© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich 129 (1992): 35-66

Die Rolle des Detritus im Ökosystem des Schilfgürtels am Neusiedler See

Peter HIETZ

Im November 1987 wurden in 12 verschiedenen Versuchsansätzen tote Schilfblätter und -halme in groben (5 mm Maschenweite) und feinen (70 µm) Säcken, im Schilfbestand und in einer schilffreien Lakune sowie über Wasser in der Mitte des Schilfgürtels (am Steg 3) exponiert und zusätzlich Blätter in groben Säcken am landseitigen (Steg 1) und am seeseitigen (Steg 5) Rand. Im November 1988 wurden Blätter am Steg 2 und 4 und in einem Verlagerungsexperiment Blätter von Steg 1 an den Stegen 3 und 5 und umgekehrt exponiert. In Abständen von einem bis mehreren Monaten wurden Proben gesammelt und Trockengewicht, Aschengehalt sowie N, P, K, Na, Ca, Mg und Fe bestimmt. Zusätzlich wurde die unterirdische Biomasse und deren Abbaugeschwindigkeit untersucht. Nach 29 Monaten blieben am Steg 3 von Blättern unter Wasser noch ca. 40 % des aschenfreien Trockengewichtes in groben und 50 % in feinen Säcken, während von den Halmen noch etwa 75 % und von Blättern am Steg 1 nur noch 20 % vorhanden waren. Nach 17 Monaten verblieben am Steg 3 ca. 63 %, am Steg 2 und 4 52 %, am Steg 1 47 % und am Steg 5 39 % des Anfangsgewichtes der Blätter. Unterschiede in den Abbauraten waren u.a. durch die Litterfauna, die Trockenheit über Wasser, unterschiedliche Nährstoffgehalte und die Temperatur bedingt. Die Abbauraten sind in der Mitte des Schilfgürtels bei Purbach am geringsten und nehmen zum landseitigen und seeseitigen Schilfrand zu, wobei der Unterschied nicht auf einer unterschiedlichen Zusammensetzung des Litters, sondern lediglich auf dem Expositionsort beruht. Rhizome, die im Sediment exponiert waren, wurden, vergleichbar den Blättern, rasch abgebaut, während grobe und feine Wurzeln nach knapp eineinhalb Jahren nur 10 % ihres Anfangsgewichtes verloren.
Einwertige Kationen werden anfangs sehr stark ausgewaschen, zweiwertige in geringerem Maße und Fe gar nicht. Auch der darauffolgende Anstieg der Konzentrationen aller Kationen, der bis zum Ende der Untersuchung anhielt, scheint vor allem Ionenaustauschvorgänge widerzuspiegeln. Andere Prozesse wie Redoxverhältnisse, Sedimenteintrag, Photosynthese und Karbonatfällung werden diskutiert. Stickstoff und Phosphor werden in relativ geringem Maß ausgewaschen und nehmen im Lauf des Abbaus in Blättern auf den etwa zwei- bzw. dreifachen Anfangsgehalt zu. Im Verlagerungsexperiment waren die Endkonzentrationen aller Elemente in den Blättern vom Expositionsort, aber nicht von der Anfangskonzentrationen abhängig.
Die Bedeutung des Detritus bei den Nährstoffkreisläufen und der Eutrophierung des Sees wird diskutiert und auf die negativen Konsequenzen eines Rückganges des Schilfbestandes hingewiesen.

HIETZ P., 1992: The role of litter in the reed stand of Lake Neusiedl.
Dead reed leaves and stalks were exposed in the center of the reed belt (site 3) in coarse (5 mm mesh size) and fine (70 µm) litterbags, in and above the water and in a reedless pool in November 1987. Additionally, leaves in coarse bags

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

were exposed at the landward margin (site 1) and the lakeward margin (site 5) of the reed belt. In November 1988, leaves were exposed at sites 1, 2, 3, 4, and 5 and leaves collected from site 1 were exposed at sites 3 and 5 and vice versa. Samples were collected at monthly or longer invervals and dry weight, ash, N, P, K, Na, Ca, Mg, and Fe were determined. Belowground biomass and decomposition of roots and rhizomes were estimated.
In April 1990 approx. 40 % of the ash free-dry weight of leaves remained in coarse bags and 50 % in fine bags at site 3. From leaves exposed in 1988, 46 %, 52 %, 63 %, 52 %, and 39 % remained at sites 1, 2, 3, 4, and 5, respectively.
Decomposition rates were slowest in the center of the reed belt and increased towards the landward and lakeward margin. Leave decay did not depend on the initial composition but only on the site of exposure. Differences in the decomposition rates were caused by litter fauna, dryness in litter exposed above water, nutrients, and temperature. Rhizomes exposed in the sediment layer decomposed rapidly, whereas coarse and fine roots lost only 10 % of their initial weight after a year and a half.
Monovalent cations leached most rapidly, bivalent moderately fast, and Fe did not leach at all. The subsequent cation accumulation appears to reflect cation exchange processes. Other factors like redox potential, sediment incorporation, photosynthesis, and carbonate precipitation are discussed. Comparatively little N and P leached initially, and accumulation until the end of exposure reached approx. two to three times initial concentration. As the translocation experiment showed, the concentrations established after several months depended only on the exposure site, but were independent from initial concentrations in the leaf litter.
The importance of litter for the nutrient cycles and eutrophication of the lake and the negative consequences of a possible reed decline are discussed.

Keywords: Lake Neusiedl, litter, decomposition, nutrients, eutrophication, reed, *Phragmites australis*, belowground biomass.

Einleitung

Der Neusiedler See ist mit 320 km^2 Gesamtfläche der größte See Österreichs. Mehr als die Hälfte davon (178 km^2 nach der Luftbildkartierung von 1975, CSAPLOVICS 1985) ist von Schilfbeständen bedeckt, die sich großteils seit der letzten Austrocknung des Sees (1864-1868) entwickelt haben. Diese bemerkenswert schnelle Ausbreitung — etwa zwischen 1935 und 1958 — von bis zu ca. 75 m pro Jahr kann sicher nicht durch Rhizomwachstum allein erklärt werden. Da die generative Vermehrung bei Schilf eine untergeordnete Rolle spielt und keine Keimung in ständig überflutetem und bewegtem Wasser stattfindet, ist anzunehmen, daß Rhizome oder Schilfhorste, die aus dem Bestand gerissen wurden, sich anderswo festsetzten und den Kern eines neuen Bestandes bildeten.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Die Problematik der Eutrophierung des Sees fand in den letzten Jahrzehnten zunehmend Beachtung, vor allem auch deshalb, weil für den See als Erholungsattraktion und Tourismuszentrum eine wenn nicht erstklassige, so wenigstens akzeptable Wasserqualität entscheidend ist. Der oberirdische Zufluß beträgt nach STALZER et al. (1985) etwa 545 t Stickstoff und 72 t Phosphor pro Jahr, wobei 160 t bzw. 13 t aus Abwasseranlagen stammen, der Rest vor allem aus der umliegenden Landwirtschaft. Während der Eintrag von Abwasser durch den Bau neuer und die Aufrüstung vorhandener Kläranlagen verringert werden kann, steht die Kontrolle des landwirtschaftlichen Düngereintrages in Zusammenhang mit der gesamten wirtschaftlichen und gesellschaftlichen Problematik der Agrarpolitik. Der Versuch, die landwirtschaftlich genutzte Fläche durch geförderte Brachen zu verringern, ist zwar nur ein kleiner Beitrag, kann aber effizient sein, wenn besonders Felder am Seerand aus der Bewirtschaftung genommen werden. Der atmosphärische Eintrag wird auf 7,7 t P und 400 t N geschätzt (MALISSA et al. 1985). Da der Abfluß über den Einserkanal nur etwa 11 % des Zuflusses ausmacht, ist mit einem Anstieg der Nährstoffkonzentration zu rechnen.

Daß trotz dieser Nährstoffbelastung die Eutrophierung des Sees bisher begrenzt blieb, ist vor allem dem Schilfgürtel zu verdanken. Partikuläre Nährstoffe im oberirdischen Zufluß werden langsam im Schilfbestand abgesetzt und der größte Teil des eingetragenen NO_3 wird durch Denitrifikation aus dem See entfernt. Nach Labormodellen und Berechnungen von VAN DER EMDE et al. (1987) wird das gesamte Nitrat im Zufluß der Wulka (270 t NO_3-N/Jahr) im Schilfgürtel denitrifiziert. Zusätzlich wird auch Nitrat aus dem offenen See durch die Wasserbewegung in den Schilfgürtel eingetragen und dort denitrifiziert, sodaß die Stickstoffbelastung durch den natürlichen Kreislauf kontrolliert wird.

Da Phosphor nicht auf ähnliche Weise aus dem System entfernt werden kann, kommt es zu einer ständigen Anreicherung.

Im Hinblick auf diesen ständigen Nettonährstoffeintrag in See und Schilfgürtel wurde von SIEGHARDT & MAIER (1985) der mögliche Nährstoffexport durch gezieltes Management untersucht. Zwar ist die Nährstoffkonzentration in den Halmen im Sommer höher als im Winter, doch entzieht ein Sommerschnitt neben den Nährstoffen auch viele Kohlenhydrate, die zum Austreiben im nächsten Frühjahr benötigt werden. Bei mehrmaligem Schnitt würde dadurch auf jeden Fall der Bestand geschädigt, auch deshalb, weil die jungen Schilfpflanzen unter den Erntemaschinen leiden. Aus diesem und anderen Gründen wird auch weiter empfohlen im Winter zu schneiden. Abgesehen von diesen ökologischen Überlegungen ist der Bedarf an Schilfhalmen stark

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

gesunken, und grünes Schilf zu schneiden ist wirtschaftlich sicher nicht rentabel.

Verschiedene Aspekte dieser Eutrophierungsproblematik werden seit Jahren im Rahmen der Aktionsgemeinschaft Gesamtkonzept Neusiedlersee untersucht, und eine kurze Zusammenfassung der ökologischen Bedeutung des Schilfgürtels findet sich bei SIEGHARDT (1987).

Da nur eine relativ geringe Fläche des gesamten Schilfgürtels jedes Jahr geschnitten wird, bleibt der Großteil der Biomasse und der Nährstoffe im System und fällt mit den Blättern und Halmen im Verlauf von mehreren Jahren wieder als Litter ins Wasser. Wie sich die weitere Entwicklung des Litters vollzieht, wie schnell die Biomasse abgebaut und die Nährstoffe wieder freigesetzt werden, war ein bisher vernachlässigter Teil des Ökosystems Schilfgürtel und ist Gegenstand der vorliegenden Studie.

Standorte

An den Standorten, die entlang eines Transektes am Purbacher Kanal am Nordwestufer des Neusiedler Sees liegen, wurden bereits Untersuchungen zur Schilfproduktion (SIEGHARDT & MAIER 1985), leaching (WEISS in Vorb.) und Chemismus im Sediment (GUNATILAKA 1985) durchgeführt. Fünf Stege, die 3000, 2200, 1500, 800 und 100 m vom offenen See entfernt sind, reichen etwa 20 m in den Schilfbestand und werden im folgenden als Steg 1 (etwa 200 m vom landseitigen Schilfrand) bis Steg 5 bezeichnet. Die oberirdische Produktion (gemessen am maximalen standing crop im August) betrug an den Stegen 1, 3 und 5 1200, 900 und 1100 $g \cdot m^{-2}$, bzw. 2200, 1000 und 1600 $g \cdot m^{-2}$ wenn das Schilf im vorigen Winter geschnitten worden war (SIEGHARDT & MAIER 1985). Tote, stehende Halme haben also einen deutlichen Einfluß auf die Produktion, der vor allem auf die Beschattung, zu einem geringen Teil vielleicht auch auf die Raumkonkurrenz zurückzuführen ist.

Innerhalb des Schilfgürtels kommen schilffreie Flächen von einigen bis einigen hundert m^2 vor, die als Lakunen bezeichnet werden. Da das Wasser hier unbeschattet ist, ist die Produktion von submersen Pflanzen wesentlich höher als im Schilfbestand (Maier 1979). Diese Lakunen dürften teils anthropogen, teils natürlichen Ursprungs sein, wobei letzterer noch nicht genau geklärt ist (siehe BURIAN 1973, GUNATILAKA 1985, HIETZ 1991).

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Material und Methoden

Tote Schilfhalme und -blätter wurden am 11.11.1987 und am 2.11.1988 gesammelt und im Labor ein bis zwei Wochen lang luftgetrocknet. Ein Teil wurde bei 90°C im Trockenschrank getrocknet, um den verbliebenen Wassergehalt zu bestimmen. 4,5 bis 5,5 g von Schilfblättern und 7,5 bis 8,5 g von Halmen wurden auf mg genau gewogen und in Gazesäcke von 10 x 15 cm mit einer Maschenweite von 70 µm (fein) und 5 mm (grob) eingenäht. Zum Litter in groben Säcken hat ein Großteil der Evertebratenfauna im Schilfgürtel, mit Ausnahme großer Schnecken, Zugang, während nur Mikroorganismen und die Mikrofauna in die feinen Säcke gelangen. Der Unterschied zwischen den beiden Gazesäcken kann daher großteils auf den direkten und indirekten Einfluß der Detritusfauna zurückgeführt werden (CROSSLEY & HOGLUND 1962, MASON & BRYANT 1975, HERLITZIUS 1983).

Am 26.11.1987 wurden Blätter und Halme in groben und feinen Säcken am Steg 3 im Wasser an der Oberfläche der Litterschicht exponiert, außerdem Blätter in groben und feinen Säcken in einer schilffreien Lakune am Steg 3 und Blätter in groben Säcken am Steg 1 und 5. Am selben Tag wurden einige Proben ins Labor zurückgebracht um festzustellen, ob durch das Hantieren Material verlorengegangen war, was nicht der Fall war.

Im Rahmen der vorliegenden Studie war es leider nicht möglich, zu bestimmen, wie schnell die toten Halme niederbrechen. Aus Teilergebnissen, Daten von SIEGHARDT et al. (1984) und Ergebnissen des „Ökologischen Freilandpraktikums" 1991 läßt sich aber schätzen, daß der Totschilfanteil in ungeschnittenen Beständen 2/3 bis 3/4 der Halmdichte ausmacht, tote Halme dürften also zwei bis drei Jahre stehen bleiben, bevor sie ins Wasser fallen. Es stellte sich daher die Frage, wie schnell der Litter außerhalb des Wassers abgebaut wird; Daher wurden auch Halme und Blätter in groben und feinen Säcken über Wasser exponiert.

Am 17.11.1988 wurden wie im Vorjahr Halme und Blätter in groben und feinen Säcken am Steg 3 unter Wasser exponiert und Blätter in groben Säkken an allen 5 Stegen. Blätter, die am Steg 1 gesammelt worden waren, wurden zudem an den Stegen 3 und 5 exponiert und umgekehrt. Dieses Verlagerungsexperiment sollte zeigen, ob Unterschiede in den Abbauraten auf Unterschiede im Material oder auf unterschiedliche Abbaubedingungen an den Standorten beruhen. Drei bis vier Gazesäcke wurden mit einer Nylonschnur zusammengebunden und jeweils mehrere davon an Eisenstangen, die an den Standorten im Bereich von einigen hundert m^2 verteilt wurden. Zu jedem Aufsammlungstermin wurden meist drei Proben jeden Typs gesam-

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

melt. Die Abstände zwischen den Aufsammlungen waren zunächst ein Monat und später zunehmend länger; die letzte erfolgte am 7.4.1990.

Ab November 1988 wurden beim Probensammeln am Steg 3 in 5, 10 und 20 cm Wassertiefe jeweils Temperatur, Sauerstoffgehalt und % Sauerstoffsättigung mit eine OxiCal-O_2-Elektrode gemessen.

Unterirdische Biomasse

Die beträchtlichen Schwierigkeiten bei der Erfassung der unterirdischen Biomasse im Schilfbestand und noch mehr deren Produktion sind bekannt (BURIAN 1973, FIALA 1973). Anhand der Untersuchungen von SIEGHARDT (1973) und SIEGHARDT et al. (1984) läßt sich abschätzen, daß die unterirdische Produktion das Ein- bis Zweifache der oberirdischen ausmacht. Der Abbau toter unterirdischer Biomasse im Schilf wurde bisher noch nirgends untersucht. Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden am Steg 3 fünf Bohrkerne von 11,5 cm Durchmesser und 75 cm Tiefe gezogen und in drei Teile zu 25 cm zerlegt. Der Inhalt wurde über einem 0,5 mm Bodensieb gewaschen und in lebende und tote grobe Wurzeln, feine Wurzeln, Rhizome, Halme, Blätter und einen nicht weiter aufgetrennten Rest sortiert.

Die so isolierten Teile wurden bei 90°C getrocknet und Rhizome (5,5-6,5 g), feine Wurzeln und die Fraktion „lebende Wurzeln" (3,5-4,5 g) in feinmaschige Säcke eingenäht. Jeweils drei davon wurden an Eisenstangen gebunden und diese so tief in das Sediment getrieben, daß der unterste Sack etwa 50 cm, der mittlere 20 cm tief im Sediment und der oberste in der Litterschicht zu liegen kam. Wegen der wenigen Wiederholungen und weil keine deutlichen Unterschiede zwischen den Tiefen festzustellen waren, wurden die Ergebnisse der drei Tiefen gemittelt. Auch dann liegen relativ wenige Daten vor, sodaß die Ergebnisse als Schätzung zu verstehen sind.

Laboranalysen

Alle Gazesäcke, außer den über Wasser exponierten, wurden gründlich mit Leitungswasser und kurz mit deionisiertem Wasser gewaschen, der Inhalt bei 90°C getrocknet, gewogen und die drei Parallelproben gemeinsam in einer Cyclotec 1093 Probenmühle gemahlen. Da die Proben vom 7.4.1990 vom Steg 5 irrtümlich erst nach dem Trocknen gewaschen wurden, wodurch weniger Sediment entfernt werden konnte, werden für diese Serien die

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Aschen- und Nährstoffkonzentrationen vom vorletzten Termin angegeben. Der Aschengehalt wurde durch vierstündige Verbrennung im Muffelofen bei 550°C bestimmt und der Detritusabbau als Prozent Verlust an aschenfreiem Trockengewicht berechnet. Die Nährstoffextraktion erfolgte in siedender 1n HCl, Kationen (Ca, Mg, K, Na und Fe) wurden in einem Perkin-Elmer 3030 Atomabsorptionspektrometer und Phosphat als Phosphomolybdatkomplex gefärbt im Photometer gemessen. Kjeldahl-N wurde nach nasser Veraschung mit konzentrierter H_2SO_4 und einem Se-K_2SO_4-Katalysator durch Destillation in einer Tecator Kjeltec System 1002 Einheit bestimmt. Alle Bestimmungen wurden mit zwei Parallelproben durchgeführt und wiederholt, wenn die Werte mehr als ein toleriertes Minimum voneinander abwichen.

Statistik

Die Kovarianzanalyse (ANCOVA) mit der Zeit als Kovariable wurde angewendet, um den Effekt von unterschiedlichem Material, Expositionsart und Standort zu testen, und mit der GLM-Prozedur von Statistical Analyse System (SAS User's Guide 1985) berechnet. Die Daten wurden mit dem F_{max}-Test nach Hartley und dem G_{max}-Test nach Cochran (SACHS 1978) auf Varianzhomogenität und mit dem Kolmogoroff-Smirnoff-Test bzw. dem Shapiro-Wilk-Test für $n < 51$ (ZAR 1984) auf Normalverteilung getestet. Eine genauere Diskussion der angewandten Statistik findet sich bei HIETZ (1991), soll aber hier nicht näher ausgeführt werden.

Ergebnisse

Temperatur und Sauerstoffgehalt

Die Temperatur und besonders der Sauerstoffgehalt nahmen im Sommer zu und mit der Tiefe ab. Außer im Sommer, wo wegen der hohen Algenphotosynthese sogar eine Übersättigung auftreten kann, herrscht schon in 5 cm Wassertiefe ständiger Sauerstoffmangel. In 20 cm Tiefe, an der Oberfläche der Litterschicht, wurde nie über 40 % Sättigung gemessen, und während des Großteils des Jahres war die Konzentration nahe null. Daraus wird ersichtlich, daß der Abbau in der Litterschicht großteils unter anaeroben Bedingungen stattfindet, was ein sinkendes Redoxpotential bedingt, das in der Sedimentschicht unter dem Litter bis auf -200 mV fällt (GUNATILAKA 1985).

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Abbauraten

Serie 1987

Am Steg 5 wurden einige Proben durch die starke Sedimentation verschüttet, sodaß von dieser Serie nur für das erste Jahr Ergebnisse vorliegen. Trotzdem wird deutlich (Abb. 1), daß der Abbau am Steg 5 am schnellsten und am Steg 3 am langsamsten verläuft. Nach knapp zweieinhalb Jahren waren am Steg 3 noch 40 % und am Steg 1 nur noch 18 % des Ausgangsmaterials vorhanden.

Der Abbau sowohl von Blättern als auch von Halmen über Wasser verlief in allen Fällen wesentlich langsamer als im Wasser. Ebenso signifikant war der langsamere Abbau von Halmen, die am Ende der Untersuchung erst ca. 25 % des Anfangsgewichtes verloren hatten. Leicht signifikant ($p > 0,05$) ist auch der schnellere Abbau von Schilfblättern in der Lakune gegenüber dem Schilfbestand.

Der Unterschied zwischen groben und feinen Säcken war in den ersten Monaten gering, wurde dann aber zunehmend deutlicher, sodaß der Abbau in groben Säcken etwa ein Viertel schneller war. Alle unter Wasser exponierten Proben wurden im Winter deutlich langsamer abgebaut als im Sommer.

Serie 1988

Der Vergleich zwischen groben und feinen Säcken, zwischen Blättern und Halmen sowie zwischen Sommer und Winter (Abb. 2) bestätigt die Daten der Serie 1987.

Interessant ist der Unterschied zwischen den fünf Standorten. Wie im Vorjahr ist auch diesmal der Abbau am Steg 5 am schnellsten, am Steg 1 etwas langsamer und am Steg 3 am langsamsten. Die Abbauraten von Steg 2 und 4 waren etwas höher als am Steg 3 (Abb. 1). Im Verlagerungsexperiment (Abb. 3) war kein Unterschied zwischen verschiedenen am gleichen Standort exponierten Proben festzustellen, der Unterschied zwischen den verschiedenen Standorten war aber deutlich. In der ANCOVA-Tabelle hat der Expositionsort einen höchst signifikanten Effekt ($p < 0,0001$), der Herkunftsort des Litters keinen ($p > 0,3$). Offensichtlich waren die unterschiedlichen Nährstoffkonzentrationen im Ausgangsmaterial (Tab. 2) nicht hoch genug, um Unterschiede in den Abbauraten zu bewirken.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

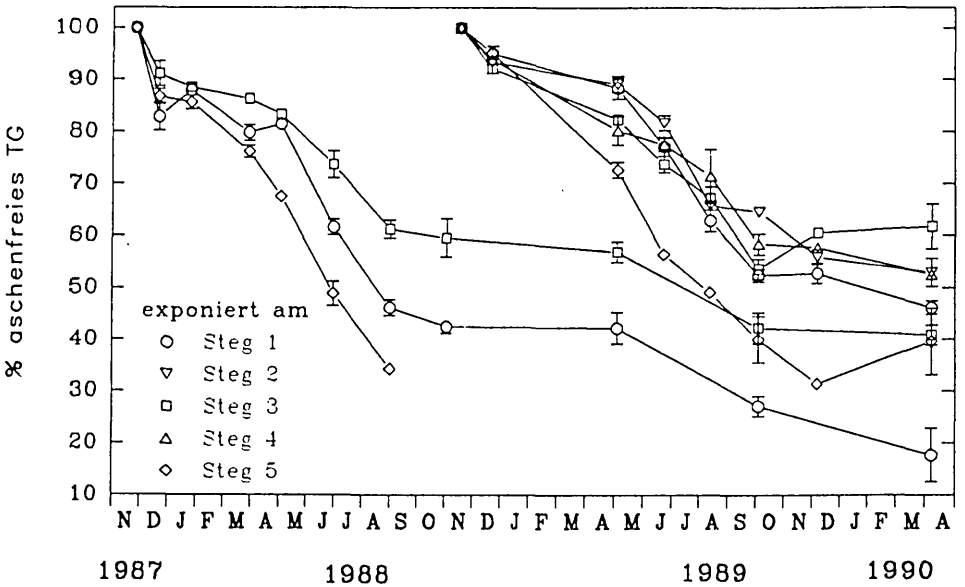

Abb. 1: Abbau der Serien 1987 und 1988 an den fünf Stegen als Verlust an aschenfreiem Trockengewicht. Abweichung = Standardfehler.

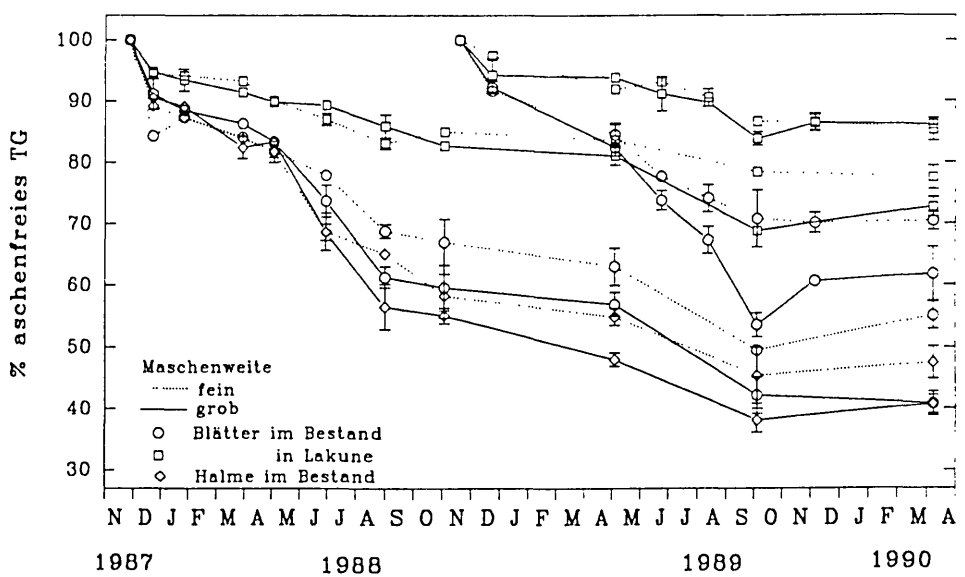

Abb. 2: Abbau der Serien 1987 und 1988 am Steg 3 unter Wasser als Verlust an aschenfreiem Trockengewicht. Abweichung = Standardfehler.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

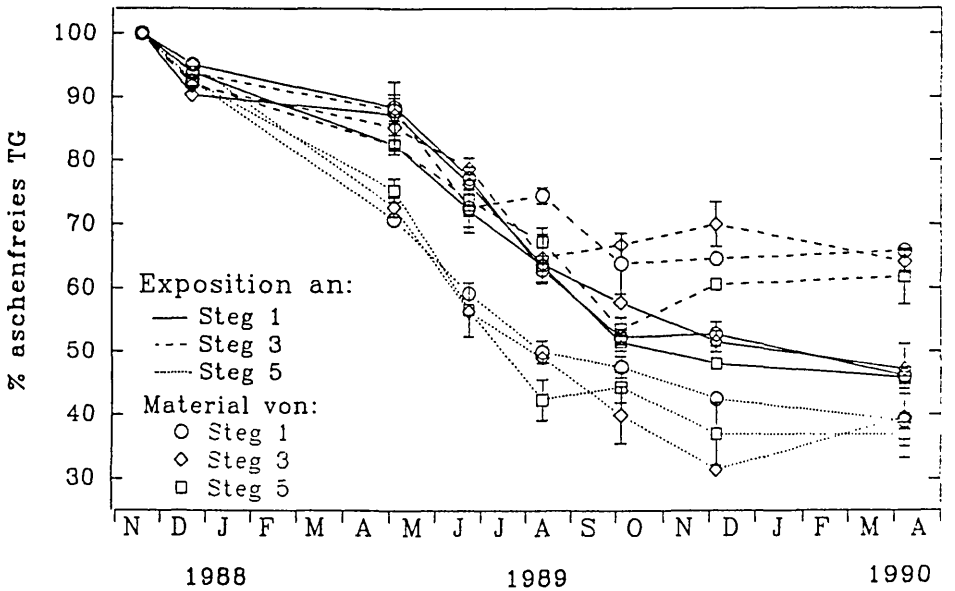

Abb. 3: Abbau im Verlagerungsexperiment der Serie 1988 als Verlust an aschenfreiem Trokkengewicht. Abweichung = Standardfehler.

Unterirdische Biomasse

Der Bohrkern von 75 cm Tiefe umfaßte sowohl die Litterschicht als auch den durchwurzelten Teil des Sediments, die Grenze zwischen Litter und Sediment verlief durch den mittleren der drei Blöcke. In der Litterschicht finden sich kaum Rhizome, sondern fast nur Halme, während im Sediment der Rhizomanteil überwiegt (Abb. 4). Während die Gesamtmenge an Wurzeln etwa gleich bleibt, nimmt der Anteil der toten Wurzeln mit der Tiefe zu. Ebenso ändert sich die Wurzelmorphologie: Die Wasserwurzeln, die von den Halmnodien abzweigen, sind stark und grob, während die von Rhizom abzweigenden Wurzeln einen dichten, feinen Wurzelfilz im Sediment bilden. Der Abbau von groben und feinen Wurzeln (Abb. 5) erfolgte sehr langsam, sodaß nach fast eineinhalb Jahren noch etwa 90 % des Anfangsgewichtes übrig waren, wobei ein Großteil des Verlustes während des ersten Monats erfolgte, also vor allem auf leaching zurückzuführen sein dürfte. Überraschenderweise wurden Rhizome wesentlich schneller abgebaut (auf 55 % bis April 1990). Der Unterschied dürfte darauf beruhen, daß Wurzeln großteils aus schwer abbaubaren Strukturstoffen bestehen, während die harte Struktur der Rhizome zwar ebenfalls aus Zellulose, Lignin u.ä. aufgebaut ist,

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

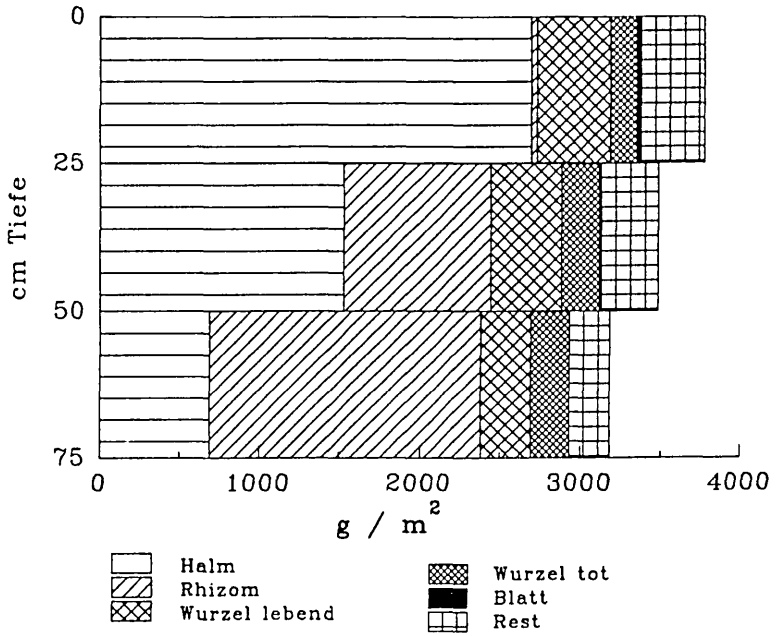

Abb. 4: Unterirdische Biomasse (einschließlich der Litterschicht) am Steg 3 am 30.8.1988. Mittel aus fünf Bohrkernen von 11,5 cm Durchmesser.

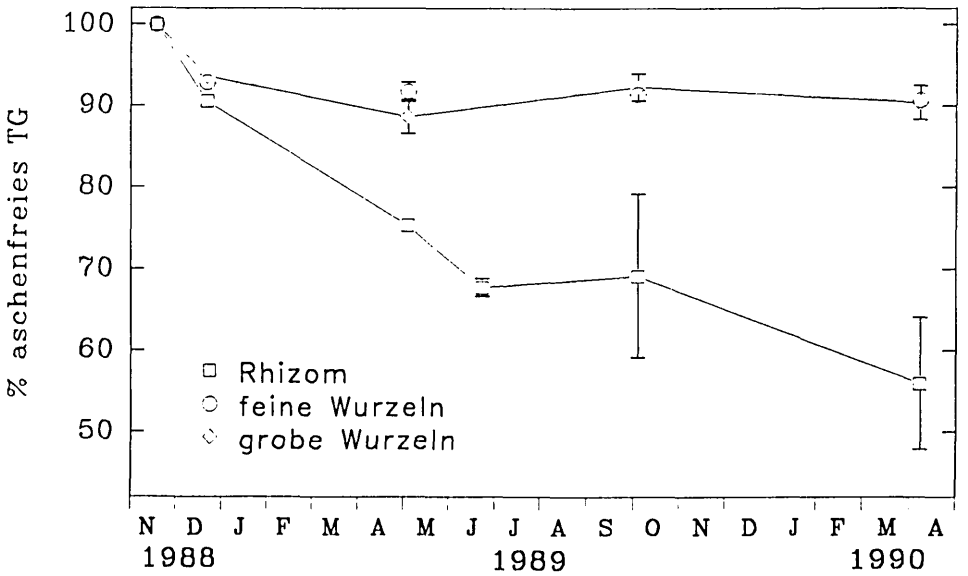

Abb. 5: Abbau von Wurzeln und Rhizomen am Steg 3 als Verlust an aschenfreiem Trockengewicht. Abweichung = Standardfehler.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

aber auch große Mengen leicht mobilisierbarer Speicherstoffe (Stärke) eingelagert sind, die von Mikroorganismen leicht aufgeschlossen werden können.

Aschen- und Nährstoffgehalt

Der Verlauf der Konzentrationen im Verlagerungsexperiment der Serie 1988 ist in den Abb. 6 bis 13 dargestellt. Tab. 1 und 2 geben die Konzentrationen zu Beginn, nach dem ersten Monat und am Ende der Exposition wieder.

Der Anfangsaschengehalt ist in Blättern etwa doppelt so hoch (13-15 %) wie in Halmen (6,5 %). Halme haben ebenso einen wesentlich geringeren Anfangsgehalt an P, Fe, N (etwa die Hälfte), Ca (etwa 1/10) und Mg(1/3-1/4) als Blätter. Der K-Gehalt unterscheidet sich kaum, der Na-Gehalt liegt deutlich über dem der Blätter. Der N-Gehalt in Blättern ist relativ konstant bei etwas über 1 %, nur am Steg 3 bei 0,9 % und am Steg 5 der Serie 1987 bei 1,27 %. Der P-Gehalt liegt an Steg 3 und 4 deutlich unter dem der anderen Proben.

Im Winter 1988/89 wurde randlich am Steg 3 und im Winter 1989/90 am Steg 1 und 2 Schilf gebrannt, wobei natürlich ein störender Einfluß auf die Nährstoffuntersuchungen zu befürchten war. In diesem Fall wäre ein starkes Ansteigen der Konzentrationen oder zumindest ein deutlicher Unterschied im Vergleich zu einem Winter oder einen Standort ohne Brand zu erwarten. Dies konnte aber nicht beobachtet werden. Anscheinend ist die Menge der im toten Schilf vorhandenen Nährstoffe gegenüber denen im Sediment doch so gering, daß zumindest ein einmaliger Brand sich kaum signifikant auf die Konzentration im Litter auswirkt.

Der Aschengehalt nimmt anfangs schneller, dann langsamer ab und bleibt nach ca. eineinhalb Jahren am Steg 3 mehr oder weniger konstant bei ca. 1 % für Halme und 2-3 % für Blätter. In über Wasser exponierten Litters nimmt er nicht ab, da die anorganischen Bestandteile ja nur durch den spärlichen Regen ausgewaschen werden können. Ein Unterschied zwischen groben und feinen Säcken ist nur in der schilffreien Fläche zu beobachten, wo der Gehalt in groben Säcken höher ist als in feinen. Hier nimmt der Aschengehalt interessanterweise nach dem ersten Sommer wieder zu und ist nach zweieinhalb Jahren mit ca. 6 % deutlich höher als der der Blätter im Schilfbestand. Der Gehalt am Steg 1 liegt deutlich über dem vom Steg 3, derjenige der Stege 2 und 4 etwa dazwischen.

Der Stickstoffgehalt sinkt in fast allen unter Wasser exponierten Proben im ersten Monat um 5-10 % und steigt dann mehr oder weniger kontinuierlich an. Obwohl die Zunahme sich mit der Zeit verlangsamt, scheint auch nach

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

fast zweieinhalb Jahren kein Maximum erreicht, und der Gehalt steigt am Steg 1 bis auf 2,6 %, am Steg 3 auf etwa 2 %. Wie die Verlagerungsexperimente der Serie 1988 zeigen, ist die Endkonzentration vom Expositionsort und nicht vom Herkunftsstandort des Schilfes abhängig, am Ende der Serie 1988 liegen die Konzentrationen am Steg 3 bei 1,5 % und am Steg 1 und 5 bei 1,8-2 %. Der Unterschied der Standorte wird aber im Falle des Stickstoffs erst nach mehreren Monaten deutlich.

Die N-Anreicherung ist bei fast allen im Wasser exponierten Proben im Sommer deutlich stärker als im Winter. Ebenso wird in in groben Säcken exponierten Proben mehr N angereichert als in feinen Säcken. Bei Halmen ist wie bei Blättern ein anfänglicher N-Verlust feststellbar, die anschließende Anreicherung auf 0,4-0,55 % bleibt aber sehr bescheiden. Über Wasser exponierte Blätter und Halme zeigen keine anfängliche Auswaschung, die Anreicherung ist in Blättern (auf 1,1-1,4 %) geringer, in Halmen (auf 0,6 %) höher als bei im Wasser exponierten.

Phosphor verhält sich in vielen Aspekten ähnlich wie Stickstoff, die anfängliche Freisetzung auf etwa 40-60 % des Anfangsgehaltes ist aber wesentlich höher. Andererseits ist auch die Anreicherung, besonders am Steg 1, stärker und erreicht mit 0,3-0,4 % über das Vierfache des Anfangsgehaltes. Am Steg 3 verdoppelt sich der Gehalt etwa nach zweieinhalb Jahren bzw. steigt am Ende der Serie 1988 auf etwas mehr als die Hälfte an.

Noch deutlicher als bei Stickstoff ist die stärkere Zunahme in groben Säcken gegenüber feinen. Ein Unterschied zwischen im Schilfbestand und in der Lakune exponierten Proben ist bei Phosphor ebenso wie bei Stickstoff nicht erkennbar.

Kalium sinkt während der ersten Wochen sehr stark ab und wird auf etwa 2-4 % des Anfangsgehaltes ausgewaschen. Danach steigt der Gehalt in Blättern wieder langsam an, in Halmen praktisch gar nicht. Die Anreicherung ist am Steg 3 sehr gering, am Steg 1 stärker und am Steg 5 am stärksten. Ein Unterschied zwischen im Bestand und in der Lakune exponierten Blättern ist kaum zu bemerken, der Gehalt an K in Blättern in der Lakune ist zeitweise höher. Analog zum Aschengehalt nimmt K im über Wasser exponiertem Litter nur sehr langsam ab.

Der Anfangsgehalt an Natrium ist geringer als der von K. Auch hier ist zunächst ein starkes Abfallen der Konzentration zu beobachten, wenn auch nicht so stark wie bei K. Bei der Serie 1988 steigt der Gehalt im Laufe von eineinhalb Jahren wieder auf etwa den Anfangsgehalt von ca. 400-600 ppm. In diesem Bereich liegen auch die Konzentrationen der Serie 1987 nach 2 1/2

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Tab. 1: Aschen- und Nährstoffgehalte in den 12 Abbauexperimenten der Serie 1987. Die drei Werte entsprechen dem Anfangsgehalt (26.11.1987) von am 11.11. gesammelten Schilfblättern und -halmen, nach einem Monat Exposition (21.12.1987) und am Ende der Versuche (7.4.1990). Konzentrationen von Asche und N %, P in Promille und Kationen in ppm.

Datum	Asche	N	P	K	Na	Ca	Mg	Fe
			Schilfhalme am Steg 3 in feinen Säcken über Wasser					
26.11.87	6.30	0.41	0.44	4947	1558	870	652	57
21.12.87	6.40	0.52	0.49	5240	1477	1298	646	86
07.04.90	7.39		0.38	1448	567	1340	691	208
			Schilfhalme am Steg 3 in feinen Säcken unter Wasser					
26.11.87	6.30	0.41	0.44	4947	1558	870	652	57
21.12.87	4.80	0.36	0.19	212	128	539	397	69
07.04.90	0.85	0.36	0.24	191	406	749	593	79
			Schilfblätter am Steg 3 in feinen Säcken in Lakune					
26.11.87	12.80	0.91	0.50	5460	919	10373	2384	112
21.12.87	9.10	0.81	0.16	80	0	2002	561	132
07.04.90	5.68	1.80	0.71	514	524	11102	2287	1041
			Schilfblätter am Steg 3 in feinen Säcken über Wasser					
26.11.87	12.80	0.91	0.50	5460	919	10373	2384	112
21.12.87	12.30	1.08	0.59	3700	456	7938	1792	143
07.04.90	13.38	1.13	1.06	2453	501	6396	1184	371
			Schilfblätter am Steg 3 in feinen Säcken unter Wasser					
26.11.87	12.80	0.91	0.50	5460	919	10373	2384	112
21.12.87	9.00	0.81	0.17	111	81	2458	557	156
07.04.90	2.72	1.57	0.82	387	539	2781		713
			Schilfhalme am Steg 3 in groben Säcken über Wasser					
26.11.87	6.30	0.41	0.44	4947	1558	870	652	57
21.12.87	7.00	0.36	0.42	4490	1242	1308	617	127
07.04.90	6.82	0.61	0.68	1227	402	1365	700	214
			Schilfhalme am Steg 3 in groben Säcken unter Wasser					
26.11.87	6.30	0.41	0.44	4947	1558	870	652	57
21.12.87	4.00	0.29	0.17	575	132	220	329	80
07.04.90	1.16	0.55	0.39	250	523	1678	759	247
			Schilfblätter am Steg 1 in groben Säcken unter Wasser					
26.11.87	14.90	0.93	0.93	4828	836	7492	1466	131
21.12.87	12.80	0.93	0.32	121	0	2423	424	185
07.04.90	2.17	2.61	4.15	1302	569	10730	1566	5396
			Schilfblätter am Steg 3 in groben Säcken in Lakune					
26.11.87	12.80	0.91	0.50	5460	919	10373	2384	112
21.12.87	8.80	0.83	0.22	89	43	3302	712	137
07.04.90	6.98	2.13	1.61	643	691	11358	3540	1692
			Schilfblätter am Steg 3 in groben Säcken über Wasser					
26.11.87	12.80	0.91	0.50	5460	919	10373	2384	112
21.12.87	10.80	1.05	0.69	3038	389	6362	1522	166
07.04.90	13.18	1.38	1.43	1625	273	5421	990	498
			Schilfblätter am Steg 3 in groben Säcken unter Wasser					
26.11.87	12.80	0.91	0.50	5460	919	10373	2384	112
21.12.87	7.80	0.98	0.31	147	20	2516	630	173
07.04.90	3.84	1.93	1.53	500	604	5356	1826	2444
			Schilfblätter am Steg 5 in groben Säcken unter Wasser					
26.11.87	12.40	1.27	1.12	6325	429	7598	1570	137
21.12.87	16.60	1.07	0.47	291	0	13410	4454	895
02.11.88	10.90	2.12	1.94	237	237	22611	8077	1845

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Tab. 2: Aschen- und Nährstoffgehalte in den 14 Abbauexperimenten der Serie 1988. Die drei Werte entsprechen dem Anfangsgehalt (17.11.) von am 2.11.1988 gesammelten Schilfblättern und -halmen, nach einem Monat Exposition (21.12.1988) und am Ende der Versuche (7.4.1990). Für am Steg 5 exponierte Blätter wurde der vorletzte Termin (5.12.1989) genommen, da das Material vom 7.4.1990 erst nach dem Trocknen gewaschen wurde, wodurch weniger Sediment entfernt werden konnte. Werte vom 11.8.1989 sind die Konzentrationen in grünen Schilfblättern. Steg 1 → 3: Material vom Steg 1 am Steg 3 exponiert etc. Konzentrationen von Asche und N in %, P in Promille und Kationen in ppm.

Datum	Asche	N	P	K	Na	Ca	Mg	Fe
			Schilfhalme am Steg 3 in feinen Säcken					
17.11.88	6.25	0.33	0.36	5379	1420	735	586	67
21.12.88	5.17	0.29	0.26	248	213	585	426	83
07.04.90	1.08	0.37	0.19	156	495	684	573	64
			Schilfblätter am Steg 3 in feinen Säcken					
17.11.88	13.00	0.92	0.63	5496	594	7530	2190	167
21.12.88	9.68	0.81	0.35	275	352	2560	969	161
07.04.90	2.00	1.15	0.53	242	493	1606	1252	307
			Schilfhalme am Steg 3 in groben Säcken					
17.11.88	6.25	0.33	0.36	5379	1420	735	586	67
21.12.88	4.73	0.30	0.29	334	233	536	429	75
07.04.90	1.12	0.35	0.36	217	687	898	784	85
			Schilfblätter, Steg 1>1					
11.08.89	8.75	2.52	0.31	12761	245	5602	1890	69
17.11.88	12.90	1.02	1.17	3676	297	3542	1028	128
21.12.88	10.67	0.87	0.95	216	66	3465	714	169
07.04.90	3.87	1.81	2.15	700	515	5406	1008	482
			Schilfblätter, Steg 1>3					
17.11.88	12.90	1.02	1.17	3676	297	3542	1028	128
21.12.88	10.44	0.91	0.47	337	119	2972	1086	189
07.04.90	2.57	1.60	0.83	374	591	2408	1768	386
			Schilfblätter, Steg 1>5					
17.11.88	12.90	1.02	1.17	3676	297	3542	1028	128
21.12.88	12.06	0.92	0.50	380	639	4234	2050	280
05.12.89	14.26	1.81	1.90	903	1003	23040	6218	1663
			Schilfblätter, Steg 2					
11.08.89	9.88	2.65	0.31	11263	202	6239	2574	82
17.11.88	14.35	1.06	1.49	5891	365	6975	1379	119
21.12.88	12.89	0.96	0.56	288	79	2523	625	148
07.04.90	2.94	1.72	2.13	585	517	3334	975	382
			Schilfblätter, Steg 3>1					
17.11.88	13.00	0.92	0.63	5496	594	7530	2190	167
21.12.88	9.93	0.85	0.77	454	70	3064	692	171
07.04.90	3.94	1.94	2.98	881	539	5596	1131	344
			Schilfblätter, Steg 3>3					
11.08.89	8.02	2.51	0.30	10335	606	5772	3278	73
17.11.88	13.00	0.92	0.63	5496	594	7530	2190	167
21.12.88	9.30	0.86	0.47	301	319	2562	1020	172
07.04.90	2.49	1.47	0.82	432	470	2011	1502	546
			Schilfblätter, Steg 3>5					
17.11.88	13.00	0.92	0.63	5496	594	7530	2190	167
21.12.88	10.21	0.83	0.44	220	459	4450	1820	272
05.12.89	16.33	1.76	1.97	956	1188	30268	9246	2103
			Schilfblätter, Steg 4					
11.08.89	6.94	2.47	0.23	14280	1183	3506	2237	58
17.11.88	13.30	1.01	0.50	5332	1076	8524	2138	147
21.12.88	7.77	0.95	0.43	359	385	2451	1120	160
07.04.90	3.73	1.68	1.76	639	1164	3391	2308	670
			Schilfblätter, Steg 5>1					
17.11.88	14.40	1.01	1.00	7226	527	7644	2298	126
21.12.88	12.95	0.87	0.60	387	80	2748	574	165
07.04.90	3.71	2.08	3.64	881	513	5662	1101	353
			Schilfblätter, Steg 5>3					
17.11.88	14.40	1.01	1.00	7226	527	7644	2298	126
21.12.88	11.26	1.00	0.80	437	246	2376	894	142
07.04.90	2.54	1.50	0.79	386	495	2474	1374	382
			Schilfblätter, Steg 5>5					
11.08.89	7.95	2.51	0.26	14570	515	4036	2762	64
17.11.88	14.40	1.01	1.00	7226	527	7644	2298	126
21.12.88	9.85	0.92	0.62	457	596	3788	1687	234
05.12.89	11.86	1.96	2.35	959	1039	20588	6996	1549

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Jahren und die der Schilfhalme aus beiden Serien. Die Konzentrationen steigen am Steg 4 und 5 am stärksten (auf über 1000 ppm), sinken aber am Steg 5 im letzten Winter wieder. Ein Unterschied zwischen Litter im Bestand und in der Lakune war nicht festzustellen.

Halme haben nicht nur eine höhere Anfangskonzentration, sondern weisen auch nach dem ersten Absinken höhere Na-Konzentrationen auf. Über Wasser sinkt der Na-Gehalt im Laufe des ersten Jahres langsam ab.

Der Calciumgehalt sinkt zunächst wesentlich weniger als der der Alkalielemente auf ca. 0,3 bis 0,5 % in Blättern. Der Gehalt der Halme ist schon anfangs sehr gering und ändert sich im Verlauf des Abbaues kaum. An den Stegen 2, 3 und 4 kommt es zu fast keiner Anreicherung, am Steg 1 zu einer mäßigen und am Steg 5 zu einer sehr starken. Bemerkenswerterweise steigt der Ca-Gehalt am Steg 3 zwar nicht im Litter im Schilfbestand, wohl aber in der Lakune. Bei über Wasser exponiertem Litter sinkt der Ca-Gehalt in Blättern etwas, in Halmen nicht.

Ähnlich wie bei Ca kommt es auch bei Magnesium anfangs zu einer deutlichen Auswaschung, nach der die Konzentrationen am Steg 1 bei 600-700 ppm, am Steg 3 bei 900-1100 ppm und am Steg 5 bei 1700-2000 ppm liegen. Bei der Serie 1987, bei der der Anfangsgehalt an Mg höher liegt, ist das leaching deutlicher, und der Gehalt sinkt auf ca. 700 ppm. Der starke Anstieg am Steg 5 zum ersten Termin ist darauf zurückzuführen, daß diese Proben erst nach dem Trocknen gewaschen wurden, allerdings steigt der Mg-Gehalt in allen Proben am Steg 5 auch in der Folge sehr stark an. Mg wird im Laufe des Abbaues von Schilfblättern am Steg 1, 2 und 3 mäßig angereichert, am Steg 4 ist die Anreicherung etwas höher, am Steg 5 bei allen Proben extrem hoch, die Gehalte erreichen nach etwas über einem Jahr 0,6-0,9 % der Trockensubstanz. Die Anreicherung in Halmen bleibt gering und liegt am Ende der Untersuchung mit 600-800 ppm im Bereich der ursprünglichen Konzentration.

Ähnlich wie bei Ca ist auch bei Mg die Anreicherung in der schilffreien Fläche stärker als im Schilfbestand. Über Wasser nimmt die Konzentration in Blättern langsam und kontinuierlich zu, in Halmen bleibt sie mehr oder weniger konstant.

Eisen wird als einziges der untersuchten Elemente anfangs gar nicht ausgewaschen, sondern stetig angereichert. Am Steg 1 und 3 liegt die Konzentration der Serie 1988 am Ende der Untersuchung bei 300-600 ppm, die der Halme, kaum verändert, unter 100 ppm. Ähnlich liegen die Werte der Serie 1987 nach eineinhalb Jahren, doch kommt es hier in einigen Probenreihen

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

zu sehr starken Anreicherungen gegen Ende der Untersuchung. Bei Blattlitter in den schilffreien Lakunen steigt die Konzentration stärker als im Bestand. Eine sehr starke Anreicherung tritt in allen Proben am Steg 5 auf (auf 2600-2900 ppm in Serie 1988). Bei den Proben über Wasser nimmt die Konzentration auf 400-500 ppm in Blättern und auf 200 ppm in Halmen leicht zu.

Vergleich der Nährstoffe im Verlagerungsexperiment

Die Konzentrationen von Asche und Nährstoffen sind innerhalb eines Expositionsortes gleich, scheinen aber nicht von dem Herkunftsort des Litters abzuhängen.

Der Aschengehalt aller Proben (vom Steg 1, 3 und 5) am Steg 3 beträgt am Ende der Untersuchung etwa 1,2 %, am Steg 1 2 % und am vorletzten Termin 12-17 % am Steg 5 (Abb. 6). Es zeigt sich, daß der Aschengehalt am Steg 5, nachdem er im ersten Winter sinkt, wieder kontinuierlich ansteigt, was sicher durch die Sedimentation und die Wasserbewegung zu erklären ist, durch die der Litter intensiv mit dem anorganischen Material durchmischt wird.

Bei Stickstoff (Abb. 7) ergibt sich nach etwas über einem halben Jahr ein deutlicher Unterschied der Proben vom Steg 3, mit geringeren Konzentrationen, zu denen vom Steg 1 und 5. Ein Unterschied zwischen Steg 1 und 5 fällt erst am letzten Termin auf und kann durch den höheren Aschengehalt der Proben vom Steg 5 erklärt werden.

Bei Phosphat (Abb. 8) streuen die 3 Proben eines Standortes deutlich stärker, immerhin ist aber deutlich, daß die Konzentration am Steg 3 am geringsten ist (sie bleibt mit 0,08 % im Bereich der Ausgangswerte). Ein Unterschied zwischen Steg 1 und 5 ist nicht deutlich.

Die K-Konzentration (Abb. 9) ist am Steg 3 am geringsten, am Steg 1 und 5 etwa doppelt so hoch. Na (Abb. 10) ist in den Proben am Steg 5 während der meisten Zeit deutlich am konzentriertesten, fällt aber zu Ende der Meßreihe wieder auf die Konzentration der Proben vom Steg 1 und 3.

Die Ca-Konzentration (Abb. 11) ist am Steg 1 mehr als doppelt so hoch wie am Steg 3 und liegt am Steg 5 am vorletzten Termin noch etwa fünfmal so hoch wie am Steg 1. Ähnliches gilt für Mg (Abb. 12).

Die Fe-Konzentration (Abb. 13) der Proben am Steg 1 und 3 beträgt im April 1990 etwa 500 ppm, am Steg 5 liegt sie über 2,5 %.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

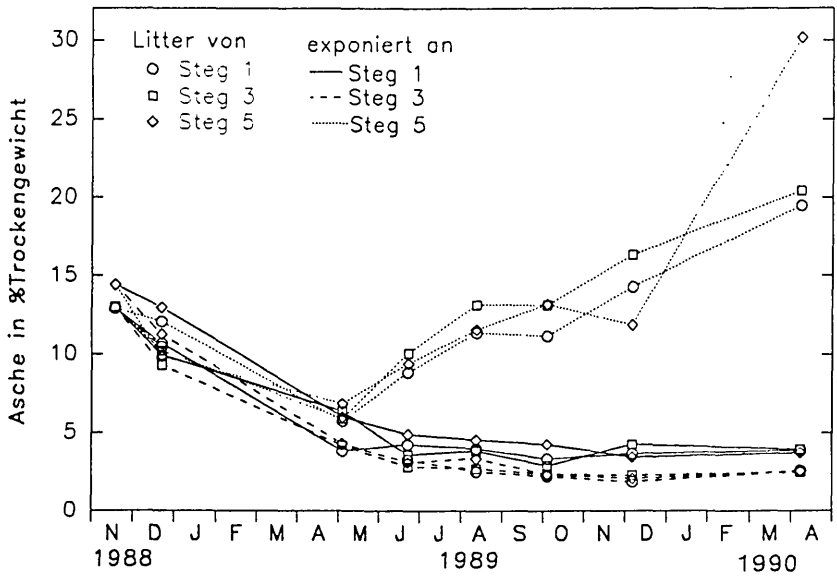

Abb. 6: Aschengehalt der Schilfblätter im Verlagerungsexperiment der Serie 1988.

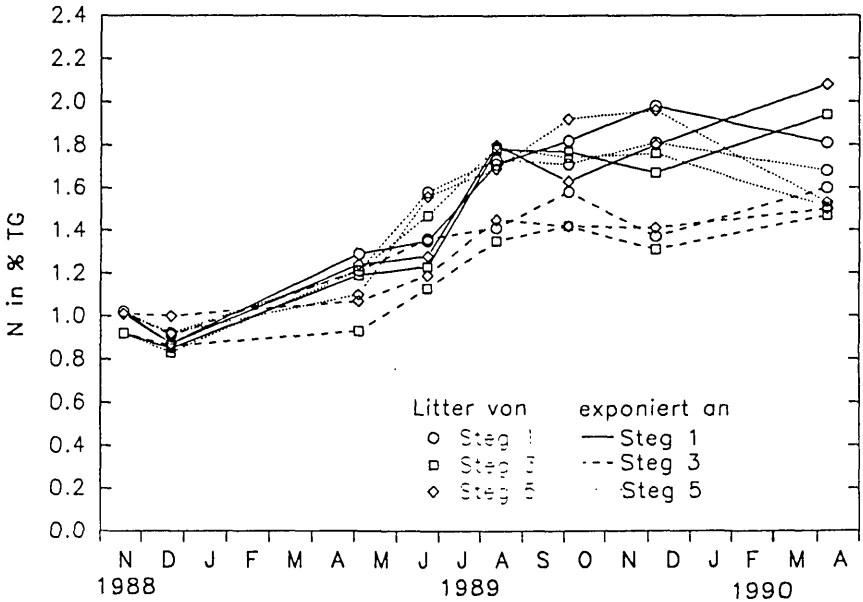

Abb. 7: Stickstoffgehalt der Schilfblätter im Verlagerungsexperiment der Serie 1988.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

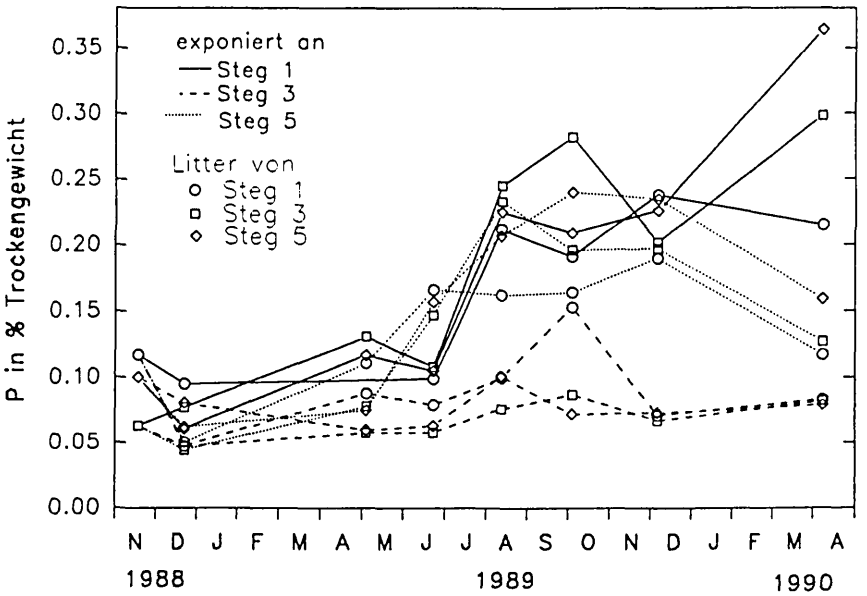

Abb. 8: Phosphorgehalt der Schilfblätter im Verlagerungsexperiment der Serie 1988.

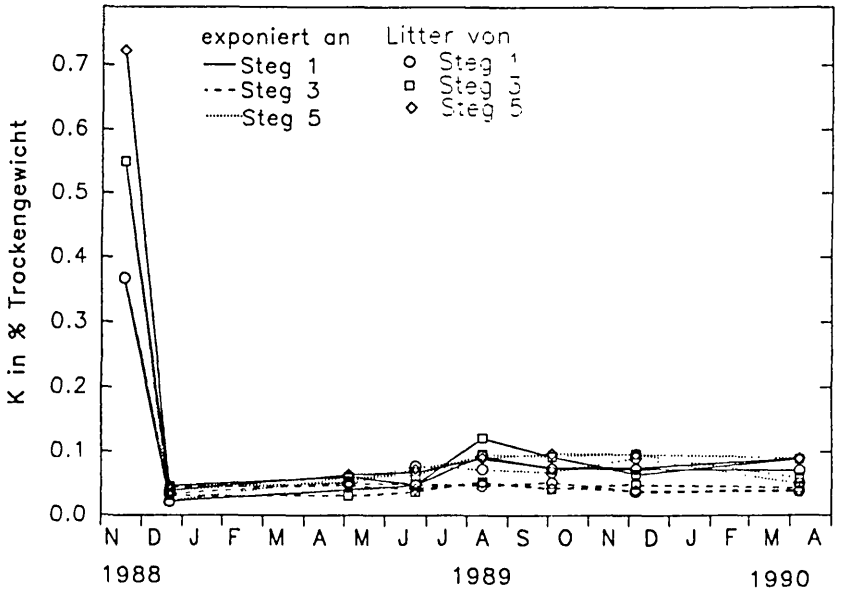

Abb. 9: Kaliumgehalt der Schilfblätter im Verlagerungsexperiment der Serie 1988.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

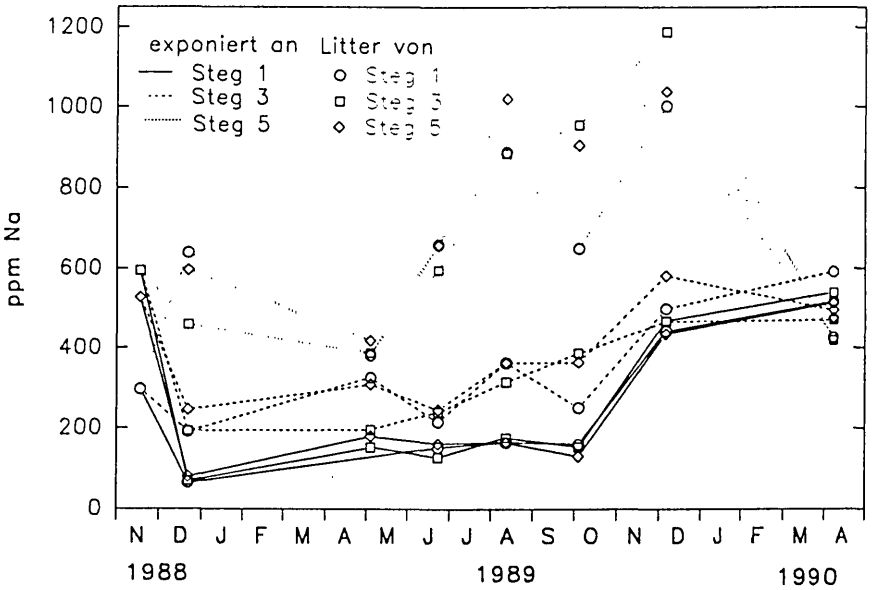

Abb. 10: Natriumgehalt der Schilfblätter im Verlagerungsexperiment der Serie 1988.

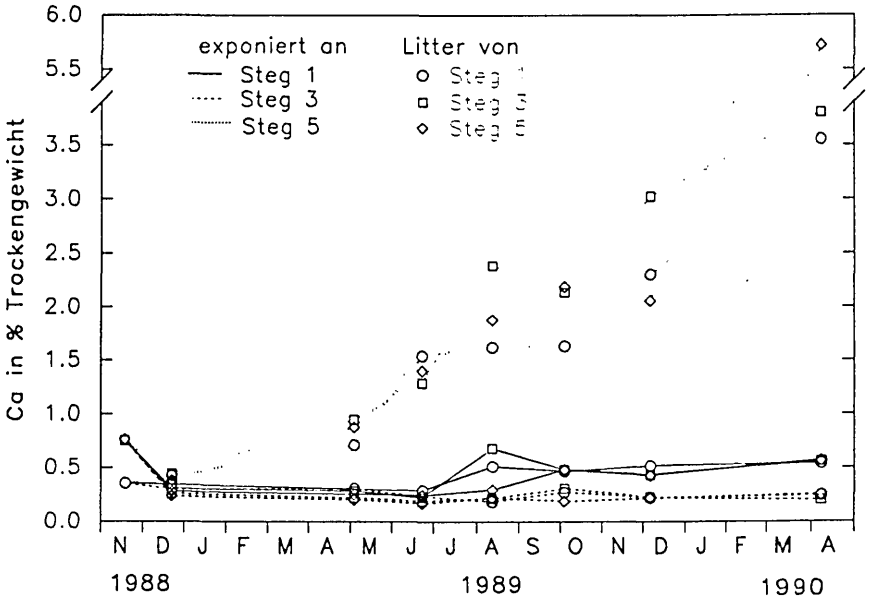

Abb. 11: Calciumgehalt der Schilfblätter im Verlagerungsexperiment der Serie 1988.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

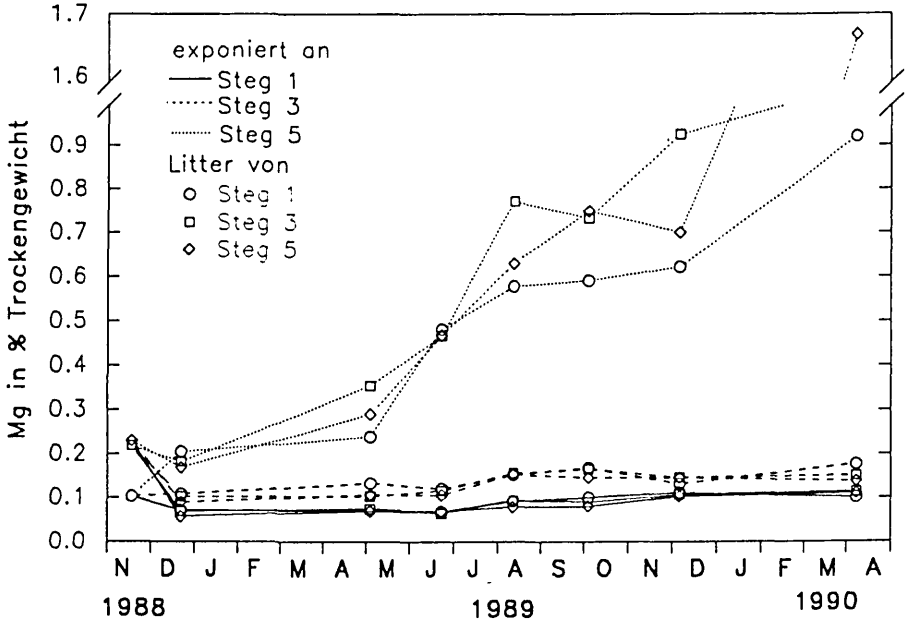

Abb. 12: Magnesiumgehalt der Schilfblätter im Verlagerungsexperiment der Serie 1988.

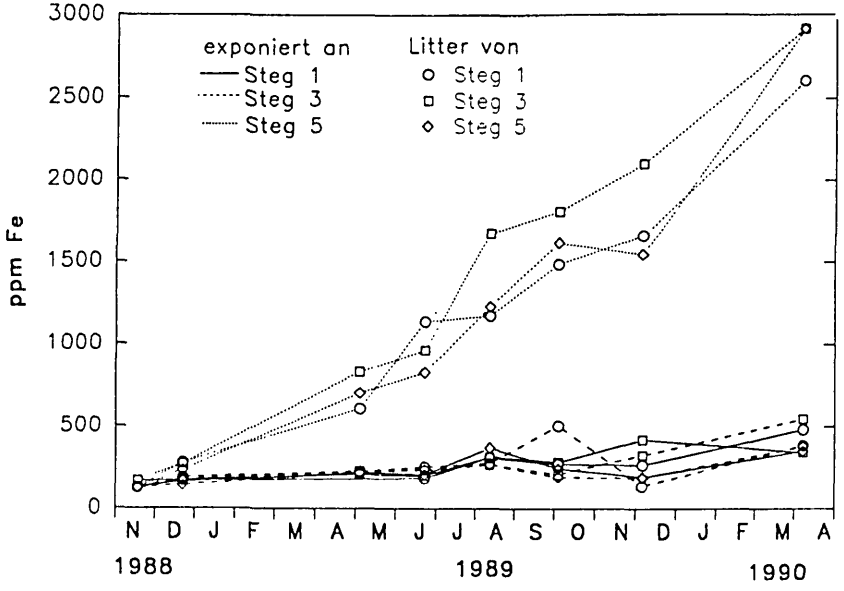

Abb. 13: Eisengehalt der Schilfblätter im Verlagerungsexperiment der Serie 1988.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Diskussion

Ursachen für die unterschiedlichen Abbauraten:

Der langsame Abbau von Litter über Wasser ist auf das sehr geringe leaching (in diesen Proben war kein starker Gewichtsverlust im ersten Monat festzustellen) und auf die durch die Trockenheit reduzierte mikrobielle Aktivität zurückzuführen. Totes Schilf wird auch nicht in nennenswerten Maß von landlebenden Tieren gefressen.

Im Wasser ist der Einfluß der Fauna deutlich, wie der signifikant schnellere ($p < 0{,}01$) Gewichtsverlust in groben Säcken zeigt. CRUZ MENDEZ (1987) konnte die Bedeutung von *Asellus aquaticus* als Zerkleinerer und der Schnecken *Bithynia tentaculata, Lymnaea palustris* und *Planorbis carinatus* als Weidegänger beim Abbau von Schilfblättern nachweisen. Zwar ernähren sich diese Evertebraten nur zu einem geringen Teil von totem Blattgewebe, sondern großteils von den aufsitzenden Mikroorganismen und Epiphyten, durch das Zernagen und Abschaben des harten Pflanzengewebes werden die Blätter aber zerkleinert und dadurch die Angriffsfläche für detritivore Mikroorganismen vergrößert und deren Aktivität erhöht (HARGRAVE 1970, BÄRLOCHER & KENDRICK 1973, MASON & BRYANT 1975, SWIFT et al. 1979).

Vergleicht man die Abbauraten entlang des Transektes, so ist der Abbau in der Mitte des Schilfgürtels niedrig und am landseitigen und seeseitigen Rand hoch. Das Verlagerungsexperiment zeigt, daß diese Unterschiede nur auf dem Expositionsort und nicht auf unterschiedlichem Material beruhen. Am Steg 5 dürfte durch die starke Wellenaktivität die Sauerstoffkonzentration im Wasser höher sein, ebenso am Steg 1 durch die geringe Wassertiefe (ca. 10 cm). Auch in den Lakunen ist der Sauerstoffgehalt vermutlich höher, da im unbeschatteten Wasser mehr Submerse photosynthetischen Sauerstoff produzieren und der Wind besser das Wasser durchmischen kann. Die Konzentrationen aller Nährstoffe, die sich nach einiger Zeit im Litter einstellen, war am Steg 5 am höchsten und die meisten am Steg 3 am niedrigsten. Der limitierende Effekt von Stickstoffmangel auf den Litterabbau ist gut belegt (KAUSHIK & HYNES 1971, CARPENTER & ADAMS 1979, SWIFT et al. 1979, MELILLO et al. 1982, MACCLAUGHERTY et al. 1985) und wird im allgemeinen auf Nährstoffmangel der Mikroorganismen zurückgeführt. Eine Limitierung durch andere Nährstoffe — z.B. P und Ca in einem Moor (FRENCH 1988) — mag für bestimmte Ökosysteme eine Rolle spielen, im Schilfgürtel des Neusiedler Sees sind aber P und Ca in hoher Konzentration vorhanden. Auch wenn anderen Nährstoffen neben N eine Bedeutung zukommen sollte,

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

kann jedenfalls die unterschiedliche Stickstoffkonzentration im Litter einen Teil der unterschiedlichen Abbauraten erklären.

Nährstoffe:

Vergleicht man die Nährstoffgehalte von im August 1989 von den Stegen 1 bis 5 geernteten Schilfblättern mit den Konzentrationen im November, so ergibt sich die Verlagerung aus seneszenten Blättern im Herbst. Die Veränderung relativ zum Trockengewicht (TG) erfolgte in der Reihenfolge:
N > P > K > Mg > TG ≈ Na ≈ Ca > Fe.

N, P, K und Mg sind wichtige Nährstoffe, die z.T. ins Rhizom verlagert und dort gespeichert werden (SIEGHARDT & MAIER 1985, SMITH et al. 1988). Ca wird zwar auch in großen Mengen benötigt, ist aber nicht phloemmobil, Na andererseits ist sehr mobil, wird aber nicht oder kaum benötigt und wird aus dem oligohalinen Seewasser mit dem Transpirationsstrom in mehr als ausreichender Menge aufgenommen. Fe wird sogar relativ zum Trockengewicht angereichert. Es läßt sich nur schwer als Fe-Chelat verlagern; da gelöstes Fe^{2+} im reduzierenden Wurzelhorizont vorhanden ist und aufgenommen werden kann, ist eine Fe-Speicherung im Rhizom wohl nicht nötig.

Nachdem der Litter ein Monat im Wasser gelegen war, ergibt sich die Freisetzung von Nährstoffen

für die Serie 1987 wie folgt:
K ≈ Na > Ca ≈ Mg > P > N > TG > Fe

und für die Serie 1988:
K > Na > Ca ≈ P > Mg > N > TG > Fe.

Für die rasche Freisetzung der Kationen im ersten Monat scheinen vor allem Ionenaustauschvorgänge verantwortlich zu sein. Die einwertigen Alkalielemente (Na, K) werden sehr schnell und zum größten Teil, die zweiwertigen Erdalkali (Mg, Ca) etwas langsamer, aber auch noch stark und das dreiwertige Fe überhaupt nicht ausgewaschen.

Die Anreicherung im Laufe des Abbaus war in der Serie 1987:
K < Na < Ca ≈ Mg ≈ TG < N < P < Fe

und in der Serie 1988:
K < Ca ≈ Mg < Na ≈ TG < N ≈ P < Fe.

Auch hier dürfte die Kationenanreicherung zum Teil auf der Ionenmobilität beruhen, dazu ist aber auch die Konzentration der Mineralstoffe im Wasser wesentlich. Bei gleicher Ladung haben größere Ionen (K, Ca) eine geringere Ladungsdichte, geben daher ihre Hydrathülle leichter ab und binden stärker

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

an anionische Gruppen. Da das Seewasser aber relativ mehr Na und Mg als K und Ca enthält, reichern sich Na und Mg im Litter stärker an als die größeren Ionen.

Eine Aufnahme von Kationen durch Mikroorganismen dürfte keine wesentliche Rolle spielen, da sie kaum dem Muster der Ionenmobilität, sondern dem Nährstoffbedarf (mehr K und Ca als Na und Mg) entsprechen würde.

Interessant ist auch die starke Anreicherung von Mg und Ca in der schilffreien Lakune. Da das Wasser dort nicht beschattet wird, kommt es zu intensivem Wachstum submerser Pflanzen — am Steg 3 vor allem Characeen — die durch ihre Photosynthese dem Wasser CO_2 entziehen. Dadurch verschiebt sich das Carbonat/Bicarbonat-Verhältnis in Richtung Carbonat, das schwer löslich ist, und Mg- und $CaCO_3$ fallen aus (Schwöberl 1984). Ca kann außerdem bei hohem pH und Phosphorkonzentration als $Ca_3(PO_4)_2$ ausfallen (HEPHER 1958).

Am Steg 5, wo auch der Aschengehalt im Gegensatz zu den anderen Standorten steigt und auf eine starke Sedimenteinlagerung in den Litter deutet, spielt diese bei der Anreicherung von Mg, Ca und Fe die bestimmende Rolle, in geringerem Maß wohl auch für die anderen Elemente.

So wie am seeseitigen Schilfrand die Nährstoffsedimentation vom offenen See zur Anreicherung beiträgt, so werden landseitig durch den oberflächigen Abfluß von den angrenzenden Gebieten Nährstoffe eingewaschen (siehe Einleitung).

Vielleicht können höhere Konzentrationen von N und P am Steg 1 und 5 sowie in der Lakune auch indirekt durch bessere Sauerstoffversorgung bedingt sein. Wenn dadurch mehr Mikroorganismen den Litter besiedeln, werden sie auch mehr Nährstoffe aus dem Wasser aufnehmen.

Die steigenden Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen im Litter werden im allgemeinen auf die Aufnahme durch besiedelnde Mikroorganismen zurückgeführt (KAUSHIK & HYNES 1971, GODSHALK & WETZEL 1978). Auch die Tatsache, daß die Anreicherung von N und P — im Gegensatz zu der der Kationen — im Sommer etwas höher war als im Winter, spricht dafür, daß es sich um biotische Vorgänge handelt.

Der Stickstoff- und Kohlenstoffkreislauf in Feuchtgebieten mit aeroben und anaeroben Stoffwechselwegen ist sehr komplex, eine Übersicht wesentlicher Vorgänge ist in Abb. 14 dargestellt. Anorganisches NH_4 und NO_3 werden von Pflanzen und Mikroorganismen aus dem Wasser oder Sediment aufgenommen und assimiliert, d.h. in die eigene organische Substanz eingebaut,

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

und durch die mikrobielle Mineralisation des abgestorbenen Materials wird NH_4 abgegeben (Ammonifikation). Dies wird unter Energiegewinn von den chemolithotrophen Nitrifikanten über Nitrit zu Nitrat oxidiert. VAN DER EMDE et al. (1986) fanden in Laborsystemen, die aus Schlamm und Wasser des Schilfgürtels bestanden, Nitrifikationsraten, die mit 120-810 mg $N \cdot m^{-2} d^{-1}$ im Bereich der Nitrifikation von Stauseen und Flüssen liegen. Es ist aber fraglich, ob Nitrat im Schilfgürtel (außer wo nitratreiches Wasser von außen zufließt wie im Einfluß der Wulka) in höherer Konzentration vorkommt, da sowohl in lebendem Schilf als auch im Schilflitter das C/N-Verhältnis hoch ist und Pflanzen wie Mikroorganismen vorhandenes NO_3 schnell aus dem Wasser aufnehmen. Unter anaeroben Bedingungen wird NH_4 aus dem Sediment freigesetzt und gelangt in die sauerstoffversorgte Schicht des darüberliegenden Wassers. Unter Sauerstoffmangel dient NO_3 als Elektronenakzeptor und wird zu N_2 oder auch N_2O denitrifiziert, oder es dient als H-Akzeptor und wird wieder zu NH_4 reduziert (dissimilatorische Nitratreduktion).

Die Nitrifikation — und damit auch die Denitrifikation, denn ohne Nitrat kann nicht denitrifiziert werden — ist wesentlich von der Nachlieferung von NH_4 aus dem Sediment abhängig, die zusätzlich durch die aufliegende Litterschicht behindert wird. Dadurch kann die Diffusion von NH_4 nach oben oder NO_3 nach unten zum geschwindigkeitsbestimmenden Schritt bei der Denitrifikation werden. Bei einem pH von 8 oder darüber wird außerdem schon ein Teil des Ammoniums zu Ammoniak (NH_3), der sich ebenfalls verflüchtigen kann.

Schließlich können einige Bakterien und Blaualgen molekularen Stickstoff unter hohem Energieaufwand binden. Diese N_2-Fixierung bleibt aber deutlich hinter der Denitrifikation zurück, weshalb sich aufgrund der biologischen Umsätze ein Defizit ergeben würde, das durch den Eintrag über Regen, Staub und Zufluß ausgeglichen wird.

Im Litter kommt es bei vielen Proben im ersten Monat zu einer Abnahme des Stickstoff- und Phosphorgehaltes, was durch das Freisetzen des auswaschbaren und leicht verfügbaren Anteils erklärt werden kann (KAUSHIK & HYNES 1971, SWIFT et al. 1979, MARINUCCI & BARTHA 1982). Im folgenden steigt der Gehalt im Litter, in manchen Fällen kommt es sogar zu einer absoluten Anreicherung. Wird von den Mikroorganismen außer dem durch den Abbau verfügbar gewordenen Stickstoff noch zusätzlich anorganischer Stickstoff aufgenommen und eingebaut, spricht man von Immobilisierung.

Organisch gebundener Kohlenstoff kann bei ausreichender Sauerstoffversorgung aerob zu CO_2 abgebaut werden. Bei Sauerstoffausschluß und sinken-

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

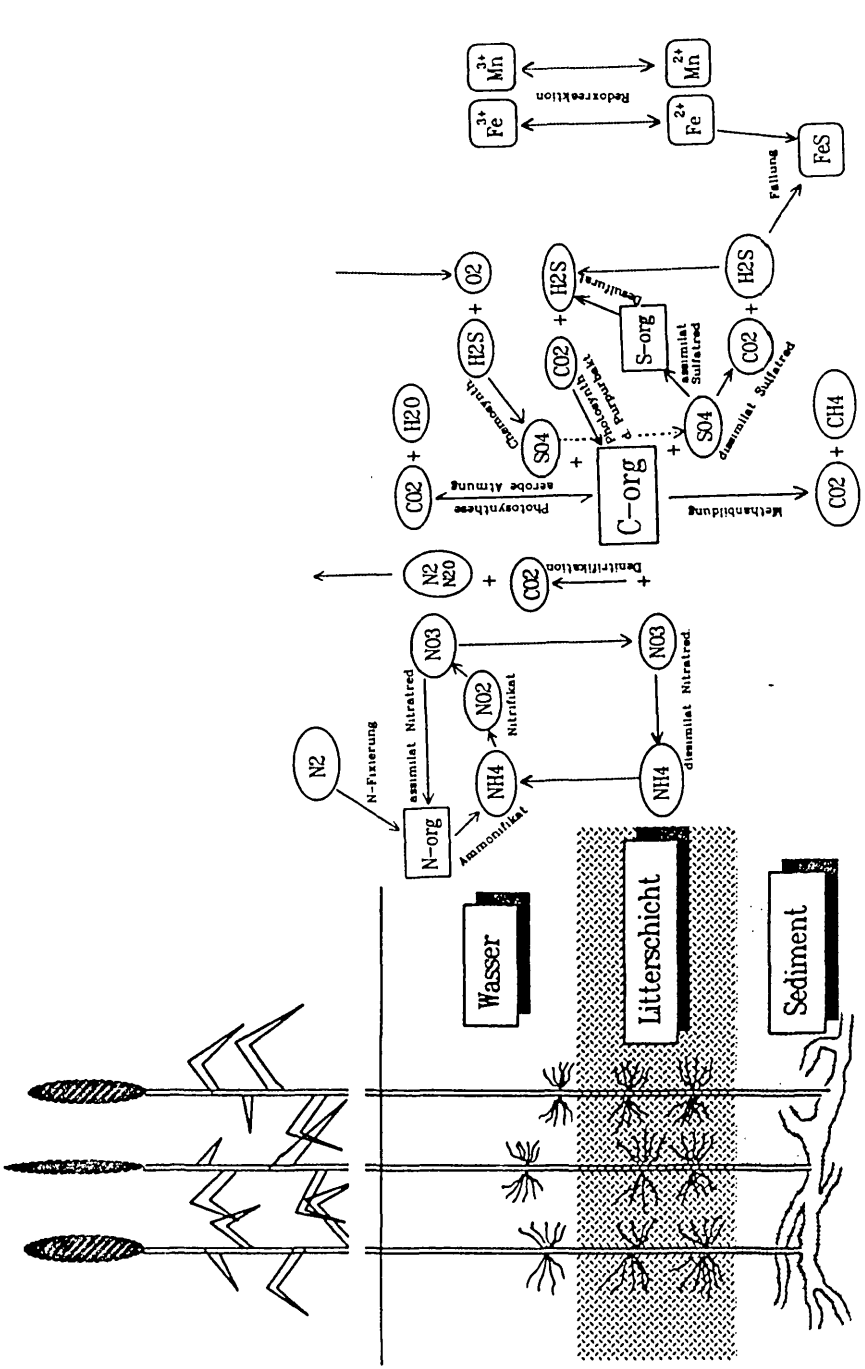

Abb. 14: Vereinfachtes Schema wichtiger Nährstoffkreisläufe im Schilfgürtel. Soweit möglich wurde berücksichtigt, in welchem Horizont eine Reaktion überwiegend stattfindet. Wichtige Diffusionsprozesse sind mit strichlierten Linien gekennzeichnet. Reaktionen sind nicht stöchiometrisch.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

dem Redoxpotential wird zunächst Nitrat und dann Sulfat als Elektronendonor herangezogen; sinkt das Redoxpotential noch tiefer (unter -0.12), wird schließlich zu Methan vergärt. CH_4 und N_2O sind im Zusammenhang mit der aktuellen Klimadiskussion von Interesse, da beide bedeutend zum Treibhauseffekt beitragen.

Der Kreislauf von Phosphor unterscheidet sich grundlegend von dem des Stickstoffs. P liegt immer in der gleichen Oxidationsstufe — als Phosphat — vor, ist aber in verschiedenen Formen gebunden oder gelöst. Meist ist Phosphat im Wasser, wie auch im Boden, nur in geringer Konzentration gelöst, da es mit Oxiden (z.B. FeOOH) stabile Komplexe bildet und ausfällt. Da das so gebundene Phosphat mit Wasser im Gleichgewicht steht, kann es bei sinkender Konzentration in Lösung gehen. Dieses partikuläre Phosphat kann mit der Wasserbewegung vom offenen See in den Schilfbestand verfrachtet werden und dort sedimentieren. Der mikrobielle Abbau bei schlechtem Sauerstoffaustausch bewirkt allerdings ein stark sinkendes Redoxpotential, sodaß Fe^{3+} zu Fe^{2+} reduziert wird und z.B. als FeS ausfällt und das an das Oxid gebundene Phosphat in Lösung geht. Dies dürfte der wesentliche Prozeß sein, durch den es in einem See bei sinkendem Sauerstoffgehalt auch ohne Zufuhr von außen zu einer plötzlichen P-Belastung kommen kann (internal loading). Dadurch wird partikulär im Schilfgürtel abgesetztes Phosphat wieder in den See gelöst. Im Sediment im Schilfgürtel ist Phosphat in den tieferen Schichten gelöst und wird in den oberen, weniger reduzierten Schichten ausgefällt. Wenn das Sediment bei der Schilfernte aufgewühlt wird, gelangt das gelöste Phosphat in den Wasserkörper und kann eine beträchtliche Belastung bewirken (GUNATILAKA 1985).

Auch die beim mikrobiellen Abbau freigesetzten Säuren können mit Fe und Al Komplexe bilden und somit gebundenes PO_4 lösen. Bei Seen mit hohem Ca- und Mg-Gehalt, wie beim Balaton (ISTVÁNOVICS 1988) und dem Neusiedler See (VAN DER EMDE et al. 1987), wird P zu einem großen Teil als Komplex mit Ca und Mg ausgefällt. In diesem Fall führt ein sinkender pH zu einer Carbonat- und damit Phosphat-Lösung bzw. ein steigender pH zu deren Ausfällung. Der mikrobielle Abbau bewirkt durch CO_2-Feisetzung und Produktion organischer Säuren ein Sinken des pH während umgekehrt die Photosynthese den pH erhöht (im Balaton von 8,6 auf 9,2).

Auch eine Aufnahme durch Mikroorganismen kann für einen P-Entzug bei guter Sauerstoffversorgung und die steigende P-Konzentration bei Sauerstoffmangel verantwortlich sein. Bei genügend Sauerstoff ist die Energiebilanz durch aerobe Atmung so günstig, daß Polyphosphat als Energiespeicher eingelagert wird. Bei Sauerstoffmangel wird dieser Speicher wieder abgebaut und Phosphat geht in Lösung. Ob diese erst jüngst erkannten

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Zusammenhänge (GÄCHTER et al. 1988) auch im Neusiedler See eine Rolle spielen, ist noch nicht klar.

Da wie gezeigt die Nährstoffkonzentration in der Mitte des Schilfgürtels am niedrigsten ist, könnte dort vom Schilf noch weiter N und P aufgenommen werden, ohne Schaden zu bewirken, und damit möglicherweise das System abgepuffert werden. Das bedeutet natürlich nicht, daß das Gesamtsystem von See und Schilfgürtel noch weiter mit Nährstoffen belastet werden kann, denn deren Verteilung kann nicht einfach gesteuert werden, und wie die Algenblüten zeigten (HOFBAUER 1985), treten auch schon negative Effekte der Eutrophierung auf. Es ist jedoch sicher sinnvoll, die Aufnahmekapazität des Schilfgürtels auszunützen, indem etwa die Wulka nicht durch einen geraden Kanal in den See geleitet wird, wie es früher der Fall war, sondern langsam durch das Schilf fließt.

Während Stickstoff also durch Denitrifikation aus dem See entfernt wird, bleibt der Phosphorexport durch Schilfschnitt, Fischerei und den Abfluß durch den Einserkanal wesentlich geringer als der Import. Trotzdem entspricht die von NEUHUBER et al. (1979) über mehrere Jahre nachgewiesene Zunahme des Phosphats im See nicht den Mengen des Imports. Betrachtet man sich die Geschichte des Schilfgürtels, so wird klar, daß in der mehrere Dezimeter dicken Litterschicht enorme Mengen Phosphats und anderer Nährstoffe gelagert werden. Der Schilfbestand hat also auch durch seine ständige Ausbreitung Phosphat abgelagert und damit den See gepuffert. Durch das Abkommen mit Ungarn über die Regulierung des Einserkanals von 1965 wurde der Seespiegel um fast einen halben Meter gehoben, und es ist fraglich, ob sich der Schilfbestand unter diesen Bedingungen noch weiter ausbreitet. Eine weitere Ausbreitung zu verhindern mag wünschenswert sein, da der Schilfbestand sonst früher oder später den ganzen See bedecken würde. Allerdings sollte man bedenken, daß dadurch auch die Aufnahmekapazität des Schilfes beschränkt wird, was sich in absehbarer Zeit in steigenden Phosphatkonzentrationen im See auswirken wird oder sich schon auswirkt. Solange nicht ein effizientes Management für einen Phosphatexport gefunden ist, ist es vorrangig, den Import weiter zu reduzieren.

Diese Überlegungen zeigen, von welcher Bedeutung es ist, den Schilfgürtel und etwaige Veränderungen auch weiterhin zu beobachten. Für den Haushalt des ganzen Sees sind Konsequenzen zu erwarten, wenn sich der Bestand, wie in vielen anderen Seen auch, rückläufig entwickeln sollte (siehe die Beiträge zum Sonderband von Aquatic Botany „Reed and Reed Decline in Europe", 1989), wozu nicht nur — aber auch — die Zersiedlung durch Ferienhäuser beitragen kann.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Dank

Neben vielen Institutsangehörigen möchte der Autor besonders Herrn Prof. Dr. Rudolf MAIER, dem Betreuer dieser Arbeit, danken.

Literatur

BÄRLOCHER F. & KENDRICK B., 1975: Leaf-conditioning by microorganisms. Oecologia (Berl.) 20, 359-362.

BURIAN K., 1973: *Phragmites communis* TRIN. im Röhricht des Neusiedler Sees. Wachstum, Produktion und Wasserverbrauch. In: ELLENBERG H. (Hrsg.), Ökosystemforschung, 61-78. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.

CARPENTER S. & ADAMS M., 1979: Effects of nutrients and temperature on decomposition of *Myriophyllum spicatum* L. in a hard-water eutrophic lake. Limnol. Oceanogr. 24, 520-528.

CROSSLEY D. & HOGLUND M., 1962: A litter-bag method for the study of microarthropods inhabiting leaf litter. Ecology 43, 571-574.

CRUZ MENDEZ CARDOS M. DE LA, 1987: Die Rolle der Makrofauna bei den Abbauprozessen von *Phragmites australis* im Schilfgürtel des Neusiedlersees. Diss. Univ. Wien.

CSAPLOVICS E., 1982: Interpretation von Farbinfrarotbildern. Kartierung von Vegetationsschäden in Brixlegg. Schilfkartierung Neusiedler See. Geowiss. Mitt. 23.

EMDE W. VAN DER, MATSCHÉ N. & PLAHL-WABNEGG F., 1987: Zusammenhang zwischen Feststoff- und Nährstoffbelastung des Neusiedler Sees — a) durch Fließgewässer. Wiss. Arb. Bgld. 77, 37-91.

FIALA K., 1973: Growth and production of underground organs of *Typha angustifolia*, *Typha latifolia* and *Phragmites communis*. Pol. Arch. Hydrobiol. 20 (1), 59-66.

FRENCH D., 1988: Some effects of changing soil chemistry on decomposition of plant litters and cellulose on a Scottish [UK] moor. Oecologia (Berl.) 75 (4), 608-618.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

GÄCHTER R., MEYER J. S. & MARES A., 1988: Contributions of bacteria to release and fixation of phosphorus in lake sediments. Limnol. Oceanogr. 33 (6/2), 1542-1558.

GODSHALK G. & WETZEL R., 1978: Decomposition of aquatic angiosperms. II. Particulate components. Aquat. Bot. 5, 301-327.

GUNATILAKA A., 1985: Nährstoffkreisläufe im Schilfgürtel des Neusiedler Sees. Auswirkungen des Grünschnittes. Wiss. Arb. Bgld. 72, 223-310.

HARGRAVE B., 1970: The effect of a deposit-feeding amphipod on the metabolism of benthic microflora. Limnol. Oceanogr. 15, 21-30.

HEPHER B., 1958: On the dynamics of phosphorus added to fishponds in Israel. Limnol. Oceanogr. 3, 89-100.

HERLITZIUS H., 1983: Biological decomposition efficiency in different woodland soils. Oecologia (Berl.) 57 (1/2), 78-97.

HIETZ P., 1991: Freisetzung von Nährstoffen durch Abbau von *Phragmites australis* im Schilfgürtel des Neusiedlersees. Diss. Univ. Wien.

HOFBAUER B., KUSEL-FETZMANN E. & HOFBAUER B., 1985: Untersuchungen über die Ursachen von Blaualgenblüten (Cyanobakterien) im Neusiedler See. Wiss. Arb. Bgld. 72, 373-410.

ISTVÁNOVICS V., 1988: Seasonal variation of phosphorus release from the sediments of shallow Lake Balaton (Hungary). Water Res. 22 (12), 1473-1482.

KAUSHIK N. & HYNES H., 1971: The fate of the dead leaves that fall into streams. Arch. Hydrobiol. 68 (4), 465-515.

MACCLAUGHERTY C., PASTOR J., ABER J. & MELILLO J., 1985: Forest litter decomposition in relation to soil nitrogen dynamics and litter quality. Ecology 66 (1), 266-275.

MAIER R., 1979: Production of *Utricularia vulgaris* L. In: LÖFFLER H. (Hrsg.), Neusiedlersee: the limnology of a shallow lake in Central Europe, 273-279. Dr. W. Junk Publish., The Hague, Boston, London.

MALISSA H., PUXBAUM H., PIMMINGER M. & NIKOOPOUR A., 1985: Untersuchungen des Nährstoffeintrages in den Neusiedler See aus der Atmosphäre. Wiss. Arb. Bgld. 72, 41-89.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

MARINUCCI A. & BARTHA R., 1982: A component model of decomposition of *Spartina alterniflora* in a New Jersey, USA, salt marsh. Can. J. Bot. 60 (2), 1618-1624.

MASON C. & BRYANT R., 1975: Production, nutrient content and decomposition of *Phragmites communis* TRIN. and *Typha angustifolia* L. J. Ecol. 63, 71-95.

MELILLO J., ABER J. & MURATORE J., 1982: Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. Ecology 63 (3), 621-626.

NEUHUBER F., BROSSMANN H. & ZAHRADNIK P., 1979: Phosphorus and nitrogen. In: LÖFFLER H. (Hrsg.), Neusiedlersee: the limnology of a shallow lake in Central Europe, 101-120. Dr. W. Junk Publish., The Hague, Boston, London.

SACHS L., 1978: Angewandte Statistik. 5. Aufl. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.

SAS User's Guide, 1985: Statistics. Version 5. SAS Institute Inc., Cary, NC, USA.

SCHWOEBERL J., 1984: Einführung in die Limnologie. 5. Aufl. G. Fischer, Stuttgart.

SCHLEGEL H., 1976: Allgemeine Mikrobiologie. 4. Aufl. Thieme-Verlag, Stuttgart.

SIEGHARDT H., 1987: Der Neusiedler See und sein Schilfgürtel. Geowissenschaften in unserer Zeit 5 (6), 187-192.

SIEGHARDT H., HAMMER O. & TEUSCHL G., 1984: Das Schilfrohr (*Phragmites australis* (CAV.) TRIN. ex STEUDEL) — Wachstum und Produktion in verschiedenen Zonen des Schilfgürtels am Neusiedlersee. BFB-Bericht 5, 37-47.

SIEGHARTD H. & MAIER R., 1985: Produktionsbiologische Untersuchungen an *Phragmites*-Beständen im geschlossenen Schilfgürtel des Neusiedler Sees. Wiss. Arb. Bgld. 72, 189-221.

SPRENT J. I., 1987: The ecology of the nitrogen cycle. Camb. Univ. Press.

STALZER W., SPATZIERER G. & WENNINGER U., 1985: Nährstoffeintrag in den Neusiedler See über die oberirdischen Zuflüsse. Wiss. Arb. Bgld. 72, 123-187.

© Zool.-Bot. Ges. Österreich, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

SWIFT M. J., HEAL O. W. & ANDERSON J. M., 1979: Decomposition in terrestrial ecosystems. Studies in Ecology, vol. 5. Blackwell Sci. Publ., Oxford.

WEISS G., in Vorb.: Diss. Univ. Wien.

ZAR J. H., 1984: Biostatistical Analysis. Prentice-Hall, New Jersey.

Manuskript eingelangt: 1991 11 19

Anschrift des Verfassers: Dr. Peter HIETZ, Inst. f. Pflanzenphysiologie, Althanstr. 14, A-1091 Wien.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Wien. Frueher: Verh.des Zoologisch-Botanischen Vereins in Wien. seit 2014 "Acta ZooBot Austria"

Jahr/Year: 1992

Band/Volume: 129

Autor(en)/Author(s): Hietz Peter

Artikel/Article: Die Rolle des Detritus im Ökosystem des Schilfgürtels am Neusiedler See 35-66