

Wolfgang Ostendorp

# Zerstörung und Renaturierung von Seeufern in Mitteleuropa

Die Ufer vieler mitteleuropäischer Seen unterliegen einem ständig wachsenden menschlichen Nutzungsdruck. Vor allem Freizeitbetrieb, Überbauungen, Uferbefestigungen, Hafen- und Steganlagen, aber auch Seespiegelmanipulationen, Treibgut und Schiffsverkehr setzen dem Röhrichtgürtel schwer zu. Der folgende Beitrag faßt die Ursachen-Komplexe des Röhrichtrückgangs kurz zusammen und stellt die bisherigen Konzepte und Verfahren des Röhrichtschutzes und der Wiederherstellung naturnaher Ufer vor.



Foto: R. Behlert

Nach einer Phase der intensiven Erforschung der Freiwasserzone unserer Seen ist seit einigen Jahren die Uferzone verstärkt ins Blickfeld geraten. Eine der Triebfedern der Pelagialforschung war die progressiv steigende Phosphor-Belastung der Gewässer, gefolgt von den bekannten Problemen der Eutrophierung. Die ungehemmte Nährstoffzufuhr ist heute beherrschbar und „fest im Griff“ der Wasserwirtschaftsbehörden und Abwasserverbände. Während dieser Zeit hatten sich,

sozusagen im Schatten des limnologischen Interesses, beträchtliche Veränderungen an den Seeufern vollzogen: Immer mehr natürliche Uferstrecken wurden überbaut oder anderen Formen intensiver menschlicher Nutzung unterzogen; schon Jahrzehnte zuvor waren die Seespiegel künstlich manipuliert worden. Nun kam es zu einer floristischen Umschichtung der Unterwasservegetation; zum Absterben der Röhrichtvegetation (Schilfsterben) und zur Ufererosion. Diese Erscheinungen sind so komplex, daß ihre Ursachen trotz jahrzehntelanger Kausalforschung noch nicht

verstanden sind, ganz zu schweigen von den mutmaßlichen Folgewirkungen für die Uferbiozönose.

Besonders auffällig und am besten untersucht ist der Röhrichtrückgang: In Mitteleuropa sind knapp 40 Seen betroffen. Abbildung 1 zeigt eine Häufung der Fälle in ehemals vergletscherten Gebieten, insbesondere im nördlichen Alpenrandgebiet. Die betroffenen Gewässer liegen vielfach im Untersuchungsgebiet von Forschungsinstitutionen, die sich mit der Ökologie der Ufervegetation beschäftigen. Erst durch die Tätigkeit der

dort arbeitenden Fachleute konnten Einzelheiten erforscht und Vorschläge für Gegenmaßnahmen erarbeitet werden. Bei entsprechender Intensivierung der Beobachtungen in anderen Gebieten ließen sich zweifellos weitere Fälle festmachen.

Inzwischen sind vielerorts die Bemühungen zum Schutz der verbliebenen Bestände, zur Wiederansiedlung einer naturnahen Ufervegetation und zur „Renaturierung“ verbauter Uferstrecken angelaufen.

### Röhrichtrückgang: Erscheinungsbild – Ursachen – Folgen

Die Auswertung von Karten und Luftbildserien zeigt, daß viele Seeuferröhrichte sowohl von der Landseite als auch von der Wasserseite her Verluste hinnehmen mußten. Auch innerhalb geschlossener Röhrichte kommt es zu Auflösungerscheinungen (Abbildung 2). In der Regel überwiegt aber der seewärtige Rückgang. Die Verluste sind oft beträchtlich: Der Zürichsee verlor rd. 94 Prozent aller Seeuferbestände, an der Havel (Berlin) waren es 70 Prozent und in den Norfolk Broads (East Anglia, Großbritannien) 80 Prozent (BURNAND 1980, SUKOPP 1991, BOORMAN & FULLER 1981). Die ehemals geschlossenen Schilfbestände lösen sich in Einzelhalme oder Horste auf und hinterlassen bald nur noch Stopfflächen.

Die Ursachen für den Rückgang sind offenbar vielschichtig und werden derzeit noch kontrovers diskutiert. Der Literatur nach können fünf Faktorenkomplexe unterschieden werden (Tabelle 1) (OSTENDORP 1989):

**1.** Direkte Zerstörung durch Aufschüttungen, Überbauungen, Uferverbau, Erholungsverkehr sowie durch Sommerschnitt des Schilfs.

**2.** Mechanische Belastung durch Wellen und Treibgut: Ufererosion, Kiesgewinnung im Litoral (Unterwasserbaggerungen), Uferverbau mit Mauern, Schiffsverkehr und Treibgut aus den Zuflüssen sorgen heutzutage für eine beträchtliche Verstärkung der an sich natürlichen Wellenbelastung der seewärtigen Schilffront.

**3.** Beweidung durch Vieh, Wasservögel (Graugans, Bläßhuhn) und Säugetiere (Nutria, Bisam), Schädigung durch rhizombohrende Insektenlarven (z. B. Schilfkäfer, *Donacia clavigipes*, *Chrysomelidae*).

**4.** Nährstoffbelastung der Röhrichte infolge Seeneutrophierung und durch direkte Abwassereinführung: Dieser Faktorenkomplex wurde in den vergangenen Jahren intensiv disku-

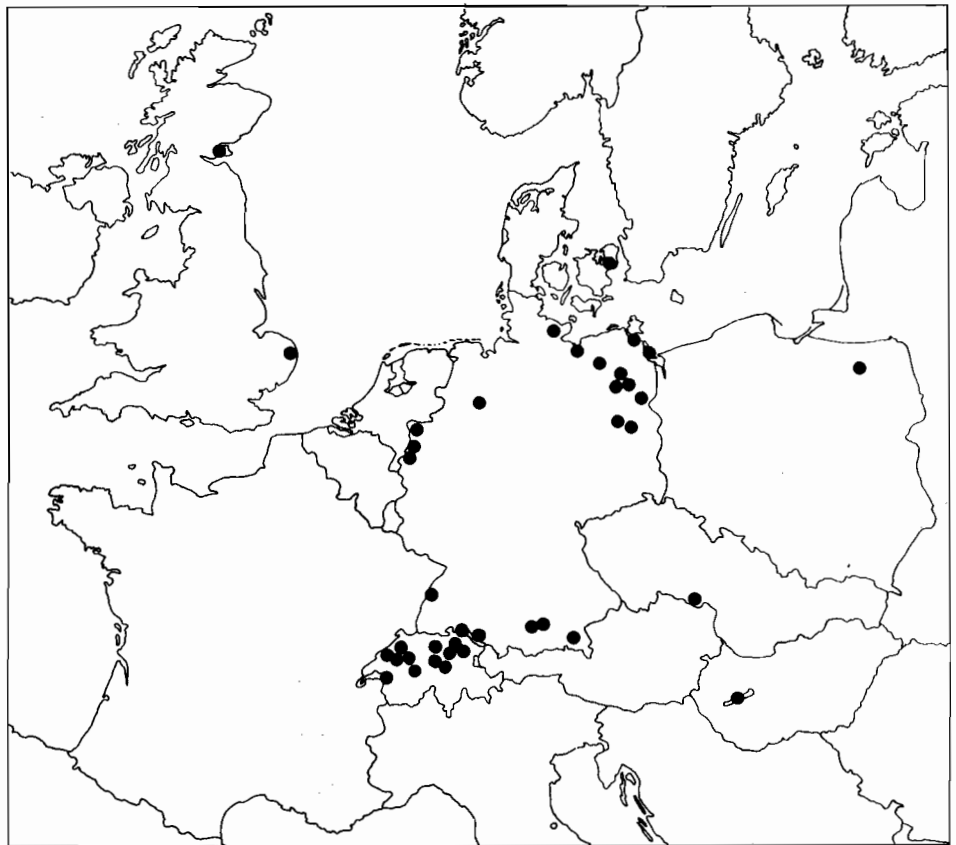


Abb. 1: Röhrichtrückgang in Europa (Literaturauswertung, Stand Herbst 1991).

tiert, ohne daß es jedoch gelungen ist, einen überzeugenden Wirkungsmechanismus zu formulieren. Vielmehr ist beim derzeitigen Wissensstand der Schluß zu ziehen, daß die „landesübliche“ Eutrophierung unserer Gewässer weder direkt noch indirekt für den Röhrichtrückgang verantwortlich zu machen ist (OSTENDORP 1990a).

**5.** Seespiegelmanipulationen, Hochwässer und Uferabtrag: Die Mehrzahl der mitteleuropäischen Seen ist künstlich reguliert (Änderung des Mittelwasserspiegels bzw. des jährlichen Schwankungsbereichs). Als Folge davon traten Verschiebungen der Vegetationsgürtel und Ufererosion auf (z. B. Bielersee, ISELI 1990, Neuenburgersee, HUBER 1989). Insbesondere durch die Ufererosion wurde die Wellenwirkung auf die Röhrichtfront verstärkt.

In jüngster Zeit wird die genetische Inflexibilität der einzelnen *Phragmites*-Klone als mitverantwortlicher Faktor diskutiert (KÜHL & NEUHAUS 1993). Demnach ziehen nicht Veränderungen der Umweltbedingungen an sich, sondern ihre rasche und unvorhersagbare Abfolge die Schilfbestände in Mitleidenschaft.

Die Ursachen der Ufererosion werden ebenfalls kontrovers diskutiert. Von einigen Autoren wird der Röhrichtrückgang als Ursache des Uferabtrags angesehen (statt umgekehrt: siehe oben); wobei die Frage gestellt werden muß, warum die

Abschwemmung nicht schon zu Zeiten erfolgte, als der Röhrichtgürtel noch nicht so ausgedehnt war. SIESSEGGER (1985) betont die Rolle des Uferverbau, der die Uferlängsströmung kanalisiert, so daß der Abtrag an ungeschützten Strecken um so stärker wirksam werde. Ebenso spielen Seespiegelabsenkungen offensichtlich eine entscheidende Rolle (ISELI 1990, HUBER 1989). Unter der Hypothese der Wiederherstellung eines „Gleichgewichtsprofils“ des Ufers sollte die Mächtigkeit der erodierbaren Sedimentschicht gleich der Höhe der Wasserspiegelabsenkung sein. Die Erhöhung des Wellenenergie-Eintrags pro Uferabschnitt infolge Schiffsverkehrs ist augenfällig, so daß auch dieser Faktor in der Literatur herausgestellt wird (BAW 1984, vgl. auch HUBER & WEISS 1986).

Ein weiterer Erklärungsansatz hebt weniger auf das Wellenklima ab, als vielmehr auf die Eingriffe im Einzugsbereich der Zuflüsse. Der Geschiebetransport aus dem Einzugsgebiet in die Seeuferzone sei

- durch Kies- und Sandgewinnung in den Deltas,
- durch Flußbegradigungen, Beseitigung aktiver Deltabereiche, Ufersicherungen und Dämpfung der Hochwasserabflüsse künstlich vermindert worden.

Dadurch habe sich die Bilanz zwischen Sediment-Anlieferung aus dem Hinterland und Sediment-Austrag in das Tiefenbecken der Seen zugunsten der Verluste verschoben. Weitere Faktoren, z. B. Erd-

krustenbewegungen entlang der Achse langgestreckter Seen oder Veränderungen der litoralen Carbonatfällungsrate aufgrund erhöhter P-Belastungen, sind bisher wenig beachtet worden. Von limnogeologischer Seite wird mitunter argumentiert, die Seeufererosion sei ein natürlicher Vorgang, der heutzutage nur deswegen so unangenehm auffalle, weil unmittelbar landseits menschliche Nutzungen, Gebäude, Straßen, Freizeiteinrichtungen existierten, die gegen diesen Prozeß „verteidigt“ werden müßten. Dadurch werde die langsame landeinwärtige Verschiebung der Uferzone samt ihren Vegetationsgürteln unmöglich gemacht.

Der Verlust umfangreicher Röhrichtflächen hat einschneidende Konsequenzen für die gesamte Uferbiozönose, die freilich noch nicht eingehend genug untersucht sind:

- Verstärkte Ufererosion: Infolge fehlender Röhrichtbedeckung sind die Ufersedimente erhöhten Wellenenergien ausgesetzt, so daß das Ufer einer stärkeren Abschwemmung unterliegt und Gehölze unterspült werden.
- Rückgang wirtschaftlich wichtiger Fischarten: Krautliebende Arten wie Hecht, Schleie, Karpfen, Rotfeder u. a. machen einer anspruchsloseren, artenärmeren Fauna aus Hartsubstratlaichern Platz (GROSCH 1978).
- Verluste an Lebensmöglichkeiten für Amphibien wie See- und Teichfrosch (BEGEMANN et al. 1982).
- Verlust an Brut- und Lebensbiotopen für Schilfbrutvögel wie Drosselrohrsänger, Zwergdommel, Haubentaucher, Zwergtaucher und Purpurreiher (OSTENDORP 1993).

Darüber hinaus muß mit einer Beeinträchtigung der Stoffumsetzungen („Selbstreinigungskraft“) in der Litoralzone sowie mit einer Verringerung der Produktion von Fischnährtieren oder von schilfphytophagen Insekten als Nahrungsquelle für Vögel gerechnet werden. Der konkrete Nachweis steht jedoch noch aus.

### Strategien der kausal-analytischen Forschung

Aus der Vielzahl der in der Literatur genannten Rückgangsfaktoren sollte nicht der voreilige Schluß gezogen werden, alle diese Einflüsse seien in gleichem Maße für das Schilfsterben verantwortlich. Vielmehr sind sie Ausdruck der Verschiedenartigkeit des Forschungsansatzes, der Methodik, der subjektiv geprägten Unterscheidung von „wichtigen“ und bloß „akzessorischen“ Schädigungsfaktoren. Wenn nur in wenigen Fällen überzeugende Antworten auf die Frage nach den Ursachen von Röhrichtrückgang und Uferzerstörung gefunden worden sind, dann auch deswegen, weil nicht alle ziel-

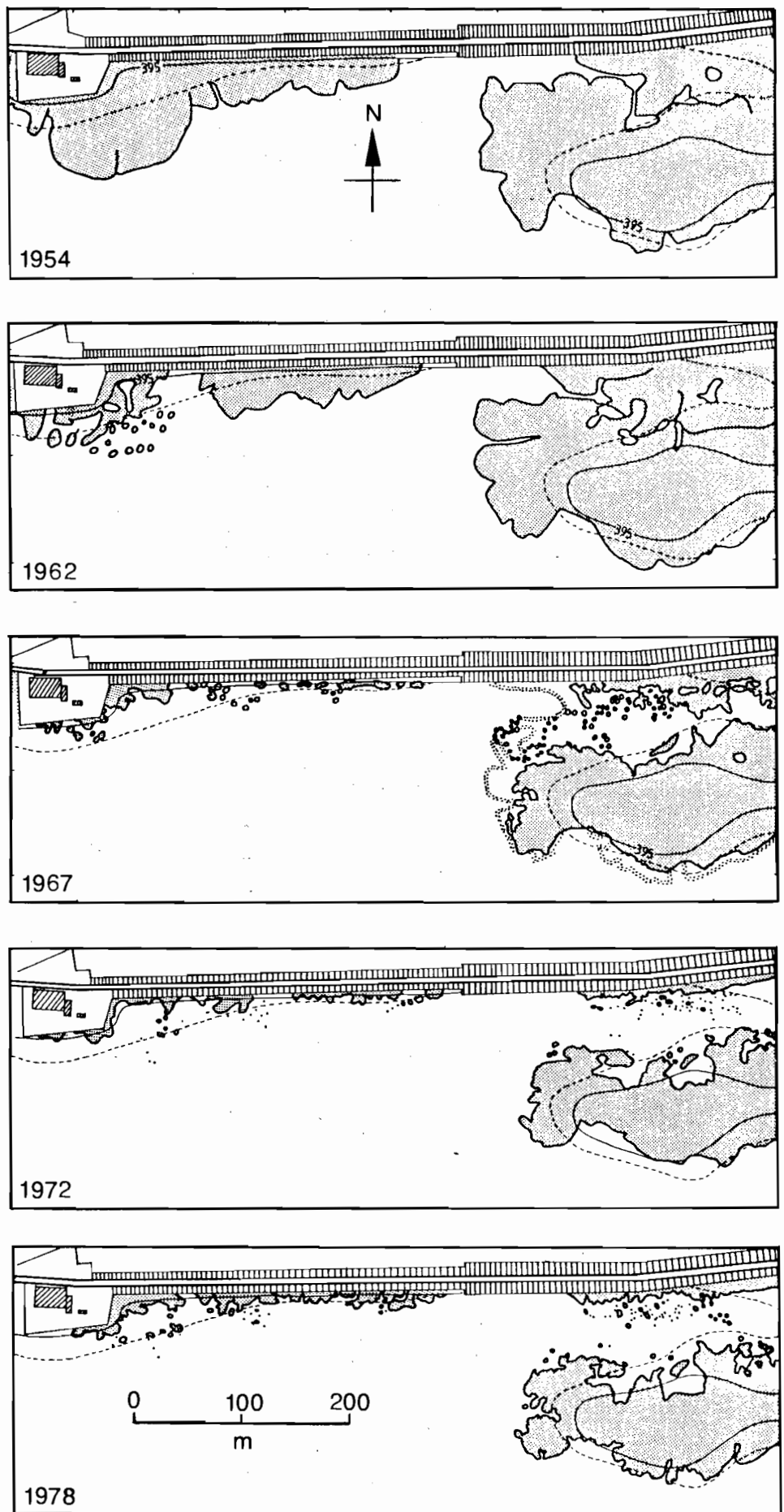


Abb. 2: Röhrichtrückgang am Bodensee-Untersee (Südufer des Reichenauer Dammes; gerastert = Schilfröhrichte; Isohypsen: durchgezogene Linie = 395,0 m NN, gestrichelte Linie = 394,5 m NN; doppelte Punktreihe im Bild „1967“ = seeseitige Begrenzung der auf den Luftbildern erkennbaren „Stoppelflächen“).

Tabelle 1: Ursachen des Röhrichtrückganges an europäischen Seen (Literatúrauswertung).

	Verursachender Faktor	Lokalität		
Direkte Zerstörung	Landgewinnung	31	1 Loch Leven (GB)	
	Erholungsverkehr	2, 8, 11, 12, 13, 20, 23, 25, 27, 32	2 Norfolk Broads (GB)	
	Sommermahd des Schilfs	4, 11	3 Bastrup Sø (DK)	
	Elektrofischerei	10	4 Gr. Plöner See (BRD)	
	Munitionsbergung	14	5 Dambecker Seen (BRD)	
Mechanische Schädigungen	Wellengang (Wind, Frachtschiffe)	1, 14, 26	6 Greifswalder Bodden (BRD)	
	Kulturmüll	14, 23	7 Gothensee (BRD)	
	Treibholz	22, 23, 27, 30	8 5 Seen in Masuren (P)	
	Anschwemmungen von Fadenalgenwatten	4, 11, 12, 13, 14, 18, 31, 34	9 Dümmer (BRD)	
	Treibeis	1, 4, 15	10 Lieps (BRD)	
	unterseeische Kiesbaggergruben	23, 30	11 42 Seen bei Neustrelitz und Templin (BRD)	
	Fraßschädigungen	Graugänse, Schwäne, Bläßhühner, Bisamratte, Nutria, Graskarpfen, Schilfkäfer	1, 2, 5, 6, 7, 8, 11, 12, 14, 16, 17, 24, 28, 36	12 Feldberger See (BRD)
Pferde, Vieh		1, 12	13 Parsteiner Seen (BRD)	
Wasser- und Sedimentqualität		Seeneutrophierung (allg.)	2, 3, 8, 9, 11, 12, 13, 14, 16, 18, 19, 23, 26, 31, 32, 33, 34	14 Havel (BRD)
		Abwassereinleitung	11, 34	15 Müggelsee (BRD)
	Entenmast, Fischfarming	11	16 Ottenheimer Baggersee (BRD)	
	Verschlammung, Faulschlamm-Bildung, Nährstoff-Überfrachtung des Sediments	9, 18	17 Nesyt Fischteiche (CS)	
	Selbstvergiftung des Schilfs, Rhizomfäule	18, 19	18 Bodensee-Untersee (BRD, CH)	
Seenregulierung und Folgewirkungen	toxische Wirkungen von Algenwatten	18	19 Bodensee-Obersee (BRD, A)	
	Seenregulierung (allg.)	1, 22	20 Ammersee (BRD)	
	Verringerung der jährlichen Wasserspiegelschwankungen	7, 9	21 Wörthsee (BRD)	
	künstl. Hebung des Wasserspiegels	11, 35	22 Chiemsee (BRD)	
	künstl. Senkung des Wasserspiegels	14, 26, 32, 33	23 Genfer See (CH)	
	Ufererosion	1, 14, 18, 23, 27, 30, 32	24 Thuner See (CH)	
	Überschwemmungskatastrophen	18, 33	25 Murtensee (CH)	
Sonstige	Beschattung durch Büsche und Bäume	31	26 Neuenburgersee (CH)	
	Verdrängung durch Rohrkolben und/oder Wasserschwaden	9, 11	27 Bielersee (CH)	
	Versalzung	36	28 Elfenau (Bern, CH)	
			29 Hallwiler See (CH)	
			30 Vierwaldstätter See (CH)	
			31 Zürichsee (CH)	
			32 Greifensee (CH)	
			33 Pfäffiker See (CH)	
			34 Balaton (H)	
			35 Schweingartensee (BRD)	
			36 Gippsland Lakes (Austral.)	

(Stand Sept. 1990)

führenden Untersuchungsmöglichkeiten konsequent ausgeschöpft wurden. Am Anfang muß die Identifizierung des Röhrichtrückganges und seine Unterscheidung von eher zufälligen Bestandschwankungen stehen. Bereits bei diesem Schritt kann landwärtiger von seewärtigem Rückgang bzw. von Rückgang in Bestandsmitte getrennt werden. Der zweite Schritt beinhaltet die Dokumentation der aktuellen Röhrichtentwicklung, z. B. durch regelmäßige Luftbildbefliegungen, durch Beobachtung von Dau-

erflächen oder Teststrecken an der wasserseitigen Schilffront (HAGENMEYER & KRUMSCHEID-PLANKERT 1990, PIER et al. 1993). Anhand dieser Daten, aber auch mit Hilfe von historischem Material (topographische Karten, Luftbilder, einfache Uferfotos) kann versucht werden, die zeitlichen und räumlichen Rückgangsmuster aufzulösen. Auf der Grundlage dieser Ergebnisse werden Rückgangshypothesen formuliert und gezielte kausalanalytische Untersuchungen in Angriff genommen. Diese sollten neben La-

bor- bzw. Kulturbeetexperimenten auch Freilandexperimente und „Naturexperimente“ enthalten. Dieses schon früher ausführlich dargestellte Konzept (OSTENDORP 1990b) soll dabei behilflich sein, keine wichtigen Befunde außer acht zu lassen, um so die Gefahr von Fehleinschätzungen bzw. der Unter- oder Überbewertung von Schädigungsfaktoren zu verringern. So ist z. B. nach Meinung des Verfassers die Rolle der Seeneutrophierung für den Röhrichtrückgang bislang zu hoch bewertet wor-



den (OSTENDORP 1990a), während an vielen Seen die Faktoren Treibholzbelastung, Seespiegelmanipulationen und Ufererosion unterschätzt wurden. Eine korrekte Bewertung der Schädigungsfaktoren ist aber Voraussetzung für wirkungsvolle Schilfschutz- und Uferrenaturierungsmaßnahmen.

## Möglichkeiten des Röhrichtschutzes und der Uferrenaturierung

Angesichts der ökologischen Bedeutung intakter Röhrichtgürtel und der zu erwartenden schwerwiegenden Folgen des Röhrichtrückgangs haben sich vielerorts Behörden und private Naturschutzverbände entschlossen, Gegenmaßnahmen einzuleiten, auch wenn die Rückgangsursachen im Detail noch nicht bekannt sind. Nicht alle diese Versuche verliefen zufriedenstellend; immerhin sind sie ein Schritt in die richtige Richtung. Die bis dato eingefahrenen Mißerfolge ermahnen, eine detaillierte Kausalanalyse vorangehen zu lassen.

Grundsätzlich kann man zwischen

1. rechtlich wirksamen Regelungen, Verordnungen oder Gesetzen,
2. Erosionsschutz-,
3. Röhrichtpflege-,
4. Röhrichtschutz- und schließlich
5. Uferrenaturierungsmaßnahmen unterscheiden.

**1.** Unterschutzstellungen, Ausweisung in Regional- oder Flächennutzungsplänen, Betretungsverbote, Nutzungsbeschränkungen usw. sind – für sich allein genommen – oft wenig wirksam. So ist das Röhricht an den Berliner Havelgewässern in den sieben Jahren vor 1969, dem Einführungsjahr des „Gesetzes zum Schutz der Röhrichtbestände“, ebenso stark zurückgegangen wie zwischen 1969 und 1977 (jeweils rd. 9 Prozent der ges. Uferlänge, SUKOPP 1991: Abbildung 2). Daraus mag man den Schluß ziehen, daß rechtliche Regelungen erst dann greifen, wenn sie die Grundlage für weitere Schutz-, Pflege- oder Renaturierungsmaßnahmen bilden.

**2.** Erosionsschutzmaßnahmen versuchen, die Materialverluste eines Uferabschnitts zu verringern, ohne dabei die eigentlichen Ursachen beseitigen zu wollen. Dazu können folgende Wege beschritten werden:

- Verringerung des (lokalen) Wellenenergie-Eintrags in die Uferzone mit Hilfe von (reflektiven) Wellenbrechern (Palisaden, Schüttstein-Wellenbrecher u. a.) oder energievernichtenden Einbauten (z. B. schwimmende Wellenbrecher, Lahnungen),

- Verminderung des uferparallelen Materialtransports durch ufersenkrecht Einbauten (Buhnen) und Strömungshindernisse (Sedimentationskassetten u. a.),
- Veränderung der Uferprofilinie sowie der Korngröße der Sedimentober-schicht,
- Beseitigung der offensichtlichen Sedimentmangelsituation in der Uferzone durch gezielte Materialeinbringung, wobei das Material von den Uferströmungen selbst verteilt wird.

Oft werden die einzelnen Möglichkeiten in Kombination miteinander eingesetzt. Gegen die Effizienz und Praktikabilität jeder dieser Eingriffe lassen sich gewichtige Argumente finden: Einbauten aus Stein (z. B. Schüttsteindämme) lassen sich kaum mehr entfernen, wenn sie ihre Aufgabe erfüllt oder sich als wirkungslos erwiesen haben. Wellenbrecher, seien es Steindämme, Holzpalisaden oder Schwimmkörper, müssen, um auch in extremen Hochwasser- oder Wellengangssituationen wirksam zu werden, großzügig dimensioniert werden; sie wirken sehr leicht als landschaftliche Fremdkörper und erzeugen womöglich weitere Probleme (Grundbrüche, Verschlammung, Behinderung des Wasseraustausches u. a., Abbildung 3). Mit wellenvernichtenden Einbauten (Lahnungen, vgl. KRAUSS 1992, Sedimentfangkassetten, Materialaufbringung mit seeseitigem Wackendamm-Abschluß, vgl. KRUMSCHEID-PLANKERT 1992) kann wahrscheinlich besser jenes Maß an „Wellenenergievernichtung“ erreicht werden, das die Einstellung eines neuen „Erosions-Akkumulationsgleichgewichts“ erlaubt. Ein sol-

cher Eingriff in die Uferbiozönose ist sicherlich schonender, erfordert aber mehr Detailkenntnisse der jeweiligen Vegetations-, Sediment-, Wellen- und Transportbedingungen als der zuvor genannte „harte“ Verbau (Abbildungen 4, 5).

**3.** Pflegemaßnahmen zielen auf die Röhrichtpflanzen selbst ab, deren Widerstands- und Konkurrenzfähigkeit gegenüber bestimmten Belastungen oder Konkurrenzpflanzen verbessert werden soll. Intendiert ist,

- ein weiteres Zurückweichen der seawärtigen Schilffront zu verhindern und zumindest stellenweise die seawärtige Ausbreitung des Schilfgürtels zu fördern,
- den ökologischen Wert für die Röhrichtbiozönose (Insekten, Fische, Vögel) zu erhalten und womöglich zu erhöhen.

Der Winterschnitt des Schilfs als Pflegemaßnahme wurde am Neuenburgersee (MORET & ROULIER 1987, ANTONIAZZA 1988) und am Bodensee-Untersee eingehend untersucht. Ausgangspunkt für die Schilfpflege am Bodensee war die Vorstellung, Schilf werde durch zu hohe Nährstoffgehalte in den Sedimenten geschädigt. Durch Winterschnitt und -brand sollte für einen Austrag an organischer Substanz, Stickstoff und Phosphor aus den Röhrichtflächen gesorgt werden. Ziel war, die Widerstandsfähigkeit der Schilfhalme gegenüber mechanischen Belastungen zu erhöhen. Großflächige Mähversuche verliefen jedoch erfolglos (OSTENDORP 1987): Winterschnitt und -brand sind offensichtlich keine geeigneten Maßnahmen zur Eindämmung des



Abb. 3: „Harter“ Uferschutz an der Bregenzer Aach-Mündung am Bodensee-Obersee (Österreich): Schüttsteinwälle von 12,7 m Breite und 2,5 m Höhe, Dammkrone 1,5 m über dem mittleren Jahreshochwasserniveau. Foto: W. Ostendorp

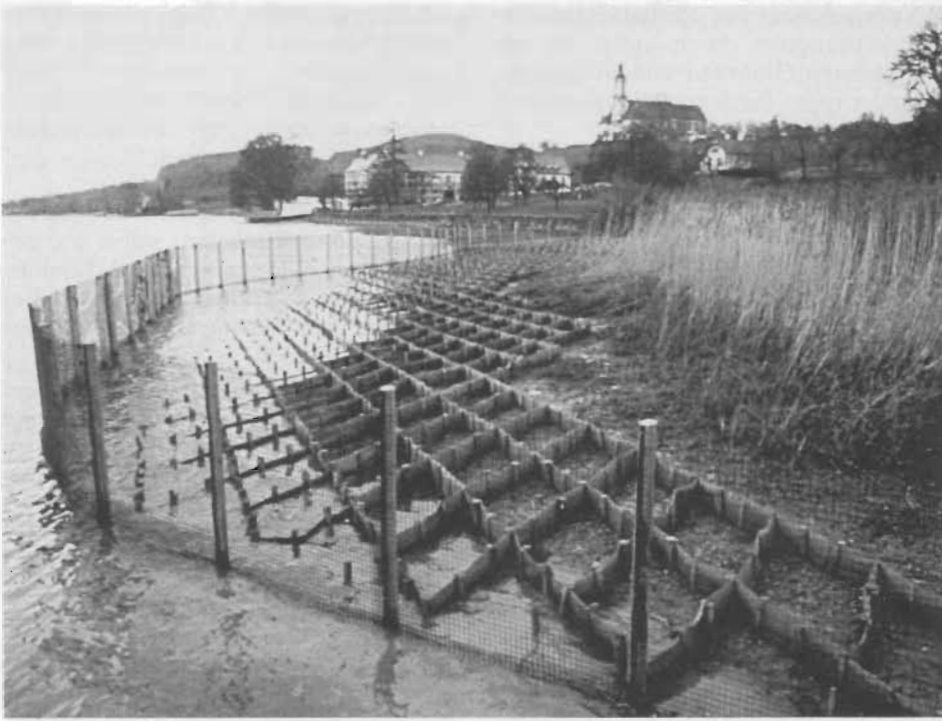


Abb. 4: Uferschutz bei Obermaurach am Bodensee-Nordufer: Sedimentfangkassetten, die die seewärts gerichtete Ausschwemmung von (vorübergehend) aufgelagertem Sedimentmaterial verhindern sollen. Da die Kassetten aus vergänglichen Materialien (Holz, Totholzfaschinen und Kokosgewebe) aufgebaut sind, ist eine rasche Besiedlung mit Schilfröhrichtern wichtig. Foto: W. Ostendorf

Röhrichtrückgangs; vielmehr können sie zu einer zusätzlichen Gefährdung des Schilfs führen. Auch die Folgewirkungen auf die Röhrichtbiozönose (bes. Schilfbrutvögel) sind überwiegend negativ zu bewerten.

**4** Einrichtungen zum Schutz der Seeuferröhrichte richten sich zu meist gegen die Wirkungen von Erosion (siehe oben) und mechanischen Belastungen sowie gegen Fraß durch Tiere:

- Gegen landseitiges Betreten durch Menschen sowie Befahren durch Boote und Surfbretter helfen neben Schutzverordnungen und Verbotstafeln Einzäunungen oder Sperrgitter an der Seeseite. Parallel dazu sollten Erläuterungstafeln und Informationsmaterial für den Röhrichtschutz werben. Oft wird sich eine entsprechende Lenkung der Besucherströme bzw. des Freizeitverhaltens als notwendig erweisen.
- Gegen den Verbiß durch Wasservögel wurden mit Erfolg einfache Einzäunungen eingerichtet (INGOLD et al. 1985); allerdings muß bei der Anlage von Zäunen darauf geachtet werden, daß die in der Röhrichttrandzone lebenden und laichenden Fische ungehinderten Zugang zum freien See erhalten. Aus diesem Grunde werden Einzäunungen wenig gegen Bisam- und Nutriafraß ausrichten. Die Tiere können unter Wasser eindringen oder sich unter den Zäunen durchgraben.

- Treibgut kann ebenfalls durch die genannten Einrichtungen von der Schilffront ferngehalten werden, vorausgesetzt, die Einrichtungen sind stabil genug ausgelegt. In jedem Falle ist es aber einfacher und kostengünstiger, mit Hilfe von Treibgutwehren das Material bereits in den Zuflüssen abzufangen.



Abb. 5: Uferrenaturierung an der Lipbach-Mündung (bei Friedrichshafen) am Bodensee-Nordufer: Durch Aufspülen von Deltsanden wurde das ursprüngliche Niveau vor der Klifferosion wiederhergestellt. Ein niedriger Wackendamm gibt der Spülfläche die seeseitige Stabilität. Inzwischen ist der größte Teil der Spülfläche von Röhrichtvegetation überwachsen und so (zunächst) vor Erosion geschützt.

**5** Uferrenaturierungen sind ingenieurbiologische Eingriffe an einem (stabilen oder nicht stabilen) naturfernen, stark baulich umgestalteten Uferabschnitt oder aber an einem instabilen naturnahen Uferabschnitt. Sie haben zum Ziel, das expositions-, substrat- und geländetypische naturnahe, langfristig stabile Ufer wiederherzustellen. Dabei sind stets diejenigen Maßnahmen vorzuziehen, die dieses Ziel mit einem Minimum an bautechnischem Aufwand erreichen.

Kriterien für den naturnahen bzw. naturfernen Zustand eines Uferabschnitts sind

- die Geländeneigung im Bereich der Brecherlinie (etwa zwischen MNW- und MHW-Linie),
- das Vorherrschen standorttypischer Sedimente und Korngrößen,
- das Vorhandensein einer naturnahen Vegetation bzw. Vegetationszonierung,
- das Vorhandensein von Uferbauwerken, die den sohlennahen Uferlängstransport von Sedimenten und suspendierten Trübstoffen verändern,
- die Art und Intensität der menschlichen Nutzung.

Kriterien für die Stabilität bzw. Instabilität des Uferabschnitts sind:

- starke Dynamik der Gewässersohle zwischen MNW- und MHW-Linie (Flächen- oder Klifferosion, Akkumulation von Sand, Seekreideschlamm oder Faulschlamm),
- Veränderung der Bestandsgröße der mehrjährigen Litoralvegetation (Röhrichtgürtel, mit Einschränkungen auch Laichkrautwiesen).

Informationen über die Morphologie und Sedimentzusammensetzung naturnaher Ufer können oft noch in der näheren Umgebung des zu renaturierenden Abschnitts gewonnen werden.

Der typische Fall einer Uferrenaturierung ist die Beseitigung bestehender Uferbauwerke (Mauer, Steinsetzungen, Aufschüttungen, Spundwände), gefolgt von einer möglichst naturnahen Neugestaltung des Uferprofils. Oft ist die rechtlich wie bautechnisch einfachste Lösung die Vorschüttung von Sediment, wobei das Bauwerk selbst lediglich überdeckt wird. Bedenkt man, daß die früheren Uferbefestigungen meist den Abschluß von Auffüllungen bilden, stellt diese Form der Renaturierung eine erneute Landgewinnungsmaßnahme dar, die eigentlich unerwünscht ist. Statt dessen sollen die landwärtigen Anrainer angehalten werden, ihre Grundstücksgrenze mit in die Planung eingliedern zu lassen, so daß Mauern und Aufschüttungen abgetragen werden und der vorzuschüttende Profilquerschnitt möglichst klein ausfallen kann.

Nicht unter den Begriff „Renaturierung“ fallen sollten „uferverschönernde“ Maßnahmen, die eine ausgesprochen häßliche Ufergestaltung gegen eine optisch gefälligere (z. B. Wackenschüttung mit Grünbepflanzung) austauschen, wobei – wie so oft – seeseitige Nutzungen beibehalten oder intensiviert werden (Abbildung 6). Auch sollten Renaturierungen an einem Abschnitt nicht als Ausgleich für die intensivere Nutzung und Verbauung anderer Uferabschnitte betrachtet werden.

Abschließend sei festgestellt, daß die an sich sehr begrüßenswerten Vorhaben des „Rückbaus“ verbauter Uferstrecken und der Uferrenaturierung ernst zu nehmende bauliche Eingriffe in den Gewässerhaushalt darstellen. Sie tragen – ungeachtet ihrer baulichen Stabilität – das Risiko des Scheiterns in sich, und zwar in der Weise, daß sich die gewünschten Verbesserungen nicht einstellen und/oder unerwünschte Nebeneffekte eintreten.

## Ausblick

Unser Wissen um die Ursachen der drei wichtigsten Aspekte der Seeuferveränderungen – floristische Veränderung der Unterwasservegetation, Röhrichtrückgang und Ufererosion – ist nur unvollkommen und erfordert eine weitere intensive Zusammenarbeit von Biologen, Limnologen und Hydrologen. Die bisherigen Schutz- und Renaturierungsmaßnahmen sind als erste Versuche zu verstehen und weit entfernt davon; „in Serie“ gehen zu können. Bautechnisch zwar ausgereift, vermögen sie den Eindruck nicht zu verwischen, daß erneut ein künstlicher Eingriff in die Uferlandschaft vorgenommen wurde, dessen zielführende Wirksamkeit und ökologische Unbedenklichkeit sich



Abb. 6: „Uferverschönerung“ bei Radolfzell am Bodensee-Untersee mit geringem ökologischen Wert: Hier wurde eine Steinmauer durch Wacken-Vorschüttungen abgedeckt; gleichzeitig wurde durch Anlage von Uferpromenade, Liegewiese und Hafencafé der Besucherverkehr intensiviert. Foto: W. Ostendorf

erst erweisen muß. Angesichts der bestehenden Unsicherheiten über die langfristigen Auswirkungen der verschiedenen Renaturierungsvarianten auf die Uferbiozönose sind Grundlagenforschungen über Wellenverhalten und Sedimenttransport in der Uferzone, über Zoobenthos-Besiedlung verschiedener Substrate, über die ökologische Belastbarkeit der Röhrichtpflanzen, aber auch über die dezentrierten ufergeschichtlichen Veränderungen notwendig. An solchen Forschungsergebnissen fehlt es freilich, so daß sich eine konkrete Baumaßnahme oft nur aus dem persönlichen Erfahrungshintergrund der jeweiligen Bearbeiter begründet.

## Zusammenfassung

An mehr als 40 mitteleuropäischen Seen wird ein starker Rückgang der Uferröhrichte beobachtet. Die vermuteten Ursachenkomplexe gliedern sich in direkte Zerstörung, mechanische Belastung, Fraß und Beweidung, Verschlechterung der Sediment- und Wasserqualität, Veränderung der Seespiegel und Ufererosion. Die bisherigen Strategien und einige neue Ansätze zur Erforschung der Rückgangsursachen werden diskutiert. Die an vielen Gewässern durchgeführten Gegenmaßnahmen umfassen legislative Maßnahmen (z. B. Unterschutzstellungen), Uferschutz gegen Erosion, vorbeugende Röhrichtunterhaltungsmaßnahmen, Schutz vor jeglicher mechanischer Belastung sowie als integrierter Eingriff an besonders stark beeinträchtigten Ufern die Uferrenaturierung.

## Literatur

- ANTONIAZZA, M. (1988): Effets de l'entretien sur l'avifaune nicheuse des marais. – Gestion des zones naturelles de la rive sud du lac de Neuchâtel, rapport no. 5, 132 S., CH-Champ Pittet.
- B(UNDES)A(NSTALT) FÜR W(ASSER)BAU (1984): Ufersicherung der Unterhavel. – Gutachten für den Senator für Stadtentwicklung und Umweltschutz Berlin (West), 19 S., Karlsruhe.
- BEGEMANN, W., KRAUSS, M. & RITTERBUSCH, B. (1982): Zweiter Zwischenbericht der Beratergruppe Projekt „Havelufersanierung“. – Hrsg. vom Senator für Stadtentwicklung und Umwelt, Berlin (West), 115 S. + Anh.
- BOORMANN, L. A. & FULLER, R. M. (1981): The changing status of reedswamp in the Norfolk Broads. – J. Appl. Biol. 18: S. 241–269.
- BURNAND, J. (1980): Die Entwicklung des Röhrichts am Zürcher Ufer des Zürichsees. – Jb. Verb. Schutz Landschaftsbild Zürichsee 52: S. 13–69.
- GROSCH, U. A. (1978): Die Bedeutung der Ufervegetation für Fisch und Fischerei, dargestellt am Beispiel Berlins. – Arb. Fischerei-Verb. 25: S. 1–15.
- HAGENMEYER, TH. & KRUMSCHEIDPLANKERT, P. (1990): Bericht zur Dynamik und Schädigung der Schilfgebiete im Bodenseekreis. – Ber. für das Landratsamt Bodenseekreis, Friedrichshafen, 109 S.
- HUBER, A. (1989): Erosion am Südufer des Neuenburgersees. – Gutachten der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie der ETH Zürich, 60 S. + Ktn. i. A., Zürich.
- HÜBER, A. & WEISS, H. W. (1986): Wellenerosion am Rhein. – wasser, energie, luft 78: S. 205–211 (CH-Baden).



- INGOLD, P., HOFER, S. & WIESER, R. (1985): Zur Erfolgskontrolle naturschützerischer Maßnahmen am Beispiel der Schilfentwicklung im Naturschutzgebiet Gwattlischenmoos nach dem Aufstellen von Zäunen – eine Zwischenbilanz. – Mitt. naturf. Ges. Bern 42: S. 37–44.
- ISELI, CHR. (1990): Die Geschichte der Schilfröhrichte am Bielersee und Folgerungen für den praktischen Schilfschutz. – In: SUKOPP, H. & KRAUSS, M. (Hrsg.), Ökologie, Gefährdung und Schutz von Röhrichtpflanzen. – Landschaftsentwicklung u. Umweltforschung (Berlin) 71: S. 212–228.
- KRAUSS, M. (1992): Röhrichtrückgang an der Berliner Havel: Ursachen, Gegenmaßnahmen und Sanierungserfolg. – Natur u. Landschaft 67: S. 287–292.
- KRUMSCHEID-PLANKERT, P. (1992): Ufersanierung und Röhrichtschutz – Abschlußbericht zum Entwicklungs- und Erprobungsvorhaben „Wiederansiedlung von Schilfbeständen am Bodensee“ für das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. – Ber. d. Limnologischen Instituts d. Univ. Konstanz, 117 S. + 91 Abb. i. Anh.
- KÜHL, H. & NEUHAUS, D. (1993): The genetic variability of *Phragmites australis* investigated by Random Amplified Polymorphic DNA. In: OSTENDORP, W. & KRUMSCHEID-PLANKERT, P. (Hrsg.), Seeuferzerstörung und Seeuferrenaturierung in Mitteleuropa. – Limnologie aktuell 5: S. 9–18.
- MORET, J.-L. & ROULIER, C. (1987): Effets de l'entretien sur la végétation: résultats de 1986. – Gestion des zones naturelles de la rive sud du lac de Neuchâtel, rapport no. 3, 77 S., CH-Champ Pittet.
- OSTENDORP, W. (1987): Die Auswirkungen von Mahd und Brand auf die Ufer-Schilfbestände des Bodensee-Untersees. – Natur u. Landschaft 62: S. 99–102.
- OSTENDORP, W. (1989): „Die-back“ of reeds in Europe – a critical review of literature. – Aquatic Botany 35: S. 5–26.
- OSTENDORP, W. (1990a): Ist die Seeneutrophierung am Schilfsterben schuld? – In: SUKOPP, H. & KRAUSS, M. (Hrsg.), Ökologie, Gefährdung und Schutz von Röhrichtpflanzen. – Landschaftsentwicklung u. Umweltforschung (Berlin) 71: S. 121–140.
- OSTENDORP, W. (1990b): Strategien zur Untersuchung des Röhrichtrückgangs. – In: SUKOPP, H. & KRAUSS, M. (Hrsg.), Ökologie, Gefährdung und Schutz von Röhrichtpflanzen. – Landschaftsentwicklung u. Umweltforschung (Berlin) 71: S. 18–48.
- OSTENDORP, W. (1993): Schilf als Lebensraum. – Beih. Veröff. Natursch. Landschaftspfl. Bad.-Württ. 68 (im Druck).
- 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. & KRUMSCHEID-PLANKERT, P. (Hrsg.), Seeuferzerstörung und Seeuferrenaturierung. – Limnologie aktuell 5: S. 141–148.
- SIESSEGGGER, B. (1985): Flachwasserzonen des Bodensees. – In: 10 Jahre LfU (hrsg. von der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg), S. 129–135, Karlsruhe.
- SUKOPP, H. (1991): Röhrichte unter dem Einfluß von Großstädten. – Rundgespräche der Kommission für Ökologie 2: S. 63–73, München.

**Anschrift des Verfassers**  
 Dr. Wolfgang Ostendorp  
 Limnologisches Institut  
 Universität Konstanz  
 Postfach 55 60  
 78464 Konstanz