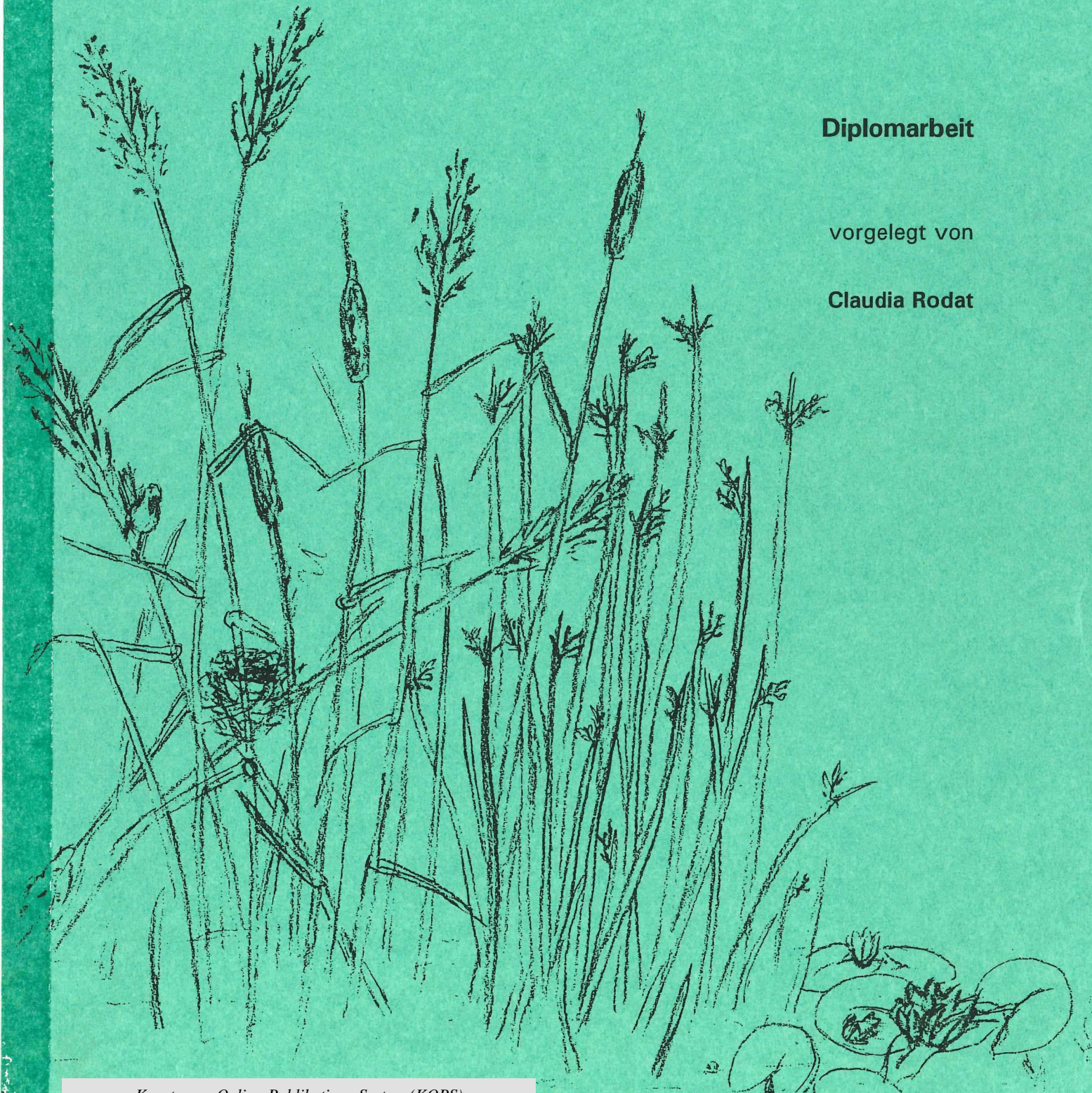


**Untersuchungen zur Ökologie und Verbreitung der Seebinse**  
*Schoenoplectus lacustris* (L.) PALLA  
am Bodensee/Untersee

**Diplomarbeit**

vorgelegt von

**Claudia Rodat**



**Untersuchungen zur Verbreitung und Ökologie  
der Seebinse *Schoenoplectus lacustris* (L.) PALLA  
am Bodensee/Untersee**

**Diplomarbeit**

vorgelegt der Fakultät für Biologie der  
Universität Konstanz

von

**Claudia Rodat**

Limnologisches Institut der Universität Konstanz

September 1994



*"Zur Verwirklichung der Zielsetzungen sind im Raum Bodensee-Uferbereich die limnologisch bedeutsamen Regenerationszonen der ufernahen Wasserbereiche (Flachwasserzonen) und des Ufers (Wasserwechselbereich) zu schützen...*

*Die Schilfbestände am Bodensee sind zu erhalten; ihre Erweiterung ist anzustreben. Eingriffe in den Schilfbestand sind nicht zuzulassen."*

Regionalverband Hochrhein-Bodensee (1984) : Bodenseeuferplan

Und die Seebinsenbestände ?

# INHALTSVERZEICHNIS

<b>1. Einleitung</b> .....	1
<b>2. Theoretische Grundlagen</b>	
<b>2.1 Zur Systematik</b>	
2.1.1 Einordnung in das Pflanzenreich .....	3
2.1.2 Ursprung der Pflanzennamen (Etymologie) .....	5
<b>2.2 Zur ökologischen Charakterisierung</b>	
2.2.1 Morphologische Parameter .....	6
2.2.2 Weitere biometrische Parameter.....	7
2.2.3 Abiotische Umweltfaktoren.....	8
2.2.4 Lebensform .....	9
2.2.5 Pflanzensoziologische Einordnung.....	11
2.2.6 Verbreitung.....	12
<b>2.3 Zum Untersuchungsgebiet</b>	
2.3.1 Geographische Lage .....	12
2.3.2 Das Untersuchungsjahr 1993 .....	13
2.3.3 Vergleich mit langjährig ermittelten Kenndaten.....	16
<b>2.4 Zur Verbreitung am Bodensee (Landkreis Konstanz)</b>	
2.4.1 Bestandsaufnahmen seit 1900.....	19
2.4.2 Vorkommen im Untersuchungsjahr 1993 .....	21
2.4.3 Veränderungen in Bestand und Umwelt innerhalb der letzten 100 Jahre.....	25
<b>3. Untersuchung der natürlichen Vorkommen</b>	
<b>3.1 Material und Methoden</b>	
3.1.1 Standortauswahl .....	30
3.1.2 Messung der Wachstumsparameter.....	30
3.1.3 Sedimentuntersuchungen .....	32
3.1.4 Analytik des Oberflächenwassers.....	33

<b>3.2 Ergebnisse</b>	
3.2.1 Wachstumsparameter .....	33
3.2.2 Sedimentuntersuchungen .....	37
3.2.3 Wasseruntersuchungen .....	39
<b>3.3 Diskussion</b>	
3.3.1 Bestandsentwicklungen.....	40
3.3.2 Diskussion der Wachstumsparameter.....	43
3.3.3 Diskussion der Umweltfaktoren .....	44
<b>4. Experimente im Freiland</b>	
<b>4.1 Material und Methoden</b>	
4.1.1 Standortauswahl .....	46
4.1.2 Versuchsaufbau .....	48
4.1.3 Messung der Wachstumsparameter.....	48
4.1.4 Sedimentuntersuchungen .....	49
4.1.5 Analytik des Oberflächenwassers.....	49
<b>4.2 Ergebnisse</b>	
4.2.1 Wachstumsparameter .....	49
4.2.2 Sedimentuntersuchungen .....	55
4.2.3 Wasseruntersuchungen .....	56
<b>4.3 Diskussion</b>	
4.3.1 Bestandsentwicklungen.....	57
4.3.2 Diskussion der Wachstumsparameter.....	60
4.3.3 Diskussion der Umweltfaktoren .....	62
<b>5. Experimente im Versuchsbecken</b>	
<b>5.1 Material und Methoden</b>	
5.1.1 Versuchsaufbau .....	64
5.1.2 Messung der Wachstumsparameter.....	65
5.1.3 Sedimentuntersuchungen .....	67
5.1.4 Analytik des Interstitialwassers .....	67
<b>5.2 Ergebnisse</b>	
5.2.1 Wachstumsparameter .....	67
5.2.2 Sedimentuntersuchungen .....	75
5.2.3 Wasseruntersuchungen .....	77

<b>5.3 Diskussion</b>	
5.3.1 Abhängigkeit nach Wassertiefen .....	78
5.3.2 Abhängigkeit nach Substraten .....	81
5.3.3 Diskussion der Wachstumsparameter .....	83
<b>6. Allgemeine Diskussion</b>	
<b>6.1 Einfluß von Umweltfaktoren</b>	
6.1.1 Meteorologische Parameter .....	88
6.1.2 Hydrologische Parameter .....	88
6.1.3 Biologische Parameter .....	90
6.1.4 Chemische Parameter .....	91
6.1.5 Mechanische Parameter .....	92
<b>6.2 Gesamtökologische Entwicklung der Seebirse</b>	
6.2.1 Physiologische Grundlagen .....	93
6.2.2 Zeitliches Zusammenwirken der Umweltfaktoren .....	95
<b>7. Ausblick</b> .....	97
<b>8. Zusammenfassung</b> .....	99
<b>9. Literaturangaben</b> .....	100
<b>10. Danksagung</b> .....	105
<b>Anhang</b>	

Eine herausklappbare Liste der verwendeten Abkürzungen befindet sich im Anhang.

## 1. EINLEITUNG

Es ist eine Binsenweisheit, daß die Seebirse *Schoenoplectus lacustris* (L.) PALLA seit biblischen Zeiten in vielen Ländern der Erde und in allen Jahrhunderten für den Menschen eine wichtige Rolle spielte. Sie war weit verbreitet und bekannt : ihre unzähligen Bezeichnungen sind in Ortsnamen und Redewendungen wiederzufinden und auch im (Kunst-) Handwerk fand sie Bedeutung. Sie wurde im besonderen bis in unser Jahrhundert hinein als Futterpflanze, Flechtmaterial und zur Landgewinnung verwendet (SEIDEL 1955).

Trotz dieser selbstverständlichen Benutzung war über die Ökologie dieser Art bis zu den Untersuchungen von Käthe Seidel in den 40er und 50er Jahren nur wenig bekannt. Ihre Monographie über "Die Flechtbinse *Scirpus lacustris* L." (1955) kann auch heute noch als einzige Arbeit über eine gesamtökologische Betrachtungsweise angesehen werden. Es blieben zwar viele wissenschaftliche Fragen unbeantwortet, aber die Seebirse wurde daraufhin bald für neue Verwendungszwecke des Menschen entdeckt : als Pionierpflanze für Uferbefestigungen und Uferschutz an Flüssen und Küstengebieten und zur biologischen Reinigung von Gewässern und Abwässern (SEIDEL 1955, KNAPP 1971, SMIT & COOPS 1991). In der sich daraus entwickelnden physiologischen Forschungsrichtung werden vor allem die Wechselwirkungen der Rhizome mit dem ungebundenen Sediment in der Rhizosphäre untersucht (BRÄNDLE 1990). Die ökologische Bedeutung der Seebirse und ihre Ansprüche an den Lebensraum wurden jedoch seit Käthe Seidel nicht mehr weiter verfolgt.

Die Tagung "Seeuferzerstörung und Seeuferrenaturierung" im April 1992 in Konstanz und geplante Anpflanzungen des Amtes für Wasserwirtschaft und Bodenschutz Konstanz (WBA) gaben den Anlaß für die vorliegende Diplomarbeit : zum einen wurde die Notwendigkeit erkannt, auch andere Seeuferpflanzen neben Schilf auf ihre ökologischen Ansprüche zu untersuchen. Zum anderen sollten Anpflanzungen von Seebirschen die Renaturierungsmaßnahmen des WBA Konstanz in der Litoralzone des Bodensees ergänzen. Dabei war jedoch nichts über die natürlichen Standorte, ihre Charakterisierung und Entwicklung der letzten Jahrzehnte bekannt.

In Zusammenarbeit mit dem Institut für Seenforschung in Langenargen, dem Amt für Wasserwirtschaft und Bodenschutz in Konstanz und dem Limnologischen Institut der Universität Konstanz sollten im Rahmen dieser Diplomarbeit folgende Fragestellungen näher betrachtet werden :

- Wie haben sich die Seebirschenbestände am Bodenseeufer des Landkreises Konstanz in den letzten Jahrzehnten entwickelt ?
- Wie sind die heutigen natürlichen Vorkommen charakterisiert ?

- Welche abiotischen und biotischen Umweltfaktoren beeinflussen das Wachstum der Seebinse ?
- Sind diese Parameter ähnlich den bereits aus der Schilfforschung bekannten Faktoren ?
- Wie haben sich diese Parameter zeitlich entwickelt und ist ein Zusammenhang mit Bestandsveränderungen zu erkennen ?

Neben Literaturlauswertungen für die theoretischen Grundlagen zur Ökologie und Verbreitung am Bodensee/Untersee sollten vor allem die natürlichen Vorkommen beobachtet, aber auch Experimente im Freiland und einem Versuchsbecken zur genaueren Bestimmung von Umweltfaktoren durchgeführt werden. Ziel war es, eine Bewertung von Umwelt- und Bestandsentwicklungen vorzunehmen und so Grundlagen für weitere wissenschaftliche Untersuchungen und für praktische Renaturierungsmaßnahmen zu erarbeiten.

Diese Diplomarbeit wurde vom Amt für Wasserwirtschaft und Bodenschutz Konstanz im Rahmen des "Ökologie - Programms Bodenseeufer" finanziell unterstützt.

## 2. THEORETISCHE GRUNDLAGEN

### 2.1 Zur Systematik

#### 2.1.1 Einordnung in das Pflanzenreich

Abteilung	:	Spermatophyta
Unterabteilung	:	Angiospermae
Klasse	:	Monocotyledoneae
Unterklasse	:	Junciflorae
Ordnung	:	Cyperales
Familie	:	Cyperaceae
Gattung	:	<i>Schoenoplectus</i> ( <i>Scirpus</i> )
Art	:	<i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) PALLA ( <i>Scirpus lacustris</i> (L.))

Um die Jahrhundertwende wurde die Seebirse als *Scirpus lacustris* (L.) beschrieben, später wurde sie mit anderen Arten dieser Gattung der neuen Gattung *Schoenoplectus* zugeordnet. Diese zeichnet sich vor allem durch die Fortsetzung des Stengels durch ein senkrecht aufgerichtetes Hochblatt aus, das den Blütenstand scheinbar seitenständig erscheinen läßt. In der Literatur findet man heute überwiegend den Artnamen *Schoenoplectus lacustris* (HESS 1976, ROTHMALER 1976, OBERDORFER 1990, GRAU ET AL. 1990), nur SCHMEIL (1993) faßt diese Gattung noch immer unter der "... vielgestaltigen Gattung *Scirpus*..."(S.668) auf.

#### Problematik der ökologischen Varianz

Aufgrund der Verwechslung von *Schoenoplectus lacustris* und *Schoenoplectus tabernaemontani* bei der Lieferung der Pflanzen für die Experimente im Freiland und im Versuchsbecken drängte sich eine nähere Betrachtung der beiden Arten auf. Dabei gilt vor allem den Unterschieden und Gemeinsamkeiten ein besonderes Interesse, da diese für die Aussagekraft der durchgeführten Experimente entscheidend sind.

Schon SCHLECHTENDAL ET AL. (1881) schrieben über *Scirpus tabernaemontani* : "Diese erst vor wenigen Jahrzehnten von *Scirpus lacustris* als neue Species geschiedene Binsenart hat im Ganzen im Wuchse alles mit *Scirpus lacustris* gemein und ist nur in wenigen Punkten von ihr geschieden."(S.100).

Parameter	<i>Sch. lacustris</i>	<i>Sch. tabernaemontani</i>	Autoren
Stickstoffzahl	5 (mäßig N-reiche Standorte)	indifferentes Verhalten	nach ELLENBERG 1974
Reaktionszahl	7 (Schwachsäure bis Schwachbasenanzeiger)	8 (Schwachsäure/basisch bis Basen/Kalkanzeiger)	
Feuchtezahl	11 (Wasserpflanze, z.T. emers)	10 (Wechselwasseranzeiger)	
Temperaturzahl	5 (Mäßigwärmeanzeiger)	7 (Wärmeanzeiger)	
Kontinentalitätszahl (Vorkommen)	3 (große Teile Mitteleuropas)	6 (Subkontinental)	
Besonderheit		salzertragend, häufiger aber an salzarmen Stand.	
Sediment	Sand-, Schlammböden	humose Sand-, Schlick- und Torfböden	nach CASPER & KRAUSCH 1980
Maximale Wassertiefe [m]	3,5	1,2	nach BAUMANN 1911

### 2.1.2 Ursprung der Pflanzennamen (Etymologie)

Da die Seebinse bereits in historischer Zeit bekannt war und verwendet wurde, ist es nicht verwunderlich, daß der Pflanzename einen römischen Ursprung hat: von lat. *scirpere* (flechten) wurde der Gattungsname der Binse *Scirpus* und die deutsche Bezeichnung Schilf abgeleitet. Die Benennung der Art *lacustris*, von lat. *lacus* (See, Teich) weist gleichzeitig auf ihr Vorkommen in stehenden Gewässern hin.

Der neuere Name *Schoenoplectus* ist griechischen Ursprungs und zusammengesetzt aus *schoinos* (Binse, Kopfriet) und *plektos* (geflochten, gedreht) (GENAUST 1976, BOERNER 1989).

Im deutschen Sprachgebrauch gibt es wohl unzählige von Bezeichnungen, wobei meist jedoch kaum zwischen der eigentlichen Seebinse und anderen Pflanzen der Familie der Binsengewächse (Juncaceae) und Sauergräser (Cyperaceae) unterschieden wird (SEIDEL 1955, HEGI 1908/1931). Neben Teich-Binse (HEGI 1908/1931) und Flechtbinse (SEIDEL 1955) sind heute in den Bestimmungsbüchern die Namen Gemeine Teichsimse (PHILLIPS 1985, ROTHMALER 1976), Seebinse (OBERDORFER 1990, HESS 1976), Flecht-Sumpfbirse (SCHMEIL 1993), Grüne Teichsimse (GARCKE 1972) und Sumpf-Binse (CHRISTIANSEN 1980) angegeben.

Die Art *Schoenoplectus tabernaemontani* ist nach Jakob Theodor Müller aus Bergzabern (lat. Tabernaemontanus) benannt, der diese Pflanze erstmals 1588 in seinem großen Kräuterbuch

(Neuw Kreuterbuch) als *Juncus sylvaticus* beschrieben hatte (SCHLECHTENDAL ET AL. 1881). Auch für diese Art werden verschiedene Synonyma genannt : Graue Teichsimse (GARCKE 1972), Graue Seebinsse (OBERDORFER 1990), Salz-Teichsimse (PHILLIPS 1985, GRAU ET AL. 1990, ROTHMALER 1976), Tabernaemontanus Teichbinse (HESS 1976, SCHLECHTENDAL ET AL. 1881), Steinbinse (HEGI 1908/1931).

## 2.2 Zur ökologischen Charakterisierung

### 2.2.1 Morphologische Parameter

#### Halmhöhe

In der Literatur wird die durchschnittliche Halmhöhe von 0,3 bis 4,5 m angegeben, wobei sowohl alte Angaben (SCHLECHTENDAL ET AL. 1881, HEGI 1908/1931, BÖRNER 1912, KLEIN 1919, FRITSCH 1922) als auch aktuelle Bestimmungsliteratur (HESS 1976, GARCKE 1972, ROTHMALER 1976, OBERDORFER 1990, SCHMEIL 1993) darin übereinstimmen. Für den Bodensee geben SCHRÖTER & KIRCHNER (1896/1902) 4 m und BAUMANN (1911) maximal bis zu 4,25 m an. Es werden fast nie Abhängigkeiten der Halmhöhen von Umwelteinflüssen benannt. SEIDEL (1955) stellte durch viele Untersuchungen an norddeutschen Seen fest, daß die gemessenen Halmhöhen von 1,7 - 3,4 m (steiniges Substrat), 1,9 - 2,7 m (sandiger Untergrund) und 1,9 - 2,9 m (schlammiges Sediment) zwar kaum vom Substrat, wohl aber von der Wassertiefe abhängig waren. Das Längenwachstum zeigte sich proportional zur Wassertiefe, so daß bei allen Tiefen und Bodenarten stets 1,5 - 1,65 m Halmhöhe über dem Wasserstand herausragten.

SEIDEL (1955) beschreibt ebenfalls das Wachstum der Halme eines Rhizoms in mehreren Serien während des Jahres : Die ersten Halme im März wachsen sehr schnell und kommen immer zur Blüte, die zweite Serie Anfang April/Mai erreicht durch ebenfalls sehr schnelles Wachstum nahezu die Halmhöhe der ersten Serie und bildet meist auch Blüten, während die folgenden Serien ab Mai/Juni weit weniger gut wachsen, deutlich schwächer sind und kaum Blüten tragen. Im Herbst sterben die Halme plötzlich, d.h. sie werden braun. Dies geschieht umso früher, je tiefer das Wasser ist.

#### Halmdurchmesser

Der Durchmesser der Halme wird in der Bestimmungsliteratur (HEGI 1908/1931, KLEIN 1919, BURSCHE 1953, CHRISTIANSEN 1980, SCHMEIL 1993) mit bis zu 15 mm angegeben, wobei keine An-

gaben zu finden sind, in welcher Halmhöhe diese Messungen erfolgten. Dies ist jedoch wichtig, da sich die Halme von ihrer Basis bis zum Tragblatt hin verjüngen und nicht, wie etwa das Schilf *Phragmites australis*, ähnlich im Durchmesser bleiben.

### Blüten

Die Angaben über die Blütezeit der Seebirse schwanken zwischen Mai und Oktober, wobei sich viele Autoren (SCHLECHTENDAL ET AL. 1881, GARCKE 1972, OBERDORFER 1990, SCHMEIL 1993) auf Juni und Juli beschränken. Nur ROTHMALER (1976) sieht den Blütenbeginn bereits im Mai; HEGI (1908/1931) konnte noch bis Oktober blühende Exemplare beobachten.

Von den in SEIDEL (1955) genannten Halmserien führt nur der erste Halm zur vollen Blüte, während die weiteren eine deutlich schwächere "Blühwilligkeit" (Infloreszenz) aufweisen. Auch eine Abnahme der Blütenbildung vom sandig-lehmigen, steinigen, sandigen, schlammigen zum kiesig-schlammigen Substrat wurde von ihr beobachtet.

## 2.2.2 Weitere biometrische Parameter

### Halmdichte

Es gibt zu diesem Parameter nur Untersuchungen durch SEIDEL (1955) : im Mai 1949 wurden an mehreren Seen Halmdichten von 40 - 80 Halmen/m<sup>2</sup> gemessen. Nähere Beobachtungen über die Abhängigkeit von abiotischen Umwelteinflüssen (Substrat, Wassertiefe) sind nicht vorhanden.

### Rhizom und Wurzeln

In der Literatur wird das Rhizom der Seebirse allgemein als schwarz, sehr kräftig und langsam horizontal kriechend beschrieben (SCHLECHTENDAL ET AL. 1881, SCHRÖTER & KIRCHNER 1896/1902, HEGI 1908/1931, KLEIN 1919), das z.T. oberirdisch (HESS 1976), z.T. unterirdisch (BAUMANN 1911) wächst. Die langen verzweigten Wurzelstöcke bilden mit den zahlreichen relativ kurzen, kräftigen Wurzelfasern ein weitmaschiges Netz und sind somit gut im Boden verankert (SCHRÖTER & KIRCHNER 1896/1902, BAUMANN 1911). Aus sehr kurzen Internodien der Rhizome entspringen die Halme in Reihen (SCHRÖTER & KIRCHNER 1896/1902, ROTHMALER 1976), die zwischen 2 und 4 cm auseinander stehen (SEIDEL 1955). Die jungen weißen Rhizome wachsen ab Mai/Juni nur wenige Zentimeter pro Vegetationsperiode; Die Hauptachse wandert dabei geradeaus und bildet strahlenförmig Seitentriebe aus. Nur an deren Spitzen treiben ebenfalls Halme aus (SEIDEL 1955).

Die Länge der älteren gelb-braun bis tiefroten Wurzeln wird nur von SEIDEL (1955) mit 3 bis 70 cm beschrieben. Eine Abhängigkeit der Wurzeltiefe von abiotischen Faktoren ist jedoch nicht ersichtlich.

Ab Juni bis September beginnen die letztjährigen Wurzeln und Seitenäste abzusterben und zu verrotten, d.h. sie werden schwarz. So können sie leicht von den jüngeren rot-violetten Wurzeln unterschieden werden.

### 2.2.3 Abiotische Umweltfaktoren

#### Wasserstände

Von allen Röhrichtpflanzen verträgt die Seebirse am wenigsten Trockenzeiten, kann aber Wasserstandsschwankungen gut überleben (CASPER & KRAUSCH 1980). Über die maximale Wassertiefe gehen die Meinungen in der Literatur auseinander : sie schwanken von 1 - 2 m (HESS 1976), bis 3 m (HEGI 1908/1931) oder sogar bis 6 m (SEIDEL 1955, OBERDORFER 1990). Für den Bodensee beschreiben SCHRÖTER & KIRCHNER (1896/1902) und BAUMANN (1911) übereinstimmend die optimale Tiefe zwischen 1 - 2 m, die maximale geben sie mit 3,5 m an. BERTSCH (1947) sieht einen Übergang von emersen zu ständig submersen Wuchsformen bei Wassertiefen von 3 - 3,5 m.

#### Sedimentverhältnisse

In BAUMANN (1911) ist folgende wichtige Aussage vermerkt : "... die Seebirse ist aber eine typische Schlamm-pflanze und findet am schlammigen Ort ihre üppigste Entwicklung."(S.238). Zusätzlich ist sie aber auch weniger empfindlich gegenüber steinigen Böden als z.B. das Schilf. In anderen Bestimmungsbüchern werden meist sandig-kiesige Schlamm-böden angegeben (GARCKE 1972, HESS 1976, CASPER & KRAUSCH 1980, OBERDORFER 1990).

SEIDEL (1955) gibt an, daß die höchsten Ernteerträge nicht immer auf Schlamm-böden erzielt werden, obwohl dies aufgrund der Literatur erwartet werden könnte. Erst durch Schlammab-lagerungen im Binsenbestand über einen längeren Zeitraum wird die Seebirse zu einer "typischen Schlamm-pflanze", d.h. sandiger Boden läßt auf einen jungen Standort schließen. Die jedes Jahr neu austreibenden Halme und deren hohe Dichte befähigen die Pflanze nicht nur zum Schlammfang, sondern halten auch die alten abgebrochenen Halme, abgestorbene Stoppeln und Rhizome am Ufer. So werden freiwerdenden Nährstoffe nicht an das Freiwasser abgegeben und bilden einen Schlamm-boden mit hohem Mineralstoffgehalt. Gleichzeitig kann eine Erhöhung des Sediment-niveaus um bis zu 10 cm beobachtet werden, der mit dem weit verzweigten Rhizom- und Wurzelwerk "schwingende *Scirpus lacustris* - Rasen" (S.51) bildet.

Die Seebirse bevorzugt im allgemeinen hohe Nährstoffgehalte, kommt deshalb vor allem in eutrophen Seen vor und ist wenig widerstandsfähig gegenüber oligotrophen Verhältnissen.

### 2.2.4 Lebensform

#### Standorte

Allgemein wird die Seebinse als ziemlich gesellig am Uferbereich stehender oder langsam fließender Gewässer beschrieben (SCHLECHTENDAL ET AL. 1881, KLEIN 1919, HEGI 1908/1931, GARCKE 1972, SCHMEIL 1993).

Um die Jahrhundertwende beschrieben SCHRÖTER & KIRCHNER (1896/1902) für den Bodensee, daß die Seebinse mehr an Wasser gebunden ist als das Schilf *Phragmites australis* und deshalb die Grenzzone zum Land kaum überstreitet. Bei ihrem weiten Vordringen in das Wasser konnte auch der Übergang von emersen zu rein submersen Lebensformen mit langen, bandförmigen Blättern beobachtet werden. BAUMANN (1911) bemerkte, daß die Vorkommen von Binsen-Standorten stets an Überschwemmungen gebunden sind und meist innerhalb der mittleren Hochwasser-Linie liegen. Dabei schließen sie sich dem Schilf seewärts an.

Nach den Untersuchungen von LANG in den 60er Jahren konnte die Ufervegetation der morphologischen und biologischen Zonierung gegenüber gestellt werden und weitere wichtige Aussagen über den Standort "Scirpetum" gemacht werden (Tab. 2.2).

Tab. 2.2 : Gliederung des Bodenseeufers nach Morphologie, Biologie und Vegetation (nach LANG 1968, verändert)

MORPHOLOGISCHE UND BIOLOGISCHE ZONIERUNG				VEGETATIONSZONIERUNG			
SCHRÖTER U. KIRCHNER 1896		LENZ 1928 NAUMANN 1931 z. T. RUTTNER 1940, 1962		oigotroph	mesotroph	eutroph	
Obergrenze der Welleneinwirkung ← Mittleres Hochwasser	Auftauchender Hang	Landgebiet	Supralitoral	Quercu-Ulmetum, Salicetum albae, Salici-Viburnetum [Cirsio-Molinietum und Iridetum sibiricae als Ersatz]			
	Überschwemmbarer Hang			Grenzzone	Uferzone	Litoral	Rorippo-Agrostietum, Artemisietum verlotorum, Barbareo-Erucastretum } Spülsaum
Mittleres Niederwasser	Untergetauchter Hang und Uferbank (Wysse)	Seegebiet	Sublitoral				
Oberrand der Halde ← Tiefengrenze der Makrophyten	Halde			Profundal			Potametum lucentis
	Seeböschung und Seegrund						

Die Seebinse gehört demnach mit dem Schilf *Phragmites australis*, dem Schmalblättrigen Rohrkolben *Typha angustifoliae* und dem Großen Wasserschwaden *Glyceria maxima* zu den dauernd emersen Röhrichgesellschaften im Eulitoral (Flachwasserzone). Sie besiedelt mit Armleuchteralgen- (Charetum asperae) bzw. Nixenkraut-Gesellschaften (Najadetum intermediae), mit Schilf

(*Phragmitetum australis*) und Steifseggenried (*Caricetum elatae*) im Vegetationskomplex (Abb. 2.1) mäßig nährstoffreiche bis nährstoffreiche (meso- bis eutrophe) Sand-Silt-Ufer (LANG 1973).

Viele Autoren sehen die Seebinse als seewärtigen Vorposten oder als Pionierpflanze des Röhrichts, da sie von allen emersen Röhrichtpflanzen am tiefsten in das Wasser vordringen kann (BURSCHE 1953, CASPER & KRAUSCH 1980, SLOBODDA 1985, ELLENBERG 1986, WENDELBERGER 1986).

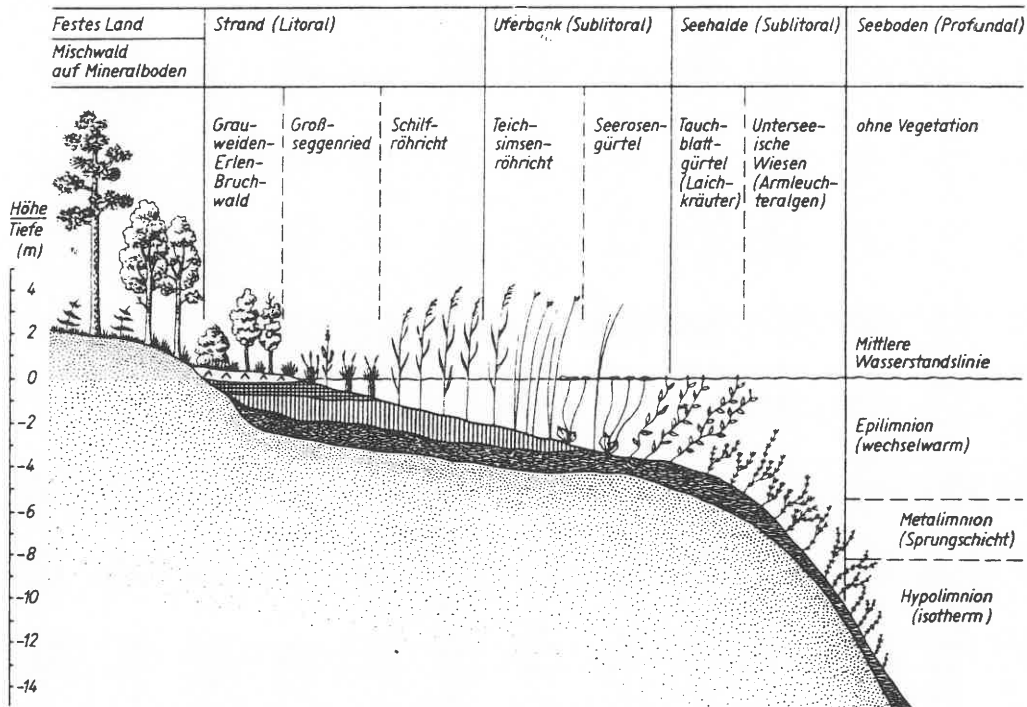


Abb. 2.1 : Typische Vegetations-Zonierung an ruhigen, naturnahen Stillgewässern (aus SLOBODDA 1985)

### Anpassungen an den Lebensraum und Ökologische Zeigerwerte

Vergleicht man die Anpassungen der Seebinse an ihren Standort und ihr Vorkommen mit der Konkurrenzpflanze Schilf so ergeben sich einige Gemeinsamkeiten und Unterschiede (SCHRÖTER & KIRCHNER 1896/1902, BAUMANN 1911, SLOBODDA 1985, ELLENBERG 1986) :

Gemeinsamkeiten :

- Lebensform : Geophyt (Unterirdische Überwinterungsknospfen), Hydrophyt (Aquatisch lebend)
- Anatomischer Bau : helomorph (Luffterfüllte Räume in der Wurzelrinde)
- Stickstoffzahl : 5 (mäßig stickstoffreiche Standorte)
- Reaktionszahl : 7 (Schwachsäure- bis Schwachbasenanzeiger)
- Kontinentalitätzahl : 3 (Vorkommen in großen Teilen Mitteleuropas)
- Temperaturzahl : 5 (Mäßigwärmeanzeiger, meist in submontan-temperaten Bereichen)

## Unterschiede :

- Anatomischer Bau : hydromorph (Stoffaustausch mit Wasser).  
Die Seebirse gehört deshalb zu einer Gruppe von Röhrichtpflanzen (litorale Helophyten), deren Halme auch unter Wasser assimilationsfähig bleiben. So ist sie dem Schilf in größerer Wassertiefe überlegen. Im Gegenzug ist die Stabilität des Stengels durch das weiche, schwammige Mark im Vergleich zum Schilf herabgesetzt. Über die Auswirkungen gehen die Meinungen jedoch auseinander : zum einen wird die Seebirse deshalb als wenig knickfest (z.B. bei starkem Wellengang) angesehen (ELLENBERG 1986). Zum anderen könnten sich die leichten Halme bei Wellengang eher im Wasser wiegen ohne geknickt zu werden (SLOBODDA 1985).
- Feuchtezahl : 11 (Wasserpflanze, die unter Wasser wurzelt und zeitweilig über dessen Oberfläche aufragt), Schilf : 10 (Wechselwasseranzeiger mit längeren Trockenperioden)
- Lichtzahl : 8 (Lichtpflanze), Schilf : 7 (Halblichtpflanze)
- Verlandungspflanze : im Gegensatz zum Schilf brechen die abgestorbenen Halme im Herbst ab und nur kurze Stoppeln überwintern mit dem Rhizom. Deshalb wurde die Seebirse früher nicht als Verlandungspflanze angesehen. Erst seit den Untersuchungen von BAUMANN (1911) ist diese Eigenschaft unbestritten : "... isolierte, inselartige ... Scirpeten sind im Seegebiet die Pioniere der Verlandung im vollsten Sinne des Wortes." (S.244-245)

Das Schilf *Phragmites australis* gilt als konkurrenzstärkste Art unter allen mitteleuropäischen Wasserpflanzen und verdrängt auf optimalen Standorten nahezu alle anderen Konkurrenten (ELLENBERG 1986). Da sowohl die Seebirse als auch das Schilf ähnliche Ansprüche an ihren Lebensraum stellen, kann die Erstgenannte theoretisch nur dort vorkommen, wo das Schilf physiologisch nicht mehr lebensfähig ist.

### 2.2.5 Pflanzensoziologische Einordnung (nach WILMANN 1973, OBERDORFER 1977, POTT 1992)

- |            |   |   |
|------------|---|---|
| Formation  | : | Röhrichte und Großseggenrieder  |
| Klasse     | : | Phragmitetea australis R. Tx x Prsg. 1942<br>(Schilfröhrichte, Brackwasser- und Süßwasserröhrichte, Großseggenrieder, umfaßt Verlandungsgesellschaften stehender und fließender Gewässer, meist produktionskräftig, artenarm, schwer zu gliedern) |
| 1. Ordnung | : | Phragmitetalis australis W. Koch 1926<br>(Röhrichte, Großseggenrieder)  |

1. Verband : *Phragmites australis* W. Koch 1926  
(artenarme Großröhrichte eutropher Stillgewässer)
- Ass.- Gruppe : Scirpo-Phagmitetum
- Assoziation : Scirpetum lacustris (Seebinsenröhricht)
- Charakterart : *Schoenoplectus lacustris*, mit *Phragmites australis*, *Nymphaea alba*, *Potamogeton natans*, *Nuphar lutea*.

### 2.2.6 Verbreitung

Die Seebirse *Schoenoplectus lacustris* ist außer in den arktischen Bereichen weltweit verbreitet (HEGI 1908/1931, HESS 1976) und kommt in den planar bis montanen, selten bis zu den subalpinen Höhenstufen (in den Alpen bis 1780 m) gesellig und häufig vor (CASPER & KRAUSCH 1980). Sie gehört zu den Sippen, die sowohl in Zentraleuropa, Asien als auch in der Hartlaubzone des Mittelmeergebietes vorkommen (CASPER & KRAUSCH 1980). Die Arealdiagnose nach ROTHMALER (1976) : die Seebirse besiedelt in der borealen bis meridionalen Zone Europas und Sibiriens die Ozeanitätsstufen 1-3.

## 2.3 Zum Untersuchungsgebiet

### 2.3.1 Geographische Lage

Der zweitgrößte Alpenrandsee, der Bodensee, besteht aus zwei getrennten Teilen, die eigentlich zwei Seen mit unterschiedlichen Charakteren darstellen. Der Obersee setzt sich aus dem Überlinger See, dem eigentlichen Obersee und dem Konstanzer Trichter zusammen, ist 475 km<sup>2</sup> groß und maximal 250 m tief. Der Untersee mit dem Ermatinger Becken, dem Rheinsee, Zeller See und Gnadensee besitzt nur eine Gesamtfläche von 63 km<sup>2</sup> und erreicht maximal eine Tiefe von 50 m (KIEFER 1972, LANG 1990). Das Untersuchungsgebiet (Abb. 2.2) umfaßt die Uferzone im Landkreis Konstanz und somit nicht nur den Untersee, sondern auch die Uferlinie zwischen Konstanz und Bodman (Überlinger See).

#### Flachwasserzone

Die Uferzone zwischen Bodman und Stein am Rhein erstreckt sich über rund 100 km und ist sehr abwechslungsreich strukturiert. Das Litoral, am Bodensee auch "Wysse" genannt, bildet dabei eine

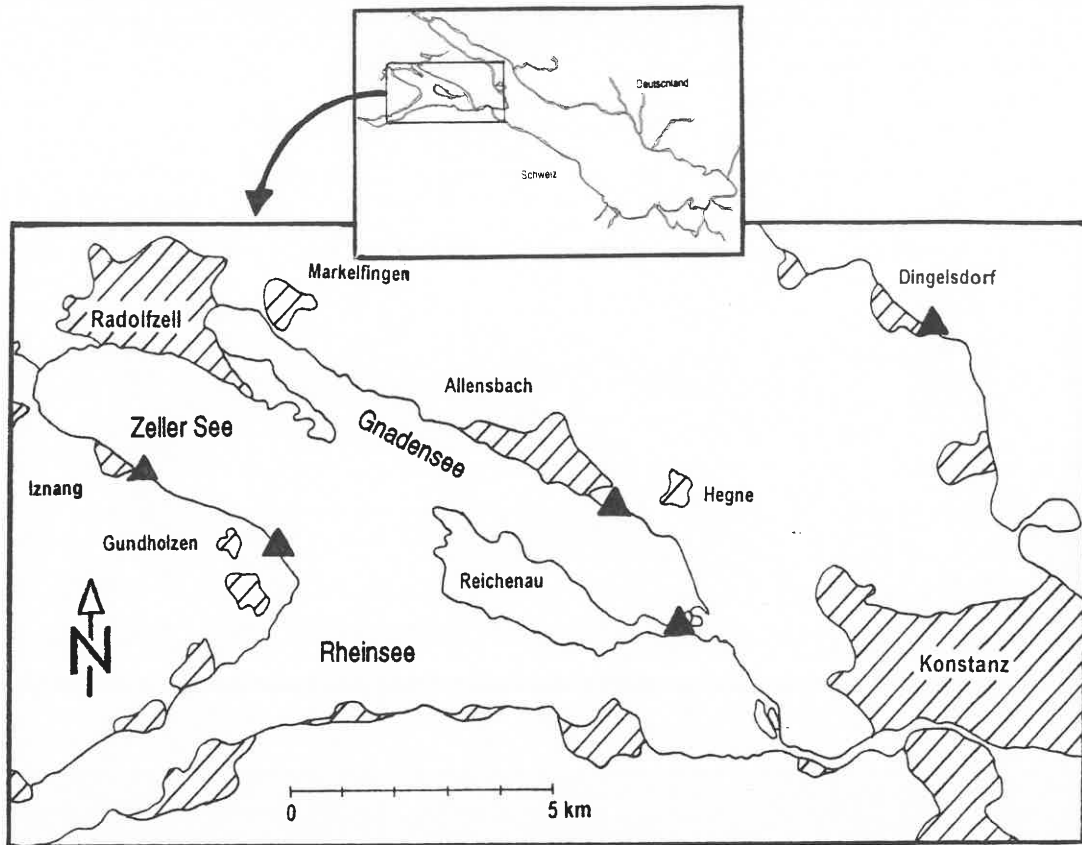


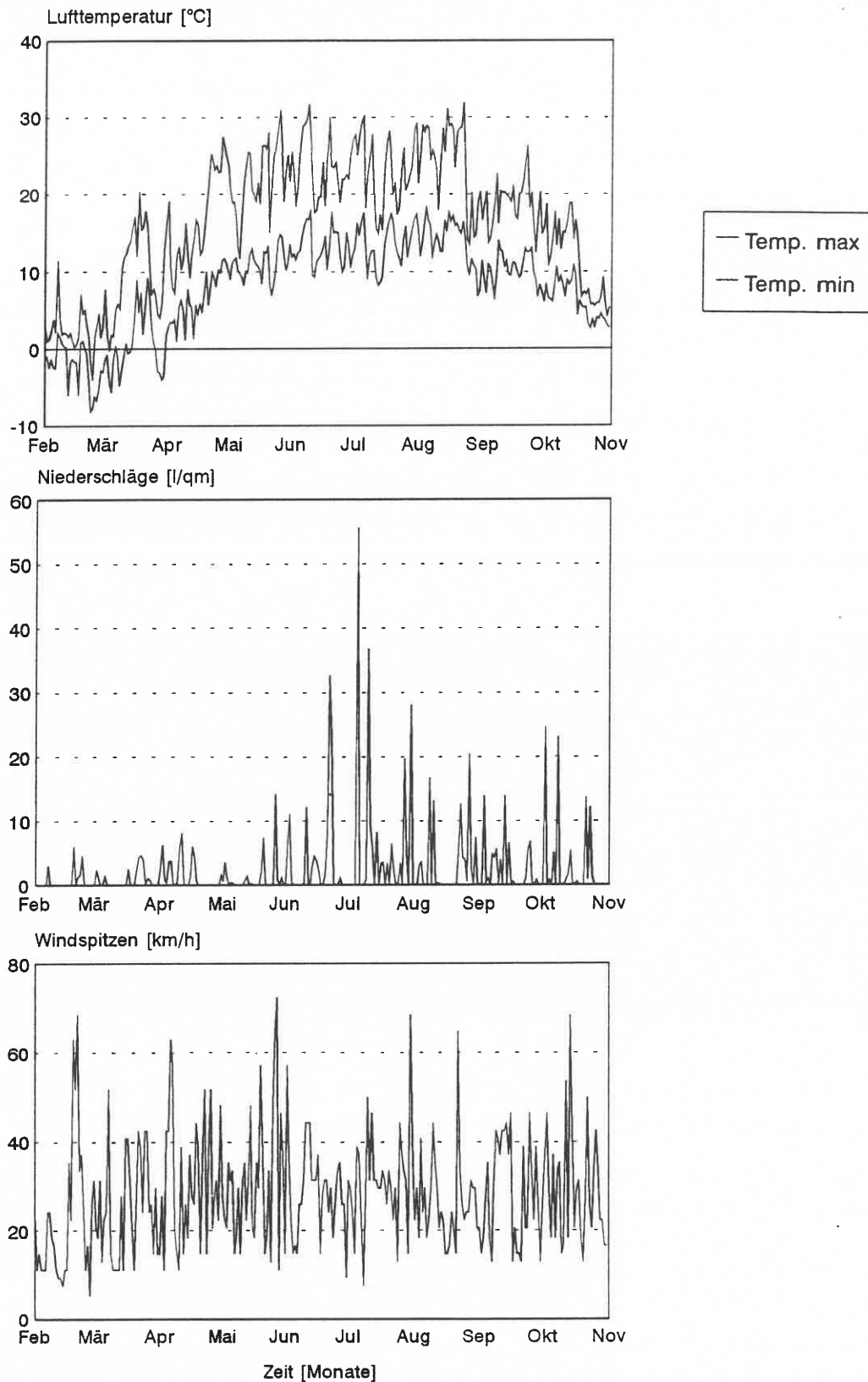
Abb. 2.2 : Bodensee-Untersee : Übersicht der natürlichen rezenten Vorkommen der Seebirse im Untersuchungsgebiet

flach überschwemmte, schwach geneigte Uferbank, die seawärts durch einen steilen Abhang (Halde) zum Profundal begrenzt wird. Die Breite dieser Zone (bei Begrenzung durch die 10m-Isohypse) ist stark variabel und reicht von 20 bis 30 m (Überlinger See) bis über 500 m im Ermatinger Becken (KIEFER 1972, BAUMANN 1911). Je nach den jahresperiodischen Wasserstandsschwankungen kann das Ufer in die in der Literatur beschriebenen morphologischen und biologischen Zonen eingeteilt werden (vgl. Kap. 2.2.4, S.8 ff). Die ökologisch wichtigste Zone, das Eulitoral, wird durch das mittlere Niedrig- und Hochwasser begrenzt und hat eine lineare Ausdehnung im gesamten Untersee von 90 km, im Überlinger See von 50 km. Von diesen nimmt die mit Vegetation bewachsene Länge nur 50% (Untersee) bzw. 24% (Überlinger See) ein (LANG 1990).

### 2.3.2 Das Untersuchungsjahr 1993

#### Lufttemperatur

Abb. 2.3 zeigt die Wettersituation 1993. Die Lufttemperaturmaxima und -minima (Abb. 2.3 oben) schwankten im Februar um 0°C. Nach starken Nachtfrösten Anfang März erfolgte ein starker Anstieg der Temperatur vom 9. bis 15. März (5,3 - 17,1°C) und maximalen Werte von durchschnittlich 17°C zwischen dem 15. und 22. März.



**Abb. 2.3** : Wettersituation im Untersuchungszeitraum Februar bis Oktober 1993  
 oben : tägliche maximale und minimale Lufttemperatur; Mitte : tägliche Niederschlagsmenge; unten :  
 tägliche maximale Windspitzen

Quelle : Deutscher Wetterdienst (Wetterwarte Konstanz)

Ein Temperatursturz mit Nachfrösten unterbrach diese Entwicklung. Ende April war ein ähnlicher starker Temperaturanstieg zu beobachten (17. - 20. April); nach diesem blieb die Temperatur 12 Tage lang deutlich über 20°C. In den Monaten Mai bis August zeigten die maximalen Temperaturen geringe Schwankungen um 22-23°C bis zwischen dem 22. und 25. August ein starker Abfall auf 18°C beobachtet werden konnte. Danach sanken die durchschnittlich gemessenen Werte langsam bis Mitte Oktober und dann wieder deutlich unter 8°C.

### Niederschläge

Nach den trockenen Monaten Februar bis Mai mit durchschnittlich weniger als 1 l/m<sup>2</sup> pro Tag nahmen die Niederschläge im Juni (3,7 l/m<sup>2</sup>) und Juli (6,6 l/m<sup>2</sup>) deutlich zu (Abb. 2.3 Mitte). Markante Tage waren der 22. Juni (32,6 l/m<sup>2</sup>), 5. Juli (55,6 l/m<sup>2</sup> als Hagel) und der 9. Juli mit 36,8 l/m<sup>2</sup>. In den Monaten August und September sanken die Niederschläge wieder auf 3,0 bzw. 2,3 l/m<sup>2</sup> pro Tag. Danach erhöhten sich die Mengen im Oktober wiederum, am 2. und 8. Oktober z.B. fielen 24,5 bzw. 23,1 l/m<sup>2</sup>.

### Windereignisse

Im Untersuchungszeitraum überschritten die täglichen maximalen Windgeschwindigkeiten insgesamt 18 mal 50 km/h (Starkwindereignisse mit Windstärke 7 Bft), wobei sie im April/Mai am häufigsten waren (Abb. 2.3 unten).

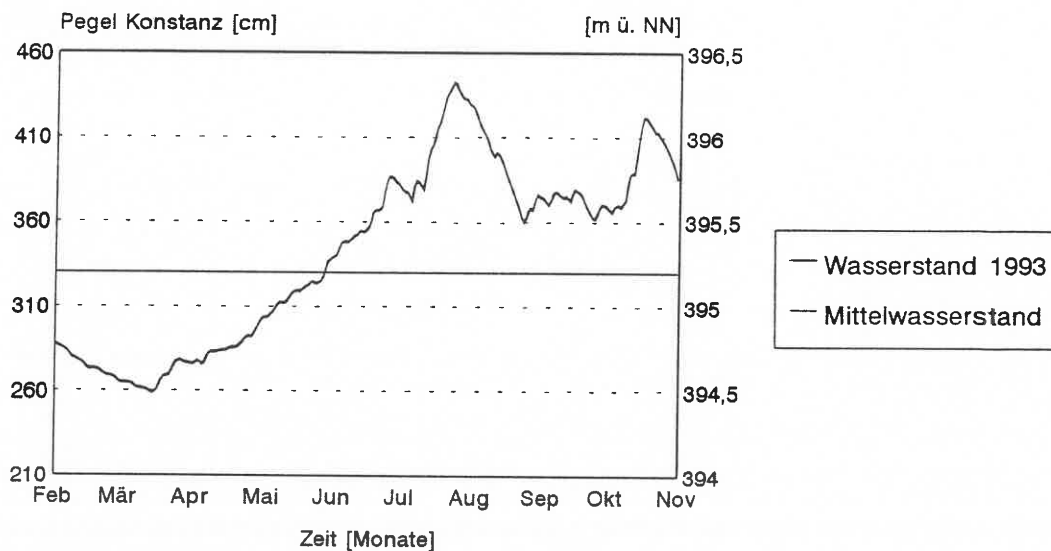
Tab. 2.3 : Auftreten von Starkwindereignissen (ab Windstärke 7) im Untersuchungszeitraum Februar bis Oktober 1993

Datum	Wind	Datum	Wind	Datum	Wind
	[km/h]		[km/h]		[km/h]
<b>19. Feb.</b>	63	<b>22. April</b>	52	<b>10. Juli</b>	50
<b>20. Feb.</b>	52	<b>25. April</b>	52	<b>30. Juli</b>	68
<b>21. Feb.</b>	68	<b>20. Mai</b>	57	<b>22. Aug.</b>	65
<b>8. März</b>	52	<b>27. Mai</b>	65	<b>12. Okt.</b>	54
<b>6. März</b>	63	<b>28. Mai</b>	72	<b>14. Okt.</b>	68
<b>7. März</b>	57	<b>2. Juni</b>	57	<b>22. Okt.</b>	50

### Wasserstand (Pegel Konstanz)

Abb. 2.4 zeigt die jahresperiodische Entwicklung des Bodensee-Wasserstandes anhand des Pegel Konstanz (Nullpunkt : 391.894 m ü.NN). Am 15. März hatte der Pegel seinen Winter-Niedrigstand von 2,59 m. Nach einem stetigen Anstieg erreichte er seinen ersten Höhepunkt am 15. Juni (3,87 m). Das Maximum im Untersuchungszeitraum lag am 23. Juli bei 4,43 m Pegel Konstanz. Im

Spätsommer nahm der Wasserstand wieder bis ca. 3,75 m ab, stieg aber dann erneut am 18. Oktober auf 4,22 m.



**Abb. 2.4** : Wasserstände des Bodensees im Untersuchungsjahr 1993, gemessen am Pegel Konstanz (Nullpunkt : 391,894 m ü.NN);

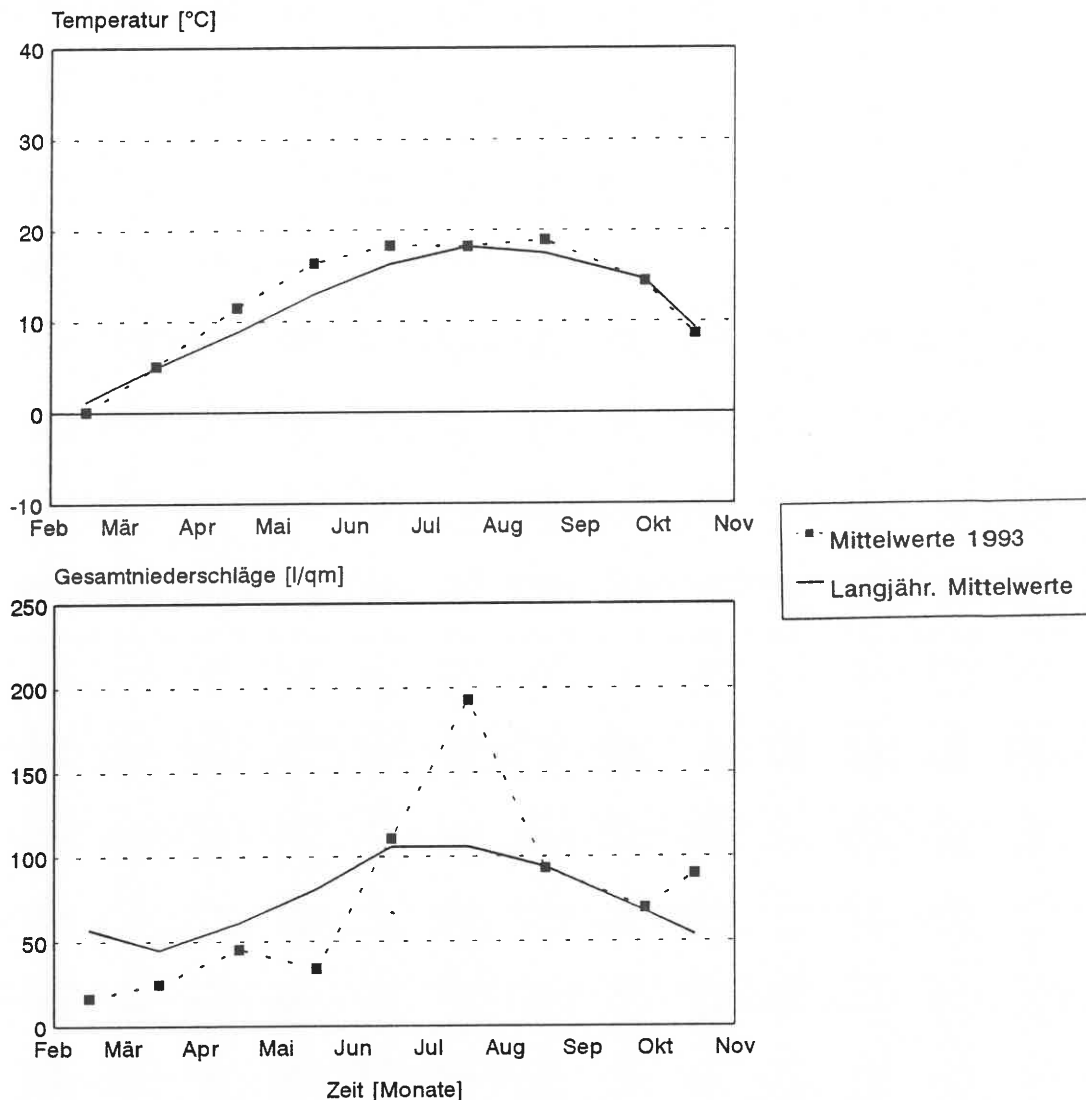
Quelle : Amt für Wasserwirtschaft und Bodenschutz Konstanz

### 2.3.3 Vergleich mit langjährig ermittelten Kenndaten

#### Temperatur

Die ufernahen Bereiche im Bodenseegebiet sind hinsichtlich ihrer Lufttemperaturen gegenüber entfernten Orten gleicher Meereshöhe begünstigt. Die mittlere Jahrestemperatur in Konstanz liegt zwischen 8,5 und 8,9°C, im Gegensatz zu 8,0 - 8,3°C anderer Standorte. Die mittleren Jahreschwankungen betragen 18,3 - 19,0°C und sind für Übergangsbereiche zwischen maritimen (<15°C) und kontinentalem Klima (>20°C) charakterisierend. Außerdem ist die Anzahl der jährlichen Frosttage mit unter 100 sehr gering. Die Ursachen für die Begünstigung sind in der Lage des Seebeckens und in der ausgleichenden Wirkung des Sees als Wärmespeicher zu suchen (LANG 1990).

Abb. 2.5 oben zeigt die durchschnittlichen, langjährig ermittelten, monatlichen Lufttemperaturen (Deutscher Wetterdienst, Wetterwarte Konstanz, 1951-1980) und die Vergleichswerte 1993 im Untersuchungszeitraum Februar bis Oktober. Im Vergleich zu den langjährig ermittelten Werten lassen die Temperaturen 1993 auf ein wärmeres Frühjahr schließen (April bis Juni). Im Mai wurde sogar eine Erhöhung des Mittelwertes von 3°C beobachtet.



**Abb. 2.5** : Vergleich der monatlichen Mittelwerte (1993) mit den langjährig ermittelten Mittelwerten :  
 oben : monatliche durchschnittliche Lufttemperaturen; unten : monatliche Gesamtniederschläge  
 (1951-1980)

Quelle : Deutscher Wetterdienst, Wetterwarte Konstanz

## Niederschläge

Im westlichen Bodenseegebiet (einschließlich Überlinger See) schwanken die mittleren jährlichen Niederschlagsmengen zwischen 750 und 800 mm (entspricht  $l/m^2$ ), können aber im südwestlichen Zeller See auch 900 mm erreichen. Im Jahresverlauf treten die Niederschläge vor allem im Juni/Juli mit einem Maximum von ca. 100 mm auf (LANG 1990).

In Abb. 2.5 unten sind die monatlichen Gesamtniederschläge von Februar bis Oktober im langjährigen Mittel (1951-1980) und 1993 dargestellt. Obwohl im Untersuchungszeitraum insgesamt ähnliche Gesamtniederschläge gemessen werden konnten (Langjährige Mittel : 672 mm; 1993 :

677 mm) war die Verteilung im Jahresverlauf deutlich unterschiedlich. Im Durchschnitt lagen die Mengen 1993 von Februar bis Mai 30-50% niedriger und erreichten erst im Juni "normale" Werte. Im Juli war das Verhältnis umgekehrt : hier übertrafen die Niederschläge 1993 die langjährigen Werte um knapp 100%. Nach den ausgeglichenen Monaten August und September stieg der Mittelwert 1993 im Oktober noch einmal an.

### Luftströmungen

Die Hauptwindrichtungen im westlichen Bodenseegebiet sind Südwest und West. Vor allem südexponierte Flachuferbereiche am Gnadensee und nordwestlichen Zeller See sind im Sommer die Angriffspunkte der Winde, die hier meist senkrecht zum Ufer verlaufen (Land-Seewind-System). Das Untersuchungsgebiet wird außerdem von dem warmtrockenen Fallwind Föhn aus Südost beeinflusst, dessen Auswirkungen aber nur indirekt über starken Wellengang zu beobachten sind (LANG 1990).

### Wasserstand (Pegel Konstanz)

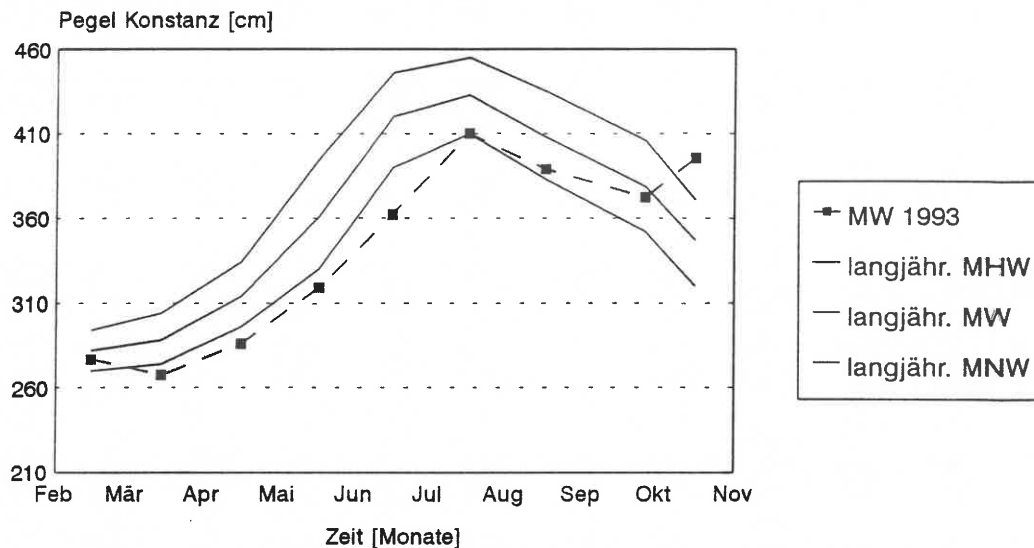
Aufgrund des großen, meist in den Alpen gelegenen, Einzugsgebietes ist der Wasserstand des Bodensees durch starke jahresperiodische Schwankungen gekennzeichnet. Durch das Abschmelzen von Schneerücklagen und starke Niederschläge im Frühjahr steigt der Pegel um rund 1-2 cm/Tag bis zu seinem Maximum im Juli. Er sinkt dann ca. 0,5-1 cm/Tag durch abnehmende Niederschläge und Bindung als Schnee bis zum Tiefstand im Februar. Tab 2.3 zeigt die langjährig ermittelten Mittelwerte.

**Tab. 2.3 :** Langjährig ermittelte Pegeldata des Bodensees (Handbuch Pegel Konstanz)

<b>Wasserstand</b>		<b>Höhenlage</b>	<b>Pegel Konstanz</b>
		[m ü. NN]	[m]
mittleres Niederwasser	MNW	394,534	2,64
mittleres Mittelwasser	MMW	395,354	3,46
mittleres Hochwasser	MHW	396,564	4,67

Im Durchschnitt beträgt die jährliche Schwankung zwischen MHW und MNW 1,6 m, die Spanne zwischen niedrigstem und höchstem jemals beobachteten Wasserstand liegt sogar bei 3,6 m.

Abb. 2.6 zeigt die Pegelkurve im Jahresverlauf, wobei sowohl die langjährigen MHW, MMW, MNW als auch das Mittelwasser 1993 dargestellt sind. Der Pegel des Bodensees lag im Frühjahr (Februar bis Juni) im Durchschnitt 40-50 cm unterhalb der langjährig ermittelten Mittelwasserstände und somit noch deutlich niedriger als die MNW. Diese konnten erst im Juli erreicht werden; Der Wasserstand stieg dann bis September auf normales Niveau und übertraf sogar die MHW im Oktober.



**Abb. 2.6** : Vergleich der Pegelkurve 1993 (Pegel Konstanz) mit langjährig ermittelten Mittelwerten (1817 - 1987)

Quelle : Amt für Wasserwirtschaft und Bodenschutz Konstanz

## 2.4 Zur Verbreitung der Seebinse am Bodensee (Landkreis Konstanz)

### 2.4.1 Bestandsaufnahmen seit 1900

Um die Jahrhundertwende wurde die Vegetation des Bodensees zum ersten Mal wissenschaftlich aufgenommen. Das klassische Werk von SCHRÖTER & KIRCHNER (1896/1902) war Grundlage weiterer Untersuchungen, die jedoch nur Teilgebiete abdeckten (z.B. BAUMANN (1911)). Erst zu Beginn der 60er Jahre wurden im Rahmen des DFG - Bodenseeprojektes in der Litoralzone des gesamten Seeufers wieder vegetationskundliche Aufnahmen von LANG (1962, 1967, 1968, 1973) durchgeführt. Er war auch der erste, der Vergleiche mit den früheren Untersuchungen anstrebte und die Veränderungen in Artenanzahl und Zusammensetzung mit Umweltbedingungen verband (LANG 1973). Da in den älteren Arbeiten aber keine pflanzengeographischen Kartierungen erfolgt waren, konnte "... der vor allem wünschenswerte Vegetationsvergleich in quantitativer Hinsicht nicht durchgeführt werden...".

Für die Beschreibung der Bestandsentwicklung der Seebinse kam erschwerend hinzu, daß sich der Untersuchungsschwerpunkt aller Vegetationsaufnahmen nahezu nur auf die submersen Sublitoral - Gesellschaften beschränkte.

Im folgenden sind die Ergebnisse der oben genannten Autoren dargestellt.

### Vorkommen zwischen 1890 - 1900

SCHRÖTER & KIRCHNER (1896/1902) beschränkten sich bei ihren Vegetationsaufnahmen nur auf Ober- und Überlinger See. Ihre Beobachtungen sollen jedoch zur Vollständigkeit ebenfalls genannt werden. Sie beschrieben die "...ausgedehntesten und reinsten 'Binsichte' (Scirpeten) ... am Rheindelta zwischen Rheinspitz und Lochgraben, dem Röhricht vorgelagert..." (S. 29). Größere Vorkommen befanden sich an den Landungstellen in Bottighofen, im Delta der Seefelder Aach und am Rangierbahnhof in Lindau. Kleinere Bestände, z.T. nur vereinzelte Horste, konnten an der Goldbachmündung bei Rorschach, im Delta der Argen, zwischen Rheinspitz und Rohrspitz und in Gruppen zwischen Wallhausen und Bodman, südöstlich vom Bodman, östlich des Nußbaches (Nußdorf) und südlich von Lindau i.B. beobachtet werden.

JACK (1900) bestätigt in seiner "Flora des badischen Kreises Konstanz" nur allgemein das Vorkommen von *Scirpus lacustris* an Bodenseeufer, in Weihern, Sümpfen und Gräben.

### Vorkommen zwischen 1905 - 1909

BAUMANN (1911) vervollständigt das Bild der vegetationskundlichen Untersuchungen um die Jahrhundertwende mit Ergebnissen aus dem Untersee. Er nennt die Seebinse neben den Schilf als häufigste Pflanze der Uferzone, die sich im Untersee auf ruhige Buchten oder zwischen Phragmiteten beschränkt, dort aber häufig in reinen Beständen (d.h. ohne Begleitpflanzen) vorkommt. Ausgedehnte "Binsichte" wurden von ihm bei Gundholzen, Iznang, Moos, Allensbach, im Markelfinger Winkel und im Gehrenmoos (Wollmatinger Ried) beobachtet. Kleine, isolierte Horste sind bei Gottlieben, Agerstenbach, im Espen Triboltingen, Ermatingen, Mammern (alle Schweiz), vor Hegne und auf der Reichenau im Streichen beschrieben.

### Vorkommen zwischen 1959 - 1967

LANG führte zwischen 1959 und 1964 im Rahmen der geobotanischen Landesaufnahme durch die Landessammlungen für Naturkunde im westlichen Bodensee Vegetationskartierungen durch. Der Obersee wurde in den Jahren 1961 - 1963 aufgenommen und die Uferflora 1967 nochmals mittels Luftaufnahmen festgehalten (LANG 1962, 1967, 1968, 1973). Die Flora des Untersees gestaltete sich artenreicher als die des Obersees. Der Röhrichtverband Phragmition besiedelt den unteren Teil der Grenzzone (d.h. zwischen dem mittleren Niedrig- und Mittelwasser) und ist entweder ständig überflutet oder aber mindestens 17 Wochen im Sommer. Dabei erreicht er eine Wassertiefe von durchschnittlich 2 m. Die Seebinse *Schoenoplectus lacustris* gehört als Charakterart der Gesellschaft *Scirpetum lacustris* (Binsenröhricht) an, das, wie das Phragmitetum, meist reine Bestände bildet. Sie ist sowohl am Obersee als auch am Untersee an ruhigen, windstillen Buchten verbreitet und bildet dabei jedoch nur kleine Flächen ( $\leq 100\text{m}^2$ ). Die Scirpeten sind durchschnittlich 30 Wochen im Jahr überflutet und erreichen eine maximale Wassertiefe von 1,2 bis 2,0 m.

Im Untersuchungszeitraum 1960 - 1967 konnte LANG (1973) im Landkreis Konstanz vier Standorte im Überlinger See und 13 im Untersee beobachten. Hinzu kamen noch 9 Stellen am schweizerischen Unterseeufer, 2 Stellen bei Lindau und 13 Stellen zwischen Rhein- und Rohrspitz (Österreich).

#### 2.4.2 Vorkommen im Untersuchungsjahr 1993

Die allgemeinen Standortverhältnisse haben sich seit 1967 nach Meinung von LANG (1990) nicht wesentlich verändert (vgl. Kap. 2.4.1, S.20). Das Binsenröhricht nimmt im Litoral des Überlinger See maximal 2 %, im Untersee maximal 1 % der mit Vegetation bedeckten Fläche ein.

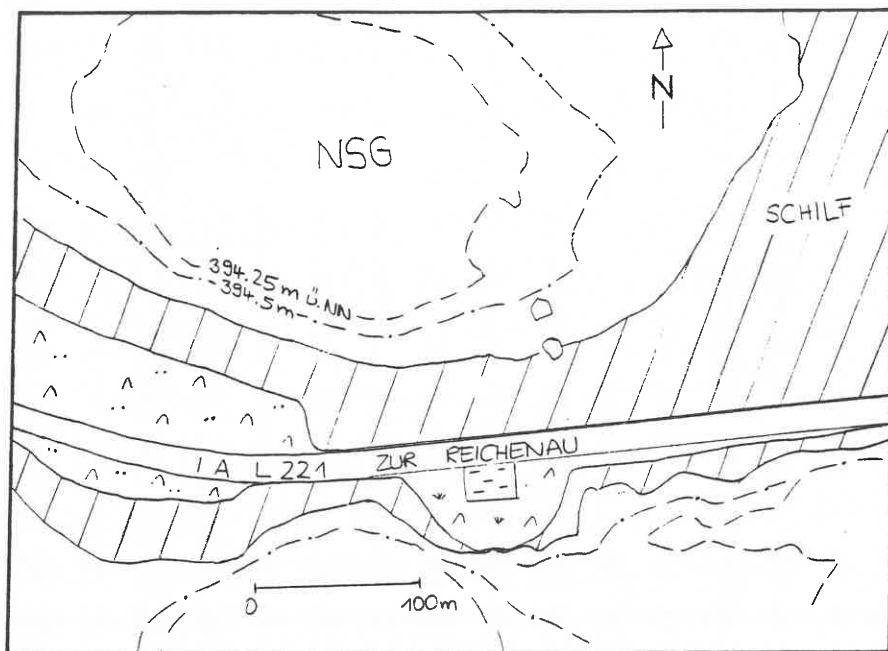
Im Untersuchungsjahr 1993 konnten im Landkreis Konstanz fünf natürliche Bestände erfaßt werden, die in Abb. 2.2 (S.11) dargestellt sind. Daneben sind vier kleinere Horste im NSG Wollmatinger Ried bekannt, die aus naturschutzrechtlichen Gründen nicht näher kartiert wurden (mündliche Mitteilung von Dipl.-Biol. M. Dienst, Naturschutzbund Deutschland, Naturschutzzentrum Wollmatinger Ried).

Alle Vorkommen wurden im Auftrag des Amtes für Wasserwirtschaft und Bodenschutz Konstanz vom Vermessungsbüro Ludin (Radolfzell) im März 1993 vermessen. Weitere Beschreibungen der Flachwasserzone sind dem Bodenseeuferplan (REGIONALVERBAND HOCHRHEIN-BODENSEE 1984) entnommen.

##### Wollmatinger Ried

Das Vorkommen (Abb. 2.7) befindet sich im Naturschutzgebiet "Wollmatinger-Ried-Untersee-Gnadensee" in einer flachen Bucht am Südufer des Gnadensees (Reichenau-Schopflen). Das Sediment des gesamten Gebietes besteht aus mit Detritus vermischtem feinkörnigem Ton-Silt. Der Bestand ist in einen landseitigen Teil (I) und einen Inselbereich (II) gegliedert. Bestand I (43 m<sup>2</sup>) besitzt die geringste Uferneigung aller Vorkommen (1,6 %), ist zwischen 2.89 - 3.11 m Pegel Konstanz gelegen und wird seewärts von Wasser und landseitig von Schilf begrenzt. Bestand II (93 m<sup>2</sup>) ist ähnlich flach geneigt (1,9 %) und zwischen 2.47 - 2.68 m Pegel Konstanz gelegen.

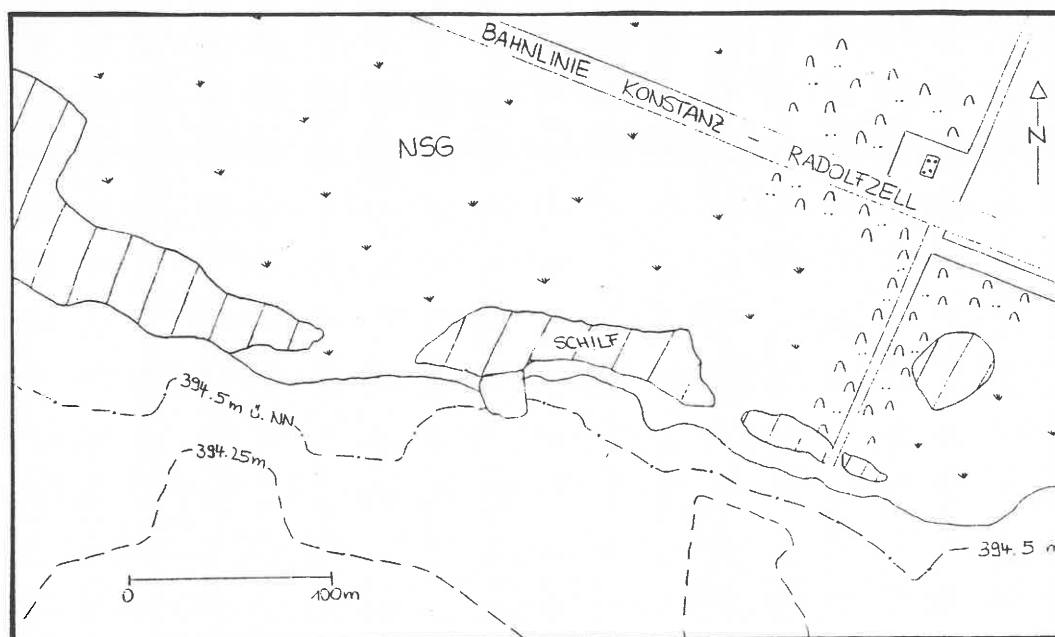
Die Uferzone rund 750 m beiderseits des Vorkommens gehört zur Flachwasserschutzzone I (Naturufer) und ist aufgrund ihrer geschützten Lage innerhalb der Bucht nur in geringem Maße wind- und wellenexponiert. Das Gebiet wird im Winter von der Landseite aus durch Schlittschuhläufer beeinflusst.



**Abb. 2.7** : Natürliches Vorkommen der Seebirse im Wollmatinger Ried 1993

#### Allensbach

Das Vorkommen (Abb. 2.8) liegt im Naturschutzgebiet NSG "Bodenseeufer" am Nordufer des Gnadensees östlich von Allensbach.



**Abb. 2.8** : Natürliches Vorkommen der Seebirse bei Allensbach 1993

Das Substrat besteht vor allem aus mit Schlamm durchsetztem Sand. Beiderseitig setzt sich das Sediment grobsandig bis grobkiesig fort. Der Bestand ist mit 313 m<sup>2</sup> der zweitgrößte und besitzt 4,8 %

Gefälle. Er liegt zwischen 2.43 - 3.10 m Pegel Konstanz, wird seewärts von Wasser und landwärts von Schilf begrenzt.

Die Uferzone ca. 300 m westlich und bis 800 m westlich des Vorkommens gehört zur Flachwasserschutzzone I (Naturufer), ist im wesentlichen parallel zur Hauptwindrichtung (Südwest) gelegen und somit mäßig bis stark windexponiert. Die Begleitvegetation ist mit abwechselnd Strandschmielen-Gesellschaften und Schilf/Weidenbüschen standortgerecht. Das Gebiet ist trotz Ausweisung als NSG durch die beiderseitig anschließenden Campingplätze und Freibäder stark von Fußgängern und Schlauchbootfahrern frequentiert. Vom Freibad Allensbach konnte z.B. ein Trampelpfad beobachtet werden, der den Binsenbestand von dem landseitig gelegenen Schilfgebiet abschnitt.

### Iznang

Das Vorkommen (Abb. 2.9) liegt im NSG (Im Mettental) am Südufer des Zeller Sees östlich von Iznang. Das Sediment besteht aus feinkörnigem Ton bis Fein-Sand. Der Bestand ist mit 913 m<sup>2</sup> Fläche (3,3 % Gefälle) der größte im Untersuchungsgebiet und besteht aus einem großen landwärtigen Teil (I) und einer kleinen, vorgelagerten Insel (II). Der Landteil I liegt auf 2.69 - 3.48 m Pegel Konstanz und wird landseitig von Schilf begrenzt, während der Inselbereich II auf 2.55 - 2.67 m Pegel Konstanz gelegen ist.

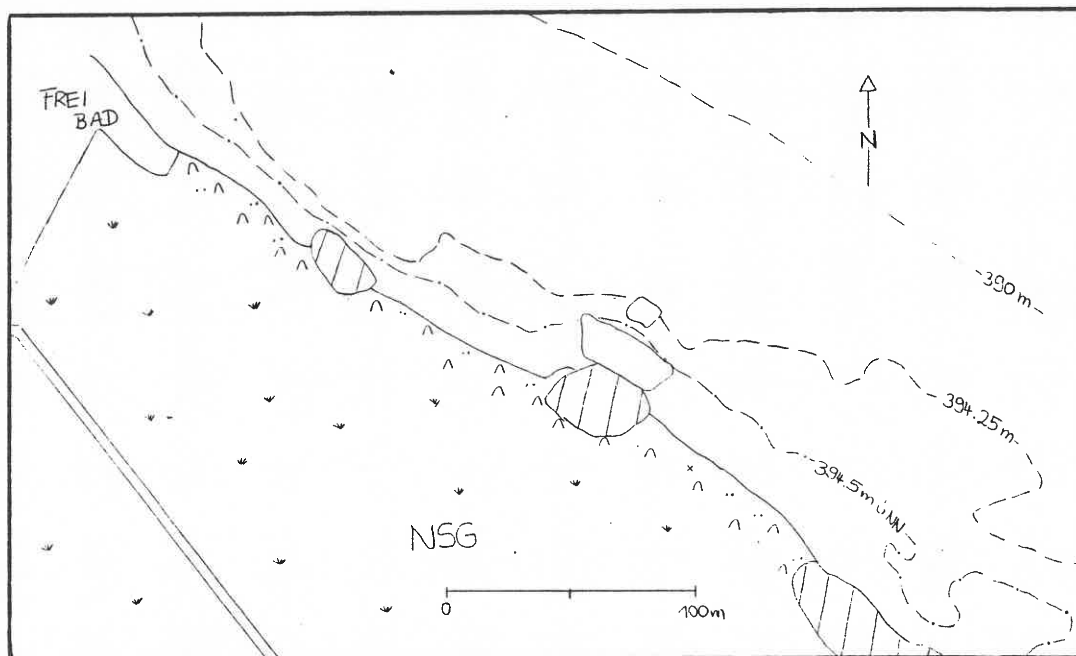


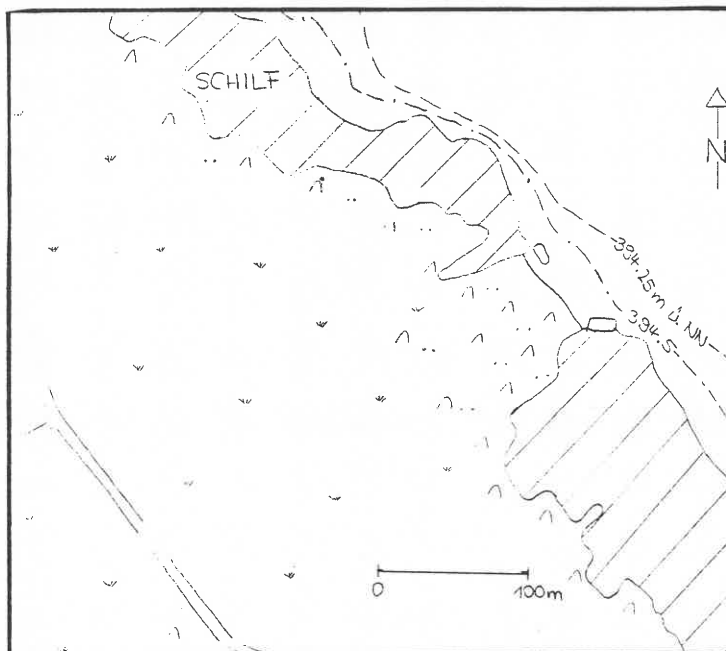
Abb. 2.9 : Natürliches Vorkommen der Seebirse bei Iznang 1993

Die Uferzone rund 100 m westlich und 750 m östlich des Vorkommens gehört zur Flachwasserschutzzone I (Naturufer) und ist kaum bis mäßig windexponiert. Die Begleitvegetation ist mit Schilf und Gehölzsaum naturnah, allerdings sind die einzelnen Schilfgebiete klein und nicht zusammenhängend. Vom 200 m westlich gelegenen Freibades Iznang ausgehend waren im Sommer

Schlauch- und Ruderbootfahrer zu beobachten, die die offenen, vegetationsfreien Uferbereiche durch wildes Anlegen nutzen.

### Gundholzen I,II

Die Vorkommen (Abb.2.10) befinden sich im NSG Frohndwiesen am Südufer des Zeller Sees, 500 m nordöstlich von Gundholzen. Das Sediment ist von feinkörnigem Sand-Silt-Gemisch bestimmt. Die Fläche I (37 m<sup>2</sup>) besitzt eine Neigung von 3,1 %, ist auf 2.98 - 3.10 m Pegel Konstanz gelegen landwärtig von Schilf und sonst von Wasser umgeben. Bestand II (116 m<sup>2</sup>, 2,6 % Gefälle) ist ca. 60 m östlicher zwischen 3.01 - 3.40 m Pegel Konstanz in einer Schilflücke gelegen und grenzt nur seewärtig an Wasser. Die Uferzone zu beiden Seiten der Vorkommen (ca. 1000 m) gehört zur Flachwasserschutzzone I (Naturufer) und ist kaum bis mäßig windexponiert. Die Begleitvegetation ist mit z.T. großen, geschlossenen Schilfbeständen und Gehölzbewuchs im Hinterland standortgerecht. Da das Gebiet höchstens im Winter zu Fuß erreicht werden kann und sich auch sonst keine weiteren Nutzungen am umgebenden Ufer befinden, ist von einer geringen anthropogenen Belastung auszugehen.



**Abb. 2.10** : Natürliche Vorkommen der Seebirse bei Gundholzen 1993

### Dingelsdorf

Das Vorkommen (Abb. 2.11) befindet sich im Landschaftsschutzgebiet "Seewiesen" am Südufer des Überlinger Sees im östlichen Stadtgebiet von Dingelsdorf und ist damit der einzige Bestand außerhalb des Untersees. Das Sediment ist durch grobkörnigen Sand und Kies bestimmt. Der Bestand ist mit 7 m<sup>2</sup> der kleinste, besitzt mit 5,9 % das höchste Gefälle und liegt mit 3.69 - 3.88 m Pegel Konstanz deutlich höher als alle anderen Vorkommen. Er ist mit Schilf, Rohrglanzgras,

Schachtelhalm-Arten und Weidenbüschen durchsetzt, landseitig von Gehölzsaum und seewärtig von Wasser umgeben. Die Uferzone rund 450 m westlich und 200 m östlich des Vorkommens gehört zur Flachwasserschutzzone II und ist durch die Lage am Südufer weniger wind-, durch die naheliegende, stark frequentierte Schiffsanlegestelle (620 m) aber sehr stark wellenexponiert. Das Gebiet ist über einen öffentlichen Kiesweg frei zugänglich und wird im Sommer von Badegästen, Anglern, Surfern und Schlauchbootfahrern intensiv genutzt. Zusätzliche Beeinträchtigung besteht durch die vielen beidseitig liegenden privaten Bootsstege.

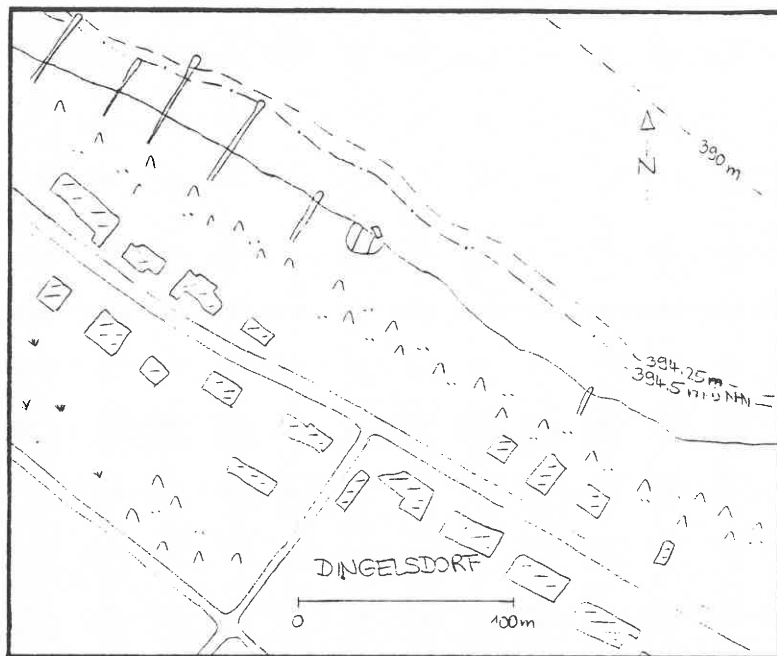


Abb. 2.11 : Natürliches Vorkommen der Seebirse in Dingelsdorf 1993

### 2.4.3 Veränderungen in Bestand und Umwelt innerhalb der letzten 100 Jahre

#### Vergleich der kartierten Vorkommen

Von den zehn um die Jahrhundertwende beschriebenen Vorkommen finden sich fünf 1967 wieder (Abb. 2.12). Zusätzlich nennt LANG (1973) elf neue Bestände im Untersuchungsgebiet. Von diesen insgesamt 16 Standorten sind heute noch fünf vorhanden, wobei die Bestände bei Allensbach, Gundholzen und Iznang auch bereits in BAUMANN (1911) erwähnt werden. Über die genaue Lage und Größe ist jedoch nichts vermerkt, sodaß ein direkter Vergleich zur Bestimmung eines Rückgangs nicht möglich ist. Es stellt sich die Frage, warum eine Verschiebung der Standorte von 1911 zu 1967 und eine Abnahme der Anzahl bis heute zu beobachten ist.

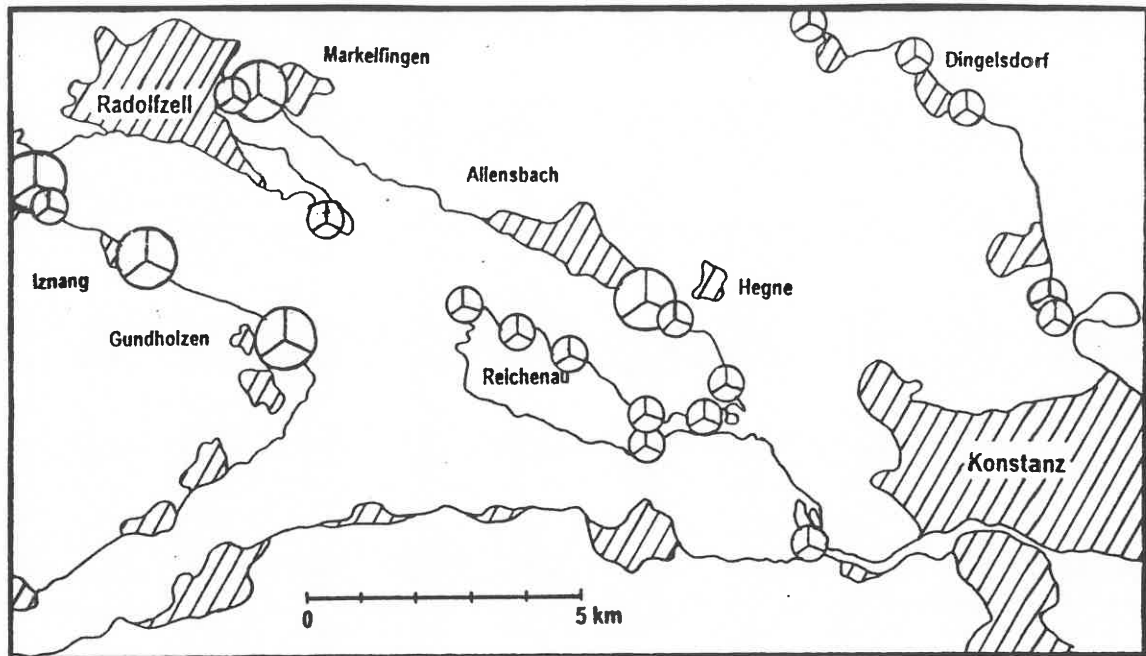


Abb. 2.12 : Vergleich der Seebinsenvorkommen von 1911 (BAUMANN, grün), 1967 (LANG, rot) und 1993 (schwarz)

#### Umweltfaktoren als mögliche Ursachen

Da seit Ende der 60er Jahre an vielen europäischen Seen ein starker Rückgang der Schilfbestände beobachtet werden konnte, gehört die Ursachenforschung dieses Phänomens zu den Untersuchungsgebieten der Limnologie. Es war bald deutlich zu erkennen, daß dieser Röhrichtrückgang über die natürlichen Verlandungsprozesse (Alterung von Seen) hinausging (STEINBERG 1977) und die Verschiebung der Litoralpflanzen zu meso- bzw. eutrophen Arten auf anthropogene Einflüsse (Eutrophierung durch Abwassereinleitungen) zurückzuführen war (LANG 1967). Am Bodensee wurde diese Entwicklung von OSTENDORP (1991, 1992, 1993) untersucht, der über die Seebinsenschreibt (1990) : "Auch ... Seebinsen- (*Schoenoplectus lacustris*) Bestände werden in Mitleidenschaft gezogen, erfahren jedoch in der Literatur meist keine eigenständige Bearbeitung." (S.20). Als Ursachen der Veränderungen der Seebinsenbestände können deshalb zunächst die bereits in der Schilfforschung etablierten Faktoren herangezogen und näher betrachtet werden ( nach ECKERT-KRAUSE 1994 verändert mit LANG 1967, STEINBERG 1977, DITTRICH & WESTRICH 1988, OSTENDORP 1989, 1990b) :

- Klimatische Faktoren : Temperatur, Niederschläge, Windereignisse
- Hydrologische Faktoren : Hochwasserereignisse, Absenken bzw. Anheben des Wasserstandes, Regulation der Wasserstandsschwankungen
- Biologische Faktoren : Verbiß durch Wasservögel, Bisam, Beweidung, Parasitenbefall, Verdrängung durch andere Pflanzen, Algeneinfluß

- Chemische Faktoren : Erhöhung der Nährstoffkonzentrationen in Freiwasser und Sediment, Einleitungen von Abwasser, Zusammensetzung des Substrates
- Mechanische Faktoren : Wellengang, Anschwemmungen von Treibgut und Eisschollen, Schiffs- und Ausflugsverkehr, direkte Zerstörung durch Uferverbau, Mahd und Vertritt durch Badegäste, Erosion, Korngrößenverteilung im Sediment

Neben diesen meist anthropogen beeinflussten Faktoren muß auch die natürliche Verlandung berücksichtigt werden, insbesondere da die Seebirse seewärtig vor dem Schilf liegt und somit diese Prozesse einleitet (Verlandungspionier).

#### Zeitliche Entwicklung wichtiger Umweltparameter

Die oben aufgeführten Faktoren können in natürliche und anthropogen bedingte Einflüsse eingeteilt werden. Dies ist für die weitere Betrachtung wichtig, da die Erstgenannten seit 1900 nur unwesentlichen Schwankungen ausgesetzt waren, die Letzteren jedoch starken Veränderungen unterworfen sind.

- Natürliche Prozesse : Klima, Mechanische Einflüsse durch Eis oder Treibgut, tierische und pilzliche Parasiten
- Anthropogene Einflüsse : indirekte (Wasserstand, Eutrophierung, Wasservögel), direkte (Boots- und Schiffsverkehr, Uferverbau)

#### Wasserstand

Der Wasserstand des Bodensees (Pegel Konstanz) zeigte seit dem Beginn der Aufzeichnungen 1817 bis 1900 keine deutlichen Trends, erfährt aber seit 1917 eine Entwicklung zu geringerer Schwankungsbreite zwischen Hoch- und Niedrigwasser (LUFT 1993). Die jährlichen Hochwasser nahmen von 1888 mit 396.70 m ü.NN (d.h. 4.81 m Pegel Konstanz) 0,27 cm/Jahr im Obersee bzw. 0,25 cm/Jahr im Untersee ab. Die Mittelwasserstände sanken im Obersee von 1888 mit 395.46 m ü.NN (d.h. 3.57 m Pegel Konstanz) um jährlich 0,16 cm, während sie im Untersee konstant blieben. Im Gegensatz dazu stiegen die Niedrigwasser seit 1888 von 394.53 m ü.NN (entspricht 2.64 m Pegel Konstanz) 0,02 cm/Jahr im Obersee bzw. 0,26 cm/Jahr im Untersee. So ergibt sich eine durchschnittliche Abnahme der jährlichen Wasserstandsschwankungen von 2,17 m (1888) zu 1,88 m (1987). Außerdem können die Veränderungen zu höheren Niedrigwasserständen im Frühjahr und zum rascheren Ansteigen des Pegels führen.

Neben natürlichen Veränderungen von hydraulischen Bedingungen im Auslaufbereich des Obersees wurde diese Entwicklung vor allem durch den Bau und die Bewirtschaftung von Kraftwerkspeichern im alpinen Einzugsgebiet in den 50er und 60er Jahren bestimmt.

SCHRÖDER (1986) folgerte aus seinen Untersuchungen über die Häufigkeit des Auftretens bestimmter Wasserstände am Untersee, daß die Belastung der Flachwasserzone vor 1963 geringer war und es deshalb zu Verlandungsprozessen kam. Nach 1965 konnten im Gegensatz verstärkte Erosionserscheinungen beobachtet werden.

DITTRICH & WESTRICH (1988) kombinierten die Wasserstandsschwankungen mit dem Auftreten von Starkwindereignissen und stellten fest, daß Starkwinde vermehrt im Winter bei Niedrigwasser auftreten und so die dann trocken liegenden Litoralpflanzen weniger beeinflussen.

### Eutrophierung

Durch die langjährigen Untersuchungen des Instituts für Seenforschung in Langenargen (im Auftrag der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee IGKB) kann die Entwicklung der Gewässergüte anhand des Minimalfaktors Phosphor seit 1959 beobachtet werden. Der Gehalt an gelöstem Phosphor stieg von wenigen Milligramm auf über 80 mg/m<sup>3</sup> Ende der 70er Jahre. Grund hierfür war die stetig zunehmende Bevölkerungsanzahl und der Tourismus rund um den Bodensee, was sich in den massiven Einleitungen von ungenügend geklärtem Abwasser (phosphathaltige Waschmittel) und Gülleeintrag über die Landwirtschaft widerspiegelt : Danach erfolgte durch den Bau von Kläranlagen mit chemischer Reinigungsstufe eine deutliche Abnahme bis auf 30 mg/m<sup>3</sup> 1993. Diese Entwicklung kann anhand der der IGKB durchgeführten Makrophytenkartierungen 1967 und 1978 gut verfolgt werden (LANG 1981). Waren die aus der Makrophytenvegetation geschlossenen Trophiezustände des Untersee 1967 eher mittel (71%) bis gering (22 %), so lag der Schwerpunkt 1978 deutlich auf Trophiestufe III (hoch) mit 68 % und II (mittel) mit 29 % der untersuchten Seeuferzone. Aufgrund der sinkenden P-Konzentrationen seit 1980 kann heute eine andere Gewässergüte erwartet werden. Die 1993 zum dritten Mal durchgeführte Makrophytenkartierung wird darüber weitere Auskunft geben.

Eine Folge der Eutrophierung war die starke Zunahme von Faldenalgen (vor allem *Cladophora spec.*), die sich als Teppich an die Halme der Röhrichtpflanzen hefteten und diese bei Wellengang unter Wasser drückten (STEINBERG 1977).

### Wasservögel

Zu den am weit verbreitetsten euryöken Vogelarten, die vor allem nach der Eutrophierung des Bodensees stark zunahmten, gehören der Höckerschwan (*Cygnus olor*) und das Bläßhuhn (*Fulica atra*). Der Höckerschwan (ORNITHOLOGISCHE ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSEE 1983, BURKHARD 1992) besiedelte erst nach seiner Einbürgerung durch den Menschen 1917 den Bodensee. Er vermehrte sich stark bis das Nahrungsangebot Grenzen setzte; Bestandseinbrüche gab es nur durch den Krieg und durch genehmigte Abschüsse in den 60er und 70er Jahren. Letztere Maßnahmen zur Bestandslenkung konnten die hohe Anzahl kaum ernsthaft dezimieren. Erst Ende der 70er Jahre war eine selbstregulierte Abnahme der Winterpopulation zu beobachten. Im Sommer

brüteten bei der Erhebung 1980 300 Paare. Ihre Brutplätze liegen zumeist in größeren Schilfgebieten und sind meist Land-, oft aber auch Schwimmnester. Die Nahrung besteht im Sommer vorwiegend aus submersen und emersen Wasserpflanzen.

Das Bläßhuhn, am Bodensee auch "Belch" genannt, ist seit mindestens 200 Jahren in wechselnden Bestandgrößen vertreten (ORNITHOLOGISCHE ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSEE 1983). Nach einem Maximum in den 50er Jahren sank die Winterpopulation bis Mitte der 60er Jahre, erhöhte sich stark bis Anfang der 70er Jahre und fiel dann wieder ab. Bei der Erhebung 1980 wurden ab Mitte März 1800 Brutpaare beobachtet. Ihre Brutplätze liegen ebenfalls im Röhrichtgürtel. Der Allesfresser kann sich dem Nahrungsangebot gut anpassen, bevorzugt submerse Makrophyten und Jungspresse im Frühjahr und Insekten und Mollusken im Winter (OSTENDORP 1993). Bläßhühner können lokal die Schilfgebiete schädigen, wobei bevorzugt bereits lichte randwärts stehende Gebiete abgefressen werden. Hinzu kommt noch die Zerstörung der Halme am Nestplatz.

Eine wichtige Einflußgröße auf die Bestände der Wasservögel ist der Wasserstand : die höchsten Nachwuchsquoten werden in trockenen Jahren mit gleichbleibenden Wasserständen erreicht.

### Uferverbau

Durch den Siedlungsdruck erhöhte sich die Bevölkerungszahl im Landkreis Konstanz um ca. 50 % von 1950 bis 1970 (mdl. Mitteilung Landratsamt Konstanz). Damit einher gingen Zerstörungen von Röhrichtgebieten durch Aufschüttungen und Baumaßnahmen am Seeufer. Davon betroffen waren auch Seebinsenbestände in Moos, Markelfinger Winkel, Allensbach und auf der Reichenau (OSTENDORP 1990b). Heute liegen von insgesamt 104.4 km Uferlänge im Landkreis Konstanz 31.1 % in Naturschutzgebieten, 38.7 % in Landschaftsschutzgebieten, 55 % gehören der Flachwasserschutzzone I und 26 % der Zone II an (REGIONALVERBAND HOCHRHEIN-BODENSEE 1984). Die Flachwasserschutzzone I beinhaltet dabei im allgemeinen intakte Uferabschnitte mit erfüllter Selbstreinigungsfunktion und meist naturnahem Land-Wasser-Übergang. In der Schutzzone II sind die nur noch teilweise naturnah erhaltenden Uferbereiche erfaßt, deren Selbstreinigungsfunktion weitgehend erfüllt und der Land-Wasser-Übergang aber schon anthropogen gestört ist.

Im Untersee sind 27 % , im Überlinger See 42 % der Uferlänge mit Mauern verbaut. Der freie Zugang zum Seeufer (Häfen, Campingsplätze, Bojen, Steganlagen, Strandbäder, Uferwege) ist auf 45 % der Uferlänge möglich.

### Boots- und Schiffsverkehr

Neben dem Verkehr der weißen Flotte (Fähren, Ausflugsschiffe) auf dem Bodensee ist vor allem die stetig angestiegene Zahl von Sportbooten zu erwähnen.

## 3. UNTERSUCHUNG DER NATÜRLICHEN VORKOMMEN

### 3.1 Material und Methoden

#### 3.1.1 Standortauswahl

Von den bekannten Standorten des Landkreises Konstanz wurde der größte Bestand bei Iznang (Bildtafel I), der kleinste in Dingelsdorf (Bildtafel II) und der Bestand bei Allensbach (Bildtafel III) aufgrund ihrer unterschiedlichen Größe und Substratzusammensetzung ausgewählt. Die Zugänglichkeit in Allensbach und Iznang gestaltete sich schwierig, da zum einen die in Naturschutzgebieten gebotene Rücksicht auf andere Pflanzen (ausgedehnte Schilfgebiete) und zum anderen die großflächige Umgebung der Bestände mit dezimeterdicken Schlammschichten das Betreten von der Land- und Wasserseite her beschränkte.

#### 3.1.2 Messung der Wachstumsparameter

##### Morphologische Parameter

Für die Messung der Halmgrößen wurden im April in den leichter zugänglichen landwärtigen Zonen je 15 austreibende Halme pro Bestand mit kleinen Holzstückchen und später mit Klebeband markiert. Während der Vegetationsperiode von April bis Ende Oktober 1993 wurden in ca. 14-tägigem Rhythmus die Halmhöhen der markierten Halme mit einem Meterstab bestimmt. Die Länge wurde von der Sedimentoberfläche bis einschließlich des den Stengel fortsetzenden Tragblattes gemessen und zusätzlich die Höhe des längsten Halmes als maximale Bestandshöhe aufgenommen.

Für das Wachstum der markierten Halme zwischen zwei Untersuchungstagen wurde dann die höchste Rate der 15 Halme in Zentimeter/Tag angegeben.

An den selben Tagen wurde auch der prozentuale Anteil der blütentragenden Halme des Bestandes geschätzt.

---

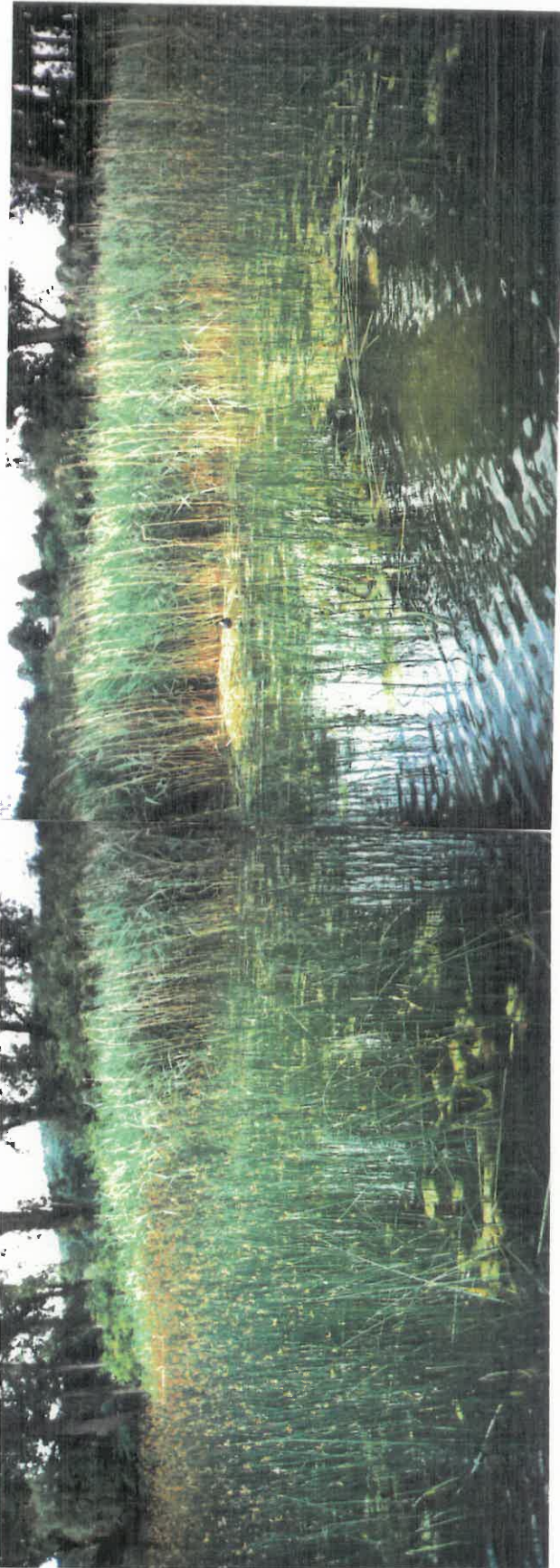
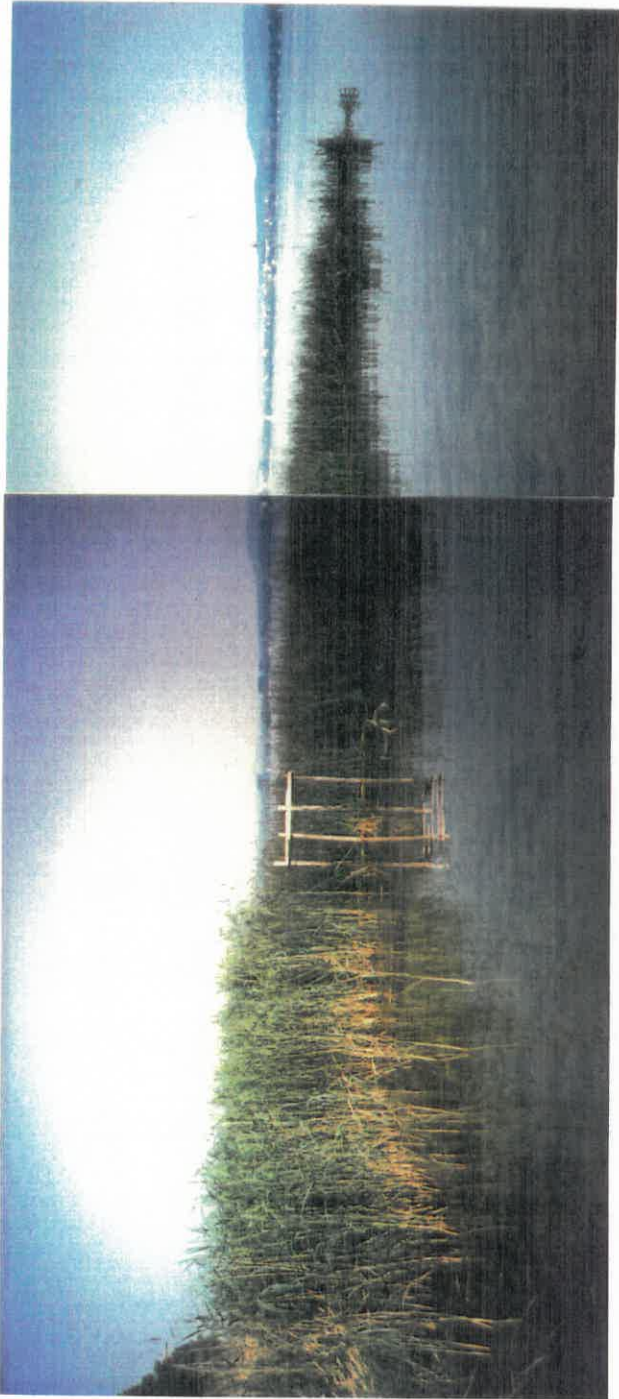
**Bildtafel I** : Natürliches Vorkommen der Seebirse bei Iznang (Untersee) :  
oben : Ansicht von Südosten (8. Juli 1993); unten : Ansicht von Norden (21. Juni 1993)

**Bildtafel II** : Natürliches Vorkommen der Seebirse bei Dingelsdorf (Überlinger See) :  
Ansicht von Nordost : oben (21. Juni 1993); unten : (8. Juli 1993)

**Bildtafel III** : Natürliches Vorkommen der Seebirse bei Allensbach (Untersee) :  
oben : Ansicht von Südosten (4. Mai 1993); unten : Ansicht von Südwesten (8. Juli 1993)

**Bildtafel I**

---



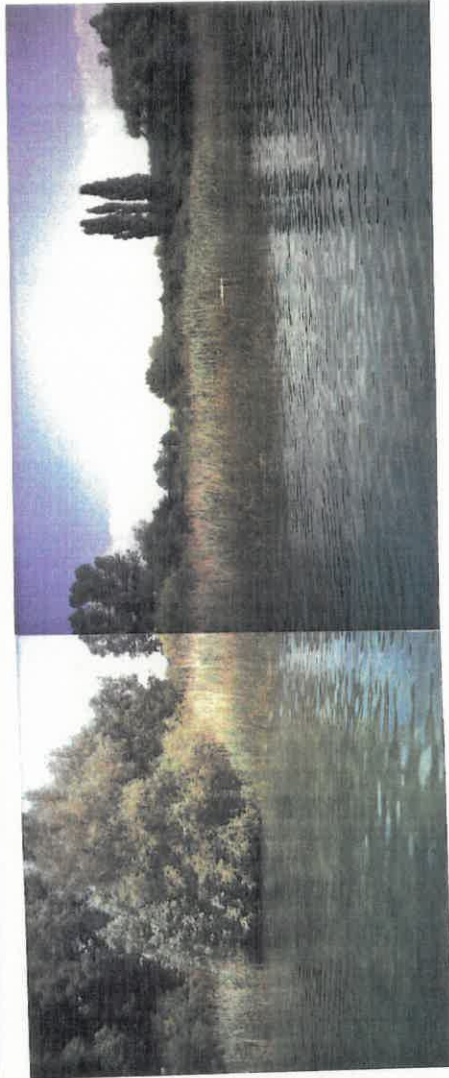
**Bildtafel II**

---



**Bildtafel III**

---



### Halmlebensdauer

Als Halmlebensdauer wurde die Zeit festgelegt, die von der ersten Messung bis zu dem Untersuchungstag vergangen war, an dem kein Wachstum mehr beobachtet werden konnte. Dies war immer mit dem Absterben, d.h. Braunwerden, der Halme verbunden. Für die graphische Darstellung wurde die Lebensdauer über alle 15 Halme gemittelt.

### Halmdichte

Aufgrund der inhomogenen und großflächigen Bestandsstrukturen in Allensbach und Iznang wurden im Frühjahr 1993 Stichproben-Analysen durchgeführt : hierzu wurden an drei optisch deutlich verschiedenartigen Stellen (Tab. 3.1) 8 x 0,25 qm mit Hilfe eines 50 cm x 50 cm großen Holzquadrates ausgezählt. Aufgrund der homogeneren Halmverteilung und der geringen Größe wurden in Dingelsdorf insgesamt 16 Quadrate ausgezählt.

Tab. 3.1 : Probestellen der natürlichen Bestände der Seebirse in Allensbach und Iznang

Probestelle		Halmdichte [H/0,25qm]	Substrat
<b>Allensbach</b>	A1	hoch (24)	Schlamm, Sand
	A2	hoch (27)	Schlamm, Sand
	A3	gering (18)	Sand
<b>Iznang</b>	I1	gering (13)	Schlamm
	I2	gering (17)	Sand
	I3	hoch(25)	Schlamm, Sand

### Wurzeltiefe

Da in Naturschutzgebieten die Entnahme von Pflanzenteilen nicht möglich war, wurde die Wurzeltiefe bei den Sedimentuntersuchungen grob ermittelt. Diese ergab sich durch die maximale Tiefe der angeschnittenen Wurzeln bei der Entnahme der Sedimentkerne.

### Halmhöhe über Wasserstand

An den obengenannten Untersuchungstagen wurde ebenfalls an vorher festgelegten Vermessungspunkten der Wasserstand über dem Sediment gemessen und somit auch die Länge der aus dem Wasser ragenden maximalen Halmhöhen ermittelt.

### 3.1.3 Sedimentuntersuchungen

#### Probenentnahme

Ebenso wie bei der Untersuchung der Halmdichte wurden je drei Stichproben an den oben genannten Stellen entnommen. Dies erfolgte mit einem Sedimentstechrohr (Durchmesser 6 cm, Länge 50 cm), wobei je nach Boden 1 - 3 verschiedene Schichten angeschnitten und getrennt in Plastikdosen (0,5 l) und Petrischalen eingefroren wurden.

#### Korngrößenanalyse

Zunächst wurden die Proben über ein 63 µm Sieb naß vorgesiebt, dann beide Fraktionen getrocknet (24 h bei 70°C), und die Fraktionen > 63 µm in genormten Siebsätzen (1600, 1000, 630, 400, 250, 160, 100, 63 µm) 5 min. lang maschinell in einzelne Korngrößenklassen aufgetrennt. Diese wurden gewogen und ihre Gewichtsanteile berechnet. Von der Fraktion <63 µm wurde 1/2 - 1 Tropfen in einer Plastikkuvette mit 50% Glycerin vermischt und eine Korngrößenanalyse von 0,5 - 60 µm am CIS - Gerät (Computerunterstützte Partikelanalyse Version 4.30, Fa. L.O.T GmbH) durchgeführt. Danach wurden auch diese Fraktion getrocknet, gewogen und die prozentualen Gewichtsanteile bestimmt.

Insgesamt wurden die Korngrößen in vier Größenordnungen angegeben : Ton (<2 µm), Silt (2-63 µm), Sand (63-1600 µm), Kies (>1600 µm)

#### Chemische Untersuchungen

Die chemischen Untersuchungen von partikulärem Stickstoff und Phosphor wurden in den Labors des Instituts für Seenforschung (Langenargen) in Anlehnung an BANOUB (1972) durchgeführt. Die in den Petrischalen eingefrorenen Proben wurden getrocknet (Trockenschrank bei 70°C), gemahlen und ca. 80 mg für einen schwefelsauren Aufschluß eingewogen.

Nach Zugabe von 5 ml destilliertem Wasser, 1 ml konz. Schwefelsäure und 1 ml 0,4 g/l Selendioxid (in Schwefelsäure 1:5) wurden die Sedimente in Kjeldahlkolben aufgeschlossen (6 h bei 140°C) und anschließend in 100 ml - Meßkolben überführt und aufgefüllt.

Für die Bestimmung des partikulären Stickstoffs wurde je ein Aliquot der Überstände wieder in die oben genannten Kolben gegeben, eingeengt (3 h bei 120°C) und mit je 10 ml org. N2- (25 g/l Phenol, 56 g/l Kaliumhydroxid) und org. N3-Lösung (45 g/l Chloramin T, 338 g/l tri-Kaliumphosphat) versetzt. Hiervon wurde ein Aliquot nach der Reaktionszeit (20 min bei 85°C im Wasserbad) kurz zentrifugiert und der Überstand bei 667 nm am Photometer gemessen. Die Ermittlung der N-Konzentrationen erfolgte mit Hilfe von Eichkurven.

Für die Bestimmung des partikulären Phosphors wurde aus dem Aufschluß je ein Aliquot über einen stark sauren Ionenaustauscher geschickt, mit Ammoniak neutralisiert und auf 50ml aufgefüllt. Die P-Konzentration wurde dann photometrisch nach VOGLER gemessen.

### 3.1.4 Analytik des Oberflächenwassers

#### Probenahme

An drei Ausfahrten (21.Juni, 13.August, 27.Oktober 1993) wurden Wassertemperatur, pH - Wert und elektrolytische Leitfähigkeit direkt vor Ort gemessen und Wasserproben des Oberflächenwassers (0.5 l PE-Flaschen) aus der Mitte der Bestände knapp über dem Sediment entnommen. Im Labor wurden Aliquote der Proben über Glasfaser-Rundfilter abfiltriert und bis zur Analyse am nächsten Tag kühl und dunkel aufbewahrt. Von unfiltrierten Aliquoten wurden Sauerstoff-Gehalt, Säurebindungsvermögen und Gesamthärte bestimmt.

#### Vor Ort - Messungen

Die Wassertemperatur und die elektrolytische Leitfähigkeit wurden mit einem auf 20°C temperaturkorrigierten Feldgerät (LF 91, WTW), der pH-Wert potentiometrisch (Feldgerät ph 91, WTW) gemessen.

#### Weitere Bestimmungen und Methoden (nach SCHWOERBEL 1986)

Sauerstoff-Gehalt : Sauerstoff-Sofortgehalt nach WINKLER [DEV u. DIN 38 408-621]

Gesamthärte : Titrimetrisch mit Titriplex B [DEV u. DIN 38 406-E3-3]

Säurebindungsvermögen : Titrimetrisch mit 0.1n Salzsäure

Ammonium : Photometrisch als Indophenol

Nitrat : Photometrische Natriumsalicylatmethode nach SCHERINGA [DIN 38 405-D9]

Nitrit : Photometrisch mit Sulfanilamid [DIN 38 405-D10]

Ortho-Phosphat : Photometrisch nach VOGLER

## 3.2 Ergebnisse

### 3.2.1 Wachstumsparameter

#### Morphologische Parameter

Alle 15 markierten Halme pro Standort entwickelten sich zunächst gut. Das Wachstum verlief an allen Standorten ähnlich (Abb. 3.1, Mitte) : nach langsamem Beginn von April bis Anfang Mai stiegen die maximalen Wachstumsraten auf Werte um 50 mm/Tag im Mai/Juni. Dabei war das Maximum in Dingelsdorf zeitlich verzögert. Diese ersten, im April austreibenden Halme erreichten bald ihre Maxi-

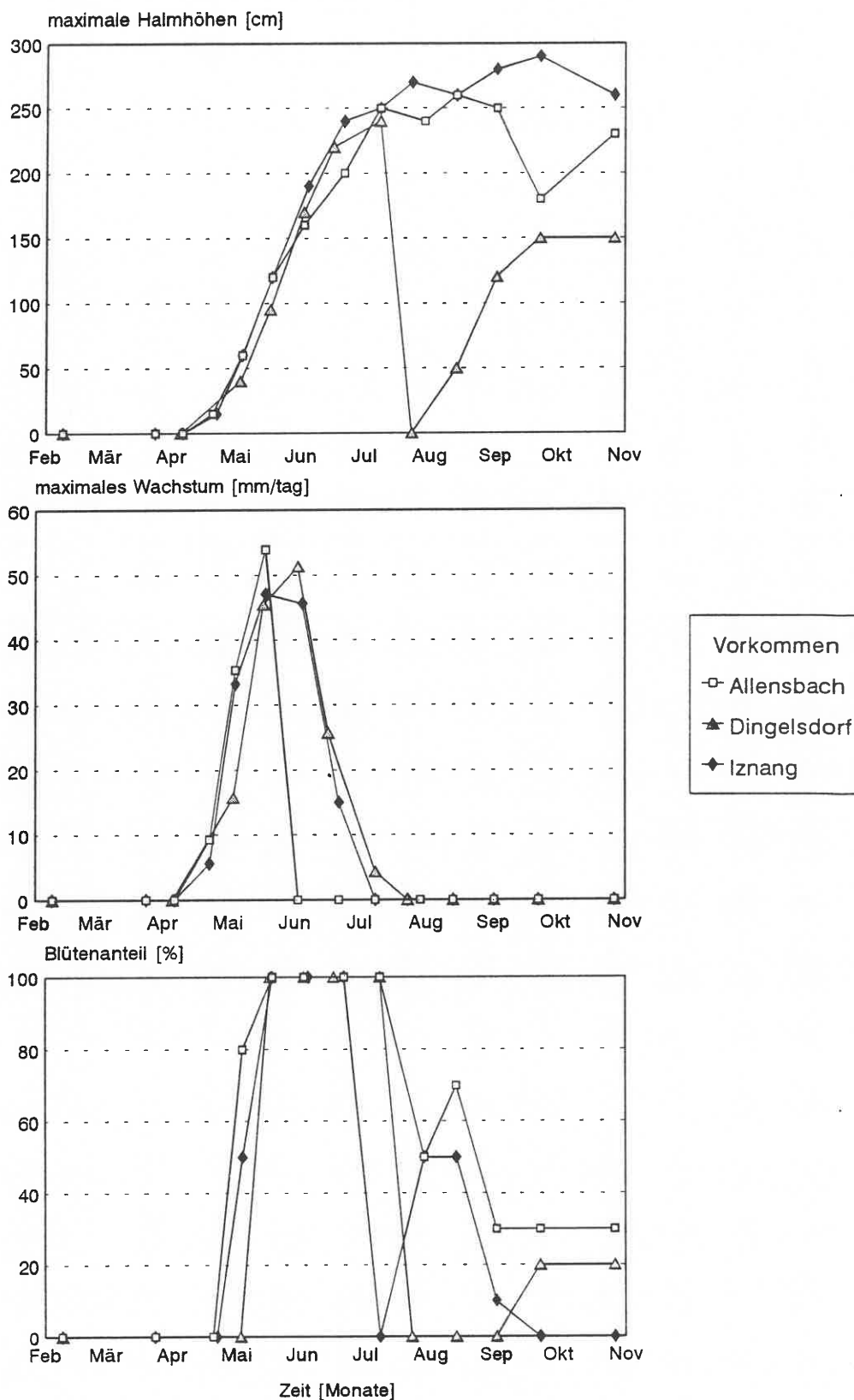


Abb. 3.1 : Morphologische Halmparameter der Seebirse an den natürlichen Standorten : zeitlicher Verlauf der maximalen Bestandshöhen (oben) , des maximalen Wachstums der markierten Halme (mitte) und der geschätzten Blütenanteile (unten)

ma von durchschnittlich 102 cm in Allensbach, 137 cm in Dingelsdorf, 162 cm in Iznang und wurden dann aber vor ihrem natürlichen Absterben von Höckerschwänen abgerissen (2. Juni, Allensbach), durch schweren Hagelschlag (5. Juli, Iznang) geschädigt bzw. durch starken Wellengang bei Hochwasser (25. Juli, Dingelsdorf) geknickt.

Dadurch konnte eine Beobachtung über die gesamte Vegetationsperiode, wie bei den Schilfuntersuchungen bei KRUMSCHEID-PLANKERT (1991) angegeben, nicht durchgeführt werden.

Wie sich zeigte, treibt die Seebirse im Laufe des Jahres mehrfach Halme aus, deren maximale Höhen jeweils ansteigen (Wachstum in Halmserien, vgl. Kap. 2.2.1, S.6). Diese meßbare Wachstumsgröße ist als Bestandshöhe in Abb. 3.1 (oben) zu sehen. Im Zeitraum von Anfang Mai bis Anfang Juli war ein kontinuierlicher Anstieg und dann eine relative Konstanz zu beobachten. Interessant war die Entwicklung des Bestandes in Dingelsdorf nach dem Hochwasser Ende Juli : nach der kompletten Zerstörung trieben neue Halme aus, deren Höhen wiederum bis zu einem konstanten Wert Anfang Oktober anstiegen. Dabei waren sie allerdings durch totale Überflutung (bis Anfang September) gehemmt, d.h. sie benötigten zwei Monate zur Erholung. Bei Iznang ließ sich folgendes beobachten : trotz der Zerstörung der meisten hohen Halme durch den Hagel am 5. Juli war die gesamte Bestandshöhe beim nächsten Untersuchungstag (29. Juli) nicht zurückgegangen.

Die Blütezeit der natürlichen Bestände begann Anfang Mai, was sich auch im sprunghaften Anstieg der geschätzten Blütenanteile widerspiegelt (Abb. 3.1 unten). Auch hier ließ sich die Entwicklung nach den Bestandseinbrüchen deutlich verfolgen : fast alle blütentragenden Halme in Iznang wurden durch den Hagelsturm (5. Juli) abgeknickt oder so geschädigt, daß der Blütenanteil auf Null zurückging. Die überlebenden Halme blieben zunächst ohne Blüten, der Anteil der Blüten stieg aber dann nochmals bis 50 % Ende August. Bis Ende September sank der Anteil wieder, was mit dem Ende der Blütezeit gleichzusetzen ist. Ähnlich verhielten sich die Binsen bei Allensbach nach einem schweren Sturm am 10. August. In Dingelsdorf trieb der Bestand nach dem Hochwasser nur noch wenige neue Blüten aus.

#### Lebensdauer

Durch die oben erläuterten Umwelteinflüsse und die starke Schädigung konnte die Zeit bis zum natürlichen Absterben der markierten Halme nicht ermittelt werden. Nach 32 Lebenstagen (18. Mai) waren in allen Standorten jeweils noch alle 15 Halme vital. Der Beginn der Lebensdauer wurde wie in Kap. 3.1.2 (S. 31) festgelegt, wobei an diesen Tagen die markierten Halme bereits zwischen 5 und 40 cm hoch waren.

#### Halmdichte

Während zwischen den einzeln ausgezählten Quadraten meist hohe Schwankungsbreiten gemessen werden konnten (Kap. 3.3, S. 40 ff), zeigten die durchschnittlichen Halmdichten der Standorte wenig Unterschiede : in Allensbach schwankten die Halmanzahlen je ausgezähltem 0,25

qm-Feld zwischen 11 und 43, im Mittel lagen sie bei 23 (entspricht 91 Halme/m<sup>2</sup>). In Iznang reichten die Halmanzahlen von 6 bis 42, der Durchschnitt lag bei 18, d.h. 73 Halme/m<sup>2</sup>. Die Halmdichten in Dingelsdorf lagen zwischen 6 und 40, der Mittelwert erreichte 18 (d.h. 74 Halme/m<sup>2</sup>), wobei bei diesen Messungen deutlich höhere Standardabweichungen beobachtet wurden.

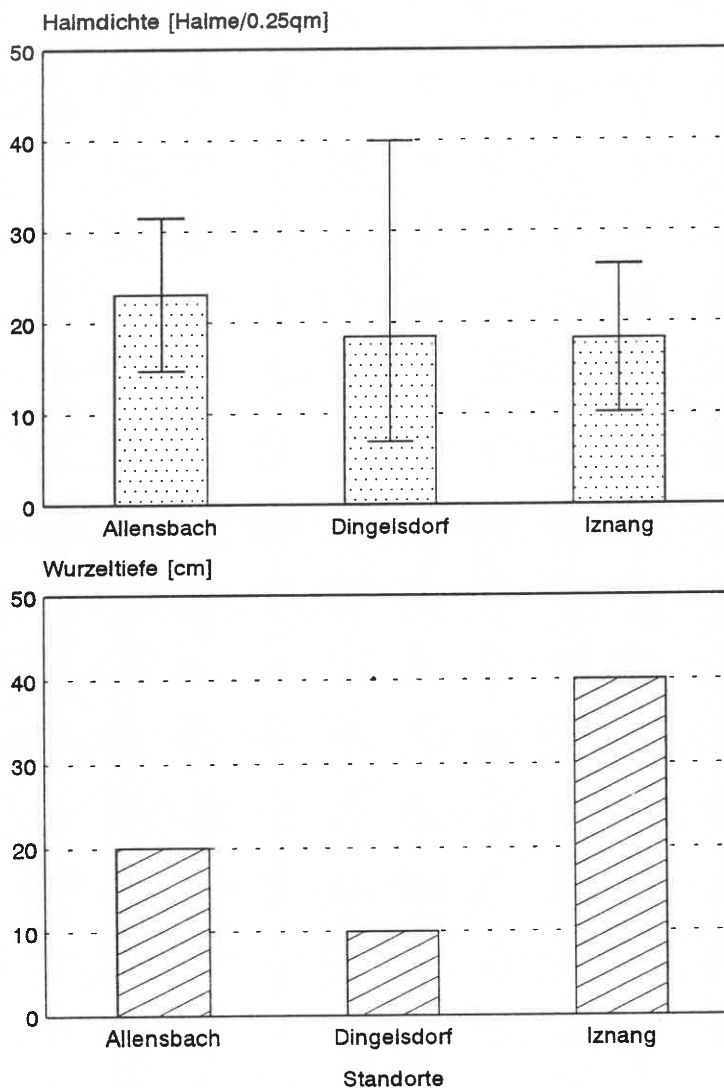


Abb. 3.2 : Halmdichten (oben) und Wurzeltiefen (unten) der Seebirse an den natürlichen Vorkommen

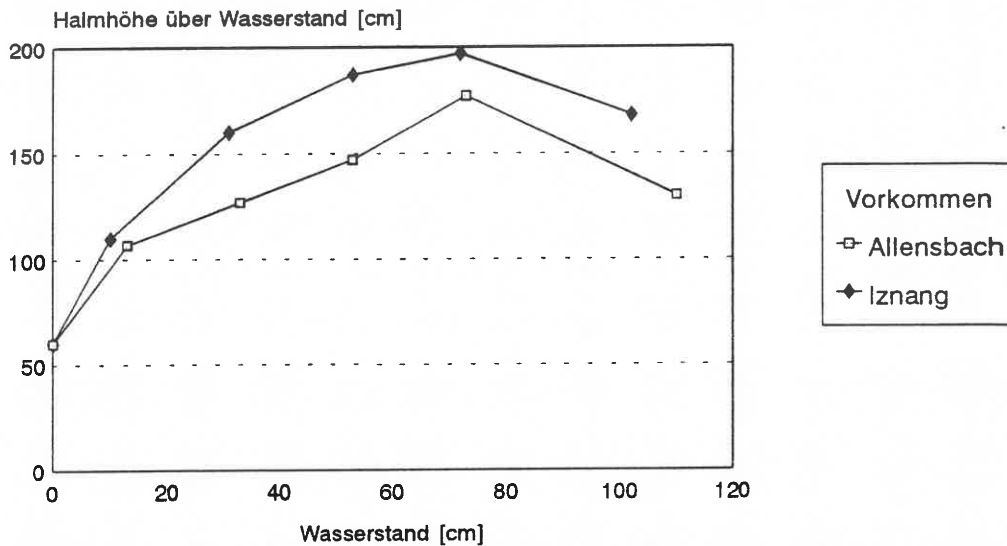
#### Wurzeltiefe

Die Wurzeltiefen der natürlichen Bestände waren deutlich unterschiedlich (Abb. 3.2 unten) : sie reichten von 10 cm in Dingelsdorf über 20 cm in Allensbach bis 40 cm in Iznang.

#### Halmhöhe über Wasserstand

Um eine eventuelle Abhängigkeit der Bestandshöhe vom Wasserstand zu erkennen, wurde die maximale Halmhöhe über dem Wasserstand (HHüW) gegen denselben aufgetragen (Abb. 3.3).

Dabei ergab sich, daß an vorher festgelegten Vermessungspunkten in Iznang und Allensbach der Bestand bereits eine Höhe von ca. 60 cm erreicht hatte, als der Wasserstand zu steigen begann (4. Mai). Es schloß sich jeweils eine Zunahme der maximalen Bestandshöhe parallel zum Wasserstand an, die am 8. Juli mit 197 cm (Iznang) bzw. 177 cm (Allensbach) ihren Höhepunkt erreichte. Bei weiter steigendem Pegel, aber gleichbleibender absoluter Bestandshöhe, sank die Halmhöhe über Wasser stand wieder (29. Juli). Diese Messungen waren in Dingelsdorf nicht möglich, da der Bestand zwischen Juli und August nur insgesamt 36 Tage überflutet war.



**Abb. 3.3 :** Abhängigkeit der Halmhöhen über Wasserstand der Seebinse vom aktuellen Wasserstand an folgenden Untersuchungstagen : 4. und 18. Mai, 4. und 21. Juni, 8. und 29. Juli

### 3.2.2 Sedimentuntersuchungen

#### Korngrößenanalyse

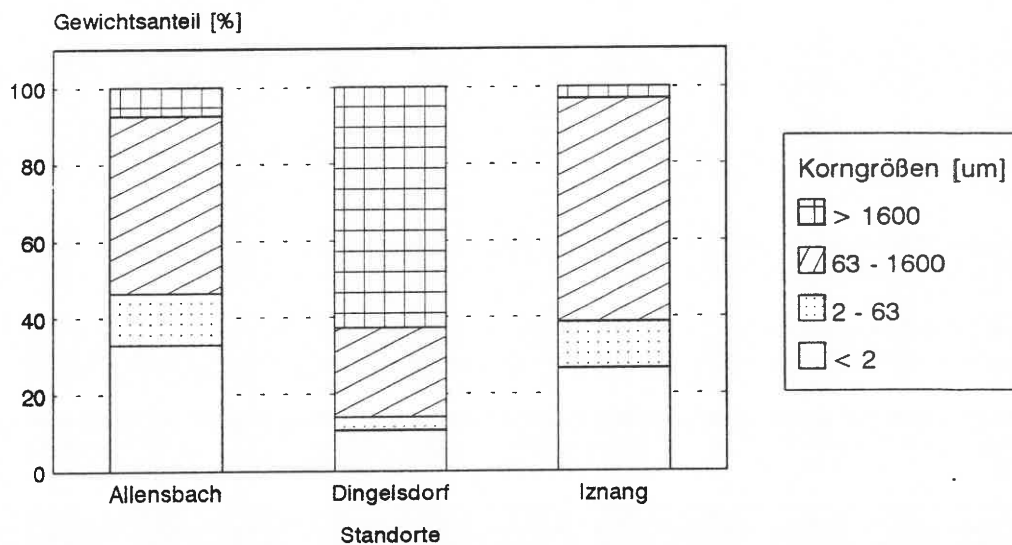
Die bereits optisch verschiedenartigen Probestellen (A1, A2, A3, I1, I2, I3) unterschieden sich in ihrer Korngrößenzusammensetzung, aber auch in deren Tiefenverteilung deutlich.

Abb.3.4 zeigt die durchschnittliche Verteilung der Korngrößen über alle Probestellen und Tiefen (Die Einzeluntersuchungen sind im Anhang dargestellt : Abb. A.1 - A.3). Insgesamt waren bei fast allen Messungen große Streuungen der Werte zu beobachten.

Die Kies-Fractionen (>1600 µm) waren meist in den oberen Zentimetern zu finden und schwankten zwischen 0 - 11 % in Allensbach, 48 - 80 % in Dingelsdorf und 0 - 7 % in Iznang.

Der Sand-Anteil (63 - 1600 µm) stieg in Iznang und Dingelsdorf mit der Sedimenttiefe an (Iznang : 23 - 93 %, Dingelsdorf : 10 - 30 %), während er in Allensbach an den Stellen Allensbach 1 und Allensbach 2 abnahm (8 - 91 %).

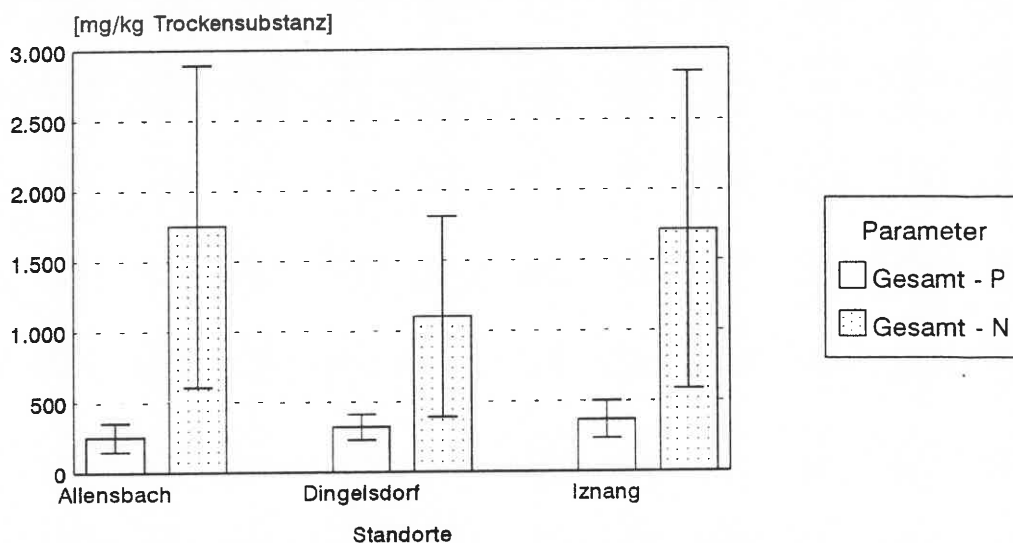
Die Gewichtsanteile der Fraktionen <math><63 \mu\text{m}</math> (Ton, Silt) wiesen an den einzelnen Standorten starke Streuungen auf. Die Durchschnittswerte lagen bei Allensbach (8 - 91 %) und Iznang (6 - 76 %) deutlich höher als bei Dingelsdorf (2 - 28 %). Insgesamt überwogen in Dingelsdorf die größeren und in Allensbach und Iznang die kleineren Korngrößen.



**Abb. 3.4 :** Substratzusammensetzung an den natürlichen Standorte der Seebinse, gemittelt über alle Tiefenstufen und Probestellen : Kies (>1600  $\mu\text{m}$ ), Sand (63-1600  $\mu\text{m}$ ), Silt (2-63  $\mu\text{m}$ ), Ton (<2  $\mu\text{m}$ )

### Chemische Untersuchungen

Der Gehalt an partikulärem Phosphor zeigte zwischen den Standorten z.T. deutliche Unterschiede.



**Abb. 3.5 :** Mittelwerte der chemischen Sedimentuntersuchungen an den natürlichen Standorten der Seebinse, gemittelt über alle Tiefenstufen (0 - 50 cm) und Probestellen

Er schwankte in Allensbach zwischen 117 und 448 mg/kg, in Dingelsdorf zwischen 232 - 489 mg/kg

und in Iznang zwischen 247 und 644 mg/kg. Abb. 3.5 zeigt die Mittelwerte der Bestände, die Einzelmessungen sind im Anhang aufgeführt (Abb. A.4 - A.6). Diese zeigten an den meisten Probestellen eine Abnahme der P-Konzentration mit der Sedimenttiefe.

Der partikuläre Stickstoff verhielt sich ähnlich. Die Durchschnittswerte bei Allensbach und Iznang waren nahezu gleich, während Dingelsdorf deutlich niedrigere Ergebnisse zeigte. Die Konzentrationen bewegten sich zwischen 294 und 3546 mg/kg (Allensbach), 469 - 2636 mg/kg (Dingelsdorf) und 429 - 3556 mg/kg (Iznang) und sanken meist ebenfalls mit zunehmender Sedimenttiefe.

### 3.2.3. Wasseruntersuchungen

Die chemischen Parameter konnten an den drei Ausfahrten nur in Iznang und Allensbach bestimmt werden, da Dingelsdorf nur am 13. August überflutet war. Die Ergebnisse der Untersuchungen sind in Tabelle 3.2 dargestellt, wobei sich beide Standorte in allen Parametern kaum unterschieden. Die pH-Werte schwankten um 8 (Allensbach) bzw. 8,4 (Iznang), die elektrolytische Leitfähigkeit von 230 bis 326  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Die Gesamthärte lag im Durchschnitt bei 7,1  $^{\circ}\text{dH}$  (weich), das Säurebindungsvermögen SBV bei 1,9 mval/l. Der Sauerstoffgehalt reichte von 8,7 bis 14,6 mg/l, die Sauerstoffsättigung fiel von den sommerlichen Maxima (13. August) von 178 % (Iznang) bzw. 143 % (Allensbach) auf 81 bzw. 90 % Ende Oktober. Die ermittelten Konzentrationen an Stickstoffverbindungen (Nitrat, Nitrit, Ammonium) und gelöstem Ortho-Phosphat waren stets niedrig und lagen unter oder nahe an den Nachweisgrenzen:

Ammonium : 0,01 mg/l

Nitrat : 0,1 mg/l

Nitrit : 1  $\mu\text{g}/\text{l}$

Ortho-Phosphat : 1  $\mu\text{g}/\text{l}$

Tab. 3.2 : Minima und Maxima der chemischen Parameter vom 21. Juni, 13. August und 27. Oktober an den natürlichen Vorkommen der Seebirse in Allensbach und Iznang

Standort	Iznang	Allensbach
Temperatur [ $^{\circ}\text{C}$ ]	8.2 - 21.3	9.8 - 22.5
pH - Wert	7.9 - 8.2	8.0 - 8.9
Leitfähigkeit [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ]	261 - 326	230 - 297
Gesamthärte [ $^{\circ}\text{dH}$ ]	6.5 - 8.5	6.0 - 7.5
SBV [mval/l]	1.6 - 2.4	1.5 - 2.0
Sauerstoff-Gehalt [mg/l]	10.1 - 12.4	8.7 - 14.6
Sauerstoff-Sättigung [%]	90.4 - 143.3	80.6 - 177.7
$\text{NH}_4$ - N [mg/l]	n.n. - 0.08	n.n. - 0.07
$\text{NO}_3$ - N [mg/l]	0.4 - 0.7	0.2 - 0.4
$\text{NO}_2$ - N [ $\mu\text{g}/\text{l}$ ]	3 - 4	2 - 3
$\text{PO}_4$ - P [ $\mu\text{g}/\text{l}$ ]	n.n. - 4	n.n. - 2

### 3.3 Diskussion

Um die Auswirkungen von Umweltfaktoren besser verständlich zu machen, werden im folgenden alle Standorte mit ihren jeweiligen Umwelteinflüssen einzeln beschrieben. Dabei wird das Zusammenwirken aller gemessenen Wachstumsparameter sowie qualitativen Beobachtungen dargestellt und diskutiert. Die Ergebnisse können so leichter zugeordnet und verglichen werden.

#### 3.3.1 Bestandsentwicklungen

##### Allensbach

An diesem Standort war das **Substrat** sehr inhomogen, wobei im Durchschnitt 46 % Sand und 46 % Ton/Silt ermittelt wurden. Die Schwankungsbreite der Werte war jedoch sehr hoch. Bemerkenswert war die Erhöhung des Boden-Niveaus durch das Rhizomgeflecht, das zum umgebenden Sediment durch ca. 10 cm verschieden war (vgl. Kap. 2.2.3, S. 8). Zugleich kam es auch bei der Bestimmung der **chemischen Parameter** zu ähnlich hohen Streuungen. Insgesamt lagen die ermittelten Werte (294 - 3546 mg N/kg, 117 - 448 mg P/kg) im unteren Bereich der für den Untersee aus der Literatur (OSTENDORP 1992a) bekannten Nährstoffgehalte (300 - 45000 mg N/kg, 100 - 2880 mg P/kg).

Der Bestand verhielt sich auch in seiner **Halmdichte** inhomogen, wie die Streuung der Halmzahlen zeigt. Dabei ist eine Abhängigkeit von Korngröße und Nährstoffangebot wahrscheinlich: während an Probestelle 1 (60 % Ton/Silt, 2056 mg N/kg, 204 mg P/kg) und Probestelle 2 (55% Ton/Silt, 2163 mg N/kg, 307 mg P/kg) die Halmdichte mit 95 bzw. 105 Halme/m<sup>2</sup> hoch war, lag sie bei Probestelle 3 (83 % Sand, 668 mg N/kg, 241 mg P/kg) mit 73 Halme/m<sup>2</sup> deutlich niedriger. Es bleibt zu vermuten, daß sich die **Wurzeltiefe** bei intensiveren Untersuchungen ähnlich verhalten würde. Sie betrug bei der Entnahme von Sedimentkernen 20 cm.

Das **Wachstum der Halme** begann zwischen dem 6. und 20. April, wahrscheinlich in der 15. Kalenderwoche. Am 20. April waren aber auch bereits 20 - 30 cm hohe Schilfhalme zu beobachten, die von der Landseite in den sonst reinen Binsenbestand einwuchsen. Der starke Temperaturanstieg um den 20. April und der danach sprunghafte Anstieg des Halmwachstums (3.5 - 5.4 cm/Tag) und des Blütenanteils ließen auf einen temperatur-geregelten Wachstumsbeginn schließen. Ab dem 18. Mai war bereits eine Trennung unterschiedlicher Bereiche durch verschiedene Halmklassen zu erkennen: nur die Halme im Zentrum zeigten höhere **Halmhöhen**, **Blütenanteile** und Halmdichten. In den lichten seewärtigen Bereichen mit weniger hohen Halmen waren drei Schwimmnester (aus Binsen) von Blässhühnern zu beobachten. Am 4. Juni wurden ca. 30 % der Halme des zentralen Abschnittes durch einen Höckerschwan abgefressen, der sein Schwimmnest (nur aus Binsen!) ebenfalls dort anlegte. Es kam jedoch nicht zu einer Brut, so daß im Verlauf der nächsten Monate neue Halme austrieben. Diese hoben sich von den anderen durch geringere

Halmdurchmesser und Blütenanteile ab und erreichten 1.80 m Halmhöhe Anfang September. Zu diesem Zeitpunkt waren bereits 30 % der alten, 2.50 m hohen Halme abgestorben, d.h. braun.

Insgesamt konnten nur wenige der in der Literatur (vgl. Kap. 2.2.1, S. 6) beschriebenen Halmserien beobachtet werden, die zeitlich gestaffelt in Reihen aus Rhizomabschnitten entspringen. Im Gegenteil bildeten sich an den Randbereichen des Bestandes nur vereinzelt Halme aus, deren Rhizom später keine weiteren Halme austrieben. Am letzten Untersuchungstag (27. Oktober) waren alle Halme abgestorben.

Der Standort Allensbach war im Untersuchungsjahr 1993 vom 7. Mai bis 2. Dezember (209 Tage) komplett überflutet bei **maximalen Wassertiefen** von 1.33 - 2.00 m (22. Juli).

### Iznang

Ebenso wie in Allensbach war auch der Standort in Iznang von inhomogenen **Substratverhältnissen** geprägt : die Korngröße 63 - 1000 µm (Sand) charakterisierten den Bestand mit 58 %. Ebenso streuten die Ergebnisse der **chemischen Sedimentanalyse** deutlich, ihre Werte lagen aber mit 417 - 3556 mg N/kg und 247 - 644 mg P/kg auch in den bekannten Nährstoffbereichen.

Die **Halmdichten** verhielten sich in Probestellen 2 und 3 ähnlich wie in Allensbach : ein hoher Anteil von Ton/Silt (52 %) und Nährstoffen (2243 mg N/kg, 369 mg P/kg) bedingt eine hohe Halmdichte (97 Halme/m<sup>2</sup>), ein geringer Anteil an kleinen Korngrößen (16 %) und Nährstoffen (1009 mg N/kg, 331 mg P/kg) eine geringe Halmdichte (67 Halme/m<sup>2</sup>). Nur Probestelle 1 mit hohem 48 % Ton/Silt - Anteil und hohen N- (1756 mg/kg) und P-Gehalten (405 mg/kg) besaß nur eine Dichte von 52 Halmen/m<sup>2</sup>. Dies kann aber durch die Trittbelastung der Probestelle beim Markieren der ausgewählten 15 Halme erklärt werden. Die **Wurzeltiefe** war mit 40 cm relativ hoch, was wahrscheinlich auf die dezimeterdicken Schlammsschichten zurückzuführen war.

Die **Emergenz der Halme** erfolgte ähnlich wie in Allensbach in der 15. Kalenderwoche. Am 22. April waren auch hier bereits 30 cm hohe Schilfhalme im zentralen Bereich im Gegensatz zu den 10 - 15 cm hohen Binsen zu beobachten. Die Jungtriebe durchbrachen dabei das Gestrüpp der langen, braunen letztjährigen Halme, die sich bis ca. 30 - 50 cm über dem Boden auftürmten. Der Wasserstand (2.89 m Pegel Konstanz) reichte bis zur seewärtigen Umgrenzung des großen Feldes und überflutete den Inselbereich bereits komplett. Von dieser Uferlinie aus erstreckte sich ein ca. zwei Meter breiter Streifen entlang des Bestandes, in dem nur wenige Zentimeter hohe Stoppeln und kaum Jungtriebe aber angeschwemmter Spülsaum vorhanden waren. Die seewärtigen Stoppeln waren wahrscheinlich z.T. durch im Winter treibenden Eisschollen entstanden. Gerade in diesem lichten Bereich konnten im Frühjahr Bläßhühner auf Nahrungssuche beobachtet werden, die durch Vertritt oder Abfraß der durchbrechenden Halme zur Verringerung der Halmdichten beitrugen. Zeitgleich wie in Allensbach kam es auch in Iznang nach dem starken Temperaturanstieg Ende April zu einem **Wachstumsschub** (3.3 - 4.7 cm/Tag). Ähnlich wie in Allensbach verlief auch hier die Trennung unterschiedlicher Teilbereiche durch verschiedene Halmklassen (18. Mai) : während sich

an den südöstlichen und südwestlichen landseitigen Begrenzungen (Probestellen 1,3) deutlich höhere Halmdichten, **Halmhöhen** und **Blütenanteile** fanden, waren diese Parameter an dem see-wärtigen Uferstreifen, im zentralen Bereich und in der vorgelagerten Insel herabgesetzt. Hinzu kam der Einfluß eines Höckerschwanes, der im mittleren Abschnitt ca. 2 m um sein Schwimmnest (nur aus Binsen !) alle Halme abfraß. Erst ab dem 5. Juni war der Bestand komplett überflutet, ab dem 21. Juni zeigten sich erste Anzeichen von schwimmenden Fadenalgen in den lichten Bestandsbereichen. Durch den Hagelsturm am 5. Juli wurden alle Halme (2.50 m hoch) abgeknickt oder stark geschädigt. Nach 21 Tagen war dadurch der Anteil der hohen, blütentragenden Halme von 100% auf 50% und nach 57 Tagen auf 10 % zurückgegangen. Ebenso wie in Allensbach trieben auch hier nach dem Bestandseinbruch neue Halme aus, die jedoch meist geringere Halmdurchmesser und keine Blüten besaßen, z.T. aber höher wurden (2.90 m). Dies galt auch für das vom Höckerschwan "abgemähten" Gebiet. Ende September waren 70 %, Ende Oktober 100 % der Halme abgestorben.

Der Standort Iznang war im Untersuchungsjahr 1993 vom 5. Juni bis 13. November (160 Tage) komplett überflutet bei **maximalen Wassertiefen** von 0.95 - 1.89 m.

#### Dingelsdorf

Dieser Standort war durch den hohen Anteil der großen Korngrößen (63 % Kies, 23 % Sand) und durch niedrigere Stickstoff-Gehalte (1102 mg/kg) bestimmt. Trotz der Streuung bei den chemischen Parametern konnten die **Sedimentverhältnisse** aufgrund der geringen Flächenausdehnung eher als homogen bezeichnet werden. Die niedrige N-Konzentrationen ist durch die Lage des Standortes im nährstoffärmeren Überlinger See zu begründen.

Die **Halmdichte** schwankte aber beträchtlich ( $18.4 \text{ Halme/m}^2 \pm 11.5$ ), was an diesem Standort vor allem auf die starke Durchwachsen des Bestandes durch Schilf, Rohrglanzgras und jungen Weidenbüschen zurückgeführt werden kann. Die **Wurzeltiefe** war deutlich herabgesetzt (10 cm). Dies kann durch den hohen Kiesanteil und damit verbundene mechanische Behinderung begründet sein.

Auch hier erfolgte die **Emergenz der Halme** in der 15. Kalenderwoche. Am 3. Mai waren wie an den anderen Standorten bereits doppelt so hohe Schilfhalme zu beobachten. Die jungen Binsentriebe wurden z.T. aber auch von einem Weidenbusch stark beschattet. Der Wasserstand lag zu diesem Zeitpunkt 70 cm unterhalb des Bestandniveaus, war aber im Vergleich mit den langjährig ermittelten Mittelwerten um ca. 40 cm zu niedrig. Gegenüber den anderen Standorten erreichte das **Wachstum** der markierten Halme, ähnlich wie die **Blütenbildung**, sein Maximum um 18 Tage zeitverzögert erst am 4. Juni. Dies kann durch die langsamere Erwärmung von Anfang April bis Mitte Juni des Überlinger Sees (6 - 15 °C) im Vergleich zum Untersee (7 - 18 °C) und dessen Auswirkungen auf das lokale Mikroklima begründet sein (IGKB 1993). Zu beobachten war ebenso eine spätere Abnahme der maximalen Wachstumsraten.

Der Standort war nur zwischen dem 11. Juli und 15. August komplett überflutet (35 Tage). Am 24. Juli bei maximalem Wasserstand (4.42 m Pegel Konstanz) betragen die **maximalen Wassertiefen**

0.55 - 0.74 m. Durch den starken Wind am 12. Juli (46 km/h) und das gleichzeitige Hochwasser wurden alle Pflanzen im Bestand und in der näheren Umgebung unter Wasser gedrückt, wobei die meisten an ihrer Sproßbasis abknickten. Es bleibt deshalb unklar, ob die erreichte **maximale Halmhöhe** (2.40 m) vom 5. Juli noch steigerbar gewesen wäre. Trotz der extremen Bedingungen (hoher Wellengang aufgrund von Windereignissen und Schiffsfährverkehr) trieben neue Halme aus, die meist ohne Blüten blieben, aber schon zwei Monate später ca. 1.00 m Höhe erreichten. Aufgrund der geringen Halmdichte und des Neuaustriebs konnten die in der Literatur beschriebenen Halmserien (vgl. Kap. 2.2.1, S. 6) deutlich beobachtet werden. Insgesamt war die Halmdichte zu diesem späten Zeitpunkt herabgesetzt. Im Gegensatz zu den anderen Standorten waren auch am letzten Untersuchungstag Ende Oktober noch 50 % vitale, d.h. grüne Halme, zu erkennen.

Der Standort in Dingelsdorf kann aufgrund seiner extremen Bedingungen (hoher Anteil an großen Korngrößen, geringe Nährstoffversorgung, zeitverzögerte Luft- und Wassererwärmung, lange Trockenzeiten, starker Wellengang durch Schiffsfährverkehr, sehr starke Unterwanderung und Beschattung mit anderen Konkurrenzpflanzen, geringe Flächenausdehnung) als untypischer Seebinsenbestand angesehen werden. Umso erstaunlicher war deshalb die insgesamt gute Entwicklung im Untersuchungsjahr 1993.

Es war bei den langen Trockenzeiten auch offensichtlich, daß das meist oberirdisch anstehende Wasser nicht vom deutlich niedrigeren Bodensee stammen konnte, sondern als oberirdischer Abfluß einer kleinen Quelle aus dem darüberliegenden Hang herrührte. Da die Fläche des Bestandes nahezu komplett mit diesem Wasser bedeckt war, wurde eine chemische Analyse durchgeführt, um mögliche Ursachen für das gute Wachstum der Seebirse zu untersuchen. Im Gegensatz zu den Vergleichsproben vom Überlinger See waren hier nahezu doppelt so hohe Konzentrationen an Nitrat und Ortho-Phosphat nachweisbar. (2261 mg/m<sup>3</sup> NO<sub>3</sub>, 46 mg/m<sup>3</sup> PO<sub>4</sub>). Ob diese jedoch ausreichten, um das oben erwähnte Phänomen zu erklären, muß noch weiter untersucht werden.

### 3.3.2 Diskussion der Wachstumsparameter (vgl. Kap. 2.2, S. 6 ff)

Die **maximalen Halmhöhen** der Seebirse im Untersuchungsjahr 1993 erreichten 2.40 (Dingelsdorf) bis 2.90 m (Iznang) und liegen somit in dem in der Literatur angegebenen Bereich (0.80 - 4.00 m, ROTHMALER 1976, CHRISTIANSEN 1980, SCHMEIL 1993). Allerdings konnten auch in den anderen natürlichen Vorkommen keine Halme über 3.00 m gemessen werden, so daß davon ausgegangen werden kann, daß die Höhe von 4 m (SCHRÖTER & KIRCHNER 1896/1902, BAUMANN 1911) heute kaum mehr erreicht wird. Auf eine mögliche Abhängigkeit vom Wasserstand wird später eingegangen (Kap. 6.1.2).

Das **Wachstum in Halmserien** (SEIDEL 1955) konnte vor allem in Dingelsdorf deutlich verfolgt werden. In den anderen Standorten war dies aufgrund der schlammigen Substrate, hohen Wasser-

tiefen und der daraus folgenden geringen Sichttiefe nur bedingt möglich. Es kann jedoch nicht bestätigt werden, daß die zeitlich versetzt austreibenden Halme abnehmende Halmhöhen besitzen. Im Gegenteil : sieht man die markierten Halme als erste Halme der Serie an, so erreichten sie nur Höhen von 102 bis 162 cm, während die späteren deutlich über 2.00 m wuchsen.

Als weiterer interessanter morphologischer Parameter ist die **Halmhöhe über Wasserstand** anzusehen. SEIDEL (1955) beschreibt für alle Substrate und Wassertiefen stets konstante Höhen von 1.50 - 1.80 m, wobei jedoch nicht klar ist, ob dies eine charakterisierende Eigenart der Seebirse darstellt. Die Messungen im Untersuchungsjahr 1993 zeigten ebenfalls eine Zunahme der Halmhöhen über Wasserstand mit steigendem Wasserstand bis zu Maxima von 1.77 bzw. 1.97 m. Diese Bestätigung führt zur Hypothese, daß bei langandauernden höheren Wasserständen und konstanter Halmhöhen über Wasserstand die absolute Halmhöhe steigen muß.

Die **Blütenbildung** war in allen Standorten trotz unterschiedlicher Substratverhältnisse nicht unterschiedlich (vgl. SEIDEL 1955) und dauerte von Anfang Mai bis September (Blütenzeit). Sie ist nicht, wie in der Literatur angegeben, nur auf Juni und Juli beschränkt (GARCKE 1972, OBERDORFER 1990, SCHMEIL 1993).

Die **Halmdichten** lagen mit 52 - 105 Halmen/m<sup>2</sup> im Rahmen der von SEIDEL (1955) gemessenen Werte, wobei im Gegensatz zu diesen Untersuchungen im Untersuchungsjahr 1993 eine deutliche Abhängigkeit vom Sediment beobachtet werden konnte.

Ähnlich konnte für die **Wurzeltiefe** eine Abhängigkeit von den Korngrößenverhältnissen beobachtet werden.

### 3.3.3. Diskussion der Umweltfaktoren (vgl. Kap. 2.2.3, S. 8 ff)

#### Abiotische Parameter

Betrachtet man die natürlichen Standorte der Seebirse im Landkreis Konstanz, so können für die Mehrheit (außer Dingelsdorf) schlammiges bis sandiges **Sediment** (Ton-Silt: 2, Silt-Sand: 2 Bestände) beschrieben werden. Dies deckt sich mit den Beobachtungen von SEIDEL (1955), die 65% aller untersuchten Bestände auf diesem Substrat feststellte. Ob das Wachstum der Seebirse jedoch von den kleineren Korngrößen, von den meist damit einhergehenden hohen Nährstoffwerten oder einer Kombination beider bestimmt wird, ist noch zu untersuchen.

Die **maximale Wassertiefe** für die Vorkommen der Seebirse schwankte 1993 zwischen 0.55 (Dingelsdorf) und 2.00 m (Allensbach) und lag damit in den für den Bodensee beschriebenen Bereich (1-2 m, SCHRÖTER & KIRCHNER 1896/1902, BAUMANN 1911). SEIDEL (1955) sieht dagegen die Hauptverbreitung von 0 bis 100 cm (84 % der untersuchten Standorte). Betrachtet man alle Standorte im Untersee (also außer Dingelsdorf), so ergibt sich eine jährliche durchschnittliche Über-

flutungsdauer von 28 Wochen  $\pm$  3 Wochen. Diese ist etwas geringer als der von LANG (1973) veröffentlichten Wert (30 Wochen). Dies ist jedoch nicht überraschend, da der Wasserstand 1993 meist deutlich unterhalb der langjährig ermittelten MNW-Linie lag und somit bei normalen Jahren eine z.T. erheblich höhere Wassertiefe und vor allem Überflutungsdauer erwartet werden kann.

Auch die verschiedenen **meteorologischen Parameter** haben z.T. nicht unerheblichen Einfluß auf die Entwicklung der Seebinsenbestände: hohe Luft- und Wassertemperaturen, vor allem in den Frühjahrsmonaten April und Mai, begünstigten einen schnellen Wachstumsschub. Ob ein niederschlagreiches Frühjahr eher die Pflanzen schädigt, bleibt fraglich, da 1993 bis Juni als Trockenjahr angesehen werden kann. Niederschläge als Hagel können jedoch zu hohen Einbrüchen der Bestände führen (Iznang). Auch starke Windereignisse gehören vor allem bei bereits hohen Wasserständen zu den wichtigen negativen Einflußfaktoren (Dingelsdorf).

#### Biotische Parameter

Die Untersuchungen am Bodensee/Untersee haben gezeigt, daß die Seebirse **Konkurrenzpflanzen** wenig entgegenzusetzen hat. Ähnlich wie in der Literatur erwähnt (ELLENBERG 1986), konnte z.B. das Schilf in den Standorten Iznang und Dingelsdorf deutlich in die Binsenbestände einwandern und diese dort verdrängen. Aber auch andere Pflanzen sind bei optimalen Bedingungen überlegen: in Dingelsdorf z.B. beschatteten Weidenbüsche ca. 1/4 des Bestandes und überall in den seichten landseitigen Bereichen entwickelten sich einjährige Landpflanzen.

Zweiter wichtiger biotischer Faktor sind die **Wasservögel**: Schwäne und Blässhühner (vgl. Kap. 2.4.3, S. 28) bevorzugten bei einem Angebot von Schilf und Binsen in Allensbach und Iznang deutlich letztere. Beide Tiere bauten Schwimmnester ausschließlich aus Binsenhalmen, die z.T. Durchmesser von 1 m und Höhen von 50 cm erreichten. Im Umkreis dieser wurden meist alle Halme knapp an der Wasseroberfläche abgebissen. Insgesamt waren ca. 25 % (Iznang) bis 30 % (Allensbach) der Bestandsflächen betroffen. Zusätzlich schädigten die Vögel die Vorkommen durch Vertritt oder nutzten die jungen Halme als Nahrung. In Zukunft muß diesen Faktoren wohl mehr Aufmerksamkeit geschenkt werden, wenn es nicht gelingt, die Bestandsfläche zu vergrößern.

Einen ebenfalls schädigenden Einfluß hatten die frei schwimmenden **Fadenalgen**. Aus der Literatur (OSTENDORP 1993) ist bekannt, daß selbst in dichten Binsenbeständen (Halmhöhe 2.50m) ca. 18% der gesamten Strahlungsintensität noch den Boden erreichen, im Vergleich zu 1% bei Schilfvorkommen. Dies ist wahrscheinlich der Grund, warum sich auch in den dichten, aber wenig windexponierten Beständen auf der Wasseroberfläche ein bis zu 20 cm dicker Algenteppich bilden kann. Waren die Halme durch Wasservögel abgefressen, so konnten sich die Algen auch dort sehr rasch vermehren und drückten neu austreibende Halme unter Wasser, bis diese unter der Last abknickten.

## 4. EXPERIMENTE IM FREILAND

### 4.1 Material und Methoden

#### 4.1.1 Standortauswahl

Um Aussagen über den Einfluß natürlicher Umweltfaktoren auf die Entwicklung der Seebirse machen zu können, wurden fünf verschiedene Standorte am Bodensee/Untersee mit vorgezogenen Binsen bepflanzt : wichtige Kriterien bei der Auswahl waren dabei neben der freien Zugänglichkeit und naturnahen Ufersituation vor allem die unterschiedliche Substratzusammensetzung (Abb. 4.1).

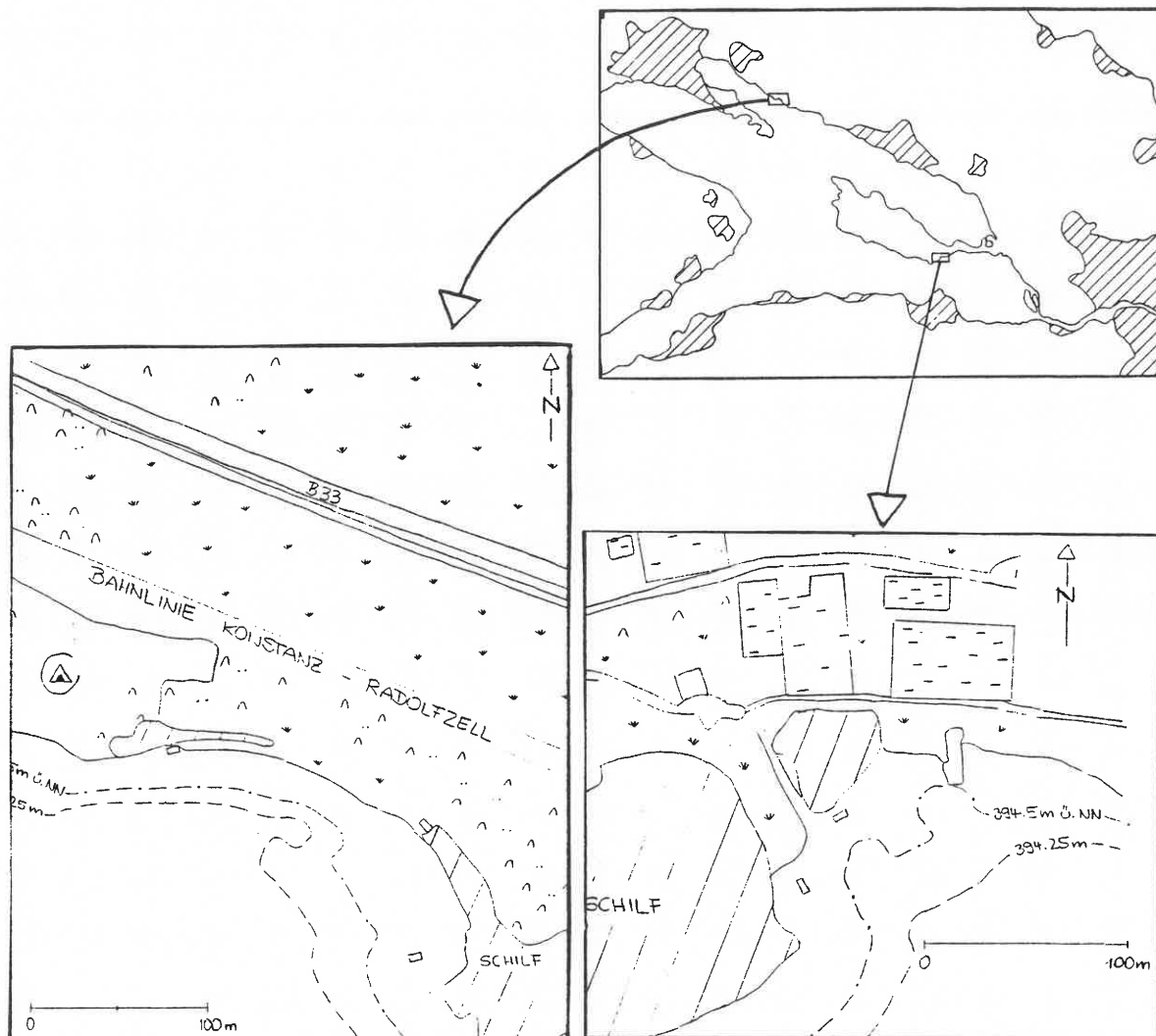


Abb. 4.1 : Standorte der Freilandexperimente im Untersuchungsgebiet (Bodensee/Untersee)

Drei der Standorte befinden sich in einer flachen Bucht zwischen Markelfingen und Allensbach (MI, MII, MIII, Bildtafel IV) und zwei am Südufer der Insel Reichenau (RI, RII, Bildtafel V).

Für die folgenden Beschreibungen der Freilandstandorte wurden Daten dem Bodenseeuferplan (REGIONALVERBAND HOCHRHEIN-BODENSEE 1984) entnommen und Vermessungsergebnisse (Vermessungsbüro Ludin, Radolfzell) freundlicherweise vom Amt für Wasserwirtschaft und Bodenschutz Konstanz (WBA) zur Verfügung gestellt.

### Markelfingen

Alle drei Testflächen (Bildtafel IV) befinden sich in einer kleinen Bucht am Nordufer des Gnadensees in einem Landschaftsschutzgebiet (LSG), rund 1,5 km östlich von Markelfingen. Das Sediment ist bei Fläche I (MI) durch feinkörniges Sand-Silt-Gemisch, bei Fläche II (MII) durch Sand und bei Stelle III (MIII) durch Grobsand-Kies bestimmt. Die Standorte sind ca. 18 m<sup>2</sup> groß. Stelle I ist mit 1.1 % Gefälle zum See zwischen 2.84 - 2.95 m Pegel Konstanz gelegen und komplett von Wasser umgeben. MII (1.3 % Gefälle) liegt auf 2.83 - 2.87 m Pegel Konstanz und ist ebenfalls von Wasser umgeben. Probenfläche III besitzt mit 7.9 % die höchste Neigung, ist auf 2.73 - 2.96 m Pegel Konstanz gelegen und wird landwärts von einem Schilfgebiet begrenzt.

Die Uferzone der Bucht und ca. 100 m östlich davon gehören zur Flachwasserschutzzone I (Naturufer), die beidseitig anschließenden Gebiete zur Zone II. Die nach Südwest offene Bucht ist aufgrund der Hauptwindrichtung deutlich wind- und wellenexponiert, wobei Fläche I eher stark, MII mäßig bis stark und MIII nur gering belastet wird. Die Begleitvegetation ist mit Schilf- und Baumbewuchs natürlich, allerdings sind die Schilfbereiche oft durch private Seezugänge unterbrochen. Der Standort kann durch Trampelpfade von Land und bei niedrigem Wasserstand von den nahen, beidseitig gelegenen Campingsplätzen leicht erreicht werden. Im Sommer wird diese flache Bucht deshalb gerne von Badegästen, Wassersportlern und Privatanlegern genutzt.

### Reichenau

Die beiden Testflächen (Bildtafel V) befinden sich im Landschaftsschutzgebiet in einer kleinen Bucht am Nordufer des Ermatinger Beckens auf der Insel Reichenau (Im Streichen). Das Sediment ist oberflächlich durch Sand und Detritus (Probenstelle RI), bzw. durch Kiesauflage (RII) bestimmt. Die Standorte sind je 18 m<sup>2</sup> groß und liegen zwischen 2.97 - 3.05 m (RI) bzw. 2.78 - 2.91 m Pegel Konstanz (RII). RI ist dabei sehr flach (0.2 % Gefälle) und nur von Wasser umgeben. RII besitzt eine höhere Neigung (4.1 %) und grenzt landseitig an ein größeres Schilfgebiet.

---

**Bildtafel IV** : Ansicht der Bucht bei Markelfingen zu Versuchsbeginn (9. Februar 1993) : Aufbau der Flächenumzäunungen und Anpflanzung der vorgezogenen Binsen durch das WBA Konstanz

**Bildtafel V** : Ansicht der Bucht auf der Insel Reichenau zu Versuchsbeginn :  
oben : aus südöstlicher Richtung (9. Februar 1993); unten : aus südwestlicher Richtung (20. März 1993) mit den Probestellen RI (rechts) und RII (links) vor den natürlichen und z.T. geschützten Schilfgebieten

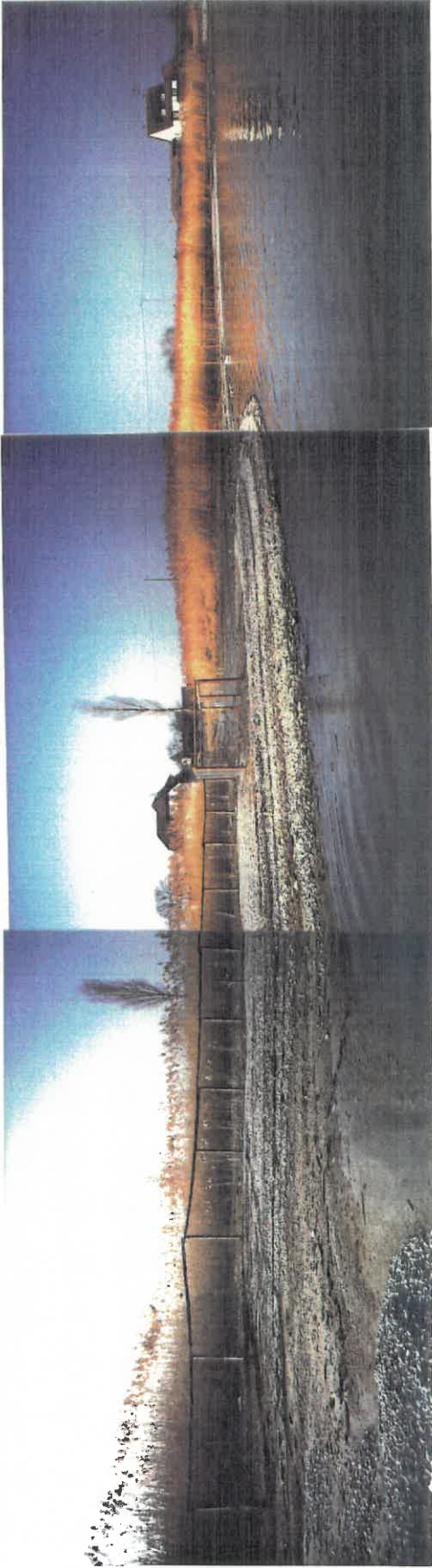
# Bildtafel IV

---



Bildtafel V

---



Die Uferzone 500 m beidseitig der Bucht gehört zur Flachwasserschutzzone I (Naturufer) und ist durch die südöstliche Ausrichtung und Windschutz durch den westlich gelegenen Schilfbereich nur gering bis mäßig wind- und wellenexponiert. Die Begleitvegetation ist mit breiten, z.T. angepflanzten bzw. geschützten Schilfvorkommen und kleinem Gehölzsaum standortgerecht, wobei jedoch einige private Bootsanlegestellen das nähere Umfeld bestimmen. Ein breiter privater Zugang in der Mitte der Bucht prägt das Bild und wird von den Anliegern vor allem im Sommer häufig genutzt (Ruderboote).

Alle angepflanzten Binsen wurden mit einem 1,80 m hohen Drahtgitter vom Amt für Wasserwirtschaft und Bodenschutz Konstanz großräumig eingezäunt .

#### **4.1.2 Versuchsaufbau**

Pro Standort wurden je neun gekaufte zweijährige Binsen vorbereitet (Gärtnerei M. van Waveren & Zonen GmbH, Nettetal). Die Pflanzen, die in 10 I-PE-Töpfen herangezogen waren, wurden mit einem Wasserstrahl vom Substrat befreit, gewogen, die Halmanzahl bestimmt und bis zur Auspflanzung mit einer Plane vor Frost geschützt.

Die Anpflanzung im Februar 1993 an allen eingezäunten Standorten erfolgte auf gleichem Niveau (2.89 m  $\pm$  0,009 Pegel Konstanz) in je zwei Reihen parallel zur Uferlinie etwas über dem winterlichen Niedrig-Wasserstand , wobei ca. 40 - 50 cm Abstand zwischen den Pflanzen eingehalten wurde (Bildtafel VI oben).

#### **4.1.3 Messung der Wachstumsparameter**

Folgende Bestimmungen erfolgten analog zu Abschnitt 3.1.2 (S. 30 ff):

- Morphologische Parameter
- Halmlebensdauer
- Halmhöhe über Wasserstand

Da die Versuchspflanzen in ihrer Entwicklung möglichst ungestört verfolgt werden sollten, wurden die untenstehenden Parameter erst nach der Ernte der eingesetzten Binsen im November gemessen; die Pflanzen wurden dazu mit Spaten vorsichtig herausgenommen, wieder vom Substrat gereinigt und gewogen.

Leider konnte das Untersuchungsprogramm nicht komplett durchgeführt werden, da die Entnahme aufgrund des langanhaltenden Hochwassers erst zu diesem späten Zeitpunkt erfolgen konnte. Die morphologischen Messungen an den Halmen waren nicht mehr möglich, da diese bereits abgestorben waren.

### Halmanzahl / Pflanze

Die Halmanzahl pro eingesetzter Pflanze wurde sowohl vor, als auch nach der Vegetationsperiode bestimmt und für die graphische Darstellung die berechneten Mittelwerte je Standort angegeben.

### Wurzeltiefe

Bei der Entnahme der Pflanzen konnte die durchschnittliche Wurzeltiefe pro Bestand gemessen werden.

### Zunahme der Biomasse

Aufgrund der Bestimmung des Frischgewichtes (Halme und Rhizom) vor und nach der Vegetationsperiode konnte die Zunahme der Biomasse ermittelt werden.

## 4.1.4 Sedimentuntersuchungen

Die Durchführung dieser Analysen erfolgte wie in Kapitel 3.1.3 (S. 32) angegeben. Hier wurde jedoch aufgrund der kleinflächigen Standorte nur jeweils eine Probe entnommen.

## 4.1.5 Analytik des Oberflächenwassers

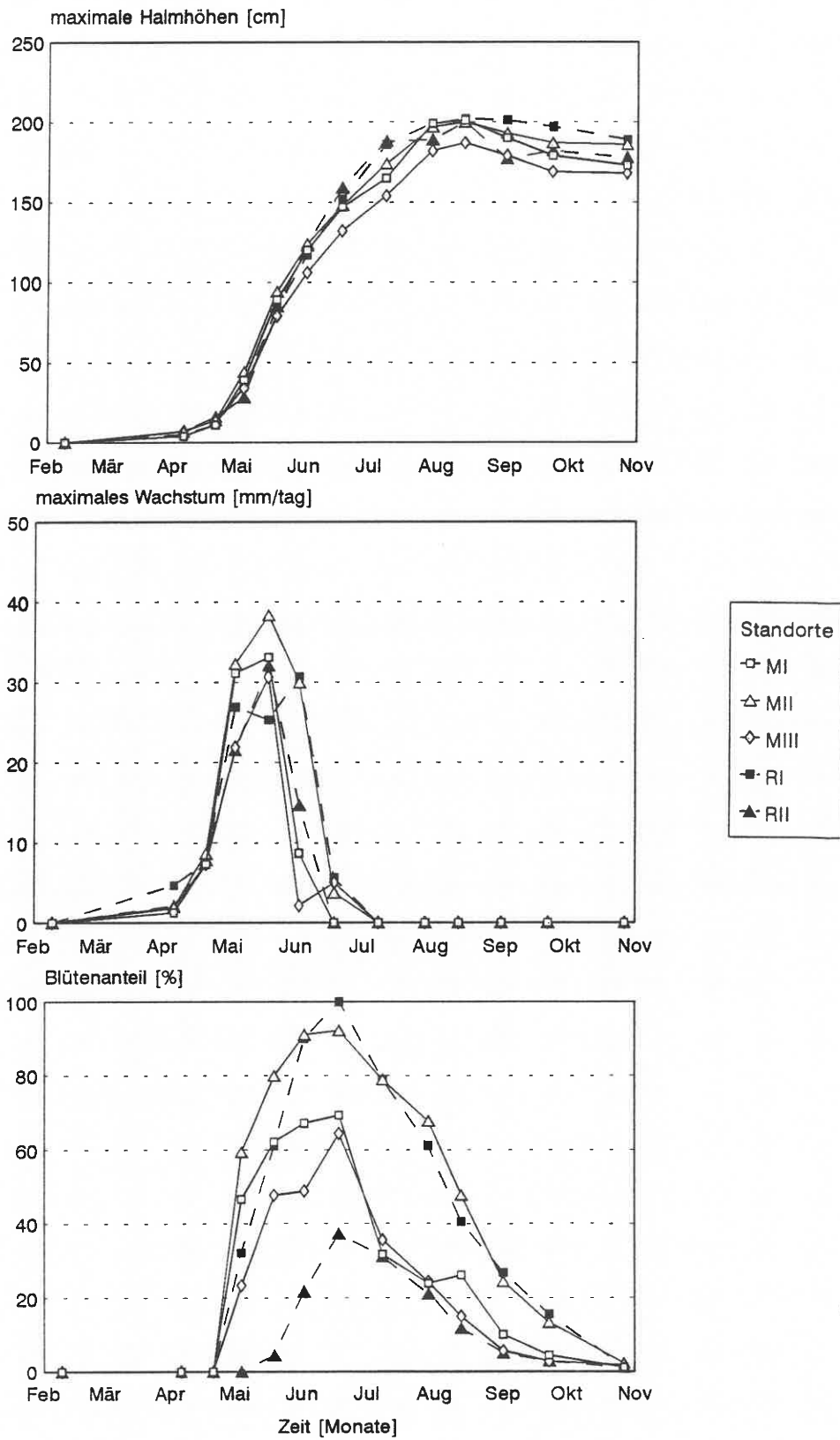
Die Probennahmen (19. Juni, 13. August, 27. Oktober 1993) und Analysen wurden wie in Kap. 3.1.4 (S. 33) durchgeführt.

## 4.2 Ergebnisse

### 4.2.1 Wachstumsparameter

#### Morphologische Parameter

Alle markierten Halme entwickelten sich gut und erreichten ihre maximalen Höhen von 96 cm (MI), 99 cm (MII), 89 cm (MIII), 118 cm (RI) und 115 cm (RII) Anfang Juni. Das Wachstum der markierten Halme war bis Anfang April gering. Nach dem starken Anstieg der Lufttemperatur vom 18. April zum 21. April von 15 °C auf 25,2 °C erhöhten sich die Wachstumsraten jedoch deutlich (Abb. 4.2, Mitte).



**Abb. 4.2 :** Morphologische Halmparameter der Freiland-Experimente : zeitlicher Verlauf der maximalen Bestandshöhen (oben), des maximalen Wachstums der markierten Halme (Mitte) und der geschätzten Blütenanteile (unten)

Die Maxima wurden am 4. Mai (MI), am 19. Mai (MII, MIII, RII) bzw. am 2. Juni (RI) erreicht und lagen bei 24 (RI) und 38 mm/Tag (MII).

Ebenso wie bei den natürlichen Beständen zeigte sich das Wachstum der Pflanzen in Halmserien (vgl. Kap. 3.2.1, S 35). Deshalb wurden auch hier die maximalen Bestandshöhen als Wachstumsparameter beobachtet (Abb. 4.2 oben) : nach dem Wachstumsschub Ende April begann ein kontinuierlicher Anstieg bis zu einem Maximum von ca. 200 cm Anfang August. Die im Spätsommer herangewachsenen Halme erreichten ab August/September nicht mehr diese Längen, so daß die Bestandshöhen leicht zurückgingen (Bildtafel VI mitte, unten).

Die Blütezeit begann Anfang Mai und konnte durch den Anstieg der geschätzten Blütenanteile verfolgt werden (Abb. 4.2. unten). Das Maximum Anfang Juli fiel unterschiedlich aus : RI und MII erreichten 100 bzw. 92 %, während sich in MI und MIII zwischen 64 und 69% und in RII weniger als 40 % Blüten zeigten. Der Blütenanteil fiel dann bis Ende Oktober bei allen Standorten kontinuierlich ab.

#### Halmlebensdauer

Die Lebensdauer der markierten Halme von der ersten Messung bis zu ihrem natürlichen Absterben schwankte zwischen 107 (RII) und 122 Tagen (RI), wobei sich die verschiedenen Standorte nicht signifikant unterschieden (Abb. 4.3). Es muß dabei berücksichtigt werden, daß zu Beginn der Zählung (6. April) die Halme bereits 1 bis 12 cm hoch waren.

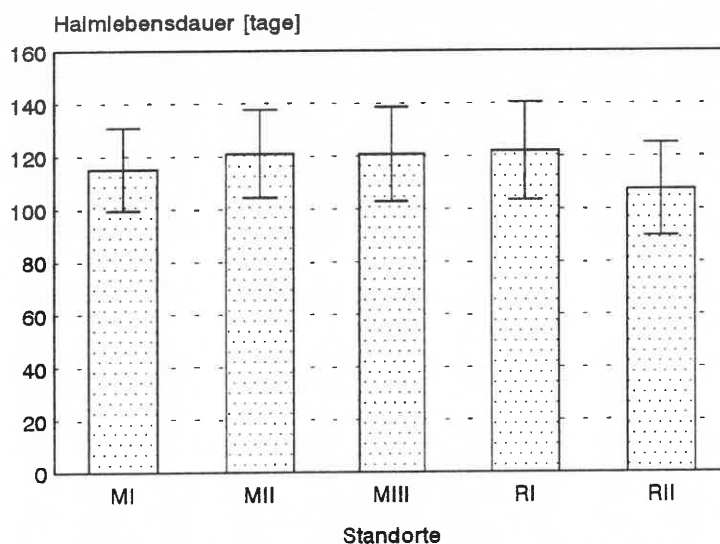


Abb. 4.3 : Halmlebensdauer der Freilandstandorte gemittelt über alle 15 markierten Halme

#### Bildtafel VI : Entwicklung der angepflanzten Binsen im Freiland :

oben : Ansicht zu Versuchsbeginn der Probenfläche MI (9. Februar 1993) bei 2.80 m Pegel Konstanz

mitte : Ansicht des guten Standortes MI im Hochsommer (13. August 1993) bei 3.97 m Pegel KN

unten : Vergleich mit dem schlechten Standort RII (13. August 1993)

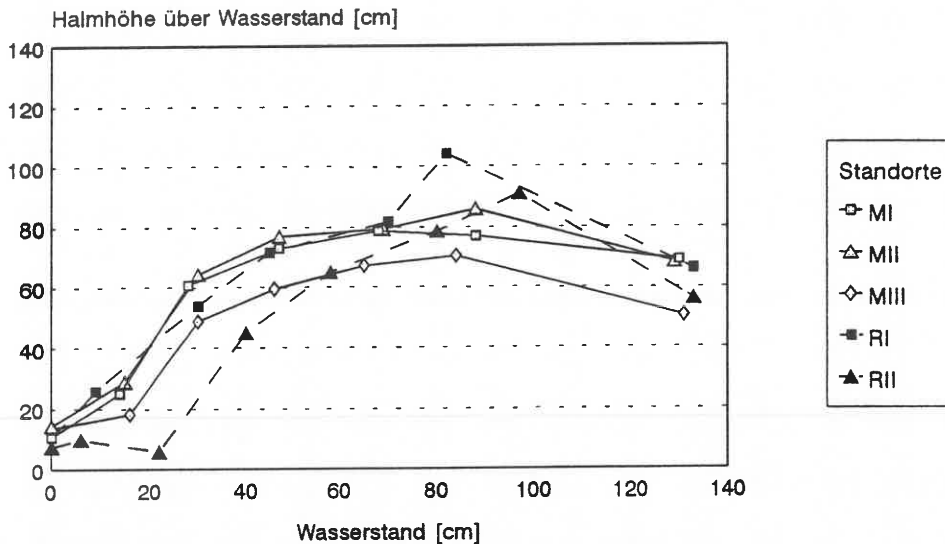
# Bildtafel VI

---



### Halmhöhe über Wasserstand

Ähnlich wie in Kap. 3.2.1 (S. 36 ff) beschrieben, wurden hier die maximalen Bestandshöhen über dem Wasserstand gegen denselben aufgetragen (Abb. 4.4). Bei Beginn der Überflutung betrug die Halmhöhen bereits durchschnittlich 11,3 cm (21. April), wobei RII aufgrund seiner etwas niedrigeren Höhenlage bereits am 6. April bei nur 7,4 cm Halmhöhe überschwemmt wurde.

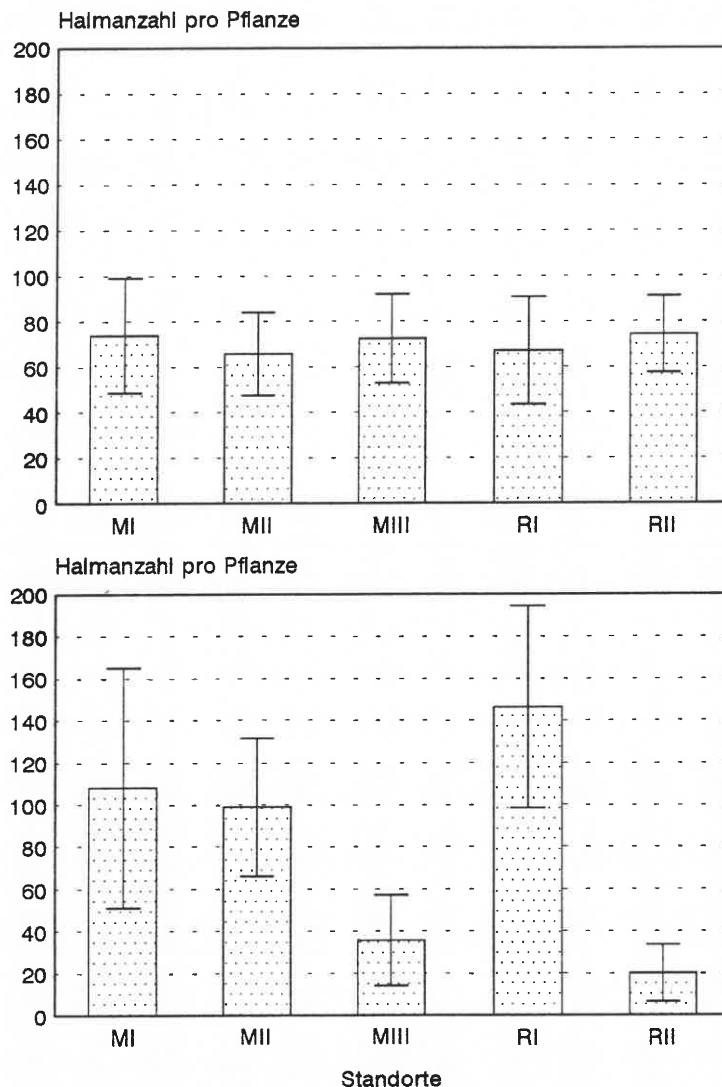


**Abb. 4.4** : Abhängigkeit der Bestandshöhen über Wasserstand der Freilandexperimente vom aktuellen Wasserstand an folgenden Untersuchungstagen : 21. April, 4. Mai, 19. Mai, 2. Juni, 18. Juni, 8. Juli, 29. Juli

An allen Standorten ließ sich danach mit steigendem Pegel auch eine Zunahme der Bestandshöhe beobachten. Am 8. Juli wurde bei einem durchschnittlichen Wasserstand von 88 cm das Maximum der Halmhöhen über Wasserstand mit ca. 86 cm erreicht, das bei weiter zunehmendem Pegel wieder zurückging.

### Halmanzahl/Pflanze

Die Halmanzahl jeder eingesetzten Pflanze wurde zunächst vor Versuchsbeginn (8. Februar) bestimmt und die gemittelten Werte pro Standort dargestellt (Abb. 4.5 oben). Die durchschnittlichen Halmanzahlen zeigten keine deutlichen Unterschiede, der Mittelwert schwankte zwischen 66 und 74 Halme pro Pflanze. Nach Abschluß der Vegetationsperiode zeigte sich ein anderes Bild (Abb. 4.5 unten). In MII war die Anzahl auf 99, in MI auf 108 und in RI sogar auf 146 Halmen angestiegen. Im Gegensatz dazu sank sie in den Standorten MIII und RII deutlich auf 36 bzw. 20 Halme pro Pflanze.



**Abb. 4.5** : Halmanzahl der Freilandstandorte gemittelt über alle eingesetzten Pflanzen vor (oben) und nach der Vegetationsperiode (unten)

#### Zunahme der Biomasse

Alle eingesetzten Pflanzen pro Standort wogen bei Versuchsbeginn zwischen 602 und 844 g (Halme und Rhizom) und waren nicht signifikant unterschiedlich (Abb. 4.6 oben). Nach dem Abschluß der Vegetationsperiode zeigte sich ein Zuwachs der Biomasse besonders in MI (332 %), MII (359 %) und RI (624 %). Im Gegensatz dazu blieben MIII und RII mit 86 % bzw. 35 % deutlich unter 100 % (Abb. 4.6 unten).

#### Wurzeltiefe

Auch bei der maximalen Wurzeltiefe unterschieden sich die Standorte : während RII und MI mit 10 bzw. 15 cm deutlich geringere Wurzellängen ausbildeten, erreichten alle anderen mindestens 20 cm (Abb. 4.7).

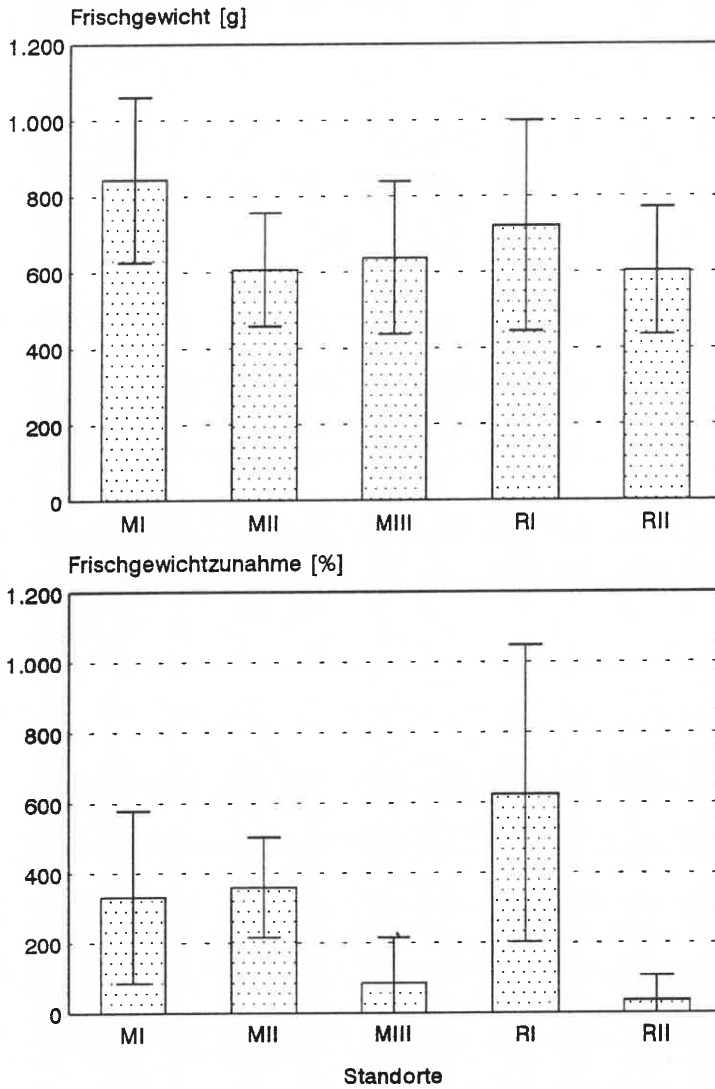


Abb. 4.6 : Gemittelte Frischgewichte (Halme und Rhizom) der eingesetzten Pflanzen aller Freilandstandorte (oben) und Zunahme der Biomasse nach der Vegetationsperiode in Prozent (unten)

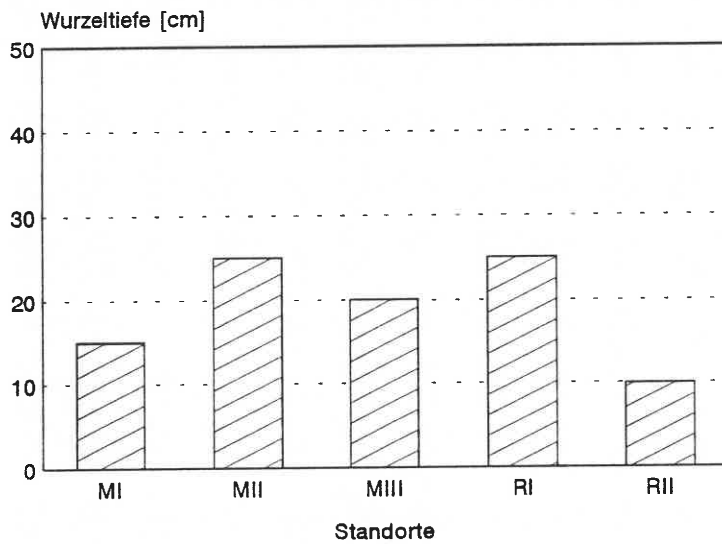


Abb. 4.7 : Wurzeltiefen der Freilandstandorte

## 4.2.2 Sedimentuntersuchungen

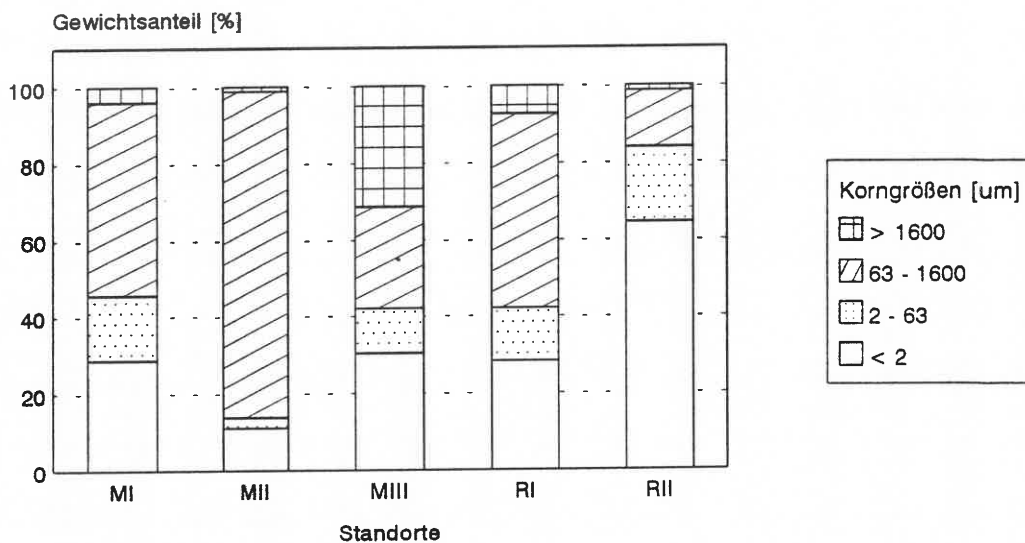
### Korngrößenanalyse

Die entnommenen Sedimentkerne waren in MI und MII homogen, während sich an den anderen Standorten zwei (MIII,RII) bzw. drei (RI) Schichten unterscheiden ließen. Abb.4.8. zeigt die durchschnittliche Verteilung der Korngrößen von allen Probestellen und gegebenenfalls Tiefen. (Die Einzelergebnisse sind im Anhang dargestellt; Abb. A.7 - A.8)

Die Kies-Fractionen ( $> 1600 \mu\text{m}$ ) waren, soweit vorhanden, in den oberen Schichten konzentriert. Vor allem in MIII waren diese überdurchschnittlich vorhanden (31 %), sonst schwankte der Prozentanteil zwischen 1 und 7 %.

Der Sand-Anteil ( $63 - 1600 \mu\text{m}$ ) war für MII (85 %), MI (68 %) und RI (51 %) charakterisierend.

Die Fraktionen  $< 63 \mu\text{m}$  (Ton,Silt) bestimmten Standort RII (84 %), während sie bei den anderen zwischen 14 und 46 % lagen.



**Abb. 4.8** : Substratzusammensetzung der Freilandstandorte gemittelt über alle Tiefen (0 - 50 cm) : Kies ( $> 1600 \mu\text{m}$ ), Sand ( $63 - 1600 \mu\text{m}$ ), Silt ( $2 - 63 \mu\text{m}$ ), Ton ( $> 2 \mu\text{m}$ )

### Chemische Untersuchungen

Die errechneten Mittelwerte der Parameter pro Standort werden in Abb. 4.9. dargestellt (Die Werte der Einzelmessungen befinden sich im Anhang, Abb. A.9 - A.10). Die Konzentration an partikulärem Phosphor schwankte an allen Standorten zwischen 214 und 412 mg/kg. Die Werte der einzelnen Standorte waren nicht signifikant unterschiedlich.

Der Gehalt an partikulärem Stickstoff schwankte beträchtlich zwischen 828 (MI) und 2153 mg/kg (RI), wobei die Standorte auf der Reichenau deutlich höhere Werte anzeigten.

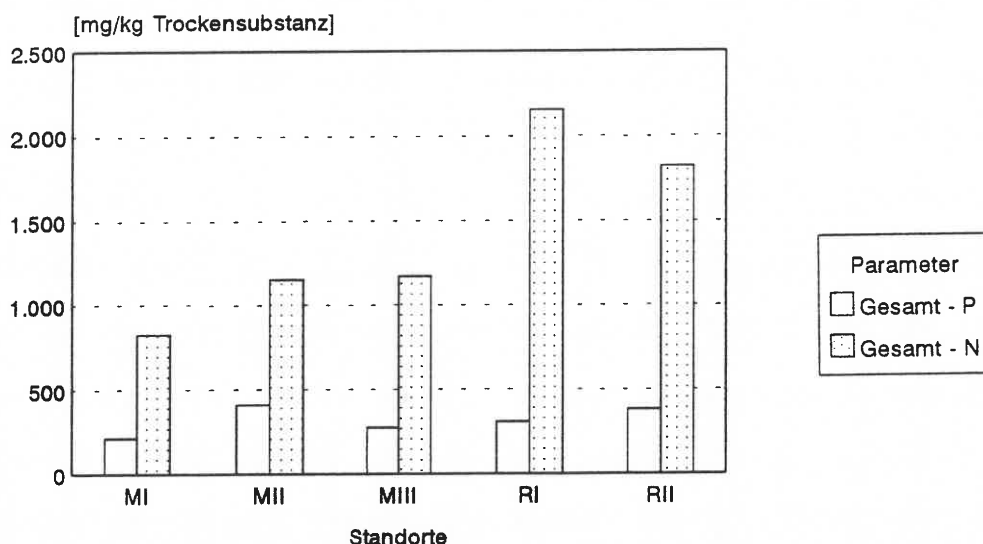


Abb. 4.9 : Mittelwerte der chemischen Nährstoffparameter der Sedimente gemittelt über alle Tiefenstufen (0 - 50 cm)

#### 4.2.3 Wasseruntersuchung

Die Minima und Maxima der chemischen Parameter sind aus Tabelle 4.1 ersichtlich. Die einzelnen Standorte unterschieden sich kaum.

Die pH - Werte schwankten um 8,3, die elektrolytische Leitfähigkeit zwischen 238 und 321  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Die Gesamthärte lag im Durchschnitt bei 7,2  $^{\circ}\text{dH}$  (weich), das Säurebindungsvermögen SBV bei 1,9 mval/l. Der Sauerstoffgehalt reichte von 7,5 bis 20,9 mg/l, die Sauerstoffsättigung fiel von den sommerlichen Maxima (13. August) von 138 bis 244 % auf 70 bis 77 % Ende Oktober.

Nahezu alle ermittelten Konzentrationen an Stickstoff-Verbindungen (Nitrat, Nitrit, Ammonium) und gelöstem Ortho-Phosphat lagen unter oder knapp über den Nachweisgrenzen (vgl. Kap. 3.2.3, S. 39).

Tab. 4.1 : Minima und Maxima der chemischen Parameter vom 21. Juni, 13. August und 27. Oktober

Standort	MI	II	III
Temperatur [ $^{\circ}\text{C}$ ]	10 - 21.5	10.1 - 21.6	10.4 - 21.6
pH - Wert	8.0 - 8.8	8.0 - 8.8	7.9 - 8.3
Leitfähigkeit [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ]	248 - 304	248 - 303	247 - 299
Gesamthärte [ $^{\circ}\text{dH}$ ]	6.4 - 8.3	6.2 - 7.7	6.3 - 7.5
SBV [mval/l]	1.6 - 2.2	1.2 - 2.1	1.6 - 2.1
Sauerstoff-Gehalt [mg/l]	7.9 - 11.6	7.5 - 11.7	7.8 - 15.7
Sauerstoff-Sättigung [%]	73.9 - 138	70.3 - 139.7	73.2 - 187.5
$\text{NH}_4\text{-N}$ [mg/l]	n.n. - 0.45	n.n. - 0.12	n.n. - 0.13
$\text{NO}_3\text{-N}$ [mg/l]	0.3 - 0.6	0.3 - 0.5	0.3 - 0.6
$\text{NO}_2\text{-N}$ [ $\mu\text{g}/\text{l}$ ]	2 - 3	2 - 3	2 - 4
$\text{PO}_4\text{-P}$ [ $\mu\text{g}/\text{l}$ ]	n.n.	n.n.	n.n.

Standort	RI	RII
Temperatur [°C]	8.7 - 21.2	8.7 - 21.2
pH - Wert	7.9 - 8.7	7.9 - 8.5
Leitfähigkeit [uS/cm]	238 - 319	242 - 321
Gesamthärte [°dH]	6.0 - 8.6	6.3 - 8.6
SBV [mval/l]	1.5 - 2.3	1.6 - 2.3
Sauerstoff-Gehalt [mg/l]	8.6 - 20.9	8.6 - 14.7
Sauerstoff-Sättigung [%]	77.4 - 243.8	77.4 - 172.5
NH <sub>4</sub> - N [mg/l]	n.n. - 0.08	n.n. - 0.07
NO <sub>3</sub> - N [mg/l]	0.4 - 0.9	0.7 - 1.1
NO <sub>2</sub> - N [ug/l]	2 - 5	3 - 4
PO <sub>4</sub> - P [ug/l]	n.n.	n.n.

### 4.3 Diskussion

Ähnlich wie bei den Untersuchungen der natürlichen Vorkommen werden auch hier zum besseren Verständnis der Zusammenhänge alle Standorte mit ihren Umwelteinflüssen und gemessenen Parametern dargestellt.

#### 4.3.1 Bestandentwicklungen

##### Markelfingen I (MI)

Dieser Standort war durch hohe Anteile von Sand (50 %) und Ton/Silt (46 %) im **Sediment** bestimmt, bei gleichzeitig niedrigem Nährstoffangebot (828 mg/kg Stickstoff, 214 mg/kg Phosphor). Insgesamt lagen die ermittelten Werte innerhalb der bekannten Nährstoffgehalte für den Untersee (OSTENDORP 1992a). Im Verlauf der Vegetationsperiode stieg die **Halmanzahl** um rund 64%, die **Biomasse** um 332 % und ließ auf gute Wachstumsbedingungen schließen. Allerdings wies die hohe Streuung der Werte auf Inhomogenität innerhalb der eingesetzten Pflanzen hin, deren Ursache in einer mosaikartigen Verteilung von Korngrößen und/oder Nährstoffen, möglicherweise auch in genetischen Unterschieden zwischen den Einzelindividuen liegen könnte. Die **Wurzeltiefe** war mit nur 15 cm entgegen allen Erwartungen deutlich niedrig.

Das **Wachstum der Halme** begann zwischen dem 4. und 24. März, wahrscheinlich in der 11. Kalenderwoche, 5 Wochen nach der Anpflanzung in Februar. Interessant war die zeitliche Übereinstimmung mit einer kurzen Erwärmungsphase der Lufttemperatur von 15. bis 22. März mit Temperaturen um die 17 °C. Am 1. Untersuchungstag (6. April) konnte bereits der starke Einfluß des Süd-West Windes beobachtet werden (hoher Wellengang), der die jungen Triebe aufgrund des niedrigen Wasserpegels zu diesem Zeitpunkt jedoch noch kaum beschädigte. Die deutliche Zunahme der **maximalen Wachstumsraten** von 0.7 auf 3.1 cm/Tag nach dem starken Temperaturanstieg Ende April wies auf einen temperaturabhängigen Wachstumsschub hin. Das Maximum der Wachstumsraten mit 3,3 cm/Tag wurde am 19. Mai erreicht. Die **Lebensdauer** der ersten markierten Halme betrug durchschnittlich 115 Tage. Acht von neun Pflanzen bildeten viele starke dunkelgrüne (=vitale) Halme aus, die **maximale Halmhöhe** von 2,00 bis 2,15 m zwischen Juli und September erzielten (Bildtafel VI mitte). Davon gelang es 6 Pflanzen, ebenfalls 100 % **Blüten** zu bilden. Sie überstanden dabei viele Tage mit sehr starken Süd-West Winden (vgl. Kap 2.3.2), an denen die Halme in Windrichtung ins Wasser gelegt wurden und jeweils 10 - 50 % abknickten (vor allem am 5. Juli). Es konnten im Juli und August viele Jungfische zwischen den dicht stehenden Halmen beobachtet werden, die diese kleine "Insel" vor den ca. 10 m entfernten Schilfgebieten gerne als Unterstand annahmen.

Am letzten Untersuchungstag (27. Oktober) waren noch ca. 70 % der Halme grün, d.h. vital. Nur eine der neun eingesetzten Pflanzen unterschied sich deutlich von den anderen und verfälschte so einige Ergebnisse : sie lag mit einer Halmanzahl von 18 erheblich niedriger und konnte auch keine Zunahme der Biomasse verzeichnen. Diese Entwicklung ist möglicherweise auf das niedrigste Anfangsgewicht aller Pflanzen (580 g) zurückzuführen.

Der Standort Markelfingen I war im Untersuchungsjahr 1993 vom 28. April bis 31. Dezember (247 Tage) komplett überflutet bei **maximalen Wassertiefen** von 1.48 bis 1.59 m.

#### Markelfingen II (MII)

Das **Sediment** dieses Standortes war durch einen relativ hohen Sand-Anteil (85 %) charakterisiert. Trotzdem lagen die Konzentrationen der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor etwas über denen von MI (1151 mg N/kg, 412 mg P/kg) und folgten nicht dem Trend 'kleine Korngrößen = hohe Nährstoffgehalte'. Die **Halmanzahl** nahm, ähnlich wie in MI, um 50 % von 66 auf 99 zu und auch die **Biomasse** stieg deutlich um 359 %. Die **Wurzeltiefe** war jedoch deutlich erhöht (25 cm).

Analog zu MI fand die **Emergenz der Halme** in der 11. Kalenderwoche statt. Die Beeinträchtigung durch die starken Süd-West-Winde war hier durch die stärker geschützte Lage verringert. Die **Wachstumsraten** der markierten Halme stiegen ebenfalls nach dem Temperaturanstieg Ende April und erreichten ihr Maximum (3.8 cm/Tag) auch am 19. Mai. Die **Lebensdauer** der markierten Halme betrug 121 Tage. Alle Pflanzen bildeten viele starke dunkelgrüne (=vitale) Halme aus und erzielten **maximale Halmhöhen** von 1.95 bis 2.10 m. Zwei von neun Pflanzen konnten im Verlauf des

Sommers nicht 100 % **Blüten** ausbilden (maximal 50 - 70 %), blieben aber mit den anderen Parametern innerhalb der allgemeinen Tendenzen. An diesem Standort konnte das Wachstum in Halmserien (vgl. Kap. 2.2.1, S. 6) am besten beobachtet werden : die ersten austreibenden Halme zeichneten einen Kreis um die letztjährigen Rhizome und Halme, die schwarz wurden und verrotteten. Dies ist wahrscheinlich auf die Anzucht in den runden Polyethylen-Kübeln zurückzuführen. Später war das, davon ausgehende strahlenförmige Rhizomwachstum anhand der Halmserien exakt zu erkennen (Bildtafel XI). Am letzten Untersuchungstag (27. Oktober) waren noch ca. 50 % vital (=grün).

Der Standort MII war im Untersuchungsjahr 1993 vom 21. April bis 31. Dezember (254 Tage) komplett überflutet bei **maximalen Wassertiefen** von 1.55 bis 1.59 m.

#### Markelfingen III (MIII)

Dieser Standort wurde aufgrund seines grobkörnigen **Substrates** ausgewählt und war in den oberen 20 cm von 56 % Kiesanteil und geringer Stickstoff-Konzentration (733 mg/kg) bestimmt. Unter 20 cm waren jedoch deutlich höhere Ton/Silt- (74 %) und N-Gehalte (1606 mg/kg) vorhanden. Dies ist möglicherweise der Grund für die **Wurzeltiefe** von exakt 20 cm. Insgesamt zeigte sich eine schlechtere Entwicklung der Binsen, obwohl der Bestand durch die starken Südwest-Winde kaum beeinträchtigt wurde : Die **Halmanzahl** pro Pflanze sank um 50 % von 72 auf 36, der Zuwachs an **Biomasse** war mit nur 86 % sehr gering und auch die **maximalen Halmhöhen** lagen rund 14 cm niedriger. Ursachen dieser Entwicklung sind möglicherweise ein größerer Verpflanzungsschock im kiesigen Substrat, mechanische Behinderung des Rhizomwachstums und/odert geringere Nährstoffgehalte.

Die **Emergenz** in der 11. Kalenderwoche, das **maximale Wachstum** der markierten Halme mit 3.1 cm/Tag und die **Halmlebensdauer** von 121 Tagen waren jedoch mit den oben beschriebenen Versuchsflächen MI und MII vergleichbar. Von neun eingesetzten Pflanzen erzielten nur zwei 100 % **Blütenanteil**, sonst lag der maximale Anteil zwischen 30 - 80 %. Bemerkenswert war das Vorwachsen des kleinen anschließenden Schilffeldes in die eingezäunte Versuchsfläche. Dies war an diesem Standort (20 m vom Campingplatz) wahrscheinlich nur durch das Fernhalten von Badegästen möglich, die sonst entlang des Schilfgebietes neue Legehalme zerstört hätten.

Der Standort MIII war im Untersuchungsjahr 1993 von 28. April bis 31. Dezember komplett überflutet (247 Tage) bei **maximalen Wassertiefen** von 1.46 - 1.69 m.

#### Reichenau I (RI)

Dieser Standort war in den oberen **Sedimentschichten** (20 cm) von der Sand-Fraktion (54 - 64 %) geprägt, darunter war mehr Ton/Silt-Gemisch zu finden (65 %). Die Konzentration an Stickstoff verhielt sich jedoch anders : lag sie in den ersten 20 cm deutlich über 2000 mg/kg, blieb sie darunter unter 1500 mg/kg.

Die hohe **Wurzeltiefe** (25 cm) und der höchste Zuwachs an **Halmen pro Pflanze** (218 %) und **Biomasse** (624 %) aller Freilandexperimente wiesen auf einen optimalen Standort hin.

Der **Beginn des Halmwachstums** Mitte März, die **Lebensdauer** der markierten Halme (122 Tage) und das **maximale Wachstum** von 3.1 cm/Tag (2. Juni) entsprach allen anderen Probenstellen. Alle neun eingesetzten Pflanzen entwickelten viele vitale Halme mit **maximalen Halmhöhen** von 1.80 bis 2.20 m und erreichten im Vergleich zu den anderen Freilandversuchen 100 % **Blüten** (18. Juni). Aber auch hier waren die Auswirkungen der Starkwindereignisse Ende Mai und am 10. Juli deutlich zu erkennen : waren Anfang Juni nur einige Halme geknickt, so zeigte die starke Abnahme des Blütenanteils vom 8. bis 29. Juli den Verlust vieler blütentragender Halme.

Der Standort war im Untersuchungsjahr 1993 vom 4. Mai bis 31. Dezember (241 Tage) komplett überflutet bei **maximalen Wassertiefen** von 1.37 - 1.45 m.

#### Reichenau II (RII)

Dieser Standort war aufgrund seines grobkörnigen **Substrates** ausgewählt worden. Bei der Korngrößenanalyse ergaben sich jedoch nur oberflächlich Kiesanteile; Im Gegenteil stieg der Ton/Silt-Anteil in über 20 cm Sedimenttiefe von 68 auf 100 %. Indifferent verhielten sich die Nährstoffe : sie blieben mit 360 - 400 mg P/kg und 1805 - 1834 mg N/kg konstant. Bei den Parametern **Wurzeltiefe** (10 cm), **Halmanzahl** (- 73 %) und Zuwachs an **Biomasse** (35 %) zeigten sich die schlechtesten Werte aller Freilandexperimente. Dies kann trotz der guten Sedimentverhältnissen durch die etwas höhere Wassertiefe begründet sein.

Der Beginn der Vegetationsperiode (**Emergenz**) fand ebenfalls in der 11. Kalenderwoche statt. Das **maximale Wachstum** der markierten Halme verlief ähnlich wie bei den anderen Standorten und erzielte maximale Werte von 3.2 cm/Tag (19. Mai). Auch die **Halmlebensdauer** lag mit 107 Tagen nur wenig unter den restlichen Beständen. Schon im April war eine Gefährdung der Pflanzen durch das stark vorwachsenene Schilf abzusehen. Bis Ende Juli hatten sich die Schilfleghalme bis zur Hälfte des Binsenstandortes ausgebreitet und die landseitige Pflanzenreihe überwuchert (Bildtafel VI unten). Die wenigen verbleibenden Halme erreichten zwar **maximale Halmhöhen** von 2.00 m, die **Blütenbildung** startete zeitlich verschoben und erzielte nur Werte von 38 %. Zusätzlich konnte der Einfluß des Starkwindes am 10. Juli durch Abknicken von 50 - 90 % der Halme beobachtet werden.

Der Standort RII war im Untersuchungsjahr 1993 vom 23. April bis 31. Dezember komplett überflutet (252 Tage) bei **maximalen Wassertiefen** von 1.51 - 1.64 m.

#### 4.3.2 Diskussion der Wachstumsparameter

Alle Ergebnisse der eingesetzten Pflanzen im Freiland sind natürlich unter dem Einfluß des Ver-

pflanzungsschocks zu sehen. Wie bereits von früheren Anpflanzungen des Amtes für Wasserwirtschaft und Bodenschutz Konstanz bekannt ist, kann in der Regel erst nach einigen Jahren der Erfolg dieser Maßnahmen beurteilt werden. Interessant ist in diesem Zusammenhang, daß die im Jahr zuvor eingesetzten, einjährigen Binsen auf guten Standorten im gleichen Zeitraum (nach einer Vegetationsperiode) deutlich schlechtere Entwicklungen zeigten als die Experimente 1993.

Da der Verpflanzungsschock für alle verwendeten Pflanzen gleichwohl anzunehmen ist, können die ermittelten Daten untereinander verglichen werden. Welche Werte bei längerer Versuchsdauer erzielt werden könnten kann jedoch nicht im Rahmen einer Diplomarbeit erarbeitet werden.

Die Ergebnisse müssen jedoch auch deshalb kritisch bewertet werden, weil es sich bei den verwendeten Binsen nicht um die Art *Schoenoplectus lacustris ssp. lacustris* handelte, sondern um die Unterart *Sch.l. ssp. tabernaemontani*, die bei dem Ankauf durch das WBA Konstanz verwechselt wurde. Der Unterschied konnte zunächst nicht bemerkt werden, da die Pflanzen klein und ohne Blüten waren. Es wurden deshalb die aus der Literatur bekannten Angaben für die letztere Art zum Vergleich herangezogen. In wie weit die ermittelten Ergebnisse auch auf die natürlichen Vorkommen anwendbar sind, wird später diskutiert (Kap. 6).

Bei allen Freilandexperimenten war die **Emergenz** der ersten Halme Mitte März gleichzeitig und kann, wie das verstärkte Wachstum Anfang Mai, auf deutliche Temperaturanstiege zurückgeführt werden. Das **maximale Wachstum** der markierten Halme zwischen 19. Mai und 2. Juni erreichte standortunabhängig 3.1 - 3.8 cm/Tag. Die **maximalen Halmhöhen** erreichten 1.8 - 2.2 m und lagen somit über dem, in der Literatur erwähnten, Durchschnitt von 1.5 m (ROTHMALER 1976, CHRISTIANSEN 1980). Allerdings beschreibt BAUMANN (1911) auch Pflanzen mit bis zu 2 m, wenn sich diese von Anfang an unter oder im Wasser entwickelten. Alle Standorte folgten diesem Trend, wobei in MIII jedoch immer etwas geringere Höhen gemessen wurden. Es bleibt unklar, ob sich diese Werte noch innerhalb der allgemeinen Streuung befinden oder ob bereits eine Abhängigkeit von Umweltfaktoren (hier vor allem Substrat, höhere Wassertiefe) angenommen werden kann.

Deutlicher hingegen kann eine Abhängigkeit der **Halmlebensdauer** von Umweltparametern nahezu ausgeschlossen werden. Diese, wahrscheinlich physiologisch bedingte, Zeitspanne von mindestens 100 - 120 Tagen konnte nur durch mechanische Zerstörung ganzer Bereiche (RII) verringert werden. Es ist jedoch noch zu untersuchen, ob eine Beziehung zu verschiedenen Lufttemperaturen besteht.

SEIDEL (1955) beschreibt für *Scirpus tabernaemontani* kein **Wachstum in Halmserien** : sie beobachtete das fast gleichzeitige Austreiben von Halmen im Frühjahr, die bis Jahresende grün blieben. Dies konnte bei den Untersuchungen 1993 nicht bestätigt werden. Hier war die zeitliche Folge von neu austreibenden Halmen deutlich zu erkennen (MII, Bildtafel XI).

Die **Halmhöhe über Wasserstand** stieg mit zunehmenden Pegel bei allen Standorten stetig an, ab einer Wassertiefe von ca. 60 cm blieb sie konstant (70 - 107 cm) und sank erst ab Wassertiefen von

Die **Halmhöhe über Wasserstand** stieg mit zunehmenden Pegel bei allen Standorten stetig an, ab einer Wassertiefe von ca. 60 cm blieb sie konstant (70 - 107 cm) und sank erst ab Wassertiefen von 100 cm. Die Binsen wachsen also zunächst überproportional mit dem Wasserstand. Erreichen sie den konstanten Wert von 70 - 107 cm über Wasserstand, so erhalten sie ihn auch bei weiter steigendem Pegel. Ein Grund für dieses Verhalten liegt vielleicht in der gleichzeitig maximalen Blütenentwicklung. Dadurch wäre die Bestäubung der Blüten auch durch ggf. hohe Wellen nicht gefährdet.

Die in der Literatur am häufigsten zitierte Blütezeit (PHILLIPS 1985, OBERDORFER 1990, SCHMEIL 1993) von Juni bis Juli konnte nur bedingt bestätigt werden. Der Höhepunkt der **Blütenbildung** lag zwar hier, sie dauerte aber insgesamt von Mai bis September. Alle Standorte erreichten ihre maximalen Blütenanteile gleichzeitig am 18. Juni, die individuellen Prozente unterschieden sich jedoch deutlich: RI lag mit 100 % vor MII (92 %), MIII (69 %), MI (64 %) und RII mit nur 38 %.

Bei der **Wurzeltiefe** war keinerlei Abhängigkeit von den Substratverhältnissen zu beobachten. Sie war jedoch bei den zwei "guten" Versuchsflächen MII und RI erhöht, bei RII verringert. Interessant war das Ergebnis bei MIII, das bei einem hohen Anteil der Kiesfraktion (31 %) noch 20 cm tiefe Wurzeln bildete.

Die Parameter **Halmanzahl** und **Biomassezunahme** waren dort erhöht, wo ein hoher Anteil an kleinen Korngrößen (MI, MII, RI) und geringe Wassertiefe vorhanden waren. RI lag dabei mit Abstand vor allen anderen Standorten, was wahrscheinlich auf die gute Nährstoffversorgung zurückzuführen war (Bildtafel XI).

#### 4.3.3 Diskussion der Umweltfaktoren

##### Abiotische Parameter

Betrachtet man die **Sedimentverhältnisse**, so waren bis auf den Bestand in MIII alle Probeflächen durch hohe Anteile von Ton/Silt und Sand gekennzeichnet. Ein Zusammenhang von Korngrößen und Nährstoffgehalten war nicht zu erkennen, allerdings waren die Konzentrationen an Stickstoff und Phosphor auf der Reichenau leicht höher als bei den Stellen bei Markelfingen. Dies ist vermutlich durch den intensiven Gartenbau mit hohen Düngergaben begründet. Die Auswirkungen der Substratverhältnisse auf die Entwicklungen der Pflanzen können nicht genau eingegrenzt werden, da sich hier im Freiland viele weitere Faktoren gegenseitig beeinflussen. Trotzdem kann vermutet werden, daß bei sonst ungestörten Bedingungen vor allem die Blütenbildung, Halmanzahl, Wurzeltiefe und Zuwachs an Biomasse davon abhängig sind.

Die **maximale Wassertiefe** schwankte zwischen 1.45 - 1.69 m und liegt somit tiefer als optimal angesehenen 1.20 m (BAUMANN 1911). Da dieser Wert auf Beobachtungen in natürlichen

Umgebungen beruht, kann er nur bedingt auf die eingesetzten Binsen angerechnet werden (Verpflanzungsschock !). Insgesamt waren alle Bestände ca. 35 Wochen im Jahr 1993 überflutet. Da *Schoenoplectus lacustris ssp.tabernaemontani* bevorzugt jedoch an sehr seichten, meist nur wenig mit Wasser bedeckten Standorten vorkommt, ist das gute Wachstum trotz der hohen Wassertiefe bemerkenswert. Eine Beeinflussung des Wachstums durch die Wassertiefe konnte bei den Probeflächen auf der Reichenau beobachtet werden : während Fläche RI zu Wachstumsbeginn (20. April) bei 13 cm Halmhöhe nicht überflutet war, hatten die Halme in RII bei 9 cm Wassertiefe und gleicher Halmhöhe Schwierigkeiten, darüber hinaus zu wachsen.

Auch die verschiedenen **meteorologischen Parameter** beeinflussten die Entwicklung der Pflanzen beträchtlich : nur fünf Wochen nach den Anpflanzungen im Freiland trieben an allen Standorten Halme aus, was auf eine kurzzeitige Erwärmung der Lufttemperatur zurückgeführt werden kann. Der erneute Temperaturanstieg Ende April führte schließlich zu einem starken Ansteigen des Wachstums. Im Gegensatz dazu hatten starke Niederschläge und Winde immer negative Auswirkungen : der Hagelsturm am 5. Juli reduzierte z.B. die Anteile der blütentragenden Halme in allen Probeflächen um bis zu 40 %. Vor allem bei hohen Wasserständen und starken Südwest-Winden wurden an den exponierten Standorten (MI, MII) viele Halme unter Wasser gedrückt (30 - 50 %), die danach abknickten und abstarben.

#### Biotische Parameter

Im Jahresverlauf konnten sich einige Binsen auf den ausgewählten Versuchsflächen RII und MIII nicht gegen eindringende **Konkurrenzpflanzen** behaupten. Dies war im besonderen das Schilf, das von den angrenzenden Gebieten Ausläufer in die Versuchsflächen bildete und zwei (MIII) bzw. fünf (RII) der 9 eingesetzten Pflanzen überwucherte.

Die in den eingezäunten Standorten zwischen den Binsen herabgesetzte Wellenbewegung förderte das Wachstum kleiner Teppiche von **Fadenalgen**, die ebenfalls mit auftretenden Wind und Wellen die Halme unter Wasser drückten und neu austreibende gleich unter Wasser abknickten.

## 5. EXPERIMENTE IM VERSUCHSBECKEN

### 5.1 Material und Methoden

#### 5.1.1 Versuchsaufbau

Neben den Freilandexperimenten im Bodensee wurden auch Versuche unter kontrollierten Bedingungen durchgeführt, um die Abhängigkeit des Wachstums von Wassertiefe und Substrat näher betrachten zu können.

In einem Freilandbecken (5 x 10 x 1,48 m) des Limnologischen Instituts der Universität Konstanz wurde im Januar 1993 vom Amt für Wasserwirtschaft und Bodenschutz Konstanz drei verschieden hohe Holzgestelle eingebracht, wodurch bei der späteren Befüllung des Beckens vier verschiedene Wassertiefen der Binsen erreicht werden konnten. Drei Sedimenttypen wurden vom Bodenseeufer entnommen : schlammiges Substrat vom Bodenseeufer bei Iznang, sandiges und kiesiges aus Bodman.

Die gereinigten und gewogenen Binsen (vgl. Kap. 4.1.2, S. 48, Bildtafel VII) wurden mit jeweils einem Substrat in schwarze 30 l - PE-Kübel eingebracht. Dabei wurden die Kübel zur Hälfte mit Sediment gefüllt, dann PVC-Dränrohre (vgl. KRUMSCHEID-PLANKERT 1991) mit aus dem Topf herausragenden PVC-Rohren (Entnahme von Interstitialwasser) eingelegt, danach die vorbereiteten Pflanzen eingebracht und schließlich wieder mit Substrat aufgefüllt. Es wurde darauf geachtet, daß das Rhizom vollständig bedeckt war und die Kübel nur bis ca.10 cm unterhalb des Randes befüllt wurden (Bildtafel VII). Somit konnte eine eventuelle Substratauswaschung verhindert werden.

Mit den vier Tiefenstufen und drei Substraten ergaben sich bei je fünf Parallelansätzen so 60 Versuchskübel (Tab. 5.1)

Tab. 5.1 : Beckenversuche : Versuchsansätze

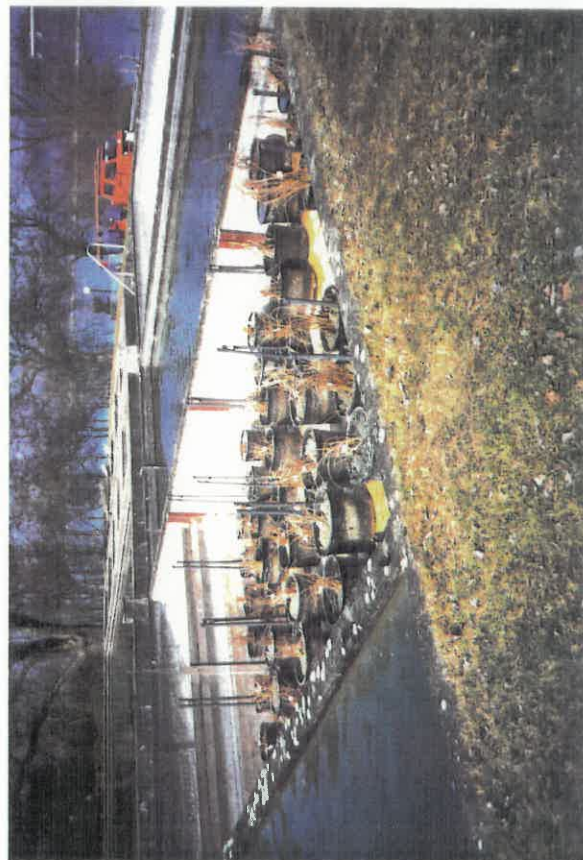
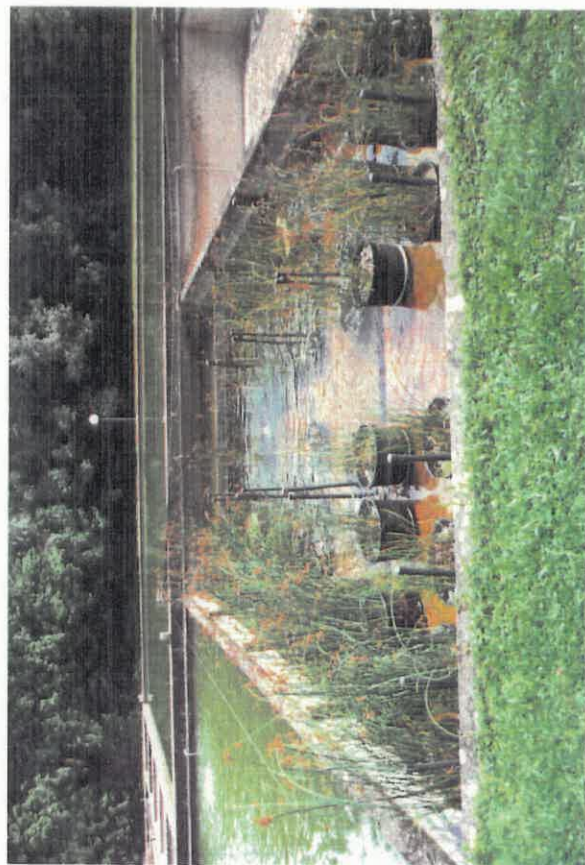
Tiefenstufen	Substrat		
	Schlamm	Sand	Kies
0 cm	I / M	I / S	I / K
21 cm	II / M	II / S	II / K
44 cm	III / M	III / S	III / K
67 cm	IV / M	IV / S	IV / K

Bildtafel VII : Experimente im Versuchsbecken :

oben links : Anzucht der gekauften Binsen im Bauhof des WBA Konstanz; oben rechts : Befüllen der Versuchskübel mit Substrat, Pflanzen und Interstitialröhren (10. März 1993); unten : Versuchsaufbau mit dem vier Tiefenstufen zu Beginn (10. März 1993) und während der Vegetationsperiode (13. August 1993)

# Bildtafel VII

---



Nach dem Ausbringen der Pflanzen im März in das vorbereitete Becken wurde im Laufe des Jahres, parallel zum natürlichen Pegelanstieg des Bodensees, der Wasserstand durch Zugabe von Leitungswasser bis zu seinem Maximum von 100 cm angehoben. Die jeweils noch trocken stehenden Kübel wurden mit Beckenwasser gegossen und so feucht gehalten (Bildtafel VII).

### 5.1.2 Messung der Wachstumsparameter

#### Morphologische Parameter

Ähnlich wie im Kapitel 3.1.2 (S. 30 ff) beschrieben, wurden auch hier 15 austreibende Halme pro Versuchsansatz markiert, wobei 3 Halme je Kübel ausgewählt wurden. Es erfolgte ebenfalls die Bestimmung der Halmhöhe der markierten Halme, der maximalen Pflanzenhöhe, des maximalen Wachstums und des Blütenanteils. Die Bestimmung der Halmlebensdauer und der Halmhöhe über dem Wasserstand wurden analog Kap. 3.1.2 (S. 31) durchgeführt.

Ebenso wie bei den Freilandexperimenten wurden wichtige Parameter erst nach der ungestörten Vegetationsperiode Ende Oktober ermittelt. Der Zeitpunkt der "Ernte" ergab sich durch das langsame Absterben (=Braunwerden) aller Halme : Ende Oktober war der Übergang zur winterlichen Ruhezeit deutlich zu sehen. Nach Ablassen des Wassers wurden die Halme einer Pflanze 10cm über dem Sediment abgeschnitten und gebündelt, die Rhizome vorsichtig freigelegt, gespült und beides gewogen.

Folgende Parameter wurden an den Pflanzen eines Versuchsansatzes ermittelt (vgl. Probenahmeschema : Abb. 5.1) :

#### Durchschnittliche Halmhöhe

Alle abgeschnittenen Halme wurden mit einem Meterstab vermessen (vgl. Kap. 3.1.2, S. 30) und die Höhe eines Versuchsansatzes über alle Halme gemittelt.

#### Durchschnittliche Halmdurchmesser

Bei drei von fünf Parallelansätzen wurden die Durchmesser der abgeschnittenen Halme mit einer digitalen Schieblehre bestimmt und der Durchschnittswert über alle Halme gemittelt.

#### Anteil der vitalen (=grünen) Halme

Alle Halme wurden nach ihrer Farbe sortiert, wobei die grünen und die mit bräunlicher Spitze zu den vitalen, die grünbraunen und braunen zu den abgestorbenen gezählt wurden.

### Anteil der Blüten

Alle Halme wurden nach vier Kategorien sortiert : Halme ohne Blüte, Halme mit Blütenansatz, Halme mit ausgeprägter Blüte und Halme mit abgestorbenen Blüten. Für die Darstellung des Blütenanteils wurden die letzten drei Fraktionen zusammengezählt.

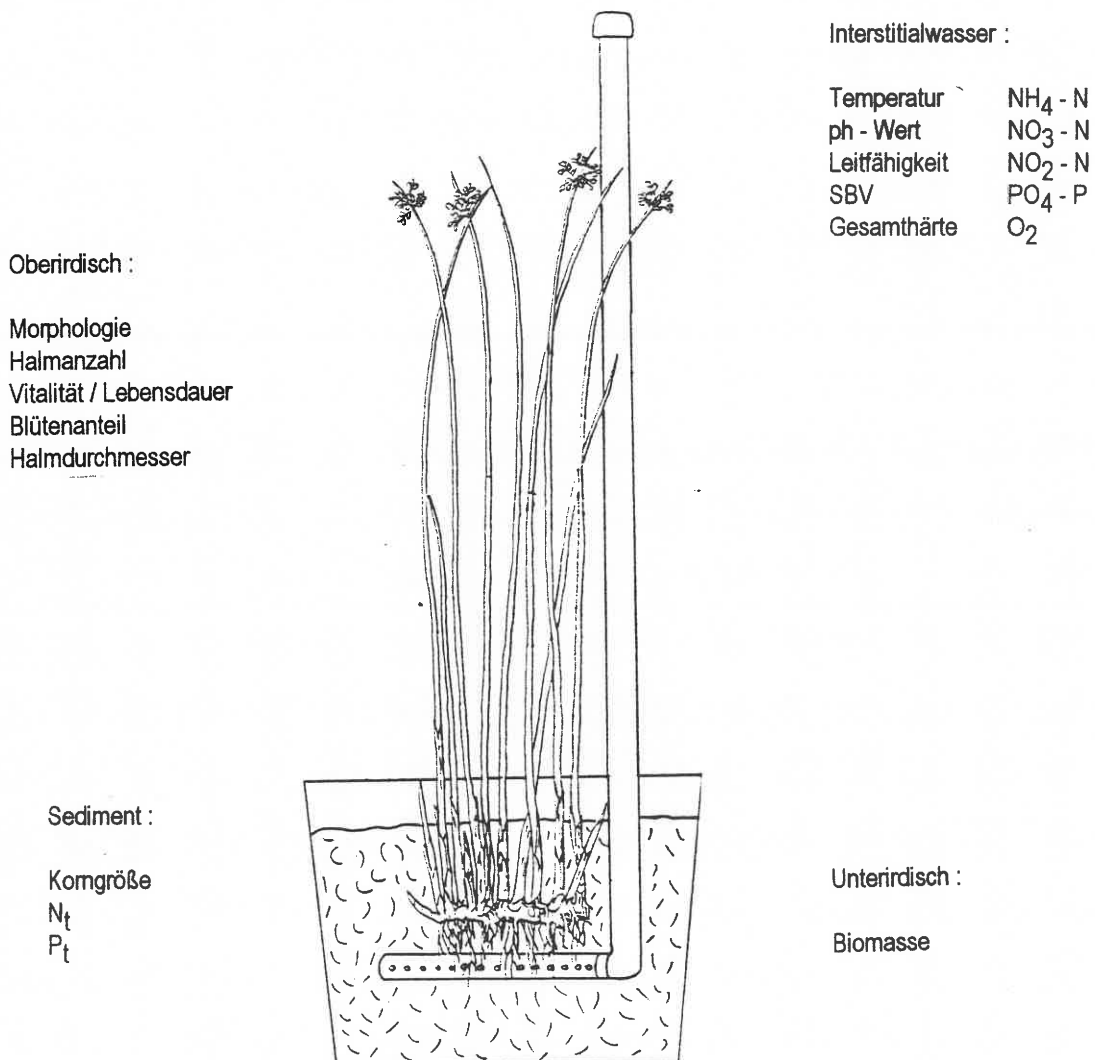


Abb. 5.1 : Probenahme-Schema, nach KRUMSCHEID-PLANKERT 1991 (verändert)

### Halmanzahl/Pflanze

Die Halmanzahl pro Pflanze wurde vor und nach der Vegetationsperiode bestimmt und gegenübergestellt.

Frischgewichtszunahme (analog Kap. 4.1.3, S. 48)

### 5.1.3 Sedimentuntersuchungen

Vor der Beschickung der Versuchskübel wurde von allen Substraten je eine Probe entnommen und die Analysen wie in Kap. 3.1.3 (S. 32) angegeben durchgeführt.

### 5.1.4 Analytik des Interstitialwassers

Da erst durch den Anstieg des Wasserspiegels auch das Niveau des Interstitialwassers in den herausragenden Röhren zunahm, konnten während der Vegetationsperiode zwischen Ende April und Ende September drei (II - Stufe) bis fünf (IV - Stufe) Probenahmen durchgeführt werden. Mit Hilfe einer 100 ml Plastikspritze und eines PE-Schlauches wurden 0.5 l über einen 3-Wege-PE-Hahn blasenfrei in PE-Flaschen abgefüllt. Die weitere Verarbeitung wurde wie in Kap. 3.1.4 (S. 32) durchgeführt. Die Vor-Ort-Messungen erfolgten direkt in den Interstitialröhren. Als Referenz wurde bei jeder Probenahme auch das Freiwasser des Beckens untersucht.

## 5.2 Ergebnisse

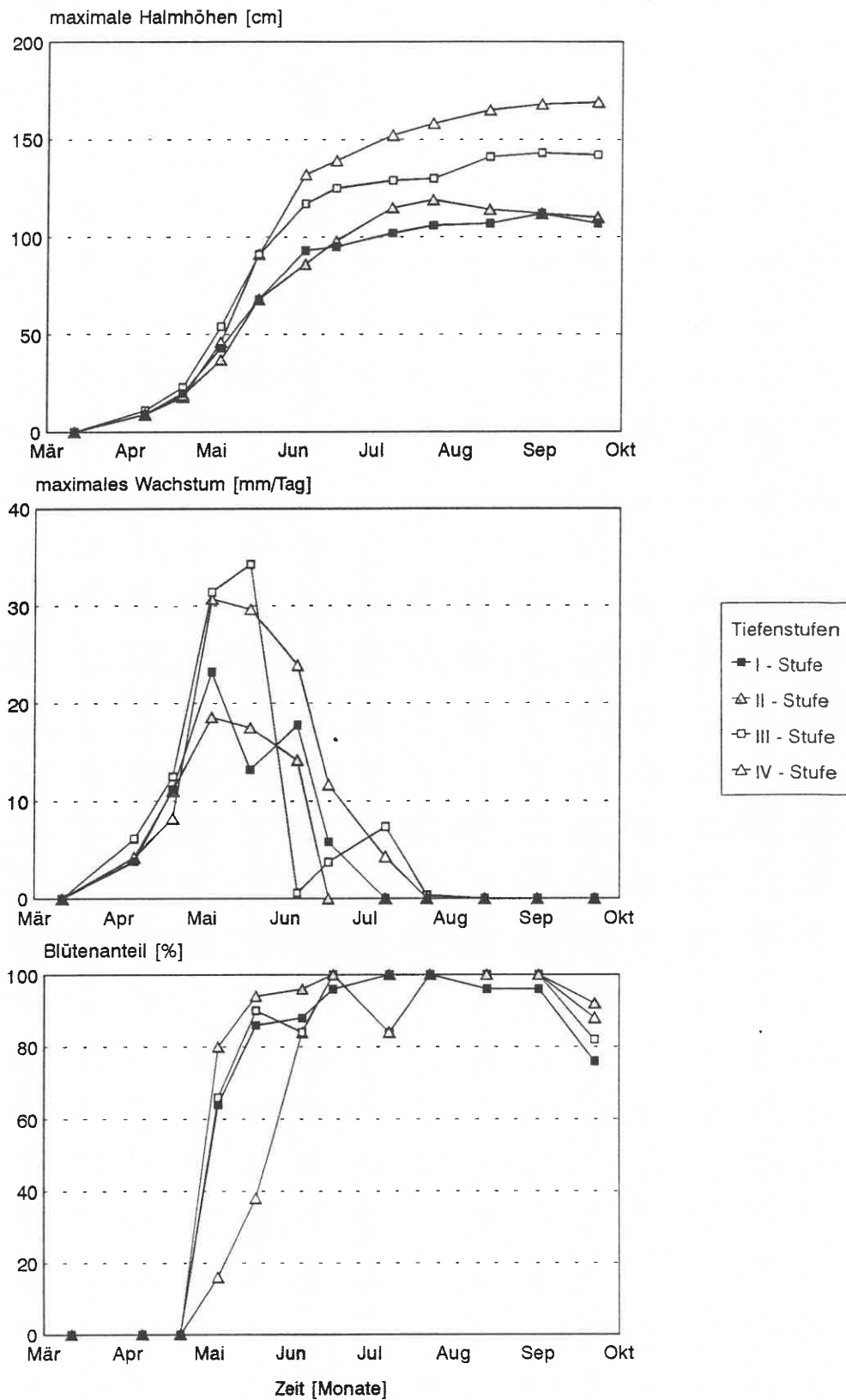
### 5.2.1 Wachstumsparameter

#### Morphologische Parameter

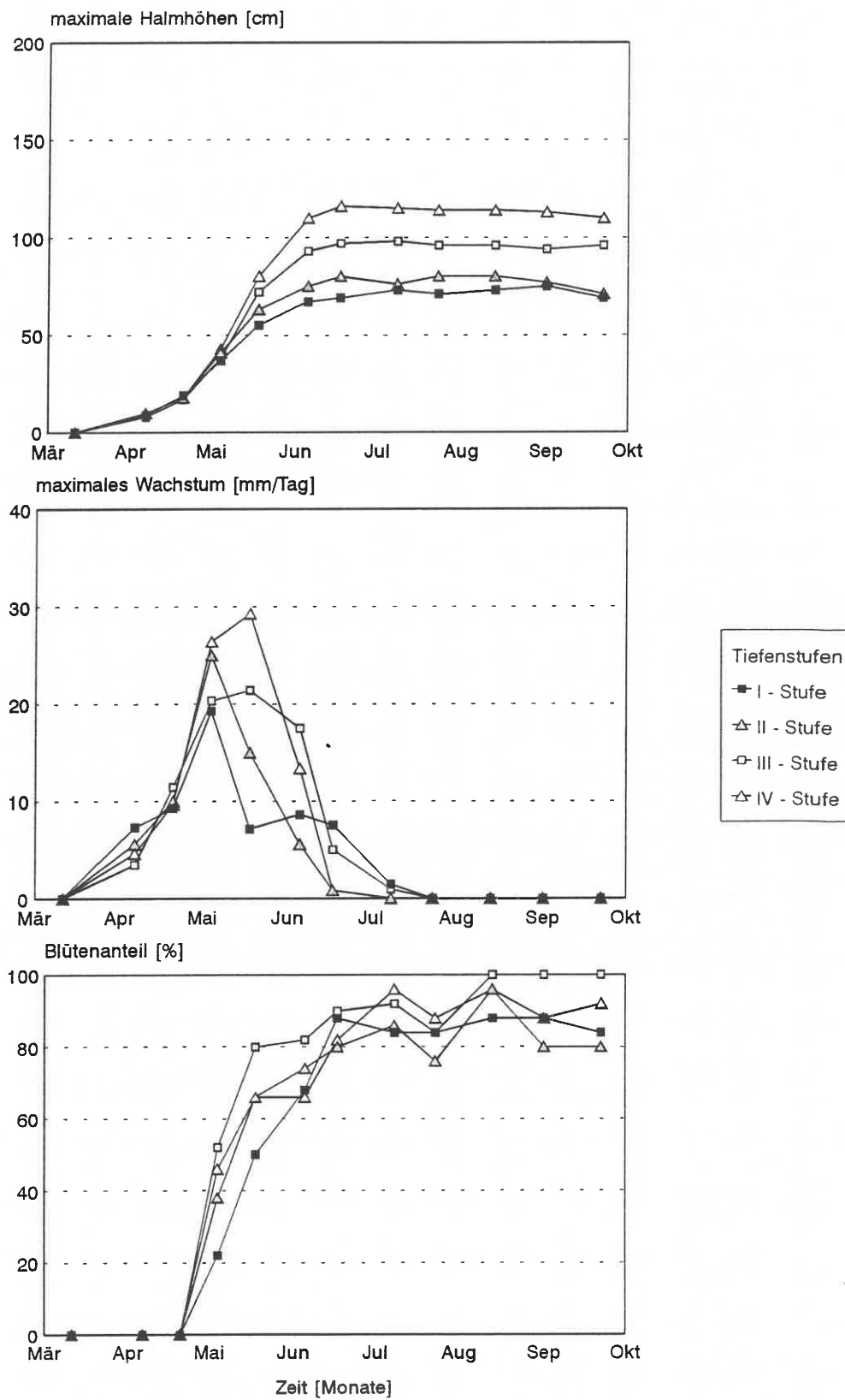
Alle markierten Halme entwickelten sich gut und erzielten ihre maximalen Höhen Ende Juni (Tab. 5.2). Das Wachstum der markierten Halme verlief bis Ende April für alle Ansätze gleich. Nach dem starken Temperaturanstieg Ende April erreichten die Wachstumsraten maximale Werte zwischen 15 (II/K) und 34 mm/Tag (III/M) im Mai/Juni (Abb. 5.2 bis 5.4 Mitte).

Tab. 5.2 : Maximale Halmhöhen der markierten Halme Ende Juni [cm]

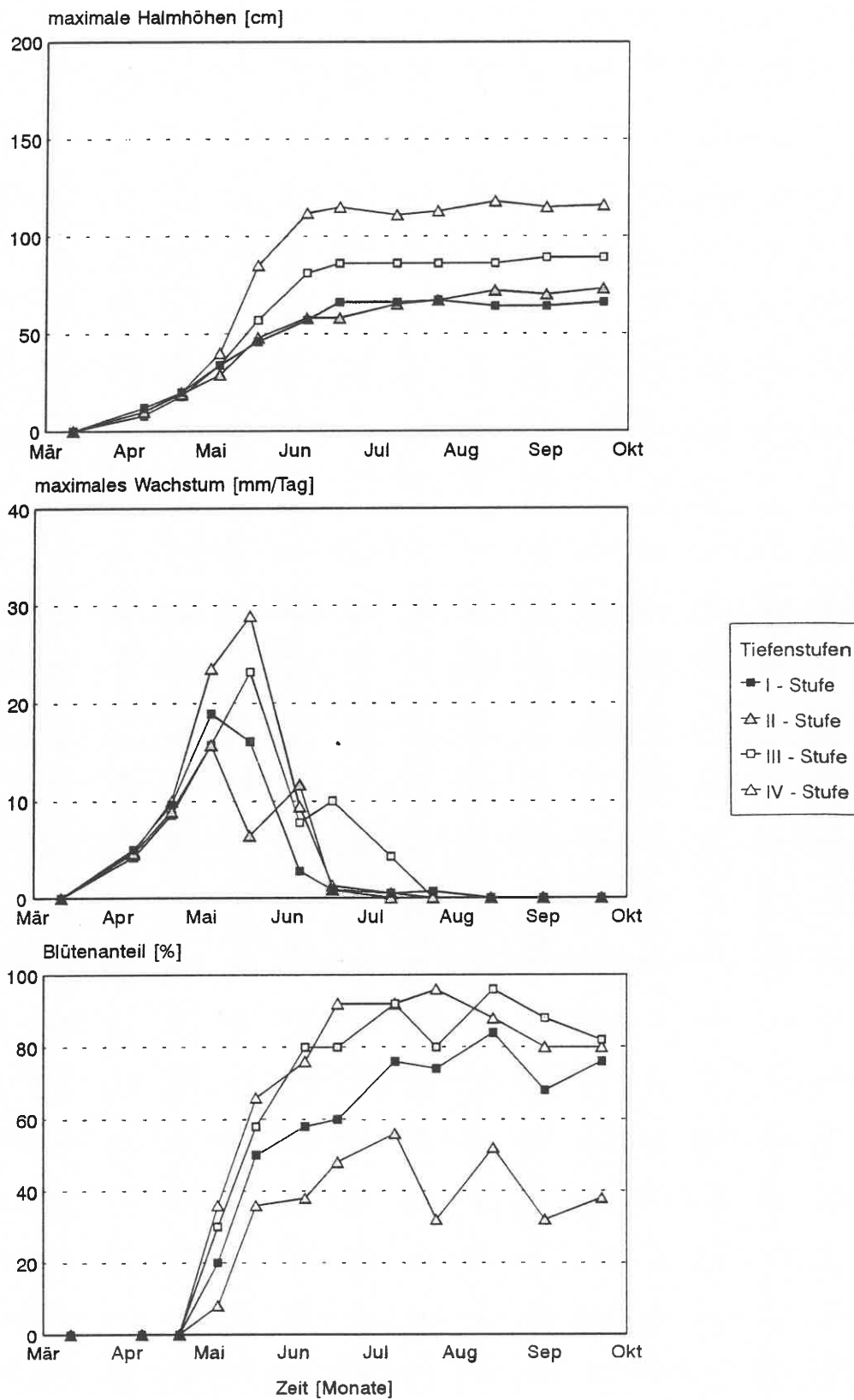
Wassertiefe	Substrat		
	Schlamm (M)	Sand (S)	Kies (K)
I	67,5	58	47
II	70	75	44,5
III	115	87	65
IV	123	78	90



**Abb. 5.2 :** Morphologische Halmparameter der Experimente im Versuchsbecken (Schlamm-Ansätze) : zeitlicher Verlauf der maximalen Halmhöhen (oben), des maximalen Wachstums der markierten Halme (Mitte) und der geschätzten Blütenanteile (unten)



**Abb. 5.3** : Morphologische Parameter der Experimente im Versuchsbecken (Sand-Ansätze) : zeitlicher Verlauf der maximalen Halmhöhen (oben), des maximalen Wachstums der markierten Halme (Mitte) und der geschätzten Blütenanteile (unten)



**Abb. 5.4** : Morphologische Parameter der Experimente im Versuchsbecken (Kies-Ansätze) : zeitlicher Verlauf der maximalen Halmhöhen (oben), des maximalen Wachstums der markierten Halme (Mitte) und der geschätzten Blütenanteile (unten)

Ähnlich wie bei den natürlichen Beständen konnte auch hier das Wachstum der Pflanzen in Halmserien beobachtet werden (vgl. Kap. 3.2.1, S. 35). Deshalb wurden auch hier die maximalen Halmhöhen der Ansätze als Wachstumsparameter betrachtet (Abb. 5.2 bis 5.4 oben) : zunächst nahmen die Halmhöhen bei allen Ansätzen gleichmäßig zu (Anfang Mai), danach waren jedoch, bei weiterem Anstieg, deutliche Unterschiede zu sehen (Bildtafel VII). Die Halmhöhenmaxima der Sand- und Kies-Ansätze wurden bereits Mitte Juni erreicht, schwankten zwischen 58 (II/K) und 112 cm (IV/K) und blieben dann konstant. Im Gegensatz dazu stiegen die Halmhöhen der Schlamm-Ansätze kontinuierlich bis Ende September an und erzielten Höhen von 107 (I/M) bis 169 cm (IV/M).

Die Blütezeit begann Anfang Mai und konnte durch den z.T. starken Anstieg der geschätzten Blütenanteile beobachtet werden (Abb. 5.2 bis 5.4 unten). Der Anstieg wie auch die Maxima waren deutlich unterschiedlich. Während der Anteil in den Schlamm-Ansätzen 100 % erreichte, schwankten die Werte bei den Sand-Ansätzen durchschnittlich um 88 % und bei den Kies-Ansätzen um 73 %.

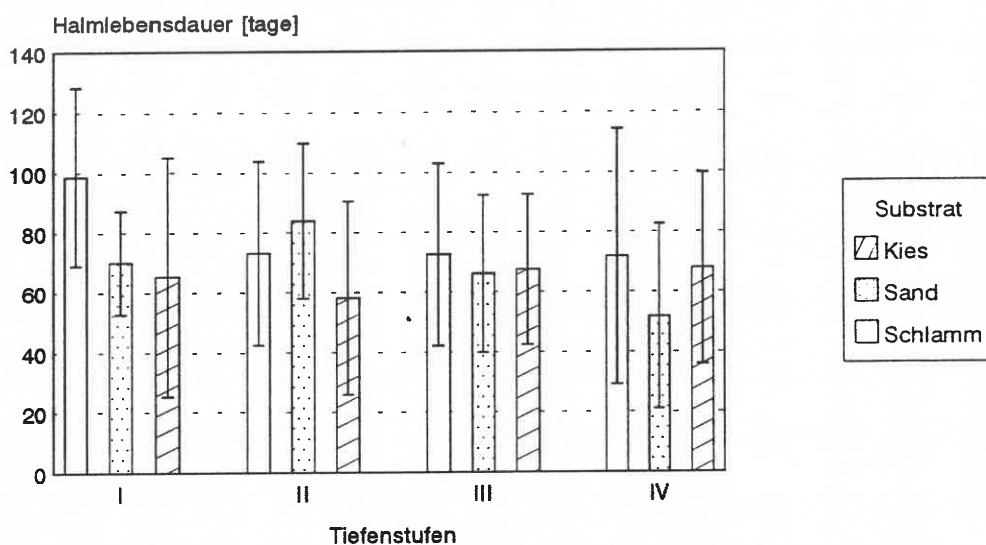


Abb. 5.5 : Halmlebensdauer der Versuchsansätze, gemittelt über jeweils alle 15 markierten Halme

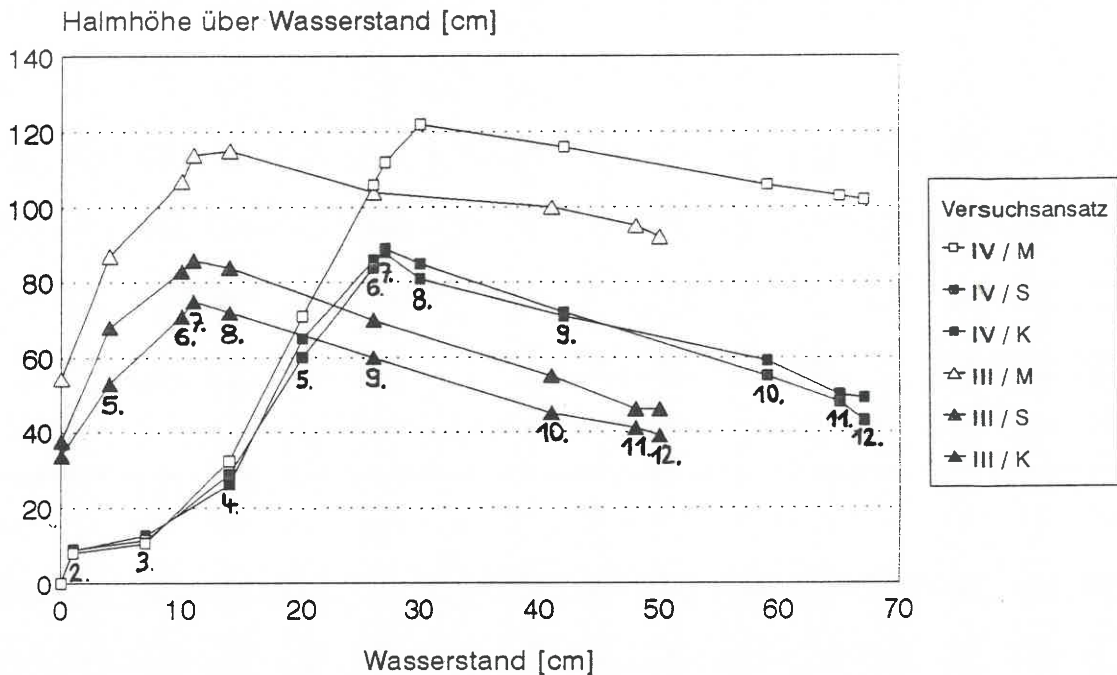
#### Halmlebensdauer

Die Lebensdauer der markierten Halme von der ersten Messung bis zu ihrem natürlichen Absterben war in den Ansätzen nicht signifikant unterschieden : die Werte reichten von 52 (IV/S) bis 99 Tage (I/M). Am ersten Untersuchungstag (5. April) waren die Halme bereits 1 bis 16 cm hoch.

#### Halmhöhe über Wasserstand

Ähnlich wie in Kap. 3.2.1 (S. 36) beschrieben wurden auch hier die maximalen Halmhöhen der Ansätze über Wasserstand gegen denselben aufgetragen (Abb. 5.6). Dabei lag der Schwerpunkt der Untersuchung auf der III- und IV-Tiefenstufe, da diese durch die frühe Wasserstandsanhhebung länger beobachtet werden konnte. Zu Beginn der Überflutung betrug die Halmhöhe der IV-Stufe (11. März) Null, die der III-Stufe (3. Mai) bereits 35 (III/K) bis 55 (III/M) cm. Es erfolgte mit steigendem Wasserstand bei allen Ansätzen eine Zunahme der Halmhöhe über Wasserstand bis zum 7.

(16. Juni) bzw. 8. Untersuchungstag (8. Juli) bei Wasserständen von 28 (IV-Stufe) bzw. 12 cm (III-Stufe). Danach sank die Halmhöhe über Wasserstand durch zunehmenden Pegel bei nahezu gleichbleibender Gesamthöhe.



**Abb. 5.6** : Abhängigkeit der Halmhöhen über Wasserstand vom aktuellen Wasserstand an folgenden Untersuchungstagen für die Ansätze im Versuchsbecken :  
 11. März (1.), 5. April (2.), 19. April (3.), 3. Mai (4.), 17. Mai (5.), 4. Juni (6.), 16. Juni (7.), 8. Juli (8.),  
 23. Juli (9.), 13. August (10.), 1. September (11.), 22. September (12.)

### Durchschnittliche Halmhöhen

Die nach dem Versuchsabschluß über alle gemessenen Halmhöhen gemittelten Werte sind in

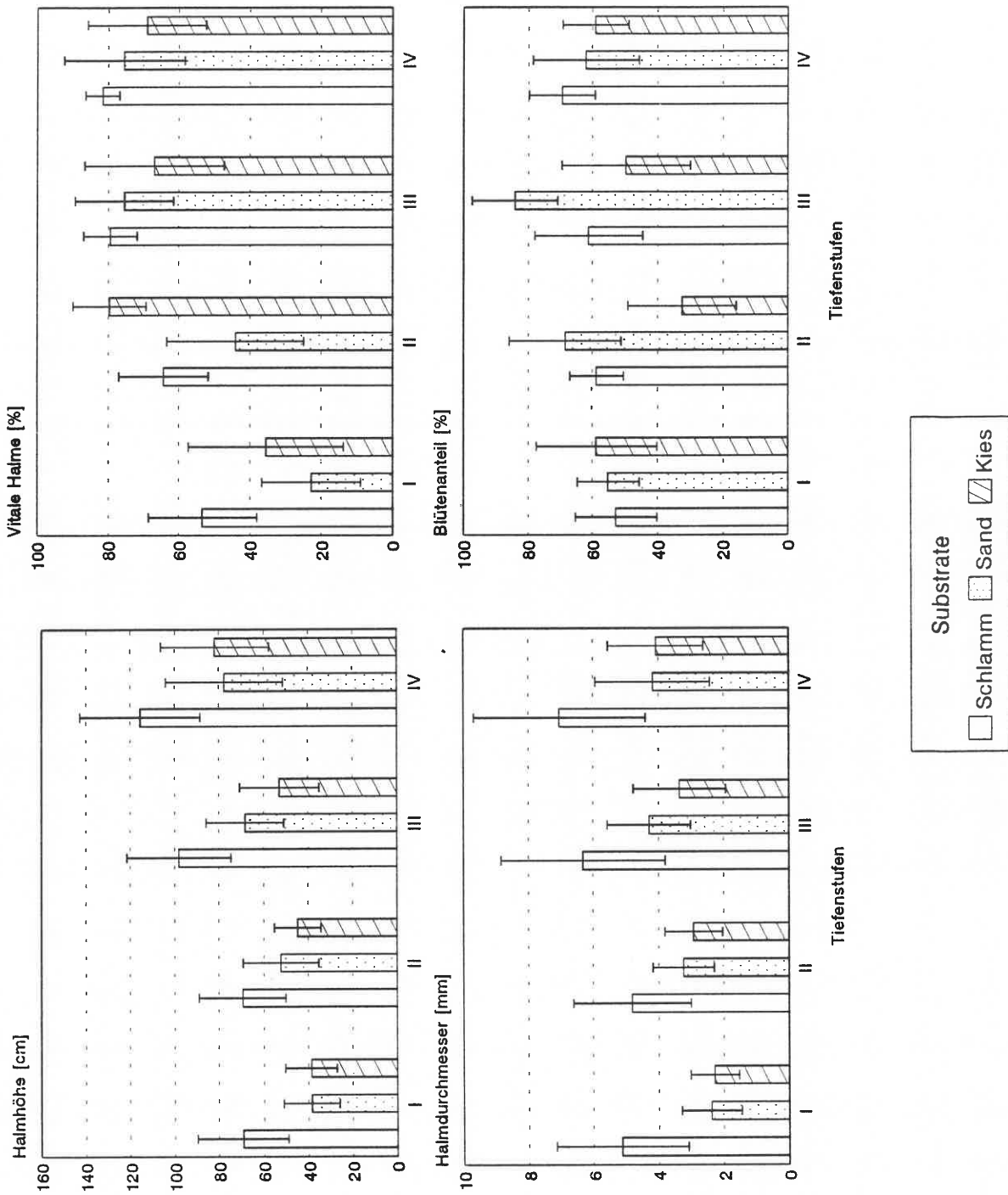
Abb. 5.7 dargestellt. Die Halmhöhen der Sand- und Kies-Ansätze aller Tiefenstufen waren nicht signifikant unterschiedlich und reichten von 39 (I) bis rund 80 cm (IV). Die Halmhöhen in den Schlamm-Ansätzen lagen deutlich über den anderen und erzielten Werte von 69 (I) bis 116 cm(IV).

### Durchschnittliche Halmdurchmesser

Die im Herbst an den abgeschnittenen Halmen ermittelten, durchschnittlichen Durchmesser zeigten Unterschiede zwischen den Sand-/Kies- und Schlamm-Ansätzen (Abb. 5.7). Bei den Erstgenannten schwankten die Ergebnisse zwischen 2,3 (I-Stufe) und 4,2 mm (IV-Stufe), während die Letzteren Werte bis 7 mm (IV-Stufe), im Höchstfall sogar bis 13,5 mm erreichten.

### Vitale Halme

Der Anteil der nach der Vegetationsperiode noch grünen, d.h. vitalen, Halme ist in Abb. 5.7 dargestellt. Starke Schwankungen der Werte fanden sich in der I - (23 - 53 %) und II - Tiefenstufe (44-80 %), während sich in den Stufen III und IV die Anteile nur gering unterschieden (67 - 82 %).



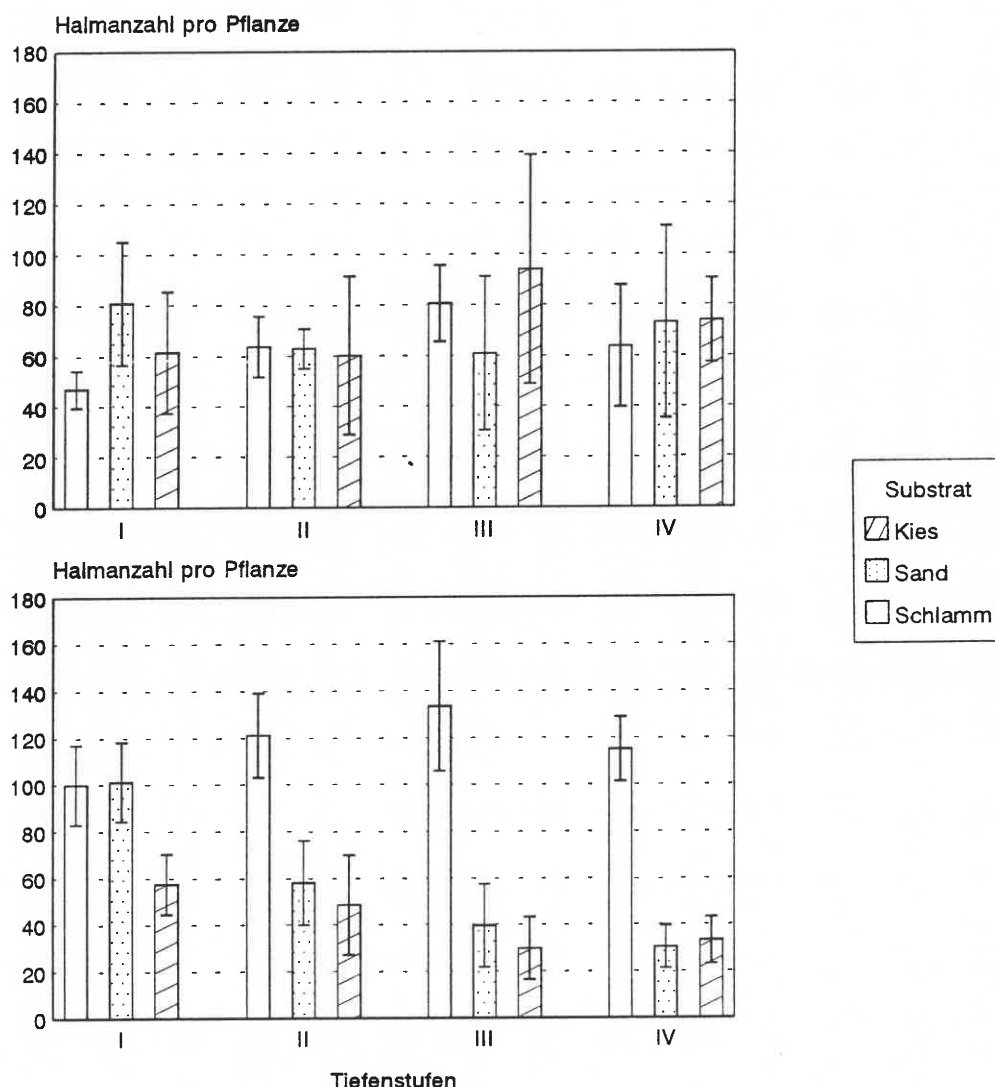
**Abb. 5.7 :** Gemessene Parameter nach der Vegetationsperiode für die Ansätze im Versuchsbecken : Durchschnittliche Höhen und Durchmesser und Prozentanteile der vitalen und blütentragenden Halme

### Blütenanteil

Der Anteil an blütentragenden Halmen im Herbst war in allen Ansätzen unterschiedlich (Abb. 5.7 unten). Die Ergebnisse reichten von 33 % (II/K) bis 84 % (III/S) und ließen keinen eindeutigen Trend erkennen.

### Halmanzahl/Pflanze

Die Halmanzahl jeder eingesetzten Pflanze wurde vor Versuchsbeginn (11. März) bestimmt und die gemittelten Werte pro Ansatz aufgetragen (Abb. 5.8 oben).

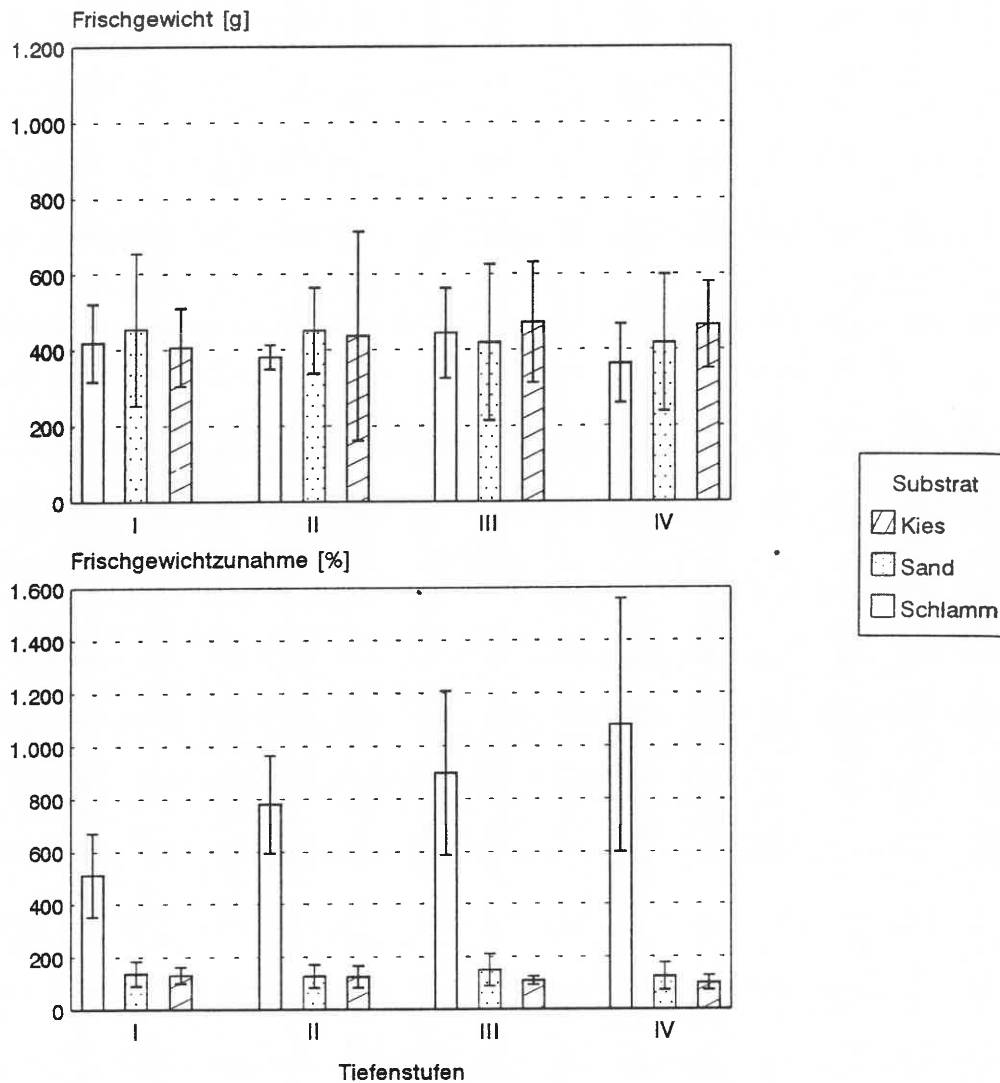


**Abb. 5.8** : Halmanzahl der Ansätze im Versuchsbecken gemittelt über alle eingesetzten Pflanzen vor (oben) und nach der Vegetationsperiode (unten)

Diese bewegten sich in einem Rahmen von 47 bis 94 Halme/Pflanze und waren nicht signifikant unterschiedlich. Nach der Vegetationsperiode zeigte sich ein anderes Bild (Abb. 5.8 unten) : die Halmanzahl pro Pflanze aller Schlamm-Ansätze und des Sand-Ansatzes I/S waren auf 100 bis 133 Halme gestiegen und setzten sich deutlich von allen anderen Ansätzen ab (30 - 58 Halme).

### Zunahme der Biomasse

Alle eingesetzten Binsen wogen zu Versuchsbeginn zwischen 363 und 472 g und waren nicht signifikant unterschiedlich (Abb. 5.9 oben). Im Herbst konnte ein Zuwachs an Biomasse bei allen Sand- und Kies-Ansätzen nur zwischen 101 und 150 %, bei den Schlamm-Ansätzen jedoch von 512 (I-Stufe) bis 1079 % (IV-Stufe) beobachtet werden (Abb. 5.9 unten).



**Abb. 5.9 :** Gemittelte Frischgewichte (Halme und Rhizom) der eingesetzten Pflanzen aller Versuchsansätze (oben) und prozentuale Zunahme der Biomasse nach der Vegetationsperiode (unten)

### 5.2.2 Sedimentuntersuchungen

### Korngrößenanalyse

Die Untersuchung der Korngrößenverteilung (Abb. 5.10) bestätigte die Benennung der Substrate nach ihrem optischen Eindruck : die Kies-Fraktion ( $>1600\mu\text{m}$ ) war vor allem im kiesigen Sediment (55 %) vorhanden, mit 95 % bestimmte der Sand-Anteil (63-1600  $\mu\text{m}$ ) das sandige Sediment und mit 80 % waren die Korngrößen  $<63\mu\text{m}$  (Ton, Silt) für das schlammige Sediment charakterisierend.

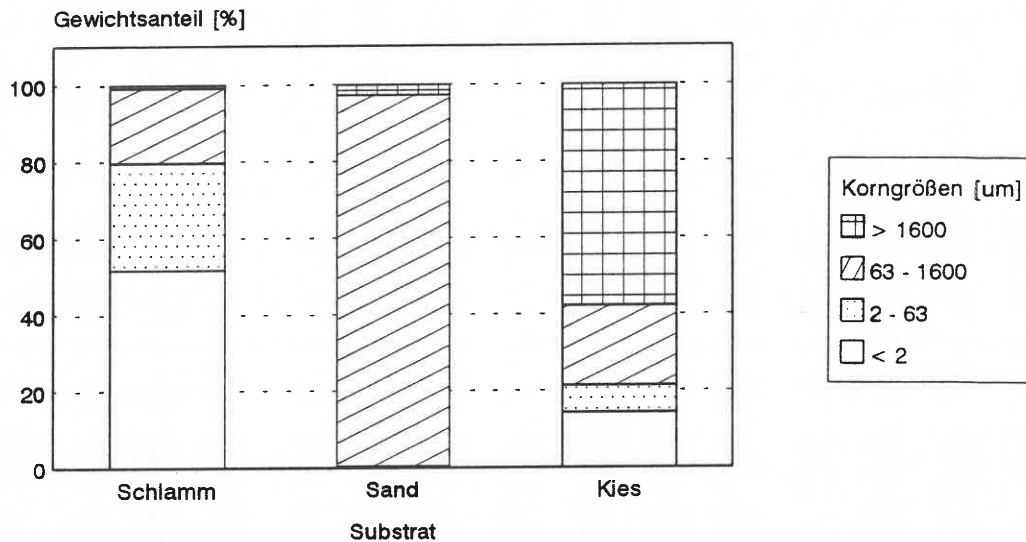


Abb. 5.10 : Korngrößenverteilung der verwendeten Substrate im Versuchsbecken : Kies ( $>1600\mu\text{m}$ ), Sand (63 - 1600  $\mu\text{m}$ ), Silt (2-63  $\mu\text{m}$ ), Ton ( $<2\mu\text{m}$ )

### Chemische Untersuchungen

Die bei den Messungen bestimmten Nährstoffparameter sind in Abb. 5.11 dargestellt. Die Konzentrationen an partikulärem Phosphor waren in allen verwendeten Substraten ähnlich und erreichten Werte von 463 (Kies-Ansätze), 526 (Sand-Ansätze) und 644 mg/kg (Schlamm-Ansätze).

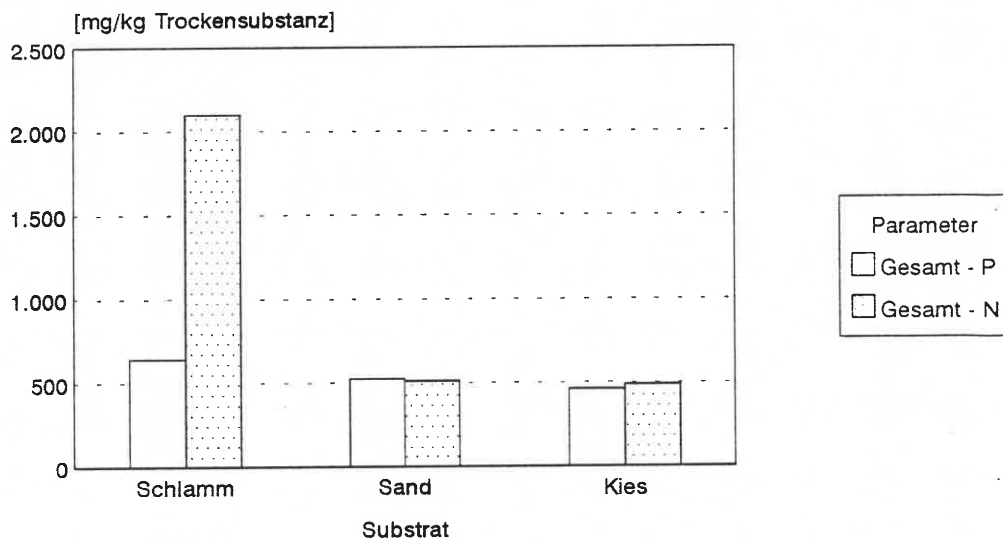


Abb. 5.11 : Chemische Nährstoffparameter im Sediment der verwendeten Substrate im Versuchsbecken

Der Gehalt an partikulärem Stickstoff war in den Schlamm-Ansätzen deutlich erhöht (2100 ppm), während er in den anderen Versuchsansätzen 490 bzw. 505 ppm betrug.

#### 4.2.3 Wasseruntersuchungen

Die Minima und Maxima der chemischen Parameter sind in Tabelle 5.3 zu sehen. Alle untersuchten Interstitialproben unterschieden sich in ihren Schwankungsbreiten nur wenig. Die pH-Werte schwankten um  $7.2 \pm 0.3$ , die elektrolytische Leitfähigkeit zwischen 282 und 1202  $\mu\text{S/cm}$ . Die Gesamthärte lag im Durchschnitt bei  $8,6 \text{ }^\circ\text{dH} \pm 3,1$  (weich bis mittelhart), das Säurebindungsvermögen SBV bei 4,6 mval/l. Der Sauerstoffgehalt lag zwischen 0,1 und 7,7 mg/l, die Sauerstoffsättigung betrug durchschnittlich 33,7 %, allerdings mit sehr hohen Schwankungsbreiten (6 - 83 %). Die ermittelten Konzentrationen an Stickstoff-Verbindungen (Nitrat, Nitrit, Ammonium) lagen meist knapp über den Nachweisgrenzen (vgl. Kap. 3.2.3, S. 39) :  $\text{NH}_4$  (0,01 mg/l  $\pm$  0,04),  $\text{NO}_3$  (0,15 mg/l  $\pm$  0,17),  $\text{NO}_2$  (2,6  $\mu\text{g/l} \pm$  1,6), während sich die Ergebnisse an ortho-Phosphat mit durchschnittlich 81,6  $\mu\text{g/l}$  etwas darüber abhoben.

Die ermittelten Werte des Freiwassers unterschieden sich von den genannten Interstitialproben im pH - Wert (8,0 - 8,7) und in der elektrolytischen Leitfähigkeit (230 - 288  $\mu\text{S/cm}$ ).

Tab. 5.3 : Minima und Maxima der chemischen Parameter des Interstitialwassers an drei bis fünf Untersuchungstagen zwischen 29. April und 24. September

Ansatz	II / M	II / S	II / K	Freiwasser
Temperatur [ $^\circ\text{C}$ ]	18.8 - 22.8	18.2 - 23.0	18.2 - 23.3	17.4 - 23.1
pH - Wert	7.0 - 7.7	7.4 - 7.7	7.5 - 7.7	8.0 - 8.7
Leitfähigkeit [ $\mu\text{S/cm}$ ]	351 - 938	276 - 493	282 - 397	230 - 288
Gesamthärte [ $^\circ\text{dH}$ ]	7.0 - 13.5	3.6 - 9.0	2.7 - 11.6	3.6 - 7.6
SBV [mval/l]	3.0 - 3.8	2.0 - 11.4	2.5 - 10.0	1.7 - 2.2
Sauerstoff-Gehalt [mg/l]	4.2 - 4.5	4.0 - 7.7	0.9 - 3.1	5.9 - 7.4
Sauerstoff-Sättigung [%]	46.6 - 54.7	58.3 - 82.8	11.0 - 38.1	44.0 - 83.5
$\text{NH}_4$ - N [mg/l]	n.n.	n.n.	n.n.	n.n. - 0.02
$\text{NO}_3$ - N [mg/l]	0.1 - 0.2	0.0 - 0.1	0.0 - 0.1	0.0 - 0.1
$\text{NO}_2$ - N [ $\mu\text{g/l}$ ]	2 - 3	2 - 4	1 - 7	0 - 2
$\text{PO}_4$ - P [ $\mu\text{g/l}$ ]	11 - 113	11 - 133	4 - 144	0 - 9
Ansatz	III / M	III / S	III / K	
Temperatur [ $^\circ\text{C}$ ]	17.8 - 22.6	17.9 - 22.7	17.9 - 22.7	
pH - Wert	7.3 - 7.4	7.0 - 7.4	7.0 - 7.1	
Leitfähigkeit [ $\mu\text{S/cm}$ ]	815 - 1094	574 - 1202	367 - 1054	
Gesamthärte [ $^\circ\text{dH}$ ]	5.6 - 10.0	5.5 - 12.7	5.5 - 10.0	
SBV [mval/l]	3.2 - 7.7	0.2 - 9.5	3.1 - 10.3	
Sauerstoff-Gehalt [mg/l]	0.6 - 2.5	1.2 - 3.4	1.1 - 2.7	
Sauerstoff-Sättigung [%]	13.4 - 32.7	14.0 - 37.6	6.1 - 31.0	
$\text{NH}_4$ - N [mg/l]	n.n. - 11.5	n.n. - 28.2	n.n.	
$\text{NO}_3$ - N [mg/l]	0.0 - 0.3	0.1 - 0.2	0.0 - 0.2	
$\text{NO}_2$ - N [ $\mu\text{g/l}$ ]	2 - 6	2 - 4	2 - 4	
$\text{PO}_4$ - P [ $\mu\text{g/l}$ ]	9 - 57	7 - 290	57 - 201	

Ansatz	IV / M	IV / S	IV / K
Temperatur [°C]	17.8 - 22.5	18.0 - 22.6	17.9 - 22.5
pH - Wert	6.7 - 7.2	6.9 - 7.3	6.9 - 7.6
Leitfähigkeit [uS/cm]	353 - 593	381 - 460	429 - 490
Gesamthärte [°H]	4.3 - 12.4	4.7 - 16.1	3.6 - 12.6
SBV [mval/l]	4.2 - 5.6	3.1 - 5.6	4.3 - 5.5
Sauerstoff-Gehalt [mg/l]	1.6 - 3.8	2.2 - 3.8	1.2 - 2.4
Sauerstoff-Sättigung [%]	18.6 - 41.7	25.2 - 42.0	14.1 - 27.6
NH <sub>4</sub> - N [mg/l]	n.n. - 10.5	n.n.	n.n.
NO <sub>3</sub> - N [mg/l]	0.1 - 0.7	n.n. - 0.5	0.1 - 0.6
NO <sub>2</sub> - N [ug/l]	n.n. - 3	n.n. - 4	n.n. - 6
PO <sub>4</sub> - P [ug/l]	7 - 85	61 - 386	13 - 85

### 5.3 Diskussion

Ähnlich wie bei den Untersuchungen der natürlichen Vorkommen werden auch hier die Ergebnisse von Umwelteinflüssen, Messungen und Beobachtungen für alle Ansätze zusammengefaßt und diskutiert.

#### 5.3.1 Abhängigkeiten von Wassertiefen

##### Schlamm-Ansätze

Diese Ansätze waren in ihren **Sedimentverhältnissen** von 80 % Ton/Silt und 19 % Sand und hohen Nährstoffkonzentrationen (2099 mg N/kg, 644 mg P/kg) bestimmt. Diese guten Voraussetzungen bedingten allgemein eine hohe Zunahme der **Halmzahlen** (166 - 214 %) und eine Zunahme der **Biomasse** (512 - 1079 %), wobei alle Ansätze zu Versuchsbeginn ähnliche Startwerte besaßen. Während die Halmzahlen jedoch mit zunehmender Wassertiefe (I bis IV) sanken, stiegen die Biomassen sehr stark an.

Das Wachstum aller Halme begann Ende März, ca. 2 - 3 Wochen nach Versuchsbeginn am 10. März. Die zeitliche Übereinstimmung mit einer kurzen Erwärmungsphase vom 15. bis 22. März mit Temperaturen um die 17 °C deutete auf eine temperaturabhängige **Emergenz**. Alle Ansätze bildeten viele starke, dunkelgrüne (= vitale) Halme aus, die im Verlauf des Sommers je 100 % **Blüten** entwickelten. Das **maximale Wachstum** der markierten Halme war im Mai nach den erhöhten Lufttemperaturen Ende April deutlich angestiegen und lag für die Tiefenstufen III (3.4 cm/Tag) und IV (3.1 cm/Tag) höher. Die **Lebensdauer** der markierten Halme erreichte 99 (I) bzw. 72 (II - IV)

Tage. Obwohl der Wasserstand im Versuchsbecken stetig angehoben wurde, kann die unterschiedliche Wassertiefe der vier Stufen wohl nicht als Grund für die verschiedenen Werte herangezogen werden. Deutlicher hingegen entwickelten sich die **maximalen Halmhöhen** : bereits im Mai bei Überflutung der Tiefenstufen III und IV konnte ein Anstieg der Halmhöhen dieser Stufen beobachtet werden. Bei weiter steigendem Pegel wurde die Anpassung der Halmhöhen an die jeweiligen Wasserstände noch ausgeprägter. Der Höhepunkt war bei 112 (I), 119 (II), 143 (III) bzw. 169 (IV) erreicht. Die **Halmhöhe über Wasserstand** lag dabei bei  $99.3 \text{ cm} \pm 13.3$  für alle Tiefenstufen.

Nach der Vegetationsperiode Ende Oktober zeigten sich noch 53 bis 82 % **vitale Halme**, die, ebenso wie der **Blütenanteil** (53 - 70 %), mit der Wassertiefe zunahm. Ähnlich verhielten sich auch **Halmhöhen** und **Halmdurchmesser**. Es wurden dabei in der Stufe IV sogar maximale Durchmesser von bis zu 13 mm gemessen.

#### Sand - Ansätze

Das **Sediment** dieser Versuchserie war durch den hohen Anteil von Sand (95 %) und das geringe Nährstoffangebot (513 mg N/kg, 526 mg P/kg) charakterisiert. Die Konzentration an partikulärem Stickstoff war im Vergleich zu den Schlamm - Ansätzen um mehr als 300 % erniedrigt, so daß bei den Produktionsparametern **Halmanzahl** und **Biomasse** deutlich kleinere Werte zu vermuten waren. Dies wurde bei beiden Größen eindrucksvoll bestätigt : konnte I/S nach der Vegetationsperiode noch 25 % Halme als Zuwachs verzeichnen, so nahm die Anzahl bei höheren Wassertiefen bis zu 58 % ab. Die Zunahme der Biomasse schwankte um  $135 \% \pm 53$ , ein eindeutiger Trend war jedoch nicht zu erkennen.

Die **Emergenz** der Halme erfolgte wie in den Schlamm - Ansätzen ebenfalls Ende März. Die Pflanzen bildeten zunächst viele, später jedoch in geringerer Anzahl starke, **vitale Halme** aus. Die **Blütenbildung** war in den Tiefenstufen III und IV deutlicher, hier erreichten alle Pflanzen im Verlauf des Sommers 100 %, während es sonst nur 4 (II) bzw. 3 (I) der Parallelansätze waren. Das **maximale Wachstum** der markierten Halme nahm ähnlich wie bei den Schlamm - Ansätzen, nach dem Lufttemperaturanstieg Ende April zu und erreichte seinen Höhepunkt am 3. Mai (I : 1.9 cm/Tag; II : 2.5 cm/Tag) bzw. am 17. Mai (III : 2.1 cm/Tag; IV : 2.9 cm/Tag). Die zeitliche Verschiebung des Maximums bei den tieferen Pflanzen könnte dabei durch das, im Vergleich zur Luft, kältere Wasser verursacht sein. Die **Lebensdauer** der markierten Halme schwankte um die 70 Tage, eine Abhängigkeit von der Wassertiefe war aber nicht zu erkennen. Im Gegensatz dazu konnte bei der Betrachtung der **maximalen Halmhöhen** eine ausgeprägte Entwicklung nach den Wassertiefen beobachtet werden. Der Zeitpunkt der Überflutung spielte dabei offensichtlich eine wichtige Rolle : die Tiefenstufen III und IV waren bereits 4 bzw. 6 Wochen unter Wasser als Mitte Juni das Maximum der Halmhöhen erreicht wurde. Stufe II, die erst ab Anfang Juli überflutet wurde, zeigte auch dann nur geringe Abweichungen von Stufe I. Die maximalen **Halmhöhen über Wasserstand** lagen für die Tiefenstufen II - IV konstant um die  $48 \text{ cm} \pm 10$ , für Stufe I bei 69 cm.

Am Ende der Untersuchungen Ende Oktober waren noch 23 bis 76 % (I - IV) **vital**, wobei auch hier eine Zunahme mit der Wassertiefe beobachtet werden konnte. Der Anteil der **blütentragenden** Halme stieg zwar von 55 auf 84 %, den höchsten Wert erzielte aber die Stufe III. Ähnlich verhielten sich die **Halmdurchmesser** (2.4 - 4.3 cm). Nur bei den **Halmhöhen** war die Zunahme mit der Wassertiefe wieder ausgeprägter.

#### Kies - Ansätze

Die **Substratverhältnisse** dieser Ansätze waren durch den 55 % Anteil der Kiesfraktion und die geringsten Nährstoffgehalte (463 mg N/kg, 306 mg P/kg) bestimmt. Auch hier bedingten diese, eher ungünstigen Bedingungen geringe Zuwächse an **Halmanzahl** und **Biomasse**. Die Anzahl der Halme pro Pflanze nahm im Vergleich zu den Startzahlen deutlich mit der Wassertiefe ab (6 - 68 %). Die Biomassen sanken ebenfalls, blieben aber innerhalb  $117 \% \pm 33$ .

Der **Wachstumsbeginn** der Halme erfolgte, wie auch in den anderen Versuchsansätzen Ende März. In den Tiefenstufen III und IV bildeten sich nur wenige Halme, die meist auch einen geringeren Durchmesser besaßen; in den Stufen I und II dagegen bildeten sich viele dünne Halme, die jedoch in der Mehrzahl kümmerlich, heller in ihrer Färbung und/oder krumm gewachsen waren. Von allen Parallelansätzen erreichten im Verlauf der Vegetationsperiode 5 (IV), 4 (III), 1 (II) bzw. 0 (I) 100 % Anteil an **blütentragenden** Halme. Das **maximale Wachstum** der markierten Halme nahm, ähnlich wie in den anderen Ansätzen, Ende April zu. Die Stufen I und II erzielten ihre Höchstwerte am 3. Mai (1.9 bzw. 1.6 cm/Tag), während die tieferen Pflanzen diese erst 14 Tage später mit 2.3 (III) bzw. 2.9 cm/Tag erreichten. Auch hier war die zeitliche Verschiebung des Maximums bei den mit Wasser "gekühlten" Pflanzen zu beobachten. Die **Halmlebensdauer** schwankte um 65 Tage und ließ keine Abhängigkeit von der Wassertiefe erkennen. Die **maximalen Halmhöhen** entwickelten sich ähnlich wie in den Schlamm- und Sand-Ansätzen mit der Wassertiefe : die bereits im April (IV) bzw. im Mai (III) komplett überfluteten Pflanzen bildeten nach dem Wachstumsschub im Mai deutlich höhere Halme (118 bzw. 89 cm) aus. Die spätere Überflutung von II (Anfang Juli) hatte dann kaum Einfluß auf die Halmhöhe mehr; diese blieben ähnlich denen der ersten Stufe (66 - 73 %). Die **maximalen Halmhöhen über Wasserstand** schwankten für die Tiefenstufen II - IV um den konstanten Wert  $48 \text{ cm} \pm 7$ . Die Stufe I war mit 63 cm leicht erhöht, läßt man Pflanze 1 mit nur 10 cm Höhe außer Betracht.

Nach Abschluß des Beobachtungszeitraums Ende Oktober waren noch 36 - 80 % der Halme tiefenabhängig **vital**, wobei das Maximum jedoch in der Stufe II zu finden war. Genau entgegengesetzt verhielt sich der **Blütenanteil** : er nahm von 59 (I) auf 33 % ab und stieg dann erneut wieder auf 59 % (IV). Für beide Faktoren konnte keine eindeutige Tendenz beschrieben werden. Die **Halmhöhen** und **Halmdurchmesser** zeigten wiederum eine deutliche Zunahme, d.h. Abhängigkeit mit der Wassertiefe.

### 5.3.2 Abhängigkeit von Substraten

Wie bereits in Kap. 5.3.1 (S. 78) erwähnt, waren die Substrate deutlich verschieden : in den Schlamm - Ansätzen (M) dominierten die kleinen Korngrößen (80 % Ton/Silt) mit hohem Nährstoffgehalt, während in den Sand - Ansätzen (S) nur 24 % (82 %) und in den Kies - Ansätzen (K) nur 15 % (72 %) der N- (P-) Konzentrationen der Schlamm - Ansätze erreicht wurden.

#### Tiefenstufe I (0 cm)

Die Zunahmen an **Halmanzahlen** unterschieden sich in den Schlamm- (214 %) und Sand/Kies - Ansätzen (125 bzw. 94 %) und auch die **Biomassen** folgten diesem Trend (M : 512 %, S : 138 %, K : 131 %). Unterschiede zwischen den Sand- und Kies - Versuchen konnten aufgrund der hohen Streuungen als nicht signifikant angesehen werden.

Die **Emergenz** der Halme Ende März war jedoch nicht substratabhängig und auch am ersten Untersuchungstag (5. April) bewegten sich die Halmhöhen für alle Ansätze um 8 cm. Im Verlauf der Vegetationsperiode entwickelten sich die, zunächst gleichlangen, Halme mit Schlamm deutlich besser (viele dunkelgrüne Halme mit hohen Durchmesser), während vor allem die Kies - Ansätze eher weniger, oft kümmerlich oder krumm gewachsene ausbildeten. Ähnliche Abhängigkeiten ergaben sich bei der **Blütenbildung** : von je 5 Parallelansätzen konnten alle (M), 3 (S) bzw. nur 1 (K) 100 % Blüten ausbilden. Im Gegensatz hierzu kann für das **maximale Wachstum** wohl keine Abhängigkeit postuliert werden, obwohl auch hier eine, wenn auch geringe, Abnahme von 2.3 (M), 1.9 (S) zu 1.9 cm/Tag (K) gemessen werden konnte. Die **Lebensdauer** der markierten Halme nahm zwar ebenfalls mit der Korngröße ab, die hohen Streuungen lassen aber vermuten, daß auch hier keine Abhängigkeit gegeben ist. Die **maximalen Halmhöhen** wiesen wiederum bei den Schlamm - Ansätzen höhere Werte auf (112 cm) als bei den anderen (75 bzw. 67 %).

Die **Vitalität** der im Herbst geernteten Halme war in allen Substraten unterschiedlich, es ließ sich jedoch kein Trend erkennen. Ähnliches galt für die Betrachtung des **Blütenanteils**. Die **Halmhöhen** und **Halmdurchmesser** der Schlamm - Ansätze waren hingegen zu den Sand/Kies - Versuchen um 46 % erhöht.

#### Tiefenstufe II (21 cm)

Bei diesen Versuchsansätzen unterschieden sich die Zuwächse an **Halmanzahlen** und **Biomasse** wiederum nach Schlamm- (191 % bzw. 780 %) und Sand- (92 % bzw. 128 %)/Kies - Substrat (81 % bzw. 125 %).

Die **Emergenz** der Halme und das Ausbilden von vielen starken, dunkelgrünen (M) bzw. eher weniger, dünneren (S), z.T. auch krummen (K) Halmen war ähnlich wie in Stufe I. Dies kann als Folge der erst späten Überflutung dieser Tiefenstufe (8. Juli) gedeutet werden. Im Verlauf des Sommers kamen alle Parallelansätze (M) zu 100 % **Blüten**, während es bei den Sand - Ansätzen

nur 4, bei den Kies - Versuchen nur 1 Pflanzen waren. Bei dieser Stufe war das **maximale Wachstum** bei II/S am höchsten (2.5 cm/Tag), insgesamt ließ sich aber kein eindeutiger Trend erkennen. Gleiches galt für die **Halmlebensdauer**. Wahrscheinlich aufgrund der späten Überflutung dieser Stufe entsprachen alle Werte der **maximalen Halmhöhen** denen der Stufe I (M : 119, S : 80, K : 73 cm).

Nach der Vegetationsperiode zeigten sich im Ansatz II/K noch 80 % **vitale** Halme, während bei den anderen Substraten deutlich weniger zu finden waren. Im Anteil der **blütentragenden** Halme konnte keine Tendenz abgelesen werden, hier war der Ansatz II/S mit 69 % am höchsten. Die Ergebnisse der **Halmhöhen** und **Halmdurchmesser** bestätigten dagegen den Trend "Abnahme mit höheren Korngrößen".

#### Tiefenstufe III (44 cm)

Sowohl bei den Zuwächsen der **Halmanzahlen** als auch bei den **Biomassen** verhielten diese Versuchsansätze ähnlich den oben erwähnten : der Trend ging von III/M (166 % bzw. 898 %) über III/S (65 % bzw. 150 %) zu III/K (32 % bzw. 110%).

Auch war nach der **Emergenz** Ende März die Ausbildung von vielen, starken, dunkelgrünen (M), von vielen dünnen (S) bzw. von wenigen dünnen Halmen (K) zu beobachten. Diese zeigten im Verlauf der Vegetationsperiode in 5 (M), 5 (S) bzw. in 4 Parallelansätzen (K) 100 % **Blüten**. Das maximale Wachstum war in III/M mit 3.4 cm/Tag deutlich gegenüber den anderen (2.1 bzw. 2.3 cm/Tag) erhöht. Die **Halmlebensdauer** schwankte um 69 Tage und gehorchte keinem eindeutigen Trend. Die **maximalen Halmhöhen** hingegen waren bei den Schlamm - Ansätzen im Verlauf des Sommers auf 143 cm, bei den anderen nur auf 98 (S) bzw. 89 (K) cm angestiegen.

Diese Tendenz wies auch die **Vitalität** der Halme nach der Vegetationsperiode auf, wobei die starken Streuungen eher gegen eine solche These sprechen. Ähnliches galt ebenso für die **Blütenanteile**, wo III/S den höchsten Wert einnahm. Die **Halmhöhen** bzw. **Halmdurchmesser** entsprachen jedoch wieder der These, daß die Schlamm - Ansätze höhere Werte erwarten lassen.

#### Tiefenstufe IV (67 cm)

Die **Halmanzahlen** dieser Ansätze hatten in IV/M deutliche Zuwächse (181 %), während sie bei den Sand/Kies - Versuchen bis um 58 % sanken. Die Zunahmen an **Biomasse** gestalteten sich je nach Substrat von 1079 % (M) bis 101 % (K).

Die **Emergenz** der Halme und das Ausbilden von vielen, starken, dunkelgrünen Halmen in IV/M und weniger, dünnen Halmen in den anderen Ansätzen erfolgte ähnlich wie in der Tiefenstufe III. Anders aber wie oben beschrieben zeigten sich im Verlauf des Sommers in allen Ansätzen 100 % **Blütenbildung**. Das **maximale Wachstum** der markierten Halme reichte von 2.9 bis 3.0 cm/Tag und war, ebenso wie die **Halmlebensdauer** (52 - 72 Tage), somit substratunabhängig. Die **maximale**

**Halmhöhen** waren in IV/M mit 169 cm erheblich höher als in den anderen Ansätzen (116 bzw. 118 cm).

Nach der Vegetationsperiode durchgeführten Bestimmungen der **Vitalität** und des **Blütenanteils** erbrachten Schwankungen um 75 bzw. 64 %, aber keine eindeutig sedimentabhängigen Tendenzen. Ganz im Gegensatz zu **Halmhöhen** und **Halmdurchmesser**, die wieder in den Schlamm - Ansätzen deutlich höhere Werte erzielten (116 cm bzw. 70 mm).

### 5.3.3 Diskussion der Wachstumsparameter

Bei der Betrachtung aller Ergebnisse muß natürlich der Effekt des Verpflanzungsschocks mitberücksichtigt werden. Um Untersuchungen über die Abhängigkeiten des Wachstums der Binse von Substrat und Wassertiefen unter kontrollierten Bedingungen durchführen zu können, war die statistisch verteilte Auswahl von Pflanzen für die Versuchsansätze eine gute Lösung. So wurde der Schock der Umpflanzung für alle als gleichwertig angesehen.

Der Beginn des Wachstums der Pflanzen (=Emergenz der Halme) erfolgte für alle Ansätze Ende März nach einer kurzen Erwärmungsphase und ist deshalb möglicherweise temperaturgeregt. Der Anstieg aller Wachstumsraten Ende April könnte ebenfalls unabhängig von allen anderen Faktoren eine Reaktion auf die deutlichen Temperaturerhöhung (10 °C innerhalb 3 Tagen) sein.

Danach erreichten die **maximalen Wachstumsraten** der markierten Halme ihre Höhepunkte zwischen 3. und 17. Mai mit bis zu 34 mm/Tag, wobei zum einen nur eine geringe Abhängigkeit vom Substrattyp zu beobachten war. Zum anderen ist eine Abhängigkeit von der Wassertiefe ebenfalls nur bedingt zu sehen, obwohl bei sonst guten Voraussetzungen (Schlamm - Ansätze) höhere Werte gemessen wurden (III- , IV-Stufe).

Die **Lebensdauer** aller markierten Halme schwankte insgesamt von 52 bis 99 Tagen. Es kann wohl davon ausgegangen werden, daß die hohen Streuungen der einzelnen Ansätze auf einen stets konstanten, physiologisch bedingten Wert hinweisen. Da dies jedoch nur für die erste Halmserie beobachtet werden konnte, ist das Verhalten der nächsten austreibenden Halme noch zu untersuchen.

Die **Blütenbildung** begann Anfang Mai und setzte sich bis Oktober fort, so daß dies als Blütezeit den in der Literatur angegebenen Werten (Juni - Juli, OBERDORFER 1990, SCHMEIL 1993, ROTHMALER 1976) gegenüber gestellt werden kann. Betrachtet man die Ansätze, die im Verlauf des Sommers in voller Blüte standen (d.h. 100 % Anteil an blütentragenden Halmen), so ergibt sich eine deutliche Zunahme mit der Wassertiefe und kleinen Korngrößen, wobei die guten Sedimentverhältnisse der Schlamm - Ansätze in allen Tiefenstufen zu gleich guten Ergebnissen führten und den Trend überdeckten.

Eine eindrucksvolle Abhängigkeit von der Wassertiefe ergab sich auch für die **maximalen Halmhöhen**, die für alle Substrate deutlich zunahmen. Es spielten jedoch auch die Sedimentverhältnisse eine wichtige Rolle : die Halmhöhen waren in den Schlamm - Ansätzen um 33 % gegenüber den anderen erhöht, während zwischen den Sand- und Kiesversuchen kein signifikanter Unterschied festgestellt werden konnte. Insgesamt lagen fast alle Halmhöhen innerhalb der in der Literatur zitierten Werte von 50 - 150 cm (HEGI 1908/1931, BOERNER 1912, ROTHMALER 1976, SCHMEIL 1990). Interessant war die Ausbildung von kümmerlich bis krummen Halmen, vor allem in den Ansätzen I/K und II/K. Dies wird auch von BAUMANN (1911) beschrieben : er fand unter den "Landformen" der Seebirse "... eigentümlich deformierte, pfpfenzieherartige gewundene Blütenhalme." (S. 244) mit vielen Übergängen von geraden zu vollständig gewundenen Stengeln.

Die **Halmhöhen über Wasserstand** konnten vor allem in den Stufen III und IV beobachtet werden : sie stiegen mit dem Pegel kontinuierlich an, bis, bei weiter steigendem Wasserstand, die absoluten maximalen Halmhöhen konstant blieben. Es konnten dabei nahezu gleiche Werte für alle Wassertiefen, jedoch abhängig vom Sediment gemessen werden (M : 99 cm, S/K : 48 cm). Dies kann auf eine, je nach Substrat verschiedene, sonst aber für alle Wassertiefen geltende Größe hinweisen.

Die **Halmanzahl** pro eingesetzter Pflanze war ein herausragender Parameter, der deutlich zu den tieferen Wasserstufen und zu größeren Korngrößen abnahm. Dies veranschaulichten die Extremwerte von I/M (214 % Zunahme) und III/K (36 % Abnahme).

Die Zunahmen der **Biomassen** zeigten sich nur für die Schlamm - Ansätze deutlich abhängig von der Wassertiefe. Die Sand - Versuche schwankten um 135 %, die Kies - Ansätze um 117%, ohne einen genauen Trend. Natürlich waren die Biomassen abhängig von den Substrattypen : die Zuwächse der Schlamm - Ansätze waren um 280 - 820 % höher. Dies ist wohl der deutlichste Hinweis, daß der Nährstoff Stickstoff mit seiner hohen Konzentration in den Schlamm - Ansätzen zu sehr guten Wachstumsbedingungen und gesteigerter Produktion führte.

Auch für die **Vitalität** am Ende der Vegetationsperiode kann eine Abhängigkeit von der Wassertiefe postuliert werden. Sie reichte von 37 % in Stufe I bis zu 75 % (IV) und war dabei jedoch nicht sedimentabhängig.

Die hohe Streuung der Ergebnisse der im Herbst gemessenen Anteile an **blütentragenden Halme** läßt auf einen konstanten Wert schließen ( $59 \% \pm 12$ ). Dies ist überraschend, da sich die Ausbildung von Blüten während des Jahres deutlich unterschiedlich zeigte. Möglicherweise ist dies durch Halme aus späteren Serien zu erklären, die im Herbst bei meist schon niedrigeren Lufttemperaturen nur noch konstant geringe Blütenanteile bilden.

Bei der Messung der **Halmhöhen** nach der Vegetationsperiode zeigte sich wie bei der maximalen Halmhöhen beschrieben eine Abhängigkeit von der Wassertiefe; hier ist jedoch nur eine weitere

Unterscheidung in Schlamm- und Sand/Kies - Ansätzen möglich. Die ohnehin nur relativ geringen Differenzen zwischen den Letztgenannten spielten zu diesem Zeitpunkt keine Rolle mehr.

Deutlich sichtbare Abhängigkeiten von Wassertiefen und Substraten können für die **Halmdurchmesser** angegeben werden. Diese stellten mit der maximalen Halmhöhe, Halmanzahl und Biomasse die wohl bedeutendsten Parameter.

## 6. ALLGEMEINE DISKUSSION

Trotz der in Kap. 2.1.1 (S. 3 ff) beschriebenen Unterschiede für die Arten *Schoenoplectus lacustris* und *Schoenoplectus tabernaemontani* können die ökologischen Ansprüche an Boden, Nährstoffgehalte und Wassertiefe für beide als ähnlich angesehen werden. Das Wachstumsverhalten und Reaktionen auf Umwelteinflüsse sind ebenfalls gleich. Die Ergebnisse aus den Experimenten im Freiland und im Versuchsbecken können deshalb auch zur Charakterisierung der Seebirse herangezogen werden.

### 6.1 Einfluß von Umweltfaktoren

Die Bestätigung eines Rückgangs der Seebinsenbestände am Bodensee ähnlich dem Schilf kann aufgrund der spärlichen Literaturquellen nicht direkt erfolgen, da Auswertungen von langjährigen Studien, Kartierungen und Fotodokumentationen wie in der Schilfforschung kaum möglich sind (DIENST 1986, OSTENDORP 1989, 1990b, KRUMSCHEID ET AL. 1989, PIER ET AL. 1993). Es gibt jedoch Hinweise, die für eine solche These sprechen: zum einen konnten im Untersuchungsjahr 1993 von den von BAUMANN (1911) beschriebenen zehn Vorkommen nur noch 3 wiedergefunden werden (Allensbach, Iznang, Gundholzen). Zum anderen sind die dort beobachteten Bestände heute nicht mehr als "ausgedehnte Binsichte" mit Halmhöhen von bis 4 m zu bezeichnen.

Es wäre aber zu einfach, dies bereits als Rückgang der Bestände auszulegen. ISELI (1990) beschreibt für Schilfgebiete drei natürliche Entwicklungsphasen (Eigendynamik), die von der Initialansiedlung an einem Standort über die Optimalphase bei bestem Wachstum und Ausdehnung zur Regressions-phase führen. Die letztere ist dabei durch Bestandseinbrüche und Erhöhung des Bodenniveaus (Ablagerungen) gekennzeichnet, so daß das Gebiet leicht von Folgepflanzen besiedelt werden kann und sich gleichzeitig nicht weiter ausdehnt. Ähnliches wurde auch für die Seebirse beobachtet: SEIDEL (1955) bestimmte u.a. für junge Bestände sandig bis kiesiges, für ältere aber fein schlammiges Substrat. Diese Rückgangsphase ist für das Schilf vor allem durch den landwärtigen (Überschattung, Verdrängung, Uferverbau) und seewärtigen Rückgang (Stoppelfelder, Buchten, Einzelhorste, Auflösung durch flächenhafte Verringerung der Halmdichte) charakterisiert (OSTENDORP 1990b). Alle aufgeführten Phänomene können aufgrund der Untersuchungen 1993 auch für die Seebirse beobachtet werden. Diese Entwicklung wird neben den natürlichen Umweltfaktoren vor allem durch anthropogen bedingte Parameter beeinflusst (vgl. Kap. 2.4.3, S. 23 ff). Es konnte gezeigt werden, daß viele der für das Schilf bekannten Parameter auch für die Seebirse von Bedeutung sind (Abb. 6.1). Andererseits wurden einige nicht explizit untersucht oder auch z.T. keine Auswirkungen beobachtet.

Umweltfaktoren	Parameter	Natürliche Vorkommen				
		A	D	I	G	W
Meteorologische	Temperatur	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx
	Niederschläge	-	-	xxx	?	?
	Wind	x	xx	-	-	-
Hydrologische	Hochwasser	-	-	-	-	-
	Senken der Wasserstandsschwankungen	(?) xxx	(?) xxx	(?) xxx	(?) xxx	(?) xxx
Biologische	Verbiß durch Wasservögel	xxx	-	xxx	? (-)	? (+)
	Bisam	?	?	?	?	?
	Parasitenbefall	?	?	?	?	?
	Beweidung	-	-	-	-	-
	Verdrängung durch andere Pflanzen	xx	xxx	xx	xx	x
	Algeneinfluß	x	-	x	? (-)	? (-)
Chemische	Erhöhung der Nährstoffe im Wasser	?	?	?	?	?
	Nährstoffe im Sediment	xxx	? (xxx)	xxx	? (xxx)	? (xxx)
	Einleitung von Abwasser	?	?	?	?	?
Mechanische	Wellengang	-	xxx	-	x	-
	Korngrößenverteilung im Sediment	xxx	? (xxx)	xxx	? (xxx)	? (xxx)
	Treibgut, Eisschollen	x	-	xx	?	?
	Sportboote	-	-	xxx	x	-
	Vertritt durch Badegäste	xxx	x	-	-	x
	Uferverbau	-	-	-	-	-
	Mahd	-	-	-	-	-

Standorte :  
 A : Allensbach  
 D : Dingelsdorf  
 I : Iznang  
 G : Gundholzen  
 W : Wollmatinger Ried

Bedeutung :  
 xxx stark  
 xx mäßig  
 x gering  
 - keine  
 ? nicht überprüft, fraglich

Quelle : nach ECKERT-KRAUSE 1994, verändert mit DITTRICH & WESTRICH 1988  
 LANG 1967, STEINBERG 1977, OSTENDORP 1989, 1990

**Abb. 6.1** : Bekannte Umwelteinflüsse aus der Schilfforschung und deren Bedeutung für die natürlichen Bestände der Seebinsse am Bodensee/Untersee im Untersuchungsjahr 1993

### 6.1.1 Meteorologische Parameter

Der positive Einfluß der **Lufttemperatur** war bei allen durchgeführten Untersuchungen deutlich : der Wachstumsbeginn der Halme (Emergenz) und die sprunghafte Erhöhung des maximalen Wachstums waren, unabhängig von anderen Faktoren, durch starke Temperaturanstiege im März und April bedingt. Für die Bewertung dieses Parameters müssen jedoch über mehrere Jahre hinweg weitere Untersuchungen durchgeführt werden, da das Jahr 1993 mit Temperaturen von 2-3 °C über den langjährigen Mittelwerten ein überdurchschnittlich warmes Frühjahr hatte. Ein weiterer Hinweis auf temperaturgeregelte Prozesse des Wachstums war das zeitverzögerte Maximum der Wachstumsraten in Dingelsdorf, wo trotz ähnlicher Lufttemperaturen die spätere Erwärmung des Überlinger Sees wahrscheinlich Auswirkungen auf das Mikroklima zeigte.

**Niederschlag** als Regen hatte keine direkten, nachweisbaren Einflüsse auf die Entwicklungen der Seebinsen. Es sollten jedoch zur Klärung noch Untersuchungen über mehrere Jahre mit unterschiedlichen Niederschlagsmengen vorgenommen werden, da das Jahr 1993 bis Juni als extrem regenarm angesehen werden kann und deshalb wenig repräsentativ ist. Im Gegensatz dazu hatte Hagel einen deutlich negativen Einfluß : ein einziger Hagelsturm (4. Juli) zerstörte 40 % (Freilandexperimente) bis 100 % (Iznang) der Halme. Der Zeitpunkt eines solchen Bestandeinbruchs ist dabei ebenfalls von Bedeutung. Erfolgt dies im Frühjahr so können sich danach während des Sommers noch neue Halme ausbilden.

Die Untersuchungen 1993 bestätigten die häufig zitierte Aussage, daß die Seebirse bevorzugt an **windgeschützten** Standorten vorkommt (SEIDEL 1955, ELLENBERG 1986). Zum einen war die beobachtete Windexposition der natürlichen Bestände eher gering bis mäßig, zum anderen konnten bei den Freilandexperimenten hohe Einbußen bei Starkwindereignissen gemessen werden. Diese Auswirkungen sind dann jedoch indirekt durch hohen Wellengang (vgl. Kap. 6.1.5, S 92) bedingt (DITTRICH & WESTRICH 1988).

### 6.1.2 Hydrologische Parameter

Einer der wichtigsten Faktoren für das Wachstum der Seebirse ist die **Wassertiefe**. Es war zu beobachten, daß die maximale Halmhöhe über Wasserstand (HHüW) substratabhängig für alle Tiefen konstant blieb. Dies bestätigt die Beobachtung von SEIDEL (1955), die für die Seebirse Werte

---

**Bildtafel VIII** : Umweltparameter Hagel (Iznang, 8. Juli 1993) :

Abknicken der aller blütentragenden Halme (oben links) und/oder Schädigung der Halme (oben rechts); Erholung des Bestandes nach einem Monat (unten links, 13. August 1993) und darauf folgende Ausbildung von Fadenalgen (unten rechts, 13. August 1993)

# Bildtafel VIII

---



von 1.5 bis 1.6 m ermittelte. Geht man von einem konstanten Wert der HHüW von ca. 1.5 m der natürlichen Vorkommen aus, so läßt sich folgende Hypothese aufstellen :

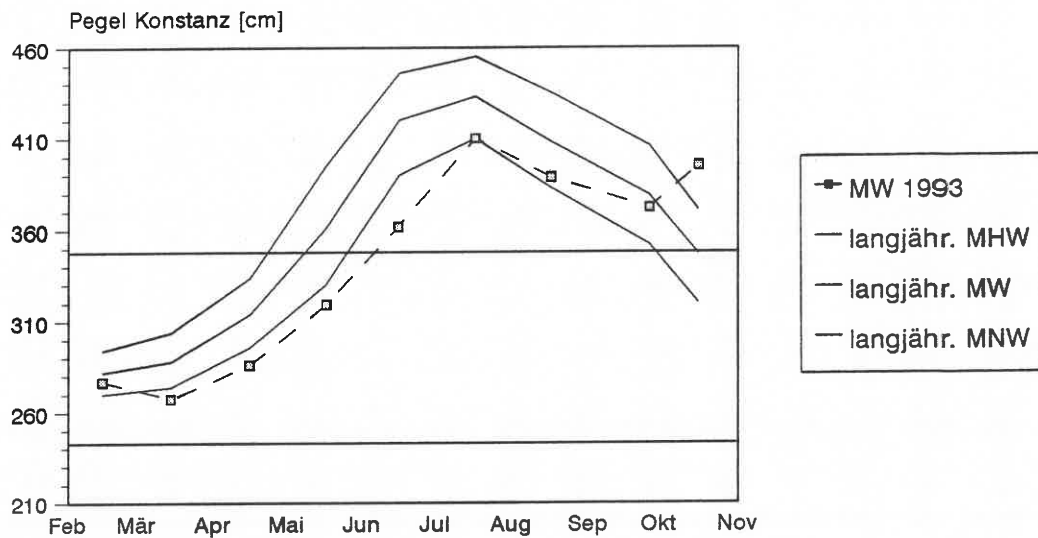
Die hydrologischen Bedingungen der letzten 6 Jahre (Niedrigwasserjahre mit maximalem Wasserstand von 4.49 m Pegel Konstanz, 1991) bedingten Wassertiefen der Bestände von 1.30 m. Addiert man hierzu den konstanten Wert der HHüW, so ergeben sich die maximalen Halmhöhen von 2.80 m, die 1993 auch gemessen werden konnten. Betrachtet man die maximalen Wasserstände der langjährigen Daten (1817 - 1987), so können normal 20 - 50 cm höhere Pegel erwartet werden. Diese Werte müssen jedoch noch nach oben korrigiert werden, da die häufigen und hohen Hochwasser vor 1930 durch die geringeren MHW-Stände seit der Regulierung der **Wasserstandsschwankungen** verdeckt werden (vgl. Kap. 2.4.3, S. 27, LUFT 1993). So können hypothetisch maximale Pegel von bis zu einem Meter oberhalb des Maximums 1993 angenommen werden. Bei dieser erhöhten Beeinflussung der Seebinsenbestände und Berücksichtigung der konstanten HHüW-Werte können für die Halme der Vorkommen von 1911 maximale Höhen von ca. 3.80 m postuliert werden. Dies wird von SCHRÖTER & KIRCHNER (1896/1902) und BAUMANN (1911) bestätigt.

Waren die früheren Vorkommen um 1900 tatsächlich so deutlich von der Wassertiefe beeinflusst, so kann angenommen werden, daß diese vitaler waren (vgl. Kap. 5.3, S. 83 ff) und sich durch weit überflutete Uferflächen ausdehnen konnten (kein Konkurrenzdruck !). Durch die Experimente im Versuchsbecken konnte nämlich gezeigt werden, daß die zum Zeitpunkt des Wachstumbeginns unter Wasser stehenden Pflanzen weniger, höhere, dickere und länger vitale Halme mit hohem Blütenanteil ausbildeten und einen hohen Zuwachs an Biomasse erzielten. Durch den Wegfall der hohen Wasserstände im Sommer müssen die Bestände heute insgesamt weniger hoch sein und sind allgemein auch als weniger vital anzusehen.

Die geringeren Wasserstandsschwankungen wirken sich zusätzlich auch auf Beginn und Dauer der Überflutung der Bestände aus. Abb. 6.2 zeigt die Verteilung der natürlichen Seebinsenbestände anhand des Pegel Konstanz .

Werden die Zeitpunkte verglichen, bei denen die Vorkommen durch die langjährigen Mittelwasser und die Mittelwasser 1993 komplett überflutet werden, so ergibt sich eine Differenz von ca. 4 Wochen. Zu der geringeren Wassertiefe kommen also noch kürzere Überflutungszeiten und der späte Beginn der Überflutung hinzu. Dies hat vor allem Folgen für die Besiedelung der Standorte mit Konkurrenzpflanzen (Kap. 6.1.3, S. 91). Die Beobachtungen stehen interessanterweise im Gegensatz zu den Ergebnissen in der Schilfforschung, wo ein schneller Pegelanstieg im Frühjahr und frühes Hochwasser eher Stagnation oder sogar Regression der Schilfgebiete hervorrufen (PIER ET AL. 1993). Auch die postulierten Auswirkungen der Hochwässer 1965/1966 auf das Schilf können nicht auf die Seebirse übertragen werden (LANG 1968, OSTENDORP 1990a). Es ist im Gegenteil zu vermuten, daß die Seebirse aufgrund ihrer, unter Wasser assimilationsfähig bleibenden, hydro-morphen Halmen nach solchen Ereignissen anderen Konkurrenzpflanzen überlegen wird und so im wahrsten Sinne des Wortes "Land gewinnt", d.h. sich weiter ausdehnen kann (ELLENBERG 1986). So ist auch der Umstand zu erklären, daß nach den Jahren 1965-1967 bei stark rückläufigen Schilf-

flächen bei den Erhebungen 1967 die größte Ausdehnung der Seebinsse beobachtet wurde (LANG 1973, OSTENDORP 1991b)



**Abb. 6.2** : Höhenlage der natürlichen Seebinsenvorkommen am Bodensee/Untersee mit seewärtigen (3.48 m) und landseitigen Bestandsgrenzen (2.43 m Pegel Konstanz) aufgezeigt anhand des Pegel Konstanz (Nullpunkt : 391.894 m ü. NN)

Quelle : Handbuch Pegel Konstanz Bodensee, Vermessungsbüro Ludin Radolfzell)

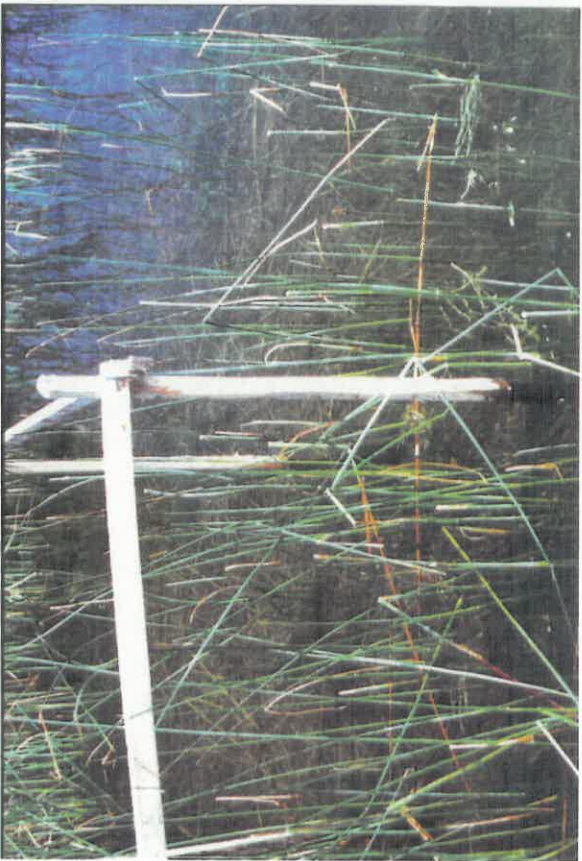
### 6.1.3 Biologische Parameter

Dem **Verbiß durch Wasservögel** wurde bereits in der Literatur Bedeutung beigemessen (OSTENDORP 1990a, SMIT & COOPS 1991). Bei den Untersuchungen 1993 konnte eindrucksvoll der negative Einfluß je eines Höckerschwanes in den Gebieten Allensbach und Iznang beobachtet werden. Die Vielfalt der Schädigungen der Seebinsen durch Höckerschwan und Bläßhuhn (Bevorzugung als Nahrungsquelle und Nestmaterial, Vertritt) und die Intensität (20-30% Gebietszerstörung) spielen bei bereits instabilen Binsenbeständen eine große Rolle. Dies ist im besonderen wohl auf die Einbürgerung und den starken Populationsanstieg des Höckerschwanes zurückzuführen (vgl. Kap. 2.4.3, S. 28), da das Bläßhuhn in wechselnden Bestandsgößen seit mindestens 200 Jahren heimisch ist.

#### **Bildtafel IX** : Umweltparameter Wasservögel :

Allensbach : Zerstörung der östlichen Bestandsbereiche durch einen Höckerschwan (oben links, 2. Juni 1993); Verwendung der Seebinsen als Nestmaterial (oben rechts, 2. Juni 1993); schwache Erholung des Bestandes nach zwei Monaten (unten links, 13. August)  
Iznang : Verwendung als Nestmaterial von Bläßhühnern (unten rechts, 29. Juli 1993)

Bildtafel IX



Zusätzlich konnten die Vogelpopulationen durch die niedrigeren Wasserstände weniger auf natürliche Weise reguliert werden (Überflutung der Nester).

Über den Einfluß der Schilffaktoren **Bisamverbiß** und **Parasitenbefall** auf die Seebirse kann kein endgültiges Urteil gefällt werden, da dies nicht explizit untersucht wurde.

Ein dahingegen wichtiger Parameter ist die **Verdrängung durch andere Pflanzen**, insbesondere durch Schilf. Bei Standortbedingungen, bei denen auch das Schilf physiologisch vorkommen kann, verdrängt es alle anderen Pflanzen (ELLENBERG 1986). Dies war in allen natürlichen Vorkommen nach den Niedrigwasserjahren 1988-93 deutlich zu erkennen. Aber auch Weidenbüsche und einjährige Landpflanzen drangen in die Binsenflächen vor, bzw. beschatteten sie (Dingelsdorf). Durch die Abnahme der maximalen Hochwässer des Bodensees seit der Jahrhundertwende und die natürliche Alterung (Verlandung) der Seebinsenbestände stieg der Konkurrenzdruck bei immer geringeren Wassertiefen an. Ob die aktuellen Überflutungsdauern und Wassertiefen ausreichen, um die Konkurrenzpflanzen zurückzudrängen wird für die planerische Umsetzung von Schutzkonzepten für die Seebirse ein wichtiger Faktor sein.

Ein für die Schilfforschung wichtiger Parameter sind die Anschwemmungen von **Fadenalgen** (vor allem *Cladophora sp.*) an den seewärtigen Bestandsgrenzen. Dies wurde nach der Eutrophierung des Bodensees in den 70er Jahren als eine der Hauptursachen des Schilfrückgangs angesehen (STEINBERG 1977). Die Auswirkungen auf die Seebirse konnten ebenfalls bei den natürlichen Vorkommen und bei den Freilandexperimenten beobachtet werden: an wenig wellenexponierten Stellen bildeten sich kleine Algenteppiche, die bei Wellengang Halme unter Wasser drückten, abknickten und neu austreibende Halme durch geringere Lichtzufuhr oder mechanisch zerstörten. Durch die Re-Oligotrophierung des Bodensees seit den 80er Jahren hat dieser Umweltfaktor an Bedeutung abgenommen und spielt heute nur noch nach einer Beeinträchtigung der Seebinsen durch Verbiß oder andere Parameter (Hagel) eine geringe Rolle.

#### 6.1.4 Chemische Parameter

Der für das Schilfsterben wichtige Faktor **Eutrophierung** und dessen Folgen (SCHÄFER 1984, ECKERT-KRAUSE 1994) können heute für die natürlichen Seebinsenbestände nicht mehr überprüft und somit auch nicht automatisch übernommen werden.

Im Gegensatz dazu zeigten die **Nährstoffe im Sediment** deutliche Auswirkungen: da die Nährstoffe (N,P) in den meisten Untersuchungsflächen mit kleinen Korngrößen korreliert waren, können jedoch keine eindeutigen Aussagen gemacht werden. In den Experimenten im Freiland und im Versuchsbecken waren jedoch gute Ergebnisse der Halmhöhen, Halmdurchmesser, Blütenbildung, Halmdichten und Zuwachs an Biomasse immer an hohe Nährstoffkonzentrationen gebunden. Da die

chemische Analyse des Interstitialwassers der Beckenversuche den hohen Anteil an Stickstoff im Sediment nicht widerspiegelte, die Binsen jedoch trotzdem gut gewachsen waren, kann davon ausgegangen werden, daß für die Pflanzen eher die am Substrat adsorbierten Nährstoffe von Bedeutung sind.

### 6.1.5 Mechanische Parameter

Der Einfluß von **Wellengang** auf Litoralpflanzen wurde bereits in der Literatur beschrieben (LANG 1967, COOPS ET AL. 1991). Es wurde dabei festgestellt, daß der windabhängige Wellengang (Brandung) im Herbst und Winter zwar deutlich erhöht ist, die dann aber meist trocken liegenden Pflanzen kaum beeinflusst werden. Kommt es aber im Herbst zu erhöhten Wasserständen (Hochwasser im September und Oktober 1993), so sind die Seebinsen trotzdem nicht gefährdet, da alle oberirdischen Pflanzenteile abgestorben sind. In diesem Fall ist ihr Überleben von der Stabilität des Sediments abhängig (Erosion), das die Seebirse mit ihrem schwerem Rhizom und dessen weitem Wurzelnetz gut am Standort festhält. Während der Vegetationsperiode im Untersuchungsjahr 1993 (Frühjahr, Sommer) kam es jedoch durch Welleneinwirkungen und hohe Wasserstände zu schweren Bestandseinbrüchen (100% der Halme in Dingelsdorf). Da die Seebirse bevorzugt an gering windexponierten Standorten vorkommt spielt der windinduzierte Wellengang am Bodensee eine eher kleine Rolle. Auswirkungen von anthropogen bedingten Wellen (Schiffe, Boote) konnten für fast alle natürlichen Bestände nicht beobachtet werden. Dies lag aber wohl eher an den Standorten (Naturschutzgebiete, deutlich entfernt von Schiffsrouten) als am geringen Bootsverkehr. In Dingelsdorf konnte die Beeinträchtigung durch den Schiffsfahrverkehr Meersburg-Dingelsdorf nämlich eindeutig nachgewiesen werden.

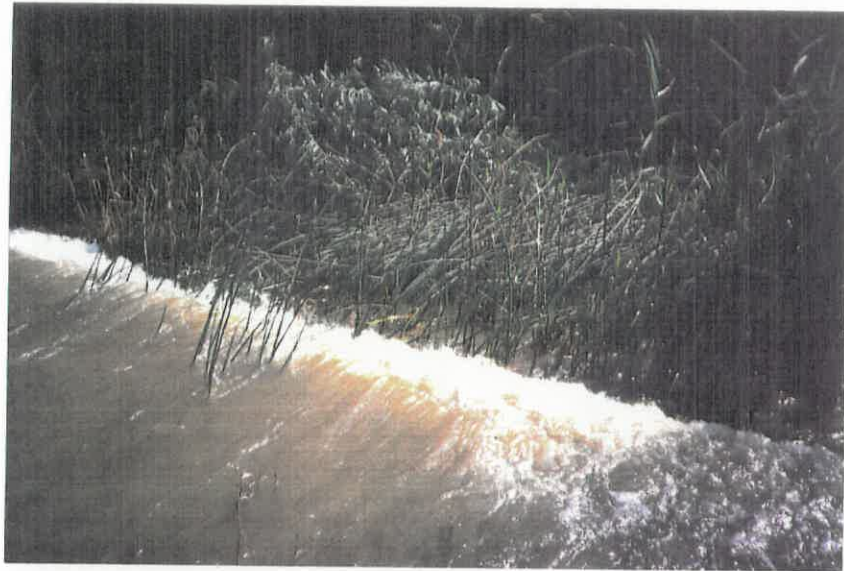
Die Auswirkungen der **Korngrößenverteilung im Sediment** können nicht explizit beschrieben werden, da kleine Korngrößen meist an hohe Nährstoffgehalte gebunden waren. Die Ergebnisse der Freilandexperimente bei Markelfingen zeigten jedoch für Fläche MII (85% Sandanteil) besseres Wachstum als für MIII (31% Kies), obwohl für beide Probestellen ähnliche Nährstoffkonzentrationen gemessen wurden. Bei einem Vorkommen großer Korngrößen im Sediment und damit eher schlechteren Standortbedingungen kann das Wachstum der Seebirse wahrscheinlich durch Zugabe von Nährstoffen (z. B. Einleitungen) verbessert werden (Dingelsdorf). Diese Abhängigkeiten sollten bei weiteren Untersuchungen getrennt betrachtet werden, um die guten Wachstumsbedingungen auf

---

**Bildtafel X** : Umweltparameter Wellengang (13. August 1993, Dingelsdorf)  
Beeinträchtigung des Bestandes bei Hochwasser und Wellengang durch Schiffsverkehr (oben), Abknicken der Halme an ihrer Basis (mitte) und in Wasserstandhöhe (unten)

# Bildtafel X

---



sandig-kiesigen Schlammböden (HESS 1976, CASPER & KRAUSCH 1980, OBERDORFER 1990) auf die eine (kleinere Korngrößen) oder andere Weise (hohe Nährstoffgehalte) zu begründen.

Eine Beeinträchtigung der Seebinsenbestände durch **Treibgut**, wie es für Schilf (OSTENDORP 1990a) beschrieben wird, konnte nur in kleinem Rahmen beobachtet werden. Aufgrund ihrer Lage waren die natürlichen Vorkommen im Jahresverlauf höchstens durch treibende Eisschollen im Winter gefährdet (Iznang, Allensbach). Es kann jedoch vermutet werden, daß bei stärkerem Einfluß von Treibgut in ungünstigen Standorten erhebliche Einbußen erwartet werden können: das Abknicken der Halme in der Probenfläche RII konnte wahrscheinlich nur durch die Einzäunung verhindert werden.

Ähnliche Effekte können Schlauch- und anderen **Sportbooten** zugeschrieben werden. Bei dem Überfahren der im Vergleich zum Schilf weniger hohen und stabilen Halme der Seebirse werden diese meist an der Wasserstandslinie abgeknickt. Diese These bestätigte sich bei den eigenen Ausfahrten. Da sich die natürlichen Vorkommen in der Nähe von Badestränden (Iznang) oder privaten Bootsanlegern (Gundholzen) befinden und dort während der Sommermonate entlang der Uferlinie (z.T. durch Binsfelder) einige Bootsfahrer beobachtet werden konnten, muß hier von einer starken Beeinflussung ausgegangen werden. Die Schneise zwischen dem vorgelagerten Inselbereich und dem eigentlichen Binsenbestand in Iznang ist wahrscheinlich auf diesen Grund zurückzuführen.

Von der Landseite sind es **Badegäste**, die durch Vertritt zu einer Reduzierung der Bestandsflächen führen können (Dingelsdorf, Allensbach, ECKERT-KRAUSE 1994).

Der **Uferverbau** ist ebenfalls zu den wichtigen Faktoren zu zählen. Obwohl heute die bestehenden Vorkommen kaum beeinträchtigt werden (Standorte meist in Naturschutzgebieten!), muß bei der Bestandsentwicklung von erheblichen Auswirkungen ausgegangen werden (vgl. Kap. 6.2.2, S. 95).

## 6.2 Gesamtökologische Entwicklung der Seebirse

### 6.2.1 Physiologische Grundlagen

Obwohl die generative Fortpflanzung der Seebirse einen weit höheren Stellenwert einnimmt als bei Schilf (WEISNER ET AL. 1993), ist diese Art der Vermehrung nur auf die sehr seichten Uferbereiche begrenzt, deren Böden auch gefrieren (Stratifikation). In größeren Wassertiefen ist die Seebirse ausschließlich auf die vegetative Vermehrung angewiesen, die durch das geringe Wachstum der

Rhizome nur langsam verläuft (SEIDEL 1955). Warum sie sich aber auch nach 5 Niedrigwasserjahren, d.h. geringer Wassertiefe, nicht deutlich mehr generativ ausbreitet, ist noch zu untersuchen.

BRÄNDLE (1990) bemerkt, daß "... Röhrichtbestände maßgebend von der Vitalität und von der Überlebenskapazität ihrer Rhizome abhängig sind" (S.104). Die Rhizome sind neben der Vermehrung vor allem auf die Speicherung von Reservestoffen ausgerichtet. Im Frühjahr versorgen die neu ausgetriebenen Halme die Pflanze mit Assimilaten, die zunächst für die weiteren Halmserien eingesetzt werden. Dabei sind wahrscheinlich die natürliche Lebensdauer der Halme und deren maximales Wachstum endogen bestimmt. Bei vitalen Beständen können so je nach Bedarf viele, dünnere (geringere Wassertiefen) bzw. wenige, dicke Halme (höhere Wassertiefen) versorgt und ein Wachstum des Rhizoms ermöglicht werden. Die weiteren Stoffwechselprodukte (vor allem Kohlenhydrate) werden zum Ende der Vegetationsperiode von den Halmen abgezogen und in den Rhizomen gespeichert. So können die Pflanzen nach dem Absterben der oberirdischen Teile die lange Winter-phase überleben und im Frühjahr wieder neue grüne Triebe ausbilden.

In Experimenten konnte nachgewiesen werden, daß sich mehrmalige Halmverluste sehr stark auf den Binsenbestand auswirkten (BRÄNDLE 1984) : durch den Wegfall der Biomasse können zum einem nicht genügend Reserven für die Überwinterung angelegt werden. Zum anderen treibt die Seebirse innerhalb kurzer Zeit wieder neue Halme aus, wenn es die Umweltbedingungen erlauben. Dies ist ein Teil ihrer Überlebensstrategie, um weiterhin die Versorgung mit Kohlehydraten und Sauerstoff zu gewährleisten. Diese neuen Halme können jedoch nur als Notlösung gesehen werden und unterscheiden sich von den normalen Halmserien durch gesteigerte Halmhöhen, sowie einem geringeren Halmdurchmesser und Blütenanteil (eigene Beobachtungen). Werden auch diese neuen Halme weiterhin beschädigt oder zerstört, so bildet die Pflanze so lange wieder neue Halme aus, bis die gesamten Reservestoffe aufgebraucht sind und das Rhizom abstirbt (BRÄNDLE 1984). Diese Entwicklungen können auch an den natürlichen Vorkommen im Landkreis Konstanz teilweise beobachtet werden (Iznang).

Als ein zusätzlicher wichtiger Faktor ist meines Erachtens die Wassertiefe anzusehen. Da die Seebirse in höherer Wassertiefe generell nur wenige, dafür aber dicke und lang vitale Halme ausbildet, ist ein Verlust dieser geringen Anzahl als noch gravierender einzustufen. Ebenso wichtig ist die Art der Halmbeschädigung : wurden die Halme in Wasserstandshöhe (z.B. 53 cm in Iznang) geknickt, so war die Regenerationszeit mit weniger als 4 Wochen gering, da die neuen Halme zu Beginn

---

**Bildtafel XI** : Wachstum der Seebirse

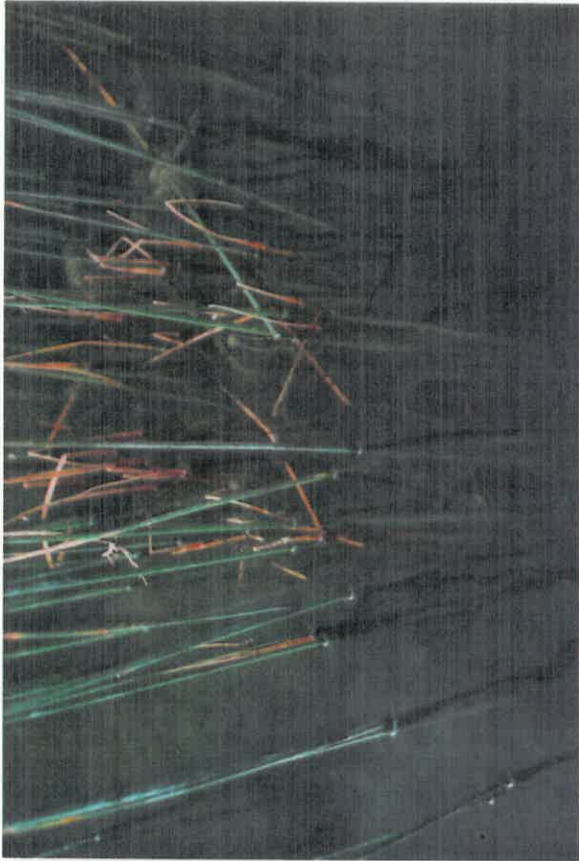
oben : Stemenförmiges Rhizomwachstum, das anhand der Halmserien zu erkennen ist. In der Mitte können die schwarzen, verrottenden letztjährigen Halme beobachtet werden (MII, Pflanze 9, 13. August 1993)

unten links : Vergleich der Zunahme an Rhizombiomasse nach einer Vegetationsperiode in Abhängigkeit von Standorten (links : RII/1, rechts : MI/5)

unten rechts : Wachstum in Halmserien (Dingelsdorf, 1. September 1993)

# Bildtafel XI

---



dieser Erholungsphase bereits 53 cm lang waren. Im Gegensatz dazu erhöhte sich die Dauer der Erholung auf zwei Monate in Dingelsdorf, wo die Halme durch den starken Wellengang an ihrer Basis geknickt wurden.

### 6.2.2 Zeitliches Zusammenwirken der Umweltfaktoren

Aus den bekannten physiologischen Eigenschaften der Seebirse und der zeitlichen Entwicklung der Bestände und deren beeinflussenden Umweltfaktoren kann das Zusammenwirken aller Parameter wie folgt postuliert werden (Abb. 6.3) :

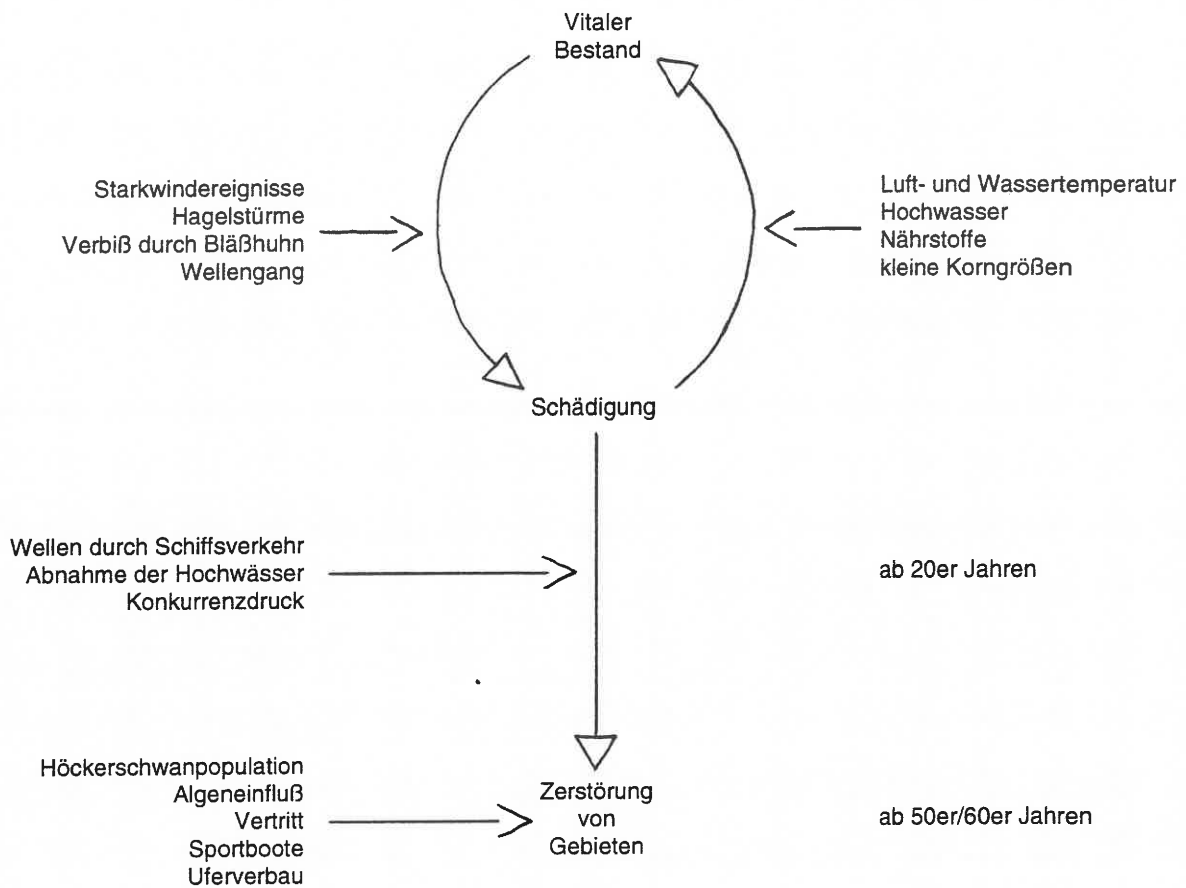
Um die Jahrhundertwende kann von ausgeglichenen positiven und negativen Einflußgrößen ausgegangen werden. Gute Standortbedingungen wie geringe Windexposition, gute Nährstoffversorgung, feinkörniges Substrat und regelmäßig hohe und lang andauernde Hochwässer ermöglichten ausgedehnte und vitale Seebirsbestände bei geringer anthropogener Belastung. Natürliche Gegenspieler dieser Entwicklung waren vor allem Schädigung der Halme durch Starkwindereignisse, Hagelstürme, Wellengang und Abfraß durch Blässhühnern.

Nach 1917 begannen Veränderungen wie Abnahme der Wasserstandsschwankungen, Einbürgerung von Höckerschwänen und einsetzender Siedlungsdruck und Tourismus in den 50er und 60er Jahren, die weit gravierendere Auswirkungen auf die Seebirse zeigten.

Durch die niedrigeren Hochwässer nahm zunächst nur die Vitalität der Bestände ab, wobei sich auch der Konkurrenzdruck erhöhte. Die gesteigerten Nährstoffkonzentrationen (Eutrophierung) erhöhten kurzzeitig die Vorkommen LANG 1973), während alte Bestände direkt durch Uferverbau zerstört wurden. Später schädigten zum einen Verbisse durch Höckerschwäne, Welleneinwirkungen durch Schiffsverkehr, Fadenalgen und vermehrter Siedlungsdruck (Vertritt, Sportboote) die noch verbliebenen, bereits instabileren Bestände. Zum anderen fielen dann einige dem weiteren Uferverbau (Aufschüttungen) zum Opfer (OSTENDORP 1990a).

Durch die Re-Oligotrophierung, Naturschutzprojekte (Rückbau harter Uferlinien, Schutz und Pflege vorhandener Schilfgebiete) und strengere Auflagen an die Sportschiffahrt wurden seit den 80er Jahren bessere Bedingungen für die Flachwasserzone geschaffen (ZIMMER & SCHNEIDER 1993). Neuere Untersuchungen der Schilfröhrichte am Untersee ergaben ebenfalls eine beginnende Erholung (OSTENDORP 1991b). Einige Einflußgrößen sind jedoch auch in Zukunft nicht oder kaum veränderbar wie die Verringerung der Pegelschwankungen, Auswirkungen von Schiffsverkehr und die Höckerschwanpopulation. Da die Seebirse meines Erachtens aber bereits eine kritische geringe Bestandsgröße erreicht hat, sind erhaltende und fördernde Maßnahmen nötig.

**Abb. 6.3 :** Zeitliches Zusammenwirken von Umweltfaktoren auf die Bestandsentwicklung der Seebinse am Bodensee/Untersee



**Bildtafel XII :** Vergleich des Bestandes in Iznang vor (21. Juni 1993) und nach Einwirkungen von Umweltfaktoren am 29. Juli 1993 (Hagel, Abbiß durch Wasservögel, Nestbau, Verdrängung durch Landpflanzen)

**Bildtafel XII**

---



## 7. AUSBLICK

Die durchgeführten Recherchen im Rahmen dieser Diplomarbeit haben gezeigt, daß trotz intensiver Untersuchungen der Litoral-, vor allem aber der Schilfpflanzen nur wenig über die Verbreitung und Ökologie der Seebirse *Schoenoplectus lacustris* bekannt war. Es war deutlich, daß die Seebirse als eigenständiges Untersuchungsobjekt neben dem Schilf Beachtung verdient, insbesondere da sie in Baden-Württemberg als schutzbedürftig ausgewiesen ist (HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1989). Die vorliegende Arbeit soll deshalb als erster Ansatzpunkt für weitere Untersuchungen dienen, um die Strukturvielfalt der Litoralbiozönose besser zu verstehen und auch in Zukunft zu erhalten.

Hierzu sind langfristige Beobachtungen und Dokumentationen von Dauerflächen und Transekten mit vermehrten Messungen der Wachstumsparameter erforderlich, wie sie für Schilfgebiete angewendet werden (DIENST 1986, PIER ET. AL 1993). Dabei sollte vor allem die Frage bearbeitet werden, warum sich die Seebirse an ihren natürlichen Vorkommen nicht weiter seewärts ausdehnt.

Um auch Folgen von Umwelteinflüssen auf das Regenerationsvermögen und auf Veränderungen der Bestandsstruktur besser abschätzen zu können, sollten die beschriebenen Wachstumsgrößen für alle Halmserien ermittelt werden.

Ein wichtiger Punkt sind weitere umfangreichere Analysen von Sedimentparametern und Interstitialwasser, die für das Verständnis der Abhängigkeiten von Korngrößen und Nährstoffen und somit für Anpflanzungsprojekte dienen können.

Schließlich müssen auch Methoden gefunden und getestet werden, um Vorkultivierungen, Anpflanzungen und Unterhaltung von neuen Beständen zu optimieren.

### Maßnahmen zur Renaturierung

Die Theorie, daß sich das Schilf nach den einmaligen hydrologischen und meteorologischen Ereignissen 1965-1967 auf natürlichem Weg die ursprüngliche Besiedlungsfläche zurückerobert (OSTENDORP 1991), ist für die Seebirse meines Erachtens nicht gültig. Im Gegenteil ist zu befürchten, daß ohne sofort eingeleitete, längerfristige Maßnahmen die Vorkommen in einigen Jahren verschwunden sein werden.

Zunächst ist das Überleben der aktuellen Bestände durch Schutz- und Pflegemaßnahmen zu sichern. Dabei kommen den anthropogenen Störfaktoren Vertritt und Sportbooten und dem Höcker-  
schwan besondere Bedeutung zu.

- Einschränken des Zutritts von Land- und Wasserseite : befristetes Einzäunen der Vorkommen in Iznang und Allensbach und weiträumig angelegte Handläufe in Gundholzen und im Wollmatinger Ried
- Entfernen von einwachsenen Landpflanzen (z. B. Weidenbüsche in Dingelsdorf)
- Überwachen der ausgewiesenen Naturschutzgebiete durch Flurhüter
- Verringern der Höckerschwanpopulation (Einschränken der Winterfütterung, Entfernen von Gelegen)

Gleichzeitig sollten Neuanpflanzungen zur Revitalisierung der Uferbiozönosen durchgeführt werden. Die ausgewählten Standorte sollten dabei folgende Bedingungen erfüllen (nach OSTENDORP 1991 verändert) :

- Höhenlage zwischen 2.60 und 2.90 m Pegel Konstanz
- niedrige Strömung
- nährstoffreiches Substrat
- geringer Wellengang durch Wind oder Schiffsverkehr
- geringe mechanische Belastung durch Treibgut
- mögliche großzügige Einzäunung für einige Jahre
- mögliche Vernetzung mit anderen Seebinsen- oder Schilfvorkommen

Als Beispiele für erfolgversprechende Standorte seien die Probeflächen der Freilandexperimente genannt.

Natürlich darf auch hier die Forderung der Schilfforscher nicht fehlen, die für Planung, Durchführung und wissenschaftliche Begleituntersuchungen sowohl Limnologen als auch Wasserbau-Ingenieure aus Behörden, Naturschutzverbänden und Universitäten zur engen Zusammenarbeit aufruft (OSTENDORP 1993).

## 8. ZUSAMMENFASSUNG

Die internationalen Forschungen im Bereich Seeufervegetation konzentrierten sich bisher vor allem auf das Schilfsterben und Schilfnaturierung. Dies gab den Anlaß, in Zusammenarbeit des Limnologischen Institutes mit dem Institut für Seenforschung (Langenargen) und dem Amt für Bodenschutz und Wasserwirtschaft Konstanz die vorliegende Diplomarbeit über eine andere interessante Litoralpflanze zu initiieren. Ziel der Untersuchungen war es, die Bestandsentwicklungen der Seebirse *Schoenoplectus lacustris* (L.) PALLA im Landkreis Konstanz während der letzten Jahrzehnte zu dokumentieren, die ökologischen Ansprüche durch Untersuchungen zu beschreiben und diese ggf. in einen kausalen Zusammenhang zu setzen.

Dabei stand die Abhängigkeit des Pflanzenwachstums von abiotischen (Substrat, Wasserstand, Lufttemperatur, Niederschläge, Wind, Wellengang) und biotischen Umweltfaktoren (Konkurrenzpflanzen, Wasservögel) im Vordergrund. Die Überprüfung der Pflanzenentwicklung erfolgte durch Messung von Halmhöhen und täglichem Wachstum, Halmdurchmessern, Halm- und Blütendichten, Halmlebensdauer, Halmvitalität, Biomassezunahme und Wurzeltiefe.

Die natürlichen Bestände im Landkreis Konstanz wurden kartiert und die Entwicklung im Jahresverlauf beobachtet. Im Hinblick auf Renaturierungsmaßnahmen wurden ebenfalls Anpflanzungsexperimente mit jungen, vorgezogenen Binsenpflanzen an ausgewählten Standorten im Untersee und, unabhängig von Freilandeinflüssen, in einem Fischbecken des Limnologischen Institutes durchgeführt. In den Versuchen zeigte sich deutlich, daß die Seebirse bevorzugt auf Böden mit kleinen Korngrößen und hohen Nährstoffgehalten wächst und bis in größerer Wassertiefe (bis zu 1,75 m) vorkommt, jedoch im Freiland durch starke Windereignisse, hohen Wellengang, Algenüberwucherung, Abfraß durch Wasservögel und, an den landwärtigen Stellen, durch Verdrängung durch andere Sumpfpflanzen beeinträchtigt wird.

Es war deutlich zu erkennen, daß vor allem das zeitliche Zusammenwirken dieser Faktoren seit der Jahrhundertwende mit den starken anthropogenen Einflüssen (Senken der Wasserstandsschwankungen, Einbürgerung von Höckerschwänen, Siedlungsdruck, Boots- und Schiffsverkehr, Eutrophierung) zu Schädigungen und Zerstörungen von Seebinsenbeständen führte.

Durch die anhaltenden, meist irreversiblen Umwelteinflüsse und die bereits instabilen Vorkommen hat die Seebirse am Bodensee/Untersee heute bereits eine kritische Bestandsgröße erreicht und ist als schutzbedürftig einzustufen. Maßnahmen zur Pflege und Wiederansiedlung sind deshalb zu begrüßen, da sie einen Betrag zur Erhaltung dieser Art und somit auch der naturnahen Ufervegetation leisten.

**9. LITERATURVERZEICHNIS**

- BANOUB, M.W. (1972) : Method for the determination of particulate organic nitrogen in natural waters.- Int. J. Environ. Anal. Chem. 2(2) : 107-111
- BAUMANN, E. (1911) : Die Vegetation des Untersees.- Arch. Hydrobiol. Suppl. 1, : 1-554
- BERTSCH, K. (1947) : Der See als Lebensgemeinschaft.- Otto Maier Verlag Ravensburg, 146 S.
- BÖRNER, C. (1912) : Eine Flora für das deutsche Volk.- R. Voigtländer Verlag, Leipzig, 864 S.
- BOERNER, F. (1989) : Taschenwörterbuch der botanischen Pflanzennamen.- 4. Auflage, Paul Parey Verlag, Berlin, 468 S.
- BRÄNDLE, R. (1984) : Auswirkungen von Halmverlusten auf den Kohlehydratstoffwechsel überfluteter Seebinsenhizome *Schoenoplectus lacustris* (L.) PALLA.- Flora 175 : 295-299
- BRÄNDLE, R. (1990) : Überlebensstrategien der Rhizome von Sumpf- und Röhrichtpflanzen.- Landschaftsentwicklung und Umweltforschung der TU Berlin 71 : 103-120
- BURKHARD, W.D. (1992) : Vor 75 Jahren kam der Schwan an den See.- Südkurier vom 8.12.1992
- BURSCHE, E.M. (1953) : Wasserpflanzen.- 2. Auflage, Neumann Verlag, Radebeul, 116 S.
- CASPER, S.J., KRAUSCH, H.-D. (1980) : Pteridophyta und Anthophyta, 1. Teil : Lycopodiaceae bis Orchidaceae, aus Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. (Hrsg.) : Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bd. 23.- Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 403 S.
- CHRISTIANSEN, M.S. (1980) : Gräser, BLV Bestimmungsbuch.- BLV Verlagsgesellschaft, München, 176 S.
- COOPS, H., BOETERS, R., SMIT, H. (1991) : Direct and indirect effects of wave attack on helophytes.- Aquat. Bot. 41 : 333 - 352
- DIENST, M. (1986) : Zur Dynamik der Schilffront am Bodensee-Untersee.- Natur und Landschaft 61(4) : 137-139
- DITTRICH, A., WESTRICH, B. (1988) : Bodenseeufererosion : Bestandsaufnahme und Bewertung.- Mitteilungen d. Inst. für Wasserbau der Universität Stuttgart, H. 68, 168 S.
- ECKERT-KRAUSE, M. (1994) : Kausalanalytische Untersuchungen zum Schilfrückgang am Ammersee.- Diplomarbeit, TU München
- ELLENBERG, H. (1979) : Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas.- 2. Auflage, Scripta geobotanica H.9, Erich Goltze Verlag, Göttingen, 122 S.

- ELLENBERG, H. (1986) : Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen aus ökologischer Sicht.- 4. Auflage, Ulmer Verlag, Stuttgart, 989 S.
- FRITSCH, K. (1922) : Exkursionsflora für Österreich und die ehemals österreichischen Nachbargebiete.- 3. Auflage, Verlag von Carl Gerold's Sohn, Wien, 824 S.
- GARCKE, A. (1972) : Illustrierte Flora.- 23. Auflage, Paul Parey Verlag, Berlin, 1607 S.
- GENAUST, H. (1976) : Etymologisches Wörterbuch der botanischen Pflanzennamen.- Birkhäuser Verlag, Basel, 390 S.
- GRAU, J., KREMER, B.P., MÖSELER, B.M., RAMBOLD, G., TRIEBEL, D. (1990) : Gräser, Die farbigen Naturführer.- Mosaik-Verlag, München, 287 S.
- HAEUPLER, H., SCHÖNFELDER P. (1989) : Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland.- 2. Auflage, Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart, 768 S.
- HEGI, G. (1908/1931) : Illustrierte Flora von Mitteleuropa, Bd. 2.- J.F. Lehmann's Verlag, München, 402 S.
- HESS, H.E. (1976) : Flora der Schweiz und angrenzender Gebiete, Bd. 1 (Pteridophyta bis Caryophyllaceae).- 2. Auflage, Birkhäuser Verlag, Basel, 858 S.
- INTERNATIONALE GEWÄSSERSCHUTZKOMMISSION (Hrsg.) (1993) : Limnologischer Zustand des Bodensees.- Nr. 19, Jahresberichte der IGKB, 83 S.
- ISELI, C. (1990) : Die Geschichte der Schilfröhrichte am Bielersee und Folgerungen für den praktischen Schilfschutz.- Landschaftsentwicklung und Umweltforschung der TU Berlin 71 : 212-218
- JACK, J.B. (1900) : Flora des badischen Kreises Konstanz.- J.J.Reiff-Verlag, Karlsruhe, 132 S.
- KIEFER, F. (1972) : Naturkunde des Bodensees.- 2. Auflage, Jan Thorbecke Verlag, Sigmaringen, 209 S.
- KLEIN, L. (1919) : Unsere Sumpf- und Wasserpflanzen.- Carl Winter's Universitätsbuchhandlung, Heidelberg, 101 S.
- KNAPP, R. (1971) : Einführung in die Pflanzensoziologie.- 3. Auflage, Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart, 388 S.
- KRUMSCHEID, P., STARK, H., PEINTINGER, M. (1989) : Decline of reed at Lake Constance (Obersee) since 1967 based on interpretations of aerial photographs.- Aquat. Bot. 35 : 57-62
- KRUMSCHEID-PLANKERT, P. (1991) : Experimentelle Untersuchungen zur Nährstoffabhängigkeit des Schilfrohrs (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.) : Implikationen für Röhrichtsanierungsstrategien.- Diss. Universität Konstanz, 145 S.

- LANG, G. (1962) : Vegetations- und Standortuntersuchungen in der Grenzzone des Bodenseeufer.- Ber. Dtsch. Bot. Ges. 75, 366-377
- LANG, G. (1967) : Die Ufervegetation des westlichen Bodensees.- Arch. Hydrobiol./Suppl.32 : 437-574
- LANG, G. (1968) : Vegetationsänderungen am Bodenseeufer in den letzten hundert Jahren.- Schr.Ver.Ges.Bodensee 86 : 295-319
- LANG, G. (1969) : Die Ufervegetation des Bodensees im farbigen Luftbild.- Schriftenfolgen d. Inst. f. Landeskunde in der Bundesanstalt für Landeskunde und Raumordnung H.8, 74 S.
- LANG, G. (1973) : Die Makrophytenvegetation in der Uferzone des Bodensees.- Ber. d. IGKB Nr.12, 67 S.
- LANG, G. (1981) : Die submersen Makrophyten des Bodensees - 1978 im Vergleich mit 1967.- Ber. d. IGKB 26, 64 S.
- LANG, G. (1990) : Die Vegetation des westlichen Bodensees.- 2. Auflage, G. Fischer Verlag, Jena, 462 S.
- LUFT, G. (1993) : Langfristige Veränderungen der Bodensee-Wasserstände und mögliche Auswirkungen auf Erosion und Ufervegetation.- Limnologie aktuell, Bd.5 : 61-75
- OBERDORFER, E. (Hrsg.) (1977) : Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil 1.- 2. Auflage, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 311 S.
- OBERDORFER, E. (1990) : Pflanzensoziologische Exkursionsflora.- 6. Auflage, Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart, 1050 S.
- ORNITHOLOGISCHE ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSEE (Hrsg.) (1983) : Die Vögel des Bodenseegebietes.- Deutscher Bund für Vogelschutz, Stuttgart, 279 S.
- OSTENDORP, W. (1989) : 'Die-back' of reeds in Europe - a critical review of literature.- Aquat. Bot. 35 : 5-26
- OSTENDORP, W. (1990a) : Die Ursachen des Röhrichtrückgangs am Bodensee-Untersee.- Carolea 48 : 85-102
- OSTENDORP, W. (1990b) : Strategien zur Untersuchung des Röhrichtrückgangs.- Landschaftsentwicklung und Umweltforschung der TU Berlin 71 : 18-48
- OSTENDORP, W. (1991a) : Damage by episodic flooding to *Phragmites* reeds in a prealpine lake : proposal of a model.- Oecologia 86 : 119-124
- OSTENDORP, W. (1991b) : Zur Geschichte der Uferröhrichte des Bodensee-Untersee.- SchrR. VG. Bodensee 109 . 215-233

- OSTENDORP, W. (1992a) : Sedimente und Sedimentbildung in Seeuferföhrichten des Bodensee-Untersees.- *Limnologica* 22(1) : 16-33
- OSTENDORP, W. (1992b) : Shoreline algal wash as a factor in reed decline in Lake Constance-Untersee.- *Hydrobiol.* 242 : 165-174
- OSTENDORP, W. (1993) : Schilf als Lebensraum.- *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 68 : 173-280
- PHILLIPS, R. (1985) : Das Kosmosbuch der Gräser, Farne, Moose, Flechten, ein großer Kosmos-Naturführer.- 2. Auflage, Franckh'sche Verlagshandlung, Stuttgart, 191 S.
- PIER, A., DIENST, M., STARK, H. (1993) : Dynamics of reed belts at Lake Constance (Untersee and Überlinger See) from 1984-1992.- *Limnologie aktuell*, Bd.5, 141-148
- REGIONALVERBAND HOCHRHEIN-BODENSEE (1984) : Bodenseeuferplan.- Konstanz, 49 S.
- ROTHMALER, W. (Hrsg.) (1976) : Exkursionsflora für die Gebiete der DDR und der BRD, Kritischer Band.- Volk und Wissen Volkseigener Verlag, Berlin, 811 S.
- POTT, R. (1992) : Die Pflanzengesellschaften Deutschlands.- Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart, 247 S.
- SCHÄFER, R. (1984) : Schilfsterben.- *Natur H.* 5 : 35-37
- SCHLECHTENDAL, D.F.L.v., LANGETHAL, L.E., SCHENK, E. (1881) : Flora von Deutschland, Bd 5 (Cyperaceae).- 5. Auflage, Verlag von Fr. Eugen Köhler, Gera, 207 S.
- SCHMEIL, O. (1993) : Flora von Deutschland und angrenzender Länder.- 89. Auflage, Quelle & Meyer Verlag, Heidelberg, 802 S.
- SCHRÖDER, R. (1988) : Die Erosion der Uferbank des Untersees (Bodensee).- *Arch. Hydrobiol.* 112 : 265-277
- SCHRÖTER, C., KIRCHNER, O. (1896/1902) : Die Vegetation des Bodensees.- Kommissionsverlag des Ver.Ges.Bodensee von Joh. Thom.Stettner, Lindau i.B., 208 S.
- SCHWOERBEL, J. (1986) : Methoden der Hydrobiologie; Süßwasserbiologie.- 3. Auflage, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 301 S.
- SEIDEL, K. (1955) : Die Flechtbinse *Scirpus lacustris* L., aus THIENEMANN, A., (Hrsg.) : Die Binnengewässer Bd. XXI.- E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 216 S.
- SLOBODDA, S. (1985) : Pflanzengemeinschaften und ihre Umwelt.- Quelle & Meyer Verlag, Heidelberg, 254 S.
- SMIT, H., COOPS, H. (1991) : Ecological, economic and social aspects of natural and man-made bulrush (*Scirpus lacustris* L.) wetlands in The Netherlands.- *Landscape and urban planning* 8 : 498-503

- WEISNER, S.E.B., GRANALI, W., EKSTAM, B. (1993) : Influence of submergence on growth of seedling of *Schoenoplectus lacustris* and *Phragmites australis*.- *Freshwater Biology* 29 : 371-375
- WENDELBERGER, E. (1986) : Pflanzen der Feuchtgebiete : Gewässer, Moore, Auen.- BLV Verlagsgesellschaft, München, 223 S.
- WILMANN, O. (1973) : Ökologische Pflanzensoziologie.- Quelle & Meyer Verlag, Heidelberg, 382 S.
- ZIMMER, G., SCHNEIDER, E. (1993) : Die Bodenseeuferpläne der Regionalverbände Bodensee-Oberschwaben und Hochrhein-Bodensee.- *Limnologie aktuell*, Bd. 5, 163-168

## 10. DANKSAGUNG

Mein besonderer Dank gilt **Prof. Dr. J. Schwoerbel** für die Überlassung des Themas und Betreuung der Arbeit, für die Bereitstellung eines Arbeitsplatzes im Limnologischen Institut, für eine freie Hand bei der Bearbeitung, aber auch für konstruktive Anregungen und Korrekturlesen.

Bedanken möchte ich mich auch bei **Prof. Dr. A. Melzer** zum einen für das große Interesse an diesem Thema, auch wenn sich nicht um das Schilf handelte. Zum anderen sei für die gute Betreuung trotz der großen Entfernung und viele nützliche Tips gedankt.

Ein besonders herzlicher Dank geht an meine praktischen Betreuer : Hr. **Dr. R. Kümmerlin** und Hr. **Dipl.-Biol. J. Mayer-Wolf**, die sich trotz eigener enger Terminpläne in stundenlangen, konstruktiven, fast familiär geführten Diskussionen und Gesprächen des Themas annahmen. Sie hatten auch für meine z.T. schwierigen persönlichen Probleme stets ein offenes Ohr und ließen mich über fast zwei Jahre immer wieder durch moralische Unterstützung und Hilfsbereitschaft für diese Arbeit begeistern.

Ich möchte mich auch hiermit bei Hr. **Dipl.-Ing. L. Scholz** und Hr. **Dipl.-Ing. J. Epser** für die großzügige finanzielle, materielle und technische Unterstützung bedanken. Hr. Biselli und den Männern vom Bauhof des WBA Konstanz danke ich für die angenehme Zusammenarbeit und vielen informativen Ausfahrten auf dem Bodensee.

Weiterer Dank gebührt den **Mitarbeitern im Institut für Seenforschung** : Hr. Dr. H.G. Schröder, Erwin und Viola für die geduldige Einweisung in die Geheimnisse der Korngrößenanalyse, Fr. Wand und Fr. Gonsior für die nette Hilfe bei den chemischen Sedimentuntersuchungen und Beate für die kurzfristige Überlassung des Laborplatzes und viel Geduld bei so vielen Anfragen und Wünschen.

Alle **Kollegen und Mitarbeitern aus der Fließwasser-Gruppe und des Limnologischen Institutes** sei für die freundliche Arbeitsatmosphäre und für so manche Hilfe gedankt, besonders Angelika für die Einführung in die chemischen Wasseranalysen und viele Korrekturlesungen.

Dank gilt auch Uli und den Leuten vom Montagstreff, die mich durch diese, z.T. schwierige Zeit mit viel Geduld begleiteten und bei denen ich auch Frust ablassen konnte.

Ganz besonders aber möchte ich meiner Mutter und meinem Bruder danken, die durch großzügige finanzielle und menschliche Hilfe, durch Überlassung des Autos und EDV-Unterstützung wesentlich zum Gelingen dieser Diplomarbeit beigetragen haben.

## Verzeichnis der verwendeten Abkürzungen :

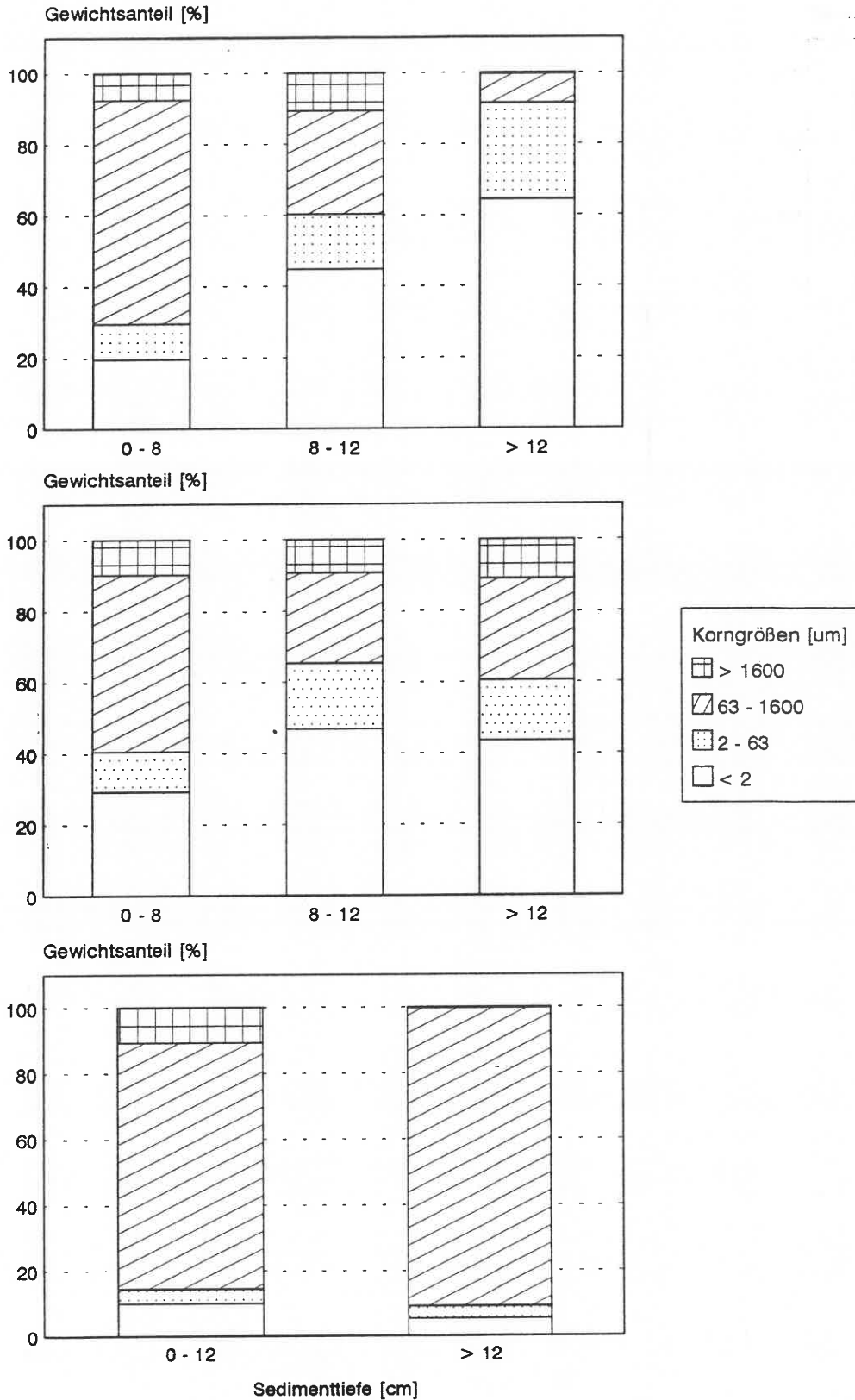
A	Allensbach (Natürliches Vorkommen)
D	Dingelsdorf (Natürliches Vorkommen)
HHüW	Halmhöhe über Wasserstand
I	Iznang (Natürliches Vorkommen)
K	Kies - Ansätze (Beckenversuche)
LSG	Landschaftsschutzgebiet
M	Schlamm - Ansätze (Beckenversuche)
MI	Markelfingen Probenstelle I (Freilandversuche)
MII	Markelfingen Probenstelle II (Freilandversuche)
MIII	Markelfingen Probenstelle III (Freilandversuche)
MHW	mittlerer Hochwasserstand
MNW	mittlerer Niedrigwasserstand
MW	Mittelwasserstand
NSG	Naturschutzgebiet
RI	Reichenau Probenstelle I (Freilandversuche)
RII	Reichenau Probenstelle II (Freilandversuche)
S	Sand - Ansätze (Beckenversuche)
Stufe I	0 cm Wasserstand (Beckenversuche)
Stufe II	21cm Wasserstand (Beckenversuche)
Stufe III	44 cm Wasserstand (Beckenversuche)
Stufe IV	67 cm Wasserstand (Beckenversuche)
WBA	Amt für Wasserwirtschaft und Bodenschutz

# **Anhang**

## **Ergebnisse der Sedimentuntersuchungen**

**Standort Allensbach : Korngrößenverteilung**

Standort Allensbach : Korngrößenverteilung



**Abb. A.1** : Prozentuale Gewichtsverteilung der untersuchten Korngrößen (Ton, Silt, Sand, Kies) in Abhängigkeit von der Sedimenttiefe an den drei ausgewählten Stellen : A1 (oben), A2 (mitte) A3 (unten)

Standort Iznang : Korngrößenverteilung

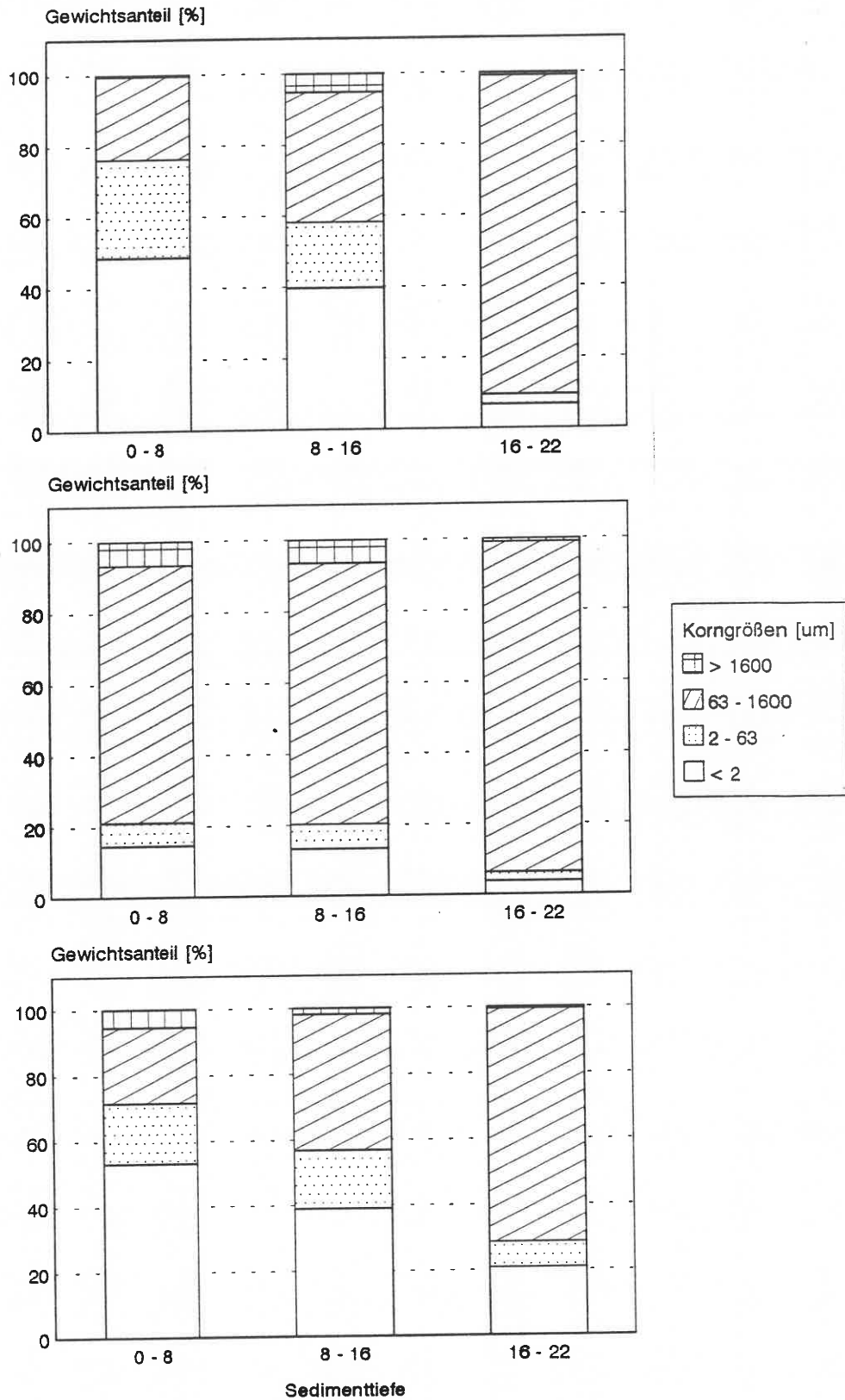


Abb. A.2 : Prozentuale Gewichtsverteilung der untersuchten Korngrößen (Ton, Silt, Sand, Kies) in Abhängigkeit von der Sedimenttiefe an den drei ausgewählten Stellen : I1 (oben), I2 (mitte) I3 (unten)

### Standort Dingelsdorf : Korngrößenverteilung

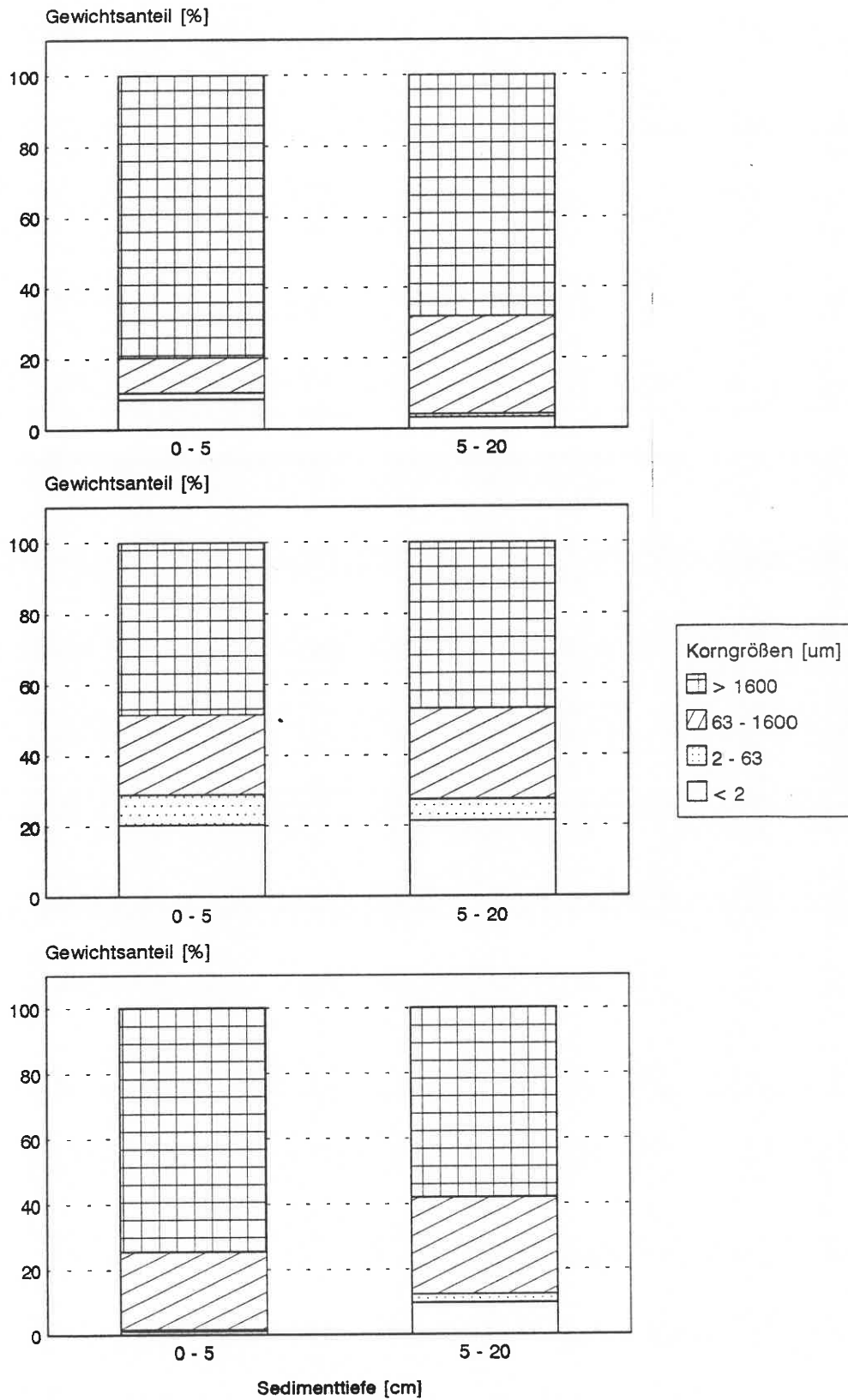


Abb. A.3 : Prozentuale Gewichtsverteilung der untersuchten Korngrößen (Ton, Silt, Sand, Kies) in Abhängigkeit von der Sedimenttiefe an den drei ausgewählten Stellen : D1 (oben), D2 (mitte), D3 (unten)

Standort Allensbach : Nährstoffverteilung

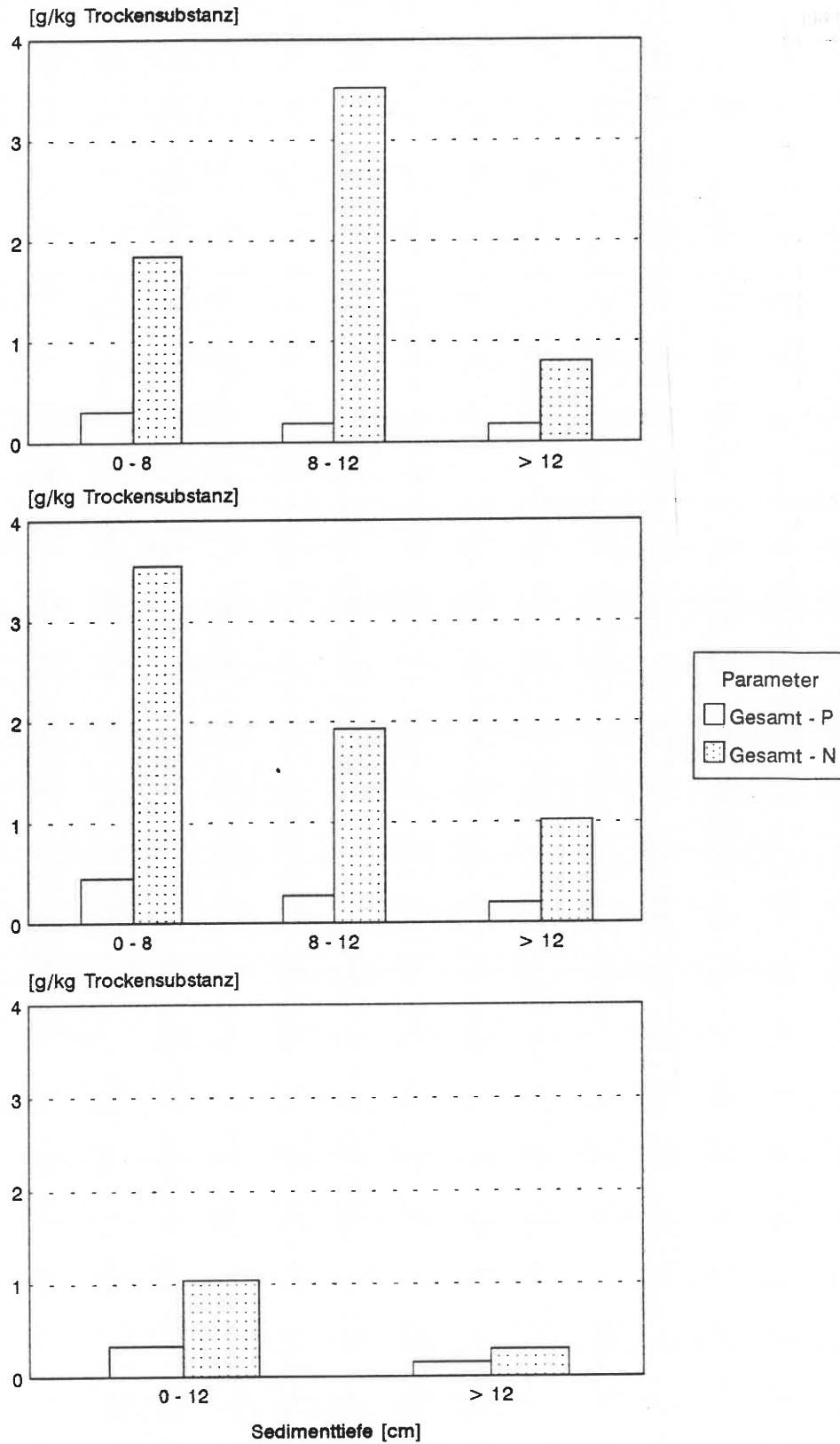


Abb. A.4 : Verteilung der Nährstoffparameter N und P in Abhängigkeit von der Sedimenttiefe an den drei ausgewählten Stellen : A1 (oben), A2 (mitte) A3 (unten)

Standort Iznang : Nährstoffverteilung

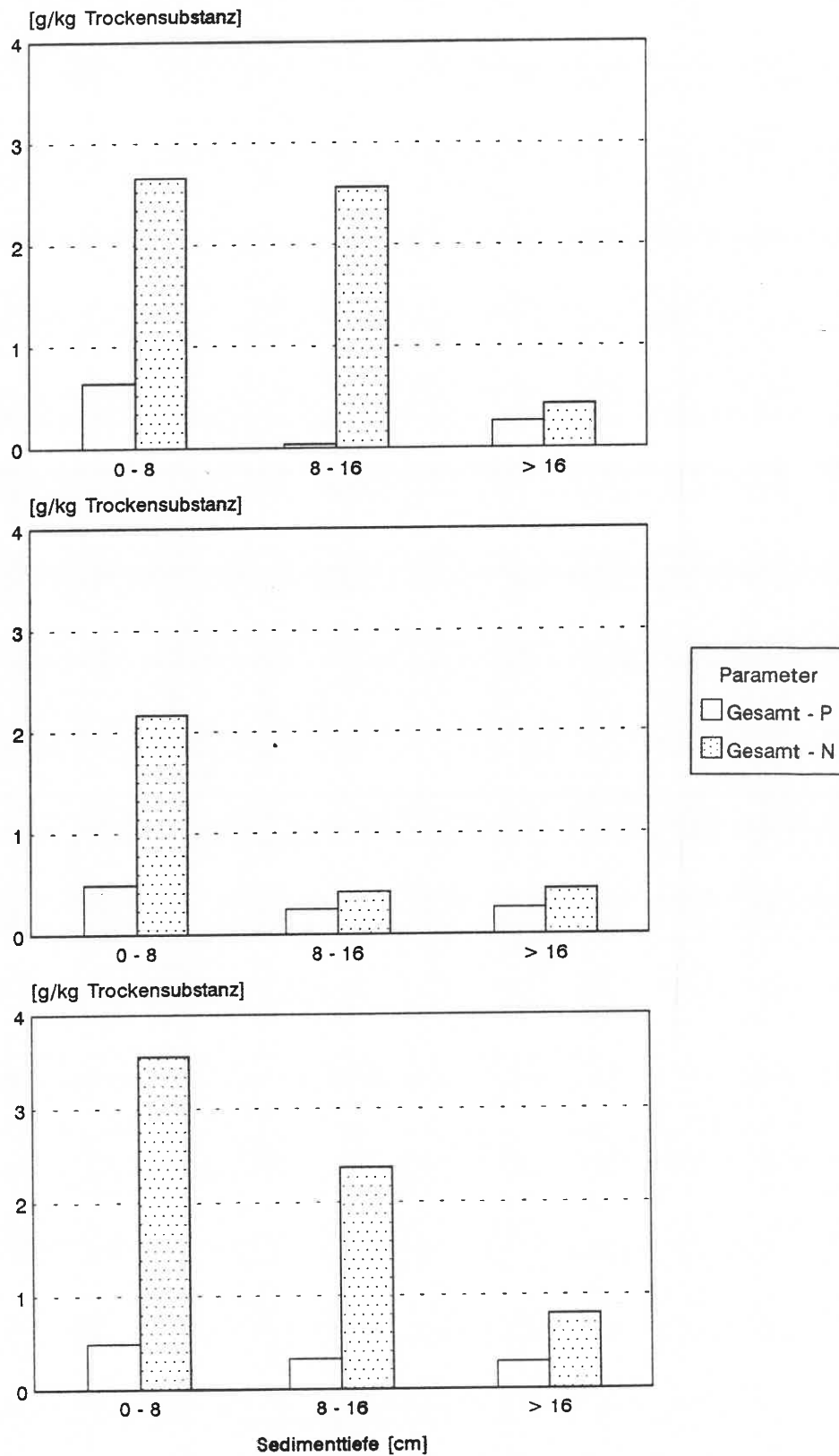


Abb. A.5 : Verteilung der Nährstoffparameter N und P in Abhängigkeit von der Sedimenttiefe an den drei ausgewählten Stellen : I1 (oben), I2 (mitte) I3 (unten)

Standort Dingelsdorf : Nährstoffverteilung

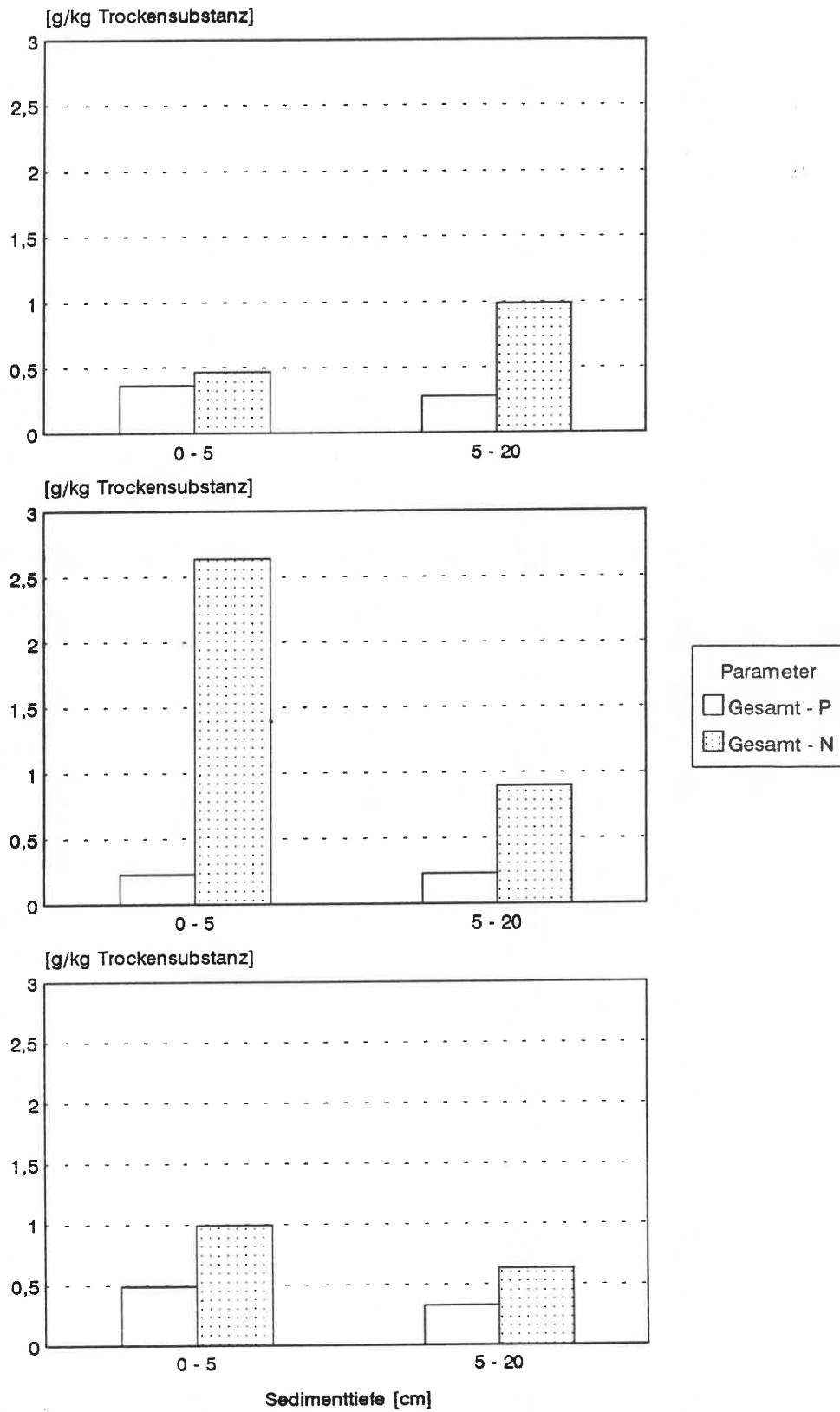
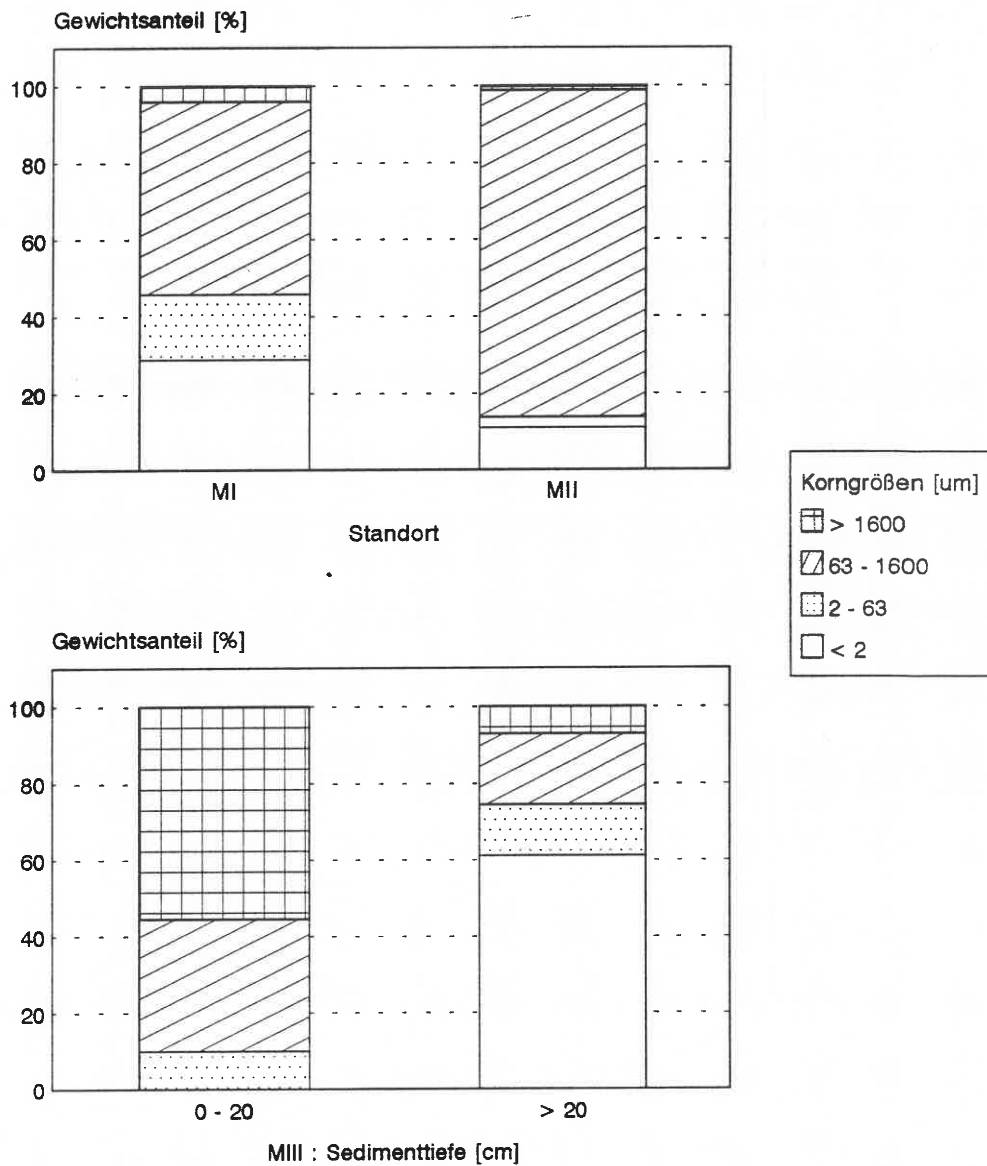


Abb. A.6 : Verteilung der Nährstoffparameter N und P in Abhängigkeit von der Sedimenttiefe an den drei ausgewählten Stellen : D1 (oben), D2 (mitte) D3 (unten)

### Standort Markelfingen : Korngrößenverteilung



**Abb. A.7** : Prozentuale Gewichtsverteilung der untersuchten Korngrößen (Ton, Silt, Sand, Kies) in Abhängigkeit von der Sedimenttiefe an den drei Probestellen MI, MII (oben) und MIII (unten)

Standort Reichenau : Korngrößenverteilung

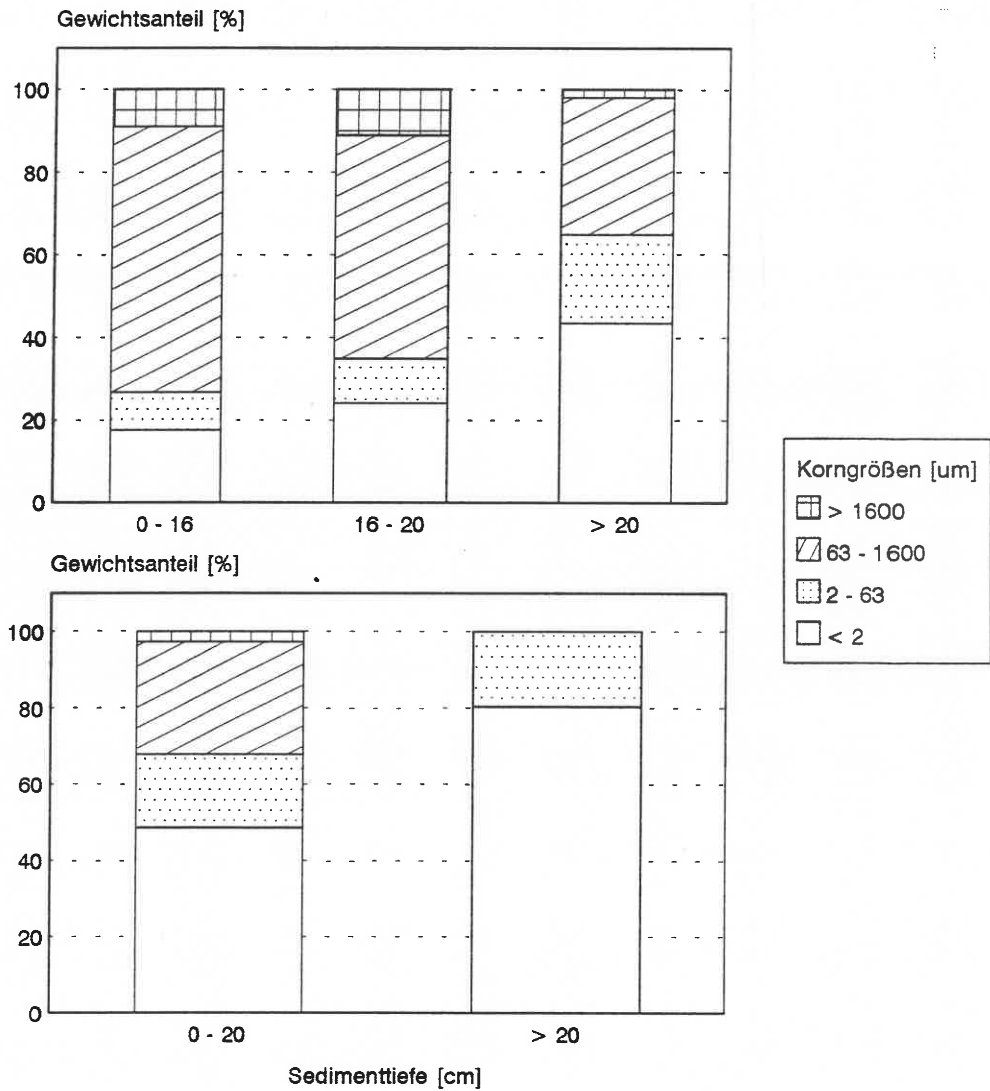


Abb. A.8 : Prozentuale Gewichtsverteilung der untersuchten Korngrößen (Ton, Silt, Sand, Kies) in Abhängigkeit von der Sedimenttiefe an den zwei Probestellen RI (oben) und RII (unten)

## Standort Markelfingen : Nährstoffverteilung

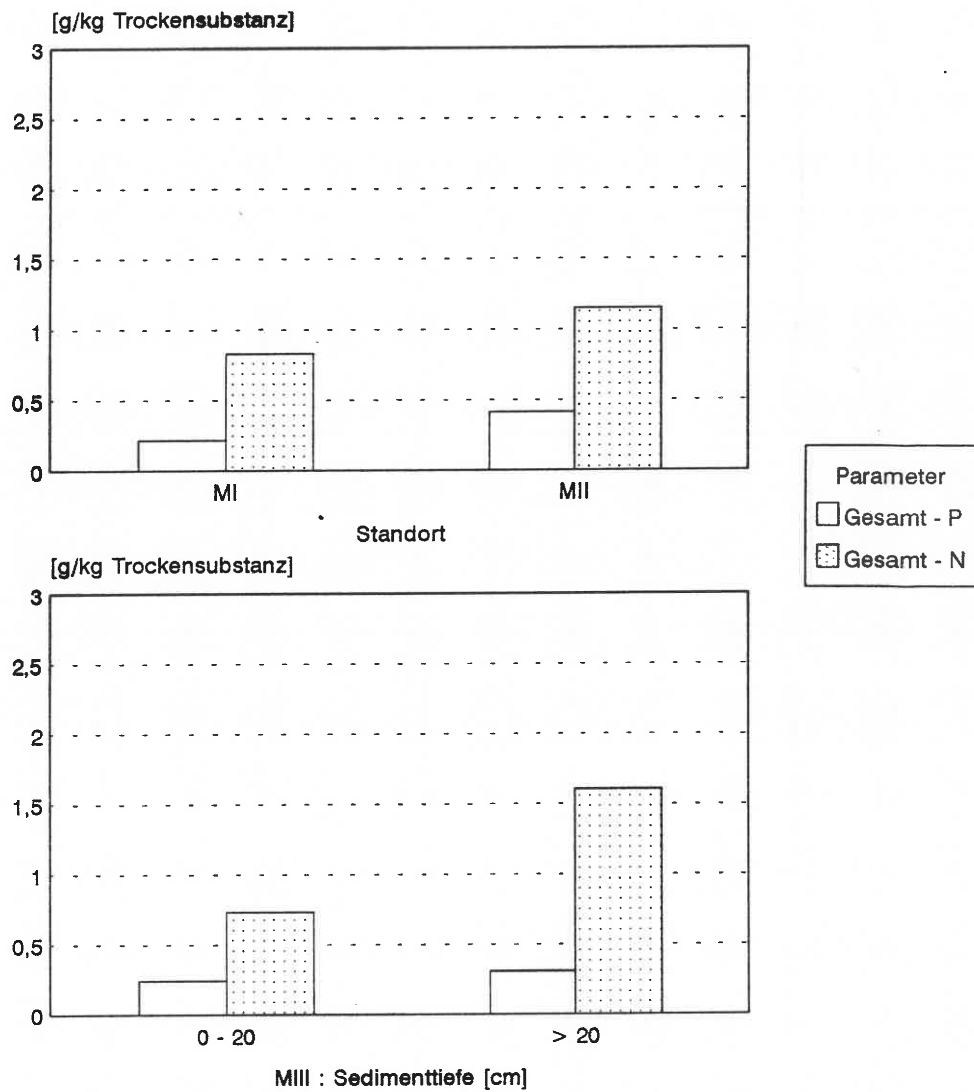


Abb. A.9 : Verteilung der Nährstoffparameter N und P in Abhängigkeit von der Sedimenttiefe an den drei Probestellen MI, MII (oben) und MIII (unten)

Standort Reichenau : Nährstoffverteilung

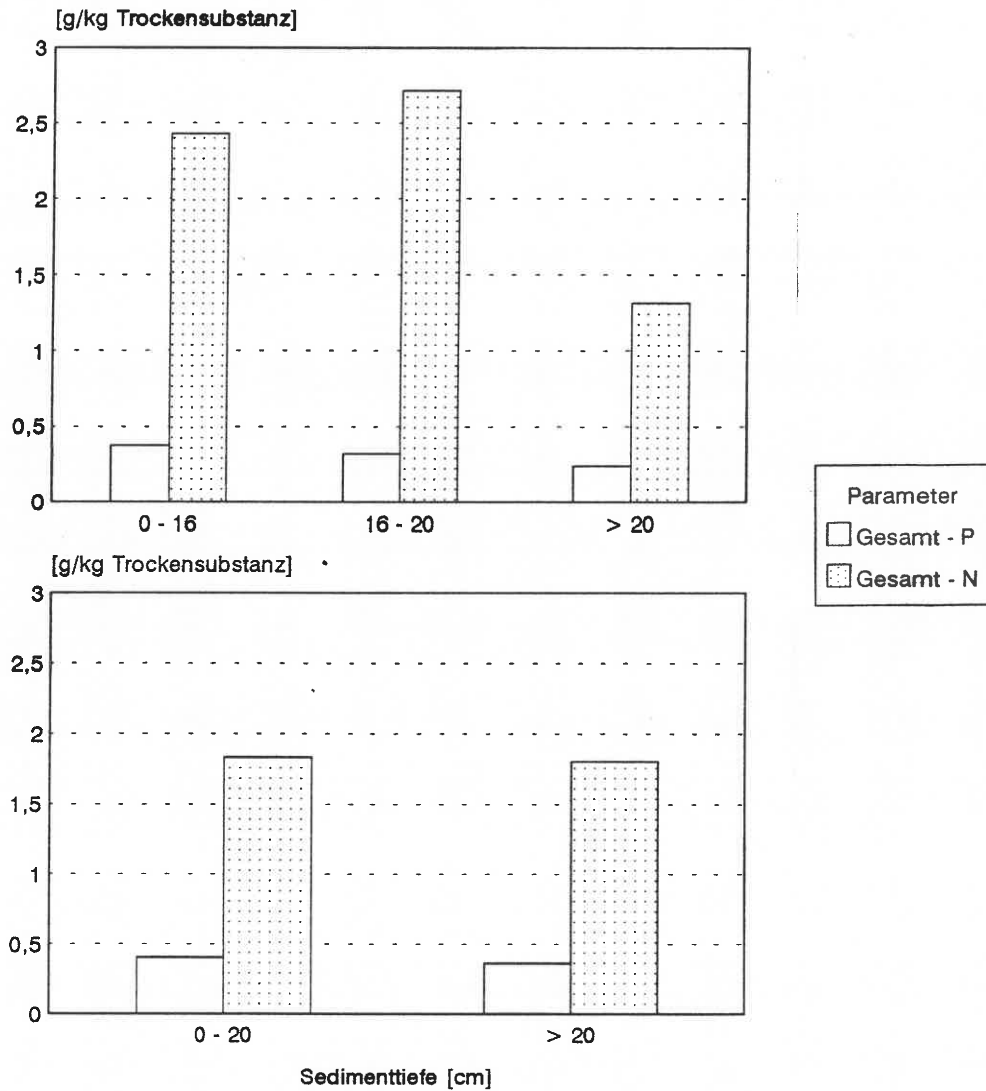


Abb. A.10 : Verteilung der Nährstoffparameter N und P in Abhängigkeit von der Sedimenttiefe an den zwei Probestellen : RI (oben) und RII (unten)