

Geschichte der Seeuferöhrichte in der Grenzzone des Bodensee-Untersees

Autor(en): **Ostendorp, Wolfgang / Dienst, Michael**

Objektyp: **Article**

Zeitschrift: **Mitteilungen der Thurgauischen Naturforschenden Gesellschaft**

Band (Jahr): **66 (2012)**

PDF erstellt am: **01.09.2024**

Persistenter Link: <https://doi.org/10.5169/seals-594176>

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Inhalten der Zeitschriften. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern.

Die auf der Plattform e-periodica veröffentlichten Dokumente stehen für nicht-kommerzielle Zwecke in Lehre und Forschung sowie für die private Nutzung frei zur Verfügung. Einzelne Dateien oder Ausdrucke aus diesem Angebot können zusammen mit diesen Nutzungsbedingungen und den korrekten Herkunftsbezeichnungen weitergegeben werden.

Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Die systematische Speicherung von Teilen des elektronischen Angebots auf anderen Servern bedarf ebenfalls des schriftlichen Einverständnisses der Rechteinhaber.

Haftungsausschluss

Alle Angaben erfolgen ohne Gewähr für Vollständigkeit oder Richtigkeit. Es wird keine Haftung übernommen für Schäden durch die Verwendung von Informationen aus diesem Online-Angebot oder durch das Fehlen von Informationen. Dies gilt auch für Inhalte Dritter, die über dieses Angebot zugänglich sind.

Geschichte der Seeuferröhrichte in der Grenzzone des Bodensee-Untersees

Wolfgang Ostendorp und Michael Dienst

1 Einleitung

Übergangsräume (*Ökoton*) sind für den Ökologen besonders reizvoll, denn hier ergeben sich auf engem Raum starke physikalische und chemische Gradienten, beispielsweise graduelle Unterschiede der Wasserversorgung, der Nährstoffverfügbarkeit, des Lichtgenusses und bestimmter Stressoren. Ein sehr charakteristischer Übergangsräume ist das Seeufer-Ökoton, das zwischen den rein terrestrischen und den rein aquatischen Lebensräumen vermittelt. In einem schmalen Saum, der im Wesentlichen durch die maximalen Wasserstandsschwankungen und die Lichtdurchlässigkeit des Wasserkörpers bestimmt wird, müssen sich die Pflanzen- und Tierarten entsprechend ihrer ökologischen Ansprüche einnischen, sodass ihre Populationen häufig in konzentrischen Gürteln entlang der Seeufer angesiedelt sind.

Die aspektbestimmende Vegetation besteht an vielen Seen aus Röhrichten, die sich am Bodensee-Untersee überwiegend aus dem Schilf (*Phragmites australis*), der Seebirse (*Schoenoplectus lacustris*) und den beiden Rohrkolben-Arten *Typha angustifolia* und *T. latifolia* zusammensetzen. *Baumann (1911a)* widmete den Röhrichten einen breiten Raum, sodass wir ein lebendiges Bild von ihrer Bestandsstruktur und ihrem Aussehen bekommen. Damit drängen sich einige Fragen auf: Haben die Uferröhrichte schon immer so ausgesehen, wie Baumann sie angetroffen hat? Wie haben sich Ausdehnung, Artenbestand und Lebensbedingungen der Röhrichte seit jenen Tagen verändert? Wie wird es in der Zukunft (vermutlich) weitergehen und wie können wir die Röhrichte am Untersee und die Fauna, die auf sie als Lebensraum angewiesen ist, besser schützen?

2 Die Grenzzone des Bodensee-Untersees und ihre Röhrichte

Der *Ökoton*-Begriff und das ihm zugrunde liegende Konzept gehen auf den amerikanischen Ökologen Frederic Edward Clements (1874-1945) zurück, der es 1905 in einem Handbuch veröffentlichte (*Clements 1905*), zu spät als dass Carl Schröter (*Schröter & Kirchner 1902*) und Eugen Baumann (*Baumann 1911a*) noch davon Gebrauch hätten machen können. Sie sprachen stattdessen von der *Grenzzone*. Schröter definierte die *Grenzzone* des Bodensees als den schmalen Saum zwischen der mittleren Hoch- und der mittleren Niedrigwasserlinie, der in der heutigen wissenschaftlichen Terminologie mit dem Begriff *Eulitoral* belegt wird (*Abbildung 1*). Hier gedeiht die *Grenzflora*, deren Anpassungen an das Wasserleben im Zentrum seines Interesses standen (*Schröter & Kirchner 1902*: S. 8, 42-44).

Auch Baumanns Vorliebe galt dieser Zone, die er für die am ökologisch interessanteste hielt, weil sich gerade hier die *Ökologismen*, d. h. die «vielfachen Veränderungen an den Pflanzen der Grenzzone [...] zeigen», die «vom See bzw. den jeweiligen Schwankungen seines Spiegels beeinflusst und teilweise bedingt [werden], sie bilden ein eigentliches «Seephänomen».» (*Baumann 1911a*: S. 470-471, Fig. 29). Zweifellos handelt es sich um eine Zone, die in vielerlei Hinsicht mehr und Spannenderes zu bieten hat als einen blossen Querschnitt der benachbarten terrestrischen und aquatischen Zonen: «Das Leben auf der Grenzzone ist gleichsam eine Werkstätte der

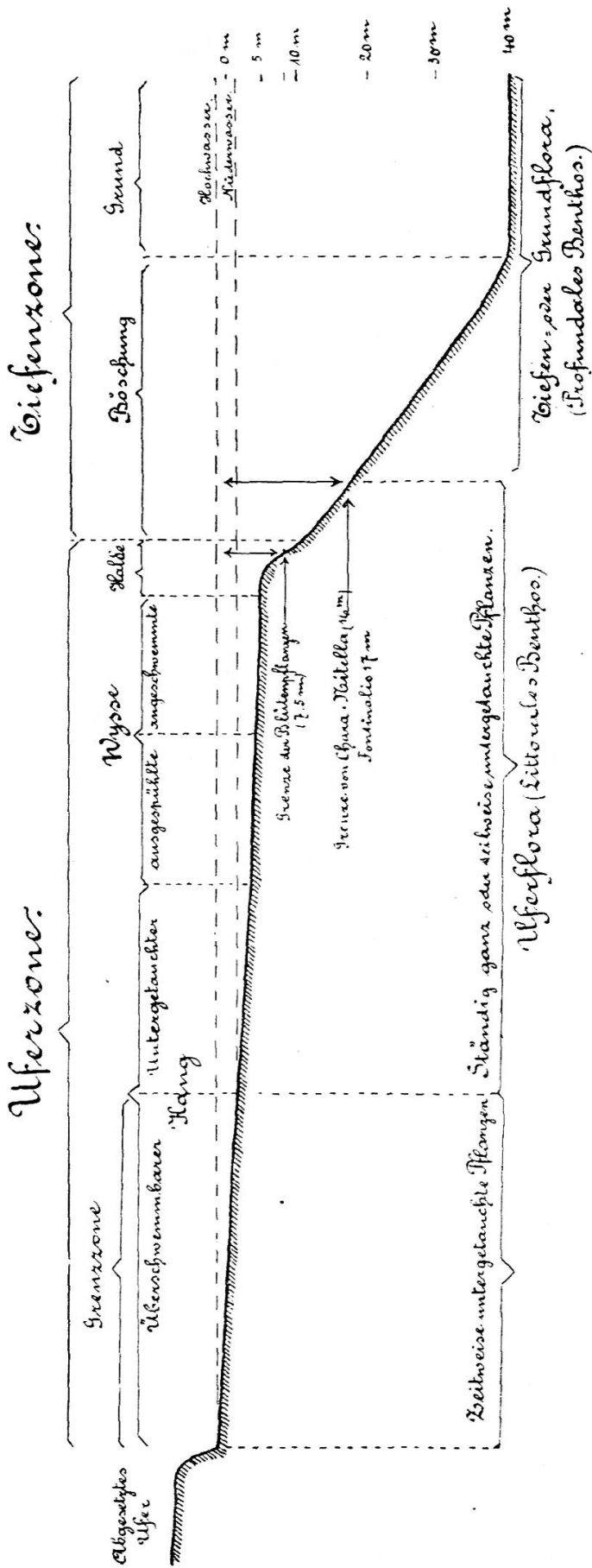


Fig. 29. Schema der Ufer-Profile und Vegetationsverteilung im Untersee (Bodensee), (Böschungen stark überhöht.) Gez. v. E. B.

Abbildung 1: Gliederung des Ufers nach Baumann (1911a), Fig. 29. Die «Grenzzone» Baumanns ist weitgehend deckungsgleich mit dem Eulitoral (Zone zwischen dem mittleren Niedrig- und Hochwasser).

Natur [...], um auch unter ungewohnten, veränderten Lebensbedingungen in diesem geräuschlosen Kampf, der zwischen Land und See, zwischen Eingesessenen und Einwanderern tobt, das Feld zu behaupten» (Baumann 1911a: S. 496). Ein Sachverhalt, den man heute sicher etwas nüchterner ausdrücken würde.

Ein wichtiger Bestandteil der *Grenzflora* des Bodensee-Untersees sind die aquatischen Röhrichte, die zu Baumanns Zeiten wie auch heute noch zum überwiegenden Teil vom Schilf (*Phragmites australis*) gebildet werden. Weitere Arten, die ebenfalls einartige Bestände bilden, treten hinzu: die Grüne und die Graue Seebirse (*Schoenoplectus lacustris*, *S. tabernaemontani*) sowie die beiden Rohrkolben-Arten *Typha angustifolia* und *T. latifolia*. Die Ökologie der Röhrichtpflanzen, insbesondere des Schilfs, ist aufgrund umfangreicher Forschungsanstrengungen im Zusammenhang mit der praktischen Nutzbarkeit (vgl. Kapitel 5.1 und 5.2 in diesem Beitrag) und dem sogenannten Schilfsterben (Kapitel 4.3) bestens bekannt. Auch ihre herausragende Bedeutung für den Natur- bzw. Artenschutz ist durch zahlreiche Beispiele belegt (Kapitel 5.6). Erheblich dürftiger sind unsere Kenntnisse, was die Veränderungen der Röhrichte im Laufe der seen- und nutzungsgeschichtlichen Entwicklung des Untersees angeht. Die Angaben Baumanns stellen hier einen gut sichtbaren Meilenstein eines langen Wegs dar, der im Spätglazial begann (Kapitel 3.1) und der bis zu den hydrologischen Extremereignissen unserer Zeit reicht (Kapitel 4.2 und 4.4).

3 Geschichte der Uferröhrichte des Untersees

3.1 Vom Spätglazial bis 1900

Obwohl Röhrichtpflanzen (*Phragmites*, *Typha*, *Schoenoplectus* u. a.) seit Jahrtausenden die Feuchtgebiete Südwestdeutschlands besiedelt haben müssen (Sebald et al. 1998), gibt es vom Unterseeufer kaum subfossile Nachweise anhand pflanzlicher Grossreste. Wir sind also nicht sehr gut im Bilde über das Aussehen der natürlichen Uferzone im Spätglazial und frühen Holozän bis zur Einwanderung der bäuerlichen Kulturen des Mittelneolithikums und gut tausend Jahre später der spätneolithischen Pfahlbauern, die bereits ab etwa 3'918 v. Chr. an der *Hornspitze* (Gem. Gaienhofen-Horn) und in der Folge an zahlreichen weiteren Uferabschnitten des Bodensees wohnten (*Abbildung 2*).

Heute besiedeln die ausgedehnten Uferröhrichte des Untersees grösstenteils waldfähige Standorte. Hier säumten im mittleren Holozän Eichen-Eschenwälder mit Schwarzerlen und Ulmen die steilen Ufer, während die ausgedehnten Niederungsgebiete des Wollmatinger Rieds, der Mettnau, der Radolfzeller Aach und am Rheinsee-Ausfluss mit Weiden-Pappel-Auenwäldern bedeckt waren (Lang 1990: S. 187 ff. und Abb. 37, Maier 2001). Unser Vegetationsmonitoring im Zuge des extremen Niedrigwasserstands im Sommer 2003 hat gezeigt, dass sich Silberweiden durch Samenanflug bereits wenige Zentimeter über dem Mittelwasserspiegel ansiedeln und in einigen Jahren zu stattlichen Bäumchen heranwachsen können (Ostendorp & Dienst 2011). Sie ertragen dabei eine Überflutungsdauer von etwa 150 Tagen in der Vegetationsperiode (April bis September). Den Röhrichtpflanzen blieb ursprünglich nur der Saum zwischen Mittelwasserlinie und Niedrigwasser-

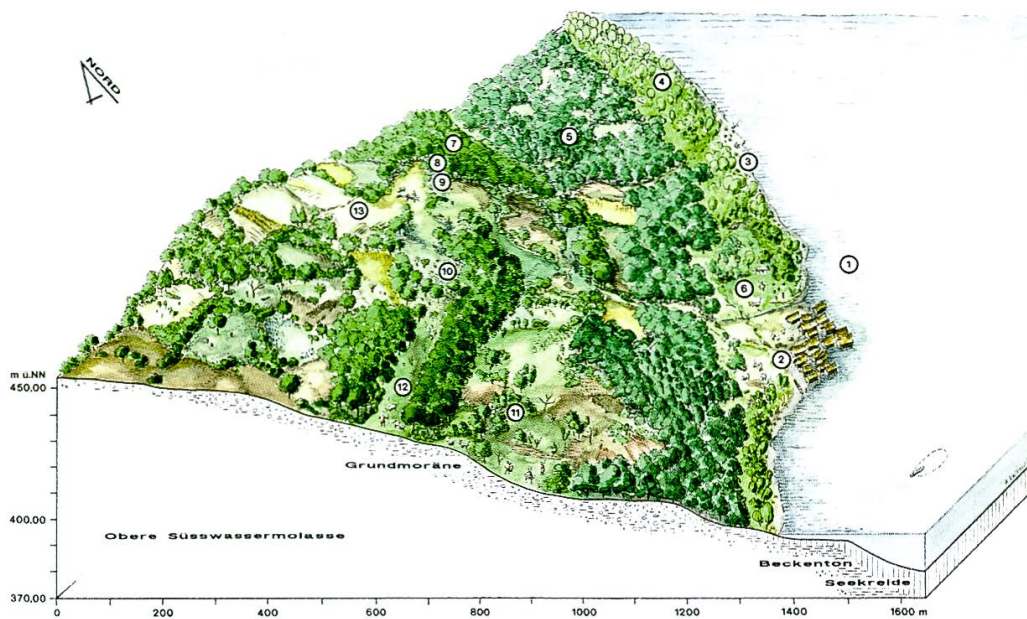


Abbildung 2: Seeufer an der Hornspitze (Hornstaad, Gem. Gaienhofen) zur Zeit der spätneolithischen Besiedlung (Landschaftsrekonstruktion auf Grundlage archäologischer und archäobotanischer Ergebnisse): 1 Wasserpflanzengesellschaften; 2 Unkrautvegetation im Siedlungsbereich; 3 Röhricht- und Grosseggenbestände; 4 Weichholzaue; 5 Hartholzaue; 6 Ersatzvegetation in den Auenwäldern: Feuchtwiesenarten; 7 mesophile Laubmischwälder; 8 Waldmäntel und Gebüsche; 9 Saumgesellschaften trockener Standorte; 10 Saumgesellschaften feuchter Standorte; 11 Schläge; 12 Grünlandvorstufen; 13 Äcker. Mit freundlicher Genehmigung © Landesamt für Denkmalpflege Baden-Württemberg/Zeichnung: A. Kalkowski nach Ergebnissen von Dr. U. Maier.

linie, also der untere Teil der *Grenzzone* Baumanns, der an steilen Ufern zudem durch das ausladende Kronendach der Uferbäume eingeschränkt wurde. So bleibt vorerst unklar, wann die ausgedehnten Röhrichte und Riede der breiten, flachscharigen Ufer und Niederungen des Untersees entstanden sind. Pollenanalytische Befunde legen den Schluss nahe, dass es erst in der Bronzezeit (ca. 2'200 bis 850 v. Chr.), vielleicht sogar erst in der vorrömischen Eisenzeit (ca. 800 bis 30 v. Chr.) zu einer nennenswerten Auflichtung der Auenwälder und zu einer Dominanz von Röhrichtpflanzen und Sauergräsern gekommen ist (*M. Rösch, mündl. Mitteilung*). Betrachtet man den Mindelsee und die pollenanalytischen Zeitreihen der Schwarzerle und der Sauergräser, so kann man die dortige Entwaldung der Uferzone auf 750 bis 1'000 n. Chr. einengen (*Rösch, in Druck*). Erst im Frühmittelalter dürften die Seeuferriede des Untersees weitgehend waldfrei geworden sein. Danach wurden sie wahrscheinlich als Weiden genutzt, bevor sie in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts in jene nahezu baum- und strauchlosen Streuwiesen-Landschaften umgewandelt wurden, die *Baumann (1911a)* angetroffen hat (vgl. *Peintinger 2012*, in diesem Band).

Ein gewisses Bild von der Röhrichtbesiedlung einzelner Uferabschnitte im 19. Jahrhundert erhalten wir durch die zeitgenössische Landschaftsmalerei. Allerdings darf die Wirklichkeitstreue nicht überschätzt werden. Die Maltraditionen und Stilrichtungen hatten ihr eigenes Programm, das durchaus nicht immer darauf ausgerichtet war, Objekte wirklichkeitstreu abzubilden und einen lokalisierbaren Landschaftsausschnitt ins Bild zu setzen (*Büttner 2006, Eschenburg 1987*). Die

sogenannten *alten Ansichten* waren zunächst eng mit der Form des Reisens und später mit dem aufkommenden Interesse an historischen Stätten und Altertümern verknüpft, eine Entwicklung, die am Bodensee erst Anfang des 19. Jahrhunderts einsetzte. Von den damals marktgängigen Formaten der Prospektmalerei, der Vedute und der englischen topographischen Malerei dürfen wir ein hohes Mass an Realitätstreue erwarten. Leider gibt es für den Bodenseeraum noch keine kritischen Aufbereitungen der *alten Ansichten*. Vorerst bleibt festzuhalten, dass die Landschaftsmalerei viel zu wenig als landschaftsgeschichtliche Quelle für die historische Analyse der Uferlandschaft genutzt wurde. Wenn doch, dann vielfach ohne einen kritischen (kunst-)historischen Hintergrund, sodass Fantasiedarstellungen für bare Münze genommen und zum Naturufer am Untersee erklärt werden (z. B. *IGKB 2004*: Abb. 1.3–3a).

Der Landschaftsfotografie wird gewöhnlich ein höherer Realitätsgehalt zugeschrieben. Am Bodensee begann die Phase der technisch zunächst sehr aufwändigen Landschafts- und Architekturaufnahmen bereits Ende der 1860er-Jahre (*Moser 1985, Klöckler & Fromm 2003, 2005*). Die Darstellung der Bodenseelandschaft beispielsweise durch den Konstanzer Fotografen Alfred Wolf (1863–1930) und durch seinen Appenzeller Kollegen Ernst Gottfried Hausammann (1871–1958) sollten wahrheitsgetreue Zeitdokumente liefern. Die wissenschaftliche Fotografie von Ausschnitten der Uferlandschaft und der Ufervegetation begann, soweit wir in Erfahrung bringen konnten, mit Oskar von Kirchner (1851–1925), der am 14. Oktober 1894 und am 28. Juni 1895 anlässlich der Uferbegehungen mit Carl Schröter sechs aussagekräftige Fotos von charakteristischen Vegetationseinheiten und auffälligen Uferformen des Bodensee-Obersees machte (*Schröter & Kirchner 1902*). Baumann fotografierte offenbar nicht selbst, sondern liess durch den Basler Fotografen Alfred Suter wichtige Vegetationsformationen abbilden. Auch er folgte damit einer Tradition, die mit der 26. Reihe der von George Karsten und Heinrich Schenck (*Karsten & Schenck 1904–1940*) herausgegebenen *Vegetationsbilder* im Kriegsjahr 1940 ihr Ende fand. Übrigens erschienen auch einige Bildtafeln aus *Baumann (1911a)* ein Jahr später in dieser Reihe (*Baumann 1911b*), darin enthalten eine Tafel über Schilf und Binsen.

Die rasante Verbreitung der fototechnischen Erfindungen der 1880er- und 1890er-Jahre machten Fotografien schnell zu einem Massenmedium, das im rasch auflebenden Tourismus-Geschäft als Postkarten und Andenkenartikel einen florierenden Absatz fand. Seit der Popularisierung der Fotografie mit Rollfilmen und Box-Kameras nach dem Ersten Weltkrieg nahm überdies die Zahl privater Gelegenheitsfotos und Schnapsschüsse rasant zu. Viele Fotos zeigen neben dem eigentlichen Objekt auch Details der Uferlandschaft, sodass auch solche Dokumente von landschaftshistorischem Wert sind. Umfassende Auswertungen fehlen bislang.

3.2 Die Uferröhrichte zur Zeit Baumanns und heute

Neben den wenigen Bilddarstellungen sind es vor allem die Vegetationsbeschreibungen in *Baumann (1911a)*, die dem Botaniker, der mit den örtlichen Bedingungen vertraut ist, einen Eindruck vom Aussehen, Artenbestand und den Lebensbedingungen der Röhrichte vermitteln (*Tabelle 1, 2*).

Merkmal	ca. 1905 bis 1909 (n. <i>Baumann 1911a</i>)	ca. 1980 bis 2010 (nach Literaturangaben sowie nach Beobachtungen der Autoren, teils unpubliziert)
Besondere Wuchsformen	<p>«... durchschnittlich bis 12 m lange, schlangenförmig ... kriechende, an den Knoten oft wurzelnde, meist unverzweigte Laubstengel» (S. 223); «... diese Form stets nach Hochwasserstand an offenen Riedstellen ...» (S. 224)</p> <p>«... gleich oberseeischen Ausläufern schwimmende (Leghalme)» (S. 224), «... wurzeln sich fest ... von den ... Kriechhalmen kaum mehr zu unterscheiden» (S. 225)</p>	<p>zwischenzeitlich nicht mehr beobachtet (<i>Lang 1967, 1990</i>)</p> <p>nach dem extremen Niedrigwasserstand im Sommer 2003 traten an vielen Stellen der Röhrichtfront Leghalme und Ausläuferrhizome (von Baumann nicht beobachtet) auf, die sich weit auf die unbesiedelte Litoralfläche erstreckten (<i>Dienst et al. 2005</i>); sie sind als «Guerillastrategie» von Schilf zu werten, um möglichst rasch und effizient neue Lebensräume zu besetzen</p>
Häufigkeit	«... die häufigste Pflanze...» (S. 218)	nach wie vor sehr häufig
Zonaler Schwerpunkt	«... auf der Grenzzone und den benachbarten Teilen der nassen Seewiesen» (p. 218)	nach wie vor in grossen Abschnitten des Eulitorals und der landseits angrenzenden, nicht mehr bewirtschafteten Riede
Kontaktvegetation	landseits: «... verdrängt und erstickt die Besenriedbestände (<i>Molinieten</i>)» (S. 218)	das Potenzial zur Einwanderung und Verdrängung von Riedvegetation ist nach wie vor vorhanden, wird aber stellenweise durch Grünlandbewirtschaftung (Mahd) bzw. Riedpflegemassnahmen in den Schutzgebieten unterdrückt
Bestands-habitus	<p>«... häufig fest geschlossene, fast undurchdringliche Dickichte» (S. 219);</p> <p>«... lockeres Röhricht, mit Vorliebe an sandigen oder feinkiesigen Stellen» (S. 220)</p> <p>«... dringt in lockeren Kolonien über 100 m weit gegen die offene Seefläche vor» (S. 218)</p>	<p>auch in den 1950er- und den späteren Jahren dominieren dichte, geschlossene Bestände (<i>Lang 1967, Ostendorp 1991</i>)</p> <p>auch heute noch auf wellenexponierten Moräne-Standorten oberhalb der mittleren Mittelwasserlinie lockere Bestände (vgl. <i>Phragmitetum littorelletosum</i> nach <i>Lang 1967</i>); aus Gründen des Strandrasen-Artenschutzes wird hier Schilf zurückgedrängt</p> <p>zwischenzeitlich um 1980 im Giehrenmoos beobachtet; die Bestände verdichteten sich spontan; nach dem Niedrigwasserjahr 2003 erneut in Gestalt lichter Schilfsäume beobachtet</p>
Bestandsstruktur	grösste Halmhöhen: 4,50 m bis 5,28 m (<i>Rohrschachen</i> auf der Insel Reichenau) (S. 222)	Halmlängen zwischen 3,8 und 4,6 m (mit Rispe) sind auch heute noch typisch für stabile, dichtwüchsige aquatische Röhrichte am Unterseeufer

Tabelle 1: Die Schilfröhrichte des Untersees zur Zeit Baumanns und heute.

Merkmal	ca. 1905 bis 1909 (n. <i>Baumann 1911a</i>)	ca. 1980 bis 2010 (nach Literaturangaben sowie nach Beobachtungen der Autoren, teils unpubliziert)
Verbreitungsschwerpunkte	(i) unterhalb Konstanz im <i>Rheingut</i> , (ii) im Tägermoos bei der <i>Ziegelhütte</i> , (iii) unterhalb Ermatingen im <i>Westerfeld</i> , (iv) bei Unter-Eschenz, (v) unterhalb Moos bei der <i>Aach-Mündung</i> , (vi) im <i>Markelfinger Winkel</i> , (vii) Hegne, Giehrenmoos, <i>Schopflen</i> , (viii) nordwestlicher Teil des Wollmatingerrieds gegen die <i>Reichenauer Dammstrasse</i> , (ix) bei der <i>Insel Langenrain</i> (S. 219)	auch heute noch teils sehr grossflächige Bestände an den von Baumann genannten Positionen (ii), (iv), (v), (vi), (vii), (viii) und (ix) sowie am Südufer der Halbinsel Mettnau; der Bestand (i) wurde um 1910 aufgeschüttet (Stadterweiterung Konstanz, <i>Schänzle</i>), der Bestand (iii) durch Wochenendhäuser etc. überbaut
Isolierte Inselvorkommen	«an inselartig erhöhten untiefen Stellen im Seegebiet kleinere oder grössere Schilfbestände»: (i) vor Hegne, (ii) Inselchen <i>Hohes Rohr</i> südlich der Halbinsel Mettnau (S. 218-219), (iii) Reichenau <i>Schopflen</i> gegen das Wollmatinger Ried, (iv) bei Markelfingen (S. 227)	von den vergleichsweise tief liegenden inselartigen Beständen existieren nur noch die Positionen (i) und (ii); der Bestand (i) wandert langsam landwärts, indem er see-seits abstirbt und sich landseits ausbreitet; die Insel (ii) ist seit einigen Jahrzehnten mit Silberweiden-Gehölz bewachsen
Maximale Tiefengrenze	bis «grösste Tiefe ... 1,9 m (mittlerer Wasserstand)» (S. 218)	aktuelle Tiefengrenze etwa 0,3 m unter mNW-Linie, d.h. rd. 1,2 m unter mittlerer Mittelwasserlinie; abhängig vom Substrat und der Exposition (keine detaillierten Angaben verfügbar)
Begleitvegetation	dichtes Röhricht: Rohrglanzgras, Seebirse, Schmalbl. Rohrkolben (S. 219) lockeres Röhricht: «... die niedrigen Rasen des <i>Heleocharetums acicularis</i> und des <i>Litorelletums</i> » (S. 220)	dichtes Röhricht auch heute noch typischerweise sehr artenarm, meist monospezifische <i>P. australis</i> -Bestände lockerer Röhrichtsaum nach 2003: mit zahlreichen niederwüchsigen oligotraphenten und eutraphenten Arten (<i>Ostendorp & Dienst 2009</i>)
Bestandsdynamik	«Nach lange andauernder, totaler Überflutung ... das vollständige Absterben von allerdings nur kleinern und dünn stehenden Schilfkolonien ...» (S. 225)	in den auch durch Luftbilder dokumentierten Jahren 1962 bis 2010 erhebliche Bestandsdynamik durch flächenhafte Rückgänge in den Hochwasserjahren 1965 und 1999 sowie durch Wiederausbreitung nach Niedrigwasserjahren (2003) (<i>Dienst et al. 2004, Ostendorp & Dienst 2009</i>)
Erosion	Erosionsufer: «... das Röhricht langsam, aber fortwährend zurückweicht»; «... auf Schweizerseite sind die vom Schilf abgesetzten Ufer häufig unterspült» (S. 226) «... zerstörende Gewalt durch die Erosionstätigkeit des Wassers ... das nord-westliche Ufer der Landzunge oberhalb Hornstaad» (S. 226)	noch heute ausgeprägte Erosionskanten an den von Baumann angegebenen Positionen (Triboltingen, Gottlieben, nördl. Hornstaad), ausserdem an der Südspitze der Insel Langenrain und stellenweise am Rheinufer des Wollmatinger Rieds, evtl. verstärkt durch die Schiffswellen

Fortsetzung von Tabelle 1

Merkmal	ca. 1905 bis 1909 (n. <i>Baumann 1911a</i>)	ca. 1980 bis 2010 (nach Literaturangaben sowie nach Beobachtungen der Autoren, teils unpubliziert)
Akkumulation/ Verlandung	<p>«am südöstlichen Ufer der Reichenau und in wind- und wellengeschützten Ufern des Gnadensees verläuft das Röhricht ganz allmählich in den See hinaus» (S. 226)</p> <p>«... so ist z. B. im nordwestlichen Teil des Wollmatinger Riedes das Phragmitetum (u. Strictetum) in jüngster Zeit sehr weit gegen die seichte Alluvionsfläche (im Feld) vorgerückt» (S. 227); das gleiche «... von den Ufern der beiden Winkel des Gnadensees ..., bei Moos, bei Eschenz, im Espi Gottlieben usw.» (S. 227)</p>	<p>dieses an vielen anderen nährstoffarmen Seen Nord- und Süddeutschlands zu beobachtende Bild wurde seither nicht mehr beschrieben</p> <p>die Winkel zwischen dem 1838 aufgeschütteten Reichenauer Damm und der südlich bzw. nördlich davon verlaufenden natürlichen Uferlinie ist spätestens seit den 1970er-Jahren völlig mit Schilf zugewachsen; ausserdem wurden beiderseits breite Strandwälle angespült, die ebenfalls besiedelt sind (Abbildung 5)</p>
Nutzung	<p>«Künstlicher Uferschutz und Begünstigung der Verlandung durch Kultur des Schilfs ... ist am Untersee nirgends versucht worden.» (S. 227)</p> <p>«Die Schilfrohre werden im Spätherbst abgeschnitten, zu Bündeln gesondert und als ... Winterdecken für Reben und Blumenbeete verwendet ...» (S. 229)</p> <p>«... die übrigen Stengel werden als Streue abgemäht» (S. 229)</p>	<p>seit den 1980er-Jahren umfangreiche Renaturierungsmassnahmen, bei denen auch Schilf u. a. Röhrichtarten angepflanzt wurden</p> <p>bis Anfang der 1960er-Jahre noch kommerzielle Schilfernte; von 1978 bis 1983, teils auch später, Schilfpflegeversuche (Winterschnitt und -brand), nach teils erheblichen Bestandsverlusten abgebrochen</p> <p>mit der Umstrukturierung der Landwirtschaft und der Abschaffung der Viehbestände Ende der 1950er-Jahre (<i>Blenck 1971</i>: S. 167) weitgehende Reduzierung der Streue-Mahd (z. B. im Wollmatinger Ried); wird heute in den Naturschutzgebieten ersetzt durch Pflagemahd</p>

Schilf-Röhrichte

Das Schilf stellte damals wie heute den weitaus häufigsten Röhrichtbildner dar, dessen Bestände sich bis unter die mittlere Niedrigwasserlinie erstreckten und landseits auf staunassen Böden bis knapp zur 400-m-Höhenlinie reichten (Tabelle 1). Dennoch gibt es einige bedeutsame Unterschiede: Baumann hat noch ausgedehnte, lockere Röhrichte kennengelernt, die sich weit in den See hinausgeschoben und die aufgrund ihrer geringen Beschattungswirkung Nadelbinsen- und Strandlingsrasen gedeihen liessen. Bestände dieser Art wurden noch auf Luftbildern von 1954 und 1962 und zuletzt von uns um 1979 im *Giehrenmoos* beobachtet. In den Folgejahren verdichteten sich diese Bestände und waren äusserlich kaum mehr von den übrigen Beständen zu unterscheiden.

Weiter landeinwärts, im Übergangsbereich zum Ried, waren die Röhrichte ebenfalls aufgelockert, sodass sie einem reichhaltigen Unterwuchs Raum boten wie ein idealisiertes Profil durch die beiden Inseln des südlichen Wollmatinger Riedes zeigt (*Baumann 1911a*: Taf. XV; hier sind erstaunlicherweise drei Inseln dargestellt, Anm. d. Verf.). Ein ähnliches Profil findet sich bei *Bacmeister (1938)*.

Bei einer Gegenüberstellung der beiden Profile (Abbildung 3) stellt man fest, dass sich – im Vergleich zu den heutigen Verhältnissen und auch zu den Felduntersuchungen von Gerhard Lang (Abbildung 4) – nicht viel verändert hat. Sowohl in den Jahren nach 1900 wie auch in den 1930er-Jahren fand sich auf den Inseln auffallend viel Grüne Seebinse (*Schoenoplectus lacustris*). Das Schilfröhricht selbst wuchs locker und war von Steif- und Hirschen-Segge (*Carex elata* und *C. panicea*), aber auch von Strandrasenarten wie Bodensee-Vergissmeinnicht (*Myosotis rehsteineri*), Strand-Schmiele (*Deschampsia littoralis*) und Strandling (*Littorella uniflora*) durchdrungen. Der Ufer-Hahnenfuß (*Ranunculus reptans*) fehlt bei Bacmeister (1938), war aber nach eigenen Beobachtungen noch bis in die 1990er-Jahre im lockeren Schilfröhricht am Ufer des Wollmatinger Rieds südlich der Beobachtungsplattform vorhanden. Bodensee-Vergissmeinnicht und Strand-Schmiele fehlen heute in diesem Bereich, andererseits hat sich der Strandling seit dem Niedrigwasserjahr 2003 besonders nordöstlich der Insel Langenrain mehrfach neu angesiedelt (Ostendorp & Dienst 2009). Das Boden-

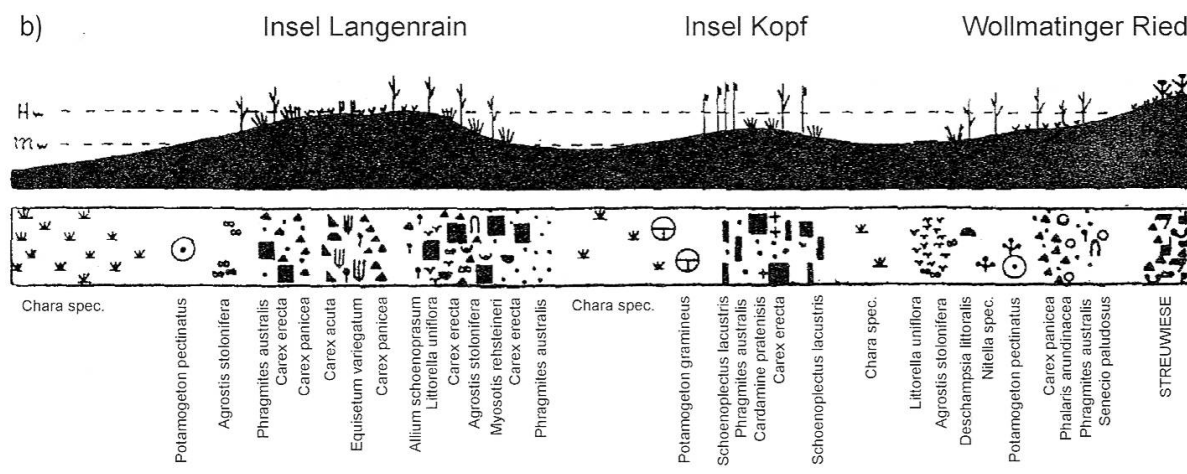
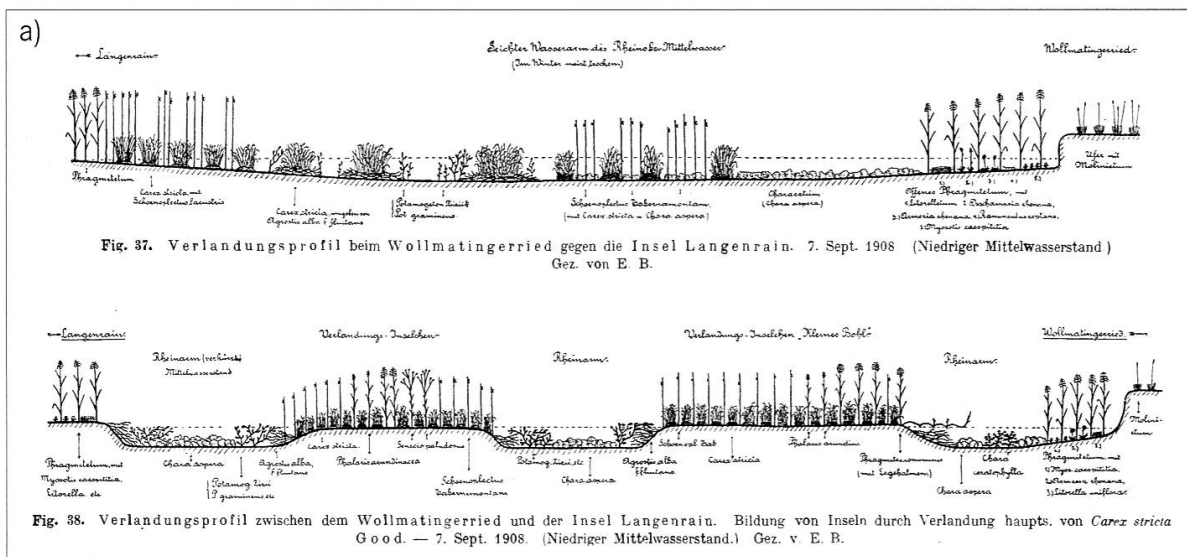


Abbildung 3: (a) Zwei Vegetationsprofile bei den Inseln im Wollmatinger Ried (Tafel XV aus Bauermann 1911a). Erläuterungen im Text; (b) Vegetationsprofil bei den beiden Inseln im Wollmatinger Ried (Profil 5 aus Bacmeister 1938), Pflanzennamen ergänzt. Erläuterungen im Text.

see-Vergissmeinnicht selbst war noch in den 1970er-Jahren ebenfalls südlich der heutigen Beobachtungsplattform vorhanden (*Harald Jacoby, mündl. Mitteilung*), wurde dann aber vom sich ausbreitenden und dichter wüchsigen Schilfröhricht verdrängt. Eine weitere botanische Rarität in diesem Vegetationsprofil ist – neben verschiedenen selten gewordenen Wasserpflanzen – der Bunte Schachtelhalm (*Equisetum variegatum*), der gegenwärtig am gesamten Bodenseeufer nur noch an einer Stelle zwischen Wangen und Hemmenhofen vorkommt (eigene Beobachtung). Dessen Bastard mit dem Ästigen Schachtelhalm (*E. ramosissimum*) – der Südliche Schachtelhalm (*E. x meridionale*) – besiedelt wenige Uferabschnitte am Nordufer von Überlinger- und Obersee sowie am Hochrhein westlich Schaffhausen und wächst dort an röhrichtfreien Stellen (eigene Beobachtungen).

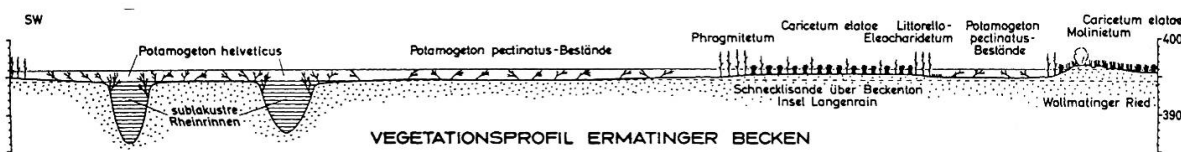


Abbildung 4: Vegetationsprofil zwischen dem Wollmatinger Ried und dem Schweizer Ufer aus Lang (1967: S. 569).

Die grossen Schilfgebiete, die Baumann auflistete, existieren auch heute noch. Mit einer Ausnahme: Das ausgedehnte Röhricht «unterhalb Konstanz im Rheingut» (heute *Schänzle*) wurde ab etwa 1900 zusammen mit dem landseits liegenden Feuchtgrünland aufgeschüttet. Dagegen sind mehrere isolierte Schilfbestände, die sich seinerzeit auf «inselartig erhöhten untiefen Stellen im Seegebiet» entwickelt hatten, verschwunden. Möglicherweise lag die Tiefengrenze von *Phragmites australis* unter den damaligen Bedingungen deutlich tiefer als heute.

Damals wie heute gab es Erosionsufer, an denen «das Röhricht langsam, aber fortwährend zurückweicht». Die markantesten dieser Uferabschnitte sind immer noch die gleichen: die Seerhein-Mündung in den Untersee und das Ufer südlich der *Hornspitze* auf der Höri. Inzwischen sind wenige Abschnitte hinzugekommen, die bei Baumann noch keine Erwähnung fanden, und die möglicherweise mit dem Wellenschlag der Schifffahrt in Zusammenhang stehen. Dem stehen die Uferabschnitte gegenüber, an denen Sedimentmaterial akkumuliert wird und infolge dessen «das Röhricht ganz allmählich in den See hinaus» läuft. Die grösste dieser Alluvionsflächen befindet sich beiderseits des Reichenauer Damms zwischen der *Kindlebild*-Kapelle und der Ruine *Schopflen* (Abbildung 5). Der rechtwinklig zur Uferlinie verlaufende Damm war im Jahr 1838 geschüttet und mit Pyramidenpappeln bepflanzt worden. Er wurde 1858 noch einmal erhöht und mit einer hochwassersicheren Fahrstrasse versehen (*Zimmermann 1958*). Seit jener Zeit haben sich die ufernahen Strömungs- und Transportbedingungen erheblich verändert: Es kam zur Bildung von drei Strandwallsystemen, einer südlich und zwei nördlich des Damms, und zu einer raschen Besiedlung mit Röhrichten. Die Zwickel, in denen Baumann noch reichlich Strandling und andere Strandrasen-Arten gefunden hat (*Baumann 1911a: Taf. XII*), sind längst von einem dichten Schilfröhricht überwachsen (vgl. auch *Strang et al. 2012*, in diesem Band).

Merkmal	ca. 1905 bis 1909 (n. <i>Baumann 1911a</i>)	ca. 1980 bis 2010 (nach Literaturangaben sowie nach Beobachtungen der Autoren, teils unpubliziert)
Besondere Wuchsformen	mit « <i>submersen, grasartigen, bandförmigen Blättern</i> » (S. 239); Fundorte: (i) bei den <i>Bimsenböschchen</i> bei Triboltingen, Tiefe unter Höchstwasserstand etwas über 2 m (S. 239-240); (ii) im <i>Böschchen</i> unterhalb Ermatingen: etwa 30 m vom Ufer entfernt, im Sommer etwa 2,25 m unter Wasser; (iii) Eschenz: « <i>...im Seegebiet gegen die Tiefe ..., wo sie teilweise ein rein submerses Leben führt</i> » (S. 241)	diese Wuchsform, insbesondere rein submers Bestände, wurden seither nicht mehr beobachtet; die in den letzten Jahren auftretenden Bestände liegen ausschliesslich im Eulitoral
Häufigkeit	k. A.	die Gesamtzahl und die Gesamtfläche der Bestände sind spätestens seit den 1960er-Jahren stark rückläufig (<i>Ostendorp & Dienst 2009</i>)
Zonaler Schwerpunkt	« <i>... an das Gebiet des ständig überschwemmten Hanges gebunden und nur ausnahmsweise ... auf [der] periodisch überschwemmten Grenzzone.</i> » (S. 243)	die wenigen in den letzten Jahren noch beobachteten Bestände liegen sämtlich im Eulitoral
Kontaktvegetation	« <i>... die Scirpeten in der Mehrzahl der Fälle vor den Phragmiteten (seewärts)</i> » (S. 237)	nur einer der Bestände (Insel Reichenau, Schopflen-Nordufer, erloschen zwischen 2000 und 2003) lag vor dem Schilfgürtel; die anderen aktuellen Bestände liegen in Rohrkolben- oder Rohrglanzgras-Röhrichtern
Bestandshabitus	« <i>... oft geschlossene, dichte Bestände bildend («Binsichte»), oder in Mischbeständen</i> » (p. 236)	kleine geschlossene Bestände
Bestandsstruktur/Sprosslänge	« <i>... erreichen die ansehnliche Länge von über 4 m</i> » (S. 238)	mittlere Sprosslänge 2 bis 2,5 m
Verbreitungsschwerpunkte	ausgedehnte «Binsichte»: beim Eschenzer Horn, zwischen Eschenzer Horn und Unter-Eschenz bis zur Insel Werd, bei Gundholzen, bei Iznang, bei Moos; Markelfinger Winkel, bei Allensbach (S. 237)	seitdem nicht mehr beobachtet (auch nicht in <i>Lang 1967</i> , Tab. 26); in den 1980er-Jahren konnten am deutschen Unterseeufer 23 Bestände beobachtet werden, von denen aber nur fünf eine Fläche von 100 m ² überschritten; aktuell existiert nur noch ein grösserer Bestand (ca. 20 m ²) im <i>Giehrenmoos</i>
Maximale Tiefengrenze	bis 2,8 m Tiefe (S. 236)	aktuell existierende Bestände: 0,1 bis 0,2 m unterhalb des mittleren Mittelwasserspiegels

Tabelle 2: Die Seebinsenröhrichte des Untersees zur Zeit Baumanns und heute.

Fortsetzung von Tabelle 2

Merkmal	ca. 1905 bis 1909 (n. <i>Baumann 1911a</i>)	ca. 1980 bis 2010 (nach Literaturangaben sowie nach Beobachtungen der Autoren, teils unpubliziert)
Isolierte Inselvorkommen	insgesamt sind 14 grosse, isoliert wachsende Seebinsen-Bestände dargestellt (Taf. XII), u. a. (i) im seichten Seegebiet oberhalb Gottlieben; (ii) « <i>Bimsenböschchen</i> » unterhalb Gottlieben, (iii) bei <i>Agerstenbach</i> , (iv) im <i>Espen</i> Triboltingen, (v) <i>Böschchen</i> Ermatingen, (vi) unterhalb Mammern, (vii) gegen Eschenz, (viii) Eschenzer Bucht gegen Unter-Eschenz mehrfach, (ix) Markelfinger Winkel, (x) vor Hegne, (xi) Insel Reichenau im <i>Streichen</i> (S. 236)	alle isolierten «Binsenböschchen» sind zwischenzeitlich verschwunden; der <i>Böschchen</i> am Badeplatz Triboltingen wurde 1979 letztmalig beobachtet (<i>Abbildung 7</i>)
Begleitvegetation	dichte Mischbestände: mit Schilf, seltener Rohrglanzgras, Wasserschwaden, <i>Nasturtium amphibium</i> (S. 236) lockere, sowohl reine als auch Mischbestände: <i>Potamogeton</i> div. spp., <i>Zannichellia palustris</i> ; bisweilen: <i>Chara</i> div. spp., <i>Nitella</i> div. spp., <i>Najas marina</i> ssp. <i>intermedia</i> , <i>Agrostis alba</i> , <i>Ranunculus reptans</i> , <i>Eleocharis acicularis</i> , <i>Myriophyllum verticillatum</i> , <i>Littorella uniflora</i> , seltener <i>Myosotis palustris</i> ssp. <i>caespititia</i> , <i>Hippuris vulgaris</i> , <i>Polygonum amphibium</i> , <i>Veronica anagallis</i> var. <i>aquatica</i> (S. 236)	aktuell sowohl reine als auch sehr artenarme Mischbestände
Bestandsdynamik	k. A.	k. A.
Erosion	k. A.	keine Bestände an wellenbelasteten Uferabschnitten
Akkumulation/Verlandung	«... die Rolle der Seebirse als Verlander eine ungleich wichtigere ... als bisher angenommen» (S. 244); Beispiel: «... der obere Binsenböschchen Entlibühl ..., der sich zurzeit im Stadium einer werdenden Insel befindet», «... bei mittlerem Wasserstand ... etwa 20 – 30 cm unter Wasser (S. 245 und Fig. 10); «... ähnlicher Verhältnisse bei Mammern unterhalb Eschenz gegen die Insel Werd» (S. 247)	aktuell keine Bedeutung; der « <i>Entlibühl</i> » ist heute nicht mehr mit Röhrichtvegetation bedeckt
Nutzung	«... Schwimmgürtel, von den Kindern (Schwummele) genannt» (S. 247)	aktuell keine Nutzungen bekannt

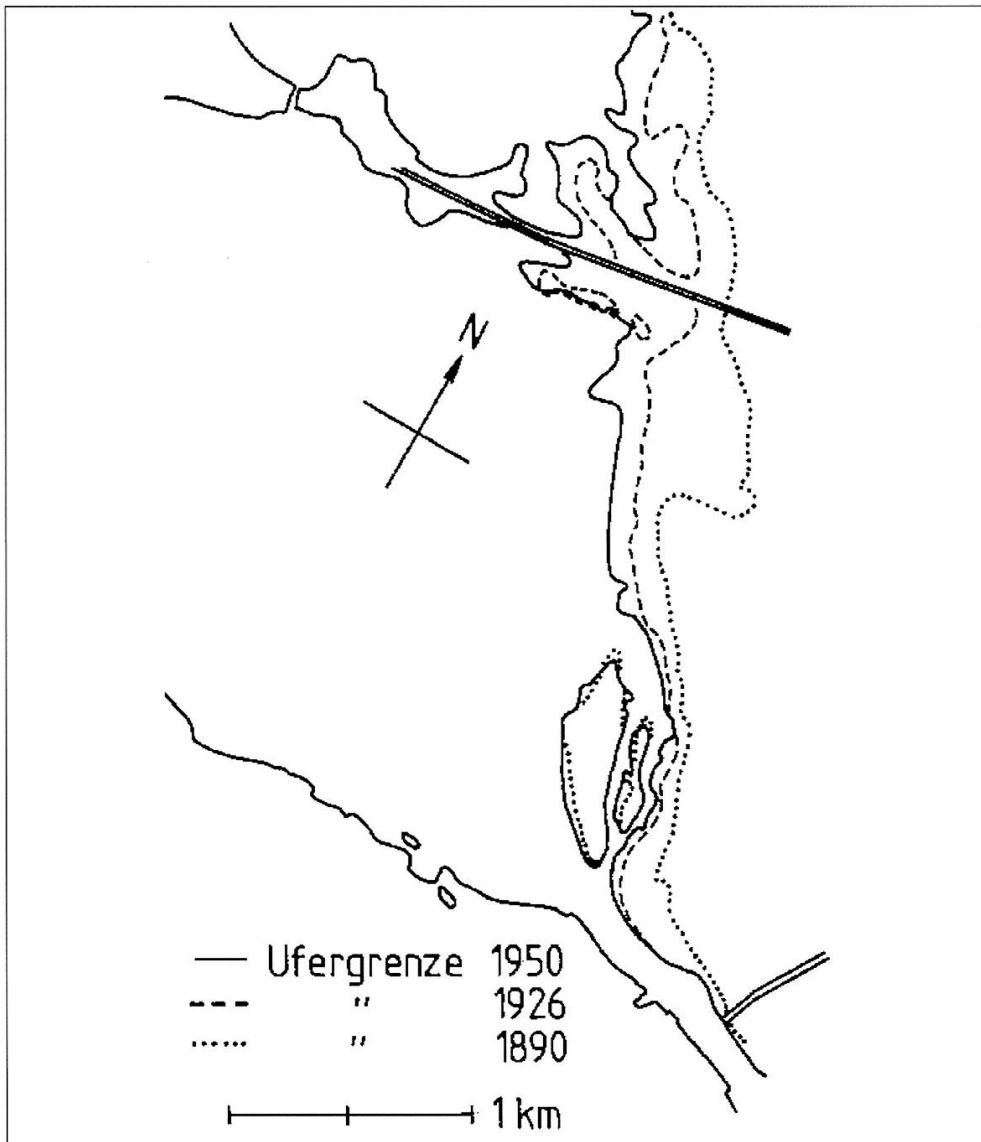


Abbildung 5: Entwicklung der Schilfuferlinie zwischen 1890 und 1950 beiderseits des Reichenauer Damms, umgezeichnet aus den topographischen Karten 1:25'000 (aus Ostendorp 1991).

Seebinsen-Röhrichte

Anders als die Schilfröhrichte haben die Seebinsen-Röhrichte im Laufe des vergangenen Jahrhunderts schwerwiegende Veränderungen erfahren (Tabelle 2).

Baumann gibt in Taf. XII allein 14 grössere Bestände der Grünen Seebinse (*Schoenoplectus lacustris*) an, die isoliert im offenen See lagen. Hinzu kamen damals noch mindestens vier weitere kleinere Bestände in Ufernähe, die in aller Regel ebenfalls vor dem Schilfgürtel lagen. In den zwei Vegetationsprofilen vor dem Wollmatinger Ried (Abbildung 3a) wurde die Seebinse von Baumann noch mehrfach eingezeichnet. Bei Bacmeister (1938) war sie im entsprechenden Profil 5 nur noch selten vorhanden (Abbildung 3b) und bei seinen anderen fünf Vegetationsprofilen kommt *S. lacustris* nur noch bei Iznang und Moos vor, wo die Art heute fehlt. Die Graue Seebinse (*S. tabernaemontani*) wird von Bacmeister nicht erwähnt, ist aber in den Profilen bei Baumann (1911a) eingezeichnet. Die Grüne Seebinse ist im Profil von

Lang (1967) nicht mehr eingezeichnet (Abbildung 4), wird aber von ihm für den westlichen Bodensee (sowohl Ober- wie auch Untersee) noch als *verbreitet* angegeben.

Bei einer flächendeckenden Erhebung Anfang der 1980er-Jahre wurden allein am deutschen Unterseeufer 23 Bestände beobachtet, von denen aber nur fünf eine Fläche von 100 m² überschritten (Abbildung 6). Die grossen isolierten Bestände im Ermatinger Becken waren verschwunden – mit einer Ausnahme: Der Binsböschchen östlich des Badeplatzes Triboltingen war 1979 noch erhalten und wurde seinerzeit durch einen Zaun und Balken vor Betreten und Befahren mit Booten geschützt (Abbildung 7). Bei neuerlichen Untersuchungen im Zuge des Niedrigwasser-Monitorings (vgl. Kapitel 4.4) und der Uferbegehung im Frühjahr 2011 wurden ein knappes Dutzend, teils sehr kleine Bestände gefunden. Ein grösserer Bestand mit ca. 80 m² Fläche wuchs nördlich der Ruine Schopflen (Reichenauer Damm). Er wurde durch das Extremhochwasser im Jahr 1999 geschädigt und ist zwischen Juli 2002 und Winter 2003/2004 vollends abgestorben (eigene Beobachtungen). Insgesamt muss man feststellen, dass Fläche und Zahl der Seebinsen-Bestände seit Anfang des 20. Jahrhunderts deutlich abgenommen haben. Gleichzeitig waren die Bestandsfluktuationen bedeutend grösser als beim Schilf.

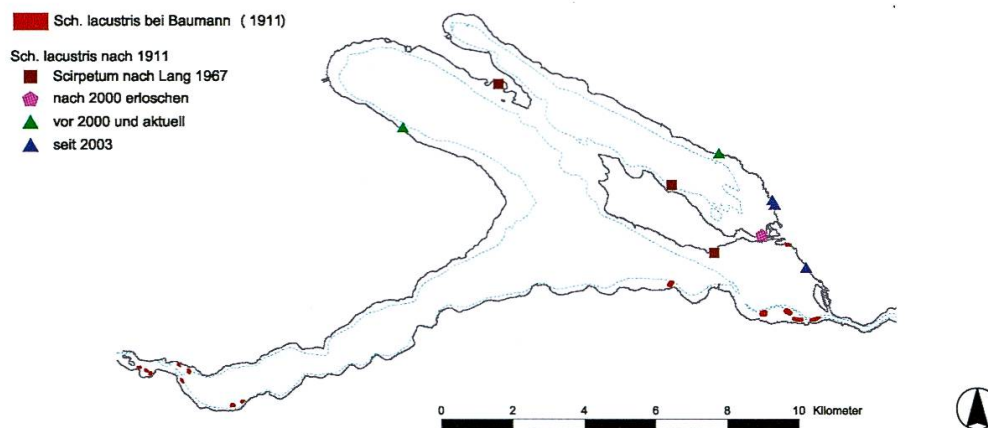


Abbildung 6: Fundorte der Seebinsse (*Schoenoplectus lacustris*), nach Angaben aus Baumann 1911a, Lang 1967, Rodat 1994 und eigenen unpubl. Beobachtungen der Autoren.



Abbildung 7: Seebinsen-Bestand beim Badeplatz Triboltingen; 03.03.1979 (Foto: W. Ostendorp).

Überdies lag die seeseitige Bestandsgrenze vor hundert Jahren tiefer als dies heute der Fall ist. Die von Baumann beobachteten Bestände befanden sich etwa einen Meter und mehr unter der Niedrigwasserlinie, sodass einige von ihnen nur Unterwasserblätter ausbildeten. Heute liegen alle Bestände im Eulitoral zwischen der Niedrig- und der Mittelwasserlinie; Unterwasserblätter wurden seither nicht mehr beobachtet. Die Grüne Seebirse bildete damals einartige Bestände, ohne begleitende Röhricht-Arten, in denen, sofern sie lockerwüchsig waren, auch ein Unterwuchs aus Unterwasserpflanzen vorkam, der von den wellen- und strömungsdämpfenden Eigenschaften des Seebirsens-Röhrichts profitierte. Heute sind die meisten Bestände klein und vielfach von Schilf oder Rohrglanzgras durchdrungen. Die im Gegensatz zum Schilf oberflächlich kriechenden Rhizome der Seebirse leisten der Ufererosion keinen Widerstand, sodass die Pflanzen nur an geschützten Stellen vorkommen. Dies veranlasste Baumann wohl, der Seebirse eine hohe Bedeutung als Verlandungspflanze zuzusprechen. Tatsächlich aber lässt sich in den Beständen kein aussergewöhnlicher Sedimentzuwachs feststellen.

Neben der Grünen kommt am Untersee auch die Graue Seebirse (*S. tabernaemontani*) vor, die Baumann an mehr als 19 Lokalitäten fand. Die Graue Seebirse war damit mindestens ebenso häufig wie die Grüne Seebirse, obschon ihre Bestände bedeutend kleiner und lockerer waren (*Baumann 1911a*: S. 248). Von der Grauen Seebirse schreibt *Lang (1967)* in Übereinstimmung mit Baumann (S. 248–249), dass sie «nicht so weit vordringt wie *S. lacustris*» und nur «selten auch im Schilfröhricht» wächst und gibt acht Fundorte am Untersee an. *S. tabernaemontani* hat sich ebenfalls in den Niedrigwasserjahren seit 2003 in der Röhrichtzone im nördlichen Wollmatinger Ried (*Giehrenmoos*) angesiedelt, ist aber nach den normalen Hochwässern von 2008 und 2009 wieder erloschen (eigene Erhebungen).

Rohrkolben-Röhrichte

Rohrkolben-Röhrichte gehörten zur Zeit Baumanns wie auch in späteren Jahrzehnten nicht zur typischen Ufervegetation des Untersees. Er selbst erwähnt acht Fundorte des Breitblättrigen (*Typha latifolia*) und sechs des Schmalblättrigen Rohrkolbens (*T. angustifolia*) sowie einen für den Bastard. Nur einer der *T. angustifolia*-Bestände nahm eine grössere Fläche ein. Anfang der 1980er-Jahre wurden allein am deutschen Ufer 25 Bestände von *T. angustifolia* mit einer Gesamtfläche von knapp 5'200 m² gezählt, ausserdem fünf kleine Bestände von *T. latifolia* von insgesamt 18 m² Fläche (*Ostendorp*, unveröff.) Viele dieser Bestände waren mit Schilf durchwachsen, was in den Folgejahren zu ihrem Verschwinden führte, bis es im Zuge des extremen Niedrigwassers im Jahr 2003 zu einer erneuten Rohrkolben-Invasion kam. Viele der nach 2003 entstandenen Rohrkolben-Flächen existieren auch heute noch. Die grössten von ihnen liegen nördlich des Reichenauer Damms und hatten 2010 eine Grösse von mindestens 1,3 ha (vgl. Kapitel 4.4 und *Abbildung 8*). Weitere kleinere Flächen, die anlässlich der Uferbegehung im Frühjahr 2011 gefunden wurden, befinden sich am Nordufer der Halbinsel Mettnau.

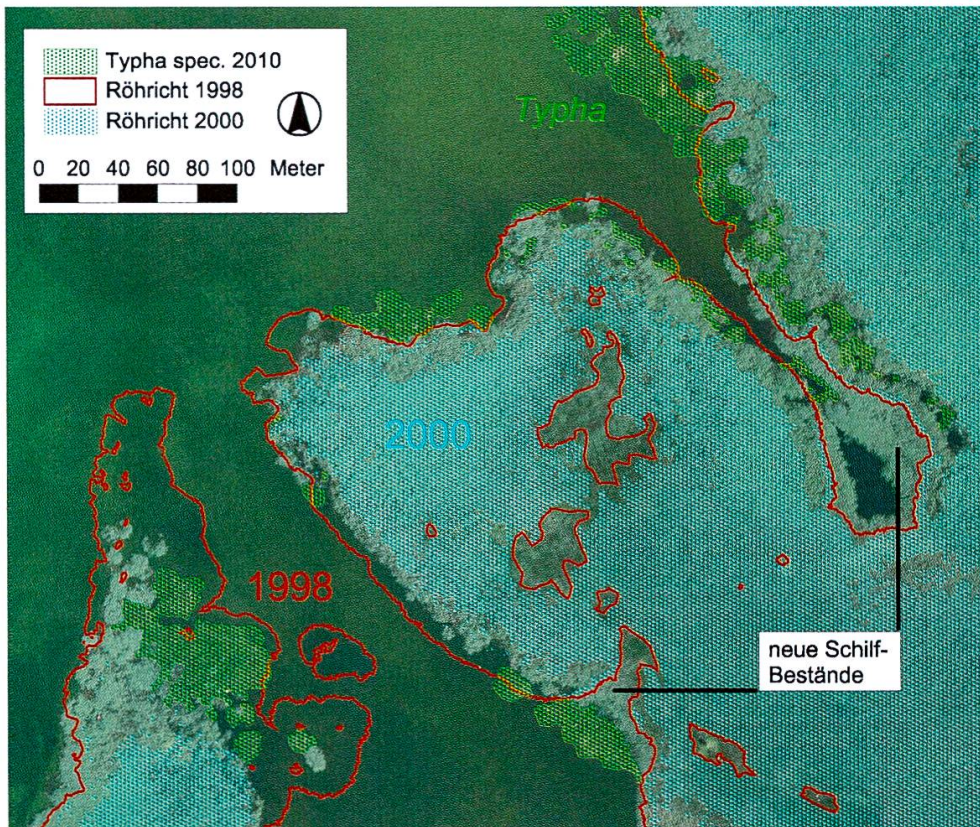


Abbildung 8: Röhrichtzone im Wollmatinger Ried nördlich des Reichenauer Damms. Bildgrundlage Luftbild 2010; Quelle LUBW. Erläuterung im Text.

Wir nehmen an, dass beiden Rohrkolben-Arten aufgrund ihrer Samen- und Keimungsbiologie der Charakter von Störungszeigern zukommt, die rasch auftauchen, wenn das Schilf als überlegener Konkurrent den Platz frei macht. Sie können sich dann eine Reihe von Jahren halten, bis das Schilf den Standort zurückgewonnen hat. Derartige Störungen, gefolgt von einem Schilfrückgang, gab es nach den extremen Hochwasserjahren von 1965/66 und 1999 (vgl. Kapitel 4.2). Letzterem folgte nur vier Jahre später ein ebenso extremes Niedrigwasser, was die Ausbreitung des Rohrkolbens zusätzlich begünstigt hat.

4 Faktoren der Röhrichtdynamik am Untersee

In der langen Geschichte des Bodensee-Untersees blieben die Lebensbedingungen für die Ufervegetation niemals konstant. Seespiegel-Tiefstände, wie sie für die Siedlungsphasen der stein- und bronzezeitlichen Pfahlbauern angenommen werden, wechselten mit aussergewöhnlichen Überschwemmungs- und Erosionsereignissen und mit jahrhundertelangen Seehochständen, von denen der hochmittelalterliche Hochstand gut belegt ist (Schmidt 1993, Zettler 1988: S. 134 ff). Währenddessen verschob sich die Uferlinie mal seewärts, mal landwärts und mit ihr auch die Vegetationsgürtel der Grenzzone. Allerdings ist zu beachten, dass die Niederungsgebiete des Untersees nicht immer so grossflächig waren, wie sie es heute sind. Vielmehr wurden durch die Photosynthesetätigkeit der

Unterwasserpflanzen mächtige Seekreidesedimente abgelagert, die heute die Hornspitze, die Radolfzeller Aach-Niederung, die Mettnau, das *Giehrenmoos*, das Wollmatinger Ried und das angrenzende *Tägermoos* bedecken (Niessen & Schröder 1991, Niessen & Sturm 1991). Von dieser Verlandung haben zweifellos auch die Röhrichte profitieren können.

Ein weiterer wichtiger Faktor, der sich grundsätzlich günstig auf die Wachstumsbedingungen der Röhrichtpflanzen auswirkt, ist der Nährstoffgehalt des Wassers und der Ufersedimente. Im ersten Drittel des Holozäns dürfte der See bedeutend nährstoffärmer gewesen sein als heute. Einen ersten Eutrophierungsschub erhielt er aber bereits von den Pfahlbauern am Seeufer, die durch ihre eigenen Fäkalien und Abfälle lokal zu einer Nährstoffbelastung beitrugen (Maier 2001). Überdies führten Rodungen und Ackerbau zur Abschwemmung des Oberbodens samt den in ihm enthaltenen Nährstoffen und damit zu einer seeweiten Nährstoffzunahme (Ostendorp et al. 1991), die aber bei weitem nicht das Ausmass der letzten Jahrzehnte erreichte (vgl. Kapitel 4.3 und Ostendorp 2012, in diesem Band). Schliesslich haben Seespiegelschwankungen bis in die jüngste Vergangenheit hinein die Dynamik der Uferröhrichte bestimmt, wie im Folgenden an zwei Beispielen gezeigt wird.

4.1 Das Schilf – eigentlich eine Landpflanze

Ausgerechnet die Pflanze, die in der Wasserwechselzone des Untersee-Ufers massenhaft vorkommt und dabei bis unter die mittlere Niedrigwasserlinie vordringt, ist eigentlich eine Landpflanze. «Die Schilfpflanze hat trotz [...] ihres häufigen Vorkommens im Wasser den Charakter einer Landpflanze vollständig beibehalten und vermochte sich nur wenig an das Wasserleben anzupassen», stellt Baumann (S. 225) zu Recht fest. Die anatomischen und physiologischen Mechanismen, die es dem Schilf trotzdem ermöglichen, dauerhaft mit den Füßen im Wasser zu stehen, sind inzwischen aufgeklärt. Sie haben mit der Durchlüftung und Sauerstoffversorgung der Rhizome durch Druckventilation zu tun sowie mit der Fähigkeit, einen zeitweise anaeroben Stoffwechsel mit Hilfe der grossen Kohlehydratreserven in den Rhizomen zu überstehen (Brändle 1990, Grosse et al 1996). Aber der Überflutungstoleranz von *P. australis* sind Grenzen gesetzt: Wenn junge, heranwachsende Sprosse für längere Zeit überschwemmt werden oder wenn das Luftgewebe (Aerenchym) der Halme durch mechanische Beschädigung oder durch Mahd geöffnet wird und sich mit Wasser füllt, stirbt der Rhizomkörper flächenhaft ab und mit ihm der gesamte Schilfbestand. Weit seewärts stehende Schilfbestände müssen mit dem Risiko leben, dass in einzelnen Jahren der Seespiegel im Frühsommer schneller ansteigt als die jungen Halme wachsen können. Dann ist die Überflutungstoleranz rasch überschritten. Diese Zusammenhänge sind auch Baumann nicht verborgen geblieben: «Wenn sie [die Schilfpflanze, Anm. d. Verf.] bei raschem Steigen des Wassers überschwemmt wird, so faulen die untertauchenden Blätter bald ab [...] Nach lange andauernder, totaler Überflutung konnte ich an zwei Stellen (im Gnadensee) das vollständige Absterben von allerdings nur kleinern und dünn stehenden Schilfkolonien konstatieren» (S. 225).

4.2 Extreme Hochwasser und Röhrichtrückgang am Untersee

Aussergewöhnliche Hochwasserphasen kommen am Bodensee immer wieder vor (Abbildung 9), zuletzt 1924, 1965, 1987 und 1999. Besonders problematisch sind hohe Wasserstände während der Wachstumsphase des Schilfs in den Monaten Mai und Juni. Wie in früheren Jahrzehnten die Schilfbestände des Untersees auf extreme Hochwasserstände reagiert haben, ist nicht bekannt, jedoch darf man annehmen, dass bereits die Hochwasserjahre zwischen 1917 und 1927 zu Bestandsrückgängen geführt haben. Gut dokumentiert sind hingegen die Bestandseinbrüche, die die Ereignisse von 1965/66 und 1999 hervorgerufen haben (Ostendorp 1990 und 1991, Schmieder et al. 2003, Dienst et al. 2004). Die meteorologischen und hydrologischen Ereignisse jener Jahre liessen sich recht genau mit den Reaktionen der seeseitigen Schilfbestände in Übereinstimmung bringen.

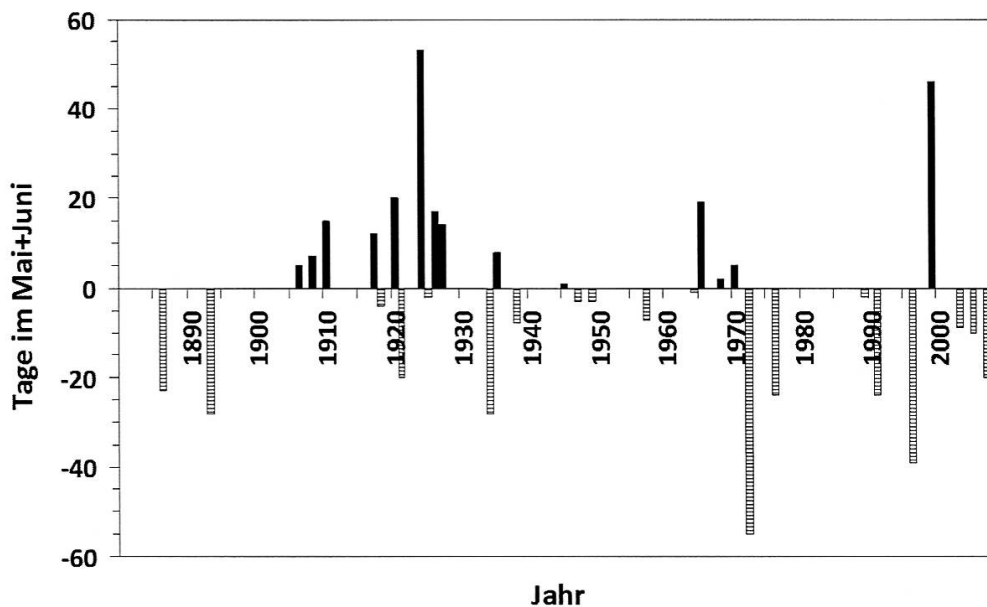


Abbildung 9: Hoch- und Niedrigwasserphasen am Bodensee-Untersee. Dargestellt sind die Tage in den Monaten Mai und Juni, in denen der Wasserstand über bzw. unter dem 20-jährigen Ereignis lag (Pegel Berlingen 1876–2008; Quelle: Bundesamt für Umwelt, Bern).

Das Jahr 1965 war in hydrologischer wie meteorologischer Hinsicht ein Extremjahr. Der Juni-Wasserstand war der fünfhöchste seit Beginn der regelmässigen Pegelregistrierungen am Untersee (Pegel Berlingen) im Jahre 1886. Hohe Wasserstände wurden bereits Anfang Juni erreicht. Während des Hochwasserhöchststandes traten am 17. und 30. Juni zwei schwere Stürme auf, die mehr als vier Stunden andauerten und eine Stärke zwischen 7 und 10° Beaufort erreichten. Dazu kamen schwere Hagelschläge am 26. Juni und am 11. Juli. Auch die Folgejahre wiesen zu Beginn der Vegetationsperiode ungewöhnlich hohe Wasserstände auf, die die überlebenden Schilfbestände überschwemmten und zum Absterben brachten. Augenzeugenberichte belegen die schweren Schäden an den Schilfröhrichten. In jenen Jahren sind allein am deutschen Unterseeufer (ohne Seerhein) rund 30 Hektar (das entspricht 26%) aquatische Röhrichte, d. h. Bestände unterhalb der mittleren Mittelwasserlinie (mMW), abgestorben.

Im Mai und Juni 1999 trat ein extremes Hochwasser ein, das unter dem Begriff *Pfingsthochwasser* in die Geschichte des Bodensees eingegangen ist. Es war mit 397,34 m ü. NHN (DHHN92, Amsterdamer Null) nach dem von 1890 das zweithöchste Hochwasser, das am Untersee gemessen wurde (vgl. *Abbildung 9*). In der Pegelgeschichte des Obersees (seit 1817) erreichte es Rang vier. Aussergewöhnlich war sein früher Eintritt: Bereits am 24. Mai wurde der Höchstwert erreicht, der dann – nach kurzem Absinken – am 11. Juni nochmals eintrat. Die Überschwemmung dauerte auch sehr lange: 50 Tage lang lagen die Wasserstände über dem 10-jährigen Mittel. Rein rechnerisch tritt ein solch frühes Hochwasser nur alle 4'000 Jahre ein (*Jöhnk et al. 2004, Ostendorp et al. 2007*). Die Überschwemmung erfasste die Schilfpflanzen auch dieses Mal in ihrer frühen Wachstumsphase mit der Folge, dass die seenahen, tief wachsenden Bestände völlig überflutet und dadurch stark geschädigt wurden, was zu massiven Verlusten führte. Allein am baden-württembergischen Unterseeufer erreichte die Rückgangsfläche der aquatischen Röhrichte (d. h. unterhalb 395,20 m ü. NHN) 23,42 ha, was 22,2% der Fläche von 1978 entspricht (*Dienst et al. 2004*). Ausserdem konnte ein deutlicher Zusammenhang zwischen Sohlniveau und Schädigungsgrad festgestellt werden: Je tiefer die Schilfbestände unter der Mittelwasserlinie lagen, umso stärker wurden sie geschädigt (*Dienst et al. 2004*: S. 34).

Für das Wollmatinger Ried (*Giehrenmoos*, Uferlänge 760 m) und das Nordufer der Reichenau (920 m) wurden anhand von Luftbildern die Röhrichtflächen der Jahre 1961, 1967, 1978, 1998 und 2000 berechnet (*Schmieder et al. 2003*). Die Daten wurden dann mit neuen Flächenmessungen der Luftbildserie von 2010 ergänzt (*Abbildung 10*). Der Schilfrückgang durch das Hochwasser 1965 lag in diesen Uferabschnitten bei über 30% und damit in der gleichen Grössenordnung wie

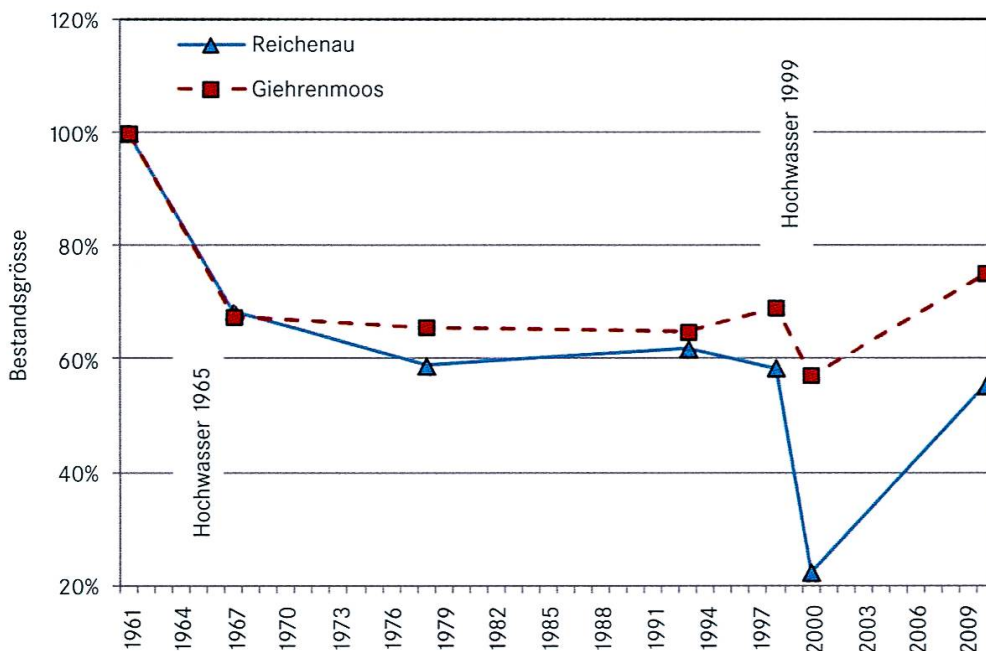


Abbildung 10: Bestandsänderung des aquatischen Schilfröhrichts im Wollmatinger Ried (Giehrenmoos, Uferlänge 760 m) und am Nordufer der Reichenau (920 m) über 6 Zeiträume; 1961 = 100% (nach Schmieder et al. 2003 u. neuere Auswertung) unterhalb 395,30 m ü. NN.

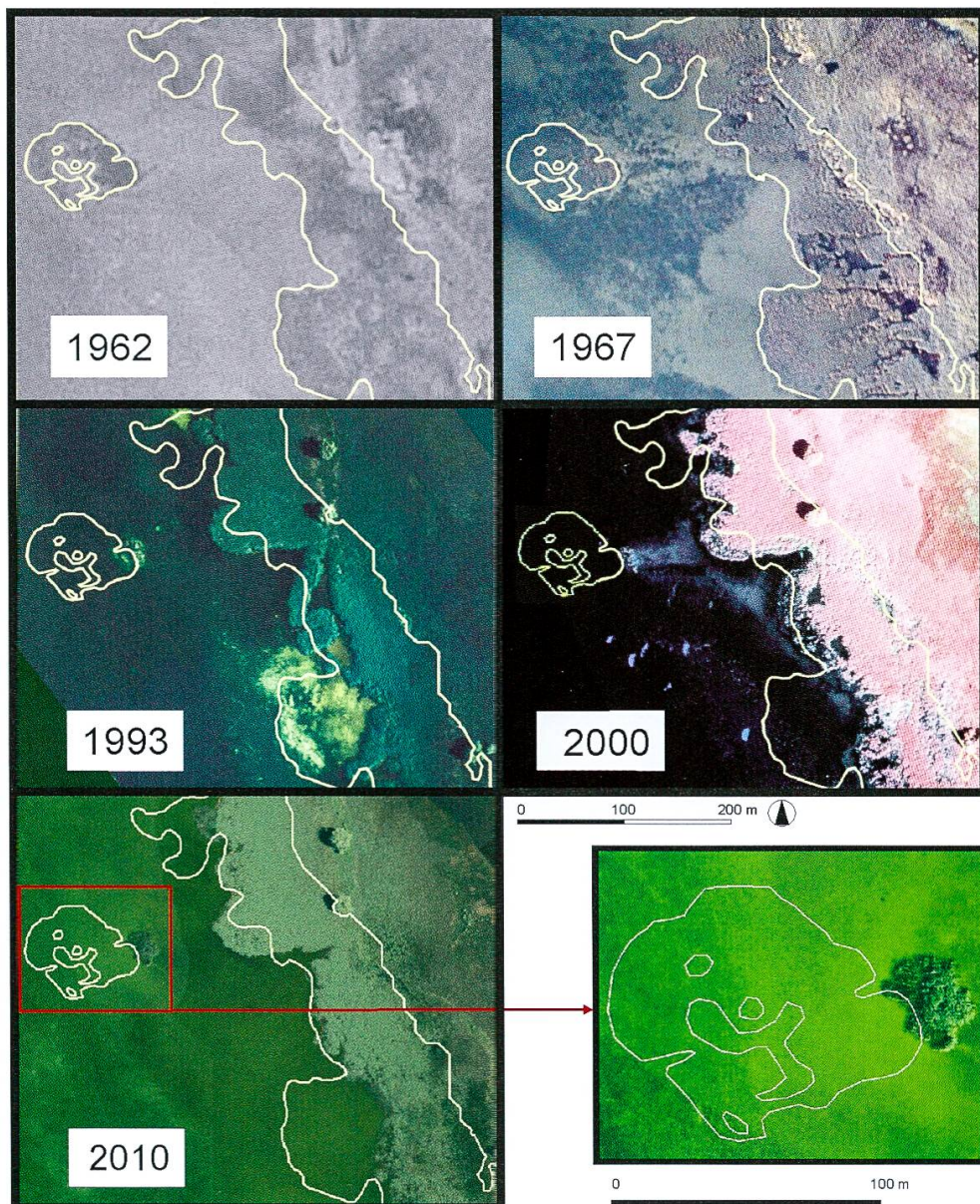


Abbildung 11: Luftbildauschnitte der Jahre 1962, 1967, 1993, 2000 und 2010 im Gebiet Giehrenmoos südlich Hegne. Die Grenzen der Schilfröhrichte von 1962 sind als gelbe Silhouette eingezeichnet. Im Ausschnitt rechts unten ist die starke Verlagerung und Verkleinerung des Hegner Schachens zu sehen. Nach Schmieder et al. (2003) ergänzt.

für das gesamte deutsche Unterseeufer (s. o.). Zwischen den beiden extremen Überschwemmungen von 1965 und 1999 konnte sich das Schilfröhricht kaum erholen. Am Nordufer der Reichenau war es in dieser Zeitspanne sogar noch weiter zurückgegangen, wofür die starke Nährstoffbelastung und der daraus resultierende Massenwuchs von Fadenalgen verantwortlich gewesen sein könnten. Im Jahr 1999 kam es zu einem weiteren Bestandseinbruch. Dieser war an der Reichenau prozentual wesentlich stärker als im *Giehrenmoos* (siehe *Abbildung 11*). Zumindest in diesen beiden Untersuchungsflächen konnte sich das Röhricht nach dem Rückgang durch das Hochwasser 1999 wieder weitgehend erholen, was jedoch nicht an allen Uferabschnitten der Fall ist. Nördlich des Reichenauer Damms gibt es aktuell immer noch grössere Ausfallflächen, in denen seit 2003

andere Röhrichtarten – meist der Schmalblättrige Rohrkolben (*Typha angustifolia*) wachsen (Abbildung 8, vgl. Kapitel 4.4).

Der Auslichtung der seeseitigen Schilfbestände, bis hin zum völligen Absterben, führte zunächst nicht zur Einwanderung anderer Röhricht-Arten. Es kam lediglich zur Ansiedlung des Südlichen Wasserschlauchs (*Utricularia australis*) auf den Stoppelflächen im östlichen Gnadensee vor dem Wollmatinger Ried, verbunden mit einer kräftigen Blütenbildung. In den Folgejahren wurde oft der Haarblättrige Hahnenfuss (*Ranunculus trichophyllus*) beobachtet. Möglicherweise haben auch andere Wasserpflanzen von der nun fehlenden Beschattung durch das Schilf profitieren können. Die Artenzahl auf den Röhricht-Ausfallflächen hat erst in den Niedrigwasserjahren seit 2003 stark zugenommen (vgl. Kapitel 4.4).

4.3 Röhrichtrückgang, Eutrophierung und Uferdynamik

Das Schilfsterben von 1965/66 fiel in die Phase der ungehindert voranschreitenden Nährstoffbelastung des Bodensees, sodass der Gedanke nahe lag, dass die Eutrophierung – neben vielen anderen negativen Folgen – auch für das Schilfsterben verantwortlich war. Die chemisch-physiologische Rückgangshypothese (Schröder 1979) ging davon aus, dass es durch die Eutrophierung seit Mitte des Jahrhunderts zu einer Zunahme der Halmdichte und zu einer verstärkten Bildung von Bruchschilf infolge der Schwächung des Halm-Festigungsgewebes gekommen sei. Beide Faktoren seien für einen verringerten Wasseraustausch mit dem See und für eine verstärkte landwärtige Akkumulation von fäulnisfähigen organischen Substanzen und Nährstoffen im Sediment verantwortlich. Unter diesen Bedingungen komme es in der sedimentnahen Wasserschicht zu erheblichen Sauerstoff-Sättigungsdefiziten, begleitet von hohen Ammonium-, Schwefelwasserstoff- und Methankonzentrationen und geringen pH-Werten, die sich letztlich toxisch auf das Schilf auswirkten. Verstärkt werde dieser Effekt durch toxische Wirkungen eingeschwemmter Fadenalgen (*Cladophora spec.*).

Intensive Untersuchungen zur Bestandsstruktur und zur Sedimentchemie liessen in den Folgejahren erhebliche Zweifel an dieser und ähnlichen, scheinbar so plausiblen Hypothesen aufkommen, sodass schliesslich der weniger spektakulären, dafür aber besser belegten Hochwasser-Hypothese der Vorzug gegeben wurde. Dennoch hat die Eutrophierungshypothese weitere Forschungen angestossen. Zwei europäische Grossforschungsprojekte (Ostendorp 1989, van der Putten 1997, Brix 1999) erbrachten eine Vielzahl von neuen Erkenntnissen zur funktionellen Ökologie von *Phragmites australis* und anderen Röhrichtpflanzen. Den Nachweis schädlicher Auswirkungen der Seeneutrophierung erbrachten sie aber nicht. Dennoch können die Hochwasserereignisse den Umfang des Röhrichtrückgangs nicht vollständig erklären, weitere Faktoren traten hinzu. So wurden in dieser Zeit zahlreiche Uferbaumassnahmen durchgeführt, denen beträchtliche Schilfflächen zum Opfer fielen. Andererseits kam es auch in den 1970er- und 1980er-Jahren zu punktuellen Bestandsausfällen unbekannter Ursache. Es bleibt zu erwähnen, dass in jenen Jahren auch einige Seebinsen-Bestände verschwanden (z. B. bei Moos, Reichenau-Bibershof und der Insel Langenrain).

Das Thema Schilfrückgang – in den 1970er- und 1980er-Jahren noch eine Geschichte mit ungewissem Ausgang – stiess nicht nur in der Fischerei und bei den Fachbehörden, sondern auch in der Presse und bei der interessierten Öffentlichkeit auf grosses Interesse. Es besass darüber hinaus den willkommenen Nebeneffekt, die Landesregierung in Stuttgart umso nachhaltiger auf das noch immer nicht abgeschlossene Kapitel der Reinhaltung des Bodensees hinzuweisen. Als sich gut 15 Jahre später der nächste, ebenfalls hochwasserbedingte Röhrichrückgang ereignete, lag mehr Gelassenheit in der Diskussion. Man hatte verstanden, dass die Uferökotone naturnaher Seen ausgesprochen dynamische Lebensräume sind, und dass diese Dynamik einen unverzichtbaren Bestandteil des naturbelassenen Bodenseeufer ausmacht. Oder anders gesagt: «Durch die besonders am Untersee so vielfach wechselnden Lebensbedingungen infolge der stets sich verändernden Wasserstände verschiebt sich das Vegetationsbild und die Zusammensetzung seiner Flora fast unaufhörlich» (Baumann 1911a: S. 1).

4.4 Das extreme Niedrigwasserjahr 2003 und seine Folgen

Nach dem Hochwasser von 1999 und nach den ebenfalls überdurchschnittlich starken Überschwemmungen in den Jahren 2000 und 2001 kam es vom Frühsommer bis Herbst 2003 zu einem extremen Niedrigwasserstand, wie er (für den Monat September) nur mit einer Wahrscheinlichkeit von 1:500 auftritt. In den Jahren 2004 bis 2007 lagen die Wasserstandsganglinien ebenfalls deutlich unter dem langjährigen Mittel und erst das Jahr 2008 zeigte wieder einen normalen Wasserstandsverlauf (Ostendorp & Dienst 2009).

Der niedrige Sommerwasserstand im Jahr 2003 hatte sich überraschend schnell auf die Ufervegetation flachschariger Uferabschnitte ausgewirkt. Noch im Spätsommer 2003 wurden weite Uferstrecken des Wollmatinger Rieds vor dem erhalten gebliebenen Schilfröhrich mit einer zunächst nur schütterten Vegetation besiedelt. Eine seit Anfang 2004 von der *Arbeitsgruppe Bodenseeufer (AGBU)* durchgeführte Untersuchung zu der in diesem Ausmass bisher nicht gekannten Vegetationsdynamik hat u. a. folgende Ergebnisse gebracht: Im Kartiergebiet des Wollmatinger Rieds konnten im Januar bis März 2004 57 Sippen identifiziert werden. Die durchschnittliche Deckung auf der insgesamt 26 ha grossen Untersuchungsfläche betrug 21%, woraus sich rechnerisch eine vegetationsbedeckte Fläche von rund 5,5 ha ergab. In den folgenden Jahren nahm die Zahl der Sippen zunächst ab (46 Sippen im 2004), dann aber wieder zu (68 Sippen im 2006). Die vegetationsbedeckte Fläche erhöhte sich zunächst auf fast 9 ha, um bis 2006 wieder auf 6,5 ha abzunehmen (Ostendorp & Dienst 2009). Die zehn häufigsten Arten (vgl. Tabelle 3) zuzüglich des von den Bestandesrändern her eindringenden Schilfs machten zwischen 85 und 97% der gesamten vegetationsbedeckten Fläche aus. Im Jahr 2003 wurde die Pioniervegetation durch Breitblättrigen Rohrkolben (*Typha latifolia*), Gift-Hahnenfuss (*Ranunculus sceleratus*), Quellgras (*Catabrosa aquatica*) und Wasser-Ehrenpreis (*Veronica anagallis-aquatica*) – vorwiegend im nördlichen Teil des Kartierungsgebietes – sowie durch Gebirgs- und Gliederbinse (*Juncus alpinoarticulatus*/*J. articulatus*) – vorwiegend im Südteil – dominiert. Diese Sippen waren auch 2006 noch stark vertreten, wobei sich die Anteile aber deutlich zugunsten von Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) und Schmalblättrigem Rohrkolben (*Typha angustifolia*) verschoben hatten.

Vegetationsperiode	2003		2004		2006	
Kartierte Fläche	26,06		15,15		17,33	
Zahl der identifizierten Sippen	57		46		68	
	ha	%	ha	%	ha	%
Vegetationsbedeckte Fläche	5,52	21,2	8,65	57,1	6,45	37,2
<i>Catabrosa aquatica</i>	0,46	8,3	0,18	2,1	0,13	2,0
<i>Eleocharis acicularis</i>	0,19	3,4	0,14	1,7	0,29	4,6
<i>Juncus alpino-art. + articulatus</i>	1,14	20,7	2,86	33,0	1,23	19,0
<i>Phalaris arundinacea</i>	0,21	3,8	0,91	10,6	1,15	17,8
<i>Phragmites australis</i> (Altschilf)	n. e.	n. e.	n. e.	n. e.	0,49	7,6
<i>Ranunculus sceleratus</i>	0,59	10,7	0,08	1,0	0,13	2,0
<i>Rorippa amphibia</i>	0,24	4,3	0,21	2,5	0,06	1,0
<i>Salix</i> -Jungpflanzen	0,14	2,5	0,12	1,4	0,13	2,0
<i>Typha angustifolia</i>	0,00	0,0	0,00	0,0	0,24	3,7
<i>Typha latifolia</i>	1,07	19,5	3,49	40,4	1,66	25,8
<i>Veronica anagallis-aquatica</i>	0,66	12,0	0,38	4,4	0,39	6,1
Summe	4,70	85,2	8,39	97,1	5,90	91,6

Tabelle 3: Übersicht der häufigsten Sippen des Kartierungsgebiets im Wollmatinger Ried nach Erhebungen aus den Jahren 2004 bis 2007 (aus Ostendorp & Dienst 2009). *J. alpinoarticulatus* und *J. articulatus* wurden zusammengefasst, da beide Arten im vegetativen Zustand nicht immer sicher zu unterscheiden waren; n. e. = nicht erfasst.

Von den 53 Gefässpflanzenarten, die bereits von Baumann für die untere Wasserwechselzone des Wollmatinger Rieds erwähnt wurden, konnten 33 Arten erneut beobachtet werden. Darunter sind 16 Arten, für die zwischen 1960 und 2002 keine Beobachtungen in der Uferzone des Wollmatinger Rieds vorlagen. Zusätzlich wurden 26 Arten gefunden, die weder bei Baumann noch bei Lang (1967) erwähnt sind, und die auch in den vergangenen Jahrzehnten nicht am Uferstreifen beobachtet worden waren. Zu ihnen gehören 13 Arten, die oft an Feuchtstandorten angetroffen werden und insofern standortstypisch sind, sowie 13 meist ruderales Arten verschiedener Standorte. Besonders auffallend waren die neuen Rohrkolben-Bestände, die sich 2003 nördlich des Reichenauer Damms angesiedelt hatten. Der Breitblättrige Rohrkolben (*Typha latifolia*), der zunächst dominierte, wurde seit 2005 zunehmend vom Schmalblättrigen Rohrkolben (*T. angustifolia*) verdrängt. *Abbildung 8* zeigt auf einem Luftbild aus dem Jahr 2010 die aktuellen Schilfbestände. Die im Luftbild nur undeutlich erkennbaren Rohrkolben-Bestände sind grün unterlegt. Sie weisen in diesem Bereich

eine Grösse von ca. 1,3 ha auf. Sie wachsen einerseits in den ehemaligen Schilfflächen (rote Linie), aber auch seeseits davon. Von 2000 bis 2010 haben sich die zurückgewichenen Schilfbestände wieder ausgedehnt – teilweise auch über die ursprüngliche Röhrichtfront von 1998 hinaus. So wird derzeit die ehemals offene östliche kleine Bucht nördlich des Reichenauer Damms rasch mit Schilf neu besiedelt und wächst – bedingt durch die Niedrigwasserstände seit 2003 – zunehmend zu. Die Ausbreitung wird mancherorts dadurch unterstützt, dass sich Schilf 2003 auch über Samen neu angesiedelt hat, was bis dahin nur sehr selten beobachtet wurde. Die auffälligen Leghalme, die bereits Baumann verschiedentlich beobachtete (*Tabelle 1*), konnten nur an wenigen Stellen für eine schnellere Expansion des Schilfröhrichts sorgen (*Ostendorp & Dienst 2009*).

Auch Weiden, zumeist Silber-Weiden (*Salix alba*), haben sich 2003 in der seeseitigen Schilffront angesiedelt. In der ersten Vegetationsperiode sind sie bis zu einer maximalen Höhe von 80 cm herangewachsen. In den Folgejahren starben die seeseits gelegenen Bestände vielfach ab. Andere litten unter dem Verbiss von Rehen und der Wühltätigkeit von Wildschweinen. Wo sie geschützt wachsen konnten und nicht zu stark überschwemmt wurden, erreichten die Weiden in wenigen Jahren Höhen von bis zu fünf Meter, sodass sich derzeit Initialstadien von Weichholzauenwäldern bilden, die aber am Untersee nicht besonders ins Auge fallen, da sie nur wenig über das Schilfröhricht hinausragen. Grössere Weiden-Bestände von aktuell 5 bis 6 Meter Höhe gibt es an der Mündung der Stockacher Aach im Überlingersee (*Ostendorp & Dienst 2009*).

5 Nutzung der Uferröhrichte

5.1 Seebinse, Rohrkolben und Schilf als Nutzpflanzen

Angesichts der geringen flächenhaften Bedeutung der Uferröhrichte von der Steinzeit bis in die Eisenzeit ist es nicht verwunderlich, dass aus den ungeheuren Mengen organischen Fundmaterials in den Kulturschichten der Seeufersiedlungen am Bodensee nur sehr wenige einschlägige Materialreste geborgen wurden. Es handelt sich um den verkohlten Rest einer Schilf-Rispe (*Schlichtherle 1990*: S. 85) und um eine Flechtarbeit (*Körber-Grohne & Feldtkeller 1998*: S. 167). Für die naheliegende Vermutung, die Häuser der stein- und bronzezeitlichen Pfahlbaudörfer seien mit Schilf gedeckt gewesen, gibt es derzeit wenig Belege; wahrscheinlich waren sie mit den Rindenbahnen der Bauhölzer gegen Regen abgedichtet.

Die Seebinse, nicht ohne Grund auch Flechtbinse genannt, eignet sich für vielerlei Flecht- und Knüpfarbeiten (*Seidel 1955*), z. B. Seile, Matten, Körbe oder Stuhlflechte, ausserdem als Packmaterial. Das wohl bekannteste Binsenkörbchen gehörte Johann Wolfgang von Goethe (*Eckermann 1836*: S. 383). Der Dichter und Naturforscher sammelte darin Mineralien und Steine. Das Binsenkörbchen existiert heute noch – ein Beweis für die Haltbarkeit des Materials. In den Niederlanden und in Finnland besaßen im 19. und 20. Jahrhundert Ernte und Verarbeitung von Seebinsen lokal eine gewisse ökonomische Bedeutung, wenn der Rohstoff, die Binsenhalme, auf grossen Flächen zur Verfügung stand (*Seidel 1955*). Am Bodensee

nutzte man die Seebirse aufgrund ihres lufthaltigen Markgewebes zur Anfertigung von Schwimmhilfen für Kinder, *Schwummele* genannt (Baumann 1911a: S. 247).

Über die Verwendbarkeit von Rohrkolben ist wenig bekannt. Möglicherweise konnte das Mark in getrocknetem Zustand als Werg-Ersatz zum Abdichten von Fässern genutzt werden. So zitiert Baumann Joseph B. Jack, der berichtete, *T. latifolia* werde in Radolfzell «in kleinen Teichen für den Gebrauch der Küfer angepflanzt» (Baumann 1911a: S. 85). Im bald darauf folgenden Weltkrieg wurden in Deutschland eine *Studienkommission für Typha-Forschung* und eine *Deutsche Typha-Verwertungsgesellschaft* gegründet, die aus dem Rohrkolben Verbandsmaterial herzustellen versuchte (Lueger 1920: S. 647).

Die breiteste Verwendung fand in den beiden vergangenen Jahrhunderten das Schilfrohr, und zwar als Bauhilfsstoff zur Herstellung von Dämmplatten und Putzträgermatten sowie zur Fertigung von Windschutzwänden und Lichtschutz- und Isoliermatten für Frühbeete im Gemüsebau, ausserdem zur Zellulose-Gewinnung für Papiere und Packmaterialien und als Briketts und Pellets, ähnlich den Holzschnitzel-Briketts im Hausbrand (Rodewald-Rudescu 1974). Einige dieser Verwendungsmöglichkeiten waren spätestens seit dem ausgehenden 18. Jahrhundert bekannt (Lunden 1796). Am Neusiedler See und in den grossen Delta-gebieten Osteuropas entstanden zu Anfang des 20. Jahrhunderts regelrechte Schilf-Industrien mit maschineller Ernte und Verarbeitung des Schilfstrohs. Auch die Anwohner des Untersees machten vom Schilf als «Mehrzweckpflanze» intensiven Gebrauch: «Die Schilfrohre [werden] im Spätherbst abgeschnitten, zu Bündeln gesondert und als schützende Winterdecken für Reben und Blumenbeete verwendet, die übrigen Stengel als Streue abgemäht. Seltener wird das Schilf bei der Herstellung von Gipsdecken gebraucht.» (Baumann 1911a: S. 229). Je nach Bedarf wurden die seeseitigen Schilfflächen des Untersees von der ortsansässigen Bevölkerung im Spätsommer und Herbst gemäht, zu einer Zeit als die Halme noch beblättert waren, und zu Streue verarbeitet. Oder sie wurden nach dem Blattwurf im Winter – möglichst bei gefrorenem Untergrund – von Hand und später maschinell geerntet, um daraus Putzträgermatten u. a. zu fertigen.

5.2 Schilfernte für die Baustoffindustrie

Putzträgermatten aus trockenem Schilfrohr finden seit Jahrhunderten im Stuckateurhandwerk, vor allem beim Lehm- und Kalkmörtelverputz, breite Verwendung. Das dazu notwendige Rohr wurde in vielen Landschaften Mitteleuropas entsprechend dem lokalen Bedarf geerntet, so auch am nördlichen Bodenseeufer (Holland 1841: S. 157). Erst als Mitte des 19. Jahrhunderts die ersten leistungsfähigen mechanischen Rohrwebstühle zur Verfügung standen, konnten sich kleine Verarbeitungsbetriebe etablieren, beispielsweise in Eriskirch bei Friedrichshafen die Betriebe der Familien Brugger (ab 1893), Hakspiel und Vonbach (Kleiner 1998). Wahrscheinlich haben auch die Reichenauer Bauern, die in den 1930er-Jahren eine kommerzielle Schilfernte betrieben, in diese Betriebe geliefert (Abbildung 12). Auch in den Aufbaujahren nach dem letzten Weltkrieg waren Putzträgermatten aus Schilf sehr gefragt und so gründete der aus Bayern zugewanderte Hans Ostermeier 1949 in der Nähe der Reichenauer Bahnstation eine Rohrmatten-

weberei (H.-D. Ostermeier, mündl. Mitteilung). Der kleine Familienbetrieb, der in Spitzenzeiten zwei bis drei Mitarbeiter beschäftigte, bezog das Rohmaterial aus den seeseitigen Abschnitten des Wollmatinger Rieds sowie per Bahnfracht aus Osteuropa. Pro Jahr wurden etwa 12'000 Matten zu je 10 m² gefertigt und im örtlichen Baustoffhandel sowie im Export abgesetzt. Als in den späten 1950er-Jahren im Wohnungsbau fast nur noch Eisenbetondecken eingezogen wurden, die eine andere Verputztechnik verlangten, kam das Geschäft zum Stillstand und Ende 1964 wurde die Reichenauer Rohrmattenfabrik geschlossen. Das Rohmaterial, soweit es aus dem Wollmatinger Ried bzw. aus dem Giehrenmoos stammte, wurde von einigen Reichenauer Landwirten im Winter mit Einachsmähern geerntet, zu Bündeln von einem Meter Umfang zusammengefasst und gegen Stücklohn an die Fabrik abgeliefert (H.-D. Ostermeier, mündl. Mitteilung).



Abbildung 12: Schilfernte auf der Insel Reichenau für die Rohrmatten-Herstellung: (a) Das Schilf wird bei niedrigem Wasserstand und gefrorenem Sediment mit einer Sichel mit verlängertem Griff geerntet; die beernteten Bestände weisen eine geringe Halmdichte ohne Altschilf sowie gleichmässig hohe Halme auf; (b) die blattlosen Halme werden gebündelt und bundweise abtransportiert (Fotos: G. A. Jauch, 1938; Quelle: Sammlung H. Jacoby, Konstanz).

5.3 Schilf als Streupflanze

In der wenig spezialisierten Landwirtschaft des 19. Jahrhunderts stützte sich die Hofdüngerproduktion, die für das Reb- und Gemüseland sowie für die Hausgärten notwendig war, überwiegend auf die Erzeugung von Mist. Zu diesem Zweck wurde das Stroh aus dem Getreideanbau in die Winterställe des Hornviehs gebracht, um – mit den Fäkalien der Tiere vermengt – im Frühjahr auf den Feldern Verwendung zu finden. Wenn die Strohmenen, wie auf der Insel Reichenau, deren Landwirtschaft auf Weinbau spezialisiert war (Blenck 1971), nicht ausreichten, gingen die Bauern anfänglich zur Waldstreunutzung über: *«Der Reichenauer ist daher genöthigt, zu dürrtiger Streu für sein Vieh aus den [...] Gemeindewaldungen dürres Laub und Waldmoos zu sammeln [...]. Daß dieses einen elenden Dünger gebe, [...] und auch den Waldungen nicht zuträglich sey, versteht sich von selbst»*, schrieb der im Schloss Hegne ansässige Großherzoglich-Badische Staatsrath von Hofer (von Hofer 1822: S. 176–177). Er empfiehlt stattdessen, auf Flächen, die sich nicht entwässern lassen, *«der Natur nachzuhelfen und ergiebige Sumpfräser, als Schwertgras, Schilfrohr etc. zu pflanzen. [...] Diese Rohrarten und das Schwertgras geben eine vortreffliche Streue, wenn sie mit dem Beil auf einem Stock zerhauen und dem Vieh unterlegt werden»* (von Hofer 1822: S. 178). A. Holland (1841: S. 156) stellte fest, *«daß es an dem ganzen diesseitigen [württembergischen, Anm. d. Verf.] Seeufer in den letzten Jahren ein ungemeiner Eifer erwacht ist und bei der Anlage solcher Geröhrliche weder Kosten noch Fleiß gespart werden»*. In diesem Sinne lobte der Mecklenburgische Patriotische Verein für Ackerbau, Industrie und sittliche Cultur 1861 die Preisfrage aus: *«Wie werden je nach den verschiedenen Gewässern und Bodenarten Rohrplantzungen am zweckmäßigsten angelegt und demnächst gepflegt?»* (Bernatz 1863: S. 4). Das Preisgeld ging nach Bayern: Der Wiesenbaumeister Wilhelm Bernatz hatte am königlichen Staatsgut zu Schleißheim seit einigen Jahren hinreichende Erfahrungen mit Versuchspflanzungen, Ernte und Verwertung des Schilfs gesammelt. Auch am nördlichen Bodenseeufer in der Gegend um Friedrichshafen, Eriskirch und Langenargen scheinen einige Schilfpflanzungen angelegt worden zu sein (Holland 1841, Göriz 1841: S. 57), obschon sich weder Schilfkultur noch Schilfstreunutzung langfristig durchsetzten.

Vielfältige Umstrukturierungen in der Landwirtschaft Süddeutschlands und der Schweiz führten in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts zu einer Verschärfung des Streumangels und damit auch zu Engpässen bei der Hofdüngerproduktion (Konold & Hackel 1990), denen u. a. mit der Anlage und Bewirtschaftung von sogenannten Streuwiesen (Häfener 1847: S. 4) begegnet wurde. Zu den landwirtschaftlich wertvollsten Streuepflanzen zählten nach Stebler (1897) Pfeifengras, Rohrglanzgras und verschiedene Seggen-Arten, erst in zweiter Linie das Schilf, da dieses *«eine harte, schwer zersetzbare Streu»* gibt (Stebler 1897: S. 83), sodass es *«nötig [ist] den Rohrdünger auf der Miststätte einer längeren Gärung auszusetzen»* (Holland 1841: S. 157). Auch nach der Erinnerung älterer Reichenauer Einwohner war Schilf keine beliebte Streupflanze, da es Flüssigkeiten nur schlecht absorbiert, und durch die Starrheit der Halme eine gewisse Verletzungsgefahr für das Vieh bestanden habe soll (A. Wagner, * 1937; I. Strang, mündl. Mitteilung). Wir dürfen also vermuten, dass die Reichenauer Bauern den

Streuwiesen den Vorzug gegeben haben, auf denen infolge Spätsommermahd das wenig schnittfeste Schilf zugunsten des Rohrglanzgrases oder der Seggen zurückgedrängt worden war. Dennoch haben sie ab und an, je nach Notwendigkeit und Umständen, bis in die 1930er-Jahre auch auf starkwüchsiges Uferschilf zurückgegriffen, um den Düngerbedarf decken zu können (Blenck 1971: S. 177). Im Unterschied zur Ernte von blattlosen Stängeln für die Herstellung von Putzträgermatten wurde hierfür das Schilf im Spätsommer und Herbst geerntet, in einer Zeit als der Halm grün und die Blätter noch vorhanden waren (Abbildung 13). Alternativ konnte man auch – ähnlich wie beim Sammeln der Waldstreu – im Frühwinter die abgefallenen Blätter sammeln und in Säcken nach Hause transportieren, während die kahlen Stängel in die Rohrmattenfabrik gingen. Schilf ist eben eine Mehrzweckpflanze.



Abbildung 13: Schilfernte auf der Insel Reichenau zur Streugewinnung: (a) um 1925, Ernte im Herbst: die Halme tragen Blätter, das Schnittgut wird nicht gebündelt (Foto: J. Schmalz, um 1925; Quelle: Sammlung H. Jacoby); (b) in den 1930/1940er-Jahren, Beerntung eines ca. 3m hohen, offenbar Altschilf freien Bestandes mit einer herkömmlichen Sense im Spätsommer (Foto: G. A. oder W. A. Jauch, ohne Datum; Quelle: Sammlung H. Jacoby).

Einzelne Ornithologen begegneten seit den 1930er-Jahren der Schilfmahd zwar mit einer gewissen Ablehnung (vgl. *Hirschböck et al. 1987*: S. 146 ff.). Im Allgemeinen kamen die unterschiedlichen Interessen aber gut aneinander vorbei. Jedenfalls können älteren Berichten keine negativen Auswirkungen auf typische Schilf-Brutvögel entnommen werden (*H. Jacoby, mündl. Mitteilung*). Den Höhepunkt erreicht die Streuwiesennutzung des Alpenvorlandes in den ersten Jahrzehnten des 20. Jahrhunderts. Aber bereits Ende der 1930er-Jahre wurden grosse Flächen melioriert, eine Entwicklung, die sich in den 1950er-Jahren verstärkt fortsetzte (*Abt 1991*). Auch am Unterseeufer wurden die feuchten Flächen in Futterwiesen umgewandelt oder mit Pappelforsten bepflanzt, während die nassen, nicht mehr rentabel zu bewirtschaftenden Flächen brach fielen und verschilften. Vermutlich waren die grossen, heute vom Schilf bedeckten Flächen zwischen Mittelwasser- und Hochwasserlinie zur Zeit Baumanns, und auch später noch, bewirtschaftete Streuwiesen.

5.4 Nutzung im ingenieurb biologischen Wasserbau

Eine weitere, am Bodenseeufer nahe liegende Verwendungsmöglichkeit der Schilfpflanze ist deren Nutzung als lebender Baustoff im ingenieurb biologischen Wasserbau (*Bittmann 1953*). Der Begriff *Ingenieurblogie* selbst war zu Zeiten Baumanns noch nicht bekannt – er wurde erst 1938 von Arthur von Kruedener und Hans Lorenz im Zusammenhang mit dem Bau der deutschen Reichsautobahnen geprägt – wohl aber einige der typischen Verfahrensweisen. So erwähnen *Schröter & Kirchner (1902*: S. 37–39), dass bereits um 1840 am thurgauischen Oberseeufer Schilfpflanzungen vorgenommen worden seien, um die Ufererosion einzudämmen und die Verlandung zu fördern. Die Verwendung natürlicher Materialien im Uferschutz hätte bereits damals auch dem Untersee gut angestanden, denn «*während durch zielgemäÙe Bepflanzung der kahlen Uferteile mit Schilf, Binsen und Weidenbäumen das natürliche, anmutige Uferbild erhalten zu werden verdiente, wird dasselbe durch unforme Steinhäufen oder häÙliche Mauern verunstaltet*» (*Baumann 1911a*: S. 227) – eine unselige Tradition, die sich leider bis in unsere Tage fortgesetzt hat (s. Kapitel 6.3).

5.5 Uferröhrichte und Selbstreinigungskraft

Die starke Verschmutzung der Oberflächengewässer mit häuslichen Abwässern und den darin enthaltenen Nährstoffen brachte in den 1950er-Jahren eine weitere Anwendung der Röhrichtpflanzen mit sich: ihre Verwendung in der Klärtechnik. Obschon die ersten grosstechnischen Versuche von Käthe Seidel (1907–1990) mit der Grünen Seebirse (*Seidel 1966*) und später von Reinhold Kickuth (*1929) mit Schilf (*Kickuth 1969*) eher belächelt wurden, gaben sie der hydrobotanischen Forschung einen beachtlichen Anstoss, mit dem Resultat, dass in ländlichen Gebieten heute zahlreiche *Schilfkläranlagen* in Betrieb sind und ihren Beitrag zum Gewässerschutz leisten (*Wissing & Hofmann 2002*). Schnell wurde auch den am natürlichen Standort vorkommenden Röhrichtern eine grosse Bedeutung bei der Selbstreinigung der Oberflächengewässer zugeschrieben, angesichts der anhaltenden Probleme mit der Wasserqualität des Bodensees und den zunächst wirkungslos gebliebenen Gewässerschutz-

investitionen (vgl. *Ostendorp 2012*, in diesem Band) ein verlockender Gedanke. So wurden der Erhalt der Schilfröhrichte, ihre Pflege und ihre Wiederansiedlung von den 1970er- bis in die 1990er-Jahre zu einer gemeinsamen Leitidee von Naturschutz- und Gewässerschutzbehörden (vgl. Kapitel 6).

5.6 *Uferröhrichte im Naturschutz*

Schon früher wusste man selbstverständlich um die Bedeutung des Röhrichts für den Artenschutz, die Nahrungskette und die Stabilisierung der Ufer, zu einer Zeit also, als diese Begriffe noch in ferner Zukunft lagen: *«Die meisten Entengeslechter suchen vom Schilf einen Schutz für ihre Jungen, [...] so dass sie schwerlich von ihren Feinden entdeckt werden können, und treffen eben da die reichste Vorrathskammer von nützlichen Nahrungsmitteln an»* (*Lunden 1796*). Ihm war auch geläufig, dass aufgrund des günstigen – wie man heute sagen würde – Mikroklimas *«Insekten noch in den Jahreszeiten angetroffen werden, wenn sie anderwärts schon völlig verschwunden sind»*, sodass *«die meisten von unseren Zugvögeln gemeiniglich spät im Herbst beim Strande und im Schilf anzutreffen sind.»* Seit jener Zeit ist viel Detailwissen um die Ökologie der Röhrichte und ihrer Bewohner hinzugekommen (Übersicht *bei Ostendorp 1993*), das die besondere Bedeutung der Röhrichte nachdrücklich unterstreicht. Das gilt auch für den Untersee, denn *«das Schilf ist [...] das eigentliche Wahrzeichen des Untersees»* (*Baumann 1911a*: S. 218). Mit zunehmender Ufernutzung durch Gemeinden und Private verschwanden seither beträchtliche Röhrichtflächen unter Bauschutt und Beton. So wurde in den Augen mancher Naturschützer das schwindende Schilf zum Symbol für den rücksichtslosen Umgang mit der Natur am Bodenseeufer. Wie so oft im Naturschutz gingen auch hier Jahrzehnte der Zerstörung und ökologischen Wertminderung dem wirksamen Schutz voraus. Heute stehen die Röhrichtgürtel des Untersees unter dem Schutz der schweizerischen¹ und der deutschen² Bundesgesetzgebung sowie des Landesnaturschutzgesetzes von Baden-Württemberg³ bzw. des Gesetzes zum Schutz und zur Pflege der Natur und der Heimat vom 8. April 1992⁴ des Kantons Thurgau. Danach dürfen Röhrichte auch ausserhalb von Schutzgebieten *«weder gerodet noch überschüttet noch auf andere Weise zum Absterben gebracht werden»* (NHG, Art 1, 1), vielmehr sind die *«natürliche[n] und naturnahe[n] Gewässer einschließlich ihrer Ufer [...] vor Beeinträchtigungen zu bewahren und ihre natürliche Selbstreinigungsfähigkeit und Dynamik zu erhalten»* (BNatSchG § 1 Abs. 3; § 30 Abs. 2, Ziff. 1 u. 2). Insbesondere die

-
- 1 Bundesgesetz über den Natur- und Heimatschutz (NHG) vom 1. Juli 1966 (Stand am 1. Januar 2012)/SR 451; hierin siehe Art. 21 u. 22.
 - 2 Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), das zuletzt durch Artikel 5 des Gesetzes vom 6. Februar 2012 (BGBl. I S. 148) geändert worden ist; hierin siehe: § 1 (Ziele des Naturschutzes), Abs. 3, Ziff. 3; § 30 (Gesetzlich geschützte Biotope), Abs. 2, Ziff. 1 und 2; § 39 (Allgemeiner Schutz wild lebender Tiere und Pflanzen ...), Abs. 5, Ziff. 3.
 - 3 Gesetz zum Schutz der Natur, zur Pflege der Landschaft und über die Erholungsvorsorge in der freien Landschaft (Naturschutzgesetz - NatSchG) vom 13. Dezember 2005; hierin siehe: § 32 (Besonders geschützte Biotope), Abs. 1 und Anhang (Biotope nach § 32 Abs. 1 Nr. 1): Ziff. 1.7 und 2.3.
 - 4 Gesetz zum Schutz und zur Pflege der Natur und der Heimat vom 8. April 1992 (In Kraft gesetzt auf den 1. April 1994)/450.1: hierin siehe: § 2.

Röhrichte des baden-württembergischen Bodenseeufer gehören zu den «*besonders geschützten Biotopen*» (NatSchG BW, § 32 Abs. 1 i.V.m. Anhang Ziff. 1.7 u. 2.3), in denen es verboten ist, «*Röhrichte in der Zeit vom 1. März bis zum 30. September zurückzuschneiden; außerhalb dieser Zeiten dürfen Röhrichte nur in Abschnitten zurückgeschnitten werden*» (BNatSchG, § 39 Abs. 5 Ziff. 3). Aber alles hat seine Grenzen, denn die zuständige thurgauische kantonale Behörde «*kann die Beseitigung der Ufervegetation [...] bewilligen*», wenn ein wasserbaupolizeilich genehmigtes, standortgebundenes Vorhaben realisiert werden soll (NHG, Art. 22).



Abbildung 14: Wintermahd und -brand : (a) Mähraupe auf einer Fläche östlich von Moos; zu sehen sind die Kreismesser und der Saugkopf, der das Häckselgut in einen Container befördert (12.02.1981, Foto: W. Ostendorp). (b) Schilfbrand auf der Insel Reichenau; das noch feuchte Schilf wurde zunächst gemäht und gesammelt, die Mieten dann angezündet (24.02.2000, Foto: W. Ostendorp).

6 Schutz und Management der Uferröhrichte

6.1 Schilfpflege

Die Pflege der Schilfbestände erschien in den 1970er- und 1980er-Jahren umso notwendiger, als dass gut zehn Jahre zuvor grosse Bestandsflächen abgestorben waren (vgl. Kapitel 4.2). Für den Rückgang war die Eutrophierung des Sees, verbunden mit einer Anreicherung von fäulnisfähigen organischen Substanzen und von Nährstoffen verantwortlich gemacht worden. So lag der Gedanke nahe, die aquatischen Schilfröhrichte durch Entnahme von Biomasse, also durch Winterschnitt oder -brand zu entlasten. In technischer Hinsicht war die Wintermahd nicht allzu schwer zu bewerkstelligen, da die trocken liegenden Uferflächen im Winter zumindest für einige Wochen gefroren und damit für die speziell gefertigten Raupenfahrzeuge befahrbar waren (*Abbildung 14*). Das Mähgut und die darin enthaltenen Nährstoffe wurden maschinell oder von Hand ausgetragen. Auf diese Weise wurden zwischen 1979 und 1983 am deutschen Ufer sowie im Triboltinger Ried umfangreiche Versuche vorgenommen, von denen ein Teil wissenschaftlich begleitet wurde (*Ostendorp 1987, 1993*). Die Ergebnisse waren ernüchternd: Die zuvor als Hypothesen formulierten Verbesserungen stellten sich nicht ein. Stattdessen zeigte sich auf vielen Pflegeflächen eine Bestandsdegradation, die die Schilfpflanze gegenüber natürlichen Stressoren empfindlicher machte. In letzter Konsequenz kam es zu mehrjährigen Bestandsausfällen, sodass die Mähversuche eingestellt wurden.

6.2 Schilfschutz

Eine in den 1970er- und 1980er-Jahren gängige Variante der Eutrophierungshypothese besagte, dass das Festigungsgewebe der Schilfhalme durch das zu hohe Nährstoffangebot im Wasser und im Sediment reduziert werde, wodurch das Schilf mechanischen Stressoren (Algen- und Holztreibgut, Wellen der Motorboote, rastende Vögel) gegenüber empfindlicher sei (Knickschilf-Bildung). Konsequenterweise wurde vorgeschlagen, die rückgangsgefährdeten Bestände mit Wellenschutzeinrichtungen oder sogar mit Zäunen und Drahtkäfigen zu umgeben. Erste Käfige und Wellenbrecher wurden 1966 von Frank Klötzli vom Geobotanischen Institut der ETH Zürich in Altenrhein (Obersee, Kanton St. Gallen) eingerichtet (*Klötzli & Züst 1973*). Einige Jahre später folgten ähnliche Anlagen im Röhricht vor Triboltingen. Hier sollten – in der Nähe der Schifffahrtsrinne – vor allem die Auswirkungen des Wellengangs untersucht werden. Über Ergebnisse ist nichts bekannt geworden. Die verrottenden Reste der Anlagen sind heute kaum noch zu erkennen, das vorrückende Schilf hat sie längst überwachsen (*Abbildung 15*).

6.3 Wiederansiedlung von Schilfbeständen

Nachdem Mitte der 1980er-Jahre erkennbar geworden war, dass einerseits die Nährstoffbelastung des Bodensees nicht weiter anstieg, sich andererseits die geschädigten Schilfbestände stabilisierten (*Pier et al. 1993*), erfolgte ein gewisser Strategiewechsel. Jetzt kam es darauf an, die abgestorbenen Schilfbestände durch Neuanpflanzungen zu ersetzen. Hierzu eigneten sich Uferrenaturierungsmassnahmen, bei denen das Relief verbauter oder erodierte Uferabschnitte durch Vorschüttungen abgeschrägt wurde. Die neu geschaffenen Flächen wurden teils

mit Schilf bepflanzt, teils der natürlichen Vegetationsentwicklung überlassen (Abbildung 16). Der grösste Teil dieser Massnahmen lag jedoch am Obersee und Überlinger See (Krumscheid-Plankert 1993, Kümmerlin 1993). Nicht immer waren die Pflanzungen erfolgreich. Zu wechselhaft, unvorhersehbar und zu risikoreich waren – aus der Position der Schilfpflanze betrachtet – Wasserstandsentwicklung, Wellengang und Treibgutanschwemmungen am Bodenseeufer. Auch hier bewahrheitete sich eine «Binsenweisheit», die am Anfang der Renaturierungsbemühungen am Bodenseeufer stand: Einen Schilfbestand (und ein naturnahes Ufer) *heute* zu erhalten und zu schützen, ist einfacher und kostengünstiger, als ihn *morgen* neu anzupflanzen.

a)



b)



Abbildung 15: (a) Wellenbrecher (Schwimmkampen und Palisaden) im Schilfgebiet vor Triboltingen mit Beobachtungsplattform (Nov. 1985); (b) ehemalige Schilfschutz-Palisaden vor Triboltingen (10.03.2011, beide Fotos: W. Ostendorf).

6.4 Riedpflege

Ein anderes Thema ist die Riedpflege der Naturschutzverwaltungen bzw. der betreuenden Naturschutzverbände, beispielsweise im Wollmatinger Ried, im Tri-boltinger und Ermatinger Ried, auf der Mettnau und Hornspitze auf der Höri. Hier geht es u. a. darum, die Konkurrenzkraft der Röhrichte zugunsten der Ried- und Streuwiesenvegetation einzuschränken (Kaule & Bruns 1991, Bauer 1987). Die Riedpflegemassnahmen imitieren gewissermassen eine traditionelle bäuerliche



Abbildung 16: (a) Vorbereitung einer Schilfpflanzung: ausgegrabene Rhizome werden sortiert, um später in die Pflanzfläche eingebracht zu werden; (b) Schilfpflanzversuch des Instituts für Seenforschung am Südufer der Insel Reichenau (Schopflen, Bruckgraben): die eingebrachten Stecklinge werden mit Palisaden und Netzen vor Treibgut und Vogelfrass geschützt (Mai 1987, beide Fotos: W. Ostendorf).

Nutzungsform, die bereits vor Jahrhunderten zu einer Aushagerung der Böden geführt hat: «*Kein Wunder also, wenn sie [die Wiesen, Anm. d. Verf.] mager sind*», denn durch die Nutzung «*entsteht ein mooriger Boden und ein saures Ried- und Borstengras....*» (von Hofer 1822: S. 178). Beides sind Voraussetzungen, die zu der hohen Artenvielfalt geführt haben, wie Baumann sie in den Rieden des Bodenseeuferes angetroffen hat.

6.5 Ein möglicher Schutzkonflikt: Strandrasen- und Schilfpflege

Die Niedrigwasserjahre seit 2003 haben dazu geführt, dass sich die Röhrichte wieder ausdehnen und verdichten. Dabei wachsen Schilfbestände an mehreren Stellen seitlich in Strandrasen-Bestände ein (eigene Beobachtungen; vgl. auch *Strang et al. 2012*, in diesem Band). Diese expandierenden Röhrichte weisen zumindest zu Beginn eine sehr lockere Struktur auf, sodass die konkurrenzschwachen Strandrasenarten durchaus noch eine gewisse Zeit darin wachsen können. Werden die Röhrichte mit der Zeit dichter, führt dies zu einem – wenn auch nur sehr kleinflächigen – Schutzkonflikt. In den meisten Fällen bekommen die stark gefährdeten Strandrasenarten bei den Pflegemassnahmen den Vorrang, d. h. unerwünschte Schilfbestände werden zurückgedrängt. Dies macht man am besten mit einer Wintermahd und einem zusätzlichen Grünschnitt im Mai oder Juni.

7 Zusammenfassung und Ausblick

Röhrichte stellen einen wichtigen Bestandteil des Landschaftsbildes, der Vegetationsdecke und der Lebensräume des naturnahen Unterseeufers dar. Zumeist werden sie vom Schilf gebildet, aber auch die Grüne und die Graue Seebinsse sowie der Schmalblättrige und der Breitblättrige Rohrkolben kommen vor. Die Vegetationsskizzen und Beschreibungen aus der Doktorarbeit Eugen Baumanns und zahlreiche Bilddokumente aus den ersten Jahrzehnten des 19. Jahrhunderts vermitteln einen lebendigen Eindruck davon, wie die Röhrichtbestände ausgesehen haben und wie in jenen Jahren die Ufer genutzt wurden. Die grossen Schilfgebiete der Uferniederungen am Untersee und Seerhein, wie wir sie heute kennen, existierten damals bereits. Einige wenige sind zwischenzeitlich der Siedlungsentwicklung zum Opfer gefallen sind. Überdies gab es etliche Schilf- und Binseninseln, die auf Untiefen frei im See lagen. Sie sind fast alle verschwunden, die Gründe hierfür kennen wir nicht. Zusammensetzung und Struktur der Röhrichte haben sich seit Baumanns Zeiten stark verändert. Damals überwogen besonders in den seeseitigen Abschnitten lockere Schilfröhrichte mit geringer Halmdichte. Infolge der geringen Beschattung konnten im Unterwuchs auch niederwüchsige Uferpflanzen gedeihen, darunter auch einige selten gewordene Arten der Strandrasen. Die Seebinsen-Arten waren noch an vielen Stellen in grösseren Beständen anzutreffen, während die Rohrkolben-Arten nur vereinzelt auftraten. Die landseitigen, im Winter trocken liegenden Bereiche wurden von der bäuerlichen Bevölkerung im Winter gemäht, um das Stroh als Einstreu zur Hofdüngerproduktion zu nutzen. Starkwüchsige Schilfbestände wurden stellenweise maschinell abgeerntet und z. B. zu Dämmplatten oder zu Isolier- und Putzträgermatten verarbeitet.

Spätestens seit den 1950er-Jahren hat sich das Bild gewandelt: Luftbilder aus den Jahren 1954 und 1962 zeigen bereits eine Verdichtung der Schilfröhrichte. Hintergründe dürften die zunehmende Nährstoffbelastung des Untersees durch Abwässer, wahrscheinlich auch die Umstrukturierung in der Landwirtschaft sowie die nachlassende Nutzung durch Wintermahd gewesen sein. Die letzten fünfzig Jahre sind durch eine beträchtliche Röhrichtdynamik gekennzeichnet, wobei sich das Schilf und der Schmalblättrige Rohrkolben gut behaupten konnten, während die beiden Seebinsen-Arten weitgehend verschwunden sind. Kennzeichnend waren die Röhrichtrückgänge nach den extremen Hochwasserjahren 1965 und 1999 sowie die Röhrichtausbreitung nach dem Hitzesommer 2003 und den Jahren 2004 bis 2007. Die kürzeren Überflutungsperioden in diesen Jahren führten innerhalb der aufgelichteten Röhrichte und seeseitig davon zu einer Erhöhung der Artenvielfalt, wie sie seit Baumanns Untersuchungen nicht mehr beobachtet worden ist.

Grosse Gefahren für die Röhrichte bestehen derzeit nicht. Kleinflächig mögen Erosionen durch starken Wellengang (Starkwinde, Schiffe), Treibgut oder unsachgemässe Mahd bzw. illegales Abbrennen Schaden anrichten. Insgesamt sind die Röhrichte am Untersee aber in einem guten Zustand und besondere Pflegemassnahmen sind nicht erforderlich. Durch fachgerecht durchgeführte Renaturierungsmassnahmen kann das Röhricht zumindest kleinflächig gefördert werden.

Vielleicht sind die Extremereignisse von 1999 und 2003 die Vorboten einer zunehmenden Instabilität des Klimas, wie die jüngsten regionalen Klimaszenarien es nahe legen. Mit dem Bodensee besitzen wir den letzten grossen Voralpensee, der noch nicht staureguliert ist, und an dem wir die naturnahe Dynamik der Ufervegetation verfolgen können. Dynamik braucht Raum, in dem sie sich entfalten kann. Wir sind aufgerufen, diese Freiräume zu erhalten und auszuweiten, indem wir den flächenhaften, massiven Nutzungsdruck in der Uferzone reduzieren. Nur damit kann eine dynamische Elastizität der Uferökosysteme ermöglicht werden, wie sie an den Alpenrandseen einzigartig ist.

8 Dank

Für wertvolle Hinweise und die Überlassung von unveröffentlichtem Bildmaterial bedanken wir uns herzlich bei Harald Jacoby (Konstanz), Hans-Dieter Ostermeier und Irene Strang (beide Reichenau).

9 Literatur

- *Abt, K., 1991: Landschaftsökologische Auswirkungen des Agrarstrukturwandels im württembergischen Allgäu. – Studien zur Agrarökologie Band 1, Hamburg, 108 pp.*
- *Bacmeister, A., 1938: Die Vergesellschaftung der Uferpflanzen des Untersees. – Schriften des Vereins für Geschichte des Bodensees und seiner Umgebung, Band 65, 3–22.*

- *Bauer, S., 1987:* Grünlandfeuchtegebiete: Nass-, Ried- und Streuwiesen. In: *Hölzinger, J. (Hrsg.), Die Vögel Baden-Württembergs, Band 1, Teil 1: Artenschutzprogramm Baden-Württemberg – Grundlagen, Biotopschutz, 424–459, E. Ulmer, Stuttgart, 729 pp.*
- *Baumann, E., 1911a:* Die Vegetation des Untersees (Bodensee). – *Archiv für Hydrobiologie, Supplement, Band 1, 1–554.*
- *Baumann, E., 1911b:* Vegetation des Untersees (Bodensee). In: *G. Karsten & H. Schenck (Hrsg.), Vegetationsbilder. Reihe 9, Heft 3, Taf. 13–18. G. Fischer, Jena.*
- *Bernatz, W., 1863:* Erfahrungen über den Anbau des Gemeinen Rohres (*Arundo phragmites*) und solcher Sumpfgewächse, die theils als Handelspflanzen gebräuchlich, theils zur Streunutzung dienlich sind. Beantwortung einer Preisaufgabe. – München, 36 pp.
- *Bittmann, E., 1953:* Das Schilf (*Phragmites communis* TRIN.) und seine Verwendung im Wasserbau. – *Angewandte Pflanzensoziologie, Band 7, 41 pp.*
- *Blenck, J., 1971:* Die Insel Reichenau – Eine agrargeographische Studie. – *Heidelberger Geographische Arbeiten, Band 33, 347 pp.*
- *Brändle, R. A., 1990:* Flooding resistance of rhizomatous amphibious plants. In: *Jackson, M. B., D.D. Davies & H. Lambers, (Hrsg.), Oxygen deprivation: ecology, physiology and biochemistry. S. 35–46. – Academic Publishing BV, Den Haag.*
- *Brix, H., 1999:* The European Research Project of Reed Dieback and Progression (EUREED). – *Limnologica, Band 29, 5–10.*
- *Büttner, N., 2006:* Geschichte der Landschaftsmalerei. – Hirmer-Verlag, München, 416 pp.
- *Clements, F. E., 1905:* Research methods in ecology. – University Publishing Company, Lincoln, Nebraska, XVIII + 334 pp.
- *Dienst, M., Klein, E. & Ostendorp, W., 2005:* Vegetationskundliche Untersuchungen zu Auswirkungen extremer Niedrigwasserstände am Bodensee. – Bericht für das Regierungspräsidium Freiburg, Referat 56 Naturschutz und Landschaftspflege, 30 pp.
- *Dienst, M., Schmieder, K. & Ostendorp, W., 2004:* Dynamik der Schilfröhrichte am Bodensee unter dem Einfluss von Wasserstandsvariationen. – *Limnologica, Band 34, 29–36.*
- *Eckermann, J. P., 1836:* Gespräche mit Goethe in den letzten Jahren seines Lebens Erster Theil. – Brockhaus, Leipzig (Erstausgabe), hier: 24. Sept. 1827, S. 383.
- *Eschenburg, B., 1987:* Landschaft in der deutschen Malerei. Vom späten Mittelalter bis heute. – C. H. Beck-Verlag, München, 241 pp.
- *Göriz, K., 1841:* Beiträge zur Kenntniss der württembergischen Landwirtschaft. – J. G. Cotta, Stuttgart, Tübingen, 124 pp.
- *Grosse, W., Armstrong, J. & Armstrong, W. 1996:* A history of pressurised gasflow studies in plants. – *Aquatic Botany, Band 54, 87–100.*
- *Häfener, F., 1847:* Der Wiesenbau in seinem ganzen Umfange nebst Anleitung zum Nivelliren, zur Erbauung von Schleußen, Wehren, Brücken etc. – Carl Macken's Verlag, Reutlingen und Leipzig, XVI, 717 pp.
- *Hirschböck, H., Isel, A. & Winter, G., 1987:* Paradies von Menschenhand – Die Geschichte des Wollmatinger Rieds am Bodensee. Erschliessungsprojekte

- contra Naturschutzgebiet. – Manuskript, Wessenberg-Schule (Wirtschaftsgymnasium) 12./13. Klasse, Konstanz.
- *Holland, A., 1841: Die Schilfrohrpflanzungen am Bodensee.* – Wochenblatt für Land- und Hauswirthschaft, Gewerbe und Handel, Band 8, Heft 29, 155–157.
 - *IGKB (Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee), 2004: Der Bodensee, Zustand – Fakten – Perspektiven.* – Eigenverlag, Bregenz, 177 pp.
 - *Jöhnk, K. D., Straile, D. & Ostendorp, W., 2004: Water level variability and trends in Lake Constance in the light of the 1999 centennial flood.* – *Limnologia*, Band 34, 15–21.
 - *Karsten, G. & Schenck, H. (Hrsg.), 1904–1940: Vegetationsbilder.* Reihe 1 (1904) bis Reihe 26 (1940). G. Fischer, Jena.
 - *Kaule, G. & Bruns, D., 1991: Pflege- und Entwicklungsplan für das NSG «Wollmatinger Ried – Untersee – Gnadensee».* – Gutachten im Auftrag des Naturschutzbundes (NABU) Deutschland, LV Baden-Württemberg e. V.
 - *Kickuth, R., 1969: Höhere Wasserpflanzen und Gewässerreinigung. Ökologische Wirkungen höherer Pflanzen und ihre Funktion bei der Gewässerreinigung.* – Schriftenreihe der Vereinigung Deutscher Gewässerschutz e. V. VDG Nr. 19, Bonn, 14 pp.
 - *Kleiner, H., 1988: Erinnerungen Eriskirch-Mariabrunn.* Band 1, hrsg. von der Gemeinde Eriskirch und Kulturfreunde Eriskirch e. V., Eriskirch, 216 pp.
 - *Klöckler, J. & Fromm, N., 2003: Zwischen Mittelalter und Moderne. Konstanz in frühen Photographien: Bilder aus der Sammlung Wolf (1860–1930).* – Thorbecke, Ostfildern, 143 pp.
 - *Klöckler, J. & Fromm, N., 2005: Der Bodensee in frühen Bildern. Photographien aus der Sammlung Wolf 1860–1930.* – Thorbecke, Ostfildern, 144 pp.
 - *Klötzli, F. & Züst, S., 1973: Conservation of reedbelts in Switzerland.* – *Polskie Archiwum Hydrobiologii*, Band 20, 229–235.
 - *Konold, W. & Hackel, A., 1990: Beiträge zur Geschichte der Streuwiesen und der Streuwiesenkultur im Alpenvorland.* – *Zeitschrift für Agrargeschichte und Agrarsoziologie* Band 38, Heft 2, 176–191.
 - *Körber-Grohne, U. & Feldtkeller, A., 1998: Pflanzliche Rohmaterialien und Herstellungstechniken der Gewebe, Netze, Geflechte sowie anderer Produkte aus den neolithischen Siedlungen Hornstaad, Wangen, Allensbach und Sipplingen am Bodensee.* – In: *Siedlungsarchäologie im Alpenvorland V. Forschungen und Berichte zur Vor- u. Frühgeschichte in Baden-Württemberg*, Band 68, 131–242.
 - *Krumscheid-Plankert, P., 1993: Uferrenaturierung und Röhrichschutz. Das E+E-Vorhaben «Wiederansiedlung von Schilfbeständen am Bodensee».* – *Natur und Landschaft*, Band 68, 403–411.
 - *Kümmerlin, R., 1993: Schilf- und Rohrkolbenpflanzversuche am Bodensee-Untersee.* In: *Ostendorp W. & P. Krumscheid-Plankert (Hrsg.), Seeuferzerstörung und Seeuferrenaturierung in Mitteleuropa.* – *Limnologie Aktuell*, Band 5, 217–227.
 - *Lang, G., 1967: Die Ufervegetation des westlichen Bodensees.* – *Archiv für Hydrobiologie, Supplement*, Band 32, 437–574.
 - *Lang, G., 1990: Die Vegetation des westlichen Bodenseegebiets.* 2. Aufl. – G. Fischer, Stuttgart, 462 pp.

- *Lueger, O., 1920*: Lexikon der gesamten Technik und ihrer Hilfswissenschaften. Band 1 – Stuttgart, Leipzig. (Permalink <http://www.zeno.org/nid/20006178669>, zuletzt aufgerufen im April 2013)
- *Lunden, M., 1796*: Abhandlung vom Schilfrohr (*Arundo phragmites* Linn.). – Ökonomische Hefte oder Sammlung von Nachrichten, Erfahrungen und Beobachtungen für den Land- und Stadtwirth von F. G. Leonhardi (Hrsg.), Band 7, Leipzig, 471–480, 524–535.
- *Maier, U., 2001*: Botanische Untersuchungen in der neolithischen Ufersiedlung Hornstaad-Hörnle IA am Bodensee. In: *Maier U. & Vogt R. (Hrsg.)*, Siedlungsarchäologie im Alpenvorland VI. Botanische und pedologische Untersuchungen zur Ufersiedlung Hornstaad-Hörnle IA. – Forschungen und Berichte zur Vor- und Frühgeschichte in Baden-Württemberg, Band 74, 9–384.
- *Moser, E. (Hrsg.), 1985*: Frühe Photographie 1840–1914. Das optische Gedächtnis der Bodensee-Landschaft. – R. Gessler, Friedrichshafen, 236 pp.
- *Niessen, F. & Schröder, H. G., 1991*: Seismische Stratigraphie im Bodensee-Untersee. In: Beiträge zur Landschafts- und Siedlungsgeschichte am Bodensee-Untersee: Paläolimnologische Untersuchungen. – Berichte der Römisch-Germanischen Kommission, Band 71, 259–264.
- *Niessen, F. & Sturm, M., 1991*: Lithologische Gliederung und Genese der spät- und postglazialen Sedimente des Bodensee-Untersees. In: Beiträge zur Landschafts- und Siedlungsgeschichte am Bodensee-Untersee: Paläolimnologische Untersuchungen. – Berichte der Römisch-Germanischen Kommission, Band 71, 248–258.
- *Ostendorp, W., 1987*: Die Auswirkungen von Mahd und Brand auf die Ufer-Schilfbestände des Bodensee-Untersees. – Natur und Landschaft, Band 62, 99–102.
- *Ostendorp, W., 1989*: «Die-back» of reeds in Europe – a critical review of literature. – Aquatic Botany, Band 35, 5–26.
- *Ostendorp, W., 1990*: Die Ursachen des Röhrichtrückgangs am Bodensee-Untersee. – Carolea, Band 48, 85–102.
- *Ostendorp, W., 1991*: Zur Geschichte der Ufer-Röhrichte des Bodensee-Untersees. – Schriften des Vereins für Geschichte des Bodensees und seiner Umgebung, Band 109, 215–233.
- *Ostendorp, W., 1993*: Schilf als Lebensraum. – Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg, Band 68, 173–280.
- *Ostendorp, W., 2012*: Umwelt- und Nutzungswandel am Unterseeufer: See-regulierung, Wasserspiegeltrends und Abwasserbelastung. – Mitteilungen der Thurgauischen Naturforschenden Gesellschaft, Band 66, 63–109.
- *Ostendorp, W. & Dienst, M., 2009*: Vegetationsdynamik im NSG «Wollmatinger Ried-Untersee-Gnadensee» (Bodensee) unter dem Einfluss von hydrologischen Extremereignissen. – Carolea, Band 67, 93–107.
- *Ostendorp, W. & Dienst, M., 2011*: Auswirkungen extremer Niedrigwasserstände am Bodensee: Dauerflächenmonitoring 2008–2010. – Bericht für das Regierungspräsidium Freiburg i. Br., Konstanz, 41 pp.
- *Ostendorp, W., Brem, H.-J., Dienst, M., Jöhnk, K., Mainberger, M., Peintinger, M., Rey, P., Rossknecht, H., Schlichtherle, H., Straile, D. & Strang, I., 2007*:

- Auswirkungen des globalen Klimawandels auf den Bodensee. – Schriften des Vereins für Geschichte des Bodensees und seiner Umgebung, Band 125, 199–244.
- *Ostendorp, W., Schmitz, W. & Sturm, M., 1991*: Sedimentchemische Untersuchungen zur Umweltgeschichte des westlichen Untersee-Gebietes (Kern US 8707). – In: Beiträge zur Landschafts- und Siedlungsgeschichte am Bodensee-Untersee: Paläolimnologische Untersuchungen. – Berichte der Römisch-Germanischen Kommission, Band 71, 271–279.
 - *Peintinger, M., 2012*: Streuwiesen, Auenwälder und deren Veränderungen am Untersee in den letzten 100 Jahren. – Mitteilungen der Thurgauischen Naturforschenden Gesellschaft, Band 66, 225–251.
 - *Pier, A., Dienst, M. & Stark, H., 1993*: Dynamics of reed belts at Lake Constance (Untersee and Überlinger See) from 1984 to 1992. In: *Ostendorp, W. & P. Krumscheid-Plankert (Hrsg.)*, Seeuferzerstörung und Seeuferrenaturierung in Mitteleuropa. – Limnologie Aktuell, Band 5, 141–148.
 - *Rodat, C., 1994*: Untersuchungen zur Verbreitung und Ökologie der Seebinse *Schoenoplectus lacustris* (L.) Palla am Bodensee/Untersee. – Diplomarbeit Universität Konstanz, 105 pp u. Anhang.
 - *Rodewald-Rudescu, L., 1974*: Das Schilfrohr (*Phragmites communis* Trinius). – Die Binnengewässer, Band 27, IX, 302 pp.
 - *Rösch, M.*, in Druck: Change of land use during the last two millenia as indicated in the pollen record of a profundal core from Mindelsee, Lake Constance region, Germany. – Offa.
 - *Schlichtherle, H., 1990*: Die Sondagen 1973–1978 in den Ufersiedlungen Hornstaad-Hörnle I. – Forschungen und Berichte zur Vor- und Frühgeschichte in Baden-Württemberg, – Theiss, Stuttgart, Band 36, 221 pp, u. 67 Tafel u. Karten im Anhang.
 - *Schmidt, J., 1993*: Untersuchungen zur spät- und postglazialen Verlandungsgeschichte des Bodensee-Untersees im Bereich der Hornspitze. – Diplomarbeit Universität Freiburg, 119 S. + Karten im Anhang.
 - *Schmieder, K., Dienst, M. & Ostendorp, W., 2003*: Einfluss des Wasserstandsganges auf die Entwicklung der Uferföhrichte an ausgewählten Uferabschnitten des westlichen Bodensees in den vergangenen 40 Jahren. – Schriften des Vereins für Geschichte des Bodensees und seiner Umgebung, Band 121, 143–165.
 - *Schröder, R., 1979*: The decline of reed swamps in Lake Constance. – Symposia Biologica Hungarica, Band 19, 43–48.
 - *Schröter, C. & Kirchner, O., 1902*: Die Vegetation des Bodensees. Teil II. – Schriften des Vereins für Geschichte des Bodensees und seiner Umgebung, Band 31, 1–86.
 - *Sebald, O., Seybold, S., Philippi, G. & Wörz, A. (Hrsg.)*, 1998: Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs, Band 7 (1998), S. 258, Band 8 (1998), E. Ulmer, Stuttgart, S. 54–55, 251 u. 255.
 - *Seidel, K., 1955*: Die Flechtbinse, *Scirpus lacustris* L. Ökologie, Morphologie und Entwicklung, ihre Stellung bei den Völkern und ihre wirtschaftliche Bedeutung. – Die Binnengewässer, Band 21, XV, 216 pp.
 - *Seidel, K. 1966*: Reinigung von Gewässern durch höhere Pflanzen. – Naturwissenschaften Band 53, 289–297.

- *Stebler, F. G., 1897*: Beiträge zur Kenntnis der Matten und Weiden der Schweiz. XI. Die Streuwiesen der Schweiz. – Landwirtschaftliches Jahrbuch der Schweiz, herausgegeben vom Eidgenössischen Volkswirtschaftsdepartement, Bern, Band 11, 84 pp.
- *Strang, I., Dienst, M. & Peintinger, M., 2012*: Die Entwicklung der Strandrasen am Unterseeufer in den letzten 100 Jahren. – Mitteilungen der Thurgauischen Naturforschenden Gesellschaft, Band 66, 197–223.
- *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). – Aquatic Botany, Band 59, 263–275.
- *von Hofer, [?], 1822*: Statistische und landwirtschaftliche Notizen über die Insel Reichenau. – Verhandlungen des Grossherzoglich Badischen Landwirtschaftlichen Vereins, Band 2, 172–187. Pforzheim.
- *Wissing, F. & Hofmann, K., 2002*: Wasserreinigung mit Pflanzen. – 2. Aufl., E. Ulmer, Stuttgart, 273 pp.
- *Zettler, A., 1988*: Die frühen Klosterbauten der Reichenau. Ausgrabungen – Schriftquellen – St. Galler Klosterplan. Sigmaringen, 362 pp.
- *Zimmermann, J., 1958*: 100 Jahre Inselstrasse Reichenau (Wollmatingen). – Hegau, Band 3, 240–241.

Adressen der Autoren:

Priv. Doz. Dr. Wolfgang Ostendorp
Arbeitsgruppe Bodenseeufer (AGBU) und
Limnologisches Institut der Universität Konstanz
D-78457 Konstanz
wolfgang.ostendorp@uni-konstanz.de

Michael Dienst
Arbeitsgruppe Bodenseeufer (AGBU)
Heroséstr. 18
D-78467 Konstanz
michael.dienst@bodensee-ufer.de

