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

Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich 132 (1995): 187-218

Ökologische Untersuchungen an Wasserschnecken im Schilfgürtel des Neusiedler Sees

Anita ESCHNER und Wolfgang WAITZBAUER

Der Schilfgürtel des Neusiedler Sees im Osten Österreichs stellt für zahlreiche Tierarten einen wichtigen Lebensraum dar. Im Rahmen der Voruntersuchungen für den 1994 eröffneten Nationalpark Neusiedler See - Seewinkel wurden auch die Wasserschnecken, die als Detritusfresser im Stoffkreislauf des Neusiedler Sees eine bedeutende Rolle spielen, genauer untersucht. Im Vordergrund dieser Untersuchung stand die Frage, ob Schilfmanagement-Maßnahmen (vor allem regelmäßiger winterlicher Schilfschnitt) die Häufigkeit und Artenvielfalt der Süßwasserschnecken beeinflussen können.

ESCHNER A. & WAITZBAUER W., 1995: Ecological investigations of freshwater snails in the reed-belt of Lake Neusiedl.
The reed-belt of Lake Neusiedl on Austria's eastern border represents a very important habitat for many species of animals. During the preliminary studies for the National Park Neusiedler See - Seewinkel, which opened in 1994, the freshwater snails were analysed; they play an important role as detritivores in the metabolic cycle of Lake Neusiedl. The most important question addressed by this study was: can reed-management-measures (e.g. regular reed cutting during the winter period) affect the frequency and diversity of freshwater snails?

Keywords: freshwater snails, reed-belt, Neusiedlersee (= Lake Neusiedl), reed harvest.

Einleitung

Der Neusiedler See, im nördlichen Burgenland, ist der größte See Österreichs und zählt zu einem der ökologisch wie faunengeografisch interessantesten Gebiete Europas (SAUERZOPF & TAUBER 1959). Aufgrund seines einzigartigen Ranges in Mitteleuropa sind Teile des Neusiedler See-Gebietes seit 1994 in den Nationalpark Neusiedler See - Seewinkel integriert. Zwei völlig unterschiedliche Lebensgemeinschaften treffen hier aufeinander: die Tier- und Pflanzengemeinschaften der Ostalpen und die des pannonischen Tieflandes. Dementsprechend vielfältig sind die Lebensformen in diesem Gebiet.

Der Neusiedler See ist ein typischer Steppensee, wie sie auch in der pannonischen Steppe Ungarns oder im asiatischen Bereich vorkommen (RUTTNER-KOLISKO & RUTTNER 1959). Charakteristisch für einen Steppensee sind: die

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

Zusammensetzung des Salzgehaltes, die geringe Tiefe, durchschnittlich nur 0,5-0,8 m (MENDEZ CARDOS 1987), das Fehlen eines natürlichen Abflusses, die enormen Wasserstandsschwankungen (bis zur völligen Austrocknung zuletzt 1868, vgl. GROSINA 1985) und die Mächtigkeit der Schilfbestände.

Der Schilfgürtel des Neusiedler Sees nimmt mit einer Gesamtfläche von 178 km² mehr als die Hälfte des gesamten Neusiedler Sees ein (Gesamtfläche: 321 km², nach CSAPLOVICS 1985). Charakteristisch für dieses Ökosystem ist das Schilf (*Phragmites australis* TRIN.), dessen Bestände 95 % der gesamten Litoralzone bedecken. Während im Osten und Südwesten des Sees nur schmale Uferbereiche von Schilf bewachsen sind, dehnen sich im Nordwesten 6-7 km breite und im Süden 8-11 km breite Schilfbestände aus (GUNATILAKA 1985). Somit stellt der Schilfgürtel des Neusiedler Sees das größte geschlossene Schilfareal Mitteleuropas dar.

Schilf zählt zu den am weitesten verbreiteten Pflanzenarten der Erde und kann besonders in den gemäßigten Breiten zu den produktivsten Pflanzengemeinschaften gerechnet werden (WESTLAKE 1963). Ein Grund für die weite Verbreitung des Schilfes ist sicherlich durch die großteils vegetative Vermehrung gegeben, die über Rhizomausläufer erfolgt (SIEGHART & MAIER 1985). Einen weiteren Vorteil in der Konkurrenz besitzt *Phragmites australis* mit seiner Fähigkeit, auf anaeroben Böden zu wachsen. Die anaeroben Verhältnisse im Boden und die Bildung von Schwefelwasserstoff, die für die meisten Pflanzenarten einen limitierenden Parameter darstellt, vermag Schilf deshalb zu ertragen, weil der Sauerstoff „von oben", d.h. aus der Luft, in die Rhizome transportiert wird (GUNATILAKA 1985). Vor allem im eutrophierten Milieu vieler Flachseen ist das mehrjährige Schilf dominant, wobei aber zu starke Eutrophierung an einigen Seen Europas (z.B. Zürichsee oder Bodensee) mit ein Grund war, daß fast der gesamte Schilfgürtel zerstört wurde (GRÜNING 1975, BURNAND 1979, GRÜNING 1979, SCHRÖDER 1979, GRYSEELS 1989). Am Neusiedler See ist jedoch kein Schilfsterben zu bemerken. Im Gegenteil — vergleicht man z.B. das Wachstum des Schilfgürtels ab der Mitte des 19. Jahrhunderts bis 1967 (KOPF 1966, 1967, 1968 und RIEDMÜLLER 1965), zeigt sich eine ungeheure Zunahme der Verschilfung (Abb. 1). Die Frage nach der möglichen wirtschaftlichen Nutzung der Schilfbestände ist deshalb in letzter Zeit sehr häufig diskutiert worden (CSAPLOVICS 1982). Auch ein eigenes Forschungsprogramm der AGN (= Arbeitsgemeinschaft Gesamtkonzept Neusiedler See) sollte von 1981-1984 wissenschaftliche Grundlagen für Vorschläge und Empfehlungen zur bestmöglichen Nutzung des Neusiedler See Raumes erarbeiten (GROSINA 1985). Im Rahmen dieses Forschungsprogrammes wurde eine technisch-ökonomische Studie durchgeführt, die sich mit den Schilfernteproblemen und der Verwertung des Rohstoffes Schilf beschäftigte (SCHUSTER 1985).

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

Obwohl eine verstärkte Bewirtschaftung des Schilfgürtels vorgeschlagen wurde, konnten bis jetzt noch keine positiven Ergebnisse verzeichnet werden (GROSINA 1985). Großflächigere Winterernten von *Phragmites* könnten als Maßnahme zur verstärkten Nährstoffentfernung einer Eutrophierung entgegenwirken (LÖFFLER & GUNATILAKA 1991), wobei die Effizienz jedoch letztlich umstritten ist; bei dieser Ernteform werden nämlich nur die oberflächlichen, abgestorbenen Pflanzenteile entfernt. Eine Sommerbeerntung wäre wirksamer; denn damit würden dem System Nährstoffe verstärkt entzogen (GUNATILAKA 1985); allerdings wäre diese Art der Schilfbewirtschaftung aus Gründen des Naturschutzes sehr problematisch.

Auch die vorliegende Arbeit, die im Rahmen einer Projektstudie für den damals noch in Planung befindlichen „Nationalpark Neusiedler See" durchgeführt wurde, beschäftigt sich mit dem winterlichen Schilfschnitt. Seine möglichen qualitativen und quantitativen Einflüsse auf die im überfluteten Schilfbereich lebenden Wassermollusken sollten ermittelt werden. Die Bedeutung der Wasserschnecken im Stoffkreislauf liegt vor allem in der Produktion und Transformation von Detritus (DVORAK 1970, IMHOF 1971, IMHOF & BURIAN 1972, SOSZKA 1975, ODUM 1983, KOLODZIEJCZYK 1984, MENDEZ CARDOS 1987). Ein Großteil des produzierten Pflanzenmaterials im Schilfgürtel fällt zusammen, bevor es von Tieren angegriffen werden kann, und liefert genügend Substrat für Dekompositionsprozesse unter Wasser (IMHOF & BURIAN 1972). Tierfraß durch Evertebraten, mit Ausnahme durch Blattläuse, tritt an der äußeren Zellschicht kaum auf. Alle anderen phytophagen Insekten leben endophag im Inneren der Schilfhalme vor allem als Minierer oder Gallenbildner (WAITZBAUER 1969, WAITZBAUER 1970, WAITZBAUER 1972, PRUSCHA 1973, WAITZBAUER, PRUSCHA & PICHER 1973, KAMPICHLER, MISSLINGER & WAITZBAUER 1994). Auch für die Wasserschnecken stellt das abgestorbene Schilf in der Ernährung ein gewisses Problem dar. Wie die meisten Detritivoren, können sie die Zellulose nicht verdauen, sondern sie beziehen ihre Nahrungsenergie im wesentlichen aus dem Verzehr von Mikroorganismen (ODUM 1983). Trotzdem ist ihre Rolle beim Abbau des Detritus ganz entscheidend. Durch die grobe Zerteilung und Zerkleinerung des pflanzlichen Detritus beim Abraspeln der äußeren Zellschichte (inklusive Bakterien- und Pilzaufwuchs), vergrößern sie die Oberfläche, die dann dem vermehrten Angriff von Mikroorganismen ausgesetzt ist (ODUM 1983, KOLODZIEJCZYKA 1984, MENDEZ CARDOS 1987). Die Wirkung auf die Abbaurate des Schilfes ist, wie die Untersuchungen von MENDEZ CARDOS (1987) zeigen, artspezifisch und nicht direkt vom Zerkleinerungseffekt abhängig. Aus ihren Ergebnissen geht hervor, daß der Abbau von Detritus bei Anwesenheit von *Stagnicola palustris* schneller erfolgt als bei Anwesenheit von *Bithynia tentaculata* oder *Planorbis planor-*

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

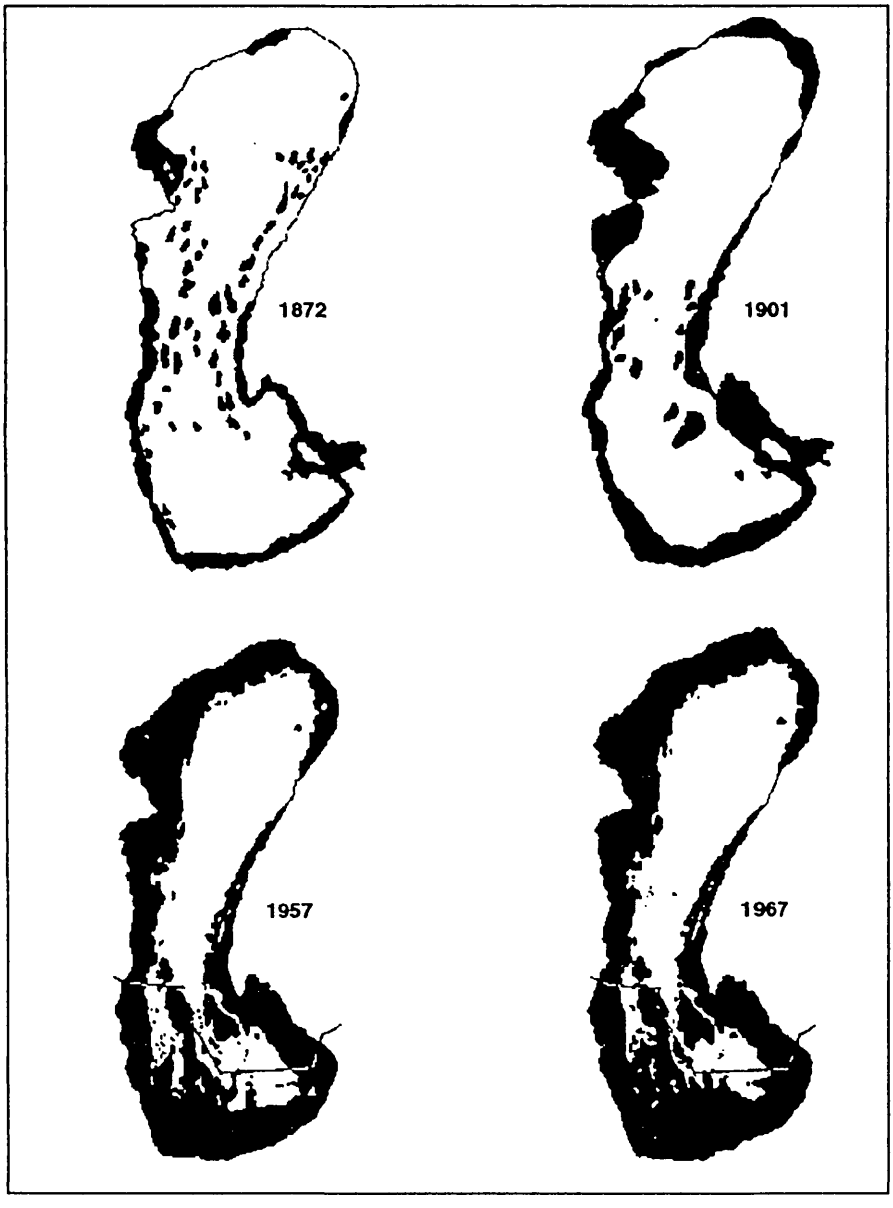

Abb. 1: Entwicklung des Schilfgürtels zwischen 1872 und 1967 (nach LÖFFLER 1979). — Development of the reed-belt between 1872 and 1967 (reproduced from LÖFFLER 1979).

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

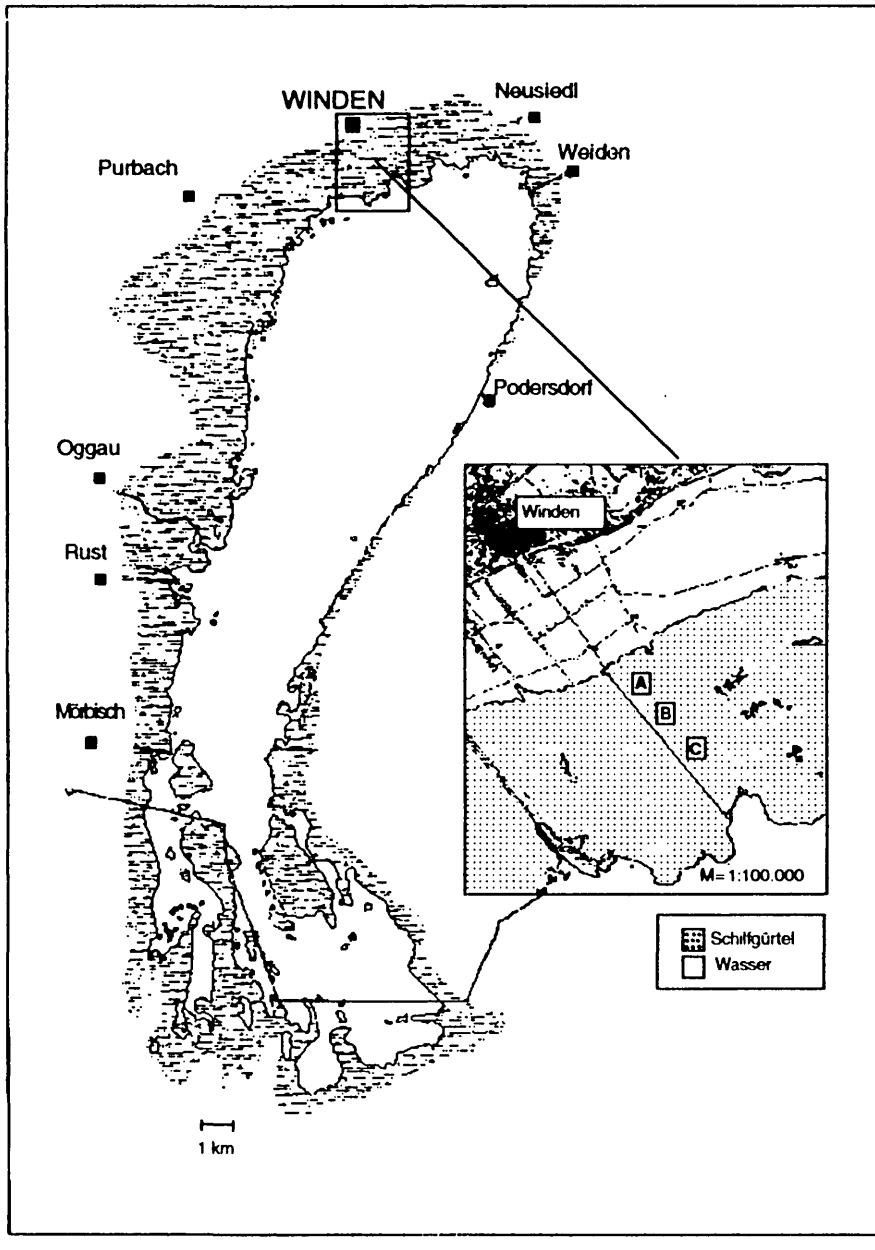

Abb. 2: Überblick über die Lage der Untersuchungsflächen im Schilfgürtel des Neusiedler Sees (A, B, C .... = Untersuchungsflächen). — Overview of the position of the study sites in the reed-belt of Lake Neusiedl (A, B, C ... = study sites).

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

bis. Generell war der Beschleunigungseffekt beim Abbau von organischem Detritus beim Vorhandensein von Schnecken siebenmal größer als bei Versuchen ohne Makroinvertebraten. Ein großer Teil der aufgenommenen Nahrung wird von den Schnecken nicht verwertet (IMHOF & BURIAN 1972, KOLODZIEJCZYK 1984). Dieser unverbrauchte Detritus (vor allem abgestorbene Makrophyten, Aufwuchs und Detritus aus Bodensedimenten) wird beim Passieren des Verdauungstrakts der Detritivoren in eine andere Form transformiert, die dann weiter genutzt und abgebaut werden kann und somit den Dekompositionsprozeß weiter beschleunigt (KOLODZIEJCZYK 1984). Diese Tatsache zeigt die Wichtigkeit der Wechselwirkungen zwischen Mikro- und Makrofauna für den Abbau der Pflanzenreste (MENDEZ CARDOS 1987). Bemerkenswert ist auch, daß die Lebenszyklen der Detritivoren mit den Mengen vorhandenen Detritus übereinzustimmen scheinen. Im Winter, in dem sich aufgrund des herbstlichen Blattwurfs auf dem Boden eine besonders große Menge organischer Substanz ansammelt, sind vor allem die größeren Individuen meist sehr zahlreich vertreten. Im Sommer, wenn der pflanzliche Abfall bereits halb abgebaut ist, können die kleinen Individuen, die nun in maximaler Abundanz auftreten, den restlichen, feineren Detritus verarbeiten. Offensichtlich ist auch der Abbau des unterschiedlich zerkleinerten Detritus mit dem Wechsel von „Grobpartikelfressern" und „Feinpartikelfressern" im jahreszeitlichen Verlauf gekoppelt. Die zum Teil großen Abundanzen der Detritusfresser (besonders der Wassermollusken) charakterisieren die Evertebratenzusammensetzung im Schilfgürtel des Neusiedler Sees und sind für den Stoffkreislauf dieses Ökosystems sehr wichtig (IMHOF & BURIAN 1972, MENDEZ CARDOS 1987).

Ziel der vorliegenden Untersuchung war es, beim Vergleich dreier Schilfbestände, die aufgrund unterschiedlicher Schilfbewirtschaftung verschiedene Altersstrukturen aufwiesen, mögliche Unterschiede in den Abundanzen und in der Artenvielfalt bei Wasserschnecken festzustellen, die mit dem winterlichen Schilfschnitt in Zusammenhang stehen könnten.

Material und Methoden

1. Untersuchungsflächen

Wie aus Abbildung 2 ersichtlich, befinden sich die drei Untersuchungsflächen im Nordwestteil des Neusiedler Sees. Von Winden erstreckt sich linksseits eines ca. 2 km langen Schilfkanals ein Damm in den Schilfgürtel, von dem aus die drei Untersuchungsgebiete über einen je 25 m langen Steg

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

erreicht werden können. Die Größe der einzelnen Untersuchungsflächen beträgt 100 × 200 m. Alle drei Flächen liegen nach IMHOFs (1966) Zonierung des Schilfgürtels am Neusiedler See in der Zone III.

In Tabelle 1 werden die drei Untersuchungsflächen hinsichtlich der unterschiedlichen Zusammensetzung in der Alterstruktur des Schilfes, die auf verschieden intensiv Schilfbewirtschaftung zurückzuführen ist, und hinsichtlich ihrer Lage im Schilfgürtel übersichtlich einander gegenübergestellt.

Tab. 1: Vergleich der drei Untersuchungsflächen in Winden. — Comparison of the three study sites in Winden.

Bezeichnung der Fläche	**Alter des Schilfes** zum Zeitpunkt der Untersuchung	**Schilfschnitt**	**Lage der Fläche**
A-Fläche	1jährig	jedes Jahr im Winter bei Eisbedeckung	am landseitigsten
B-Fläche	ca. 4jährig	zuletzt im Winter 1986/1987	mitten im überfluteten Schilfbereich
C-Fläche	über 10jährig	vor mehr als 10 Jahren	der offenen Seefläche am nächsten

2. Datenerfassung

Die Aufsammlungen wurden von April 1990 bis April 1991 durchgeführt. Die Punkte zur Probennahme wurden durch Zufallskoordinaten ermittelt, trockengefallene Schilfbereiche wurden dabei nicht besammelt.

Zur Aufsammlung der Wasserschnecken wurden Sammelrahmen aus Blech mit ⅛ m^2 oder ¼ m^2 Grundfläche verwendet (nach IMHOF 1971). Die ¼-m^2-Sammelquadrate wurden so fest wie möglich in die bis zu 35 cm dicke Schilfstreu- und Detritusschicht (MENDEZ CARDOS 1987) hineingedrückt und die vorhandenen Schilfhalme möglichst an der Basis abgeschnitten. Das Ausklauben der Schilfstreu- und Detritusschichte erfolgte anschließend in mehreren Arbeitsgängen mittels Federpinzette und kleinem Sieb. Nach dem Durchsehen des Materials wurde der Inhalt der Sammelquadrate nochmals kräftig durchwühlt. Etwa 10 Minuten später konnten dann die restlichen Schnecken gut von den Seitenwänden der Sammelrahmen abgenommen werden. Viele Wasserschnecken verlassen bei suboptimalen Lebensbedingungen, wie z.B. bei Störungen, gerne ihren Lebensraum und heften sich dann z.B. an den Wänden der Sammelrahmen fest (FRÖMMING 1956). Mit

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

den ⅛-m²-Sammelrahmen wurden Transekte im Uferbereich von Blänken besammelt. Die aufgesammelten Schnecken wurden anschließend in 75%-igem Alkohol konserviert.

3. Auswertungsmethoden

Bildung von Größenklassen
Um mögliche Unterschiede in der Größe der verschiedenen Schneckenarten sowie in deren Populationsaufbau und um die Verteilung auf den drei Untersuchungsflächen feststellen zu können, wurden alle aufgesammelten Individuen mit der Schublehre vermessen (vgl. IMHOF 1971). Bei den Planorbidae wurde die maximale Gehäusebreite ermittelt; diese ist als der senkrecht auf die Tangente der Mündung stehende Durchmesser definiert. Die Gehäusehöhe bei den Bithyniidae, Lymnaeidae und Physidae wurde als Entfernung vom Apex bis zum unteren Mündungsrand bestimmt.

Die Einteilung der Größenklassen erfolgte bei allen Arten nach dem gleichen Prinzip: es wurden jeweils Klassen mit einer Klassenbreite von 1 mm gebildet. Alle Individuen mit < 3 mm Größe wurden zu einer Klasse zusammengefaßt. Die quantitative Bearbeitung von Jungschnecken ist unter Freilandbedingungen problematisch, da es nahezu unmöglich ist, unmittelbar am Fundort die Gesamtheit der unter 3 mm großen Individuen zu erfassen. Zusätzlich erschweren Aggregationen der Tiere dieser Größenklasse quantifizierende, flächenspezifische Aussagen.

Statistische Verfahren
Im Rahmen dieser Arbeit wurde nur *Planorbis planorbis* statistischen Prüfverfahren unterzogen. Sie wurde auf allen Untersuchungsflächen gefunden und erwies sich sowohl hinsichtlich der Abundanz als auch hinsichtlich der unterschiedlichen Größenklassen zur statistischen Auswertung geeignet. Verwendet wurde der Chi-Quadrat-Mehrfeldertest (ZÖFEL 1988). Bei den restlichen Arten war eine ähnliche Vorgangsweise aufgrund geringer Individuenzahlen nicht sinnvoll.

Ergebnisse

1. Überblick über die gefundenen Arten und ihre Ökologie

Die Bestimmung erfolgte nach GLOER et al. (1985), die benutzte Systematik beruht auf FECHTER & FALKNER (1989). Tabelle 2 gibt einen kurzen Überblick über die gefunden Arten.

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

Tab. 2: Überblick über die gefundenen Arten, ihre Gefährdungsstufe und Ökologie. — Overview of the discovered species, their stage of endangerment and ecology.

Art	Gefährdungs-stufe	Ökologie
Bithynia tentaculata	5	euryök, in fließenden, stehenden auch zeitweilig trockenfallenden Gewässern bis 10 m Tiefe
Bithynia leachii	1,2	in pflanzenreichen Stillgewässern, im Sommer in 2-3 m Tiefe, im Winter im Schlamm vergraben
Physa fontinalis	2	in klaren, pflanzenreichen, stehenden und langsam fließenden Gewässern, verträgt Austrocknung nicht
Planorbis planorbis	4	euryök, in stehenden und langsam fließenden Gewässern, auch schlammigen Tümpeln und zeitweilig trockenfallenden Flutmulden
Stagnicola palustris	3	im Uferbereich größerer Teiche und stehender Gewässer, auch Brackwasser, an Austrocknung angepaßt

Tab. 3: Gefährdungsstufen der Mollusken nach REISCHÜTZ & SEIDL (1982). — Stages of endangering of molluscs according to REISCHÜTZ & SEIDL (1982).

Gefährdungsstufe	Bestand
1,1	ausgestorben oder verschollen
1,2	unmittelbar vom Aussterben bedroht
2	stark gefährdet
3	gefährdet
4	potentiell gefährdet
5	nicht gefährdet

Insgesamt konnten auf den drei Untersuchungsflächen fünf Arten nachgewiesen werden, wovon die Arten *Bithynia leachii* und *Physa fontinalis* nach REISCHÜTZ & SEIDL (1982) (vgl. Tab. 3) in Österreich stark gefährdet sind. Allen Arten gemeinsam ist das Vorkommen in stehenden Gewässern,

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

wobei sie unterschiedlich gut an die zeitweilige Austrocknung ihres Lebensraumes angepaßt sind. Die Hauptnahrung aller Schneckenarten stellen großenteils pflanzlicher Detritus und Algen dar.

2. Vergleich der drei Untersuchungsgebiete im Hinblick auf die jahreszeitlichen Aspekte

Tabelle 4 gewährt einen vergleichenden Überblick über die Verhältnisse auf den drei Untersuchungsflächen während des Untersuchungsjahres 1990. Die Veränderungen in bezug auf Schilfentwicklung, Makrophyten, Wasserverhältnisse und Abundanz der Wasserschnecken sind für diesen ganzen Untersuchungsabschnitt dargestellt.

Die Angaben über die Schilfentwicklung decken sich mit den Ergebnissen in PÜHRINGER (1972) und VOGEL (1981).

Die Massenentfaltung der Algen, die mit dem Absinken des Wasserspiegels einhergeht, führt während des Hochsommeraspektes zur Entwicklung mächtiger Algenteppiche, die vor allem auf der B- und C-Fläche die Kanäle und Blänkensysteme fast völlig bedecken. Der weitere Rückgang des Wassers im Herbst bewirkt das Austrocknen großer Teile dieses Algenteppichs, der nun in Form eines weißen, harten Filzes an den Übergängen zwischen Schilf und Blänken zu finden ist. Zu diesem Zeitpunkt ist die Zonierung an den Schilfrändern besonders deutlich ausgeprägt. Neben dem offenen Wasser — mit teilweisem, grünen Algenfilz — sind folgende Zonen deutlich differenzierbar:

- grüne Zone: grüne Algenmatten, die zum Teil noch wasserbedeckt, am Rande von Blänken zu finden sind; im Hochsommer sind derartige Bereiche ein typischer Aufenthaltsort von Wasserschnecken.
- weiße Zone: ausgetrocknete, weiße und harte Algenmatten, die im Verlauf des weiteren Wasserrückganges trockengefallen und ausgedörrt sind; hier finden sich vereinzelt Schnecken, welche die Austrocknung durch Verschließen des Gehäuses mittels Epiphragma und völligem Zurückziehen ins Schaleninnere überdauern.
- braune Zone: trockengefallene Schilfstreu- und Detritusschichte des im Frühjahr noch überfluteten Schilfbestandes; hier treten Schnecken kaum auf, ganz selten finden sich Tiere in Überdauerungsstadien.

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

Tab. 4: Überblick über die Veränderungen im Schilfgürtel während der Untersuchungsperiode 1990. — Changes in the reed-belt in 1990.

	Frühjahrsaspekt	**Hochsommeraspekt**	**Herbstaspekt**
Schilf-entwicklung	Ende April: Durchstoßen der Boden- bzw. Wasseroberfläche April-Mai: geringes Höhenwachstum Juni: Wachstumsschub durch Internodialstreckung Juli-August: Abflachung der Wachstumskurve	Mitte August: nochmaliger Wachstumsschub durch Spitzenwachstum und Blütenausbildung	ab September: Beginn des Blattabwurfes, kein Höhenwachstum des Schilfes
Makro-phyten	Zu Beginn der Saison keine Makrophyten Ende Juni: Beginn der Algenblüte	Massenhaftes Auftreten von Algen Völliges Fehlen von *Utricularia vulgaris*	ehemals grüne Algenmatten im Schilfbereich sind völlig ausgetrocknet
Wasser-verhältnisse	Zunahme der Wassertemperatur Wasserstand steigt bis April, ab Mai langsamer Rückgang	Höchste Wassertemperaturen Starkes Absinken des Wasserspiegels, Beginn des Trockenfallens der Schilfflächen	Abnahme der Wassertemperatur Schilfflächen völlig ausgetrocknet
Abundanz der Mollusken	**A-Fläche:** geringe Abundanz im April, Abundanzmaximum im Juni **B- und C-Fläche:** geringe Individuenzahlen im April, ab Juni Zunahme	**A-Fläche:** starker Rückgang der Individuenanzahl **B-Fläche:** sehr viele Jungschnecken **C-Fläche:** viele große Individuen	**A-Fläche:** sehr wenige Individuen **B-Fläche:** ausgewogener Populationsaufbau **C-Fläche:** Abundanzmaximum bei allen Arten

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

3. Artendiversität und Abundanz im Gesamtüberblick

Tabelle 5 zeigt die Ergebnisse der Aufsammlungen von April 1990 bis April 1991. Deutliche Unterschiede zwischen den drei Untersuchungsflächen ergeben sich bereits aus der Summe der Gesamtindividuen, die pro Fläche gesammelt werden konnten. So erweist sich die A-Fläche, mit insgesamt 195 gefundenen Individuen, als die Untersuchungsfläche mit der geringsten Abundanz. Auf der B-Fläche (710 Individuen) ist die Individuendichte um mehr als das 3fache größer. Am höchsten ist die Gesamtindividuenzahl auf der C-Fläche (2139 Individuen). Auf dieser Fläche ist die Abundanz um mehr als das 10fache höher als auf der A-Fläche und um das 3fache höher als auf der B-Fläche.

Tab. 5: Individuenanzahlen auf den drei Untersuchungsflächen. — Number of individuals at the three study sites.

	Pl. planorbis	*S. palustris*	*B. tentaculata*	*B. leachii*	*Ph. fontinalis*
A-Fläche	193	2	0	0	0
B-Fläche	702	8	0	0	0
C-Fläche	1811	109	212	1	6

Die unterschiedliche Artenzusammensetzung auf den drei Untersuchungsflächen ist in Abbildung 3 veranschaulicht. Die Kreisdiagramme zeigen den prozentuellen Anteil der einzelnen Schneckenarten auf der jeweiligen Untersuchungsfläche. Allen drei Flächen gemeinsam ist die hohe Dominanz von *Planorbis planorbis*: Die A-Fläche, mit 98,97 %, liegt knapp vor der B-Fläche mit 98,87 %, danach folgt die C-Fläche mit 84,67 %. Die Art tritt also eudominant auf, in A beinahe mit absoluter Dominanz.

Neben *Planorbis planorbis* ist *Stagnicola palustris* ebenfalls auf allen drei Untersuchungsflächen zu finden. Auf der A- und B-Fläche liegen ihre Häufigkeiten bei 1,03 % bzw. bei 1,13 %; die C-Fläche weist mit 5,1 % den höchsten *Stagnicola palustris*-Anteil auf.

Bithynia tentaculata konnte in der vorliegenden Untersuchung nur auf der C-Fläche nachgewiesen werden. Mit einer Häufigkeit von 9,9 % ist sie die zweithäufigste Art, die im Verlauf der gesamten Aufsammlungen gefunden wurde.

Die verbleibenden 0,33 % auf der C-Fläche verteilen sich auf *Physa fontinalis* (mit 0,28 %) und *Bithynia leachii* (mit 0,05 %), von der nur ein Exemplar gefunden werden konnte.

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

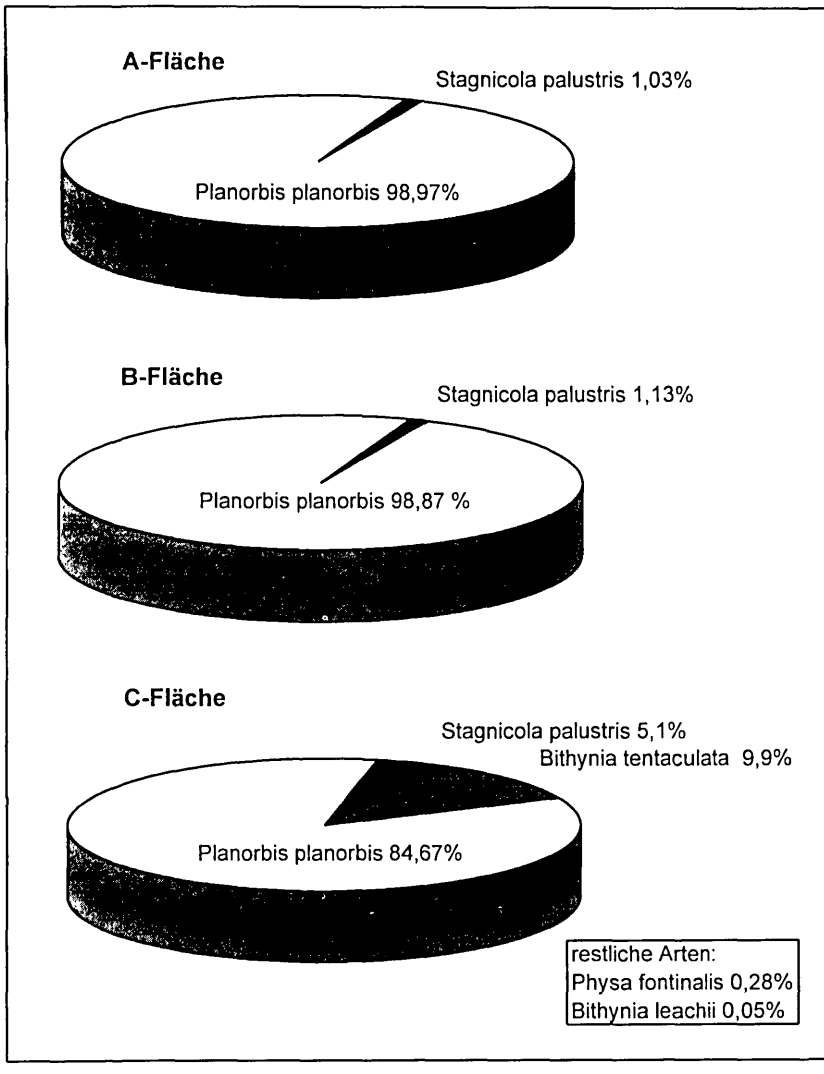

Abb. 3: Überblick über die Artenzusammensetzung und deren prozentuelle Verteilung auf den drei Untersuchungsflächen. — Survey of the species composition and their procentual distribution at the three study sites.

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

Wie in Tabelle 5 und Abbildung 3 zu erkennen ist, weisen die drei Untersuchungsgebiete deutliche biologische Unterschiede auf. Sowohl hinsichtlich der Artendiversität als auch der Abundanz der einzelnen Arten scheint die C-Fläche die besten Bedingungen für die gefundenen Gastropoden zu bieten.

Abbildung 4 zeigt die Unterschiede in der Artenstruktur auf der A-, B- und C-Fläche. Trägt man in einem Graphen die Artenanzahl gegen die Anzahl der Individuen auf, ergeben sich für die drei Flächen sehr unterschiedliche Kurven. Die Anzahl der Arten ist auf der A- und B-Fläche (mit je zwei Arten) zwar gleich, doch liegen hier die Unterschiede in der Anzahl der Individuen (195 und 710). Die C-Fläche weist eindeutig die höchste Artendiversität auf.

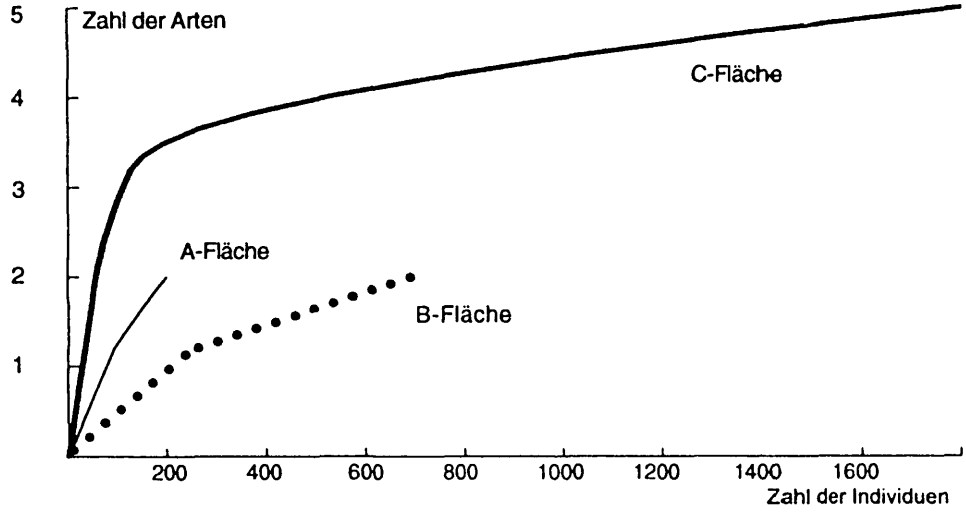

Abb. 4: Vergleich der Artendiversität der drei Untersuchungsflächen unter Verwendung von Abundanzkurven der einzelnen Arten („rarefaction-method" nach ODUM 1983). — Comparison of the species diversity at the three study sites using the abundance curves of each species ("rarefaction-method" from ODUM 1983).

4. Überblick über die Größenklassen bei *Planorbis planorbis*

Die Aufteilung der Individuenzahlen in Größenklassen ergibt für die drei Flächen ein sehr unterschiedliches Bild (siehe Abb. 5). Auf der A-Fläche gehört der größte Anteil der Tiere den kleinen Größenklassen an. Wirklich große Exemplare (> 10 mm) sind so gut wie nicht vertreten. Für die B- und C-Fläche gibt es je zwei Gipfel in der Verteilung der Größenklassen: Für die B-Fläche liegen sie bei ca. 4 mm und bei 9 mm. Auf der C-Fläche messen die meisten Individuen um 5 mm und 10 mm; hier entfielen 63 Individuen

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

auf die Klasse mit den größten Gehäusen, während auf der A-Fläche vier und auf der B-Fläche nur ein Individuum dieser Größenkategorie nachgewiesen werden konnten.

Tabelle 6 zeigt, daß sich die drei Untersuchungsflächen hinsichtlich der Häufigkeit der Größenklassen hoch signifikant (auf dem 0,1%igen Niveau!) voneinander unterscheiden.

Tab. 6: Statistische Prüfung der Häufigkeitsverteilung der einzelnen Größenklassen bei *Planorbis planorbis* von April 1990 bis April 1991. — Statistical test of the frequency distribution of size groups in *Planorbis planorbis* between April 1990 and April 1991.

Chi-Quadrat-Test:	**Chi^2 = 363,8 dF = 20**	**p = 0,00 *****
	Vergleich der A-, B- und C-Fläche	

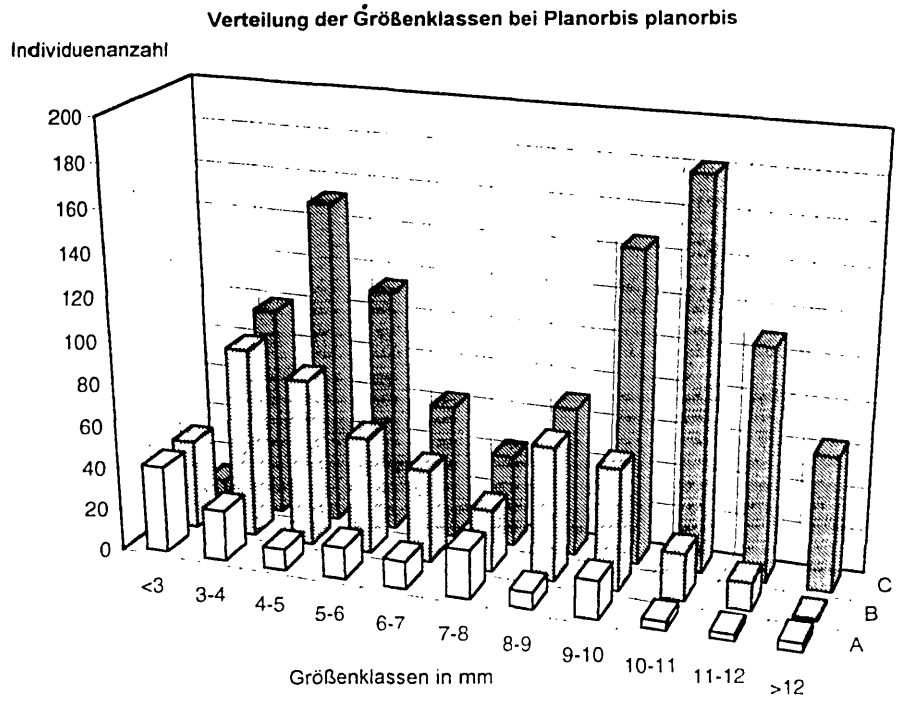

Abb. 5: Vergleich der Verteilung der Größenklassen von *Planorbis planorbis* auf der A-, B- und C-Fläche. — Comparison of the distribution of the size groups of *Planorbis planorbis* at the study sites (A, B, C).

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

Diskussion

1. Allgemeines

Untersuchungen über die Zusammensetzung der Molluskenfauna am Neusiedler See sind nicht sehr zahlreich. MAZEK-FIALLA (1935) beschreibt für das O-Ufer des Neusiedler Sees insgesamt sieben Wasserschneckenarten. Mehrere Beiträge zur Erforschung der Molluskenfauna am Neusiedler See publiziert SAUERZOPF (1957, 1959, 1961, 1983). Er definiert für die verschiedenen Landschaftskomponenten des Großraumes Neusiedler See deutlich differenzierte Mollusken-Vergesellschaftungen. Der freien Seefläche, mit nur einzelnen, gelegentlich eingeschwemmten Wasserschnecken, stellt er den Schilfgürtel gegenüber. Die Tiere finden sich dort zum Teil in großen Häufigkeiten, die Artenanzahl (10 Arten) ist jedoch gering (SAUERZOPF 1959). Neunachweise einzelner Mollusken finden sich bei GRAEFE (1964), SCHUBERT (1968) und HACKER & HERZIG (1970). Die größte Artenanzahl an Süßwassermollusken im Bereich des Neusiedler Sees führen GRAEFE et al. (1972) mit insgesamt 14 Arten an. MÜLLER (1988) konnte im Seewinkel insgesamt 20 Wasserschneckenarten nachweisen (mit fünf Neunachweisen), wobei die Artenvielfalt der einzelnen Biotope sehr unterschiedlich war. Die größte Artenanzahl wiesen die Gräben auf (fünf Arten). In der Schilfrandzone war die Anzahl der Arten relativ gering (3-4 Arten). Angaben zum Artenbestand im Schilfgürtel des Neusiedler Sees finden sich auch bei IMHOF (1971) und MENDEZ CARDOS (1987).

Der Schilfgürtel bei Rust (W-Ufer des Neusiedler Sees, Breite: ca.3,5 km) diente IMHOF (1971) als Untersuchungsgebiet. Die in der vorliegenden Arbeit untersuchten Probeflächen entsprechen der Zone R III bei IMHOF (1966), in der auch Imhof seine Untersuchungen durchführte. MENDEZ CARDOS (1987) führte ihre Untersuchungen im Schilfgürtel bei Purbach (NW-Ufer des Neusiedler Sees, Breite: 4 km) durch. Beide Arbeiten eignen sich aufgrund der ähnlichen Beschaffenheit der Untersuchungsgebiete und der vergleichbaren Sammeltechniken sehr gut für Vergleiche mit der hier vorgelegten Arbeit. Ein ausführlicher Vergleich der drei Arbeiten bezüglich der Zusammensetzung des Artenbestandes wird bei ESCHNER (1995) gesondert behandelt, auch mögliche Gründe für den festzustellenden Artenrückgang werden darin näher diskutiert.

2. Kritik zur Sammeltechnik

Ein großes Problem, im überfluteten Bereich des Schilfgürtels quantitative Aufsammlungen durchzuführen, stellt großenteils die bis zu 35 cm dicke Detritusschichte dar (MENDEZ CARDOS 1987). Bereits beim Aufstellen der

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

Sammelrahmen gibt es immer wieder Schwierigkeiten, die Bodenkanten des Auszählrahmens möglichst schnell bis zum festen Untergrund hinunterzudrücken. Alte Schilfhalme und Rhizomstücke müssen mit Schere und Spaten durchtrennt werden. Bei der dadurch verursachten Störung läßt sich aktives Flüchten oder passives Verdriften einzelner Individuen nicht verhindern. Auch beim Aussortieren des Sammelrahmeninhaltes kann eine gewisse Fehlerquote nicht ausgeschlossen werden. Insbesondere kleine Arten und Jungschnecken können beim Durchsehen des Pflanzen- und Detritusmaterials und beim Aussieben nicht absolut erfaßt werden. Dennoch war diese Sammeltechnik für die vorliegende Arbeit ausreichend, da weniger die absoluten Individuenzahlen als vielmehr der Vergleich der drei Untersuchungsflächen im Vordergrund standen. Die Aufsammlungen weisen aufgrund der gleichen Sammelmethodik auf allen drei Flächen etwa die gleichen Fehlerquoten auf.

3. Unterschiede in der Abundanz und der Artenvielfalt

Die möglichen Gründe für die großen Unterschiede hinsichtlich der Zusammensetzung und Häufigkeit der Arten auf den drei Untersuchungsflächen sind aus dieser Untersuchung nicht eindeutig ersichtlich. Nach den vorliegenden Daten scheinen aber im wesentlichen zwei Faktoren das Vorkommen der Wasserschnecken zu beeinflussen:

- die Zonierung:
  Die drei Untersuchungsflächen sind unterschiedlich weit von der freien Seefläche entfernt (vgl. Tab. 1). Die jahreszeitlichen Wasserstandsschwankungen wirken sich daher unterschiedlich auf die einzelnen Untersuchungsflächen aus. Die A-Fläche — unmittelbar landseitig gelegen — ist am stärksten von den Wasserstandsschwankungen und der damit verbundenen Austrocknung betroffen. Dies bedeutet, daß sich die Wasserschnecken während der Trockenzeit in ihr Gehäuse zurückziehen und ihre Lebensprozesse einschränken (PRECHT 1939), wobei aber für die Schnecken bei langer Trockenheit mögliche negative Einflüsse nicht auszuschließen sind.
- der jährliche Schilfschnitt:
  Der Einfluß des Schilfschnittes wird vor allem durch die Veränderungen in der Schilfstruktur (siehe Abschnitt 5 der Diskussion) gut erkennbar. Der homogenere Jungschilfbestand auf der A-Fläche unterscheidet sich recht deutlich von den Altschilfbeständen der B- und C-Fläche, die in ihrem Strukturaufbau wesentlich vielfältiger sind.

Die beiden skizzierten Faktoren wirken vor allem indirekt über die Veränderung der Schilfstruktur (Abb. 6) und der damit einhergehenden Beein-

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

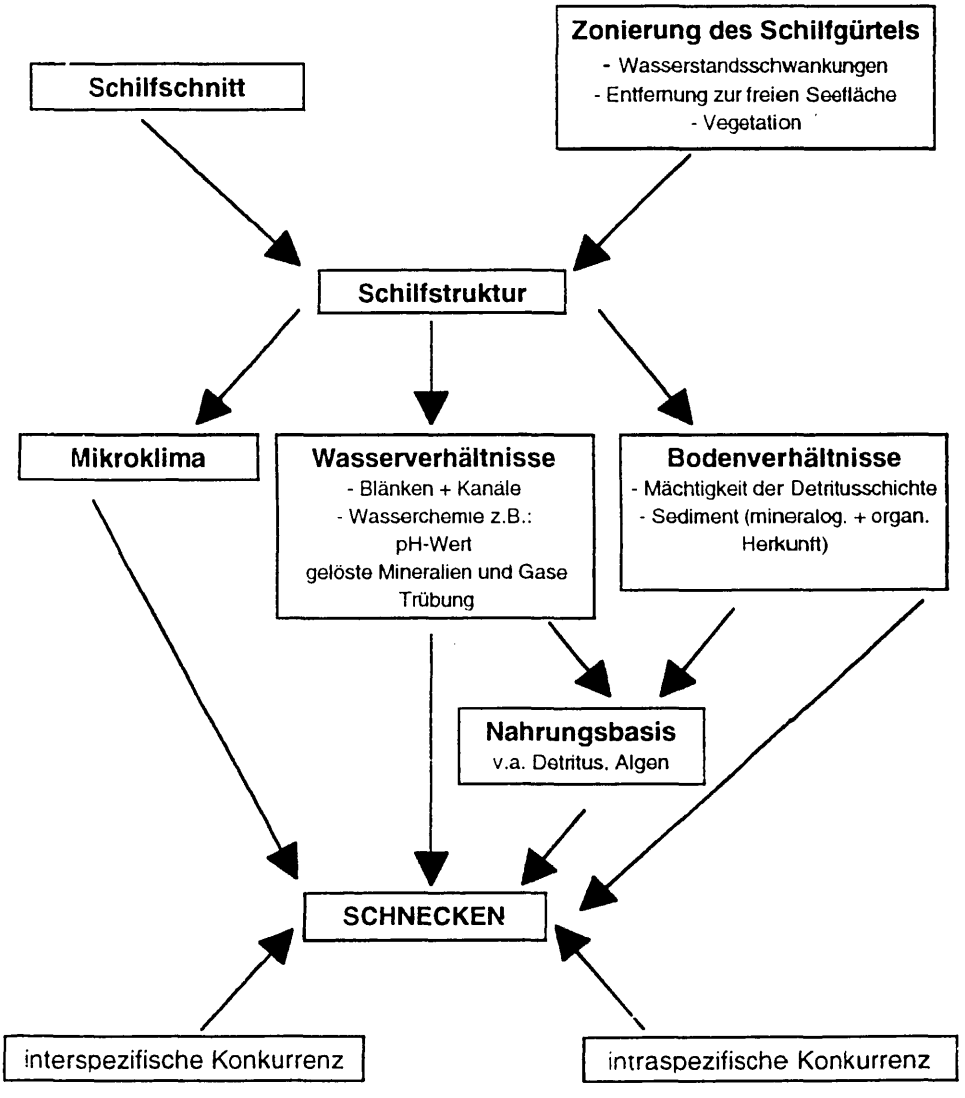

Abb. 6: Faktoren, die die Artenstruktur von Schnecken beeinflussen. — Factors influencing the species structure of snails.

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

flussung des Mikroklimas, der Wasserverhältnisse, Bodenverhältnisse und der Nahrungsbasis auf die Gastropoden (HUBENDICK 1947, 1958, GUNATILAKA 1985, ZWICKER & GRÜLL 1985).

Für die Untersuchungsflächen am Windner Damm scheinen die beschriebenen abiotischen Faktoren, neben Einflüssen wie z.B. interspezifischer und intraspezifischer Konkurrenz, eine wesentliche Rolle für das Vorkommen der Wasserschnecken zu spielen. Ob es sich dabei nur um einen sehr kleinräumigen Sonderfall handelt oder ob die herausgeschälten Faktorenkomplexe für den gesamten Schilfgürtel des Neusiedler Sees von grundsätzlicher Bedeutung sind, muß durch weitere, eingehende Untersuchungen geklärt werden.

4. Betrachtung der Größenklassen bei *Planorbis planorbis*

4.1. Populationsdynamische Aspekte

Was die A-Fläche mit ihren extrem niedrigen Individuenzahlen anbelangt, können die relativen Häufigkeiten der Individuen in den verschiedenen Größenklassen die tatsächlichen Verhältnisse verzerrt darstellen. So kann ein gesammeltes Exemplar in einer Größenklasse — bei einer Gesamtindividuenanzahl von fünf Tieren — 20 % der Gesamtanzahl ausmachen. Trotzdem wurde versucht, mit Hilfe von Literaturdaten ein populationsdynamisches Modell zu erstellen.

Auf der B- und C-Fläche wurden genügend Individuen gefunden, um die Verteilung der Größenklassen und die daraus resultierenden populationsdynamischen Aspekte diskutieren zu können.

IMHOF (1971) gibt in seiner Rekonstruktion der Lebenszyklen für *Planorbis planorbis* eine Lebensdauer von 2-2½ Jahren an. Er stellte fest, daß die Juvenilgeneration bereits bei Wintereinbruch die Reifegröße (8-10 mm) erreicht und gleich im Frühjahr, nach der ersten Erwärmung, mit der Kopulation und Eiablage beginnt. Da die Reproduktionszeit aber bis in den August andauert, umfaßt jeder Jahrgang eine beträchtliche Größenspanne. Eine echte zweite Generation, die im Spätsommer schlüpft, kann nicht ausgeschlossen werden, da zum Teil bereits Mitte August Individuen die Reifegröße erreichen, die selbst erst im Frühjahr geschlüpft sind. MENDEZ CARDOS (1987) gibt an, daß bei ihren Untersuchungen die Anzeichen für das Auftreten zweier Generationen sprachen, nämlich einer Juvenilgeneration im August und einer zweiten möglicherweise Ende Oktober.

Betrachtet man die Besetzung der Größenklassen bei *Planorbis planorbis* über das ganze Jahr (siehe Abb. 5), so fällt die starke Repräsentanz der

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

großen Individuen auf. Während aller Sammeltermine konnten sie — je nach Fläche in unterschiedlichen Häufigkeiten — gefunden werden. Dies paßt recht gut mit den von IMHOF (1971) untersuchten Lebenszyklen zusammen. Bei einer angenommenen Lebensdauer von zwei Jahren, müssen theoretisch immer sehr große Individuen vorhanden sein. MENDEZ CARDOS (1987) schreibt sogar, daß adulte Tiere, die über 14 mm groß waren, während des gesamten Untersuchungszeitraumes den Hauptteil der Individuen ausmachten. Dies kann ein Hinweis auf langsames Wachstum sein und zeigt, daß der Lebenszyklus dieser Tiere sicher über ein Jahr dauert.

4.2. Vergleich der Populationen

Abbildung 7 zeigt ein populationsdynamisches Modell von *Planorbis planorbis*, das die vorgefundenen Verhältnisse auf der A-Fläche widerspiegelt. Die einzelnen Diagramme zeigen jeweils den Altersaufbau der Population zum betreffenden Sammeltermin. Zu Sammelbeginn — im April 1990 — sind auf der A-Fläche eine sehr geringe Anzahl subadulter Tiere unterhalb der Reifegröße von 8-10 mm (IMHOF 1971) und ganz wenige adulte Tiere zu finden. Im Verlauf des Frühlings werden die Eiballen abgelegt und die Jungschnecken schlüpfen. FRÖMMING (1956) gibt für die Postembryonalentwicklung bei *Planorbis planorbis* folgende Daten an: Bei einer Wassertemperatur von 20°C schlüpfen die Jungen bereits 11-14 Tage nach der Eiablage. Ihr Gehäuse hat einen Durchmesser von 0,6-0,7 mm und ist gelblich bis durchsichtig. Individuen dieser Größe sind mit den in dieser Untersuchung angewendeten Methoden natürlich nicht erfaßbar, aber bereits zwei Monate nach dem Schlüpfen erreichen die Tiere eine Größe von über 3 mm (FRÖMMING 1956). Die Jungschnecken, die zum Frühsommertermin im Juni gefangen wurden, sind demnach im April geschlüpft und haben zunächst sehr günstige Überlebensbedingungen vorgefunden. Dies wird durch die große Individuenanzahl bestätigt. Mit zunehmendem Absinken des Wasserspiegels im Sommer und dem Austrocknen ehemals überfluteter Schilfflächen nimmt die Anzahl gefundener Individuen sehr stark ab. Die stark veränderten Umweltbedingungen stellen vor allem für die Jungschnecken ein großes Problem dar, und sehr viele scheinen das Trockenfallen der Schilfflächen nicht zu überleben. Im Herbst finden sich auf der A-Fläche meist Individuen geringer Größenklassen. Große Exemplare scheinen überhaupt zu fehlen. Dies dürfte jedoch daran liegen, daß die adulten Tiere großenteils in Trockenstadien überdauern. Sie konnten vermutlich deshalb mit der angewendeten Sammelmethode nicht erfaßt werden. Über den Winter erfolgt kaum eine Größenzunahme, und im anschließenden Frühjahr (1991) zeigt sich ein vergleichbarer Populationsaufbau wie ein Jahr zuvor (April 1990).

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

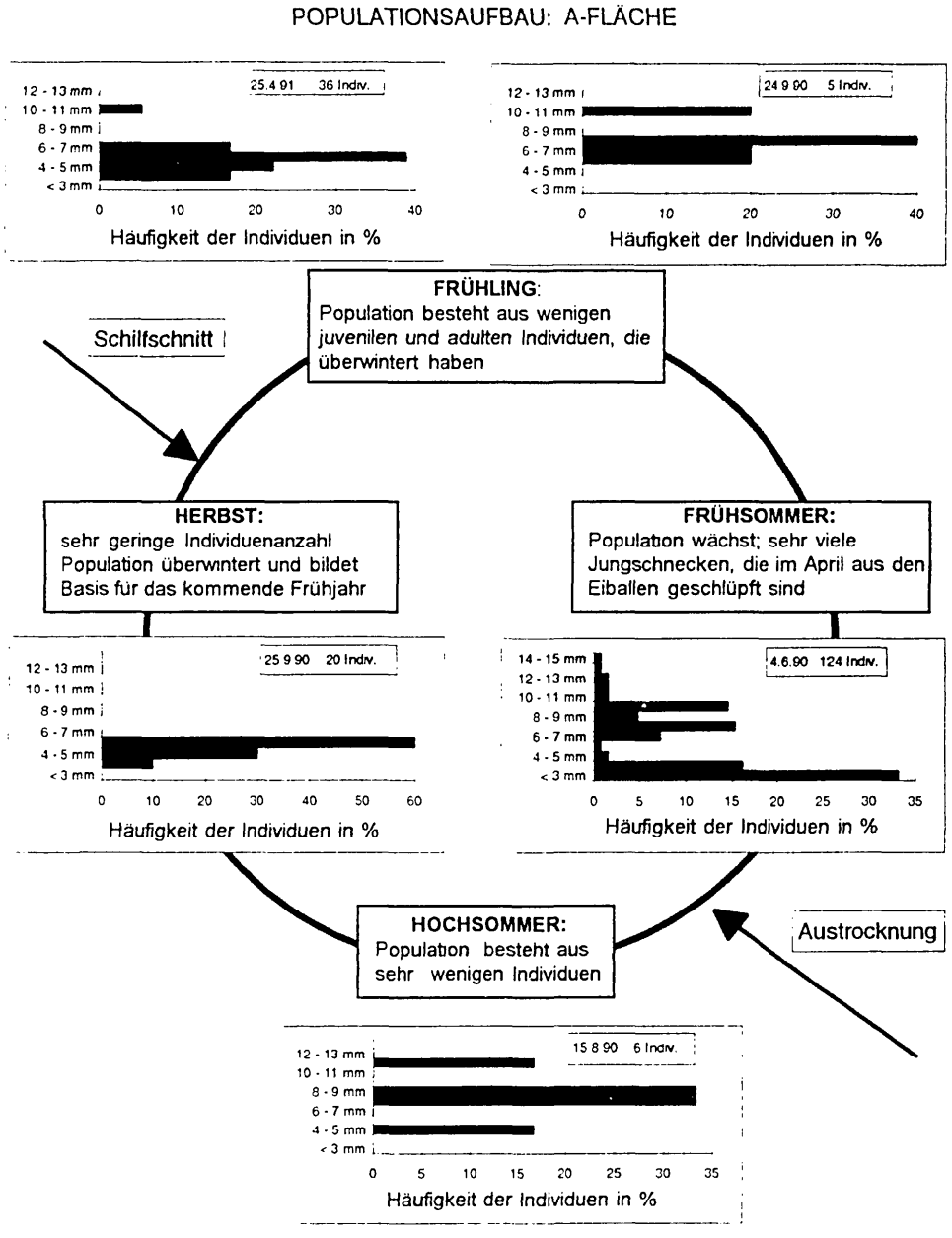

Abb. 7: Populationsdynamisches Modell von *Planorbis planorbis* auf der A-Fläche. — Model of population dynamics of *Planorbis planorbis* at the study site A.

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

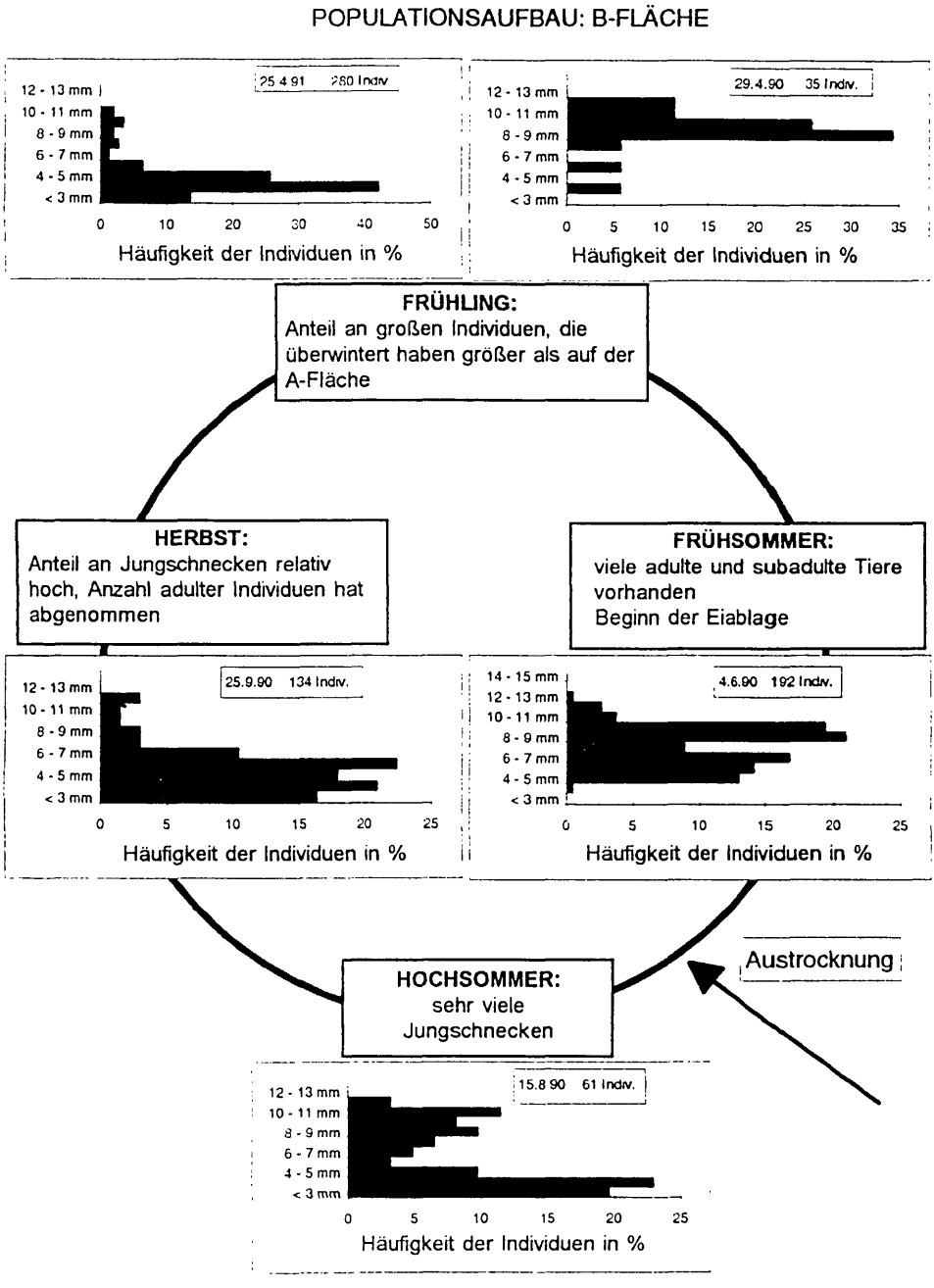

Abb. 8: Populationsdynamisches Modell von *Planorbis planorbis* auf der B-Fläche. — Model of population dynamics of *Planorbis planorbis* at the study site B.

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

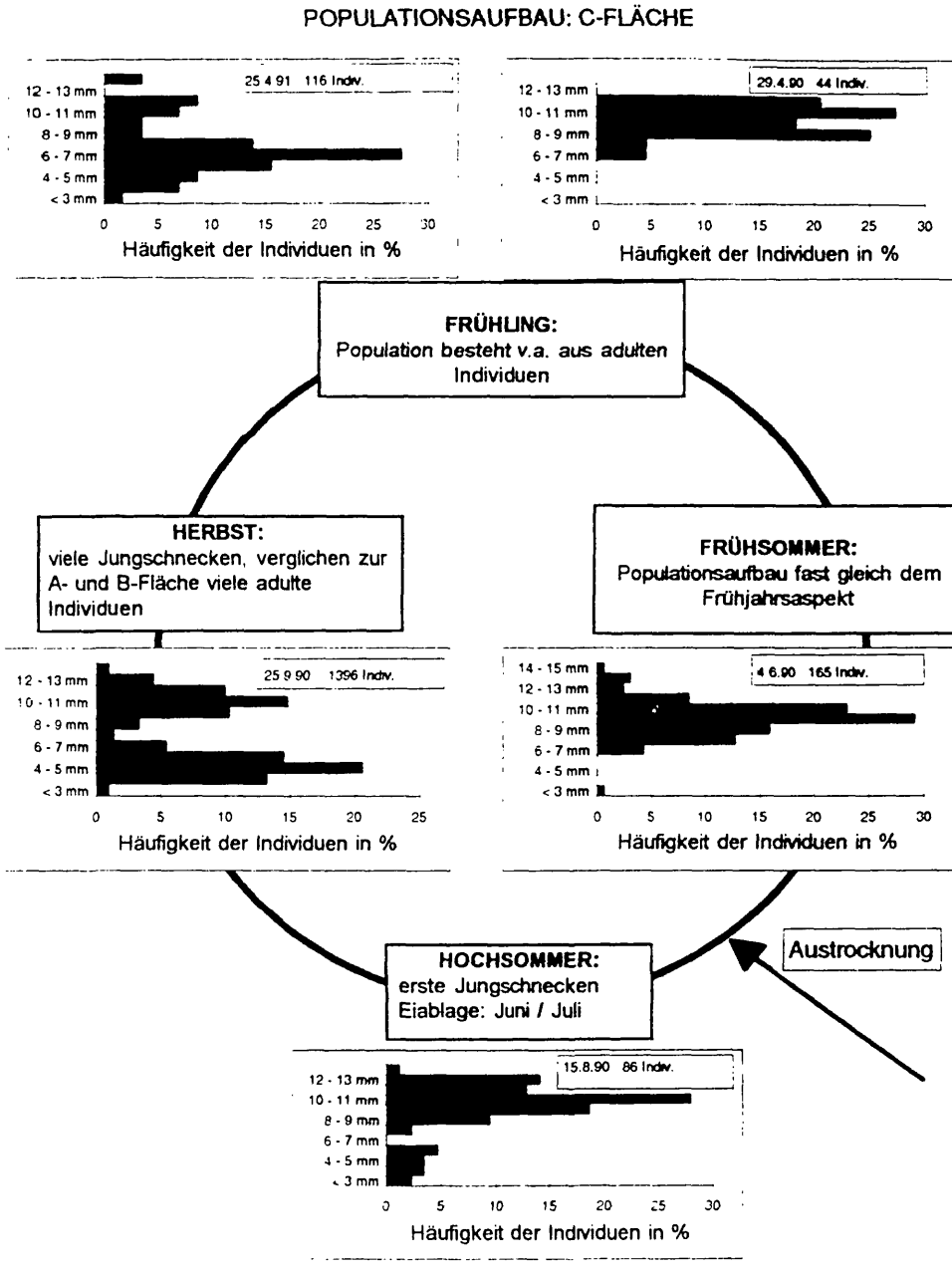

Abb. 9: Populationsdynamisches Modell von *Planorbis planorbis* auf der C-Fläche. — Model of population dynamics of *Planorbis planorbis* at the study site C.

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

Für die B-Fläche (Abb. 8) ergibt sich — verglichen mit der A-Fläche — ein deutlich differenzierter Populationsaufbau. Unter den Individuen, die im April 1990 gefangen wurden, fällt der große Anteil adulter Tiere auf. Während des Frühsommers finden sich zahlreiche subadulte und adulte Tiere, und erst im Hochsommer, im August, können Jungschnecken erstmals in großer Zahl angetroffen werden. Berechnet man den ungefähren Schlüpftermin dieser Individuen, so kann man diesen für Anfang Juni festlegen. Auch auf der B-Fläche macht sich der Rückgang des Wassers während des Sommers als Folge des Trockenfallens großer Schilfflächen bemerkbar. Im Vergleich zur A-Fläche sind aber die Rückzugsmöglichkeiten für die Schnecken aufgrund des sehr gut ausgeprägten Blänkensystems viel günstiger. Im Herbst finden sich vor allem viele Jungschnecken, die bereits deutlich gewachsen sind. Auch adulte Individuen sind vorhanden, allerdings in geringerer Anzahl als im Sommer. Während des Winters weisen die Individuen kaum ein Größenwachstum auf (vgl. MENDEZ CARDOS 1987). Im darauffolgenden Frühjahr (1991) ist der Anteil subadulter Individuen viel höher als im Frühling des Vorjahres, während die adulten Tiere in relativ geringen Häufigkeiten vorkommen.

In Abbildung 9 sind die Verhältnisse für die C-Fläche dargestellt. Ähnlich wie auf der B-Fläche sind im April 1990 vor allem adulte Tiere zu finden. Auch im Frühsommer gibt es kaum eine Veränderung im Populationsaufbau. Ab August kann erstmals ein kleiner Anteil an Jungschnecken nachgewiesen werden. Aber erst im September kommt es zum massenhaften Auftreten von Jungschnecken. Diese Tiere sind etwa im Juli ausgeschlüpft und haben anscheinend trotz sinkenden Wasserspiegels günstige Überlebensbedingungen vorgefunden. Ähnlich wie auf der B-Fläche gibt es auch auf der C-Fläche viele Rückzugsmöglichkeiten in diversen Blänkensystemen, und an manchen Stellen waren große Massenansammlungen von Schnecken zu finden. Während der Wintermonate ist das Wachstum eingeschränkt. Im Frühjahr 1991 ist die Population ähnlich aufgebaut wie auf der B-Fläche: zahlreiche subadulte Individuen machen den Hauptteil der Population aus, während der Anteil adulter Tieren gegenüber dem Herbst abgenommen hat.

Vergleicht man die drei Untersuchungsflächen während der einzelnen Aspekte, so ergibt sich eine deutliche Differenzierung im Populationsaufbau. Anfang Juni sind die Jungschnecken auf der A-Fläche bereits zahlreich vertreten. Auf der B- und C-Fläche ist noch kein nennenswerter Anteil frischgeschlüpfter Jungschnecken nachweisbar. Jungschnecken sind auch auf der B-Fläche erst Mitte August sehr häufig zu finden, und auf der C-Fläche tritt die Juvenilgeneration erst im September zahlenmäßig häufig auf. Einen Grund für die unterschiedlichen Erscheinungszeiten der Juvenilgeneration

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

auf den einzelnen Untersuchungsflächen liefert sicherlich die Schilfstruktur. Auf der A-Fläche, die im Winter zuvor geschnitten wurde, finden sich keine Althalme, um die Einstrahlung zu behindern. Man könnte nun annehmen, daß aufgrund der erhöhten Sonneneinstrahlung (verglichen mit der B- und C-Fläche) und, damit einhergehend, des schnelleren Anstiegs der Wassertemperatur die Planorbiden auf der A-Fläche einen entscheidenden Entwicklungsvorsprung haben. IMHOF (1971) zeigt allerdings in seinen Laborversuchen, daß weder Temperatur noch Photoperiode für sich allein einen unmittelbaren Einfluß auf das Wachstum und die reproduktive Aktivität von *Planorbis planorbis* haben. Wirken jedoch die Faktoren Temperaturerhöhung und Tageslichtverlängerung zusammen auf die Individuen ein, so kommt es zu einer starken Stimulation der Eiablage.

Eine Tatsache, die bei den populationsdynamischen Betrachtungen nicht vernachlässigt werden darf, ist die unterschiedliche Entfernung der einzelnen Untersuchungsflächen zum offenen See (vgl. Tab. 1). Gerade die A-Fläche, auf der zu allen Jahreszeiten die geringsten Individuenanzahlen zu finden waren, liegt am landseitigsten. In Jahren mit großer Sommertrockenheit verschlechtern sich auf derartigen Flächen die Lebensbedingungen für Wasserorganismen jahreszeitlich schon während des Frühjahrs. Der Wasserspiegel sinkt allmählich ab und läßt die Schilfbereiche, die weit von der offenen Seefläche entfernt liegen, als erste austrocknen. Auch wenn der Wasserstand aufgrund von Niederschlägen später im Jahr wieder ansteigt, so liegen diese Schilfbereiche am längsten trocken. Vor allem *Planorbis planorbis* ist in der Lage, solche Trockenperioden einige Wochen lang zu überdauern. Das Gehäuse wird mit einem oder mehreren pergamentartigen Häutchen verschlossen (FRÖMMING 1956) und der Weichkörper möglichst weit ins Schaleninnere zurückgezogen (WESENBERG-LUND 1939), doch läßt sich diese Überdauerungsphase nicht unbegrenzt ausdehnen. Dies dürfte der Grund für das Absterben vieler Individuen auf der A-Fläche bei lang anhaltender Trockenheit sein. Auf der B- und C-Fläche können hingegen die ausgedehnten Blänkensysteme den Wasserschnecken bessere Rückzugsmöglichkeiten bieten.

5. Einfluß des Schilfschnittes

Wie schon in der Diskussion im Abschnitt 4.2 erwähnt, konnten in der vorliegenden Untersuchung keine Hinweise auf einen direkten Einfluß des Schilfschnittes bezüglich des Vorkommens und der Häufigkeit der Süßwasserschnecken festgestellt werden. Da der Schilfschnitt im Winter bei Eisbedeckung erfolgt, können die Erntemaschinen kaum die vor allem im Bodenschlamm überwinternden Schnecken gefährden.

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

Bei der Bewertung der Folgen des Schilfschnittes auf die Malakofauna erweisen sich zwar andere abiotische und biotische Faktorenkomplexe als bedeutsamer. Betrachtet man jedoch den Einfluß des Schilfschnittes auf die Schilfstruktur, den Untergrund und die Wasserverhältnisse, so hat er wohl eine große indirekte Bedeutung.

In der vorliegenden Untersuchung können deutliche Unterschiede zwischen geschnittenen und natürlichen Schilfbeständen festgestellt werden. Wie auch ZWICKER & GRÜLL (1985) bestätigen, fehlt auf geschnittenen Schilfflächen weitgehend eine Knickschichte, die Halme stehen gleichmäßiger, kleine Bestandslücken kommen nur sporadisch vor, und die Detritusschichte ist weniger mächtig ausgeprägt. Generell scheint es durch den Einfluß des Schilfschnittes zu einer Homogenisierung der Bodenoberfläche und der Schilfbestände zu kommen. Auch SIEGHART & MAIER (1985) stellten in ihren Untersuchungen fest, daß die wichtigsten Unterschiede zwischen geschnittenen und ungeschnittenen Schilfbeständen im stets uniformen Bestandscharakter, der höheren Bestandsdichte pro Flächeneinheit und der höheren oberirdischen Stoffproduktion geschnittener Schilfbestände zu finden sind. Diese Tatsache wird von den Schilfbauern ausgenützt: sie setzen den Schilfschnitt gezielt zur Erhöhung der Wuchsdynamik ein (GROSINA 1985) und erhalten dadurch in großer Menge gutes Qualitätsschilf. Auf den so bearbeiteten Flächen ist ein auffälliger Artenrückgang zu festzustellen. ODUM (1983) weist darauf hin, daß umso weniger Arten zu finden sind, je extremer ein Lebensraum ist. Das Ökosystem Schilfgürtel neigt auf den regelmäßig beerneteten Flächen dazu, sich in die Richtung eines extremen Lebensraumes zu entwickeln. Durch den regelmäßigen Schilfschnitt wird dieses Ökosystem für viele Organismengruppen noch monotoner und nur die wenigsten Arten können sich dort weiterhin behaupten. Auf der A-Fläche, die in der vorliegenden Arbeit als frisch geschnittene Fläche untersucht wurde, ist *Planorbis planorbis* die einzige dominante Schneckenart. Betrachtet man hingegen die nicht geschnittenen Schilfbestände der B- und C-Fläche, so sind die Artenvielfalt und die Individuenanzahl viel größer. Die Gründe liegen zum Teil in der größeren Strukturvielfalt dieser Flächen. Entscheidend für das Überleben vieler Süßwassergastropoden dürfte vor allem das reichhaltige Netz aus Kanälen und Blänken sein, daß für Altschilfbestände typisch ist (ZWICKER & GRÜLL 1985).

Die vorliegenden Ergebnisse über eine Tiergruppe des subaquatischen Raumes decken sich sehr gut mit ornithologischen Untersuchungen im Neusiedler-See-Gebiet. So bevorzugen schilfbewohnende Vögel bei ihrer Habitatwahl eindeutig Altschilfbestände (vgl. DVORAK 1985, ZWICKER & GRÜLL 1985).

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

Somit belegen durchaus unterschiedliche Studien, daß die Vielfältigkeit an Lebensräumen, die alte Schilfbestände bieten, vom faunistischen Standpunkt her den homogenen Ernteflächen eindeutig vorzuziehen sind. Selbst die Annahme, daß regelmäßiger Schnitt die Schilfhalme vor minierenden Schilfparasiten besser schützt, konnte in einer speziellen Untersuchung (KAMPICHLER, MISSLINGER & WAITZBAUER 1994) nicht bestätigt werden.

Somit unterstreichen die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit, daß Schilfmanagement-Maßnahmen im Schilfgürtel des Nationalparks Neusiedler See - Seewinkel auf eine Steigerung bzw. Erhaltung der Vielfalt an Lebensräumen ausgerichtet sein sollen. Je reichhaltiger Schilfbestände untergliedert sind (z.B. durch Blänken, unterschiedliche Knickschicht, Moospolster u.a.m.), umso mehr Möglichkeiten finden sich für schilfbewohnende Tierarten mit unterschiedlichster ökologischer Einnischung, die „Monokultur Schilfgürtel" zu besiedeln.

Literatur

BURNAND J., 1979: Die Entwicklung des Röhrichts am Zürcher Ufer des Zürichsees. Verband zum Schutze des Landschaftsbildes am Zürichsee, Jahresbericht 53, 53-69.

CSAPLOVICS E., 1982: Interpretation von Farbinfrarotbildern. Schilfkartierung Neusiedler See. Geowiss. Mitt. (TU Wien) 23, 42-16.

CSAPLOVICS E., 1985: Die land- und seeseitige Ausdehnung des Schilfgürtels des Neusiedler Sees. AGN-Forschungsbericht 1981-1984. Wiss. Arb. Burgenland, Sonderbd. 72, 631-632.

DVORAK J., 1970: A quantitative study on the macrofauna of stands of emergent vegetation in a carp pond of south-west Bohemia. Rozpr. ČSAV 80, 63-108.

DVORAK M., 1985: Zu den räumlich-zeitlichen Beziehungen zwischen Schilfvögeln und ihrem Lebensraum. Teil II: Siedlungsdichte und Biotopwahl von Kleinem Sumpfhuhn *(Porzana parva)* und Wasserralle *(Rallus aquaticus)* im Schilfgürtel des Neusiedler Sees. AGN-Forschungsbericht 1981-1984. Wiss. Arb. Burgenland, Sonderbd. 72, 446-454.

ESCHNER A., 1995: Rückgang der Artenzahl bei Süßwassergastropoden im Schilfgürtel des Neusiedler Sees. Z. Ökol. Naturschutz 4, 143-145.

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

FECHTER R. & FALKNER G., 1989: Weichtiere. 287 pp. (Reihe: Die farbigen Naturführer). Mosaik Verlag, München.

FRÖMMING E., 1956: Biologie der mitteleuropäischen Süßwasserschnecken. 313 pp. Duncker & Humblot, Berlin.

GLOER P., MEIER-BROOK C. & OSTERMANN O., 1985: Süßwassermollusken. Ein Bestimmungsschlüssel für die Bundesrepublik Deutschland. 5., erweiterte Aufl. 79 pp. Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung, Hamburg.

GRAEFE G., 1964: *Bithynia leachii,* eine für den Neusiedler See neue Schneckenart. Natur und Land 50 (3), 66-67.

GRAEFE G., HOHORST B., HOHORST W. & ZILCH A., 1972: Zur Molluskenfauna des Neusiedler Sees (Burgenland, Österreich). Mitt. Dtsch. Malak. Ges. 2 (23), 352-354.

GROSINA H., 1985: Die Bedeutung des AGN-Forschungsprogrammes und seine Umsetzung im Raum. AGN-Forschungsbericht 1981-1984. Wiss. Arb. Burgenland, Sonderbd. 72, 619-630.

GRÜNING A., 1975: Lochbildungen im Röhricht — dargestellt anhand des Rückganges des Schilfbestandes in Altenerhein (Bodensee) von 1926-1974. 66 pp. Diplomarbeit Geobot. Inst. ETH Zürich.

GRÜNING A., 1979: Unsere Seeufer in Vergangenheit und Gegenwart. Verband zum Schutze des Landschaftsbildes am Zürichsee, Jahresbericht 53, 13-34.

GRYSEELS M., 1989: Nature management experiments in a derelict reedmarsh. I: Effects of winter cutting. Biol. Conservation 47, 171-193.

GUNATILAKA A., 1985: Nährstoffkreisläufe im Schilfgürtel des Neusiedler Sees. Auswirkungen des Grünschnittes. AGN-Forschungsbericht 1981-1984. Wiss. Arb. Burgenland, Sonderbd. 72, 223-310.

HACKER R. & HERZIG A., 1970: Erstes Auftreten der Wandermuschel *Dreissena polymorpha* PALLAS im Neusiedler See. Anz. Math.-nat. Kl. Österr. Akad. Wiss. 15, 265-267.

HUBENDICK B., 1947: Die Verbreitungsverhältnisse der limnischen Gastropoden in Südschweden. Sonderabdruck aus: Zool. Bidrag, Uppsala 24, 421-559.

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

HUBENDICK B., 1958: Factors conditioning the habitat of freshwater snails. Bull. Org. mond. Santé & Bull. WHO 18, 1072-1080.

IMHOF G., 1966: Ökologische Gliederung des Schilfgürtels am Neusiedler See und Übersicht über die Bodenfauna unter produktionsbiologischem Aspekt. Sb. Österr. Akad. Wiss., Math.-nat. Kl., Abt. I 175 (7-8), 219-235.

IMHOF G., 1971: Untersuchungen über Lebenszyklus und Wachstum einiger Süßwasser-Pulmonaten mit besonderer Berücksichtigung der Bedeutung von Temperatur und Photoperiode. 119 pp. Diss. Univ. Wien.

IMHOF G. & BURIAN K., 1972: Energy-flow studies in a wetland ecosystem. Reedbelt of the Lake Neusiedler See. 15 pp. Special Publication of the Austrian Academy of Science for the Int. Biol. Program (IBP). Springer Verlag, Wien, New York.

KAMPICHLER C., MISSLINGER B. & WAITZBAUER W., 1994: Der Einfluß des Schnittes auf die endophage Fauna des Schilfes *(Phragmites australis)*. Z. Ökol. Naturschutz 3, 1-9.

KOLODZIEJCZKY A., 1984.: Occurrence of gastropoda in the lake littoral and their role in the production and transformation of detritus. II. Ecological activity of snails. Ekol. Pol. 32 (3), 469-492.

KOPF F., 1966 : Der Neusiedlersee vor hundert Jahren. Bgld. Heimatblätter 28 (2), 65-70.

KOPF F., 1967: Die Rettung des Neusiedlersees. Österr. Wasserwirtschaft 16 (11-12), 255-262.

KOPF F., 1968: Der Schilffortschritt im Neusiedlersee. Techn. Ber. Wien.

LÖFFLER H. (Ed.), 1979: Neusiedlersee: The limnology of a shallow lake in Central Europe. Monogr. Biol., vol. 37. 543 pp. Dr. W. Junk Publ., The Hague.

LÖFFLER H. & GUNATILAKA A., 1991: Neusiedler See: A shallow lake and a *Phragmites* wetland. In: B. PATTEN (Ed.), Ecosysteme dynamics of wetlands and shallow water bodies. John Wiley, New York.

MAZEK-FIALLA K., 1935: Die Molluskenfauna am Ostufer des Neusiedlersees. Heimat und Schule, Bd. 3, p. 124-153. Deutscher Verlag für Jugend und Volk, Wien, Leipzig.

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

MENDEZ CARDOS M., 1987: The role of the macrofauna in the decomposition processes of *Phragmites australis* in the Neusiedlersee reed belt. 143 pp. Diss. Univ. Wien.

MÜLLER C., 1988: Die Molluskenfauna des Seewinkel (Gebiet östlich des Neusiedlersees, Österreich). Mitt. Dtsch. Malakozool. Ges. 42, 11-24.

ODUM P. O., 1983: Grundlagen der Ökologie in 2 Bänden. 2. Aufl. 836 pp. Georg Thieme Verlag, Stuttgart, New York.

PRECHT H., 1939: Die Resistenz gegen Austrocknung bei Planorbiden. Zool. Anz. 128, 124-135.

PRUSCHA H., 1973: Biologie und Produktionsbiologie des Rohrbohrers *Phragmataecia castanea* HB. (Lepidoptera, Cossidae). Sb. Österr. Akad. Wiss., Math.-nat. Kl., Abt. I 181 (1), 1-49.

PÜHRINGER G., 1972: Zur Faunistik, Populationsdynamik und Produktionsbiologie der Spinnen im Schilfgürtel des Neusiedlersee. 139 pp. Diss. Univ. Wien.

REISCHÜTZ P. & SEIDL F., 1982: Gefährdungsstufen der Mollusken Österreichs. Mitt. Zool. Ges. Braunau 4 (4-6), 117-128.

RIEDMÜLLER G., 1965: Der Schilfgürtel des österreichischen Anteils des Neusiedler Sees 1938-1958. Wiss. Arb. Burgenland 32, 58-59.

RUTTNER-KOLISKO A. & RUTTNER F., 1959: Der Neusiedlersee. In: Landschaft Neusiedlersee. Wiss. Arb. Burgenland 23, 195-201.

SAUERZOPF F., 1957: Das Neusiedlerseegebiet und seine Malakofauna. Wiss. Arb. Burgenland 15, 5-47.

SAUERZOPF F., 1959: Beitrag zur Kenntnis der Molluskenfauna des Neusiedlerseeraumes. Wiss. Arb. Burgenland 23, 140-143.

SAUERZOPF F., 1961: Grundriß der Molluskenfauna. In: KOENIG O., Das Buch vom Neusiedlersee, p. 230-231. Wollzeilenverlag, Wien.

SAUERZOPF F., 1983: Die Erforschung der Molluskenfauna des Burgenlandes. Forum Pannonicum Rer. Nat. I, p. 39-41. Illmitz.

SAUERZOPF F. & TAUBER A. F., 1959: Landschaft Neusiedlersee. 208 pp. Wiss. Arb. Bgld. (Eisenstadt) 23.

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

SCHRÖDER R., 1979: Decline of reedswamps in Lake Constance. Simp. Biol. Hung. 19, 43-48.

SCHUBERT P., 1968: Die Teichmuschel *Anodonta anatina* (LINNÉ 1758) (Mollusca, Unionidae) im Neusiedler See. Wiss. Arb. Burgenland 40, 52-57.

SCHUSTER J., 1985: Schilfverwertung — Erntestudie. AGN-Forschungsbericht 1981-1984. Wiss. Arb. Burgenland, Sonderbd. 72, 587-618.

SIEGHART H. & MAIER R., 1985: Produktionsbiologische Untersuchungen an *Phragmites*-Beständen im geschlossenen Schilfgürtel des Neusiedler Sees. AGN-Forschungsbericht 1981-1984. Wiss. Arb. Burgenland, Sonderbd. 72, 189-221.

SOSZKA G. J., 1975: Ecological relations between invertebrates and submerged macrophytes in the lake littoral. Ecol. Pol. 23 (3), 393-415.

VOGEL M., 1981: Ökologische Untersuchungen in einem *Phragmites* Bestand. 97 pp. Diss. Philipps-Univ. Marburg/Lahn. Druck: Görich & Weiershäuser, Marburg.

WAITZBAUER W., 1969: Lebensweise und Produktionsbiologie der Schilfgallenfliege *Lipara lucens* MG. (Diptera, Chloropidae). Sb. Österr. Akad. Wiss., Math.-nat. Kl., Abt. I 178 (5-8), 175-242.

WAITZBAUER W., 1970: Beitrag zur Morphologie einiger Gallmückenlarven und -puppen (Cecidomyiidae, Diptera). Sb. Österr. Akad. Wiss., Math.-nat. Kl., Abt. I 179 (11), 212-221.

WAITZBAUER W., 1972: Produktionsbiologische Aspekte schilffressender Insekten. Verh. Dtsch. Zool. Ges., 65. Jahresversamml., p. 116-119.

WAITZBAUER W., PRUSCHA H. & PICHER O., 1973: Faunistisch-ökologische Untersuchungen an schilfbewohnenden Dipteren im Schilfgürtel des Neusiedler Sees. Sb. Österr. Akad. Wiss., Math.-nat. Kl., Abt. I 181 (1-6), 111-136.

WESENBERG-LUND C., 1939: Biologie der Süßwassertiere. Wirbellose Tiere. 817 pp. Verlag Julius Springer, Wien.

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

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

ZÖFEL P., 1988: Statistik in der Praxis. 2. Aufl. 426 pp. UTB für Wissenschaft, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

ZWICKER E. & GRÜLL A., 1985: Zu den räumlich-zeitlichen Beziehungen zwischen Schilfvögeln und ihrem Lebensraum. Teil I: Über die jahreszeitliche Verteilung, Brutphänologie und nachbrutzeitlichen Wanderungen bei Schilfsingvögeln am Neusiedler See. AGN-Forschungsbericht 1981-1984. Wiss. Arb. Burgenland, Sonderbd. 72, 413-445.

Manuskript eingelangt: 1995 03 17

Anschrift der Verfasser: Mag. Anita ESCHNER, Naturhistorisches Museum Wien, 3. Zoologische Abteilung / Molluskensammlung, Burgring 7, A-1014 Wien; Doz. Dr. Wolfgang WAITZBAUER, Institut für Zoologie der Universität Wien, Abteilung für Terrestrische Ökologie, Althanstraße 14, A-1090 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: 1995

Band/Volume: 132

Autor(en)/Author(s): Eschner Anita, Waitzbauer Wolfgang

Artikel/Article: Ökologische Untersuchungen an Wasserschnecken im Schilfgürtel des Neusiedler Sees 187-218