

**Naturraumpotential Neusiedler See
Auswirkungen des Grünschnittes auf den Schilfgürtel**

**NÄHRSTOFFKREISLÄUFE IM SCHILFGÜRTEL
DES NEUSIEDLER SEES
AUSWIRKUNGEN DES GRÜNSCHNITTES**

von A. GUNATILAKA

**Anschrift des Verfassers: Abt. Limnol., Inst. Zoologie, Univ. Wien
Althanstraße 14, A-1090 Wien**

Summary

Thick monospecific stands of *Phragmites australis* occupy the littoral zone of Neusiedlersee, a large (320 km²) shallow lake in Austria, account for nearly 170 km² of swamp area. Experimental work has been carried out along a 4 km transect (open water - landward) over a three year period and results show complex nutrient dynamic patterns which are influenced by processes such as siltation, decomposition and transport of material. Near shore sediment accretion has resulted in a 100 - 130 cm thick sediment-litter accumulation zone above the rhizome root-mat and siltation at points seems to proceed as far as 1,3 km from the open lake. The marginal silted zones show faster decomposition rates and may contribute larger amounts of nutrients to the lake ecosystem. In contrast landward swampy areas comprise mainly of a 40 - 60 cm thick loosely packed plant litter-detritus zone where decomposition rates are comparatively low.

Dissolved phosphorus, nitrogen and sulfide concentrations were measured in this sediment-litter-water complex' and in porewaters along with physical parameters such as redox potential and pH. Suitable methods have been developed to obtain undisturbed water samples for the above measurements from the wetland habitat under varying conditions. A multichambered dialysis block sampler constructed was found to be most suitable to measure nutrient gradients in the swamp. The results indicated that the P, N and S dynamics are influenced by a number of physical interfaces such as redox discontinuity layer, oxygen conditions in the overlying water, pH, water level fluctuations which affect sediment water boundary and in summer, partial drying of the swamp.

A field method was developed to measure the isotopically exchangeable pool of P under natural lake conditions. This P-pool in the 'sediment-litter-water complex' was measured in situ using labelled phosphorus as a tracer and was assumed to be equivalent to the biologically available P-pool. The pool size determined at various lake sites during growing season (ranged between 0,1 - 2,0 g P.m⁻²) was compared with the P content in the reeds.

It has been estimated that 50 - 70 % of the P content of mature reeds are supplied by the rhizome during early growth and the rest is derived from the environment. In the view of the fact that the P content in the above ground parts of the reed amounts to 1,2 - 2,5 g P.m⁻², the size of the available P-pool in the swamp is smaller as compared with the amount of P in the reeds. The P-pool size measured at some of the sites in winter showed a 20 - 40 fold increase. Any removal of reeds in summer must therefore lead to a rapid depletion of the amount of P required for normal reed development and the amount of P exported is 10 to 50 times as much as the available amount of P in the pool. The implications of a summer harvest of reeds in Neusiedler See are discussed in detail. The adsorbed P was estimated at 0.6 g.m⁻².

The peak standing stock for the study site accounts for 2.5 g P.m⁻².yr⁻¹ and 12.7 g N.m⁻².yr⁻¹. The wet (rain + snow) and dry fall accounts for 0.026 g P.m⁻².yr⁻¹ and total N (Kjedahl + NO₃-N) 0.219 g N.m⁻².yr⁻¹ (NO₃-N = 0.102 g N.m⁻².yr⁻¹). The magnitude of the P & N input through rain is nearly 0.01 % P and 0.02 % N of the peak standing stock. When the total consumer migration (harvest + animal consumption) is considered, the export seems to well compensate the wet + dry deposition. However, from the total N input, 43 % is contributed by nitrate. From the very low nitrate concentrations observed in the reed stands it could be concluded that large portion of it is lost through transformations.

1. Einleitung und Zielsetzung

Die wachsende Bedeutung des Neusiedler Sees als Urlaubsgebiet und die Intensivierung der Landwirtschaft im Einzugsgebiet des Sees, die mit einem stärkeren Nährstoffeintrag verbunden sind, führen zu einer raschen Eutrophierung des Sees. Die mit der Eutrophierung verbundenen Phänomene in Seen sind allgemein bekannt und die ihr zu Grunde liegenden Mechanismen sind gut untersucht (VOLLENWEIDER 1969, FRICKER 1981, RYDING 1980, RAST & LEE 1978, CLASEN & BERNHARDT 1980, PARMA 1980). Geringes Datenmaterial liegt hingegen für Feuchtgebiet-Ökosysteme, wie sie z. B. im Schilfgürtel des Neusiedler Sees zu finden sind, vor. Aufgrund der Komplexität dieser Ökosysteme sind die Mechanismen der Eutrophierung kaum bekannt, noch weniger weiß man über die Langzeitauswirkungen.

Als Zielsetzung dieser Arbeit soll versucht werden, die Sedimentbeschaffenheit des Schilfgürtels zu überprüfen, die Nährstoffdynamik in ihren Grundzügen zu erkennen und die Phosphorreserven, die in diesem Biotop vorhanden sind, im Hinblick auf eine mögliche Reduzierung (Sommer- bzw. Winterschnitt des Schilfes) zu untersuchen.

1.1. Generelle Überlegungen zum Schilfgürtel des Neusiedler Sees

Monospezifische Schilfbestände werden als stabile Ökosysteme betrachtet. Absterbende Röhrichte an mitteleuropäischen Gewässern geben deshalb die Möglichkeit, unter extremen Standortbedingungen deren Belastbarkeit gegenüber zunehmender Eutrophierung zu prüfen (KLÖTZLI 1973). In Europa wurde in den letzten 40 Jahren in vielen aquatischen Ökosystemen ein kontinuierlicher Rückgang der Schilfbestände beobachtet (SUKOPP 1971; SUKOPP et al. 1975; SUKOPP & MARKSTEIN 1981; KLÖTZLI 1971). Dieses Phänomen ist als „Schilfsterben“ allgemein bekannt und scheint durch menschliche Eingriffe verursacht zu sein (KLÖTZLI 1971, KLÖTZLI & ZUST 1973; KLÖTZLI & GRÜNING 1976; GRÜNING 1975, 1979; SCHRÖDER 1979).

Im Zürichsee z. B., führte die starke Eutrophierung zu einer fast vollständigen Zerstörung des Schilfgürtels — innerhalb von 125 Jahren schrumpfte die ehemals 100 ha große Schilffläche auf kümmerliche 5 ha zusammen (BURNAND 1979, GRÜNING 1975, GRÜNING et al. 1979). Im Bodensee wurde eine ähnliche Entwicklung beobachtet. Der Schilfbestand nahm in 50 Jahren um 35 % ab (GRÜNING 1975; SCHRÖDER 1979). Zur Wiederherstellung dieses Schilfgürtels wurde von den Behörden eine enorm kostspielige Behandlung, die sogenannte „Schilf-Therapie“, in Angriff genommen. Positive Ergebnisse stehen zur Zeit allerdings noch aus (Schröder, pers. Mitteilung).

Für das Neusiedler See Ökosystem ist die Erhaltung des Schilfgürtels von entscheidender Bedeutung, wobei folgende Parameter die Übernahme von Erfahrungswerten aus anderen lakustrinen Systemen erschweren:

- a) die flächenmäßig große Ausdehnung des Schilfbestandes
- b) die geringe durchschnittliche Tiefe des Sees
- c) die noch völlig unbekanntenen Austauschverhältnisse zwischen Schilfgürtel und offenem See.

Um eine optimale Strategie für das Management des Schilfgürtels erarbeiten zu können, müssen die grundlegenden Prozesse der Nährstoffdynamik besser verstanden werden. Es muß ferner geklärt werden, inwieweit die Eutrophierung des Schilfgürtels die Wasserqualität des offenen Sees beeinflusst, und inwieweit der Schilfgürtel imstande ist, saisonal bedingte

Nährstoffspitzen abzufangen. Unter dem Gesichtspunkt des wachsenden Touristenstroms und der in naher Zukunft möglichen Unterschutzstellung dieser Naturgebiete (Einbeziehung in den zur Diskussion stehenden Nationalpark Ost und Biosphere Reserve) könnte eine Klärung dieser Fragen von wesentlicher Bedeutung sein.

In den letzten Jahrzehnten haben Biologen in Nordamerika und Europa die Möglichkeiten der Abwasserreinigung durch verschiedene natürliche Pflanzengesellschaften untersucht. Unterschiedliche Typen von Feuchtgebieten wie Zypressen-Sümpfe (ODUM et al. 1975), Carex- und Typhamarsche (FETTER et al. 1978, SPANGLER et al. 1977, TILTON und KADLEC 1978, KADLEC und TILTON 1979), Salzmarsche (WIGHAM und SIMPSON 1976, 1978, SIMPSON et al. 1983), Sümpfe (BOYZ et al. 1977) und die Everglades (Sawgrass-Marshes; SLOEY et al. 1978) waren dabei Gegenstand der Untersuchungen.

Seit einiger Zeit weiß man, daß Feuchtgebiete einen reinigenden Einfluß auf das durch sie strömende Wasser ausüben. TÓTH (1972), PIECZYŃSKA et al. (1975), SUKOPP et al. (1975), KLÖTZLI und GRÜNING (1976) und SUKOPP und MARKSTEIN (1981) untersuchten den Einfluß verstärkter Nährstoffgaben auf die littoralen Schilfgebiete von Seen. Ein unterschiedlich hoher Anteil an P und N wurde dabei während des Durchflusses entfernt (maximal 50 % der N-Tot. Belastung und 87 % der P-Belastung). Die optimale Relation zwischen Nährstoffeintrag und Schilffläche, zur Erhaltung der Wasserqualität, muß noch bestimmt werden, wobei vor allem Untersuchungen zum Stofftransport (Mass balance) noch ausstehen.

Für eine Beurteilung der Nährstoff-Aufnahmekapazität eines Feuchtgebietes muß die Dynamik der Nährstoffkreisläufe bekannt sein. Im Neusiedler See ist die Situation besonders kompliziert, da eine bedeutende Menge an Nährstoffen durch das im Wasser suspendierte Sediment aus dem offenen See in den Schilfgürtel transportiert und dort abgelagert wird. Diese Sedimentationszone reicht an manchen Stellen 1,5 km weit in den Schilfgürtel hinein. Das abgelagerte, feine Sediment hat zudem eine hohe Adsorptionskapazität für Nährstoffe (Gunatilaka 1982). Diese Nährstoffe, die in das Feuchtgebiet gelangen, werden in der Folge in Nährstoffkreisläufe eingeschleust, durchwandern die einzelnen Kompartimente des Ökosystems (Boden, Pflanze, Abbau) und verlassen nach gewissen Zeiträumen auf definierten Wegen wiederum das System. Beim Studium der Nährstoff-Rückhaltekapazität von Feuchtgebieten ist es nötig, zwischen zwei Prozessen zu unterscheiden:

1. Adsorptionsprozesse: eine begrenzte Anzahl von Adsorptionsstellen ist imstande, Nährstoffe adsorptiv zu binden.
2. Prozesse, in denen die Nährstoffe dem System dauernd oder langfristig entzogen werden: durch Abgabe an die Atmosphäre, durch chemische Fällungsreaktionen oder durch biologische Immobilisierung.

Sind die Adsorptionsstellen abgesättigt, unterliegen die Nährstoffe nurmehr den unter 2. erwähnten Prozessen. Die Rückhaltekapazität eines Feuchtgebietes für Nährstoffe wird durch die Effektivität dieser Vorgänge bestimmt.

Der für den Neusiedler See charakteristische, große Schilfgürtel, mit einer Gesamtfläche von 170 km² (103 km² österr.: nach CSAPLOVICS, 1982; und 67 km² ungar. PANNONHALMI: pers. Mitt.) spielt für das gesamtökologische System des Sees eine übergeordnete Rolle (LÖFFLER & GUNATILAKA in Druck). Die wachsende Bedeutung des Sees als Rekreationsgebiet brachte nicht nur die üblichen Probleme einer „Kulturellen Eutrophierung“ für den See selbst, sondern eine zusätzliche Gefahr für das umgebende Feuchtgebiet. Große Areale des Schilfgürtels wurden aufgeschüttet um dem exponentiell wachsenden Strom der Touristen gerecht zu werden (GUNATILAKA, 1983). Als Folge des wachsenden

Eintrages von Phosphor und Stickstoff (LÖFFLER, 1974, 1979; NEUHUBER et al., 1980; GUNATILAKA, 1978), begann der See in den letzten Jahren starke Zeichen der Eutrophierung, in Form von Blaualgen-Blüten, aufzuweisen (LÖFFLER & GUNATILAKA in Druck).

EMDE et al. (1979) errechnete für den Neusiedler See einen diffusen Phosphoreintrag von 90 t pro Jahr. Die hypothetische Annahme dieses enormen diffusen P-Eintrages lag der Arbeitsgemeinschaft Gesamtkonzept Neusiedler See als Grundlage für ein Sanierungsprogramm vor. Um diesen Eintrag zu kompensieren müßten 770.000 t Schilf durch Winterschnitt, oder aber 96.000 t durch Sommerschnitt entfernt werden (GROSINA, 1981, 1982). Im Augenblick werden etwa 10 % des Schilfes im Winter abgeerntet (15.000 t). Eine Erhöhung dieser Rate ist momentan unwirtschaftlich. Die Alternative, das Schilf zur Zeit der maximalen Entwicklung (Juli, August) zu ernten, sollte vor allem in Hinblick auf

1. die direkten Auswirkungen des Sommerschilfschnittes auf die Limnologie des Schilfgürtels,
2. die Quantifizierung der tatsächlich mit dem Sommerschnitt entfernten Nährstoffmengen,
3. die Einflußnahme des Sommerschnittes auf den Nährstoffkreislauf näher untersucht werden.

1.2. Zur Ökologie des Schilfes (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel)

Phragmites australis ist eine rhizombildende, perennierende Pflanze, die im eutrophierten Milieu quantitativ dominant in der Uferregion vieler Flachseen vorkommt. Dort bildet sie dichte Bestände, die zu den produktivsten Ökosystemen in den gemäßigten Zonen gerechnet werden (Westlake 1963). Diese Bestände sind meistens monospezifisch, wobei das Ausbreitungsverhalten die Ökologie der Pflanze prägt. Über eine Reihe von Arten mit ähnlichem Wachstumsmuster liegen umfassende Untersuchungen vor: z. B. *Spartina alterniflora* (VALIELA et al. 1978; POMEROY & WIEGERT 1981); *Scirpus* (BOYD 1970); *Typha latifolia* L. (BOYD & HESS 1970; DYKJOVÁ & KVĚT 1978; MASON & BRYANT 1975); *Mercurialis perennis* L. (HUTCHINGS & BARKHAM 1976); *Cyperus papyrus* L. (GAUDET 1975, 1977 a, b, & 1982).

Das Schilf ist eine der am weitesten verbreiteten Pflanzenart der Erde und wurde dementsprechend häufig untersucht. Generelle Abhandlungen über die Morphologie und Ökologie dieser Pflanze liegen von HÜRLIMANN (1955); BJÖRK 1967; HASLAM (1973); TOORN (1972); RODEWALD-RUDESCU (1974); MASON & BRYANT (1975); DYLYKOVÁ & KVĚT (1978); SKUHRAVY (1981) und GRANELI (1984) vor. Weiters konnte aufgezeigt werden, daß *Phragmites* eine entscheidende Rolle im Nährstoffkreislauf eines Sees spielt (PLANTER 1970; SCHRÖDER 1973; BANOUB 1975; MASON & BRYANT 1975).

IMHOF (1966) gab einen Überblick der Arbeiten über den Schilfgürtel des Neusiedler Sees. War das Wissen über das Schilfökosystem vor Beginn des IBP-Programmes sehr spärlich, so wurden nunmehr mehrere Aspekte des Ökosystems erforscht: WEISSER (1970) brachte eine genaue pflanzensoziologische Studie über die weiten Schilfbestände des Neusiedler Sees. KREJCI (1974) untersuchte die jahresperiodischen Stoffwechselschwankungen in Schilfbeständen; BURIAN & SIEGHARDT (1979) faßten die Forschungen über Primärproduktion und Energienutzung im Schilfgürtel zusammen. PÜHRINGER (1969), PRUSCHA (1973), WAITZBAUER et al. (1973) studierten die im Schilf vorkommenden Tiergemeinschaften (Zusammenfassung: IMHOF 1979).

Eine Gemeinsamkeit, die Schilf mit den meisten mehrjährigen Pflanzen besitzt, ist die Art des Stofftransportes, der im Frühjahr vom Rhizom in die Triebe geht und von August an die Nährstoffe wieder zurück ins Rhizom führt (BJÖRK 2969; DIKYJOVÁ & HRADECKÁ 1976; LINDEN 1980, GRANALI 1981). Das Schilf besitzt eine ausgedehnte, tief eindringende perennierende Biomasse, die hauptsächlich aus hohlem, mehrere Zentimeter dickem Rhizom besteht. Im Spätsommer und Herbst werden die Produkte der Photosynthese und andere Nährstoffe dort eingelagert (SCHIERUP 1978, LINDEN 1980, GRANALI 1981). Diese Speicherprodukte ermöglichen der Pflanze ein besonders rasches Wachstum im späten Frühjahr, und zwar unabhängig von den zur Photosynthese notwendigen Bedingungen.

Existenz und Ausweitung des Bestandes hängt vom perennierenden Rhizom ab, das eine Lebensdauer von drei bis sechs Jahren aufweist (HASLAM 1969, FIALA 1976). Allerdings berichtet SZCZEPANSKI (1969) von 17 Jahre alten Rhizomen am Mikolajskiesee in Polen. Da das Auskeimen der Früchte an spezielle Bedingungen gebunden ist (VALK 1981), hat die geschlechtliche Vermehrung für das Schilf geringe Bedeutung. Diese geringe Rolle des Blühens und der Früchte legt die Vermutung nahe, daß das jährliche Austreiben der Schößlinge vor allem der Translokierung der Nährstoffe und Reservekohlehydrate zu den Rhizomen dient. Die Ausbreitung der Pflanze hängt daher hauptsächlich vom substratabhängigen Wachstum ab.

Im Vegetationsgürtel des Neusiedler Sees kommt dem Schilf die größte Bedeutung zu, da seine Bestände 95 % des Areals bedecken. Schmalere Uferbänder sind im Osten und Südwesten des Sees ausgebildet. Mächtige, geschlossene Standorte befinden sich im Nordwesten (6 - 7 km breit) und Süden (8 - 11 km breit). Da die Pflanzen kaum von Wassermangel betroffen sind oft in nährstoffreichen Substraten wachsen, kann hohe Produktion erwartet werden.

Die Halmhöhe beträgt am Neusiedlersee bei einer Dichte von 60 - 120 Halme.m⁻² durchschnittlich 2.8 m und es wird zumindest eine jährliche, oberirdische Produktion von 1.5 kg.m⁻² erreicht. Für das Purbacher Transekt liegen Daten von Sieghardt (1983) mit 1.2 - 2.1 kg.m⁻² vor. Während des Sommers machen die Blätter ca. 26 - 32 % der Biomasse des Sprosses aus (gerechnet nach Sieghardt 1983). Im Herbst werden die Blätter zwar abgeworfen, die trockenen Halme, Blattscheiden und Rispen bleiben jedoch stehen (zumindest für einen Teil des Winters). Theoretisch könnten 75 % der Sommerproduktion den Winter über stehenbleiben. In großen, geschlossenen Schilfbeständen wurden meistens mehrere Generationen von trockenem Schilf angetroffen, aber jedes Jahr wird eine bestimmte Menge von oberirdischer Pflanzenbiomasse abgelagert. Diese alten Sprosse beeinflussen das Mikroklima in den Beständen und schützen die jungen Pflanzen im Frühjahr vor Frost.

Die mächtigen Ablagerungen und der langsame Abtransport der organischen Substanzen verursachen stark reduzierende Prozesse. Anaerobe Verhältnisse im Boden und die Bildung von Schwefel-Wasserstoffen sind für das Fortkommen der meisten Pflanzenarten limitierende Parameter; das Schilf überlebt aber dadurch, daß es Sauerstoff von oben in die hohlen Rhizome transportiert. Es ist nicht bekannt, ob ein Teil der photosynthetisch entstandenen Energie dazu verwendet wird, die Rhizosphäre aktiv zu oxidieren (PATRICK jr. pers. Mitt.). Wenn das so wäre, würde das die oberirdische Produktion negativ beeinflussen (MENDELSSOHN et al. 1981). Andererseits erhält das Schilf durch die Fähigkeit in anaeroben Böden zu wachsen in der Konkurrenz mit anderen Pflanzen einen Vorteil.

2. Material und Methode

Der Hauptteil dieser Arbeit wurde im westlichen Teil des Neusiedler Sees, im Schilfgürtel bei Purbach durchgeführt. Einige Experimente erfolgten im östlichen Teil des Sees, im Schilfbestand bei Illmitz.

Beiderseits des Purbacher Kanals wurden im Abstand von 600 - 800 m Stege mit einer Länge von 30 - 40 m in den Schilfgürtel hineingebaut. Steg Nr. 1 (3 km vom offenen See entfernt) bis Steg Nr. 5 (100 m vom offenen See entfernt) waren von der den Kanal begleitenden Straße aus erreichbar, die Stege 6 - 10 nur mit dem Boot (siehe umseitige Abbildung).

In den Sommerperioden (Juli/August 1982 und Juli 1982) erfolgte die Ernte eines Teiles des Untersuchungsgebietes durch amphibische Schilfschneidemaschinen. So wurde im Juli/August 1981 ein 3 km langer und ca. 40 m breiter Streifen Schilf entlang des Kanals geschnitten. Im darauffolgenden Jahr (Juli 1982) erfolgte im Versuchsareal zwischen den Stegen 7 - 8 und 9 - 10 ein zweiter Schnitt. Die Nährstoffdynamik im beschriebenen Schilfbestand wurde detailliert von August 1981 bis Mai 1984 untersucht.

2.1. Sediment

Um die Sedimentzusammensetzung zu studieren, wurden an verschiedenen Stellen des Versuchsfeldes Proben genommen und analysiert. Wegen der ungleichen Sedimentationsraten (abhängig von Windgeschwindigkeit, Windrichtung etc.) kommt es in den seenahen Schilfflächen zu unregelmäßiger Verteilung von totem Pflanzenmaterial (im Englischen als „litter“ bezeichnet) und Schwebfracht aus den See. Die daraus resultierende Inhomogenität des Sediments erschwert die Entnahme von Bohrkernen. Die Sedimentationsprofile, die in Abb. 1 gezeigt werden, wurden durch Kombination dreier Bohrmethoden erhalten (Piston Bohrkern: KULLENBERG 1947, LIVINGSTONE 1955; Gefrierbohrkern: STOCKER & WILLIAMS 1972, DANIELOPOL et al. 1980 und Gilsonbohrkern). Sedimentscheiben von 1 cm Dicke wurden untersucht; Sedimentvolumen und Trockengewicht bei 105° C (MÜLLER 1967) wurden sofort nach Rückkehr ins Labor bestimmt. Die Sedimentreste wurden in Plastikfläschchen tiefgefroren, um sedimentverändernde Vorgänge zu verhindern. Die Porosität wurde nach LERMAN (1978), der organische Gehalt nach DEAN 1974 (erhitzen auf 550° C für zwei Stunden in einem Muffelofen) bestimmt.

Der Gehalt an Gesamtstickstoff (T-N) und Gesamtphosphor (T-P) wurde nach Behandlung in einem Technicon BD-40 Block gemessen. Diese Bestimmungen beinhalten organischen Stickstoff und Ammonium (nicht aber Nitrat und Nitrit), bzw. organisches Phosphat und gelöstes Phosphat. 50 - 100 mg luftgetrocknetes Sediment wurden in einer Kugelmühle zerkleinert, durch ein Sieb mit 200 µm Porengröße gesiebt und mit 2 - 3 ml konzentrierter Schwefelsäure und einem Selenkatalysator von Merck (Cat. Nr. 8030) aufgeschlossen. Nach Erhitzen auf 220° C und Rauchentwicklung wurden einige ml Wasserstoffperoxid zugegeben um das organische Material zu oxidieren. Nachher wurde die Temperatur für zwei Stunden auf 350° C erhöht. Das aufbereitete Sediment wurde mit deionisiertem Wasser verdünnt. Der Gesamtphosphor wurde mit der Molybdat-Blau-Methode bei 885 nm (MURPHY & RILEY 1962), der Kjeldhal-Stickstoff mit der Indophenol-Blau-Methode bei 685 nm (SCHEINER 1976; KROM 1980) bestimmt.

2.2. Wasseranalyse

Herkömmliche Wasserprobennehmer, wie zum Beispiel der von RUTTNER, sind für Seichtwasser-Feuchtgebiete, wie es der Schilfgürtel des Neusiedler Sees darstellt, ungeeignet:

a) Das abgelagerte Pflanzenmaterial läßt diese Probennehmer nicht durchdringen und verhindert die Entnahme von Wasserproben aus größeren Tiefen.

b) Die unumgänglichen mechanischen Wasserbewegungen führen zu einer Vermischung der oberen Wasserschichten mit nährstoffreichem, sauerstoffreichem Tiefenwasser. Dadurch werden die bestehenden Konzentrationsgradienten zerstört.

c) Außerdem werden abgelagerte Detritus und Sediment aufgewirbelt und somit in Suspension gebracht. Hoher Schwebstoffgehalt des Wassers führt zu Meßfehlern bei limnologischen Parametern wie Alkalinität (Bestimmung mit 0,1 NHCl) und Sauerstoffkonzentration (Winkler-Methode, mit konzentrierter Schwefelsäure). Wegen der Gasentwicklung bei der Säurereaktion mit Silikat und Karbonatpartikeln kommt es zu verfälschten Ergebnissen. Es wurden zwei Methoden entwickelt, um diese Schwierigkeiten zu umgehen:

1. Mit einer Milliporespritze (10 — 50 ml), die über ein Zwei-Weg-Ventil entweder mit einem engen (Innendurchmesser: 2mm), ca. 1 m langen Glasrohr oder einem Plastikschlauch mit Maßeinteilung verbunden ist.

2. Eine speziell konstruierte Injektionsnadel (ca. 1 m lang) mit einem Luer-Verschluß. Damit kann man, ohne den bestehenden Konzentrationsgradienten zu zerstören, Wasserproben aus beliebigen Tiefen des Wasser-Pflanzenmaterial-Sediment Komplexes (Abb. 1) entnehmen und über die Einzelspritze direkt in die Probenflasche füllen. Wenn man einen Millipore-Swinex-Filterhalter (47 mm Durchmesser) mit Whatmann GF/C oder GF/F Filter in Serie verwendet, können die Proben sofort im Feld filtriert werden.

Diese Methode ist allerdings bei extrem sauerstoffreichem Wasser ungünstig, da es bei der Filtration zur Oxidation von gelösten Sulfiden kommt und dadurch die Wasserprobe trüb wird. Nur durch Filterung in einer inaktiven Atmosphäre (Stickstoff oder Helium) kann die Oxidation vermieden werden. Wenn man sorgfältig genug arbeitet, kann man die Sauerstoffproben aber mit der gleichen Methode in Winkler-Flaschen füllen, ohne sie mit Luft in Kontakt zu bringen. Statt einem Filterpapier kann man ein engmaschiges Nylonnetz (50 µm Porengröße) im Swinex-Filterhalter verwenden, um die groben, suspendierten Schwebstoffe herauszufiltern.

2.2.1. Nährstoff-Kreislauf

Entlang des Purbacher Transekts wurden 5 bis 8 Punkte in Hinblick auf zeitliche und räumliche Schwankungen des Nährstoffgehaltes im Oberflächenwasser, im „Litter-Sediment-Wasser-Komplex“ und im Porenwasser zweieinhalb Jahre lang untersucht. Ein speziell konstruierter, kompartimentierter Dialyse-Probennehmer wurde verwendet, um Proben bis zu 1 m Tiefe zu nehmen. Die Kompartimente (1 cm Durchmesser, 5 ml Volumen) sind in bis zu 50 Reihen von 3 bis 4 nebeneinanderliegenden Bohrungen angeordnet. Sie wurden mit deionisiertem, sterilisiertem Wasser gefüllt und mit einer sterilisierten Dialyse-Membran verschlossen (Spectropore, Union Carbide oder Thomapore) und im Feld bis zum Konzentrationsausgleich mit dem umgebenden Medium exponiert. Die Ausgleichszeit variierte mit den Jahreszeiten (4 — 7 Tage im Sommer und 12 — 15 Tage im Winter). Immer, sofort nach Herausholen des Probennehmers wurde das Redoxpotential mit Hilfe eines Pt-Elektrode (Metrohm EA-234) bestimmt (zwischen den einzelnen Messungen wurden die Elektroden auf Vergiftung geprüft) und pH mittels Metrohm EA-120-Elektrode gemessen

(EA 512 pH-meter oder Orion 601A-Ionalyser). Für die Sulfidmessungen wurden 5 ml Probenvolumen mit 2 % Cadmiumchlorid (GOLTERMAN & CLYMO 1978) und für die Sauerstoffmessungen dieselbe Probenmenge mit Winkler-Reagenzien (modifizierte Winkler Methode; MACKERETH 1978) in 10 ml Einmalspritzen fixiert. Nach der Rückkehr ins Labor wurde gelöstes Phosphat (Orthophosphat: STRICKLAND & PARSONS 1967 und JACKSON 1960; adäquate Vorkehrungen wurden getroffen um Sauerstoffzufuhr zu verhindern), Ammonium (Berthelot-Reaktion, SOLORZANO, 1969 oder Nesslerization), Nitrat (unter Verwendung der Natrium-Salicylat-Methode: MÜLLER & WIDEMANN 1955), Nitrat (Farbkomplex mit Sulfanilamid/N-1 Naphthyl-äthylen-diamin: GOLTERMAN & CLYMO 1978), Sulfat (mit Barium-chlorid/Gelatin Reagenz: TABATABI 1974) und Eisen-II (Farbkomplex mit 1,2 Bathophenanthrolin: GOLTERMAN & CLYMO 1978), spektrophotometrisch analysiert.

Von den mit Spritzen bzw. Dialysegeräten entnommenen Proben wurden folgende Parameter bestimmt:

Leitfähigkeit (Philips, Model PW 9505 oder WTW LF 191 mit automatischer Temperaturkompensation durchgeführt).

Alkalinität (potentiometrische Endpunktstittation bis pH 4.25 mit dem Kombitritator Metrohm 3D).

Sauerstoff (die fixierten Winklerproben wurden mit Iodat potentiometrisch rücktitriert: TALLING 1973). Polarographische Membranelektroden wurden wegen der Interferenzen (z. B. hohe Ammoniumkonzentrationen) und Vergiftungserscheinungen (z. B. Silbersulfidbildung) nicht mehr verwendet.

Calcium und Magnesium wurden titrimetrisch bestimmt (EDTA), wobei Calcon/Eriochrom Schwarz T als Indikator verwendet wurde (GOLTERMAN & CLYMO 1978).

Eisen und Mangan wurden in säurefixierten Proben (HNO_3) aus den Dialysekammern mittels AAS (Beckman, Model 1248/Massmann Küvette 1268) unter Anwendung der Standardprozeduren (Bekmann Tech. Manual) bestimmt.

2.3. Interferenzen

In Gewässern, die Huminsäuren enthalten, anoxisch und reich an Schwefelwasserstoff sind, kommt es bei einigen Meßmethoden wie bei der polarographischen Bestimmung von pH, von Sauerstoff mit der Silberreferenzelektrode (oben erläutert), Nitrat (MELACK et al. 1982), und Orthophosphat (DE JONGE und VILLERUS, 1980, NÜRNBERG 1984) zu Beeinträchtigungen der Ergebnisse. Huminsubstanzen (GOLTERMAN 1975) und Eisenionen können die Orthophosphatkonzentrationen, die mit der Molybdat-Blau-Methode gemessen werden, verringern.

Die Orthophosphatbestimmung mit der Molybdat-Blau-Methode dürfte darauf hinweisen, daß die kritischen Konzentrationen bei $1 \text{ mg.l}^{-1} \text{ H}_2\text{S}$ oder $0.2 \text{ mg.l}^{-1} \text{ Fe}$ liegen. Bei über $1 \text{ mg H}_2\text{S}$ kommt es zu einer Überschätzung von niedrigen Phosphatkonzentrationen, zu einer Unterschätzung von hohen Phosphatkonzentrationen. Bei höheren Phosphatkonzentrationen konkurrieren Sulfid und Phosphat miteinander; das ergibt eine Farbe, die immer stärker blau wird, weil H_2S als schwaches Reduktionsmittel wirkt. Anoxische Schilfwasserproben wurden nach Zugabe der Phosphatreagenzien gelb statt blau, die Trübheit der Blindproben verstärkte sich durch deren immer intensiver werdende gelbe Farbe.

H_2S Interferenz wurde entweder durch Ausblasen mit N_2 -Gas (H_2S ist bei Raumtemperatur sehr flüchtig) oder durch Oxidation mit Persulfat (60° C , 1 ml Probe für eine $1/2$ Minute über eine Bunsenbrennerflamme) beseitigt. Eine andere Möglichkeit dazu war das Erhöhen

der Kalium-Antimonyl-Tartratkonzentration von 5 mg.l⁻¹ auf 12.2 mg.l⁻¹ (DEJONG & VILLEURS 1980, um die Ausfällung von Antimonyl-Sulfid zu kompensieren), aber über einer Sulfidkonzentration von 6 mg.l⁻¹ war es schwierig, sie zu verwenden. Wenn hohe H₂S-Konzentration vorherrschte (z. B. im Winter), wurde die Vanadomolybdat-Methode (JACKSON 1959) für die Orthophosphat-Bestimmungen verwendet.

Am Anfang wurde eine sehr empfindliche Methode zur Nitratbestimmung mit Cd/Cu Reduktionssäulen (SANTION et al. 1977, WOOD et al. 1967) verwendet. Sie mußte jedoch wegen der Interferenzen durch Huminsubstanzen verworfen werden. Die Salicylatmethode (MÜLLER & WIEDEMANN 1959) scheint von solchen Störungen frei zu sein. Fehler durch Huminsäuren wurden durch geeignete Blindproben vermieden.

Ammonium wurde entweder mit der Inophenolblau-Methode (SOLARZANO 1969) oder nach Nessler bestimmt. In beiden Fällen gab es Interferenzen durch Huminsubstanzen und durch hohe Sulfid-Konzentrationen. Durch das Verdünnen der Proben (1:25 und mehr) wurden die Beeinträchtigungen minimiert.

2.4. Nährstoffdynamik in Brandgebieten

In der Periode Februar bis April 1984 konzentrierte sich die Arbeit hauptsächlich auf den im Januar aufgetretenen Brand des Schilfgürtels und seine möglichen Auswirkungen auf die Nährstoffdynamik des Ökosystems. Bei dieser Feuersbrunst verbrannten große Areale des Untersuchungsgebietes entlang des Purbacher Transekts, das Feuer kam bis auf 1,3 km an den offenen See heran.

Während der letzten Monate wurden an zwei Stellen im betroffenen Gebiet, sowie an zwei Stellen im unversehrten Teil des Gebietes Untersuchungen mit Dialyse-Sammlern durchgeführt. Die Sammler wurden im Freiland fast 4 Wochen lang exponiert (auf Grund der niedrigen Wintertemperaturen dauerte die Gleichgewichtseinstellung länger) und die Nährstoffkonzentrationen im Sediment-Wasser-Litter-Komplex wurden bis in 1 m Tiefe gemessen. Die Sammler wurden im Februar unter der Eisdecke exponiert und Ende März aufgesammelt. Während des gesamten Zeitraumes gab es Eisbedeckung.

2.5. Der P-Pool

Der Phosphat-Pool wurde mit markiertem Phosphat bestimmt. Die Experimente wurden entweder in Purbach (100 m und 1,5 km vom offenen See entfernt) oder in Illmitz (200 m vom offenen See) in Metallzylindern (galvanisiert, 0,6 m Durchmesser, 1,8 m lang) durchgeführt. Sie wurden bis in die harte tertiäre Sedimentschicht hineingestoßen, um den Austritt von Isotopen in das umgebende Medium zu verhindern. ³²PO₄ (Carrierfree, 37 - 40 MBq) wurde in die „Litter-Sediment-Wasser-Komplexe“ in den Zylindern in verschiedene Tiefen (0 - 80 cm) injiziert. Speziell konstruierte Injektionsnadeln (50 - 100 cm lang) wurden dazu verwendet. Nach der Injektion wurde der Inhalt der Metalltonnen sorgfältig durchmischt. Es wurde der Versuch gemacht, den Mischvorgang zu normieren (durch Einbeziehung des gesamten Wasser-Sediment-Komplexes bis 50 cm Tiefe und eine Mischdauer von 10 Minuten). Anfangs wurde die spezifische Aktivität im Sommer drei Wochen lang täglich überprüft. Gestützt auf diese Beobachtungen wurde in den nachfolgenden Untersuchungen ein Konzentrationsausgleich innerhalb von zwei Wochen angenommen. Im Winter beträgt die Ausgleichszeit allerdings drei Wochen. Um die entsprechende Radioaktivität in verschiedenen Tiefen (0 - 80 cm) zu bestimmen, wurden Wasserproben mit langen Nadeln aus den Metall-

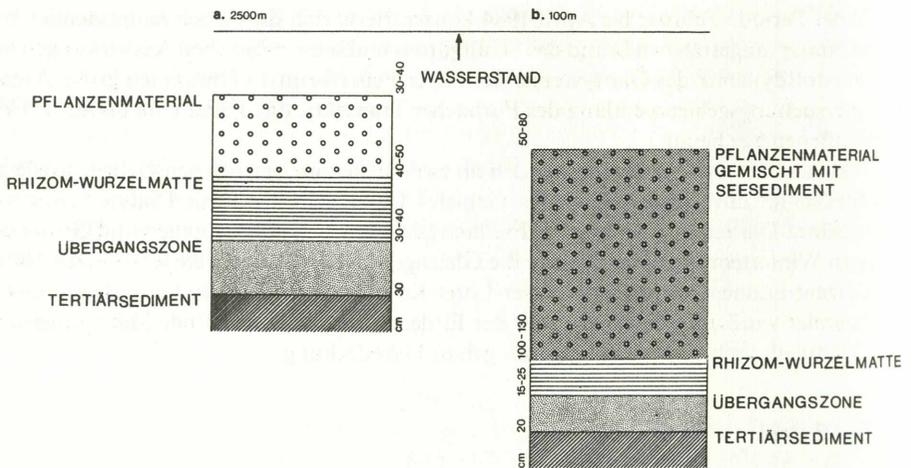


Abb. 1: Schematischer Querschnitt durch die Sedimentschichten des Schilfgürtels in 100 m (a) und 2.500 m (b) Entfernung vom offenen See. Die Sedimentprofile wurden nach zahlreichen Bohrkernuntersuchungen erstellt (mit modifizierter Kullenberg und Stocker & Williams Gefrierbohrkerntechnik). Die landseitigen Gebiete sind charakteristisch durch eine Zone von hauptsächlich lose gepacktem, grobem Schilfmateriale in verschiedenen Stadien des Abbaus. Die Rhizom-Wurzelmatte funktioniert als Sieb für Detritus; Feiner Detritus, der davon nicht abgefangen wird, lagert sich allmählich im Sapropel (Übergangszone) ab. Im Gegensatz dazu haben die seeseitigen Flächen eine dickere, wegen des Eintrags aus dem See gut mit Seesedimenten durchmischte, Schilfmateriale Schicht (100 — 130 cm dick). Rhizom-Wurzelmattezone und Übergangszone sind seeseitig wesentlich dünner als landseitig, wahrscheinlich wegen der schnelleren Mineralisationsprozesse.

zylindern entnommen, mit 0.45 µm Membranfiltern gefiltert und jeweils 1 ml wurde in einem Flüssig-Scintillationszähler (Beckmann LS 7800) gezählt (ČERENKOV). Die spezifische Aktivität wurde berechnet und die Poolgröße von der verdünnten Isotopenausgleichslösung abgeleitet:

$$^{32}\text{PO}_4 \text{ Zugabe (dpm) / Isotopisch austauschbarer Phosphor-pool} = \text{Spezifische Aktivität der Lösung}$$

Die spezifische Aktivität des Pflanzenmaterials wurde nach dem Veraschen bei 550° C (2 Stunden) und Lösen in 2 N HCl bestimmt. Es wurde angenommen, daß die austauschbare Isotopenfraktion ein Maß für den verfügbaren P-Pool darstellt (BAKER 1964; LI et al. 1973). In zwei Serien von einleitenden Experimenten wurde die Isotopengleichgewichtszeit unter Feldbedingungen bestimmt. Vor der Injektion der Isotopen wurde bei einer Versuchsserie die Biomasse über der Wasseroberfläche abgemäht, bei der anderen blieben die Pflanzen stehen.

P-Turnover-Raten im Schilfwasser in verschiedenen Teilen des Schilfgürtels wurde unter Verwendung von markiertem P bestimmt (Tabelle 8), nach LEAN & NALEWAJKO (1979) und GUNATILAKA (1984 b).

3. Ergebnisse

3.1. Sediment

In Abb. 1 ist der Grundaufbau des Sedimentes innerhalb des Schilfgürtels wiedergegeben. Die charakteristischen Horizonte bestätigten sich bei allen, selbst mit verschiedenen Sammeltechniken entnommenen Proben, unterschieden sich aber in ihren Mächtigkeiten und chemischen Strukturen.

Folgende 4 Abschnitte wurden an den Profilen beobachtet:

1. eine Ablagerungszone,
2. eine Rhizom-Wurzelmattezone,
3. eine, dem Sapropel vergleichbare, dunkelbraun gefärbte Übergangszone (landseitig mit 15 - 22 % organischem Kohlenstoffgehalt, seeseitig mit 10 - 13 %),
4. und zuunterst tertiäre, graue Sedimentablagerungen.

Wenn man die Proben innerhalb eines Schilfgürtel-Querschnittes vergleicht, so werden klare Unterschiede in den Sedimentzonierungen zwischen landseitig entnommenen (z. B. 2,5 km vom Freiwasser entfernt) und seeseitig entnommenen Proben erkennbar. Die Sedimentierung von Material, das aus dem offenen See stammt, erfolgt zur Zeit bis ca. 1,3 km in den Schilfgürtel (in Purbach) hinein. Dieses Areal wird hier als „seeseitiger Schilfgürtel“ bezeichnet. Im Gegensatz zu diesem unterscheidet sich das Sediment in dem „landseitig“ gelegenen Gebiet in folgenden Details:

1. Im obersten Horizont erfolgt keine See-Sedimenteinlagerung, daher
2. geringere Mächtigkeit der oberen Schicht als bei seeseitigen Schilfstandorten (vergl. Abb.1: 40 - 50 cm zu 100 - 130 cm).
3. Stärkere Ausbildung der Rhizom-Wurzelmatte und der Übergangszone.

Der Pflanzenanteil des obersten Horizontes besteht bei beiden Zonen aus jährlich abgelagertem, unterschiedlich zerlegtem Material, wobei die Schilfblätter einer stärkeren Zersetzung unterliegen als die Halme. Selbst in einer Tiefe von 80 - 100 cm konnten an seeseitigen Standorten noch zentimeterlange Schilfhalmstücke nachgewiesen werden. Den Großteil des Jahres befindet sich die Ablagerungszone unter Wasser; in extremen Sommer-situationen, wie sie z. B. 1981 und 1983 eingetreten sind, fällt der Schilfgürtel bis zum offenen See (zumindest im Untersuchungsgebiet) trocken.

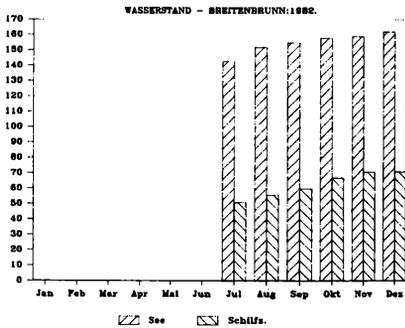
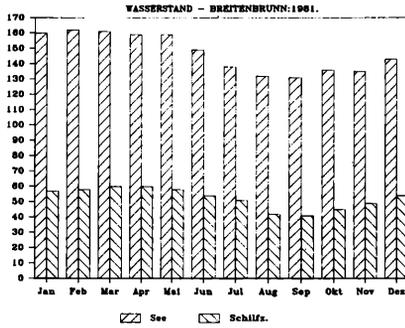
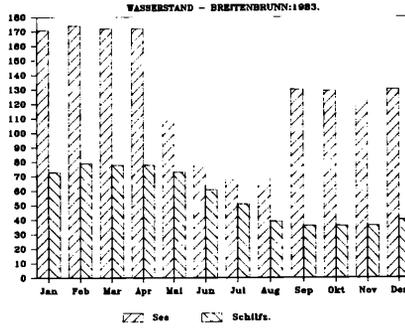


Abb. 2: Wasserstand im See und in der Schilfzone für die Jahre 1981, 1982, 1983 gelesen vom Schreibpegel in Breitenbrunn (Daten vom Hydrographischen Dienst in Österreich).

Tab. 1: Nährstoffgehalt von landseitigem und seeseitigem Sedimentprofil.

Landseitig (2500 m vom offenen See)				
	Redox. (mV)	% C	% P	% N
Akkumulationshorizont	+200 to -200	20 - 30	0.09 - 0.13	0.19 - 0.47
Rhizom-Wurzelmatte	-60 to -220	23 - 32	0.06 - 0.09	0.28 - 0.79
Sapropel	-100 to -220	15 - 22	0.06 - 0.08	0.09 - 0.30
Tertiäres Sediment	-190 to -220	8 - 9	0.06	0.10 - 0.20

Seeseitig (100 m vom offenen See)				
	Redox. (mV)	% C	% P	% N
Akkumulationshorizont	+400 to -200	8 - 20	0.04 - 0.06	0.09 - 0.32
Rhizom-Wurzelmatte	-60 to -200	18 - 28	0.06 - 0.09	0.25 - 0.60
Sapropel	-100 to -220	10 - 13	0.04 - 0.06	0.07 - 0.20
Tertiäres Sediment	-190 to -230	8 - 9	0.06	0.10 - 0.20

Tab. 2: Vertikale Nährstoffverteilung (Phosphor, Stickstoff, Kohlenstoff und biologisch verfügbarer Phosphor; Sediment bei 105° getrocknet). Bohrkern wurden entlang des Neusiedler-Podorsdorfer-Transektes 10 m (a) und 2.000 m (b) vom Ufer entfernt genommen. Nasse Sedimente wurden mit 0.01 M Nitrilotriessigsäure (NTA) extrahiert. NTA-P wird als biologisch verfügbarer P angesehen (Golterman 1975). Der biologisch verfügbare P-gehalt ist in den ufernahen (weichen) und in den Seemittelsedimenten (harten) vergleichsweise hoch. Er entspricht hauptsächlich den anorganischen P-Komponenten des Sedimentes, wahrscheinlich den an Calcium und anderen Tonmineralien adsorbierten Phosphaten (nach Gunatilaka in Druck).

Tiefe cm	T-P	Org. P		NTA-P		biol. verfügbare-P (gemessen als NTA-P) in % des T-P		C %		T-N mg.g ⁻¹		
	µg.g ⁻¹	µg.g ⁻¹	µg.g ⁻¹	in %	d.T-P	a	b	a	b	a	b	
	a	b	a	b	a	b	a	b	a	b	a	b
Oberfl.	940	625	144	44	602	363	64	58	12.1	10.1	4.2	4.9
2	952	573	162	34	581	298	61	52	12.6	7.3	4.1	4.2
3	869	565	138	41	550	305	64	54	10.4	7.1	3.9	3.0
6	746	498	126	43	425	264	57	47	8.6	6.9	3.2	2.2
10	782	462	132	59	461	217	59	47	8.4	6.8	2.8	1.7
18	643	481	124	43	592	197	61	41	7.4	6.3	2.2	1.9

Die chemischen Analysen der Sedimentproben sind in den Tabelle 1 dargestellt. Grundsätzlich ist die Nährstoffverteilung in den tieferen Sedimenten (tertiären Sedimenten) in landseitigen und seeseitigen Gebieten ähnlich, obwohl sie bezüglich des Akkumulationshorizontes und des Sapropels differieren. Außerdem wurde beobachtet, daß der T-P- und T-N-Gehalt des Sedimentes im Schilfbestand die tieferen Sedimentschichten des offenen Sees erreicht (Tabelle 2). Das zeigt, daß es kaum zu einer P- und N-Anreicherung im tieferen Schilfgürtelsediment kommt. Im Gegensatz dazu zeigt er keine geringfügige Akkumulation.

3.2. Nährstoffdynamik

3.2.1. Jahresdynamik

Der Nährstoffkreislauf im Schilfgürtel ist stark durch hydrodynamische Charakteristika, die eng mit diurnalen und saisonalen Veränderungen verbunden sind, beeinflusst. Während der Untersuchungsperiode wurden im Versuchstransekt drastische saisonale Wasserspiegelschwankungen beobachtet (Abb. 2; die nächstgelegene Pegelmeßstation ist bei Breitenbrunn). Die höchsten Wasserstände traten im Winter und Frühling auf. Im August und September (z. B. 1981, 1983 und 1984) war der Transekt beinahe ganz ausgetrocknet. Die diurnalen Wasserstandsschwankungen wurden durch das Windregime des Sees bedingt. Die Windgeschwindigkeit führt zu Turbulenz, einem hydrodynamischen Gradienten und der Fähigkeit des Wassers suspendiertes, partikuläres Material zu transportieren. Unter ruhigen Bedingungen kam es zur Entwicklung von stabilen Redox- und Nährstoffgradienten, die für längere Perioden (Tage) stabil bleiben konnten.

Einleitende Nährstoffdynamikexperimente wurden im Juli und August entlang des Purbacher Transekt durchgeführt. Ungefähr wöchentlich wurden Proben bei Steg 1, 2, 5 und an einigen schilffreien Stellen in der Nähe von Steg 1 und 2, genommen. Mehrere Faktoren wurden gemessen und die Resultate sind in den Abbildungen 3 - 6 aufgelistet. Um die Nährstoffdynamik und frühe diagenetische Prozesse im Schilfgürtel abschätzen zu können, wurden auf Grund der gesammelten Informationen einige Parameter für weiterführende Untersuchungen ausgewählt: Redox, pH, Orthophosphat (als lösliches reaktives Phosphat; auf Englisch „soluble reactive phosphate — SRP“ bezeichnet), gelöster Stickstoff (als Nitrat, Nitrit und Ammonium) und Schwefel (als Sulfat und Sulfid).

Die Nährstoffsituation im Sommer wird in den Abb. 15 - 17, 19, 21 (Purbach Transekt 1982) und Fig. 27 (Illmitz Transekt, 1983) aufgezeigt. Die Abb. 22, 23 zeigen die Herbstsituation, und Fig. 7, 9 - 10, 24 - 26 und 28 die Wintersituation. Die Frühlingswerte sind in Fig. 11 - 14 und 29 enthalten. In den Abb. 8, 18 - 20, 22, 24, 26 und 27 ist die Situation in den Schilfschnittgebieten dokumentiert. Ein Vergleich mit der Nährstoffsituation nach dem Schilfbrand im Jänner 1984 (GUNATILAKA 1984) wird in Fig. 28 und 29 versucht.

Die Ergebnisse zeigen, daß während der Versuchszeit ein stark reduziertes Milieu vorherrschte, oft mit Redoxwerten unter +200 mV. Die Werte, die während der einleitenden Experimenten gemessen wurden (Abb. 3a, 4a), können Interferenzen infolge Elektrodenvergiftung zeigen (siehe 2.2.), aber durch verbesserte Methodik war es möglich, genaue Messungen zu erhalten.

Wegen des fallenden Wasserspiegels (Abb. 21 und 27) wurde während des letzten Sommers (Abb. 3a, 4a, 5a) besonders stark reduzierende Bedingungen im Transekt angetroffen. Ebenso im Winter unter der Eisdecke (Abb. 26a, 29a), hier aber als Folge der Stagnation (Abb. 7a, 9a, 10a, 24a, 25a und 28a).

Tab. 3: Die wichtigsten physikalischen und chemischen Parameter und deren vertikale Verteilung im Schilfgürtel (Purbach; Steg 1,3 km vom offenen See; 20. 7. 1981)

Tiefe (cm)	Redox mV	pH	P-PO ₄ mg.l ⁻¹	NO ₂ ⁻ mg.l ⁻¹	NO ₃ ⁻ mg.l ⁻¹	NH ₄ ⁺ mg.l ⁻¹	S ²⁻ mg.l ⁻¹
1	230	7,4	0.000	0.05		0.05	0.00
3	115	7.4	0.023	0.03		0.08	0.00
5	75	7.4	0.036	0.00	1.07	0.20	2.00
7	60	7.4	0.036	0.06		0.39	0.60
9	20	7.5	0.032		0.75	0.74	4.20
11	-120	7,4	0.036	0.01		0.81	2.20
13	-180	7.5	0.078		0.36	0.34	7.60
15	-180	7.4	0.267	0.01		0.06	7.10
17	-180	7.3	0.078		0.50	0.11	11.70
19	-220	7.4	0.119	0.00		0.06	12.10
21	-220	7.0	0.442		0.48	0.11	13.10
23	-220	6.9	0.364	0.02		0.06	13.30
25	-260	6.8	0.244		0.46	0.06	13.90
27	-260	6,7	0.175	0.02		0.07	15.10
29	-260	6.6	0.515	0.00	0.54	0.10	15.50
31	-250	6.6	0.364	0.02		0.06	15.10
33	-245	6.6	0.460		0.48	0.03	11.90
35	-235	6.6	0.603	0.03		0.24	11.30
37	-230	6.5	0.318		0.64	0.03	8.50
39	-230	6.4	0.318	0.03		0.01	7.30
41	-230	6.5	0.064		0.73		9.50
43	-230	6.5	0.046	0.03		0.18	8.10
45	-230	6.6	0.041		0.96		6.50
47	-230	6.6	0.023	0.03			5.80
49	-230	6.6	0.032		1.01		4.50
51	-230	6.7	0.205	0.03		0.01	3.20
53	-240	6.7	0.073		0.86	0.25	4.40
55	-240	6.8	0.032	0.01			4.80
57	-240	6.8	0.018		0.60		4.20
59	-230	6.8	0.023	0.01			0.20
61	-230	6.8	0.013		0.81		0.20
63	-230	6.8	0.013	0.03			3.20
65	-230	6.9	0.013		1.08	0.61	2.60
67	-230	6.9	0.018	0.02		0.74	3.80
69	-230	6.9	0.013		0.73		3.80
71	-230	6.9				0.01	3.20
73	-230	6.9	0.023				5.50

Tab. 4: Die wichtigsten physikalischen und chemischen Parameter und deren vertikale Verteilung im Schilfgürtel (Purbach; Steg 1,3 km vom offenen See; 5. 8. 1981)

Tiefe (cm)	Redox mV	Leitf. µS	pH	P-PO ₄ mg.l ⁻¹	NO ₂ ⁻ mg.l ⁻¹	NO ₃ ⁻ mg.l ⁻¹	NH ₄ ⁺ mg.l ⁻¹	S ²⁻ mg.l ⁻¹	SO ₄ ²⁻ mg.l ⁻¹
1	175	2377	8.30	0.364	0.09	0.61	0.14	0.35	153.30
1	175	2377	8.30	0.364	0.09	0.61	0.14	0.35	153.30
5	35	2403	8.70	0.313	0.08	0.92	0.67	6.53	124.50
9	-5	2429	7.40	0.405	0.02	0.38	0.68	14.34	160.00
13	-180	2475	7.50	0.419	0.12	0.38	0.77	15.04	238.00
17	-195	2449	7.10	0.451	0.07	0.33	0.72	17.95	306.00
21	-190	2495	7.10	0.580	0.11	0.19	1.56	17.60	248.00
25	-290	2495	6.90	0.865	0.04	0.36	2.46	22.66	237.00
29	-195	2522	6.80	0.948	0.00	0.70	4.45	23.39	130.00
33	-190	2787	6.80	1.509	0.00	0.40	8.62	17.22	64.00
37	-180	2787	6.70	1.624	0.00	0.10	12.53	17.95	0.00
41	-180	2693	6.60	1.859	0.00	0.10	1.79	17.60	0.00
45	-186	2352	6.80	2.232	0.00	0.10	0.58	21.57	
49	-165	2271	6.90	0.561	0.00	0.40	0.19	21.57	
53	-155	2487	6.80	0.616	0.00	0.00	0.23	10.69	
57	-180	2704	6.70	0.530	0.00	0.30	0.34	10.60	
61	-155	2758	6.90	0.787	0.04	0.06	0.17	7.23	
65	-150	3221	6.90	0.616	0.03	0.27	0.15	7.07	
69	-145	3441	7.00	0.589	0.03		0.17	6.62	
73	-160	3441	7.00	0.722	0.01	0.09	0.17	8.80	
77	-150	3606	7.00	0.695	0.01	0.29	0.23	5.48	
81	-135	4056	6.80	0.819	0.00		0.33	5.22	
85	-135	4056	6.80		0.00	0.19	0.17	6.10	

Tab. 5: Die wichtigsten physikalischen und chemischen Parameter und deren vertikale Verteilung im Schilfgürtel in schilffreien Flächen (Purbach: Steg 1, 3 km vom offenen See: 5. 8. 1981)

Tiefe (cm)	Redox mV	Leitf. µS	pH	O ₂ mg.l ⁻¹	P-PO ₄ mg.l ⁻¹	NO ₂ ⁻ mg.l ⁻¹	NO ₃ ⁻ mg.l ⁻¹	NH ₄ ⁺ mg.l ⁻¹	S ²⁻ mg.l ⁻¹	SO ₄ ²⁻ mg.l ⁻¹
1	145	2652	7.20	3.80	1.100	0.04	0.36	0.22	1.27	179.80
5	55	2662	7.20	4.10	1.100	0.06	1.34	2.86	3.81	179.80
9	10	2650	7.20	5.30	1.114	0.07	0.43	2.60	7.62	198.40
13	10	2605	7.20	2.80	0.897	0.05	0.25	2.36	8.16	155.50
17	15	2655	7.10	3.30	1.500	0.05	0.45	1.21	8.70	155.40
21	15	2808	7.00	1.43	1.004	0.05	1.15	2.23	5.40	155.40
25	15	3496	6.80	1.34	1.661	0.06	0.34	4.38	7.78	76.80
29	-70	3195	6.70	1.60	1.580	0.03	0.57	4.76	7.62	65.40
33	-110	3648	6.70	1.22	2.664	0.03	0.68	7.61	7.42	74.60
37	-110	3960	6.70	0.24	3.253	0.04	0.56	8.64	8.86	32.80
41	-160	4036	6.60	0.22	3.820	0.04	0.66	10.61	5.25	
45	-180	3623	6.50	0.22	3.688	0.04	0.16	10.47	7.42	
49	-180	4705	6.40	0.22	2.780	0.07	0.13	6.58	8.51	
53	-215	5543	5.80	0.22	2.486	0.02	0.38	2.38	7.42	
57	-215	3677	6.50	1.03	0.980	0.05	0.35		5.60	
61	-220	3640	6.20	1.02	0.851	0.05	0.45	0.96	5.25	
65	-220	3590	6.50	0.94	0.897	0.03	0.57	0.51	6.42	
69	-230	3414	6.70	0.90	0.809	0.01	0.19		4.35	
73	-240	3496	6.80	0.86	0.823	0.04	0.36		3.90	
77	-260	3082	6.80	0.00	0.773	0.04	0.16		3.40	
81	-260	3661	6.70	0.00	0.722	0.02	0.16	0.30	3.40	
85	-260	3660	6.80	0.00	0.770	0.03	0.34	0.74	3.80	

Tab. 6: Die wichtigsten physikalischen und chemischen Parameter und deren vertikale Verteilung im Schilfgürtel (Purbach: Steg 5, 100 m vom offenen See: 27. 8. 1981)

Tiefe (cm)	Redox mV	Leitf. µS	pH	O ₂ mg.l ⁻¹	P-PO ₄ mg.l ⁻¹	NO ₂ ⁻ mg.l ⁻¹	NO ₃ ⁻ mg.l ⁻¹	NH ₄ ⁺ mg.l ⁻¹	S ²⁻ mg.l ⁻¹	SO ₄ ²⁻ mg.l ⁻¹	Fe ²⁺
1	295	3370	7.2		0.986	0.00	1.50	4.32	0.74	568	0.10
3	260	3570	7.2		0.760			4.91		388	
5	220	3570	7.2	5.70	0.669		1.36	4.31	1.01	315	0.23
7	180	3570	7.1		0.669			4.23		319	
9	170	3546	7.1	5.14	0.669		1.23	4.03	1.54	255	0.22
11	95	3511	7.1		0.588	0.00		5.82		254	
13	110	3451	7.0	4.16	0.665		1.05	6.91	11.15	30	0.27
15	100	3511	7.0		0.632			7.08		23	
17	75	3451	6.8	2.12	0.640		1.12	6.68	11.70	3	0.24
19	55	3451	6.8		0.592			7.49		0	
21	45	3332	6.8	0.64	0.612	0.00	1.01	8.62	31.65	0	0.22
23	35	2975	6.6		0.807			7.63		0	
25	40	2975	6.6		0.611			6.80		0	
27	40	2975	6.6		0.611			6.80		0	
29	-120	2916	6.5	0.00	0.522		0.87	7.56	28.75	0	0.22
31	-200	2916	6.5		0.669	0.00		7.43		0	
33	-195	2797	6.5	0.00	0.681		1.04	8.01	25.76	0	0.21
35	-210	2916	6.5		0.608			7.47		0	
37	-205	2916	6.5	0.00	0.571		0.82	7.02	c7.67	0	0.35
39	-205	3094	6.6		0.539			8.19		0	
41	-205	2958	6.6	0.00	0.575	0.00	0.66	9.11	28.94	0	0.20
43	-210	2700	6.6		0.672			9.39		0	
45	-200	2958	6.5	0.00	0.628		1.03	9.44	26.48	0	0.32
47	-205	2900	6.5		0.652			8.63		0	0.32
49	-209	3016	6.5	0.00	0.555		0.88	9.95	24.72	0	0.26
51	-205	3190	6.5		0-660	0.00		8.80		0	

Fortsetzung Tabelle 6:

Tiefe (cm)	Redox mV	Leitf. µS	pH	O ₂ mg.l ⁻¹	P-PO ₄ mg.l ⁻¹
53	-235	3213	6.5	0.00	0.514
55	-235	3213	6.5		0.473
57	-235	3248	6.6	0.00	0.668
59	-235	3248	6.5		0.502
61	-235	3364	6.5	0.00	0.489
63	-235	3480	6.5		0.498
65	-235	3538	6.5	0.00	0.514
67	-235	3538	6.5		0.640
69	-235	3364	6.5	0.00	0.571
71	-235	3364	6.5		0.486
73	-235	3480	6.5	0.00	0.514
75	-235	3642	6.5		0.498
77	-235	3712	6.5	0.00	0.494
79	-235	3828	6.5		0.579

NO_2^- mg.l ⁻¹	NO_3^- mg.l ⁻¹	NH_4^+ mg.l ⁻¹	S^{2-} mg.l ⁻¹	SO_4^{2-} mg.l ⁻¹	Fe^{2+}
	0.87	9.39	36.16	0	0.31
		9.44		0	
	0.73	8.63	36.16	0	0.34
		9.95		0	
0.00	0.88	8.80	42.23	0	0.32
		9.27		0	
	0.21	9.09	41.41	0	0.23
		8.94		0	
	0.33	8.61	42.23	0	0.18
0.00		8.52		0	
	0.24	9.14	39.78	0	0.12
		8.28		0	
	0.36	8.06	37.70	0	0.00
		8.07		0	

Tab. 7: Vertikale Verteilung von Eisen und Mangan (Total, mg. l⁻¹) im Schilfgürtel

Steg 5

Tiefe cm	20. 12. 82	17. 08. 83		22. 04.83	23. 03. 84	
	Fe	Fe	Mn	Fe	Fe	Mn
1	0.07	0.53	0.073	0.32	1.29	0.001
7	0.10	0.31	0.133	0.09	0.91	0.001
13	0.12	0.40	0.085	0.09	0.42	0.028
19	0.06	0.20	0.112	0.07	0.34	0.030
25	0.22	0.20	0.082	0.06	0.15	0.042
31	0.24	0.29	0.024	0.09	0.02	0.040
37	0.26	0.26	0.148	0.40	0.28	0.040
43	0.30	0.40	0.289	0.34	0.05	0.030
49	0.32	0.13	0.160	0.34	0.14	0.057
55	0.29	0.13	0.142	0.40	0.14	0.048
61	0.33	0.19	0.101	0.34	0.09	0.053
67	0.34	0.10	0.024	0.35	0.01	0.030
73	0.35	0.20	0.218	0.33	0.01	0.023
79		0.10	0.272	0.33	0.01	0.032
85		0.93	0.287	0.34	0.01	0.041

Steg 4		Steg 3		Schilf- schnittgeb.
23. 03. 84		23. 03. 84		20. 12. 82
Fe	Mn	Fe	Mn	Fe
0.01	0.064	0.10	0.285	0.04
0.20	0.110	0.05	0.185	0.06
0.45	0.114	0.02	0.115	0.15
0.05	0.105	0.01	0.073	0.16
0.04	0.105	0.01	0.278	0.47
0.05	0.080	0.01	0.063	0.39
0.03	0.064	0.01	0.063	0.33
				0.12
				0.18
				0.19

Zwischen den landseitigen Stationen und dem offenen See bestanden bei den horizontalen Redoxgradienten Unterschiede. Die niedrigsten Werte wurden bei Steg 5 registriert (z. B. Abb. 11a, 12a, 13a, 14a). Die vertikalen Redoxgradienten zeigten in bestimmten Tiefen (ca. 15 - 25 cm) einen abrupten Abfall und erreichten unter ungefähr 50 cm ein Maximum (z. B. Abb. 15a, 16a). Aber durch den Eintritt von großen Mengen mit Sauerstoff angereichertem Wasser in den Schilfbestand, entweder durch starken Wind oder durch steigenden Wasserstand (z. B. Abb. 21a, 22a), gab es auch Ausnahmen. Während niedrigen Wasserspiegels im Sommer entwickelten sich zwischen Oberfläche und großen Tiefen (z. B. 3a, 4a, 5a) steile Redoxgradienten. In landseitigen schilffreien Flächen wurden im frühen Sommer vergleichsweise steilere Redoxgradienten gefunden (Fig. 3a). Aber an der Oberfläche (bis zu ca. 25 cm) herrschten während der nachfolgenden Austrocknungsperiode im Spätsommer (Fig. 5a) weniger reduzierende Bedingungen.

Im frühen Sommer wurden bei der Leitfähigkeit keine klaren Unterschiede zwischen landseitigem Schilfbestand und schilffreien Flächen beobachtet. Allgemein steigt die Leitfähigkeit mit der Tiefe (Oberflächenwerte ca. 2400 uS.cm⁻¹; Bodenwerte ca. 3800 uS.cm⁻¹). Bei extrem niedrigen Wasserständen (z. B. Ende August/September) wurde sowohl an landseitigen als auch an seeseitigen Stationen höhere Leitfähigkeit verzeichnet (Abb. 6).

Im Sumpfwasser wurden niedrige Sauerstoffwerte gefunden. Im Oberflächenwasser (bis 10 - 20 cm) gab es manchmal zwar hohe, unterhalb aber ziemlich niedrige. Im Sommer nahmen die Dialyse-Sammler trotz stark anaerober Bedingungen gelegentlich Spuren von Sauerstoff auf (Abb. 6; das ist für reduzierte Systeme ungewöhnlich). Das wurde auch durch Änderungen des Redoxpotentials bestätigt. Die pH-Verteilungsmuster waren landseitig und seeseitig ähnlich. Sie zeigten nur geringe saisonale Schwankungen. Die vertikalen Gradienten wurden durch höhere pH-Werte an der Oberfläche (bei 7,8 - 8,8), ein Fallen um mehr oder weniger 1 pH-Einheit innerhalb der ersten 25 cm (ungefähr neutral) und ein weiteres Absinken um 0,5 in den nächsten 50 cm charakterisiert. Unter Überschwemmungsbedingungen (später Herbst — früher Sommer) zeigten die Oberflächen-pH-Werte eine große Ähnlichkeit mit den See-pH-Werten (pH 8,9 - 8,8). Das läßt auf einen Seewassereinfluß schließen. Die Sumpfkalkalinität bewegte sich zwischen 12 - 24 mval⁻¹ und die vertikalen Gradienten fielen um das 2-4-fache mit der Tiefe. Es gab zwar keine saisonalen Unterschiede aber horizontale Gradienten wurden beobachtet (mit sich verringernden Werten dem offenen See zu).

Die Ergebnisse zeigen, daß die jahreszeitlichen Änderungen der Nährstoffkonzentrationen im Transekt stark durch die Wasserspiegelschwankungen beeinflußt wurden. Besonders davon betroffen waren: Sauerstoff- und Redoxgradienten, die Verteilung von anderen Sauerstoffdonatoren wie von Nitrat, Sulfat, Eisen (3+), Mangan (4+) und reduzierten Produkten wie Ammonium, Sulfiden, Eisen (2+) und Mangan (2+) (in dieser Reihenfolge). Das war aus den Sommerdaten von 1981 klar ersichtlich (allmähliche Austrocknung des Transekts ist durch sie gut dokumentiert).

In den Oberflächenschichten (bis 30 cm), die einen großen Anteil Adventivwurzeln beinhalten, wurden während der Hauptvegetationsperiode niedrige P-Werte angetroffen. In den tieferen Teilen wurden steile Gradienten mit einem Gipfel in der Rhizom-Wurzelmattenregion (Abb. 3 - 6; 9 - 10; 19 - 21 und 27) beobachtet. Darunter fielen die Werte weiter und ergaben schließlich eine Asymptotenfunktion. Die gemessenen PO₄-P-Konzentrationen lagen zwischen 0,0 - 3,0 mg.l⁻¹. Am Ende des Sommers (z. B. 1981) wurden die Daten der einzelnen Probennahmestellen verglichen (Steg 1 und 2 landseitig; Steg 3, mittlere Lage, Steg 4 und 5 seeseitig). Die PO₄-P-Konzentration steigt seewärts. Obwohl 1982 keine ähnlichen trockenen Bedingungen angetroffen wurden, war das P-Verteilungsmuster im Transekt ähnlich dem des vorangegangenen Jahres (Abb. 15 - 16). Im Herbst steigt der

Wasserspiegel (Abb. 2b) und geringfügig höhere Phosphatkonzentrationen (Abb. 20, 21) mit Spitzen in den oberen Schichten, wurden beobachtet. In der Winterperiode stiegen sie gleichmäßig im ganzen Transekt (bis zu 4mg l^{-1} ; Abb. 22) und erreichten Maximalwerte unter der Eisdecke (Abb. 26). Obwohl der Wasserstand gegen Ende des Winters im Schilfgürtel allgemein hoch war, wurde kein Absinken der P-Konzentrationen beobachtet (Abb. 9, 10 und 28). Die landseitigen Gebiete zeigten steilste Phosphatgradienten mit $2-9\text{mgP.l}^{-1}$ ($2-4\text{mg l}^{-1}$; seeseitig) in der Wassersäule. Mit dem Hervorkommen neuerer Schößlinge im Frühling fiel der Phosphatspiegel drastisch. In den oberen Schichten (Abb. 11, 14) wurden niedrige Werte verzeichnet. Sowohl landseitig als auch seeseitig hat der Orthophosphatpool während der Vegetationsphase der Phragmites-Pflanzen allmählich abgenommen (Abb. 25, 22 und 27).

Stickstoffkonzentrationen zeigten meistens eine ähnliche jährliche Dynamik wie die vom Phosphor. Nitrate und Nitrite verhielten sich manchmal atypisch (Abb. 3 - 6). Normalerweise nahm ihre Konzentration mit zunehmender Tiefe ab. In reduzierten Zonen wurden sie nicht gefunden. Trotzdem wurden gelegentlich niedrige aber feststellbare Nitratkonzentrationen in den reduzierten Schichten, besonders während der Wachstumszeit, nachgewiesen. Im Winter wurden außer im Oberflächenwasser nur Spuren von Nitrat landseitig als auch seeseitig gefunden. Die Nitritwerte wurden nur während der Vorbereitungsphase (Sommer 1981) gemessen. Sie waren äußerst gering (Abb. 3 - 6).

Die Nitrat- und Nitritwerte im Transekt zeigten keine signifikanten Unterschiede zwischen den einzelnen Stationen. Die Ammoniumkonzentrationen variierten zwischen sehr niedrigen ($0,05-5,0\text{mg.l}^{-1}$) und sehr hohen (12mg.l^{-1}). Es sind klare saisonale Schwankungen zu erkennen, auch zwischen seeseitigen und landseitigen Gebieten. Das allmähliche Austrocknen der Schilfgebiete im Sommer hatte eine explosionsartige Steigerung des Ammoniumspiegels zur Folge (Abb. 3 - 6). Gegen Sommerende waren die Werte der landseitigen Meßpunkte, verglichen mit den seeseitigen, höher (Tabellen 3 - 6). Im Herbst (Abb. 21 - 23) und frühen Winter (Abb. 9, 24 und 25) wurden keine Änderungen beobachtet. Am Winterende wurden an der seeseitigen Meßstation (Steg 5) vergleichsweise höhere Konzentrationen gemessen als in den landseitigen Gebieten (Abb. 9 und 10). Im Frühling, mit höherem Wasserstand, gab es ein starkes Abfallen der Ammoniumwerte (Abb. 13 und 14).

Die Sulfidkonzentrationen stiegen mit der Tiefe. Höhere Werte wurden normalerweise unter 20 cm gefunden. Die saisonale Sulfiddynamik im Versuchstransekt wurde hauptsächlich durch das allmähliche Austrocknen im Sommer (Abb. 3 - 6) und die Entwicklung von Stagnationsbedingungen unter Eisbedeckung (Abb. 9, 10, 28) beeinflusst. Im Sommer 1981 wurden maximal $11-15\text{mg.l}^{-1}$ nachgewiesen, aber Ende August (Abb. 3 - 6), nach Austrocknung des ganzen Transekts erhöhte sich die Menge auf fast das Doppelte. Mit dem Anstieg des Wasserspiegels im Herbst sanken die hohen Konzentrationen kontinuierlich (Abb. 7). Im Winter stiegen die Oberflächenwerte; daraus folgte, daß an der Oberfläche und am Boden ähnliche Verhältnisse vorlagen (Abb. 9, 10, 26). Im frühen Winter 1982 wurden unter 30 cm bis zu 30mg.l^{-1} gefunden. Mit der Erhöhung des Wasserstandes im Frühling kam es zu einem Abfallen der Meßwerte in den oberen Schichten, aber in den tieferen Teilen herrschte nach wie vor ein hoher Sulfidspiegel (Abb. 11 - 14) vor (wie generell in der Sedimentationszone).

Die maximalen Sulfatkonzentrationen lagen zwischen $20-480\text{mg.l}^{-1}$. Die höchsten Werte wurden nahe den seeseitigen Stationen (Steg 5, 4 und 3) gefunden. Sie stimmten mit den Redox und Sauerstoffgradienten überein. Sowohl in seeseitigen als auch landseitigen Gebieten wurde in den reduzierten Schichten entweder sehr wenig oder kein Sulfat registriert.

3.2.2. Schilffreie Flächen

Juli - August 1981 wurden die Nährstoffkreisläufe in den offenen Flächen des Schilfgürtels mit den gleichen Methoden untersucht. Die Dialyseprobennehmer wurden bei den Stegen 1 und 2 vergleichsweise in den schilffreien und schilfbewachsenen Arealen exponiert und die Ergebnisse sind zum Vergleich in Tabelle 5 (Abb. 3 - 5) aufgelistet. Das beobachtete System war wie der Schilfbestand reduziert. Stark reduzierende Bedingungen traten im Juli auf (Abb. 3), aber gegen den Spätsommer zu sank zufolge des Trockenfallens die Redoxkline. Das führte zu weniger reduzierten Bedingungen an der Oberfläche. Die Leitfähigkeit stieg mit der Tiefe an. Der pH fiel unter 35 cm beinahe um eine Einheit (gegen Ende der Arbeit näher erklärt; Abb. 3 - 5). Scheinbar gab es im Oberflächenwasser etwas Sauerstoff, aber in einigen Fällen wurden in tieferen Schichten niedrige Werte gemessen, die nicht mit dem Redoxpotential übereinstimmten. Die Änderungen der N-, P- und S-Kreisläufe zeigten große Heterogenität an verschiedenen Stellen innerhalb der schilffreien Flächen. Die Nitrit und Nitratwerte waren ähnlich denen in den Schilfbeständen, aber die Ammoniumkonzentrationen waren in den schilfflosen Zonen höher. Orthophosphat erreichte in 25 - 45 cm Tiefe Werte bis zu 5 mg.l^{-1} (Ende August).

Im August 1983 wurden zum Vergleich die obengenannten Parameter im Illmitz-Transekt (200 m vom offenen See) gemessen. Die Ergebnisse sind in Abb. 27 zusammengefaßt. Die oberen 15 cm der Wassersäule waren sauerstoffreich. Unter 20 cm wurden reduzierte Bedingungen, angedeutet durch negative Redoxwerte (Abb. 27a), angetroffen. Die Phosphatkonzentrationen reichten von $0,14$ bis $0,20 \text{ mg.l}^{-1}$. Nitrate wurden in relativ kleinen Mengen ($0,08$ - $0,11 \text{ mg.l}^{-1}$) gefunden. Die registrierten Ammonium- (3 - 4 mg.l^{-1}) und Sulfidwerte (9 - 12 mg.l^{-1}) waren ziemlich hoch. Sulfate wurden nur in den ersten 15 cm gemessen.

3.2.3. Grünschnittgebiete

Die Resultate der Messungen von Nährstoffkreisläufen in den Grünschnittgebieten sind in den Abb. 8, 18 - 20, 22, 24, 26 und 27 aufgelistet. Die Werte, die in den abgeernteten Gebieten (1981 beinahe 3 km lange Fläche vom offenen See zu Landseite) auftraten, zeigten, daß auch im Dezember niedrigere Phosphat-, Ammonium- und Sulfidmengen (Abb. 8) vorkamen (Vergleiche mit ungeschnittenen Zonen; Abb. 7). Ein horizontaler Konzentrationsgradient mit den niedrigsten Werten seeseitig wurde ebenfalls beobachtet. Über zwei repräsentative Areale im gleichen Transekt, wurden 1982, in der Mitte ($0,8$ - $1,5$ km vom offenen See) und landseitig, abgeerntet. Über die unmittelbaren Ernteeffekte und deren Einfluß auf die Nährstoffkreisläufe wurden bereits berichtet (GUNATILAKA 1983 b). Zusätzliche Proben wurden während des Schilfschnitts genommen und zwar vor der Schilfschnittmaschine, dahinter und in ungestörten Schilfbereichen. Einige der dabei erhaltenen Daten sind in Tabelle 9 wiedergegeben.

Beobachtungen während des Schilfschnitts ließen darauf schließen, daß die Schnittmaschine den Untergrund bis zu einem halben Meter und mehr aufrührt. Die dadurch verursachte mechanische Störung der Sediment-Wasser-Grenzschicht führte primär zu einer Freisetzung beträchtlicher Mengen an Nährstoffen. Der Übergang vom Wasserkörper zum Sediment erstreckt sich im Schilfgürtel von einer Zone, die aus kompaktem pflanzlichen Material besteht, über die Rhizomschicht bis zum harten Untergrund, dem eigentlichen Sediment. Die höchsten Nährstoffkonzentrationen liegen in 30 - 50 cm Tiefe. Um die Dynamik des löslichen reaktiven Phosphates (SRP) zu untersuchen, wurde radioaktives

Phosphat verwendet und eine Reihe von Experimenten sind bei Steg 5 durchgeführt worden. Die Ergebnisse sind in Tabelle 10 zusammengefaßt. Ein großer Prozentsatz (67 %) des freigesetzten SRP wurde, gebunden an die aufgerührten Sedimentpartikel, als adsorbiertes Phosphat aufgefunden.

Die Nährstoffkonzentration, gemessen nach einer zweiwöchigen Periode, ist aus den Abb. 18 und 19 ersichtlich. Ein Vergleich mit ungeernteten Gebieten (Stege 4, 3, 1) wurde durchgeführt. Eine starke Verarmung an Nährstoffen in den geernteten Zonen war ersichtlich. Die registrierten Redoxwerte (270 - 290 mV; bis zu 80 cm) waren relativ hoch, und es gab beinahe kein Phosphat oder Ammonium (Abb. 18, 20, 22).

Parallel dazu entwickelten sich die Wasserpflanzen (*Utricularia vulgaris*, *Lemna trisulca*) explosiv und eine darauffolgende Blüte filamentöser Algen (von *Spirogyra* dominiert, unterbrochen von kurzen *Mougeotia*-, *Oedogonium*- und *Cladophora*blüten) dauerte bis Ende Oktober (GUNATILAKA 1983).

Die Sulfidwerte fielen signifikant aber Sulfat wurde bis zu 55 cm festgestellt. Die Nährstoffspiegel in den geernteten (Abb. 19, 20, 22, 24) und ungeernteten (Abb. 19, 21, 22-25) Gebieten wurden regelmäßig bis in den Dezember hinein überprüft. Bis Ende September waren die Nährstoffwerte sehr niedrig, im Dezember waren sie etwas höher. Die ungeernteten Vergleichsgebiete zeigten viel größere Nährstoffmengen (beinahe doppelt so viel). Auch im März 1983 (Abb. 26) waren die gemessenen Phosphat- und Ammoniumkonzentrationen niedriger als in den ungeernteten Zonen. Eine ähnliche Situation wurde in den im Sommer geernteten Arealen in Illmitz (Abb. 27) beobachtet.

3.2.4. Brandareale

Die Resultate von Brandarealen (Feuersbrunst im Jan. 1984) sind in Abb. 28, 29 zusammengefaßt, wobei ein Vergleich zwischen brandgeschädigten und unversehrten Gebieten vorgenommen wurde. Außerdem ist die Nährstoffsituation von Steg 5 mit der Situation vergangener Jahre verglichen worden (29).

Unter der Eisdecke sind auf Grund der stagnierenden Bedingungen im Schilfgürtel völliger Sauerstoffschwund, Akkumulierung von Nährstoffen und die Entwicklung steiler Redoxgradienten häufig (Abb. 28, 29; Abb. 29 Vergleich Kurven für 82 und 83). In den brandgeschädigten Gebieten kam es zu einem relativ höheren Redoxgradienten (Abb. 2 und 7), der zu einer stärkeren Akkumulierung von Nährstoffen im Wasserkörper und in den Sedimenten führte (Abb. 28, 29). Durch das Feuer waren dem Schilfwasser in kurzer Zeit große Mengen an organischer Substanz in einer für Mikroorganismen leicht zugänglichen Form zugeführt worden. Es kam zu schnellem Auslaugen des Materials und zur Mineralisierung der Reststoffe (erhöhte Werte für gelösten organischen Kohlenstoff bewirken verstärkte mikrobielle Aktivitäten), die unter normalen Umständen langsamer verlaufen wäre.

3.3. Austauschbarer P-Pool.

Vor Beginn der Experimente mit Radioisotopen mußten die Zylinder auf Dichtheit überprüft werden. Indirekter Beweis dafür waren die Beobachtungen, daß die Wasserstandsschwankungen außerhalb der Tonnen keinen Einfluß auf den Wasserstand innerhalb hatten. Er blieb konstant. Nach Injektion von markiertem P in die Zylinder wurde außerhalb wachsendes Schilf abgeerntet und auf $^{32}\text{PO}_4$ untersucht. Zur selben Zeit wurden auch Wasserproben analysiert. Es gab im Umfeld der Versuchsbehälter keine Erhöhung der Aktivität (Tabelle 11).

Tab. 8: Raten-Konstante (k) für die Inkorporierung von Orthophosphat, Turnover-Zeit (k^{-1} ; A ist die Asymptote (in % des P^{32} in Lösung) wo die Nettoaufnahme aufhört. Die Tracer-Experimente wurden mit Schilfwasser durchgeführt. Die Resultate zeigen, daß die Turnover-Raten, die zwischen 1 und 7 Tagen liegen, ziemlich langsam sind — ein Zeichen dafür, daß kein Mangel an verfügbaren P für mikrobielle Prozesse vorliegt. Turnover-Raten im Bereich von 1 bis 2 Minuten hätten hingegen keinen P-limitierung angedeutet (Lean & Nalewajko 1979; Gunatilaka 1984 d).

Datum	Raten-Konstante	A %	Turnover-Zeit
04. 08. 1983	0.006	99.87	6.90 Tage
08. 08. 1983	0.929	42.21	1.07 Tage
16. 08. 1983	0.856	54.58	1.17 Tage
16. 08. 1983	0.999	7.57	1.00 Tage

Tab. 9: Die Auswirkungen der Erntemaschinen auf die Sediment-Wasser Verhältnisse während des — Grünschnittes, Nährstoffdynamik. (Grünschnitt 1. 07. 1982; während des Schilfschnittes wurden vor und hinter der Schilfschnittmaschine Proben gezogen. (*) ungestörter Schilfbestand.)

	pH	Ltf.	Gel.					Gel.P
			Alk.	NH_4-N	NO_3-N	PO_4-P		
	(uS)	(mval.)	(ug. l^{-1})					
1. Vor der Maschine	8.10	2030	14.8		2448	495	641	1816
2. Kanal (Oberfläche)	7.90	1950	22.4	314	818	233	175	311
3. Schilfwasser (Oberfl.)*	8.10	1960	10.9	672	782	225	264	420
4. Kanal (40 cm Tiefe)	7.90	1945	10.5	496	696	227	205	617
5. Hinter der Maschine	7.80	1960	11.5	1446	1650	264	338	2517
6. Hinter der Maschine	8.20	2070	11.7	190	293	136	254	424
7. Schilfwasser (Oberfl.)*	7.95	2100	13.5	127	684	228	124	494
8. Hinter der Maschine	8.00	2055	13.2	192	703	267	47	508

Tab. 10: Die Einschätzung des Effektes der Erntemaschinen auf die Sediment-Wasser Verhältnisse; P^{32} Versuche (Steg 5, 100 m Entfernung vom offenen See, 2. 02. 1982). Bei den Experimenten A und B wurden je 1 m Ci P^{32} in jeweils 3 verschiedenen Tiefen injiziert (50, 30, 10 cm). Beim Experiment B wurde außerdem der Röhreninhalt völlig durchmischt, um die durch die Schnittmaschine verursachte Störung zu imitieren. Nach Erreichen des Gleichgewichtszustandes wurde die Aktivität in der Wassersäule mit Hilfe einer Dialyse-Technik (siehe 2.2.) gemessen. Bei Exp. A bildete sich ein Aktivitätsgradient, der bis zur maximalen Applikationstiefe des P^{32} 50 cm reichte. (Es wird angenommen, daß die Schilfschnitt-Maschine bis in eine Tiefe von 50 cm aufwirbelt.) Exp. B zeigte ein anderes Bild, unterhalb 30 cm Tiefe war keine Aktivität mehr feststellbar, die in den oberen Wasserschichten gemessene Aktivität hingegen war schwach und gleichmäßig verteilt. Dieses Ergebnis deutet darauf hin, daß der injizierte P^{32} bei Exp. B vom aufgewirbelten Sediment adsorbiert wurde (siehe Gunatilaka 1982).

Tiefe (cm)	0	6	12	18	24	30	36	42
Spezifische Akt. A	0.67	0.55	0.49	0.56	0.48	0.39	0.36	0.37
(uCi. μmol^{-1}) B	0.24	0.23	0.25	0.24	0.23	0.20	0.00	0.00

Tiefe (cm)	48	54	60	66	72	78	84	90	94
Spezifische Akt. A	0.34	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
(uCi. μmol^{-1}) B	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

Tab.11: Gemessene Radioaktivität in (cpm) in Pflanzen und Wasser außerhalb der Zylinder. Nach Injektion von $^{32}\text{PO}_4$ (carrier free; 30 - 40 MBq) in die Tonnen und nach zweiwöchiger Ausgleichszeit wurden Pflanzen und Wasserproben für die Analysen entnommen. 10 g (FG) Pflanzenmaterial wurde verascht und in 2 N HCl gelöst; je nach Aktivität wurden bestimmte Mengen davon in 10 ml Scintillationsflüssigkeit gezählt. 5 ml Wasserproben wurde auf die gleiche Art gemessen.

	Blätter	Halme	Wasser
St. 5	9.05 (5) \pm 1.22	8.85 (5) \pm 2.07	7.75 (5) \pm 2.44
St. 3	10.02 (5) \pm 1.58	7.75 (5) \pm 2.44	7.65 (5) \pm 1.38

Tab. 12: P-Poolgrößenbestimmung im Schilf-litter-Wasserkomplex unter Verwendung von carrier free $^{32}\text{PO}_4$; Experiment zur Isotopengleichgewichtszeitbestimmung. Die Versuche wurden in bodenlosen, 1,8 m langen Stahlzylindern, die bei Purbach bei Steg 5 ins harte Sediment gestoßen wurden, durchgeführt. (100 m vom offenen See entfernt). In einer Versuchsreihe, vor Zugabe von $^{32}\text{PO}_4$ die Biomasse über dem Wasserspiegel abgeerntet. Nach Injektion von radioaktiven Phosphat am 26. 06. 1983 wurde P-Poolgröße im Komplex bestimmt. Täglich wurden 6 - 7 Zufallsstichproben zwischen 50 cm Tiefe und Oberfläche ausgezählt.

	mit Pflanzen	
	Spezifische Aktivität $\mu\text{Ci. mol}^{-1}$	Pool-Größe mg.m^{-2}
30. 06. 1983	0.36 (7) \pm 0.220	480 (7) \pm 31
07. 07. 1983	0.063 (6) \pm 0.033	2334 (6) \pm 1276
19. 07. 1983	0.019 (5) \pm 0.004	3089 (5) \pm 786
ohne Pflanzen		
30. 06. 1983	1.110 (6) \pm 0.33	145 (7) \pm 23
07. 07. 1983	0.273 (6) \pm 0.033	415 (6) \pm 64
19. 07. 1983	0.116 \pm 0.010	497 (6) \pm 70

Tab. 13: Die P-Poolgrößen (in mg.m^{-2}) an verschiedenen Stellen in Purbach und Illmitz. Sie wurden nach zweiwöchiger Gleichgewichtszeit bestimmt. An den zwei mit (*) markierten Stellen wurde nach zwei Wochen kein Gleichgewicht erlangt.

¹ 1,3 km vom offenen See; ^{2,3} 100 m vom offenen See.

^{a, b} Die P-Poolgröße wurde auch im Winter an den selben Stellen gemessen. Ein drastischer

^b Anstieg war zu erkennen. (2654(6) \pm 28 bzw. 3080(6) \pm 74 mg.m^{-2})

Purbach ¹	Purbach ²	Purbach ³
St. 3	WSt. 5	St. 1
138 (6) \pm 70 ^a	73 (6) \pm 26 ^b	446 (6) \pm 275
176 (6) \pm 40	3384 (6) \pm 5183*	393 (6) \pm 206
530 (6) \pm 184	889 (6) \pm 1081*	849 (6) \pm 274
		2182 (6) \pm 956

Tab. 14: Unterschiede der P-Pool-Größen von Gebieten, die zweimal hintereinander im Sommer abgeerntet worden waren und ungestörten Gebieten. Versuchsgebiet: Versuchstransect Illmitz. Werte wurden nach 2 Wochen Gleichgewichtseinstellung ermittelt (03. 08. 1983 — 17. 08. 1983).

		Schilfschnittgebiet	ungestörtes Gebiet
Pool-Größe (mg.m^{-27})	Stelle 1	849 (6) \pm 274	446 (6) \pm 275
	Stelle 2	2182 (6) \pm 956	393 (6) \pm 206

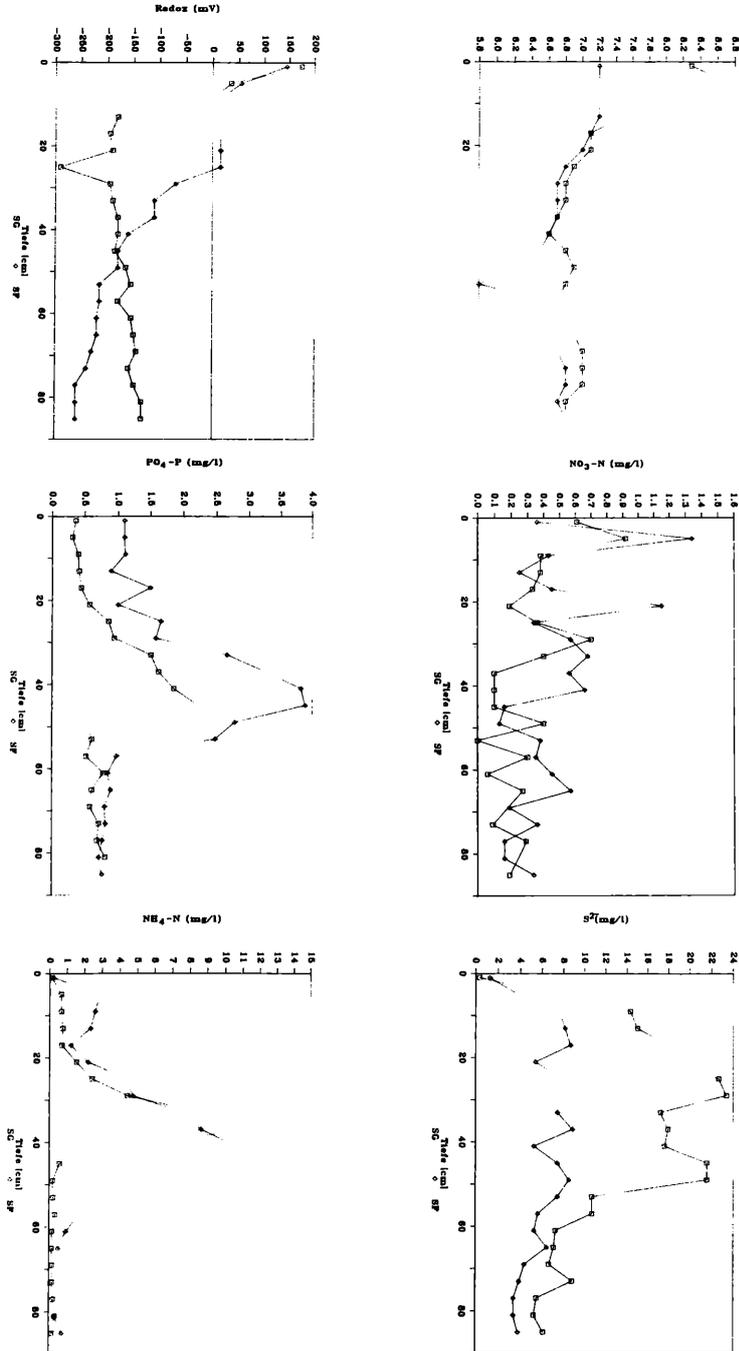


Abb. 3: Die wichtigsten physikalischen und chemischen Parameter und deren vertikale Verteilung im Schilfgürtel. (SG: Schilfbestand und SF: Schilffreie Flächen. Purbach, Steg 1; 3 km vom offenen See entfernt; 20. 7. 1981).

a. Redoxpotential, b. pH, c. Orthophosphat (PO₄-P), d. Nitrat, e. Ammonium, f. Sulfid.

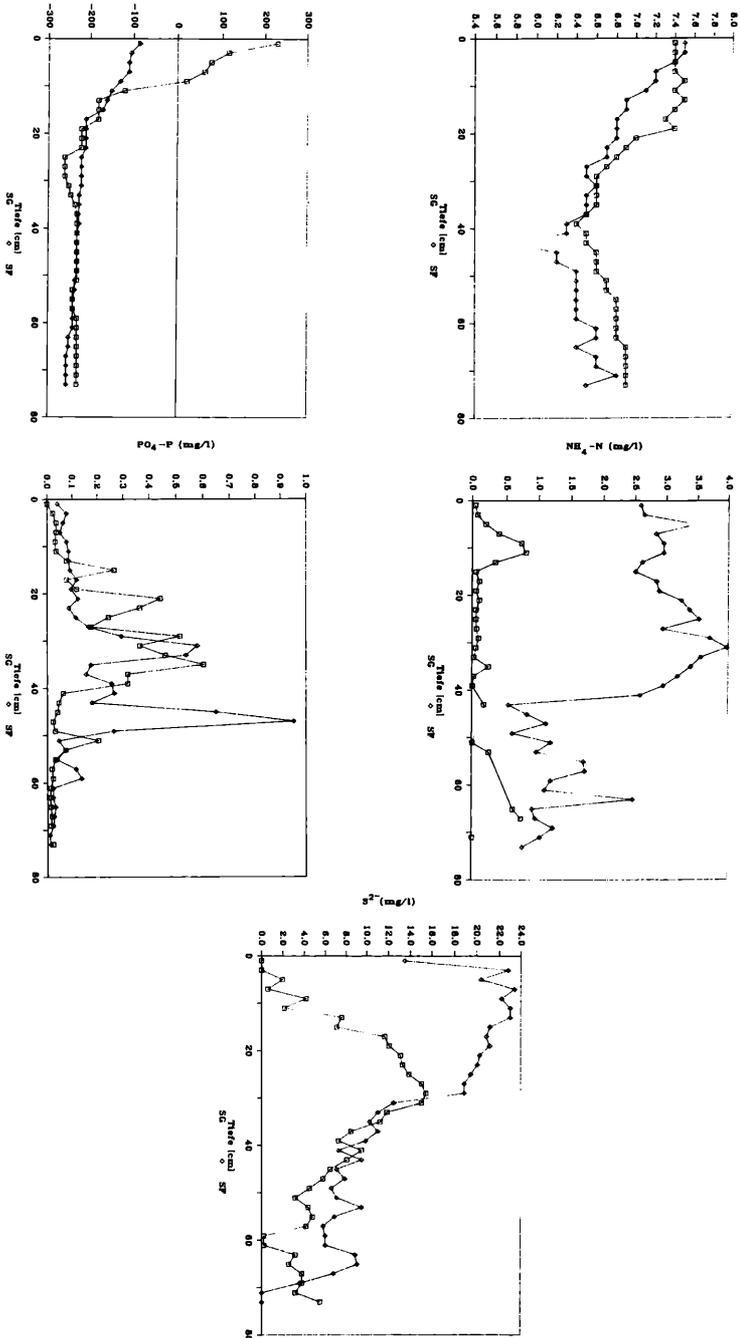


Abb. 4: Die wichtigsten physikalischen und chemischen Parameter und deren vertikale Verteilung im Schilfgürtel. (SG: Schilfbestand und SF: Schilffreie Flächen. Purbach, Steg 1; 3 km vom offenen See entfernt: 5. 8. 1981).
 a. Redoxpotential, b. pH, c. Orthophosphat ($PO_4\text{-P}$), e. Ammonium, f. Sulfid.

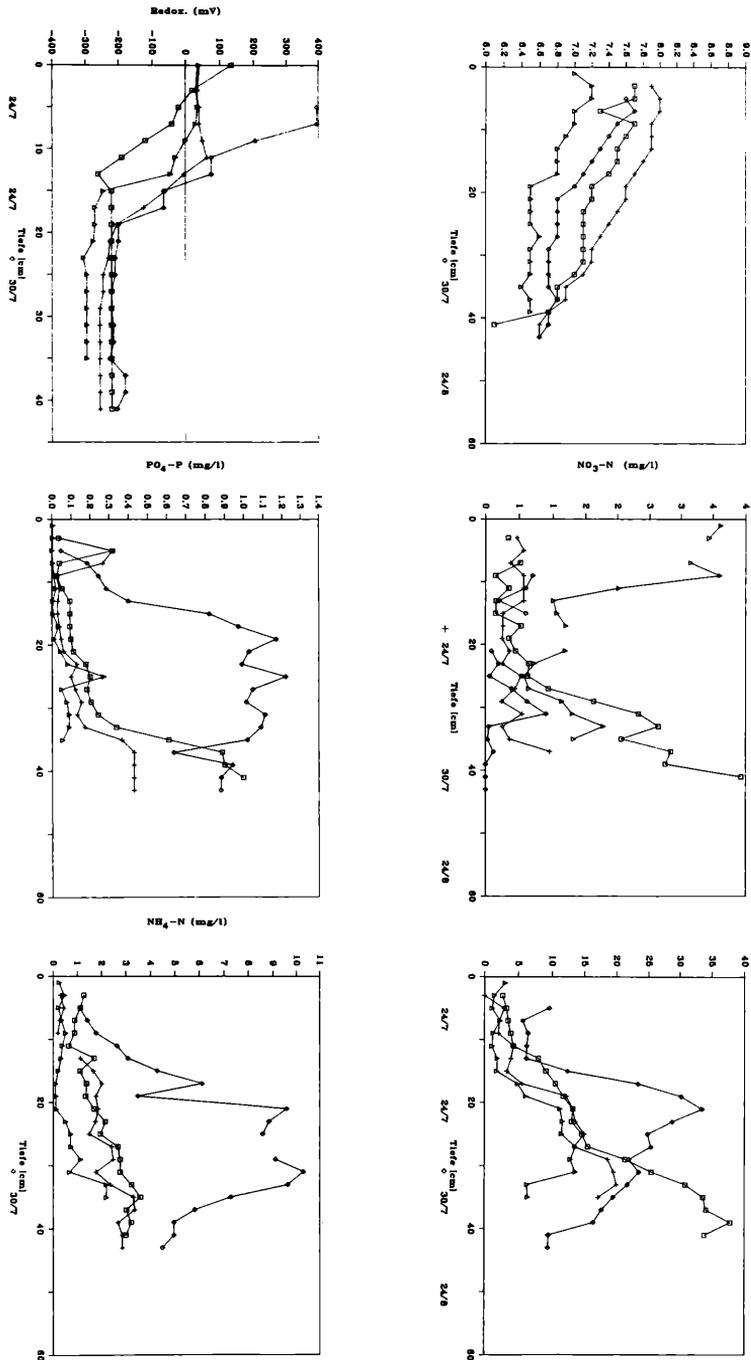


Abb. 5: Die wichtigsten physikalischen und chemischen Parameter und deren vertikale Verteilung im Schilfgürtel. (Steg 2, □, +/24. 7. 1981; Steg 2: Schilffreie Flächen: □/ 30. 7. 1981 und ▴/24. 8. 1981; 2,2 km vom offenen See entfernt).

a. Redoxpotential, b. pH, c. Orthophosphat (PO_4-P), d. Nitrat, e. Ammonium, f. Sulfid.

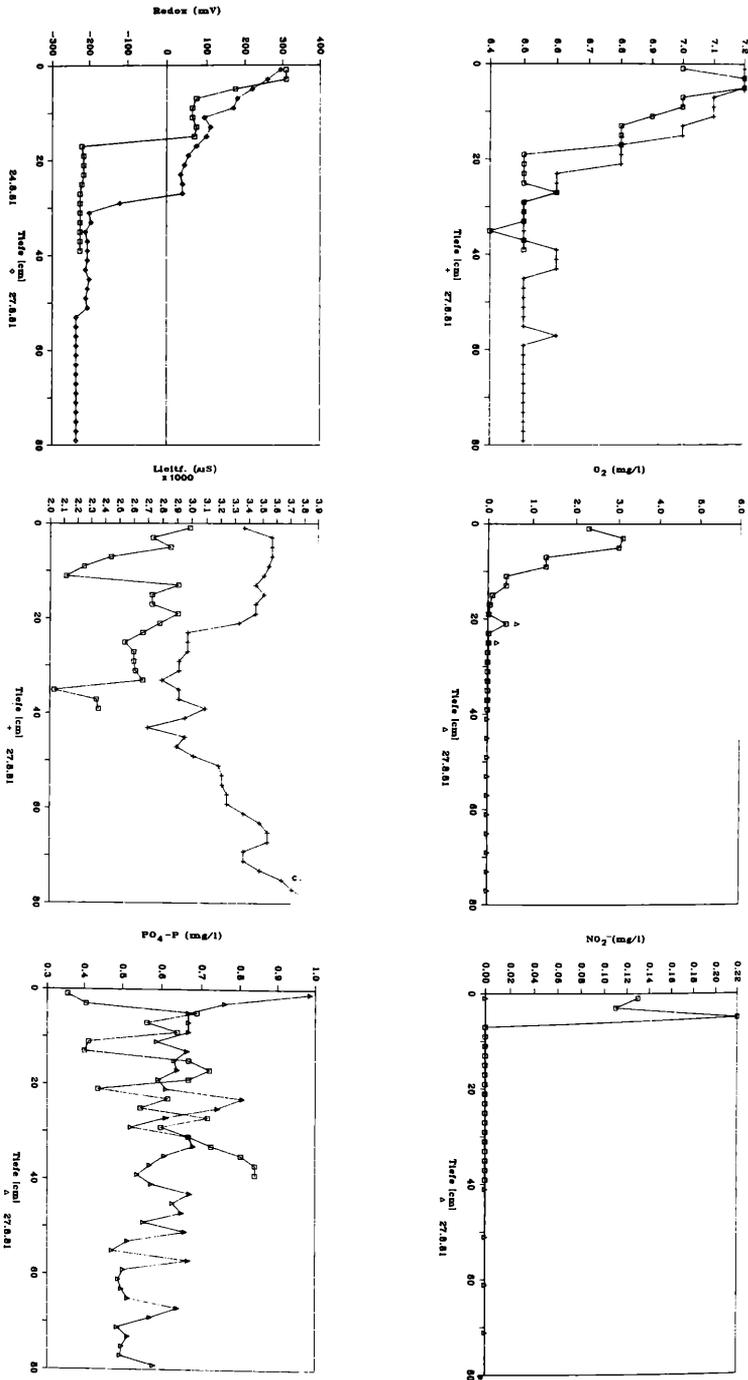


Abb. 6: Die wichtigsten physikalischen und chemischen Parameter und deren vertikale Verteilung im Schilfgürtel. (Purbach, Steg 5; 100 m vom offened See entfernt: (27. 8. 1981).
a. Redoxpotential, b. pH, c. Leitfähigkeit, d. Sauerstoff, e. Orthophosphat (PO₄-P), f. Nitrit

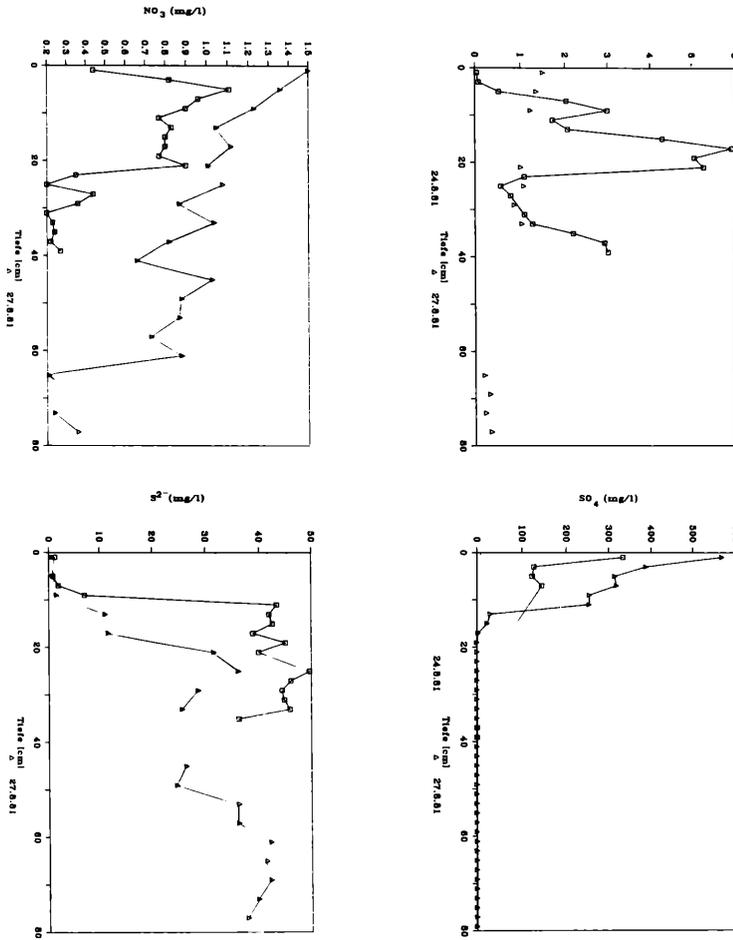


Abb. 6: Die wichtigsten physikalischen und chemischen Parameter und deren vertikale Verteilung im Schilfgürtel. (Purbach, Steg 5; 100 m vom offened See entfernt: (27. 8. 1981).

a. Redoxpotential, b. pH, c. Leitfähigkeit, d. Sauerstoff, e. Orthophosphat ($PO_4\text{-P}$), f. Nitrit, g. Nitrat, h. Ammonium, i. Sulfid, j. Sulfat

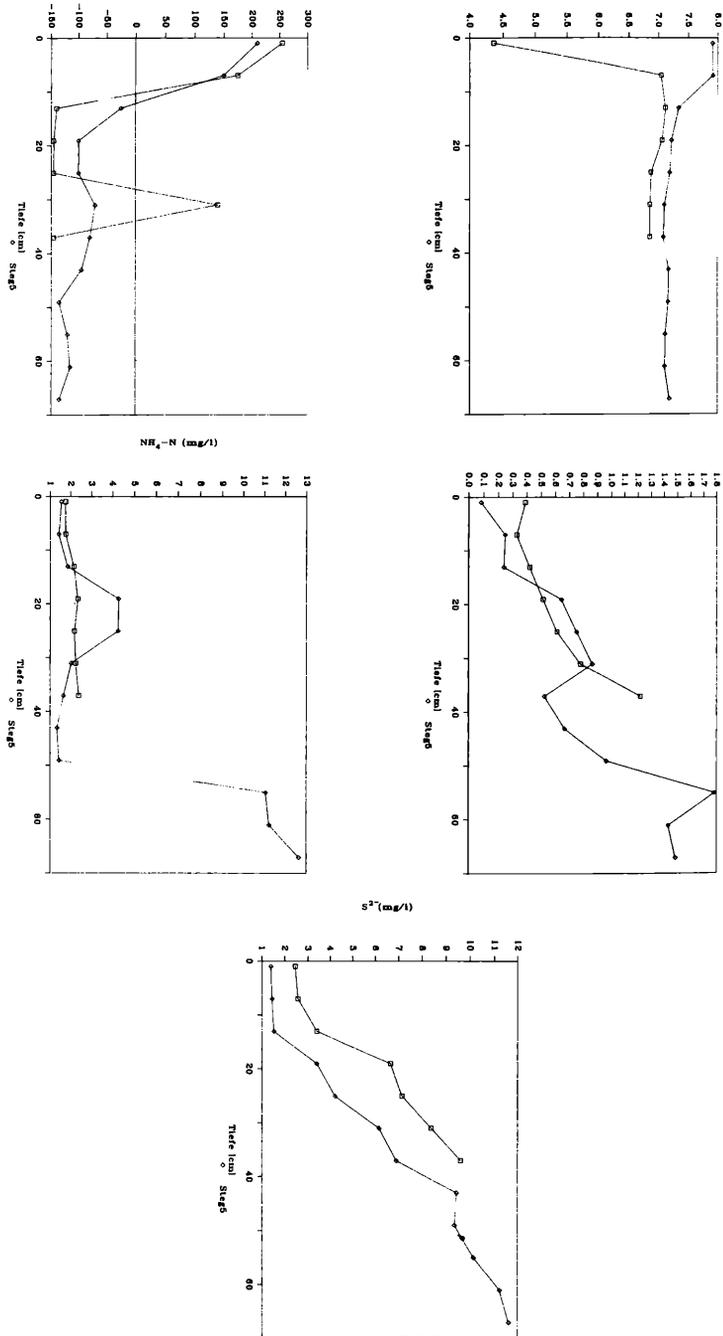


Abb. 7: Die wichtigsten physikalischen und chemischen Parameter und deren vertikale Verteilung im Schilfgürtel. (Purbach: Steg 1 und Steg 5; 3 km und 100 m vom offenen See entfernt: 3. 12. 1981). a. Redoxpotential, b. pH, c. Orthophosphat (PO_4-P), d. Ammonium, e. Sulfid.

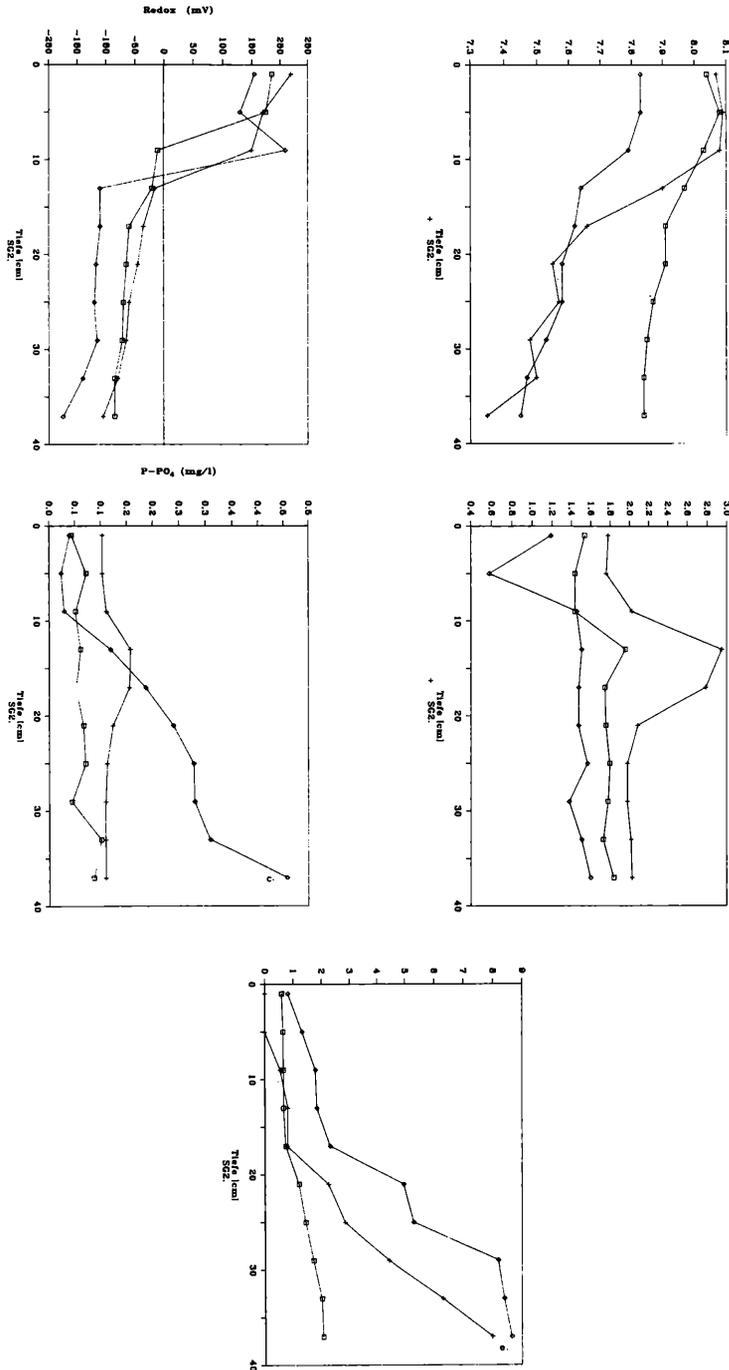


Abb. 8: Die wichtigsten physikalischen und chemischen Parameter und deren vertikale Verteilung im Schilfgürtel. (Purbach, Schilfschnittgebiete: 0,5 km (SG1), 1,0 km (SG2) und 2,5 km (SG3) vom offenen See entfernt: 3. 12. 1981).

a. Redoxpotential, b. pH, c. Orthophosphat (PO₄-P), d. Ammonium, e. Sulfid.

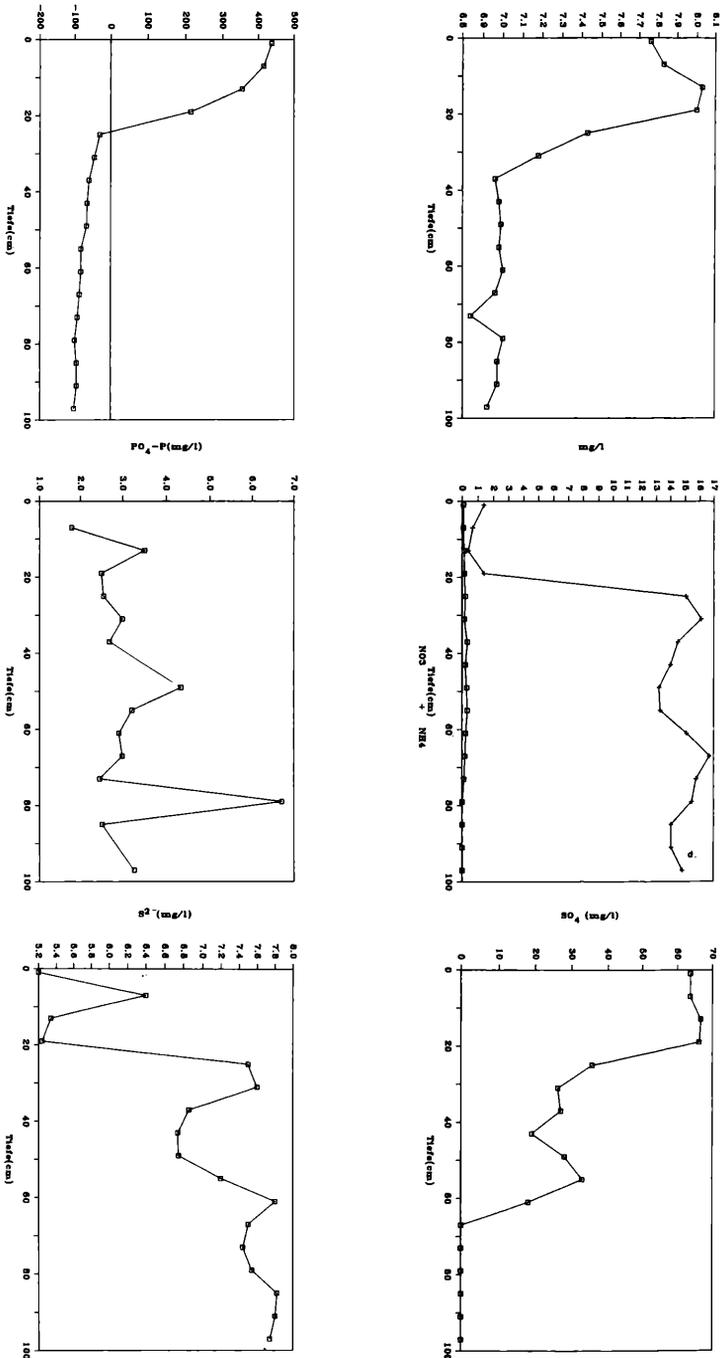


Abb. 9: Die wichtigsten physikalischen und chemischen Parameter und deren vertikale Verteilung im Schilfgürtel. (Purbach, Steg 5; 100 m vom offenen See entfernt: 16. 3. 1982).
a. Redoxpotential, b. pH, c. Orthophosphat (PO₄-P), d. Nitrat/Ammonium, e. Sulfid, f. Sulfat

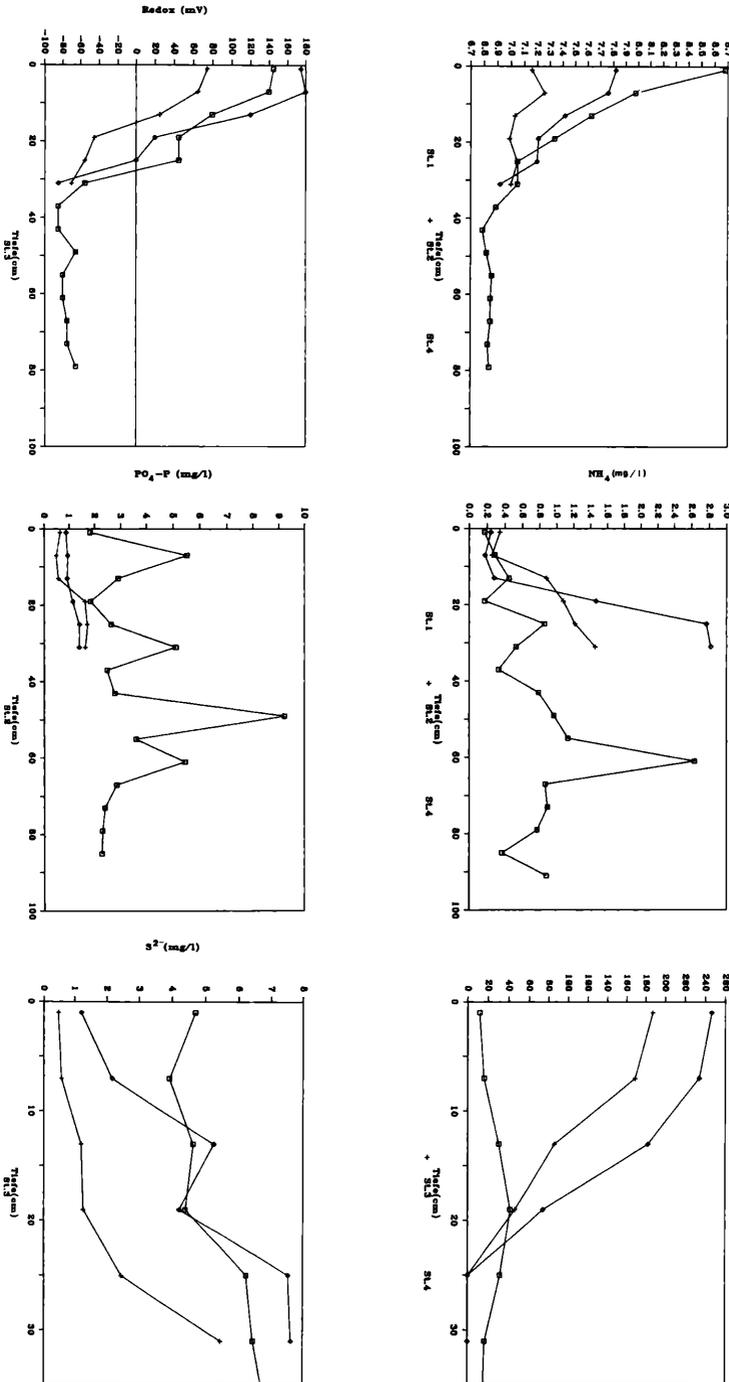


Abb. 10: Die wichtigsten physikalischen und chemischen Parameter und deren vertikale Verteilung im Schilfgürtel. (Purbach, Steg 1; 3 km vom offenen See entfernt: 16. 3. 1982).
 a. Redoxpotential, b. pH, c. Orthophosphat (PO₄-P), d. Ammonium, e. Sulfid, f. Sulfat.

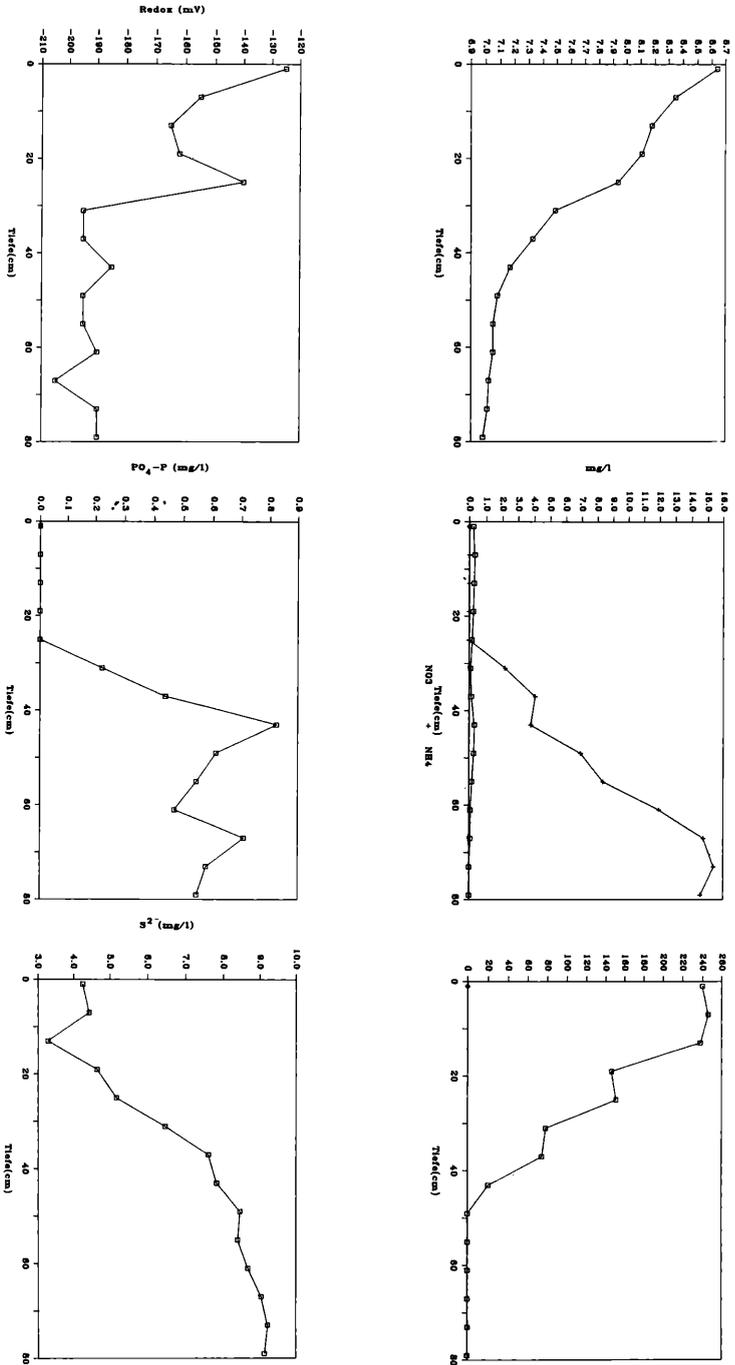


Abb. 11: Die wichtigsten physikalischen und chemischen Parameter und deren vertikale Verteilung im Schilfgürtel. (Purbach, Steg 5; 100 m vom offenen See entfernt: 20. 4. 1982).

a. Redoxpotential, b. pH, c. Orthophosphat ($\text{PO}_4\text{-P}$), d. Nitrat/Ammonium, e. Sulfid, f. Sulfat

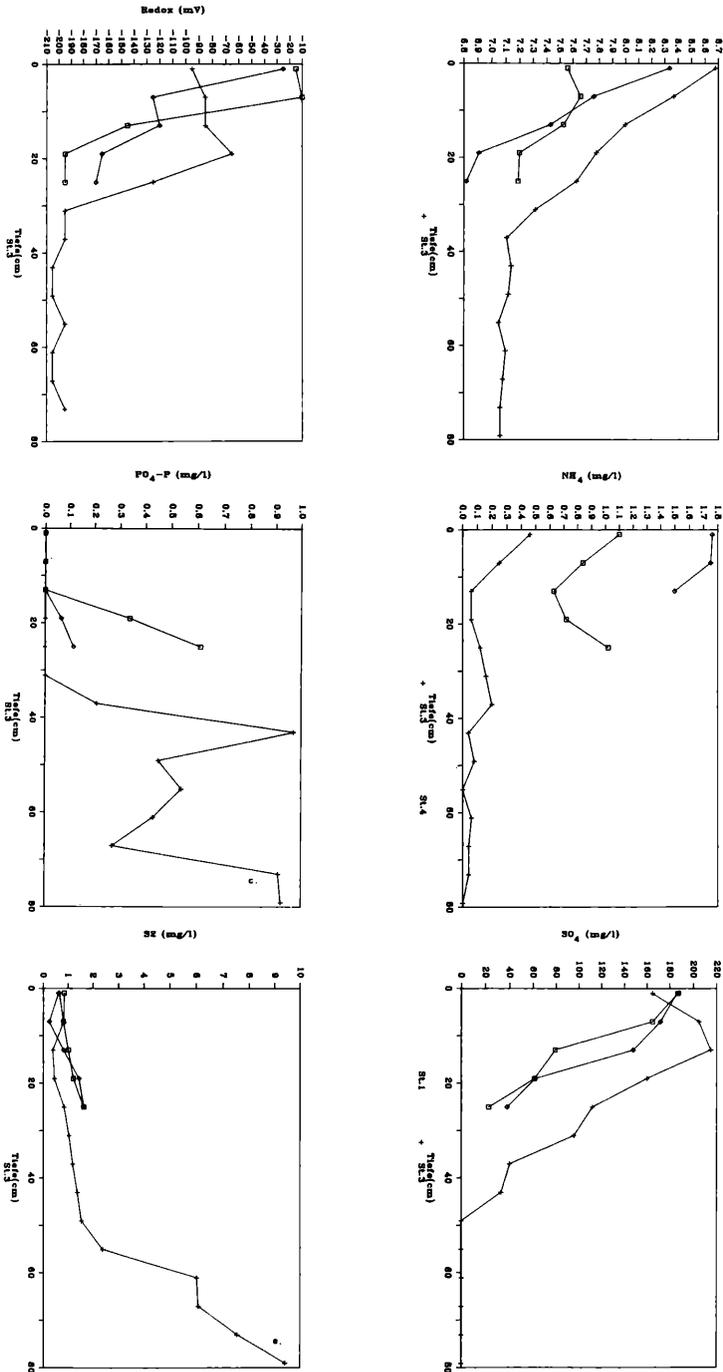


Abb. 12: Die wichtigsten physikalischen und chemischen Parameter und deren vertikale Verteilung im Schilfgürtel. (Purbach, Steg 4: 800 m; Steg 3: 1,5 km vom offenen See entfernt: 3. 12. 1982).
 a. Redoxpotential, b. pH, c. Orthophosphat (PO₄-P), d. Ammonium, e. Sulfid, f. Sulfat.

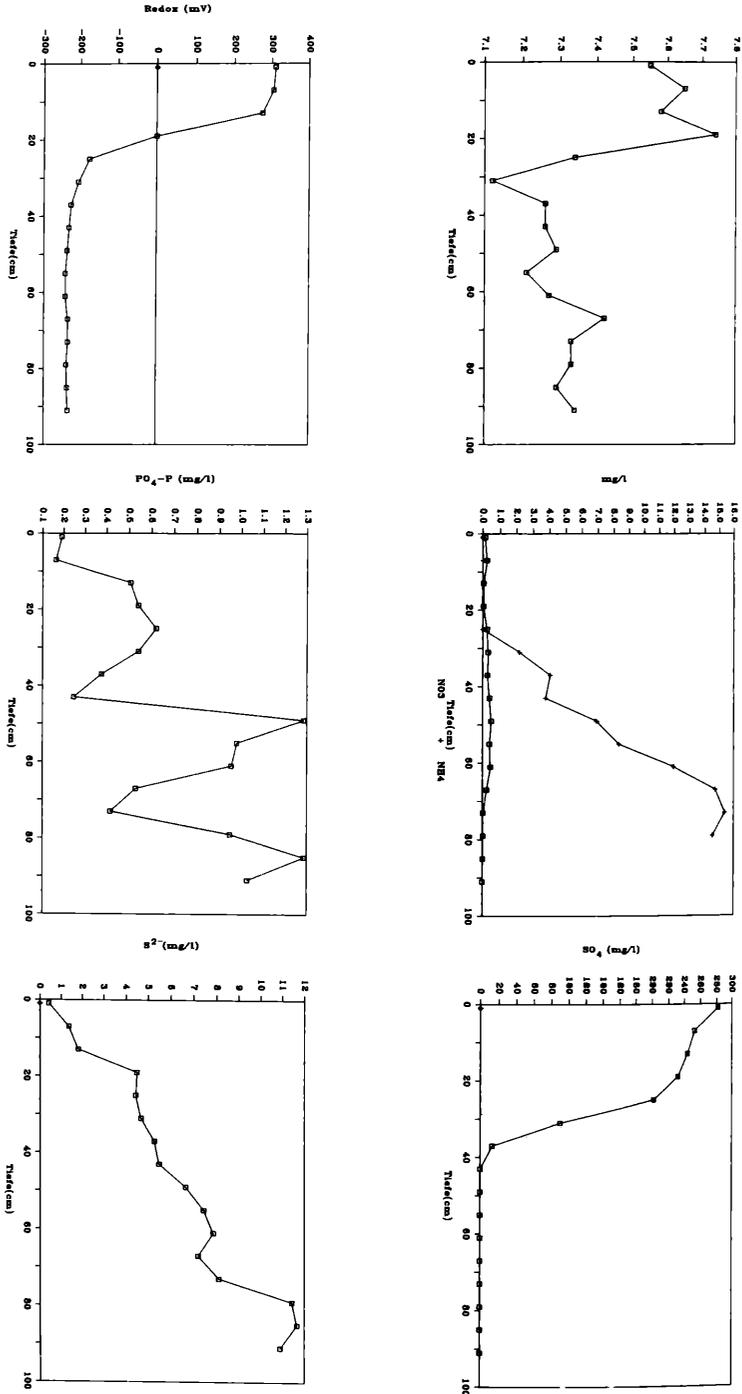


Abb. 13: Die wichtigsten physikalischen und chemischen Parameter und deren vertikale Verteilung im Schilfgürtel. (Purbach, Steg 5; 100 m vom offenen See entfernt: 27. 5. 1982).
a. Redoxpotential, b. pH, c. Orthophosphat (PO₄-P), d. Nitrat/Ammonium, e. Sulfid, f. Sulfat

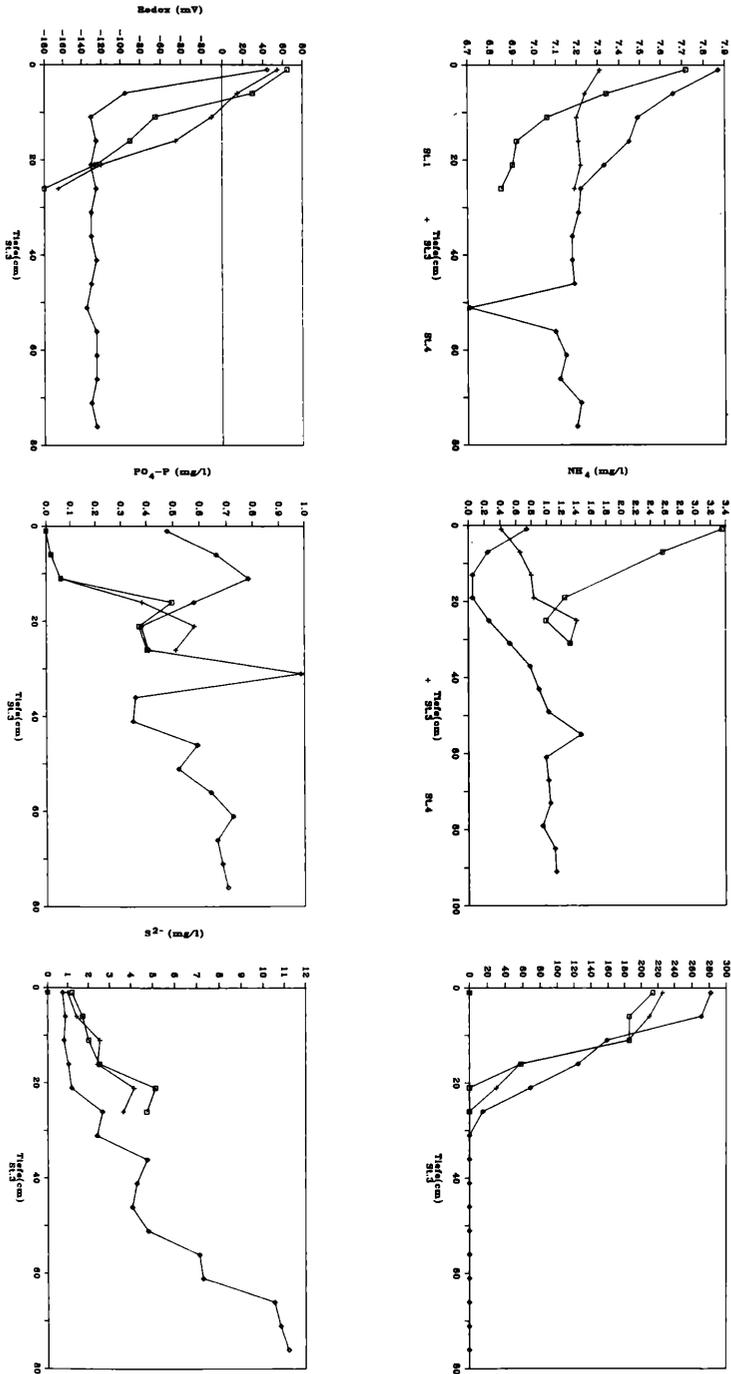


Abb. 14: Die wichtigsten physikalischen und chemischen Parameter und deren vertikale Verteilung im Schilfgürtel. (Purbach, Steg 4: 800 m; Steg 3: 1,5 km vom offenen See entfernt: 27. 5. 1982).
 a. Redoxpotential, b. pH, c. Orthophosphat (PO₄-P), d. Ammonium, e. Sulfid, f. Sulfat.

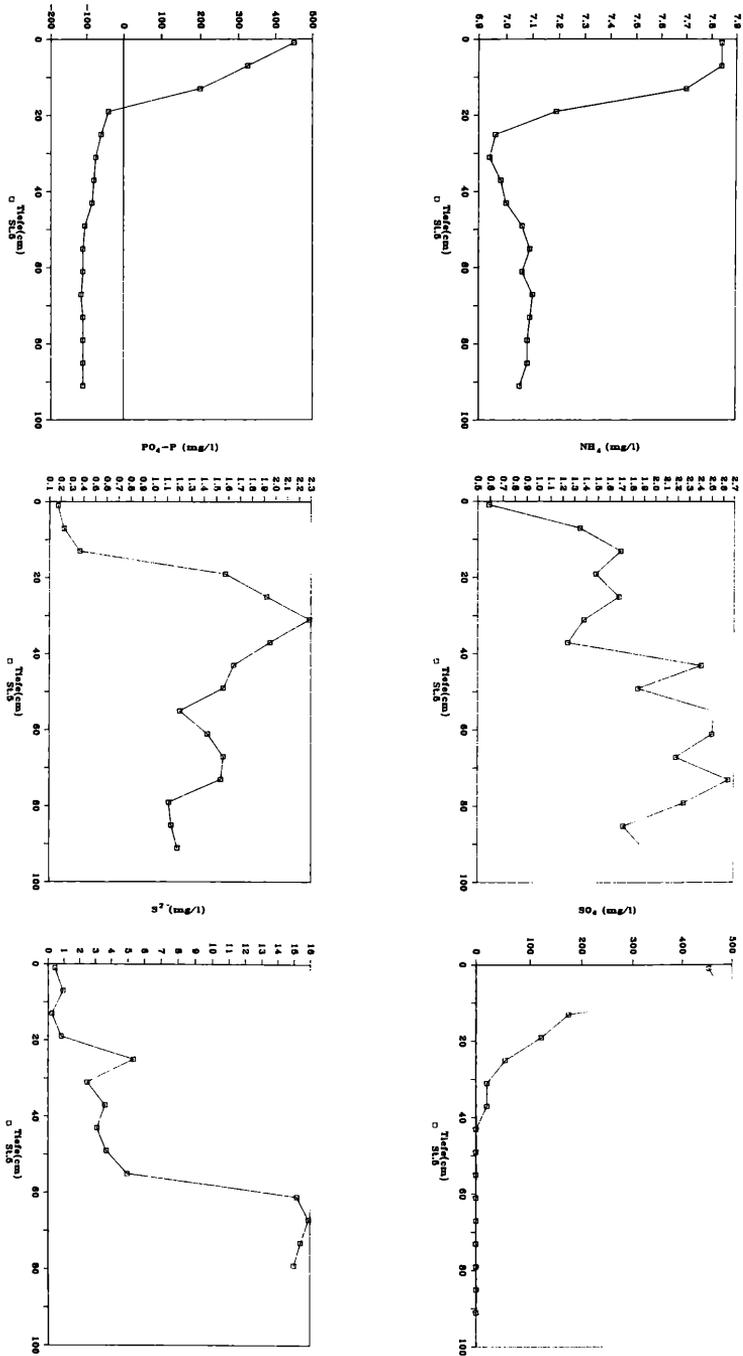


Abb. 15: Die wichtigsten physikalischen und chemischen Parameter und deren vertikale Verteilung im Schilfgürtel. (Purbach, Steg 5; 100 m vom offenen See entfernt; 24. 6. 1982).
a. Redoxpotential, b. pH, c. Orthophosphat (PO₄-P), d. Ammonium, e. Sulfid, f. Sulfat.

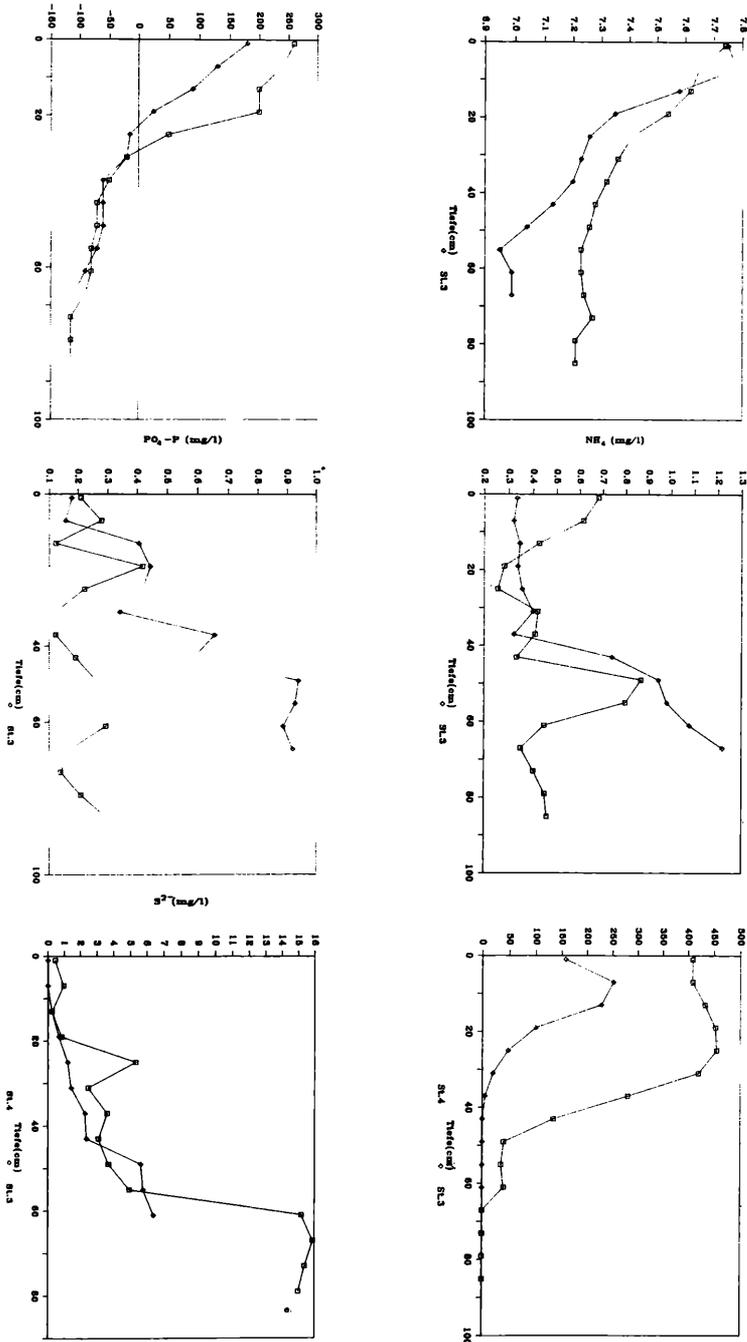


Abb. 16: Die wichtigsten physikalischen und chemischen Parameter und deren vertikale Verteilung im Schilfgürtel. (Purbach, Steg 4: 800 m; Steg 3: 1,5 km und Steg 1: 3 km vom offenen See entfernt: 24. 6. 1982).

a. Redoxpotential, b. pH, c. Orthophosphat (PO₄-P), d. Ammonium, e. Sulfid, f. Sulfat.

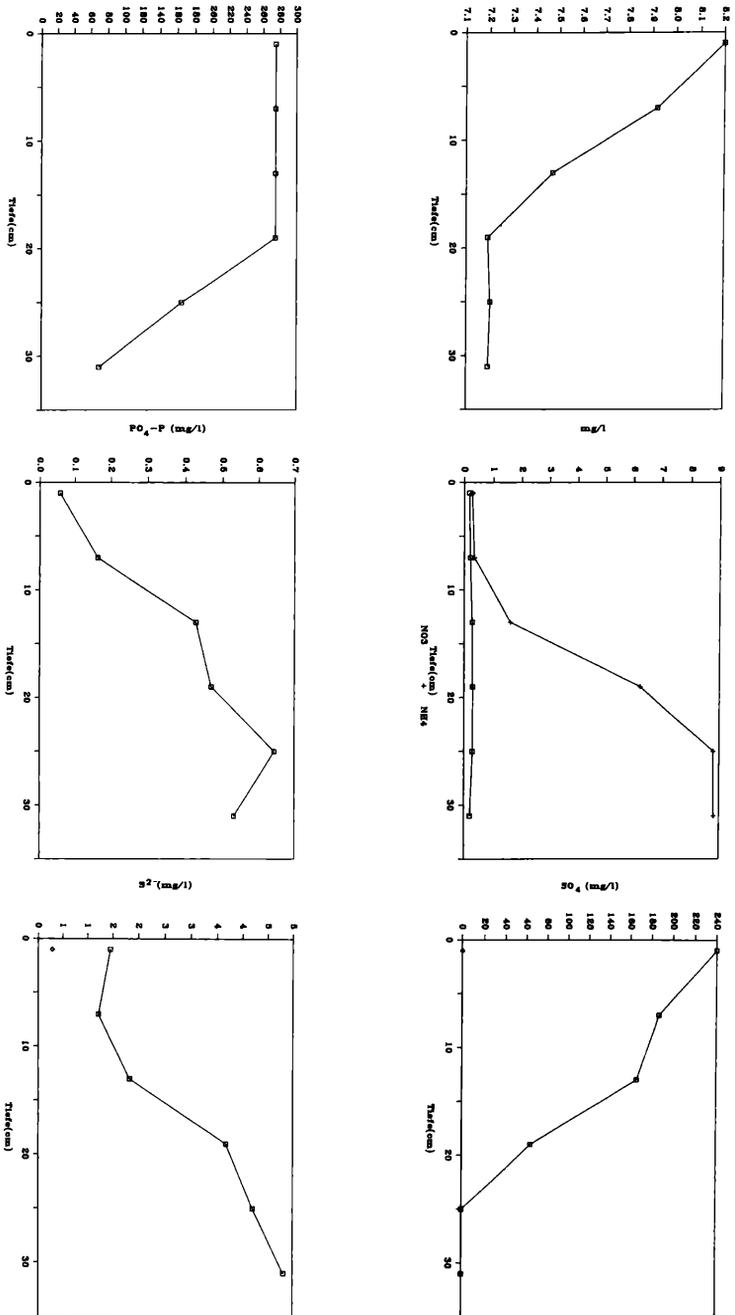


Abb. 17: Die wichtigsten physikalischen und chemischen Parameter und deren vertikale Verteilung im Schilfgürtel. (Purbach, Steg 5; 100 m vom offenen See entfernt: 13. 7. 1982).
a. Redoxpotential, b. pH, c. Orthophosphat (PO₄-P), d. Nitrit/Ammonium, e. Sulfid, f. Sulfat.

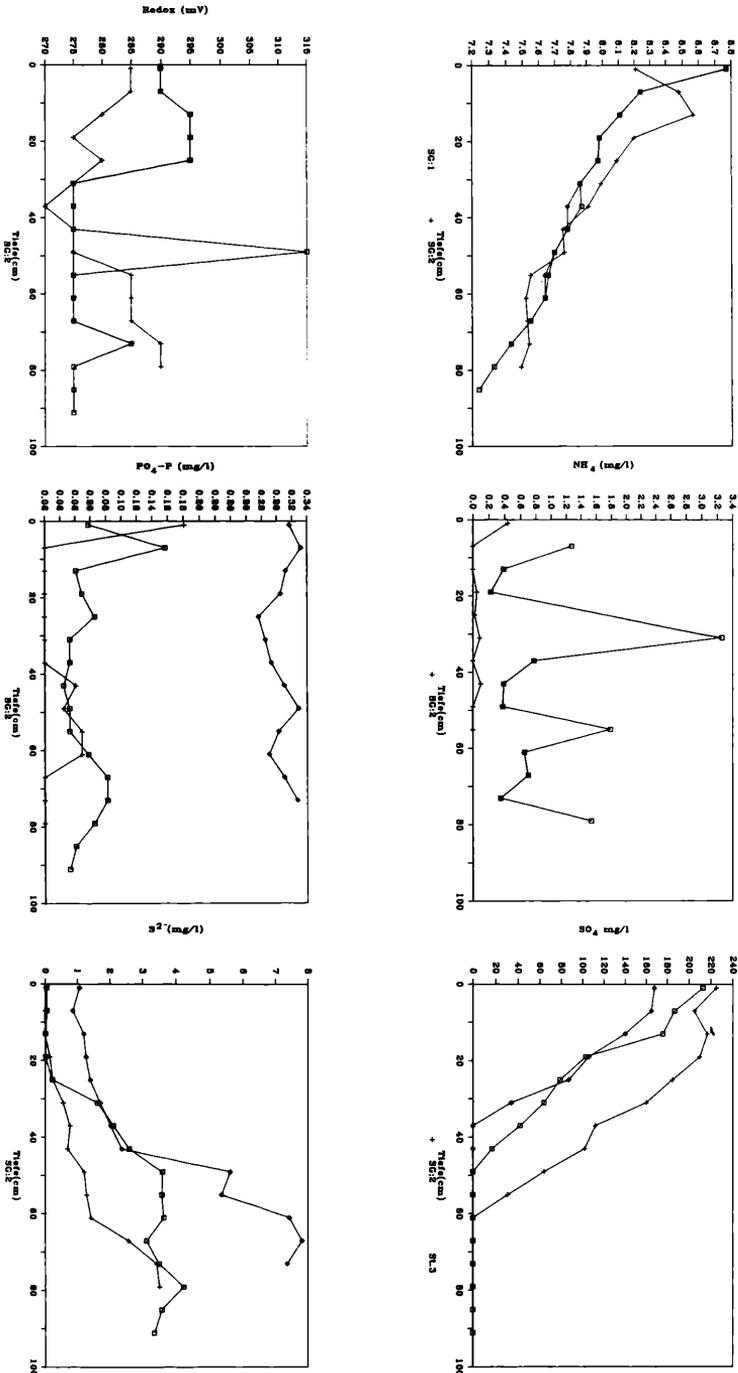


Abb. 18: Vergleich der wichtigsten physikalischen und chemischen Parameter und deren vertikale Verteilung im Schilfschnittgebiet (Purbach, SG 1: beim Steg und SG 2: 15 m vom Stege; 1,5 km vom offenen See) und Schilfgürtel (Purbach: Steg 3: 1,5 km vom offenen See entfernt (13. 7. 1982).
a. Redoxpotential, b. pH, c. Orthophosphat (PO₄-P), d. Ammonium, e. Sulfid, f. Sulfat.

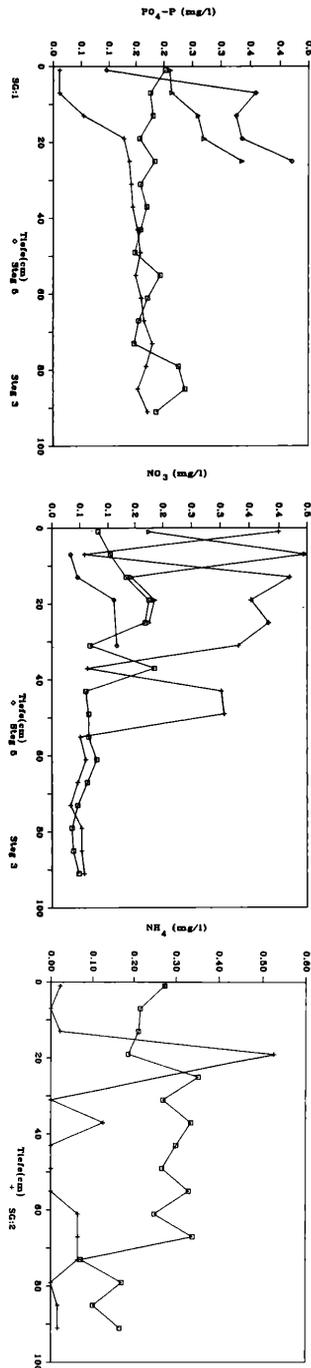


Abb. 19: Vergleich der wichtigsten physikalischen und chemischen Parameter und deren vertikale Verteilung im Schilfschnittgebiet (1,5 km vom offenen See entfernt); 10. 8. 1982. SG 1: Schnittgebiet 1: im frisch geschnittenen Bereich; SG 2: ca. 5 m weit im frisch geschnittenen Bereich. a. Orthophosphat (PO₄-P), b. Nitrit, c. Ammonium.

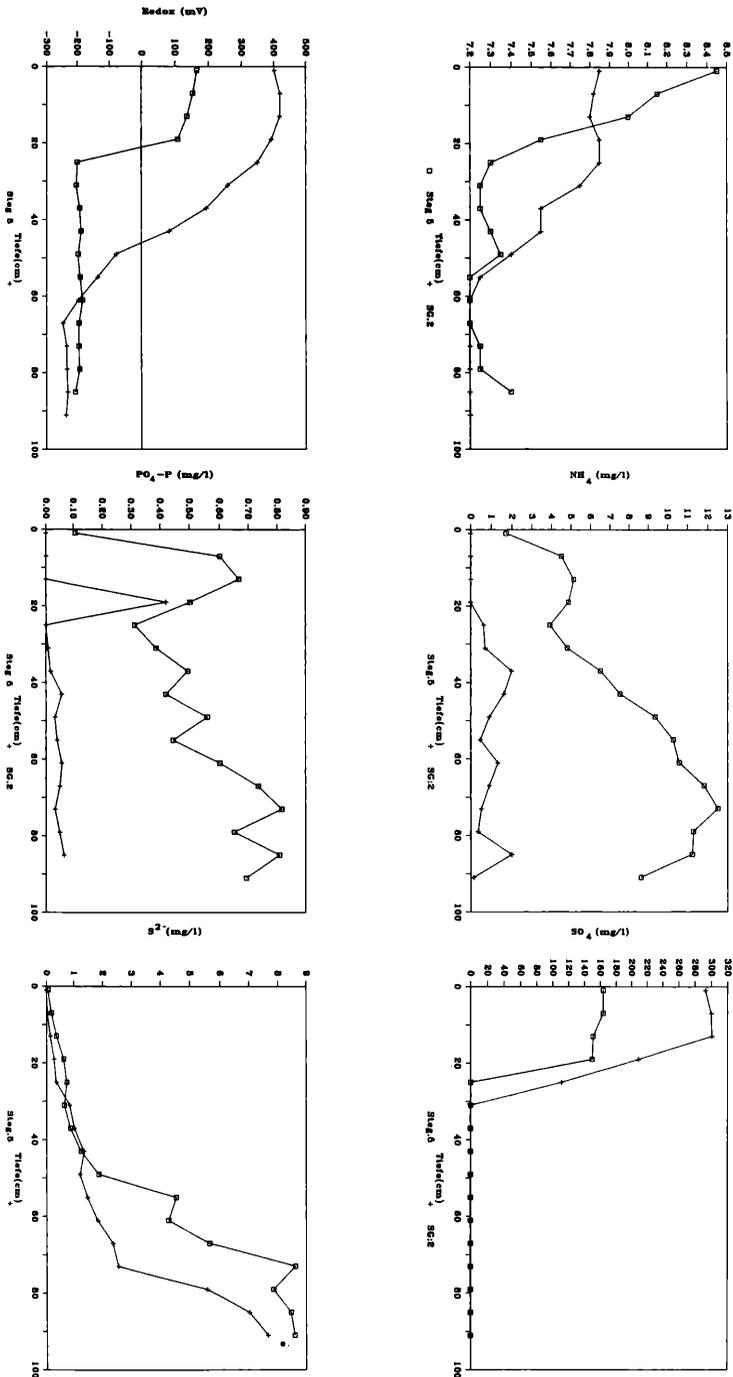


Abb. 20: Die wichtigsten physikalischen und chemischen Parameter und deren vertikale Verteilung im Schilfgürtel. (Purbach, Steg 5; 100 m vom offenen See entfernt und Schilfschnittgebiet (SG. 2: 1,5 km vom offenen See entfernt; 16. 9. 1982).

a. Redoxpotential, b. pH, c. Orthophosphat (PO₄-P), d. Ammonium, e. Sulfid, f. Sulfat.

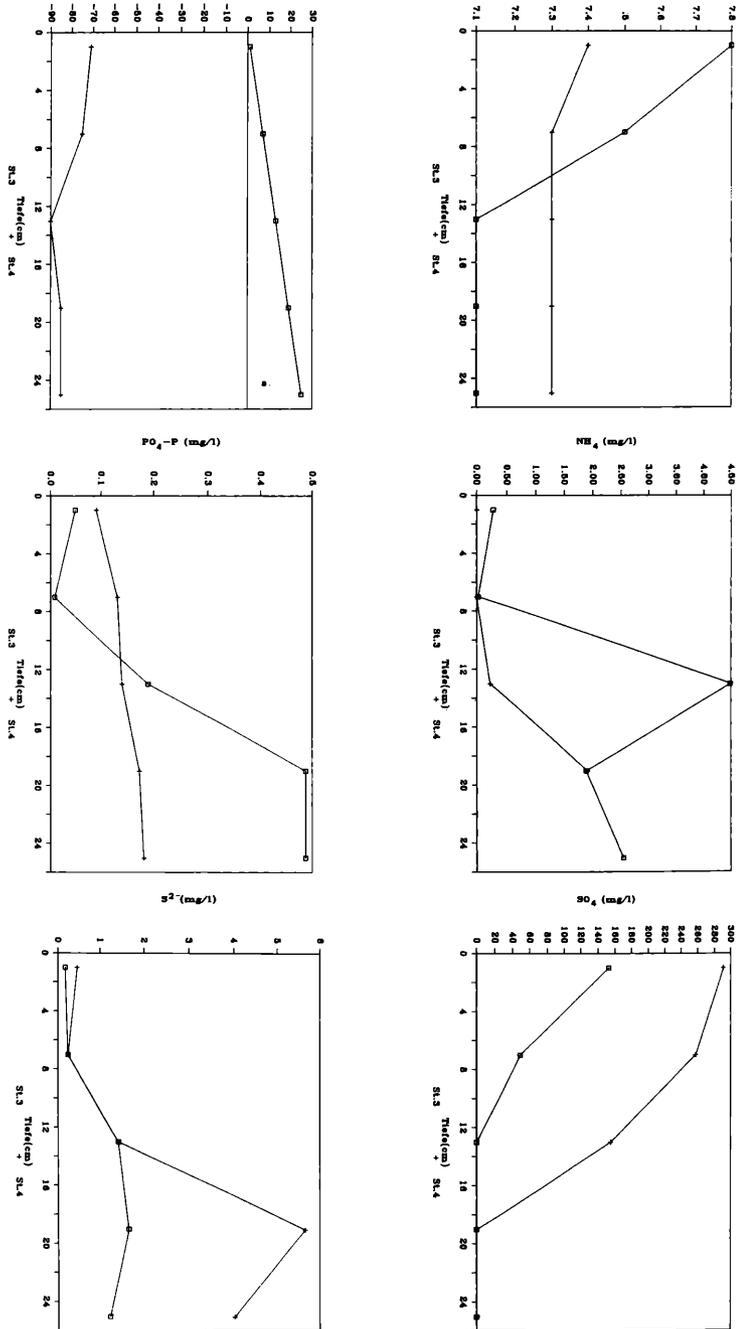


Abb. 21: Die wichtigsten physikalischen und chemischen Parameter und deren vertikale Verteilung im Schilfgürtel. (Purbach, Steg 4: 800 m Steg 3: 1,5 km vom offenen See entfernt; 16. 9. 1982).
a. Redoxpotential, b. pH, c. Orthophosphat (PO₄-P), d. Ammonium, e. Sulfid, f. Sulfat.

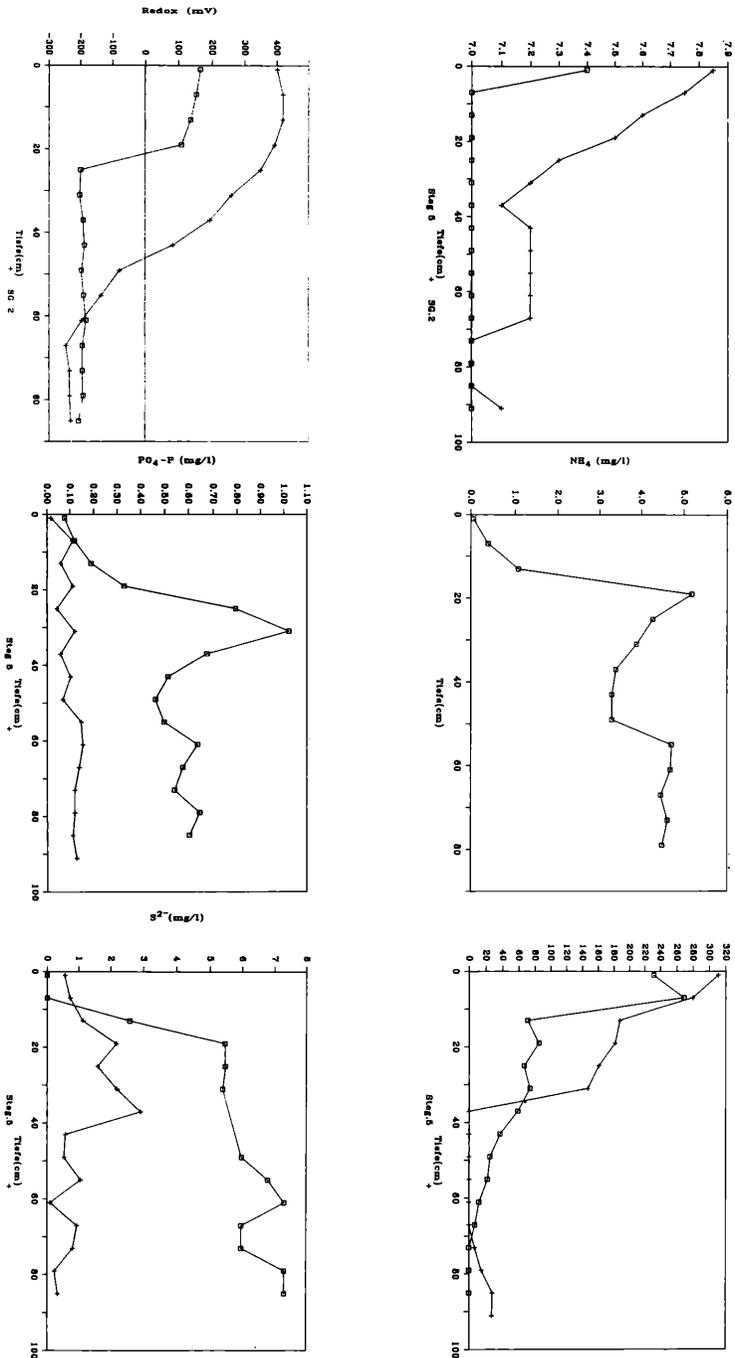


Abb. 22: Die wichtigsten physikalischen und chemischen Parameter und deren vertikale Verteilung im Schilfgürtel. (Purbach, Steg 5: 100 m vom offenen See entfernt) und Schilfschnittgebiet (SG. 2: 1,5 km vom offenen See entfernt; 11. 11. 1982).

a. Redoxpotential, b. pH, c. Orthophosphat (PO₄-P), d. Ammonium, e. Sulfid, f. Sulfat.

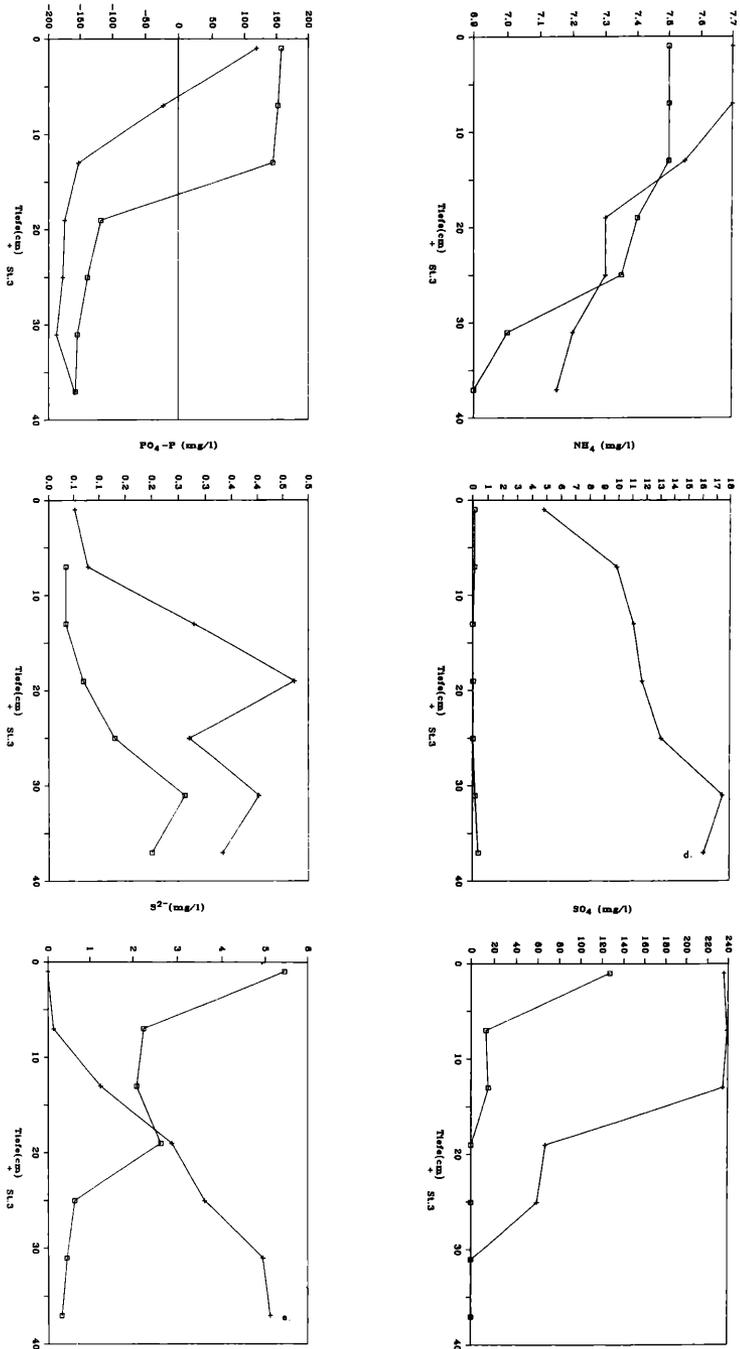


Abb. 23: Die wichtigsten physikalischen und chemischen Parameter und deren vertikale Verteilung im Schilfgürtel. (Purbach, Steg 3: 1,5 km und Steg 1: 3 km vom offenen See entfernt; 11. 11. 1982).
 a. Redoxpotential, b. pH, c. Orthophosphat (PO₄-P), d. Ammonium, e. Sulfid, f. Sulfat.

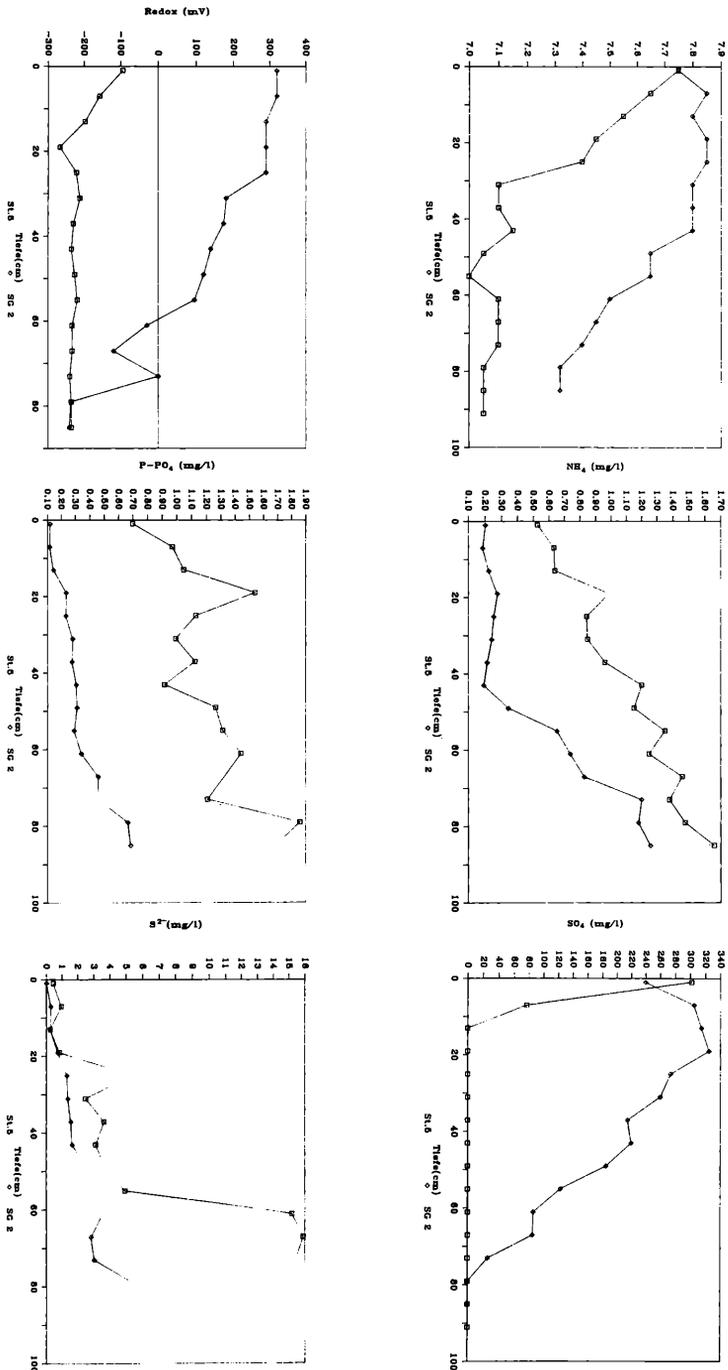


Abb. 24: Die wichtigsten physikalischen und chemischen Parameter und deren vertikale Verteilung im Schilfgürtel. (Purbach, Steg 5: 100m vom offenen See entfernt und Schilfschnittgebiet (SG 2: 1,5 km vom offenen See entfernt; 13. 12. 1982).

a. Redoxpotential, b. pH, c. Orthophosphat (PO₄-P), d. Ammonium, e. Sulfid, f. Sulfat.

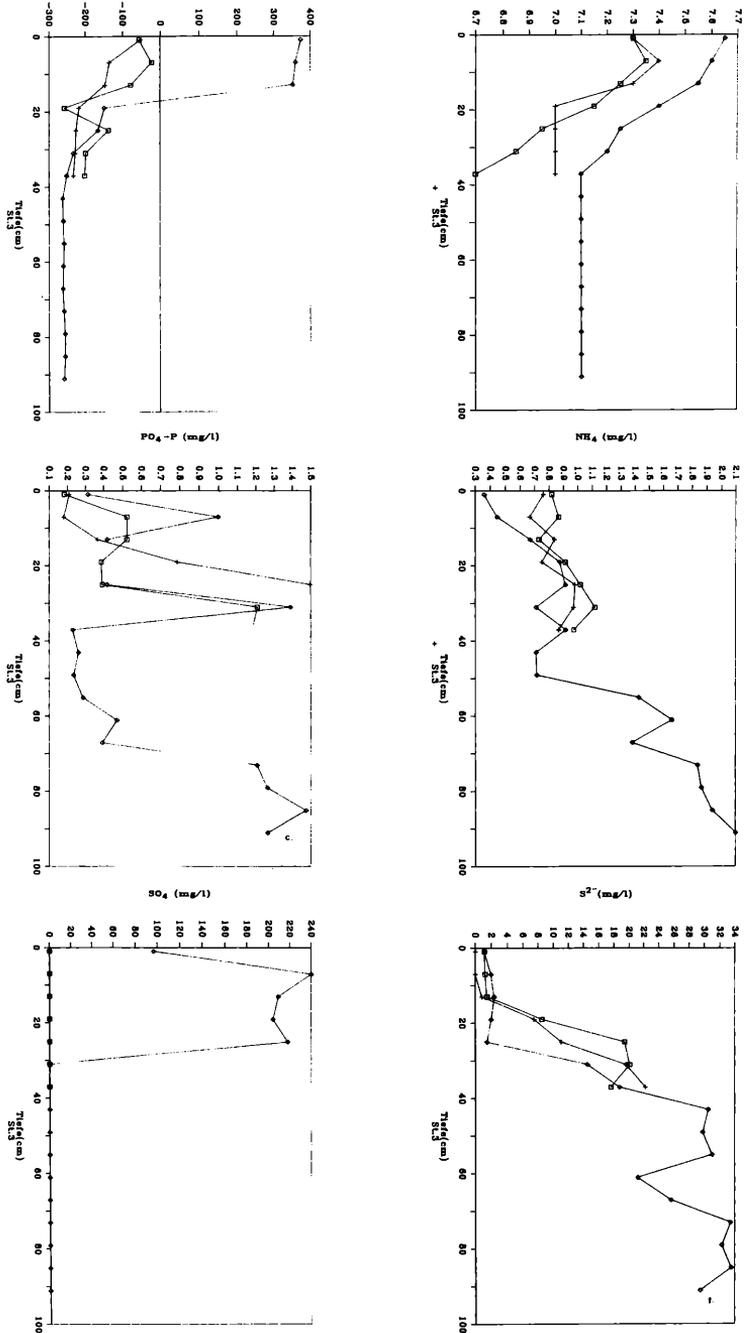


Abb. 25: Die wichtigsten physikalischen und chemischen Parameter und deren vertikale Verteilung im Schilfgürtel. (Purbach, Steg 4: 800 m Steg 3: 1,5 km und Steg 1: 3 km vom offenen See entfernt; 12. 12. 1982). a. Redoxpotential, b. pH, c. Orthophosphat (PO₄-P), d. Ammonium, e. Sulfid, f. Sulfat.

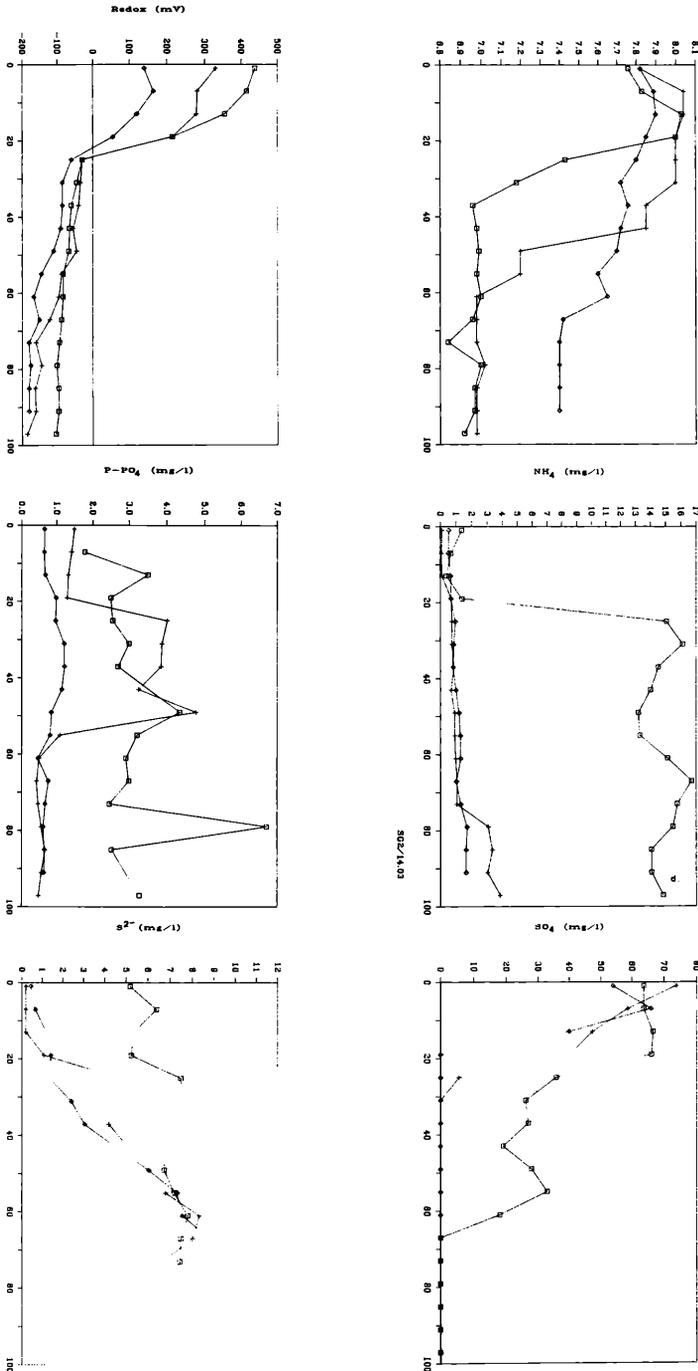


Abb. 26: Die wichtigsten physikalischen und chemischen Parameter und deren vertikale Verteilung im Schilfgürtel. (Purbach, Steg 5; 13. 1. 1983 und 14. 3. 1983; 100m vom offenen See entfernt) und Schilfschnittgebiet (SG 2; 1,5 km vom offenen See entfernt; 14. 3. 1983).

a. Redoxpotential, b. pH, c. Orthophosphat (PO₄-P), d. Ammonium, e. Sulfid, f. Sulfat.

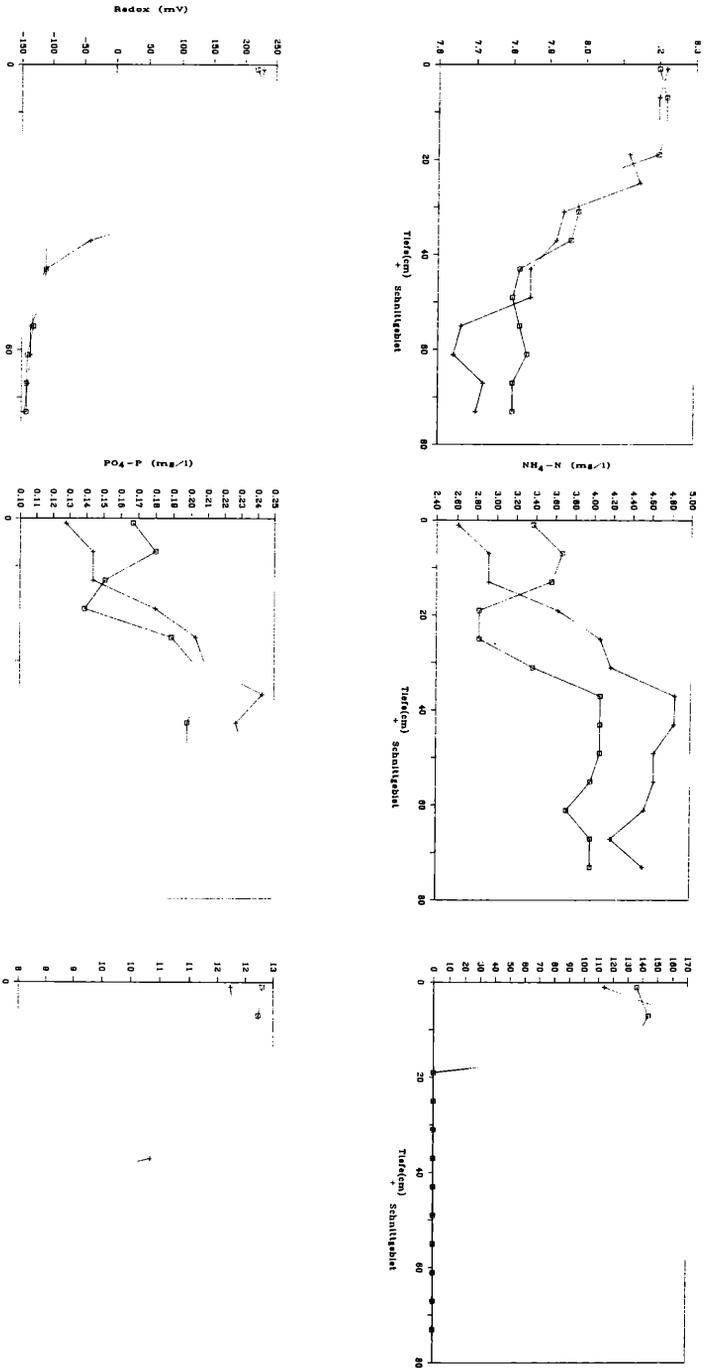


Abb. 27: Vergleich der wichtigsten physikalischen und chemischen Parameter und deren vertikale Verteilung im Schilfgürtel und Schilfschnittgebiet; Illmitz, 200 m vom offenen See entfernt; 17. 8. 1983)
 a. Redoxpotential, b. pH, c. Orthophosphat (PO₄-P), d. Ammonium, e. Sulfid, f. Sulfat.

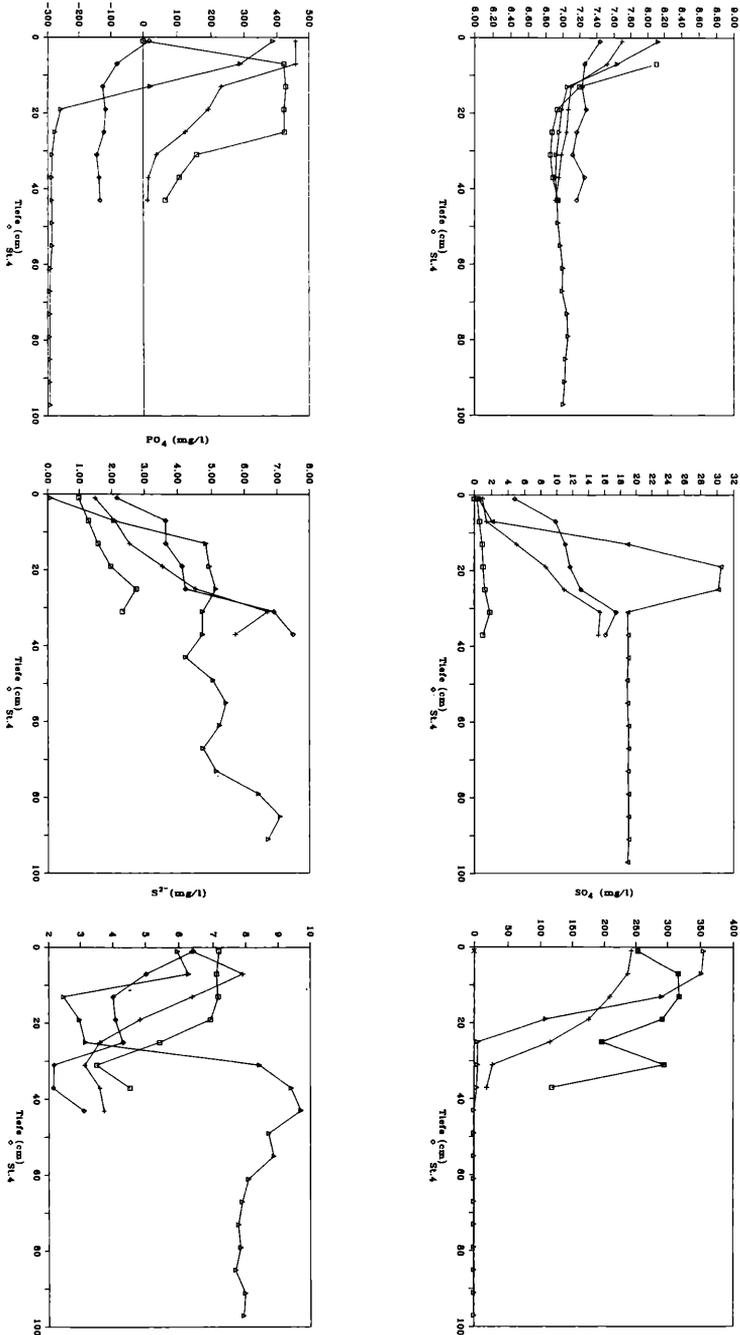


Abb. 28: Vergleich der wichtigsten physikalischen und chemischen Parameter und deren vertikale Verteilung im Winter (Feb. — März 1984) in Arealen mit verbranntem Schilf (Purbach, Steg 4 und Steg 5; 100 m und 800 m vom offenen See entfernt) und intaktem Schilfgürtel (Purbach, Steg 3 und Steg 1; 1,5 km und 3 km vom offenen See entfernt.) a. Redoxpotential, b. pH, c. Orthophosphat (PO₄-P), d. Ammonium, e. Sulfid, f. Sulfat.

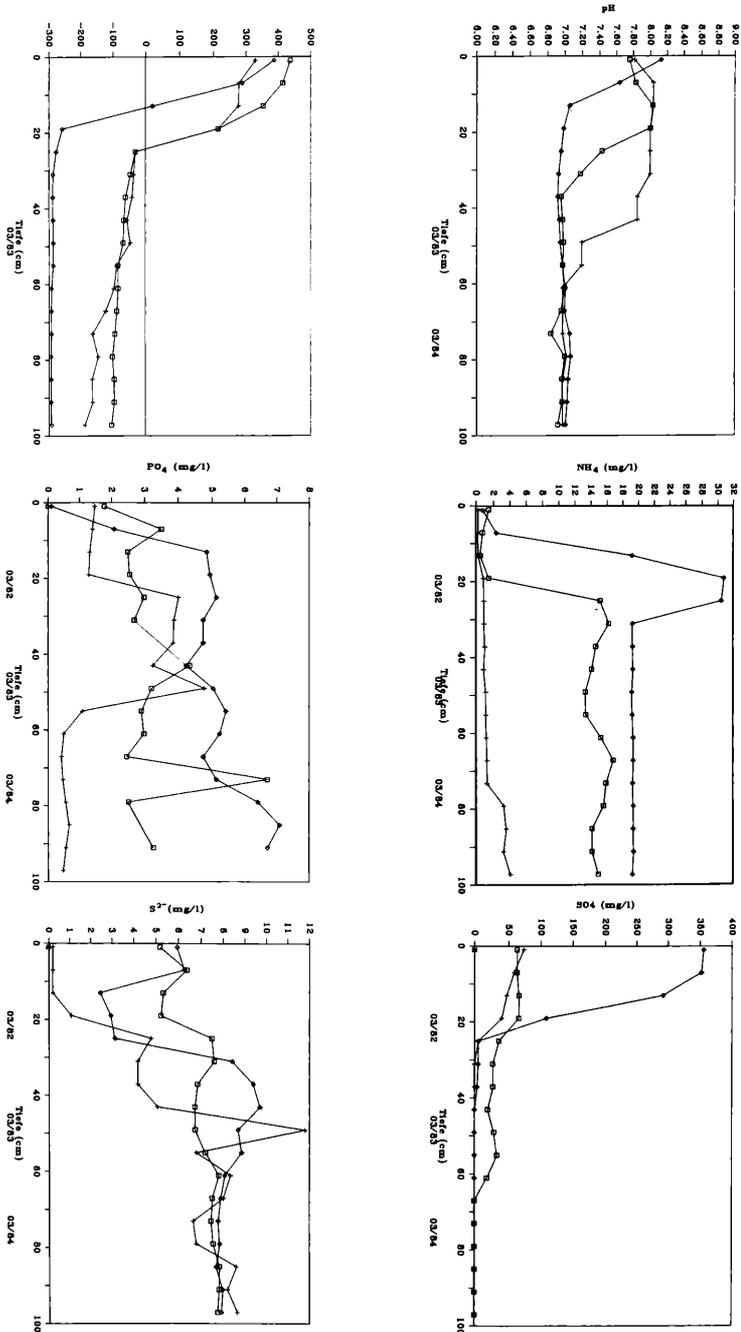


Abb. 29: Vergleich der wichtigsten physikalischen und chemischen Parameter und deren vertikale Verteilung im Schilfgürtel (Purbach, Steg 5; 100 m vom offenen See entfernt: von 1982, 1983 und 1984 unter der Eisdecke). Die Veränderungen der Werte zeigen die Auswirkungen des Schilfbrandes 1984, gegenüber der normalen Situation von 1982 und 1983. a. Redoxpotential, b. pH, c. Orthophosphat (PO₄-P), d. Ammonium, e. Sulfid, f. Sulfat.

In den vorbereitenden Experimenten zur Bestimmung der Isotopengleichgewichtszeit wurden Metallzylinder mit Pflanzen verwendet. Es wurde beobachtet, daß die spezifische Aktivität nach vier Tagen konstant blieb, aber später mit der Zeit zunahm (Tabelle 12). In der anderen Versuchsreihe ohne Pflanzen war die Poolgröße nach 10 Tagen ziemlich stabil. Man sieht, daß sich die Werte nach 10 Tagen nicht signifikant von denen nach 23 Tagen unterscheiden. Daher wurde angenommen, daß für die Routine-Poolgrößen-Bestimmungen eine Gleichgewichtszeit von 2 Wochen ausreicht.

An verschiedenen Meßpunkten entlang des Purbach-Transekts und im Illmitzer Versuchsgebiet wurden die Größen der jeweiligen P-pools ermittelt, um diese Werte mit den durch den Sommerschnitt dem Ökosystem entzogenen P-Mengen zu vergleichen.

Der P-Pool wurde an 10 verschiedenen Stellen im Schilfgürtel bestimmt (Tabelle 13), wobei an jeder Stelle 6 Proben gezogen wurden, um den bei der Berechnung der P-Pool-Größe auftretenden Fehler quantifizieren zu können. Mit einer Ausnahme, bei welcher der P-Pool bei 2000 mg P.m⁻² lag, bewegten sich die Werte bei unterschiedlichen äußeren Bedingungen zwischen 100 und 1000 mg P.m⁻². An zwei Stellen war auch nach zwei Wochen Versuchsdauer kein Isotopen-Gleichgewicht festzustellen, wie sich anhand der für die Pool-Größe berechneten Standardabweichung, die in diesen Fällen das Mittel der Pool-Größen übertrafen, ablesen läßt.

Die P-Poolgrößen zweier verschiedener Gebiete wurden verglichen. Das eine wurde in zwei aufeinanderfolgenden Jahren im Sommer abgeerntet, das andere enthielt nahezu ungestörten Schilfbestand. Es stellte sich heraus, daß der Pool in den abgeernteten Zonen signifikant höher war als in den unberührten (Tabelle 14). Unter Verwendung derselben Technik wurde im Schilfgürtel bei Purbach im Winter die P-Poolgröße bestimmt und ein drastischer Anstieg (20- – 40-fach) beobachtet. Die Resultate sind in Tabelle 14 zusammengefaßt.

4. Diskussion

4.1. Sediment

Im Ablagerungshorizont wird das Material sofort einer frühen Abbauphase unterzogen (Auslaugung, mikrobielle Kolonisation etc.) und weiters kommt es zu einer mechanischen Zerkleinerung durch Wellenschlag, Sedimentumlagerungen und Bioturbulenzen (Tierbewegung). Da nur ein kleiner Teil des Materials gefressen wird, geht der größte Teil in die Detritus-Nahrungskette ein, was ein übliches Phänomen in Feuchtgebieten darstellt (Odum, 1971). Phragmites ist durch den hohen Anteil an Silizium und Zellulose im abgestorbenen Pflanzenmaterial in besonderem Maße unattraktiv für Konsumenten. Die Ausschwemmung von Material aus den geschlossenen Standorten des inneren Schilfgürtels in den offenen See ist wahrscheinlich sehr gering. Bis jetzt ist wenig über die Verweildauer des abgestorbenen Materials in der oberen Schicht (Ablagerungshorizont) bekannt, durch die vorwiegend anaeroben Verhältnisse (siehe 4.2.) muß diese aber lang sein. Die stark verwobene Rhizom-Wurzel-Matte könnte die Funktion eines Siebes für feine Detrituspartikel ausüben. Der Detritus, welcher unter diese zweite Zone gelangt, formt in der Übergangszone schießlich einen organogenen Horizont.

In den landseitigen Schilfgebieten liegt über der Rhizom-Wurzel-Matte ein 30 - 40 cm dicker Ablagerungshorizont, der mehrere Jahre altes Material beinhaltet. In den seeseitig gelegenen Beständen kann der obere Horizont innerhalb der Sedimentationszone 100 - 130 cm dick sein, wobei das abgefallene Pflanzenmaterial immer mit eingeschwemmtem Sedi-

ment aus dem See vermischt ist. Der Unterschied in der Mächtigkeit der Übergangszone (unterhalb der Rhizom-Wurzel-Matte gelegen) ist in beiden Gebieten proportional zu der Durchlässigkeit für Detrituspartikel der Rhizom-Wurzel-Matte. Der geringere Kohlenstoffanteil im seeseitig gelegenen Areal weist darauf hin, daß verglichen mit den landseitigen Standorten, eine bessere Aufarbeitung im Ablagerungshorizont erfolgt. Weiters wird angenommen, daß das aus der Übergangsschicht kommende Material hauptsächlich widerstandsfähige organische Komponenten enthält, da die einfach zu spaltenden Kohlenstoffverbindungen bereits während des Absinkens aus den oberen Horizonten reduziert werden. Die Halmstücke, die in den tieferen Schichten der Zerlegung widerstanden haben, weisen auf obengenannte Überlegungen hin. Die mechanische Zerkleinerung des Materials dürfte durch Wellenschlag und Sedimentablagerung effektiver in den seeseitig gelegenen Gebieten vor sich gehen. Es kann daher angenommen werden, daß Halmstücke an Punkten mit hoher Sedimentationsrate, die physikalisch und seemorphometrisch bedingt ist, direkt vergraben werden. Wie auch immer, die Passage des Materials im Profil bis zur Übergangszone ist vergleichsweise kürzer in den landseitig gelegenen Gebieten, was auch die Ursache für den dort höheren Kohlenstoffgehalt sein dürfte.

Die Zersetzung des abgestorbenen Pflanzenmaterials in überschwemmten Biotopen ist gerade bei anaeroben Verhältnissen sehr gering (PATRIK & REDDY 1975). Die Produkte dieser Zersetzung treten in die Nahrungskette entweder als mikrobielle Biomasse oder als von dieser verwertbare Komponenten ein. Der aquatische Bereich in Sumpfstandorten weist sowohl aerobe, als auch anaerobe Verhältnisse auf. Die oberflächlichen Schichten sind während des Großteils des Jahres aerob, die tiefere Ablagerungszone bleibt aber meistens anaerob. Während der Wachstumsperiode ab März wird sowohl die aerobe, als auch die anaerobe Zone von zahlreichen Adventivwurzeln durchzogen, wobei diese den untergetauchten Halmteilen entspringen. Die Rhizosphäre der Wurzeln stellt eine oxische Umgebung für Respirationsprozesse her, wodurch immer mikro-sauerstoffhaltige Zonen bestehen (auch in großflächig anaeroben Horizonten). Daher unterliegt das abgestorbene Pflanzenmaterial bei seiner Zersetzung abwechselnd aeroben (raschen) und anaeroben (langsamen) Prozessen, die im Detail noch in Kapitel 4.2. besprochen werden.

4.2. Jahresdynamik

Die Ergebnisse deuten darauf hin, daß das untersuchte System stark reduziert war (mit Redoxwerten unter +200 mV bis -300 mV). Die oberflächlichen Wasserschichten der seeseitigen Gebiete waren gewöhnlich weniger reduziert als die der landseitigen. Der „Litter-Sediment-Wasser-Komplex“ zeigte meist negative Redoxwerte (außer in den im Sommer abgeernteten Zonen (siehe 3.2.3. und 4.4.)). Solche geringen Werte wurden sowohl im Sommer während der Austrocknung der Schilffareale als auch im Winter unter Eis landseitig und seeseitig gefunden. Für diese saisonalen Änderungen ist hauptsächlich der hydrologische Charakter verantwortlich. In stehendem Wasser kommt es allmählich zu anaeroben Bedingungen (PONNAMPERUMA 1972), im späten Sommer aber kann ein niedriger Wasserstand zur besseren Durchlüftung der oberen Litterschicht führen und somit den Abbau fördern (R.E. GOOD, C. RICHARDSON, S. WIGHAM, pers. Mitt.). Ein Ansteigen des Wasserspiegels im Schilfbestand durch Regenfälle, Schneeschmelze oder Eindringen von sauerstoffreicherem Wasser aus dem offenen See führte zu einer deutlichen Änderung der Redoxwerte.

Vertikale Profile des Redoxpotentials lassen in geringeren Tiefen höhere negative Redoxwerte erkennen (wahrscheinlich wegen des Fehlens biologischer Aktivität in den alten

Sedimenten ; KUZNETZOV 1970, GOLTERMAN 1975). Meist fiel das Redoxpotential in bestimmten Tiefen (ca. 10 — 20 cm) abrupt ab. MORTIMER (1941) deutete das als Hinweis für den Beginn der Zone mit anaerobem Abbau.

Das Redoxpotential gibt Aufschluß über das elektrochemische Potential oder die Elektronenverfügbarkeit in chemischen und biologischen Systemen (GAMBEL & PATRICK 1978). Mineralisierungsprozesse von organischem Material sind mikrobiell vermittelte Redoxreaktionen, die die Übertragung von organischen Komponenten auf Elektronenakzeptoren beinhalten (die Akzeptoren werden reduziert). Als Elektronenakzeptoren werden hier Sauerstoff, Nitrat, oxidiertes Mangan und Eisen, Sulfat und Kohlendioxid vermutet (FENCHEL & BLACKBURN 1979; SORENSEN et al. 1979). Die Reduktion in Sumpfsediment erfolgt in der Reihenfolge, die durch die Thermodynamik vorausgesagt wird (PONNAMPERUMA 1955, 1972; TURNER & PATRICK 1968). Gleiches ist in eutrophierten Seen beobachtet worden (STUMM & MORGAN 1970). Sauerstoff wird zuerst reduziert; dann folgt Nitrat (zwischen 220 — 340 mV), vierwertiges Mangan (Mn^{4+}) zu zweiwertigem Mangan (Mn^{2+} , besser löslich) bei ungefähr 200 mV. Bis 120 mV ist Fe^{3+} stabil, Sulfatreduktion erfolgt von —75 bis —150 mV. CAPPENBERG (1974) berichtete, daß die maximale Populationsdichte von methanproduzierenden Bakterien zwischen —250 und —300 mV liegt. Allgemein glaubt man, daß zuerst Sulfat zu Sulfid reduziert werden muß, bevor Kohlendioxid oder Bikarbonat zu Methan umgewandelt werden kann.

Im Schilfbestand existiert über und vielleicht auch in den ersten Zentimetern des Litter ein täglicher Zyklus der Sauerstoffproduktion (MWALYOSI & PENALOZA 1981) durch die phototrophen Organismen, ähnlich dem im See beobachteten (JORGENSEN et al. 1979). Ähnliche Gradienten sind in der Phragmites-Rhizosphäre möglich (Tabelle 5 und 6). Hier könnten die Schwankungen in der Sauerstoffversorgung mit dem täglichen Öffnen der Stomata zusammenhängen. Bei solchen Sauerstoffschwankungen ist das Redoxsystem im Sumpf nicht im Gleichgewicht, das gemessene Redoxpotential zeigt nur einen relativen Wert an. Obwohl die Mikroorganismen als Katalysatoren wirken, brauchen die Redoxprozesse eine lange Zeit um das Gleichgewicht zu erreichen. Das erklärt, warum Elektronenakzeptoren wie Nitrat noch bei niedrigen Redoxwerten festgestellt werden (z. B. unter +200 mV).

Im Sommer wurde im Oberflächenwasser (0 — 20 cm) meistens wenig Sauerstoff registriert (manchmal aber auch Konzentrationen nahe dem Sättigungswert), lediglich im Winter gab es Ausnahmesituationen unter der Eisdecke. Im allgemeinen zeigten die seeseitigen Stationen bessere Sauerstoffbedingungen im Profil als die landseitigen (hier wurde der Einfluß von Wasserbewegungen aus dem offenen See deutlich). Die Entwicklung dieses oxidierten oberen Horizontes im Schilfbestand ist abhängig vom Sauerstoffeintrag aus der Atmosphäre, von der Photosynthese durch Algen und andere aquatische Vegetation und vom Sauerstoffverbrauch durch die Mikroorganismen. Auch reine chemische Reaktionen, wie die nicht biotisch katalysierte Oxidation von Sulfid, haben einen Einfluß darauf. Die Diffusion aus der Atmosphäre ist gering; Sauerstoff diffundiert 10.000 mal langsamer durch eine Wasserphase als durch eine Gasphase (GREENWOOD & GOODMAN 1964). Die ungleichmäßige Sauerstoffverteilung in der unteren Wassersäule ist wahrscheinlich durch die oxidierte Rhizosphäre der Phragmiteswurzeln bedingt (die Wurzelbiomasse beträgt ca. 0,4 — 1,2 kg FG/Pflanze). Ähnliches wurde von Reispflanzen berichtet, die sich den Verhältnissen in anaerobem Sumpfsediment angepaßt haben und O_2 in die Wurzelzone transportieren (VAN RAALTE 1941, 1944), und von Spartina-Sümpfen (TEAL & KANWISHER 1966; ANDERSEN 1974).

Die Leitfähigkeit zeigte einen leichten Anstieg mit der Tiefe (Tabellen 3 — 6). Entweder waren die hohen Na^+ und HCO_3^- -Konzentrationen des Grundwassers dafür verantwortlich

oder die Ionenfreisetzung aus der reduzierten Sedimentschicht, bedingt durch die Abnahme ihrer adsorptiven Kapazität bei höheren Redox-Werten. Außerdem werden durch voranschreitende Mineralisation Ionen ins System freigesetzt. Dieser Vorgang könnte bis ins Sapropel reichen (siehe Abb. 1: seeseitig ca. 100 cm und landseitig ca. 50 cm tief).

MORTIMER (1941) deutet darauf hin, daß niedrige Oberflächenleitfähigkeitswerte durch Fällung von Eisensulfid (unter relativen aeroben Bedingungen an der Oberfläche) zustandekommen könnten, da die Bedingungen beinahe neutral oder alkalisch sind. In tieferen Regionen wird die Bildung von FeS durch niedrigere pH-Werte verhindert (STUMM & MORGAN 1970).

In einer Tiefe von 20 — 50 cm (Tabelle 5) wurden im Sommer etwas geringere Leitfähigkeitswerte beobachtet. Das dürfte auf den raschen anaeroben Abbau unter erhöhten Sommertemperaturen zurückzuführen sein. Dadurch könnten andere Elektronendonatoren in der Redoxreihe aufgebraucht werden, und das würde zur Nutzung von Bikarbonationen als Donatoren führen. MWALYOSI & PENALOZA (1981) berichteten von einem Fallen der Alkalinität an derselben Stelle parallel zur Verringerung der Leitfähigkeit, was diese Beobachtung bestätigt (siehe auch CAPPENBERG 1971).

Der im oberen Horizont (bis 20 cm) beobachtete pH reichte von 7,8 — 8,8. Mit zunehmender Tiefe fiel er um eine halbe Einheit. Die pH-Änderungen in den oberen Schichten sind hauptsächlich mit Wasserbewegungen vom See (Seewasser-pH = 8,2 — 8,6) und Photosynthese (Wasserpflanzen und Algen) verbunden. Mangelhafte Versorgung mit Kohlendioxid und Bikarbonat kann die Photosynthese limitieren. Das Wasser schien dagegen aber gut gepuffert zu sein, wie durch die registrierten höheren Alkalinitätswerte bestätigt wurde (10 — 22 mval/l MWALYOSI & PENALOZA 1981; GUNATILAKA, unveröffentlicht).

Die Abnahme des pH hängt wahrscheinlich mit der Anhäufung von Kohlendioxid zusammen, die durch die Atmung aerober Bakterien zustandekommt. Kohlendioxid verringert den pH auch unter sauren Bedingungen (PONNAMPERUMA 1972). BASS BECKING et al. (1960) leiten eine Beziehung zwischen pH und Redox ab. Der pH-Wert beeinflusst das Hydroxid-, Karbonat-, Sulfid-, Phosphat- und Silikatgleichgewicht im Schilfsumpf stark. Diese Gleichgewichte regulieren die Fällung und Lösung von Feststoffen, die Adsorption und Desorption von Ionen, die Konzentrationen von Ionen oder Substanzen (PO_4^{3-} , Al^{3+} , Fe^{2+} , H_2S , HCO_3^-) und undissoziierten organischen Säuren.

Die Dynamik gelöster Nährstoffe im Schilfbestand war saisonabhängig. Die niedrigen Konzentrationen in der Sommerperiode (z. B. Sommer 1982) im Oberflächenwasser waren entweder mit hohem Wasserstand (Verdünnungseffekt) oder mit hoher biologischer Aktivität (Verringerung durch Aufnahme) verbunden. Hohe Nährstoffspiegel wurden im Herbst, bald nach dem Blattfall (durch Leaching), im Winter unter der Eisedecke (anaerobe Bedingungen) oder im Sommer während des Austrocknens (Einengen; z. B. 1981) beobachtet. Die Phosphatverteilung (SRP) im Transekt zeigte das genaue Spiegelbild der Hydrologie und variierte von Jahr zu Jahr (Abb. 2), abhängig von den klimatischen Bedingungen. Die Konzentrationsgradienten von Phosphat waren ähnlich denen in reduzierten Sedimenten (LERMAN 1979; ALLER 1980; BERMAN 1981). Die höchsten Konzentrationen wurden entweder in der Wurzelmatte-region oder an der Oberfläche gefunden. Wieder hing die Verschiebung des Peaks von der Saison oder dem Ort ab. Sowohl im Sommer als auch im Winter wurden die Peaks an den seeseitigen Stationen, wo die Akkumulation von Sedimenten stattfindet, nahe an den oberen Horizont verschoben. Dies zeigte Freisetzungsprozesse unter anaeroben Bedingungen an (EINSELE 1941; MORTIMER 1941, 1942; STUMM & MORGAN 1970). In den landseitigen Gebieten war der Peak im Sommer näher bei der Rhizom-

wurzelmatte, was auf eine höhere Mineralisation hindeutet. Im Herbst näherte sich der Gipfel allmählich dem Oberflächenhorizont. Leaching von neu abgelagertem Litter führte im allgemeinen zu höheren Nährstoff- und Huminsäurekonzentrationen im Schilfgürtel. Ähnlich hohe Phosphatspiegel wurden im Winter, vor dem Verdünnungseffekt durch Schmelzwasser beobachtet. Während der Vegetationsperiode der Pflanzen fielen speziell die SRP-Konzentrationen im oberen Horizont allmählich ab.

An der seeseitigen Station (Steg 5) ist der Seewassereinfluß am größten. Der Ablagerung von organischem und anorganischem Material folgt eine kontinuierliche Homogenisierung. Das führt zu hohen Konzentrationen in der Oberflächenschicht. Die Orthophosphatkonzentrationsprofile zeigten einen Anstieg von 25 — 45 cm Tiefe. Darunter folgte die Konzentration einem asymptotischen Gleichgewicht. Die ziemlich hohe PO_4 -P Konzentration in Tiefen von 25 — 45 cm ist hauptsächlich auf die P-Freisetzung von Sedimenten unter anaeroben Bedingungen zurückzuführen. Es wurde bereits berichtet, daß die Seesedimente eine große adsorbierte P-Fraktion (GUNATILAKA 1982) und eine biologisch verfügbare P-Fraktion haben (GUNATILAKA, in Druck; LÖFFLER & GUNATILAKA, in Druck). LERMAN (1979) bekräftigt, daß eine Fraktion von reaktivem, organischem Material für den Anstieg der Phosphatkonzentration bis in bestimmte Tiefen der Sediment-Wasser-Oberfläche verantwortlich ist. Die günstigeren Sauerstoffbedingungen in den seeseitigen Gebieten führen zu schnellerem Abbau, der zu einer Freisetzung von Phosphat führt. In der Austrocknungsperiode wurden sowohl im Schilfbestand als auch in den schilffreien Flächen (z. B. Aug. 1981) hohe P- PO_4 -Konzentrationen registriert. Wenn die Wasserbedeckung in den offenen Arealen fehlt, kommt es zu einem Anstieg der Bodentemperaturen. Das führt zu hoher metabolischer Aktivität, es kommt dadurch zu höheren Sulfidgehalten (Abb. 3 — 6) und deswegen zu hoher Freisetzung von P- PO_4 im Sediment.

In der gegenwärtigen Studie war Fe^{2+} im Schilfbestand ($r = 0,72$) und in den offenen Flächen ($r = 0,84$) stark mit Sulfid korreliert (z. B. Sommer 1981). Die gleiche Korrelation wurde zwischen Sulfat und Fe^{2+} ($r = 0,21$, bzw. $0,52$) festgestellt. Diese Situation könnte durch die stark reduzierten Bedingungen, bei denen Eisen hauptsächlich mit Sulfid und nicht mit Phosphat eine Bindung eingeht, speziell beim pH des untersuchten Systems, erklärt werden (ANDERSEN 1974). Die Fe^{2+} -Konzentrationen waren, verglichen mit anderen reduzierten Sedimenten (ALLER 1980 a, b, ANDERSEN 1974) relativ gering. Es ist gut bekannt, daß eine Reduktion von Fe (III) zu Fe (II) an der Sedimentoberfläche zu Lösung von Eisen und Phosphat führt (MORTIMER 1941, 1942; TESSENOW 1972; ANDERSEN 1974; SYERS et al. 1973). Wenn das Redoxpotential in den obersten Zentimetern des Sediments verringert ist, findet eine Freisetzung von Fe (II) und Phosphat statt, auch wenn das darüberbefindliche Wasser aerob ist (TESSENOW 1972).

Andere Faktoren, die eine Rolle bei der Phosphatfreisetzung im Sumpf haben, sind Temperatur und pH. Die Temperatur spielt dabei nach ANDERSEN (1974) eine indirekte Rolle. Wie oben angedeutet führen erhöhte Temperaturen zu verstärkter biologischer Aktivität (Mineralisation), und somit wird organisch gebundenes Phosphat freigesetzt. Der Gesamteffekt des pH auf das PO_4 bei hohen Werten beruht auf der unterschiedlichen Oberflächenbelastung mit Kolloiden und Tonpartikeln (SYERS et al. 1973; EDZWALD 1974).

Die festgestellten Nitritkonzentrationen waren im allgemeinen gering. Sie wurden als die instabile Komponente angesehen. Besonders unter solchen reduzierten Bedingungen, bei denen Nitrit wahrscheinlich in Ammonium umgewandelt wird. Nitrat wurde das ganze Jahr hindurch in niedrigen Konzentrationen gemessen, wenigstens im oberen Horizont. Im Frühling wurden im Schilfbestand geringfügig höhere Nitratwerte beobachtet, im Winter wurden nur Spuren gefunden. In den offenen Flächen waren die Verhältnisse ähnlich. Im Schilfgürtel

wurde Nitrat manchmal im ganzen Profil entdeckt. Die Oxidation in der Rhizosphäre der Phragmitespflanzen könnte die Gegenwart von Nitrat trotz der herrschenden anaeroben Bedingungen erklären. Es wurde für *Zostera marina* gezeigt, daß durch den Oxidationseffekt der Wurzeln höhere Nitrifikationsraten auftraten, als in vegetationslosen Sedimenten (IZUMI et al. 1980). Die Fähigkeit, das umgebende Sediment zu oxidieren, wurde für mehrere Arten aquatischer Makrophyten beschrieben (ARMSTRONG 1964; TEAL & KANWISHER 1966). ANDERSEN (1981) verglich die Sauerstoffrespiration mit der Nitratrespiration und fand, daß letztere parallel mit der Nitratkonzentration verlief. ANDERSEN (1982) deutete darauf hin, daß im Sediment um die Phragmitewurzeln und -rhizome wegen deren oxidativer Kapazität ein interner Stickstoffzyklus existieren kann.

FENCHEL & BLACKBURN (1979) geben Denitrifikationsraten im Bereich von 2,8 – 50 mg m⁻².Tag⁻¹ für Seen an, ANDERSEN von 55 mg N.M.⁻².Tag⁻¹ für einen dänischen Phragmitessumpf. Nach NIXON (1980) sind die Denitrifikationsraten so langsam, daß dieser Prozeß beim Abbau nicht signifikant sein kann. Es würde zu einer Respirationrate von 10 g C.m⁻².Jahr⁻¹ oder weniger führen.

Im Schilfbestand wurde eine hohe Akkumulation von Ammonium im Jahresverlauf beobachtet. Eine Berücksichtigung der Stickstoffbeziehung zeigt, daß die Ammoniumproduktion viel höher war als das Nitratäquivalent. Das verringert die Bedeutung der Denitrifikation oder dissimilatorischen Nitratreduktion beträchtlich. Es kann deshalb vermutet werden, daß Ammonium hauptsächlich ein direktes Produkt des Abbaues von organischem Material ist. Die Akkumulation von Ammonium in Tiefen zwischen 20 und 60 cm zeigt weiters die Lage des Bereiches des intensiven Abbaues. Seeseitig liegt diese Zone tiefer. Es wurde beobachtet, daß es in den offenen Sumpfstellen relativ mehr Ammonium gab als im Schilfbestand, was auf höhere biologische Aktivität in den Schilfzonen hindeutet. Der Litterabbau in den offenen Flächen ist offensichtlich weiter fortgeschritten.

Assimilation von anaeroben Bakterien kann zur Anreicherung von Ammonium im Sediment führen, und die Reaktion durch Kationenaustauschprozesse übersteigen. Das mag zum hohen Ammoniumspiegel im Interstitialwasser führen. Im oxidierten Oberflächensediment wird Ammonium rasch durch chemoautotrophe Bakterien zuerst zu Nitrat, dann zu Nitrit, oxidiert (Purpurbakterien: *Rhodospseudomonas* ist reichlich vorhanden). Durch die Ammoniumoxidation und die damit verbundene Abnahme in der Oberflächenschicht kann darunter befindliches Ammonium durch Diffusion mobilisiert werden (infolge des entstandenen Konzentrationsgradienten) und über die Redoxkline in den oxidierten Oberflächehorizont transportiert werden. Sulfid wurde hauptsächlich in der oberen Schicht des Profiles gefunden, und wird durch das aus dem offenen See einströmende Wasser beeinflusst. In seeseitigen Gebieten wurden höhere Sulfatkonzentrationen gemessen als in den landseitigen. Unter anaeroben Bedingungen ist FeS₂ das wesentliche Endprodukt der dissimilatorischen Sulfatreduktion. Es wird angenommen, daß die von reduzierten S-Komponenten verfügbare Energie die chemoautotrophe Produktion im Sediment beträchtlich fördert, wodurch ein Mechanismus für den potentiellen Energietransfer vom dekompostierenden Litter zu zahlreichen Nahrungsketten gegeben ist.

Im untersuchten System war Sulfid immer in geringen Konzentrationen nahe der Oberfläche und in hohen Konzentrationen in tieferen Schichten vorhanden. Diese Art der Verteilung ist für reduzierte, anaerobe Sedimente typisch (LERMAN 1979; ALLER 1980 a, b; BERNER 1980). Die Konzentration von Sulfid ist üblicherweise bei St. 1 nahe dem Land niedrig, nimmt gegen den offenen See hin kontinuierlich zu, um bei der seeseitigen Station 5 relativ hohe Konzentrationen zu erreichen, was mit der Sulfatverteilung übereinstimmt.

Das Sulfid könnte einerseits Produkt des Abbaues von organischer Substanz sein (KUZNETSOV 1970; PONNAMPERUMA 1972; WETZEL 1975) oder aber aus der Reduktion verfügbaren Sulfats (biologische Aktivität) in den Sedimenten entstanden sein (KUZNETSOV 1970). Die Tendenz der Sulfatkonzentration bestätigt, daß der wesentliche Teil der Sulfidkonzentration in den untersten Schichten aus der Reduktion des Sulfates stammt. Das Hauptprodukt der anaeroben Umwandlung von S ist H_2S , welches hauptsächlich aus der Sulfatreduktion stammt (POSTGATE 1968).

Die Korrelation zwischen Sulfat- und Sulfidverteilung wies im Sommer 1981 für Schilfgebiete einen Korrelationskoeffizienten von 0.86, in offenen Gebieten einen von 0.54 auf. Allerdings traten in Schilfbeständen höhere Sulfidkonzentrationen auf. Während der sommerlichen Austrocknung kamen die oberen Schichten mit Luft in Berührung, die Sauerstoffbedingungen im ganzen System verbesserten sich, wodurch die Dissimilation von Proteinen, Aminosäuren und anderen organischen Komponenten verhindert wurde. Die Ungleichheit im Verhältnis S_2 zu SO_4 zeigt deutlich, daß in den oberflächlichen Schichten die Sulfide nicht nur von Sulfaten kommen.

Im Gegensatz dazu ist in manchen Seen die Menge an Sulfat so klein, daß der Abbau von organischem Material nicht durch Sulfatreduktion erklärt werden kann (WINFREY & ZEIKUS, 1977). Allerdings erweisen sich die im Neusiedler See geschätzten Sulfatkonzentrationen als groß genug, um zumindest einen Teil des Abbaus zu bewältigen. Für den Great Sippewissett Marsh schätzten HOWARD und TEAL (1979) Sulfatreduktionsraten zwischen 0.5 und 10 $g.m^{-2}.Tag^{-1}$, was die höchste heterotrophe mikrobielle Aktivität darstellt (HOWARTH & HOBBIE 1981).

4.3. Einfluß des Grünschnittes auf die Nährstoffdynamik

Am Neusiedler See hat die als Winterschnitt durchgeführte mechanische Schilfernte eine lange Tradition: die Eisdecke ermöglicht den Einsatz selbst mittelgroßer Erntemaschinen und schützt gleichzeitig die unterirdischen Organe des Schilfrohres vor Verletzungen. Um im Neusiedler See die maximale Schilfbiomasse pro Flächeneinheit (siehe SIEGHARDT 1982) zu erhalten, müßte die Ernte im August erfolgen. Allerdings kann die Biologie des Schilfes bei Erntemaßnahmen nicht unberücksichtigt bleiben (GRANÉLI 1984); einige der mit dem Grünschnitt verbundenen Probleme werden bei GUNATILAKA (1983 b) erörtert.

Die maschinelle Ernte ermöglicht ein Management der littoralen Makrophyten samt Aufwuchs und bringt grundlegende Informationen über die Auswirkungen einer der Hauptmethoden des Seenmanagements auf die Umwelt (CARPENTER 1977). Die limnologischen Folgen der großflächigen Entfernung von Schilf aus dem Ökosystem sind also aus theoretischen und angewandten Gesichtspunkten von höchstem Interesse. Mögliche Auswirkungen des Schilfschnittes könnte man in drei Kategorien einteilen:

1. Physikalische und chemische Auswirkungen:

Direkt mit dem Schnittvorgang verbundene Veränderungen, die auf rein abiotischen Prozessen beruhen.

2. Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften:

Diese beziehen Veränderungen in der Artenzusammensetzung ein, die entweder durch den Erntevorgang oder durch die physikalischen und chemischen Änderungen verursacht werden.

3. Auswirkungen auf das Ökosystem:

Diese ergeben sich aus dem Zusammenwirken der unter 1 und 2 genannten Prozesse und beinhalten Veränderungen im Nährstoffkreislauf und Metabolismus. Durch Austauschvorgänge mit dem offenen See könnten größere Mengen an Nährstoffen aus dem Schilfgürtel gelangen. Das könnte im Sommer zu schlimmen Eutrophierungserscheinungen führen.

4.3.1. Auswirkungen auf physikalische und chemische Parameter

Hierunter fallen sowohl Kurzzeit- als auch Langzeitwirkungen. Allgemein läßt sich feststellen, daß die Kurzzeitwirkungen mit einer mechanischen Störung des Sedimentes und der abgelagerten Pflanzenmasse des Schilfbestandes verbunden sind (Tabelle 9). Langzeitwirkungen des Grünschnittes können Wochen oder Monate dauern oder in periodischen Abständen durch intensive Runoffs oder heftige Stürme in Form veränderter chemischer Bedingungen sichtbar werden (Abb. 18 — 20, 22, 24, 26, 27).

Mit dem Schnittvorgang einhergehende Störungen:

Der maschinelle Schilfschnitt kann die oberste Sedimentschicht, den darauf abgelagerten Detritus samt Aufwuchs und die gelösten organischen Substanzen aufwirbeln und so zu erhöhten Konzentrationen an partikulären und gelösten Nährstoffen (Tabelle 9) und organischen Substanzen in Schilf- und Seewasser führen. Im Neusiedler See können diese Auswirkungen aus dreierlei Gründen bedeutend sein:

1. Sedimente, die reich an P sind, können, wenn sie aufgewirbelt werden, den P leicht wieder in Lösung bringen. Konzentrationsänderungen, die bei Orthophosphat und gelöstem Phosphat während der Ernte beobachtet wurden, zeigen den starken Einfluß der mechanisch bedingten Resuspension von Sediment und Litter aus der anaeroben Zone auf die P-dynamik (Tabelle 9, die Orthophosphatkonzentrationen fielen von 641 auf 47 $\mu\text{g/l}$; gelöster P stieg von 311 auf 2517 $\mu\text{g/l}$). Ob die Resuspension dem Wasser Nährstoffe durch Desorption zuführt oder sie durch Adsorption entfernt, hängt von verschiedenen chemischen Eigenschaften der Sedimente und ihren Wechselwirkungen mit dem Seewasser ab (FITZGERALD 1970; STUMM & MORGAN 1970; LEAN et al. 1975; GUNATILAKA 1982). Der Anstieg des gelösten P ergab sich durch Auslaugung organischen Phosphats aus dem in Abbau befindlichen Litter. Ähnliche Änderungen zeigten sich im N-pool.

2. Im Schilfgürtel herrscht ein unebener, weicher Untergrund vor, der die gleichmäßige Bewegung der Schnittmaschine behindert. Unseren Beobachtungen aus den Jahren 1981 und 1982 zufolge, wurde der Schlamm bis in eine Tiefe von 50 cm aufgewirbelt, an manchen Stellen verwandelte sich das Schilfwasser in eine Schlammbrühe. Die für die Ernte verwendeten Maschinen sollen angeblich einen Druck von 50 bis 100 $\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$ ausüben, höchstwahrscheinlich auf ebenem Untergrund.

3. Große Bedeutung kommt in der Nährstoff-Dynamik des Neusiedler Sees dem Wind zu, es kann daher zu starkem Austrag aus den Schilfschnitt-Gebieten in den offenen See kommen (Abb. 8, 18 — 24).

Der Sommerschnitt von Wasserpflanzen dient der Kontrolle unerwünschter Arten. Das Abernten der oberirdischen Biomasse behindert die Produktion des nächsten Jahres, was schließlich zum Erlöschen des Bestandes führt (HUSAK 1978) und zwar auf Grund der Verhinderung der Speicherung von Nährstoffen und Kohlehydraten in den Rhizomen (GRANÉLI, in Druck; GRANÉLI 1984). Schilf reagiert empfindlich auf eine Störung seiner unterirdischen Biomasse. Die Verbreitung erfolgt hauptsächlich vegetativ durch das Rhizom, da Samen hier keine optimalen Wuchsbedingungen vorfinden (VALK 1981).

4.3.2. *Physikalische und chemische Langzeitwirkungen*

Mögliche Langzeitwirkungen des Grünschnittes auf physikalische und chemische Parameter sind mit der Bedeutung des Schilfrohres als Quelle von partikulären und gelösten Substanzen und seinem stabilisierenden Einfluß auf die Littoralsedimente verbunden. Die Entfernung des Schilfrohres vergrößert die Exposition der obersten Sedimentschicht gegenüber Wind und Wellen und dadurch kommt es zum Aufwirbeln der Sedimente mit erhöhter Trübebildung. Die Auswirkungen auf die Konzentrationen der gelösten Substanzen lassen sich hingegen weniger gut vorhersagen. Ob über den Vorgang des Aufwirbelns verstärkt Nährstoffe in Lösung gehen oder dem Wasser durch Adsorption und anschließende Sedimentation entzogen werden, hängt von den spezifischen chemischen Wechselwirkungen zwischen Sediment und Wasser ab. Änderungen in der Verfügbarkeit der im Sediment gebundenen Nährstoffe könnten zu Veränderungen in der Littoralvegetation führen, die sich wieder auf den Nährstoffzug durch den Grünschnitt auswirken würden. Eine seeseitige Ernte könnte mechanische Schäden an Schilfbeständen durch Wellenschlag und Treibgut verursachen (KRISCH et al. 1979; ALIZAI & McMANUS 1980). Ein Hauptgrund für den sowohl 1981 als auch 1982 beobachteten Rückgang der Nährstoffkonzentration (Abb. 7, Abb. 18 — 20) war höchstwahrscheinlich der Austausch mit dem offenen See. Da der Widerstand gegen Wasserbewegung reduziert wurde, konnte der Südwestwind Wasser tiefer in den Schilfgürtel hinaustreiben. Trotzdem kann für 1982 ein Verdünnungseffekt durch verstärkte Regenfälle (Abb. 2) nicht ausgeschlossen werden. Die Phosphatwerte fielen in den oberen 50 cm des Profils fast auf Null und Ammonium zeigte einen ähnlichen Abfall (Abb. 18 — 20). Diese Situation dauerte bis zum Winter.

Der Nährstoffpool der Sedimente wird immer wieder über verschiedene Mechanismen ergänzt, ein Auslaugen der Sedimente ist daher unwahrscheinlich. Veränderungen in der Nährstoffdynamik der Sedimente können aber zu merkbaren Effekten auf die Makrophytengesellschaft und andere biotische Charakteristika des Sees führen.

4.3.3. *Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften des Sees*

Alle Effekte des Grünschnittes wirken sich letzten Endes auf die Lebensgemeinschaften aus. Sie beeinflussen u. a. Phytoplanktonkonzentrationen, Trübe, Makrophytendichten und den Zustand der Fischpopulationen. Physikalische und chemische Veränderungen oder Änderungen in der Habitatverfügbarkeit (Verlust von Substrat für Epibiota, Verlust an Deckung und Laichplätzen für Fische und Nistplätze für Vögel, steigendes Platzangebot für Phytoplankton und Zooplankton) können zu Artenverschiebungen innerhalb der jeweiligen Lebensgemeinschaften führen. Diese primären Auswirkungen können die kompetitiven Beziehungen und Räuber-Beute Wechselwirkungen beeinflussen und letztendlich die Gesamtstruktur der Lebensgemeinschaften im Neusiedler See verändern.

4.3.3.1. *Auswirkungen auf autotrophe Organismen*

Zu den wichtigsten autotrophen Gruppen im Schilfgürtel gehören die vaskulären Pflanzen (*Utricularia*, *Lemna*, *Ceratophyllum*), filamentöse Algen (*Spirogyra*, *Oedogonium*, *Mougeotia*, *Cladophora*), Phytoplankton und photosynthetisch aktive Bakterien, die in großer Zahl vorhanden sind. Änderungen im Metabolismus der autotrophen Gesellschaft als Folgewirkung des Grünschnittes haben den pH um eine Einheit und das Redox-Potential bis zu

300 Einheiten verschoben (Abb. 18 — 20). In manchen Fällen führt eine pH-Änderung dieser Größenordnung bereits zu Verschiebungen der relativen Konzentrationen von einigen anorganischen, gelösten Kohlenstoffverbindungen und von Orthophosphat. Unter bestimmten Bedingungen kann eine pH-Verschiebung die Photosynthese (GOULDER 1969; WETZEL 1975; GOLTERMAN 1975) und die Phosphataufnahme beeinflussen (LIJKLEMA 1977; LIJKLEMA et al. 1979; GUNATILAKA 1982). Der Anstieg des Redox-Potentials von -100 auf $+300$ zeigt eine Sauerstoff-Anreicherung in der Wassersäule an. Dies könnte negative Auswirkungen auf die Nährstoffverfügbarkeit haben, wenn Orthophosphat dem System als unlösliches Eisenphosphat entzogen wird.

4.3.3.2. Submerse und schwimmende Makrophyten

Submerse und schwimmende Makrophyten werden meist vom Licht her limitiert. Der Grünschnitt beseitigt diese Begrenzung, einer ungehinderten Vermehrung steht nichts mehr im Wege. Bei vielen aquatischen Angiospermen herrscht die vegetative Fortpflanzung vor, durch Festhaften mit Hilfe der Adventivwurzeln bilden sich regelrechte Pflanzenteppiche. Die im Jahr 1982 nach dem Grünschnitt beobachtete Verarmung der oberen Wasserschichten an Nährstoffen wurde in erster Linie durch das explosive Wachstum von *Utricularia vulgaris* und *Lemna trisulca* hervorgerufen.

4.3.3.3. Algen

In Gebieten mit hoher Schilfröhrichte ist das Licht während des Sommers ein limitierender Faktor für das Phytoplanktonwachstum, nur 10 % der eingestrahelten Sonnenenergie erreichen die Wasseroberfläche. Die extremen chemischen Verhältnisse und der niedrige Sauerstoffgehalt tragen dazu bei, daß sich nur die widerstandsfähigen Algenarten behaupten können, vor allem Bacillariophyceae (Diatomeen), gefolgt von den mosaikartig verteilten Blaualgen. Unsere Beobachtungen nach dem Grünschnitt letzten Jahres zeigten, daß die filamentösen Algen überhandnehmen und ausgedehnte Algenblüten auftreten. Teilweise lassen sich diese Phänomene durch die Fähigkeit der filamentösen Algen zur vegetativen Fortpflanzung und raschen Kolonisierung neuer Gebiete durch Bildung von treibenden Filamenten erklären.

Unter optimalen Lichtbedingungen und bei ausreichendem Angebot an Nährstoffen etablierten sie sich in kurzer Zeit in den Schilfschnittgebieten. *Spirogyra*, *Mougeotia* und *Oscillatoria* waren die vorherrschenden Arten, vor allem *Spirogyra* und *Mougeotia* bildeten dichte Algenteppiche.

Die Photosynthese der Algen und submersen Makrophyten reicherte den Wasserkörper mit Sauerstoff an, die Algen wuchsen z. T. so stark, daß in den oberen 50 cm der Wassersäule weder Orthophosphat noch Ammonium festzustellen waren (Abb. 18 — 20). Der durch die kühleren Temperaturen verursachte Zusammenbruch der Algenblüten führte zu einem plötzlichen Anfall großer Mengen abzubauenender Biomasse. Das führte zu Sauerstoffzehrung, im weiteren zu stark anoxischen Bedingungen und damit verbunden zu einer Anreicherung des Wasserkörpers mit Nährstoffen und gelösten organischen Verbindungen.

4.3.3.4. Stickstoff-Fixierung

Mikrobielle Organismen nehmen eine bedeutende Stellung im N-Kreislauf des Schilfgürtels ein. Es gibt zwar in Schilfgebieten genügend N, der Hauptanteil dürfte aber in refraktären Verbindungen vorliegen. Ein Indiz dafür ist das Vorkommen fakultativ phototropher N-Fixierer wie *Rhodospseudomonas*, *Rhodospirillum*. Über die Ökologie der Bakterien im Schilfgürtel ist jedoch kaum etwas bekannt. Der Grünschnitt ermöglicht den N-Fixierern optimale Licht- und Temperaturbedingungen. In Anwesenheit ausreichender Mengen gelöster organischer Verbindungen liegt die N-Fixierungskapazität bei 50 — 100 mg N.m⁻². Tag⁻¹. Als weitere mögliche N-Kompetitoren bieten sich Blaualgen an. Letztes Jahr tauchte *Oscillatoria* in den Schnittgebieten auf. Einige *Oscillatoria*-Arten wie *O.agardhii* sind für ihre Fähigkeit bekannt atmosphärischen Stickstoff zu binden. Insgesamt betrachtet kann es daher zu einer starken Anreicherung und nachfolgender Zirkulation von leicht verfügbarem N kommen. Infolge des sinkenden Wasserspiegels während der sommerlichen Trockenheit traten Adventivwurzeln aus dem Wasser, die dann von einer größeren Menge Blaualgen besiedelt wurden. Zwei aus Schilfbeständen isolierte Nostocarten zeigten bei Versuchen mit markiertem Stickstoff (¹⁵N) im Vergleich zu *Chlamydomonas*, einer nicht stickstofffixierenden Alge, hohe N-Fixierungsraten (85 — 90 %).

4.3.3.5. Auswirkungen auf das Ökosystem

Phragmites spielt eine Reihe struktureller, chemischer und biotischer Rollen im Neusiedler See, die möglichen Auswirkungen des Grünschnittes sind daher vielfältig. Einige dieser Auswirkungen sind mehr oder weniger direkt räumlich und zeitlich mit der durch den Schnittvorgang verursachten Störung verbunden. Dies gilt insbesondere für das Nachwachsen des Schilfrohres, die Artenzusammensetzung des Pflanzenaufwuchses und die Kurzzeitveränderungen bestimmter chemischer Parameter im Wasser des Schilfgürtels.

Andere mögliche Auswirkungen des Grünschnittes sind indirekter Natur, sie sind über mehrere Glieder in einer Kette von Wechselwirkungen damit verbunden. Als Beispiele seien hier die verstärkte N-Fixierung in den Grünschnittgebieten bzw. die Erosion dieser Gebiete durch Wellenbewegungen angegeben. Die wichtigsten Glieder dieser Kette sind wohl die Nährstoffkreisläufe und die Trophie-Dynamik, die selbst wieder voneinander abhängig sind, eine Tatsache, die die Situation noch weiter verkompliziert. Die Informationen über die Auswirkungen des Grünschnittes, die uns bis jetzt zur Verfügung stehen, sind zwar noch begrenzt, dennoch läßt sich auf Grund der experimentellen Resultate zeigen, daß es zu keiner plötzlichen P-Anreicherung im Wasser kommt. Die oberste Sedimentschicht ist imstande, große Mengen gelösten Orthophosphates zu adsorbieren. Das Gleiche gilt auch für Ammonium (siehe MÜHLHAUSER 1982).

4.4. Schilfschnitt als Management-Technik

Eine Ernte während des Sommers oder auch im Frühjahr wirft folgende Probleme auf:

1. Die Entfernung von oberirdischer Biomasse verringert die Rückführung von photosynthetisch entstandenen Kohlehydraten (KREJCI 1974, GRANÉLI et al. 1983, WALLSTEN 1983) und pflanzlichen Nährstoffen (BJÖRK 1967, GRANÉLI 1981, 1984) ins Rhizom.

2. Bei einem Halmschnitt unterhalb der Wasseroberfläche verschlechtert sich der Zustand des Schilfbestandes (DYKYJOVA & HUSAK, 1973; HUSAK 1970, 1973; WALLSTEN 1984) wahrscheinlich wegen einer Verrottung des Rhizoms.

3. Erntemaschinen zerstören die Rhizome für die nächste Generation von Schösslingen, die im Juli auftauchen (GRANÉLI 1984; WALLSTEN 1983).

4. Während der natürlichen Wachstumsperiode müssen naturschützerische Gesichtspunkte wie Vogelbrutgebiete berücksichtigt werden. Bei der Winterernte hingegen treten keine schwerwiegenden Störungen der Umwelt auf (siehe GRÜLL 1983).

GRANÉLI (1984) berichtet von einem Sinken der SRP-Konzentrationen im Takensee (Südschweden) in Gebieten mit Winterschnitt. Nach EKSTAM & BENGTSSON (1983) steigt der Sauerstoffgehalt bei einem entsprechenden Abfallen der Schwefelwasserstoff- und Ammoniumkonzentrationen. Der Winterschnitt bringt einige Vorteile, die bei GRANÉLI (1984, GRANÉLI in Druck) diskutiert werden. Er berichtet, daß bei einem Winterschnitt über Eis (es genügt eine 25 cm dicke Eisschicht für schwere Erntemaschinen) das vollständige Nachwachsen des Schilfes auch bei einer jährlichen Ernte über Jahre gesichert ist. Offensichtlich wird dem Rhizom und den Überwinterungsknospen kein Schaden zugefügt. Trotzdem zeigt sich im ungarischen Teil des Neusiedler Sees (ca. 70 km²; PANONHALMI, pers. Mitt.), der regelmäßig im Winter geschnitten wird, eine Verschlechterung in Größe und Vitalität der Pflanzen. Dies könnte an dem regelmäßigen Einsatz der Erntemaschinen auch bei fehlender Eisdecke (TAKATS pers. Mitt.) liegen, der möglicherweise Rhizome und Überwinterungsknospen schädigt.

Andere Auswirkungen des Winterschnittes sind die Änderungen der mikroklimatischen Situation im Frühjahr (HUSAK 1978, MOOK & TROON 1982, GRANÉLI 1984 a, b), die das Schilfwachstum fördern oder das Verrotten von Rhizomen, wenn die Verbindung zur Atmosphäre unterbrochen wird (SALE & WETZEL). Laut WEISSER (1970) treten bei einem Schnitt an oder 4 — 6 cm unter der Eisdecke die größten und bei einem Schnitt 20 cm über dem Eis fast keine Schäden auf. Als Grund gibt er das Eindringen von Wasser in die Schilfsümpfe an, das zu einem Austritt der Luft aus dem Rhizom und wahrscheinlich dadurch zu dessen Verrottung führt. Er empfiehlt einen Schnitt an der Eisoberfläche als Mittel zur Schilfbekämpfung.

Andere Auswirkungen bestehen in der Ausrottung von solchen Insekten, deren Larven in toten Schilfhalmern überwintern (TOORN & MOOK 1982; MOOK & TOORN 1982) und Pilzen, die die Schilfoberfläche besiedeln (DURSKA 1970). Positive Auswirkungen auf phänologische sowie Struktur- und Produktionsverhältnisse von *Phragmites* werden bei HASLAM (1969), HUSAK (1978), TOORN & MOOK (1975) und GRANÉLI (1984 a) diskutiert.

4.5. Mögliche Gründe für die Entstehung schilffreier Flächen

Wo *Phragmites* fehlte, waren die offenen Flächen von anderen Wasserpflanzen bewachsen. Die dominante Art war *Utricularia vulgaris*. Purpurbakterien (*Rhodospseudomonas* sp.) bildeten eine dünne Schicht (hell, violett) auf untergetauchtem Litter. Eine spärlich, gemischte Vegetation von emergenten Makrophyten wurde in der Grenzzone gefunden (z. B. Steg 1: *Typha latifolia*, *Scirpus*, *Bulboschoenus* und *Carex*).

Das Vorhandensein von freien Arealen im Schilfgürtel ist problematisch. Das Verschwinden von Schilf am Zürichsee, Bodensee und vielen anderen aquatischen Biotopen in Europa und dessen negative Auswirkungen sind in der Literatur gut belegt. Über die

Ausbreitung solcher Flächen im Schilfbestand des Neusiedler Sees ist sehr wenig bekannt. Viele Faktoren können bei ihrer Entstehung zusammenwirken. Durchgeführte Nährstoffanalysen zeigen, daß der N-, P- und C-Gehalt identisch mit dem gesunder Schilfgebiete ist. Im Spätsommer 1981 zeigten die oberen Schichten Anzeichen von Oxidation (geringere Redox-Werte; Tabellen 2 — 5 und Fig. 3 — 6) im Gegensatz zu schilfbewachsenen Zonen.

Die Faktoren, die das Verschwinden von Schilf beeinflussen, sind: 1. Menschliche Belastungen, 2. Sedimentablagerungen, 3. Allelopathische Effekte (SCHRÖDER, pers. Mitt.).

Ein Hauptproblem ist die Verwendung von schweren Schilferntemaschinen, die eventuell Rhizome und neue Sprosse zerstören (besonders wenn die Eisschicht dünn ist). Bei Steg 1 und dem Gebiet zwischen Steg 2 und 3 sind die Folgen des Einsatzes von Schilfschneidemaschinen deutlich zu sehen. Hier haben sich die Einfahrstellen der Maschinen zu schilffreien Zonen entwickelt. Bohrkern aus diesem Gebiet zeigen eine Verdünnung der Rhizom-Wurzelmattenregion (Abbau?) und das Fehlen lebender Rhizome.

Es wurde beobachtet, daß die offenen Flächen als Sedimentfallen dienen (für Sediment, daß durch das Kanalnetzwerk aus dem See gebracht wird). Wenn die Ablagerungsraten hoch sind, geht das Zusedimentieren der Rhizome schneller vor sich. Unter andauernden anaeroben Bedingungen ist ihr Überleben zweifelhaft.

Während der Austrocknung im Sommer wurden sowohl in den schilffreien Flächen als auch im Schilfbestand hohe Sulfidspiegel gemessen. Elementarer Schwefel ist erst kürzlich mit Allelopathie in Beziehung gebracht worden (WIUM-ANDERSEN et al. 1982, 1983). In der Austrocknungsperiode wurde in den offenen Flächen in einigen Fällen die Abscheidung von elementarem Schwefel an der Oberfläche, in Form von gelbem Schaum, festgestellt. Von *Ceratophyllum demersum* isolierter elementarer Schwefel wird als mögliche allelopathische Komponente betrachtet (WIUM-ANDERSEN et al. 1983). ANTHONI et al. (1980) extrahierten biologisch aktive Schwefelkomponenten von *Chara globularis* und z. B. Dithiolan und Trithian von Charales. Diese Substanzen zeigten allelopathische Effekte auf Phytoplankton (WIUM-ANDERSEN et al. 1982). ANTHONI et al. (1980) bestätigten außerdem frühere Publikationen über allelopathische Wechselwirkung zwischen *C. demersum* und einigen Blaualgen.

Die allelopathischen Effekte von Helophyten (BONASERA et al. 1979) und Sumpfböden (RICE 1974) wurden ebenfalls festgestellt. NEMANN & MILLER (1977) und BHOWMIK & DOLL (1984) zeigten, daß Allelopathie die Nährstoffaufnahme beeinflussen kann. In einigen Studien wird *Typha* sp. als in allelopathische Wechselwirkungen verwickelt angesehen. SZCZEPANSKA (1971) entdeckte, daß *Typha latifolia* Litter das Wachstum von *Phragmites australis* reduzierte. VAN DER VALK & DAVIS (1976, 1978) fanden keine Sämlinge von *Typha glauca* oder *Scirpus validus* in den *Typha*-Zonen von glazialen Präriesümpfen und machten allelopathische Wechselwirkungen dafür verantwortlich. McNAUGHTON (1968) zeigte, daß die Entwicklung von *Typha latifolia* durch Extrakte von getrockneten Rohrkolbenblätter und Sumpfböden verhindert wurde. BONASERA et al. (1979), NEIL & RICE (1971) und JACKSON & WILLEMSSEN (1976) bestätigten das allelopathische Potential von *Ambrosia* und seinen Einfluß auf die Entwicklung von Sukzessionsmustern. NIEL & RICE (1971) bemerkten, daß frühere Autoren es als hemmend für N-fixierende Algen, Bakterien und nitrifizierende Bakterien gehalten haben, und daß diese Wirkungen, die Vegetationsmuster beeinflussen können. PATRICK (1971) fand, daß Sumpfböden von *Ambrosia* und gemischten Vegetationstypen hoch organisch und mit Wasser vollgesogen sind; beide Bedingungen tragen zur Phytotoxizität bei. LODHI (1975) berichtete

von einer Abnahme des toxischen Material von Jänner bis September. Änderungen in der Toxizität können von den Änderungen des aktiven Giftspiegels abhängen (PATRICK et al. 1963; RICE 1974).

Das allelopathische Potential deutet darauf hin, daß die Feldverteilungsmuster von der Reduktion der Konkurrenzfähigkeit der anderen Arten durch Hemmung, entweder des Auskeimens oder des Wachstums, bestimmt werden (siehe SZCZEPANSKI 1977). Das erklärt möglicherweise die Existenz der schilffreien Flächen.

Unter den stark anaeroben Bedingungen wird die Rhizosphäre der Phragmiteswurzeln durch aktiven Sauerstofftransport aerob gehalten, was viel Energie erfordert. Dies stellt einen großen Streß für die Pflanze dar (MENDELSSOHN & McKEE 1983), die möglicherweise sogar einen Teil ihrer photosynthetischen Energie für diesen Zweck abzweigen muß (W. H. PATRICK jr., pers. Mitt.). Die Mikrobenaktivität in der Rhizosphäre wird durch die Algen- und Bakterienflora des Schilfbestandes beeinflußt und durch ihre interspezifischen Wechselwirkungen entstehen allelopathische Effekte (z. B. *Cladophora*, SCHRÖDER, pers. Mitt.), die einen weiteren Streßfaktor darstellen könnten.

4.6. Austauschbarer P-Pool

Wenn radioaktives P in den Sediment-Litter-Wasserkomplex injiziert wird, findet, bis ein Isotopengleichgewicht erreicht ist, ein Isotopenaustausch zwischen folgenden biotischen und abiotischen P-Pools statt: a) wassergelöstem, b) mikrobiellem (partikulärem), c) von Sedimentadsorbiertem und d) von Pflanzen aufgenommenem Phosphat (von Schilf).

Wenn es tiefer injiziert wird (mehr als 50 cm) kann es zu Austausch mit dem Porenwasser P-Pool kommen. Diese Möglichkeit kann durch Injektionen, die nur bis zur Rhizomatten-Region reichen, ausgeschlossen werden. Die Austauschraten von gelöstem Phosphat reichen von sehr hohen (bei Sediment) bis zu ziemlich geringen (bei Pflanzen). Das ist unter Umständen der Grund dafür, daß in den einleitenden Experimenten in der Versuchsreihe mit Pflanzen die Pools bis zu 20 Tage lang nicht im Gleichgewicht waren (gezeigt durch die unbeständige spezifische Aktivität und durch die allmählich zunehmende Poolgröße; Tabelle 12).

In der Versuchsreihe ohne Pflanzen stellte sich das Gleichgewicht in ca. 10 Tagen ein. Das zeigt, daß der unbeständige P-Pool in den Schilfpflanzen der langsamste Austauschpool ist und das ein großer Teil des System P-Pools im Schilf gespeichert wird (Tabelle 13). Für die Poolgrößenbestimmungsexperimente wurden die Pflanzen geerntet, um schnelle Gleichgewichtseinstellung zu erreichen. Der Effekt zeigte sich daran, daß die nach 20 Tagen gemessene Poolgröße gleich groß war wie die nach 10 Tagen. Auf Grund dieser Information wurde entschieden, daß für die Routineanalysen ein Zeitraum von zwei Wochen genügt, um das Gleichgewicht zu erreichen. Es wurde außerdem beobachtet, daß die Isotopengleichgewichtszeit vom Grad der Mischung des Wasser-Litter-Sedimentkomplexes abhängt. Der Isotopenlösungsausgleich, der zur Kalkulation der Poolgröße verwendet wurde, ist nur unter Gleichgewichtsbedingungen gültig.

In Schilfgebieten, die in zwei aufeinanderfolgenden Jahren abgeerntet worden waren, wuchsen wesentlich kleinere Schilfpflanzen als in ungestörten Gebieten. Der P-Pool war in den Schnittgebieten bedeutend höher als in den ungeschnittenen Gebieten (Tabelle 13 und 14).

Als mögliche Erklärung bietet sich an, daß die Entfernung großer P-Mengen durch den Grünschnitt zu einer Abnahme des P-Gehaltes der Rhizome führt, die wiederum für das

reduzierte Wachstum der darauffolgenden Schilfgeneration verantwortlich ist (siehe DYKYJOVA & HUSAK 1973; GRANÉLI in Druck, b; WALLSTEN 1983). Wegen der Substratabhängigkeit des Schilfwachstums (siehe 2.0) unterliegen in ungestörten Beständen die Pflanzen während ihrer frühen Wachstumsphase keinem Nährstoffmangel, was die Entwicklung gesunder Schilfbestände erleichtert. Im allgemeinen zeigen Pflanzen, die unter Nährstoffmangel leiden, reduziertes Wachstum und nehmen weniger Nährstoffe aus dem umgebenden Medium auf als Pflanzen unter normalen Bedingungen (LEGG & STANFORD 1967; ALEKSIC et al. 1968; BROESHART 1974; FRIED & BROESHART 1974). METZ (1983) fand für Illmitzer Gebiete mit Sommerernte einen klaren Rückgang von Biomasse (von 1.84 kg.m⁻² auf 1.23 kg.m⁻² in 1982) und Größe. Ein ähnlicher Rückgang der Pflanzengröße wurde in abgeernteten Gebieten im Purbacher Transekt sowohl 1982 als auch 1983 beobachtet, und 1984 brachte kein Zeichen einer Erholung. Allerdings stellten SIEGHARDT (1983) und SIEGHARDT et al. (1984) eine Steigerung der Halmzahl auf Gebieten mit Sommerschnitt fest. Sowohl Winter- (GRANÉLI 1984 b, MOOK & TOORN) als auch Sommerschnitt (DYKYJOVA & HUSAK 1973; HUASK 1978; WALLSTEN 1984) oder Abbrennen während des Winters (TOORN & MOOK 1982) verbessern das Mikroklima und die Bestandesstruktur, was zu einer steigenden Halmzahl führt.

Berechnungen zufolge werden 50 — 70 % des P in der ausgewachsenen Schilfpflanze durch das Rhizom bereitgestellt, der Rest aus dem isotopisch austauschbaren P-Pool. Angesichts der Tatsache, daß sich in der oberirdischen Biomasse 1,2 — 2,5 g.P.m⁻² (Abb. 30) befinden, wird es klar, daß die Größe dieses Pools verglichen mit den Mengen an P, die sich in der Schilfpflanze befinden, klein ist. Jede Art von Sommerernte muß daher zu einer raschen Auslaugung an für die Entwicklung der Pflanze notwendigem P führen, weil dem System 10 — 50 mal soviel P entzogen wird, als der Pool an verfügbarem P beinhaltet. Der Grünschnitt wäre aber auch eine sehr ineffiziente Methode, um den P-Pool des offenen Sees zu verkleinern. Anfangs würden dem System zwar 20 — 30 % des P-Pools entzogen werden, mit jedem weiteren Grünschnitt aber würden infolge der verschlechterten Wuchsbedingungen für das Schilf diese Prozentsätze rasch drastisch absinken.

4.7. Einfluß des Schilfbrandes auf die Nährstoffdynamik

Das Redoxpotential ist ein gutes Mittel, um zwischen aeroben und anaeroben Zuständen im Schilfgürtel zu unterscheiden. Die Höhe des Redoxpotentials hängt von der Art und der Menge der organischen Substanzen, der Menge an Elektronenakzeptoren und von der Temperatur ab. In den brandgeschädigten Gebieten sank das Redoxpotential bis in eine Tiefe von 10 cm unter +200 mV (bis —300 mV), während auf der Landseite (Steg 1, Abb. 28) die Wassersäule bis in eine Tiefe von 30 cm noch Sauerstoff enthielt. Elektronendonatoren wie Sulfat waren in genügendem Ausmaß vorhanden, nahmen aber schrittweise mit dem sinkenden Redoxpotential ab, bei 30 cm Tiefe zeigte sich sogar ein 70-faches Absinken der Werte. Unter 40 cm Tiefe war kein Sulfat mehr vorhanden, dafür traten große Sulfidkonzentrationen auf. Diese Reduktion von Sulfat zu Sulfid wird von Mikroorganismen durchgeführt, (Sulfatrespiration: JORGENSEN & COHEN 1977; FENCHEL et al. 1979; SORENSEN et al. 1979) denn bei dieser Temperatur und diesem Druck kann eine rein chemische Reduktion nicht auftreten (GOLDHABER et al. 1974).

In den Brandgebieten kam es auch zu erhöhten P-Werten, Leaching von Phosphat aus dem verbrannten Schilf, reduzierten Bedingungen (EINSELE 1941, MORTIMER 1941, 1942) und Absinken des pH (Calcium-adsorbierte Phosphate setzten Phosphate frei, wenn der pH absinkt: BOSTRÖM et al. 1982; GUNATILAKA 1982). Die Akkumulierung von

Ammonium ist wahrscheinlich auf die Desaminierung der Aminosäuren im verbrannten Schilf, den Abbau von Purinen und die Hydrolyse von Harnsäuren und nicht Nitratreduktion zurückzuführen.

Die Akkumulierung der Nährstoffe wurde bis in eine Entfernung von 1,3 km vom offenen See verfolgt. Da es durch das Feuer zu einer Öffnung des Schilfgürtels kam, ist wahrscheinlich Wasser aus dem offenen See in das Innere des Schilfgürtels eingedrungen (Abb. 28 und 29, Sulfat-Konzentration bei Steg 1). Unter diesen Umständen kann der Austrag hoher Nährstoffmengen aus den verbrannten Gebieten in den offenen See nicht ausgeschlossen werden.

4.8. P- und N-Limitierung

Mit Hilfe von markiertem P wurde im Schilfgebiet ein mikrobieller Umsatz im Bereich von 2 bis 3 g P.m⁻² festgestellt (Abb. 30 und Tab. 13, maximale Werte für Sommer und Winter). Während der Zeit des höchsten P-Bedarfes verbrauchten die Phragmitespflanzen beinahe den gesamten verfügbaren P-pool (SRP schon in Lösung + mikrobiell umgesetztes Phosphat). Daraus resultierte ein Absinken der P-Konzentration im „Litter-Wasser-Sediment-Komplex“ auf nur 0,7 mg P.m⁻² (Tab. 13). Weitere Aktivität könnte diesen Rest des verfügbaren P aufbrauchen und zu einer P-Limitierung während des Sommers führen (siehe Tab 8). Wie VALIELA & TEAL (1974) und VALIELA et al. (1983) zeigten, limitiert P an zweiter Stelle (nach N) *Spartina alterniflora* in den Salzmarschen von Georgia. LINDEN (1981) und GRANÉLI (in Druck, a) fanden, daß das Recycling von N in Schilfpflanzen verglichen mit P und K nicht effektiv ist. Bei Düngungsexperimenten an Helophyten wie *Spartina alternifolia* erwies sich N als limitieren (VALIELA et al. 1975, 1983; BURESH et al. 1980; MENDELSSOHN 1979). Nach Überlegungen von GRANÉLI (in Druck, b) könnte N in Schilfbeständen von zwei südschwedischen Seen limitierend wirken: der in die Rhizome translozierte N betrug 50 — 55 % (GRANELI in Druck, a). In den Schilfbeständen des Neusiedler Sees wird im Herbst ca. 30 % des N ins Rhizom zurücktransportiert (Abb. 31 und siehe SIEGHARDT 1982), also weit weniger als für die schwedischen Seen angegeben wird. Zu Beginn der Wachstumsphase hängen die Schilfpflanzen stark vom gespeicherten N ab und nehmen während des Wachstums 15 — 20 g N.m⁻² aus der Umgebung auf (Abb. 31). Trotz der hohen Ammoniumkonzentrationen in den Schilfbeständen kann ein N-Engpaß entstehen, da die Pflanzen durch reduzierende Bedingungen (PATRICK Jr., pers. Mitt.), die manchmal auftreten und durch Ammoniumvergiftung (MENDELSSOHN et al. 1983) an der Aufnahme gehindert werden können. Weiters nimmt *S. alterniflora* unter aeroben Bedingungen schneller N auf als im Feld (MORRIS 1980). Ähnlich wie bei *S. alterniflora* hängen bei Reispflanzen die Aufnahmeraten für Nährstoffe von der Sauerstoffkonzentration ab (PONNAMPERUMA 1972). Bei einem sehr niedrigen Sauerstoffgehalt des Milieus zeigt *S. alterniflora* stark reduzierte (D. VAN RAALTE op. cit., VALIELA et al. 1984) oder keine Aufnahmen von gelöstem Stickstoff. Diese Beobachtungen führen zur Hypothese, daß die Redoxbedingungen wesentlich an der Nährstoffaufnahme beteiligt sind (LINTHURST 1979, 1980; HOWES et al. 1981).

5. Eutrophierung

Die Zufuhr zusätzlicher Nährstoffe in Schilfsümpfe steigert die oberirdische Produktion (GRANÉLI, in Druck, b). Ähnliches ist für Salzmarsche bekannt (VALIELA et al. 1975). Das bedeutet, daß hohe Umsatzraten für organisches Material und schnelle Sedimentationsraten eventuell zu einem erhöhten Sauerstoffverbrauch und Anaerobiose führen können.

Die Denitrifikation in Sümpfen und Marschen gemäßiger Gebiete ist ein gut bekanntes Phänomen (ENGLER & PATRICK 1974). Es bildet die theoretische Basis für die Verwendung von Feuchtgebieten als dritte Klärstufe für Abwässer. KEENY (1973) berichtet, daß Eutrophierung zu einer verstärkten Denitrifizierung führt, da Nitrat benötigt wird. Aber durch die Verfügbarkeit verwendbarer Kohlenstoffsubstrate könnte sie limitiert werden (HAINES 1977). YU (1982) zeigte eine fast 100 %-ige Denitrifikation der Abwässer, die durch ein großes Schilfgebiet fließen (7 — 11 km) mag das zutreffen. Allerdings ist die Wulkamündung das einzige Schilfgebiet des Neusiedler Sees mit fließendem Wasser, da im übrigen Bereich das Wasser beinahe stagniert.

YU (1982) stellte fest, daß im Sommer an der Wulkamündung aus dem Klärschlamm viel P wieder in Lösung geht und sie schloß, daß Denitrifikation und Rücklösung von P in derselben Größenordnung liegen. In den Sumpfgebieten ohne Abwassereinfluß zeigt die jährliche Dynamik in den ersten 20 cm keine so hohe Phosphatrücklöslichkeit. Tatsächlich konnte im Sommer in den oberen 50 cm der verfügbare P-pool stark absinken. Der niedrigste registrierte Wert betrug $0,7 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ (siehe 3.3.)

Allerdings wurde festgestellt, daß P von den Seesedimenten, die durch Windeinwirkung in den Schilfbestand gelangen, wirkungsvoll gefangen und durch Schilfpflanzen dem Stoffkreislauf des Schilfgürtels zugeführt wird. Nach dem Sedimentieren des pflanzlichen Litters geht der P in Detritus und Mikroflora über. Nach SPANGLER et al. (1976) werden 32 % der P-Fracht in den *Scirpus palustris*-Marschen von Wisconsin zurückgehalten. Andererseits fanden LEE et al. (1975), daß in einer Reihe von Wisconsin Marschen P zwar während des Sommers angereichert wurde, aber dieselbe Menge ging während des Winters und Frühlings verloren. Das führte zu einem ausgewogenen System ohne Nettoakkumulation. Im Neusiedler See wurde sogar im Winter eine Nettoakkumulation von Nährstoffen festgestellt. Die Untersuchungen zeigten, daß die Nährstoffe im Schilfgürtel unter der Eisdecke zwar akkumulieren, aber nicht in den offenen See diffundieren. Gelöstes Phosphat trat z. B. mit Ausnahme der Orte menschlichen Einflusses (Kanäle und Buchten) immer in höheren Konzentrationen im Schilfgürtel als im See auf. Leitfähigkeit und Ammonium verhielten sich ähnlich, bei Huminsäuren konnte eine geringe Diffusion festgestellt werden (GUNATILAKA 1982 b).

6. Nährstoffflüsse

Die Nährstoffflüsse in Sümpfen an Seefern unterliegen dem Einfluß von Naß- und Trockeneintrag, Gasaustausch, externem Eintrag, Durchfluß, Grundwasser und Export (PRENTKI et al. 1979). In Abb. 30 und 31 werden die wichtigsten Nährstoffflüsse im Schilfsumpf des Neusiedler Sees gezeigt; bei N und P konnten auch einige der Abschnitte quantifiziert werden. Besonders die P-Flüsse wurden durch Analyse der einzelnen Komponenten — außer externer Eintrag und Durchfluß — im Detail gemessen. Die Nährstoffpumpen in Sümpfen sind schwer abzuschätzen, besonders wenn andere Makrophytenkomponenten im Nährstoffkreislauf vorhanden sind. Die Verwendung von markiertem P ermöglichte eine Abschätzung des labilen P-pools, der 2 — $3 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ ausmachte. Der P-Gehalt von Litter (bis zu $1 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ TG) und Sediment ($0,5 — 0,9 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ TG) ist in Tabelle 1 detailliert angegeben. Paralleluntersuchungen zeigten den geringen Einfluß des Grundwassers (H. BROSSMANN pers. Mitt.).

$2,5 \text{ g}\cdot\text{P}\cdot\text{m}^{-2}$ und $12,7 \text{ g}\cdot\text{N}\cdot\text{m}^{-2}$ werden dem System jährlich durch abfallende Pflanzenteile zugeführt. Der Naß- (Regen und Schnee) und Trockeneintrag liegt bei $0,026 \text{ g}\cdot\text{P}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{Jahr}^{-1}$ und $0,219 \text{ g}\cdot\text{N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{Jahr}^{-1}$ Totalstickstoff (Kjeldahl + $\text{NO}_3\text{-N}$; $\text{NO}_3\text{-N}$; = $0,102 \text{ g}\cdot\text{N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{Jahr}^{-1}$).

Beim P entspricht das ungefähr 0.01 % des Gehaltes der abgeworfenen Biomasse, beim N 0,02%. Durch die winterliche Schilfernte werden (in Österreich + Ungarn) $0,25 \text{ g P} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{Jahr}^{-1}$ entfernt und das entspricht 50 % der jährlich durch Litter neu abgelagerten P-Menge. Wenn der Gesamtentzug (Ernte und Tierfraß) berücksichtigt wird, scheint der Export den Naß- und Trockeneintrag und den Pflanzenmaterialeintrag an P auszugleichen. 43 % des Totalstickstoffeintrages bestehen aus $\text{NO}_3\text{-N}$. Die beobachteten niedrigen $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen könnten auf eine rasche Immobilisierung oder einen Verlust durch Umwandlung zurückzuführen sein. Nach ULEHLOVÁ et al. (1973, für den Nesyt-Fischteich, Tschechoslowakei) kommen durch Regeneintrag $0,06 \text{ g P}$ und $0,8 \text{ g N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{Jahr}^{-1}$ in den Schilfbestand. Das entspricht 3 % des N und 2 % des P der abgefallenen Pflanzenbiomasse pro Jahr. PRENTKI et al. (1979) berichten über *Typha latifolia*-Bestände von einem jährlichen Naß- und Trockeneintrag von $0,028 \text{ g P} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{Jahr}^{-1}$ und $2,4 \text{ g N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{Jahr}^{-1}$, das sind 3 % des P- und 8 % des N-Gehaltes der abgefallenen Pflanzenteile. Der Niederschlagseintrag in Tundramarschen in Alaska beträgt $0,001 \text{ g P} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{Jahr}^{-1}$; das ist 1,5 % des Eintrags durch abgestorbene Pflanzenbiomasse. Für tropische Papyrusmarsche in Afrika gibt GAUDET (1976) 4 % Stickstoffeintrag und einen vernachlässigbaren P-Eintrag an. Verglichen mit den oben angeführten Daten nehmen die Neusiedler See-Sumpfbiete eine relativ geringe Nährstoffmenge durch Niederschläge auf. Die P-Fracht liegt 10 mal unter dem erwarteten Wert (siehe EMDE et al. 1979).

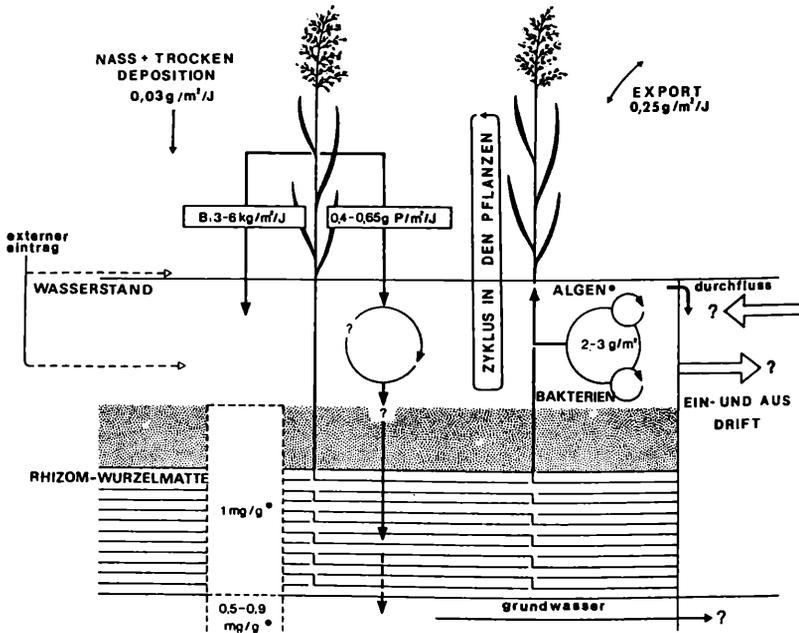


Abb. 30: Phosphor-Fluß zwischen der oberirdischen Schilfbiomasse, Wasser, abgestorbenen Pflanzenteilen, unterirdischer Biomasse und dem Sediment im Schilfbüschel. B ist die oberirdische Biomasse, die in das Sediment eingeht. Der Phosphoranteil davon beträgt $0,40 - 0,65 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{J}^{-1}$. Die Verweildauer des Phosphors im System und die Details des Recyclings sind nicht bekannt. Der Anteil des austauschbaren Phosphors (gelöst und gebunden) wurde mit Hilfe von markiertem P mit $2 - 3 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ festgestellt. Der Phosphorgehalt der abgestorbenen Pflanzen und Rhizomschicht beträgt ca $1 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$. Der Anteil, der durch den Wasseraustausch zwischen Schilfbüschel und freiem Wasser exportiert wird, ist unbekannt. Paralleluntersuchungen zeigten den geringen Einfluß des Grundwassers. Der Naß- und Trockeneintrag liegt bei $0,026 \text{ gP} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{J}^{-1}$, und durch die winterliche Schilfernte werden $0,25 \text{ gP} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{J}^{-1}$. (siehe Text).

7. Gesichtspunkte für das Management

Viele Autoren (SLOEY et al. 1978; TILTON & KADLEC, 1979; WHIGHAM & SIMPSON, 1976) haben vorgeschlagen, Süßwasserfeuchtgebiete zur Abwasserreinigung heranzuziehen. Die neuesten Untersuchungen konzentrieren sich auf deren Fähigkeit Nährstoffe aus Abwasser (BOYT et al. 1976; DOLAN et al., 1981; SLOEY et al. 1978; VALIELA et al. 1976; WHIGHAM & SIMPSON, 1978; WOODWELL, 1977) zu entfernen. Litter hält Schwermetalle (SIMPSON et al. 1983) und Nährstoffe (GRANÉLI, in Druck a; LINDEN 1981) zurück. SIMPSON et al. (1983) zeigten, daß N & P nicht im Boden angereichert werden (das stimmt mit unseren Ergebnissen überein).

Anscheinend kann eine langfristige starke Nährstoffbelastung die Fähigkeit von Feuchtgebieten, Nährstoffe zurückzuhalten, verringern. Studien in eutrophierten Sümpfen (MATTSON et al. 1975; WHIGHAM & SIMPSON, 1978) zeigten eine verringerte N und P Bindekapazität im Vergleich zu Untersuchungen in oligotrophen Feuchtgebieten (DOLAN et al. 1981; VALIELA et al. 1973; GIBLIN et al. 1983).

Zur Verbesserung der Bestandsstruktur im Schilfgürtel schlägt GROSINA (1981) eine bessere Sauerstoffanreicherung durch den Bau von Kanälen vor. Eine besondere Eigenschaft aller Sümpfe, Marsche und Moore ist die Anaerobiose und Sumpfsarten wie *Phragmites* haben spezielle Charakteristika entwickelt um unter solchen Umweltbedingungen gedeihen zu können. Der Versuch den Schilfbestand zu oxigenieren könnte die Ökologie des Schilfgürtels beeinflussen (siehe 4.4.3) und die Sumpfcharakteristika verändern, was einen effektiven Abbau behindern würde. Wie HOWARTH & HOBBIE (1981) deutlich zeigten, behindert der Sauerstoffmangel in Sumpfsedimenten den Abbau von einigen organischen Substanzen nicht und kann ihn sogar beschleunigen (z. B. Pasteureffekt). Dies stimmt mit dem anaeroben Abbau von Pflanzenmaterial im Pansen von Wiederkäuern überein (FENCHEL & BLACKBURN 1979). Tatsächlich zeigt der niedrige Kohlenstoffgehalt in den Sedimentprofilen (Tabelle 1 und siehe DYKYJOVÁ & ULEHLOVA 1978), daß ein schnellerer Umsatz vorliegt.

Der Bau von Kanälen in Schilfbeständen bedarf gründlicher Überlegungen. Künstliche Kanäle haben drei wichtige Wirkungen: sie können das hydrologische Regime ändern (Änderung des Flusses; Sedimentation), verstärkte Erosion (auch stärkere Wellenbewegung) und Änderungen der Nährstoffkreisläufe. Kanäle lenken das Abwasser (externer Eintrag) direkt in den offenen See, wodurch Eutrophierung gefördert wird.

Während des Kanalbaues bewirkt das ausgebaggerte Material schwerwiegende Umweltprobleme. STONE et al. (1979) schätzten in Louisiana Süßwassersümpfen für 1 mill. m³ Aushubmaterial eine Freisetzung von 2,4 t anorg. N, 0,6 t gelöstes P, 4 t Silikate, 4100 t BOD und 2 t Schwefelsäure in das umgebende aquatische Ökosystem. Beim nährstoffreichen Neusiedler See-Sediment und Porenwasser würde dieselbe Menge 360 t Totalphosphor und 1680 t Totalstickstoff enthalten. Frühere Untersuchungen zeigten, daß die Seesedimente 40 — 60 % verfügbaren P enthalten (GUNATILAKA, in Druck), was eine mögliche Gefahr darstellt. Sedimente könnten einige der angereicherten schädlichen Materialien in biologisch verfügbarer Form abgeben, wenn das Sediment gestört wird oder seine Redox- oder pH-Verhältnisse würden geändert werden, wie es manchmal während der Ablage ausgebaggerten Materials geschieht. STONE et al. (1979) diskutierten im Detail die Einflüsse von Kanälen in Süßwassersümpfen.

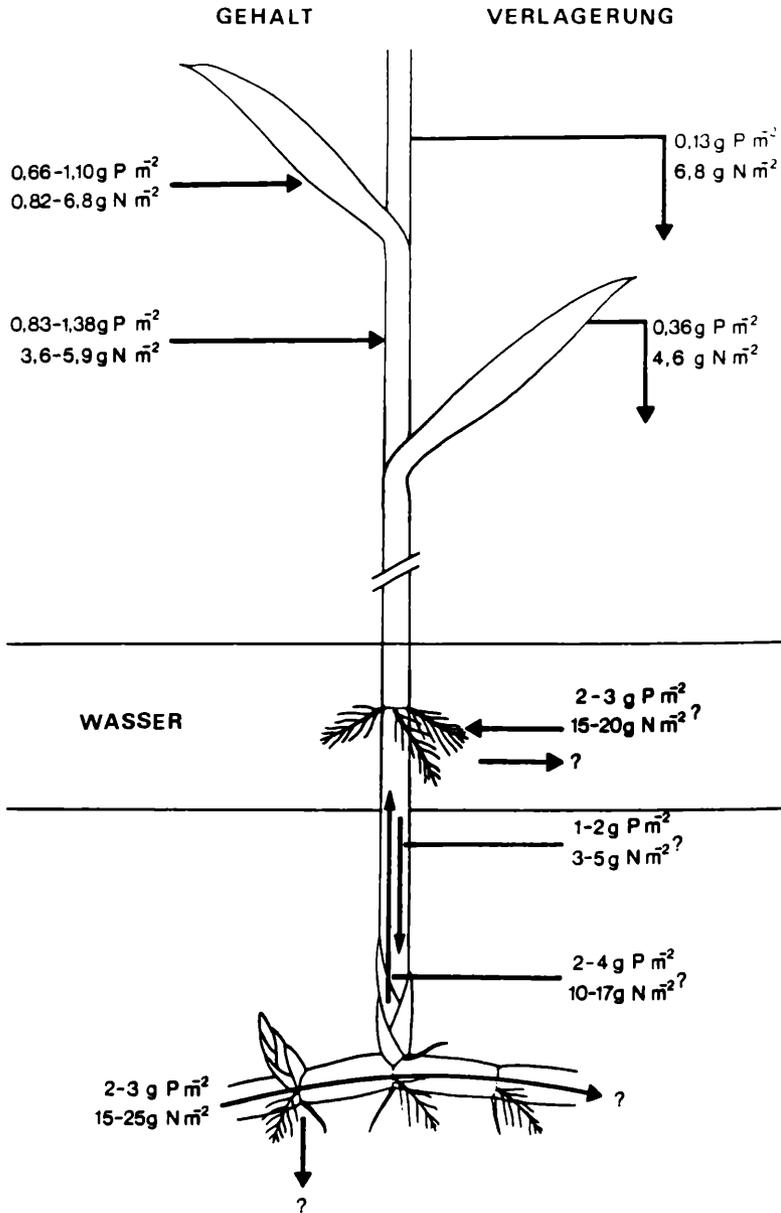


Abb. 31: Ein quantitatives Modell für den Transfer von Phosphor und Stickstoff in der Schilfpflanze und ihrer Umgebung.

LÖFFLER & GUNATILAKA (in Druck) schlagen in Bezug auf den Schilfgürtel folgende Maßnahmen zur Verbesserung der Situation des Sees vor:

1. Den Bau eines großen Retentionsbeckens für Wulkaausflüsse an der langen Westgrenze des Schilfgürtels oder ein spezielles Kanalsystem zur besseren Verteilung des Wulkawassers im Schilfbestand.

2. Einen kurzfristigen Wasseranstieg im Frühling, um das Eindringen des Seewassers in den Schilfgürtel zu erleichtern.

3. Großflächigere Winterernte von *Phragmites* (nach Bedarf) als Maßnahme zur verstärkten Entfernung von Nährstoffen aus dem Schilfsystem.

Weitere Verbesserungen könnten durch eine Änderung der Düngegewohnheiten im Einzugsgebiet erzielt werden. Um den Düngereintrag durch externen Eintrag zu reduzieren, muß der Düngzeitpunkt zeitlich mit der maximalen Nährstoffaufnahme der Schilfpflanzen zusammenfallen (keine Herbst- und Winterdüngung). Tiefes Einbringen des Düngers und Verwendung von Jauche statt der chemischen Düngemittel beseitigt die Gefahr des starken Auswaschens.

Die obengenannten Maßnahmen würden die großen Feuchtgebiete des Neusiedler Sees zur Verbesserung der Wasserqualität des Sees heranziehen und verstärkte Eutrophierung verhindern. Da sich durch den vermehrten Abwassereinfluß Veränderungen im Feuchtgebiet ergeben könnten, muß vorsichtig vorgegangen werden. Eine genaue Untersuchung des Düngeffektes ist notwendig, bevor schwerwiegende Veränderungen eintreten, die den biologischen und ästhetischen Wert des Feuchtgebietes — vor allem Avifauna, Natürlichkeit und Erholungsmöglichkeiten betreffend — in Mitleidenschaft ziehen.

Danksagung

Diese Forschungsarbeit wurde von der Arbeitsgemeinschaft Gesamtkonzept Neusiedler See und dem Bundesministerium für Wissenschaft und Forschung durch Proj. Nr. LAD 3557/BC 3 b (b) finanziell unterstützt. Mein besonderer Dank gilt Herrn Prof. Dr. H. LÖFFLER für sein Interesse, stetige Ermutigung und für die wertvolle Zeit, die er für lange Diskussionen erübrigte; Dr. Hans BROESHART (Leiter von IAEA Agriculture Lab., Seibersdorf) für sein Interesse und dafür, daß er sein Knowhow in den Feldtechniken der Arbeit mit Isotopen und sein Labor zur Verfügung stellte und selbst an der Feldarbeit teilnahm. Die Zusammenarbeit mit den Mitarbeitern des IAEA Agr. Lab. Seibersdorf war sehr hilfreich. Ich danke Dr. F. SAUERZOPF (Biol. Station, Illmitz), daß er die Erlaubnis für die Arbeit auf dem Versuchstransect in Illmitz gab und Dr. Heimo METZ (Biol. Station, Illmitz) für die erwiesene Zusammenarbeit. Herr Raphael MWALYOSI (Rufiji Basin Development Authority, Dar es Salaam) und Fr. Raquel P. CABRERA (Fundacion Chile, Santiago) halfen in den Vorbereitungsphasen der Arbeit, Fr. Elaine A. de OLIVIERA (Uni. Rio Grande du Sul, Porto Alegre) bei der Arbeit mit Isotopen. Herr H. BROSSMANN und Herr P. ZAHRADNIK halfen beim Transport sowie bei der Feldarbeit, Herr Karl WAGNER und Herr Otto ALBINGER im Feld und im Labor. Großen Nutzen zog diese Arbeit aus den Diskussionen mit Dr. A. A. de la CRUZ (Mississippi State Uni., Mississippi), Dr. R. E. GOOD (Rutgers Uni., New Jersey), Dr. W. H. PATRICK Jr. (Louisiana State Uni., Louisiana), Dr. C. J. RICHARDSON (Duke Uni., North Carolina), Dr. R. SCHRÖDER (Inst. für Seenforschung und Fischereiwesen, Insel Reichenau), Dr. D. WIGHAM (Smithsonian Env. Res. Ctr., Maryland) und Dr. T. TAKATS (Research Station, Fertö-lake, Fertörakos). Dr. H. SIEGHARDT (Inst. für Pflanzenphysiol. Uni. Wien) möchte ich für viele Diskussionen und das Überlassen von Biomassedaten herzlich danken. Fr. Irene ZWEIMÜLLER und Herr Otto ALBINGER halfen bei der Übersetzung eines Teiles des Manuskriptes.

8. Literatur

- ALEKSIC, Z., H. BROESHART & V. MIDDELBOBE (1968): The Effect of nitrogen fertilization on the release on soil nitrogen. *Plant soil* 3: 474 — 477.
- ALIZAI, S. A. K. & J. McMANUS (1980): The significance of reed beds on siltation in the Tay Estuary. *proc. Roy. Soc. Edinb.*, 78B: 1 — 13.
- ALLER, R. C. (1980 a): Diagenetic processes near the sediment water interface of Long Island Sound I. Decomposition and nutrient element geochemistry (S, N, P). *Advances in Geophysics* 22: 237 — 350.
- ALLER R. C. (1980 b): Diagenetic processes near the sediment water interface of Long Island Sound II. Fe and Mn. *Advances in Geophysics* 22: 351 — 415.
- ANDERSON, C. E. (1974): A review of structure in several North Carolina salt marsh plants. In: R. J. Reinold and W. H. Queen (Eds). *Ecology of Halophytes*. Academic Press, New York. 307 — 344.
- ANDERSON, F. O. (1981): Oxygen and nitrate respiration in a reed swamp sediment from an eutrophic lake. *Holarctic Ecol.* 4: 66 — 72.
- ANDERSON, F. O. & J. I. HANSEN (1982): Nitrogen cycling and microbial decomposition in sediments with *Phragmites australis* (Poaceae). *Hydrobiol. Bull.* 16: 11 — 19.
- ANTHONI, C., C. CHRISTOPHERSEN, J. OGARD MADSEN, S. WIUM-ANDERSEN & N. JACOBSEN (1980): Biologically active sulfur compounds from the green alga *Chara globularis*. *Phytochem.* 19: 1228 — 1229.
- ARMSTRONG, W. (1964): Oxygen diffusion from the roots of some British bog plants. *Nature* 204: 801 — 802.
- BAAS-BECKING, L. G. M. & E. J. FERGUSON WOOD (1955): Biological processes in the estuarine environment. I & II. Ecology of the sulphur cycle. *Proc. Konkil. Nederl. Aademie Van Westenschappen*. Amsterdam. 58: 160 — 181.
- BAKER, D. E. (1964): A study of isotopic dilution as a method for relating phosphorus retention to availability of phosphorus in idely different soils. *Soil Sel. Soc. Amer. Proc.* 28: 511 — 517.
- BANOUB, M. W. (1975): The effect of reeds on the water chemistry of Gnadensee (Bodensee) *Arch. Hydrobiol.* 75: 500 — 521.
- BERNER, R. A. (1980): Early diagenesis, A theoretical approach. *Princeton Uni. Press*. N. J. 241 S.
- BHOMIK, P. C. & J. D. DOLL (1982): Corn and soybean response to allelopathic effects of weed and crop residues. *Agron. J.* 74: 601 — 606.
- BJÖRK, S. (1967): Ecologic investigations of *Phragmites communis*. *Studies in theoretic an applied limnology* — *Folia Limnol. Scand.* 14: 1 — 248.
- BONASERA, J., J. LYNCH & M. A. LECK (1979): Comparison of the allelopathic potential of four marsh species. *Bull. Torrey Bot. Club.* 106: 217 — 222.
- BOSTRÖM, B., M. JANSON & C. FORSBERG (1982): Phosphorus release from lake sediments. *Arch. Hydrobiol. Ergebn. Limnol.* 18: 5 — 59.
- BOYD, C. & L. HESS (1970): Factors influencing shoot production and mineral nutrient levels in *Typha latifolia*. *Ecology* 51: 291 — 300.
- BOYT, F. L., BAYLEY, S. E. & J. ZOLTEK jr (1977): Removal of nutrients from treated municipal wastewater by westland vegetation. *Journal WPCF* 49: 789 — 799.

- BROESHART, H. (1974): Quantitative measurement of fertilizer uptake by crops. *Neth. J. Agric. Sci.* 22: 245 — 254.
- BURESH, R. J., R. D. DELAUNE & W. H. PATRICK, Jr. (1980): Nitrogen and Phosphorous distribution and utilization by *Spartina alterniflora* in a Louisiana Gulf coast marsh. *Estuaries* 3: 111 — 121.
- BURIAN, K. & H. SIEGHARDT (1979): The primary producers of the Phragmites belt, their energy initialization and water balance. In: H. Löffler, Neusiedler See: The Limnology of a shallow lake in Central Euopre. Junk bv Pub. The Hague — 251 — 279.
- BURNAND, J. (1979): Die Entwicklung des Röhrichts am Zürcher Ufer des Zürichsees. *Verband zum Schutze des Landschaftsbildes am Zürichsee, Jahresbericht* 53: 53 — 69.
- CARPENTER, S. R. & M. S. ADAMS (1977): Environmental impact of mechanical harvesting of submerged vascular plants. IES Report 77, Center for Biotic systems Institute for Enviornmental studies University of Wisconsin-Madison. 30 S.
- CAPPENBERG, Th. E. (1974): Interrelations between sulphate- reducing and methane producing bacteria in bottom deposits of a fresh-water lake. I. Field observations. *Antonie van Leeuwenhoek* 40: 285 — 295.
- CLASEN, J. & H. BERNHARDT, (1980): OECD Eutrophication Programe-Project shallow lakes and reservoirs. Water Research Center, Medmenham Laboratory, England, 289 S.
- CONNELL, W. E. & E. H. PATRICK Jr. (1969): Reduction of sulfate in waterlogged soil. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 33: 711
- CSAPLOVICS, E. (1982): Interpretation von Farbinfrarotbildern. Kartierung von Vegetationsschäden in Brixlegg. Schilfkartierung Neusiedler See. *Geowissenschaftliche Mitteilungen* 23: 178 S.
- DANIELOPOL, D. L., GINNER, R., WAIDBACHER, H. (1980): Some comments on the freezing core method of Stocker & Williams (1972). *Stygo News* 3: 4 — 5.
- DOLAN, T. J., S. E. BAYLEY, J. ZOLTEK, & J. HERMANN (1981): Phosphorus dynamics of a Florida freshwater marsh recieving treated wastewater. *J. Appl. Ecol.* 18: 205 — 219.
- DEAN Jr., W. E. (1974): Determination of carbonate and organic matter in calcarious sediments and sedimentary rocks by loss on ignition: comparision with other methods. *J. Sed. Petrology*, 44: 242 — 248.
- DE JONGE, V. N. & L. A. VILLERIUS (1980): Interference of sulphide in inorganic phosphate determination in natural waters. *Mar. Chem.* 9, 191 — 197.
- DETHIOUX, M. (1980): Reeds and their ecology (*Phragmites australis*, *Scirpus lacustris*, *S. tabernaemontani*, *Equisetum fluviatile*, *Sporanium ramosum*; in Belgium) *Parcs Nationaux* 35: 84 — 92.
- DURSKA, B. (1970): Changes in the reed (*Phragmites communis* Trin.) condition caused by diseases of fungal and animal origin. *Pol. Arch. Hydrobio.* 17: 373 — 396.
- DYKYJOVÁ, D. & D. HRADECKA (1976): Production ecology of *Phragmites communis*. 1. Relations of two ecotypes to the microclimate and nutrient conditions of habitat. *Folia Geobot. Phytotax.* 11: 225 — 359.
- DYKYJOVÁ, D. & S. HUSÁK (1973): The influence of summer cutting on the regeneration of reed. In *Ecosystem study on wetland biome in Czechoslovakia*. S. Hejny, (Ed) Czechosl. IBP/PT-PP Rep. 3: 245 — 250.
- DYKYJOVÁ, D. & J. KVĚT (Eds.) (1978): *Pond littoral ecosystems*, Ecological studies 28, Springer-Verlag, Berlin 464 S.
- DYKYJOVÁ, D. & ULEHLOVA (1978): Structure and Chemistry of the Fishpond bottom. In: *Pond littoral ecosystems*. D. Dykyjová & J. Křeb (Eds). Ecological studies 28; Springer-Verlag, Berlin 464 S.
- EDZWALD, J. K. (1974): Phosphorus interrelations with clays in natural waters. Report prepared for the National Science Foundation, Washington CD. (Unveröffentlicht) 71 S.

- EMDE, W. v. d., et al. (1979): Studie über Lösungsmöglichkeiten der fortgeschrittenen Abwasserreinigung im Einzugsgebiet des Neusiedler Sees. Gutachten (Unveröffentlicht).
- ENGLER, R. & W. PATRICK (1974): Nitrate removal from flood water overlying flooded soils and sediments. *J. Environ. Qual.* 3: 409 — 413.
- EKSTAM, B. & T. BENGTSOON (1983): Effects of reed harvest in a bird lake. *Int. Symp. on Aquatic Macrophytes, Nijmegen, The Netherlands* (Abstract).
- EINSELE, W. (1941): Die Umsetzung von zugeführtem anorganischen Phosphat im eutrophen See und ihre Rückwirkung auf seinen Gesamthaushalt. *Z. Fischerei und d. Hilfsw.* 39: 407 — 388.
- FENCHEL, T. & H. BLACKBURN (1979): *Bacteria and mineral cycling*. Academic Press, New York. 225 S.
- FETTER, C. W. jr.; W. E. SLOEY & F. L. SPLANGER (1978): Use of a natural marsh for wastewater polishing. *Journal WPCF* 50: 290 - 307
- FIALA, K. (1976): Underground organs of *Phragmites communis*, their growth, biomass and net production. *Folia Geobot. Phytotax.* 11: 225 — 359.
- FRICKER, H. (1981): Critical evaluation of the application of statistical phosphorus loading models to Alpine Lakes. PhD Thesis, ETH-Zürich, 120 S.
- FRIED, M. & BROESHART, H. (1974): Priming effect of nitrogen fertilizer on soil nitrogen. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 38: 858.
- FITZGERALD, G. P. (1970): Aerobic lake muds for the removal of phosphorus from lake waters. *Limnol. Oceanogr.* 15: 550 — 555.
- GAMBRELL, R. P. & W. H. PATRICK, Jr. (1979): Chemical and microbiological properties of anaerobic soils and sediments. In: Hook, D. d. & R. M. M. Crawford *Plant life in anaerobic environments*, Ann Arbor Science, Ann Arbor. 375 — 324.
- GAUDET, J. J. (1975): Mineral concentrations in papyrus in various African swamps. *J. Ecol.* 63: 483 - 491.
- GAUDET, J. J. (1977a): Natural drawdown on Lake Naivasha and the origin of papyrus swamps. *Aquatic Botany* 3: 1 - 47.
- GAUDET, J. J. (1977b): Uptake, accumulation and loss of nutrients by papyrus in tropical swamps. *Ecology* 58: 415 - 422.
- GAUDET, J. J. (1979): Seasonal changes in nutrients in a tropical swamp: North swamp, Lake Naivasha. Kenya. *J. Ecol.* 67: 953 - 981.
- GAUDET, J. J. (1982): Nutrient dynamics of papyrus swamps. in B. Gopal.; R. E. Turner; R. G. Wetzel & D. F. Whigham (Eds.), *Wetlands Ecology and Management*. Internat. Sci. Publ., Jaipur, India. 305 - 319.
- GIBLIN, A. E., A. BOURG, I. VALIELA & J. M. TEAL (1980): Uptake and losses of heavy metals in sewage sludge by a New England salt marsh. *Am. Bot.* 67: 1059 — 1068.
- GOLDHABER, M. B. & I. R. KAPLAN (1975): *The sulfur cycle, in the Sea*, v. 5 (Ed.) E. D. Goldberg Wiley. New York, 569 - 655.
- GOLTERMAN, H. L. (1975): *Physiological Limnology*. Elsevier, Amsterdam. 489 S.
- GOLTERMAN, H. L., R. S. CLYMO & M. A. M. OHNSTAD (1978): *Methods for physical and chemical analysis of freshwaters*, Blackwell Sci. 213 S.
- GOSSELINK, J. G. & R. E. TURNER (1978): The role of hydrology in freshwater wetland ecosystems. In: R. E. Good, D. F. Whigham and R. L. Simpson, *Freshwater wetlands, Ecological processes and management Potential*. Academic Press. New York. 63 — 78.

- GOULDER, R. (1969): Interaction between the rate of production of freshwater macrophytes and phytoplankton in a pond. *Oikos* 20: 300 — 309.
- GRANÉLI, W. (in Druck a): Standing crop and mineral content of reed in Sweden — management of reed stands to maximize harvestable biomass, Proc. First European Workshop on Aquatic Macrophytes, Illmitz, Austria. E. J. Cramer, Braunschweig.
- GRANÉLI, W. (in Druck b): Biomass response after nutrient addition to natural stands of reed, *Phragmites australis*. Verh. Internat. Verein. Limnol. 22:
- GRANÉLI, W. (1984): Reed *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel as an energy source in Sweden. *Biomass* 4: 183 — 208.
- GREENWOOD, D. J. & GOODMAN, D. (1964): Oxygen diffusion and aerobic respiration in soil spheres. *J. Sci. Food Agric.* 15, 579 — 588.
- GRÜLL, A. (1983): Schilfbestandsstrukturen und Verteilung von Singvögeln zur Brutzeit in überfluteten Röhrichten des Neusiedler Sees. *BFB-Bericht* 47: 157 — 181.
- GROSINA, H. (1981): Problemraum Neusiedler See. Bericht zur Raumforschung der ÖGRR. 25 (3): 150 S.
- GROSINA, H. (1982): Kultur- und Naturverständnis am Beispiel Neusiedler See. *Burgenländische Forschungen*, Landesarchiv, Eisenstadt. 70: 23 S.
- GRÜNING, A. (1975): Lochbildungen im Röhricht (dargestellt anhand des Rückganges des Schilfbestandes in Altenerhein (Bodensee) von 1926 - 1974. Dipl. Arb. Geobot. Inst. ETHZ, Mskr. 66 S.
- GRÜNING, A. (1979): Unsere Seeufer in Vergangenheit und Gegenwart. Verband zum Schutze des Landschaftsbildes am Zürichsee, Jahresbericht 53: 13 - 34.
- GUNATILAKA, A. (1978): Role of seston in the phosphate removal in Neusiedlersee. Verh. Internat. Verein. Limnol. 20: 986 - 991.
- GUNATILAKA, A. (1982): Phosphate adsorption kinetics of resuspended sediments in a shallow lake, Neusiedlersee, Austria. *Hydrobiologia* 91: 293 - 298.
- GUNATILAKA, A.; H. BROESHART & M. E. A. DE OLIVEIRA (1983 a): Isotopically exchangeable P-pool in a reed marsh, in comparison to phosphorus yield of reed (*Phragmites australis*) in summer. In Proc. Int. Symp. on aquatic macrophytes, Nijmegen, The Netherlands. 84 - 88.
- GUNATILAKA, A. (1983 b): Auswirkungen des Grünschnittes auf den Schilfgürtel. AGN Projekt Nr. BC 3 b(b): Limnologie des Schilfgürtels, Endbericht 1982/83. 20 S. (Unveröffentlicht).
- GUNATILAKA, A. (1984 a): AGN Projekt Nr. BC 3 b (b): Limnologie des Schilfgürtels, Zwischenbericht Feb. 1984. S. (Unveröffentlicht).
- GUNATILAKA, A. (1984 b): AGN Projekt Nr. BC 3 b (b): Limnologie des Schilfgürtels, Endbericht 1983/84. 34 S. (Unveröffentlicht).
- GUNATILAKA, A. (1984 c): Phosphorus dynamics in a reedswamp. Proc. 3rd. Int. Symp. on Interactions between sediments and water, Geneva, Switzerland, 272 - 275.
- GUNATILAKA, A. (1984 d): Observations on phosphorus dynamics and orthophosphate turnover in a tropical lake- Parakrama Samudra, Sri Lanka. Verh. Internat. Verein. Limnol. 22: 1567 — 1571.
- GUNATILAKA, A. (in Druck): Die Bedeutung des Sediments für den Nährstoffkreislauf. In: Löffler et al. (Eds.) Einfluß der Landwirtschaft und des Tourismus auf die Eutrophierung. Ergebnisse des Österreichischen M&B Programm-Endbericht. ÖAW/BMWF, Wien.
- HAINES, E. B. (1977): The origin of detritus in Georgia salt marsh estuaries. *Oikos* 29: 254 — 260.

- HASLAM, S. M. (1969): A study of *Phragmites* in relation to its cultivation and harvesting in East Anglia for the thatching industry. *Norfolk Reed Growers Association* 1: 1 — 42.
- HASLAM, S. M. (1973): Some aspects of the life history and autoecology of *Phragmites communis*. Trin. a review. *Polak. Arch. Hydrobiol.* 20: 79 — 100.
- HEGG, J. O. & G. STANFORD (1967): Utilization of soil and fertilizer N by oats in relation to the available N status of soil. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 31: 215 — 219.
- HOWARTH, R. W. & J. E. HOBBIE (1982): The regulation of decomposition and heterotrophic microbial activity in salt marsh soils: a review. In: V. S. Kennedy, (Ed), *Estuarine comparisons*, Academic Press, New York 187 — 207.
- HOWARTH, R. W. & J. M. TEAL (1979): Sulphate reduction in a New England salt marsh. *Limnol. Oceanogr.* 25: 999 — 1013.
- HOWES, B. L., R. W. HOWARTH, J. M. TEAL & I. VALIELA (1981): Oxidation potentials in a salt marsh: spatial pattern and interactions with primary production. *Limnol. Oceanogr.* 26: 350 — 260.
- HÜBEL, E., (1966): Stoffproduktion von *Phragmites communis* Trin. im Schilfgürtel des Neusiedler Sees im Jahre 1966 (Ergebnisse nach der Erntemethode) *Sitz. Ber. d. Österr. Akad. d. Wiss., math.-nat. kl.* 14: 121 — 144.
- HÜRLIMAN, H. (1951): Zur Lebensgeschichte des Schilfs an den Ufern der Schweizer Seen. *Beitr. Geobot. Landesaufn. Schweiz*, 30: 1- 232.
- HUSAK, S. (1978): Control of reed and reed mace stands by cutting, In: *Pond littoral ecosystems*, Ed. Dykyjová, D. & J. Květ., *Ecological Studies* 28, Springer Verlag, Berlin. 404 — 408.
- HUTCHINGS, M. J. & J. P. BARKHAM (1976): An investigation of shoot interactions in *Mercurialis perennis* a rhizomatous perennial herb. *J. Ecol.* 64: 723 - 743.
- IIZUMI, H., HATTORI, A. & McROY, C. P. (1980): Nitrate and nitrite in interstitial waters of eelgrass beds in relation to rhizophore. *J. exp. mar. Biol. Ecol.* 47: 191 — 201.
- IMHOF, G. (1966): Ökologische Gliederung des Schilfgürtels am Neusiedler See und Übersicht über die Bodenfauna unter produktionsbiologischem Aspekt. *Sitz. ber. Österr. Akad. Wiss., math.-nat. Kl.* 181: 111 — 136.
- IMHOF, G. (1973): Aspects of energy flow by different food chains in a reed-bed, a Review. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 20, 1, 165 — 168.
- IMHOF, G. (1979): Arthropod communities connected with *Phragmites*. In: H. Löffler (Ed), *Neusiedler See: The limnology of a shallow lake in Central Europe*. Junk. B. V. pub., The Hague, 389 — 397.
- JACKSON, J. R. & R. W. WILLEMSEN (1976): Allelopathy in the first stages of secondary succession on the piedmont of New Jersey. *Am. Jour. Bot.* 63: 1015 — 1023.
- JONES, J. G. (1980): The microbiology of profundal and littoral lake sediments. *J. App. Bacteriol.* 46: 305 - 315.
- JONES, J. G. & B. M. SIMON (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.
- JORGENSEN, B. B. & Y. COHEN (1977): Solar Lake (Sinai). 5. The sulfur cycle of the benthic cyanobacterial mats. *Limnol. Oceanogr.* 22: 657 - 666.
- KADLEC, R. H. & D. L. TILTON (1979): The use of freshwater wetlands as a tertiary wastewater treatment alternative. *C.R.C. Critical Reviews Environmental Control* 9 (2): 185 - 212.
- KADLEC, R. H. (1978): Wetlands for tertiary treatment. In: P. E. Greeson, J. R. Clark & J. E. Clark (Eds) *Wetland functions and values: the state of understanding*. Ann, Water Res. Ass. Minneapolis. 490 - 504.

- KEENY, D. R. (1973): The nitrogen cycle in sediment-water systems. *J. Environ, Qual* 7: 15 — 29.
- KLÖTZLI, F. (1971): Biogenous influence on aquatic macrophytes, especially *Phragmites communis*. *Hydrobiologia* (Bucharest) 12: 107 - 111.
- KLÖTZLI, F. & A. GRÜNING (1976): Seeufervegetation als Bioindikator. In: *Daten und Dokumente zum Umweltschutz Heft* 19: 109 - 131.
- KLÖTZLI, F. & S. ZUST (1973): Conservation of reed beds in Switzerland. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 20: 229 -235.
- LI, W. C. & D. E. ARMSTRONG (1973): Measurement of exchangeable inorganic phosphate in lake sediments. *Environ. Sci. Technol.* 7: 454 - 456.
- KREJCI, G. (1974): Jahresperiodische Stoffwechselschwankungen in *Phragmites comm.* Diss. Uni. Wien. 150 S.
- KRISCHA, H., N. KRAUSS & M. KAHL (1979): Der Einfluß von Schnitt und Frost auf Entwicklung und Biomasseproduktion der *Phragmites-Röhrichte* am Greifswalder Boden. *Folia Geobot. Phytotax.* 14: 121 —144.
- KROM, M. D. (1980): Spectrophotometric determination of ammonia: a study of a modified Berthelot reaction using salicylate and dichloroisocyanurate. *Analyst*: 105, 305 — 316.
- KULLENBERG, B. (1947): The piston core sampler. *Svenska Hydrogr. Biol. komm. Skr. Hydrog.* 3: 11 —46.
- KUTZNETSOV, S. I. (1970): The microflora of lakes and its geochemical activity. Univ. Texas Press., Austin, TX. 503 S.
- LEAN, D. R. S., M. N. CHARLTON, B. K. BURNISON, T. P. MURPHY, S. E. MILLARD & K. R. YOUNG (1975): Phosphorus: Changes in ecosystem metabolism from reduced loading. *Verh. Internat. Verein Limnol.* 19: 249 — 257.
- LERMEN, A. (1979): Geochemical processes, water and sediment environments. John Wiley & Sons, New York. 481 S.
- LIETH, H. (1975): Primary production of the major units of the world. In „Primary production of the Biosphere“ H. Lieth and R. H. Whittaker (Eds) *Ecological studies*, vol. 14 Springer-Verlag NY. 203 — 215.
- LIJKLEMA, L. (197): The role of iron in the exchange of phosphate between water and sediments. In *Interactions between sediments and fresh water*. Proc. Int. Symp. Interactions between sediments and fresh water (Ed. H. L. Golterman). Junk bv. Pubs. The Hague, 313 — 317.
- LIJKLEMA, L. & A. H. M. HIELTJES (1979): The role of iron and calcium in the cycling of phosphate in shallow lakes. In: S. E. Joorgenson *Hydrophysical and ecological models of shallow lakes and reservoirs*. Summary report of an IIASA workshop April 1978. (Ed.). IIASA, Laxenburg, Austria. 49 — 58.
- LINDEN, M. J. H. A. VAN DER (1981): Nitrogen economy of reed (*Phragmites communis* Trin.) vegetation in the Zuidelijk Flevolana polder, 1: Distribution of nitrogen among shoots and rhizomes during the growing season and loss of nitrogen due to fire management (Netherlands). *Acta Oecologica Oecol. Plant.* 15: 219-230.
- LINTHURST, R. A. (1979): The effect of aeration on the growth of *Spartina alterniflora* Loisel. *Am. J. Bot.* 66: 685 — 691.
- LIVINGSTON, D. A. (1955): Light weight piston sampler for lake deposits. *Ecol.* 36: 137 — 139.
- LODHI, M. A. K. (1975): Soil-plant phytotoxicity and its possible significance in patterning of herbaceous vegetation in a bottomland forest. *Am. Jour. Bot.* 62: 618 — 622.
- LÖFFLER, H. (1974): *Der Neusiedler See*. Molden Verlag, Wien. 175 S.

- LÖFFLER, H. (Ed.) (1979): Neusiedler See: The Limnology of a shallow lake in central Europe. Dr. W. Junk Pub. The Hague. 543 S.
- LÖFFLER, H. & A. GUNATILAKA (in Druck): Neusiedler See: a shallow lake and a Phragmites wetland. In: B. Patten (Ed.); Ecosystem dynamics of wetlands and shallow water bodies. John Wiley, New York.
- LÖFFLER, H. et al. (in Druck): Neusiedler See Einfluß der Landwirtschaft und des Tourismus auf die Eutrophierung. Endbericht — Maßprogramm, ÖAW.
- LÖFFLER, H., P. ZAHRADNIK & H. BROSSMANN (1984): Diffuser Nährstoffeintrag in den Neusiedler See; Untersuchung der Regenchemie. MaB- Endbericht, Juli 1984. ÖAW (Unveröffentlicht) 74 S.
- MASON, C. F. & R. J. BRYANT (1975): Production, nutrient content and decomposition of Phragmites communis Trin. and Typha angustifolia L. J. Ecol. 63: 71 - 95.
- MACKERETH, F. J. H., J. HERON & J. F. TALLING (1978): Water analysis — Some methods for limnologist. Freshwater biol. ass. Sc. publications. 120 S.
- McGRIMMON, H. R. (1980): Nutrient and sediment retention in a temperate marsh ecosystem. Int. Revue Ges. Hydrobiol. 65: 719 — 744.
- McNAUGHTON, S. J. (1968): Autotoxic feedback in relation to germination and seedling growth in Typha latifolia. Ecology 49: 367 — 369.
- METZ, H. (1983): Endbericht 84/83 Limnologie des Schilfgürtels. Projekt: 3b(b)a. (Unveröffentlicht).
- MENDELSSOHN, I. A. (1979): Nitrogen metabolism in the height forms of Spartina alterniflora in North Carolina. Ecology 60: 574 — 584.
- MENDELSSOHN, I. A. & K. L. McKEE (1983): Sublethal stresses controlling Spartina alterniflora productivity. In: B. Gopal, R. E. Turner, R. G. Wetzel & D. F. Whigham (Eds.), Wetlands Ecology & management, Internat. Sci. Publ. Jaipur, India. 224 — 241.
- MOOK, J. H. & J. VAN DER TOORN (1982): The influence of environmental factors and management on stands of Phragmites australis. II. Effects on yield and its relationships with shoot density. J. appl. Ecol. 19: 501 - 517.
- MORRIS, J. (1980): Nitrogen uptake kinetics of spartina alterniflora in culture. Ecology. 61: 1114 — 1121.
- MORTIMER, C. H. (1941): The exchange of dissolved substance between mud and water in the lakes. Part I. J. Ecol. 29: 280 - 329.
- MORTIMER, C. H. (1942): The exchange of dissolved substance between mud and water in the lakes. Part II. J. Ecol. 30: 147 - 201.
- MÜHLHAUSER, H. (1982): Charakterisierung des Porenwassers und der Sedimente mit besonderer Berücksichtigung der Chemisch-Bakteriologischen Merkmale des Neusiedler Sees. Dissertation, Uni. Wien. 96 S.
- MÜLLER, R. & F. WIEDEMANN (1955): Die Bestimmung des Nitrats in Wasser. In: Jahrbuch für Wasserchem. & Wasserreinigungstech., Verlag Chemie: 12: 247 — 271.
- MÜLLER, G. (1967): Methods in sedimentary petrology. E. Schweizerbart'sche Verlag, Stuttgart, 284 S.
- NEILL, R. L. & E. L. RICE (1971): Possible role of Ambrosia psilostachya on patterning and succession in old fields. Am. Midl. Natur. 86: 344 — 357.
- NEUHUBER, F., H. BROSSMANN & P. ZAHRADNIK (1980): Phosphorus & nitrogen in Neusiedler See. In: M. Dokulil, H. Metz and d. Jewson (Eds), Shallow lakes, Development in Hydrobiology, Junk. b. V. Pub., The Hague 3: 35 — 42.

NEUHUBER, F., H. BROSMANN & P. ZAHRADNIK (1979): Phosphorus and nitrogen. In: H. Löffler, The limnology of a shallow lake in Central Europe. Junk bv. Pub., The Hague. 101 — 108.

NEWMAN, E. I. & M. H. MILLER (1977): Allelopa

NEUHUBER, F., H. BROSMANN & P. ZAHRADNIK (1979): Phosphorus and nitrogen. In: H. Löffler, The limnology of a shallow lake in Central Europe. Junk bv. Pub., The Hague. 101 — 108.

NEWMAN, E. I. & M. H. MILLER (1977): Allelopathy among some British grassland species. II. Influence of root exudates on phosphorus uptake. J. Ecol. 65: 399 — 411.

NIXON, S. W. (1980): Between coastal marshes and coastal waters — a review of twenty years of speculation and research on the role of salt marshes in estuarine productivity and water chemistry. In: Hamilton, P and K. B. Mac Donald (Eds) Estuarine and Wetland Processes. Plenum press. New York. 437 — 525.

NÜRNBERG, G. (1984): Iron and hydrogen sulfide interference in the analysis of soluble reactive phosphorus in anoxic waters. Water Res. 18: 369 — 377.

ODUM, H. T.; K. C. EWEL.; W. J. MITSCH & J. W. ORDWAY (1975): Recycling treated sewage through cypress wetlands in Florida. In: D'Itri, F. M. (Ed.). Wastewater renovation and reuse. New York Plenum Press, 35 - 67.

PARMA, S. (1980): The history of eutrophication in concept and the eutrophication in the Netherlands. Hydrobiol. Bull. Amsterdam 14: 5 - 12.

PATRICK, W. H. & K. R. REDDY (1976): Fate of fertilizer N in flooded rice-soil. Soil. Sci Soc. Am. J. 40: 678 — 683.

PATRICK, Z. A. (1971): Phytotoxic substances associated with the decomposition in soil of plant residues. Soil Sci. 111: 13 — 18.

PATRICK, Z. A., T. A. TOUSSOUN & W. C. SNYDER (1963): Phytotoxic substances in aerable soils associated with decomposition of plant residues. Phytopath. 53: 152 — 161.

PIECZYNSKA, E., U. SIKORSKA & T. OZIMEK (1975): The influence of domestic sewage on the littoral zone of lakes. Polski Arch. Hydrobiol. 22 (2): 141 - 156.

PLANTER, M. (1970): Elution of mineral components out of dead reed *Phragmites communis* Trin. Polskie Arch. Hydrobiol. 17: 357 — 362.

POMEROY, L. R. & R. G. WIEGERT (1981): The ecology of a salt marsh. Springer Verlag, Berlin, 272 p.

PONNAMPERUMA, F. N. (1955): The chemistry of submerged soils in relation to the growth and yield of rice. Ph. D. Thesis. Connel Univ. 208 S.

PONNAMPERUMA, F. N. (1972): The Chemistry of submerged soils. Adv. Agron. 24: 29 — 96.

POSTGATE, J. R. (1968): The sulphur cycle. In: Inorganic sulphur chemistry, G. Nickless (Ed) Elsevier, Amsterdam. 259 — 279.

PRENTKI, R. T., T. D. GUSTAFSON & ADAMS (1978): Nutrient movements in lakeshores marshes. In: R. E. Good, D. F. Whigham & R. L. Simpson (Eds), Freshwater wetlands, Ecological processes and management potential. Academic Press, New York. 1969 — 194 S.

PRUSCHA, H. (1973): Biologie und Produktionsbiologie des Rohrbohrers *Phragmataecia castanea* Hb. (Lpidoptera, Cossidae). Sitz. ber. Österr. Akad. Wiss., math.-nat. Kl. 181: 111 — 136.

PÜHRINGER, G. (1976): Zur Faunistik und Populationsdynamik der Schilfspinnen des Neusiedler Sees. Sitz. ber. Österr. Akad. Wiss., math.-nat. Kl. 184: 39 — 419.

RAST, W. (1978): Summary analysis of the North American (US Portion) OECD Eutrophication project: Nutrient loading, Lake response relationships and trophic state indices. Ecol. Res. Series, EPA-600/3-78-008, 455 S.

RICE, E. L. (1974): Allelopathy, Academic Press, NY 343 S.

- RICHARDSON, C. J., D. L. TILTON, J. A. KADLEC, J. P. M. CHEMIE & W. A. WENTZ (1978): Nutrient dynamics of northern wetland ecosystems. In: R. E. Good, D. F. Whigham & R. L. Simpson (Eds), *Freshwater wetlands Ecological processes and management Potential*. Academic Press, New York, 217 — 241.
- RODEWALD-RUDESCU, L. (1974): Das Schilfrohr. Die Binnengewässer. 27: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 294 S.
- RYDING, S. O. (1980): Monitoring of inland waters. OECD Eutrophication program. The Nordic Project. Northforsik, Helsinki, Finland, 207 S.
- SCHEINER, D. (1976): Determination of Ammonia and Kjeldhal nitrogen by indophenol method. *Wat. res.* 10: 31 — 36.
- SCHIERUP, H. H. (1978): Biomass and primary production in a *Phragmites communis* Trin. swamp in North Jutland, Denmark. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 20: 94 — 9
- SCHRÖDER, R. (1973): Die Freisetzung von Pflanzennährstoffen im Schilfgebiet und ihr Transport in das Freiwasser am Beispiel des Bodensee-Untersees. *Arch. Hydrobiol.* 71: 145 - 158.
- SCHRÖDER, R. (1979): Decline of reedswamps in Lake Constance. *Simp. Bio. Hung.* 19: 43 - 48.
- SKUHRAVY, V. (ed) (1981): Invertebrates and vertebrates attacking common reed stand (*Phragmites communis*) in Czechoslovakia. *Studie (SAV) Academia, praha.* 113 S.
- SIEGHARDT, H. (1983): Rohstoffgewinnung aus *Phragmites*-Nährstoffaustrag, Endbericht 1982. (Unveröffentlicht).
- SIEGHARDT, H., O. HAMMER & G. TEUSCHL (1983): Das Schilfrohr (*Phragmites australis* (Cav.) Trin ex Steudel). Wachstum und Produktion in verschiedenen Zonen des Schilfgürtels am Neusiedlersee. *BFB-Bericht* 51: 37 — 47.
- SIMPSON, R. L., D. F. WHIGHAM (1978): Seasonal patterns of nutrient movement in a freshwater tidal marsh. In: R. E. Good, D. F. Whigham & R. L. Simpson, *Freshwater wetlands, Ecological processes and management potential*. Academic Press, New York. 243 — 257 S.
- SIMPSON, R. L.; R. E. GOOD; R. WALKER & B. R. FRASCO (1983): The role of Delaware River freshwater tidal wetlands in the retention of nutrients and heavy metals. *J. Environ. Qual.* 12 (1): 41 - 48.
- SLOEY, W. E.; F. L. SPANGLER & C. W. FETTER JR. (1978). Management of the freshwater wetlands for nutrient accumulation. In: Good, R. E., D. F. Whigham & R. L. Simpson (Ed.). *Freshwater wetlands: ecological processes and management potential*. Academic Press, New York. 321 - 340.
- SOLARZANO, L. (1969): Determination of ammonia in natural waters by the phenol-hypochlorite method. *Limnol. Oceanogr.* 14: 799 — 801.
- SORENSEN, J. (1970): Capacity of denitrification and reduction of nitrate to ammonia in coastal marine sediment. *Appl. Environ. Microbio.* 35: 301 — 305.
- SORENSEN, J., B. B. JORGENSEN & N. P. REVSBECH. (1979): A comparison of oxygen, nitrate and sulphate respiration in coastal and marine sediments. *Microb. Ecol.* 5: 105 — 115.
- SPANGLER, F. L.; C. W. FETTER JR. & W. E. SLOEY (1977): Phosphorous accumulation discharge in marshes. *Water Resources Bull.* 13: 1191 - 1201.
- STANTON, M. P. CAPEL, M. J. & F. A. J. ARMSTRONG (1977): The chemical analysis of freshwater. *Can. Fish. Mar. Serv. Misc. Spec. Publ.* 25: 180 S.
- STOCKER, Z. S. J. & D. D. WILLIAMS (1972): Freezing core method for describing the vertical distribution of sediments in a stream bed. *Limnol. Oceanogr.* 1: 136 — 138.
- STONE, J. H., L. M. BAHR, Jr., & J. W. DAY, Jr. (1978): Effects of canals on freshwater marshes in coastal Louisiana and implications for management. In: R. E. Good, D. F. Whigham & R. L. Simpson (Eds), *Freshwater wetlands, Ecological processes and management potential*. Academic Press, New York. 299 — 320 S.

STRICKLAND, J. D. H. & T. R. PARSONS (1967): A practical handbook of seawater analysis. Bull. Fish. Res. Bd. Can. 167 S.

STUMM, W. & J. J. MORGAN (1970): Aquatic Chemistry. Wiley Interscience, 583 S.

SUKOPP, H.; B. MARKSTEIN & L. TREPL (1975): Röhrichte unter intensivem Großstadteinfluß. Beitr. naturk. forsch. Südw-Dtl. 371 - 385.

SUKOPP, H. (1971): Effects of recreational activities on littoral macrophytes. Hydrobiologia (Bucharest) 12: 331 — 340.

SUKOPP, H. & B. MARSTEIN (1981): Veränderungen von Röhrichtbeständen und Pflanzen als Indikatoren von Gewässernutzungen, dargestellt am Beispiel der Havel in Berlin (West). Limnologica (Berlin) 13 (2): 459 -471.

SEYERS, F. F., R. F. HARRIS, & D. E. ARMSTRONG (1973): Phosphate chemistry of lake sediments. J. Environ. Qual. 2 : 1—14

SZCZEPANSKI, A. (196):. Biomass of underground parts of the reed *Phragmites communis* Trin. Bull. Acad. Polon. sci., Ser. biol., 17 : 245—246.

SZCZEPANSKA, W. (1971): Allelopathy among the aquatic plants. Pol. Arch. Hydrobiol. 18 : 17—30.

SZCZEPANSKI, A. J. (1977): Allelopathy as means of biological control of water weeds. Aquatic Bot. 3 193—197.

TABATABAI, M. A. (1974): Determination of Sulphate in water samples. The Sulphur Institutes J., 10 (2)

TALLING, J. F. (1973): The application of some of the electrochemical methods to the measurement of photosynthesis and respiration in freshwaters. Freshwater. biol., 3 : 335—362.

TEAL, J. M. and J. W. KANWISHER, (1966): Gas transport in the marsh grass, *Spartina alterniflora*. j. Exp. Bot. 17 355—361

TILTON, D. L. & R. H. KADLEC. (1979): The utilization of a freshwater wetland for nutrient removal from secondarily treated waste water effluent. J. Environ. Qual. 8 : 328—334

TOORN, van der J., (1972): Variability of *Phragmites australis* (cav.) Trin. ex Steudel in relation to the environment. Van Zee tot Land 48, Rijksdienstn voor de Ijsselmeerpolders, Staatsuitgeverij-'S-Gravenhage. 122 S.

TOORN, van der J. & J. H. MOOK (1982): The influence of environmental factors and management on strands of *Phragmites australis*. 1. Effects of burning, frost und insect damage on shoot density and shoot size. J. Appl. Ecol. 19 : 477-499.

TÓTH L. (1972): Reeds control eutrophication of Balaton lake. Water Research, 6 : 1533—1539.

ULEHLOVA, B. (1976): Microbial decomposers and decomposition processes in wetland. Studie CSAV 17, Academia, praha 112 S

VALIELLA, I., J. M. TEAL & W. SEAS. (1973): Nutrient retention in salt marsh plots experimentally fertilized with sewage sludge. Estuar. Coast. Mar. Sci. 1 : 261—269.

VALIELLA, I. and J. M. TEAL. (1974): Nutrient limitation in salt marsh vegetation. In Ecology of Halophytes, Reimold, R. J. und W. H. Queen (Eds.), Academic Press, New York 547 — 563.

VALIELLA, I. and J. M. TEAL and W. J. SASS. (1975): Production and dynamics of salt marsh vegetation and effect of sewage contamination. Biomass, production and species composition. J. appl. Ecol. 12 : 873—982.

VALIELLA, I. and J. M. TEAL and W. G. DEUSER. (1978): The nature of growth forms in the salt marsh grass *Spartina alterniflora*. Am. nat. 112: 461—470

VALIELLA, I., B. HAWES, R. HOWARTH, A. GIBBIN, K. FOREMAN, J. M. TEAL and J. E. HOBBIE. (1983): Regulation of primary production and decomposition in a salt marsh Ecosystem. B. Gopal; R. E. Turner; R. G. Wetzel & D. F. Whigham (Eds), Wetlands ecology and management. Internat. Symp. Publ., Jaipur, India. 305—319

VALLIELLA, I., S. VINCE and J. M. TEAL. (1976): Assimilation of sewage by wetlands, in: M. Wiley (ed) Estuarine processes. Volume I. Uses, stresses, adaptations to the estuary. Academic Press, New York. 234—253.

VALK, van der A. G. (1981): Succession in wetlands: a Gleasonian approach Ecology. 62: 688—696.

VALK, van der A. G. & C. B. DAVIS. (1976): The seed banks of prairie glacial marshes. Cand. Jour. Bot 54: 1832—1838.

VALK, van der A. G. & C. B. DAVIS. (1976): The role of seed banks in the vegetation of prairie glacial marshes. Ecology 59: 322—335.

VOLLWEIDER, R. A. (1969): Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with special reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. OECD/DAS/CSI/68.27., Paris 149 S.

WALLSTEN, M. (1983): Starch in roots relation to vegetative growth in natural and treated aquatic macrophyte areas. In Proc. Int. Symp. in Aquatic Macrophytes, Sep. 1983, Nijmegen, The Netherlands, 292—297.

WEISSER, P. (1970): Die Vegetationsverhältnisse des Neusiedlersees. Pflanzensoziologische und ökologische Studien. Wiss. Arb. Bgl. 45: 1—83.

WAITZBAUER, W. PRUSCHA H. UND PICHER O. (1973): Faunistisch-ökologische Untersuchungen an schilfbewohnenden Dipteren im Schilfgürtel des Neusiedlersees. Sitz. ber. Akad. Wiss., math.-nat. kl. 181: 111—136.

WESTLAKE, D. F. (1963): Comparisons of plant productivity. Biol. Rex. 38: 385—425.

WETZEL, R. G. (1975): Limnologie. W. B. Saunders, NY. 743 S

WHEELER, B. D. (1980): Plant communities of rich-fen systems in England and Wales. 1. Introduction. Tall sedge and reed communities. J. E. 68: 365—395.

WHIGHAM, D. F. & R. L. SIMPSON. (1976): The potential use of freshwater tidal marshes in the management of waterquality in the Delaware River. In: Tourbier, J. & R. W. Pierson jr. (Ed). Biological control of water pollution. Univ. of Pennsylvania Press, Philadelphia. 173—186.

WHIGHAM, D. F. & R. L. SIMPSON. (1978): Nitrogen and phosphorus movement in a freshwater tidal wetland receiving sewage effluent. Coastal zone '78. Proc. Symp. Technical, Environmental, Socioeconomic and Regulatory Aspects of Coastal Zone Management, ACSE/San Francisco, 2189—2203.

WIUM-ANDERSEN, S., U. ANTHONI & G. HOUEN. (1983): Elemental sulphur, a possible allelopathic compound from *Ceratophyllum demersum*. Phytochem. 22: 2613.

WIUM-ANDERSEN, S. U. ANTHONI, C. CHRISTOPHERSEN & G. HOUEN. (1982): Allelopathic effects on phytoplankton by substances isolated from aquatic macrophytes (Charales). Oikos 39: 187—190.

WOODWELL, G. M. (1977): Recycling sewage through plant communities. Am. Sci. 65: 556—562.

WINFREY, M. R. & ZEIKUS J. J. (1977): Effect of Sulfate on Carbon & electron flow during microbial Methanogenesis in freshwater sediments. App. Environ Microbiol. 33 (2): 275—281.

WEIKE, Yu., (1982): The influence of River Wulka to the Nutrient loading of Lake Neusiedl. Technical report, UNESCO/ÖAW training course in Limnology 38. S. Unveröffentlicht).

WOODS, E. D., F. A. J. ARMSTRONG & F. A. RICHARDS 1967. Determination of nitrate in sea water by cadmium — Copper reduction to nitrate. J. mar. biol. Ass. U. K. 47: 23 — 31

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Wissenschaftliche Arbeiten aus dem Burgenland](#)

Jahr/Year: 1986

Band/Volume: [072](#)

Autor(en)/Author(s): Gunatilaka A.

Artikel/Article: [Nährstoffkreisläufe im Schilfgürtel des Neusiedler Sees - Auswirkungen des Grünschnittes. 223-310](#)