

## Nährstoffkreisläufe und Nährstoffakkumulation in Seeufer-Schilfröhrichten — Am Beispiel des Bodensee-Untersees\*)

Nutrient Cycles and Nutrient Deposition in Lakeside Reedbeds —  
Exemplified by Reeds of Lake Constance-Untersee

WOLFGANG OSTENDORP\*\*)

### ZUSAMMENFASSUNG

Anhand von Messungen an Schilfröhrichten (*Phragmitetum typicum*) des Bodensee-Untersee-Ufers und von Literaturdaten aus anderen Gebieten bzw. von anderen Niedermoorbiotopen wurde versucht, eine Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphor-Bilanz der Untersee-Röhrichte zu erstellen. Im Vordergrund standen die jährlichen Depositionsraten als Maß der Verlandungsgeschwindigkeit. Pool-Größe (Kalkschlamm- und Torfauflage auf dem geologischen Sediment), Eintrag, Austrag und Festlegung sind aus Tabelle 1 ersichtlich. Der Stickstoffumsatz liegt in der gleichen Größenordnung wie der von Reisfeldern, aber bedeutend niedriger als der einer Tide-Marsch mit *Spartina alterniflora*. Die wichtigsten N-Quellen sind der Eintrag durch den Grundwasserstrom sowie durch den Niederschlag; der partikuläre Eintrag aus dem See sowie der Niederschlag stellen die wichtigsten P-Quellen dar. Der Eintrag aus der Atmosphäre deckt bereits etwa 2/3 des jährlichen Netto-Nährstoffbedarfs der Schilfvegetation. Die wichtigste N-Falle ist die Denitrifikation; die Art der P-Falle(n) konnte nicht ermittelt werden. Jährlich werden etwa 4% des gesamten Eintrags an organischer Substanz, 21% des N-Eintrags und 36% des P-Eintrags im Schilftorf festgelegt. Für die vergleichsweise hohe N-Festlegung wird die Effizienz der Überführung von mikrobiell gebundenem N in Lignoproteine verantwortlich gemacht, während P als Inositolphosphat und als Fe-P-Huminkomplex fixiert werden dürfte. Bezogen auf die derzeitige Pool-Größe ist mit einer Verdoppelung der Schilftorf-

\*) Erweiterte Fassung eines Vortrags, gehalten auf der 10. Jahresversammlung der Deutschen Gesellschaft für Moor- und Torfkunde (DGMT) in Malente, 12.-16. Okt. 1987

\*\*) Anschrift des Verfassers: W. OSTENDORP, Limnologisches Institut, Universität Konstanz, Postfach 5560, D-7750 Konstanz

decke in etwa 200 Jahren zu rechnen. Durch jährlichen Winterschnitt als Schilfpflegemaßnahme können pro Jahr zwar rd. 10% des Pools an organischer Substanz, aber nur 2,7% des N- bzw. 1,9% des P-Pools entfernt werden.

Tab. 1: siehe Zusammenfassung see Summary			
g/m <sup>2</sup> /Jahr g/m <sup>2</sup> /year	org. Substanz (org. matter)	Stickstoff (nitrogen)	Phosphor (phosphorus)
Eintrag (input)	955	7,3	0,40
Austrag (output)	1010	5,7	(0,22)
Deposition (deposition)	37	1,5	0,17
Pool*	10700	282	25,7

#### SUMMARY

The carbon-, nitrogen- and phosphorus-budgets of the lakeshore reedbelts (*Phragmitetum typicum*) of Lake Constance-Untersee have been estimated using own measurements and literature data from other areas and from other fenland and littoral communities. The main objective was to estimate the deposition rates. Pool size, input, output and transfer to the 'non-available' fraction (*Phragmites* peat) can be taken from table 1. Nitrogen turnover in these reedbelts is of the same order of magnitude as in paddy fields but much less than in a tidal *Spartina* marsh. The major N sources were found to be the groundwater inflow from agricultural areas in the surrounding and the rainfall; the main P source was the detrital input by the inflow from the lake into the reeds. The N and P input from the atmosphere should be sufficient to meet 2/3 of the nutrient requirements of a *Phragmites* stand. The most important N sink was the denitrification; no assumptions could be made about the P sinks (except the transfer to the peat layer). The yearly deposition of organic matter amounts to 4%, of nitrogen and phosphorus to 21% and to 36%, respectively, of the total input. The comparable high deposition rates of nitrogen are presumably due to the efficient transfer of microbially bound N to ligno-proteins in the humic fraction, and phosphorus is fixed as insoluble inositol-phosphate and in stable Fe-P-humic acid-complexes. In terms of the actual pool size a doubling of the quantity of *Phragmites* peat should take approximately 200 years. If winter cutting of the dead reed stalks is conducted as a measure for reedbelt maintenance, an additional yearly output of 10% of the organic matter pool, 2.7% of the N pool, and 1.9% of the P pool can be expected.

#### Abkürzungen

- Corg - organisch gebundener Kohlenstoff
- CSB - Chemischer Sauerstoff-Bedarf (als Maß des Corg)
- MHW - langjährig mittleres (Sommer-)Hochwasser
- MMW - langjährig mittleres Mittelwasser
- MNW - langjährig mittleres (Winter-)Niedrigwasser
- N - Gesamt-Stickstoff
- Nmin - mineralischer Stickstoff (NO<sub>3</sub>-N + NO<sub>2</sub>-N + NH<sub>4</sub>-N)

OS	- organische Substanz
P	- Gesamt-Phosphor
PO <sub>4</sub> -P	- ortho-Phosphat-Phosphor
SKW	- Sedimentkontaktwasser (ca. 0-5 cm oberhalb Sediment- oberfläche)

## INHALT

1. Einleitung
2. Die Schilfröhrichte des Untersee-Ufers
3. Die Substrate des Röhrichtgürtels
4. Verlandungstätigkeit
5. Nährstoff-Quellen
  - 5.1 Nährstoffeintrag aus der Atmosphäre
  - 5.2 Nährstoffeintrag durch den Austausch mit dem Litoralwasser
  - 5.3 Nährstoffeintrag über das Grund- und Sickerwasser
6. Kohlenstoff- und Nährstoff-Fallen
  - 6.1 Organischer Kohlenstoff
  - 6.2 Stickstoff
  - 6.3 Phosphor
7. Schlußfolgerungen
  - 7.1 Relative Bedeutung der Kohlenstoff- und Nährstoff-Austausch-  
wege
  - 7.2 Verlandung und Pool-Wachstum
  - 7.3 Die Wirkung von Schilfschnitt auf den Nährstoff-Haushalt
8. Literatur

## 1. EINLEITUNG

Schilfröhrichte (*Phragmitetum communis*) gehören zur natürlichen Vegetationszonierung der Ufer vieler mitteleuropäischer Seen. Gewöhnlich werden Röhrichte als Verlandungsgesellschaften angesehen, die ihre Existenz der beginnenden Verlandung eines stehenden Gewässers verdanken, andererseits auch selbst die Verlandung vorantreiben. Unter Verlandung bei konstantem Wasserspiegel ist die Akkumulation allochthoner und/oder autochthoner Substanzen zu verstehen, die zu einer Niveauerhöhung führt.

Die Geschwindigkeit der Verlandung wird am besten über größere Zeiträume hinweg faßbar, indem sie als 'Profilzuwachs pro Zeit' ausgedrückt wird. Damit wird freilich nur das Endergebnis eines komplizierten Wechselspiels zwischen Primärproduktion, mikrobiellem Abbau, Wasserstand und Wasseraustausch, Nährstoffversorgung, -mineralisation und -immobilisierung erfaßt. Prinzipielle Aspekte dieses Beziehungsgefüges sind bekannt, es fehlt jedoch an Stoffumsatz- und Stofftransportmessungen in den einzelnen Verlandungsgesellschaften. Hier machen auch die sonst gut untersuchten Schilfröhrichte keine Ausnahme (RODEWALD-RUDESCU 1974, DYKYJOVA & KVET 1978).

Am Bodensee-Untersee ergab sich die Gelegenheit, Messungen zur Primärproduktion, zur Sedimentchemie und zum Abbau der Schilfstreu durch Literaturangaben zu ergänzen und so zu einer Schätzung des Kohlenstoff- und Nährstoffumsatzes zu gelangen. Die im folgenden dargelegten Ergebnisse sind Auszüge eines umfassenderen Projektberichtes, dem weitere Einzelheiten entnommen werden können (OSTENDORP 1988a).

## 2. DIE SCHILFRÖHRICHTE DES UNTERSEE-UFERS

Den Kern der Röhrichtgesellschaften bildet das *Phragmitetum typicum* (sensu LANG 1967), das seeseitig durch das *Scirpetum lacustris* oder durch das *Typhetum angustifoliae* (sensu LANG 1967) und landseitig durch das *Caricetum elatae* begrenzt wird. Differenzierender Faktor ist der jährlich mittlere Wasserstand bzw. der mittlere Jahresgang des Wasserspiegels am Untersee (MHW im Juni/Juli, MNW im Januar/Februar). *Phragmites australis* (CAV.) TRIN. ex STEUD. bildet am Untersee-Ufer monospezifische Bestände; es fehlen nicht nur helophytische Begleiter, auch submerse Makrophyten können nur in Ausnahmefällen gedeihen. Die oberirdische Biomasseproduktion liegt im Mittel bei 0,975 kg TS/m<sup>2</sup>/Jahr; die unterirdische Biomasseproduktion ist nicht bekannt, anhand des Verhältnisses von toter zu lebender Rhizombiomasse kann sie auf etwa 1/5 der oberirdischen Produktion geschätzt werden.

1978 waren von den 66,4 km Uferlänge des deutschen Untersee-Ufers 35,6 km mit Röhrichten bedeckt; die gesamte röhrichtbedeckte Fläche betrug 294 ha, entsprechend 31% der potentiell besiedelbaren Uferfläche zwischen 394,0 und 396,0 m NN.

## 3. DIE SUBSTRATE DES RÖHRICHTGÜRTELS

Der größte Teil der Untersee-Uferzone ist mit holozänen Ablagerungen bedeckt; es handelt sich im wesentlichen um autochthon gefällte Calcite (Krümelkalke, Seekreiden), um organische Substanzen sowie um silikatische Klastika aus der Verwitterung der Oberen Süßwassermolasse und der quartären Deckschichten. Calcite und organische Substanz überwiegen anteilmäßig bei weitem. Die biogenen Calcite wurden vor der Röhrichtbedeckung abgelagert. Die organische Substanz der Röhrichtsubstrate stammt hingegen aus der oberirdischen und unterirdischen Produktion von *Phragmites communis* und seiner Begleiter (hier: *Schoenoplectus lacustris*, *Typha angustifolia* und *Carex elata*) und nur zu einem verschwindend geringen Teil aus der periphytischen Primärproduktion bzw. der makrophytischen Primärproduktion (z.B. Wasserlinsendecken).

Die Einschwemmung organischen Materials aus dem Sublitoral beschränkt sich auf einen seewärtigen Röhrichtstreifen von maximal 20 m Tiefe. Wichtigste OS-Quelle ist somit die Streuproduktion des Schilfs. Die Streubildung beginnt im Spätherbst mit dem Blattwurf, der rd. 25% der gebildeten Biomasse ausmacht; je nach Wind- und Wellenexposition dauert es aber 2-3 Jahre, bis alle abgestorbenen Halme niedergebrochen sind. Bereits am stehenden Halm setzt die Auswaschung vor allem von Kationen ein sowie die Zersetzung durch zellolytische Pilze (BOSMAN 1985). Je nach Zersetzungsgrad lassen sich im Innern der Untersee-Röhrichte folgende Schichten unterscheiden:

1. Schicht der noch aufrechten Halme
2. Knickschicht aus niedergebrochenen Überständern bis ca. 50 cm über Grund
3. Streuschicht (ca. 5-30 cm mächtige Auflage aus Stengelmaterial, das bereits in Stücke von 2-40 cm Länge zerlegt ist),

4. Schilftorf- und Schilfhumusschicht aus weitgehend zersetzter Stengelsubstanz; Partikelgröße meist geringer als 5 mm (Schilftorf) bzw. 0,5 mm (Schilfhumus).

Die jährlich über die Schilf-Primärproduktion zur Deposition gelangenden OS-, N- und P-Mengen sind in Tabelle 2 dargestellt.

Tab. 2: Chemische Zusammensetzung der abgestorbenen Schilfsub- stanz und jährliche Depositionsraten der Schilfstreu am Bodensee-Untersee Chemical composition of dead matter of <i>Phragmites</i> and yearly rates of mineral deposition by litter fall (Lake Constance-Untersee)			
	Stengel	Blätter und Blattscheiden	Gesamt-Halm
OS (% d.TS)	97,6	90,6	94,3
N (% d.TS)	0,28	0,56	0,41
P (% d.TS)	0,0098	0,0273	0,0180
OS (g/m <sup>2</sup> )	504	415	919
N (g/m <sup>2</sup> )	2,66	2,33	4,00
P (g/m <sup>2</sup> )	0,051	0,125	0,176

Die Frage nach der Bedeutung der Uferröhrichte für die Verlandung beinhaltet also die Frage nach den Stoffaustauschwegen und ihrer Quantifizierung (Abb. 1). Das System 'Röhrichtbestand' umfaßt den von den Schilfpflanzen in 1 m<sup>2</sup> Grundfläche eingenommenen Raum, der demnach von etwa 4 m oberhalb bis 0,6 m unterhalb der Substratoberfläche reicht, entsprechend der Halmlänge und der Reichweite der Rhizome. Das System repräsentiert einen in der Mitte des Untersee-Röhrichtgürtels gelegenen reinen *Phragmites australis*-Bestand; er soll in der MMW-Linie liegen, in den Monaten Mai bis September überschwemmt sein und im übrigen mittlere bestandsstrukturelle und substratchemische Eigenschaften aufweisen.

Die im System festgelegten N-, P- und OS-Mengen betragen im Winter insgesamt

25,06 kg OS (= 100%)  
2081 g N (= 100%)  
54,4 g P (= 100%)

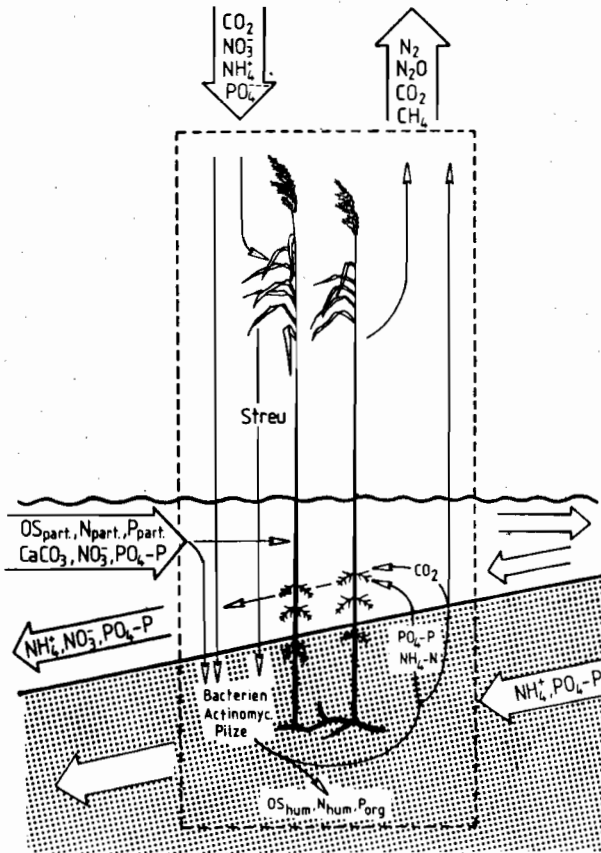


Abb. 1

Stoffaustauschwege im Seeufer-Röhricht des Untersees (vereinfacht),  
Systemgrenzen gestrichelt

Carbon and nutrient pathways in the lakeside reedbelts of Lake Constance-  
Untersee (a simplified scheme), borderline of the 'system' dashed

Die Abbildung 2 zeigt die Verteilung dieser Mengen auf die einzelnen Kompartimente des Systems. Es wird deutlich, daß die zur Winterzeit lebende Biomasse (Rhizome) nur einen geringen Teil davon enthält, nämlich etwa 13% der OS, 2% des N und 7% des P. Ähnliche Verhältnisse trafen RICHARDSON et al. (1978, S. 230-232) in einem *Betula-Chamaedaphne*-Niedermoor (Michigan, USA) an: Auf die Biomasse entfielen nur 1,4% des System-Stickstoffs. In einem nordamerikanischen *Spartina alterniflora*-Watt waren 5% des N und 11% des P in der lebenden Phytomasse gebunden, der Rest steckt in der 30 cm mächtigen durchwurzelten Schlick-Oberschicht (DELAUNE & PATRICK 1980).

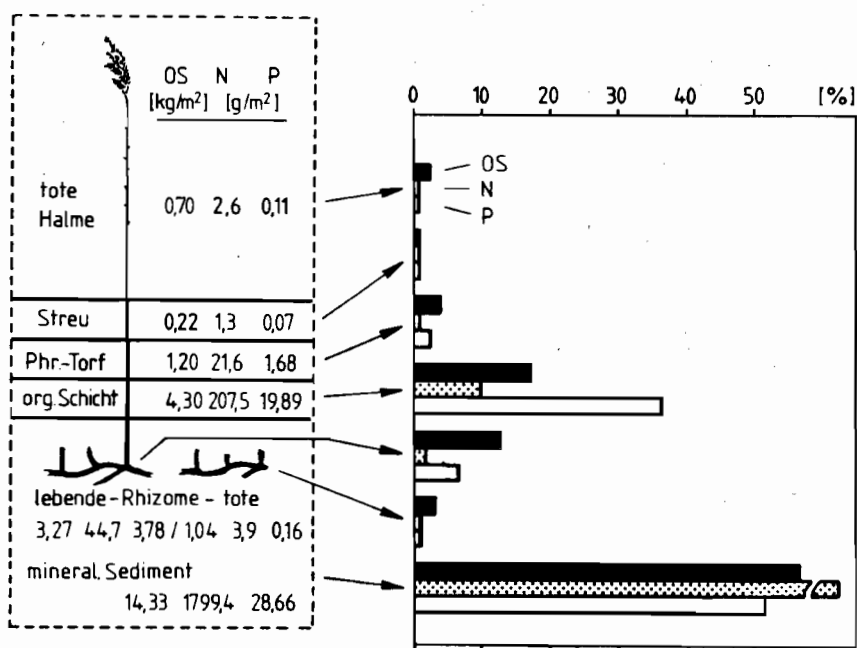


Abb. 2: Größe und prozentuale Verteilung der OS- und Nährstoff-Pools im System 'Schilfröhricht' unter 1 m<sup>2</sup> Bestandsfläche  
 Amounts and percental distribution of organic matter, nitrogen and phosphorus within 1 m<sup>2</sup> of a reed stand

#### 4. VERLANDUNGSTÄTIGKEIT

Reine Kalksedimente kommen höchstens in den seewärtigen Bereichen der Schilfbestände vor, während reine Schilftorf- und Schilfhumusschichten auf die landwärtigen Zonen beschränkt sind. Den größten Teil nehmen Übergangsformen zwischen beiden ein, die aus wechselnden Anteilen organischer Substanz und Carbonat bestehen.

Auch zur Tiefe hin sind die Sedimente stratigraphisch stark gegliedert (Abb. 3); im allgemeinen folgen auf einen OS-reichen Horizont kalkreiche, wasserhaltige Schichten, bis in etwa 10-50 cm Tiefe ein dichtgelagertes anorganisches Kalksediment erreicht wird. Offensichtlich hat sich im Zuge der Röhrichtbesiedlung eine junge Schicht aus OS-reichem Kalkschlamm auf eine alte Sedimentoberfläche aus holozänen Seekreiden oder Schnegglisanden aufgelagert. Zahlreiche stratigraphische Beobachtungen führten zu dem folgenden Modell der Wechselbeziehung zwischen Vegetationsentwicklung und Sedimentbildung (Abb. 4):

- Zu einem frühen Stadium der holozänen Ufer- und Trophiegeschichte des Untersees war das heute im Wasserwechselbereich liegende Ufer gleichmäßig geneigt; die Oberfläche war nur spärlich mit Characeen besiedelt. Röhrichte konnten

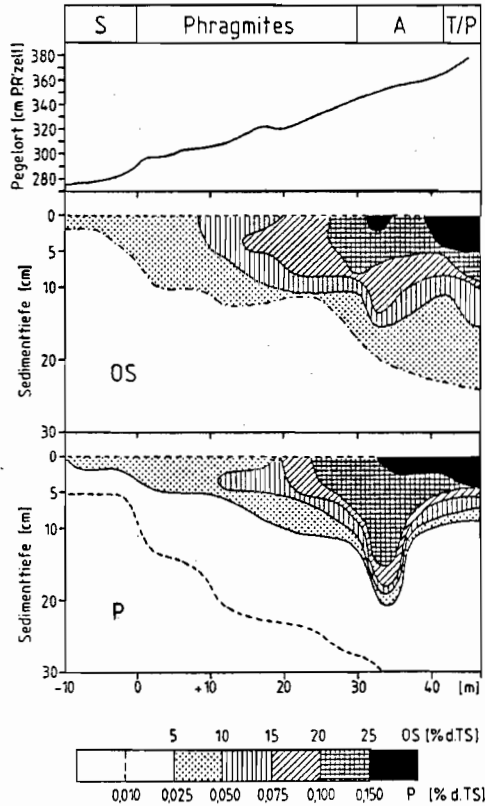


Abb. 3

Konzentrationen von organischer Substanz (OS) und Gesamt-Phosphor (P) in der Sedimentschicht 0-30 cm bei Oberzell (Insel Reichenau, Untersee); dargestellt sind die Daten eines ufersenkrechteten Transektes, beginnend links mit der seewärtigen Schilf-Absterbezone (S), gefolgt von der Schilfgrenze bei 0 m, dem Phragmitetum typicum, einer stark verschlammten inneren Absterbezone (A) und der Übergangsvegetation zu den Riedwiesen (T/P); obere Teilabb.: Uferprofil mit Höhenangaben in Pegel Radolfzell

Contents of organic matter (OS) and total phosphorus in the 0-30 cm sediment layer in the reedbelt near Oberzell (Insel Reichenau, Untersee); the figures represent a transect perpendicular to the shore line, beginning at the left with a zone of reed 'die-back' (S), followed by the reed front (at the 0 m mark), the Phragmitetum typicum, a heavily silted 'die-back' site (A) and the transitional vegetation between reeds and fen vegetation (T/P); uppermost figure: profile of the littoral bottom with the water mark Radolfzell as a scale



noch nicht Fuß fassen, möglicherweise wegen eines gegenüber heute höheren Mittelwasserspiegels, wegen des geringen Trophieniveaus oder wegen der Konkurrenz durch Auewälder (s. Abb. 4,A).

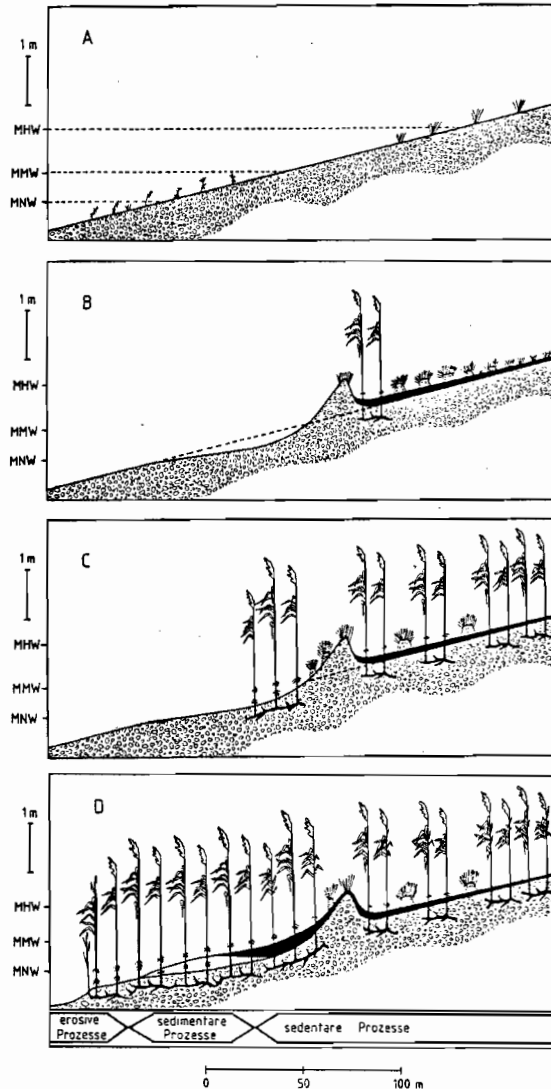


Abb. 4

Modell der Ufer- und Röhrichtentwicklung am Bodensee-Untersee; schwarz - Schilf- und Seggentorf; weiß - Kalkschlamm; Kiessignatur - Schnegglisande  
 Model of the common development of littoral sediments and reed vegetation; black - *Phragmites* and sedge peat; white - calcareous mud; dotted - calcareous (onkolithic) gravel

- In jüngerer Zeit, vielleicht erst vor wenigen Jahrhunderten, senkte sich der Wasserspiegel, so daß die Brandung die unbestfestigten Sedimente erodieren und zu mächtigen Strandwällen aufhäufen konnte (s. Abb. 4, B). Hinter den Strandwällen, geschützt vor Wellengang und gefördert durch gelegentliche Feinmaterialereinschwemmungen, konnten sich Röhrichte ansiedeln und gegen den See vordringen. Im Laufe der Zeit entstanden Schilf- und Seggentorfdecken als autochthone Neubildungen, denen im Liegenden oft übergangslos das reine Carbonatsediment folgte. Seewärts des Strandwalles war die Vegetation nach wie vor spärlich. Dieses Entwicklungsstadium wurde bereits zu Anfang des Jahrhunderts nicht mehr angetroffen (BAUMANN 1911): Das Röhricht war bereits weit über die Strandwälle hinaus seewärts vorgedrungen.
- In einem späteren Stadium der Entwicklung siedelten sich Schilfgürtel vor dem Strandwall an (s. Abb. 4, C). Dieser Vorgang stand vielleicht mit einer weiteren Senkung des MMW bzw. mit einer Tieferlegung der Hochwasserspitzen (geringere Halmverluste durch Frühsommerhochwässer und durch mechanische Belastung) und/oder mit einer frühen Eutrophierungsphase des Sees (Aufhebung eines wachstumslimitierenden Nährstoffniveaus) in Zusammenhang. Dennoch waren es wohl zunächst nur schütterere, produktionsarme Bestände, innerhalb derer sich aufgrund der geringen Strömungsverluste nur dünne Feinmaterialablagerungen bilden konnten. Die Schilfstreu war mengenmäßig gering (ca. 0,2 kg TS/m<sup>2</sup>/Jahr); sie wurde rasch mineralisiert, so daß sich auch keine organischen Sedimentauflagen entwickelten. Dieses Entwicklungsstadium wurde durch BAUMANN (1911) ausführlich dokumentiert und kann vereinzelt noch heute am Untersee angetroffen werden.
- Unter anhaltend günstigen Bedingungen dehnten sich die Schilfbestände weiter seewärts aus; dieser Vorgang hielt, wie zahlreiche Luftbilder belegen, bis etwa 1950 an (s. Abb. 4, D). Im seewärtigen Bereich waren die jungen Bestände noch licht (Halmdichte ca. 5-15 H./m<sup>2</sup>), so daß sich wie beim vorausgegangenen Entwicklungsstadium nur geringmächtige Kalkschlammablagerungen halten konnten. In den zentralen Teilen 'reiften' die Bestände, d.h. ihre Halmdichte nahm auf etwa 25-35 H./m<sup>2</sup> zu. Wegen der wachsenden Entfernung zum freien See blieben die Überständer nun länger erhalten, erhöhten also den Strömungswiderstand (MEISSNER & OSTENDORP 1988), so daß sich Strömungstoträume mit Kalkschlamm-Sedimentation bilden konnten. Die landwärtigen, unmittelbar vor dem Strandwall liegenden älteren Schilfgebiete wurden von dem partikelreichen Seewasser immer seltener erreicht, so daß hier schließlich der Sedimentzuwachs nur von der Zufuhr- und der Mineralisationsrate der Schilfstreu bestimmt wurde. Diese Situation tritt uns heute in sehr vielen Uferschilfgebieten des Untersees entgegen.

Das Modell mißt also dem Faktor 'Besiedlung mit Schilfröhrichten' die entscheidende modifizierende Bedeutung zu: Mit wachsender Ausdehnung verringern die Schilfröhrichte den Einfluß der Wasserbewegungen des Sees in ihrem Inneren und kontrollieren damit die Ablagerungsbedingungen.

## 5. NÄHRSTOFF-QUELLEN

Der Zustrom zu den in Kapitel 3 behandelten Nährstoffpools im System 'Röhricht' erfolgt

1. über die Atmosphäre,
2. über das Litoralwasser (Wasseraustausch mit dem See),
3. über das Grundwasser

### 5.1 Nährstoffeintrag aus der Atmosphäre

Mit Regen und staubförmigen Niederschlägen gelangen N und P auf direktem Wege in die Schilfgebiete. Die N-Depositionsraten im südwestdeutschen und nordschweizerischen Raum liegen bei etwa  $1,8 \text{ g/m}^2/\text{Jahr}$ . Dagegen schwanken die Angaben für den P-Eintrag wesentlich stärker ( $16\text{-}275 \text{ mg/m}^2/\text{Jahr}$ ), da vielfach nur  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen gemessen wurden, die lediglich 15-60% des Gesamt-P ausmachen. Den nachfolgenden Rechnungen wird ein P-Eintrag von  $0,1 \text{ g/m}^2/\text{Jahr}$  zugrunde gelegt.

Überwiegend atmosphärischer Herkunft dürfte der elementare Stickstoff sein, der über die nicht-symbiontische  $\text{N}_2$ -Fixierung in das System eingeschleust wird. Die Raten hängen stark von Umweltbedingungen ab ( $\text{O}_2$ - und  $\text{NH}_4^+$ -Hemmung, Verfügbarkeit von C-Quellen etc.) und schwanken zwischen etwa 0,1 (Hochmoore, Streu- und Riedwiesen) und  $15 \text{ g N/m}^2/\text{Jahr}$  (Reisfelder, *Spartina*-Marsch). Auch in europäischen Schilfröhrichten konnten hohe Nitrogenase-Aktivitäten nachgewiesen werden (OGAN 1982), flächenbezogene Angaben über die jährliche  $\text{N}_2$ -Fixierung liegen jedoch nicht vor. Für die Untersee-Röhrichte wird ein Mittelwert von  $1 \text{ g N/m}^2/\text{Jahr}$  angenommen.

Die Atmosphäre ist darüberhinaus eine wichtige Quelle für gelöste und partikuläre organische Substanzen; so fanden KNORR & KLATTE 1963 im Untersee-Gebiet ca.  $50 \text{ mg KMnO}_4$ -Verbrauch pro Liter geschmolzenen Schnees. Da es sich um Einzelmessungen handelt, muß hier auf eine quantitative Behandlung verzichtet werden.

### 5.2 Nährstoffeintrag durch den Austausch mit dem Litoralwasser

Der Wasseraustausch zwischen Seeufer-Röhrichtzone und freiem See ist verschiedentlich belegt (Untersee: SCHRÖDER 1973, MEISSNER & OSTENDORP 1988). Quantitative Untersuchungen über Umfang des partikulären Eintrags und der Massenbilanz gelöster Substanzen wurden bisher noch nicht vorgelegt. Nach einer Schätzung, die sich auf Strömungsgeschwindigkeiten von SCHRÖDER (1973) und Konzentrationsmessungen von BANOUB (1975) stützt, ergibt sich pro Laufmeter Schilfufer jährlich ein Einstrom von  $8100 \text{ mg P}$ ; für einen  $100 \text{ m}$  tiefen Schilfbestand bedeutet dies einen Eintrag von  $8100:100 = 81 \text{ mg P/m}^2$ . Nach der gleichen Rechnung werden  $380 \text{ mg N}_{\text{min}}/\text{m}^2$  und  $9,5 \text{ g C}_{\text{Org}}/\text{m}^2$  eingetragen.

Der Eintrag von suspendierten Trübstoffen aus den sublitoralen Sedimenoberschichten läßt sich derzeit nicht genau schätzen; bei ruhigem Wetter und geringem Wellengang dürfte er gering sein, an Bedeutung aber gewinnen, sobald die Wellen den Gewässergrund berühren und die Sedimentoberschicht erodieren. Das

aufgewirbelte Material kommt teilweise erst in den Stillwasserbezirken der Röhrichte zur Ablagerung.

Von anderen Seen liegen einzelne Beobachtungen über den allochthonen Eintrag vor (z.B. PIECZYNSKA 1975, S. 271), systematische Untersuchungen fehlen jedoch. Messungen der Sedimentationsraten im Untersee-Röhrichtlassen eine jährliche Sedimentzuwachsrate von 1-2 mm pro Jahr realistisch erscheinen. Damit werden pro m<sup>2</sup> etwa 0,4-0,8 kg TS, entspr. 16-33 g OS, 0,9-1,8 g N sowie 0,1-0,2 g P eingetragen.

### 5.3 Nährstoffeintrag über das Grund- und Sickerwasser

Die Seekreideschichten des Untersee-Ufers werden vielfach in geringer Tiefe von Beckentonnen unterlagert, die sich bis über den Bereich der landwirtschaftlich genutzten Feuchtwiesen hinaus erstrecken. Auf diesen StauhORIZONTEN gleiten deren Sickerwässer in Richtung Röhrichtgürtel. Bei winterlich niedrigem See-stand kann man im Schilfrandbereich zahlreiche kleine Rinnsale beobachten, über deren Schüttung und Nährstoffgehalte freilich keine Angaben vorliegen, so daß auf Schätzungen zurückgegriffen werden muß. Angenommen werde ein 50 m breiter Schilfgürtel mit einer 200 m breiten, Sickerwasser spendenden Hinterlandzone, zu 25% aus extensiv bewirtschafteten Riedwiesen und Gehölzgürteln, zu 25% aus Ackerland und zu 50% aus gedüngtem Grünland bestehend. Unter Annahme folgender Austragsraten (gewogene Mittelwerte aus Literaturangaben)

extensiv bewirtschaftet	5 kg N/ha/Jahr	0,2 kg P/ha/Jahr
gedüngtes Grünland	10 kg N/ha/Jahr	0,3 kg P/ha/Jahr
gedüngte Ackerflächen	30 kg N/ha/Jahr	0,5 kg P/ha/Jahr,

ergibt sich pro m<sup>2</sup> Schilfgürtel eine Belastung von 5,5 g N/Jahr und 0,13 g P/Jahr. Setzt man voraus, daß davon 50% im System aufgenommen werden und der Rest in den See gelangt, so liegt der jährliche Eintrag bei nur rd. 0,1% des System-Pools.

### 6. KOHLENSTOFF- UND NÄHRSTOFF-FALLEN

Mikrobielle Abbauvorgänge überführen einen Teil der im Wasser gelösten oder in der organischen Substanz gebundenen Nährstoffe in eine Bindungsform, in der sie von heterotrophen Mikroorganismen oder *Phragmites*-Wurzeln nicht mehr assimiliert bzw. energetisch genutzt werden können. Diese Stoffwechselwege können als 'Nährstoff-Fallen' bezeichnet werden. Allerdings ist zu berücksichtigen, daß die in die Fallen geratenen Nährstoffe teilweise über den globalen geochemischen Zyklus in das System zurückkehren (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub> u.a.), mit sehr geringer Abbaurate metabolisiert werden (aromatischer 'Kern' der Huminstoffe, heterocyclisch gebundener Stickstoff, Inositol-Hexaphosphat u.a.) oder unter geänderten pH-, Redox- und Lösungsbedingungen (z.B. Verwitterung) in den biologischen Kreislauf zurückkehren (z.B. tonmineralgebundener NH<sub>4</sub>-N, Hydroxylapatit). In Seeufer-Röhrichten findet ein recht hoher Anteil der OS, des N und des P seinen Weg in die geologische Lagerstätte und wird dadurch

für sehr lange Zeit dem biologischen Kreislauf entzogen. Indes ist wenig bekannt über Überführungsraten bzw. Bildungsgeschwindigkeiten des 'nicht-verfügbaren' Nährstoff-Pools.

### 6.1 Organischer Kohlenstoff

Die wichtigsten  $C_{org}$ -Fallen sind

- aerobe Respiration (Endprodukte:  $CO_2$  und  $H_2O$ ),
- Nitrat-Atmung ( $CO_2$ ,  $NH_4-N$ ,  $N_2$ ),
- Sulfat-Atmung ( $CO_2$ ,  $H_2S-S$ ),
- Methanogenese ( $CO_2$ ,  $CH_4$ )
- Humifizierung (Fulvosäuren, Hymatomelansäuren, Huminsäuren).

Die jährliche Abbaurate der organischen Substanz im System 'Untersee-Schilfröhricht' kann wie folgt geschätzt werden:

In den in Bestandsmitte gelegenen Röhricht-Systemen ist *Phragmites australis* praktisch der einzige Primärproduzent; die aschefreie Biomasse der abgestorbenen Überstände beträgt im Mittel  $0,92 \text{ kg/m}^2$  (vgl. Tab. 2). Der gelöste und partikuläre Eintrag über den Austausch mit dem See beträgt rd.  $0,04 \text{ kg/m}^2$  (Abschn. 5.2). Der Eintrag an OS über die Atmosphäre kann nicht berücksichtigt werden. Es wird angenommen, daß die Röhrichtgürtel am Untersee in der heutigen Ausprägung seit (mindestens) 150 Jahren existieren, wobei die letzten 100 Jahre durch Bildquellen und durch die Arbeit von BAUMANN 1911 belegt sind. In diesem Zeitraum hat das System  $150 \cdot 0,96 = 144 \text{ kg OS}$  eingelagert. Davon sind in den organischen Auflagen über dem geologischen Sediment nur etwa  $5,7 \text{ kg OS/m}^2$  erhalten geblieben (Abb.2), mit anderen Worten: Nur rd. 4% von Primärproduktion + organischem Eintrag werden ins Dauersediment überführt, der Rest ( $0,92 \text{ kg OS/m}^2/\text{Jahr}$ ) wird langfristig mineralisiert und aus dem System entfernt.

ANDERSEN (1981) ermittelte im Röhrichtgürtel des eutrophen Arreskov-Sees (Dänemark) ähnlich hohe Abbauraten: Er fand in der Sedimentoberschicht eine  $CO_2$ -Dissimilationsrate von  $478 \text{ g C/m}^2/\text{Jahr}$  (entspr. etwa  $1,05 \text{ kg OS}$ ). Die Verluste durch Methanogenese wurden nicht untersucht; auch die jährliche Primärproduktion wird nicht mitgeteilt, sie dürfte aber bei etwa  $0,9 \text{ kg OS/m}^2$  gelegen haben (ANDERSEN 1976).

Über den Anteil von Respiration und Methanogenese am  $C_{org}$ -Abbau liegen nur wenige Angaben vor. In Sublitoralsedimenten werden nur etwa 10-20% der Primärproduktion als Methan freigesetzt (JONES & SIMON 1981); die jährlichen Efflux-Raten in Reisfeldern und Süßwassersümpfen liegen im Bereich von  $5-50 \text{ g C/m}^2/\text{Jahr}$  (CICERONE & SHETTER 1981, SEILER et al. 1984). Für *Phragmites*-Röhrichte liegen noch keine Messungen vor, man wird aber davon ausgehen können, daß hier bestenfalls etwa 5-10% des primär assimilierten Kohlenstoffs das System als Methan verlassen. In den Untersee-Röhrichten sollte dieser Anteil noch geringer sein, da seine Sediment- und Bodenoberschichten im Frühling und Herbst trockenfallen, womit ein respiratorischer Abbau begünstigt wird. Zudem ist im Winter die Methanogenese

wegen der niedrigen Temperaturen ohnehin stark eingeschränkt - im Gegensatz zu tropischen Sümpfen und Reisfeldern.

Der weitaus größte Teil der *Phragmites*-Primärproduktion dürfte als  $\text{HCO}_3^-$  das System über den Wasseraustausch mit dem See verlassen. Auch der Austrag als gelöstes  $\text{C}_{\text{org}}$  könnte eine beträchtliche Rolle spielen (REDDY 1982). Zwar würden im Sedimentkontaktwasser der Untersee-Röhrichte höhere CSB-Werte gemessen als im Oberflächenwasser (OSTENDORP 1988a), andererseits konnte BANOUB (1975) keinen signifikanten Konzentrationsunterschied zwischen einströmendem bzw. ausströmendem Wasser feststellen. Allerdings fand er auch keine signifikante Alkalinitäts-erhöhung im SKW, die auf erhöhten  $\text{CO}_2$ -Partialdruck bzw. erhöhte Carbonatlösung hätte schließen lassen.

## 6.2 Stickstoff

Die wichtigsten Stickstoff-Fallen sind

- Denitrifikation,
- $\text{NH}_4^+$ -Fixierung durch Tonminerale,
- Fixierung durch organische Substanzen (z.B. Lignoproteine).

Die jährliche Abbaurate des N im System 'Untersee-Röhricht' kann ähnlich geschätzt werden wie die der organischen Substanz: Pro Jahr ergibt sich ein Eintrag von  $7,3 \text{ g N/m}^2$ . In 150 Jahren werden demnach  $1,09 \text{ kg N/m}^2$  eingetragen. In der organischen Sedimentoberschicht finden sich jedoch nur  $0,23 \text{ kg N/m}^2$ , d.h. etwa 79% der eingetragenen Menge haben das System wieder verlassen. Man erhält eine jährliche Eliminationsrate von  $5,8 \text{ g/m}^2$ . Der Grund für den gegenüber der OS deutlich verringerten N-Austrag liegt offenbar in der Effizienz der N-Falle 'Fixierung in schwer abbaubaren organischen Verbindungen'.

Gleichwohl dürfte die Denitrifikation die bedeutendste N-Falle darstellen. Die Denitrifikationsraten in semiaquatischen oder periodisch überfluteten Böden sind mit 11 bis über  $100 \text{ g N/m}^2/\text{Jahr}$  (ISIRIMAH & KEENEY 1973, TERRY & TATE 1980, ANDERSEN 1981) deutlich höher als die von marinen oder limnischen Profundalsedimenten. Vermutlich wirken sich hier die gute Versorgung mit leicht abbaubaren C-Quellen und mit Nitrat (durch Nitrifizierung in aeroben Sediment-Kompartimenten) günstig aus. In den Untersee-Röhrichten könnten unter Berücksichtigung dieser beiden Faktoren jährlich durchaus  $10 \text{ g NO}_3\text{-N/m}^2$  und mehr denitrifiziert werden.

Prinzipiell können  $\text{NO}_3^-$  und  $\text{NH}_4^+$  das System über das SKW bzw. den Wasseraustausch mit dem See verlassen. Eigene Messungen und die Angaben von BANOUB (1975, Tab. 2) lassen jedoch einen Netto-Eintrag aus dem See in die Schilfgebiete wahrscheinlich erscheinen, da stets die  $\text{N}_{\text{min}}$ -Konzentrationen im ausströmenden Sedimentkontaktwasser geringer waren als im einströmenden Oberflächenwasser. Ob ein Netto-Austrag von organischen Stickstoff-Verbindungen stattfindet (vgl. REDDY 1982), ist am Untersee noch nicht untersucht worden.

### 6.3 Phosphor

Die wichtigsten P-Fallen im Untersee-Röhricht sind

- Festlegung als Inositolphosphate,
- Festlegung als schwerlösliche anorganische Verbindung, z.B. Hydroxylapatit sowie als Fe-P-Huminkomplex.

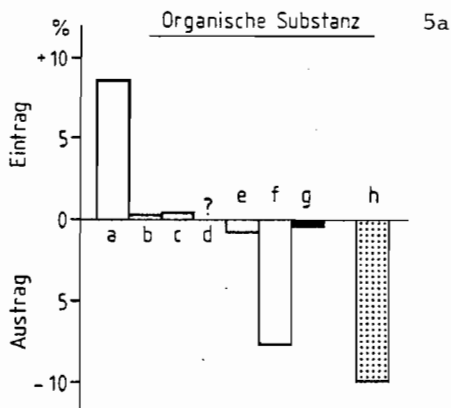
Eine Schätzung der P-Eliminationsrate wie im Falle der OS und des N (s.o.) kommt zu dem Ergebnis, daß in 150 Jahren rd.  $150 \cdot 0,40 = 59 \text{ g P/m}^2$  in das System eingetragen wurden. Davon sind derzeit in den auf dem geologischen Sediment liegenden Horizonten noch  $21,6 \text{ g P/m}^2$  (= 36%) vorhanden. Das bedeutet, daß der jährlich eingetragene Phosphor in weit größerem Umfang als  $C_{\text{Org}}$  und N in den Sediment- bzw. Bodenoberschichten fixiert wird. Pro Jahr werden rechnerisch nur  $0,25 \text{ g P/m}^2$  aus dem Sediment entfernt. Die Ursachen für den geringen Austrag liegen einerseits in der extremen P-Armut der Schilfstreu, so daß für den mikrobiellen Abbau eine externe P-Quelle erforderlich ist, andererseits offensichtlich in der Effizienz der Überführung 'verfügbarer' Phosphate in nicht-verfügbare Bindungsformen.

Neben der Festlegung im Sediment ist der Verlust über das SKW eine weitere P-Falle. Allerdings sind - ähnlich wie im Falle des Stickstoffs - die P-Konzentrationen im SKW nur unwesentlich größer (eigene Messungen) oder sogar geringer (BANOUB 1975, Tab. 2) als im einströmenden Oberflächenwasser. Im übrigen liegen die  $\text{PO}_4$ -P-Konzentrationen im SKW im Mittel deutlich unter  $10 \mu\text{g/l}$  (vgl. auch SCHRÖDER 1973, Tab. 2 u. BANOUB 1975), was eher für eine P-Sorption der Sedimentoberschichten als für eine P-Freisetzung spricht. Der rechnerische P-Austrag von  $0,25 \text{ g/m}^2/\text{Jahr}$  entspricht zahlenmäßig ziemlich genau dem gelösten und dem partikulären Eintrag in Höhe von  $0,08 + 0,15 = 0,23 \text{ g/m}^2/\text{Jahr}$ . Auch diese überschlagsmäßige Schätzung spricht gegen eine nennenswerte Freisetzung von Phosphor in Richtung See.

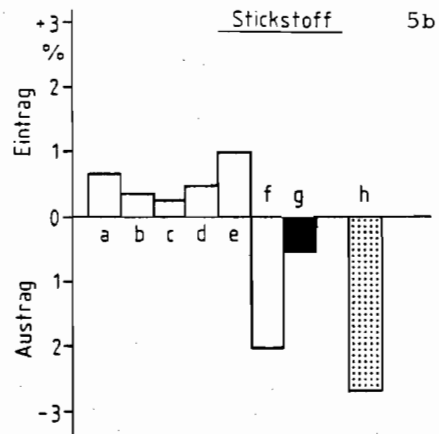
### 7. SCHLUSSFOLGERUNGEN

Nährstoff- und Kohlenstoffbilanzmessungen von natürlichen Ökosystemen können nur mit beträchtlichem Meßaufwand erstellt werden. Dies mag der Grund dafür sein, daß in der Literatur bislang nur 2 detaillierte N-Bilanzschätzungen in Helophyten-Ökosystemen (Salzmarsch, Reisfelder) vorgestellt wurden (s.u.). In dieser Arbeit wird erstmals für Seeufer-Röhrichte der Versuch unternommen, die größenordnungsmäßige OS-, N- und P-Bilanz zu schätzen. Aus dem Vergleich zwischen Eintrag, Austrag und Deposition und der relativen Bedeutung der einzelnen Austauschwege ergeben sich wichtige Schlußfolgerungen für die 'Feinstruktur' der Verlandungstätigkeit des Schilfs sowie für den Winterschnitt als mögliche Schilfpflegemaßnahme.

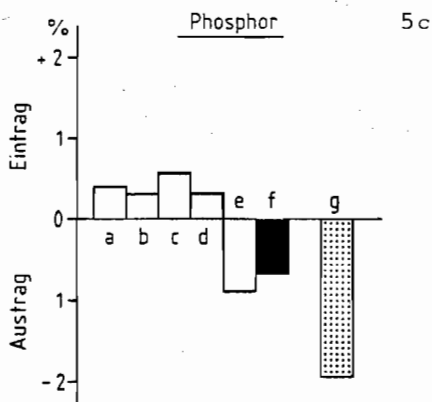
In der Abbildung 5 (a-c) sind die jährlichen Stoffaustauschraten in Prozent des Pools\* zusammengefaßt. Der "Pool\*" wird hier derart definiert, daß nur die Stoffgehalte derjenigen Systemkompartimente Berücksichtigung finden, die vermutlich



- a - CO<sub>2</sub>-Assimilation (0,92 kg OS/m<sup>2</sup>/a)
- b - seewärtiger, gelöster Eintrag (0,01 kg OS/m<sup>2</sup>/a)
- c - seewärtiger, partikulärer Eintrag (0,025 kg OS/m<sup>2</sup>/a)
- d - Eintrag durch Grundwasserstrom ( ? kg OS/m<sup>2</sup>/a)
- e - Austrag durch Methanogenese (0,09 kg OS/m<sup>2</sup>/a)
- f - Austrag durch Respiration (0,92 kg OS/m<sup>2</sup>/a)
- g - Festlegung (Pool-Wachstum) (0,037 kg OS/m<sup>2</sup>/a)
- h - möglicher Austrag durch Schilfschnitt (1,05 kg OS/m<sup>2</sup>/a)



- a - Eintrag durch Niederschlag (1,8 g N/m<sup>2</sup>/a)
- b - Eintrag durch N<sub>2</sub>-Fixierung (1,0 g N/m<sup>2</sup>/a)
- c - seewärtiger gelöster Eintrag (0,38 g N/m<sup>2</sup>/a)
- d - seewärtiger partikulärer Eintrag (1,35 g N/m<sup>2</sup>/a)
- e - Eintrag durch Grundwasserstrom (2,75 g N/m<sup>2</sup>/a)
- f - Austrag durch Denitrifikation (5,7 g N/m<sup>2</sup>/a)
- g - Festlegung (Pool-Wachstum) (1,53 g N/m<sup>2</sup>/a)
- h - möglicher Austrag durch Schilfschnitt (7,6 g N/m<sup>2</sup>/a)



- a - Eintrag durch Niederschlag (0,10 g P/m<sup>2</sup>/a)
- b - seewärtiger gelöster Eintrag (0,08 g P/m<sup>2</sup>/a)
- c - seewärtiger partikulärer Eintrag (0,15 g P/m<sup>2</sup>/a)
- d - Eintrag durch Grundwasserstrom (0,065 g P/m<sup>2</sup>/a)
- e - Austrag (Bilanzabgleich) (0,22 g P/m<sup>2</sup>/a)
- f - Festlegung (Pool-Wachstum) (0,17 g P/m<sup>2</sup>/a)
- g - möglicher Austrag durch Schilfschnitt (0,50 g P/m<sup>2</sup>/a)

Abb. 5a-c

Stoffaustauschraten im System 'Seeuferröhricht'; Angaben in % des Pools\* pro Jahr; positiv - Stoffeinträge, negativ - Stoffausträge sowie Poolwachstum; Pool\*größen: OS = 10,7 kg/m<sup>2</sup>, N = 282 g/m<sup>2</sup>, P = 25,7 g/m<sup>2</sup>

Organic matter and nutrient exchange rates between the system 'lakeshore reedbelt' and its environment in percent of the pool\* (OS = 10,7 kg/m<sup>2</sup>, N = 282 g/m<sup>2</sup>, P = 25,7 g/m<sup>2</sup>; positive sign - inputs, negative sign - outputs and increase of the pool\*)



an den Umsetzungen teilnehmen (Dazu zählen: Schilf-Überständer, Blattstreu, lebende und tote Rhizome, Schilftorfschicht und organische Auflage; hingegen wird anders als beim Pool in Abbildung 3 das geologische Sediment ausgeklammert).

#### 7.1 Relative Bedeutung der einzelnen Kohlenstoff- und Nährstoff-Austauschwege

**K o h l e n s t o f f:** Die bei weitem wichtigste C-Quelle ist die Photosynthese der Schilfpflanze; demgegenüber treten gelöster und partikulärer Eintrag aus dem See weit zurück. Die C-Mineralisation erfolgt überwiegend durch aerobe oder anaerobe Respiration, während die Methan-Freisetzung nur einen geringen Beitrag leistet (Abb. 5a).

**S t i c k s t o f f:** Die wichtigsten N-Quellen dürften der Eintrag durch das Grundwasser sowie durch den Niederschlag sein. Weniger bedeutend ist der Eintrag aus dem See und die  $N_2$ -Fixierung. Die bedeutendste N-Falle ist die Denitrifizierung (Abb. 5b). Dagegen stellt in subtropischen Reisfeldern die  $N_2$ -Fixierung die weitaus wichtigste N-Quelle dar (WETSELAAR 1981) (s. auch Abb. 6); die größten Verluste werden naturgemäß durch die Reisernte, aber auch durch Sickerwasserverluste bewirkt. Die Veränderung des N-Vorrates im Boden (Pool-Änderung) konnte nicht geschätzt werden. Der gesamte N-Eintrag liegt mit rd.  $9,5 \text{ g N/m}^2/\text{Jahr}$  in der gleichen Größenordnung wie der der Untersee-Röhrichte. Hingegen ist der N-Umsatz in der von VALIELA & TEAL (1979) untersuchten Tidemarsch gut dreimal so hoch (Abb. 7). Wichtigste Quellen sind hier die  $N_2$ -Fixierung und der Grundwasserstrom; ähnlich wie am Untersee stellt die Denitrifikation die größte N-Falle dar, gefolgt vom (Netto-)Ausstrom durch den Tidewasserstrom, der am Untersee natürlich entfällt. Der jährliche Pool-Zuwachs beträgt etwa  $2,6 \text{ g N/m}^2/\text{Jahr}$  und liegt damit etwas über dem Bereich, der für den Untersee ermittelt wurde.

**P h o s p h o r:** Alle Phosphat-Quellen sind von vergleichbarer Bedeutung; die wichtigste Quelle stellt der partikuläre Eintrag aus dem See dar, gefolgt von dem Eintrag durch Niederschläge. Über die Phosphat-Fallen (außer Pool\*-Wachstum) ist nichts bekannt, so daß die angegebene Größe von  $0,22 \text{ g P/m}^2/\text{a}$  lediglich den Bilanzabgleich beinhaltet (Abb. 5c).

Die Röhrichte stellen also eine Nährstoff-Falle für den See dar, indem die Einträge aus dem Pelagial größer sind als der Austrag durch das SKW. Allerdings ist der Beitrag des Seewassers namentlich für die N-Versorgung geringer als der des Grund- und Sickerwassers und des Niederschlagswassers. Die Schilfvegetation muß in jeder Vegetationsperiode etwa  $4 \text{ g N/m}^2$  und  $0,17 \text{ g P/m}^2$  aufnehmen, um die jährlichen Verluste durch absterbende Überständer und Blätter auszugleichen (Tab. 2); bereits der Eintrag aus der Atmosphäre (incl.  $N_2$ -Fixierung) deckt etwa 2/3 des N- und P-Bedarfs ab.

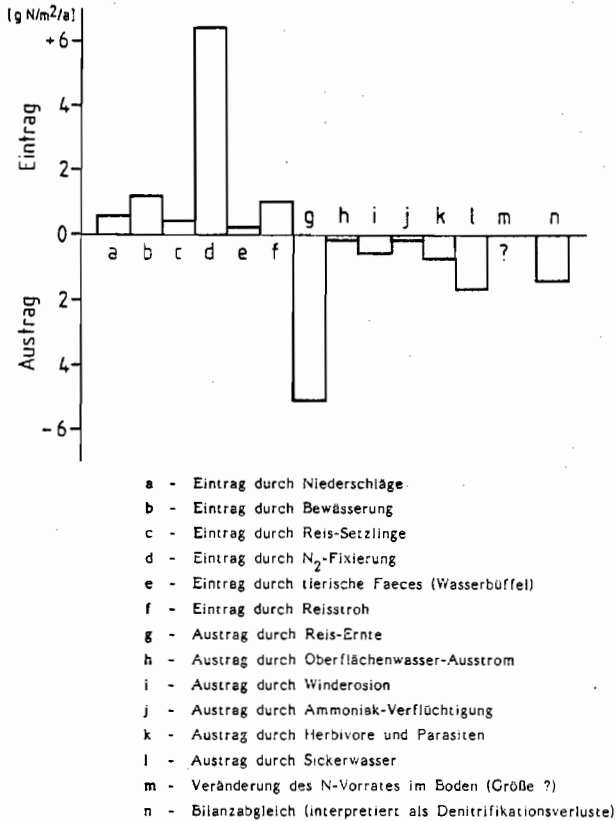


Abb. 6

Stickstoff-Bilanz ungedüngter Reisfelder (Daten nach WETSELAAR 1981)

Nitrogen budget of unfertilized paddy fields (data according to WETSELAAR 1981)

## 7.2 Verlandung und Pool\*-Wachstum

Die mittleren jährlichen Raten der Überführung von OS, N und P in das Dauersediment (Pool\*-Wachstum) betragen:

32 g OS/m<sup>2</sup> (= 0,3% des Pool\*)

1,5 g N/m<sup>2</sup> (= 0,5% des Pool\*)

0,17 g P/m<sup>2</sup> (= 0,7% des Pool\*)

Die Verlandung schreitet also recht langsam voran; eine Pool\*-Verdoppelung - bezogen auf den derzeitigen Zustand - ist erst in etwa 200 Jahren zu erwarten. Die P- und N-Akkumulation ist höher als die Festlegungsrate der OS in Form von Huminstoffen. Bezogen auf den jährlichen Eintrag gelangen nur etwa 4% des gesamten OS-Eintrags, aber 21% des gesamten N- und etwa 36% des gesamten P-Eintrags ins Dauersediment. Die verstärkte Festlegung

von N und P wird durch entsprechende Elementanreicherungen während des mikrobiellen Abbaus der ursprünglich sehr nährstoffarmen Schilfstreu verursacht (OSTENDORP 1988a).

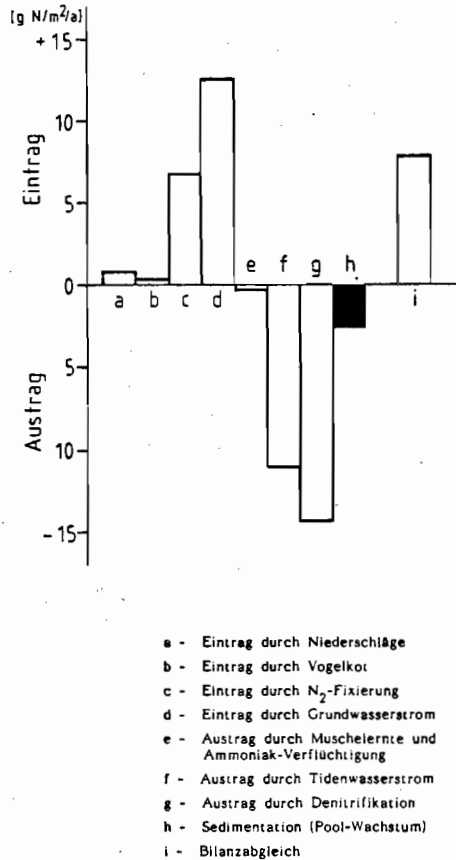


Abb. 7

Stickstoff-Bilanz einer Tidemarsch mit *Spartina alterniflora* (Daten nach VALIELA & TEAL 1979)

Nitrogen budget of a tidal marsh with *Spartina alterniflora* (data according to VALIELA & TEAL 1979)

### 7.3 Die Wirkung von Schilfschnitt auf den Nährstoff-Haushalt

Vielfach wird die Nährstoffbelastung der Seen und Röhrichte für das sogenannte 'Schilfsterben' verantwortlich gemacht, das inzwischen mehr als 35 europäische Seen erfaßt hat (OSTENDORP 1988b). In diesem Zusammenhang entstand die Überlegung, durch

Winterschnitt und Abtransport des Schnittgutes könnten die gefährdeten Schilfgebiete ausgehagert werden (SCHRÖDER 1979). Am Bodensee-Untersee wurden mehrjährige Schnittversuche durchgeführt (OSTENDORP 1987), so daß sich die Effizienz des OS- und Nährstoffaustrags wie folgt quantifizieren läßt: Schnittmaßnahmen kombiniert mit Schnittgutentfernung haben direkten Zugriff nur auf

- die abgestorbenen Überstände,
- die Blattstreu der vorangegangenen Vegetationsperiode,
- die ältere Streu und den Schilftorf.

Unter günstigen Voraussetzungen läßt sich pro Umtrieb ein Austrag von 1,05 kg OS, 7,6 g N und 0,5 g P pro m<sup>2</sup> erzielen. Damit können etwa 10% des OS-Pools\* entfernt werden, während bei N und P nur etwa 2,7 bzw. 1,9% erreicht werden (Abb. 5). Unter der Voraussetzung eines gleichbleibenden Verhältnisses von Eintrag und Austrag (excl. Schnitt-Austrag) bedarf es also einer Jahrzehnte andauernden Schnitttätigkeit, bis sich der N- bzw. P-Pool\* nennenswert erniedrigt hat.

## 8. LITERATUR

- ANDERSEN, F.Ø. (1976): Primary production in a shallow water lake with special reference to a reed swamp.- *Oikos* 27: 243-250.
- "- (1981): Oxygen and nitrate respiration in a reed swamp sediment from a eutrophic lake.- *Holarctic Ecology* 4: 66-77.
- BANOUB, M.W. (1975): The effect of reeds on the water chemistry of Gnadensee (Bodensee).- *Arch.Hydrobiol.* 75: 500-521.
- BAUMANN, E. (1911): Die Vegetation des Untersees (Bodensee). Eine floristisch-kritische Studie.- *Arch.Hydrobiol. Suppl.* 1:1-554.
- BOSMAN, M.T.M. (1985): Some effects of decay and weathering on the anatomical structure of the stem of *Phragmites australis*.- *Int.Assoc.Wood Anat. Bull.* 6: 165-170.
- CICERONE, R.J. & SHETTER, J.D. (1981): Sources of atmospheric methane: measurements in rice paddies and a discussion.- *J.Geophys.Res.* 86: 7203-7209.
- DELAUNE, R.D. & PATRICK, W.H. (1980): Nitrogen and phosphorus cycling in a gulf coast salt marsh.- In: V.S.KENNEDY, *Estuarine Perspectives*, 533 S., S.143-151; Academic Press, New York.
- DYKYJOVA, D. & KVET, J. (1978): Pond littoral ecosystems. Structure and functioning.- *Ecological Studies* 28, 460 S., Springer, Berlin.
- ISIRIMAH, N.O. & KEENEY, D.R. (1973): Contribution of developed and natural marshland soils to surface and subsurface water quality.- *Techn.Report*, Univ.Wisconsin-Madison (zit.n.R.T.PRENTKI, T.D.GUSTAFSON & M.S.ADAMS (1978): Nutrient movements in lakeshore marshes. In: R.E. GOOD et al. (Ed.) *Freshwater wetlands*, 370 S., S.169-194; Academic Press, New York.

- JONES, J.G. & SIMON, B.M. (1981): Differences in microbial decomposition processes in profundal and littoral lake sediments, with particular reference to the nitrogen cycle.- *J.Gen.Microbiol.* 123:297-312.
- KNORR, M. & KLATTE, O.J. (1963): Über den Gehalt des Schnees an anorganischem Phosphor und Stickstoffverbindungen, ferner an organischer Substanz, und seine hygienische Bedeutung für Luft und Wasser.- *Arch. Hyg.Bakt.* 147: 94-107,
- LANG, G. (1967): Die Ufervegetation des westlichen Bodensees.- *Arch.Hydrobiol.Suppl.* 32: 437-574,
- MEISSNER, P. & OSTENDORP, W. (1988): Ein Strömungsmodell der temperaturinduzierten Dichteströmung in geschlossenen Uferröhrchen des Bodensee-Untersees.- *Arch.Hydrobiol.* 112: 433-448,
- OGAN, M.T. (1982): Nitrogenase activity of soil cores of aquatic grasses.- *Aquat.Bot.* 13: 105-124.
- OSTENDORP, W. (1987): Die Auswirkungen von Mahd und Brand auf die Ufer-Schilfbestände des Bodensee-Untersees.- *Natur u. Landschaft* 62: 99-102,
- (1988a): Schilfrückgang am Bodensee-Untersee. Ursachen -Gegenmaßnahmen.- *Ber.d.Limnolog.Instituts der Universität Konstanz*, 770 S. (im Druck), Konstanz.
- (1988b): 'Die-back' of reeds in Europe - a critical review of literature.- *Aquatic Botany* (im Druck).
- PIECZYNSKA, E. (1975): Ecological interactions between land and the littoral zones of lakes (Mazurian lakeland, Poland).- In: A.D.HASLER (Ed.), *Coupling of land and water systems*, S. 263-276; Springer-Verlag, Berlin.
- REDDY, K.R. (1982): Mineralization of nitrogen in organic soils.- *Soil.Sci. Soc.Am.J.* 46: 561-566.
- RICHARDSON, C.J., TILTON, D.L., KADLEC, J.A., CHAMIE, J.P.M. & WENTZ, W.A. (1978): Nutrient dynamics of northern wetland ecosystems.- In: R.E.GOOD et al.. (Eds), *Freshwater wetlands*, 370 S., S.217-241, Academic Press, New York.
- RODEWALD-RUDESCU, L. (1974): Das Schilfrohr.- *Die Binnengewässer* 27: 302 S., 11 Taf. i.A., Stuttgart.
- SCHRÖDER, R. (1973): Die Freisetzung von Nährstoffen im Schilfgebiet und ihr Transport in das Freiwasser am Beispiel des Bodensee-Untersees.- *Arch.Hydrobiol.* 71: 145-158,
- (1979): The decline of reed swamps in Lake Constance.- *Symp.Biol. Hung.* 19: 43-48, Budapest.
- SEILER, W., HOLZAPFEL-PSCHORN, A., CONRAD, R. & SCHARFFE, D. (1984): Methane emission from rice paddies.- *J.Atm.Chem.* 1: 241-268.
- TERRY, R.E. & TATE, R.L. (1980): Denitrification as a pathway for nitrate removal from organic soils.- *Soil Sci.* 129: 162-166.

VALIELA, I. & TEAL, J.M. (1979): The nitrogen budget of a salt marsh ecosystem.- *Nature* 280: 652-656,

WETSELAAR, R. (1981): Nitrogen inputs and outputs of an unfertilized paddy field.- In: F.E.CLARK & T.ROSSWALL (Ed.), *Terrestrial nitrogen cycles*.- *Ecol.Bull.*33: 573-583; Stockholm,

Manuskript eingegangen am 1.September 1988