern im Vergleich zu mauerfreien Röhrichtbeständen. In Abb. 52 ist die Tiefenverteilung der Röhrichte in den verwendeten Vergleichsflächen am Unter- und Obersee dargestellt. Tatsächlich sind gewisse Unterschiede erkennbar, jedoch sind sie nicht besonders deutlich.

Am Untersee zeigt sich ein Unterschied bis 300 cm PK. An verbauten Ufern betragen die Röhrichtanteile es unterhalb davon nur 6,5 % des gesamten Röhrichts, an unverbauten sind es 9,6 %, also die Hälfte mehr.

Am Obersee ist ein deutlicher Unterschied von 260 bis 340 cm PK erkennbar. Die Anteile am Gesamtröhrichtbestand betragen in diesem Sohlbereich 29,9 % am verbauten Ufer und 41,4 % am unverbauten.

Ähnlich wie bei Freizeiteinrichtungen (vgl. Kap. 4.1.4.5) reichen die Röhrichtbestände vor Ufermauern nicht bis in die Wassertiefen wie sie bei ungestörten Uferstrecken erreicht werden, so dass für die Gesamtbestände geringere Auswirkungen der Überflutung zu erwarten sind.

Generell reicht das Schilfröhricht am Untersee weiter in den See hinein als am Obersee.

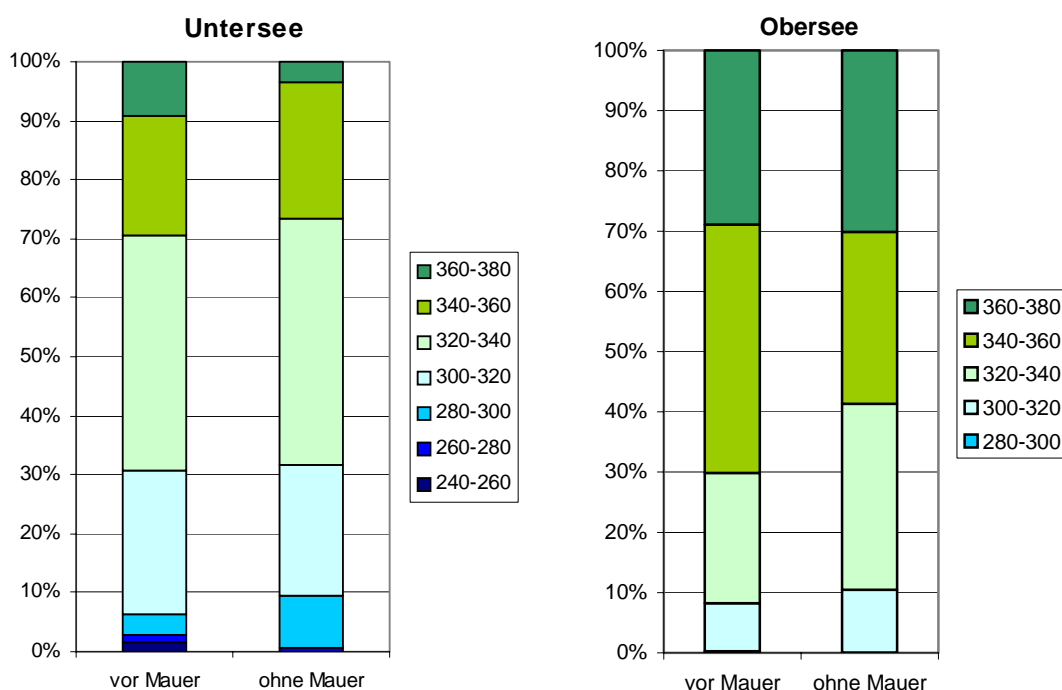


Abb. 52 Tiefenverteilung der Schilfröhrichte in cm am Pegel Konstanz vor dem Hochwasserereignis 1999 in den Vergleichsflächen zur Untersuchung des Einflusses von Uferverbauungen auf den Schädigungsgrad; links: Untersee (9 Vergleichsflächen), rechts: Obersee (10).

Auswertung ohne Sohlniveau

Abb. 53 zeigt das Ergebnis von 9 Vergleichsflächen am Untersee und 10 am Obersee.

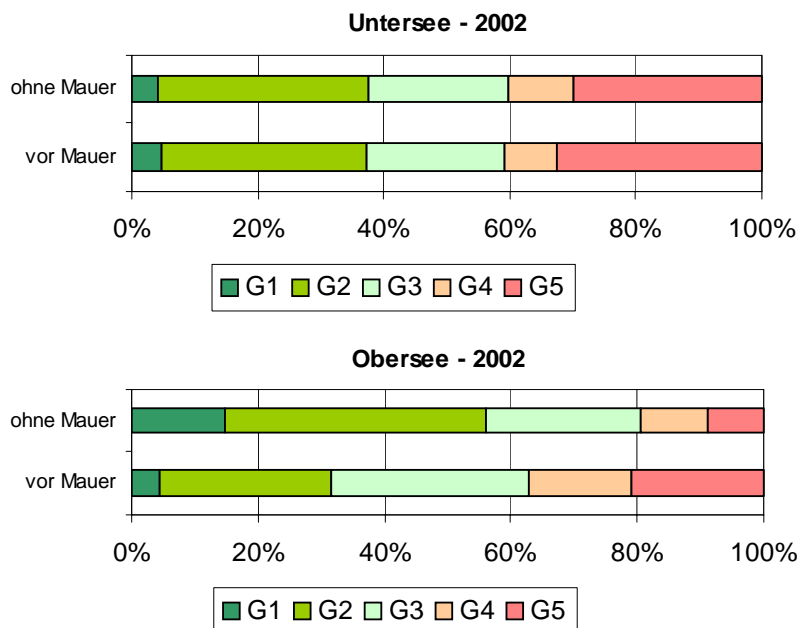


Abb. 53 Einfluss von Uferverbauungen (i.d.R. Mauern) auf die Schädigungsgrade beim Röhrriecht; oben: Untersee (9 Vergleichsflächen), unten Obersee (10).

Die Ergebnisse am Untersee zeigen praktisch kaum Unterschiede der Schädigungsgrade in Abhängigkeit von der Uferverbauung. Lediglich der extrem geschädigte Anteil (G5) ist vor Verbauungen mit 33 % gering höher als der ohne Verbauungen (=30 %). Die anderen Flächenanteile unterscheiden sich maximal um 2-%-Punkten.

Im Gegensatz dazu gibt es am Obersee deutliche Unterschiede. Hier scheint ein deutlicher Einfluss von Uferverbauungen auf die Schädigungsgrade der Röhrriechte vorhanden zu sein. Die drei höheren Schädigungsgrade (G3-G5) sind vor Verbauungen höher als an unverbauten Ufern. Besonders hoch ist der Unterschied bei den extrem geschädigten Flächen (G5) mit 21 %-Anteil vor Mauern und 9 % ohne Mauern. Bei den stark geschädigten Röhrriechten (G4) beträgt der Unterschied 16 zu 11 %, bei den deutlich geschädigten (G3) 31 zu 24 %.

Statistische Auswertung mit Sohlniveau

Fragestellung 1: Weisen die vor der Mauer gelegenen Schilfbestände eine signifikant andere Flächenverteilung entlang der Höhenstufen Z auf als die neben einer Mauer gelegenen Bestände?

Bei dieser Fragestellung werden die Bestände innerhalb einer Tiefenstufe nicht nach Schädigungsgraden differenziert.

Die univariate Statistik mit Z als alleinigem Faktor ergab keinen signifikanten Effekt ($P = 0,57$, $n = 76$, $k = 4$ Höhenstufen). Dies bedeutet, dass die Flächengrößen der Schilfbestände vor den Mauern keine signifikant andere Tiefenverteilung aufweisen als die der Schilfbestände neben den Mauern. Oder anders ausgedrückt: Die Mauern haben keinen Effekt auf die Tiefenverteilung der Schilffläche der vor ihnen liegenden Bestände.

Mittels zweifaktorieller ANOVA wurden die simultanen Effekte von See (Untersee, Obersee) und Höhenstufe untersucht. Hier ergaben sich signifikante See*Z-Interaktionen ($P = 0,011$, $df = 3$, $n = 76$), während die festen Effekte der beiden Faktoren nicht signifikant waren. Die Untersuchung der linearen Kontraste zeigte, dass nur das Paar „Untersee, 360-380 cm“/ „Obersee, 360-380 cm“ signifikant verschiedenen ΔA_Z -Werte aufwies ($P = 0,0036$):

$$\Delta A_Z (\text{Untersee, 360-380 cm}) = 0,102 \pm 0,057$$

$$\Delta A_Z (\text{Obersee, 360-380 cm}) = -0,133 \pm 0,054$$

Im Untersee war die Differenz im Mittel der dort untersuchten neun Bestandspaare positiv, d.h. in den Schilfbeständen vor den Mauern ist ein höherer Anteil der gesamten Bestandsfläche im höher gelegenen Bereich, in diesem Falle also vor der Mauer, konzentriert als in den Beständen neben der Mauer. Dieser Befund spricht nicht dafür, dass die Mauern eine schädigende Wirkung auf die unmittelbar vor ihnen liegenden Schilfbestände ausübt. Am Obersee hingegen war die Differenz im Mittel negativ, d.h. die Bestände vor den Mauern weisen geringere Anteile höher gelegener (also unmittelbar vor der Mauer gelegener) Flächen auf als dies bei den neben der Mauer gelegenen Beständen der Fall ist. Dies könnte mit einer Schädigung der unmittelbar am Mauerfuß liegenden Bestände erklärt werden, wodurch im Laufe der Zeit die Bestände ausdünnen und schließlich verschwinden. Als Schädigungsfaktoren kämen am Obersee der stärkere Wellenangriff und/oder das vermehrte Treibgutauftreten in Frage. Der Frage, ob der Wellenangriff eine Bedeutung haben kann, wurde durch varianzanalytische Untersuchung des Faktors ‚Fetch‘ nachgegangen (Fragestellung 3). Werden Untersee- und Obersee-Bestände gemeinsam analysiert, so ergeben sich weder signifikante feste Effekte von Fetch und Höhenstufe, noch sind die Interaktionen FETCH*Z signifikant ($P = 0,22$, $df = 3$, $n = 68$). Wird jedoch nur der Obersee-Datensatz analysiert, erhält man signifikante FETCH*Z-Interaktionen ($P = 0,012$, $df = 3$, $n = 50$). Eine Untersuchung der linearen Kontraste ergab für stark exponierte Bestände ($F > 3000$ m, $n = 5$ Bestände) negative ΔA_Z -Werte, für weniger stark exponierte Bestände ($F < 800$ m, $n = 5$ Bestände) dagegen positive ΔA_Z -Werte in der Höhenstufe 340-360 cm ($P = 0,0025$):

$$\Delta A_Z (\text{Fetch} > 3000, 340-360 \text{ cm}) = -0,058 \pm 0,200$$

$$\Delta A_Z (\text{Fetch} < 800, 340-360 \text{ cm}) = 0,283 \pm 0,145$$

Die positiven ΔA_Z -Werte bei den weniger stark exponierten Beständen zeigen, dass sich bei den Beständen im Vorfeld von Mauern ein deutlich höherer Anteil der Bestandsfläche in der Höhenstufe 340-360 cm konzentriert als dies bei den Parallelbeständen neben den Mauern in der gleichen Höhenstufe der Fall ist. Dieser Befund kann nicht dahin gehend interpretiert werden, dass die Mauer einen schädigenden Effekt auf die Bestände dieser Höhenstufe ausübt.

Bei den stark exponierten Beständen deuten die negativen ΔA_Z -Werte darauf hin, dass hier eher der Fall vorliegt, dass sich in der Höhenstufe 340-360 cm in den Beständen vor Mauern weniger Bestandsfläche befindet als in den Beständen neben Mauern. Dies könnte auf einen Mauer-Effekt hinweisen, der sich für die Schilffläche negativ auswirkt.

Für die Höhenstufe 360-380 cm ergab sich jedoch kein signifikanter Fetch-Effekt; hier waren die ΔA_Z -Werte sowohl bei exponierten als auch bei weniger stark exponierten Beständen negativ:

$$\Delta A_Z (\text{Fetch} > 3000, 360-380 \text{ cm}) = -0,103 \pm 0,228$$

$$\Delta A_Z (\text{Fetch} < 800, 360-380 \text{ cm}) = -0,164 \pm 0,273$$

Hier wird eine allerdings nicht signifikante Tendenz sichtbar, dass sich vor Mauern weniger Schilffläche befindet als bei Beständen neben Mauern. Hier wirken sich wahrscheinlich schädigende Effekte der Mauern aus, die allerdings auch darin bestehen können, dass potenzielle Röhrlicht-Standorte bei Errichtung der Mauern überbaut wurden.

Wir nehmen an, dass der Fetch positiv korreliert ist mit der Stärke des Wellenangriffs, wobei dieser durch andere Faktoren (z.B. Breite der Brandungsplattform) modifiziert wird. Daraus folgt, dass sich ein starker Wellenangriff im Obersee negativ auf die Schilf-Bestandsfläche im Höhenlagenbereich 340-360 cm auswirken kann, während ein weniger starker Wellenangriff keinen negativen Effekt hat. Insgesamt bleibt jedoch

festzuhalten, dass der Mauer-Effekt ziemlich undeutlich ausgeprägt ist, zumal er nur am Obersee und nur bei stark exponierten Flächen und nur in einer Höhenstufe signifikant wird. Die weiter seewärtig und tiefer liegenden Bestände werden offensichtlich nicht durch die Existenz der Mauern beeinträchtigt.

Fragestellung 2: Hat die Mauer einen Effekt auf die Schilfflächenanteile, die von den einzelnen Schädigungsgraden G eingenommen werden, und ist dieser Effekt von der Höhenstufe abhängig?

Die mehrfaktorielle ANOVA unter Einbeziehung von ‚BestandsID*G‘ als Faktor ergab keinen signifikanten Effekt für ‚Bestand‘ ($P > 0,90$), so dass von der Unabhängigkeit der insgesamt $9 \times 19 = 171$ Beobachtungen ausgegangen werden kann. Die nachfolgenden Tests wurden dann nur mit G und Z als Faktoren durchgeführt.

Für den gesamten Datensatz aus Untersee- und Obersee-Beständen ergab sich weder für die festen Faktoren noch für die G*Z-Interaktionen eine Signifikanz ($P > 0,25$ in jedem Fall). Dies war auch der Fall, wenn nur die Obersee-Bestände geprüft wurden ($P > 0,35$ für die festen Faktoren und die G*Z-Interaktion) oder wenn nur die Untersee-Bestände berücksichtigt wurden ($P > 0,35$ in jedem Fall).

Schließlich wurde noch untersucht, ob der Fetch einen Effekt haben könnte (Fragestellung 3). Hierzu wurden er als zusätzlicher Faktor in das zweifaktorielle Modell eingelesen. Auch hier ergab sich keinerlei Signifikanz.

Demnach muss angenommen werden, dass die Existenz von Mauern keinen zusätzlichen Einfluss auf die Art und dem Umfang der Hochwasserschädigung der vor ihnen liegenden Schilfbestände gehabt hat.

4.1.4.3 Treibgut

(I) Untersee (77 Vergleichspaare)

Das Ergebnis in Abb. 54 zeigt deutlich, dass das Treibgut keinen Einfluss auf die Schädigungsgrade des Untersee-Röhrichts infolge des Extremhochwassers 1999 hatte. Man könnte für das Jahr 2000 das Ergebnis lediglich dahingehend deuten, dass zwar die starken Schäden (G4+G5) 2000 bei den Flächen mit Treibguteinfluss 3 % höher lagen; diese sich aber bis 2002 besser erholten (von 55 % auf 37 %) als die Flächen ohne Treibguteinfluss (von 51 % auf 40%). Dies bestärkt die Vermutung, dass das Treibgut – wenn überhaupt – nur im ersten Jahr nach dem Extremhochwasser einen höheren Schädigungsgrad bewirkt hat, die Bestände sich aber bis 2002 wieder erholten.

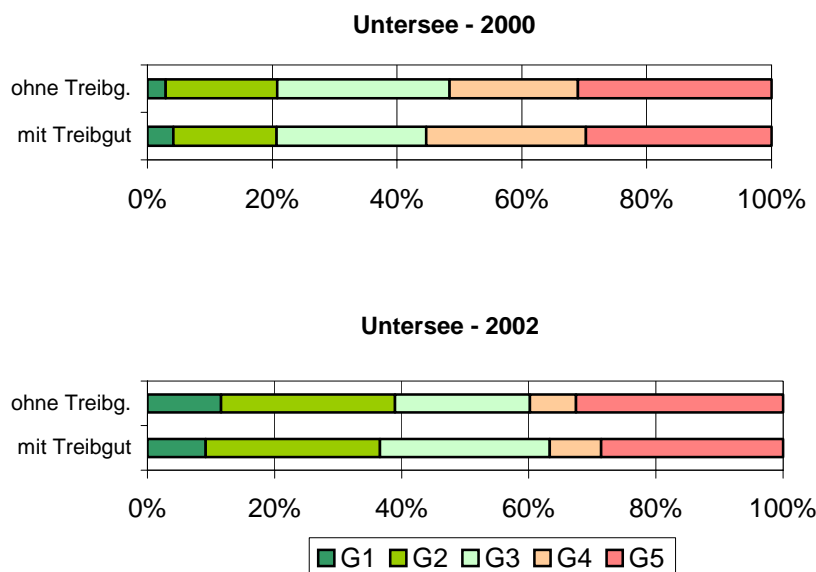


Abb. 54 Schädigungsgrade am Röhricht in Abhängigkeit vom Treibgut-Vorkommen am Untersee in den Jahre 2000 (oben) und 2002 (unten).

(II) Obersee (13 Vergleichspaare)

Am Obersee haben die Treibgutvorkommen scheinbar eine negative Wirkung auf dem Schädigungsgrad, d.h. weniger Treibgut bewirkte deutlich höhere Schädigungsgrade. Im Jahr 2002 z.B. sind 65 % aller Flächen ohne Treibguteinfluss mindestens stark geschädigt bzw. 37 % bei Flächen mit Auftreten von Treibgut (Abb. 55). Aufgrund der geringen Anzahl der Vergleichspaare kann dieses Ergebnis aber zufallsbedingt sein.

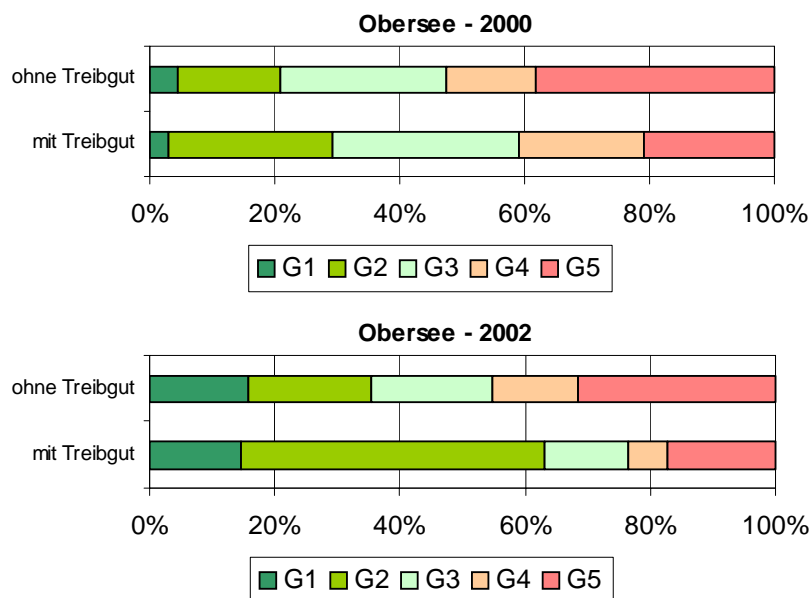


Abb. 55 Abhängigkeit des Schädigungsgrades von dem Treibguteinfluss auf allen 13 Vergleichsflächen am Obersee im Jahr 2000 (oben) und 2002 (unten).

Statistische Untersuchungen

Zunächst wurde der Effekt der Treibgutanschwemmungen auf die prozentualen Anteile der mit G geschädigten Flächen ($A\%$) untersucht. Die prozentualen Differenzen ($\Delta A\%$),

$$\Delta A\% (G, \text{Treibgut}) = A\%_{\text{mit Treibgut}}(G) - A\%_{\text{ohne Treibgut}}(G)$$

sind für die beiden Seeteile in Tab. 14 dargestellt.

Tab. 14 Prozentualen Differenzen ($\Delta A\%$) für die beiden Seeteile

See	Jahrgang	G=1	G=2	G=3	G=4	G=5
Obersee (n=13)	2000	$-2,8 \pm 12,3$	$5,6 \pm 26,8$	$2,9 \pm 30,5$	$4,3 \pm 31,3$	$-10,0 \pm 42,1$
	2002	$-1,3 \pm 22,4$	$22,9 \pm 38,9$	$-3,8 \pm 22,3$	$-6,5 \pm 12,1$	$-11,3 \pm 28,0$
Untersee (n=76)	2002	$1,7 \pm 16,4$	$0,9 \pm 23,8$	$-3,7 \pm 21,6$	$2,9 \pm 16,9$	$-1,7 \pm 25,0$
	2002	$0,3 \pm 15,4$	$0,5 \pm 22,9$	$2,7 \pm 23,4$	$-1,2 \pm 14,8$	$-2,3 \pm 21,5$

Die mittleren Differenzen waren nur geringfügig von Null verschieden. Lediglich im Obersee war in 2002 die Schädigungsklasse G=2 in treibgutbelasteten Beständen deut-

lich häufiger vertreten als in nicht treibgutbelasteten Beständen, während umgekehrt Flächen mit G=5 deutlich geringere Anteile ausmachten.

Um diese Unterschiede auf Signifikanz zu prüfen, wurde ein zweifaktorielles ANOVA-Modell mit SEE und G als fester Faktoren, SEE*G-Interaktionen und BESTAND*G als Random-Faktor verwendet. Dabei wurden die 5 G-Stufen zu den Stufen G = 1+2, G =3, G=4+5 zusammengezogen, um das Problem der Nichtbesetzung von Kombinationen (d.h. 0 % Flächenanteile) zu vermeiden. Für den Jahrgang 2000 hatten weder SEE noch G (df=2, F=0,49, P>F: 0,61) noch die SEE*G-Interaktionen (df=2, F=0,29, P>F: -1,0) einen signifikanten Einfluss auf $\Delta A\%$. Für den Jahrgang 2002 konnte die LogLikelihood-Iteration keine Konvergenz erzielen, so dass die Ergebnisse unsicher sind. Insgesamt muss also davon ausgegangen werden, dass sich das im Zusammenhang mit dem Extremhochwasser 1999 aufgetretene Treibgut nicht signifikant auf die Flächengröße der mit G geschädigten Röhrichte auswirkte.

Ergänzend wurde der Einfluss des effektiven Fetches in Kombination mit dem Treibgut untersucht. In der Tabelle 15 sind die Differenzen $\Delta A\%$ (G; Treibgut) für verschiedene Fetch-Klassen dargestellt.

Tab. 15 Daten von Untersee und Obersee gepoolt

Fetch	Jahrgang	G=1	G=2	G=3	G=4	G=5
Kl. 1 (n=47) 0-500 m	2000	1,7 ± 19,1	0,0 ± 27,4	-0,1 ± 26,1	1,7 ± 19,4	-2,6 ± 27,0
	2002	-0,0 ± 15,8	4,2 ± 30,6	0,9 ± 17,6	-1,1 ± 11,1	-3,8 ± 19,2
Kl. 2 (n=19) 500-2000 m	2000	0,1 ± 4,2	3,6 ± 19,7	-3,5 ± 19,2	1,3 ± 19,1	-1,6 ± 34,6
	2002	1,9 ± 20,1	2,2 ± 18,7	1,4 ± 29,1	-2,2 ± 12,6	-3,3 ± 32,5
Kl. 3 (n=23) 2000-5000 m	2000	0,5 ± 15,2	3,0 ± 21,0	-5,9 ± 19,7	7,3 ± 20,0	-4,8 ± 25,1
	2002	-1,0 ± 15,2	4,3 ± 24,9	3,6 ± 28,6	-3,5 ± 21,0	-3,4 ± 20,2

Auch hier waren die mittleren Differenzen nicht sehr stark von Null verschieden. Insbesondere fehlte eine klare Zunahme von $\Delta A\%$ (G) in den höheren G- und Fetch-Klassen. Die Differenzen wurden wie oben angegeben auf Signifikanz geprüft. Für den Jahrgang 2000 waren weder FETCH (df=2, F=0,08, P>F: -1,0) noch G noch die Fetch*G-Interaktionen (df=4, F=0,13, P>F: -1,0) signifikant. Ähnliche Resultate ergaben sich für den Jahrgang 2002.

Demnach ist der Treibgut-Effekt ($\Delta A\%$) auf die Verteilung der mit G geschädigten Bestandsflächen auch dann nicht signifikant, wenn nach Fetch-Klassen differenziert wird.

In einem dritten Schritt wurde die Entwicklung der einzelnen Flächenanteile zwischen 2000 und 2002 und ihre Beeinflussung durch das Treibgut untersucht. Dazu wurden zunächst die Differenzen

$$\Delta A\% (G,t) = A\%_{2002}(G) - A\%_{2000}(G)$$

Die $\Delta A\%$ (G,t)-Werte sind für die beiden Seeteile in Tabelle 16 dargestellt.

Tab. 16 Entwicklung der Flächenanteile ($\Delta A\%$) der mit $1 \leq G \leq 5$ geschädigten Teilflächen innerhalb von treibgutbelasteten und nicht treibgutbelasteten Schilf-Röhrichten zwischen 2000 und 2002; Mittelwerte \pm Standardabweichung, n – Anzahl Schilfbestände

$\Delta A\%$ (G,t) See	Treibgut	G=1	G=2	G=3	G=4	G=5
Obersee (n=13)	mit	15,8 \pm 20,6	14,6 \pm 29,4	-9,4 \pm 21,6	-13,7 \pm 9,2	-7,2 \pm 14,1
	ohne	14,2 \pm 26,2	-2,8 \pm 30,8	-2,8 \pm 21,1	-2,8 \pm 24,3	-5,9 \pm 19,9
Untersee (n=76)	mit	5,3 \pm 17,5	6,5 \pm 22,3	2,8 \pm 20,3	-15,1 \pm 18,1	0,5 \pm 15,7
	ohne	6,7 \pm 17,6	6,9 \pm 22,9	-3,6 \pm 24,2	-11,1 \pm 17,8	1,0 \pm 18,5

Aus der Tabelle geht hervor, dass sich die Flächenanteile geringer Schädigung (G=1, 2) zulasten der stärker geschädigten Flächen (G=4, 5) erhöht haben. Die Bestände sowohl am Untersee als auch am Obersee haben sich demnach zwischen 2000 und 2002 deutlich erholt. Dies betrifft sowohl die treibgutbelasteten als auch die nicht treibgutbelasteten Bestände.

Um den Treibgut-Effekt auf die Bestandsentwicklung herauszuarbeiten, wurden die Differenzwerte zwischen den korrespondierenden treibgutbelasteten und nicht treibgutbelasteten Beständen

$$\Delta\Delta A\% (G,t,Treibgut) = \{A\%_{2002-2000, \text{treibgutbelastet}}(G) - A\%_{2002-2000, \text{treibgutbelastet}}(G)\} - \\ \{A\%_{2002-2000, \text{nicht treibgutbelastet}}(G) - A\%_{2002-2000, \text{nicht treibgutbelastet}}(G)\}$$

berechnet. Die Ergebnisse sind in der Tabelle 17 dargestellt.

Tab. 17 Differenzwerte zwischen den korrespondierenden treibgutbelasteten und nicht treibgutbelasteten Beständen

($\Delta\Delta A\%$ (G,t,Treibgut)) See	G=1	G=2	G=3	G=4	G=5
Obersee (n=13)	1,5 \pm 24,4	17,4 \pm 44,9	-6,6 \pm 34,9	-10,8 \pm 27,3	-1,4 \pm 23,4
Untersee (n=76)	-1,4 \pm 17,7	-0,4 \pm 25,9	6,4 \pm 25,9	-4,1 \pm 18,3	-0,5 \pm 17,1

Die Differenzwerte sind am Untersee nicht sehr deutlich von Null verschieden, d.h. treibgutbelastete und nicht belastete Bestände haben sich in ähnlicher Weise erholt. Am Obersee fällt die starke Zunahme der G2-Flächen auf, die bei den treibgutbelasteten Beständen deutlich größer war als bei den nicht belasteten Flächen, und die einhergeht mit einer ebenfalls starken Abnahme in der G4-Schädigungsklasse.

Diese Ergebnisse wurde nach dem eingangs beschriebenen Verfahren auf simultane Effekte von G und SEE untersucht. Wiederum wurden die Schädigungsgrade G1 und G2 bzw. G4 und G5 zu G1+2 und G4+5 zusammengefasst. Dabei zeigte sich dass der feste Faktor SEE keinen signifikanten Einfluss ausübt (df=1, F=0,883, P>F: 1,0), d.h. in beiden Seeteilen ist die Entwicklung ähnlich. Dagegen war der G-Effekt hochsignifikant (df=2, F=5,94, P>F: 0,0030), Die SEE-G-Interaktionen waren wiederum nicht signifikant. Der signifikante G-Effekt kommt auch in der Tabelle 17 zum Ausdruck, indem die niedrigen Schädigungsgrad G1+2 im Mittel positive Änderungen, die höheren Schädigungsgrade G4+5 eher negative Änderungen aufwiesen, während der Schädigungsgrade G3 im Mittel positive Änderungen aufwiesen.

digungsgrad G3 etwa in der Mitte lag. So waren dann auch die linearen Kontraste zwischen G1+2 und G4+5 hochsignifikant ($P > F: 0,00068$).

Zusammenfassend sind diese Ergebnisse folgendermaßen zu verstehen: Die mit Treibgut belasteten Bestände haben sich zwischen 2000 und 2002 signifikant besser erholt als die nicht treibgutgeschädigten Bestände (im Mittel positive $\Delta\Delta\%$ -Werte für die geringen Schädigungsgrade G1+2). Keinesfalls kann aus den Ergebnissen abgeleitet werden, dass sich die treibgutgeschädigten Bestände im Vergleich mit den nicht treibgutgeschädigten Beständen schlechter entwickelt hätten (signifikant positive $\Delta\Delta\%$ -Mittelwertdifferenzen zwischen G1+2 und G4+5).

Schließlich wurde die simultane Abhängigkeit der Bestandsflächenentwicklung vom FETCH und von der Treibgutbelastung untersucht. Dabei wurden die Daten beider Seeteile zusammengefasst. Die Mittelwerte und Standardabweichungen der Differenzen von $\Delta\Delta\%$ (G,t,Treibgut) sind in Tabelle 18 dargestellt.

Tab. 18 $\Delta\Delta\%$ -Mittelwerte und Standardabweichungen, Daten von Untersee und Obersee gepoolt

Fetch	G=1	G=2	G=3	G=4	G=5
Kl. 1 (n=47) 0-500 m	-1,9 ± 20,3	4,1 ± 33,5	1,9 ± 28,9	-2,9 ± 17,3	-1,2 ± 17,1
Kl. 2 (n=19) 500-2000 m	1,8 ± 16,7	-1,5 ± 22,3	4,9 ± 17,2	-3,5 ± 19,2	-1,7 ± 21,3
Kl. 3 (n=23) 2000-5000 m	-1,4 ± 17,3	1,3 ± 25,0	9,5 ± 31,8	-10,8 ± 24,3	1,4 ± 17,7

Die Tabelle zeigt, dass die $\Delta\Delta\%$ -Mittelwerte mit wenigen Ausnahmen nicht sehr stark von Null verschiedenen sind, wobei in den Schädigungsgraden G1 bis G3 positive Werte und in den stärker geschädigten Beständen G4 und G5 eher negative Werte vorliegen. Hier kommt, wie schon oben dargestellt, die Tendenz zum Ausdruck, dass sich (i) die Bestände zwischen 2000 und 2002 erholen und dass sich (ii) die treibgutbelasteten Bestände dies in leicht höherem Maße tun als dies bei den nicht treibgutbelasteten Beständen der Fall ist. Eine Abhängigkeit vom Fetch ist nur in den Schädigungsgraden G3 und G4 zu erkennen, wobei in G3 mit zunehmendem Fetch positivere $\Delta\Delta\%$ -Mittelwerte auftreten, denen in G4 entsprechende Abnahmen gegenüberstehen. Dem zufolge wäre zu vermuten, dass sich die treibgutbelasteten Bestände der stark wind- und wellenexponierten Bestände in höherem Maße erholen (also z.B. von G4 nach G3 wechseln) als dies bei den windgeschützten Beständen der Fall ist.

Dieser Hypothese wurde wie schon oben mittels zweifaktorieller Varianzanalyse mit G und FETCH als Faktoren nachgegangen. Wie schon oben gezeigt, war der feste G-Effekt signifikant ($df=2, F=4,01, P > F: 0,019$), wobei allerdings nur die linearen Kontraste zwischen G3 und G4+5 signifikant waren ($P > F: 0,0057$). Der feste FETCH-Effekt war ebenso wenig signifikant ($df=2, f=0,14, P > F: 1,0$) wie die FETCH*G-Interaktionen ($df=4, F=0,63, P > F: 1,0$).

Demnach kann auch die eingangs formulierte Vermutung nicht als gesichert gelten. Vielmehr muss angenommen werden, dass sich die Erholung von treibgutbelasteten Beständen im Vergleich zu nicht-treibgutbelasteten Beständen zwischen 2000 und 2002 unabhängig davon vollzieht, ob die Bestände wenig oder stark wind- und wellenexponiert sind.

4.1.4.4 Windanstrichlänge (Fetch)

Vorschädigung an windexponierten Ufern

Die Frage war, ob an windexponierten Uferpartien die Röhrichte weniger gut ausgebildet sind als an windgeschützten Stellen. Als Maß hierfür wurde wieder die seeseitige Ausdehnung (Sohniveau) vor 1999 herangezogen. Abb. 56 zeigt das Ergebnis an allen Röhrichtflächen am Unter- und Obersee. Hieraus sind keine eindeutigen Tendenzen ersichtlich. Am Untersee reichen die windexponierten Röhrichte mit EFD-Werten von über 2000 m sogar deutlich weiter in den See als solche im Windschatten.

Für den Obersee könnte zumindest bei Gebieten mit einer Windanstrichlänge von über 5000 m eine gewisse Vorschädigung vorliegen; allerdings betrifft dies hauptsächlich das Eriskircher Ried, wo der Schilfrückgang vor dem Hochwasser von 1999 sehr wahrscheinlich durch eine Kombinationswirkung mit Holz-Treibgut verursacht wurde.

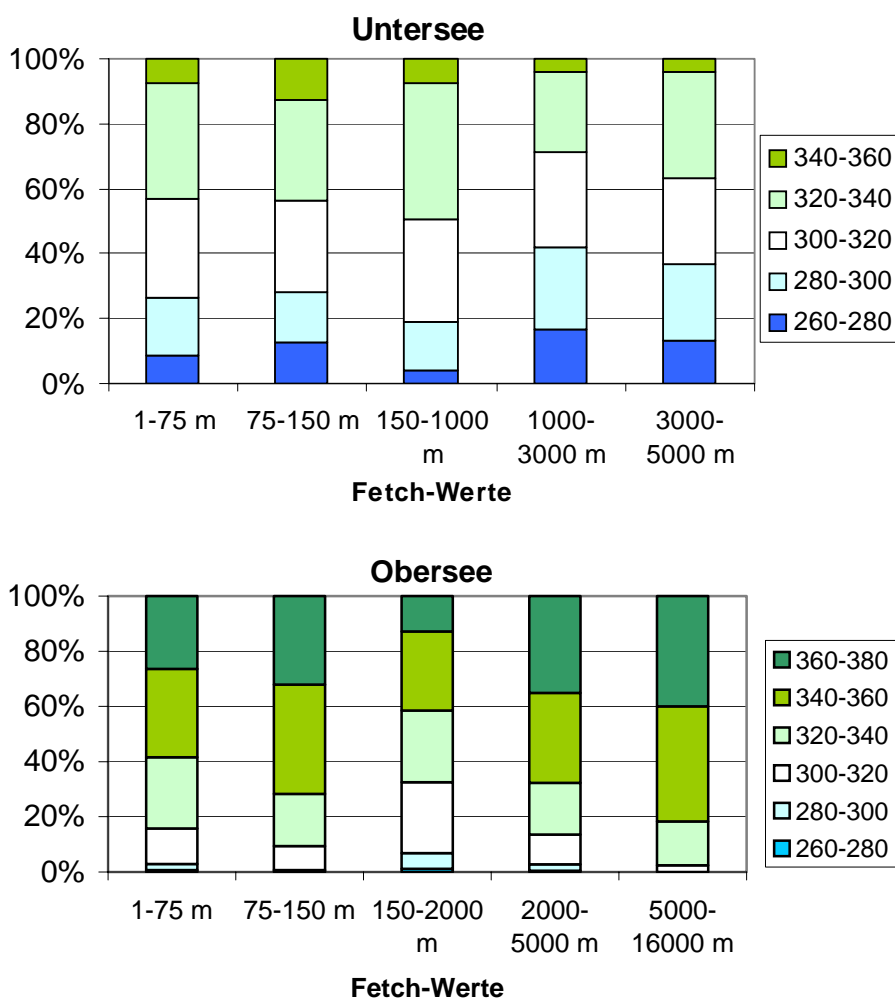


Abb. 56 Tiefenverteilung der Röhrichtbestände bei unterschiedlichen Fetch-Klassen; alle Flächen; oben: Untersee, unten Obersee (unterschiedliche landseitige Grenze).

(I) Ganzes aquatisches Röhricht

Untersee

Am Untersee traten bei geringen Fetch-Werten (bis 150 m) sowohl 2000 wie auch 2002 deutlich größere Schäden als bei Windanstrichlängen von 150 bis 5000 m auf. Von 2000 bis 2002 hat sich der Schädigungsgrad besonders an den windexponierten Uferabschnitten vermindert (Abb. 57). Wie beim Treibguteffekt, zeigt sich also auch hier, dass diese Schäden reversibel sind.

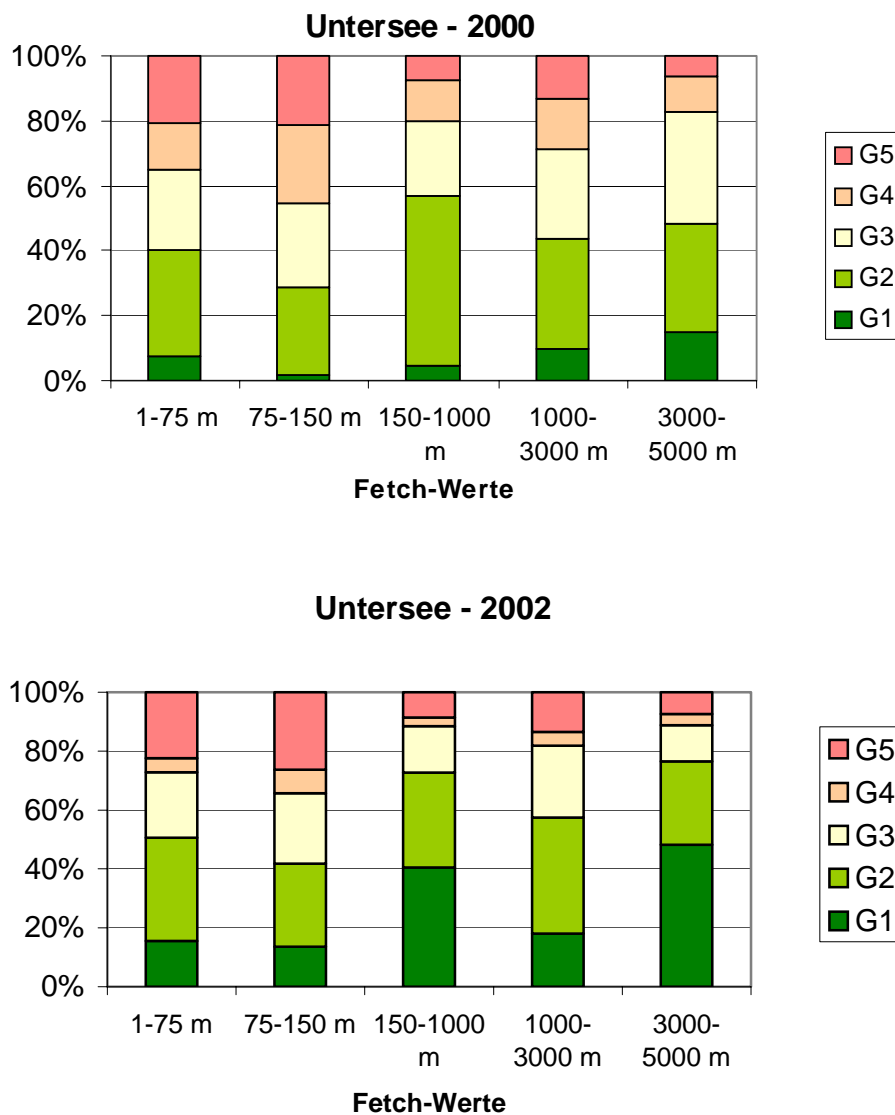


Abb. 57 Abhängigkeit der Schädigungsgrade des ganzen aquatischen Röhrichts von der Effective Fetch Distance am Untersee in den Jahren 2000 (oben) und 2002 (unten).

Obersee (ganzes aquatisches Röhricht)

Am Obersee ist keine eindeutige Tendenz bezüglich einer Abhängigkeit der Schädigungsgrade von der Effective Fetch Distance (EFD) erkennbar (Abb. 58). Im Jahr 2002 sind sogar die stärker exponierten Röhrichte (ab 2000 m) wesentlich weniger geschädigt als solche bei Fetch-Werten unterhalb 2000 m.

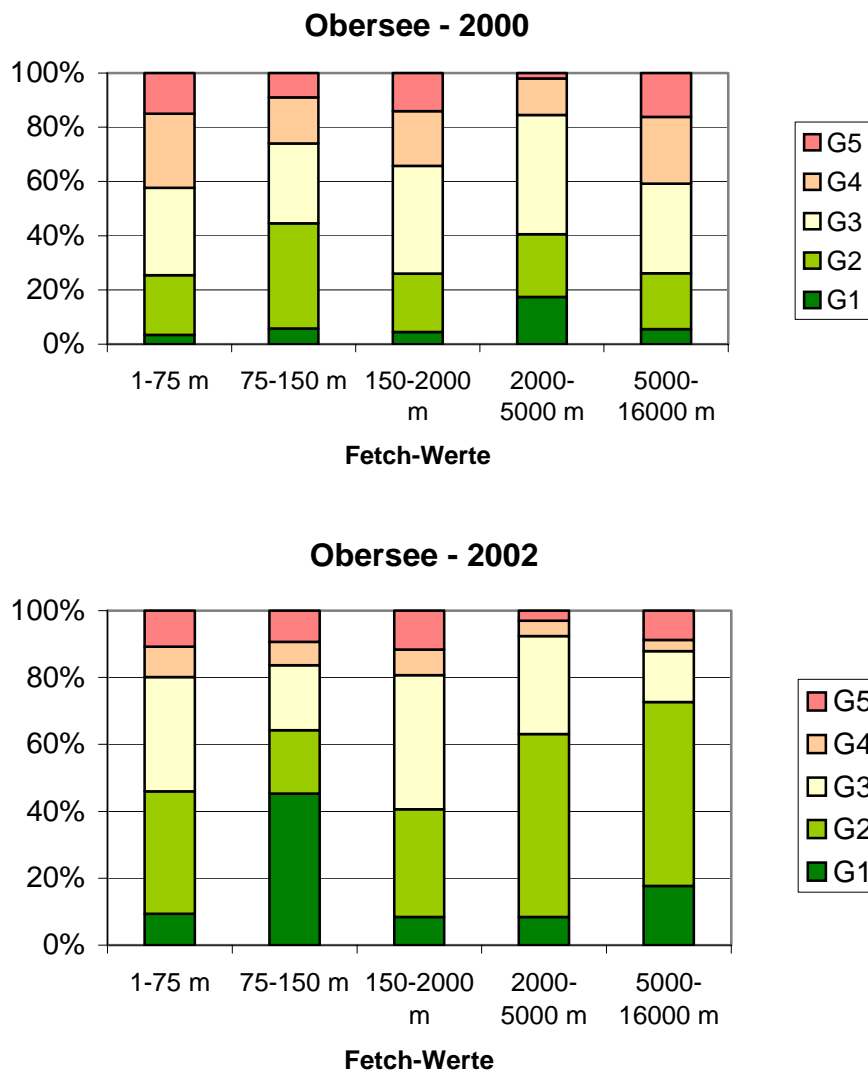


Abb. 58 Abhängigkeit der Schädigungsgrade des ganzen aquatischen Röhrichts von der Effective Fetch Distance (EFD) am Obersee in den Jahren 2000 (oben) und 2002 (unten).

(II) Berücksichtigung nur eines seeseitigen 10-m-Streifens

Bei Berücksichtigung von nur einem 10 m breiten Röhrichtstreifen an der seeseitigen Schilffront ändert sich an dem Ergebnis sowohl am Untersee wie auch am Obersee qualitativ nicht viel (Abb. 59 u. 60). Erwartungsgemäß haben die höheren Schädigungsgrade einen höheren Anteil im seenahen Röhrichtteil als im gesamten Röhricht.

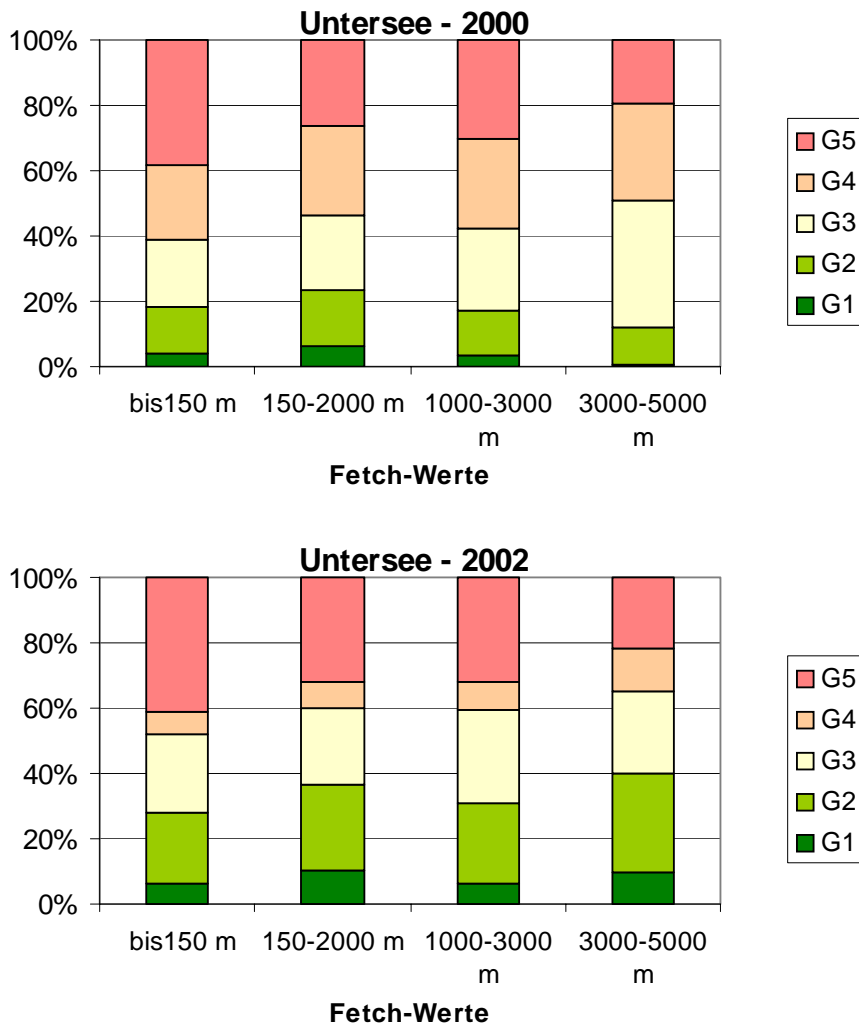


Abb. 59 Abhängigkeit der Schädigungsgrade des seeseitigen 10-m-breiten Röhricht von der Effective Fetch Distance (EFD) am Untersee in den Jahren 2000 (oben) und 2002 (unten).

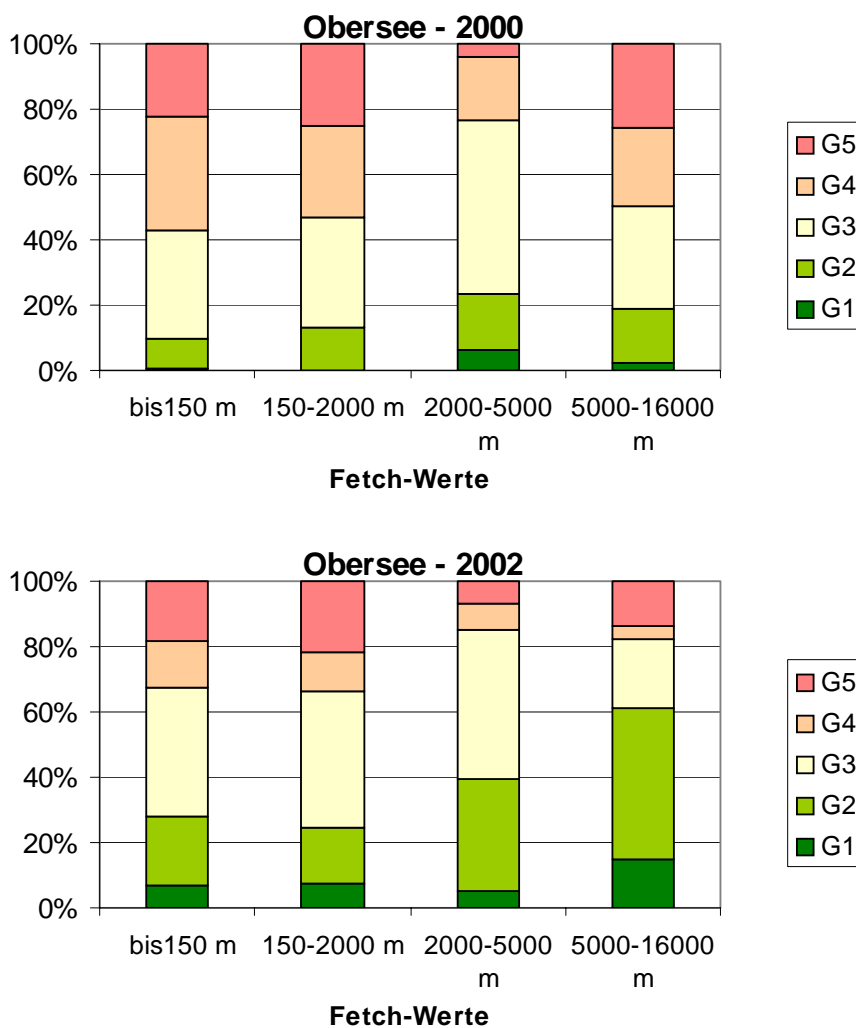


Abb. 60 Abhängigkeit der Schädigungsgrade des seeseitigen 10-m-breiten Röhricht von der Effective Fetch Distance (EFD) am Obersee in den Jahren 2000 (oben) und 2002 (unten).

4.1.4.5 Freizeitaktivitäten

Vorschädigung durch Freizeitaktivitäten

Auch hier wurde zunächst untersucht, ob im näheren Bereich von Freizeitaktivitäten eine Vorschädigung des Röhrichts vorliegt. Auffallend ist hierbei die Tatsache, dass bei den gestörten Stellen die Röhrichte sich im Vergleich zu den nicht gestörten Stellen eher oberhalb der Mittelwasserlinie konzentrieren (Abb. 61). Das bedeutet, dass eine Vorschädigung unterhalb der Mittelwasserlinie gegeben scheint.

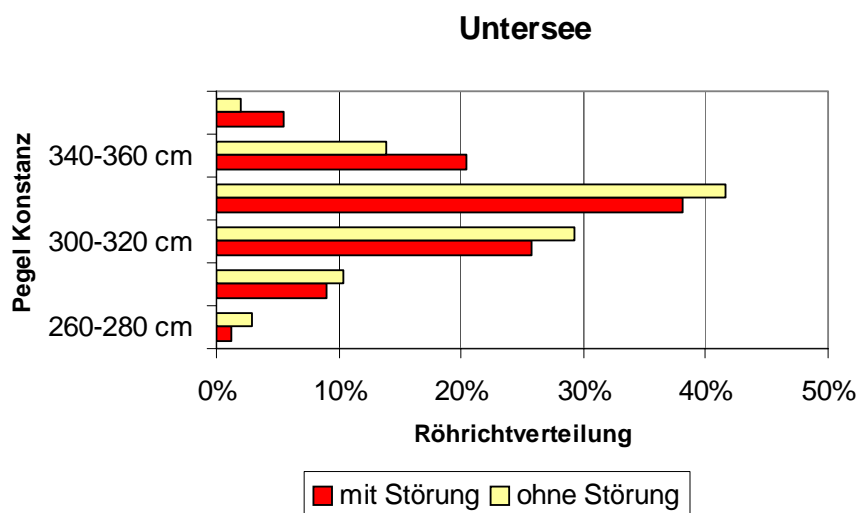


Abb. 61 Tiefenverteilung der Schilfröhrichte vor dem Hochwasserereignis 1999 im Bereich von Freizeitaktivitäten und den entsprechenden Vergleichsflächen am Untersee (50 Vergleichsflächen).

Untersee

An Uferstellen, die durch Freizeiteinrichtungen (Zugänge, Stege, Badeplätze etc.) potentiell gestört sind, gibt es keine stärkeren Schilfschäden durch das Extremhochwasser. Das Ergebnis in Abb. 62 zeigt sogar, dass bei den freizeitfreien Uferabschnitten die stark und extrem geschädigten Röhrichtanteile (G4+G5) mit 3,2 % höher liegen als an Ufern, wo es Einflüsse durch Freizeitaktivitäten gibt. Die ungeschädigten oder nur leicht geschädigten Röhrichte (G1+G2) weisen in beiden Fällen exakt die gleichen Anteile auf.

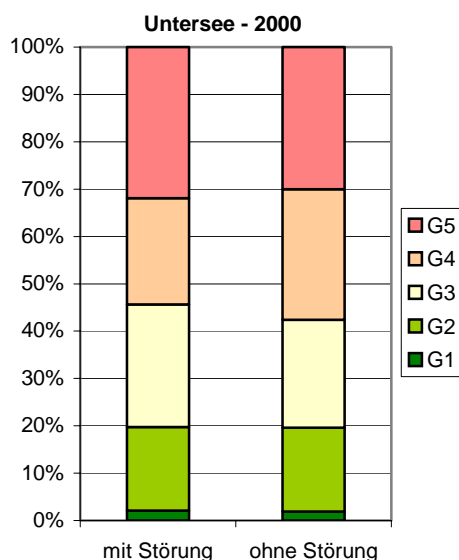


Abb. 62 Einfluss von Freizeitstörungen auf den Schädigungsgrad am Untersee, 2000.

Zunächst wurde der Effekt der Freizeitnutzung auf die prozentualen Anteile der mit G geschädigten Flächen (A%) untersucht. Die prozentualen Differenzen ($\Delta A\%$)

$$\Delta A\% (G, \text{Nutzung}) = A\%_{\text{mit Nutzung}}(G) - A\%_{\text{ohne Nutzung}}(G)$$

sind für die einzelnen Nutzungen in Tab. 19 dargestellt.

Tab. 19 Prozentuale Differenzen ($\Delta A\%$) für die einzelnen Nutzungen

Nutzung	G=1	G=2	G=3	G=4	G=5
Hafen (n=3)	7,8 ± 6,5	1,2 ± 3,7	10,7 ± 20,7	-21,2 ± 8,4	-9,7 ± 15,2
Steg (n=10)	-2,8 ± 9,0	-5,6 ± 13,2	3,3 ± 15,1	-1,5 ± 22,0	6,6 ± 11,7
Campingplatz (n=3)	0,0 ± 0,0	-3,4 ± 6,4	9,6 ± 42,7	7,9 ± 41,6	-14,1 ± 23,6
Badeplatz (n=2)	0,0	-10,0	5,4	-1,1	5,8
Strandbad (n=2)	0,0	-2,3	20,1	8,5	-26,3
Seezugang (n=29)	0,8 ± 6,7	-0,1 ± 14,1	1,1 ± 15,5	-7,6 ± 21,5	5,8 ± 21,1
sonst. Freizeitnutzung (n=1)	0,0	0,0	-37,1	-0,4	37,4
Gesamt (n=50)	0,3 ± 6,9	-0,9 ± 12,9	2,6 ± 18,5	-4,9 ± 21,8	2,9 ± 20,6

Im Durchschnitt aller Freizeitnutzungsformen liegen die mittleren Differenzen nahe bei Null, d.h. die Verteilung der mit G geschädigten Bestandsflächen war im unmittelbaren Einflussbereich der Nutzungen ähnlich wie im nicht beeinflussten Bereich.

Für die einzelnen Nutzungsformen sieht dieses Bild jedoch anders aus. Beispielsweise fallen bei den Hafennutzungen deutlich negative Differenzen in den Schädigungsgraden G4 und G5 auf, d.h. hier kamen im Hafengebiet prozentual weniger G4- und G5-Bestände vor als in den jeweiligen unbeeinflussten Uferabschnitten, dafür waren G1- und G3-Flächen stärker vertreten. Allerdings ist der Stichprobenumfang mit n=3 Paaren sehr gering.

Die auftretenden $\Delta A\%$ (G, Nutzung)-Werte aller Nutzungen wurden mittels einfacher Varianzanalyse mit G als Faktor geprüft. Darüber hinaus wurden mittels zweifacher Varianzanalyse die simultanen Effekte von G und Nutzungsform geprüft.

Als Ergebnis zeigte sich, dass der G-Effekt nicht signifikant war ($df=4$, $F=1,70$, $P>F: 0,15$), insbesondere war der $\Delta A\%$ -Mittelwert im G4-Schädigungsgrad nicht signifikant von Null verschieden ($P>|t| 0,12$; $n=50$). Demzufolge ist anzunehmen, dass die Freizeitnutzung keinen Einfluss auf die Verteilung der mit G hochwassergeschädigten Bestandsflächen hatte.

Ein ähnliches Ergebnis wurde bei der Prüfung der simultanen Effekte von G und Freizeitnutzungsform erzielt ($df=28$, $F=1,39$, $P>F: 1,0$). Die Nutzungsvarianten „Steg“ und „Seezugang“ wurden noch einmal gesondert untersucht. Nur beim „Seezugang“ wurde ein signifikanter G-Effekt gefunden ($df=4$, $F=2,88$, $P>F: 0,025$); in diesem Fall war der $\Delta A\%$ -Mittelwert für G4 signifikant kleiner Null ($P=0,035$, WILCOXON-Test), während er für G5 nicht signifikant von Null verschieden war ($P=0,89$). Das bedeutet, dass der Anteil der mit G4 geschädigten Flächen vor Seezugängen signifikant kleiner war als im unbeeinflussten Uferabschnitt, während die G5-Anteile – allerdings nicht signifikant – höher waren. Bei Seezugängen deutet sich demnach ein schwach ausgeprägter negativer Effekt der Nutzungsform auf die Verteilung der hochwassergeschädigten Bestandsflächen an. Im Falle der „Stege“ ergab sich kein signifikanter G-Effekt ($df=4$, $F=1,03$, $P>F: 0,40$).

Insgesamt kann man festhalten, dass die Freizeitnutzung im Bereich der Schilfbestände keinen zusätzlichen Einfluss auf den Umfang der Hochwasserschädigung der Schilfbestände hat.

4.2 Monitoring

4.2.1 Bestandsstruktur und Halmmorphologie

Die nachfolgende Darstellung wird sich im wesentlichen auf drei Aspekte beschränken:

- die Entwicklung einiger Standortfaktoren der Monitoringflächen zwischen 2000 und 2002,
- die Frage, wie sich die Faktoren G (anfänglicher Hochwasserschadigungsgrad) und LOC (Lokalisation) in den Vegetationsperioden 2000 – 2002 ausgewirkt haben, bzw. ob sich die Effekte im Laufe der Zeit abschwächen,
- die Änderungen in Halmdichte, Bestandsstruktur, Halmmorphologie und –biomasse sowie Bestandsbiomasse zwischen den Vegetationsperioden 2000 und 2002, insofern sie geeignet sein könnten, die zukünftige Entwicklungsrichtung anzuzeigen.

Der Schädigungsgrad G ist der ursprüngliche, am 15.-17. August 2000 (vgl. OSTENDORP 2000, p.1) festgelegte Schädigungsgrad, unabhängig davon, wie sich diese Schädigung visuell auf den Luftbildern der Jahre 2001 und 2002 darstellte. Die Lokalisation LOC bezeichnet frontständige (LOC=A, Außenbestände) bzw. weiter landeinwärts befindliche Bestände (LOC=B, Binnenbestände); auch diese Zuordnung wurde für jede Monitoringfläche beibehalten, obgleich mancher B-Bestand durch Absterben der seewärts gelegenen Röhrichte eher zu einem frontwärtigen Bestand geworden ist. Die Außenbestände unterliegen tendenziell stärkerer Stressorwirkung durch Wellen, Treibgut und Wasservogel-Beweidung, während in den Binnenbeständen möglicherweise sedimentchemische Faktoren zum Tragen kommen.

4.2.1.1 Schädigungsgrad und Sohlniveau

Das Sohlniveau der nach einem geschichteten Zufallsverfahren ausgewählten Monitoringflächen zeigte eine hochsignifikante Abhängigkeit vom Schädigungsgrad G. Die logistische Regression ergab für die tief liegenden Bestände bedeutend höhere Wahrscheinlichkeiten, eine Schädigung der Stärke G4 und G5 zu erleiden, als für höher liegende Bestände (Abb. 63). Beispielsweise sind Röhrichte unterhalb –0,20 m unter MMW mit >70 % Wahrscheinlichkeit G4- und G5-geschädigt, Bestände oberhalb +0,20 m über MMW jedoch nur noch mit <10%. Dieses Ergebnis unterstreicht noch einmal die Bedeutung des Sohlneaus als Co-faktor für die Entstehung der Hochwasserschädigung und bestätigt die entsprechenden durch GIS-Analysen der Gesamtflächen erzielten Ergebnisse (Kap. 4.1.1.3)

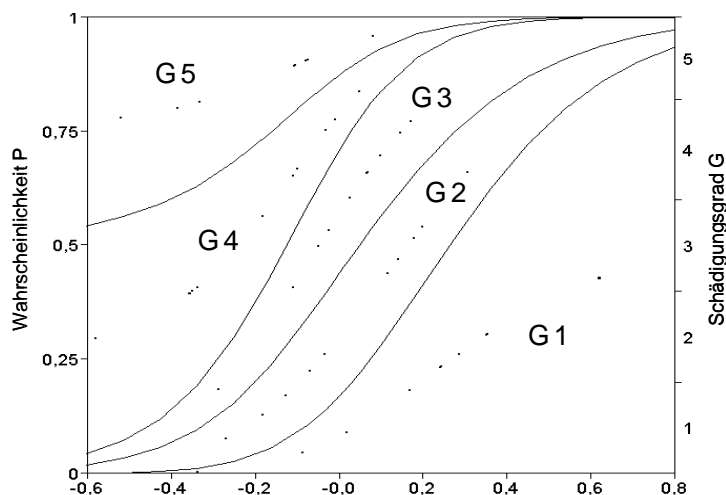


Abb. 63 Abhängigkeit der Schädigungswahrscheinlichkeit vom relativen Sohlniveau (NIV) in Bezug auf das mittlere Mittelwasser. Dargestellt ist die logistische Regression von G auf NIV der Monitoringbestände (für das Modell: $df=4$, $n=50$, $\chi^2=25,2$, $P < 0,0001$); linke Ordinate – kumulative Wahrscheinlichkeiten, rechte Ordinate – Abfolge der Schädigungsgrade.

4.2.1.2 Stressoren und Ufererosion in den Jahren 2000 bis 2002

Während der Hochwasserphase des Jahres 1999 kam es an vielen Uferabschnitten zu mechanischen Belastungen der ohnehin schon geschädigten Röhrichte durch Wellen und Treibgut, v.a. abgebrochenen Schilf-Überständern. Dies war auch der Anlass dafür, zusätzlich zum Schädigungsgrad G ($G = 1, \dots, 5$) die Lokalisation LOC (A – Außenbestände, B – Binnenbestände) als zweiten Faktor in das Design der Monitoringflächen aufzunehmen (vgl. Kap. 3.4). Dadurch sollte untersucht werden, ob auch in den Jahren 2000 bis 2002 die Außenbestände höheren Stressorkwirkungen ausgesetzt sind als die Binnenbestände, worauf hin jene sich anders entwickeln könnten.

An mechanischen Stressoren wurde der Intensitätsgrad der mechanischen Belastung (MEC) und der Beweidung durch Wasservögel (BEW) erhoben, außerdem der Grad an Treibgutanschwemmungen (TRM) in oder unmittelbar vor den Monitoringflächen. Als weiterer Stressor wurde der Befall der Schilfblätter mit der Mehligen Pflaumenblattlaus *Hyalopterus pruni* (HYA) erfasst. Ebenso wie beim Schädigungsgrad G erfolgte eine Differenzierung in 5 Klassen.

Generell waren die Stressorkwirkungen gering, d.h. Intensitätsgrade von 4 oder 5 wurden bestenfalls auf 15 % der Monitoringflächen erreicht (Abb. 64). Mechanische Schädigungen durch Wellen und Treibgut waren allgemein häufiger anzutreffen als solche durch Wasservogelbeweidung oder durch *Hyalopterus*. In keinem der drei Untersuchungsjahre konnte ein signifikanter Einfluss des Hochwasserschädigungsgrades G auf den Intensitätsgrad eines der Stressoren beobachtet werden. Allerdings war der Stichprobenumfang ($n=50$ Bestände) zu gering, um signifikante Beziehungen herausarbeiten zu können. Die Entwicklung von 2000 nach 2002 war durch eine tendenzielle Abnahme hoher mechanischer Belastungen ($MEC \geq 3$) und stärkerer Treibgutanschwemmungen ($TRM \geq 3$) gekennzeichnet, während die Beweidungsschäden und der *Hyalopterus*-Befall auf niedrigem Niveau in etwa gleich blieben (Abb. 64).

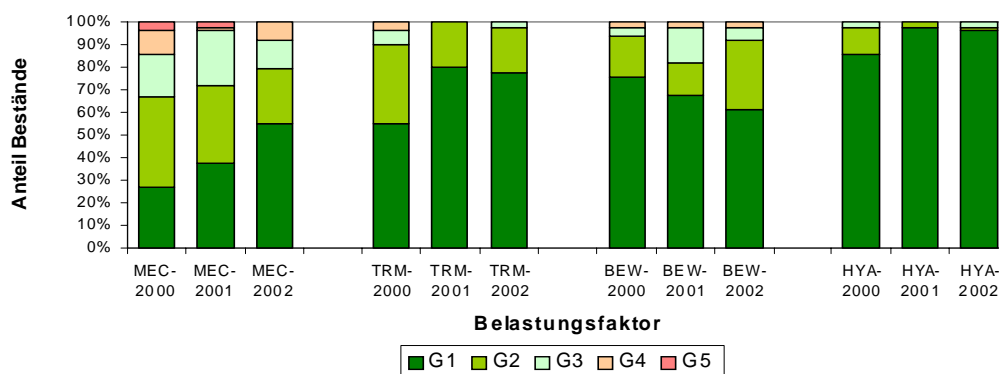


Abb. 64 Belastungen der Monitoringflächen in den Untersuchungsjahren 2000, 2001 und 2002 im Vergleich; MEC –mechanische Belastung, BEW – Beweidungsbelastung durch Wasservögel, HYA – Befall durch *Hyalopterus pruni*, TRM – Intensität der Treibgutanschwemmung, jeweils in den Intensitätsgraden 1 bis 5.

Durch den Vergleich der in jedem Untersuchungsjahr durchgeführten Niveaumessungen war es möglich, Niveauveränderungen, also Sedimenterosion oder –akkumulation

zu erfassen (vgl. OSTENDORP 2003, Kap. 2.1). Unter Berücksichtigung der Messfehler deutet sich eine Tendenz an, dass es in den Außenbeständen zu einer leichten Auflandung (im Mittel +0,06 m), in den Binnenbeständen zu einem leichten Abtrag (im Mittel -0,04 m) gekommen sein könnte. Die Differenzen der Nivellements waren jedoch nicht signifikant. In keinem Fall waren jedoch Erosionskliffkanten, Spülsäume o.ä. zu erkennen.

Die Folgebelastungen der unterschiedlich hochwassergeschädigten Bestände durch verschiedenen Stressoren sind danach in etwa gleich. Ebenso unterscheiden sich – im Gegensatz zur Arbeitshypothese (Vgl. Kap. 3.4 und 4.2.1) - Außen- und Binnenbestände nicht signifikant voneinander. Im Hinblick auf die Schilfentwicklung während des Untersuchungszeitraums dürften die genannten Stressoren von eher untergeordneter Bedeutung gewesen sein. Auch Erosion bzw. Verschlammung scheiden als Faktor für die weitere Entwicklung der Schilfbestände im Untersuchungszeitraum aus.

4.2.1.3 Sekundärvegetation auf den Monitoringflächen von 2000 bis 2002

Die aquatischen Röhrichte des Bodensees weisen im allgemeinen keinen Unterwuchs aus submersen Makrophyten auf; Ursache ist wahrscheinlich die starke Beschattung durch das Blätterdach des dicht wachsenden Schilfs. Insofern war zu erwarten, dass sich zumindest die hochwasserbedingt stark aufgelichteten Bestände mit einer Ersatzvegetation besiedeln könnten. Im ersten Untersuchungsjahr blieben die Ausfallflächen jedoch unbesiedelt. Im Jahr 2001 konnte bereits eine dichte Besiedlung der Schädigungsflächen $G \geq 4$ beobachtet werden, die sich vorwiegend aus *Najas intermedia* und *Chara spec.* zusammensetzte. In 2002 wurden schließlich Deckungsgrade zwischen 30 % (G3, G4) und 70 % (G5) erreicht (Abb. 65). Der G-Effekt war signifikant. Auffälligerweise waren fast ausschließlich die Untersee-Bestände, nicht aber die am Obersee mit einem Wasserpflanzenteppich durchzogen. Eine Besiedlung mit helophytischer Ersatzvegetation, - in Frage kommen *Typha angustifolia*, *Schoenoplectus lacustris* und *Phalaris arundinacea* – konnte in keinem Fall beobachtet werden.

Welche Rolle die Submersen-Vegetation bei der Regeneration der Schilfröhrichte spielt, ist unbekannt; möglicherweise trägt sie zur Sedimentstabilisierung bei. Eine Behinderung des Austriebs von neuen *Phragmites*-Jungspossen erscheint ausgeschlossen.

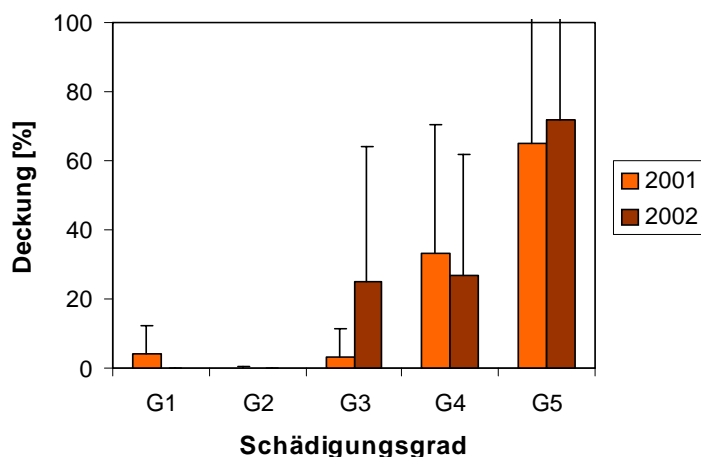


Abb. 65 Bedeckung der Monitoringflächen durch submersen Makrophyten: dargestellt sind die Mittelwerte \pm einfache Standardabweichungen in den Schädigungsklassen G1 bis G5 des Bodensee-Untersees (n=30).

4.2.1.4 Auswirkungen der Hochwasserschädigung auf die Halmdichte in den Jahren 2000 bis 2002

Die Gesamthalmdichte (Z_{GPOP}) der Monitoringflächen hing in allen drei Untersuchungsjahren hochsignifikant vom Schädigungsgrad ab. In den G1- und G2-Beständen lag die mittlere Halmdichte zwischen 30 und 40 $H\ m^{-2}$, sank dann mit zunehmender Schädigung kontinuierlich auf 3 bis 7 $H\ m^{-2}$ in den G5-Flächen ab (Abb. 66). Diesem Ergebnis kommt kein empirischer Informationsgehalt zu, denn die Schädigungsgrade wurden unter dem Gesichtspunkt der Halmdichte definiert, und die ‚Blau‘- und ‚Rot‘-Anteile auf den CIR-Luftbildern spiegeln die Deckung des Blattwerks und damit in hohem Maße auch die Halmdichte wider. Die feine Abstufung der Halmdichten besonders im Jahr 2000 darf gleichwohl als Beleg für die Qualität der Definition der Schädigungsgrade und der Auswahl der Dauerflächen angesehen werden. Die Dichten der einzelnen Halmklassen folgten diesem Muster. So waren die Zahl der Primärsprosse (Z_{PSH}) und der insektengeschädigten Sprosse (Z_{ISH}) in allen drei Untersuchungsjahren von G abhängig.

Darüber hinaus wurde in 2000 und 2002 ein gewisser Effekt der Lokalisation (LOC) sichtbar, indem die Binnenbestände einer Schädigungsgruppe im Mittel geringere Gesamthalmdichten aufwiesen als die Außenbestände. Dieser Effekt war jedoch in keinem Jahr signifikant. Auch die Dichten der einzelnen Halmklassen zeigten nur in wenigen Fällen einen signifikanten LOC-Effekt. Im ersten Jahr nach dem Hochwasser ergaben sich zusätzlich signifikante, von G unabhängige Effekte von dem Sohlniveau (NIV), Intensität der mechanischen Belastung (MEC) und Beweidungsintensität (BEW) auf die Gesamthalmdichte sowie auf die Halmdichte der Primär- und Sekundärsprosse. So nahm die Gesamt-Halmdichte mit höherem Intensitätsgrad von mechanischer Belastung und Beweidung durch Wasservögel ab. Dieses Ergebnis kann dahingehend interpretiert werden, dass schütterere Bestände – unabhängig vom Hochwasserschädigungsgrad – einer höheren Belastung unterliegen als dichtere Bestände. In den Jahren 2001 und 2002 konnten derartigen Abhängigkeiten nicht mehr gefunden werden.

Die Abhängigkeit der Gesamthalmdichte von G schien sich im Laufe der Jahre zu verstärken: Zeigten in 2000 nur die Dichten von zwei Halmklassen einen signifikanten G-Effekt, waren es in 2001 drei und in 2002 alle vier Halmklassen.

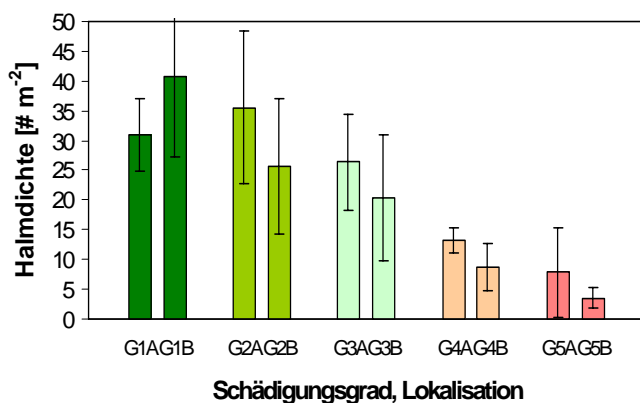


Abb. 66 Halmdichte-Mittelwerte des Jahrgangs 2000 \pm einfache Standardabweichung in den Schädigungsgruppen G1 bis G5 der außenliegenden (A) und der Binnen-Bestände (B).

Die Entwicklung der Gesamthalmdichte von 2000 auf 2001 war durch eine generelle Abnahme der Halmdichte um im Mittel $-2,0 \pm 7,6\ H\ m^{-2}$ gekennzeichnet, der von

2001 auf 2002 eine Zunahme um $+6,6 \pm 15,2 \text{ H m}^{-2}$ gegenüberstand. Im Resultat ergab sich über die Beobachtungsperiode eine mittlere Zunahme von $4,6 \text{ H m}^{-2}$.

Um die Entwicklung der Halmdichte differenziert nach Schädigungsgrad und Lokalisation zu untersuchen, wurden nicht die absoluten sondern die relative Halmdichte-Änderungen rZ herangezogen, die auf den Halmdichte-Mittelwert aus allen drei Untersuchungs-jahren bezogen waren. Damit wurde der Tatsache Rechnung getragen, dass eine gleiche Halmdichteänderung von z.B. -5 H m^{-2} für einen G1-Bestand mit einem Ausgangswert von 40 H m^{-2} eine andere biologische Bedeutung hat als für einen G5-Bestand mit 8 H m^{-2} , der in diesem Beispiel mehr als die Hälfte seiner Halme verloren hätte (vgl. OSTENDORP 2002a, Kap. 2.5.2). Dieses Argument wird unterstrichen durch die Tatsache, dass die Gesamthalmdichte-Änderung beim Vergleich zwischen den Jahrgängen 2000 und 2001 hochsignifikant von der Ausgangshalmdichte in 2000 abhing.

Bei allen drei Jahrgangsvergleichen konnte ein signifikanter G-Effekt auf die Änderung der Gesamthalmdichte (rZ_{GPOP}) festgestellt werden. Zwischen 2000 und 2001 blieben die geringfügig bis mittelstark geschädigten Bestände (G1 bis G3) im wesentlichen unverändert, während die stark und extrem geschädigten Bestände (G4, G5) deutliche Einbrüche zu verzeichnen hatten. Weiterhin wurde deutlich, dass die Außenbestände (LOC=A) gegenüber den landwärts gelegenen Beständen (LOC=B) im Mittel die stärkeren Halmdichte-Abnahmen aufwiesen; allerdings war dieser Effekt statistisch nicht zu sichern. Beim Vergleich zwischen 2001 und 2002 kam es in fast allen Schädigungs- und Lokalisationsgruppen zu einer Zunahme der Gesamthalmdichte, wobei die Werte in den Schädigungsklassen G1 und G2, aber auch in G5 bedeutend geringer waren als in den deutlich und stark geschädigten Beständen von G3 und G4 (vgl. OSTENDORP 2003, Kap. 2.7.2). Betrachtet man die gesamte Untersuchungsperiode 2000 bis 2002, so ergibt sich wiederum für die meisten Schädigungs- und Lokalisationsklassen eine positive Bilanz; lediglich in den G5-Beständen nahm die Gesamthalmdichte gravierend ab (Abb. 67). Der Betrag der relativen Halmdichte-Änderung (rZ) nahm mit wachsendem Schädigungsgrad leicht zu. LOC-Effekte waren nur beim Vergleich 2000/2001 schwach signifikant, wobei die Außenbestände in allen Schädigungsklassen eine stärker negative Halmdichteentwicklung aufwiesen. Aber auch beim Vergleich 2000/2002 war die relative Halmdichte-Änderung in den Außenbeständen häufig kleiner oder stärker negativ als in den Binnenbeständen (Abb. 67).

Die relativen Halmdichte-Änderungen der einzelnen Halmklassen waren im Allgemeinen weder von G noch von LOC signifikant abhängig.

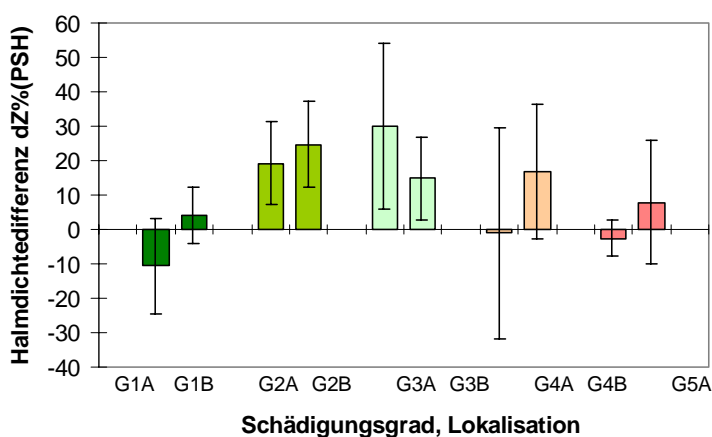


Abb. 67 Einfluss des Schädigungsgrades (G) und der Lokalisation (LOC=A, B) auf die rel. Halmdichteänderung von 2000 auf 2002 für die Ges.-Halmdichte; Mittelwerte \pm Standardabweichungen; negative Werte sind in Rot dargestellt.

Die allgemein geringen Änderungswerte der Gesamthalmdichte in den G1-Beständen waren zu erwarten, denn diese Bestände wurden durch das Hochwasser nicht oder nur unmerklich geschädigt, so dass sie im Laufe der weiteren Entwicklung ihre standörtlich bedingte Halmdichte im wesentlichen beibehalten sollten. Ebenso ist erwartet worden, dass sich die extrem geschädigten G5-Bestände negativ entwickeln; die Jahrgangsvergleiche haben dies auch zeigen können, obschon zwischen 2001 und 2002 eine gewisse Stagnation auf sehr niedrigem Niveau auftrat. Die leicht bis stark geschädigten Bestände (G2 bis G4) zeigten von 2000 auf 2001 noch Anzeichen einer weiteren Schwächung, indem die Halmdichte abnahm. Ein Jahr später war die Bilanz jedoch besonders bei den G3- und G4-Beständen deutlich positiv. Damit ergab sich für den Beobachtungszeitraum von 2000 bis 2002 eine deutliche Erholung der G2- bis G4-geschädigten Bestände, mit Ausnahme der G4A-Bestände, die immerhin ihre Verluste von 2000/2001 ausgleichen konnten. Die mutmaßlichen Stressorwirkungen auf die Außenbestände (LOC=A) wirkten sich nur zwischen 2000 und 2001 signifikant aus, - ein Ergebnis, das leicht daraus zu erklären ist, dass mechanische Belastungen und Wasservogelbeweidung in allen drei Jahren generell gering waren, und zudem von Jahr zu Jahr abnahmen (vgl. OSTENDORP 2003, Kap. 2.3 u. Abb. 3).

4.2.1.5 Auswirkungen der Hochwasserschädigung auf Bestandsstruktur in den Jahren 2000 bis 2002

Unter Bestandsstruktur wird die anteilmäßige Zusammensetzung der Halmpopulation aus den Halmklassen „rispentragende Primärsprosse“ (PSH), „Sekundärsprosse“ (SSH), „insektengeschädigte Sprosse“ (meist mit Sprossspitzengallen der Halmfliege *Lipara* spp. oder der Milbe *Steneotarsonemus phragmitidis*; ISH) und „Sommersprosse“ (SUS), die erst im Juli/August austreiben, verstanden. Normalerweise setzen sich ungeschädigte Bestände am Bodensee zu mehr als 70% aus Primärsprossen und insektengeschädigten Sprossen zusammen, während Sekundärsprosse i.d.R. weniger als 30% ausmachen; Sommersprosse treten nur sehr selten auf (OSTENDORP 1999). Im Jahr 2000 waren die Sekundärsprosse jedoch mit 45 ± 35 % aller Halme am häufigsten vertreten, gefolgt von den insektengeschädigten Sprossen mit 24 ± 28 % und den Primärsprossen mit 18 ± 21 %; die Sommersprosse kamen lediglich auf 3 ± 6 % (Abb. 68). Bis 2002 hatte sich der Anteil der Sekundärsprosse auf etwa 30 % verringert, die Anteile an Primärsprossen und insektengeschädigten Sprossen hatten sich leicht erhöht: auch die SUS-Anteile waren im Mittel auf 6 ± 9 % angestiegen.

In jedem der drei Untersuchungsjahre hing die Zusammensetzung der Halmpopulation signifikant vom Schädigungsgrad G ab, während der LOC-Effekt lediglich in 2002 signifikant war. Der Anteil der Primärsprossen sank jeweils mit zunehmendem Schädigungsgrad von rd. 40% in den G1- und G2-Beständen auf unter 10% in den G5B-Beständen bzw. auf 0 % in den G5A-Beständen ab. Demgegenüber nahm der SSH-Anteil in allen Jahren von etwa 10 bis 20 % (G1, G2) auf rd. 60 bis 80% (G5) zu. Die ISH hatten einen deutlichen Schwerpunkt in den weniger stark geschädigten Beständen (G1 bis G3), in denen ihr Anteil zwischen 20 und 50 % schwankte. Die SUS waren in den ungeschädigten Beständen nur ausnahmsweise vertreten, erreichten aber in den G5-Beständen Werte – insbesondere in 2002 - zwischen 15 und 20 %.

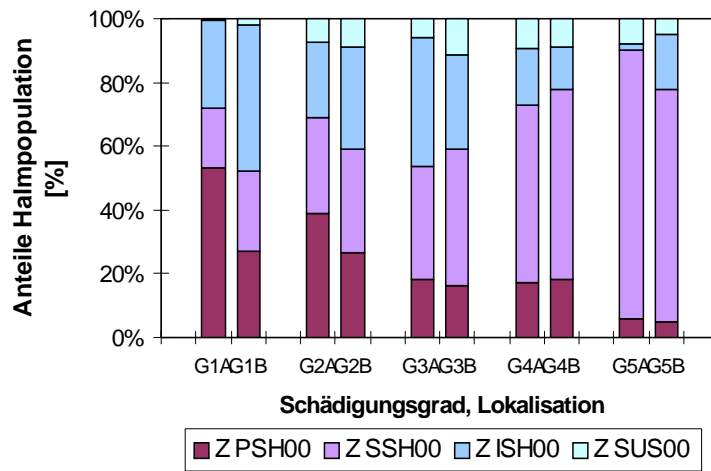


Abb. 68 Mittlere prozentuale Zusammensetzung der Ges.-Halmpopulation in den Schädigungsgruppen G1 bis G5 der außenliegenden (A) und der Binnen-Bestände (B) im Jahr 2000.

Das Sohlniveau der Monitoringbestände (NIV) hatte in keinem der drei Beobachtungsjahre einen von G unabhängigen signifikanten Einfluss auf die Bestandsstruktur. Hingegen wurde für das Jahr 2000 ein signifikanter Effekt der Beweidung durch Wasservögel festgestellt: Stärker beweidete Bestände ($BEW \geq 2$) wiesen höhere Anteile an Sekundärsprossen auf ($81 \pm 25\%$) als unbeweidete Bestände ($34 \pm 31\%$).

Im Vergleich zu Normaljahren vor 1999 hatten die nicht oder nur leicht geschädigten Bestände im wesentlichen ihre Bestandsstruktur beibehalten, die stärker geschädigten Bestände wichen aber deutlich von den genannten Richtzahlen ab. Die Primärsprosse und die insektengeschädigten Sprosse entstammen vermutlich den dicken Knospen, die bereits im Spätherbst des vorangegangenen Jahres am Rhizom angelegt werden; im ersten Fall treiben sie Anfang August eine Rispe aus, im zweiten Fall wird der Rispenaustrieb durch gallbildenden Arthropodenbefall verhindert. Die Sekundärsprosse hingegen stellen überwiegend Ersatzsprosse für verlorengegangene Primärsprosse dar, wobei der Verlust nicht in der aktuellen sondern auch in der vorangegangenen Vegetationsperiode liegen kann. Vermittelt wird der Mechanismus wahrscheinlich durch phytohormonelle Steuerung im Rhizom. Der Austrieb von ‚Sommersprossen‘ ist ein Phänomen, das hier ganz klar mit der Hochwasserschädigung zusammenhängt. Sowohl die Entwicklung von Sekundärsprossen als auch von Sommersprossen dürfte als Kompensationsreaktion zu verstehen sein, mit der geschädigte Schilfbestände versuchen, ihre oberirdische Biomasse und vor allem die photosynthetisch aktive Blattfläche aufrecht zu erhalten.

Die bestandsstrukturelle Entwicklung der Monitoringbestände zwischen 2000 und 2002 wird durch die Differenz $dZ\%$ der Prozentpunkte der jeweiligen Jahrgänge und Halmklassen ausgedrückt. Die Schwankungen von $dZ\%$ in den einzelnen Schädigungs- und Lokalisationsgruppen waren erheblich, so dass mit Ausnahme von $dZ\%_{PSH}$ keine signifikanten Effekte von G- und LOC gefunden wurden (Abb. 69). Die graphische Darstellung (vgl. OSTENDORP 2003, Kap. 2.7.4, Abb. 9 bis 12) legt jedoch nahe, dass solche Effekte auch bei den anderen Halmklassen existieren:

Von 2000 auf 2001 nahm der Anteil der Primärsprosse im Mittel aller Bestände um 13 Prozentpunkte zu (Abb. 70). In den nicht geschädigten Beständen (G1) lag die Zunahme unter +16 %, in den leicht und deutlich geschädigten Beständen dagegen zwischen +24 und +27 %. In den Binnenbeständen der G4- und G5-Bestände war nur eine leichte Erholung eingetreten, während sich in den Außenbeständen der PSH-Anteil verringerte. Zwischen 2001 und 2002 trat eine entgegengesetzte Entwicklung ein, indem die PSH-Anteile in den mäßig geschädigten Beständen abnahmen, in den stärker geschädigten G4- und G5-Beständen dagegen zunahmen oder gleich blieben. Im Re-

sultat aller drei Beobachtungsjahre war für die G1-Bestände eine geringfügige Veränderung, für die G2- und G3-Bestände dagegen eine deutliche Zunahme der PSH-Anteile zu beobachten. Auch in den Binnenbeständen der Schädigungsklassen G4B und G5B nahm der Anteil leicht zu, in den entsprechenden Außenbeständen blieb er auf sehr niedrigem Niveau konstant.

Die Entwicklung der SSH-Anteile nahm einen anderen Verlauf: Zwischen 2000 und 2001 kam es in allen Schädigungs- und Lokalisationsgruppen zu einer leichten Abnahme um -2 bis -8 Prozentpunkte. Zwischen 2001 und 2002 nahm nur der Anteil in den Binnenbeständen ab, während in den Außenbeständen eine Zunahme erfolgte (Ausnahme: G5). Im Vergleich von 2000 und 2002 ergab sich durchgehend, mit Ausnahme von G4A, eine Verminderung des SSH-Anteils zwischen -2 und -24 %.

Die SUS-Anteile veränderten sich zunächst nur wenig und eher unsystematisch. Im Vergleich von 2000 und 2002 war ihr Anteil in den nicht oder nur mäßig geschädigten Beständen um -1 bis -5 Prozentpunkte verringert, in den stärker geschädigten Beständen (G4, G5) konstant geblieben oder deutlich erhöht.

Bei den ISH traten zwischen 2000 und 2001 nur geringfügige Änderungen ein. Die Änderungen zwischen 2001 und 2002 bzw. zwischen 2000 und 2002 waren unregelmäßig über die Schädigungs- und Lokalisationsgruppen verteilt und lassen kaum eine Interpretation zu.

Die prozentualen Differenzen $dZ\%$ der einzelnen Halmklassen wurden auf den von G und LOC unabhängigen Einfluss des Sohlneiveaus NIV und auf den Einfluss der mechanischen Belastung MEC geprüft. Es konnte aber in keinem Fall ein signifikanter Effekt gefunden werden.

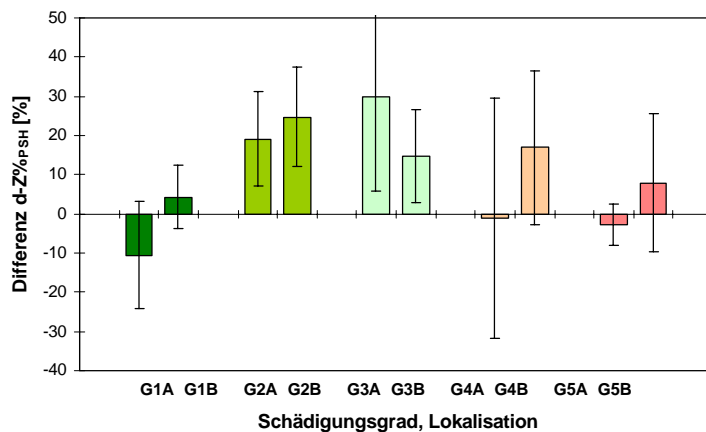


Abb. 69 Einfluss des Schädigungsgrades (G) und der Lokalisation (LOC=A, B) auf die Änderung der Primärspross-Anteile ($dZ\%_{\text{PSH}}$) an der Ges.-Halmpopulation von 2000 auf 2002; Mittelwerte \pm Standardabweichungen; eine Zunahme der %-Anteile ist mit grünen Balken, eine Abnahme mit roten Balken markiert.

Die Veränderungen der Anteile der einzelnen Halmklassen an der Halmpopulation lassen gewisse Erholungstendenzen der Bestände erkennen, indem der Anteil der PSH (und der ISH) zunimmt und die Anteile von SSH und SUS als Ersatz- bzw. Kompensationsprosse abnehmen, womit tendenziell die ‚normale‘ Bestandsstruktur wiederhergestellt wird. So zeigten die Bestände der Schädigungsklassen G1 bis G3 eine deutliche Erholungstendenz. Auch die Entwicklung der G4B- und G5B- Bestände kann in diese Richtung interpretiert werden. Demgegenüber hat sich die Bestandsstruktur der G4A- und G5A-Bestände im Laufe der Untersuchungsperiode noch weiter vom Normalzustand entfernt, und zeigt damit eine fortgesetzte Verschlechterung an. Allerdings sind die zugrunde liegenden $dZ\%$ -Daten, wie schon oben angesprochen, häufig nicht signifikant. Das Sohlniveau und das Ausmaß mechanischer Schädigungen hat offenbar

keinen Einfluss auf die Entwicklungsrichtung der Bestandsstruktur der Monitoringbestände.

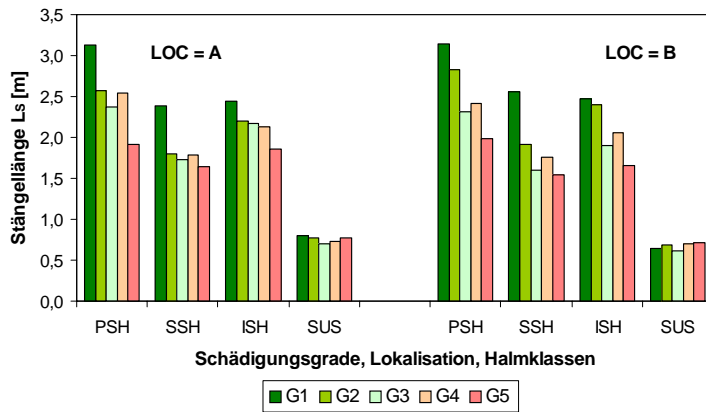
4.2.1.6 Auswirkungen der Hochwasserschädigung auf die Halmmorphologie in den Jahren 2000 bis 2002

Die Halmmorphologie der Monitoringbestände wurde durch Messung der Stängellänge (L_S), des Basaldurchmessers (D_B), der Nodienzahl (N_{NOD}) der Gesamtblattzahl (N_{TL}) und der Zahl der Ende August noch grünen Blätter (N_{GL}) erfasst. Dabei wurde grundsätzlich zwischen den vier Halmklassen unterschieden, da sich der Faktor ‚Halmklasse‘ hochsignifikant auf die genannten Variablen in allen Jahren auswirkt. Für die Analyse der Einflüsse von G und LOC und anderen Einflussgrößen wurden die Mittelwerte in einem jedem Bestand herangezogen.

Der Schädigungsgrad (G) übte signifikante Einflüsse auf die Variablen in allen drei Beobachtungsjahren aus, während der Effekt der Lokalisation (LOC) nur in einem von 60 Fällen schwach signifikant war. Der deutlichste Effekt ergab sich bei der Stängellänge, gefolgt von der Gesamtblattzahl und der Zahl der grünen Blätter. Die Nodienzahl blieb weitgehend unbeeinflusst. Beim Basaldurchmesser war eine deutliche Zunahme der Zahl der signifikanten Fälle von 2000 auf 2002 festzustellen.

Im Fall der Stängellänge (L_S) erstreckte sich der G-Effekt auf alle Halmklassen, mit Ausnahme der Sommersprosse (SUS), in gleicher Weise: Mit zunehmendem Schädigungsgrad nahmen die Stängellängen in beiden LOC-Gruppen und in den drei genannten Halmklassen ab (Abb. 70A). In den Schädigungsklassen G4 und G5 waren die Stängel um 0,5 bis 1 m kürzer als in den G1- und G2-Beständen (vgl. OSTENDORP 2003, Kap. 2.8.5, Abb. 17); dieser Effekt zog sich durch alle drei Beobachtungsjahre. Ähnliche Abhängigkeiten zeigten auch Gesamtblattzahl (N_{TL}) und Zahl der grünen Blätter (N_{GL}), wobei allerdings nur für die SSH Signifikanz erzielt werden konnte. Hier sank die Gesamtblattzahl beispielsweise im Jahr 2000 von etwa 17 Blättern in G1 und G2 auf rd. 12 Blätter in den G4- und G5-Beständen. In den Jahren 2001 und 2002 waren die Blattzahlen insgesamt etwas geringer, aber ebenfalls mit einer negativen Beziehung zum Schädigungsgrad. Gleichsinnig verhielt sich Zahl der grünen Blätter, wobei die mittleren Blattzahlen der G5-Bestände mit 6 bis 8 deutlich unter denen der G1-Bestände mit 11 bis 14 lagen (in 2001). Der Basaldurchmesser (D_B) wurde in 2000 zunächst noch nicht signifikant vom Schädigungsgrad beeinflusst. Die Differenzen zwischen den Schädigungsklassen waren gering, und überdies teilweise positiv mit G korreliert, indem der Basaldurchmesser einzelner Halmklassen mit wachsendem Schädigungsgrad zunahm (Abb. 70B). In 2001 traten bei den SSH und den ISH signifikante G-Effekte auf. In diesen Fällen nahm D_B mit zunehmendem Schädigungsgrad ab, wobei gerade die Halme der G5-Bestände durch außerordentlich dünne Halme auffielen. In 2002 waren die G-Effekte bei allen Halmklassen mit Ausnahme der SUS signifikant. Wiederum waren die Halme der stärker geschädigten Bestände dünner als die der weniger geschädigten Bestände (OSTENDORP 2003, Kap. 2.5.8, Abb. 21); die Differenzen zwischen den Mittelwerten der Schädigungsgrade G1 und G5 betrug etwa 1,5 bis 2 mm und damit etwa ein Viertel des durchschnittlichen Halmdurchmessers.

A



B

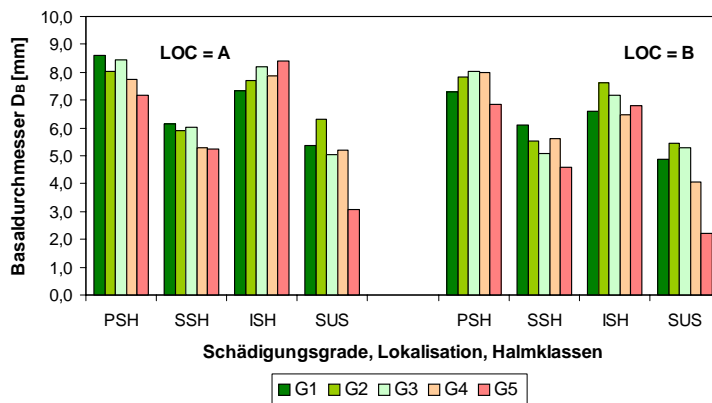


Abb. 70 Abhängigkeit der mittleren Stängellänge L_s (A) und des Basaldurchmessers D_b (B) der Halmklassen PSH, SSH, ISH und SUS des Jahrgangs 2000 vom Schädigungsgrad G in den außenliegenden (LOC=A) und in den Binnenbeständen (LOC=B).

Die halmmorphologische Entwicklung zwischen den Jahren 2000 und 2002 wird durch die absoluten Differenzbeträge zwischen jeweils zwei Jahrgängen ausgedrückt. Diese Differenzbeträge hingen hochsignifikant von der Halmklasse ab (vgl. OSTENDORP 2003, Kap. 2.8.7, Abb. 22), so dass im folgenden grundsätzlich nach Halmklassen differenziert wird. Die Diskussion beschränkt sich auf die Stängellänge und den Basaldurchmesser, da die Betrachtung von Nodienzahl, Gesamtblattzahl und Zahl der grünen Blätter keine weiteren Erkenntnisse lieferte.

Gemittelt über alle Bestände nahm die mittlere Stängellänge aller Halmklassen von 2000 auf 2001 erheblich zu, dann von 2001 auf 2002 um einen geringfügigen Betrag ab, so dass im Vergleich zwischen 2000 und 2002 in allen Halmklassen eine Stängellängenzunahme zu verzeichnen war (Abb. 71). Innerhalb der einzelnen Halmklassen hing der Differenzbetrag der Stängellänge (dL_s) nicht signifikant vom Schädigungsgrad bzw. von der Lokalisation ab; lediglich bei den SSH konnte im Vergleich 2000/2002 ein schwach signifikanter G-Effekt beobachtet werden. Ungeachtet der hohen Varianzen innerhalb der einzelnen Schädigungs- und Lokalisationsgruppen können die Ergebnisse, die in Abb. 72 zusammengestellt sind, wie folgt interpretiert werden: In den mäßig geschädigten Außenbeständen (G1A bis G3) zeigen die PSH, SSH und SUS zwischen 2000 und 2002 eine deutlichen Stängellängen-Zunahme, während in den stärker geschädigten Beständen (G4A und G5A) die Zunahmen geringer sind oder sogar Stängellängen-Abnahmen vorliegen. Die ISH zeigen eine noch deutlichere Reaktion auf die Schädigung: Mit zunehmendem Schädigungsgrad wird die Änderung der Stängellänge (dL_s) kleiner und schließlich negativ. Zusammenfassend wird in den G1A- bis G3A-Beständen eine deutliche Erholung sichtbar, während sich die

G4A- und G5A-Bestände bezüglich ihrer Stängellänge weiter verschlechtern. In den Binnenbeständen hingegen sind die Erholungstendenzen wesentlich deutlicher ausgeprägt. Hier sind die dL_S -Beträge zumeist größer als in den entsprechenden Außenbeständen, und auch in den G4B-Beständen wird mit Ausnahme der ISH eine Erholung sichtbar. Allein in den G5B-Beständen bleiben die durchschnittlichen Halmlängen auf niedrigem Niveau erhalten.

Im Mittel aller Bestände zeigten die PSH zwischen 2000 und 2001 eine leichte Zunahme des Basaldurchmessers, der ein Jahr später eine geringfügige Abnahme folgte, so dass im Resultat zwischen 2000 und 2002 ein sehr geringer, nicht signifikanter Zuwachs übrig blieb (Abb. 71). In den anderen Halmklassen überwogen zwischen 2000 und 2001 Abnahmen des Basaldurchmessers, die auch durch geringfügige Zunahmen von 2001 auf 2002 nicht kompensiert wurden, so dass sich im Vergleich von 2000 und 2002 eine Netto-Abnahme des Basaldurchmessers ergab, die bei den ISH betragsmäßig besonders groß war. Die Entwicklung des Basaldurchmessers der PSH und der ISH zwischen 2000 und 2002 war signifikant vom Schädigungsgrad abhängig: In den nicht geschädigten Außen- und Binnenbeständen (G1A, G1B) überwog die Zunahme, in allen anderen Schädigungsklassen war die Entwicklung negativ, wobei besonders die Basaldurchmesser der ISH stark verringert wurden (Abb. 72). Eine ähnliche, allerdings nicht signifikante Abhängigkeit zeigten auch die SSH, während bei den SUS keine Regelmäßigkeiten beobachtet wurden. Vereinfacht kann festgestellt werden, dass sich der Basaldurchmesser allein in den G1-Beständen günstig entwickelte, während alle anderen Schädigungsklassen eine Tendenz zu dünneren Halmen aufwiesen.

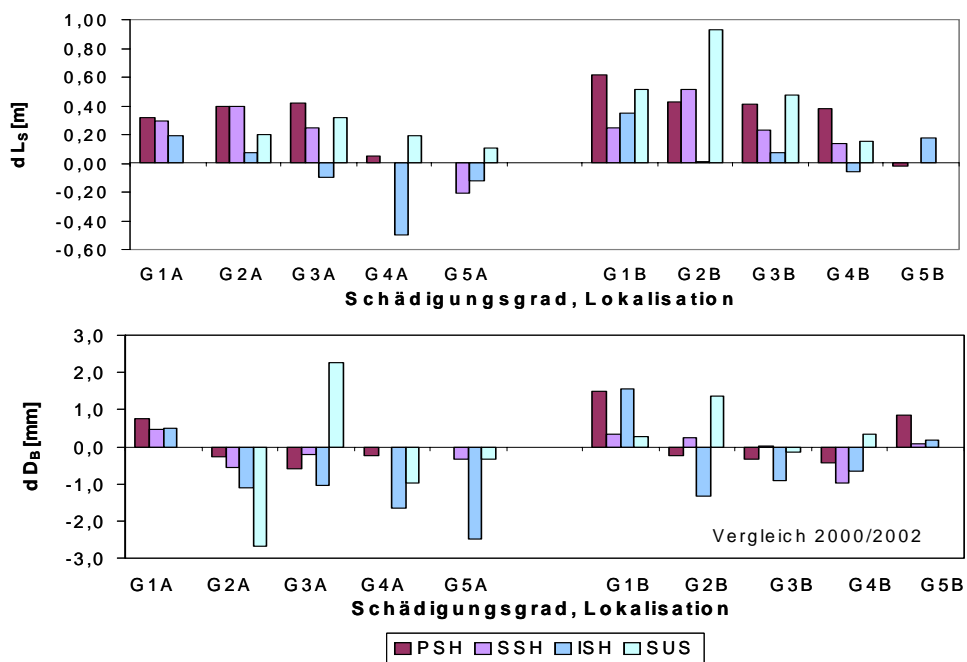


Abb. 71 Mittlere Differenzen der Stängellängen dL_S (A) bzw. der Basaldurchmesser (D_B) der Halmklassen PSH (Primärsprosse), SSH (Sekundärsprosse), ISH (insektengeschädigte Sprosse) und SUS (Sommersprosse) zwischen den Jahren 2000 und 2002; dargestellt sind die Mittelwerte in den einzelnen Schädigungs- und Lokalisationsgruppen.

Die signifikante Abhängigkeit der untersuchten halmmorphologischen Variablen von G zeigt, dass das Extremhochwasser sich nicht nur auf die Halmdichte ausgewirkt hat, indem mehr oder minder große Teile des Rhizomkörpers abgestorben sind und dadurch nachfolgend die Halmdichte verringert wurde, sondern auch auf die Morphologie der überlebenden Halme. Auch dieser Mechanismus wird vermutlich über den Rhizomkörper gesteuert. Eine besondere Bedeutung kommt dabei offenbar dem Ba-

saldurchmesser zu, der dem Durchmesser der Knospenanlage am tragenden Rhizom entspricht. Eine Vielzahl von Untersuchungen am Bodensee und an anderen Seen Mitteleuropas haben zeigen können, dass die meisten halmmorphologischen Variablen eng mit dem Basaldurchmesser korreliert sind. Das gilt auch für diese Studie. Beispielsweise sind L_S und D_B der PSH und SSH jeweils hochsignifikant korreliert ($r^2 = 0,320$, $n=831$ PSH, bzw. $r^2 = 0,457$, $n=838$ SSH aller Jahrgänge und Schädigungsklassen). Da der Basaldurchmesser zeitlich eher festgelegt wird – nämlich im Zuge des Knospenaustriebs - als etwa Stängellänge und Blattzahl, kann von einer kausalen Beziehung dergestalt ausgegangen werden, dass D_B die weitere Entwicklung des Halms (mit-)bestimmt. Interessanterweise reagieren die Stängellänge und die anderen halmmorphologischen Variablen bereits im ersten Jahr nach dem Hochwasser auf die mehr oder minder große Schädigung des Rhizomkörpers, nicht jedoch der Basaldurchmesser. Dieser passt sich erst im Laufe mehrerer Jahre an die neuen Bedingungen an. Die Entwicklung zwischen 2000 und 2002 stellt sich je nach betrachteter halmmorphologischer Variable unterschiedlich dar: Bei der Stängellänge kommt es generell zu einer Erholung, d.h. zu einer Zunahme von L_S . In den seewärtigen Beständen werden davon die nicht bis deutlich geschädigten Bestände (G1A bis G3A) erfasst, in den Binnenbeständen zusätzlich noch die stark geschädigten Bestände (G4B). Die G5-Bestände zeigen in jedem Fall eine Stagnation auf niedrigem Niveau bzw. eine Verschlechterung. Die Entwicklung des Basaldurchmessers verhält sich jedoch anders, indem er sich nur in den nicht geschädigten Bestände (G1) erhöht, sich ansonsten aber verringert. Hinter der Zunahme der Stängellänge kann eine Stabilisierung des Kohlehydrathaushalts der Rhizome gesehen werden, denn zu Beginn des Halmwachstums werden die Jungspresse noch durch die Kohlehydratreserven unterstützt. Die allgemeine Verringerung des Basaldurchmessers darf als Anpassung an die insgesamt verringerten Kohlehydratmengen im Rhizomkörper verstanden werden, die nunmehr nur die Anlage dünnerer Knospen erlauben. Ungeachtet dessen bedeutet die Reduktion des durchschnittlichen Basaldurchmessers eine Schwächung des Bestands in Bezug auf die mechanische Belastbarkeit der Halme (OSTENDORP 1995) sowie in Bezug auf die Halmlängenwachstumsrate (OSTENDORP 2002b).

4.2.1.7 Auswirkungen der Hochwasserschädigung auf die Relation zwischen Basaldurchmesser und Stängellänge in den Jahren 2000 bis 2002

Generell waren viele halmmorphologische Eigenschaften signifikant positiv mit dem Basaldurchmesser korreliert (vgl. OSTENDORP 2000, Kap. 2.4.2). Dieser enge Zusammenhang ergibt sich wahrscheinlich aus der Funktion des Basaldurchmessers als ‚Ventil‘ für den Reservestofffluss von den Rhizomen in die wachsenden Sprosse. Die Form der Regressionsgerade war hochsignifikant von der Halmklasse abhängig (OSTENDORP 2000, Kap. 2.4.3), so dass im folgenden die Beziehungen nach Halmklassen getrennt dargestellt werden. Besonderes Augenmerk verdient die Stängellänge (L_S), die besonders eng mit D_B korreliert ist.

Im Jahr 2000 war die Form der Regressionsgerade $L_S = a_0 + a_1 \times D_B$ sowohl bei den PSH als auch bei den ISH und den SUS signifikant vom Schädigungsgrad abhängig: Je größer der Schädigungsgrad, desto geringer war der Achsenabschnitt (a_0) der betreffenden Regressionsgeraden (Abb. 72). Das bedeutet, dass die ungeschädigten Bestände – bezogen auf einen bestimmten Basaldurchmesser – längere Halme hervorbrachten als die stärker geschädigten Bestände (OSTENDORP 2000, Kap. 2.4.4, Abb. 8). Bei den Schädigungsgraden G4 und G5 kam außerdem noch eine Verringerung der Steigung (a_1) hinzu. So entwickelten die Primärsprosse der G1-Bestände für einen gegebenen Basaldurchmesser im Mittel 0,35 m mehr Stängellänge als die der G2-Bestände, und diese wiederum 0,45 m mehr als die der Schädigungsklassen G3 und G4; ganz abge-

schlagen waren die PSH der G5-Bestände, die für einen gegebenen Basaldurchmesser von 9 mm um 1,2 m kürzer waren als die des Schädigungsgrades G1.

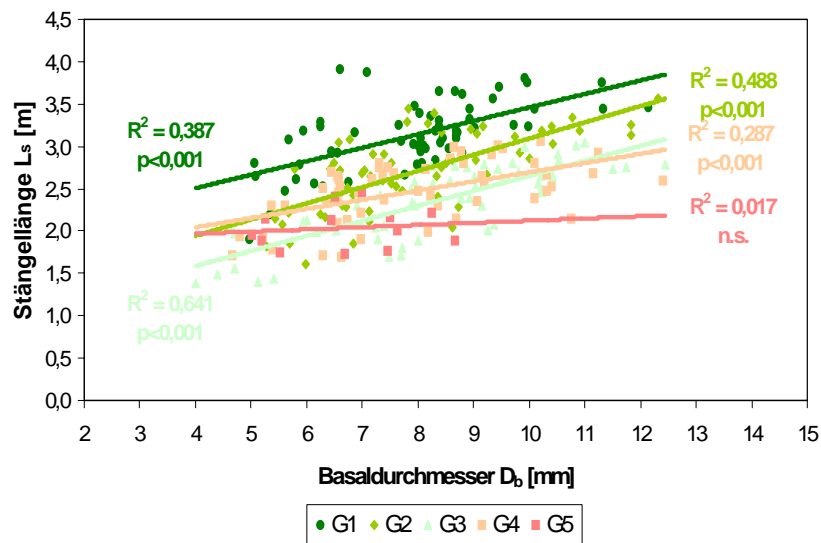


Abb. 72 Abhängigkeit der Stängellänge L_s vom Basaldurchmesser D_b vom Schädigungsgrad G am Beispiel der Primärsprosse (PSH) des Jahrgangs 2000 (Außen- und Binnenbestände zusammengefasst).

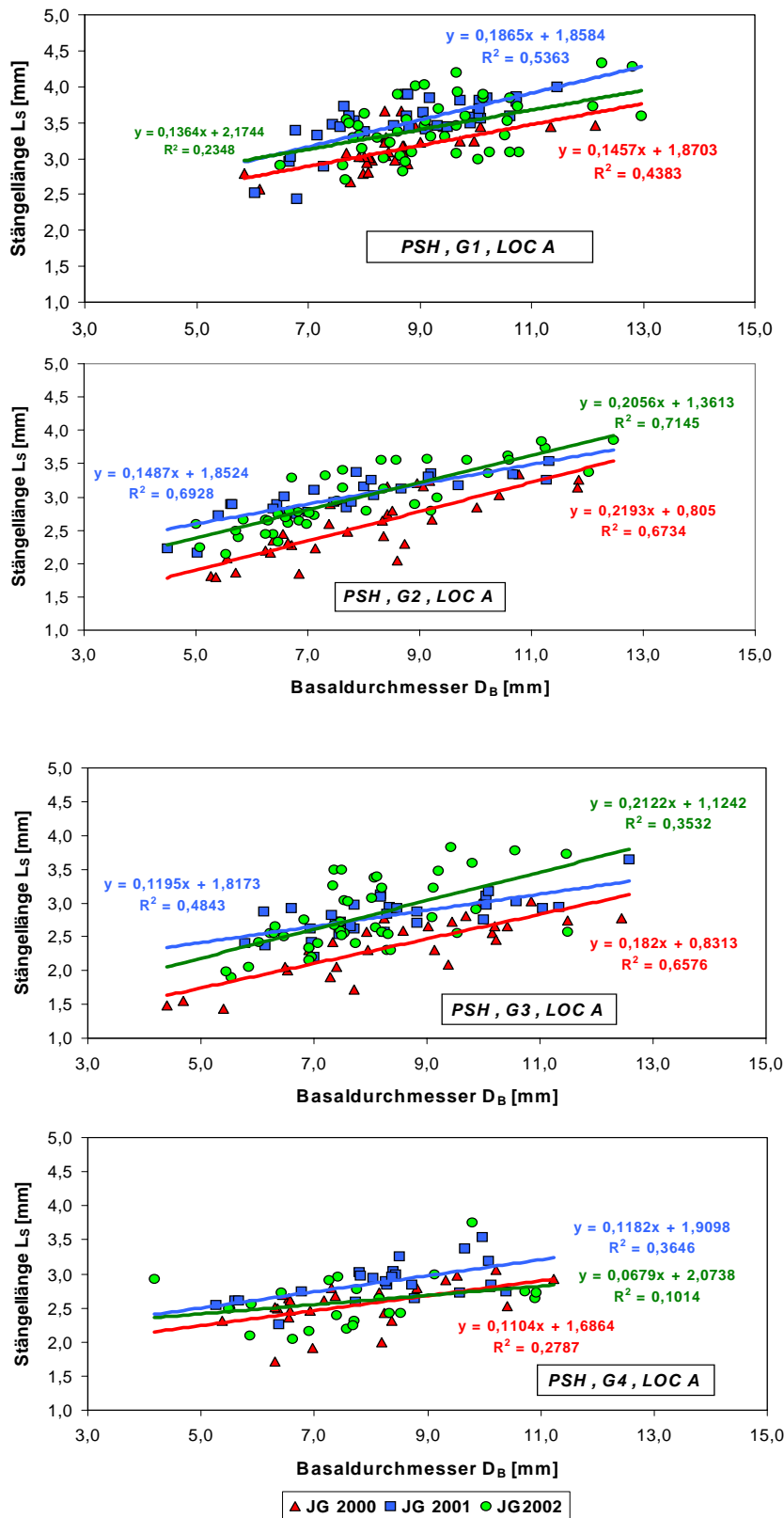


Abb. 73 Einfluss des Jahrgangs (JG) und des Schädigungsgrades (G) auf die Relation zwischen Halmlänge (L_S) und Basaldurchmesser (D_B) der Primärsprosse (PSH); nur Halme der Außenbestände (LOC = A); $n = 30, 36, 46$ für G1 (JG2000, JG 2001, JG 2002), $31, 26, 42$ für G2, $29, 30, 43$ für G3 und $25, 23, 23$ für G4; G5 wurde wegen mangelnden Stichprobenumfangs nicht berücksichtigt.

In den darauf folgenden Vegetationsperioden 2001 und 2002 waren die G-Effekte in allen Halmklassen verschwunden, d.h. die Achsenabschnitte der Regressionsgeraden $L_S = a_0 + a_1 \times D_B$ waren nicht mehr signifikant verschieden. Andererseits hatten sich in

diesen Jahren, wie auch schon in 2000 signifikante G-Effekte auf die Regressionsgeraden $N_{TL} = a_0 + a_1 \times D_B$ und $N_{GL} = a_0 + a_1 \times D_B$ erhalten; hier zeigten allerdings nur die G5-Halme ein abweichendes Verhalten.

Nach dem soeben Gesagten ist es nur folgerichtig, dass die Achsenabschnitte der Regressionsgeraden $L_S = a_0 + a_1 \times D_B$ für die Primärspresse auch vom Jahrgang abhingen (vgl. OSTENDORP 2003, Kap. 2.8.4), - allerdings wiederum nach Schädigungsgrad differenziert. So waren die Primärspresse sowohl der Außen- als auch der Binnenbestände der Jahrgänge 2001 und 2002 für einen gegebenen Basaldurchmesser etwa 0,2 bis 0,5 m länger als die des Jahrgangs 2000; dies galt vor allem für die Schädigungsgrade G1 bis G3, für G4 waren die Geradenverläufe nicht signifikant verschieden (Abb. 73). Ein ähnliches Verhalten zeigten auch die Sekundärspresse, während bei den insekten-geschädigten Sprossen keine und den Sommersprossen nur in den Außenbeständen signifikante G-Effekte sichtbar wurden.

Die Relation zwischen dem Basaldurchmesser und der Stängellänge, hier gezeigt am Beispiel der Primärspresse, hängt im Jahr nach dem Hochwasser offensichtlich vom Reservestoff-Status der Rhizome ab. Denn die stärker geschädigten Bestände, deren Kohlehydratvorräte in den Rhizomen durch das Hochwasser in Mitleidenschaft gezogen wurden (vgl. Kap. 4.2.2) können nur Halme hervorbringen, die kürzer sind als der Basaldurchmesser es erlauben würde, wären die Bestände nicht geschädigt worden. Der Grund für dieses Phänomen ist, dass sich die Basaldurchmesser ein Jahr nach dem Hochwasser noch nicht den neuen Reservestoffbedingungen im Rhizom anpassen konnten (vgl. OSTENDORP 2003, Kap. 3.7). In den Vegetationsperioden 2001 und 2002 war die Anpassung bereits weitgehend vollzogen, so dass der Einfluss von G auf die Relation zwischen L_S und D_B verschwunden war. Auch hieraus wird deutlich, dass die Erholung der Bestände nach dem Hochwasserereignis zunächst auf der Ebene der Einzelhalme bzw. der sie tragenden Rhizome erfolgt.

4.2.1.8 Auswirkungen der Hochwasserschädigung auf die Koeffizienten der allometrischen Biomasse-Eichung in den Jahren 2000 bis 2002

Entsprechend den Modellen in den Gleichungen 4-7 (Kap. 3.4.5) wurden die allometrischen Eichkoeffizienten zur Biomasse-Bestimmung ermittelt (Tab. 20). Die getrennt nach Halmklassen und Jahrgängen ermittelten Koeffizienten wurden auf Beeinflussung durch den Jahrgang untersucht.

Tab. 20 Eichkoeffizienten zur Schätzung der Ges.-Halmbiomasse (CBM) der Halmklassen 'Primärspresse' (PSH), 'Sekundärspresse' (SSH), 'insektengeschädigte Sprosse' (ISH) und 'Sommersprosse' (SUS), zusammengefasst für die Jahrgänge 2000, 2001 und 2002; gemäß des Modells Gl. 4; Dimensionen: CBM [g TS], D_B [mm], L_S [m]; n - Anzahl der Eichhalme; bei den SSH und SUS wurde je 1 Ausreißer eliminiert.

	PSH	SSH	ISH	SUS
lg a	-0,164 ± 0,063 **	-0,350 ± 0,058 ****	-0,211 ± 0,076 **	-0,376 ± 0,062 ****
b	1,306 ± 0,082 ****	1,489 ± 0,096 ****	1,420 ± 0,404 ****	1,450 ± 0,089 ****
c	1,231 ± 0,073 ****	1,121 ± 0,079 ****	1,072 ± 0,102 ****	1,099 ± 0,098 ****
R ²	0,891	0,885	0,865	0,881
n	154	188	99	65

Weder für die Schätzung der Stängelbiomasse (SBM), noch für die der Halmbiomasse (CBM, incl. Rispe, Blätter und Blattscheiden) konnten signifikant unterschiedliche Koeffizienten gefunden werden. Lediglich bei den Eichfunktionen zur Bestimmung

der Blattbiomasse (LBM) und Blattscheiden-Biomasse (TBM) unterschieden sich in einzelnen Halmklassen die Koeffizienten voneinander. Somit kann die Ermittlung der Halmbiomassen für alle Jahrgänge über gemeinsame Eichkoeffizienten erfolgen. Es bleibt darüber hinaus festzuhalten, dass die Schätzungen mit guter Präzision ($R^2 > 0,86$ für alle Halmklassen) möglich sind.

4.2.1.9 Auswirkungen der Hochwasserschädigung auf die mittlere Halmbiomasse der Halmklassen in den Jahren 2000 bis 2002

Die mittleren Halmbiomassen eines Bestands wurden getrennt nach Halmklassen geschätzt, nachdem sich bereits gezeigt hatte, dass sich die mittleren Basaldurchmesser und Stängellängen der Halmklassen hochsignifikant unterschieden. Zur Ermittlung des Einflusses von Schädigungsgrad und Lokalisation sowie von anderen Faktoren wurde auf die Mittelwerte eines jeden Bestands zurückgegriffen.

Die Abhängigkeit der mittleren geschätzten Halmbiomasse ($CBM_{estimated}$) vom Schädigungsgrad und von der Lokalisation stellte sich je nach Jahrgang unterschiedlich dar. In 2000 ergab sich nur für die SSH ein schwach signifikanter G-Effekt (Abb. 74), in 2001 waren die G-Effekte schon ausgeprägter und in 2002 waren die Halmbiomasse aller Halmklassen, mit Ausnahme der SUS, hochsignifikant von G abhängig. In keinem Fall ergab sich ein signifikanter LOC-Effekt.

Stets nahm die Halmbiomasse mit zunehmendem Schädigungsgrad ab (vgl. OSTENDORP 2000, Abb. 18 u. OSTENDORP 2002a, Abb. 22). In 2000 war diese Abnahme bei den PSH am ausgeprägtesten, und fehlte bei den ISH und den SUS (Abb. 74). In 2001 und 2002 waren alle Halmklassen mit Ausnahme der SUS betroffen. In 2002 betrug die Biomasse der PSH in den Schädigungsklassen G4 und G5 nur noch wenig mehr als die Hälfte derjenigen in den nicht geschädigten Beständen (G1), und bei den SSH und ISH sank sie auf rd. ein Drittel.

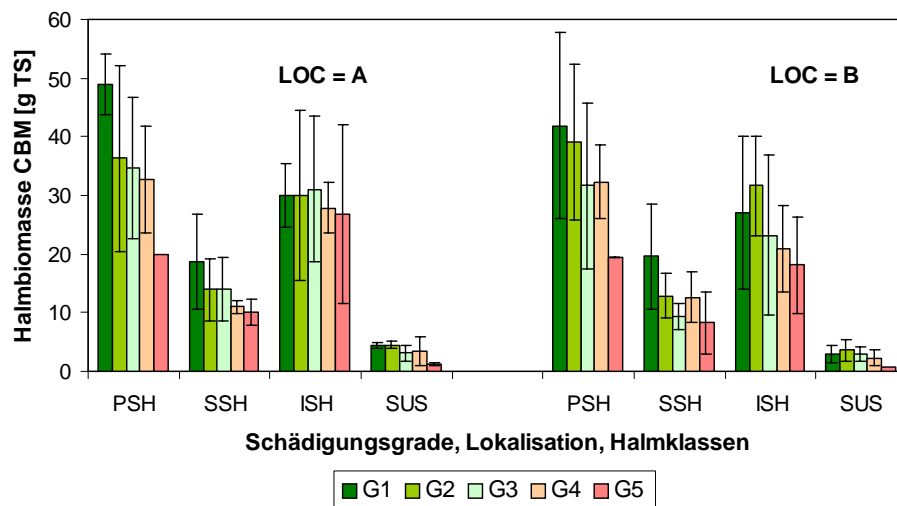


Abb. 74 Mittlere Halmbiomassen der Halmklassen PSH, SSH, ISH und SUS in den Schädigungsklassen (G) im Jahr 2000; angegeben sind Mittelwerte \pm Standardabweichungen.

Die Halmbiomasse-Änderungen der PSH waren zwischen 2000 und 2001 generell positiv; sie nahm zwischen 5 und 20 g TS pro Halm zu. Die Zunahme war nicht signifikant von G abhängig, wohl aber von LOC, indem die Zunahmen in den Binnenbeständen durchwegs größer waren als in den Außenbeständen. Von 2001 auf 2002 war die Entwicklung in den G1-Beständen wiederum positiv, in den starker geschädigten Beständen dagegen sehr oft negativ, d.h. die mittlere Halmbiomasse nahm ab. Als Re-

sultat daraus ergab sich für den Vergleich zwischen 2000 und 2002 eine durchgängige Erhöhung der Halmbiomasse, die in den G1-Beständen signifikant höher ausfiel als in den geschädigten Beständen G2 bis G5. Die Halmbiomasse der SSH entwickelte sich ähnlich, jedoch mit dem Unterschied, dass im Vergleich 2000/2002 die stärker geschädigten Bestände G4 und G5 eine negative Bilanz aufwiesen. Noch stärker ausgeprägt war dieser Trend bei den ISH (Abb. 75), die bereits zwischen 2000 und 2001 nur in den wenig geschädigten Beständen G1 und G2 eine positive Halmbiomasse-Entwicklung aufwiesen, so dass zwischen 2000 und 2002 in allen Schädigungsstufen außer G1 eine Verminderung der Halmbiomasse auftrat. Der G-Effekt war signifikant. Die SUS zeigten bei allen Jahrgangsvergleichen i.d.R. eine Halmbiomasse-Zunahme, die in den stärker geschädigten Beständen geringer ausfiel als in den weniger stark geschädigten Beständen.

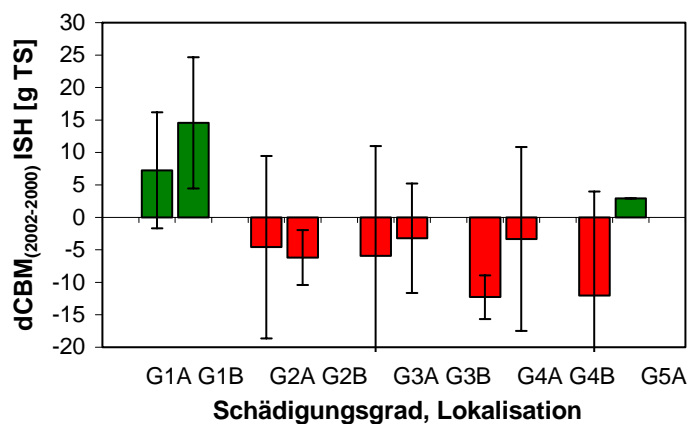


Abb. 75 Einfluss des Schädigungsgrades G und der Lokalisation LOC auf die mittleren Differenzen der Halmbiomassen (dCBM) der ISH zwischen den Jahrgängen 2000 und 2002; dargestellt sind dCBM-Mittelwerte und –Standardabweichungen; die Stichprobenumfänge variieren von n=2 bis 10.

Bereits im zweiten Jahr nach dem Hochwasser reagierten die nicht oder nur leicht geschädigten Bestände (G1 und G2) mit einer Erholung der mittleren Halmbiomasse aller Halmklassen - besonders ausgeprägt bei den PSH und den ISH. Betrachtet man den gesamten Beobachtungszeitraum, so fällt eine ausgeprägte Differenzierung zwischen den Halmklassen auf: Die PSH konnten ihre Erholungstendenz in allen Schädigungsstufen fortsetzen, während sich die Halmbiomasse der SSH und besonders der ISH in den höheren Schädigungsstufen (G4 und G5) verringerte.

4.2.1.10 Auswirkungen der Hochwasserschädigung auf die oberirdische Bestandsbiomasse in den Jahren 2000 bis 2002

Die oberirdische Bestandsbiomasse (standing crop, SCC) ergab sich, indem die Produkte aus mittlerer Halmbiomasse und Halmdichte der einzelnen Halmklassen summiert wurden. Angesichts der Hochwasserschädigung schwankte die Bestandsbiomasse der einzelnen Bestände sehr stark zwischen 0 und 3300 g TS m⁻², wobei in 2000 durchschnittlich geringere Werte gemessen wurden (im Mittel 538 g TS m⁻²) als in den späteren Jahren (678 bzw. 803 g TS m⁻²).

Die mittlere Bestandsbiomasse hing in allen drei Untersuchungsjahren hochsignifikant vom Schädigungsgrad ab, in keinem Fall jedoch von der Lokalisation. Mit zunehmendem Schädigungsgrad nahm die Bestandsbiomasse kontinuierlich von etwa 1200 bis 2000 g TS m⁻² in G1 auf weniger als 50 g TS m⁻² in G5 ab (Abb. 76). In 2000 und 2002 lagen die Bestandsbiomassen der Binnenbestände meist unter denen der Außen-

bestände, in 2001 war es umgekehrt, ohne dass jedoch die LOC-Effekte signifikant gewesen wären .

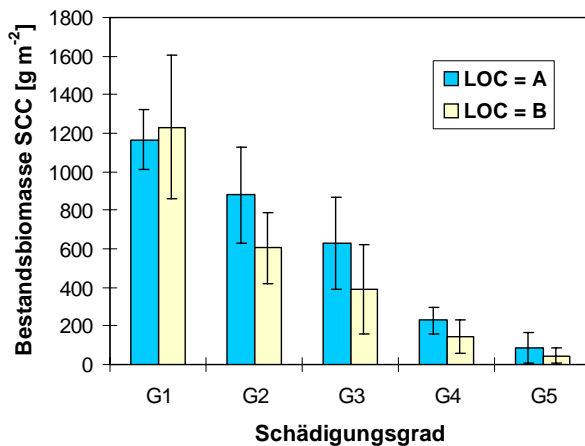


Abb. 76 Einfluss von Schädigungsgrad G und Lokalisation (A,B) auf die oberirdische Bestandsbiomasse (standing crop, SCC) im Jahr 2000 (n=5 Bestände in jeder Gruppe).

Die Entwicklung zwischen den Beobachtungsjahren wird durch die relative Bestandsbiomasse-Änderung (rSCC) beschrieben, die man erhält, wenn man die Bestandsbiomasse-Differenz zwischen zwei Jahren durch den Bestandsbiomasse-Mittelwert aller drei Jahrgänge dividiert. Wie schon bei der relativen Halmdichte-Änderung (Kap. 4.2.1.4) ist auch diese Formulierung besser geeignet, die biologische Bedeutung der unterschiedlichen Änderungsbeträge widerzuspiegeln.

Die rel. Bestandsbiomasse-Änderung von 2000 auf 2001 hing hochsignifikant von G und von LOC ab : In den Binnenbeständen der Schädigungsklassen G1 bis G4 kam es zu einer SCC-Erhöhung, in den Außenbeständen von G2 bis G5 sank die Bestandsbiomasse weiter ab. Besonders ausgeprägt war die SCC-Abnahme in den extrem geschädigten Beständen (G5). Zwischen 2001 und 2002 überwog die Zunahme von SCC auch in den stärker geschädigten Beständen, so dass weder G noch LOC von signifikantem Einfluss waren. Bei Betrachtung des gesamten Beobachtungszeitraums wird deutlich, dass sich die Bestände der leichten und mittleren Schädigungsgrade (G1 bis G3 sowie G4B) hinsichtlich ihrer Bestandsbiomasse erholen konnten, während die extrem geschädigten Bestände (G5) sowie die G4-Außenbestände weiter degenerierten (Abb. 77).

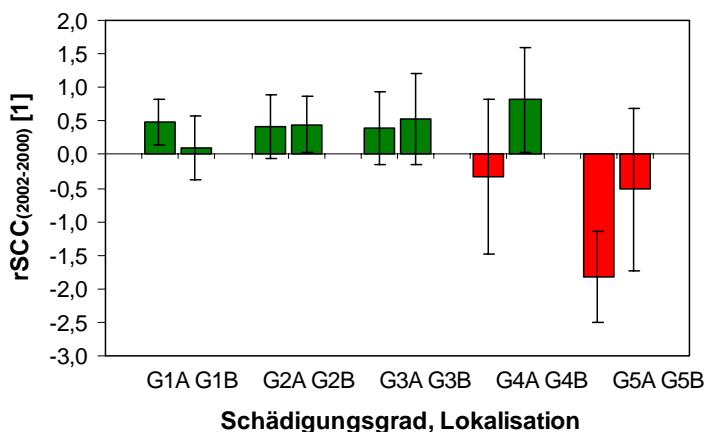


Abb. 77 Einfluss von Schädigungsgrad und Lokalisation auf die relative Bestandsbiomasse-Änderung rSCC zwischen den Jahren 2000 und 2002; dargestellt sind Gruppenmittelwerte \pm einf. Standardabweichungen (n=4...5 Bestände); zur Definition von rSCC vgl. Text; der Bestand BWP-10 wurde nicht berücksichtigt.

Die nur leicht bis deutlich geschädigten Bestände (G1 bis G3) erholten sich danach schneller als die extrem geschädigten Bestände (G5), deren Bestandsbiomasse weiter abnahm. Außenbestände verhielten sich im dreijährigen Vergleich ähnlich wie die Binnenbestände, so dass eventuell vorhandene besondere Stressorwirkungen von der Seeseite nicht zum Tragen kommen.

4.2.1.11 Auswirkungen der Hochwasserschädigung auf die Zusammensetzung der oberirdischen Bestandsbiomasse in den Jahren 2000 bis 2002

Analog zur Halmpopulation (vgl. Kap. 4.2.1.6) setzt sich auch die oberirdische Halm-biomasse aus den Biomasse-Anteilen der Primärsprosse ($SC\%_{PSH}$), der Sekundärsprosse ($SC\%_{SSH}$), der insektengeschädigten Sprosse ($SC\%_{ISH}$) und der Sommersprosse ($SC\%_{SUS}$) zusammen. In allen drei Jahrgängen variierten die Biomasse-Anteile der Monitoringflächen sehr stark, und waren im Allgemeinen hochsignifikant vom Schädigungsgrad abhängig. Demgegenüber war der LOC-Effekt nur in einem von 12 Fällen schwach signifikant.

Im Jahr 2000 nahm der Biomasse-Anteil der PSH mit zunehmendem Schädigungsgrad von rd. 50 bis 60% (G1, G2) auf weniger als 10% in den G5-Flächen ab (Abb. 78); besonders ausgeprägt war die Abnahme zwischen den G4- und den G5-Beständen. Im Gegenzug nahm der Biomasse-Anteil der SSH von rd. 10 bis 20% (G1, G2) auf rd. 70 bis 80% (G5) zu. Der ISH-Biomasseanteil war in den nicht bis deutlich geschädigten Beständen erheblich größer als in den stark und ‚extrem‘ geschädigten Beständen; er erreichte in den G3-Beständen mit etwa 45% ein Maximum. Die SUS-Biomasse konzentrierte sich auf die schwach bis stark geschädigten Bestände (G2 bis G4).

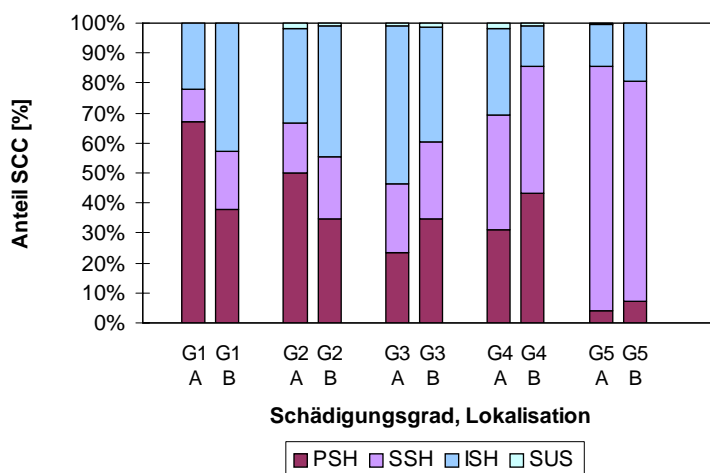


Abb. 78 Prozentuale Zusammensetzung der Bestandsbiomasse ($SC\%$) aus den Biomassen der PSH, SSH, ISH und SUS ($SC\%_{PSH}$, $SC\%_{SSH}$, $SC\%_{ISH}$, $SC\%_{SUS}$) in den einzelnen Schädigungs- und Lokalisationsgruppen (A - Außen-, B - Binnenbestände) des Jahrgangs 2002.

In den beiden darauffolgenden Jahren waren diese Verteilung weitgehend erhalten geblieben (vgl. Abb. 78); wiederum nahm $SC\%_{PSH}$ mit zunehmendem Schädigungsgrad ab, und $SC\%_{SSH}$ nahm zu, - mit jeweils einem deutlichen Sprung zwischen den G4- und den G5-Beständen. Die ISH-Biomassen waren nun aber auf die ungeschädig-

ten Bestände (G1) konzentriert, während $SC\%_{SUS}$ in der G5-Gruppe sein Maximum erreichte (OSTENDORP 2002, Abb. 28; 2003: Abb. 28). Durchgängige Unterschiede zwischen den Außen- und den Binnenbeständen zeichneten sich nicht ab.

Die Änderungen zwischen den Untersuchungsjahren wurden mit Hilfe der Differenzen der prozentualen Biomasseanteile, $dSC\%$, nachvollzogen. Gemittelt über alle Monitoringbestände war die Entwicklung von 2000 auf 2001 durch eine hochsignifikante Zunahme von $SC\%_{PSH}$ und eine ebensolche Abnahme von $SC\%_{SSH}$ und $SC\%_{ISH}$ gekennzeichnet (OSTENDORP 2003, Kap. 2.11.5). Von 2001 auf 2002 waren die Veränderungen der Biomasse-Anteile weit weniger deutlich ausgebildet, - $SC\%_{PSH}$ und $SC\%_{SSH}$ verringerten sich, so dass sich die Bilanz der drei Untersuchungsjahre im wesentlichen durch die Entwicklung von 2000 auf 2001 bestimmte. Die Entwicklung des PSH-Bestandsbiomasseanteils zwischen 2000 und 2001 sowie zwischen 2000 und 2002 hing hochsignifikant vom Schädigungsgrad G ab, während ein LOC-Effekt nur ausnahmsweise, - bei $dSC\%_{SSH}$ zwischen 2000 und 2002 -, sichtbar wurde (OSTENDORP 2003, Kap. 2.11.5, Abb. 31). Die Zunahme des PSH-Bestandsbiomasseanteils beschränkte sich auf die schwach bis stark geschädigten Bestände (G2 bis G4), während die ungeschädigten G1-Bestände nahezu unverändert blieben. Auch in den extrem geschädigten G5-Beständen kam es zu keinen nennenswerten Veränderungen der $SC\%_{PSH}$ -Werte, die sich hier allerdings auf sehr niedrigem Niveau befanden. Die SSH-Bestandsbiomasse-Anteile nahmen durchwegs ab, ohne dass durchgängige Unterschiede zwischen den Schädigungsgraden sichtbar wurden. Bei den ISH nahmen deren Bestandsbiomasseanteile nur in den ‚ungeschädigten‘ Beständen zu, ansonsten ab; die Unterschiede waren aber nicht signifikant. Bei den SUS war in den stark und extrem geschädigten Beständen eine leichte, ebenfalls nicht signifikante Zunahme des Bestandsbiomasse-Anteils zu erkennen.

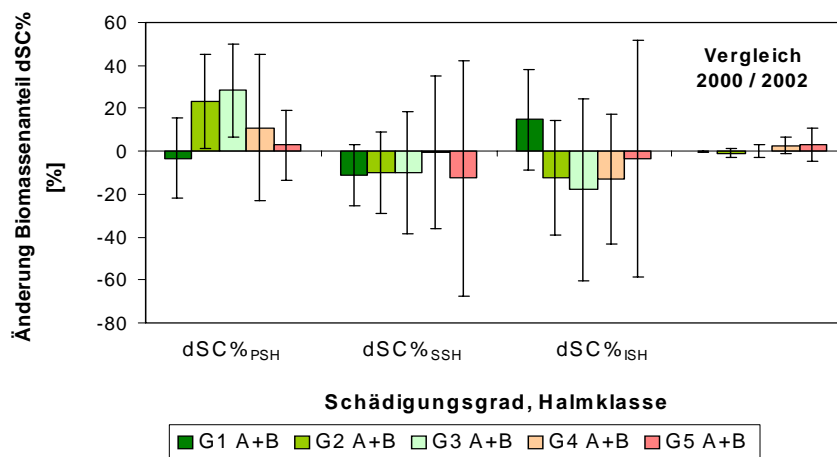


Abb. 79 Einfluss von Schädigungsgrad und Lokalisation auf die relative Bestandsbiomasse-Änderung $rSCC$ zwischen den Jahren 2000 und 2002; dargestellt sind Gruppenmittelwerte \pm einf. Standardabweichungen ($n=4\dots5$ Bestände).

Die Zusammensetzung der oberirdischen Bestandsbiomasse spiegelt also deutlich den Schädigungsgrad der Monitoringbestände wider: Je größer der Schädigungsgrad, desto größer auch der Anteil der Ersatzsprosse (SSH) und der Sommersprosse (SUS) und desto geringer der PSH-Anteil. Die Konzentration der ISH auf die geringer geschädigten Bestände zeigt, dass die Hochwasserschädigung nicht mit einer erhöhten Anfälligkeit gegenüber phytophagen Arthropoden einhergeht. Der größte Entwicklungssprung war schon zwischen der ersten und zweiten Vegetationsperiode nach dem Hochwasserjahr zu beobachten, während sich nachfolgend die Entwicklungsgeschwindigkeit verringerte. Die Erholung der leicht bis stark geschädigten Bestände ist besonders an der Zunahme des PSH- und der Abnahme des SSH-Bestandsbiomasse-Anteils zu er-

kennen, während die leichte Zunahme des SUS-Anteils in den extrem geschädigten Beständen als fortgesetzte Schwächung interpretiert werden kann.

4.2.2 Schädigung und Kohlehydrathaushalt der Rhizome

Die Ergebnisse der bestandsstrukturellen Analyse der 50 Monitoringflächen wurden durch Untersuchungen des Kohlehydrathaushaltes ergänzt. Hintergrund war die Arbeitshypothese, dass sich der bestandsstrukturelle Zustand und die oberirdische Biomasseproduktion auch im Kohlehydratgehalt des Rhizomkörpers widerspiegelt, wobei angenommen wurde, dass die extrem geschädigten Bestände geringere Kohlehydratgehalte aufweisen als die nur schwach oder nicht geschädigten Bestände. Darüber hinaus galt es zu prüfen, ob der Rhizomkörper noch weiteren Stressoren, etwa den Befall mit Larven des Schilfkäfers *Donacia clavipes* ausgesetzt ist.

Während der Probennahme im März 2001 (vgl. Kap. 3.4.2) wurden drei Rhizomtypen unterschieden und getrennt verprobt: „neue“ Vertikalrhizome (RVN), welche die Unterlage für Jungsprosse der 2001er Halmgeneration bilden, „ältere“ Vertikalrhizome (RVA), die noch mit Halmen bzw. Halmresten der 2000er Halmgeneration und älterer Halmgenerationen versehen waren, sowie schließlich Horizontalrhizome (RHO) verschiedener Altersstellung. Aufgrund ihrer unterschiedlichen ökophysiologischen Bedeutung im Rhizomkörper (Polykorm) des Schilfs war erwartet worden, dass sich zumindest Horizontal- und Vertikalrhizome hinsichtlich der untersuchten Zielgrößen signifikant unterscheiden. Weiterhin war anzunehmen, dass sich innerhalb der Vertikalrhizome die Alterstruktur abbildet. Zudem repräsentieren die älteren Vertikalrhizome die durch das Hochwasser von 1999 am stärksten beeinträchtigten Halmjahrgänge, während sich bei den neuen Vertikalrhizomen eher Zusammenhänge mit der 2001er Schilfgeneration zeigen sollten.

Tatsächlich wies die einfaktorielle ANOVA mit dem Rhizomtyp als Faktor für die meisten Zielgrößen, etwa Rhizomdurchmesser, Rhizomfarbe (d.h. Alter), Vitalitätszustand, *Donacia*-Befall und Kohlehydratgehalte signifikante Unterschiede auf (OSTENDORP 2001, Kap. 2.1.1 u. 2.2.1; 2002b, Kap. 2.3.1). Demnach ist es sinnvoll und gerechtfertigt, eine Unterscheidung nach Rhizomtypen zu treffen, um die Variabilität innerhalb des Rhizomkörpers im Sinne einer stratifizierten Probennahme zu verringern, damit die Unterschiede zwischen Beständen deutlicher heraustreten können.

4.2.2.1 Rhizommorphologie und Halmmorphologie

Zwischen der Rhizommorphologie (hier: Bestandsmittelwerte des Rhizomdurchmessers D_R der einzelnen Rhizomtypen) und dem Basaldurchmesser bzw. der Halmbiomasse (jeweils Bestandsmittelwerte, August) der Jahrgänge 2000 und 2001 bestanden hochsignifikante positive Korrelationen (vgl. OSTENDORP 2001, Kap. 2.1.1; 2002b, Kap. 2.1). Da diese Rhizome generell zeitlich früher oder gleichzeitig ausgebildet werden wie die Sprosse selbst, ist ein kausaler Zusammenhang dergestalt zu vermuten, dass die Eigenschaften der Rhizome – vermutlich über den Weg des subventionierten Wachstums – die Eigenschaften der Halme bestimmen: Rhizome von größerem Durchmesser (und damit größerem Wandvolumen) besitzen mehr Nährstoffreserven, und können demnach auch kräftigere Sprosse ernähren. Der Rhizomdurchmesser der RVN war hochsignifikant positiv korreliert mit dem Basaldurchmesser D_B und der Halmbiomasse CBM sowohl der vorangegangenen (2000) als auch mit der zukünftigen Halmgeneration (2001). Zwischen der Ausprägung der Halmgenerationen zweier aufeinanderfolgender Jahre besteht also eine kausale Verknüpfung, die durch den Rhizomkörper vermittelt wird.

Obschon sich die Koeffizienten der Regressionsgeraden D_R auf D_B und CBM beider Jahrgänge nicht signifikant unterschieden, waren die Achsenabschnitte der Gerade für 2001 größer als die des Jahres 2000. Dies deutet vielleicht auf eine Erholung der Be-

stände hin, indem für einen gegebenen Rhizomdurchmesser in 2001 größere und kräftigere Halm ausgebildet wurden als in 2000.

4.2.2.2 Rhizomschädigungen

Viele der geernteten und präparierten Rhizominternodienstücke waren geschädigt, kenntlich dadurch, dass die Rhizomexodermis verletzt war oder dass Färbung und Turgeszenz vom üblichen Erscheinungsbild abwichen (Abb. 80 bis 82); in solchen Fällen waren die Lumina der Rhizome oft mit einer übelriechenden wässrigen Flüssigkeit gefüllt, die auf eine Anreicherung von Fermentationsprodukten hinwies.

Die punktförmigen Löcher und die langgestreckten Nekrosen an der Exodermis konnten ohne Mühe als Bohrlöcher von Larven des Schilfkäfers *Donacia* identifiziert werden, da sie oftmals paarweise auftraten; adulte Tiere wurden von Frau Dr. U. Kless, Universität Konstanz als *Donacia clavipes* bestimmt. Befallen waren vorwiegend die RVA (zu 35%) und die RHO (zu 24% aller Internodien). Bei den RVN wiesen nur 7% der Internodien Löcher auf, denn die RVN wurden vermutlich erst im Spätsommer oder Herbst 2001 angelegt, und kamen damit i.d.R. für einen Befall nicht mehr in Frage. Innerhalb der Rhizomtypen RVA und RHO erfolgt der Befall offenbar zufallsgemäß unabhängig vom Alter und vom Durchmesser der Rhizome.



Abb. 80 Rhizomstücke der Rhizomtypen RVN (neue Vertikalrhizome), RVA (alte V.) und RHO (Horizontalrhizome) des Bestands BWP01-47 (Außenbestand) vom Schädigungsgrad G2.



Abb. 81 repräsentative Vertikalrhizomstücke der Bestände BWP01-41 und BWP01-44 vom Schädigungsgrad G1; zu sehen sind von oben nach unten ‚weiße‘, ‚hellbraune‘, und ‚braune‘ Rhizomstücke.



Abb. 82 repräsentative Vertikalrhizomstücke der Bestände BWP01-34 und BWP01-49 vom Schädigungsgrad G3 ; zu sehen sind u.a. Rhizomstücke der Vitalitätsstufe V3 (rote Pfeile) und *Donacia*-Nekrosen (Kreise).

Während der Probennahme im März 2001 konnte nur in einem einzigen Fall eine *Donacia*-Puppe beobachtet werden, alle anderen Befallsstellen waren bereits von den Tieren verlassen worden. Die Hintergründe für diesen zunächst überraschenden Befund sind nicht klar. Zum einen muss darauf verwiesen werden, dass sich unter den RVA auch Rhizomabschnitte älterer Jahrgänge befinden, die nach einem ganz normalen Entwicklungsverlauf der Larven und Puppen verlassen wurden. Andererseits könnte es auch sein, dass während des Hochwassers 1999 in weiten Teilen des Rhizomkörpers eine Sauerstoffmangelsituation auftrat, die die Larven absterben ließ. In einem solchen Fall könnten Larven und Rhizomgewebe um die limitierte O₂-Versorgung konkurriert haben. Damit wäre der *Donacia*-Befall ein Co-faktor, der zu einer räumlichen Differenzierung der Hochwasserschädigungen beigetragen hat. Hierfür spricht auch der Umstand, dass – zumindest bei den Außenbeständen – die G1- und die G2-Bestände signifikant geringere mittlere Befallsraten aufweisen als die G3-, G4- und G5-Bestände (Abb. 83).

Die Rhizomverfärbungen und Turgeszenzverluste wurden in drei Vitalitätsstufen ausgedrückt, wobei die Stufe V1 den ‚normalen‘ vitalen Zustand, und V3 den bereits letalen Zustand ausdrückt. Es wird angenommen, dass dieses Schädigungsmerkmal im Zusammenhang mit der Hochwasserschädigung steht, denn der Anteil der V2- bzw. V3-geschädigten Rhizominternodien je Bestand war innerhalb der Hochwasserschädigungsklassen G1 und G2 deutlich geringer als innerhalb der G3-, G4- und G5-Bestände (Abb. 84). Der Anteil der V3-Rhizomabschnitte der ‚alten‘ Vertikalrhizome war darüberhinaus signifikant negativ mit zahlreichen Vitalitätsparametern der Bestandsstruktur (z.B. Halmdichte, Bestandsbiomasse) verknüpft. Mit der *Donacia*-Befallshäufigkeit ergab sich ein signifikant positiver Zusammenhang. Ob diese Beziehungen nur insofern bestehen, als dass die genannten Zielvariablen gemeinsam vom Hochwasserschädigungsgrad G abhängen, oder ob sie auch davon unabhängig bestehen, konnte anhand des vorliegenden Datenmaterials nicht geprüft werden.

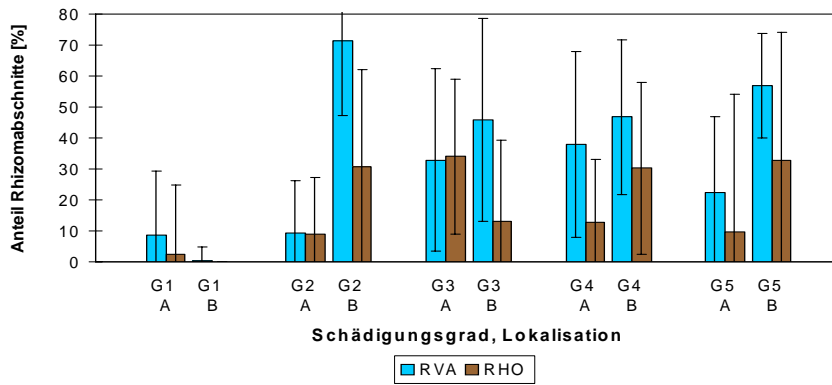


Abb. 83 Anteile der von *Donacia*-Larven befallenen Rhizomabschnitte in den 'älteren' Vertikalrhizomen (RVA) und in den Horizontalrhizomen (RHO) und ihre Abhängigkeit vom Schädigungsgrad G (G1, ..., G5) und von der Lokalisation LOC (A, B); dargestellt sind die Mittelwerte (rückberechnet aus den arcsin $\sqrt{\cdot}$ -transformierten Werten) sowie die einf. Standardabweichungen (n=50 Bestände).

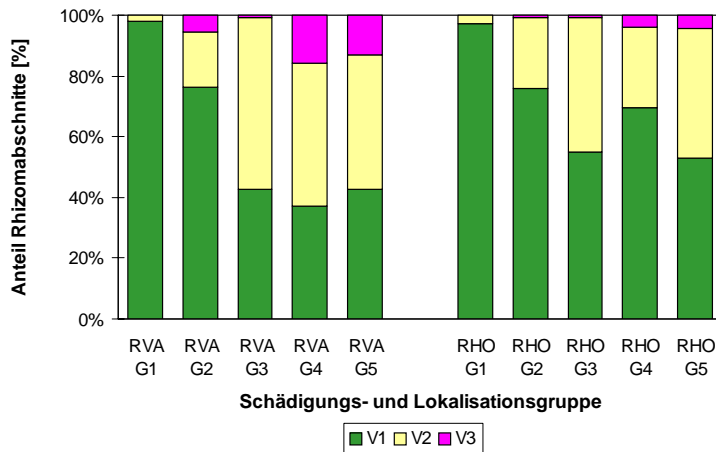


Abb. 84 Anteile der Vitalitätsgruppen V1, V2 und V3 in den 'älteren' Vertikalrhizomen (RVA) und in den Horizontalrhizomen (RHO) und ihre Abhängigkeit vom Schädigungsgrad G (n=20 Bestände, nur Obersee); dargestellt sind die Mittelwerte (rückberechnet aus den arcsin $\sqrt{\cdot}$ -transformierten Werten) sowie die einf. Standardabweichungen.

Die stärker geschädigten Bestände waren demnach gekennzeichnet durch hohe Anteile vitalitätsgeschwächter Vertikalrhizome und durch hohe Anteile an *Donacia*-befallenen Vertikalrhizomen. Dagegen ist die Abhängigkeit von der Lokalisation LOC weit weniger ausgeprägt; lediglich beim *Donacia*-Befall wiesen die Binnen-Bestände höhere Befallsraten auf als die Außenbestände.

Von daher war zu erwarten, dass sich hohe Anteile an V2+V3-geschädigten bzw. an *Donacia*-befallenen Rhizomen, ermittelt im Spätwinter 2001, negativ auf den Erholungsprozess der Bestände, also die Änderungen in Bestandsstruktur, Halmmorphologie und Biomasseproduktion von 2000 auf 2001, auswirken. Dabei wurden nur wenige schwach signifikante Korrelationen gefunden (vgl. OSTENDORP 2002b, Kap. 2.2); immerhin wurde eine gewisse Tendenz sichtbar, dass hohe Anteile an vitalitätsgeschwächten Rhizomen (V3) zu einer verminderten Erholung oder sogar zu einer weiteren Schwächung der Bestände führten. Der *Donacia*-Befall wirkte sich offenbar nicht dauerhaft aus. Zu diesen lediglich schwach zutage tretenden Beziehungen mögen zwei Aspekte beigetragen haben, erstens der nur geringe Stichprobenumfang, da die Vitalität der Rhizome nur am Obersee untersucht wurde, zweitens der Umstand, dass es bei der Beziehung zwischen Rhizom und oberirdischer Biomasse genau genommen auf die

Kohlehydrat-Mengen ankommt, die im Durchschnitt einem Halm für das subventionierte Wachstum zur Verfügung stehen, und nicht eigentlich auf die Kohlehydrat-Konzentrationen in Teilen des Rhizomkörpers, von den nicht gesichert ist, in welchem Maße die jungen Halme auf sie zugreifen können. Eine Bestimmung des gesamten Kohlehydrat-Pools pro Quadratmeter Bestandsfläche ist allerdings sehr aufwändig und konnte im Rahmen dieser Untersuchung nicht geleistet werden, so dass wir uns mit Angaben über die Konzentrationen begnügen mussten.

4.2.2.3 Kohlehydratgehalte der Rhizomtypen

Die drei Rhizomtypen wiesen signifikant unterschiedliche Gehalte an löslichen Zuckern, an Stärke und an Gesamt-Kohlehydrat (TNC) auf (Tab. 21). Die Kohlehydratgehalte der RVA waren mit denen der RHO hochsignifikant positiv korreliert, während der Zusammenhang mit den RVN deutlich schwächer ausgeprägt war.

Tab. 21 Übersicht der Kohlehydratgehalte in den ‚neuen‘ und ‚älteren‘ Vertikalrhizomen (RVN, RVA) sowie in den Horizontalrhizomen (RHO) (Mittelwert, Minimum, Maximum); die mit gleichen Indices bezeichneten Mittelwerte sind signifikant verschieden (gepaarter t-Test $P < 0,01$, $n = 47 \dots 50$).

	RVN	RVA	RHO
lösliche Zucker [mg Gluc g ⁻¹ TS]	261 19 / 477	175 ^b 34 / 300	226 ^b 22 / 391
Stärke [mg Gluc g ⁻¹ TS]	56 27 / 138	86 ^b 31 / 212	97 ^b 52 / 200
Ges.-Kohlehydrate [mg Gluc g ⁻¹ TS]	318 ^a 70 / 530	261 ^{a,b} 72 / 428	323 ^b 74 / 503
Anteil löslicher Kohlehydrate [%]	81 27 / 92	67 39 / 84	68 30 / 85

Die ‚älteren‘ Vertikalrhizome (RVA) stellten die tragenden Rhizomabschnitte der 2000er Halmgeneration dar, wobei zusätzlich wechselnde Anteile älterer Halmgenerationen erfasst wurden. Damit repräsentierten am ehesten die RVA den Reservestoffhaushalt der 1999er und 2000er Vegetationsperiode, während im Vergleich dazu die Reservestoffgehalte der ‚neuen‘ Vertikalrhizome (RVN) die Aufwuchsbedingungen der 2001er Halmgeneration widerspiegeln dürften. Den horizontalen Speicherrhizomen kommt wahrscheinlich die Aufgaben des langfristigen Konzentrationsausgleichs zwischen den Attraktions- und Verbrauchszentren zu.

Die Kohlehydrat-Gehalte zeigten keine Abhängigkeit von der Rhizommorphologie (hier: Rhizomdurchmesser) und auch keine Abhängigkeit von der Altersstruktur (hier: Rhizomfarbe). Ebenso wurde kein vom Schädigungsgrad unabhängiger Effekt der Bestandsstruktur und der Halmmorphologie gefunden.

Die oben diskutierten Rhizomschädigungen wirkten sich sehr deutlich auf den Kohlehydratgehalt aus (Tab. 22). Bereits ein leichter, nach außen hin sichtbarer Vitalitätsverlust vom Typ V2 führt zu einer drastischen Reduktion der Gehalte an löslichen Zuckern und an Stärke; dies gilt für „ältere“ Vertikalrhizome (RVA) ebenso wie für die Horizontalrhizome (RHO), - an den „neuen“ Vertikalrhizomen, die vermutlich erst im Herbst und Winter 2000/2001 angelegt wurden, konnten praktisch keine derartigen Schäden festgestellt werden. Es ist anzunehmen, dass bei Ges.-Kohlehydratgehalten

unter etwa 150 bis 200 mg g⁻¹ TS die Rhizome nicht mehr lebens- bzw. austriebsfähig sind; das beträfe einen Großteil der V2-geschädigten und praktisch alle V3-geschädigten Rhizome.

Auch der *Donacia*-Befall führte zu einer Verminderung des Ges.-Kohlehydrat-Gehaltes um etwa die Hälfte verglichen mit völlig ungeschädigten Rhizomen. Die Auswirkungen des *Donacia*-Befalls erklären sich zunächst durch die Fraßtätigkeit der Larve selbst, dann aber möglicherweise auch durch Folgeeffekte, die auftreten, wenn die Larven bzw. die Puppen das Internodium verlassen haben, Wasser in die Rhizomwand eindringt, die Sauerstoffversorgung unterbrochen wird, und so in bestimmten Rhizombereichen ein reservestoffverbrauchender anaerober Stoffwechsel durchgeführt wird.

Tab. 22 Auswirkungen verschiedener Schädigungen (Vitalität V1 bis V3, schmutzig-grüne Verfärbung, *Donacia*-Befall) auf die Kohlehydratgehalte der „neuen Vertikalrhizome“ (RVN), der „älteren Vertikalrhizome“ (RVA) und der Horizontalrhizome (RHO) im Vergleich zum Mittelwert aller Rhizomproben („alle Rhizome“); Datenbasis: ungewogene Mischproben aus ca. 20 Beständen unterschiedlicher Schädigungsgrade („alle Rhizome“: ungewogene Mittelwerte ± Standardabweichungen aus n=50 Beständen).

	lös. Zucker [mg g ⁻¹ TS]			Stärke [mg g ⁻¹ TS9]			TNC [mg g ⁻¹ TS]		
	RVN	RVA	RHO	RVN	RVA	RHO	RVN	RVA	RHO
V1	202	239	319	54	102	94	256	341	413
V2		31	195		44	49		75	244
V3		31	54		73	50		104	104
schmutzig-grün		45	40		38	49		83	89
<i>Donacia</i>		112	129		56	116		168	245
alle Rhizome	261 ± 75	175 ± 70	226 ± 89	57 ± 19	86 ± 47	97 ± 45	318 ± 79	261 ± 101	323±112

4.2.2.4 Auswirkungen der Hochwasserschädigung auf den Kohlehydratgehalt

Eine wichtige Frage des Forschungsprojektes war, ob der Schädigungsgrad einen Einfluss auf die Kohlehydratgehalte ausübt und welche Schlussfolgerungen daraus im Hinblick auf die räumlichen Schädigungsmuster und auf die zukünftige Entwicklung (weiterer Rückgang, Stabilisierung, Erholung) der Bestände zu ziehen sind.

In den ‚alten‘ Vertikalrhizomen verringerten sich die Gehalte an löslichen Zuckern von rd. 245 (Schädigungsgrad G1) auf etwa 120 mg Gluc g⁻¹ TS (G5), die Stärke-Gehalte sogar auf ein Drittel (Abb. 85). Entsprechend lagen auch die TNC-Werte der ‚extrem geschädigten‘ Bestände bei nur bei 45 % des Wertes der G1-Bestände. Die Anteile an löslichen Zuckern am TNC blieb weitgehend konstant und schwankte zwischen 65 und 70 %. Auch bei den RHO nahmen die Gehalte aller Kohlehydratformen hochsignifikant mit wachsendem Schädigungsgrad ab. Ein signifikanter Effekt der Lokalisation (LOC) konnte in keinem der Fälle festgestellt werden.

Obschon die Beziehungen zu G hochsignifikant waren, lässt sich nicht zwingend daraus ableiten, dass der Umfang der Hochwasserschädigung in den einzelnen Beständen die alleinige Ursache für die abnehmenden Kohlehydrate ist. Es könnte auch sein, dass bestimmte Bestände aus standörtlichen Gründen geringere Kohlehydratmengen gespeichert hatten, und dass der jeweilige Kohlehydratvorrat in Verbindung mit der

Wuchsleistung der Jungspresse während der Hochwasserphase das Endergebnis, - die mehr oder minder umfängliche Schädigung der oberirdischen Halmgeneration -, mit beeinflusst hat. Eine Entscheidung zwischen den beiden Hypothesen ist im Nachhinein nicht leicht zu treffen, denn Kohlehydrat-Untersuchungen an Bodensee-Röhrrieten aus der Zeit vor dem Extremhochwasser existieren nicht. Als Indiz dafür, dass die erste Hypothese die wahrscheinlichere ist, dürfte die Tatsache dienen, dass (i) die Rhizomdurchmesser nicht signifikant von G (OSTENDORP 2001, Kap. 2.1.2) und dass (ii) die Kohlehydratgehalte nicht signifikant vom mittleren Rhizomdurchmesser abhängen (ebenda, Kap. 2.3.2). Hierbei ist für die Argumentation von Bedeutung, dass die überwiegende Zahl der vermessenen RVA- und RHO-Internodienstücke bereits vor 1999 angelegt wurden, sich D_R also durch das Hochwasser nicht verändert hat.

Bemerkenswerterweise zeigten die Kohlehydratgehalte der RVN keine signifikante Abnahme mit zunehmendem Schädigungsgrad: Ihr Gesamt-Kohlehydrat-Gehalt schwankte zwischen im Mittel 290 und 360 mg g^{-1} . Auch die Lokalisation war ohne signifikanten Einfluss.

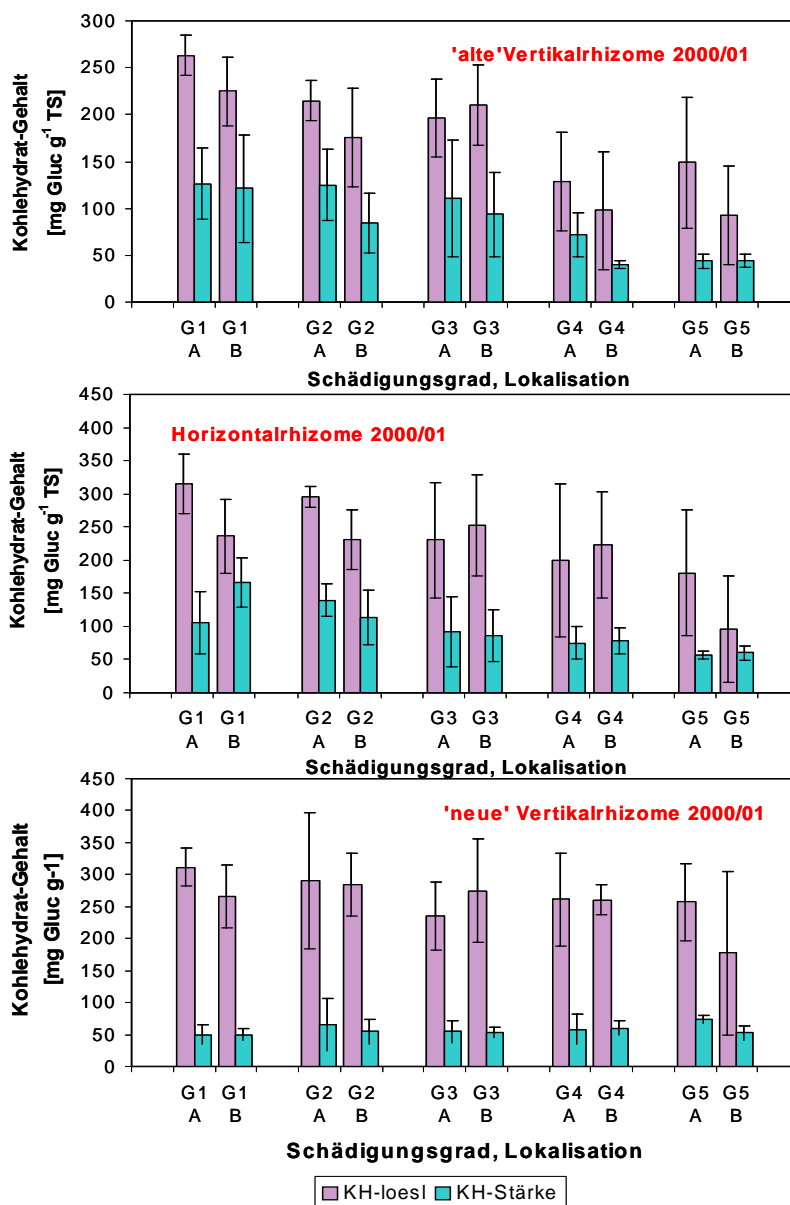


Abb. 85 Gehalte an löslichen Kohlehydraten, Stärke und Gesamt-Kohlehydraten in den Schädigungs- und Lokalisationsgruppen (G1 bis G5 bzw. A, B); dargestellt sind Mittelwerte \pm einf. Standardabweichung (n=5 Bestände).

Dieser Befund lässt folgende Interpretation zu: Bei einer Verknappung des bestandsinternen Kohlehydratvorrats besitzt der Bestand offensichtlich einen Regulationsmechanismus, um eine Adjustierung der oberirdischen Bestandsbiomasse zu erreichen: Mit einer Reduktion der Knospenzahl (wie die verringerte Halmdichte in den G4- und G5-Beständen nahe legt) wird erreicht, dass für den einzelnen Jungspross einschließlich der ihn tragenden Rhizome einigermaßen hinreichende Reservestoffmengen zur Verfügung stehen. Damit kommt es in den einzelnen „neuen“ Vertikalrhizomen zunächst nicht zu einer Konzentrationsverringerung, denn die bescheidene Kohlehydratmenge, die im Frühjahr zum Zeitpunkt der Probennahme dort gespeichert wird, kann noch durch Mobilisierung im Horizontalrhizom gedeckt werden. Die Verknappung tritt erst später zutage, wenn die Halme wachsen und für ihr subventioniertes Wachstum auf die Kohlehydratmobilisierung der Horizontalrhizome angewiesen sind, wobei deren Kapazitäten wie oben angesprochen rasch erschöpft sind. Dann sollte sich der Kohlehydratmangel negativ auf die Längenwachstumsrate und auf die Wachstumsdauer auswirken. Der erste Teil der Hypothese wird durch die Befunde, die im Rahmen der Kohlehydrat- und der Bestandsstrukturuntersuchungen recht gut gestützt. Auch die Kenngrößen des Halmwachstums und der Blattentwicklung waren in einigen Fällen mit den Kohlehydrat-Gehalten der Rhizome korreliert (vgl. Kap. 4.2.4 und OSTENDORP 2002c, Kap. 2.8); insbesondere war die Halmlängen-Wachstumsrate dL_S/dt (Bestandsmittelwerte) signifikant positiv mit dem Gehalt an löslichen Kohlehydraten in den ‚älteren Vertikalrhizomen‘ (RVA) bzw. in den ‚Horizontalrhizomen‘ (RHO) korreliert, darüber hinaus noch mit dem Stärke-Gehalt und mit dem Gesamt-Kohlehydrat-Gehalt in den RHO (jeweils 8 Bestände).

4.2.2.5 Mobilisierung der Kohlehydrate und ihre Abhängigkeit vom Schädigungsgrad G

Den löslichen Zuckern in den Rhizomen kommen vermutlich zwei wesentliche Funktionen zu, (i) sie dienen als Transportform von Kohlehydraten zwischen zwei räumlich getrennten Organen, (ii) sie dienen in entsprechender Anreicherung als osmotisch wirksame Substanzen zur Erhöhung der Frostresistenz (vgl. LARCHER, 1994, p. 280 ff.). Beide Funktionen könnten zum Zeitpunkt der Probennahme wirksam gewesen sein.

Der „Mobilisierungs“- bzw. Umwandlungsgrad von Stärke in lösliche Zucker kann einfach ausgedrückt werden durch den Anteil, den lösliche Kohlehydrate an der Gesamt-Kohlehydrat-Konzentration des Gewebes haben. Hier unterscheiden sich die drei Rhizomtypen (Tab. 21): Die RHO und die RVA als typische Speicherrhizome besitzen einen niedrigen Anteil in der Größenordnung von im Mittel 67 bis 68 %, die RVN hingegen bringen es auf 81 %. Bei einem paarweisen Vergleich waren die Differenzen $\Delta[\%]_C = [\%]_{RHO} - [\%]_{RVN}$ und $\Delta[\%] = [\%]_{RVA} - [\%]_{RVN}$ als hochsignifikant von Null verschieden ($n = 47 \dots 50$ Bestände); die mittleren Differenzen betragen 14 % (OSTENDORP 2002b, Kap. 2.3.1 u. 2.3.3). Die Variation von Δc innerhalb der Rhizomtypen war erheblich, aber nicht von G und LOC abhängig. Eine Abhängigkeit des Mobilisierungsgrades bzw. der durch lösliche Zucker unterstützten Frosthärte der „neuen“ Vertikalrhizome war demnach nicht zu erkennen.

4.2.2.6 Ungleichverteilung der Kohlehydrate zwischen den Rhizomtypen und ihre Abhängigkeit vom Schädigungsgrad G

Befänden sich die Rhizomgewebe in einem (fiktiven) physiologischen Gleichgewicht, sollten sich in allen drei Rhizomtypen die gleichen Konzentrationen an löslichen Zuckern, Stärke und TNC wiederfinden. Dies ist allerdings nicht der Fall, vermutlich weil im Rhizomkörper funktionell unterschiedliche „Speicher- und Lieferregionen“, v.a. die RHO und RVA, und „Verbrauchs- bzw. Zielregionen“, die RVN, existieren. Die Dif-

ferenzen $\Delta c = c_{RHO} - c_{RVN}$ und $\Delta c = c_{RVA} - c_{RVN}$ waren für die löslichen Zucker und die Stärke-Gehalte hochsignifikant von Null verschieden (Abb. 86), wobei die RVN wie schon oben angesprochen durch ihre höheren Gehalte an löslichen Kohlehydraten und ihre geringeren Stärke-Gehalte auffielen. Diese Differenzen hingen teilweise hochsignifikant vom Schädigungsgrad G ab, nicht jedoch von der Lokalisation LOC. So nahm beispielsweise die Differenz $\Delta c = c_{RHO} - c_{RVN}$ im Stärke-Gehalt mit zunehmendem Schädigungsgrad ab; bei den nicht oder nur leicht geschädigten Beständen (G1 und G2) betrug sie noch etwa 50 bis 100 mg Gluc g⁻¹ TS zugunsten der Horizontalrhizome, sank aber bei den stark bis extrem geschädigten Beständen auf Werte um Null ab. Ähnlich verhielt es sich mit dem Gesamt-Kohlehydrat-Wert: Bei den G1-Beständen war die Differenz $\Delta c = c_{RHO} - c_{RVN}$ noch positiv (d.h. RHO hatten einen Gesamt-Kohlehydrat-Überschuss), während sie bei den G4- und G5-Beständen negativ war, d.h. die „neuen“ Vertikalrhizome besaßen höhere Gesamt-Kohlehydratkonzentrationen als die eigentlichen Speicherrhizome.

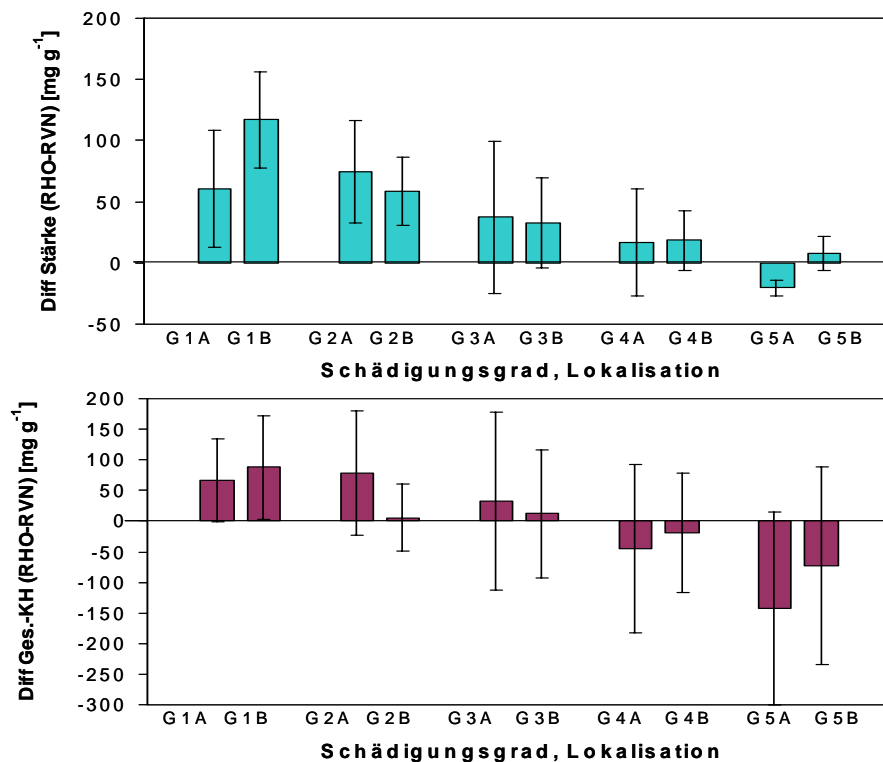


Abb. 86 Abhängigkeit der Differenzen im Stärke-Gehalt und im Ges.-Kohlehydratgehalt der Horizontalrhizome (RHO) und der ‚neuen‘ Vertikalrhizome (RVN) ($\Delta c = c_{RHO} - c_{RVN}$) vom Schädigungsgrad G und von der Lokalisation LOC.

Dieser Befund weist am deutlichsten auf die außerordentliche Beanspruchung der Kohlehydratreserven in den stark und extrem geschädigten Beständen hin. Gleichzeitig gestattet er einen gewissen Einblick in die Mechanismen der bestandsinternen Reservestoff-Distribution: Wahrscheinlich bilden die jungen Rhizome mit ihren Apikalmeristemten starke Attraktionszentren, so dass sie - weitgehend unabhängig von Kohlehydratmengen in den Horizontalrhizomen - für einen ausreichenden Kohlehydrat-Pegel sorgen können, der ihnen und ihren Jungsprossen einen angemessenen Wachstumsstart sichert. Die Probleme, die letztendlich aus den geringen Nachlieferungskapazitäten der Horizontalrhizome (und evtl. auch der beteiligten „älteren“ Vertikalrhizome) resultieren, kommen erst während der Wachstumsphase zum Tragen (vgl. kap. 4.2.2.4).

Damit wären die jungen Meristeme mit ihren RVN in der Lage, die Kohlehydratmengen in den Speichergeweben bis in kritische Bereiche herunter zu beanspruchen. Aus

der Sicht des Gesamt-Bestands kann die Erschöpfung der Kohlehydratreserven sinnvoll sein, wenn es dadurch gelingt, eine möglichst kräftige oberirdische Halmgeneration mit üppigem Blattwerk hervorzubringen, die im Sommer in der Lage ist, Photosynthese in mindestens entsprechender Höhe in die Rhizome zurückzuführen. Wenn jedoch diese Halme durch Stressoren (phytophage Arthropoden, Wasservogelfraß, mechanische Belastungen u.a.) beschädigt oder vernichtet werden, besitzt der Bestand keine Reserven mehr zum Austrieb von Sekundärsprossen oder Sommersprossen, die die Verluste ggf. noch kompensieren könnten. Wenn dann die noch im Horizontalrhizom verbliebenen Kohlehydratmengen unter ein kritisches Niveau fallen, wie es für den eigenen Gewebestoffwechsel bis in die nächste Vegetationsperiode notwendig ist, wird der Rhizomkörper absterben.

4.2.3 Stress-Aminosäuren in den Halmbasen

Um zu überprüfen, ob durch das Extremhochwasser 1999 neben einem Reservestoffmangelstress auch ein Engpass in der O₂-Versorgung der Rhizome bestand, wurde der Gesamt-Gehalt an löslichen Aminosäuren sowie die Zusammensetzung des Aminosäurepools in den basalen Internodien der Halme bestimmt. Der Gesamtgehalt und die Zusammensetzung der freien Aminosäuren in den basalen Halminternodien zeigt bedeutende Unterschiede zwischen den verschiedenen untersuchten *P. australis*-Beständen am Bodensee-Untersee. Die mittleren Gesamtgehalte der Aminosäuren in den Primärsprossen (PSH) der drei ungeschädigten Bestände (G1) BWP00-07,-08, und -28 schwankte zwischen 24 und 57 $\mu\text{mol g}^{-1}$ TS (Abb. 87).

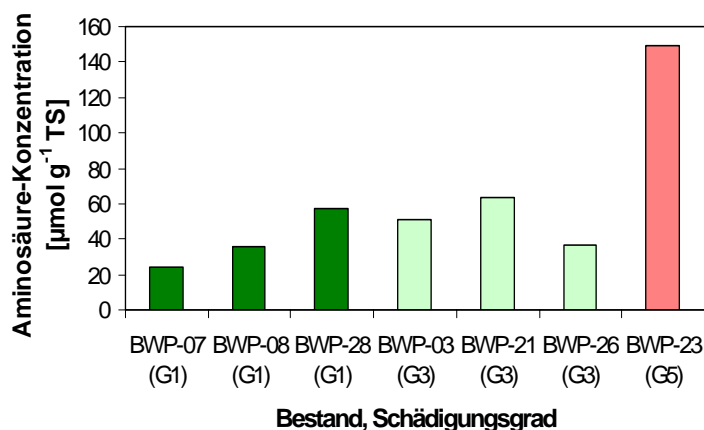


Abb. 87 Absolute Gehalte der gelösten Aminosäuren in den basalen Halminternodien der Primärspresse von sieben Monitoringbeständen der Schädigungsgrade G1, G3 und G5 im Bodensee-Untersee.

Die deutlich geschädigten Bestände (G3) BWP00-03, -21 und -26 enthielten 38 bis 64 μmol Gesamt-Aminosäuren pro g TS. Ein signifikant höherer Gehalt von 150 $\mu\text{mol g}^{-1}$ TS wurde in dem extrem geschädigten Bestand (G5) BWP00-23 gefunden. Ähnliche Verhältnisse wurden auch in Basalinternodien der insektengeschädigten Halme (ISH, 21 bis 87, bzw. 52 bis 72 und 193 $\mu\text{mol g}^{-1}$ TS) und der Sekundärspresse (SSH: 15 bis 47, 46 bis 82 und 126 $\mu\text{mol g}^{-1}$ TS) gefunden. Die drei Halmklassen unterschieden sich nicht nennenswert von einander, ebenso wenig wie die Bestände der Schädigungsgrade G1 und G3. Große Differenzen traten allerdings zwischen den Halmen der G1- bzw. G3- und dem G5-Bestand auf.

Nicht nur der Gesamtgehalt sondern auch die Anteile der einzelnen Aminosäuren unterschieden sich entsprechend dem Schädigungsgrad (Abb. 88).

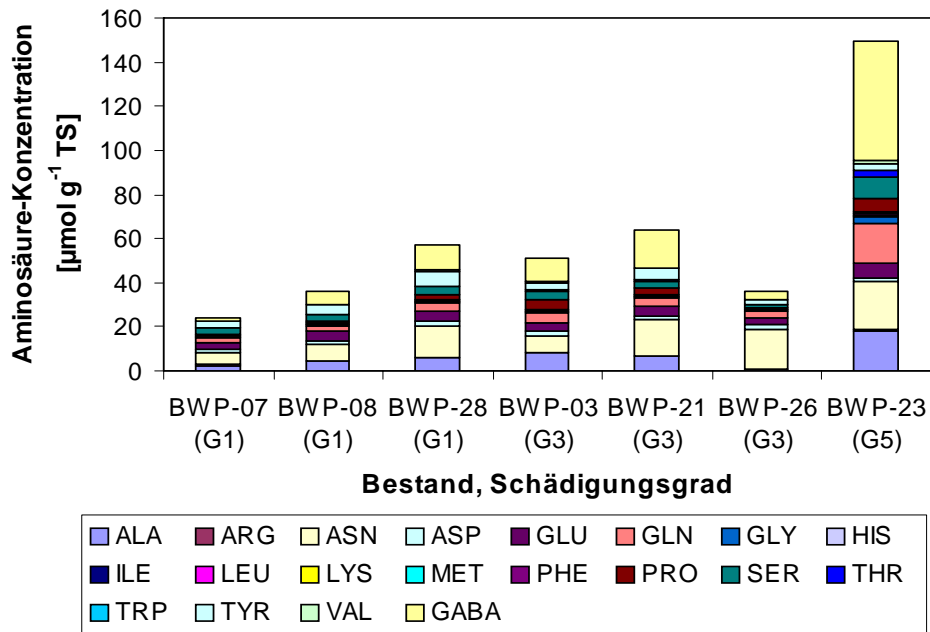


Abb. 88 Konzentrationen der einzelnen Aminosäuren in den Basalinternodien der Primärsprosse (PSH) von sieben Monitoringbeständen unterschiedlicher Schädigungsgrade am Bodensee-Untersee.

Insgesamt wurden 20 Aminosäuren detektiert, von denen nur Asparagin, Glutamin, Alanin, Tyrosin und γ -Aminobuttersäure jeweils etwa 10 % oder mehr des Aminosäure-Pools ausmachten. Asparagin bildete mit rd. 25 % die größte Fraktion in den weniger stark geschädigten Beständen. In dem extrem geschädigten Bestand (G5) war jedoch γ -Aminobuttersäure in hohen Anteilen vertreten, die in den PSH 36 % und in den ISH 48% des gesamten Aminosäure-Pools erreichten. In den Sekundärsprossen (SSH) des G5-Bestands überwog allerdings wieder Asparagin (50%), während γ -Aminobuttersäure mit 7 %-Anteil zurücktrat. Die Anteile von γ -Aminobuttersäure und Asparagin waren generell signifikant negativ miteinander korreliert; signifikant positive Beziehungen mit γ -Aminobuttersäure ergaben sich nur für Alanin und Prolin. Der Gesamt-Aminosäure-Gehalte in den Primär- und in den Sekundärsprossen waren signifikant positiv miteinander korreliert ($r = 0.943$, $P < 0.01$, $n=6$), dagegen wurden zwischen den entsprechenden Konzentrationen der SSH und ISH bzw. PSH und ISH keine signifikanten Korrelationen festgestellt. Die Gesamtgehalte, aber auch die Gehalte einzelner Aminosäuren wie γ -Aminobuttersäure, Asparagin, Alanin und Prolin waren signifikant korreliert mit einzelnen Bestandsstruktur- und Sedimentvariablen, außerdem mit den Kohlehydratkonzentrationen in den ‚älteren‘ Vertikalrhizomen (RVA) und den Horizontalrhizomen (RHO). Die Tabelle 23 gibt einen kurzen Überblick. Die Beziehung mit dem relativen Sohlniveau des Bestands war stets negativ, d.h. je höher der Bestand lag, desto geringer waren die Konzentrationen der o.g. Aminosäuren. Nahezu keine signifikanten Beziehungen bestanden mit dem Wassergehalt und des Gehalt an organischer Substanz im Sediment sowie mit dem Anteil der von *Donacia*-befallenen Rhizomabschnitte. Die Halmdichte war negativ mit dem Gesamt-Aminosäuregehalt sowie mit den Gehalten einzelner Aminosäuren korreliert. Der Prozentsatz der Sekundärsprosse in der Halmpopulation war positiv korreliert mit dem Gesamt-Aminosäuregehalt. Kohlehydrat- und Aminosäuregehalte waren allgemein negativ miteinander korreliert; dies galt v.a. für Alanin in den ‚älteren‘ Vertikalrhizome, die den basalen Halminternodien benachbart waren, die für die Aminosäureanalyse verwendet worden waren.

Tab. 23 Korrelationen zwischen dem Gesamt-Aminosäuregehalt bzw. den Gehalten einzelner Aminosäuren und einigen Bestandskenngrößen; NIV – relatives Sohlniveau, Z – Gesamt-Halmdichte, Z%(SSH) - Anteil der Sekundärsprosse an der Gesamt-Halmdichte, TNC(RVA), TNC (RHO) – Gesamtgehalt an nichtstrukturgebundenen Kohlehydraten in den ‚älteren‘ Vertikalrhizomen und den Horizontalrhizomen; Signifikanzsymbole : ρ , ρρ, ρρρ , ∪, ∪∪, ∪∪∪ - signifikant positive oder negative Rang-Korrelationen (Spearman), P <0.05, <0.01, <0.001 (n = 9 Bestände).

Aminosäuren		Niv	Z	Z% (SSH)	TNC (RVA)	lösl. Zucker (RVA)	TNC (RHO)	lösl. Zucker, RHO
Gesamt-Aminosäure-Gehalt	PSH	∪	∪	ρρρ	∪∪		∪	∪∪
γ-Aminobuttersäure	PSH	∪		ρρρ	∪∪			∪∪
Asparagin	SSH	∪∪	∪∪	ρρρ	∪∪∪			
Alanin	SSH					∪∪∪	∪∪	∪∪∪
Prolin	PSH						∪∪	∪∪∪

4.2.4 Sprosswachstum und Halm mortalität

4.2.4.1 Halmwachstum und Wasserstandsentwicklung

Die vorliegenden Ergebnisse beziehen sich auf 8 ausgewählte Bestände mit den Schädigungsgraden „nicht geschädigt“ (G1) bis „stark geschädigt“ (G4) am Bodensee-Untersee, an denen auch die Untersuchungsprogramme zur Bestandsstruktur und zum Kohlehydrathaushalt durchgeführt worden waren.

Der durchschnittliche Wasserspiegelanstieg in 2002 führte an den meisten Beständen nur zu kurzfristiger Überflutung einer geringen Zahl von Halmen, denn die Längenzunahme der einzelnen Halme konnte im Allgemeinen mit der Rate des Wasseranstiegs Schritt halten (Abb. 89). Die mechanischen Belastungen der Halme durch Wellen, Treibgut und Beweidung waren wie bereits in den beiden Vorjahren recht gering. So wurden in diesem Jahr im wahrsten Wortsinn durchschnittliche Verhältnisse angetroffen. Dennoch gab es Bestände, die auch unter solchen Bedingungen Biomasse-Verluste erlitten, hier der Bestand BWP-20, am Nordufer der Insel Reichenau auf kalkschlammigem Sediment gelegen. Es handelt sich hierbei um einen ehemals sehr vitalen, hochwüchsigen Bestand, der im Zuge des 1999er Hochwassers „stark geschädigt“ (Schädigungsgrad G4) wurde. Dieses Beispiel verdeutlicht, dass die überlebenden Bestände (Schädigungsgrade G1 bis G4) des Ereignisses von 1999 durch nachfolgende Hochwasserlagen in ihrer Entwicklung beeinflusst werden. Zwei Faktorenkomplexe haben daran mutmaßlich Anteil: (i) der Grad der Vorschädigung, verbunden mit der Wachstumsleistung der Halme, und (ii) der Wasserstandsverlauf in der gerade betrachteten Aufwuchsperiode (zur Analyse dieser Beziehungen vgl. Kap.3.5).

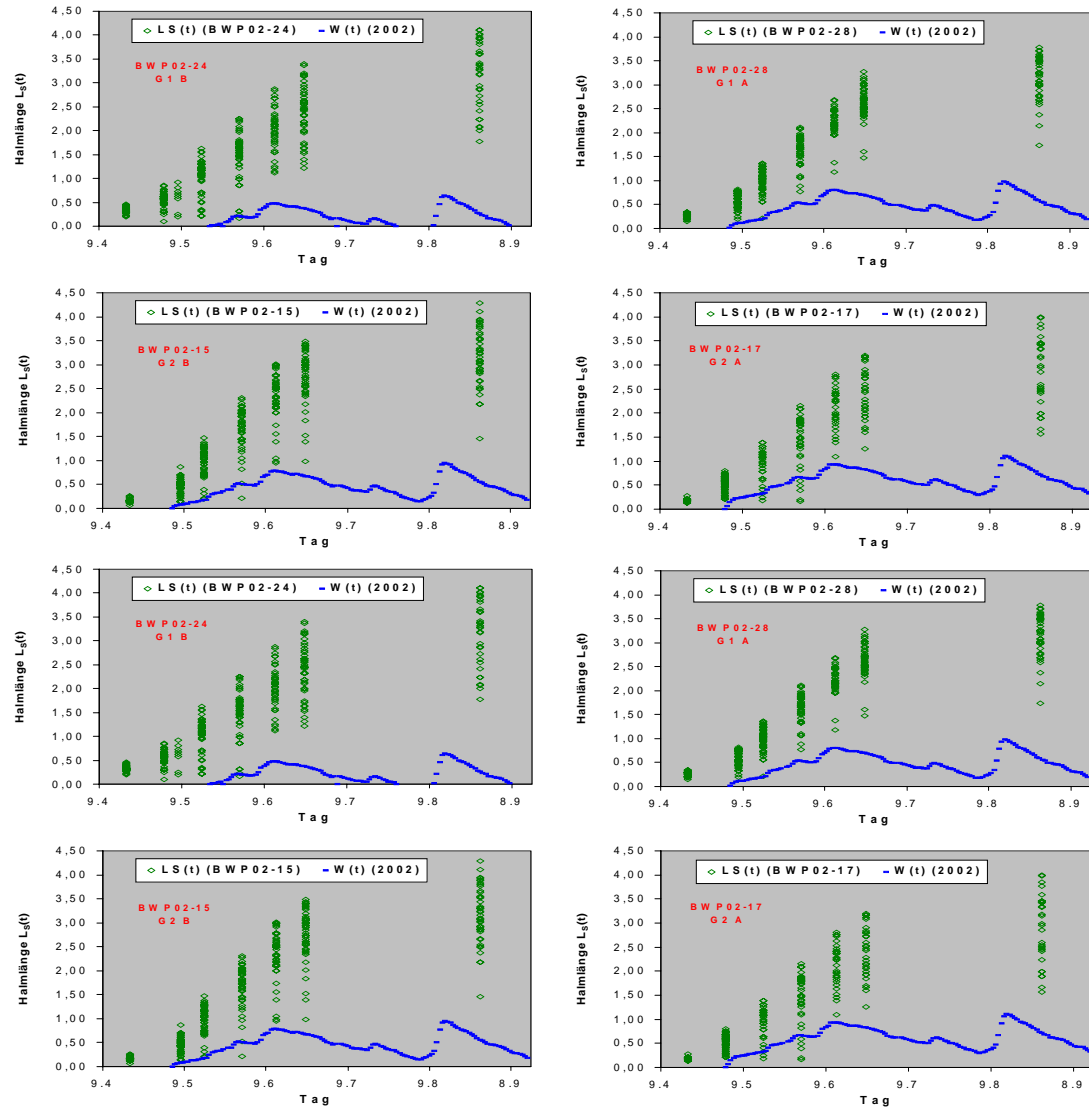


Abb. 89 Halmwachstum und Wasserstandsentwicklung (Datenbasis: überlebende Halme der acht untersuchten Bestände im Jahr 2002).

4.2.4.2 Wachstumsmodell

Schilf ist ein klonal wachsendes, streng modular aufgebautes Gras. Die Bildung und das Wachstum der einzelnen Module (Sprossachsenstück + Blatt + axillärer Knospe) erfolgt offensichtlich nach einem festen, weitgehend endogen (BW gesteuerten) Rhythmus. Das Endergebnis dieses Prozesses lässt sich darstellen als die statistisch gut gesicherte Relation zwischen Basaldurchmesser einerseits und Halmlänge, Blattzahl, Nodienzahl und Blühwahrscheinlichkeit andererseits (vgl. Kap.4.2.1.6). Bereits frühere Untersuchungen von HASLAM (1970, 1971) hatten gezeigt, dass das Halmlängenwachstum von *P. australis* in einer sigmoiden Kurve verläuft, wobei zu Beginn der Vegetationsperiode und gegen Ende des Wachstums die Wachstumsraten vergleichsweise gering, im Zeitraum dazwischen dagegen größer und konstant sind. Ein solches Modell wurde auch für die Modellierung der Bestandsentwicklung in Abhängigkeit vom Wasserstandsgang verwendet (vgl. Kap. 3.5). Die Halmlängen- und Blattzahlentwicklung lässt sich in dem für die Hochwasserempfindlichkeit relevanten Zeitraum, Anfang Mai bis Anfang Juli, durch eine Gerade approximieren (OSTENDORP 1991). Ein solches Modell wurde auch in dieser Studie verwendet (vgl. Kap. 3.4.4). Für den genannten Zeitraum werden die Messdaten sehr gut durch das lineare Modell beschrieben, d.h. im Mittel werden mehr als 99% der Varianz durch das Modell erfasst (Abb. 90). Ähnliche

Ergebnisse wurden auch für die Blattzahlentwicklung erzielt ($> 97\%$ erklärte Varianz). Größere Abweichungen ergaben sich naturgemäß im Bereich der sigmoiden Krümmungen, so dass die anhand des Modells berechneten Zeitpunkte für Austreiben des Jungsprosses ($L_S(t) = 0$ [m]) und für die Beendigung des Wachstums ($L_S(t) = L_S$) von den tatsächlichen Verhältnissen abweichen. Andererseits sind die „wahren“ Zeitpunkte für Austrieb und Erreichen der maximalen Halmlänge und Feldbedingungen kaum zuverlässig zu ermitteln, denn (i) viele Jungsprosse erscheinen bereits im Herbst an oder dicht über der Bodenoberfläche, und (ii) die Endphase des Wachstums mit sehr geringer Wachstumsrate geht im Rauschen der Messfehler (ca. $\pm 0,03$ m) unter. Aus diesen Gründen wurde auf die Berechnung und Auswertung der modellbasierten Zeitpunkte für Wachstumsbeginn (t_0), Wachstumsende (t_{max}) sowie der Wachstumsdauer (Δt) verzichtet.

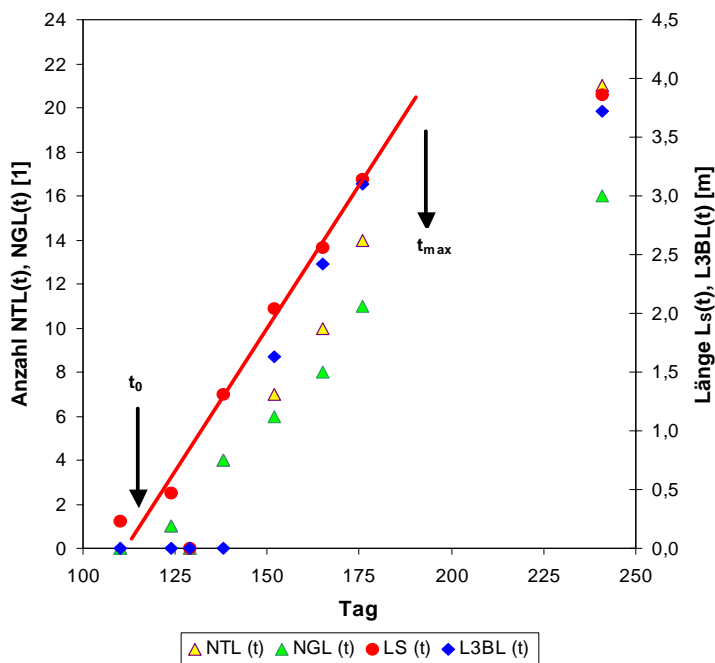


Abb. 90 Wachstumskurve und Blattzahlentwicklung eines typischen Halms (BWP02-24, PSH); dargestellt sind Halmlängenwachstum ($L_S(t)$), Blattzahlentwicklung ($N_{TL}(t)$, $N_{GL}(t)$) und Höhe des drittobersten Blattes über Grund ($L_{3BL}(t)$); zu erkennen sind die Abweichungen des linearen Modells zu Beginn und am Ende des Wachstums.

Diese Kenngrößen stehen, wie nachfolgend diskutiert wird, in Abhängigkeit von der Halmklasse, dem Basaldurchmesser und dem Schädigungsgrad. Zur Untersuchung dieser Abhängigkeit auf der Basis der Gesamt-Halmpopulation stand jedoch nur eine verzerrte Stichprobe zur Verfügung, indem nur die „Überlebenden“ einbezogen werden konnten. Über die abgestorbenen Halme kann keine Aussage gemacht werden. Aus diesem Grund ist die Mortalitätsrate eine wichtige Größe, um das Ausmaß der Verzerrung einschätzen zu können.

4.2.4.3 Mortalität

Viele Jungsprosse erreichen nicht das Alter, in dem sie ausgewachsen sind und eine Rispe entwickeln. Dieser Prozentsatz liegt in sieben der acht untersuchten Bestände zwischen 9 und 28 % (Abb. 91). Ob diese Werte für Schilfbestände typisch sind oder nicht, konnte nicht in Erfahrung gebracht werden, da systematische Untersuchungen zur Mortalität von *Phragmites*-Jungsprossen in der Literatur fehlen. Auffällig war jedoch, dass bei einem der beiden untersuchten G4-Bestände die Mortalitätsverluste be-

deutend höher – bei rd. 62 % - lagen. Gleichzeitig war dieser Bestand einer von denen, deren Rhizome im Spätwinter 2001 einen recht hohen Anteil an *Donacia*-Befall (50 % an den Horizontalrhizomen) und niedrige Kohlehydratgehalte (183 mg TNC g⁻¹ TS in den Horizontalrhizomen) (vgl. auch Kap. 4.2.2) aufwiesen. So gibt es zwar gewisse Hinweise dafür, dass stark hochwassergeschädigte und stark durch andere Faktoren gestresste Bestände unter erhöhter Mortalität zu leiden haben, ein statistisch signifikanter Zusammenhang ließ sich jedoch mit dem begrenzten Stichprobenumfang nicht finden. Den Mortalitätsursachen wurde nicht eigens nachgegangen, allerdings lässt sich feststellen, dass der Faktor Überschwemmung im Normaljahr 2002 nur bei einem der acht Bestände, nämlich bei dem G4-Bestand BWP02-20 eine Rolle spielte; hier wuchsen die Halme so langsam, dass sie mit dem ab Anfang Mai steigenden Wasser Spiegel nicht mehr Schritt halten konnten (Abb. 89). Warum aber diese Halme so langsam wuchsen, ließ sich im Nachhinein nicht mehr feststellen. Auffällig war weiterhin, dass alle Bestände einen gewissen Prozentsatz an Jungsprossen aufwiesen, die von vornherein nicht wuchsen, und schließlich abstarben, ohne dass die Gründe dafür zu erkennen gewesen wären. Bei den weniger stark geschädigten Beständen (G1, G2) betrug dieser Anteil 2 bis 10 %, bei den stärker geschädigten Beständen (G3, G4) 12 bis 25 %. (Abb. 91). Auch hier reichte der Stichprobenumfang von acht Beständen nicht aus, um die Unterschiede statistisch zu sichern. Möglicherweise steht dieser Mortalitätstyp mit der Reservestoffverfügbarkeit im Rhizom in Zusammenhang. Obwohl das Design dieser Untersuchung nicht auf die genaue Erfassung der Mortalität und ihrer Ursachen ausgerichtet war, darf doch vermutet werden, dass stärker geschädigte Bestände unter höherer Mortalität zu leiden haben, wobei im Einzelfall auch durchschnittliche Wasserstände im Frühsommer für Halmverluste sorgen können. Im Hinblick auf die Stichprobenverzerrung bei der Ermittlung der Wachstumskenngrößen war eine solche mindestens in einem von acht Beständen, nämlich BWP02-20 gegeben.

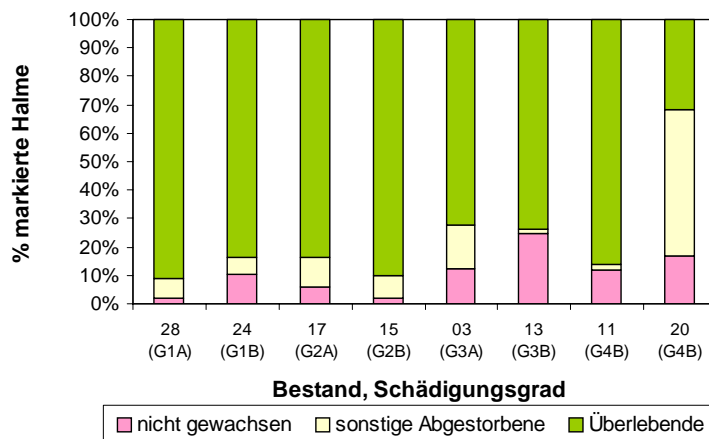


Abb. 91 Übersicht der Mortalitätsrate und der Mortalitätsursachen in den untersuchten Beständen; angegeben ist der Prozentsatz der von vornherein nicht gewachsenen sowie der aus anderen Gründen bis zum 25. Juni abgestorbenen Halme in den acht untersuchten Beständen (Nummer des Bestands und Hochwasser-Schädigungsgrad).

4.2.4.4 Abhängigkeit der Kenngrößen des Halmwachstums und der Blattzahlentwicklung von der Halmklasse und dem Basaldurchmesser

In zahlreichen Zusammenhängen am Bodensee und an anderen Seen konnte gezeigt werden, dass der Basaldurchmesser der Halme, der in etwa dem Knospendurchmesser gleichgesetzt werden kann, die Halmlänge und die Blattzahl des erwachsenen Halms sowie die Halmklasse bestimmt. Von daher war auch eine Abhängigkeit der Wachstumskenngößen selbst zu erwarten.

In der Tat zeigten sich signifikant positive Korrelationen zwischen Basaldurchmesser (D_B) als unabhängiger Variable und den Kenngrößen dL_S/dt für das Halmlängenwachstum und dN_{TL}/dt für die Blattzahlentwicklung, d.h. je größer der Knospendurchmesser bzw. der Basaldurchmesser war, desto schneller wuchsen die Halme und desto mehr Blätter wurden je Zeiteinheit ausgebildet (Abb. 92). Der Knospendurchmesser bestimmt also auch im Hinblick auf eine mögliche Hochwassergefährdung das weitere Schicksal des Halms. Die übrigen Kenngrößen t_0 , t_{max} und Δt des Halmlängenwachstums und der Blattzahlentwicklung waren nicht signifikant oder negativ signifikant mit D_B korreliert, d.h. dicke Knospen haben die Tendenz früher auszutreiben, früher ihr Wachstum zu beenden, und für eine kürzere Periode zu wachsen als dünnere Knospen; ähnliches gilt auch für die Blattzahlentwicklung. Die positive Beziehung zwischen dL_S/dt bzw. dN_{TL}/dt und D_B könnte auf einen Zusammenhang zwischen Verfügbarkeit von Reservestoffen im Rhizom, Knospenanlage am Rhizom und Rolle des Basaldurchmessers als „Ventil“ für den Reservestofffluss beim subventionierten Wachstum hindeuten, allerdings reicht das hier erarbeitete Datenmaterial für eine eingehendere Untersuchung nicht aus. Der tendenziell negative Zusammenhang zwischen t_{max} bzw. Δt und D_B ließe sich mit einer Erschöpfung des verfügbaren Nährstoffspeichers erklären, indem bei den schnell wachsenden Halmen mit großem Basaldurchmesser der Vorrat schneller erschöpft wird als bei den dünnstängeligen, langsam wachsenden Halmen.

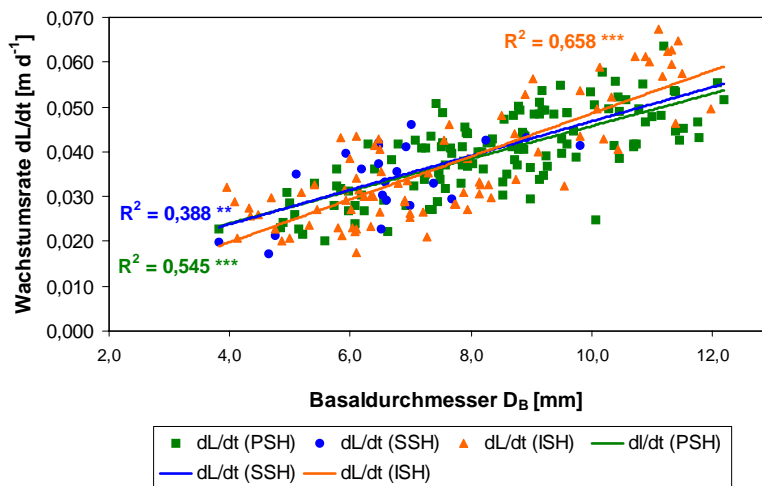


Abb. 92 Abhängigkeit der Beziehung zwischen Wachstumsrate (dL_S/dt) und Basaldurchmesser (D_B) von der Halmklasse (PSH – Primärsprosse, $n=136$; SSH - Sekundärsprosse, $n=22$; ISH – insektengeschädigte Sprosse, $n=78 \dots 85$).

Diese Relationen werden in einigen Fällen signifikant von der Halmklasse beeinflusst; hier weichen die insektengeschädigten Halme (ISH) von den Primär- und Sekundärsprossen ab, indem sie früher als die beiden anderen Halmklassen ihr Wachstum und ihre Blattbildung einstellen, und damit auch nur für eine kürzere Periode wachsen bzw. Blätter austreiben. Diese Besonderheit lässt sich sicherlich durch die Art und Weise

des Befalls, also durch die Manipulation der Apikalmeristeme durch gallbildende Arthropoden erklären. In der ersten Hälfte der Wachstumsperiode ist dieser Einfluss aber noch gering, denn weder sind die Halmlängenwachstumsraten noch die Blattbildungsraten signifikant herabgesetzt.

Damit lässt sich auch für das Wachstum und die Blattzahlentwicklung zeigen, welche bedeutende Rolle der Basaldurchmesser spielt, d.h. der Einfluss des Hochwasserschädigungsgrades muss unter Berücksichtigung der Basaldurchmesserverteilung betrachtet werden.

4.2.4.5 Abhängigkeit der Kenngrößen des Halmwachstums und der Blattzahlentwicklung vom Schädigungsgrad

Erwartungsgemäß hatte der Schädigungsgrad G einen signifikanten Einfluss auf die Wachstumskenngrößen und auf die Kenngrößen der Blattzahlentwicklung (Abb. 93). Dieser Einfluss lässt sich jedoch im wesentlichen auf die Tatsache zurückführen, dass die Schädigungsgruppen unterschiedliche Basaldurchmesserverteilungen besitzen (Kovarianzanalyse mit G als Faktor und D_B als Kovariate); ein gesonderter G-Effekt tritt nicht auf.

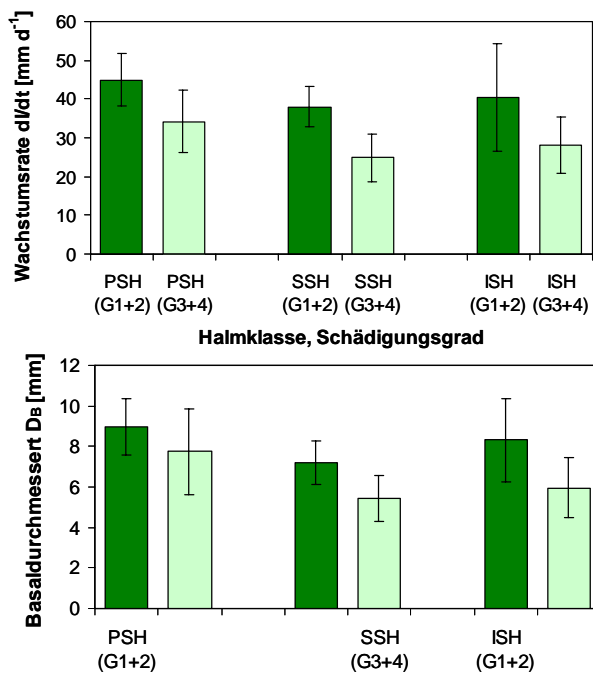


Abb. 93 Abhängigkeit der mittleren Sprosswachstumsrate und des Basaldurchmessers vom Schädigungsgrad (G); Schädigungsgrade G1 und G2 sowie G3 und G4 wurden zusammengesfasst; dargestellt sind Mittelwerte \pm Standardabweichungen.

Dieses Ergebnis ist auf den ersten Blick überraschend, denn ein solcher eigenständiger G-Effekt wäre durchaus plausibel. Sein Fehlen lässt auf einen „Alles-oder-nichts“-Mechanismus der folgenden Art schließen: Während der Hochwasserphase im Sommer 1999 wurden je nach bestandsstrukturellen und standörtlichen Gegebenheiten mehr oder minder viele Halme überschwemmt, deren tragende Rhizome durch O_2 -Unterversorgung geschädigt wurden (vgl. auch Kap. 4.2.3). Möglicherweise bestanden bereits zu diesem Zeitpunkt für den einzelnen Rhizomabschnitt nur zwei Möglichkeiten: (i) abzusterben oder (ii) zu überleben und später in 2000 bis 2001 relativ rasch zu regenerieren. Das Bild einer graduellen(!) Schädigung ergibt sich also nur auf der Ebene des gesamten Polykorms, indem die Anteile abgestorbener und überlebender Rhizome variieren. Die oberirdisch sichtbare Konsequenz war eine beträchtliche Variation der

Halmdichte in der 2000er Generation (die ja auch der Definition der Schädigungsgrade zugrunde gelegt wurde), während die mittleren morphologischen Eigenschaften der Halme weniger stark variierten (vgl. Kap. 4.2.1.6).

Die überlebenden Rhizomabschnitte reagierten wahrscheinlich mit einer Adjustierung des Basaldurchmessers, denn

- im Jahre 2000 war D_B in allen Halmklassen noch unabhängig von G (OSTENDORP 2000, Kap. 2.4.5 (e)), im Jahr 2001 traten bei einzelnen Halmklassen vor allem der frontwärtigen Bestände bereits schwach signifikante D_B -Abnahmen mit zunehmendem Schädigungsgrad auf (OSTENDORP 2002a, Kap. 2.6.5 (e)),
- bei einem Vergleich der beiden Jahrgänge zeigte sich besonders bei den Sekundärsprossen (SSH) und bei den insektengeschädigten Halmen (ISH) eine D_B -Abnahme, die mit wachsendem Schädigungsgrad betragsmäßig größer wurde (OSTENDORP 2002a, Kap. 2.6.7, Abb. 21),
- in 2000 war der G-Effekt auf die Relation zwischen D_B und den halmmorphologischen Variablen zumeist signifikant (OSTENDORP 2000, Kap. 2.4.4, Tab. 22), in 2001 waren die G-Effekte wesentlich schwächer ausgeprägt (OSTENDORP 2002a, Kap. 2.6.3, vgl. auch Kap. 2.6.4). Dieser Befund kann dahingehend interpretiert werden, dass in 2000 diese Adjustierung noch nicht stattgefunden hat, wohl aber – zumindest in Ansätzen – in 2001.

Die Adjustierung des Basaldurchmessers ist vermutlich als Reaktion auf den Reservestoff-Status des einzelnen Rhizoms im Sinne einer homoiostatischer Reaktion zu verstehen. Sie wird daran sichtbar, dass die Kohlehydratgehalte der 2002er Rhizospitzen („neue Vertikalrhizome“, RVN) mit steigendem Schädigungsgrad nur geringfügig und nicht signifikant abnahmen (OSTENDORP 2002b, Kap. 2.3.3), während die Abnahme der Kohlehydratgehalte in den horizontalen Speicherrhizomen (RHO) und in den „älteren Vertikalrhizomen“ (RVA) hochsignifikant war (vgl. Kap. 4.2.2.4).

Für die Kenngrößen des Halmlängenwachstums und der Blattzahlentwicklung bedeutet dies, vereinfacht ausgedrückt, dass jeder Halm sich so entwickelt, wie es seinem Basaldurchmesser entspricht, denn die Auswirkungen des Hochwassers auf das Reservestoffbudget eines Bestands wurde bereits im ersten Jahr durch die Verringerung der Halmdichte („Alles-oder-Nichts-Reaktion“) und in den Folgejahren durch die Verringerung des mittleren Basaldurchmessers aufgefangen, so dass für alle überlebenden Rhizomabschnitte bzw. Knospen in etwa gleich viele und genügend Reservestoffe zur Verfügung stehen, die ihnen ein optimales Wachstum ermöglichen.

4.3 Synthese der Projektteile Luftbildauswertung und Monitoring

4.3.1 Biomasse

Vergleicht man die Veränderungen der Bestandsbiomasse im Zeitraum von 1998 bis 2002 (Abb. 94) mit den Ergebnissen der Bestandsflächen, so sind die Auswirkungen des Extremhochwassers hinsichtlich der Bestandsbiomasse noch viel drastischer einzuordnen. Während die Flächenverluste bei 24% lagen, gingen im Zeitraum von 1998 bis 2000 durch das Extremhochwasser 44% der Bestandsbiomasse verloren. Von 2000 bis 2002 ist wieder eine deutliche Erholung erkennbar.

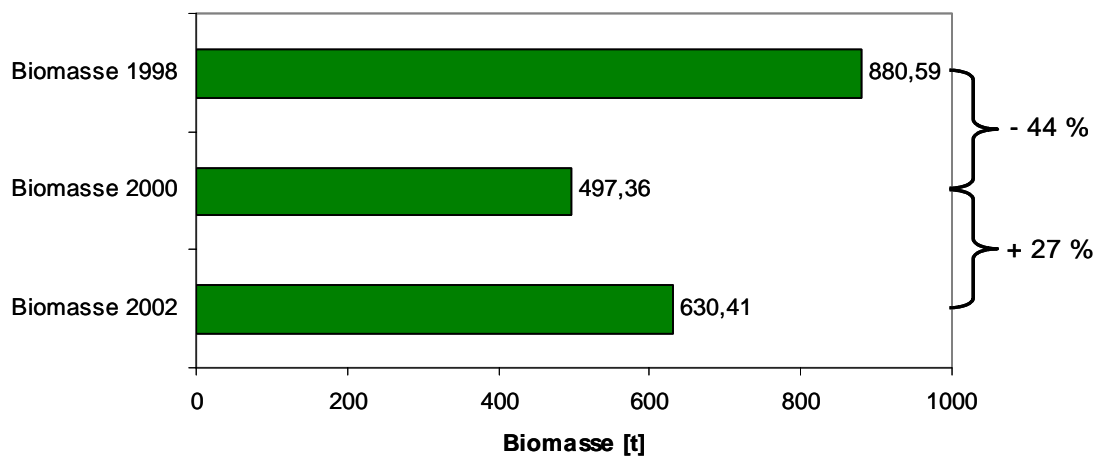


Abb. 94 Gesamtbiomasse der baden-württembergischen Röhricht-Bestände in den Jahren 1998, 2000 und 2002 mit den prozentualen Veränderungen.

4.3.2 Biologisch aktive Oberfläche (Biofilm)

Kombiniert man die Flächenanteile der verschiedenen Schädigungsgrade an den Gesamtrohrichtflächen mit den entsprechenden Halmdichten, so lassen sich mit Hilfe des Sohlniveaus der Flächen für einen bestimmten Wasserstand die Halmoberflächen berechnen, die unter Wasser den Bakterien zur Ausbildung eines Biofilms zur Verfügung stehen (Abb. 95).

Vergleicht man die Veränderungen der Biofilmfläche mit der Veränderung der Biomasse so fällt einerseits auf, dass der Rückgang infolge des Extremhochwassers noch drastischer als bei der Biomasse ausfiel (-47%). Andererseits erfolgte die Regeneration dieser Flächen und damit auch die Erholung der Ökosystemfunktion deutlich langsamer als bei der Bestandsbiomasse. Dies spiegelt die realen Verhältnisse der Bestandsstruktur wider, nach denen sich die Erholung vor allem in den Beständen auf hohem Sohlniveau abspielte, während die für die Bereitstellung der Oberfläche für Aufwuchsalgen und Bakterien viel maßgebenderen Bestände auf tiefem Sohlniveau nur wenig Erholungstendenzen zeigten.

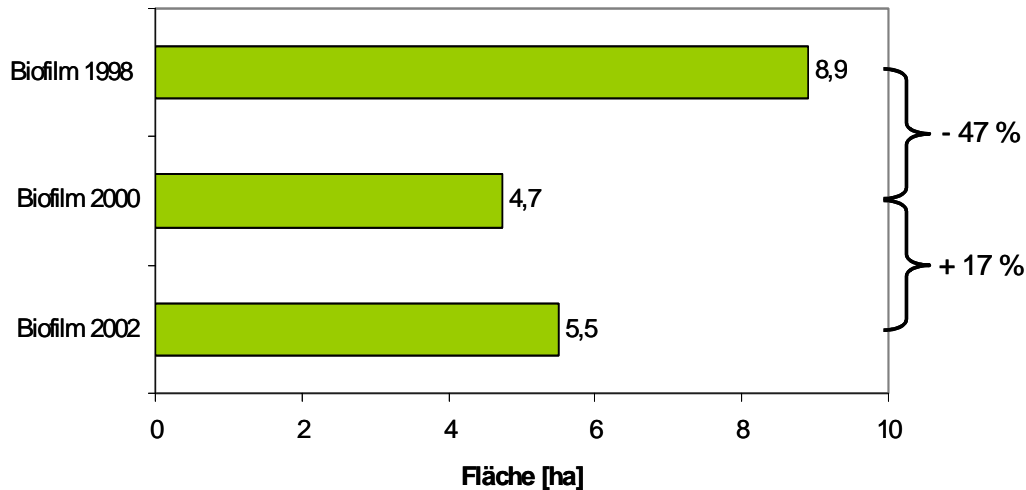


Abb. 95 Biofilmflächen der baden-württembergischen Röhricht-Bestände in den Jahren 1998, 2000 und 2002 und ihre prozentualen Veränderungen (Biofilmfläche: Oberfläche der bei MMW (340 cm Pegel Konstanz) überfluteten Schilfhalmbereiche).

4.3.3 Identifikation von erosionsgefährdeten Uferabschnitten

Mittels GIS-Datenbankabfrage wurde eine Auswahl der Röhrichtflächen der Schädigungsgrade 4 und 5 vorgenommen, welche eine Effective Fetch Distanz von mehr als 2 km aus der Hauptrichtung der Starkwinde aus Südwest aufweisen, und kartographisch dargestellt (Abb. 96). Damit wurden potentiell erosionsgefährdete Uferabschnitte lokalisiert, in denen die Röhrichte ihre Funktion der Wellendämpfung nicht mehr erfüllen können.

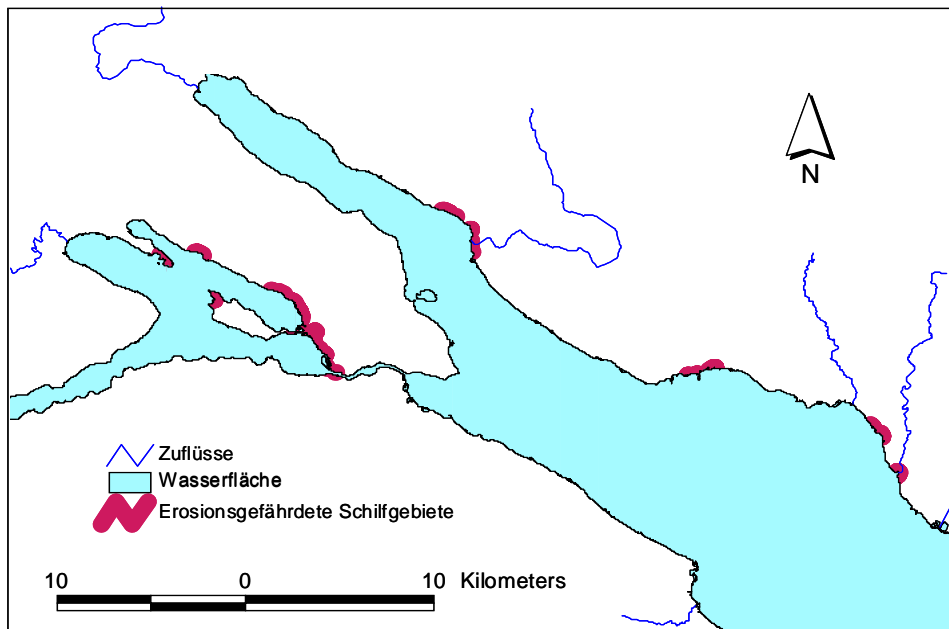


Abb. 96 Potentiell erosionsgefährdete Uferabschnitte (Auswahl: Schädigungsgrad 4, 5 und Effective Fetch Südwest > 2 km). Im Untersee sind danach Röhrichte am Südufer der Halbinsel Mettnau, am Nordwestufer der Insel Reichenau, in den Uferbereichen westlich und östlich von Allensbach am Nordufer des Gnadensees sowie im Ermatinger Becken potentiell erosionsgefährdet. Im Obersee wurden Uferabschnitte öst-

lich von Überlingen und im Bereich der Seefelder Aach, Uferabschnitte östlich von Immenstaad einschließlich den Renaturierungsgebieten der Lipbachmündung sowie östlich von Friedrichshafen im NSG Eriskircher Ried lokalisiert.

4.3.4 Langfristige Entwicklung der Röhrichte

Die Veränderungen der Gesamtflächen in den vergangenen Jahrzehnten zeigt eine hohe Dynamik (Abb. 97). 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 hatten sich die Röhrichte wieder ausgebreitet, wobei sich die Ausbreitungstendenz 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 %, +2,1 m). Bis 1998 konnten sich die aquatischen Röhrichte nur auf 85% der ursprünglichen Bestandfläche von 1961 ausbreiten.

Die Entwicklung der Röhrichte zeigt einen starken Zusammenhang mit den hydrologischen Variationen (Abb. 97). Vor allem in Perioden mit mehreren Niedrigwasserjahren in Folge, wie Ende der 1980er und in den Jahren 1996-1998 unmittelbar vor dem Extremhochwasser, konnten sich die Schilfröhrichte stärker seewärts ausbreiten. Mehrere Frühjahrshochstände in Folge führen unabhängig vom Jahresmaximum zu nachhaltigen Schäden vor allem der tiefgelegenen Röhrichtbestände.

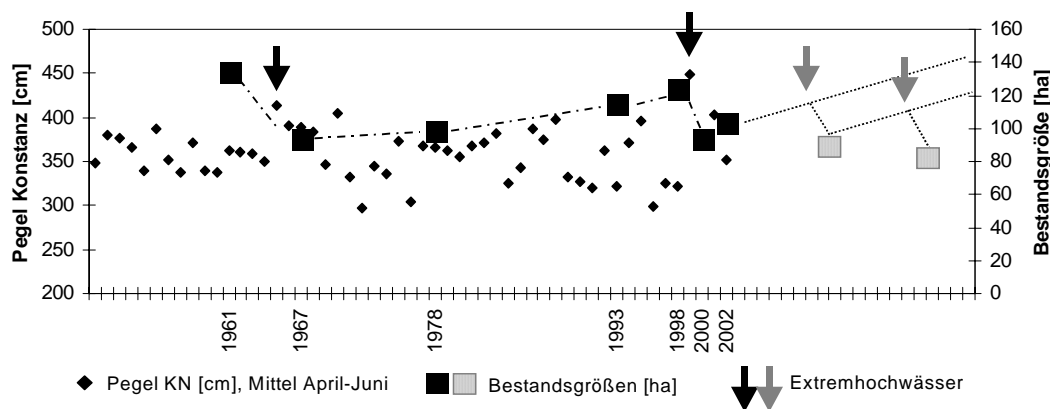


Abb. 97 Bestandsflächen der aquatischen Röhrichte der Jahre 1961, 1967, 1978, 1993, 1998, 2000 und 2002 im Vergleich zu den jährlichen Pegeldurchschnittswerten der Monate April bis Juni im Zeitraum von 1950 – 2002 und Prognose der Bestandsgrößen im Falle eines zukünftig häufigeren Auftretens von Extremhochwässern.

4.3.5 Regenerationsmodell

4.3.5.1 Beispielrechnungen

Vergleich des logistischen Wachstumsmodells mit Daten

Mit den im Kapitel 3.5 beschriebenen Verfahren sind in Abb. 98 Beispielrechnungen zu drei Hochwasserszenarien vorgestellt. Setzt man das Sohlniveau eines Bestands hoch genug an, so dass kein Hochwasserschaden auftreten kann, wird unlimitiertes Wachstum einsetzen. Dieses unlimitierte Wachstum spiegelt den rein logistischen Wachstumsverlauf wider. In Abb. 98 sind die Wachstumsverläufe für vier Schädigungsgrade G1, G2, G3 und G4 den gemessenen Werten (vgl. Kap. 4.2.4.1, Abb. 89) gegenüber gestellt. Bei den gezeigten Simulationsergebnissen handelt es sich um den Mittelwert und die einfache Standardabweichung. Die an die Messungen angepassten Parameter des Modells liefern offensichtlich für alle vier Fälle Simulationsergebnisse, welche die Bandbreite der Messwerte umfasst. Dies kann als Verifikation des Modells und der gewählten Parametrisierungen aufgefasst werden.

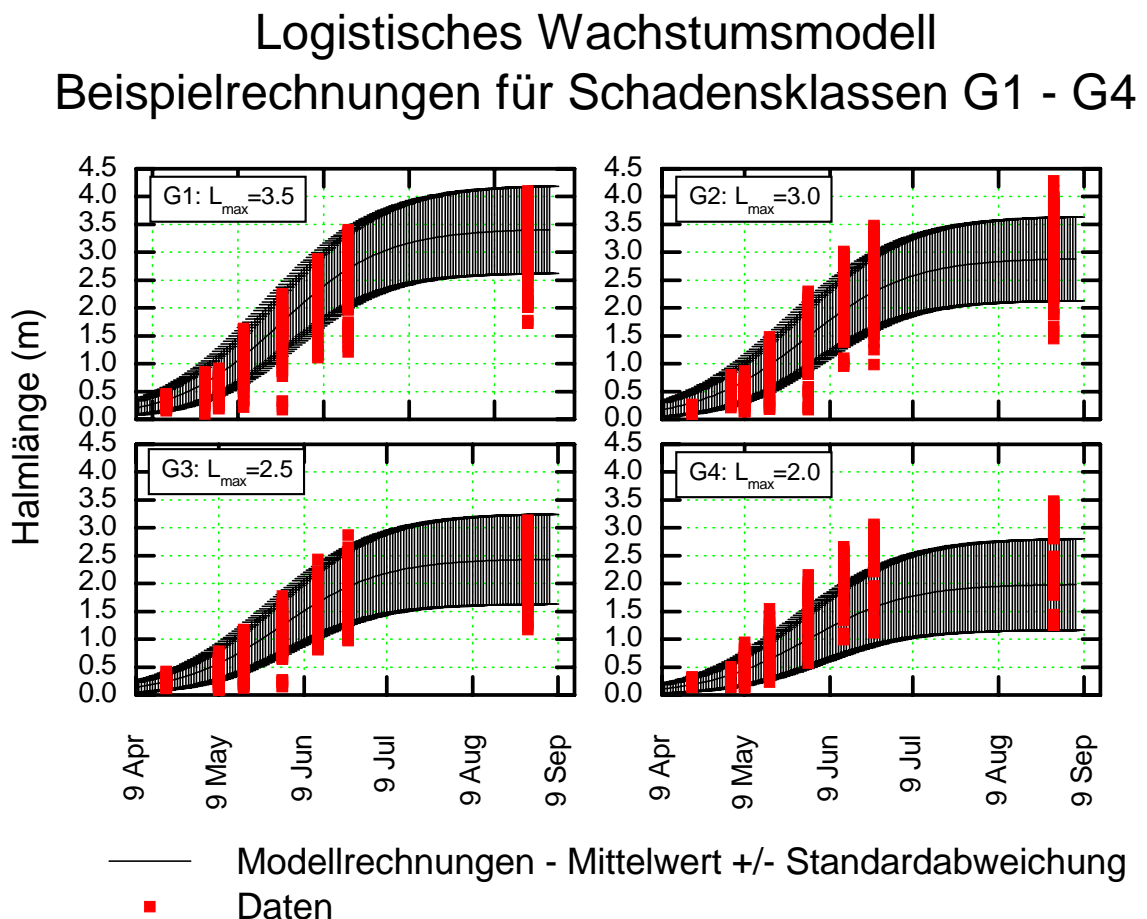


Abb. 98 Beispielsrechnungen für logistisches Wachstum im Vergleich zu den gemessenen Daten.

Mittleres Wasserstandsregime (1951-2000)

Bildet man die täglichen Mittelwerte aller Wasserstandsjahre von 1951 bis 2000, erhält man einen mittleren Wasserstandsgang. Der Einfluss dieses Wasserstandsgangs auf das Halmwachstum sollte aufzeigen, dass die Bestände unterhalb eines bestimmten Sohl-niveaus aufgrund der (im Mittel) jährlich wiederkehrenden Überschwemmung nicht überlebensfähig sind. Für die hier gewählten Parameter zeigt sich (siehe Abb. 99), dass erst unterhalb des Niveaus des mittleren Wasserstandes ($< \text{MMW}$) eine Verschlechterung der Bestandsstruktur eintritt. Zieht man die in den letzten Jahrzehnten gewonnenen Erkenntnisse über die Schilfentwicklung heran, insbesondere die Verteilung der Bestände bezüglich ihres Sohl-niveaus, lassen sich daraus die Modellparameter genauer justieren. Allerdings muss man bedenken, dass in diesem mechanistischen Modell von unlimitiertem Wachstum bzgl. Licht, Nährstoffen und der Bodenbeschaffenheit ausgegangen wird. Deshalb ist eine tatsächliche Verbesserung der Modellergebnisse durch eine solche Anpassung kaum zu erwarten, da in der natürlichen Umgebung viele andere Prozesse die Bestandsstruktur beeinflussen, welche im Modell nicht berücksichtigt werden können.

Simulationen für Schadensklasse G1 Mittleres Wasserjahr

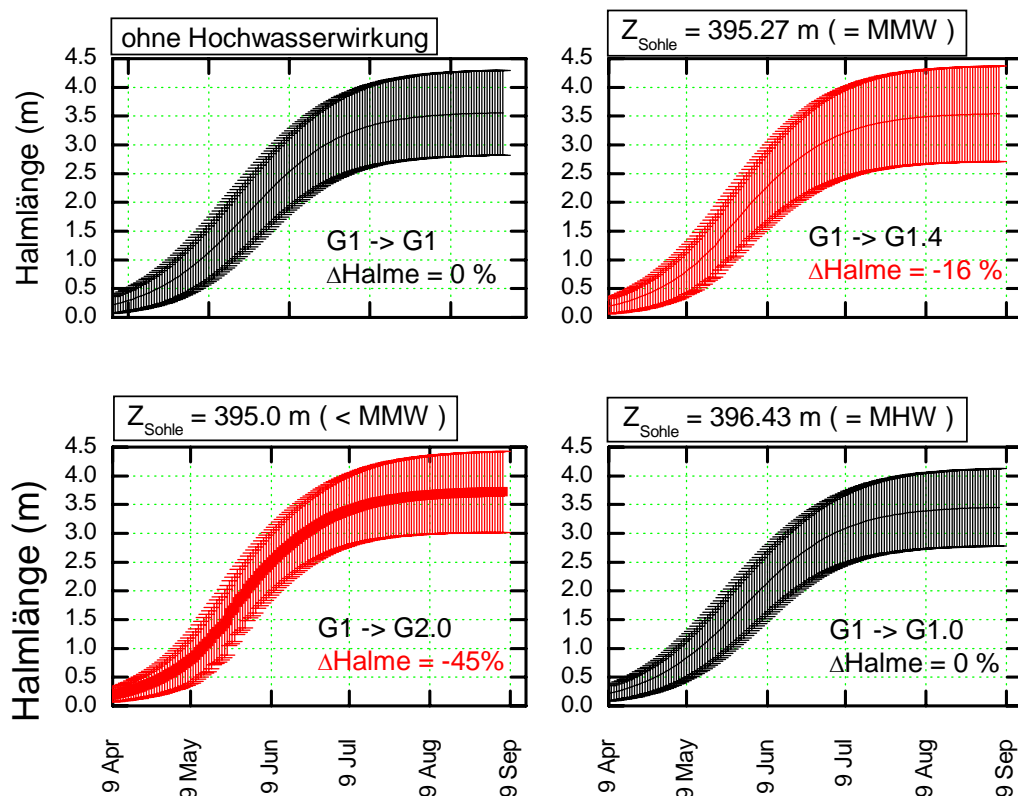


Abb. 99 Simulation des Schädigungsgrades G1 auf verschiedenen Sohl-niveaus bei einem mittleren Jahresgang des Wasserstandes.

Extremhochwasser 1999

Wählt man als Simulationsjahr das Extremhochwasserjahr 1999, fallen die Brüche in den ursprünglich logistischen Kurvenverläufen auf (Abb. 100). Bei allen drei gewählten Sohl-niveaus kommt es zu einer Schädigung. Insbesondere bei einem Sohl-niveau unterhalb (hier) 396 m ü.NN steigt der Schädigungsgrad von ungeschädigten (G1) Beständen auf stark geschädigt, G4. Dabei ist deutlich zum Hochwasserzeitpunkt das Absterben vieler Halme zu erkennen, wobei nur noch die aus dem Wasser herausragenden, größeren Halme weiter wachsen können. Dies führt zu einer Verschiebung der Längenverteilung zu größeren Werten hin und somit zu einem Sprung im Kurvenverlauf. Die Verteilung der Halmlängen der stark an Halmen reduzierten Bestände ist damit auch nicht mehr normalverteilt, so dass die angegebene Standardabweichung der simulierten Ergebnisse nur noch bedingt vertrauenswürdig ist.

Simulationen für Schadensklasse G1 Hochwasserjahr 1999

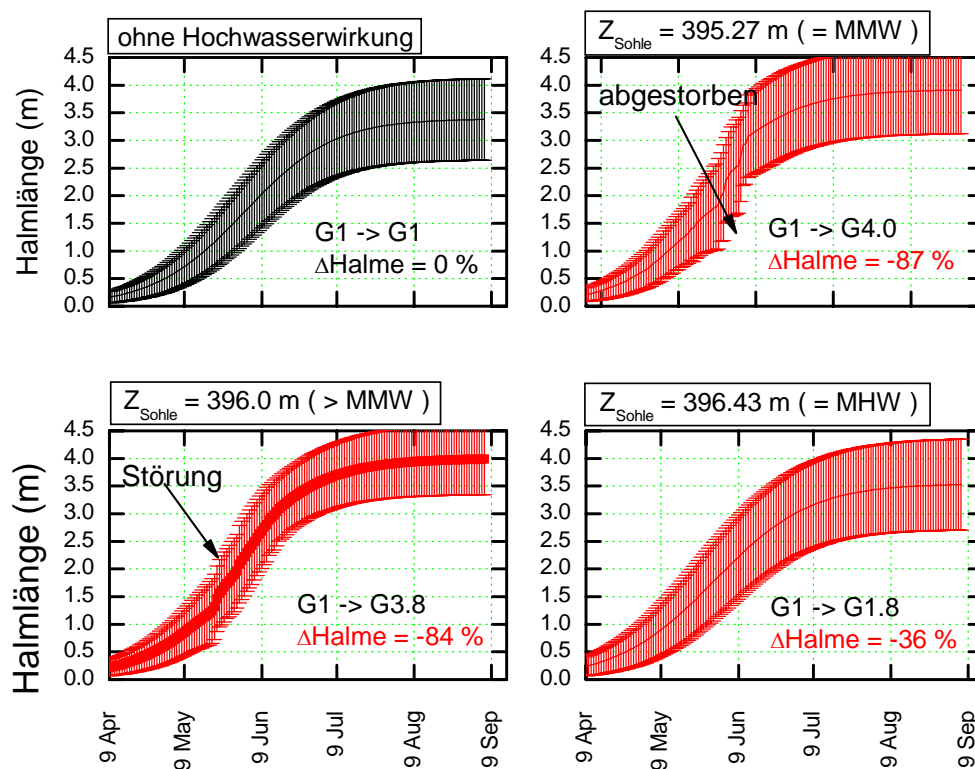


Abb. 100 Simulation des Schädigungsgrades G1 auf verschiedenen Sohl-niveaus bei einem extremen Hochwasserjahr (1999).

Simulationsablauf für langfristige Vorhersagen

Der Simulationsablauf für die langjährige Entwicklung eines Bestands ist in Kap. 3.5.3 beschrieben worden. Hier soll exemplarisch ein Szenario von zwei aufeinanderfolgenden Extremhochwassern mit zwischenzeitlichen Niedrigwasserjahren und deren Auswirkungen auf einen ursprünglich ungeschädigten Bestand (G1) gezeigt werden. Dabei bestehen die Szenarios aus einer Abfolge der Wasserstands-jahre 1999 (Extremhochwasser) und des Wasserstands-jahres 1998 (Niedrigwasserjahr).

Szenario 1: beschreibt die Regeneration nach einem Extremhochwasser und 5 folgenden Niedrigwasserständen.

Szenario 2: hier ist das 5. Folgejahr wieder ein Extremhochwasser.

Szenario 3: Dem Extremhochwasser im ersten Jahr folgt ein weiteres Hochwasserjahr.

Die Werte für die entsprechenden Schädigungsgrade und Sohlniveaus am Ende eines jeden Jahres kann man in den vom Programm erzeugten Tabellen (Vgl. Tab. 24) ablesen und jeweils als Ausgangspunkt für das nächste Jahr heranziehen. Im folgenden Beispiel wurden die Schädigungsgrade auf die erste Nachkommastelle gerundet. Der Verlauf der Schädigungsgrade für die drei Szenarios ist in Tab. 24 dargestellt.

Tab. 24 Schädigungsgradverlauf bei verschiedenen Hochwasserszenarien. Die Farben symbolisieren die Schädigung – G1, G2, G3, G4, G5 (gerundet) (Z = Sohlniveau).

Jahr	Szenario	Z=	Z=	Szenario	Z=	Z=	Szenario	Z=	Z=
	1	396.1	395.7	2	396.1	395.7	3	396.1	395.7
0.		G1	G1		G1	G1		G1	G1
1.	Extrem	2.0	3.0	Extrem	2.0	3.0	Extrem	2.0	3.0
2.	niedrig	1.7	2.8	niedrig	1.7	2.8	Extrem	3.2	5
3.	niedrig	1.5	2.6	niedrig	1.5	2.6	Niedrig	3.0	5
4.	niedrig	1.3	2.3	niedrig	1.3	2.3	Niedrig	2.9	5
5.	niedrig	1.1	2.0	niedrig	1.1	2.0	Niedrig	2.7	5
6.	niedrig	1.0	1.7	Extrem	2.2	4.5	Niedrig	2.5	5

Wie zu erwarten sind die Schädigungen auf niedrigerem Sohlniveau stärker und die Regeneration dauert länger. Insbesondere bei zwei aufeinander folgenden Hochwasserjahren bzw. wenn zwischen zwei Hochwasserjahren nur eine kurze Zeitspanne der Erholung folgt, kommt es zu einer starken Schädigung bis hin zum Absterben des Bestands.

4.3.5.2 Modellintegration in GIS

Das Simulationsergebnis für das Extremhochwasser 1999 ist in Abb. 101 der Schädigungsklassifizierung aus Infrarotluftbildern des Jahres 2000 gegenübergestellt. Die abgestorbenen und stark geschädigte Bereiche werden nach der Simulation gut wiedergegeben.

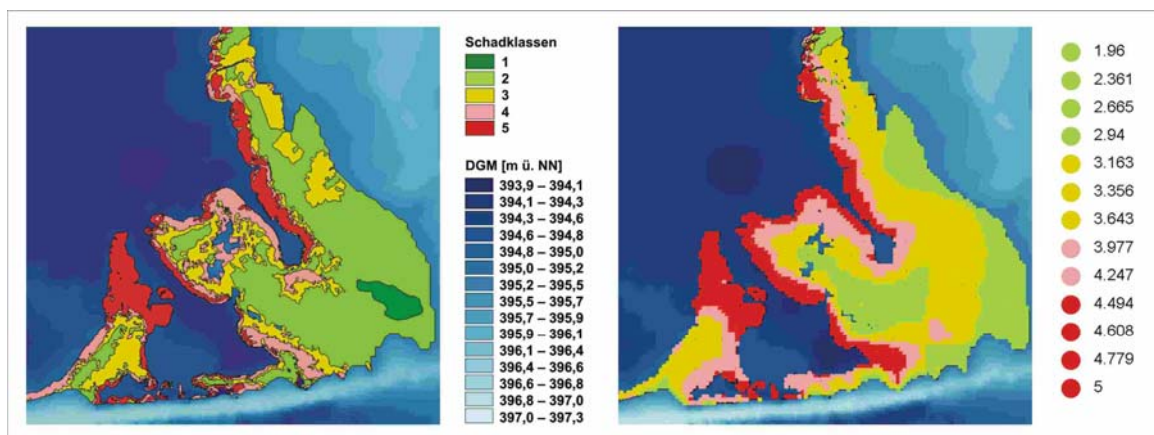


Abb. 101 Wollmatinger Ried Nord. Links: Kartierung der Schädigungsgrade für das Jahr 2000 über Infrarotluftbilder. Rechts: Simulation der Schädigungsgrade im Hochwasserjahr 1999

Damit wird die Sensitivität des Modells für eine Hochwasserschädigung von Schilfbeständen bestätigt. Starke Schäden z.B. durch Treibgut und Treibgutablagerungen, wie sie in höher gelegenen Binnenbeständen auftraten, werden im Modell nicht abgebildet, so dass die größere Variabilität der Schädigungsklassen in den aus den Luftbildern kartierten Binnenbeständen im Vergleich zu den Modellierungsergebnissen erklärbar wird. Auch ist die Auflösung des Bodenseetiefenmodells nicht hoch genug, um kleinräumige Niveauunterschiede abzubilden, so dass die Simulationsergebnisse automatisch einer größeren Homogenität in den verschiedenen Sohlniveaustufen unterliegen. Das Modell lässt sich danach sehr gut zur Abschätzung der Auswirkungen von bestimmten Jahreswasserstandsganglinien auf bestehende Röhrichte einsetzen. Auch die Erholung von Beständen innerhalb von Zeiträumen, die durch mehrere Niedrigwasserjahre gekennzeichnet sind, kann abgebildet werden. Die räumliche Expansion von bestehenden Beständen bzw. die Besiedlung von röhrichtfreien Flächen ist noch nicht in das Modell integriert, so dass die räumliche Ausbreitung der Bestände in Abhängigkeit einer Folge von bestimmten Jahreswasserstandsganglinien noch nicht simuliert werden kann.

5 Diskussion

Am Rückgang der Uferöhrichte vieler mitteleuropäischer Seen sind menschliche Eingriffe maßgeblich beteiligt (OSTENDORP 1989, VAN DER PUTTEN 1997, BRIX 1999). Weit weniger bekannt ist, inwieweit natürliche Störungen, beispielsweise Extremhochwässer, langandauernde Flächenverluste der seewärtigen Röhrichte hervorrufen können. Hierfür kann der Bodensee aufgrund seines annähernd natürlichen Jahreswasserstandsgangs als Beispiel dienen. Das hydrologische Regime ist bestimmt durch eine Niedrigwasserphase von Dezember bis März und eine Hochwasserphase von Juni bis August. Dieser „Grundmodulation“ haben sich die naturbelassenen Schilfgürtel des Bodensees hinsichtlich ihrer Bestandsstruktur, ihres Wachstumsrhythmus und ihrer seewärtigen Tiefengrenze angepasst.

Die Schilfpflanze besitzt keine morphologischen und physiologischen Anpassungen für die Photosynthese unter Wasser (RODEWALD-RUDESCU 1974). Die seeseitige Ausdehnung von Schilfbeständen ist daher auf ein bestimmtes Sohlniveau begrenzt, von dem aus die Jungspresse durch subventioniertes Wachstum während der Austriebsphase die entsprechende Wassertiefe noch durchstoßen können, so dass zumindest 3 oder 4 der austreibenden Blätter über Wasser Photosynthese betreiben und die Rhizome mit genügend Sauerstoff versorgen. Bei ungestörtem Wachstum streben die Röhrichte in ihrer Ausbreitung dieser Tiefengrenze zu, wobei davon auszugehen ist, dass sich die seeseitige Ausbreitung mit zunehmender Annäherung an die Tiefengrenze verlangsamt, da die tieferstehenden Halme einer erhöhten mechanischen Belastung durch Wellengang und Treibgut ausgesetzt sind und dadurch einer erhöhten Mortalität unterliegen. In Normaljahren wachsen die Jungspresse dem Hochwasser voraus. Hingegen stellen die durch episodische Starkniederschläge hervorgerufenen Seespiegelanstiege – besonders in den Frühjahrsmonaten – aus der Sicht des Schilfs unkalkulierbare Risiken dar, an die die Pflanze nur unzureichend angepasst ist.

Extremhochwässer führten in den vergangenen Jahrzehnten mehrfach zu einem beträchtlichen Röhrichtrückgang. Soweit die historischen Quellen zurückreichen, brachte erstmalig das Mai/Juni-Hochwasser von 1965, gefolgt von vergleichbar hohen Frühjahrswasserständen in den Jahren 1966, 1967 und 1970 nach Schätzungen von OSTENDORP (1990a, 1991) einen Verlust von rd. 37 % bzw. 85 ha der seewärtigen Röhrichtfläche des deutschen Unterseeufers mit sich. Genauere Untersuchungen des Röhrichtrückgangs am Bodensee setzten allerdings erst in den 1970er Jahren ein, vor allem unter der Hypothese, dass die zeitgleich ablaufende Eutrophierung die primäre Ursache sei.

Das Extremhochwasser 1999 bot die Gelegenheit, die Hochwasser-Hypothese zu prüfen und daraus folgende Schlüsse für das Röhrichtmanagement zu erarbeiten.

5.1 Luftbildauswertung

Als Folge des Extremhochwassers von 1999 ereignete sich am Bodenseeufers ein dramatischer Einbruch der aquatischen Röhrichtbestände, verbunden mit einem Verlust von ca. 30 ha (entsprechend 24 % der Fläche von 1998) aquatischer Röhrichtflächen allein am baden-württembergischen Ufer.

Die in der vorliegenden Untersuchung vorgenommene Abschätzung der Röhrichtverluste nach 1965 auf der Basis einer Hochrechnung der Luftbildauswertung von ca. 5% der röhrichtbewachsenen Uferlinie Baden-Württembergs ergaben ca. 40 ha (30 % des Bestands von 1961). Die Zahlen liegen damit niedriger als die von OSTENDORP geschätzten, allerdings verfügte dieser damals nicht über die in der vorliegenden Arbeit

verwendeten technischen Mittel. Beide Extremereignisse sind demnach in ihrer Auswirkung auf die Schilfröhrichte in einer vergleichbaren Größenordnung.

Im Zeitraum nach dem Extremhochwasser 1965 konnten sich die Schilfröhrichte bis 1998 auf etwa 85 % der ursprünglichen Ausdehnung zu Anfang der 1960er Jahre wieder ausbreiten, ein Indiz für die langen Regenerationszeiten, die nach derartigen Störungsereignissen anzusetzen sind. Selbst in sehr günstigen Jahren können lediglich maximale Ausbreitungsdistanzen von 0,4-0,5 m erreicht werden (PIER et al. 1993, Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung). In sofern müssen auch für die Regeneration der Röhrichte nach 1999 mehrere Jahrzehnte veranschlagt werden.

Im Gegensatz zu den genannten Extremereignissen führte das August-Hochwasser von 1987 zu keinen gravierenden Beeinträchtigungen, - im Gegenteil: Ende der 1980er und in den 1990er Jahren konnten sich die Röhrichte verstärkt in Richtung See ausbreiten (PIER et al. 1993, DIENST 1994, OSTENDORP et al. 1996, SCHMIEDER & PIER 2000).

Ursache hierfür war in erster Linie eine länger dauernde Serie von Niedrigwasserjahren (OSTENDORP et al. 1996), daneben aber auch das Nachlassen von Treibgutanschwemmungen im Zuge der Oligotrophierung beider Seeteile (SCHMIEDER & PIER 2000). Durch das Hochwasser von 1987 wurde diese Röhrichtprogression nur kurz unterbrochen (PIER et al. 1993). Andere Ufergesellschaften des Bodensees haben sich ebenfalls in Richtung See entwickelt, besonders nach den Niedrigwasserjahren 1989-1991, wie PEINTINGER et al. (1997) und DIENST & STRANG (1999) für die Strandrasen belegen.

Entscheidend für das Ausmaß der Röhrichtschäden ist danach nicht der Maximalwasserstand eines Hochwasserereignisses sondern dessen Eintrittszeitpunkt im Wachstumszyklus der Röhrichthalme. Sowohl in den Jahren nach 1965, als auch in den Jahren nach 1999 wurden sehr hohe Frühjahrswasserstände gemessen, die das Ausmaß der Hochwasserschädigung verstärkten.

Die flächenmäßig größten Schäden infolge des Extremhochwassers 1999 traten dort auf, wo die Ufer sehr flach und bereits geringe Pegelveränderungen sehr flächenwirksam sind. Vergleichsweise geringe Schäden gab es an Flussmündungen: Radolfzeller Aach, Stockacher Aach, Seefelder Aach und Südteil des Wollmatinger Ried als Mündungsgebiet des Seerheins. Dies kann damit erklärt werden, dass diese Uferbereiche durch die Auflandung von Sedimenten ein höheres Sohlniveau aufweisen als mündungsferne Gebiete. Auch die starke Schilfausdehnung von 1993 bis 1998 in Renaturierungsgebieten und deren relativ geringe Verluste nach dem Extremhochwasser 1999 (z.B. Lipbach-Mündung) können damit begründet werden, dass das Sohlniveau dieser Flächen im Vergleich zu natürlichen Ufern deutlich höher liegt, in der Regel oberhalb der Mittelwasserlinie. Die Renaturierungskonzepte können danach in Bezug auf die Schilfröhrichte als sehr erfolgreich eingestuft werden. In Bezug auf ihre ökologische Funktion muss dies allerdings bezweifelt werden, da es sich hierbei im wesentlichen nicht mehr um aquatische Schilfröhrichte handelt. Vor allem die an aquatische Röhrichte gebundene Funktionen der „Selbstreinigungskraft“ oder auch als Nisthabitat für ausschließlich in aquatischen Röhrichten brütende Vögel dürften nur bedingt erfüllt werden.

Besonders stark weicht das Verhalten des Röhrichts am Reichenauer Nordufer von dem aller anderen Gebiete ab. Denn bereits von 1993 bis 1998, im Zeitraum also, wo durch die Niedrigwasserjahre allgemein sich das Röhricht stark seewärts ausbreitete, gab es an der Reichenau ein Nullwachstum und die Verluste nach 1999 waren mit über 50% extrem stark. Man muss vermuten, dass hier spezifische Standortbedingungen oder Management-Eingriffe (Schilfmahd oder -brand) die Röhrichtregeneration verhindern.

5.2 Entwicklung der Monitoringflächen

Die innerhalb des Monitoringprogramms erfassten Reaktionen der *Phragmites*-Bestände auf das Extremhochwasser 1999 bestehen in einer Veränderung der Bestandsstruktur und –biomasseproduktion von der folgende Aspekte betroffen sind:

- kontinuierliche Abnahme der Halmdichte mit zunehmendem Schädigungsgrad; einschränkend muss jedoch darauf hingewiesen werden, dass bereits die Definition der Schädigungsgrade Informationen über die Halmdichte, wie sie auf den Luftbildern erscheint, voraussetzt.
- Auftreten von „Sommersprossen“, die erst im Juli austreiben und ihr Wachstum bis Ende der Vegetationsperiode nicht beenden können; die größten Anteile werden bei mittleren Schädigungsgraden erreicht. Wahrscheinlich stellt ihr Austrieb eine Art Kompensationsreaktion des Schilfbestands dar, mit der er versucht, verloren gegangene photosynthetisch aktive Biomasse zu ersetzen, um die Reservestoffzufuhr zu den Rhizomen zu stabilisieren.
- mit zunehmendem Schädigungsgrad stark verringerte Anteile von Primärsprossen und erhöhte Anteile von Sekundärsprossen. Die Sekundärsprosse werden nach Einwirkung unterschiedlicher Stressoren (Wintermahd, mechanische Belastung, Beweidung durch Wasservögel usw.) als Ersatz für verlorengegangene Primärsprosse ausgebildet; sie sind in allen ihren morphologischen Eigenschaften schwächer ausgebildet als die Primärsprosse.
- kontinuierlicher Rückgang der Bestandsbiomasseproduktion, bedingt durch die verringerte Halmdichte und die Veränderung der Anteile der einzelnen Halmklassen.
- Rückgang des Anteils der Primärsprosse an der Bestandsbiomasse und Anstieg des Anteils der Sekundärsprosse; die Sommersprosse tragen bestenfalls 1 bis 1,5 % zur Bestandsbiomasse bei.

Andere Aspekte werden offensichtlich nicht durch die Hochwasserschädigung beeinflusst, beispielsweise

- der Anteil insektengeschädigter Sprosse, der in gering und mittelstark geschädigten Röhrichten höher ist als bei den stark und extrem geschädigten Beständen,
- die Anteile der Blattbiomasse und der Blattscheidenbiomasse an der Gesamt-Bestandsbiomasse.

Neben dem Schädigungsgrad (G1 bis G5) wurde der Einfluss der Lokalisation (Außen- und Binnen-Bestände) untersucht, welche die mutmaßlich größeren mechanischen Belastungen der außenliegenden Schilfbestände repräsentiert. In den Vegetationsperioden 2000 - 2002 war der Lokalisationseinfluss jedoch recht undeutlich ausgeprägt, was an der durchgängig geringen Zahl der signifikanten Lokalisationseffekte sichtbar wird.

Die Veränderungen der Bestandsstruktur sind als Sekundärreaktionen der Bestände zu sehen. Die primäre physiologische Reaktion von *Phragmites australis* dürfte darin bestehen, dass die Gasventilation von den subaerischen Blattscheiden in die Rhizome zum Stillstand kommt, nachdem die Jungsprosse überschwemmt sind. Da nun kein Sauerstoff mehr für einen oxidischen Stoffwechsel zur Verfügung steht, kann nur noch eine Glycolyse mit anschließender Lactat-, Malat- oder alkoholischer Gärung ablaufen, die zur raschen Erschöpfung der Kohlehydratreserven in den Rhizomen führt (BRÄNDLE 1983, 1985, STUDER & BRÄNDLE 1984, BRÄNDLE & CRAWFORD 1987).

Zwar kann die Schilfpflanze in diesem Zustand noch (dünne und wachstumsschwache) Sekundärsprosse austreiben; wenn diese jedoch nicht alsbald in Kontakt mit der Atmosphäre treten, stirbt der Rhizomkörper vermutlich flächig ab. Wenn die Anoxia-gestressten Rhizome nach längerer Anoxia-Phase wieder mit Luftsauerstoff in Kontakt

kommen, drohen sogenannte postanoxische Schäden, die darauf beruhen, dass Wasserstoffperoxid und radikalische Verbindungen entstehen, die zu unkontrollierten Oxidationsreaktionen an den Zellmembranen führen (BRÄNDLE 1996). Alle diese Mechanismen dürften wesentlich am flächenhaften Röhrichtrückgang von 1999 und 2000 beteiligt gewesen sein.

Die im Spätsommer 2000 und im Spätwinter 2001 durchgeführten Probennahmen zum Aminosäurehaushalt der Halmbasen und zum Kohlehydrathaushalt der Rhizome vervollständigen das gewonnene Bild von der Erscheinungsform der Hochwasserschädigung. Die bestandsstrukturellen Unterschiede der 2000er Halmgeneration finden ihre Entsprechung in den unterirdischen Rhizomen, deren Vitalitätszustand, Kohlehydrat-Gehalte und Aminosäuremuster gleichsinnige Unterschiede aufweisen. Die Aminosäuremuster in den Halmbasen der extrem geschädigten Bestände indizieren Stressbedingungen, die offensichtlich mit einer anhaltenden Sauerstoff-Unterversorgung der Rhizome in Zusammenhang stehen. Die stark herabgesetzten Kohlehydratgehalte in den älteren Vertikalrhizomen dieser Bestände sind vor dem gleichen Hintergrund zu sehen. Ein bereits visuell auszumachendes Merkmal sind die Rhizomverfärbungen, die eine verringerte Vitalität der Rhizome anzeigen. Offenbar wurde den Rhizomen durch die O₂-Unterversorgung während und nach der Hochwasserphase 1999 ein anaerober Stoffwechsel aufgezwungen, in dessen Folge große Mengen der gespeicherte Kohlehydrat-Reserven zur Energiegewinnung verbraucht wurden. Dies kann als Überlebensstrategie angesehen werden, die der Schilfpflanze helfen, eine zeitweilige Hypoxie zu überstehen. Zumindest bei den extrem geschädigten Beständen wurden aber diese Mechanismen im Hochwasserjahr 1999 überfordert, so dass die nachfolgende Halmgeneration in der Vegetationsperiode 2000 die Schädigung des Rhizomkörpers deutlich widerspiegelt.

Die CIR-Luftbildauswertungen hatten sehr differenzierte Verteilungsmuster von nicht (G1) bis extrem geschädigten (G5) Beständen gezeigt, die teilweise durch das Sohlniveau der betreffenden Bestände erklärt werden konnten, - tiefliegende Bestände unterlagen einer signifikant höheren Wahrscheinlichkeit, schwerer geschädigt zu werden als höherliegende Bestände (OSTENDORP 2000). Die Untersuchungen haben einen weiteren Co-Faktor nachweisen können: den Befall durch Larven des Schilfkäfers *Donacia*. Möglicherweise bestand während der Hochwasserphase eine Sauerstoff-Konkurrenz zwischen dem Rhizomgewebe und den *Donacia*-Larven, mit dem Ergebnis, dass neben den erwähnten Rhizomschädigungen auch große Teile der *Donacia*-Larven-Population abstarb.

Die Untersuchungen zur Verteilung der Kohlehydratreserven in den einzelnen Rhizomtypen lassen bereits eine Überlebensstrategie erkennen, mit deren Hilfe der Schilfbestand trotz eingeschränkter Reservestoffkapazitäten sein Überleben zu sichern versucht: Die „neuen“ Vertikalrhizome mit ihren Jungsprossen haben offenbar einen sehr starken Zugriff auf die Kohlehydratreserven der Speicherrhizome, so dass im Extremfall ihre Gesamt-Kohlehydratgehalte höher sind als die der eigentlichen Speicherrhizome. Aus der Sicht des Schilfbestands macht diese weitgehende Ausbeutung und Erschöpfung der Kohlehydratreserven Sinn, wenn es gelingt, sie für ein rasches Wachstum der Halme und für den Austrieb eines großflächigen Blätterwerkes einzusetzen, das im Spätsommer in der Lage ist, die investierten Kohlehydratreserven und noch einiges darüber hinaus in die Rhizome zurückzutransportieren. Dann wäre die Kohlehydratbilanz für den Bestand positiv und die Strategie fitness-fördernd. Wenn aber die geringen Kohlehydrat-Kapazitäten nicht ausreichen, um im Frühjahr eine hohe Wachstumsrate der Halme zu sichern, oder um Mortalitätsverluste durch Sekundärtriebe wieder auszugleichen, verringert sich die durchschnittliche Halmwachstumsrate und die Wachstumsdauer, und die Gesamt-Halmmortalität erhöht sich.

In Übereinstimmung mit den Ergebnissen zum Kohlehydrathaushalt wurde in den Halmbasen ein mit zunehmendem Schädigungsgrad erhöhter Gesamt-Aminosäure-

gehalt und eine veränderte Zusammensetzung der Anteile einzelner Aminosäuren festgestellt. Vor allem γ -Aminobuttersäure und Alanin waren stark erhöht.

Die Muster der Aminosäurezusammensetzung in *P. australis* werden als Indikator für den aeroben bzw. anaeroben Status des Stoffwechsels im Pflanzengewebe gesehen (KOPPITZ et al. 2003). Veränderungen der Mengenzusammensetzung der Aminosäuren sind nützliche Stressindikatoren, wie z.B. für Sauerstoffmangelsituationen. Die Ergebnisse bestätigen die Hypothese, dass die Röhrichtschäden infolge des Hochwassers physiologisch auf eine Sauerstoffunterversorgung des Metabolismus im Pflanzengewebe zurückgeführt werden können.

Mit dem Messprogramm zum Sprosswachstum und zur Halmmortalität ist es gelungen,

- ansatzweise die Mortalitätsrate einzelner Schilfbestände zu beurteilen,
- die Eignung des Wachstumsmodells mit $dL_S/dt = \text{const.}$ nachzuweisen,
- einen tieferen Einblick in die wechselseitigen Abhängigkeiten zwischen Halmmorphologie, Schädigungsgrad, Halmklasse einerseits und den Kenngrößen des Längenwachstums und der Blattzahlentwicklung andererseits zu gewinnen,
- Daten für die Modellierung der Hochwasserempfindlichkeit vorgeschädigter Bestände bereitzustellen.

Damit hat dieses Messprogramm eine wichtige Lücke zwischen den Halmmorphologie- und Bestandsstrukturmessungen an ausgewachsenen Beständen und den Kohlenhydratmessungen an verschiedenen Rhizomstypen geschlossen. Dennoch bleiben eine Reihe von Fragen offen, beispielsweise die Frage, ob stark und extrem geschädigte Bestände tatsächlich eine erhöhte Jungspross-Mortalität aufweisen, wofür in dieser Studie nur erste Indizien vorgelegt werden konnten, oder die Frage, woran es liegt, dass einmal angelegte Knospen und Jungsprosse kein Wachstum zeigen und absterben. Weiterhin verbleibt bei den Kenngrößen des Längenwachstums und der Blattzahlentwicklung eine erhebliche Restvariabilität, die nicht durch die Faktoren Basaldurchmesser, Halmklasse und Schädigungsgrad erklärt werden kann, - möglicherweise bietet die Art und Weise der Verbindung zwischen Halm und Rhizomkörper einen Schlüssel dazu. Diese Fragen werden sich allerdings nur in umfangreicheren Messprogrammen beantworten lassen.

5.3 Abhängigkeit der Schädigungsgrade von Co-Faktoren

5.3.1 Sohlniveau

Hier zeigt sich die einzige eindeutige Abhängigkeit der Schädigungsgrade von einem Co-Faktor. Die deutliche Abhängigkeit ist sowohl am Unter- wie auch am Obersee gegeben. Dies steht auch im Einklang mit der Auswertung von zusätzlichen Luftbildern aus den 1961, 1967 und 1978 in SCHMIEDER et al. (2003b), wo ein Zusammenhang der Schilfschäden in den 1970er Jahren mit den starken Hochwässern Mitte der 1960er Jahre aufgezeigt wird. Auch damals starben besonders die tiefliegenden Röhrichte ab. Der enge Zusammenhang der Röhrichtdynamik mit dem Wasserstandsgang in Abhängigkeit vom Sohlniveau der Bestände, wird auch durch die gute Übereinstimmung der Simulationsergebnisse des Extremhochwassers 1999 mit den tatsächlich entstandenen Röhrichtschäden untermauert.

5.3.2 Uferverbauungen

Zur Vorschädigung der Röhrichte vor Uferverbauungen ist die Tatsache interessant, dass das Schilfröhricht am Untersee weiter in den See hinein reicht als am Obersee.

Dies kann damit erklärt werden, dass an den deutlich flacheren Ufern am Untersee die Röhrichte nicht so schnell durch Wind, Wellen und Treibgut geschädigt werden als an den steileren Ufern des Obersees.

Die Ergebnisse der statistischen Analysen zur Rolle der Uferverbauung als Co-Faktor der Hochwasserschädigung sind nicht eindeutig. Daraus kann jedoch nicht geschlossen werden, dass Ufermauern keine Auswirkungen auf davor liegende Röhrichtbestände haben, um so mehr als die Ergebnisse am Obersee gewisse Vorschäden zeigten.

Die Auswirkungen von Ufermauern treten in Kombination mit Windereignissen und den entsprechenden Welleneinwirkungen auf. Diese reichten folglich im Jahr des Extremhochwassers vor allem im Untersee, trotz des starken Sturmes am 2.6.1999 nicht aus, als dass Ufermauern statistisch nachweisbar die Bestandsschäden durch das Extremhochwasser modifizierten. Auch sind die Röhrichte am Untersee aufgrund der geringeren Uferneigung deutlich breiter ausgebildet als am Obersee. Das bedeutet, dass die seeseitige Schilffront weiter von den Mauern entfernt liegt und weniger Reflexionseffekte zu erwarten sind. Weiterhin können die geringeren Schäden vor den Ufermauern am Untersee damit erklärt werden, dass hier die Wellenwirkungen aufgrund geringerer Windanstrichlängen wesentlich geringer sind als am Obersee.

Die Auswirkungen von Ufermauern auf die Röhrichtentwicklung sind also nicht so drastisch und offensichtlich, wie die von Extremhochwasserereignissen, sondern eher schleichende Prozesse, die im Laufe der Jahre aufgrund vieler Einzelereignisse zum Verschwinden von Röhrichten beitragen. Unabhängig von dem nicht eindeutigen Ergebnis kann als sicher gelten, dass für Röhrichtbestände, bei denen landwärts die natürliche Ufermorphologie durch Aufschüttung oder Verbauung verändert wurde, der Reaktionsspielraum auf Extremhochwasser eingeengt ist. Eine Wiederbesiedlung abgestorbener, tiefelegener Flächen kann nicht mehr von den bereits zerstörten hochgelegenen Beständen ausgehen. Die Röhrichte müssen sich aus den verbliebenen Restbeständen regenerieren. Derart ausgedünnte Bestände sind dann zudem durch die Wellenreflexion an den Ufermauern einer erhöhten mechanischen Belastung ausgesetzt (BINZ 1980), welche die Regeneration zusätzlich erschwert. Die Gefahr, dass solche Bestände gänzlich absterben ist daher außerordentlich hoch. Eine Neubesiedlung aus Samen ist ebenfalls kaum möglich (RODEWALD-RUDESCU 1974), so dass ein durch derart veränderte Ufermorphologie eingetretener Röhrichtverlust meist endgültig ist.

5.3.3 Treibgut

Nach dem Extremhochwasser wurde von verschiedenen Seiten die These aufgestellt, dass das große Auftreten von Schilftreibgut hauptsächlich für die Schilfschäden verantwortlich sei. Mit den Ergebnissen aus Kap. 4.1.4.3 kann dies eindeutig widerlegt werden. Zwar waren vor Ort immer kleinflächige Schäden durch gewaltige Treibgutmassen erkennbar. Die Schilfhalme wurden umgedrückt und es musste befürchtet werden, dass zumindest kleinflächig und kurzfristig mit Ausfällen zu rechnen war. Die GIS-Auswertungen konnten aber nicht einmal im ersten Jahr nach dem Hochwasser (2000) eine Abhängigkeit der Schädigungsgrade von Treibgutablagerungen nachweisen.

Dies spricht allerdings nicht dagegen, dass Treibgut durchaus ein Problem für die Ufervegetation sein kann. Besonders am nordöstlichen Oberseeufer hat besonders Holztreibgut in den letzten Jahrzehnten gewaltige Schäden angerichtet, wie WINTERHOFF et al. (1993) am Beispiel des Eriskircher Riedes vermuten.

5.3.4 Fetch

Die Analysen ergaben keine nachweisbare Wirkung der Windanstrichlängen aus der hauptsächlich auftretenden Starkwindrichtung Südwest, weder in Bezug auf eine Vor-

schädigung der Röhrichte noch in Bezug auf eine Modifikation der Auswirkungen des Extremhochwassers 1999. Windexponierte Uferbereiche waren sogar weniger geschädigt als Ufer mit kleiner Windanstrichlänge. Besonders stark ist dies am Untersee ausgeprägt, wo bei geringen Fetch-Werten (bis 150 m) sowohl 2000 wie auch 2002 deutlich größere Schäden als bei Windanstrichlängen von 150 bis 5000 m auftraten. Von 2000 bis 2002 hat sich der Schädigungsgrad besonders an den windexponierten Uferabschnitten vermindert. Wie beim Treibguteffekt, zeigt sich also auch hier, dass diese Schäden leicht reversibel sind.

Die Ergebnisse bestätigen die gute Anpassung der Röhrichthalme an hydromechanische Belastungen (RODEWALD-RUDESCU 1974, BINZ-REIST 1989, OSTENDORP 1995), so lange die Halme nicht zu tief im Wasser stehen oder umgekehrt ein zu niedriger Wasserstand eine Erosion der Rhizomkörper verursacht.

Möglicherweise ist auch der Wasseraustausch und damit die Sauerstoffversorgung in den exponierten Beständen und in den entsprechenden Sedimenten (weniger O₂-zehrende organische Sedimentablagerungen!) besser, und dieser Effekt überwiegt den mechanischen Stress bei extremen Sturmereignissen!

5.3.5 Freizeitaktivitäten

Die Untersuchungen ergaben eine Vorschädigung der Schilfröhrichte im Bereich von Freizeiteinrichtungen. Ursache hierfür können Schwimmaktivitäten, Tritt, Bootsbewegungen, Lagern von Schwimmkörpern etc. sein.

Diese Vorschäden führten jedoch nicht zu einer nachweisbaren Wirkung als Co-Faktor der Hochwasserschädigung. Dies kann darauf beruhen, dass die Vorschäden sich bereits durch den Verlust der tiefgelegenen Röhrichtbereiche äußerten, und dann 1999 nicht mehr der Hochwasserwirkung ausgesetzt waren. Bezieht man das Sohlniveau der Bestände nicht mit in die Untersuchung ein, kann daher leicht der umgekehrte Eindruck entstehen, dass im Bereich von Freizeiteinrichtungen die Hochwasserwirkungen auf die Röhrichte geringer waren.

5.4 Synthese

Die Kombination der Ergebnisse der Luftbilddauswertung mit den Bestandsstrukturdaten der Monitoringflächen bestätigen die Festlegung des Kartierungsschlüssels und damit die Konzeption des Projektes. Die in den Luftbildern visuell erfassbaren graduellen Unterschiede des Schädigungsgrades spiegeln sich in den Bestandsstrukturdaten wider, so dass diese auch für zukünftige Untersuchungen zur Vitalität von Schilfbeständen verwendet werden können.

Die Abschätzung der Gesamt-Bestandsbiomasse der aquatischen Röhrichte aus den flächenhaft kartierten Schädigungsgraden und den Bestandsbiomassen der Monitoringflächen verschiedener Schädigungsgrade zeigt, dass die Auswirkungen des Extremhochwassers 1999 noch weitaus gravierender für die Schilfbestände war, als dies aus den Flächenbilanzen ersichtlich wird. Allerdings konnten sich vor allem die höher gelegenen Bestände sehr schnell wieder erholen, so dass ein deutlicher Erholungseffekt für den Zeitraum 2000-2002 erkennbar ist. Dieser Erholungstrend kann sich aber nur für die höher gelegenen Schilfröhrichte in dieser Geschwindigkeit fortsetzen, und auch nur wenn in den nächsten Jahren keine Extremereignisse stattfinden. Ein Teil der stark geschädigten und die extrem geschädigten tiefgelegenen Röhrichte sind längerfristig verloren.

Dies macht sich auch in einem deutlich schwächeren Erholungseffekt der Biofilmbiologie bemerkbar, die vor allem auf den überfluteten Stängelpartien der tiefgelegenen Röhrichte beruht. Insofern ist eine Verminderung der den aquatischen Röhrichte zugemessenen Funktion der Selbstreinigungskraft zu erwarten. Inwieweit diese durch sub-

merse Makrophyten aufgefangen werden kann, die wie in den Monitoringflächenuntersuchungen festgestellt wurde die Freiräume schnell besiedeln können, kann nur spekuliert werden. Untersuchungen hierzu liegen nicht vor.

Die Analysen zur Rolle der Uferverbauung als Co-Faktor der Hochwasserschädigung ergeben auf den ersten Blick einen deutlichen Zusammenhang. Ob dieser allerdings statistisch haltbar ist, muss durch weitere Analysen abgesichert werden. Als sicher kann allerdings gelten, dass für Röhrichtbestände, bei denen landwärts die natürliche Ufermorphologie durch Aufschüttung oder Verbauung verändert wurde, deren Möglichkeiten zur Regeneration nach Extremhochwässern aus dem eigenen Bestand heraus eingengt sind. Eine Wiederbesiedlung abgestorbener, tiefgelegener Flächen kann nicht mehr von den durch Verbauung zerstörten hochgelegenen Beständen ausgehen. Die Röhrichte müssen sich aus den verbliebenen Restbeständen regenerieren. Derart ausgedünnte Bestände sind zudem durch Wellenreflexion an den Ufermauern einer erhöhten mechanischen Belastung ausgesetzt (BINZ 1980), welche die Regeneration zusätzlich erschwert. Die Gefahr, dass solche Bestände gänzlich absterben, ist daher außerordentlich hoch. Eine Neubesiedlung aus Samen ist ebenfalls kaum möglich (RODEWALD-RUDESCU 1974), so dass ein durch derart veränderte Ufermorphologie eingetretener Röhrichtverlust endgültig ist.

Die Auswirkungen von Extremhochwässern auf die aquatischen Schilfröhrichte des Bodensees lassen sich durch das innerhalb des Projektes entwickelte, mechanistische Wachstumsmodell simulieren. Die Simulation des Extremhochwassers 1999 ergab eine hohe Übereinstimmung mit den tatsächlich entstandenen Schäden, was die Sensitivität des Modells unterstreicht. Zudem bestätigt das Modell die Jahreswasserstandsentwicklung als primären Faktor für die Röhrichtdynamik. Auch die Regeneration von Beständen nach derartigen Extremereignissen lässt sich in Abhängigkeit einer Folge von Jahreswasserstandsgängen simulieren.

Die Simulationsergebnisse lassen sich mithilfe des GIS flächenhaft auf die aquatischen Röhrichtbestände übertragen und kartographisch darstellen. Aus verschiedenen Szenarien können dadurch z.B. Gebiete abgeleitet werden, in denen die Gefahr eines gänzlichen Röhrichtverlustes durch häufigere Extremhochwässer besonders hoch ist. Das entwickelte Modell erlaubt damit die Abschätzung der Auswirkungen zukünftiger Extremereignisse und kann damit zur Entscheidungsunterstützung im Seeufermanagement eingesetzt werden.

Gänzlich abgestorbene Bestände fallen jedoch aus dem Wachstumsmodellansatz heraus, d.h. die Simulation einer Wiederbesiedlung von abgestorbenen Flächen aus z.B. landseitigen, vitalen Beständen ist nicht im Modell enthalten. Die Modellierung der lateralen Ausbreitung in Abhängigkeit von der Vitalität eines Bestands ist Gegenstand des Anschlussprojektes, in dem weitere GIS-Auswertungen vorgenommen werden.

5.5 Auswirkungen auf das Ökosystem

Die Schäden und Bestandsausfälle in den seewärtigen Uferföhrichten des Bodensees aufgrund des Extremhochwassers von 1999 und seiner Begleiteffekte haben, wie diese Untersuchung zeigt, eine Intensität und einen Umfang erreicht, die nicht ohne Folgen für die Schilfbestände selbst und für das Uferökosystem bleiben können.

Die ökosystemaren Konsequenzen des flächenhaften Röhrichtrückgangs sind derzeit noch nicht abzusehen. Zu denken wäre an eine Destabilisierung und Erosion der Sedimentoberschichten aufgrund der nun fehlenden Dissipation der Wellenenergie sowie an eine verstärkte NH_4^+ - und $\text{PO}_4\text{-P}$ -Freisetzung aus den organisch belasteten Röhrichtsedimenten. Die Habitateignung für bestimmte Schilfbrutvögel wie Drosselrohrsänger (*Acrocephalus arundinaceus* (L.)) und Teichrohrsänger (*A. scirpaceus* (Herm.)) könnte sich verschlechtern, während Schwimmvogelarten, z.B. Blässhuhn (*Fulica atra* L.) und Haubentaucher (*Podiceps cristatus* (L.)) einen leichteren Zugang zu den aufge-

lichteten Schilfbeständen hätten (vgl. OSTENDORP 1993a, b). Allerdings könnte die spätere Überschwemmung der nun höher liegenden aquatischen Schilfbestände zu einer verkürzten Brutzeit und auch zu einer Verringerung der Bruthabitatflächen für diese Vögel führen. Durch das Extremhochwasser 1999 sind beispielsweise ca. 70 % der Bruthabitatfläche des Drosselrohrsängers im Nordteil des Naturschutzgebietes Wollmatinger Ried verloren gegangen (WOITHON & SCHMIEDER 2004). Die verbliebenen über das von den Autoren entwickelte Habitatmodell als geeignet klassifizierten Habitate waren im Jahr 2002 lediglich teilweise besetzt. Dies ist ein Hinweis auf einen Rückgang der Population infolge des Extremhochwassers, was durch Kartierungen der Brutreviere bestätigt wird (unveröff. Daten Naturschutzzentrum Wollmatinger Ried). Auch die Jungfische von Schleie (*Tinca tinca* (L.)), Flussbarsch (*Perca fluviatilis* L.) u.a. sowie adulte Hechte (*Esox lucius* L.) und Aale (*Anguilla anguilla* (L.)) könnten von den aufgelockerten Strukturen in Verbindung mit einer besseren Durchströmung und O₂-Versorgung profitieren (POHLMANN 1995).

Ebenso ungeklärt ist, welche Richtung die zukünftige Entwicklung der Absterbeflächen nehmen wird. Einerseits könnten die Flächen nach einer gewissen Zeit von Schilf zurückerobert werden, andererseits ist auch eine vorübergehende oder dauerhafte Ansiedlung von Rohrkolben (*Typha angustifolia* L., *T. latifolia* L.), der Seebirse (*Scirpus lacustris* L.) denkbar. Im Laufe des extremen Niedrigwassersommers 2003 - die Hochwasserlinie lag nur gering über der langjährigen Mittelwasserlinie - wurde eine vermehrte Ansiedlung dieser Konkurrenzpflanzen des Schilfes auf den trocken gefallenen Flächen seewärts des Schilfgürtels beobachtet. Die weitere Entwicklung dieser Flächen wird von den Wasserstandsgängen der kommenden Jahre abhängen. Aus den Beobachtungen der Röhrichtentwicklung nach den Extremhochwässern 1965 und 1999 kann die mittel- bis langfristige Entwicklung der Bodensee-Röhrichte abgeschätzt werden. Die weitere Entwicklung der stark geschädigten Flächen (G4) wird vor allem von der Wasserstandsentwicklung abhängen. Das Niedrigwasserjahr 2003 könnte zumindest kurzfristig einen Expansionsschub bewirkt haben. Für einen merkliche Flächenausdehnung ist jedoch eine Folge von mehreren Niedrigwasserjahren notwendig. Denn Untersuchungen in den Jahren 1984 bis 1992 an der seeseitigen Schilfgrenze am westlichen Bodensee haben gezeigt, dass auch in günstigen Jahren eine seeseitige Ausdehnung des Röhrichts von maximal 0,5 m möglich ist (PIER et al. 1993). Auch die vorliegenden Luftbildauswertungen ergaben im hydrologisch sehr günstigen Zeitraum zwischen 1993 und 1998 einen durchschnittlichen Zuwachs von lediglich ca. 0,4 m/a. Für die Regeneration des Rückgangs der seeseitigen Schilfgrenze von fast 7 m sind danach – auch unter günstigen Bedingungen - mindestens 20 Jahre notwendig.

Wie ist nun das Extremhochwasser von 1999 im langjährigen Wasserstandstrend des Bodensees einzustufen? 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. Ursache hierfür könnte die Klimaänderung darstellen, wie sie sich auch für den Bodenseeraum abzeichnet (BENISTON & JUNGO 2002). Milde und kurze Winter halten die Niederschläge nicht mehr als Schnee im Einzugsgebiet zurück, sondern gehen als Regen nieder und lassen den Pegel früher steigen. Es muss daher 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 allen negativen Folgen für den Lebensraum Schilf, den Uferschutz und das Landschaftsbild.

Episodische Hochwässer sind in Ökosystemen zunächst als natürliche Störungen zu betrachten. Das Konzept der (natürlichen) Störungen ist in den letzten Jahrzehnten

zunehmend ins Blickfeld der ökologischen Theorie gerückt (z.B. WHITE & PICKETT 1985, WHITE & JENTSCH 2001), und ihre wichtige Rolle bei der Erhaltung vieler Lebensgemeinschaften spiegelt sich in der aktuellen Naturschutzdiskussion wider (PLACHTER 1996, 1998, JAX 1999). Zu berücksichtigen ist hierbei jedoch, inwieweit es natürliche Störungen sind, die auf natürliche Ökosysteme treffen, bzw. inwieweit anthropogene Einflüsse Störungen sowie Ökosysteme derart modifiziert haben, dass eine über lange Zeiträume erfolgte Anpassung einer Lebensgemeinschaft an ein Störungsregime nicht mehr gegeben ist.

Auch wenn das Hochwasser von 1999 am Bodensee als Folge heftiger Niederschläge auf den ersten Blick natürlichen Ursprungs ist, so ist dessen Verlauf wahrscheinlich beeinflusst durch anthropogene Nutzungen und den Ausbau der Fließgewässer im Einzugsgebiet. Darüber hinaus traf diese Störung auf kein wirklich naturbelassenes Ökosystem - zu eng und zu intensiv ist die räumliche Überschneidung von menschlichen Nutzungsansprüchen und naturnahen, nutzungsfreien Uferabschnitten: Das Bodensee-Ufer ist zu rund 42 % verbaut und keiner natürlichen Dynamik mehr zugänglich (MELUF 1981). Insofern gibt es wenig Spielraum für eine folgenlose „natürliche Heilung“ der hochwasserbedingten Schäden an den Röhrichtbiozönosen.

6 Praktische Verwendbarkeit der Ergebnisse

Im Folgenden soll versucht werden, aus den Ergebnissen des Forschungsprojektes praktisch verwendbare Schlussfolgerungen im Hinblick auf eine Unterstützung der Regeneration der aquatischen Röhrichte nach dem Extremhochwasser 1999 zu ziehen.

6.1 Uferrenaturierung

Die Luftbildauswertungen der Renaturierungsgebiete haben gezeigt, dass die Hochwasserfolgen für deren Röhrichte vergleichsweise gering waren. Grund hierfür war die Erhöhung des Sohlneiveaus der Renaturierungsflächen, die seeseitig meist durch einen massiven Wackendamm vor Erosion geschützt sind. Sie entsprechen damit nicht mehr der natürlichen Ufertopographie, so dass auch die darauf stockenden Röhrichte ihre ökologische Funktion nicht in dem Maße erfüllen können, wie dies aquatische Röhrichte an natürlichen Ufern vermögen.

Die GIS-Auswertungen legen einen Zusammenhang der Röhrichtschäden mit der Verbauung nahe. Eine Reduzierung des Verbauungsgrades am Bodenseeufer würde daher der Förderung der Uferrohrichte dienen. Bei der Gestaltung der Flächen ist aber auch hier darauf zu achten, dass landseitig von aquatischen Uferrohrichten eine möglichst naturnahe Ufermorphologie entsteht, welche die Ausbildung terrestrischer Röhrichte ermöglicht. Diese können als „Rückzugsgebiete“ nach Extremhochwässern die Wiederausbildung abgestorbener aquatischer Röhrichte aus dem eigenen Bestand heraus ermöglichen.

6.2 Prognose der Röhrichtentwicklung

Die Luftbildauswertungen innerhalb des Projektes über mehrere Jahrzehnte haben gezeigt, dass die natürlichen Wasserstandsschwankungen des Bodensees der primäre Faktor für die Röhrichtdynamik am Bodensee ist. Der Rückgang und die seewärtige Ausbreitung von aquatischen Schilfröhrichten sind natürliche Vorgänge, die einer zeitlichen Schwankungsbreite von mehreren Jahrzehnten unterliegen. Managementmaßnahmen sollten daher auf diesen Zeithorizont abgestimmt sein. Die Erfahrungen der Renaturierungen der 1980er und 1990er Jahre haben gezeigt, dass die Regeneration der Röhrichte in einer Folge günstiger Jahre auch in nicht renaturierten Gebieten sehr schnell erfolgen kann (KRUMSCHEID-PLANKERT 1993). Aufwändige Umgestaltungsmaßnahmen der Ufer zur Förderung der Röhrichte in ansonsten weitgehend natürlichen Uferabschnitten sollten daher vermieden werden. Uferverbauungen oder Uferabschnitte, in denen die Röhrichtregeneration aus anderen Gründen behindert ist, wie z.B. am Nordufer der Insel Reichenau stellen aber problematische Uferabschnitte dar, in denen die Röhrichte bei einer Häufung von extremen Hochwässern gänzlich verschwinden könnten. Um dies zu verhindern, sind gezielte Maßnahmen notwendig. Das innerhalb des Projektes entwickelte Modell ermöglicht die Simulation der Röhrichtentwicklung in Abhängigkeit der Wasserstandsgänge der einzelnen Jahre. Dieses Instrument ermöglicht unter verschiedenen Szenarien die Lokalisation besonders gefährdeter Uferabschnitte, an denen frühzeitige Maßnahmen einen vollständigen Verlust der Uferrohrichte verhindern können. Auch können die Auswirkungen zukünftiger Extremereignisse auf die Röhrichte und mittels Habitatmodellen, wie sie gegenwärtig innerhalb des EFPLUS-Projektes (BWC 21010) auf der Basis von Fernerkundungs-

produkten entwickelt werden, auch auf die von den Röhrichtstrukturen abhängige Lebensgemeinschaft abgeschätzt werden.

6.3 Reduzierung von Treibgut

Vor allem in den Uferabschnitten des östlichen Bodenseegebietes sind die Uferrohrichte erheblichen mechanischen Belastungen durch Treibgut ausgesetzt, welche die Regeneration verlangsamen oder infolge des Extremhochwassers 1999 geschwächte Röhrichtbestände zum Absterben bringen könnten. Strategien im Einzugsgebiet des Alpenrheins zur Verringerung des Treibholzaufkommens könnten die Röhrichtregeneration beschleunigen. Die Errichtung von Schutzzäunen könnte vor allem die Regeneration geschwächter Röhrichtbestände in exponierten Uferabschnitten fördern. Dies sollte aber nicht als dauerhafte Maßnahme angewandt werden und auf besonders exponierte Uferabschnitte beschränkt bleiben, in denen verstärkte Treibgutbelastung zu erwarten ist.

6.4 Wellen- / Erosionsschutz

Die Röhrichtverluste infolge des Extremhochwassers 1999 haben nicht nur Sedimente freigelegt, welche nun der Erosion ausgesetzt sind, die Schilfröhrichte büßten auch einen nicht unerheblichen Teil ihrer Funktion der Reduzierung der Wellenenergie ein. Dies kann zu verstärkten Erosionserscheinungen führen, wie sie in den 1970er und 1980er Jahren infolge der Röhrichtverluste nach dem Extremhochwasser 1965 beobachtet werden konnten. Mit erheblichem finanziellen Aufwand wurden in zahlreichen Renaturierungsprojekten Erosionskanten beseitigt, Sedimentmaterial eingebracht und Röhrichte neu angesiedelt. Das innerhalb des Projektes erstellte GIS ermöglicht durch Datenbankabfrage die räumliche Spezifizierung von erosionsgefährdeten Flächen, deren Entwicklung in den kommenden Jahren besonderes Augenmerk geschenkt werden sollte. Gravierenden Erosionserscheinungen kann dann frühzeitig entgegenwirkt werden, bevor erneut Erosionskanten entstehen, die von etwaig landseitig vorhandenen Röhrichtbeständen nicht mehr überwunden werden können.

Die Erfahrungen aus den Renaturierungsflächen zeigen, dass z.B. Schutzzäune die mechanische Belastung der Röhrichte erheblich verringern und damit die seewärtige Ausbreitung beschleunigen können.

7 Literatur

- BEGON, M.E., TOWNSEND, C.R. & HARPER, J.L. (1998): Ökologie. – Hrsg. K. P. SAUER. Spektrum Akad. Verl., Heidelberg, Berlin: 750 pp..
- 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.
- BINZ, H.R. (1980): Der Schilfrückgang - ein Ingenieurproblem? – Jahresber. Verband zum Schutze des Landschaftsbildes am Zürichsee **53**: 35-52.
- BINZ-REIST, H.-R. (1989): Mechanische Belastbarkeit natürlicher Schilfbestände durch Wellen, Wind und Treibzeug. – Veröff. Geobot. Inst. ETH Zürich **101**: 536 S.; Zürich.
- BRAUN, E. & SCHÄRPF, K. (1994): Internationale Bodenseetiefenvermessung 1990. – Landesvermessungsamt Baden-Württemberg, 98 S., Stuttgart. Digitaler Datensatz.
- BRIX, H. (1999): The european research project on reed die-back and progression (EUREED). – Limnologia **29**: 5-10; Jena.
- DIENST, M. (1994): Die Wasserstände des Bodensee-Obersees von 1893 bis 1992. – Schr. Ver. Gesch. Bodensee **112**: 147-162; Friedrichshafen.
- DIENST, M., & STRANG, I. (1999): Zum Zustand des *Deschampsietum rhenanae* am Bodensee. – Mitt. Bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz N.F. **17** (2): 389-402.
- HAKANSON, L. & JANSSON, M. (1983): Principles of lake sedimentology. – Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York Tokio.
- HASLAM, S.M. (1970): Variation of population type in *Phragmites communis*. – Ann. Bot. **34**: 147-158.
- HASLAM, S.M. (1971): Shoot height and density in *Phragmites* stands. – Hydrobiologia (Budapest) **12**: 113-119.
- 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): Water level variability and trends in Lake Constance in the light of the 1999 centennial flood. – Limnologia **34**: 15-21.
- KLÖTZLI, F. & GRÜNIG, A. (1976): Seeufervegetation als Bioindikator. – Fakten Dokumente Umweltschutz **19**: 109-131.
- KRUMSCHEID-PLANKERT, P., STARK, H. & PEINTINGER, M. (1989): Decline of reed at Lake Constance (Obersee) since 1967 based on interpretations of aerial photographs. – Aquat. Bot. **35**: 57-62; Amsterdam.
- KRUMSCHEID-PLANKERT, P. (1993): Restoration of reed stands at Lake Constance-Obersee - a preliminary report on results of the BMU-research project. – Limnologie aktuell **5**: 179-187.

- 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.
- LANG, G. (1990): Die Vegetation des westlichen Bodenseegebiets.- Pflanzensoziologie **17**: 2.Aufl. 462 S.
- LARCHER, W. (1994): Ökophysiologie der Pflanzen. - 5. Aufl. Ulmer Stuttgart: 394 S..
- LEHMANN, A. (1998): GIS modeling of submerged macrophyte distribution using Generalized Additive Models. – Plant Ecol. **139**: 113-124.
- LEVERICH, W.J. & LEVIN, D.A. (1979): Age-specific survivorship and reproduction in *Phlox drummondii*. – American Naturalist **113**: 881-903.
- LUFT, G. & VIESER, H. (1990): Veränderungen der Bodensee-Wasserstände von 1887 bis 1987. – Dtsch. Gewässerkdl. Mitt. **34** (5/6): 146-156; Koblenz.
- LUFT, G., VAN DEN EERTWEGH, G. & VIESER, H. (1990): Veränderungen der Bodensee-Wasserstände von 1887 bis 1987. – Handbuch Hydrologie Baden-Württemberg **6.2**: 77 S., Karlsruhe.
- MCCREADY R.M., GUGGOLZ J., SILVIERA V. & OWESS S. (1950): Determination of starch and amylose in vegetables. – *Anal. Chem.* **22**: 1156-1158.
- MÜHLEISEN, R. (1977): Starke Winde an und auf dem Bodensee. – Meteorol.Rdsch. **30**: 15-22.
- OSTENDORP, W. (1989): "Die-Back" of reeds in Europe - A critical review of literature. – *Aquat. Bot.* **35**: 5-26; Amsterdam.
- OSTENDORP, W. (1990a): Die Ursachen des Röhrichtrückgangs am Bodensee-Untersee. – *Carolina* **48**: 85-102; Karlsruhe.
- OSTENDORP, W. (1990b): Ist die Seeneutrophierung am Schilfsterben schuld?. – In: H. SUKOPP & KRAUSS, M. (Hg.), *Ökologie, Gefährdung und Schutz von Röhrichtpflanzen. – Landschaftsentwicklung u. Umweltforschung (Berlin)* **71**: 121-140; Berlin.
- OSTENDORP, W. (1991a): Zur Geschichte der Uferröhrichte des Bodensee-Untersees. – *Schr. Ver. Gesch. Bodensee* **109**: 215-233; Friedrichshafen.
- OSTENDORP, W. (1991b): Damage by episodic flooding to *Phragmites* reeds in a prealpine lake: proposal of a model. – *Oecologia* **86**: 119-124.
- OSTENDORP, W. (1992): Shoreline algal wash as a factor in reed decline in Lake Constance-Untersee. – *Hydrobiologia* **242**: 165-174.
- OSTENDORP, W. (1993a): Schilf als Lebensraum. – *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* **68**: 173-280; Karlsruhe.
- OSTENDORP, W. (1993b): Reed bed characteristics and significance of reeds in landscape ecology. – *Limnologie aktuell* **5**: 149-161; Stuttgart.
- OSTENDORP, W. (1995): Estimation of mechanical resistance of lakeside *Phragmites* reeds. – *Aquat. Bot.* **51**: 87-101; Amsterdam.
- OSTENDORP, W., STARK, H., KRUMSCHEID-PLANKERT, P., & PIER, A. (1996): Dynamics and restoration of lakeside reedbelts in a prealpine lake (Lake Constance, Germany). *Proc. Ecohydraulics, Quebec, June 1996*: B753-B765.
- OSTENDORP, W. (1999): Management impacts on stand structure of lakeshore *Phragmites* reeds. – *Internat. Rev. Hydrobiol.* **84** : 33-47.

- OSTENDORP, W. (2000): Bestandsstruktur, Halmmorphologie und Standing Crop der Uferschilf-Bestände des Bodensees im Jahr 2000. – Bericht für die Univ. Hohenheim, Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie, 76 S. + Anh.
- OSTENDORP, W. (2001): Morphologie, Kohlehydrat- und Aminosäuregehalte in den Rhizomen bzw. Halmbasen der Uferschilf-Bestände des Bodensees. – Bericht für die Univ. Hohenheim, Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie, 29 S. + 16 Tab. i. Anh.
- OSTENDORP, W. (2002a): Bestandsstruktur, Halmmorphologie und Bestandsbiomasse der Uferschilf-Bestände des Bodensees im Jahr 2001. – Bericht für die Univ. Hohenheim, Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie, 58 S. + 96 Tab. i. Anh.
- OSTENDORP, W. (2002b): Kohlehydratgehalte in den Horizontal- und Vertikal-Rhizomen der Uferschilf-Bestände des Bodensees. – Bericht für die Univ. Hohenheim, Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie, 23 S. + 15 Tab. i. Anh.
- OSTENDORP, W. (2002c): Halmwachstum und –mortalität in unterschiedlich geschädigten Uferschilf-Beständen des Bodensee-Untersees. – Bericht für die Univ. Hohenheim, Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie, 31 S. + 21 Tab. i. Anh.
- PEINTINGER, M., STRANG, I., DIENST, M., & MEYER, C. (1997): Veränderung der gefährdeten Strandschmielengesellschaft am Bodensee zwischen 1989 und 1994. – Z. Ökologie u. Naturschutz **6**: 75-81.
- 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; Stuttgart.
- PIER, A. (2000): Untersuchungen zur Schilffrontdynamik am Bodensee-Untersee und Überlinger See. – Bericht Landesanstalt für Umweltschutz, unveröff.: 39 S.
- RODEWALD-RUDESCU, L. (1974): Das Schilfrohr *Phragmites communis* TRIN. ex STEUD. – Die Binnengewässer **27**: 302 S.; Stuttgart.
- SCHMIEDER, K. & PIER, A. (2000): Lakeside reed border characteristics at Lake Constance (Untersee): A comparison between 1981-1983 and 1994. – Wetlands Ecology and Management **8**: 435-445.
- 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. (2001): Auswirkungen des Extremhochwassers von 1999 auf die Uferröhrichte des Bodensees – Projektbeschreibung. – Kurzzusammenfassung der DGL-Jahrestagung 2000.
- SCHMIEDER, K., DIENST, M. & OSTENDORP, W. (2002): Auswirkungen des Extremhochwassers auf die Flächendynamik und Bestandsstruktur der Uferröhrichte des Bodensees. – Limnologica **32**: 131-146.
- SCHMIEDER, K., OSTENDORP, W. & DIENST, M. (2003a): Schilffrontdynamik nach dem Extremhochwasser von 1999 am Bodensee: Ergebnisse nach 2 Jahren Monitoring. – DGL Erw. Zus. Jahrestagung 2002 Braunschweig: 246-251
- SCHMIEDER, K., DIENST, M. & OSTENDORP, W. (2003b): Einfluss des Wasserstandsganges auf die Entwicklung der Uferröhrichte an ausgewählten Uferabschnitten des westlichen Bodensees in den vergangenen 40 Jahren. – Schr. Ver. Gesch. Bodensee **121**: 143-165; Friedrichshafen.

- SCHRÖDER, R. (1979): The decline of reed swamps in Lake Constance. – Symp. Biol. Hung. **19**: 43-48; Budapest.
- SCHRÖDER, R. (1987): Das Schilfsterben am Bodensee-Untersee. Beobachtungen, Untersuchungen und Gegenmaßnahmen. – Arch. Hydrobiol. Suppl. **76**: 53-99; Stuttgart.
- TEIBER, P. (2001): Zustandsbeschreibung des Bodensees. – digitaler Datensatz. Internationale Bodenseekonferenz/ Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg/ Regio Bodensee.
- 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; Amsterdam.
- WHISTLER, R.L., WOLFROM, M.L., MILLER, J.N.B. & SHAFIZADEH, F. (EDS.). (1962): Methods in Carbohydrate Chemistry. – Vol. **1**, Academic Press, New York, pp. 390, 490-491.
- WINTERHOFF, W., BOCK, A., KNÖTZSCH, G., LEUSHACKE, C. & ZARYBNICKY, A. (1993): Die Vegetation und Gefäßpflanzen-Flora des Eriskircher Rieds von 1972 bis 1991. – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. **69**: 263-277; Karlsruhe.
- WOITHON, A. & SCHMIEDER, K. (2004): Bruthabitatmodellierung für den Drosselrohrsänger (*Acrocephalus arundinaceus* L.) als Bestandteil eines integrativen Managementsystems für Seeufer. – Limnologia **34**: 132-139.