

Zeitschrift: Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der Eidg. Tech. Hochschule, Stiftung Rübel, in Zürich

Herausgeber: Geobotanisches Institut, Stiftung Rübel (Zürich)

Band: 105 (1991)

Artikel: Pflanzenökologische und limnologische Untersuchungen des Reussdelta-Gebietes (Kanton Uri) : Aufnahme des Ist-Zustandes von 1987/88 = Phytoecological and limnological investigations in the region on the Reuss delta (canton Uri)

Autor: Elber, Fredy / Marti, Karin / Niederberger, Klemens

Kapitel: IV: Limnologie

DOI: <https://doi.org/10.5169/seals-308914>

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. [Mehr erfahren](#)

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. [En savoir plus](#)

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. [Find out more](#)

Download PDF: 31.01.2026

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>

IV. LIMNOLOGIE

1. EINLEITUNG

Seeufer mit Flachwasserzonen, wie sie im Reussdelta-Gebiet noch teilweise vorkommen, gehören zu den reichhaltigsten Naturlandschaften der Schweiz. Sie sind jene Bereiche eines Sees, in denen intensive biologische, physikalische und chemische Abläufe stattfinden. Pflanzen - Algen und Makrophyten - beeinflussen die chemischen Verhältnisse und bilden Ausgangspunkt für ein vielfältiges Nahrungsnetz. Kleintiere wie Schnecken, Muscheln, Würmer, Insektenlarven, Kleinkrebse und Egel finden hier geeignete Lebensgrundlagen und stellen ihrerseits die Nahrung für Fische und Vögel dar.

Die Neugestaltung der Reussmündung wird Änderungen in den physikalischen und chemischen Gegebenheiten des Uferbereiches zur Folge haben. Die Strömungsverhältnisse, die Sedimentationsraten, das Temperaturregime, das Lichtangebot und die Nährstoffsituation werden durch die neuen Einleitungsbedingungen mehr oder weniger stark beeinflusst. Damit verbunden sind auch Veränderungen bei den Biozönosen der Uferzone.

Hauptziel der limnologischen Untersuchungen war die Erarbeitung eines möglichst vollständigen Bildes über den IST-Zustand in biologischer, chemischer und physikalischer Hinsicht vor den geplanten Eingriffen. Die Ergebnisse sollen spätere Vergleiche ermöglichen, um die als Folge des Wasserbauprojektes (Öffnung der Reussdämme) und der begleitenden Massnahmen (Ufersicherungen, Inselschüttungen) auftretenden Veränderungen im Gewässer erkennen und bewerten zu können.

Es wurden an mehreren Stellen die Standortverhältnisse erfasst, sowie Produzenten (Algen, Makrophyten) und Konsumenten (wirbellose Tiere) qualitativ und quantitativ untersucht.

Das Untersuchungsprogramm umfasste im einzelnen folgende Schwerpunkte:

- Untersuchung der **chemisch-physikalischen Parameter** des Wassers im Pelagial und im Litoral sowie Sedimentationsmessungen im Litoral
- Untersuchung des **Phyto-** und des **Zooplanktons** im Pelagial und im Litoral
- Untersuchung des **Aufwuchses** im Litoral in zwei verschiedenen Tiefen
- Untersuchung der **Makroinvertebraten** im Litoral
- Kartierung der **Makrophyten** im Uferbereich.

Aufgrund der Erkenntnisse aus den vorliegenden Untersuchungen werden Prognosen für die Entwicklung der chemisch-physikalischen und biologischen Gegebenheiten im südlichen Uferbereich des Urnersees gemacht.

2. UNTERSUCHUNGSSTELLEN UND PROBENAHMEDATEN

2.1. UNTERSUCHUNGSSTELLEN

An sechs Stellen im Uferbereich, zwei rechts des Reusskanals und vier links sowie an zwei Stellen im Pelagial, wurden biologische und chemisch-physikalische Untersuchungen durchgeführt (Fig. 2.1, Tab. 2.1).

Tab. 2.1. Koordinaten der Probenahmestellen im Pelagial und im Litoral. Die Koordinaten beziehen sich auf den Höhenkurvenplan 1:5000, Reusshochwasser 1987, Kanton Uri.

Stellen im Pelagial (Freiwasserzone):	links	(688,450 / 194,650)
	rechts	(689,600 / 195,700)
Stellen im Litoral (Uferbereich):	Stelle 1	(689,775 / 194,850)
	Stelle 2	(689,575 / 195,000)
	Stelle 3	(689,325 / 194,750)
	Stelle 4	(689,175 / 194,550)
	Stelle 5	(688,900 / 194,225)
	Stelle 6	(688,500 / 194,900)

2.2. PROBENAHMEDATEN

Die Probenahmen wurden gewöhnlich an zwei aufeinanderfolgenden Tagen durchgeführt (Tab. 2.2). Bei ungünstiger Witterung verbunden mit starkem Wellengang musste die Probenahme unterbrochen und zu einem späteren Zeitpunkt beendet werden. Am ersten Untersuchungstag erfolgte meist die Probenahme für die Makroinvertebraten- und die Aufwuchsuntersuchung. Am darauffolgenden Tag wurden die chemisch-physikalischen Daten erhoben sowie Planktonproben entnommen.

Tab. 2.2. Probenahmedaten der chemisch-physikalischen und biologischen Untersuchungen sowie Expositionszeiten der Objektträger im Urnersee.
Untersuchungsperiode: Mai 87 bis April 88.

Probenahmen			Expositionsperioden Objektträger			
Nr.	Makroinvertebraten Aufwuchs Sedimentation	Physik Chemie Plankton	Nr.	Beginn	Ende	Anzahl Tage
1		15.4.87				
2	11.5.87	12.5.87	1	15.4.87	11.5.87	26
3	9.6.87	10.6.87	2	11.5.87	9.6.87	29
4	14.7.87	13.7.87	3	9.6.87	14.7.87	35
5	10.8.87	11.8.87	4	14.7.87	10.8.87	27
6	7.9.87	8.9.87	5	10.8.87	7.9.87	28
7	7.10.87	6.10.87	6	7.9.87	7.10.87	30
8	2.11.87	3.11.87	7	7.10.87	2.11.87	26
9	7.12.87	15.12.87	8	2.11.87	7.12.87	35
10	11.1.88	12.1.88	9	7.12.87	11.1.88	35
11	16.2.88	17.2.88	10	11.1.88	16.2.88	36
12	21.3.88	23.3.88	11	16.2.88	21.3.88	34
13	22.4.88	21.4.88	12	21.3.88	22.4.88	32

3. CHEMISCH - PHYSIKALISCHE VERHÄLTNISSE

3.1. EINLEITUNG

Der Zustand des Urnersees spiegelt die Situation der Gewässer allgemein im Kanton wieder und ist daher von besonderem Interesse. Diese Bedeutung ergibt sich aus der Tatsache, dass der Kanton Uri aufgrund seiner Geomorphologie eine in sich geschlossene Einheit darstellt, und als Folge davon fliessen fast alle Gewässer des Kantons Uri in den Urnersee. Der See kann daher als eigentlicher "Vorfluter des Kantons" (FORSTER und LÜÖND 1965) bezeichnet werden.

Die Daten der chemisch-physikalischen Untersuchungen wurden im Hinblick auf folgende Fragestellungen hin ausgewertet:

- In welchem trophischen Zustand befindet sich der Urnersee?
- Wie ist der aktuelle Zustand des Urnersees im Vergleich zu den übrigen grösseren Schweizer Seen?
- Bestehen bezüglich der chemisch-physikalischen Verhältnisse lokale Unterschiede im Uferbereich zwischen Flüelen und Seedorf?
- Inwieweit unterscheidet sich die Uferzone - als spezieller Sektor in einem Gewässer - von den Verhältnissen im Pelagial?
- Eignet sich der Urnersee in chemischer Hinsicht als Fischgewässer?

3.2. MATERIAL UND METHODEN

3.2.1. Probenahme

Die chemisch-physikalischen Untersuchungen erfolgten zum Teil mit Sonden direkt im Gewässer, zum Teil wurden Wasserproben zur späteren Analyse im Labor entnommen. Die sechs Probenahmestellen im Uferbereich sowie im Pelagial sind in Figur 2.1 eingetragen.

Die Wassertiefen für die Sondenmessungen betrugen im Uferbereich 0, 1, 2.5 und 5 m, im Pelagial 0, 1, 2.5, 5 und 10 m. Zusätzlich wurde von Dezember 87 bis April 88 im Pelagial bis in 88 m Tiefe (Grund) die Temperatur gemessen. Im Litoral wurde mit einem Schlauch (Durchmesser 3 cm) eine Wassersäule von der Oberfläche bis 4 m Tiefe entnommen (Mischwasserprobe). Da die Differenz der Isobathenfläche an der Wasseroberfläche und in 4 m Tiefe

im Urnersee vernachlässigbar ist, darf angenommen werden (entsprechend der Formel von BÜHRER (1979)), dass die Konzentration in der Mischprobe in guter Näherung der mittleren Konzentration von 0-4 m entspricht.

Im Pelagial wurde mit der sog. Friedinger-Flasche (3 l Inhalt) aus den Tiefen 1, 2.5, 5 und 10 m Wasser entnommen.

Die Berechnung der mittleren Konzentrationen von 0-5 m im Litoral bzw. 0-10 m im Pelagial erfolgte mit linearer Interpolation (gewichteter Mittelwert).

Die chemischen Analysen der Wasserproben führte das Laboratorium der Urkantone in Brunnen durch.

3.2.2. Chemisch-physikalische Parameter

Nachfolgend sind die untersuchten Parameter und die Analyseverfahren aufgeführt: SLMB = Eidgenössisches Departement des Innern, Schweizer Lebensmittelbuch (1981); EDI = Eidgenössisches Departement des Innern, Richtlinien für die Untersuchung von Abwasser und Oberflächenwasser (1983):

- **Temperatur:**
 - a) Oximeter Oxi 191 mit Sonde EOT 190 der Firma WTW, D-8120 Weilheim
 - b) Temperaturmessgerät TTM 72 der Firma Züllig AG, Rheineck.
- **Leitfähigkeit:** Conductometer LF 191 und Sonde LS 1/T-1.5 der Firma WTW, D-8120 Weilheim.
- **pH-Wert:** Mit pH-Meter E 488 mit Elektrode EA 152 der Firma Metrohm, Herisau.
- **Lichtdurchlässigkeit:** Messgerät der Firma Lambda Instruments U.S.A. mit Cosinusfühler. Für die Bestimmung des durchschnittlichen Attenuationskoeffizienten der photosynthetisch aktiven Strahlung, K_d (PAR), wurde mit der Methode der kleinsten Quadrate (SACHS 1973) eine Gerade durch die gegen die Tiefe aufgetragenen, logarithmierten (\ln) Lichtdaten gelegt.
- **Transparenz des Oberflächenwassers (Secchi-Tiefe):** Die Bestimmung erfolgte mit der Secchischeibe (weisse Scheibe mit einem Durchmesser von 30 cm, Beobachtung mit Tauchglas). Die Secchi-Tiefe wurde nur im Pelagial gemessen.
- **Gesamthärte:** Komplexometrisch mit Titroprozessor 636 Metrohm, nach SLMB Kap. 27 A/13.
- **Karbonathärte:** Acidimetrisch mit Titroprozessor 636 Metrohm, nach

- **Chlorid:** Massanalytisch mit Titroprozessor 636 Metrohm, nach SLMB Kap. 27 A/4.3; EDI Kap. 32.
- **O₂ (Sauerstoff und Sauerstoffsättigung):** Sauerstoffgerät Oximeter 191 mit Sonde EOT 190 der WTW, D-8120 Weilheim.
- **NH₄⁺-N (Ammonium):** Indophenol-Reaktion, nach EDI 2. Teil, Kap. 36. Die Erfassungsgrenze der Methode liegt bei 20 µg/l. In der Verarbeitung und der Interpretation der Daten wurden die Analysenwerte von <20 µg/l als 20 µg/l gesetzt. Im Uferbereich waren 11.5%, im Pelagial 37% der Werte <20 µg/l.
- **NO₂⁻-N (Nitrit):** Sulfanilamid-Reaktion, EDI 2. Teil Kap. 36.
- **NO₃⁻-N (Nitrat):** mit Redukter und Sulfanilamid-Reaktion, EDI 2. Teil, Kap. 36.
- **PO₄³⁻-P (Orthophosphat):** Methode mit Molybdat-Schwefelsäurereagens und Ascorbinsäure, EDI 2. Teil, Kap. 37 I A. Die Erfassungsgrenze der Methode liegt bei 1 µg/l. Analysenresultate von <1 µg/l wurden in der Verarbeitung und der Interpretation der Daten als 1 µg/l gesetzt. Im Uferbereich waren dies 27%, im Pelagial 25% der Werte.
- **Ges-P (Gesamtphosphor im Rohwasser):** Druckaufschluss mit Kaliumperoxidisulfatlösung und dann Bestimmung wie Orthophosphat, EDI 2. Teil, Kap. 37 I A.

3.2.3. Statistischer Vergleich der Stellen

Pro Messstelle wurde von jedem Parameter nur eine einzige Verlaufskurve erhoben. Da die Voraussetzungen von Normalverteilung und Varianzhomogenität nicht immer erfüllt waren, gelangten nichtparametrische Tests zur Anwendung (Friedman-Test, Wilcoxon-Test für Paardifferenzen, SACHS 1973). Mit Hilfe von "gepaarten Tests" (Vergleich innerhalb eines Monates) ist es möglich, saisonale Schwankungen zu eliminieren. Für die Tests wurden die Werte aus den Mischwasserproben bzw. die gewichteten Mittelwerte aus den verschiedenen Tiefenstufen verwendet. Die Resultate der einzelnen Tiefenstufen wurden nicht miteinander verglichen.

Konzept der Vergleiche

- 1) Der Vergleich der sechs Probenahmestellen im Uferbereich erfolgte mit dem Friedman-Test (SACHS 1973, S. 422-426).
- 2) Im Vergleich der zwei Stellen im Pelagial gelangte der Wilcoxon-Test

- 2) Im Vergleich der zwei Stellen im Pelagial gelangte der Wilcoxon-Test (matched pairs signed rank test) zur Anwendung (SACHS 1973, S. 244-246).
- 3) Um die Verhältnisse im Uferbereich mit jenen im Pelagial zu vergleichen, wurde aus den sechs Uferstellen der Mittelwert gebildet und dem Mittelwert der beiden Pelagialstellen gegenübergestellt. Geprüft wurde mit dem Wilcoxon-Test (SACHS 1973, S. 244-246).

3.3. RESULTATE UND DISKUSSION

3.3.1. Charakterisierung der einzelnen Parameter

Tabelle 3.1 zeigt die Jahresmittelwerte und Standardabweichungen der untersuchten Parameter an allen Probenahmestellen. Die Werte der Lichtmessungen sind nicht in dieser Übersicht aufgeführt. Im folgenden werden die Parameter im Jahresverlauf besprochen.

Wasserstand

Der Wasserstand des Vierwaldstättersees wird durch das 1860 erbaute Nadelwehr am Ende des Sees in Luzern reguliert. Trotzdem zeigen die Schwankungen des Wasserstandes in etwa den Einfluss der wichtigsten Zuflüsse. Normalerweise macht sich im März-April die beginnende Schneeschmelze in einem Anstieg des Wasserspiegels bemerkbar. Während der Untersuchungsperiode 1987/88 trat diese Erhöhung erst zwischen Mai und Juni in Erscheinung (siehe Fig. 3.1). Im Juli erreichte der Seespiegel sein Maximum, dies als Folge des Gletscher-Schmelzwassers (EMMENEGGER 1984).

Der mittlere Wasserstand des Sees liegt im langjährigen Mittel (1930-1980) bei 433.58 m ü.M. Im Zeitraum der Untersuchung betrug er 433.65 m.ü.M. Die Differenz zwischen tiefstem und höchstem Wasserstand (Monatsmittelwerte) machte rund 90 cm aus.

Das Hochwasser von Ende August 1987 schlug sich in einer Erhöhung des Seespiegels um 56 cm nieder. Am 28. August begann der Wasserspiegel aber bereits wieder zu sinken und am 1. September lag der Wasserstand unter dem Wert, der vor dem Hochwasser gemessen wurde.

Lichtverhältnisse und Transparenz (Secchi-Tiefe)

Die Lichtabnahme im Wasser wird durch den Attenuationskoeffizienten

		Stelle 1	Stelle 2	Stelle 3	Stelle 4	Stelle 5	Stelle 6	Pelagial rechts	Pelagial links	Reuss
Temperatur	[°C]	M 9.47 S 3.61	9.37 3.60	9.62 3.60	9.52 3.40	9.54 3.48	9.54 3.52	9.01 3.05	9.26 3.24	6.72 2.10
Leitfähigkeit	[µS/cm]	M 196.38 S 12.39	193.23 12.22	196.54 14.05	201.46 17.86	202.00 13.19	196.69 12.93	192.45 15.17	193.92 13.30	115.15 18.13
Geamthärte	[mval/l]	M 1.97 S 0.09	1.96 0.11	1.99 0.11	1.99 0.11	2.03 0.12	1.96 0.12	1.94 0.14	1.96 0.12	1.31 0.48
Karbonathärte	[mval/l]	M 1.68 S 0.08	1.66 0.09	1.68 0.09	1.68 0.09	1.72 0.10	1.68 0.09	1.64 0.12	1.66 0.10	0.97 0.26
pH-Wert		M 7.95 S 0.33	7.97 0.39	8.06 0.30	8.00 0.30	7.99 0.25	7.96 0.27	7.82 0.41	7.94 0.28	7.91 0.16
Chlorid	[mg/l]	M 1.72 S 0.44	1.58 0.37	1.56 0.34	1.58 0.35	1.64 0.37	1.63 0.40	1.57 0.41	1.52 0.34	1.28 1.00
Ammonium-N	[µg/l]	M 44.23 S 25.97	35.77 18.47	30.38 10.50	24.62 6.60	23.46 6.89	27.69 13.48	35.16 25.84	28.70 9.74	26.15 8.70
Nitrit-N	[µg/l]	M 4.08 S 2.47	3.85 2.58	3.77 2.52	3.77 2.65	3.69 2.59	4.08 2.81	3.57 2.51	3.52 2.47	3.92 2.02
Nitrat-N	[mg/l]	M 0.50 S 0.07	0.50 0.07	0.50 0.07	0.50 0.09	0.51 0.06	0.50 0.07	0.51 0.07	0.51 0.07	0.46 0.12
Ortho-Phosphat-P	[µg/l]	M 2.27 S 1.86	2.54 1.98	2.38 1.80	2.25 1.35	3.15 2.70	3.12 2.74	2.82 1.73	2.61 1.80	4.97 4.34
Gesamt-P	[µg/l]	M 14.69 S 7.24	13.92 4.27	12.62 3.75	11.62 4.79	12.77 3.19	13.69 7.17	11.43 3.14	10.94 4.01	47.77 44.60
Sauerstoff	[mg/l]	M 11.06 S 0.94	11.11 0.91	11.06 0.88	11.01 0.88	10.86 0.89	11.04 0.79	11.28 0.95	11.21 0.85	12.15 1.51
Sauerstoff-Sätt.	[%]	M 99.02 S 8.88	99.53 9.45	100.07 10.37	98.90 9.38	97.51 8.16	99.20 9.54	100.28 10.51	100.27 10.40	102.15 12.99

Tab. 3.1. Jahresmittelwerte und Standardabweichungen der untersuchten chemischen und physikalischen Parameter an den Probenahmestellen im Litoral und im Pelagial des Urnersees während der Untersuchungsperiode von April 87 bis April 88. M = Mittelwert, S = Standardabweichung

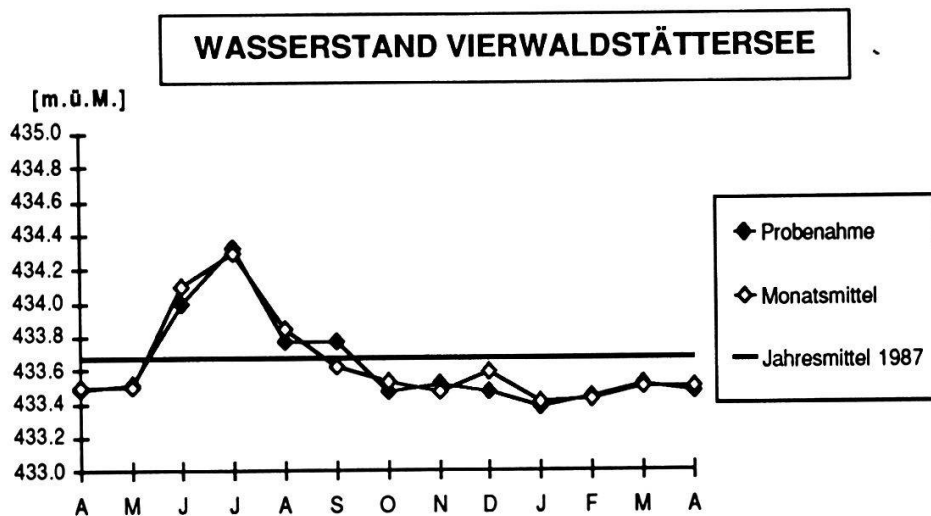


Fig. 3.1. Wasserstand zum Zeitpunkt der Probenahme und jeweiliges Monatsmittel während der Untersuchungsperiode von April 87 bis April 88 sowie das Jahresmittel von 1987. Daten aus: Monatstabellen der Schweizerischen Landeshydrologie und -geologie.

beschrieben. Ein kleiner Wert des Attenuationskoeffizienten bezeichnet eine geringe Abnahme des Lichtes mit zunehmender Tiefe. Der Verlauf der vertikalen Attenuationskoeffizienten von April 87 bis April 88 ist in Fig. 3.2 dargestellt.

Die Werte der Stellen Pelagial links und rechts zeigten einen nahezu identischen Verlauf. Auch die Stellen im Uferbereich bewegten sich in gleicher Weise, wiesen jedoch etwas höhere Werte und stärker ausgebildete Maxima auf.

Allgemein traten höhere Attenuationskoeffizienten erwartungsgemäss im Sommerhalbjahr auf, niedrigere im Winter. Der Jahresverlauf des Attenuationskoeffizienten hängt im Urnersee nicht in erster Linie von der Algenbiomasse ab, sondern wird insbesondere im Sommer stark von der Schwebstofffracht der Reuss beeinflusst (siehe Kap. 4.2.1). Der höchste Wert des Attenuationskoeffizienten wurde nach dem Hochwasser (August 87) im September gemessen.

In der Tendenz zeigten sich an Stelle 1 die höchsten Lichtattenuationskoeffizienten (hohe Lichtabsorption), an Stelle 6 die niedrigsten. Das Ergebnis an Stelle 1 hängt direkt mit den Schüttungen zum Bau der Vogelinself zusammen.

Der Verlauf der Sichttiefe während der Untersuchungsperiode ist ebenfalls aus Figur 3.2 ersichtlich. Die grösste Sichttiefe mit annähernd 12 m wurde im Februar festgestellt, die geringste mit nur etwa 2 m im September. Letzteres

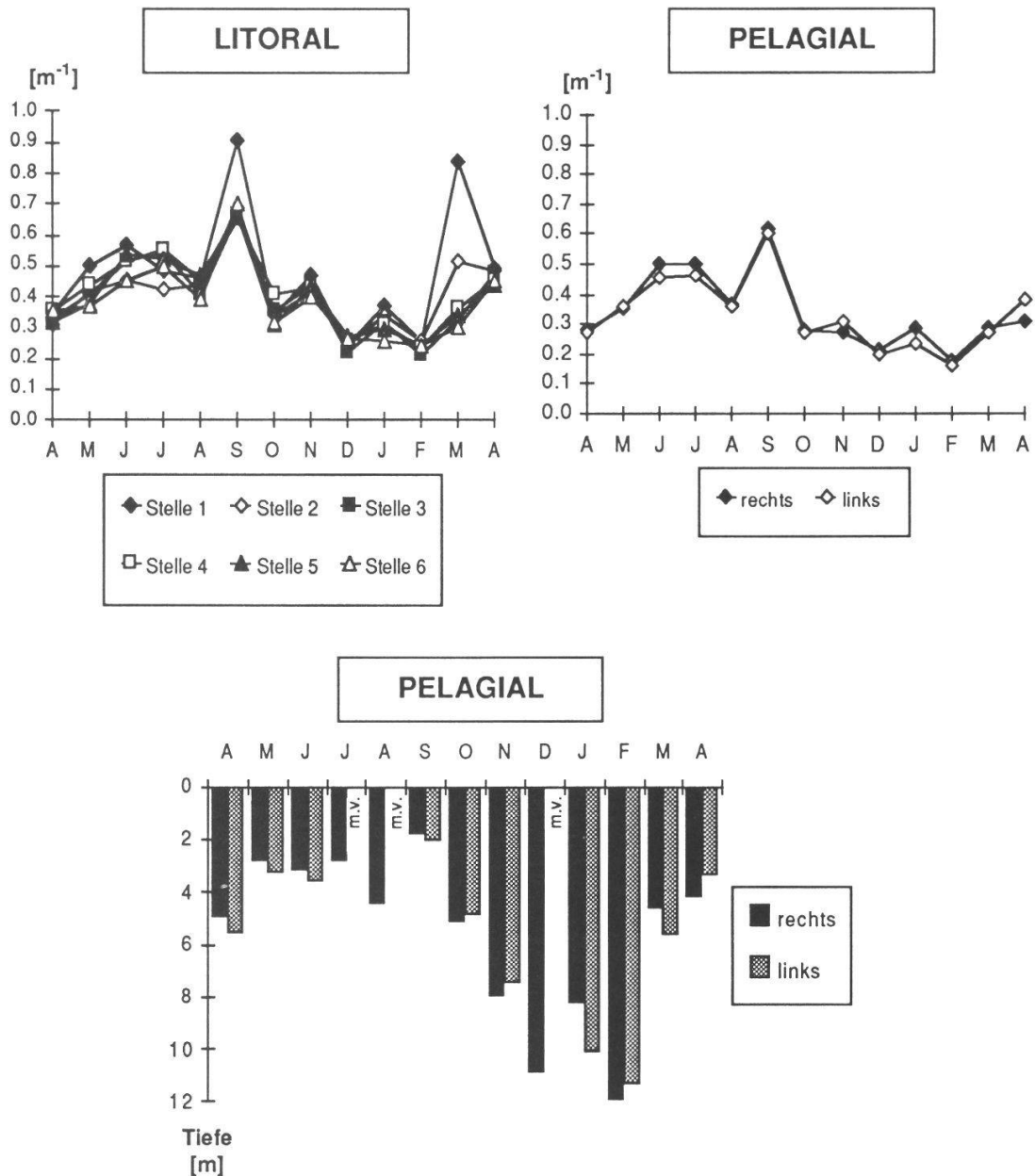


Fig. 3.2. Vertikale Attenuationskoeffizienten im Litoral und im Pelagial sowie die Transparenz des Oberflächenwassers (Secchi-Tiefe) während der Untersuchungsperiode von April 87 bis April 88. m.v. = missing value

ist auf den hohen Trübstoffgehalt nach dem Hochwasser zurückzuführen.

Wassertemperatur

Figur 3.3 zeigt den Jahresverlauf der Temperatur im Uferbereich und im Pelagial des Urmerssees während der Untersuchungsperiode 1987/88. Die gemessenen Werte ergaben bei allen Stellen eine gleichsinnige Verlaufskurve. Die höchsten Temperaturen wurden im Juli gemessen, die tiefsten im Februar.

auftraten und daher die Verwendung von Mischwasserproben zur Analyse der chemischen Parameter vertretbar ist.

Im Rahmen dieser Untersuchung wurde nur bis in eine Tiefe von 10 m gemessen. Die Schichtungs- und Temperaturverhältnisse im ganzen Wasserkör-

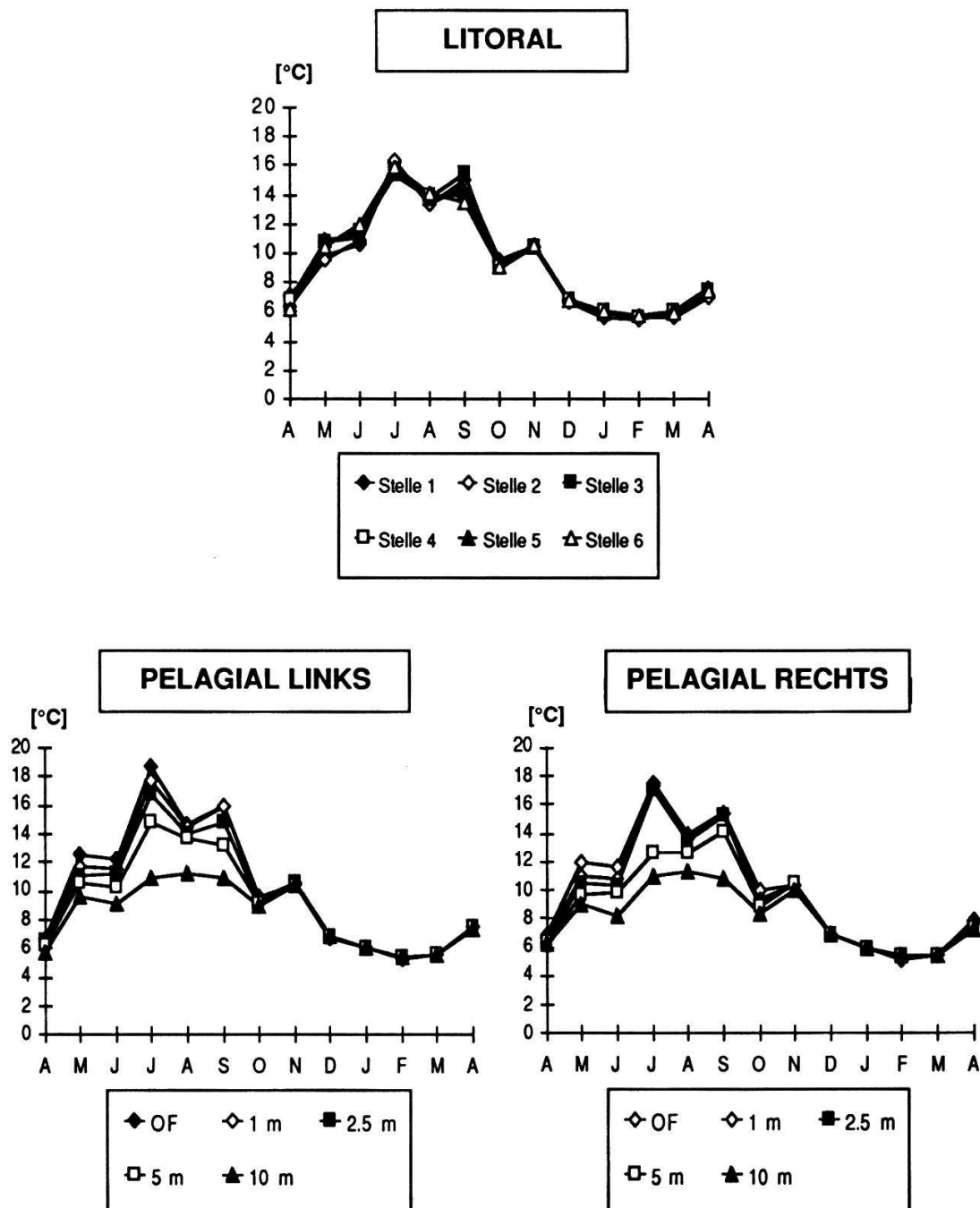


Fig. 3.3. Temperaturverhältnisse im Uferbereich (gewichtetes Mittel von 0-5 m) und im Pelagial (bis in eine Tiefe von 10 m) während der Untersuchungsperiode von April 1987 bis April 1988.

Im Rahmen dieser Untersuchung wurde nur bis in eine Tiefe von 10 m gemessen. Die Schichtungs- und Temperaturverhältnisse im ganzen Wasserkörper wurden von WÜEST (1987) im Detail untersucht. Er stellte vier unterschiedliche Perioden fest:

- 1) März bis Mitte Mai: Der Urnersee ist ungeschichtet. Die Wasserführung der Reuss ist bis Mitte April gering, nimmt dann aber massiv zu. Das Wasser der Reuss schichtet sich im ganzen Tiefenbereich ein.
- 2) Mitte Mai bis Ende Mai: Eine schwache Schichtung beginnt sich ab Mitte Mai auszubilden. Die Reuss hat einen hohen Abfluss. Die Einschichttiefe ist stark schwankend, z.T. in der Sprungschicht (Metalimnion) lokalisiert.
- 3) Juni bis Ende August: Der See ist stark geschichtet. Der Abfluss der Reuss ist immer noch hoch. Das Wasser der Reuss schichtet sich in den obersten 25 m ein, bei hoher Trübstofffracht (z.B. nach Gewittern) wird die Schichtung durchdrungen.
- 4) September bis Ende Oktober: Der See ist immer noch stark geschichtet. Der Abfluss der Reuss ist gering. Das Reusswasser schichtet sich innerhalb eines engen Bereiches in der Sprungschicht ein.

In den folgenden Monaten wird die Schichtung wieder abgebaut bis zur vollständigen Durchmischung. Eigene Temperaturmessungen im Pelagial zeigten, dass der Urnersee bereits im Dezember keinen Temperaturgradienten mehr aufwies. Eine inverse Schichtung im Winter (Wasser mit weniger als 4°C an der Oberfläche) konnte während der Untersuchungsperiode nicht festgestellt werden.

Gemäss LIECHTI und BOSSARD (1985) beträgt die mittlere Durchmischungstiefe im Urnersee 190 m.

Leitfähigkeit

Figur 3.4 zeigt die Werte der Leitfähigkeit im Litoral und Pelagial des Urnersees während der Untersuchungsperiode 1987/88.

Der Jahresverlauf wird vor allem durch biologische Vorgänge bestimmt. Die Erniedrigung des Ionengehaltes in den Sommermonaten Juli, August und September ist hauptsächlich eine Folge der photosynthetischen Aktivität der autotrophen Organismen (biogene Entkalkung aufgrund des CO₂-Bedarfs bei der Bildung von Biomasse, Verbrauch von Nährstoffen).

Der Abbau von organischer Substanz führt zu einer Freisetzung von CO₂ und von gelösten Ionen. Dadurch wird die Leitfähigkeit erhöht. Dieser Vorgang findet im Metalimnion (nur während der Sommerstagnation) und im Hypolimnion am Gewässergrund statt. Während der Durchmischungsphase gelangen die gelösten Ionen in die oberen Wasserschichten, was sich in einem Anstieg der Leitfähigkeit niederschlägt.

Mit Mittelwerten um 200 µS/cm (Tab. 3.1) ist das Seewasser als schwach bis sehr schwach mineralisiert zu bezeichnen (HÜTTER 1984).

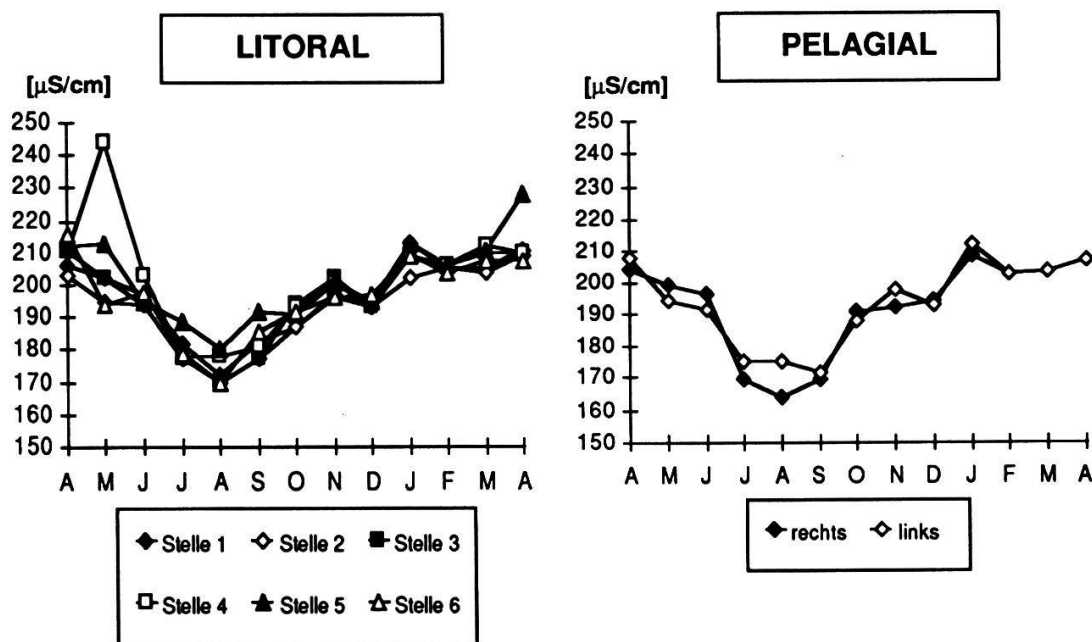


Fig. 3.4. Jahresverlauf der Leitfähigkeitswerte im Uferbereich (Mischwasser 0-4 m) und im Pelagial (gewichtetes Mittel 0-10 m) während der Untersuchungsperiode von April 1987 bis April 1988.

Gesamthärte, Karbonathärte und pH-Wert

Der Jahresverlauf der Gesamt- und Karbonathärte widerspiegelt die gleichen Prozesse, wie sie bereits unter dem Kapitel "Leitfähigkeit" beschrieben wurden. Im Sommer lagen die Werte hauptsächlich als Folge der biogenen Entkalkung tiefer. Zwischen Juli und September betrug die mittlere Gesamthärte im Litoral 1.84 bis 1.88 mval/l (Pelagial 1.74 bis 1.77), in der übrigen Jahreszeit 1.99 bis 2.11 mval/l (Pelagial 1.87 bis 2.15 mval/l). Die mittlere Karbonathärte belief sich im Litoral zwischen Juli und September auf 1.56 bis 1.61 mval/l (im Pelagial 1.49 bis 1.50 mval/l), in der übrigen Jahreszeit auf 1.63 bis 1.77 mval/l (Pelagial 1.60 bis 1.83 mval/l).

Das Wasser des Urnersees ist mit einer mittleren Gesamthärte unter 2 mval/l (Tab. 3.1) als sehr weich einzustufen (2 mval/l entspricht 5.6 Deutschen Härtegraden). Der Grund dafür ist im kalkarmen Einzugsgebiet der Reuss zu suchen.

Eine Beeinflussung des Kalk-Kohlensäuregleichgewichtes durch biologische Aktivität wirkt sich auch auf den pH-Wert des Wassers aus. In Phasen intensiver Produktion ist in den oberflächennahen Schichten mit einer Erhöhung des pH-Wertes infolge CO_2 -Verbrauchs zu rechnen; Abbauprozesse führen umgekehrt zu einer Erniedrigung. Der Verlauf des pH-Wertes zeigte während

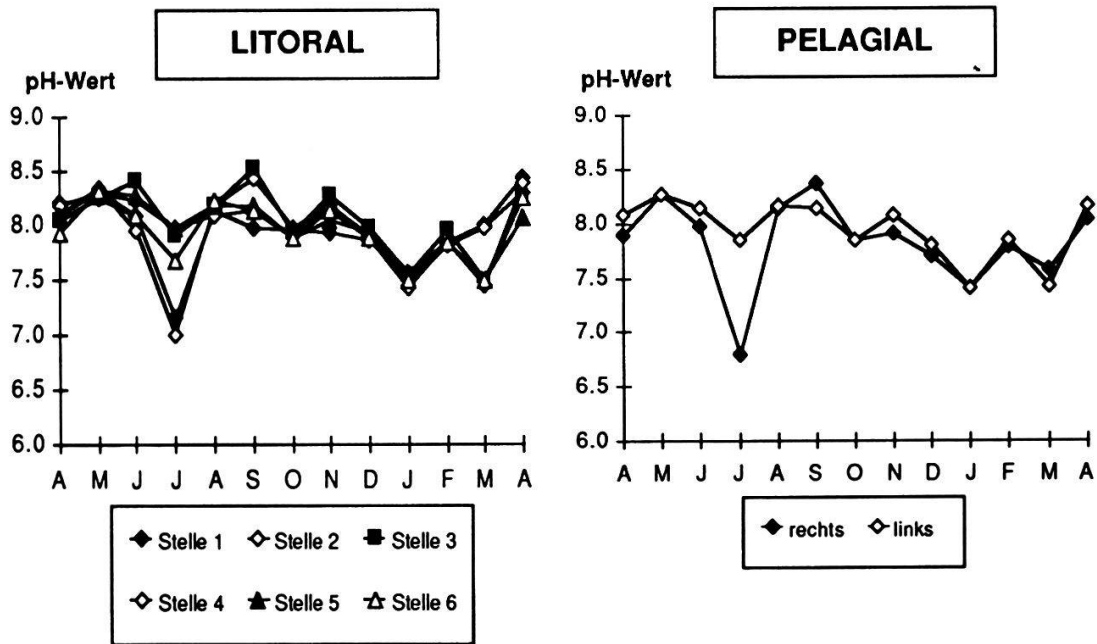


Fig. 3.5. Jahresverlauf der pH-Werte im Uferbereich (gewichtetes Mittel 0-5 m) und im Pelagial (gewichtetes Mittel 0-10 m) während der Untersuchungsperiode von April 1987 bis April 1988.

der Untersuchungsperiode 1986/87 die erwarteten Gesetzmässigkeiten, wenn auch nicht in sehr deutlicher Ausprägung (Fig. 3.5). Tendenziell lagen die Werte während der kalten, produktionsarmen Jahreszeit tiefer als zum Beispiel während der Frühjahresblüte und in den hochproduktiven Sommermonaten.

Eine ungewöhnliche Situation wurde im Juli festgestellt, wo die pH-Werte an den Untersuchungsstellen rechts der Reuss (Litoral Stelle 1 und 2, Pelagial rechts), ausserordentlich niedrig waren. Möglicherweise war hier die Einleitung des (unzureichend) gereinigten Abwassers aus der ARA Altdorf für diese Entwicklung verantwortlich. Durch den Abbau der noch vorhandenen Schmutzstoffe wurde CO_2 freigesetzt, was zu der beobachteten pH-Erniedrigung führte.

Die pH-Mittelwerte bewegten sich bei allen Probenahmestellen um 8 (Tab. 3.1). Bei diesem Wert liegt etwa 98% des gelösten CO_2 als Bikarbonat vor.

Chlorid

Nach HÖLL (1986) enthalten die Oberflächengewässer in den Alpen- und Urgesteinsgebieten weniger als 10 mg/l Chlorid. Die Werte der verschiedenen Probenahmestellen im Urnersee bestätigen diese allgemeine Aussage, sie lagen zwischen 0.5 und 4.7 mg/l. Chlorid unterliegt weder bei der Abwasserreinigung, noch bei natürlichen Selbstreinigungsprozessen einer Veränderung.

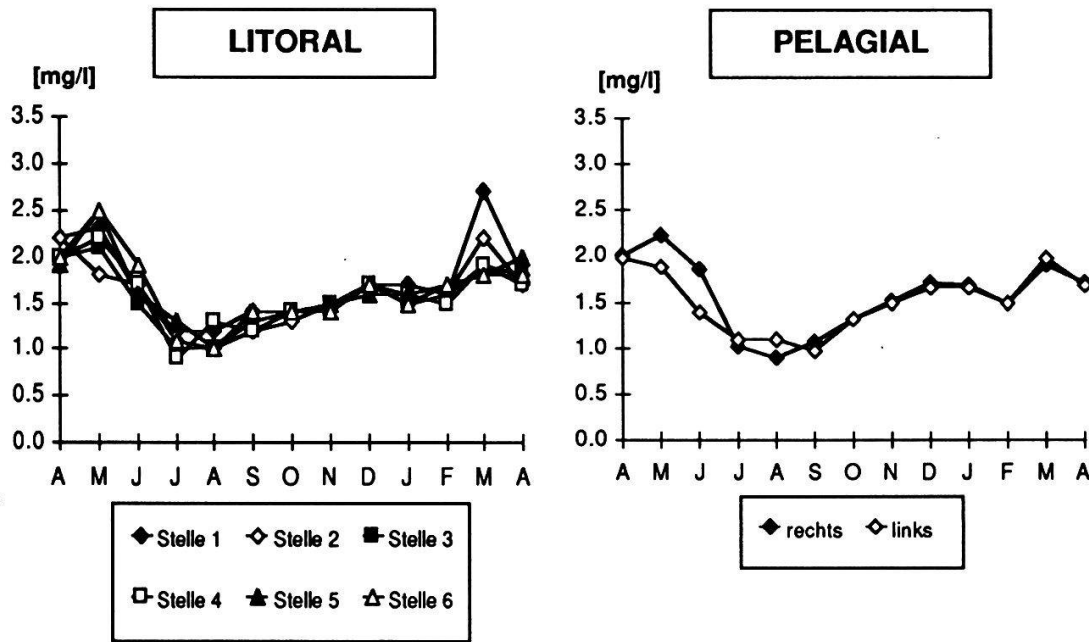


Fig. 3.6. Jahresverlauf der Chloridkonzentration im Uferbereich (Mischwasser 0-4 m) und im Pelagial (gewichtetes Mittel 0-10 m) während der Untersuchungsperiode von April 1987 bis April 1988.

Eine Veränderung der Chloridkonzentration erfolgt praktisch nur durch Verdünnung. Die jahreszeitliche Entwicklung der Chloridkonzentration im See zeigt diesen Verdünnungseffekt (Fig. 3.6). Durch Schmelzwasser der Reuss, das durchschnittlich weniger chloridhaltig als das Seewasser war (Tab. 3.1), wurde die Chloridkonzentration ab Mai bis etwa September gesenkt. Anschliessend stieg der Chloridgehalt infolge der Grundbelastung aus dem gereinigten Abwasser und allfälligen diffusen Quellen wieder kontinuierlich an und erreichte im Winter infolge des Salzeinsatzes auf Strassen und Plätzen die höchsten Werte.

Sauerstoff

Der Jahresverlauf der Sauerstoffkonzentration und der Sauerstoffsättigung zeigte im Pelagial und im Uferbereich folgende Entwicklung (Fig. 3.7 und 3.8):

Das Sauerstoffmaximum trat im Mai 87 auf, bedingt durch die während der Frühlingsblüte hohe photosynthetische Aktivität der Phytoplanktonorganismen (Sättigung über 120%). Anschliessend bewegten sich die Sättigungswerte bis Dezember um 100% oder produktionsbedingt leicht darüber (entspricht 10.5-11.5 mg O₂/l). Als Folge der Durchmischungsprozesse gelangte dann untersättigtes Tiefenwasser an die Oberfläche, was zu einer Erniedrigung der

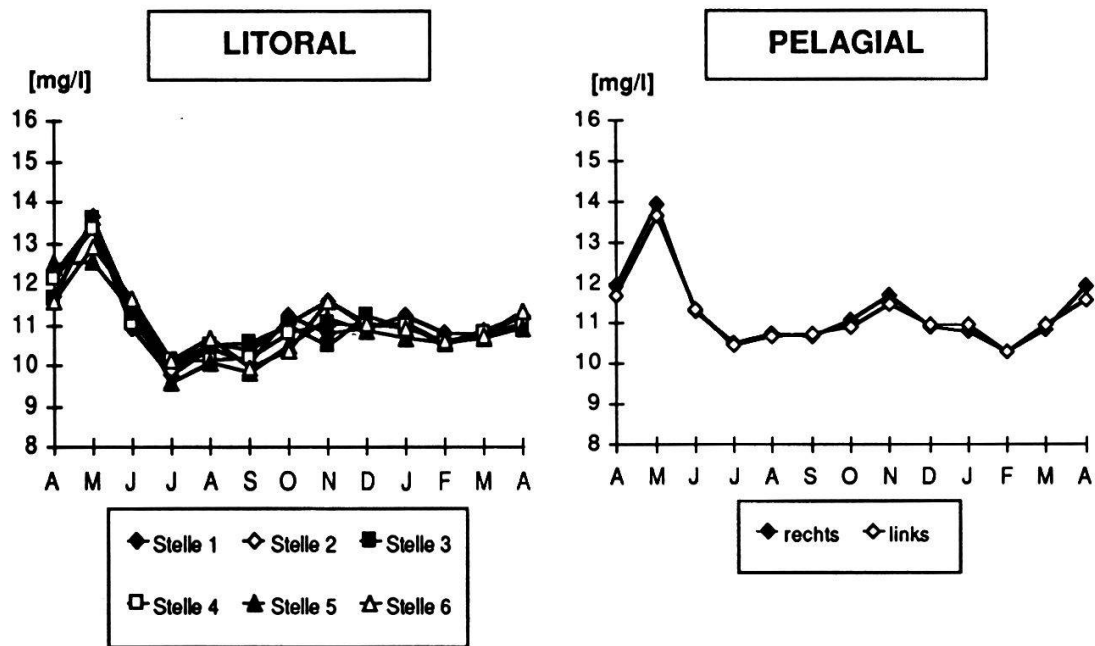


Fig. 3.7. Jahresverlauf der Sauerstoffkonzentration im Uferbereich (gewichtetes Mittel 0-5 m) und im Pelagial (gewichtetes Mittel 0-10 m) während der Untersuchungsperiode von April 1987 bis April 1988.

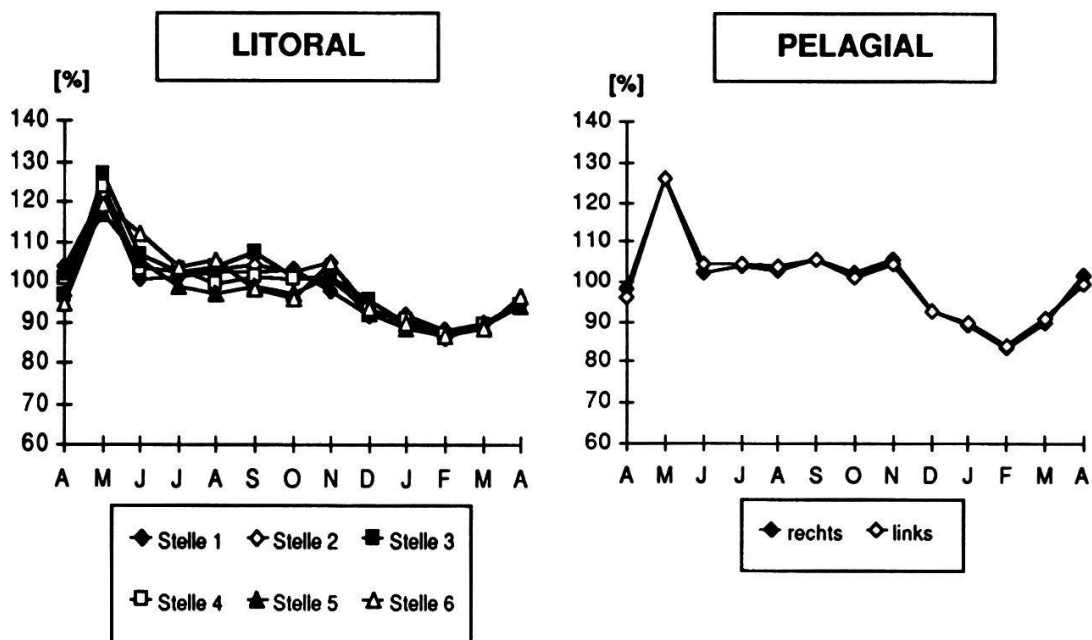


Fig. 3.8. Jahresverlauf der Sauerstoffsättigung im Uferbereich (gewichtetes Mittel 0-5 m) und im Pelagial (gewichtetes Mittel 0-10 m) während der Untersuchungsperiode von April 1987 bis April 1988.

Sauerstoffsättigung auf etwa 85% führte. Mit der zunehmenden Produktion gegen die nächste Frühjahrsblüte hin stieg der Sättigungsgrad wieder an. Deutliche Unterschiede in den verschiedenen Tiefenstufen des Pelagials (bis 10 m) traten nicht auf. Ebenso zeigten die Sauerstoffwerte im Uferbereich keine tiefenabhängige Tendenz.

Aussagen über die Sauerstoffverhältnisse über die gesamte Seetiefe sind der Arbeit von WÜEST (1987) zu entnehmen. Daraus geht hervor, dass am Ende der ausgeprägten Schichtung (Oktober) die Sauerstoffkonzentration nur in den untersten 5 m unter 9 mg/l sinkt und im Urnersee das Tiefenwasser auch während der Schichtungsphase durch Trübestrome der Reuss mit Sauerstoff beliefert wird. Dieser Eintrag macht den grössten Teil der Sauerstoffmenge aus, die zur jährlichen Mineralisation notwendig ist.

Nährstoffe: Stickstoffkomponenten (Ammonium-N, Nitrit-N, Nitrat-N)

Da die Ammonium- und Nitritkonzentrationen gering waren und oftmals im Bereich der Erfassungsgrenze der Bestimmungsmethode lagen, soll nur der Jahresverlauf des Nitrats besprochen werden (Fig. 3.9). Mit Werten zwischen 0.3 und 0.6 mg/l war Nitrat unter den anorganischen Stickstoffverbindungen dominierend. Sowohl im Uferbereich, als auch im Pelagial zeigte sich eine

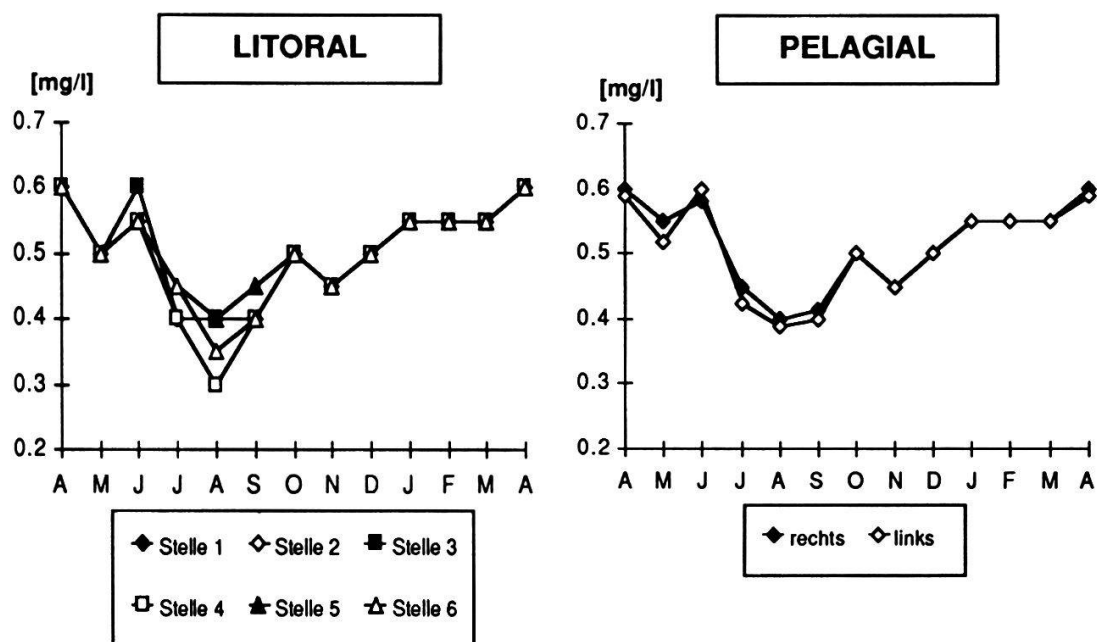


Fig. 3.9. Jahresverlauf der Nitratkonzentration (NO_3^- -N) im Uferbereich (Mischwasser 0-4 m) und im Pelagial (gewichtetes Mittel 0-10 m) während der Untersuchungsperiode von April 1987 bis April 1988.

deutliche, durch biologische Aktivität bedingte Entwicklung. Ein Konsum von Nitrat war einerseits im Mai während der Frühlingsblüte, andererseits in den produktionsintensiven Sommermonaten Juli, August, September feststellbar. Der tiefste Wert wurde im August gemessen (zw. 0.3 und 0.4 mg/l). Durch den Abbau der Planktonbiomasse im Hypolimnion und am Gewässergrund wurde Nitrat freigesetzt und gelangte im Winterhalbjahr als Folge der Durchmischungsprozesse wieder ins Oberflächenwasser (Werte zw. 0.5 und 0.6 mg/l). Der kurzfristige Anstieg im Juni kann mit dem bereits im Epi- und Metalimnion stattfindenden, teilweisen Abbau der Planktonbiomasse des Frühlingsmaximums erklärt werden.

Nährstoffe: Phosphorkomponenten (Ortho-Phosphat-P, Gesamt-P)

Der Jahresverlauf der $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ -Konzentrationen im Uferbereich und im Pelagial ist in Fig. 3.10 dargestellt. Dabei wird ersichtlich, dass die jahreszeitliche Entwicklung jener der stickstoffhaltigen Nährstoffkomponenten ähnelt und auch auf die gleichen Ursachen zurückgeführt werden kann (Abnahme durch Produktion während der Vegetationsperiode, Zunahme aufgrund Durchmischung im Winter).

Das während der Vegetationsperiode als Folge von Abbauprozessen im Epi-

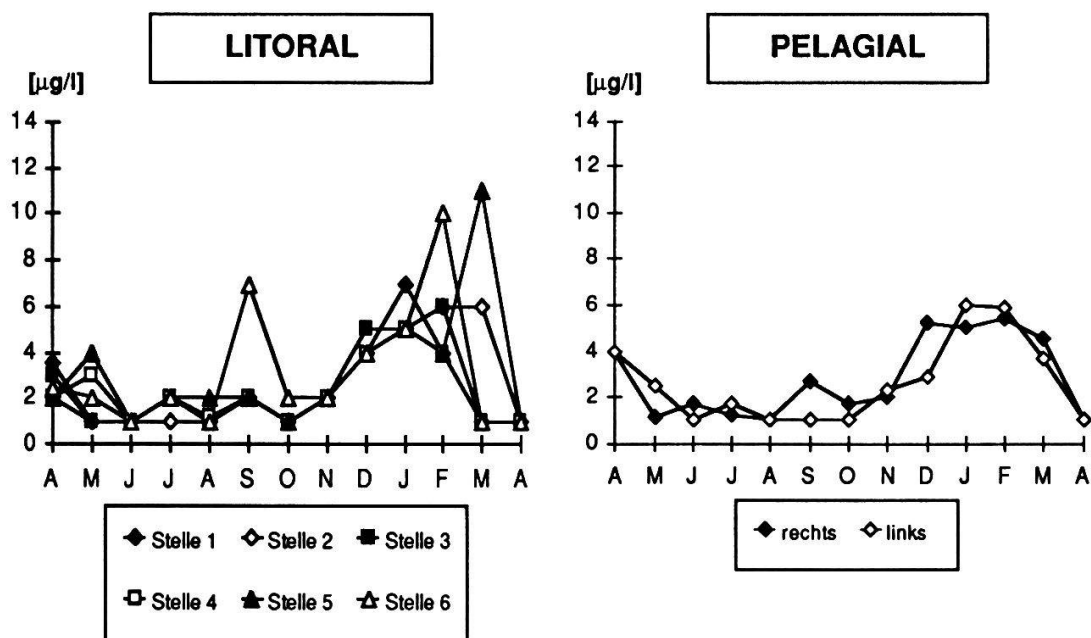


Fig. 3.10. Jahresverlauf der Ortho-Phosphatkonzentration ($\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$) im Uferbereich (Mischwasser 0-4 m) und im Pelagial (gewichtetes Mittel 0-10 m) während der Untersuchungsperiode von April 1987 bis April 1988.

und Metalimnion freiwerdende Phosphat gelangt zum grössten Teil sofort wieder in den Produktionskreislauf (WETZEL 1983). Nur ein Teil des partikulär gebundenen Phosphors sedimentiert mit den absterbenden Organismen. Die Phosphatwerte lagen aus diesem Grund während der Sommermonate an der Nachweisgrenze bei 1-2 $\mu\text{g/l}$, d.h. die Produktion wurde durch Phosphor limitiert.

Die erhöhten Werte im September an Stelle 6 stehen in Zusammenhang mit dem Hochwasser von Ende August (Kap. 8).

Die während der Durchmischungsphase über das Niveau des Pelagials hinausgehende Phosphatkonzentration im Uferbereich scheint das Ergebnis von lokalen Einflüssen zu sein. Es betrifft dies vor allem Stelle 5 und 6. Die Orthophosphat-Mittelwerte der Stellen 5 und 6 waren im Vergleich zu den übrigen Stellen leicht erhöht, auch streuten die Daten stärker. Hier kann allenfalls eine (unregelmässige) Beeinträchtigung durch die Landwirtschaft vermutet werden, da die beiden Stellen im Mündungsbereich von Entwässerungsgräben liegen, die bis in die Landwirtschaftszone reichen. Stelle 5 befindet sich in der Nähe der Hechtgrabenmündung, Stelle 6 liegt in der Seedorferbucht, in die sich der Legleren-, der Schloss- und der Klostergraben ergiessen. Der im Rahmen des Probenahmekonzeptes regelmässig untersuchte Leglerengraben

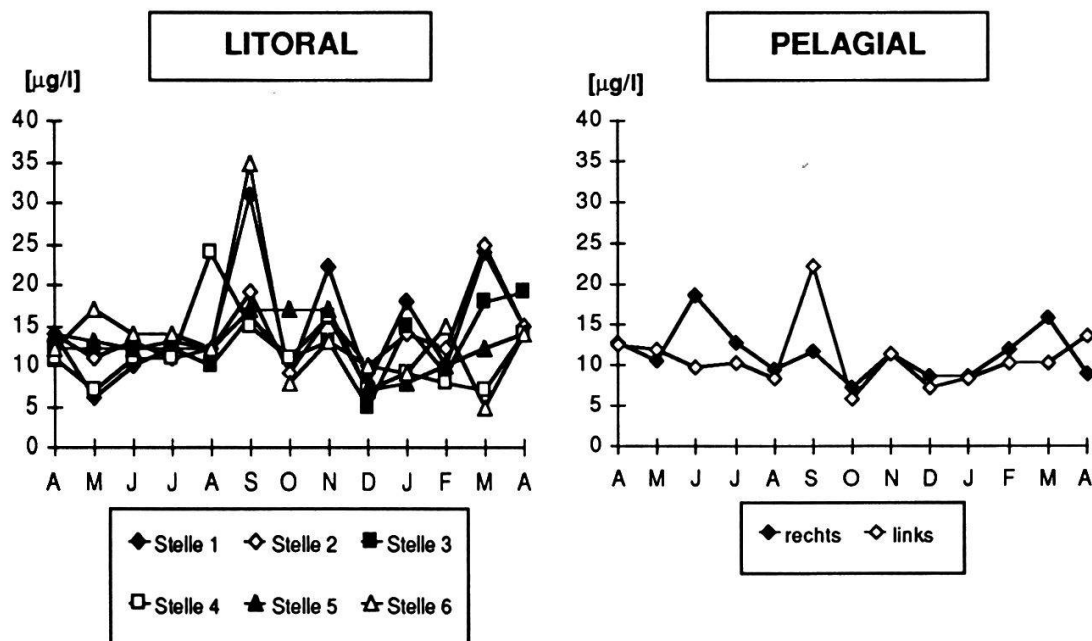


Fig. 3.11. Jahresverlauf der Gesamt-Phosphorkonzentration (Gesamt-P) im Uferbereich (Mischwasser 0-4 m) und im Pelagial (gewichtetes Mittel 0-10 m) während der Untersuchungsperiode von April 1987 bis April 1988.

erreichte zeitweise sehr hohe PO_4^{3-} -Konzentrationen (Maximalwert: 337 $\mu\text{g/l}$ im Januar 1988).

Der Verlauf des Gesamt-Phosphors zeigte keine ausgeprägte jahreszeitliche Tendenz (Fig. 3.11). Die im September stark erhöhten Werte an den Stellen 1 und 6 sowie im Pelagial links sind wahrscheinlich auf das Hochwasser zurückzuführen.

3.3.2. Statistischer Vergleich der Stellen

In Tabelle 3.2 sind die Resultate der statistischen Tests zusammengestellt. Signifikanz besteht bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $p \leq 0.05$, d.h. in diesem Fall muss die Nullhypothese "es bestehen keine Unterschiede" verworfen werden.

Zu den Ergebnissen:

- Ufer und Pelagial unterschieden sich deutlich. Nur die Verhältnisse bezüglich Ammonium, Nitrat und Ortho-Phosphat zeigten keine statistisch gesicherten Unterschiede.

Zu den signifikanten Ergebnissen:

- 1) Die Konzentrationen von Nitrit, Gesamt-Phosphor, Chlorid, Gesamthärte, Karbonathärte, Leitfähigkeit, der pH-Wert und die Temperatur waren im Litoral häufig höher.

Tab. 3.2. Testresultate des statistischen Vergleichs zwischen den sechs Stellen im Uferbereich und zwischen den beiden Pelagialstellen sowie zwischen Uferbereich und Pelagial. Signifikanzniveau: $p \leq 0.05$, * = $p > 0.1$

Parameter	6 Uferstellen (Test: Friedman)	2 Pelagialstellen (Test: Wilcoxon)	Ufer/Pelagial (Test: Wilcoxon)
Ammonium	$p = 0.001$	*	*
Nitrit	*	*	$p = 0.02$
Nitrat	*	*	*
Ortho-Phosphat	*	*	*
Gesamt-Phosphor	*	*	$p = 0.03$
Chlorid	*	*	$p = 0.02$
Gesamthärte	*	*	$p = 0.01$
Karbonathärte	*	*	$p = 0.02$
Leitfähigkeit	$p < 0.001$	*	$p = 0.002$
pH	*	*	$p = 0.002$
Temperatur	$p = 0.08$	$p = 0.05$	$p = 0.03$
Sauerstoff	$p = 0.04$	*	$p = 0.03$
Attenuation	$p = 0.045$	*	$p = 0.002$

- 2) Die Sauerstoffwerte lagen im Litoral oftmals tiefer.
- 3) Die Attenuationskoeffizienten lagen im Litoral häufig höher (grössere Lichtabsorption).

Die Gründe für diese Ergebnisse sind in der besonderen Funktion des Uferbereichs (Pufferzone zwischen Land und Wasser) sowie in der im Vergleich zum Pelagial geringen Wassertiefe (grösserer Einfluss des Sedimentes, schnellere Erwärmung, grössere Sauerstoffzehrung) zu suchen. Die grössere Lichtabsorption im Litoral kam aufgrund der Aufwirbelung von Sediment infolge Wellenschlags zustande.

- Zwischen den beiden Stellen Pelagial rechts und Pelagial links bestanden bezüglich der Mittelwerte (gewichtetes Mittel von 0-10 m) keine statistisch gesicherten Unterschiede.
- Zwischen den sechs Stellen im Uferbereich ergaben sich bei den meisten Parametern keine Unterschiede. Als Ausnahmen traten hervor:
 - 1) **Ammonium:** Stelle 1 hob sich von den übrigen Stellen durch oftmals die höchsten Konzentrationen ab (Einfluss des unzureichend gereinigten Abwassers aus der ARA Altdorf).
 - 2) **Leitfähigkeit:** Stelle 2 zeichnet sich durch oftmals die niedrigsten, Stelle 5 durch oftmals die höchsten Leitfähigkeitswerte aus. (Untergrund an Stelle 2 vor allem aus Steinen bestehend mit wenig organischem Material, geringe CO₂-Freisetzung durch Abbauprozesse, geringe Rücklösung von biogen ausgefälltem Kalk. Untergrund an Stelle 5 aus feinem Sediment bestehend mit grösserem organischem Anteil, gegenteilige Prozesse wie für Stelle 2 beschrieben).
 - 3) **Sauerstoff:** Stelle 2 zeichnete sich durch oftmals die höchsten, Stelle 5 durch oftmals die niedrigsten Sauerstoffkonzentrationen aus. (Beschaffenheit des Untergrundes (siehe vorhergehende Bemerkungen unter Leitfähigkeit) lässt auf geringe Sauerstoffzehrung an Stelle 2, auf erhöhte an Stelle 5 schliessen).
 - 4) **Licht:** Von den sechs Stellen zeichnete sich Stelle 1 durch oftmals die höchsten (hohe Lichtabsorption), Stelle 6 durch oftmals die tiefsten Attenuationskoeffizienten aus. (An Stelle 1 häufige Trübung des Wassers durch Schüttungen zum Bau der Vogelinsel. Stelle 6 praktisch keine Einflüsse von Schüttungen).

Wichtiger als der Vergleich der Probenahmestellen in der jetzigen Untersuchung wird die statistische Gegenüberstellung der heutigen mit einer künftigen Studie sein.

3.3.3. Bemerkungen zu den Mittelwerten der chemisch-physikalischen Parameter in der Reuss

Aus der Gegenüberstellung der Mittelwerte an den verschiedenen Probenahmestellen wird ersichtlich, dass sich die Verhältnisse in der Reuss zum Teil beträchtlich von jenen im See unterscheiden (Tab. 3.1).

Die Temperatur der Reuss bewegte sich im Sommer etwa 5-6°C, während der übrigen Jahreszeit meist etwa 2°C unter jener des Seewassers.

Das Einzugsgebiet der Reuss besteht vor allem aus kristallinem Gestein (WILHELM 1987). Dadurch ist die Leitfähigkeit, die Gesamt- und die Karbonathärte der Reuss deutlich geringer als jene im See (Tab. 3.1). Aus der Untersuchung von FORSTER und LÜÖND (1965) kann entnommen werden, dass die Leitfähigkeit der Reuss vor dem Einlauf des Schächens in Attinghausen noch tiefer liegt, nämlich zwischen 70 und 80 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Erst der Schächen, in dessen Einzugsgebiet das Sedimentgestein des Helveticums (kalkreich) liegt, vermag das sehr schwach mineralisierte Wasser der Reuss etwas anzureichern. Im Schächen selbst beträgt die Leitfähigkeit zwischen 200 und 270 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (FORSTER und LÜÖND 1965).

Die gegenüber den Probenahmestellen im See grössere Streuung der Gesamthärte-Daten in der Reuss ist vor allem auf die ausserordentlich hohen Werte im April 87 und Dezember 1988 von mehr als 2.2 mval/l zurückzuführen. Die Gesamthärte lag zu diesen Zeitpunkten höher als jene im See, was anlässlich der übrigen Probenahmen nie der Fall war (normalerweise bewegten sich die Werte in der Reuss zwischen 0.9 und 1.4 mval/l). Die starken Schwankungen können mit grosser Wahrscheinlichkeit auf den Einfluss des Schächens zurückgeführt werden. Je nach Anteil des Schächenwassers am Gesamtabfluss der Reuss werden die Gesamt- und die Karbonathärte in der Reuss mehr oder weniger stark beeinflusst. FORSTER und LÜÖND (1965) stellten 1963/64 im Schächen eine Gesamthärte von 2.38 (Mittelwert September 1963) bzw. 3.08 (Mittelwert Januar 1964) fest. Die Gesamthärte in der Reuss erhöhte sich nach dem Einlauf des Schächens um einen Faktor 1.58 bzw. 1.64.

Für die Karbonathärte gelten bezüglich der Streuung der Reusswerte die gleichen Überlegungen, wie sie bei der Gesamthärte angestellt wurden. Aus den Angaben von FORSTER und LÜÖND (1965) geht hervor, dass die Karbonathärte im Schächen 2 mval/l (Mittelwert 1963) bzw. 2.54 mval/l (Mittelwert 1964) betrug. Nach dem Einlauf des Schächens stieg der Wert in der Reuss um den Faktor 1.4 bzw. 1.5 an.

Die Chloridkonzentration im Reusswasser lag meist etwa 0.5 mg/l tiefer als

im See. Eine deutliche Ausnahme bildete die Probenahme im März 88, wo 4 mg/l gemessen wurde. Möglicherweise wurde die hohe Salzfracht durch die Entsorgung von salzhaltigem Schnee in die Reuss verursacht.

Bezüglich des Gesamt-Phosphors zeigte die Reuss einen gegenüber den Stellen im See deutlich erhöhten Mittelwert. Die Streuung der Werte war ebenfalls beträchtlich grösser. Der Grund hierfür dürfte in Erosions- und Auswaschungsprozessen nach grösseren Niederschlägen (z.B. Hochwasser August 1987) zu suchen sein.

3.4. BEURTEILUNG DES (SÜDLICHEN) URNERSEES AUFGRUND DER CHEMISCHEN PARAMETER

3.4.1. Nährstoffe

Ammoniumverbindungen können infolge Zersetzung von menschlichen und tierischen Exkrementen entstehen. Weitere Quellen sind der natürliche Abbau von organischem Material und Düngerausschwemmungen (KUMMERT und STUMM 1988). Das Auftreten von Ammonium in höheren Konzentrationen gibt meistens zu Bedenken Anlass. Verunreinigte Gewässer weisen 0.1 bis annähernd 10.0 mg/l $\text{NH}_4^+\text{-N}$, meist etwa 1-3 mg/l auf (HÖLL 1986). Die im Urnersee gefundenen Jahresmittelwerte von 23-44 $\mu\text{g/l}$ lagen deutlich unterhalb des Verschmutzungsbereiches, hingegen weist der Maximalwert im Uferbereich von 120 $\mu\text{g/l}$ (im April 1987 an Stelle 1) und im Pelagial von 200 $\mu\text{g/l}$ (Pelagial rechts im Juni in 5 m Tiefe) auf eine zeitweise Belastung hin. Der nach HÜTTER (1984) für Badeseen geforderte Wert von höchstens 200 $\mu\text{g/l}$ (im Epilimnion während der Badesaison) wurde nicht überschritten.

Die erhöhten Mittelwerte an den Stellen 1 und 2 sowie Pelagial rechts sind auf das gereinigte Abwasser der ARA Altdorf zurückzuführen, das in unmittelbarer Nähe der Stelle 1 über den Giessen in den See geleitet wird. Eine Stichproben-Messung der Ammoniumkonzentration im Giessen am 1.2.1988 lieferte Werte zwischen 2368 und 3485 $\mu\text{g/l}$. Das Qualitätsziel für Fließgewässer liegt bei 500 $\mu\text{g/l}$ (EDI 1987a). Im Bereich vor der Giessenmündung wurden ebenfalls am 1.2.1988 Konzentrationen zwischen 1117 und 2634 $\mu\text{g/l}$ Ammonium festgestellt.

Trotz der hohen Ammoniumbelastung waren die Werte der naheliegenden Stelle 1 vergleichsweise niedrig. Dies ist der fast vollständigen Abschirmung durch das Aufschütten einer künstlichen Vogelinself zuzuschreiben (Beginn

Tab. 3.3. Resultate der bakteriologischen Untersuchung vom 5.8.87 (Labor der Urkantone) und vom 1.2.88 (eigene Untersuchung) im Giessen, innerhalb der durch die Schüttung der Vogelinsel entstandenen Bucht und links der Schüttung (Bucht am Rechten).

* = unmittelbar beim Einlauf des Giessen in den See, ** = vor der Giessenmündung, ca. 50 m vom Ufer entfernt, *** = rechts der Giessenmündung in Ufernähe

Bearbeiter Parameter	Labor Brunnen Enterokokken pro 100 ml	Elber/Niederberger Enterokokken pro 100 ml	Labor Brunnen Coliforme pro 100 ml	Elber/Niederberger Coliforme pro 100 ml
Giessen *	6200	6000	> 2000	880
Vogelinsel-Bucht **	> 2000	2360	> 200	975
Vogelinsel-Bucht ***	430	960	> 200	-
Bucht am Rechten	< 10	6	10	10

der Schüttungen im Winter 1986/87). Auch eine Messung des Labors der Urkantone vom August 1987 wies in der Bucht am Rechten eine Ammoniumkonzentration von lediglich 50 µg/l auf. Der grösste Teil des ammoniumhaltigen Abwassers driftete zum Zeitpunkt der Untersuchung zwischen dem östlichen Rand der Schüttung und der Hafenmauer (Werkhafen der Firma Arnold & Cie. AG) hindurch in den offenen See hinaus.

Im Februar 1988 wurde eine bakteriologische Untersuchung in der Region rechts der Reuss durchgeführt. Auch diese Resultate zeigten die Schutzwirkung der Vogelinsel deutlich auf (Tab. 3.3). In der Bucht bestand während der Untersuchungsperiode immer noch Badeverbot. Die EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT (1975) stellt folgende bakteriologische Anforderungen an ein Badegewässer: Coliforme Keime in 100 ml: 500 (Leitwert), jedoch maximal 10000 (zwingender Wert). Enterokokken in 100 ml: 100 (Leitwert). Aus Tabelle 3.3 ist zu entnehmen dass die Bedingungen für ein Badegewässer bezüglich der bakteriologischen Verhältnisse in der Bucht am Rechten wieder erfüllt sind. Als Vergleichswerte sind die Resultate der Untersuchung des Labors der Urkantone vom 5.8.87 aufgeführt. Beide Messungen wurden nach der Schüttung der Vogelinsel gemacht. Untersuchungen von 1979 (Labor der Urkantone) zeigen, dass vorher in der Bucht mehr als 1600 coliforme Keime und bis 230 Enterokokken pro 100 ml gemessen wurden.

Die Störung der chemischen Verhältnisse im Uferbereich durch die Einleitung des gereinigten Abwassers aus der ARA Altdorf wird in naher Zukunft verringert indem die Reinigungsleistung der Kläranlage verbessert und eine Tiefenwassereinleitung installiert werden.

Ein Eintrag von Ammonium in den See findet auch über die ins Landwirt-

schaftsgebiet reichenden Gräben statt. Darauf wiesen die zeitweise hoch liegenden Konzentrationen im Leglerengraben (Januar 1988: 170 µg/l) und Ölabscheidergraben (Februar 1988: 180 µg/l) hin.

Bei einem mittleren pH-Wert an den einzelnen Probenahmestellen von 7.82-8.06 und einer mittleren Wassertemperatur von 9.5°C betrug die Bildung von nicht ionisiertem fischgiftigen Ammonium (Ammoniak, NH₃) im Schnitt 1.2-2.2% der NH₄⁺-Konzentration. Dies sind auf die Jahresmittelwerte der Ammoniumkonzentration bezogen etwa 0.3 bis 1 µg/l NH₃, bei der höchsten gemessenen Konzentration von 200 µg/l NH₄⁺-N ca. 4.4 µg/l. Im theoretischen Extremfall (höchste Ammoniumkonzentration, höchste Temperatur, höchster pH-Wert) wären etwa 11%, d.h. 21.8 µg/l NH₃ gebildet worden. Bei Fischen führen jedoch erst 30-50 µg/l NH₃ zu chronischen Schäden, ca. 1 mg/l ist tödlich, für Fischbrut bereits 200-300 µg/l (HÜTTER 1984).

Nitrit ist neben Ammonium der wichtigste Indikator für fäkale Verunreinigung. In unverschmutztem Wasser ist Nitrit fast nie vorhanden, höchstens in Spuren bis 10 µg/l (WETZEL 1983, HÖLL 1986). Mit einer maximal gemessenen Konzentration von 10 µg/l und Mittelwerten von 3.5 bis 4 µg/l konnte im Urnersee aufgrund des Nitritgehaltes keine Verschmutzung indiziert werden.

Nitrat findet sich in geringen Mengen in jedem Wasser. Die Werte für unverschmutzte Oberflächengewässer liegen nach Angaben von verschiedenen Au-

Tab. 3.4. Vergleich der Nährstoffverhältnisse während der Frühjahrszirkulation in verschiedenen Schweizer Seen. Im Urnersee wurden die Werte von Januar bis März 1988 verwendet.

* = Mittelwert aller sechs Stellen im Uferbereich (durchschnittlichen Konzentration von 0-4 m), ** = Mittelwert von Pelagial links und rechts (durchschnittlichen Konzentration 0-10 m).

See	Jahr	Ort	Nitrat-N	Ortho-Phosphat-P [µg/l]	Gesamt-P [µg/l]
Urnersee * (V)	1988	Uferbereich	0.55	4.8	12.7
Urnersee ** (V)	1988	Pelagial	0.55	5.1	10.9
Lago Maggiore	1983	Kreuztrichter	0.80	12	18
Luzernerbecken (V)	1983		0.50	16	22
Zürichsee **	1988		0.81	27	36
Bielersee	1984	Obersee	1.45	37	52
Neuenburgersee	1981		0.93	39	54
Bodensee	1985		0.95	59	66
Genfersee	1983		0.55	66	75
Zugersee	1984		0.60	185	200

toren gewöhnlich zwischen "nicht nachweisbar" und 10 mg/l NO_3^- -N (HÜTTER 1984, HÖLL 1986, WETZEL 1983). Im Urnersee wurde während der Untersuchungszeit eine maximale Konzentration von 0.6 mg/l gemessen, die Mittelwerte bewegten sich um 0.5 mg/l. Im Vergleich mit anderen Seen der Schweiz liegt der Nitratgehalt damit verhältnismässig tief (Tab. 3.4).

Neben Abwassereinleitungen können als allochthone Nitratquelle auch Düngerausschwemmungen in Frage kommen. Über die ins Landwirtschaftsgebiet reichenden Gräben und über diffuse Quellen kann Nitrat in den See gelangen. In den untersuchten Gräben (Ölabscheider- und Leglerengraben) kamen jedoch während der Untersuchungszeit gegenüber den Verhältnissen im See nie deutlich erhöhte Nitratwerte vor (Leglerengraben: Mittelwert 0.55 $\mu\text{g/l}$, Max. 0.7 $\mu\text{g/l}$ im April 88; Ölabscheidergraben: Mittelwert 0.45 $\mu\text{g/l}$, Max. 0.65 $\mu\text{g/l}$ im April 88).

Orthophosphat tritt in nicht verschmutzten Gewässern gewöhnlich nur in geringen Konzentrationen auf (meist weniger als 30 $\mu\text{g/l}$ (HÖLL 1986)). Mit maximal gemessenen Werten von etwa 11 $\mu\text{g/l}$ und Mittelwerten zwischen 2.25 und 3.15 $\mu\text{g/l}$ zeigte sich der Urnersee während der Untersuchungsperiode 1987/88 in einem guten Zustand.

Ein Eintrag von Phosphat über die ins Landwirtschaftsgebiet reichenden Gräben wurde während der Untersuchungsperiode verschiedentlich festgestellt (siehe Kap. 3.3.1).

Das Qualitätsziel für stehende Gewässer (EDI 1987b) von höchstens 20-30 μg Gesamt-Phosphor/l (mesotropher Zustand) während der Zirkulationsphase wurde im Urnersee zum Zeitpunkt der Untersuchung eingehalten (Tab. 3.4).

Die Phosphorwerte am Ende der Frühjahrszirkulation lagen für den Urnersee im Vergleich zu anderen Schweizer Seen deutlich tiefer (Tab. 3.4).

3.4.2 Sauerstoff

Die Sauerstoffverhältnisse im Urnersee sind als sehr gut zu bezeichnen. Dies zeigen sowohl die Resultate der vorliegenden Untersuchung, als auch jene der Arbeit von WÜEST (1987). Der Leitwert für Badeseen von 80-120% Sättigung, sowie mindestens 60% in 3 m Tiefe während der sommerlichen Temperaturschichtung (HÜTTER 1984) wurde nicht unterschritten. Eine O_2 -Zehrung in Bodennähe war im Uferbereich nicht feststellbar, auch nicht an den durch den Einfluss des gereinigten Abwassers betroffenen Stellen 1 und 2.

3.4.3 Chlorid

Bei Seen in Gebirgsgegenden kann bei Chloridkonzentrationen von grösser als 10 mg/l auf Verunreinigung geschlossen werden, falls gleichzeitig auch andere Verschmutzungsindikatoren dafür sprechen (HÖLL 1986). Im Umersee sind die Konzentrationen kleiner als 10 mg/l, als Verschmutzungsanzeiger kommt Chlorid somit nicht in Betracht. Hingegen wies der Ölabscheidergraben im Mai 1987 und von Januar 1988 bis zum Ende der Untersuchungsperiode im April 1987 Konzentrationen von über 10 mg/l auf, im Januar 1988 als Maximum sogar 158 mg/l, im März 1988 noch 29.4 mg/l. Das in der Verordnung über Abwassereinleitungen (EDI 1987a) festgesetzte Qualitätsziel für Fliessgewässer von 100 mg/l wurde somit im Januar 1988 überschritten. Der Ölabscheidergraben hat die Funktion eines Vorfluters des Nationalstrassenabwassers, wodurch die hohe Chloridkonzentration im Winter erklärt wird. Die im März 1987 im Vergleich zu den übrigen Probenahmestandorten erhöhte Chloridkonzentration an Stelle 1 (Fig. 3.6) ist vermutlich auf den Einfluss des Ölabscheidergrabens zurückzuführen.

3.4.4 Trophiegrad

Die Beurteilung des Trophiegrades erfolgte unter Verwendung der Jahresmittelwerte der Gesamt-Phosphorkonzentration (Trophiemodell von VOLLENWEIDER 1979) sowie der Ortho-Phosphatkonzentration während der Frühjahrszirkulation (FRICKER 1980). In beiden Bewertungsmodellen wird mit Voraussageswahrscheinlichkeiten gearbeitet.

Die nachfolgenden Angaben umschliessen jeweils den Wertebereich der berücksichtigten Stellen (im Pelagial zwei, im Uferbereich sechs).

Aufgrund der Jahresmittelwerte der Gesamt-Phosphorkonzentration (Tab. 3.1) kann das Pelagial des Umersees mit einer Wahrscheinlichkeit von etwa 70-75% als oligotroph bezeichnet werden, der Uferbereich mit etwa 50-70%.

Unter Verwendung der Ortho-Phosphatkonzentration während Frühjahrszirkulation ist das Pelagial mit einer Wahrscheinlichkeit von etwa 75% oligotroph, der Uferbereich mit etwa 60-90%.

Der Uferbereich ist im Vergleich zum Pelagial als nährstoffreicher zu taxieren. Der Grund liegt einerseits im grösseren Einfluss des Sedimentes (eutrophierende Wirkung), andererseits in der besonderen Rolle des Ufergürtels als Pufferzone zwischen Land und See (Nährstoffeintrag vom Land her; selbstreinigende Prozesse).

Die genaue Abklärung des Trophiezustandes ist schwierig. Eine exakte Definition der drei trophischen Stufen (oligo-, meso- und eutroph) gibt es nicht. Die Klassifikation würde nach KUMMERT und STUMM (1988) am besten aufgrund der Primärproduktion erfolgen. Da die Messung dieses Parameters aufwendig ist, konnte sie im Rahmen dieser Untersuchung nicht einbezogen werden.

4. PLANKTON

4.1. EINLEITUNG

Die qualitative und quantitative Zusammensetzung des Planktons hängt von vielen Faktoren ab. Die Veränderungen des Lichtes, der Temperatur und der Nährstoffe im Laufe eines Jahres verursachen folglich Veränderungen beim Phyto- und beim Zooplankton.

Mit der Untersuchung des Planktons sollte die jahreszeitliche Entwicklung insbesondere der Phytoplanktongesellschaften im Litoral und im Pelagial des Urnersees festgehalten werden. Es interessierte, welche Faktoren für Veränderungen bei der Zusammensetzung von Bedeutung sind, und in welchem Masse sich die Phytoplanktongesellschaften der beiden Lebensräume unterscheiden.

4.2. MATERIAL UND METHODEN

Die Probenahmen für die Planktonuntersuchungen wurden zusammen mit jenen zur Aufnahme der chemisch-physikalischen Verhältnisse durchgeführt (Tab. 2.2). Die Probenahmestellen sind in Figur 2.1 eingezeichnet. Für die Zählung der Plankter und für die Biomassebestimmungen verwendeten wir bei den Stellen im Uferbereich Mischwasser (Wassersäule von 0-4 m Tiefe) und bei jenen im Pelagial Wasser aus den Tiefen 0, 1, 2.5, 5 und 10 Meter. Um die Planktongesellschaften des Pelagials mit jenen im Uferbereich vergleichen zu können, wurde aus den Werten von 0 bis 10 Meter Tiefe mittels linearer Interpolation eine durchschnittliche Konzentration (= gewichteter Mittelwert) berechnet. Die Konservierung der Planktonproben erfolgte am Probenahmeort mit Formalin (Endkonzentration 2%).

4.2.1. Phytoplankton

Die Proben wurden unter dem Umkehrmikroskop ausgezählt (UTERMÖHL 1958). Nicht bestimmbar Flagellaten wurden unter dem Begriff "diverse Flagellaten" zusammengefasst; sie gehören den Klassen der Chlorophyta und der Chrysophyta an.

Die relativen Häufigkeiten (rH) der Phytoplankter berechneten wir nach der Formel:

$$rH (\%) = N_i/N \cdot 100\% \quad (1)$$

N_i = Anzahl Individuen der Art i ; N = Gesamtindividuenzahl.

Als **Biomasseparameter** wurden das Biomasse-Frischgewicht (FG), der Chlorophyll-a-Gehalt (Chl-a), das Trockengewicht (TG) und das aschefreie Trockengewicht (AFTG) bestimmt. Die beiden ersten Masse beziehen sich ausschliesslich auf die Phytoplanktonbiomasse. Das AFTG erfasst den gesamten organischen Anteil, während das Trockengewicht zusätzlich noch anorganisches Material miteinschliesst.

Das **Biomasse-Frischgewicht (FG)** wurde mittels der Zellvolumina (siehe Tab. 4.1) bei Annahme eines spezifischen Gewichtes der Algen von 1 berechnet. Die Bestimmung des **Chlorophyll-a-Gehaltes (Chl-a)** erfolgte fluorimetrisch mit der Methode von SCHANZ (1982). Für die Ermittlung des **Trockengewichtes (TG)** und des **aschefreien Trockengewichtes (AFTG)** wurden 2 Liter Wasser durch ein Glasfaserfilter GF92 der Firma Schleicher und Schuell, CH-8714 Feldbach, filtriert, und gemäss FRANSON (1976) weiterbehandelt.

Der relative Anteil der Arten am Biomasse-Frischgewicht ergab sich aus der Formel:

$$rFG (\%) = FG_i/FG_{tot} \cdot 100\% \quad (2)$$

FG_i = Biomasse-Frischgewicht der Art i ; FG_{tot} = Biomasse-Frischgewicht der gesamten Phytoplanktongesellschaft

4.2.2. Zooplankton

Aus dem Artenspektrum des Zooplanktons wurden lediglich Kleinkrebse - Copepoden und Cladoceren - quantitativ erfasst. Hierzu zählten wir alle bei der Bestimmung des Trockengewichtes vom Filter zurückbehaltenen Zooplankter unter der Stereolupe.

Tab. 4.1. Planktonalgen und deren Volumina während der Untersuchungsperiode April 87 bis April 88.

Volumina anhand von Tabellen von BÜRGI (1977), BÜRGI und LEHN (1979), FRIEDLI (1978), Wasserversorgung Zürich und eigenen Messungen.

X = nur im Netzplankton beobachtet

Art	Volumen µm ³ /Zelle, Kolonie
CYANOPHYTA	
<i>Anabaena flos-aquae</i> Lyngb. Bréb.	3000
<i>Aphanothece</i> sp.	500
<i>Chroococcus</i> sp.	500
<i>Gloeothece</i> sp.	X
<i>Gomphosphaeria lacustris</i> Chod.	2000
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kütz.) Grun.	800
<i>Lyngbia</i> sp.	1000
<i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz.	2000
<i>Oscillatoria rubescens</i> De Candolle	2000
<i>Oscillatoria</i> sp.	1500
<i>Phormidium autumnale</i> (Agardh) Gomont	2000
<i>Pseudoanabaena catanata</i> Laut.	3000
unbekannte Blaualgenfäden	500
CHRYSTOPHYTA	
<i>Bitrichia chodatii</i> (Reverdin) Chod.	250
<i>Chrysococcus</i> sp.	X
<i>Cladomonas fruticulosa</i> Stein	800
<i>Dinobryon divergens</i> Imhof	800
<i>Dinobryon sociale</i> Ehren.	800
<i>Mallomonas acaroides</i> Perty	1500
<i>Mallomonas cf. elongata</i> Reverdin	1500
<i>Mallomonas</i> sp.	1500
<i>Pseudokephyrion</i> sp.	100
DIATOMEEN	
<i>Achnanthes minutissima</i> Kütz.	200
<i>Amphipecta pellucida</i> (Kütz.) Kütz.	2500
<i>Amphora pediculus</i> (Kütz.) Grun.	X
<i>Amphora</i> sp.	1000
<i>Asterionella formosa</i> Hassal	400
<i>Ceratoneis arcus</i> Kütz.	500
<i>Cocconeis placentula</i> Ehren.	1500
<i>Cyclotella comta</i> (Ehren.) Kütz.	500
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kütz.	500
<i>Cyclotella ocellata</i> Pantochsek	500
<i>Cyclotella pseudostelligera</i> Husted	1600
<i>Cylotella aff. comensis</i> Grun./ <i>Stephanodiscus</i>	400
<i>Cymbella microcephala</i> Grun.	200
<i>Cymbella minuta</i> Hilse	X
<i>Cymbella silesiaca</i> Bleisch	X
<i>Cymbella sinuata</i> Gregory	X

Tab. 4.1 (Forts.)

Art	Volumen µm ³ /Zelle, Kolonie
<i>Cymbella</i> sp.	800
<i>Denticula tenuis</i> Kütz.	200
<i>Diatoma elongatum</i> (Lyngb.) Agardh	1100
<i>Diatoma hiemale</i> (Lyngb.) Heiberg	800
<i>Diatoma vulgare</i> Bory	1100
<i>Diploneis elliptica</i> (Kütz.) Cleve	X
<i>Diploneis ovalis</i> (Hilse) Cleve	X
<i>Diploneis</i> sp.	1000
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i> Kütz.	X
<i>Fragilaria construens</i> (Ehren.) Grun.	X
<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	800
<i>Fragilaria cyclopum</i> Brutschy	1000
<i>Fragilaria pinnata</i> Ehren.	X
<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>acus</i> Kütz.	1500
<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>ulna</i> Nitzsch	2500
<i>Fragilaria</i> sp.	1000
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehren.	2000
<i>Gomphonema</i> sp.	800
<i>Gyrosigma</i> sp.	20000
<i>Melosira ambigua</i> O. Müller	X
<i>Melosira</i> sp.	1000
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	X
<i>Navicula radiosa</i> Kütz.	X
<i>Navicula reinhardtii</i> Grund.	1000
<i>Navicula rostrata</i> Ehren.	X
<i>Navicula tripunctata</i> (O.F. Müller) Bory	X
<i>Navicula</i> sp.	800
<i>Nitzschia acicularis</i> (Kütz.) W. Smith	500
<i>Nitzschia ccapitellata</i> Husted	X
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kütz.) Grun.	800
<i>Nitzschia graciliformis</i> Lange-Bertalot & Simonson	800
<i>Nitzschia palea</i> (Kütz.) W. Smith	X
<i>Nitzschia romana</i> Grun.	X
<i>Nitzschia</i> sp.	800
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> Agardh (Lange-Bertalot)	X
<i>Stephanodiscus astrea</i> var. <i>minutula</i> (Kütz.) Grun.	8000
<i>Surirella</i> sp.	15000
<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth.) Kütz.	1500
CHLOROPHYTA	
<i>Ancyra</i> sp.	150
<i>Ankistrodesmus</i> sp.	200
<i>Carteria</i> sp.	3000
<i>Chamaesiphon</i> sp.	500
<i>Chlamydomonas</i> sp.	X
<i>Chlorococcum</i> sp.	800
<i>Closterium leibleinii</i> Kütz. ex Ralfs	2900

Tab. 4.1 (Forts.)

Art	Volumen µm ³ /Zelle, Kolonie
<i>Cosmarium depressum</i> (Näg.) Lund.	1300
<i>Cosmarium</i> sp.	1300
<i>Dictyosphaeria</i> sp.	10000
<i>Elakathotrix gelatinosa</i> Wille	2000
<i>Gloeocystis</i> sp.	3000
<i>Golenkinopsis solitaria</i> (Kors.) Kors.	50
<i>Kirchneriella</i> sp.	50
<i>Lagerheimia geneviensis</i> (Chod.) Chod.	200
<i>Micractinium pusillum</i> Fres.	800
<i>Micractinium quadrisetum</i> (Lemmm.) G.M. Smith	600
<i>Monoraphidium komorakove</i> Nyg.	300
<i>Monoraphidium minutum</i> (Näg.) Kom.-Legn.	100
<i>Monoraphidium</i> sp.	100
<i>Mougeotia</i> sp.	600
<i>Oocystis</i> sp.	500
<i>Palmella</i> sp.	500
<i>Pandorina morum</i> (Müller) Bory	3000
<i>Pediastrum boryanum</i> (Turp.) Menegh.	8000
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen	X
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i> G.M. Smith	10000
<i>Pyramidomonas tetrarhynchus</i> Schmarda	1500
<i>Quadringula</i> sp.	200
<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehren.) Chod.	250
<i>Scenedesmus quadrispina</i> Chod.	250
<i>Scenedesmus sempervirens</i> Chod.	250
<i>Sphaerocystis</i> sp.	300
<i>Spirogyra</i> sp.	600
<i>Staurastrum paradoxum</i> W. West	10000
<i>Tetraedron minimum</i> Hansgirg	120
<i>Tetraspora lacustris</i> Lemm.	5000
DINOPHYTA	
<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F. Müller) Schrank	60000
<i>Gymnodinium helveticum</i> Penard.	11000
<i>Gymnodinium</i> sp.	10000
<i>Peridinium</i> sp.	20000
CRYPTOPHYTA	
<i>Cryptomonas</i> sp.	500
<i>Rhodomonas minuta</i> Skuja	200
div. Flagellaten	200

4.3. RESULTATE UND DISKUSSION

4.3.1. Phytoplankton

Es muss darauf hingewiesen werden, dass monatliche Probenahmen einen unvollständigen Eindruck von der Entwicklung der Phytoplanktongesellschaft ergeben können. Die Entwicklungsgeschwindigkeit der Algen ist derart gross, dass auch häufiger (z.B. wöchentlich) erhobene Proben nicht sicherstellen, ob damit alle Wachstumsspitzen und Biomasseminima erfasst sind (BÜRGI 1977).

Charakterisierung der Phytoplanktongesellschaft

Bei der Zählung der Phytoplankter wurden insgesamt 97 Einheiten (Arten und Artgruppen) unterschieden. Im Netzplankton kamen zusätzlich noch 22 weitere Arten vor (Tab. 4.1). Mit 63 erfassten Arten, davon 54 Diatomeen (Kieselalgen), wären die Chrysophyta (Goldalgen) die wichtigste Algengruppe im Urnersee. Von den Chlorophyta (Grünalgen) wurden 37 Arten bestimmt und von den Cyanophyta (Blaualgen) 12 (inkl. der "unbekannten Blaualgenfäden"). Bei den Dinophyta (Panzerflagellaten) und den Cryptophyta (Kryptomonaden) liessen sich lediglich vier bzw. zwei Arten unterscheiden.

Der Jahresverlauf der **Individuendichten** der Phytoplanktongesellschaften im Pelagial sowie im Uferbereich sind in Fig. 4.1 dargestellt; Mittelwerte, Maximum und Minimum zeigt Tab. 4.2. Das Maximum wurde im Mai 87 während der Frühjahrsblüte beobachtet. Die Frühjahrsblüte tritt am Ende der Durchmischungsphase auf, wenn genügend Nährstoffe in der oberflächennahen Zone vorhanden sind, und zusätzlich das Licht nicht mehr limitierend wirkt wie im Winter (SOMMER et al. 1986). Zwischen Mai und Juni nahm die Individuendichte der Phytoplankter wahrscheinlich aufgrund der erhöhten Individuendichte der Zooplankter (Fig. 4.9) und deren intensiven Frasstätigkeit stark ab. Das Minimum der Individuendichte wurde zwischen Dezember und Februar festgestellt, als das geringe Lichtangebot und die niedrigen Temperaturen wachstumslimitierend wirkten. Der Anstieg der Individuendichte von Februar bis April 88 zeigte die neue Frühjahrsblüte an.

Der Verlauf des **Biomasse-Frischgewichtes** der Phytoplankter (Fig. 4.2) entspricht jenem der Individuendichte (Fig. 4.1). Wie dort sind die Frühjahrsblüte im Mai und die Folgen der Frasstätigkeit der Zooplankter (Abnahme des Frischgewichtes im Juni) zu erkennen. Mittelwerte, Maximum und Minimum

Tab. 4.2. Minima, Mittelwerte und Maxima der Individuendichte, des Frischgewichtes, des Chlorophyll-a-Gehaltes, des Trockengewichtes und des aschefreien Trockengewichtes an den sechs Stellen im Uferbereich (Mischwasser 0-4 m) und den beiden im Pelagial (gewichtetes Mittel 0-10 m) während der Untersuchungsperiode von April 1987 bis April 1988.

Pel-l = Pelagial links; Pel-r = Pelagial rechts; Min. = Minimum; Mittel. = Mittelwert; Max. = Maximum

Stelle	1	2	3	4	5	6	Pel-l	Pel-r
Individuendichte [Ind./ml]	Min. Mittel. Max.	370 Febr 1500 4600 Mai	290 Jan 1500 4400 Mai	230 Jan 1400 3900 Mai	270 Jan 1400 3500 Febr	320 Okt 1400 4800 Mai	310 Jan 1300 4800 Mai	210 Jan 1300 4500 Mai
Biomasse- Frischgewicht [mg/m ³]	Min. Mittel. Max.	362 Febr 1050 3072 Mai	347 Febr 957 2851 Mai	185 Febr 963 3557 Mai	196 Jan 998 2672 Mai	179 Dez 965 3727 Mai	179 Dez 920 2485 Mai	170 Dez 893 2147 Mai
Chlorophyll-a- Gehalt [µg/l]	Min. Mittel. Max.	0.41 Febr 2.00 5.26 Sept	0.84 Febr 2.03 4.49 Nov	0.43 Febr 2.08 4.23 Sept	0.47 Febr 1.95 3.95 Sept	0.45 Febr 1.80 3.26 Sept	0.38 Febr 1.97 3.81 Nov	0.43 Febr 1.95 3.96 Nov
Trockengewicht [mg/l]	Min. Mittel. Max.	0.880 Febr 2.233 5.035 Sept	0.860 Febr 2.298 4.630 Sept	0.800 Dez 2.395 4.530 Sept	0.675 Jan 1.940 3.915 Sept	0.675 Jan 2.051 4.725 Sept	0.547 Febr 2.113 6.460 Sept	0.528 Febr 2.469 7.682 Sept
Aschefreies Trockengewicht [mg/l]	Min. Mittel. Max.	0.515 Febr 0.897 1.875 Sept	0.490 Jan 0.908 1.480 Sept	0.455 Jan 0.928 1.440 Sept	0.355 Jan 0.942 1.475 Nov	0.430 Jan 0.937 1.275 Apr 87	0.317 Febr 0.907 1.633 Sept	0.329 Febr 0.863 1.398 Sept

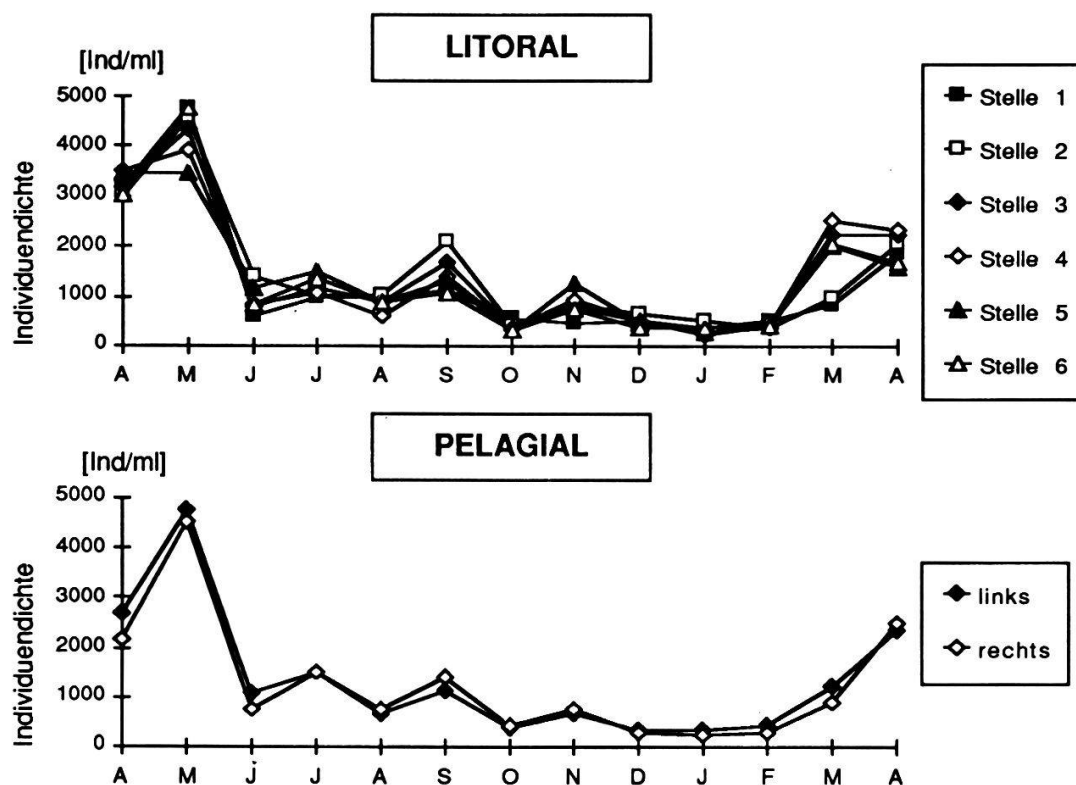


Fig. 4.1. Individuendichten der Phytoplankter an den sechs Probenahmestellen im Litoral (Mischwasser 0-4 m) und den beiden im Pelagial (gewichtetes Mittel 0-10 m) während der Untersuchungsperiode 1987-88.

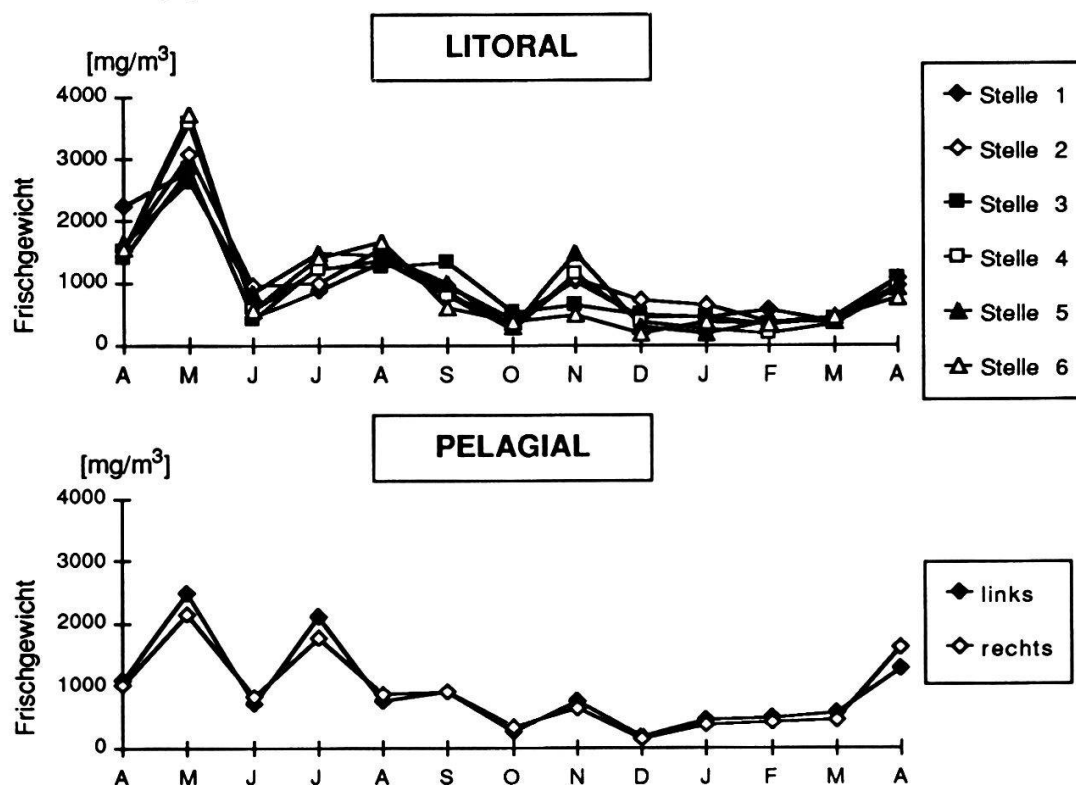


Fig. 4.2. Frischgewicht des Phytoplanktons an den sechs Probenahmestellen im Litoral (Mischwasser 0-4 m) und den beiden im Pelagial (gewichtetes Mittel 0-10 m) während der Untersuchungsperiode 1987-88.

des Biomasse-Frischgewichtes an den Untersuchungsstellen sind in Tabelle 4.2 angegeben.

Die Phytoplanktongesellschaften im Pelagial und im Uferbereich waren bezüglich der Individuendichte (**relative Häufigkeit rH**) vor allem von den zentrischen Diatomeen (*Cyclotella* aff. *comensis* und *Stephanodiscus*), der pennaten Kieselalge *Tabellaria flocculosa*, vom Cryptophyten *Rhodomonas minuta* und der Gruppe der "diversen Flagellaten" dominiert (Fig. 4.3). Im Jahresverlauf zeigte sich an allen Probenahmestellen ein ähnliches Bild: Die zentrischen Diatomeen (Centrales) traten im Frühjahr 87 (April/Mai) mit grosser relativer Häufigkeit an der Gesamtindividuenzahl in Erscheinung: April, rH: 68-8%; Mai, rH: 41-57%. Danach wurden sie nur noch vereinzelt beobachtet und konnten sich erst im Oktober wieder stärker entwickeln (rH: 13-37%). Von November an nahmen die Centrales kontinuierlich zu und erreichten im April 88 erneut relative Anteile zwischen 5 und 61%. Die pennaten Diatomeen (Pennales) erlangten erstmals im Mai mit *Fragilaria crotonensis* (rH: 18-32%) Bedeutung. Von Juni bis August sowie im November war meist *Tabellaria flocculosa* die vorherrschende Art (rH: 9-77%). *Rhodomonas minuta* trat während der gesamten Untersuchungsperiode mehrheitlich mit relativen Häufigkeiten von mehr als 10% auf. Die höchsten Werte wies die Alge zwischen Juni und September sowie von Dezember bis März auf (maximale rH: 40-56%). Die Flagellaten traten ausser von September bis Februar 1988 mit geringen relativen Häufigkeiten auf (rH <10%). Im September, nach dem Hochwasser vom August 87 (Kap. 8.2), erreichten sie ihre maximalen relativen Anteile (22-40%) und nahmen danach bis Februar 1988 Werte zwischen 10 und 20% ein. Von den restlichen Algen erreichten nur vereinzelte mindestens einmal während der Untersuchungsperiode 10% oder mehr Anteil an der Gesamtindividuenzahl: *Achnanthes minutissima* (Dez.), *Asterionella formosa* (April 87, Dez., April 88), *Cryptomonas* ssp. (Nov., Dez.), *Cymbella* ssp. (Febr.), *Dinobryon divergens* (Juli), *Dinobryon sociale* (Okt.), *Fragilaria crotonensis* (Mai, Aug., Sept., Nov., April 88), *Fragilaria* ssp. (Juli, Aug.) und *Melosira* sp. (Jan.), *Microcystis aeruginosa* (Dez.).

Bezüglich des **relativen Anteiles am Biomasse-Frischgewicht (rFG)** waren im Frühling (April/Mai) die zentrischen Diatomeen dominant (Fig. 4.4; *Cyclotella* aff. *comensis* und *Stephanodiscus* sp. rFG an den einzelnen Stellen: 24-74%). Sie wurden im Juni von den pennaten Diatomeen abgelöst, die bis November mehrheitlich den Hauptanteil an der Biomasse ausmachten. Wichtigste Art dabei war *Tabellaria flocculosa* (Maximum/Minimum während

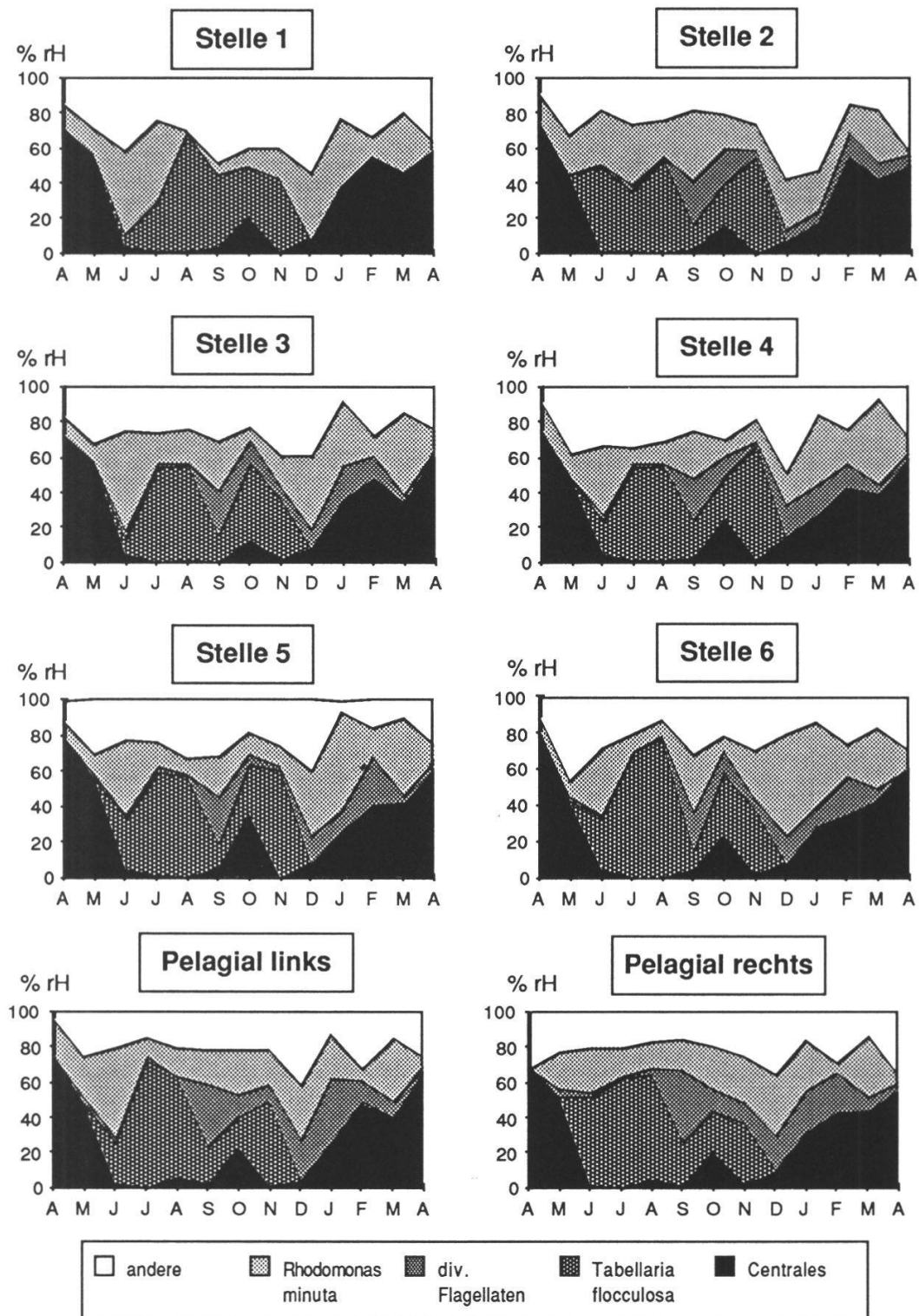


Fig. 4.3. Relative Häufigkeiten der Phytoplankter an der Gesamtindividuumdichte an den sechs Stellen im Litoral (Mischwasser 0-4 m) und den beiden im Pelagial (gewichtetes Mittel 0-10 m) während der Untersuchungsperiode 1987-88.

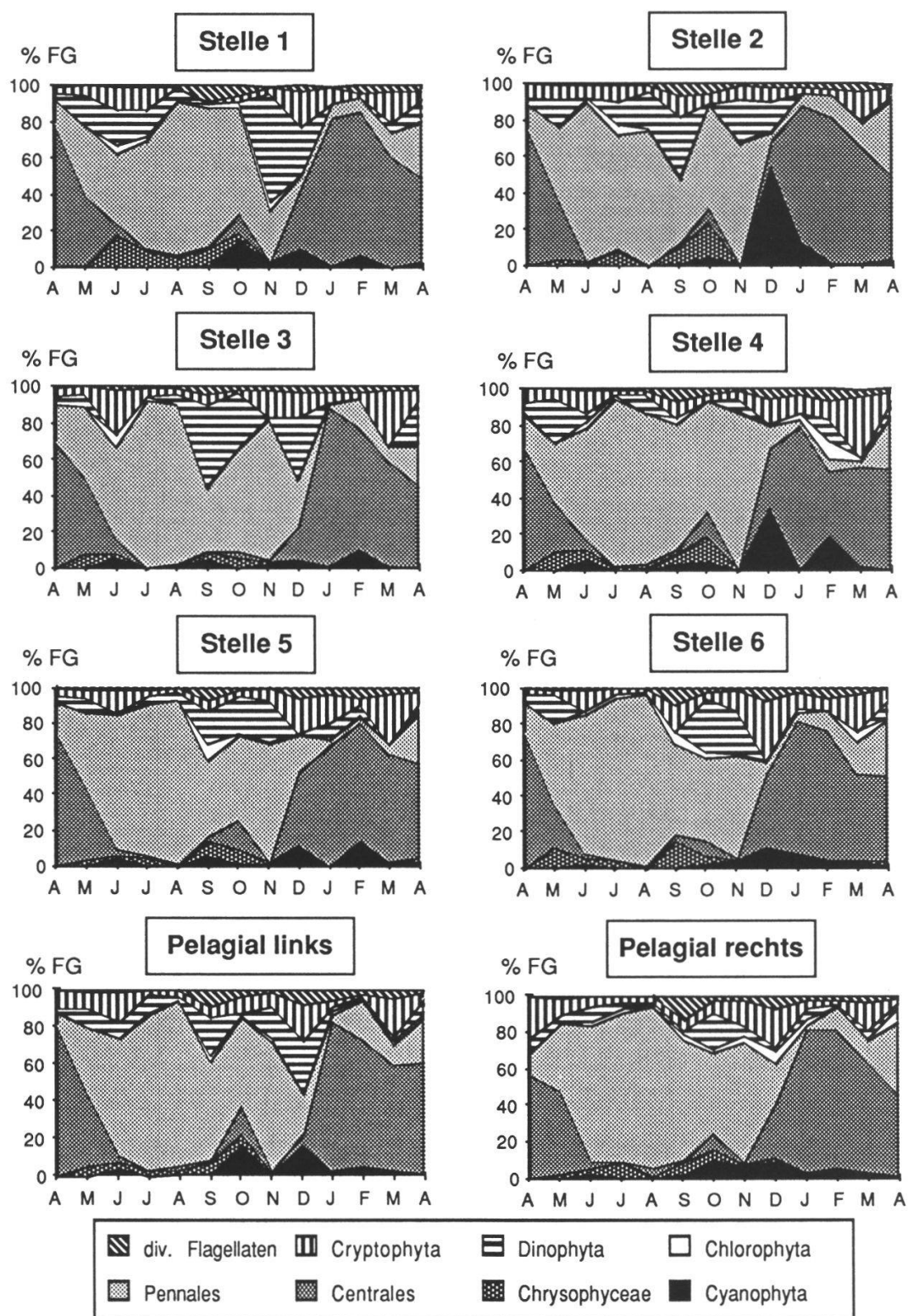


Fig. 4.4. Relativer Anteil einzelner Algengruppen am Frischgewicht des Phytoplanktons an den sechs Probenahmestellen im Litoral (Mischwasser 0-4 m) und an den beiden im Pelagial (gewichtetes Mittel 0-10 m) während der Untersuchungsperiode 1987-88.

dieser Periode: rFG=73-90% / 17-40%). Im Frühjahr wies zudem *Fragilaria crotonensis* erhöhte relative Frischgewicht-Anteile auf (Mai: rFG=28-37%). Der Übergang von den kleinen zentrischen Diatomeen *Cyclotella* sp. und *Stephanodiscus* sp. zu der grösseren *Tabellaria flocculosa* ist ein Beispiel für den Wechsel von r-Strategen (kleine, schnellwüchsige Formen) zu K-Strategen (grössere Formen mit längerer Generationszeit und besserer Verwertung der Nährstoffreserven; SOMMER 1981, BÜRGI et al. 1985, SOMMER et al. 1986). Von Dezember (Stellen 5 und 6) und Januar an (übrige Stellen) bis zum Ende der Untersuchungsperiode im April 88 herrschten erneut die Centrales vor. Anfänglich waren sie vor allem durch *Stephanodiscus astrea* var. *minutula* vertreten, die ihre maximalen Anteile am Frischgewicht im Januar aufwies (56-84%; Ausnahme: St 2: Febr. 61%). Von März an dominierten wieder *Cyclotella* sp. und *Stephanodiscus* sp. (rFG im März und im April: 33-48%). Zusätzlich wiesen folgende Algengruppen mindestens einmal einen Anteil von mehr als 10% am Biomasse-Frischgewicht auf: Die Cyanophyta traten hauptsächlich von Oktober bis Februar in Erscheinung. Wichtigste Art dabei war *Microcystis aeruginosa*. Sie erreichte ihren maximalen Anteil am Frischgewicht im Dezember (4-55%, Ausnahme: Pelagial links: 16%, Okt.). Die Chrysophyceae waren von Mai bis November vor allem mit *Mallomonas* (Max. 17%) und *Dinobryon* (Max. 12%) vertreten. Die Cryptophyta waren mit *Rhodomonas minuta* und *Cryptomonas* sp. im November/Dezember (Max. 33%) und im März (Max. 34%) vorhanden. Die diversen Flagellaten kamen von August bis Februar/März 88 vor. Sie erreichten ihr Maximum an allen Stellen im September (rFG = 4-13%), was mit dem Hochwasser in Zusammenhang steht (Kap. 8.1). Die Dinophyta wiesen vor allem in der Zeit von Juli bis Dezember die grössten Biomasse-Werte auf (Maximum an den Untersuchungsstellen: rFG=19-60%). Die Entwicklung der Dinophyta an den einzelnen Stellen liess keinen einheitlichen Verlauf erkennen. Das Volumen der Dinophyta ist im Vergleich zu den anderen Algen gross (Tab. 4.1); ein Einzelfund eines Dinophyten hat demnach ungleich grössere Auswirkungen auf die Struktur der Algengesellschaft (wenn diese anhand des Frischgewichtes ermittelt wird), als jener eines Flagellaten. Wichtigster Vertreter der Dinophyta war *Ceratium hirundinella*.

Chlorophyll-a-Gehalt (Chl-a)

Die Chlorophyll-a-Werte verhielten sich bezüglich Verlauf und Grösse während der Untersuchungsperiode an den Stellen im Pelagial und in der Uferzone gleich (Fig. 4.5). Im September und im November traten die höchsten

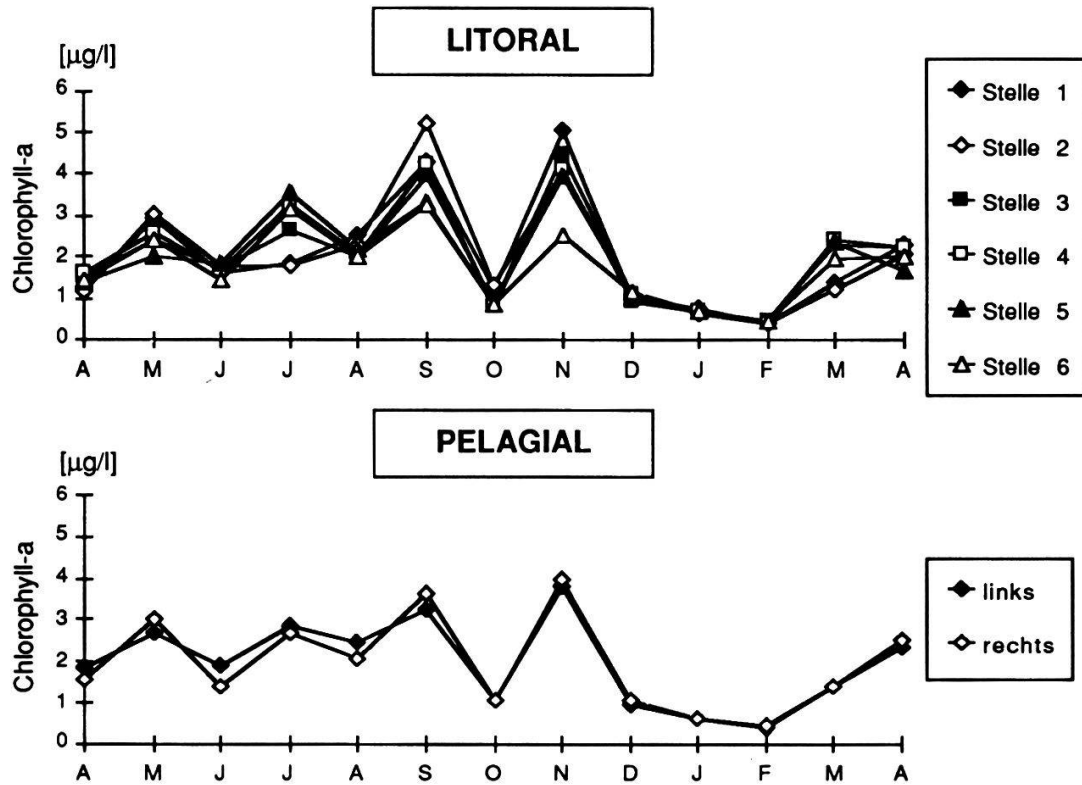


Fig. 4.5. Chlorophyll-a-Gehalt an den sechs Probenahmestellen im Litoral (Mischwasser 0-4 m) und an den beiden im Pelagial (gewichtete Mittel 0-10 m) während der Untersuchungsperiode 1987-88.

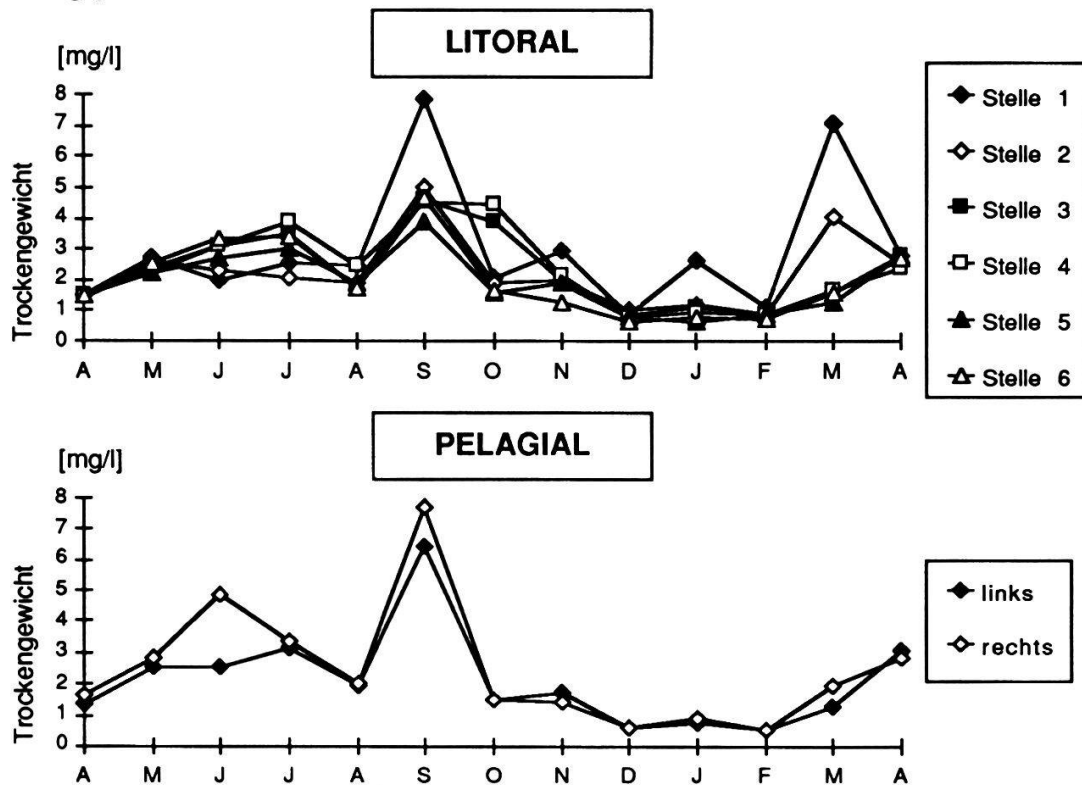


Fig. 4.6. Trockengewicht an den sechs Probenahmestellen im Litoral (Mischwasser 0-4 m) und den beiden im Pelagial (gewichtetes Mittel 0-10 m) während der Untersuchungsperiode 1987-88.

Werte auf. Die niedrigsten Werte wurden von Dezember bis Februar 88 gemessen (Tab. 4.2). Der Anstieg im Frühling 1988 steht in Zusammenhang mit der Frühjahrsblüte. Ein Vergleich der Chlorophyll-a-Daten mit der Entwicklung der Individuendichte (Fig. 4.1) oder dem Biomasse-Frischgewicht (Fig. 4.2), lässt einen gleichsinnigen Verlauf erkennen. Da je nach physiologischem Zustand der Organismen (z.B. Alter), Artenzusammensetzung der Algen-gesellschaft und Umgebungsbedingungen (insbesondere Licht) der Chlorophyll-a-Gehalt der Phytoplankter variiert (WETZEL 1983), waren aber die relativen Zu- oder Abnahmen der einzelnen Parameterwerte unterschiedlich.

Gemäss Angaben von VOLLENWEIDER (1979) liegen die Chlorophyll-a-Gehalte für oligotrophe Seen im Bereich von 0.3 bis 4.5 µg/l (Mittelwert 1.7), für mesotrophe zwischen 3 und 11 µg/l (Mittelwert 4.7) und für eutrophe zwischen 3 und 78 µg/l (Mittelwert 14.3). Verglichen mit diesen Werten liegen die Chlorophyll-a-Konzentrationen unserer Untersuchung (Tab. 4.2) für das Pelagial im Bereich oligotropher Seen und für das Litoral zwischen oligotroph und mesotroph.

Trockengewicht (TG)

Der jahreszeitliche Verlauf des Trockengewichtes zeigte tendenziell höhere Werte im Sommer und niedrigere im Winter (Fig. 4.6). Markantes Ereignis während der Untersuchungsperiode war das Hochwasser vom August 1987, mit dem grosse Mengen anorganischer Feststoffe in den See gelangten. Als Folge davon wurden im September grosse Trockengewichtswerte gemessen. Das abweichende Verhalten einzelner Stellen vom allgemeinen Verlauf kann auf Schüttungen im Uferbereich zurückgeführt werden.

Aschefreies Trockengewicht (AFTG)

Die Werte des aschefreien Trockengewichtes (Fig. 4.7) zeigten einen ähnlichen Verlauf wie jene des Chlorophyll-a-Gehaltes (Fig. 4.5). Im Sommer waren sie in der Tendenz höher als im Winter.

Anteil der organischen Substanz (AFTG) am Trockengewicht (TG)

Der Anteil der organischen Substanz am Trockengewicht wird durch das Verhältnis AFTG/TG wiedergegeben. Ein Wert von 1 bedeutet, dass 100% des Trockengewichtes organischen Ursprungs sind. Figur 4.8 zeigt, dass das Trockengewicht im Sommerhalbjahr eher von den anorganischen, im Winterhalbjahr von den organischen Stoffen beeinflusst wurde. Im Sommer führt die Reuss viel Wasser und befördert so grosse Mengen an anorganischen Fest-

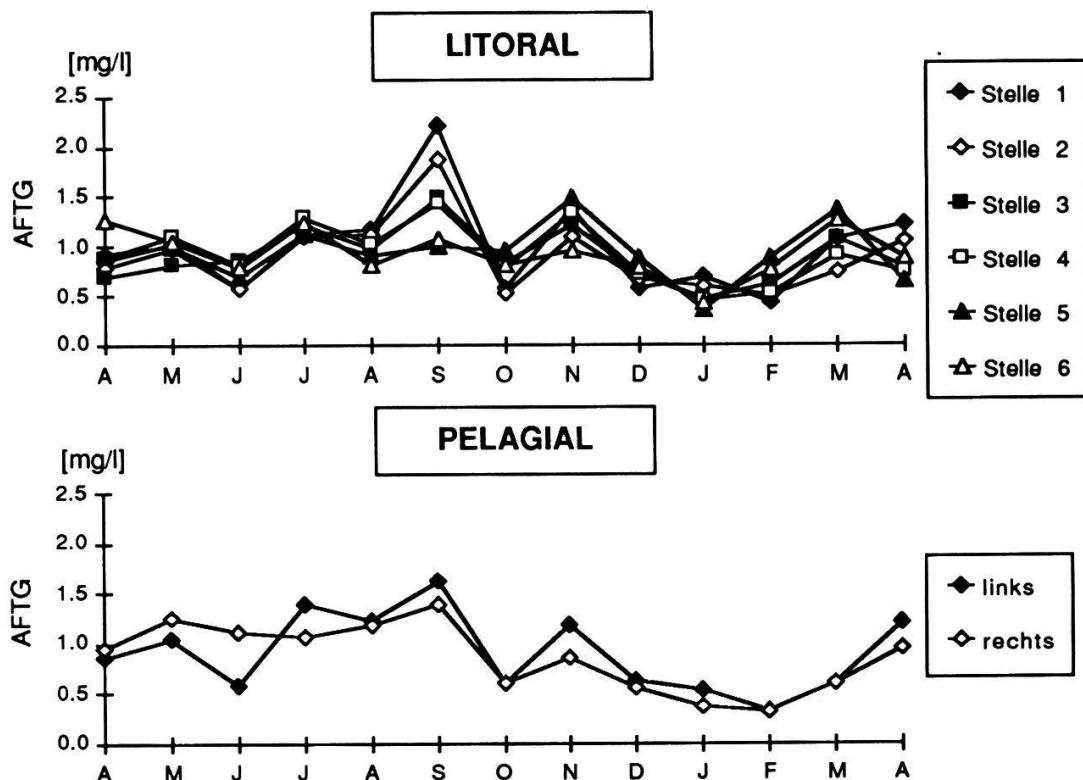


Fig. 4.7. Aschefreies Trockengewicht an den sechs Probenahmestellen im Litoral (Mischwasser 0-4 m) und den beiden im Pelagial (gewichtetes Mittel 0-10 m) während der Untersuchungsperiode 1987-88.

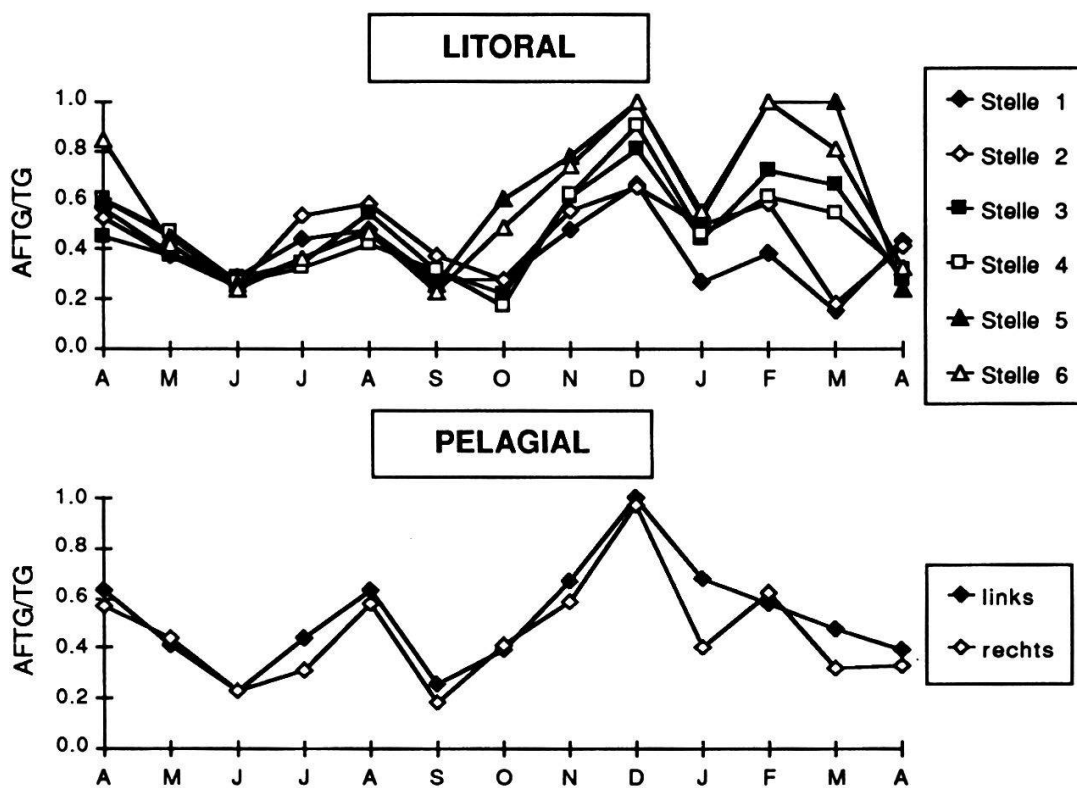


Fig. 4.8. Verhältnis AFTG/TG an den sechs Probenahmestellen im Litoral (Mischwasser 0-4 m) und den beiden im Pelagial (Verhältnis der gewichteten Mittel 0-10 m von AFTG und TG) während der Untersuchungsperiode 1987-88.

stoffen in den See. Der organische Anteil am Trockengewicht lag darum tief (<50%), obwohl zu dieser Zeit die grössere Biomasse (Chlorophyll, AFTG) im See vorhanden war als im Winter (Fig. 4.5 und 4.7). Bei der geringeren Wasserführung der Reuss im Winter wurde das Trockengewicht stärker von der Biomasse beeinflusst.

4.3.2. Zooplankton

Zooplankter zeigen zum Teil ausgedehnte Tag- und Nachtwanderungen. Im Pelagial halten sie sich am Tag eher in grösseren Tiefen auf und nähern sich erst in der Nacht der Oberfläche. Weiter bewegen sich die Zooplankter am Tag vom Litoral ins Pelagial (WETZEL 1983). Da die Probenahmen am Tag erfolgten und die Probenahmetiefe maximal 10 Meter betrug, wurden wahrscheinlich vor allem im Pelagial zu wenig Zooplankter erfasst. Die Resultate der Zooplanktonuntersuchung haben somit lediglich orientierenden Charakter. Die im Laufe der Untersuchung beobachteten Zooplankter sind in Tabelle 4.3 aufgelistet. Häufigste Art war *Daphnia longispina*.

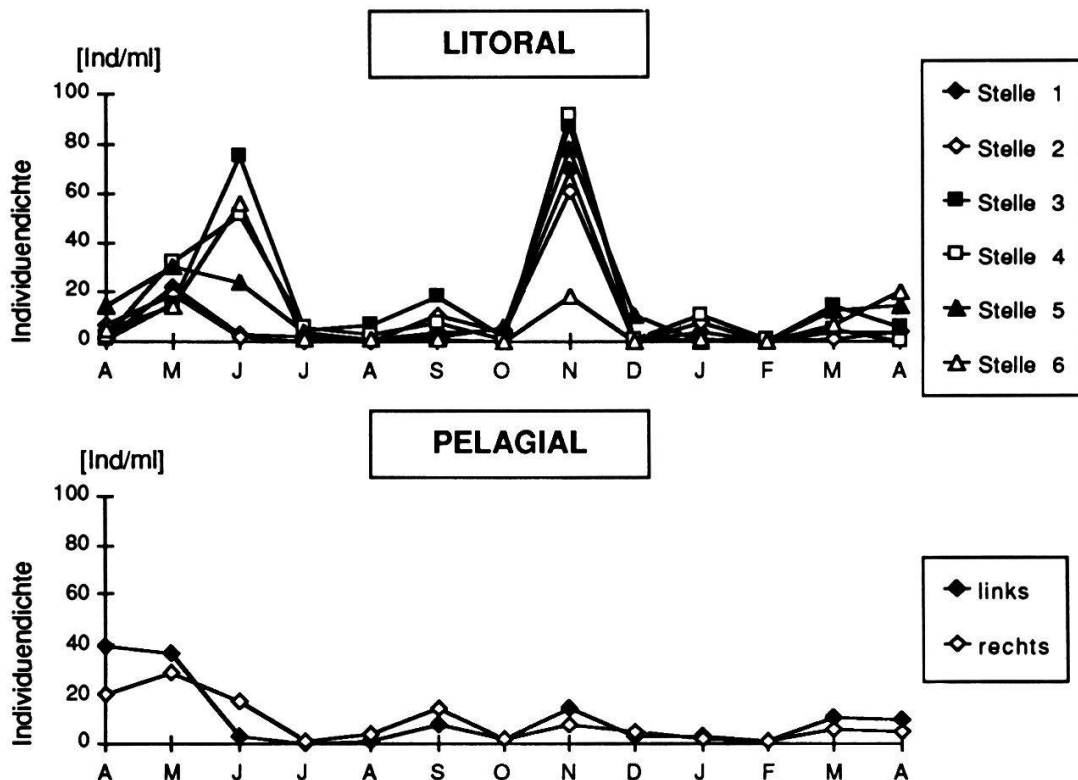


Fig. 4.9. Zooplanktondichte an den sechs Stellen im Litoral (Mischwasser 0-4 m) und den beiden im Pelagial (gewichtetes Mittel 0-10 m) während der Untersuchungsperiode 1987-88.

Tab. 4.3. Während der Untersuchungsperiode April 87 bis 88 aufgetretene Zooplankter.

Ciliata <i>Coleps hirtus</i> <i>Cothurnia</i> sp. <i>Tintinnidium</i> sp. <i>Vorticella</i> sp.	Suctoria
Rotatoria <i>Asplanchna</i> sp. <i>Kellicotia longispina</i> <i>Keratella cochlearis</i> <i>Keratella quadrata</i> <i>Polyarthra major</i> <i>Polyarthra remata</i> <i>Polyarthra</i> sp. <i>Synchaeta stylata</i>	Heliozoa <i>Raphidophrys pallida</i>
	Copepoda <i>Eudiaptomus</i> sp. Naupliuslarven
	Cladocera <i>Bosmina</i> sp. <i>Daphnia longispina</i> <i>Leptodora kindtii</i>

Ausgelöst durch höhere Temperaturen und durch reichlich vorhandene Nahrung (Frühjahrsblüte des Phytoplanktons) setzt in einem See im Frühling eine stärkere Entwicklung des Zooplanktons ein (WETZEL 1983). Dies trifft auch auf die Verhältnisse im Urnersee zu. Im Pelagial konnten von April bis Mai 1987 die höchsten Zooplanktendichten beobachtet werden (Fig. 4.9; Max.: Pelagial links, April 87, 39 Ind./l). Die Frasstätigkeit dieser Zooplankter bewirkte wahrscheinlich die Abnahme der Individuendichte und des Biomasse-Frischgewichtes des Phytoplanktons von Mai bis Juni (Fig. 4.1 und 4.3). Im Litoral waren zwei deutliche Maxima ausgebildet: Mai/Juni (Max.: Stelle 3, 75 Ind./l) und November (Max.: Stelle 4, 91 Ind./l).

5. AUFWUCHS

5.1. EINLEITUNG

Aufwuchsgesellschaften aquatischer Systeme sind komplexe Vereinigungen von Algen, Bakterien, Pilzen, Protozoen, Mikroinvertebraten und einigen Makroinvertebraten. Im folgenden wird insbesondere auf den pflanzlichen Anteil des Aufwuchses, das Periphyton, eingegangen.

Das Periphyton spielt im flachen Wasser eine wichtige Rolle als Nahrungsbasis für Konsumenten und Destruenten (MILLIE und LOWE 1983). Pflanzliche Aufwuchsorganismen sind in Uferzonen oft der wichtigste Faktor der Primärproduktion.

Veränderungen von Aufwuchslebensgemeinschaften werden durch verschiedene Faktoren herbeigeführt. So sind die Lichtbedingungen, die Verfügbarkeit von Nährstoffen und Substrat, der Weidedruck von Konsumenten (Grazing), der Befall durch Parasiten (z.B. Pilze), sowie der Einfluss des Pelagials (Plankton) und des Sedimentes von Bedeutung. Die Untersuchung des Aufwuchses soll Aufschluss über die Zusammensetzung und Entwicklung der pflanzlichen Gemeinschaften, insbesondere der dominierenden Kieselalgen, geben. Weiter sollen Informationen über die Biomasse des Periphytons sowie über allfällige, gesellschaftsbeeinflussende Faktoren gewonnen werden. Anhand der Kieselalpengesellschaften erfolgt eine biologische Beurteilung des Gewässers.

5.2. MATERIAL UND METHODEN

5.2.1. Glasobjektträger-Methode

Der Aufwuchs im Gebiet des Umersee-Südufers wurde an sechs Stellen untersucht (Fig. 2.1). Auf zwei Tiefenstufen, 2.5 m und 5 m, wurden Glasobjektträger (OT) vier bis fünf Wochen lang auf einem Gestell exponiert (Fig. 5.1). Die genaue Expositionsdauer ist in Tabelle 2.2 angegeben.

Glassubstrat wird in der Periphytonforschung häufig eingesetzt. Glasobjektträger (OT) weisen eine glatte Oberfläche und definierte Masse auf. Sie bieten den Vorteil, dass für die quantitative Untersuchung (z.B. Biomasse) der Bewuchs vollständig abgekratzt werden kann. Weiter ermöglicht diese leicht re-

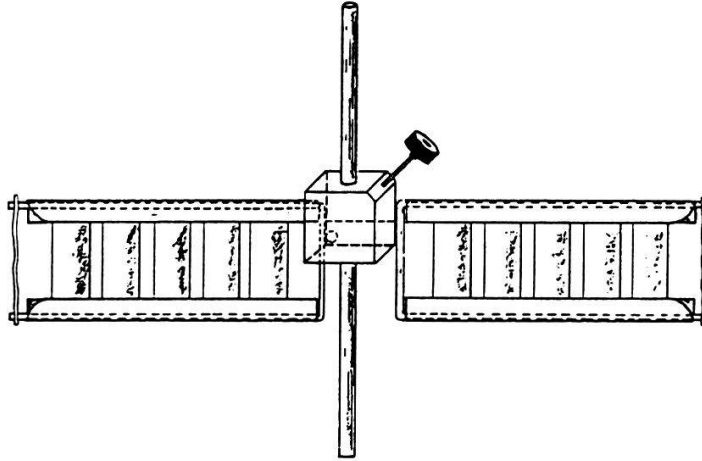


Fig. 5.1. Glas-Objektträger-Gestell mit Stahldorn zur Befestigung auf dem Gewässergrund.

Breite des ganzen Gestells: 48.5 cm, Höhe der OT-Halter (ohne Stahldorn): 8.5 cm.

produzierbare Methode einen aussagekräftigen Vergleich mit künftigen Untersuchungsergebnissen. Angaben über Erfahrungen mit Glassubstraten finden sich u.a. in COOKE (1956), SLADECKOVA (1962), WETZEL (1964), BROWN und AUSTIN (1973), FRANSON (1976), PATRICK (1977), WILHM et al. (1978), ELORANTA und KUNNAS (1979), LOWE und GALE (1979), PREISIG (1979), AUSTIN et al. (1981), MILLIE und LOWE (1983). Aufwuchsgesellschaften von natürlichen Substraten zeigen meistens eine hohe Übereinstimmung mit solchen auf Glasobjektträgern, insbesondere was die dominanten Formen betrifft. Unterschiede hängen vielfach mit der Länge der Expositionszeit zusammen. Gesellschaften auf kurzzeitig exponierten Substraten befinden sich häufig noch im Anfangsstadium der Entwicklung und sind daher nur bedingt mit natürlich gewachsenen Gesellschaften zu vergleichen.

Die OT wurden paarweise aneinandergelegt, so dass die beiden innenliegenden Flächen aufwuchsfrei blieben. Ein OT-Gestell war mit insgesamt 10 OT-Paaren bestückt (Fig. 5.1). Davon benötigten wir jeweils ein Paar für die Chlorophyll-a-Bestimmung, zwei für die Ermittlung des Trockengewichtes und des aschefreien Trockengewichtes, zwei für die Schätzung der Aufwuchsbedeckung sowie zwei für die Kieselalgenuntersuchung. Die restlichen drei Paare dienten als Reserve.

Die OT-Gestelle wurden in der entsprechenden Tiefe an einen im Boden verankerten Stahldorn befestigt. Die genauen Angaben zu den Expositionstiefen sind aus Fig. 5.2 zu entnehmen. Die Expositionstiefen waren vom Wasserstand des Sees abhängig und schwankten gegenüber der Anfangstiefe zwischen 80 cm tiefer und 10 cm höher. Die Anfangstiefen der sechs Stellen la-

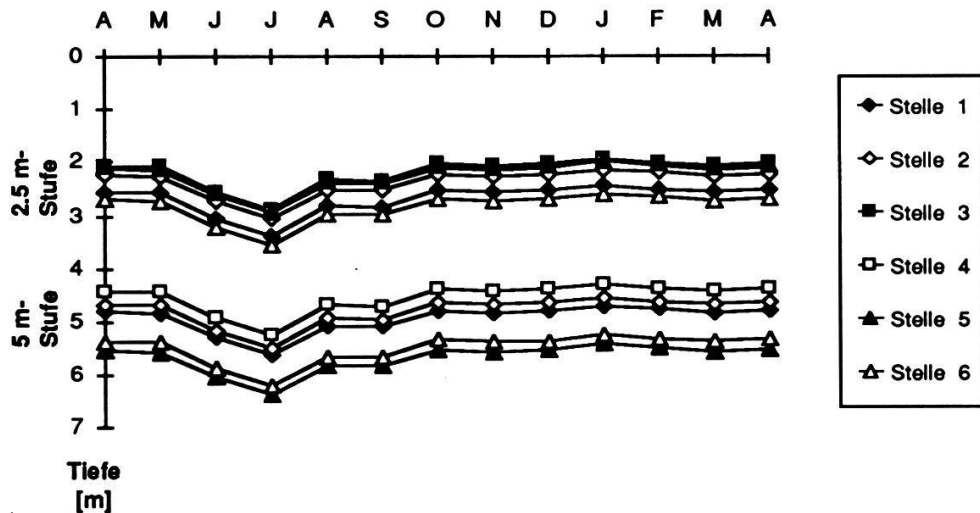


Fig. 5.2. Expositionstiefen der Glasobjektträger-Gestelle der 2.5 m- und 5 m-Stufe im Litoral des Umersee während der Untersuchungsperiode von Mai 1987 bis April 88.

gen für die 2.5 m-Tiefenstufe zwischen 2.1 und 2.7 m, für die 5 m-Tiefenstufe zwischen 4.4 und 5.6 m. Die Exposition der OT erfolgte senkrecht zum Seegrund. Auf diese Weise konnte der Einfluss der Sedimentation möglichst gering gehalten werden. Weiter wurden sie senkrecht zur Uferlinie ausgerichtet, da sich der Aufwuchs während Vorversuchen bei einer Exposition parallel zum Ufer auf den beiden OT-Seiten unterschiedlich entwickelte. Nach Ablauf der Expositionszeit wurden die OT-Halter ausgewechselt. Um beim Transport der OT-Halter zur Oberfläche möglichst wenig Material zu verlieren, verwendeten wir einen verschliessbaren Behälter. Die Arbeiten unter Wasser erfolgten mit Tauchausrüstungen. Auf dem Boot wurden die OT vom Gestell entfernt und in Gläser mit Leitungs- oder entionisiertem Wasser (für die Trockengewichtbestimmung) gegeben. Die Proben für die Schätzung des Deckungsgrades fixierten wir mit Formalin (Endkonzentration 2%), ebenfalls jene für die Kieselalgenuntersuchung (Endkonzentration 4%).

5.2.2. Biomasse

Die Biomasse ist das Resultat der aufbauenden und abbauenden Prozesse und sagt über deren quantitative Relationen nichts aus (SOMMER 1977). Die Biomassewerte dürfen daher nicht mit Produktion gleichgesetzt werden.

Die Biomassebestimmung des Aufwuchses erfolgte über den **Chlorophyll-a-Gehalt** (Chl-a) und das **aschefreie Trockengewicht** (AFTG).

Die Chlorophyll-a-Analyse ist eine indirekte Biomassebestimmung der Al-

genkomponente des Aufwuchses. Heterotrophe Organismen werden dabei nicht berücksichtigt. Der Chl-a-Gehalt des Periphytons verhält sich nicht immer proportional zur Biomasse der Algen. Er ist vom Licht- und Nährstoffangebot, der Artenzusammensetzung sowie vom Alter und physiologischen Zustand der Zellen abhängig (CLARK et al. 1979, WEITZEL 1979).

Das aschefreie Trockengewicht repräsentiert den organischen Inhalt einer Probe und schliesst alle biologischen Komponenten des Aufwuchses ein. Zwischen lebendem und totem organischem Material wird nicht unterschieden. Neben AFTG wird häufig auch das Trockengewicht (TG) für die Biomassebestimmung des Aufwuchses herangezogen. Das TG beinhaltet aber auch anorganische Komponenten, so dass unterschiedliche Anteile von Kieselalgen gegenüber schalenlosen Algen unberücksichtigt bleiben. Aus diesem Grund und weil Schüttungen das Trockengewicht sehr stark beeinflussten, wird in der vorliegenden Arbeit nur das AFTG besprochen.

Zur Ermittlung der Biomasse wurde das Aufwuchsmaterial mit einer Rasierklinge vollständig vom Objektträger abgekratzt, in ein Becherglas gespült und durch entsprechende Glasfaserfilter (Schleicher & Schüll, CH-Feldbach) filtriert (für Chl-a: GF 6, für AFTG: GF 92). Das weitere Verfahren entspricht jenem der Biomassebestimmung des Planktons (Kap. 4.1.1).

Alle Biomasse-Daten sind standing-crop-Werte.

5.2.3. Deckungsgrad des Aufwuchses

Für die Bestimmung des Deckungsgrades der Aufwuchsalgen auf den Objektträgern wurde das Aufwuchsmaterial der OT in 188 ml Wasser aufgenommen, in Abhängigkeit der Feststoff-Konzentration verdünnt und vom Gemisch 50 ml für 24 Stunden in eine Absetzkammer gegeben. Unter dem Umkehrmikroskop wurde die prozentuale Deckung geschätzt und gemäss folgender Formel auf die Deckung der Objektträger zurückgerechnet:

$$D_{OT} (\%) = \frac{D_{UM} [\%] * F_{Absetz.} [cm^2] * K * V_{Kons.} [cm^3]}{V_{Absetz.} [cm^3] * F_{OT} [cm^2]}$$

- D_{OT} = Deckung auf dem Objektträger (%)
- D_{UM} = geschätzte Deckung unter dem Umkehrmikroskop (%)
- $F_{Absetz.}$ = Grundfläche der Absetzkammer (5.31 cm²)
- K = Verdünnung
- $V_{Kons.}$ = Volumen der konservierten Algenaufschlämmung (188 cm³)
- $V_{Absetz.}$ = Volumen der Absetzkammer (50 cm³)
- F_{OT} = Bewachsene Fläche auf dem Objektträger (29.584 cm²/OT-Paar)

5.2.4. Prozentualer Anteil der einzelnen Algengruppen am Periphyton

Der prozentuale Anteil der Algengruppen (Blau-, Grün- und Kieselalgen) am Periphyton wurde gleichzeitig mit dem Deckungsgrad des Aufwuchses unter dem Umkehrmikroskop geschätzt.

5.2.5. Säurepräparation der Kieselalgen (Diatomeen)

Die bewachsenen Objektträger transportierten wir in fixiertem Zustand ins Labor. Dort wurden sie in konzentrierter Salzsäure gekocht, wobei sich die Algen vom OT lösten und gleichzeitig Kalk entfernt wurde. Anschliessend wurde das Probenmaterial in konzentrierter Schwefelsäure gereinigt und nachher gemäss der Methode von STRAUB (1981) weiterbehandelt, der anstelle des mehrmaligen Waschens einen säureresistenten Teflonfilter (Sartorius 1184259 N, 5 µm Porenweite) verwendet.

Die gereinigten Diatomeenschalen wurden in entionisiertem Wasser aufgenommen und auf ein rundes Deckglas pipettiert. Nach dem Verdunsten des Wassers bei Zimmertemperatur erfolgte die Einbettung in das Kunstharz Naphrax (N.B.S., Ipswich, England).

5.2.6. Zählung der Kieselalgen

Bei der Säurepräparation fallen die meisten Diatomeenzellen in zwei Schalen auseinander. Zur quantitativen Analyse der Proben wurden pro Säurepräparat 500 Einzelschalen gezählt. Diese Zahl entspricht den Angaben von LANGE-BERTALOT und BONIK (1976), DESCY (1979), EVENSON et al. (1981), RUSHFORTH et al. (1981), JONES und MAYER (1983), MILLIE und LOWE (1983), und COCHRAN und ANDERSON (1984), die in ihren Untersuchungen zur Erfassung der Zusammensetzung von Diatomeengesellschaften jeweils zwischen 200 und 500 Schalen zählten.

Bei der Zählung wurden in einem 50 µm breiten waagrechten Streifen unter dem Mikroskop (Leitz, Dialux, 100 x, Ölimmersion-Phasenkontrast-Objektiv) alle Schalen berücksichtigt, die mindestens in einer Vollständigkeit von etwa zwei Drittel vorlagen und noch mit Sicherheit bestimmbar waren. Auf der oberen Seite des Streifens wurden auch Schalen noch mitgezählt, die auf der Grenzlinie lagen, auf der unteren Seite wurden sie weggelassen. Falls eine Zelle grösser als 50 µm war und den Streifen auf beiden Seiten überlappte, ging sie in die Zählung ein. Die Aufbewahrung der Proben geschah in H₂O

dest. mit einem Zusatz von 4-5 Tropfen Formalin (40%) auf 15 ml, um das Aufkommen von Pilzen und Bakterien zu verhindern.

Die Berechnung der relativen Häufigkeiten der einzelnen Kieselalgenarten wurde entsprechend der Formel 1 (Kap. 4.2.1) durchgeführt.

5.3. RESULTATE UND DISKUSSION

5.3.1. Biomasse

Die **Chl-a-Gehalte** des Objektträger-Bewuchses bewegten sich am Ende der jeweiligen Expositionsphasen auf der 2.5 m-Stufe zwischen 0.04 und 6.3 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$, auf der 5 m-Stufe zwischen 0.03 und 3.0 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ (Fig. 5.3). Die Jahresmittelwerte der einzelnen Stellen sind in Tabelle 5.1 aufgeführt. Der Chlorophyll-a-Gehalt lag in 2.5 m Tiefe durchschnittlich um einen Faktor zwischen 1.56 und 3.60 höher als in 5 m. Unterschiede zwischen den einzelnen Stellen bezüglich der Biomasse werden in Kapitel 5.3.5 im statistischen Vergleich beschrieben.

In der Periode Februar bis April wurden deutlich höhere Chl-a-Werte gemessen als während der übrigen Untersuchungszeit. Die maximale Chl-a-Konzentration trat an allen Stellen in diesem Zeitraum auf (Fig. 5.3). An einigen Stellen entwickelten sich im Dezember sowie im Oktober Zwischenmaxima.

Die Werte für das **aschefreie Trockengewicht** (AFTG) bewegten sich auf der 2.5 m-Stufe zwischen 0.06 mg/cm^2 und 0.70 mg/cm^2 , auf der 5 m-Stufe zwischen 0.02 mg/cm^2 und 0.32 mg/cm^2 . Die Jahresmittelwerte der einzelnen

Tab. 5.1. Mittlerer Chlorophyll-a-Gehalt (in $\mu\text{g}/\text{cm}^2$) des Aufwuchses auf den Objektträgern der 2.5 m- und 5 m-Tiefenstufe sowie Verhältnis der Werte beider Tiefenstufen an den sechs Stellen während der Untersuchungsperiode 1987/88. Expositionszeit ca. 1 Monat. M = Mittelwert, S = Standardabweichung

		Stelle 1	Stelle 2	Stelle 3	Stelle 4	Stelle 5	Stelle 6
2.5 m Tiefe	M	1.39	1.45	0.89	0.92	1.66	1.03
	S	1.70	1.33	0.81	1.03	1.82	1.22
5 m Tiefe	M	0.39	0.61	0.57	0.47	0.46	0.39
	S	0.39	0.50	0.81	0.75	0.53	0.51
Verhältnis 2.5 m / 5 m		3.60	2.38	1.56	1.93	3.65	2.63

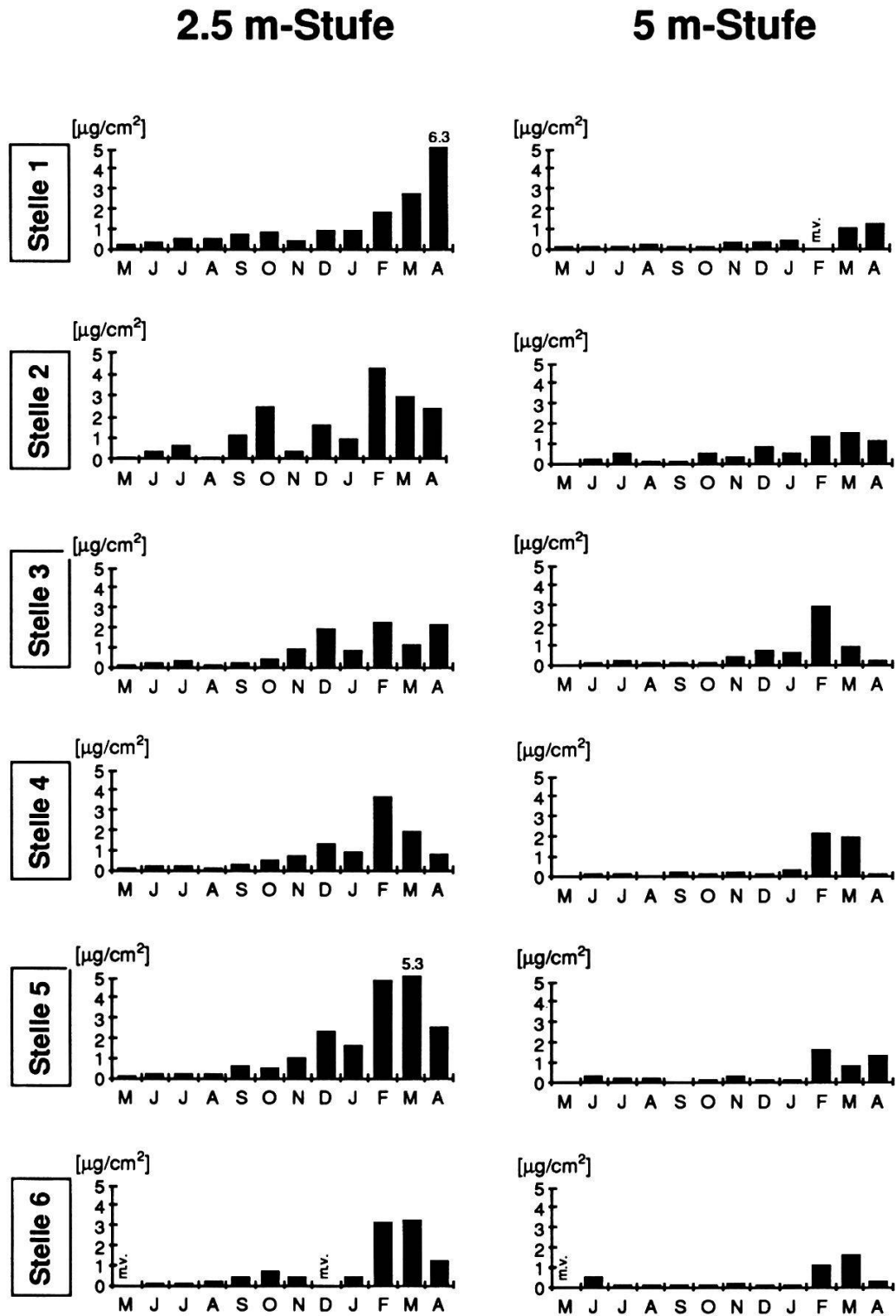


Fig. 5.3. Chlorophyll-a-Gehalt auf den Objektträgern in 2.5 und 5 m Tiefe während der Untersuchungsperiode von Mai 1987 bis April 88.
m.v. = missing value

Tab. 5.2. Mittleres aschefreies Trockengewicht (in mg/cm²) des Aufwuchses auf den Objektträgern der 2.5 m- und 5 m-Tiefenstufe sowie Verhältnis der Werte beider Tiefenstufen an den sechs Stellen während der Untersuchungsperiode 1987/88.
Expositionszeit ca. 1 Monat. M = Mittelwert, S = Standardabweichung

		Stelle 1	Stelle 2	Stelle 3	Stelle 4	Stelle 5	Stelle 6
2.5 m Tiefe	M	0.30	0.24	0.20	0.21	0.30	0.21
	S	0.17	0.17	0.09	0.10	0.16	0.15
5 m Tiefe	M	0.16	0.11	0.10	0.13	0.11	0.10
	S	0.08	0.07	0.06	0.08	0.06	0.05
Verhältnis 2.5 m / 5 m		1.86	2.12	1.95	1.66	2.80	2.09

Tab. 5.3. Jahressumme der gebildeten Biomasse und mittlerer täglicher Biomassezuwachs (als AFTG) (in g/m²) des Aufwuchses auf den Objektträgern der 2.5 m- und 5 m-Tiefenstufe sowie Verhältnis der Werte beider Tiefenstufen an den sechs Stellen während der Untersuchungsperiode 1987/88.

		Stelle 1	Stelle 2	Stelle 3	Stelle 4	Stelle 5	Stelle 6
Jahressumme	2.5 m	35.145	27.869	22.980	23.775	34.912	23.841
Zuwachs pro Tag	2.5 m	0.096	0.076	0.063	0.065	0.096	0.065
Jahressumme	5 m	18.764	12.932	11.884	14.292	12.576	11.651
Zuwachs pro Tag	5 m	0.051	0.035	0.033	0.039	0.034	0.032
Verhältnis 2.5 m / 5 m		1.873	2.155	1.934	1.664	2.776	2.046

Stellen sind in Tabelle 5.2 aufgeführt. Das AFTG lag in 2.5 m Tiefe durchschnittlich um einen Faktor zwischen 1.66 und 2.8 höher als in 5 m Tiefe. Der Jahresverlauf war ähnlich jenem des Chl-a. Die höchsten Jahreswerte traten ebenfalls zwischen Februar und April 88 auf (Fig. 5.4). Insgesamt wurden innerhalb dieser drei Monate in 2.5 m Tiefe 40-60% der Jahressumme der Biomasse gebildet, in 5 m Tiefe 37-49%. Der mittlere tägliche Biomassezuwachs an den sechs Stellen im Uferbereich des Urnersees ist in Tabelle 5.3 aufgeführt.

Jahresverlauf der Biomasse

Im Jahresverlauf der Aufwuchs-Biomasse spielen seemorphologische Faktoren, jahreszeitlich schwankende physikalische und chemischen Einflüsse sowie das Phytoplankton eine Rolle (BROWN und AUSTIN 1973, MÜLLER 1976, SCHEFFLER 1981).

2.5 m-Stufe

5 m-Stufe

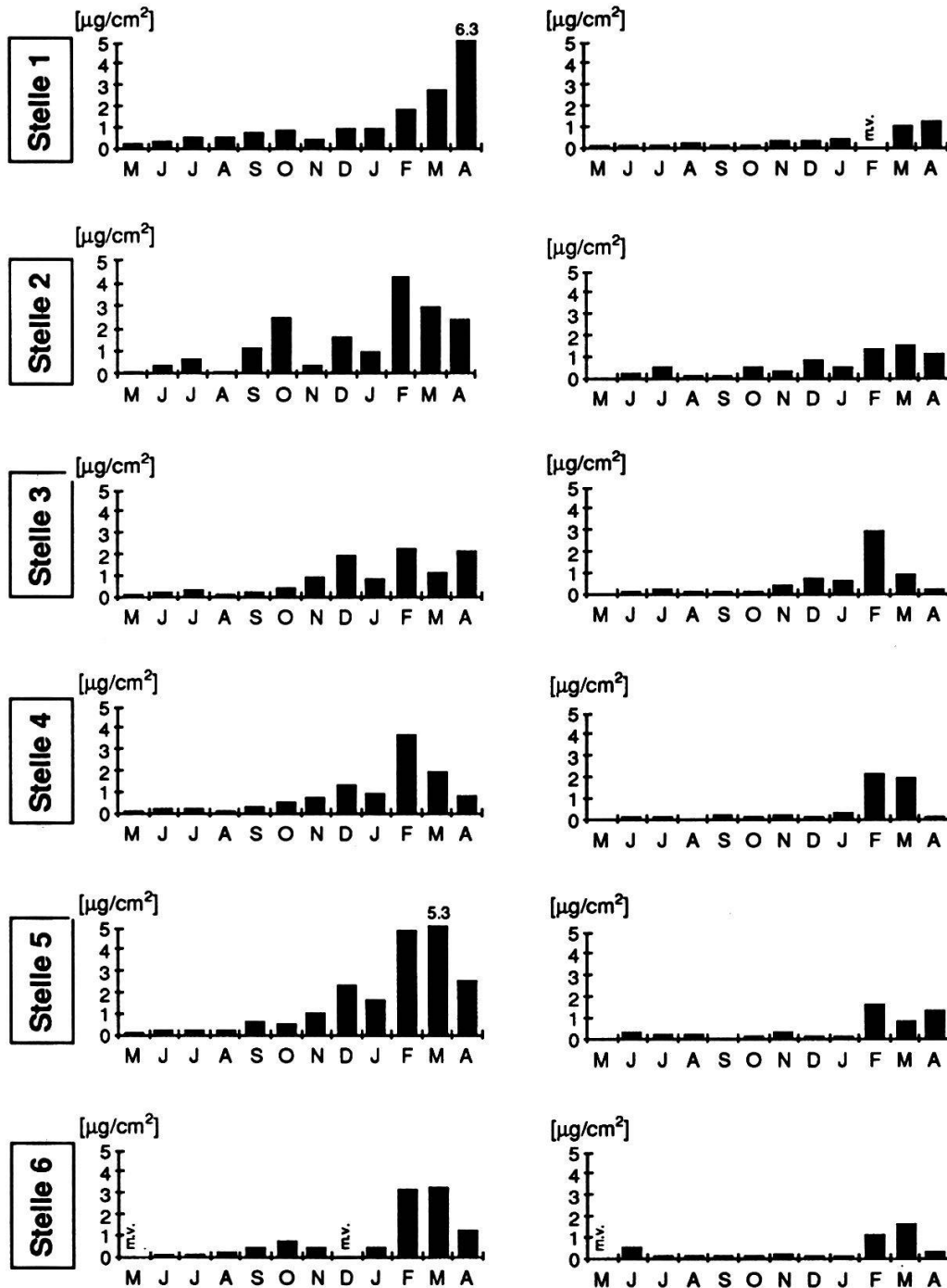


Fig. 5.4. Aschefreies Trockengewicht auf den Objektträgern in 2.5 und 5 m Tiefe während der Untersuchungsperiode von Mai 1987 bis April 88.
m.v. = missing value

Abweichungen in den Biomasseverhältnissen zwischen den einzelnen Probenahmestellen im Urnersee können auf Unterschiede bezüglich der oben genannten Faktoren zurückgeführt werden. Der Biomasseverlauf dürfte im Urnersee im wesentlichen durch das Nährstoffangebot und die Phytoplankton-Aufwuchs-Interaktion bestimmt worden sein. Sedimenteinflüsse sind vermutlich eher gering, da die Objektträger als künstliches Substrat keinen Bodenkontakt hatten. Die während der Sommermonate durch erhöhte Produktion des Phytoplanktons reduzierten Lichtintensitäten sowie die geringen Nährstoff- und CO_2 -Konzentrationen (siehe Kap. 3 und 4) halten auch den monatlichen Biomassezuwachs des Periphytons tief. Einbrüche in der Phytoplanktonbiomasse wie im Oktober und ab Dezember bis Februar (Fig. 4.6) bewirkten einen mehr oder weniger deutlichen Anstieg der Aufwuchs-Biomasse. Ab Dezember gelangten infolge der Durchmischungsprozesse zusätzlich Nährstoffe in die oberflächennahen Wasserschichten, so dass sich die Effekte der Planktonabsenz noch verstärkten und zu den bereits erwähnten Maximalwerten der Aufwuchsbiomasse zwischen Februar und April führten. Gegenläufige Entwicklungen, d.h. nicht zum gleichen Zeitpunkt auftretende Spitzen von Phytoplankton und Aufwuchs, wie sie im Urnersee auftraten, wurden auch von JORGENSEN (1957) und JENKERSON und HICKMANN (1986) beschrieben. MÜLLER (1976) fand eine gegenläufige Entwicklung der Gesamtproduktion zwischen Aufwuchs und Phytoplankton im Litoralbereich und zeigte, dass die Planktondichte einen wesentlichen Einfluss auf die Aufwuchs-Produktion ausübt.

Zu den tiefen Biomasse-Werte des Aufwuchses im Sommer dürfte auch der Mangel an Silizium beigetragen haben. Die hohen Planktonkonzentrationen im Mai (Frühjahrsblüte), für die hauptsächlich die Diatomeen verantwortlich waren, führten wahrscheinlich dazu, dass der grösste Teil des verfügbaren Siliziums verbraucht wurde und für den Aufwuchs - der während der ganzen Untersuchungszeit meist zu über 80% durch Diatomeen gebildet wurde - nicht mehr zur Verfügung stand. JENKERSON und HICKMANN (1986) wiesen in ihren Untersuchungen einen deutlichen Zusammenhang in dieser Hinsicht nach.

Die jahreszeitliche Entwicklung der Aufwuchsbiomasse im Urnersee entspricht einem Verlauf, den verschiedene Autoren auch an anderen Seen beschrieben haben (SLADECECK und SLADECKOVA (1964): Sedlice-Talsperre (Böhmen); HOOPER-REID und ROBINSON (1978): A marsh pond (Kanada); SCHEFFLER (1981): Stechlinsee (DDR); MAURER und VUILLE (1986): Bielersee). Dabei handelte es sich um Gewässer unterschiedlichen Trophiegrades,

in denen der Aufwuchs wie in der vorliegenden Arbeit auf künstlichem Substrat untersucht wurde.

Nach CASTENHOLZ (1960) ist ein Wachstumsverlauf mit Chl-a-Maxima im Frühsommer und Herbst in den gemässigten Breiten üblich. Auch WETZEL (1983) äussert sich in dieser Hinsicht: Das periphytische Wachstum (v.a. der Diatomeen) beginnt anfangs Frühling und erreicht das Maximum zwischen April und Mai. Nach einem Rückgang der Biomasse im Sommer erscheint meist eine kleinere Herbstspitze, häufig im November.

Aufgrund der breiten Variation in den Umgebungsbedingungen und den Erhebungsmethoden sind die Biomasse-Resultate von verschiedenen Untersuchungen jedoch nur schwer miteinander vergleichbar (ELORANTA 1982), so dass hier auf eine ausführliche Gegenüberstellung von verschiedenen Resultaten verzichtet wird.

Tiefenverteilung der Biomasse

Die deutlich niedrigeren Biomasse-Werte in 5 m Tiefe sind vermutlich durch die geringere Menge des zur Verfügung stehenden Lichtes zu erklären. Starke Lichtabsorption (z.B. in dichten Makrophytenfeldern) spielt nach WETZEL (1983) die Hauptrolle in der Reduktion der Photosynthese des Periphytons. HANSSON (1988) und MEULEMANS (1988) wiesen eine proportionale Beziehung zwischen der Periphyton-Biomasse und der Lichtintensität nach.

Die Tiefenabhängigkeit der Biomassebildung (AFTG) wurde von SCHEFFLER (1981) für den Stechlinsee (DDR) beschrieben. Er fand bis in eine Tiefe von 1 m die höchsten Werte, wobei die Biomassen von der Oberfläche bis in 1 m Tiefe annähernd gleich waren. Danach erfolgte ein kontinuierlicher Rückgang bis 10 m Tiefe, wo etwa 10% des Maximalwertes gemessen wurden. Die Biomasse in 2 m Tiefe war 1.3 mal grösser als jene in 5.5 m Tiefe. Die Biomasse auf den Objektträgern im Uferbereich des Urnersees nahm dagegen mit zunehmender Tiefe schneller ab. Die Durchschnittswerte in 2.5 m Tiefe waren 1.7 bis 2.8 mal grösser als auf der 5 m-Stufe.

MÜLLER (1976) fand mit Hilfe von Aufwuchs-Produktionsmessungen in unterschiedlichen Wassertiefen eine lineare Beziehung zwischen der Bildung von Biomasse und der Lichtintensität. Nur bei sehr hohen Intensitäten (an der Oberfläche) erreicht sie ein Maximum oder geht sogar deutlich zurück (Lichthemmung). ANTOINE und BENSON-EVANS (1983) untersuchten die Beziehung zwischen Lichtintensität und Lichtqualität auf das Wachstum von benthischen Algen. Der höchste Biomassezuwachs während einer bestimmten Expositionsdauer wurde dabei unter Rotlicht erreicht. Da der rote Anteil des Lichtes durch das Wasser am schnellsten absorbiert wird, kann ein möglicher Grund

für die geringere Biomassebildung auf der 5 m-Stufe auch in der verminderten Rot-Einstrahlung liegen.

Chlorophyllanteil an der Biomasse

Der prozentuale Anteil des Chlorophylls am gesamten organischen Material (AFTG) vermittelt einen Eindruck über die jahreszeitliche und tiefenabhängige Adaptation des Pigmentsystems sowie über die Beeinflussung des Aufwuchses durch Anlagerung von sedimentierenden organischen Partikeln. Die berechneten Werte der Chl-a-Anteile bewegten sich auf der 2.5 m-Stufe zwischen 0.05 und 1.44%, auf der 5 m-Stufe zwischen 0.03 und 1.31%. Die Mittelwerte sind in Tabelle 5.4 aufgeführt. Sie lagen zwischen 0.22-0.57%.

Im Jahresverlauf ergaben sich von Mai bis Oktober 87 auf beiden Tiefenstufen kleinere Chl-a-Anteile als von November 87 bis April 88 (Fig. 5.5). Die Beziehung zur jahreszeitlichen Globalstrahlung ist damit umgekehrt proportional, d.h. je geringer die Lichtintensität, desto höher der Chl-a-Anteil an der Biomasse. Diese Resultate spiegeln eine Adaptation des Pigmentsystems an das jeweilige Strahlungsangebot wieder (KOHL und NICKLISCH 1988). Die gleichen Resultate bezüglich des jahreszeitlichen Verlaufs des Chl-a-Anteils an der Biomasse Konzentration erhielt MEULEMANS (1988). Auch die Prozentwerte bewegten sich in vergleichbarem Rahmen wie im Urnersee, zwischen 0.02 und 2.5%.

Neben der Anpassung an das Lichtklima kamen die allgemein niedrigeren Anteile von Chl-a am AFTG im Sommer auch durch Anlagerungen von organischen Schwebstoffen an die Objektträger zustande. Der erhöhte Schwebstoffgehalt wurde durch die in dieser Jahreszeit grosse Feststofffracht der Reuss (Schmelzwasser) verursacht. Je mehr organische Partikel angelagert werden, desto stärker sinkt das Verhältnis Chl-a/AFTG.

Die Tendenz zur jahreszeitlichen Adaptation zeigte sich besonders ausgeprägt an Stelle 2. Abweichende Resultate, vor allem der 5 m Proben, können mit den im Uferbereich unterschiedlichen Sedimentationsverhältnissen erklärt werden (unterschiedlich starke Anlagerung von Partikeln). An Stelle 2 traten bei den geringsten Sedimentationsraten (Tab. 6.1) die höchsten Mittelwerte des Verhältnisses Chl-a/AFTG auf (Tab. 5.4). Die Stellen 1 sowie 4 bis 6 dagegen wiesen eine grössere Sedimentation auf und waren deshalb stärker von Anlagerungsvorgängen an die Objektträger betroffen.

Tab. 5.4. Mittelwerte des Anteils von Chlorophyll-a (in %) am aschefreien Trockengewicht des Aufwuchses auf den Objektträgern der 2.5 m- und 5 m-Tiefenstufe sowie Verhältnis der Werte beider Tiefenstufen an den sechs Stellen während der Untersuchungsperiode von Mai 1987 bis April 88.

		Stelle 1	Stelle 2	Stelle 3	Stelle 4	Stelle 5	Stelle 6
2.5 m Tiefe	M	0.42	0.57	0.38	0.37	0.44	0.39
	S	0.26	0.44	0.25	0.25	0.33	0.24
5 m Tiefe	M	0.22	0.54	0.46	0.31	0.36	0.32
	S	0.17	0.31	0.38	0.27	0.24	0.24
Verhältnis 2.5 m / 5 m		1.90	1.06	0.83	1.21	1.23	1.24

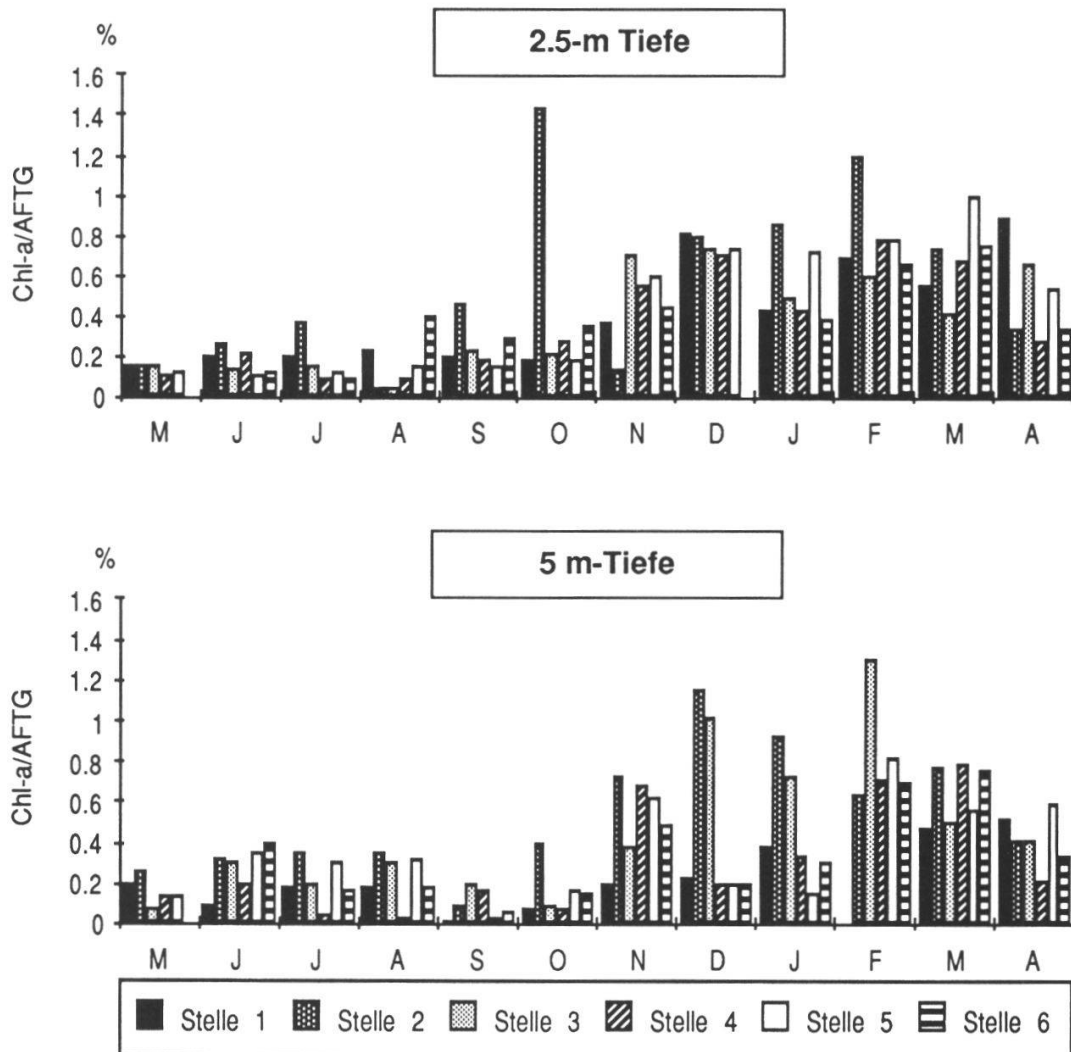


Fig. 5.5. Prozentualer Anteil von Chlorophyll-a am aschefreien Trockengewicht auf den Objektträgern der 2.5 m- und 5 m-Stufe während der Untersuchungsperiode von Mai 1987 bis April 88.

5.3.2. Bewuchsdichte auf den Objektträgern

Die Schätzung des Deckungsgrades des Aufwuchses auf den Objektträgern (OT) kann als grobes Mass für die Biomasse betrachtet werden. Dabei bedeutet eine Deckung >100%, dass sich sogenanntes Sekundärperiphyton entwickelt hat und mehrere Algenschichten die OT-Fläche bedecken. Die Schätzwerte bewegten sich auf der 2.5 m-Tiefenstufe zwischen 13 und 590% (Berechnung siehe Kap. 5.2) und auf der 5 m-Stufe zwischen 7 und 219%. Sie waren in 2.5 m Tiefe ausnahmslos höher. Während der Monate Februar, März und April konnten die grössten Bewuchsdichten festgestellt werden. Dieser Befund stimmt mit den höchsten Werten der Chlorophyll-a-Bestimmung (Fig. 5.3) und jenen des aschefreien Trockengewichtes (Fig. 5.4) überein.

In Tabelle 5.5 sind die mittleren Deckungsgrade während der Untersuchungsperiode auf den Objektträgern an den sechs Stellen im Litoral angegeben. Auf der 2.5 m-Stufe wiesen die OT von Stelle 2 im Durchschnitt die höchste Bewuchsdichte auf, die Stellen 1 und 6 die niedrigste. Bei letzteren ist dies allenfalls auf die grössere Sedimentation (Fig. 6.3 und 6.4) und die damit verbundene Verminderung der Lichtintensität zurückzuführen. Bezüglich der 5 m-Tiefenstufe wiesen die Stellen 2 und 3, links und rechts des Reusskanals, die grössten mittleren Deckungsgrade auf (Tab. 5.5). Die günstigen Wachstumsbedingungen sind wahrscheinlich auf die relativ geringe Trübstoffmenge und damit auf das grössere Lichtangebot an diesen Stellen zurückzuführen.

Tab. 5.5. Mittlerer Deckungsgrad des Aufwuchses (in %) auf den Objektträgern während der Untersuchungszeit von Mai 1987 bis April 88 in 2.5 und 5 m Tiefe.

		Stelle 1	Stelle 2	Stelle 3	Stelle 4	Stelle 5	Stelle 6
2.5 m Tiefe	M	138	252	188	187	221	103
	S	81	163	141	185	204	54
5 m Tiefe	M	50	83	92	51	45	42
	S	56	64	73	46	37	37

5.3.3. Algenzusammensetzung auf den Objektträgern

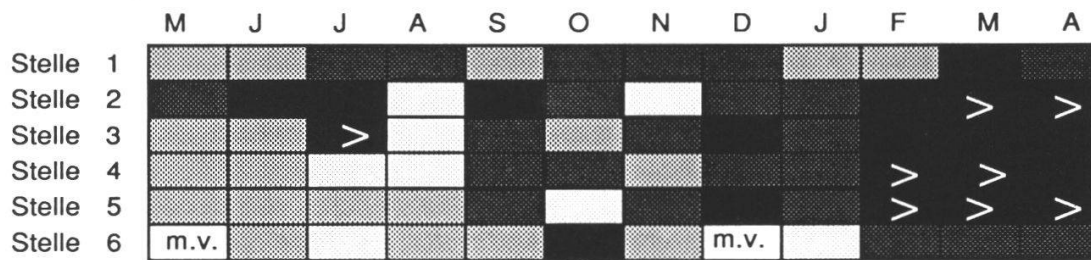
Während der Untersuchungsperiode 1987-88 dominierten die Kieselalgen die Algenesellschaft auf den Objektträgern in 2.5 und 5 m Tiefe. Von einer Ausnahme abgesehen (Stelle 2, 2.5 m Tiefe, Oktober 87, 40% Kieselalgen) lagen

die geschätzten prozentualen Gesellschaftsanteile der Kieselalgen immer über 80% und bewegten sich meist sogar zwischen 95 und 100%. Die Grünalgen und Blaualgen überschritten nur vereinzelt die 5%-Schwelle. Auf der 2.5 m Stufe traten sie meist häufiger auf als in 5 m Tiefe. An Stelle 2 wiesen die Grünalgen eher etwas höhere Anteile auf als an den übrigen Stellen (Maximum an Stelle 2: 60%, Oktober 87). Im Juli zeigte sich an allen Stellen eine Zunahme des Anteils der Grünalgen.

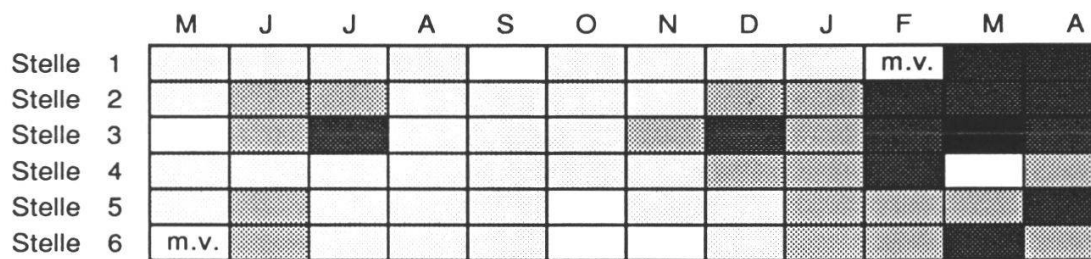
Tab. 5.6. Liste der Algenarten (ausser Kieselalgen) auf den Objekträgern der 2.5 m- und 5 m-Stufe während der Untersuchungsperiode von Mai 1987 bis April 1988.

Cyanophyta (Blaualgen)	<i>Cladophora</i> sp.
<i>Anabaena</i> sp.	<i>Coelastrum cambricum</i> Arch.
<i>Aphanothece</i> sp.	<i>Coelastrum</i> sp.
<i>Calothrix</i> sp.	<i>Coleochaete scutata</i> Bréb.
<i>Chroococcus limneticus</i> Lemm.	<i>Coleochaete</i> sp.
<i>Chroococcus turgidus</i> (Kütz.) Näg.	<i>Cosmarium depressum</i> (Näg.) Lundell
<i>Eucapsis alpina</i> Clements et Shantz	<i>Cosmarium laeve</i> Rabenh.
<i>Gomphosphaeria</i> sp.	<i>Cosmarium</i> sp.
<i>Lynbya hieronymusii</i> Lemm.	<i>Desmococcus</i> sp.
<i>Lynbya</i> sp.	<i>Dictyosphaerium</i> sp.
<i>Merismopedia glauca</i> (Ehren.) Näg.	<i>Elakathotrix gelatinosa</i> Wille
<i>Microcystis</i> sp.	<i>Gloeocystis</i> sp.
<i>Oscillatoria limosa</i> Kütz.	<i>Gongrosigma</i> sp.
<i>Oscillatoria</i> sp.	<i>Mougeotia</i> sp.
<i>Phormidium autumnale</i> (Agardh) Gomont	<i>Oedogonium</i> sp.
<i>Phormidium</i> sp.	<i>Oocystis</i> sp.
<i>Pseudoanabaena catanata</i> Lauterborn	<i>Pandorina morum</i> (Müller) Bory
Chrysophyta (Goldalgen)	<i>Pediastrum boryanum</i> (Turp.) Menegh.
<i>Chloropedia</i> sp.	<i>Pleurococcus</i> sp.
<i>Dinobryon divergens</i> Imhof	<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerh.) Chod.
<i>Heterococcus</i> sp.	<i>Scenedesmus acutus</i> Meyen
<i>Hydrurus foetidus</i> (Villars) Trevisan	<i>Scenedesmus cf. brasiliensis</i> Bohl.
<i>Tribonema</i> sp.	<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehren.) Chod.
Chlorophyta (Grünalgen)	<i>Scenedesmus longispina</i> Chod.
<i>Bulbochaete</i> sp.	<i>Scenedesmus pseudohystrix</i> Masj.
<i>Chaetoborus</i> sp.	<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turp.) Bréb.
<i>Chaetophora</i> sp.	<i>Scenedesmus sempervirens</i> Chod.
<i>Chaetosphaeridium</i> sp.	<i>Scenedesmus</i> sp.
<i>Characiopsis</i> sp.	<i>Sphaerocystis</i> sp.
<i>Characium</i> sp.	<i>Spirogyra</i> sp.
<i>Chlamydomonas</i> sp.	<i>Staurostrum paradoxum</i> W. West
<i>Chlorella vulgaris</i> Beij.	<i>Stigeoclonium</i> sp.
<i>Chlorococcum</i> sp.	<i>Zygnema</i> sp.
<i>Ulothrix</i> sp.	Dinophyta (Panzerflagellaten)
	<i>Peridinium</i> sp.

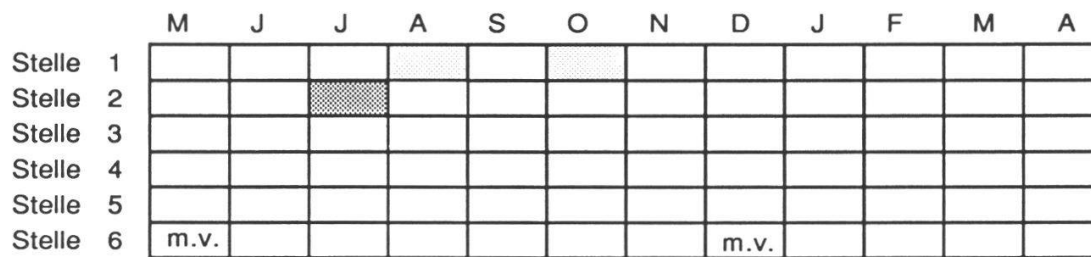
Kieselalgen 2.5 m



Kieselalgen 5 m



Blualgen 2.5 m



Grünalgen 2.5 m

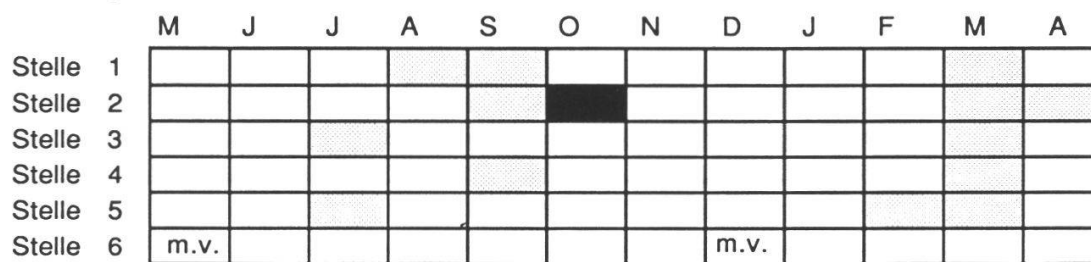


Fig. 5.6. Deckungsgrad der Kiesel-, Blau- und Grünalgen auf den Objektträgern der 2.5 m- und 5 m-Stufe (nur Kieselalgen) während der Untersuchungsperiode von Mai 1987 bis April 88.

m.v. = missing value, Werte der 5 m-Stufe für die Blau- und die Grünalgen immer ≤10%

Auf den Objektträgern fanden sich neben den Kieselalgen 64 weitere Algenta: 16 Blau-, 5 Gold- und 42 Grünalgen sowie ein Panzerflagellat (Tab. 5.6).

Anteil von Blau-, Grün- und Kieselalgen am Periphyton

In Figur 5.6 sind die aus dem geschätzten Deckungsgrad des gesamten Algenaufwuchses und der geschätzten relativen Häufigkeit der einzelnen Artengruppen berechneten Deckungsgrade der drei Algengruppen dargestellt. Die Hauptentwicklungszeit war bei den Blualgen im Sommer, bei den Grünalgen im Herbst (Oktober), bei den Kieselalgen im Winter, insbesondere von Februar bis April 88. Auf der 5 m-Stufe überschritten die Blau- und die Grünalgen zu keiner Zeit einen Deckungsgrad von 10%. Die Resultate der 5 m-Stufe dieser zwei Algengruppen fehlen deshalb in Figur 5.6.

5.3.4. Kieselalgen

Aufgrund des meist dominanten Gesellschaftsanteils der Diatomeen am Periphyton lässt sich eine genaue Betrachtung dieser Algengruppe rechtfertigen.

Artenzahl und Artenzusammensetzung

Während der Untersuchungen von 1987-88 wurden auf den Objektträgern im Litoral des Unersee-Südufers 204 Kieselalgen-Taxa bestimmt (Tab. 5.7). Davon gehörten 12 Arten zu den Centrales. In 2.5 m Tiefe waren die Stellen 1 und 5 im Durchschnitt die artenreichsten (Tab. 5.8), in 5 m Tiefe hob sich die Stelle 5 sowohl bezüglich der totalen als auch der durchschnittlichen Artenzahl deutlich von den übrigen ab. Die mittlere Artenzahl war in 5 m Tiefe an jeder Stelle höher als in 2.5 m. Bei allen Stellen wurde von August bis September eine Abnahme der Artenzahl festgestellt, was mit dem Einfluss des Hochwassers in Zusammenhang steht (Kap. 8.3). In den meisten Fällen trat nach dem Hochwasser die kleinste während der Untersuchungszeit ermittelte Artenzahl auf (Tab. 5.8). Im übrigen war keine jahreszeitlich gerichtete Veränderung der Artenzahl bemerkbar. Von allen Arten kamen nur sehr wenige während der ganzen Untersuchungszeit mit mindestens 1% Gesellschaftsanteil vor (stetige Arten). Auch hier zeichnete sich Stelle 5 auf der 5 m-Stufe durch die höchste Zahl aus.

Von den Kieselalgenarten wiesen während der Untersuchungsperiode 18 Taxa mindestens einmal eine relative Häufigkeit von 0.1 (= 10% Gesellschaftsanteil) oder grösser auf. Sie wurden als Hauptarten bezeichnet und sind in Tabelle 5.7 fett gedruckt. *Cymbella minuta* und *Cymbella silesiaca* wurden wegen der schwierigen Unterscheidung zusammengefasst. Ebenfalls wie ein

Tab. 5.7. Kieselalgenarten und deren Gewässergüteindex während der Untersuchungsperiode von Mai 1987 bis April 88 an den sechs Probenahmestellen im Uferbereich in 2.5 und 5 m Tiefe.

x = Vorkommen an der entsprechenden Stelle, fett gedruckte Arten = Hauptarten.

Gewässergüteindex (I): 1 = übersensible, 2 = sensible, 3 = wenig tolerante, 4 = tolerante Art (s. Kap. 5.4)

	Stellen I	1 2.5 5	2 2.5 5	3 2.5 5	4 2.5 5	5 2.5 5	6 2.5 5
CENTRALES							
<i>Cyclotella comta</i> (Ehr.) Kütz.	2	x	x x	x x	x	x x	x x
<i>Cyclotella kützingiana</i>							
var. <i>kützingiana</i> Thwaites	2	x	x x	x x	x x	x x	x x
<i>Cyclotella kützingiana</i>							
var. <i>planetophora</i> Fricke	2	x	x x	x x	x	x x	x x
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kütz.	3		x				x
<i>Cyclotella ocellata</i> Pant.	2	x	x x	x x	x x	x x	x x
<i>Cyclotella operculata</i>							
var. <i>unipunctata</i> Hust.	2	x	x x	x x	x x	x x	x x
<i>Cyclotella pseudostelligera</i> Hust.	2	x	x x		x x x	x x	x x
<i>Cyclotella stelligera</i> Cl. et Grun.	2		x x	x	x x	x x	
<i>Melosira ambigua</i> (Grun.) O. Müller	2	x	x x	x x	x x	x	x x
<i>Melosira</i> sp.			x x x	x x	x x	x x	x x
<i>Stephanodiscus astrea</i>							
var. <i>minutula</i> (Kütz.) Grun.	3	x	x x	x x	x x	x x	x x
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grun.	4	x	x x	x x	x x	x x	x x
PENNALES							
<i>Achnanthes clevei</i> Grun.	2	x	x	x x x	x x	x x	x x
<i>Achnanthes conspicua</i>							
var. <i>conspicua</i> A. Mayer	2	x	x x	x x	x x	x x	x x
<i>Achnanthes conspicua</i>							
var. <i>brevistriata</i> Hust.	2	x	x x	x x	x x	x x	x x
<i>Achnanthes delicatula</i> (Kütz.) Grun.	3	x	x x	x	x x	x x	x x
<i>Achnanthes exigua</i> Grun.	3	x	x x		x x	x x	x x
<i>Achnanthes exilis</i> Kütz.	1			x			
<i>Achnanthes flexella</i> Kütz.	1			x			
<i>Achnanthes lanceolata</i>							
var. <i>lanceolata</i> Bréb.	3	x	x x	x x	x x	x x	x x
<i>Achnanthes lanceolata</i>							
var. <i>elliptica</i> Cleve	3	x	x x	x x	x x	x x	x x
<i>Achnanthes lanceolata</i>							
var. <i>dubia</i>	3	x	x x	x	x	x x	x
<i>Achnanthes lanceolata</i>							
var. <i>rostrata</i> Hust.	3		x		x	x x	x
<i>Achnanthes linearis</i> (Grun.) De Toni	2			x			x
<i>Achnanthes marginulata</i> Grun.	2	x	x x	x x	x x	x x	x x
<i>Achnanthes minutissima</i> Kütz.							
(Lange-Bertalot)	2	x	x x	x x	x x	x x	x x
<i>Achnanthes saxonica</i> Krasske	1					x	
<i>Achnanthes</i> sp.			x				

Tab. 5.7 (Forts.)

	Stellen	1		2		3		4		5		6	
	I	2.5	5	2.5	5	2.5	5	2.5	5	2.5	5	2.5	5
<i>Amphipleura pellucida</i> (Kütz.) Kütz.	2		x		x	x	x	x	x	x	x		x
<i>Amphipleura rutilans</i> (Trentepohl) Cleve	3	x											
<i>Amphora aequalis</i> Krammer	2	x	x		x		x		x	x	x	x	x
<i>Amphora inariensis</i> Krammer	2	x	x				x	x	x	x	x	x	x
<i>Amphora libyca</i> Ehr.	2	x			x		x		x	x	x	x	x
<i>Amphora ovalis</i> (Kütz.) Kütz.	2		x		x					x	x	x	x
<i>Amphora pediculus</i> (Kütz.) Grun.	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Anomoeoneis sphaerophora</i> (Ehr.) Pfitzer	3												x
<i>Anomoeoneis vitrea</i> (Grun.) Ross	1		x	x	x	x	x	x	x	x		x	x
<i>Asterionella formosa</i> Hassal	2	x		x	x	x	x	x			x	x	x
<i>Caloneis bacillum</i> (Grun.) Cleve	2		x	x	x	x	x	x	x		x		x
<i>Caloneis silicula</i> (Ehr.) Cleve	2									x	x		x
<i>Ceratoneis arcus</i> Kütz.	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x
<i>Cocconeis diminuta</i> Pant.	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Cocconeis hustedtii</i> Krasske	1					x				x	x	x	x
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehr.	2	x	x		x	x				x			x
<i>Cocconeis placentula</i> Ehr.	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Cymatopleura elliptica</i> (Bréb.) W. Smith	2							x			x		
<i>Cymatopleura solea</i> (Bréb.) W. Smith	3	x	x					x			x		x
<i>Cymbella affinis</i> Kütz.	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Cymbella amphicephala</i> Näg.	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Cymbella caespitosa</i> (Kütz.) Brun	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Cymbella cistula</i> (Ehr.) Kirchner	2	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Cymbella cuspidata</i> Kütz.	1	x											
<i>Cymbella cymbiformis</i> Agardh	1	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Cymbella ehrenbergii</i> Kütz.	1										x		
<i>Cymbella falaisensis</i> (Grun.) Krammer et Lange-Bertalot	1						x						
<i>Cymbella gracilis</i> (Ehr.) Kütz.	1				x	x	x						
<i>Cymbella helvetica</i> Kütz.	2	x	x	x	x	x		x	x				
<i>Cymbella lanceolata</i> (Ehr.) Kütz.	1	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Cymbella microcephala</i> Grun.	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Cymbella minuta</i> Hilse	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Cymbella silesiaca</i> Bleisch	3	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Cymbella prostrata</i> (Berkley) Cleve	2				x								
<i>Cymbella proxima</i> Reimer	1												x
<i>Cymbella sinuata</i> Gregory	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Denticula elegans</i> Kütz.	1				x			x					
<i>Denticula tenuis</i> Kütz.	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Diatoma elongatum</i> Agardh	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Diatoma hiemale</i> (Lyngb.) Heiberg	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Diatoma vulgare</i> Bory	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Diploneis elliptica</i> (Kütz.) Cleve	2	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Diploneis marginestriata</i> Hust.	2						x				x		
<i>Diploneis oblongella</i> (Näg.) Cleve-Euler	2	x	x		x						x		x

Tab. 5.7 (Forts.)

	Stellen	1		2		3		4		5		6	
	I	2.5	5	2.5	5	2.5	5	2.5	5	2.5	5	2.5	5
<i>Diploneis oculata</i> (Bréb.) Cleve	2	x	x	x	x		x	x	x		x	x	x
<i>Diploneis ovalis</i> (Hilse) Cleve	2		x	x				x		x	x	x	x
<i>Diploneis puella</i> (Schumann) Cleve	2						x			x	x		
<i>Epithemia turgida</i> (Ehr.) Kütz.	2												x
<i>Eunotia arcus</i> Ehr.	1	x			x						x		
<i>Eunotia tenella</i> (Grun.) Hust.	1	x											
<i>Fragilaria brevistriata</i> Grun.	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>austriaca</i> (Grun.) Lange-Bertalot	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i> (Kütz.) Lange-Bertalot	3	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Fragilaria construens</i> var. <i>consturens</i> (Ehr.) Grun.	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x
<i>Fragilaria construens</i> var. <i>binodis</i> (Ehr.) Grun.	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Fragilaria cyclopum</i> (Brutschy) Lange-Bertalot	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Fragilaria leptostauron</i>	2					x					x		
<i>Fragilaria pinnata</i> Ehr.	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>ulna</i> (Nitzsch) Lange-Bertalot	3	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>acus</i> (Kütz.) Lange-Bertalot	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>oxyrhynchus</i> (Kütz.) van Heurck	2	x	x	x	x	x		x		x	x		
<i>Frustulia vulgaris</i> (Thwaites) De Toni	2												x
<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehr.	2	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x
<i>Gomphonema angustatum</i> (Kütz.) Rabenh.	2	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x
<i>Gomphonema angustum</i> Agardh	1	x	x	x	x	x		x	x			x	x
<i>Gomphonema angustum</i> var. 1	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Gomphonema angustum</i> var. 2 (Reussdelta)	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Gomphonema bipunctatum</i> Krasske	1				x								
<i>Gomphonema clavatum</i> Ehr.	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x
<i>Gomphonema gracile</i> Ehr.	2	x	x			x	x	x	x	x	x		x
<i>Gomphonema minusculum</i> Krasske	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Gomphonema minutum</i> (Agardh) Agardh	2							x	x				
<i>Gomphonema olivaceum</i> var. <i>olivaceum</i> (Hornemann) Bréb.	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Gomphonema olivaceum</i> var. <i>minutissimum</i> Hust.	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kütz.) Kütz.	4	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Gomphonema tergestinum</i> Fricke	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehr.	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kütz.) Rabenh.	2		x	x	x						x		

Tab. 5.7 (Forts.)

	Stellen	1		2		3		4		5		6	
	I	2.5	5	2.5	5	2.5	5	2.5	5	2.5	5	2.5	5
<i>Gyrosigma attenuatum</i> (Kütz.) Rabenh.	2	x		x				x		x		x	
<i>Meridion circulare</i> Agardh	2	x			x	x	x	x	x		x		x
<i>Navicula atomus</i>													
var. <i>atomus</i> (Kütz.) Grun.	4					x		x		x			
<i>Navicula atomus</i>													
var. <i>permitis</i> (Hust.) Lange-Bertalot	4	x	x			x	x	x		x	x	x	x
<i>Navicula bacillum</i> Ehr.	2	x	x	x	x			x		x	x		
<i>Navicula capitata</i> var. <i>capitata</i> Ehr.	2	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Navicula capitata</i>													
var. <i>hungarica</i> (Grun.) Ross	2										x		x
<i>Navicula capitata</i>													
var. <i>lueneburgensis</i> (Grun.) Patrick	2					x				x			
<i>Navicula capitatoradiata</i> Germain	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Navicula clementioides</i> Hust.	2				x						x		
<i>Navicula clementis</i> Grun.	2		x								x		
<i>Navicula concentrica</i> Carter	2		x										
<i>Navicula confervacea</i> Kütz.	2				x	x	x	x	x		x	x	x
<i>Navicula costulata</i> Grun.	2						x	x	x	x	x		x
<i>Navicula cryptocephala</i> Kütz.	3	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Navicula decussis</i> Østrup	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Navicula exigua</i> var. <i>signata</i> Hust.	1	x	x	x	x			x	x	x	x	x	
<i>Navicula fossalis</i> Krasske	1										x		
<i>Navicula gottlandica</i> Grun.	1				x								
<i>Navicula gregaria</i> Donkin	3	x	x	x	x			x		x	x	x	x
<i>Navicula halophila</i> (Grun.) Cleve	3		x								x		x
<i>Navicula helensis</i> Schulz	1		x					x		x		x	
<i>Navicula lanceolata</i> (Agardh) Ehr.	2	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Navicula lesmonensis</i> Hust.	2										x		x
<i>Navicula menisculus</i>													
var. <i>menisculus</i> Schumann	3	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Navicula menisculus</i>													
var. <i>upsaliensis</i> Grun.	3										x		x
<i>Navicula minima</i> Grun.	4	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Navicula minuscula</i>													
var. <i>minuscula</i> Grun.	2							x		x			
<i>Navicula minuscula</i>													
var. <i>muralis</i> Lange-Bertalot	4	x	x							x			
<i>Navicula nivalis</i> Ehr.	3	x								x			
<i>Navicula oblonga</i> Kütz.	1												x
<i>Navicula ordinaria</i> Hust.	2	x	x			x				x	x	x	x
<i>Navicula placentula</i> (Ehr.) Grun.	1									x			
<i>Navicula praeterita</i> Hust.	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Navicula protracta</i> (Grun.) Cleve	2										x		
<i>Navicula pseudanglica</i> Lange-Bertalot	1	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Navicula pseudolanceolata</i>													
Lange-Bertalot	1										x		
<i>Navicula pseudotuscula</i> Hust	2					x	x	x	x		x	x	x

Tab. 5.7 (Forts.)

	Stellen	1 I	2 2.5 5	3 2.5 5	4 2.5 5	5 2.5 5	6 2.5 5
<i>Navicula pupula</i> Kütz.	3	x x	x x	x x	x x	x x	x x
<i>Navicula radiosa</i> Kütz.	2	x x	x x	x x	x x	x x	x x
<i>Navicula reinhardtii</i> Grun.	1	x x		x x	x x	x x	x x
<i>Navicula rhynchocephala</i> Kütz.	2			x	x		x
<i>Navicula seminulum</i> Grun.	4	x x	x		x	x x	x x
<i>Navicula slesvicensis</i> Grun.	2						x x
<i>Navicula spec. 2</i> Lange-Bertalot	2	x x	x	x x	x x	x x	x x
<i>Navicula splendicula</i> VanLandinghan	1	x x	x x	x x	x x	x x	x x
<i>Navicula striolata</i> (Grun.) Lange-Bertalot	1	x				x	
<i>Navicula subhamulata</i> Grun.	2	x x		x x	x x	x x	x x
<i>Navicula subminuscula</i> Manguin	4	x x	x x		x	x	x x
<i>Navicula subrhynchocephala</i> Hust.	2						x
<i>Navicula subrotundata</i> Hust.	2	x x	x x	x x	x x	x x	x x
<i>Navicula tridentula</i> Krasske	1						x
<i>Navicula tripunctata</i> (O.F.Müller)Bory	2	x x	x x		x x	x	x x
<i>Navicula trivialis</i> Lange-Bertalot	3	x	x x	x x	x x	x x	x
<i>Navicula tuscula</i> (Ehr.) Grun.	2	x x	x	x	x x	x x	x x
<i>Navicula viridula</i> (Kütz.) Ehr.	2	x x				x	x x
<i>Neidium binodis</i> (Ehr.) Hust.	2				x	x	
<i>Neidium dubium</i> (Ehr.) Cleve	2			x	x	x	x x
<i>Nitzschia acicularis</i> (Kütz.) W. Smith	3		x		x	x	x x
<i>Nitzschia acula</i> Hantzsch	2		x				
<i>Nitzschia amphibia</i> Grun.	3			x			
<i>Nitzschia angustata</i> Grun.	2	x x	x x	x x	x x	x x	x x
<i>Nitzschia archibaldii</i> Lange-Bertalot	3		x	x			
<i>Nitzschia bacillum</i> Hust.	2	x x		x x	x	x x	x x
<i>Nitzschia capitellata</i> Hust.	4	x x	x	x x	x	x x	x x
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kütz.) Grun.	2	x x	x x	x x	x x	x x	x x
<i>Nitzschia fossilis</i> Grun.	2						
<i>Nitzschia frustulum</i> (Kütz.) Grun.	2	x x	x x		x x	x x	
<i>Nitzschia raciliformis</i> Lange-Bertalot & Simonsen	2	x x	x x	x x	x x	x x	x x
<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch	2	x x	x x		x	x x	x x
<i>Nitzschia heufleriana</i> Grun.	2	x x	x x	x x	x x	x x	x x
<i>Nitzschia inconspicua</i> Grun.	2	x x	x		x x	x	x
<i>Nitzschia intermedia</i> Hantzsch	2		x x	x		x	x
<i>Nitzschia lacuum</i> Lange-Bertalot	2	x x	x x	x x	x x	x x	x
<i>Nitzschia linearis</i> (Agardh) W. Smith	2			x		x	x x
<i>Nitzschia microcephala</i> Grun.	2		x	x			
<i>Nitzschia palea</i> (Kütz.) W. Smith	4	x x	x x	x x	x x	x x	x x
<i>Nitzschia paleacea</i> Grun.	3	x x	x x	x x	x x	x x	x x
<i>Nitzschia perminuta</i> (Grun.) M. Pergallo	2			x	x		x
<i>Nitzschia pumila</i> Hust.	3			x x			
<i>Nitzschia pura</i> Hust.	3	x x	x x	x x	x x	x	
<i>Nitzschia pusilla</i> Grun.	3	x x	x			x x	
<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch	2	x x	x x	x x	x x	x x	x x

Tab. 5.7 (Forts.)

	Stellen	1	2	3	4	5	6
	I	2.5 5	2.5 5	2.5 5	2.5 5	2.5 5	2.5 5
<i>Nitzschia fonticola</i> Grun.	2	x x	x x	x x	x x	x x	x x
<i>Nitzschia subtilis</i> Grun.	2		x				
<i>Nitzschia supralitorea</i> Lange-Bertalot	3	x x	x x	x x	x x	x x	x x
<i>Nitzschia vermicularis</i> (Kütz.) Hantzsch	2		x				
<i>Oestrupia bicontracta</i> (Østrup) Lange-Bertalot et Krammer	1			x			
<i>Pinnularia subcapitata</i> Gregory	2						x
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (Agardh) Lange-Bertalot	2			x		x	
<i>Stauroneis smithii</i> Grun.	2			x	x	x	x
<i>Surirella angusta</i> Kütz.	3	x x	x x	x		x	x x
<i>Surirella biseriata</i> Bréb.	1			x	x	x	x
<i>Surirella linearis</i> W. Smith	1	x x	x x			x x	
<i>Surirella minuta</i> Bréb.	3	x	x	x x	x x	x x	x x
<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth) Kütz.	2	x x	x x	x x	x x	x x	x x

Tab. 5.8. Totale, mittlere, maximale und minimale Artenzahl der Kieselalpengesellschaften an den sechs Stellen im Litoral während der Untersuchungsperiode von Mai 1987 bis April 88.

Stetige Arten = Arten mit mindestens 1% Gesellschaftsanteil während der ganzen Untersuchungszeit

* = von allen Probenahmen die geringste Artenzahl im September (nach dem Hochwasser)

		Stelle 1	Stelle 2	Stelle 3	Stelle 4	Stelle 5	Stelle 6
2.5 m	Total Arten	129	106	116	117	128	124
	Maximale Artenzahl	61	45	43	51	50	58
	Minimale Artenzahl	32	26 *	27 *	30 *	27 *	35
	Mittelwert	44	33	37	38	43	37
	Standardabweichung	9	6	5	7	8	7
	Stetige Arten	1	1	1	1	2	1
5 m	Total Arten	129	106	116	117	128	124
	Maximale Artenzahl	58	56	63	67	73	60
	Minimale Artenzahl	28 *	27 *	24	32 *	38 *	36 *
	Mittelwert	48	44	43	44	61	50
	Standardabweichung	8	7	11	12	11	8
	Stetige Arten	2	3	2	2	5	2

einzelnes Taxon wurden *Fragilaria capucina* var. *austriaca* und var. *vaucheriae* sowie *Gomphonema olivaceum* und ihre Varietät *minutissimum* behandelt.

Charakterisierung der Kieselalpengesellschaften

In Tabelle 5.9 sind die mittleren relativen Häufigkeiten der 18 Kieselalgen-Hauptarten während der Untersuchungsperiode 1987-88 angegeben. Die deutlich höchsten Werte wies an jeder Stelle *Achnanthes minutissima* auf. In 5 m Tiefe war ihre Dominanz etwas geringer als auf der 2.5 m Stufe, sie scheint jedoch keine ausgeprägte tiefenabhängige Präferenz aufzuweisen (vgl. Kap. 5.3.5, Tab. 5.13). Die zweit- und dritthöchsten Gesellschaftsanteile erreichten in den meisten Fällen *Fragilaria capucina* und *Cymbella minuta/silesiaca*. Dabei fällt auf, dass *Fragilaria capucina* bei allen Stellen in 2.5 m Tiefe die höhere relative Häufigkeit aufwies. Dies deutet darauf hin, dass die Art je nach Lichtklima unterschiedlich konkurrenzfähig ist (Kap. 5.3.5). Als viert-häufigste Art folgte in beiden Untersuchungstiefen oft *Gomphonema angustum* var. 1. Die Verteilung dieser Art scheint tiefenunabhängig zu sein.

In den Abbildungen 5.7 und 5.8 ist die jahreszeitliche Entwicklung der Kieselalpengesellschaften auf der 2.5 m- und 5 m-Tiefenstufe an den sechs Stellen im Litoral dargestellt. Aufgeführt sind alle Arten, die im ganzen Uferbereich mindestens einmal während der Untersuchungsperiode mit einem Gesellschaftsanteil von grösser oder gleich 20% vorkamen. Zusätzlich wurden zu jeder Stelle noch jene Arten hinzugefügt, die an dieser Stelle mindestens einmal mit grösser oder gleich 10% auftraten.

Vorherrschende Art auf der **2.5 m-Stufe** (Fig. 5.7) war *Achnanthes minutissima*. Ihre mittlere relative Häufigkeit betrug an den sechs Untersuchungsstellen 36% bis 47%. Im Zeitraum von Juni 87 bis Januar 88 trat die Art meist mit den höchsten Anteilen an der Kieselalpengesellschaft auf (bis maximal 84%).

Andere Hauptarten erschienen vor allem mit dem Beginn und während der winterlichen Zirkulationsphase, also etwa von November bis Mai. Sie erreichten in dieser Periode zeitweise bedeutende Anteile an der Gesamtindividuenzahl: *Cyclotella operculata* var. *unipunctata*: (maximale relative Häufigkeit: 29%), *Cymbella minuta/silesiaca* (27%), *Diatoma vulgare* (43%), *Fragilaria capucina* (47%), *Gomphonema angustum* (var. 1 und 2 zusammengefasst; 22%), *Gomphonema olivaceum* (inkl. var. *minutissimum*; 20%) und *Gomphonema tergestinum* (20%).

Gesellschaftsanteile von zeitweise über 10% während der Stagnationsphase (Sommer und Herbst) wiesen folgende Arten auf: *Amphora pediculus* (ma-

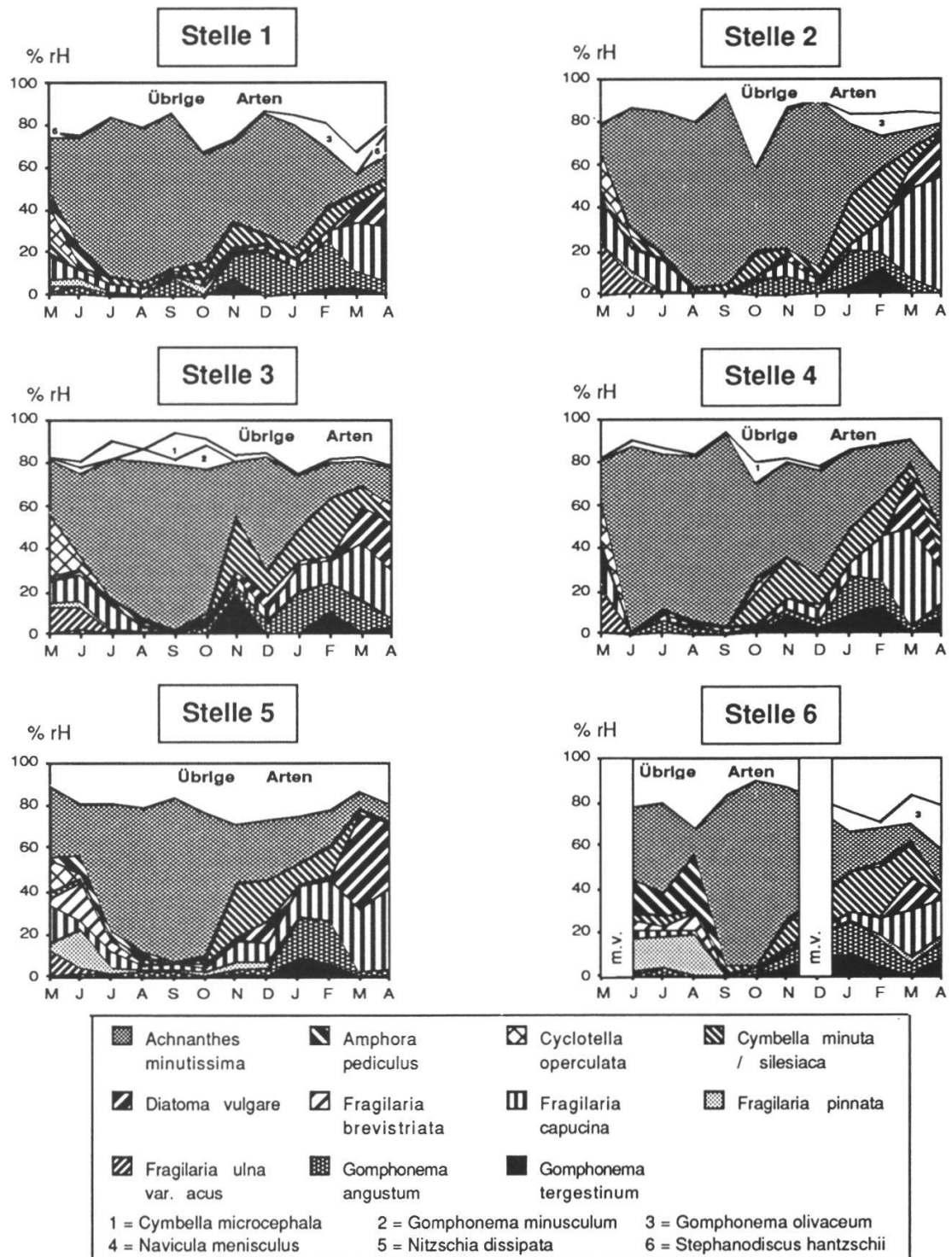


Fig. 5.7. Relative Häufigkeiten der Kieselalgenarten mit bedeutenden Gesellschaftsanteilen im Litoral auf Objektträgern in 2.5 m Tiefe während der Untersuchungsperiode von Mai 1987 bis April 1988.

Schraffiert = Hauptarten (an allen Stellen mindestens einmal 10% Gesellschaftsanteil), Nummern 1-6 = Arten, die an dieser Stelle mindestens einmal 10% Gesellschaftsanteil erreichten, m.v. = missing value

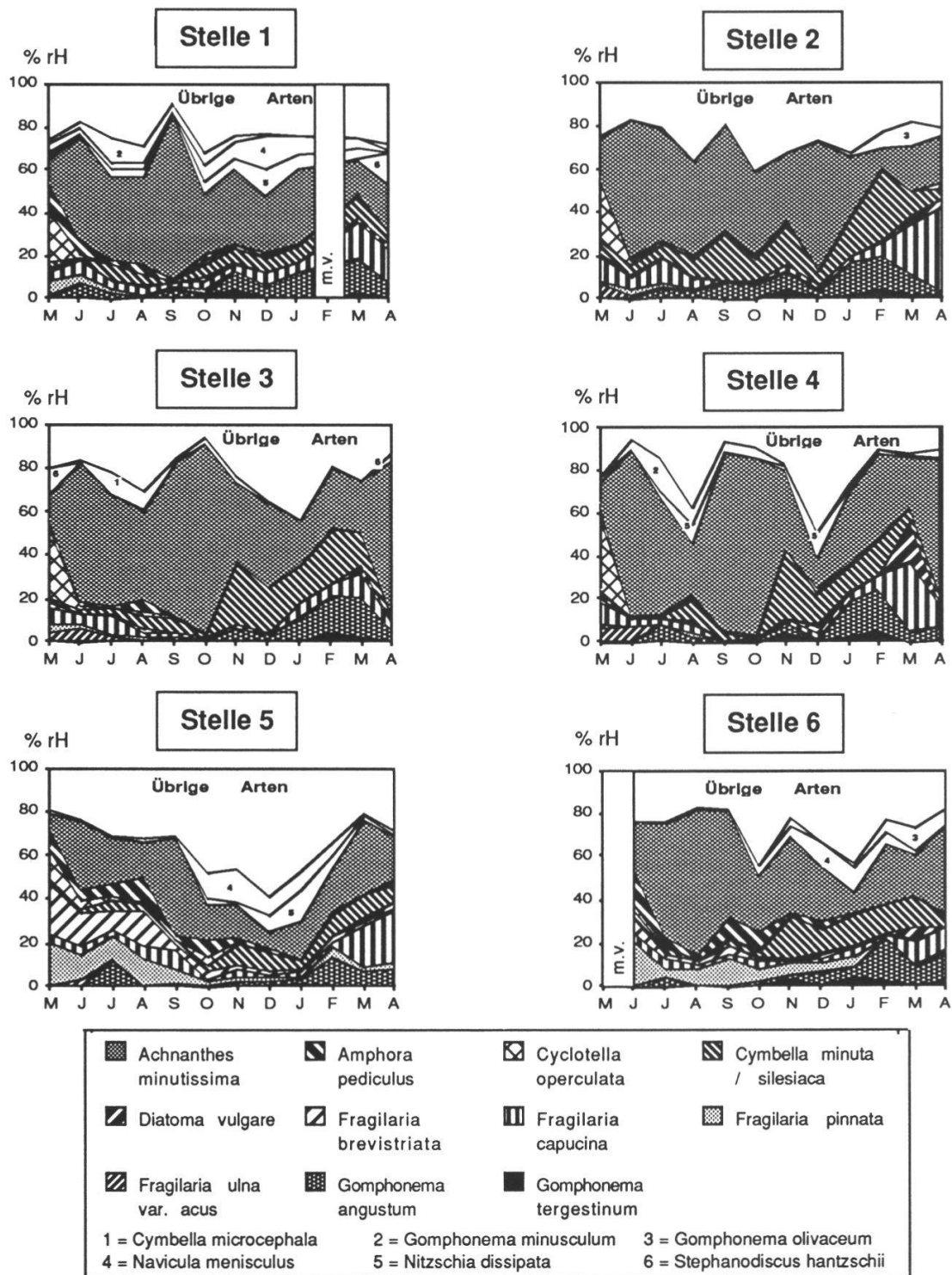


Fig. 5.8. Relative Häufigkeiten der Kieselalgenarten mit bedeutenden Gesellschaftsanteilen im Litoral auf Objektträgern in 5 m Tiefe während der Untersuchungsperiode von Mai 1987 bis April 1988.

Schraffiert = Hauptarten (an allen Stellen mindestens einmal 10% Gesellschaftsanteil), Nummern 1-6 = Arten, die an dieser Stelle mindestens einmal 10% Gesellschaftsanteil erreichten, m.v. = missing value

ximale relative Häufigkeit: 0.26), *Cymbella microcephala* (13%), *Fragilaria brevistriata* (18%) und *Gomphonema minusculum* (12%).

Bezüglich der häufigsten Arten konnte an den einzelnen Stellen keine grundsätzlich unterschiedliche Entwicklung festgestellt werden (Fig. 5.7).

Auf der **5 m-Stufe** (Fig. 5.8) dominierte *Achnanthes minutissima* bezüglich der mittleren relativen Häufigkeiten in ähnlichem Rahmen wie in 2.5 m Tiefe. Hingegen waren die Maxima im Auftreten der Alge weniger stark ausgeprägt. Die mittlere relative Häufigkeit von *Achnanthes minutissima* betrug maximal 45% und lag für die Stellen 1, 2 und 5 deutlich unter dem Wert der 2.5 m-Stufe (Tab. 5.9). Für die anderen Stellen ergaben sich in beiden Tiefen vergleichbare Resultate. Bei Stelle 5 war *Achnanthes minutissima* im Vergleich zu den andern Stellen schwach vertreten.

Im Unterschied zur 2.5 m-Stufe nahmen die "übrigen Arten" in 5 m Tiefe einen grösseren Anteil an der Kieselalpengesellschaft ein, die Entwicklung der Hauptarten im Jahresverlauf war jedoch ähnlich: Während der Zirkulationsphase (Winter/Frühling) trat eine grössere Anzahl Hauptarten mit zeitweise

Tab. 5.9. Mittlere relative Häufigkeiten der Kieselalgen-Hauptarten (in %) an den sechs Probenahmestellen im Litoral des Urnersees während der Untersuchungsperiode von Mai 1987 bis April 88.

Reihenfolge der Arten entsprechend ihrem durchschnittlichen Gesellschaftsanteil an allen Stellen.

	Stelle 1		Stelle 2		Stelle 3		Stelle 4		Stelle 5		Stelle 6	
Tiefe	2.5	5	2.5	5	2.5	5	2.5	5	2.5	5	2.5	5
<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>minutissima</i>	45	34	45	36	41	45	47	45	36	21	36	34
<i>Fragilaria capucina</i> (inkl. var. <i>vaucheriae</i>)	7	6	14	9	10	5	10	6	13	7	6	4
<i>Cymbella minuta</i> / <i>silesiaca</i>	5	5	7	13	9	11	9	9	7	5	8	8
<i>Gomphonema angustum</i> var. 1	8	5	4	6	5	4	4	5	5	4	5	5
<i>Gomphonema minusculum</i>	3	4	2	3	3	2	2	4	2	2	3	2
<i>Fragilaria pinnata</i>	1	2	0	1	1	1	1	1	3	6	6	6
<i>Cyclotella operculata</i> var. <i>unipunctata</i>	2	3	2	3	4	3	2	3	2	2	1	1
<i>Diatoma vulgare</i>	3	1	3	1	4	1	3	2	7	1	2	1
<i>Amphora pediculus</i>	2	3	0	1	1	1	1	1	1	4	6	4
<i>Gomphonema olivaceum</i> (inkl. var. <i>minutissimum</i>)	3	2	3	2	2	1	1	0	2	1	5	3
<i>Nitzschia dissipata</i>	2	4	1	2	1	2	1	3	1	3	1	2
<i>Gomphonema tergestinum</i>	2	1	2	1	3	2	4	1	2	1	3	2
<i>Navicula meniscus</i> var. <i>meniscus</i>	1	5	0	1	0	1	0	2	1	5	1	4
<i>Cymbella microcephala</i>	2	1	1	2	3	2	2	1	2	1	1	1
<i>Fragilaria brevistriata</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	3	6	2	2
<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>acus</i>	0	0	3	1	2	1	2	1	1	0	0	0
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	1	2	1	1	1	1	1	1	0	1	1	0
<i>Gomphonema angustum</i> var. 2 (<i>Reussdelta</i>)	1	2	1	1	2	1	0	0	0	0	0	1

bedeutenden Gesellschaftsanteilen auf. Es waren dies: *Cyclotella operculata* var. *unipunctata* (maximale relative Häufigkeit: 0.35), *Stephanodiscus hantzschii*: (15%), *Cymbella minuta/silesiaca* (35%), *Diatoma vulgare* (18%), *Fragilaria capucina* (39%), *Gomphonema angustum* var. 1 und 2 (20%), *Gomphonema olivaceum* (inkl. var. *minutissimum*; 11%), *Nitzschia dissipata* (15%) und *Navicula menisculus* var. *menisculus* (14%).

Während der Sommerstagnation waren, gleich wie auf der 2.5 m-Stufe *Amphora pediculus* (maximale rH: 15%), *Cymbella microcephala* (10%), *Gomphonema minusculum* (16%), *Fragilaria brevistriata* (23%) und *Fragilaria pinnata* (20%) mit grösseren relativen Anteilen an der Kieselalgegesellschaft vorhanden.

Die in 2.5 m Tiefe mit $rH > 0.1$ aufgetretenen Hauptarten *Fragilaria ulna* var. *acus* und *Gomphonema tergestinum* erreichten diesen Wert in 5 m Tiefe nicht. Dafür traten hier *Stephanodiscus hantzschii*, *Nitzschia dissipata* und *Navicula menisculus* var. *menisculus* als Hauptarten auf.

Die jahreszeitlichen Strukturveränderungen der Diatomeengesellschaft lassen einen Zusammenhang mit den Schichtungsverhältnissen im See vermuten. Wahrscheinlich spielt dabei die Verfügbarkeit von Nährstoffen die wichtigste Rolle. Unter nährstofflimitierenden Bedingungen sind häufig artenarme Gesellschaften, meist mit einer dominanten Art, vorhanden (SCHIEFELE 1987). Diese Situation war im Litoral des Urnersees vor allem in 2.5 m Tiefe während der Stagnationsphase (ab Mai bis November) anzutreffen (vgl. Fig. 5.7). Mit den Durchmischungsvorgängen und dem dadurch ausgelösten Transport von Nährstoffen vom Grund des Gewässers an die Oberfläche erhöhte sich die Zahl der Arten mit grösseren Gesellschaftsanteilen, so dass ihre Summenhäufigkeit etwa die gleiche Höhe erreichte wie vorher die dominierende Art alleine. Die Schlussfolgerung aus diesen milieubedingten Gesellschaftsumstrukturierungen ist die Tatsache, dass nährstoffarme Bedingungen zu starker Konkurrenz und damit zu Dominanz einzelner Arten führten. Der Konkurrenzdruck lässt nach, sobald die Nährstoffe zunehmen und mehr Arten ausreichende Lebensbedingungen vorfinden.

Auf der 5 m-Stufe war die Dominanz einer einzelnen Art weniger stark ausgeprägt als in 2.5 m Tiefe. Wir führen dies auf das verminderte Lichtangebot, und das damit verbundene allgemein langsamere Wachstum zurück. Dies hatte zur Folge, dass eine einzelne Art weniger schnell dominierende Gesellschaftsanteile gewinnen konnte (HUSTON 1979). Bei Stelle 5 in 5 m Tiefe fehlte die Dominanzsituation einer einzelnen Art sogar gänzlich. Dies ist als Zeichen einer Nährstoffzufuhr (zunehmende Eutrophierung) zu werten. Eine lo-

kale Belastung konnte chemisch (Kap. 3) insofern nachgewiesen werden, als Stelle 5 häufig die tiefsten Sauerstoffwerte (statistisch signifikanter Unterschied zwischen den Stellen), sowie den höchsten Jahresmittelwert in der Ortho-Phosphat-Konzentration aufwies (kein signifikanter Unterschied).

Nach MARTINEZ (1985) zeigt sich eine stärkere Belastung in einem Anstieg der Artenzahl, weniger in einer Zu- oder Abnahme der Diversität. Betrachtet man die durchschnittliche Artenzahl der sechs Stellen auf der 5 m-Stufe (Tab. 5.8), so wies diese Stelle mit Abstand die höchste Artenzahl auf (vgl. auch Kap. 5.3.5).

Diversität der Kieselalngesellschaften

Die Mittelwerte der Diversität H' (SHANNON und WEAVER 1949) der Kieselalngesellschaften während der Untersuchungsperiode 1987-88 lagen für die 2.5 m-Stufe zwischen 2.55 und 3.19 bit/Ind., für die 5 m-Stufe zwischen 2.9 und 4.3 bit/Ind. (Tab. 5.10). Die niedrigeren Mittelwerte der Kieselalngesellschaften in 2.5 m Tiefe lassen sich mit den im Mittel kleineren Artenzahlen und der stärker ausgeprägten Dominanz von *Achnanthes minutissima* erklären. Die Wachstumsbedingungen - v.a. bezüglich des Lichtes - waren in 2.5 m Tiefe besser und liessen *Achnanthes minutissima* schneller dominieren. Während der Sommermonate Juni, Juli, August und September (Stagnationsphase) lagen die Werte im allgemeinen tiefer als während der übrigen Zeit. Gegenüber der Durchmischungsphase herrschen in dieser Periode konstantere physikalisch-chemische Verhältnisse, was die Dominanz einer einzelnen Art begünstigt (HUSTON 1979).

Im September war bei den meisten Stellen, gleichzeitig mit meist geringster

Tab. 5.10. Maximum, Minimum und Mittelwert der Diversität (in bit/Individuum) der Kieselalngesellschaften auf den Objektträgern der 2.5 m- und 5 m-Tiefenstufe an den sechs Stellen während der Untersuchungsperiode von Mai 1987 bis April 88.

* = von allen Probenahmen die kleinste Diversität im September (nach dem Hochwasser)

		Stelle 1	Stelle 2	Stelle 3	Stelle 4	Stelle 5	Stelle 6
2.5 m	Maximale Diversität	4.09	3.60	3.66	3.71	3.79	4.17
	Minimale Diversität	1.85	0.95 *	1.42 *	0.93 *	1.75 *	1.47
	Mittelwert	2.96	2.55	2.90	2.62	3.05	3.19
	Standardabweichung	0.84	0.98	1.58	0.63	1.95	0.87
5 m	Maximale Diversität	4.36	3.80	4.00	4.66	5.17	4.63
	Minimale Diversität	1.70 *	2.48 *	1.09	1.40 *	3.33 *	2.38
	Mittelwert	3.70	3.30	3.03	2.93	4.28	3.71
	Standardabweichung	0.72	0.49	0.90	1.09	0.54	0.68

Artenzahl und maximaler relativer Häufigkeit von *Achnanthes minutissima* das Diversitäts-Minimum festzustellen, was mit dem Hochwasserereignis vom August 87 in Zusammenhang stehen dürfte.

5.3.5. Statistischer Vergleich der Stellen und Tiefenstufen

Mit Hilfe von statistischen Test soll im Sinne eines ersten Überblicks untersucht werden, inwieweit sich die sechs Stellen im Uferbereich bezüglich der Aufwuchs-Parameter unterscheiden. Innerhalb jeder Stelle soll zusätzlich geprüft werden, ob zwischen den beiden Tiefenstufen Unterschiede bestehen. Da die Voraussetzungen von Normalverteilung und Varianzhomogenität nicht erfüllt waren, gelangten nichtparametrische Verfahren zur Anwendung (Friedman-Test, Wilcoxon matched pairs signed rank test (SACHS 1973)).

Auf weitergehende statistische Verfahren wurde im Rahmen dieser Untersuchung nicht eingegangen.

Die Resultate sind in Tabelle 5.11 und 5.12 zusammengefasst. Signifikanz besteht bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit $p \leq 0.05$. Die Nullhypothese "Es bestehen keine Unterschiede" wird in diesem Fall abgelehnt.

Biomasseparameter

Vergleich der Stellen: Die sechs Stellen liessen bezüglich des Chl-a-Gehaltes auf der 2.5 m Stufe sowie bezüglich des AFTG auf beiden Tiefenstufen signifikante Unterschiede erkennen (Tab. 5.11).

Die Stellen 1, 2 und 5 wiesen häufig hohe Chl-a-Werte (Tab. 5.1), die restlichen Stellen oftmals niedrige Werte auf.

Beim AFTG zeichnete sich bei beiden Tiefenstufen die Stelle 1 mit den höchsten Werten aus, in 2.5 m Tiefe zusammen mit Stelle 5. Hier spielten vor allem die häufigen Schüttungen zum Bau der Vogelinsel (Stelle 1) und zur Ufersicherung (vor der Schanz, langsam sinkendes Material durch windinduzierte Strömungen in Richtung Stelle 5 getrieben) eine entscheidende Rolle. Ebenfalls signifikante Unterschiede zeigten die Stellen beim Vergleich des Chlorophyllanteils an der Biomasse (AFTG). Die Stelle 2 trat dabei mit den oftmals höchsten Werten hervor, was wahrscheinlich u.a. auf den im Vergleich grösseren Anteil an Grünalgen und der geringeren Beeinflussung durch Trübstoffe (Anlagerung von sedimentierenden Partikeln) zurückzuführen ist.

Vergleich der Tiefenstufen: An allen sechs Untersuchungsstellen bestanden bezüglich des Chl-a-Gehaltes und des aschefreien Trockengewichtes signifikante Unterschiede zwischen den beiden Tiefenstufen (Tab. 5.12). In 2.5 m

Tab. 5.11. Statistischer Vergleich der sechs Probenahmestellen bezüglich der Aufwuchsbiomasse, der Artenzahl, der Diversität der Kieselalgenengesellschaften sowie der relativen Häufigkeiten der 18 Kieselalgen-Hauptarten. Friedman-Test. Signifikanzniveau 5%.

* = $p > 0.05$, H = Stellen mit hohem mittlerem Rang (innerhalb einer Rangeinheit bez. des grössten Wertes), T = Stellen mit tiefem mittlerem Rang (innerhalb einer Rangeinheit bez. des kleinsten Wertes). Reihenfolge der Arten gemäss ihrer Häufigkeit von signifikanten Unterschieden.

	Stufe 2.5 m	H	T	Stufe 5 m	H	T
Biomasseparameter						
Chlorophyll a	0.004	5/1/2	3/6/4	*		
Aschefreies Trockengewicht (AFTG)	0.009	5/1	6/3/4/2	0.234	1/4	2/6/3/5
Anteil Chl-a an AFTG	*			0.011	2	1/4/6
Artenzahl	0.011	5/1/6	2/3	0.000	5	2/3/4
Diversität	*			0.000	5	4/3/2
Kieselalgen Hauptarten						
<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>minutissima</i>	0.028	4	5/6	0.002	3/4	5/6
<i>Amphora pediculus</i>	0.001	6/1/5	2/4/3	0.000	6/5/1	3/2/4
<i>Fragilaria brevistriata</i>	0.001	5/6	4/2/1/3	0.000	5/6	2/1/3/4
<i>Fragilaria pinnata</i>	0.000	6	2	0.000	6/5	2/4/3
<i>Navicula menisculus</i> var. <i>menisculus</i>	0.022	1	4/2/3	0.000	1/5/6	3/2
<i>Fragilaria capucina</i> (inkl. var. <i>vaucheriae</i>)	0.009	5/2	6	*		
<i>Cyclotella operculata</i> var. <i>unipunctata</i>	*			*		
<i>Cymbella microcephala</i>	*			*		
<i>Cymbella minuta</i> / <i>silesiaca</i>	*			*		
<i>Diatoma vulgare</i>	*			*		
<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>acus</i>	*			*		
<i>Gomphonema angustum</i> var. 1	*			*		
<i>Gomphonema angustum</i> var. 2 (Reussdelta)	*			*		
<i>Gomphonema minusculum</i>	*			*		
<i>Gomphonema olivaceum</i> (inkl. var. <i>minutissimum</i>)	*			*		
<i>Gomphonema tergestinum</i>	*			*		
<i>Nitzschia dissipata</i>	*			*		
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	*			*		

Tiefe wiesen dabei die beiden Parameter häufig höhere Werte auf. Wie bereits unter Kap. 5.3.1 erwähnt, dürfte dies mit der verminderten Bildung von Biomasse aufgrund des geringeren Lichtangebotes in 5 m-Tiefe zusammenhängen.

Der Chl-a-Anteil am AFTG in 2.5 und 5 m Tiefe war lediglich an Stelle 1 signifikant verschieden, wobei mehr Chlorophyll pro Biomasseeinheit in 2.5 m Tiefe als in 5 m Tiefe gebildet wurde (Tab. 5.12).

Artenzahl und Diversität der Kieselalgenengesellschaften

Vergleich der Stellen: Die sechs Untersuchungsstellen wiesen hinsichtlich der Artenzahlen sowohl auf der 2.5 m- als auch auf der 5 m-Stufe signifikante Unterschiede auf (Tab. 5.11). Stelle 5 erreichte in beiden Tiefen meist die höchsten Artenzahlen. Die Stellen 2 und 3 zeichneten sich durch die oftmals tiefsten Artenzahlen aus.

Tab. 5.12. Statistischer Vergleich der zwei Tiefenstufen, 2.5 und 5 m, bezüglich der Aufwuchsbiomasse, der Artenzahl und der Diversität der Kieselalpengesellschaften sowie der relativen Häufigkeiten der 18 Kieselalgen-Hauptarten. Wilcoxon matched pairs Test. Signifikanzniveau 5%.

* = $p > 0.05$. Reihenfolge der Arten gemäss ihrer Häufigkeit von signifikanten Unterschieden.

	Stelle 1	Stelle 2	Stelle 3	Stelle 4	Stelle 5	Stelle 6
Biomasseparameter						
Chl-a-Gehalt	0.002	0.003	0.014	0.001	0.004	0.018
Aschefreies Trockengewicht (AFTG)	0.008	0.001	0.001	0.002	0.001	0.006
Verhältnis Chl-a/AFTG	0.003	*	*	*	*	*
Artenzahl	*	0.002	0.023	*	0.001	0.018
Diversität	0.036	0.003	*	*	0.001	*
Kieselalgen Hauptarten						
<i>Navicula menisculus</i> var. <i>menisculus</i>	0.002	*	0.010	0.016	0.002	0.009
<i>Nitzschia dissipata</i>	0.013	0.006	0.038	0.011	0.011	*
<i>Fragilaria capucina</i> (var. <i>austriaca</i> und <i>vaucheriae</i>)	*	0.013	0.004	0.030	0.008	*
<i>Diatoma vulgare</i>	*	0.012	0.016	*	*	0.045
<i>Fragilaria pinnata</i>	0.034	0.010	*	*	0.021	*
<i>Achnanthes minutissima</i>	0.031	*	*	*	0.036	*
<i>Amphora pediculus</i>	*	*	*	0.030	0.008	*
<i>Cyclotella operculata</i> var. <i>unipunctata</i>	0.046	0.018	*	*	*	*
<i>Cymbella microcephala</i>	*	0.010	*	*	0.038	*
<i>Gomphonema tergestinum</i>	*	*	0.037	0.020	*	*
<i>Cymbella minuta/silesiaca</i>	*	0.005	*	*	*	*
<i>Fragilaria brevistriata</i>	*	*	*	*	0.009	*
<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>acus</i>	*	*	*	*	*	0.009
<i>Gomphonema minusculum</i>	*	0.046	*	*	*	*
<i>Gomphonema olivaceum</i> (inkl. var. <i>minutissimum</i>)	*	*	0.025	*	*	*
<i>Gomphonema angustum</i> var. 1	*	*	*	*	*	*
<i>Gomphonema angustum</i> var. 2	*	*	*	*	*	*
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	*	*	*	*	*	*

Die Unterschiede bezüglich der Diversität waren lediglich in 5 m Tiefe signifikant. Hier trat die Stelle 5 mit häufig der höchsten Diversität hervor, was mit der hohen Artenzahl und der im Vergleich regelmässigeren Verteilung der Individuen auf die einzelnen Arten (niedrigste mittlere relative Häufigkeit von *Achnanthes minutissima*) in Zusammenhang steht (vgl. auch Kap. 5.3.4). Vergleich der Tiefenstufen: Mit Ausnahme der Stellen 1 und 4 zeigten die Artenzahlen der zwei Tiefenstufen signifikante Unterschiede (Tab. 5.12), wobei die 5 m-Gesellschaften die höheren Artenzahlen aufwiesen.

Bezüglich der Diversität ergaben sich an den Stellen 1, 2 und 5 signifikante Unterschiede. Die Diversitäten in 5 m Tiefe waren dabei oftmals höher.

Relative Häufigkeiten der Kieselalgen-Hauptarten

Vergleich der Stellen: Bei 12 Hauptarten waren während der Untersuchungszeit die relativen Häufigkeiten zwischen den sechs Untersuchungsstellen so-

wohl in 2.5 als auch in 5 m Tiefe nicht signifikant voneinander unterscheidbar, bei 5 Hauptarten waren sie signifikant verschieden (Tab. 5.11). Bei einer Hauptart, *Fragilaria capucina*, musste auf der 2.5 m-Stufe Gleichheit der Stellen abgelehnt werden, während dies für die 5 m-Stufe nicht zutraf.

Signifikante Unterschiede zwischen den Stellen zeigte u.a. die wichtigste Hauptart, *Achnanthes minutissima*. Auf den zwei Tiefenstufen traten die Stellen 5 und 6 mit meist den tiefsten Häufigkeiten hervor.

Die Lokalisierung von hohen bzw. tiefen relativen Häufigkeiten der übrigen Arten mit signifikanten Unterschieden ist der Tabelle 5.11 zu entnehmen. Insgesamt zeigte sich, dass Stelle 5 und 6 einerseits und Stelle 2, 3, 4 andererseits oft gemeinsam, entweder mit oft hohen oder tiefen relativen Häufigkeiten einer bestimmten Art auftraten. Worauf diese Bevorzugung (oder Ablehnung) des Untersuchungsstandortes beruht kann im Moment nicht beurteilt werden. Möglicherweise spielen hier die örtlichen Lichtverhältnisse eine Rolle (frühe Beschattung der Stellen 5 und 6 durch die am Westufer des Urnersees verlaufende Bergkette).

Vergleich der Tiefenstufen: Von den 18 Hauptarten scheinen vor allem *Navicula menisculus* var. *menisculus*, *Nitzschia dissipata* und *Fragilaria capucina* eine tiefenabhängige Präferenz aufzuweisen (an 5 bzw. 4 Stellen signifikante Unterschiede; Tab. 5.12). Die beiden ersten Arten waren in 5 m Tiefe meist oder immer mit grösseren relativen Häufigkeiten vertreten, die dritte in 2.5 m Tiefe. Die häufigste Hauptart, *Achnanthes minutissima*, zeigte nur an den Stellen 1 und 5 Unterschiede.

5.4. GEWÄSSERBEURTEILUNG MIT HILFE DER KIESELALGEN

5.4.1. Das Differentialartenprinzip

Im Wasser lebende Organismen können als integrierende biologische Anzeiger für durchschnittliche Umweltbedingungen in einem Milieu mit oft wechselnden Zustandsgrössen dienen (KRAMMER und LANGE-BERTALOT 1986). Insbesondere Diatomeengesellschaften weisen pflanzensoziologisch regelmässige Reaktionen mit hoher Sensibilität auf positive und negative Veränderungen der Wasserqualität auf (LANGE-BERTALOT 1978, 1979). Sie eignen sich deshalb hervorragend als Bioindikatoren für den Grad einer Gewässerverschmutzung.

In den Untersuchungen von LANGE-BERTALOT kam keine Art vor, die nicht auch unter oligosaprobe Bedingungen relativ individuenreich gefunden werden konnte. Hingegen zeigten einzelne Arten bei zunehmender Verschmutzung eine deutliche Abnahme ihrer Häufigkeiten. Toleranzgrenzen existieren somit nur zur schlechteren, niemals zur besseren Wasserqualität hin. Fasst man alle Diatomeen mit ähnlichen Toleranzen in Differentialartengruppen.

Tab. 5.13. Gewässergütestufen mit den prozentualen Anteilen der Differentialartengruppen.

üs = übersensible Arten, s = sensible Arten, wt = weniger tolerante Arten, t = tolerante Arten, * = nach HOFMANN (1987), übrige Angaben nach KRAMMER und LANGE-BERTALOT (1986).

	Gewässergütestufe	prozentualer Anteil der Differentialartengruppen
I	oligosaprob unbelastet bis gering belastet 95% < O ₂ -Sättigung < 105% BSB ₅ -Mittelwert < 2 mg/l	üs ≥ 90% * s+wt+t ≤ 10% *
I - II	oligo-β-mesosaprob gering belastet O ₂ -Sättigungsdefizit < 15%	üs ≥ 50% * s+wt+t ≤ 50% *
II	β-mesosaprob mässig belastet O ₂ -Sättigungsdefizit < 30% BSB ₅ -Mittelwert < 4 (6) mg/l	üs ≤ 10% s ≥ 50% wt+t < 50%
II-III	β-α-mesosaprob kritisch belastet O ₂ -Sättigungsdefizit < 50% BSB ₅ -Mittelwert < 7 (10) mg/l	10% < s < 50% 50% ≤ wt+t < 90%
III	α-mesosaprob stark verschmutzt O ₂ -Sättigungsdefizit < 75% BSB ₅ -Mittelwert < 13 mg/l	s ≤ 10% wt ≥ 50% t < 50%
III-IV	α-meso-polysaprob sehr stark verschmutzt O ₂ -Sättigungsdefizit < 90% BSB ₅ -Mittelwert < 22 mg/l	10% < s+wt < 50% t ≥ 50%
IV	polysaprob übermässig verschmutzt O ₂ -Sättigungsdefizit > 90% BSB ₅ -Mittelwert > 22 (15) mg/l	s+wt ≤ 10% t ≥ 90%

pen zusammen und addiert die prozentualen Häufigkeiten der einzelnen Arten, so ist ihre Gruppensumme als Indikator der Wasserqualität auswertbar (KRAMMER und LANGE-BERTALOT 1986). Die Gewässergütestufen mit den prozentualen Anteilen der verschiedenen Differentialartengruppen sind in Tabelle 5.13 zusammengestellt.

Aspektwechsel, d.h. jahreszeitliche Änderungen in den Gesellschaftsanteilen der verschiedenen Arten, die bei gleichbleibender Wasserqualität auftreten, bewegen sich stets innerhalb einer Differentialartengruppe. Die Methode kann, nach ausreichender systematischer Fixierung der Arten und Ökotypen mit geringem Aufwand, unabhängig von den jahreszeitlichen Einflüssen und jederzeit kontrollierbar durchgeführt werden (SCHIEFELE 1987).

Das Differentialartensystem ist vor allem zur Indikation mässiger bis hoher Belastung geeignet und ermöglicht eine zuverlässige Klassifizierung des β -mesosaproben bis polysaproben Milieus. Die Abgrenzung oligosaprober gegenüber β -mesosaprober Bedingungen bereitet derzeit jedoch noch gewisse Schwierigkeiten (HOFMANN 1990). Obwohl zu den bisherigen drei Indikatorgruppen (tolerante, weniger tolerante und sensible Arten) eine weitere (übersensible Arten) hinzugefügt wurde, kann die Differenzierung im genannten Bereich noch nicht befriedigend gelöst werden (HOFMANN 1989). In jeder Gruppe sind Arten mit ähnlichen Toleranzgrenzen zusammengefasst (Tab. 5.13).

In den genannten Arbeiten ist eine Charakterisierung der auch im Urnersee häufig vorkommenden Arten bezüglich ihrer Standortansprüche und ihrer spezifischen Eignung als Differentialart enthalten, so dass hier darauf verzichtet wird.

Die Wassergüte wird durch den Saprobitätsgrad charakterisiert und findet vor allem in der Beurteilung von Fliessgewässern Verwendung. Stehende Gewässer werden durch den Begriff der Trophie beschrieben. Obwohl Trophie und Saprobie untereinander in vielfacher Wechselwirkung stehen (WEGL 1985), kennzeichnen die beiden Begriffe verschiedene Gewässereigenschaften und decken sich nicht unbedingt. Die Bemühungen, Saprobität und Trophie zu parallelisieren blieben aufgrund mangelnder definitorischer Klarheit unbefriedigend (HOFMANN 1990).

HÜRLIMANN (1985), HÜRLIMANN und SCHANZ (1988) und NIEDERBERGER (1987) zeigten, dass die Differentialartenmethode zur Beschreibung der Wasserqualität auch in stehenden Gewässern anwendbar ist. Eine Trophieindikation mit den bestehenden Differentialartengruppen ist nach HOFMANN (1990) jedoch

nicht möglich. Ein System zur Beurteilung des Trophiegrades mit Hilfe von Diatomeen ist zur Zeit in Vorbereitung (HOFMANN 1990 und SCHIEFELE und STEINBERG 1988) und steht noch nicht zur Verfügung. Die Beurteilung des Urnersees mit Hilfe von Diatomeen kann deshalb nur bezüglich des Saprobitätsgrades (Intensität des organischen Abbaus) erfolgen. Die Zugehörigkeit der einzelnen Arten zu den vier Differentialgruppen ist der Tabelle 5.7 (Artenliste der Diatomeen) zu entnehmen.

5.4.2. Differentialartenanalyse

Die Ergebnisse der Differenzialartenauswertung sind in Fig. 5.9 zusammengestellt. Im Häufigkeitsverlauf der Differentialartengruppen konnten zwischen den sechs Stellen im Litoral des Urnersees keine wesentlichen Unterschiede festgestellt werden. Bezüglich der durchschnittlichen Wasserqualität herrschten im Uferbereich also homogene Verhältnisse. Die Beurteilung der Wasserqualität erfolgt darum gesamthaft für die 2.5- und 5 m-Stufe aufgrund der Mittelwerte aller sechs Stellen.

Die Häufigkeiten der sensiblen Arten betragen, von einer einzigen Ausnahme abgesehen (Stelle 2 in 5 m Tiefe: Feb. 88), immer mehr als 50%. Dies ergibt

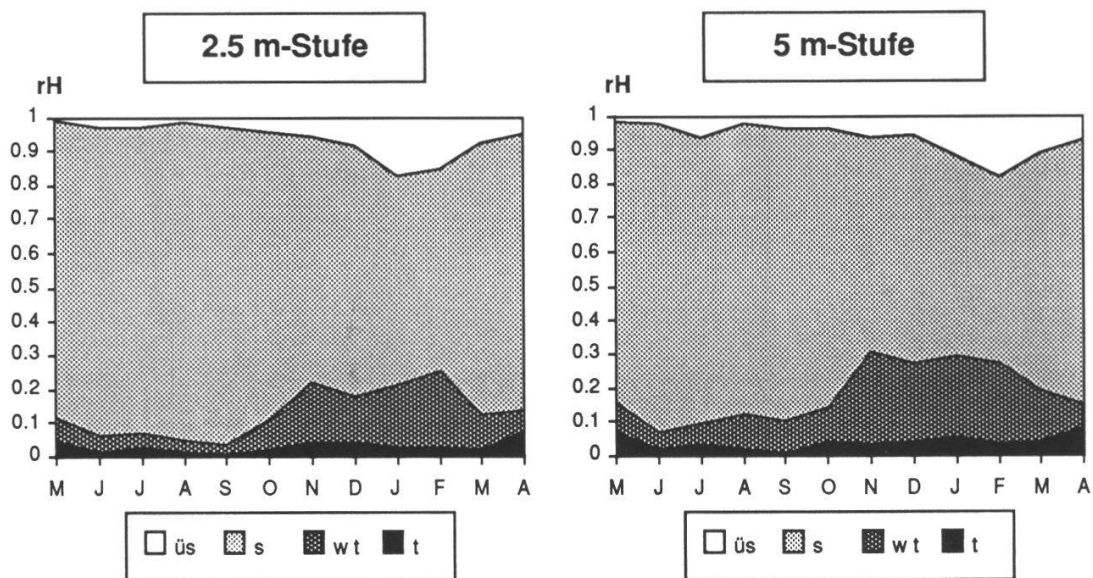


Fig. 5.9. Relative Häufigkeiten der Differentialartengruppen auf den beiden Tiefenstufen im Litoral des Urnersees (Mittelwerte aller Stellen) während der Untersuchungsperiode von Mai 87 bis April 88.

rH 1 = 100% Gesellschaftsanteil, üs = übersensible Arten, s = sensible Arten, wt = weniger tolerante Arten, t = tolerante Arten

eine Wasserqualität von II (= β -mesosaprob; mässig belastet), sowohl in 2.5, als auch in 5 m Tiefe.

Dieses Ergebnis muss als "schlechtestenfalls Wasserqualität II, vermutlich eher besser" interpretiert werden, da der Urnersee mit grosser Wahrscheinlichkeit im Bereich der für die Differentialartenmethode schwierig abzugrenzenden Bereich oligosaprob und β -mesosaprob liegt. Die Vermutung der eher besseren Wasserqualität wird durch die Ansicht von SCHIEFELE (1987) bekräftigt, nach der bereits ein Anteil der übersensiblen Arten von mehr als 10% eine Wasserqualität von besser als II anzeigt.

Wie aus Fig. 5.9 zu ersehen ist, wies die Entwicklung der vier Gruppenhäufigkeiten im Jahresverlauf einen Zusammenhang mit den Mischungsverhältnissen im See auf (Stagnationsphase von Mai bis November, Zirkulationsphase von November bis Mai). Eine Veränderung der Wassergüte wurde unter Berücksichtigung der Kriterien nach HOFMANN (1987) jedoch nicht angezeigt. Die Hochwasserereignisse von Ende August 1987 führten aufgrund der Diatomeen-Differentialarten zu keiner Beeinflussung der Wasserqualität. Offenbar wirkten sich die veränderten Bedingungen nicht schwerwiegend und lediglich kurzfristig aus, so dass die Bioindikatoren, als Zeiger durchschnittlicher Umweltbedingungen, nicht darauf reagierten.

6. MAKROINVERTEBRATEN

6.1. EINLEITUNG

Der Begriff Makroinvertebraten umfasst eine grosse Zahl makroskopisch erkennbarer Arten von wirbellosen Tieren. Die Makroinvertebraten sind wichtig als Nahrung für Fische und Vögel und aufgrund des Abbaus von pflanzlichem und tierischem Material von grosser Bedeutung für den Stoffhaushalt eines Sees.

Die wichtigsten Milieufaktoren für Wasserwirbellose sind die Beschaffenheit des Untergrundes und der Gehalt an Sauerstoff.

Die Untersuchung der Makroinvertebraten sollte Aufschluss über die qualitative und quantitative faunistische Besiedlung im Uferbereich des Reussdelta-Gebietes geben und Hinweise zur Erklärung allfälliger Unterschiede zwischen den Probenahmestellen liefern.

6.2. MATERIAL UND METHODEN

Die Untersuchung der Invertebraten erfolgte an sechs Probenahmestellen im Uferbereich in fünf Meter Tiefe (Fig. 2.1).

6.2.1. Charakterisierung der Probenahmestellen

Beschaffenheit des Untergrundes: Die Beschaffenheit des Untergrundes an den Untersuchungsstellen charakterisierten wir anhand von Schätzungen des prozentualen Anteils der sechs Komponenten Feinsand (Durchmesser <1 mm), Sand (2-1 mm), Feinkies (20-2 mm), Grobkies (100-20 mm), Gerölle (>100 mm) und anstehender Fels. Die Daten wurden aufgrund von Tauchgängen erhoben.

Sedimentation: Zur Ermittlung der Sedimentation an den sechs Probenahmestellen dienten zylindrische Rohre mit einem Durchmesser von 5.5 cm und 57 cm Länge. Dies entspricht einem Verhältnis von Länge zu Durchmesser >10, was BLOESCH und BURNS (1980) als geeignet für turbulente Wasserkörper angeben. Die Sedimentfallen befestigten wir in 5 m Tiefe senkrecht an einen im Boden verankerten Stahldorn. Nach vier bis fünf Wochen Exposition (Tab. 2.2) erfolgte die Auswechslung. Die Arbeiten unter Wasser wurden mit

einer Tauchausrüstung durchgeführt. Um beim Transport vom Gewässergrund zur Oberfläche Verluste zu vermeiden, verschlossen wir die Röhre unter Wasser mit einem Plastikdeckel. Im Labor erfolgte die Spülung der Röhre und die Überführung des Sediment/Wasser-Gemisches in Erlenmeyer-Kolben. Das nach fünfmaliger Spülung noch an der Rohrinneenseite haftende Material (hauptsächlich Aufwuchs und Egeleier, vereinzelt auch Schneckenegge) wurde nicht berücksichtigt. Nach 24 Stunden Absetzzeit filtrierten wir das überstehende Wasser durch Glasfaserfilter GF92 der Firma Schleicher und Schüll, CH-8714 Feldbach, und gaben das Festmaterial in Keramiktiegel. Anschliessend wurde das Trockengewicht und das aschefreie Trockengewicht nach FRANSON (1976) bestimmt.

6.2.2. Invertebraten

An jeder Probenahmestelle wurden sechs Labyrinthfallen (Fig. 6.1) im Abstand von zwei Metern auf den Seegrund gelegt. In den Labyrinthen finden bodenbewohnende Wirbellose, insbesondere die mobilen Arten, Schutz und eine reichstrukturierte Umgebung (LUBINI 1985, WALTER 1978, WALTER und KUIPER 1978 und ZEHNDER 1974). Je nach Körpergrösse und Verhalten kann sich ein Tier tiefer oder weniger tief darin verkriechen. Die Labyrinthe sind für die Tiere nicht an jedem Ort gleich attraktiv. Auf reichstrukturiertem Untergrund mit genügend Unterschlupfmöglichkeiten sind sie es in geringerem Masse als in einer monotonen Umgebung, wie sie sandige Böden darstellen. Dies kann sich auf die Individuenzahl und allenfalls auch auf die Artenzusammensetzung der gefangenen Tiere auswirken.

Von Mai 1987 bis April 1988 fanden an den sechs Stellen zwölf Probenahmen statt.

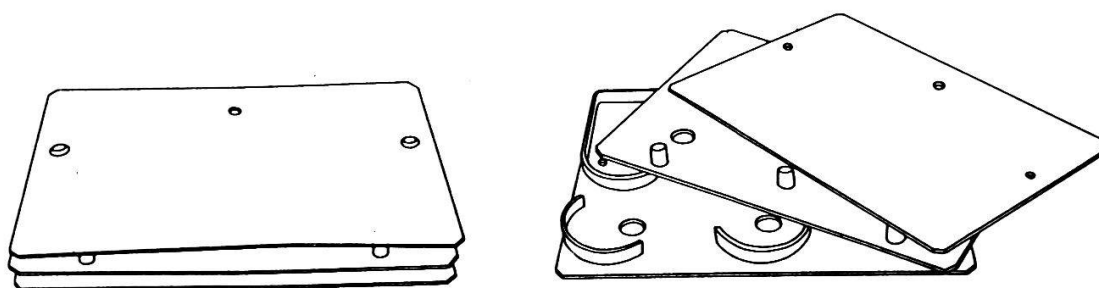


Fig. 6.1. Labyrinthfalle (20x14x2.5 cm), wie sie auf dem Seegrund ausgelegt wurde (links) und zerlegt (rechts; nach LUBINI 1985).

Nach vier bis fünf Wochen Exposition (Tab. 2.2) wurden die Labyrinth unter Wasser einzeln in verschliessbare Plastiksäcke eingepackt und durch neue ersetzt. Diese Arbeiten führten wir mit Hilfe von Tauchgeräten aus. Im Labor wurden die Labyrinth in einem Becken zerlegt, die Tiere gesammelt und in 70% Aethylalkohol fixiert. Von den sechs Labyrinth je Probenahmestelle zählten wir jeweils mindestens vier aus und bildeten aus den Ergebnissen den Mittelwert. Die relativen Häufigkeiten wurden gemäss der Formel 1 in Kap. 4.2.1 berechnet.

6.3. RESULTATE UND DISKUSSION

6.3.1. Untergrundbeschaffenheit

Der Untergrund in 5 m Tiefe bestand an den Stellen 1 und 6 vollständig aus Sand (Fig. 6.2). An der Stelle 1 fand sich von Strömungen angeschwemmtes Material wie Äste und andere Pflanzenteile sowie häuslicher Unrat. Die Stellen 4 und 5 wiesen ebenfalls grösstenteils sandigen Untergrund auf. Dagegen bestand an den Stellen 2 und 3 der Untergrund vor allem aus unterschiedlichen Anteilen der grösseren Gesteinsfraktionen.

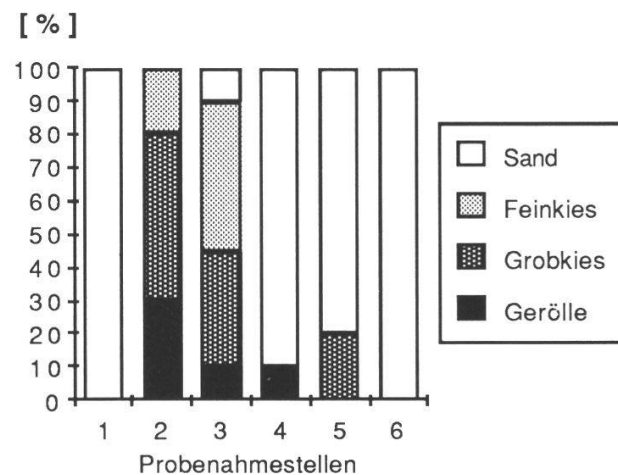


Fig. 6.2. Beschaffenheit des Untergrundes an den sechs Probenahmestellen in 5 m Tiefe. Mittelwerte aus den Erhebungen von Januar und April 1988.

6.3.2. Sedimentation

Die Ergebnisse der Sedimentationsmessungen sind in Tab. 6.1 sowie in Fig.

Tab. 6.1. Mittlere Sedimentationsrate als Trockengewicht (TG) und aschefreies Trockengewicht (AFTG) an den sechs Probenahmestellen im Uferbereich während der Untersuchungsperiode von Mai 87 bis April 88.

Anzahl Probenahmen (N) = 12, für Stelle 6: N = 11; ohne Septemberprobe: N = 11 bzw. 10, Mt = Monat

Stelle	1	2	3	4	5	6
TG (kg/m ² · Mt)	12.841	0.477	0.675	3.213	5.124	5.575
ohne Septemberprobe	8.463	0.392	0.531	2.956	1.309	5.867
AFTG (g/m ² · Mt)	516.8	23.7	31.4	135.4	180.6	156.2
ohne Septemberprobe	342.1	22.0	28.1	129.2	46.8	159.1

6.3 und 6.4 aufgeführt. Die Sedimentationsverhältnisse wurden z.T. von Schüttungen im Uferbereich beeinflusst, die für den Bau einer künstlichen Vogelinsel und zur Ufersicherung vorgenommen wurden. Ebenfalls starke Auswirkungen auf das Sedimentationsgeschehen hatte das Hochwasser vom August 1987 (Kap. 8). Die einzelnen Untersuchungsstellen waren dabei von der Feststofffracht unterschiedlich stark betroffen. Am stärksten beeinträchtigt wurden die Stellen 1 und 5. Die im Verlauf der Untersuchungsperiode 1987/88 erfassten Sedimentationsvorgänge können daher kaum auf die Verhältnisse eines "normalen" Jahres übertragen werden.

Die Sedimentation gemessen als Trockengewicht war an den Stellen 1 und 6 am höchsten, wobei die Stelle 1 nebst dem Hochwassereinfluss stark durch die Schüttungen für den Bau der Vogelinsel beeinflusst war. Der Anteil des organischen Materials am Sedimentgut lag an allen Untersuchungsstellen meist unter 10%. Während oder kurz nach der Vegetationsperiode (Mai bis Oktober) wird mehr organisches Material im Sediment erwartet. Die von Schüttungen und vom Hochwasser nur wenig beeinträchtigten Stellen 2 und 3 zeigten während dieser Zeit entsprechend erhöhte Werte des aschefreien Trockengewichtes (Fig. 6.3).

6.3.3. Artenzahl und Individuenzahl

Insgesamt liessen sich während der Untersuchungsperiode 1987/88 58 Taxa unterscheiden, wovon 48 bei der Auszählung berücksichtigt wurden (Tab. 6.2). Die restlichen Arten, es handelte sich vor allem um Sedimentbewohner, überprüften wir lediglich auf das Vorhandensein, da die gewählte Methode für eine quantitative Erfassung dieser Arten ungeeignet ist. Die Gesamtartenzahl und die durchschnittliche Artenzahl je Probenahme während der Unter-

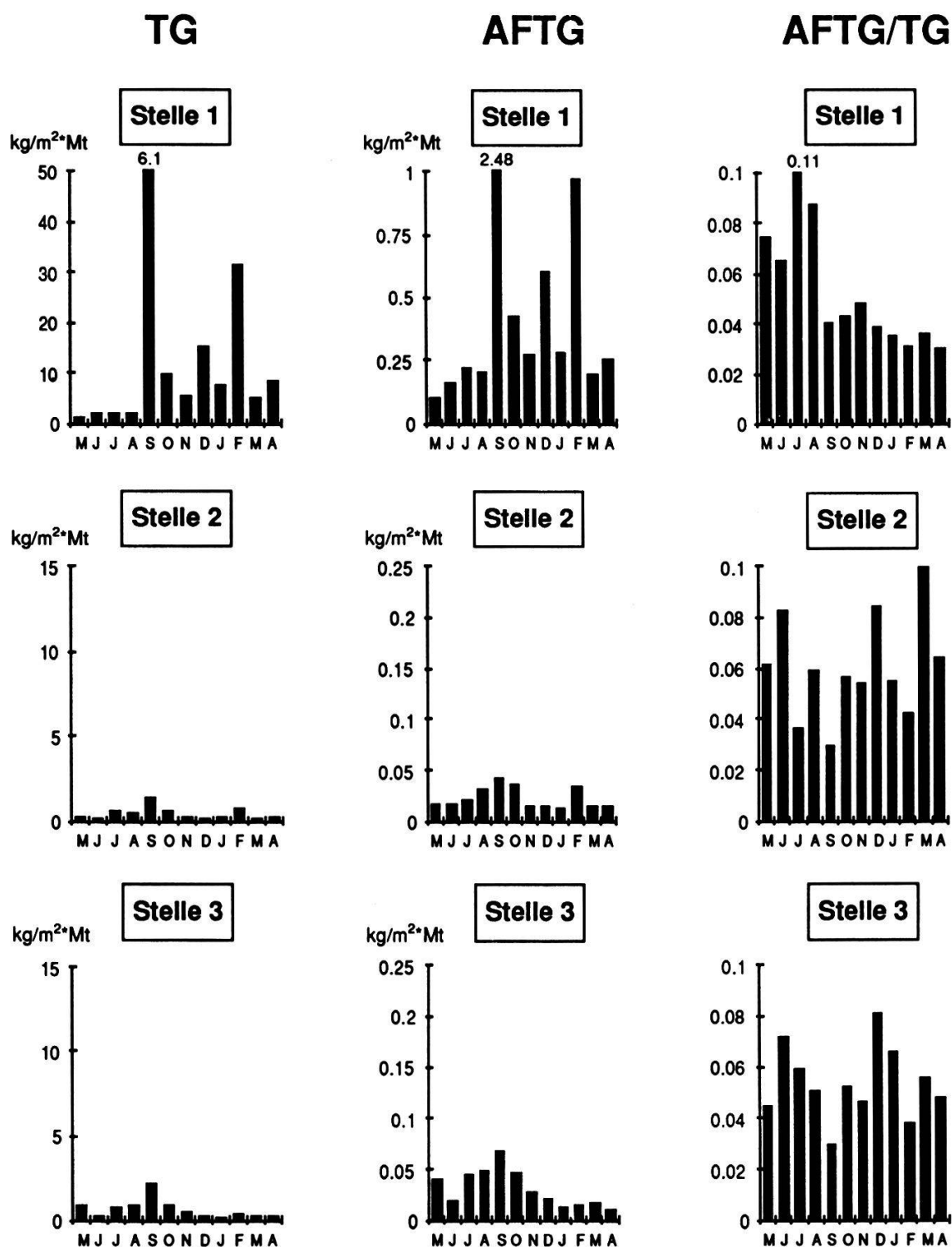


Fig. 6.3. Trockengewicht (TG) und aschefreies Trockengewicht (AFTG) der sedimentierten Stoffe sowie das Verhältnis AFTG/TG an den Stellen 1, 2 und 3 im Uferbereich des Urnersees während der Untersuchungsperiode von April 87 bis April 88.

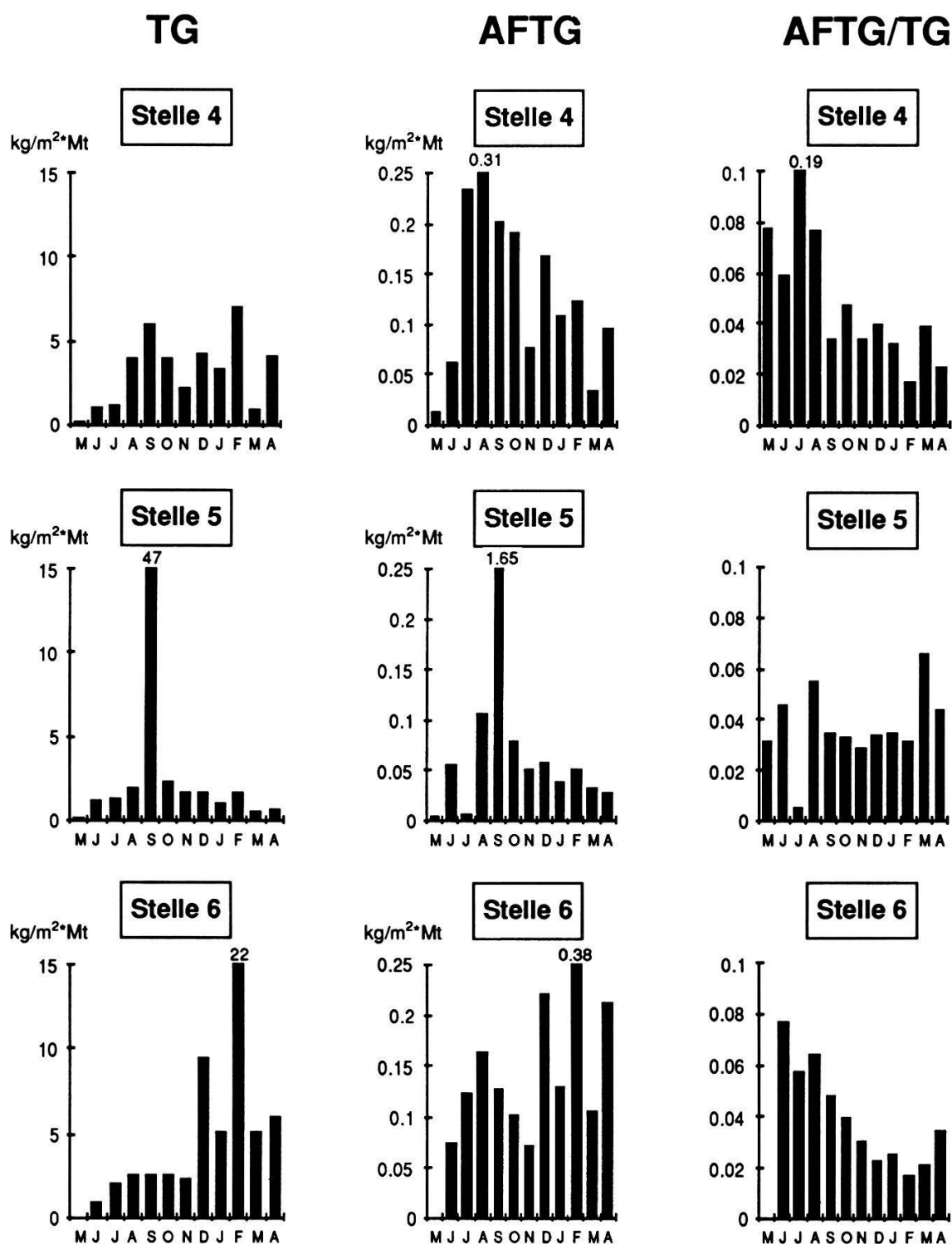


Fig. 6.4. Trockengewicht (TG) und aschefreies Trockengewicht (AFTG) der sedimentierten Stoffe sowie das Verhältnis AFTG/TG an den Stellen 4, 5 und 6 im Uferbereich des Urnersees während der Untersuchungsperiode von April 87 bis April 88.

Tab. 6.2. Artenliste der Makroinvertebraten im Uner Reussdelta.
Untersuchungsperiode 1987-88.

ausgezählte Arten		Vorkommen an Stelle					
		1	2	3	4	5	6
NESELTIERE							
<i>Hydra</i> sp.		x	x	x	x	x	x
MOOSTIERCHEN							
<i>Cristatella muceoda</i>				x			
STRUDELWÜRMER							
<i>Dendrocoelum lacteum</i>	+	x	x	x	x	x	x
<i>Dugesia polychroa/lugubris</i>	+	x	x	x	x	x	x
<i>Polycelis nigra/tenuis</i>	+	x	x	x	x	x	x
WENIGBORSTER							
<i>Egel</i>		x	x	x	x	x	x
<i>Glossiphonia complanata</i>	+	x	x	x	x	x	x
<i>Glossiphonia heteroclita</i>	+	x	x			x	x
<i>Hemiclepsis costata</i>	+			x	x		
<i>Hemiclepsis marginata</i>	+	x		x	x	x	x
<i>Herpobdella octoculata</i>	+	x	x	x	x	x	x
<i>Helobdella stagnalis</i>	+	x	x	x	x	x	x
BLATTFUSSKREBSE							
<i>Rudera</i>		x	x			x	
RUDERFUSSKREBSE							
<i>Musculidae</i>		x	x	x	x	x	x
MUSCHELKREBSE							
<i>Asellus aquaticus</i>	+	x	x	x	x	x	x
FLOHKREBSE							
<i>Gammarus pulex</i>	+	x		x			x
SPINNENTIERE							
nicht bestimmte	+	x		x	x	x	x
EINTAGSFLIEGEN (Larven)							
<i>Caenis</i> sp.	+	x	x	x	x	x	x
nicht bestimmte	+	x	x		x		x
WASSERWANZEN							
<i>Unionicola</i> sp.	+		x				
nicht bestimmte	+			x			
KÄFER							
Imago	+	x			x		
Larve	+				x		
ZWEIFLÜGLER (Larven)							
Zuckmücken		x	x	x	x	x	x
Stechmücken					x	x	
nicht bestimmte							
GNIZZEN							
<i>Bezzia</i> sp.	+				x		
SCHLAMMFLIEGEN							
<i>Sialis</i> sp.	+	x			x		x
KÖCHERFLIEGEN (Larven)							
<i>Anabolia</i> sp.	+				x		
<i>Athripsodes</i> sp.	+	x	x	x	x		x
<i>Hydroptila</i> sp.	+		x			x	

Tab. 6.2 (Forts.)

<i>Mollana</i> sp.	+				X		X
<i>Odontocerus</i> sp.	+		X	X	X	X	X
<i>Phryganea</i> sp.	+	X			X	X	X
<i>Plectrocnemia</i> sp.	+	X	X	X	X	X	X
<i>Silo pallipes</i>	+				X		
nicht bestimmte	+	X	X	X	X	X	X
MUSCHELN							
<i>Dreissena polymorpha</i>	+	X	X	X	X	X	X
<i>Pisidium</i> sp.		X	X	X	X	X	X
SCHNECKEN							
<i>Ancylus fluviatilis</i>	+		X	X	X	X	
<i>Bathyomphalus contortus</i>	+		X	X	X		X
<i>Bithynia tentaculata</i>	+	X	X	X	X	X	X
<i>Gyraulus albus</i>	+	X	X	X	X	X	X
<i>Gyraulus crista</i>	+		X	X	X		X
<i>Gyraulus riparius</i>	+	X			X		
<i>Gyraulus rossmaessleri</i>	+			X	X	X	X
<i>Hippeutis complanatus</i>	+	X	X		X	X	X
<i>Lymnea stagnalis</i>	+					X	
<i>Physa fontinalis</i>	+		X		X		
<i>Planorbis carinatus</i>	+		X		X	X	X
<i>Potamopyrgus jenkinsi</i>	+	X	X	X	X	X	
<i>Radix ovata</i>	+	X	X	X	X	X	X
<i>Radix peregra</i>	+					X	
<i>Segmentina nitida</i>	+		X				
<i>Valvata cristata</i>	+		X				X
<i>Valvata piscinalis</i>	+		X	X	X	X	X
<i>Valvata pulchella</i>	+	X	X	X	X	X	X

suchungsperiode waren bei Stelle 4 am höchsten, bei Stelle 1 am niedrigsten. Die Zahl der gefangenen Tiere pro Labyrinthfalle schwankte zwischen 5 und 149 Individuen (Mittelwert von mindestens vier Fallen pro Probenahme). In Tabelle 6.3 sind für jede Probenahmestelle die durchschnittliche Individuenzahl je Labyrinthfalle sowie die Artenzahl der beobachteten Makroinvertebraten aufgeführt. Die geringste mittlere Individuenzahl wurde bei Stelle 2 festgestellt, die grösste bei Stelle 6. Dies hängt wahrscheinlich mit der Menge an organischem Material zusammen, welches an der entsprechenden Stelle sedimentiert und in die Nahrungskette eingeht. An der Stelle 2 wurden im Vergleich zur Stelle 6 geringe Mengen an aschefreiem Trockengewicht im sedimentierten Material gemessen (Tab. 6.1).

Tab. 6.3. Durchschnittliche Individuenzahl pro Labyrinth, totale Artenzahl sowie durchschnittliche Artenzahl der Makroinvertebraten an den sechs Stellen während der Untersuchungsperiode 1987/88.

Stelle	1	2	3	4	5	6
durchschnittliche Individuendichte	39	16	35	23	58	80
Artenzahl total	33	37	34	46	38	37
mittlere Artenzahl je Probenahme	10	11	13	16	13	14

Im Jahresverlauf waren von Oktober an eher geringere Individuenzahlen festzustellen (Fig. 6.5), was u.a. mit den Auswirkungen des Hochwassers vom August 1987 in Zusammenhang stehen dürfte. An den Stellen 2 und 4 änderten sich die Individuenzahlen verglichen mit den übrigen Probenahmestellen jahreszeitlich nur wenig.

6.3.4. Charakterisierung der Makroinvertebratengesellschaften

Die wichtigsten systematischen Gruppen im Uferbereich waren:

- **Strudelwürmer:** Es handelt sich um Räuber von benthischen Wirbellosen. Im Laufe der Studie konnten drei Gattungen festgestellt werden: *Dendrocoelum*, *Dugesia* und *Polycelis*. Die Arten *Dugesia polychroa* und *D. lugubris* lassen sich anhand äußerer Merkmale nicht unterscheiden (BARKHAUSEN und WALTER 1978). Dasselbe trifft auch auf *Polycelis nigra* und *P. tenuis* zu. In der vorliegenden Arbeit wurden die Arten deswegen als *Dugesia polychroa/lugubris* bzw. *Polycelis nigra/tenuis* zusammengefasst.
- **Egel:** Sie ernähren sich wie die Strudelwürmer räuberisch. Während den Untersuchungen konnten wir sechs Arten feststellen (Tab. 6.2), wovon *Glossiphonia complanata*, *Herpobdella octoculata* und *H. stagnalis* am häufigsten vertreten waren. Ausser bei Stelle 2 kam *Glossiphonia complanata* überall in geringerer Zahl vor als *Herpobdella octoculata* und *H. stagnalis*.
- **Wasserasseln:** In den mitteleuropäischen Binnengewässern kommt nur eine Art, *Asellus aquaticus*, vor. Sie ist ein Detritusfresser (MINSHALL 1967).

Tab. 6.4. Durchschnittliche Individuenzahl pro Labyrinthfalle der wichtigsten Makroinvertebratenarten und -artgruppen an den sechs Stellen im Uferbereich. Mittelwert aus 12 Probenahmen.

Stelle	1	2	3	4	5	6
STRUDELWÜRMER						
<i>Dendrocoelum lacteum</i>	3.0	<0.1	0.3	0.1	3.1	0.5
<i>Dugesia polychroa/lugubris</i>	4.5	<0.1	0.4	0.1	2.5	3.0
<i>Polycelis nigra/tenuis</i>	1.6	<0.1	3.5	1.4	5.7	2.8
EGEL						
<i>Glossiphonia complanata</i>	6.4	0.9	0.4	0.6	1.4	2.6
<i>Herpobdella octoculata</i>	9.7	0.5	1.0	1.1	6.3	8.4
<i>Helobdella stagnalis</i>	5.8	0.3	0.4	0.6	8.5	12.3
WASSERASSELN						
<i>Asellus aquaticus</i>	6.7	1.1	9.0	3.6	13.7	30.4
MUSCHELN						
<i>Dreissena polymorpha</i>	0.6	7.5	4.4	4.5	13.3	10.1
SCHNECKEN						
ganze Gruppe	0.4	4.4	9.3	6.9	1.0	4.0

- **Muscheln:** Es traten lediglich zwei Taxa auf, die Wandermuschel, *Dreissena polymorpha*, und *Pisidium* sp., wobei jedoch nur die Wandermuschel quantitativ erfasst wurde.
- **Schnecken:** Sie waren mit 18 Taxa die artenreichste der untersuchten Invertebratengruppen (Tab. 6.3). Am häufigsten traten *Bithynia tentaculata* und *Ancylus fluviatilis*, die Flussnapfschnecke, auf. HÖHN (1944) bezeichnet *Ancylus fluviatilis* als charakteristisch für Brandungszonen.

Die Makroinvertebratengesellschaften der sechs Probenahmestellen werden im folgenden anhand dieser systematischen Gruppen charakterisiert. In Fig. 6.6 ist die prozentuale Zusammensetzung der Invertebratengesellschaft jeder Probenahmestelle dargestellt. Tab. 6.4 gibt die Mittelwerte der Individuenzahlen pro Labyrinthfalle der wichtigsten Arten und Artgruppen während der Untersuchungsperiode wieder. Weiter sind die Populationsentwicklungen von Strudelwürmern (Fig. 6.7), Egel (Fig. 6.8), der Wasserassel (Fig. 6.9) und der Schnecken (Fig. 6.10) aufgezeichnet.

Die in der vorliegenden Arbeit häufigen Arten *Dugesia lugubris*, *Herpobdella octoculata*, *Asellus aquaticus*, *Dreissena polymorpha* und *Bithynia tentaculata* scheinen in ihrer Verbreitung tiefenunabhängig zu sein (SCHLEUTER und TITZLER 1988). Es darf deshalb angenommen werden, dass über die ganze Tiefe des jeweiligen Uferbereiches (0 bis etwa 10 m) dieselben Arten vorherrschen, falls keine wesentlichen, tiefenabhängigen Änderungen wichtiger ökologischer Faktoren auftreten.

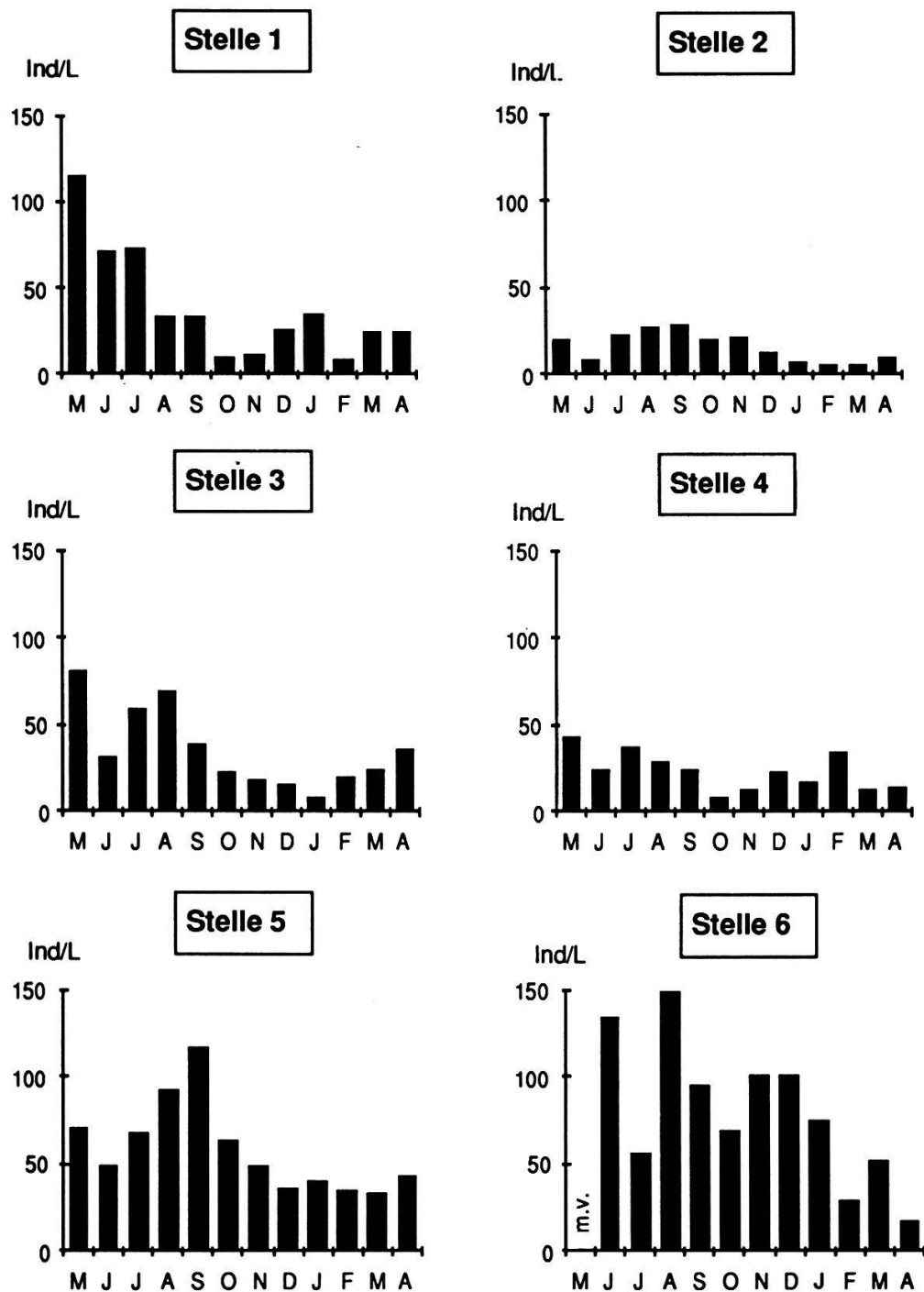


Fig. 6.5. Individuenzahl (Ind) der Makroinvertebraten pro Labyrinthfalle (L) an den sechs Probenahmestellen während der Untersuchungsperiode von Mai 1987 bis April 88.

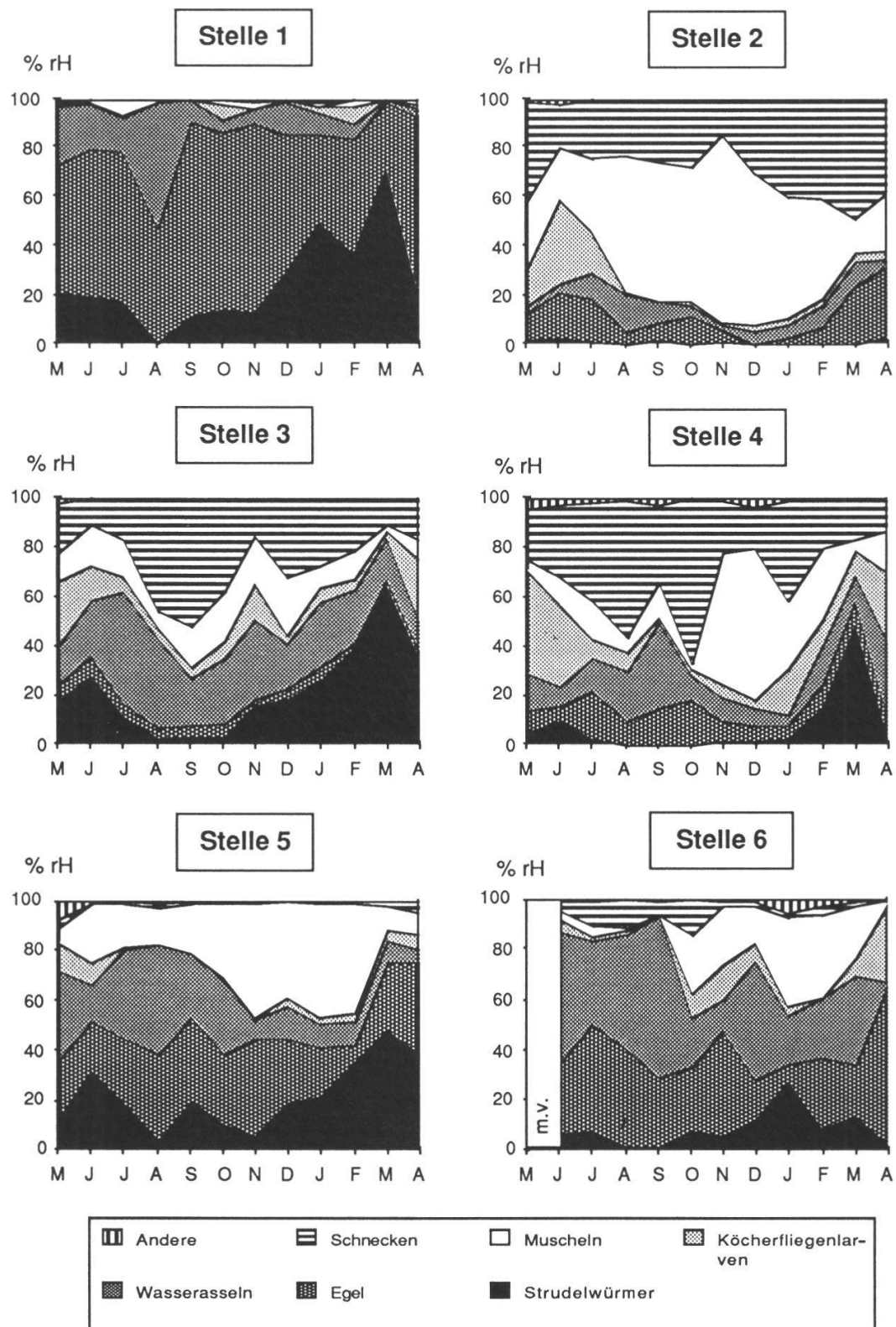


Fig. 6.6. Relative Häufigkeiten der wichtigsten Makroinvertebraten-Gruppen an den sechs Probenahmestellen während der Untersuchungsperiode von Mai 1987 bis April 88.

Dugesia

Polycelis

Dendrocoelum

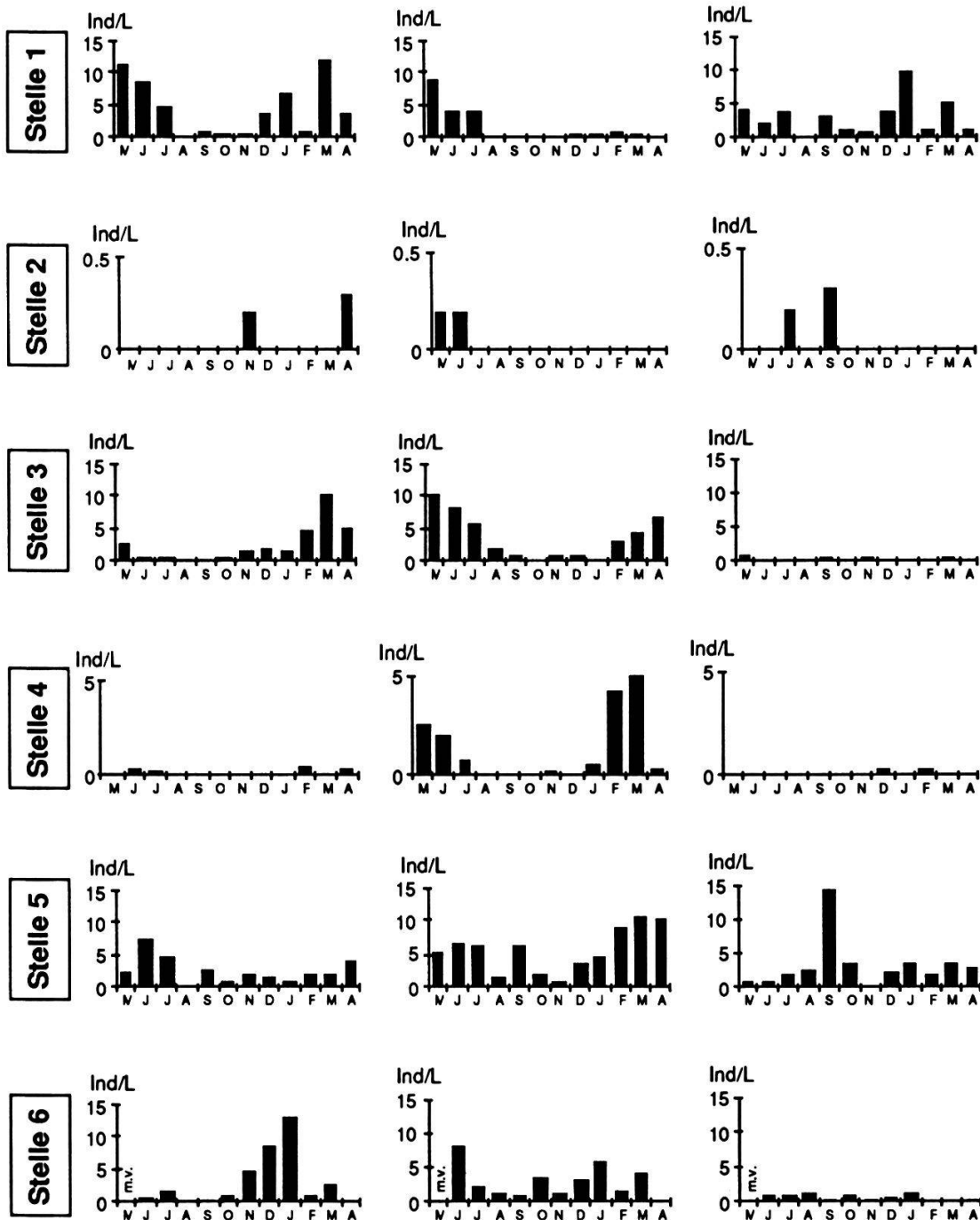


Fig. 6.7. Individuenzahl (Ind) *Dugesia polychroa/lugubris*, *Polycelis nigra/tenuis* und *Dendrocoelum lacteum* pro Labyrinthfalle (L) an den sechs Probenahmestellen im Uferbereich während der Untersuchungsperiode 1987-88. Man beachte die unterschiedlichen Skalengrößen.

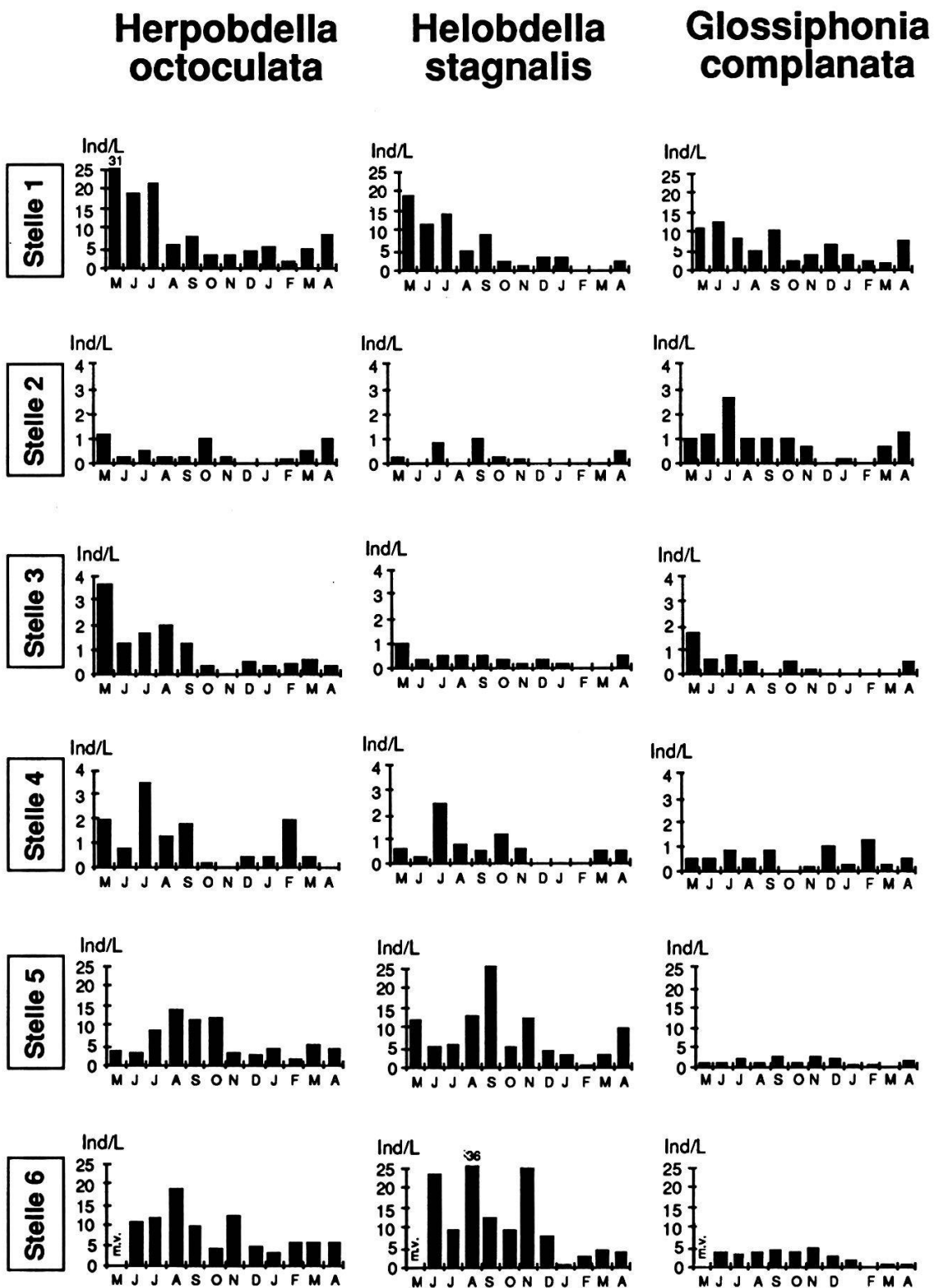


Fig. 6.8. Individuenzahl (Ind) von *Herpobedella octoculata*, *H. stagnalis* und *Glossiphonia complanata* pro Labyrinthfalle (L) an den sechs Probenahmestellen während der Untersuchungsperiode 1987-88. Man beachte die unterschiedlichen Skalengrößen.

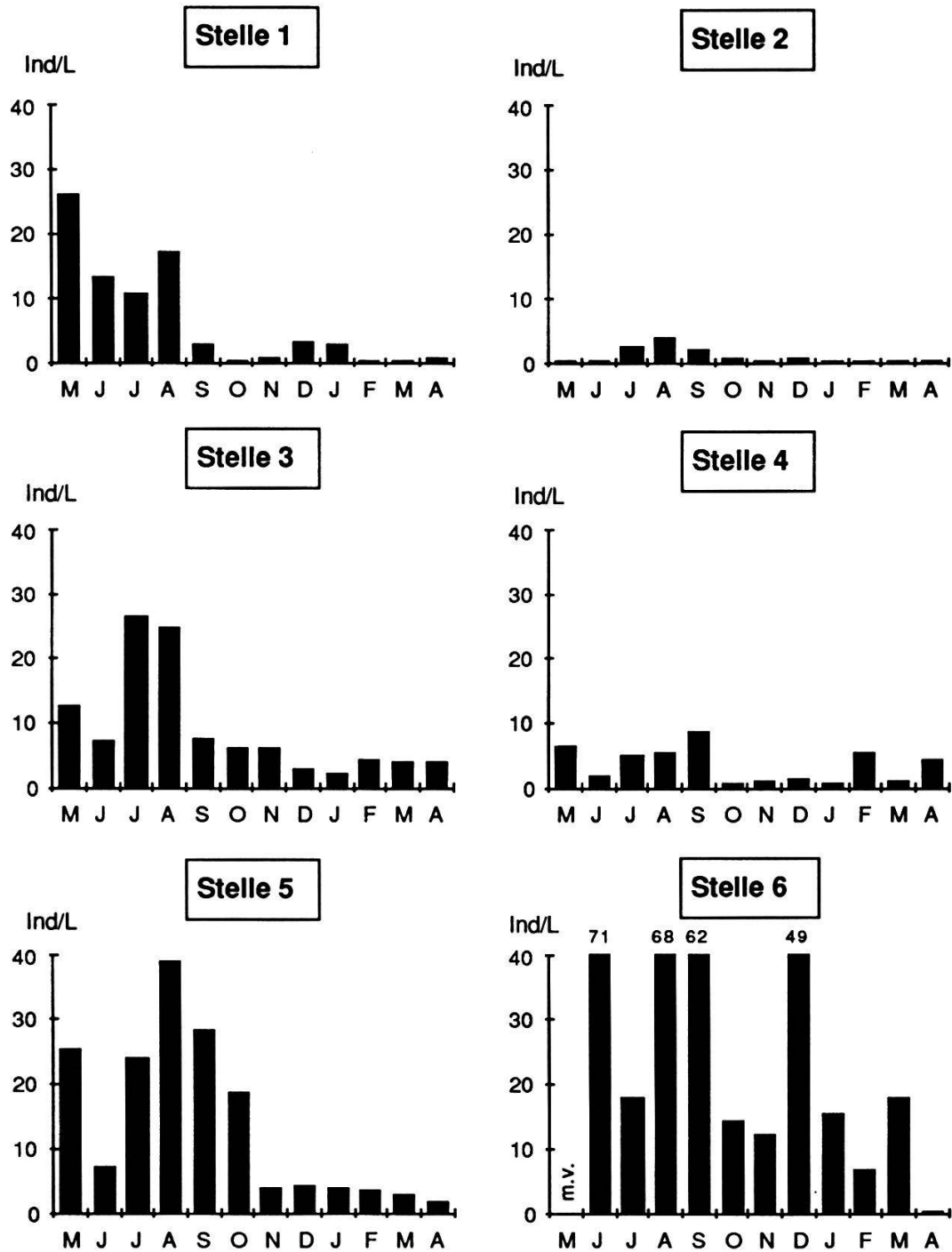


Fig. 6.9. Individuenzahl (Ind) von *Asellus aquaticus* pro Labyrinthfalle (L) an den sechs Probenahmestellen im Litoral während der Untersuchungsperiode von Mai 1987 bis April 88.

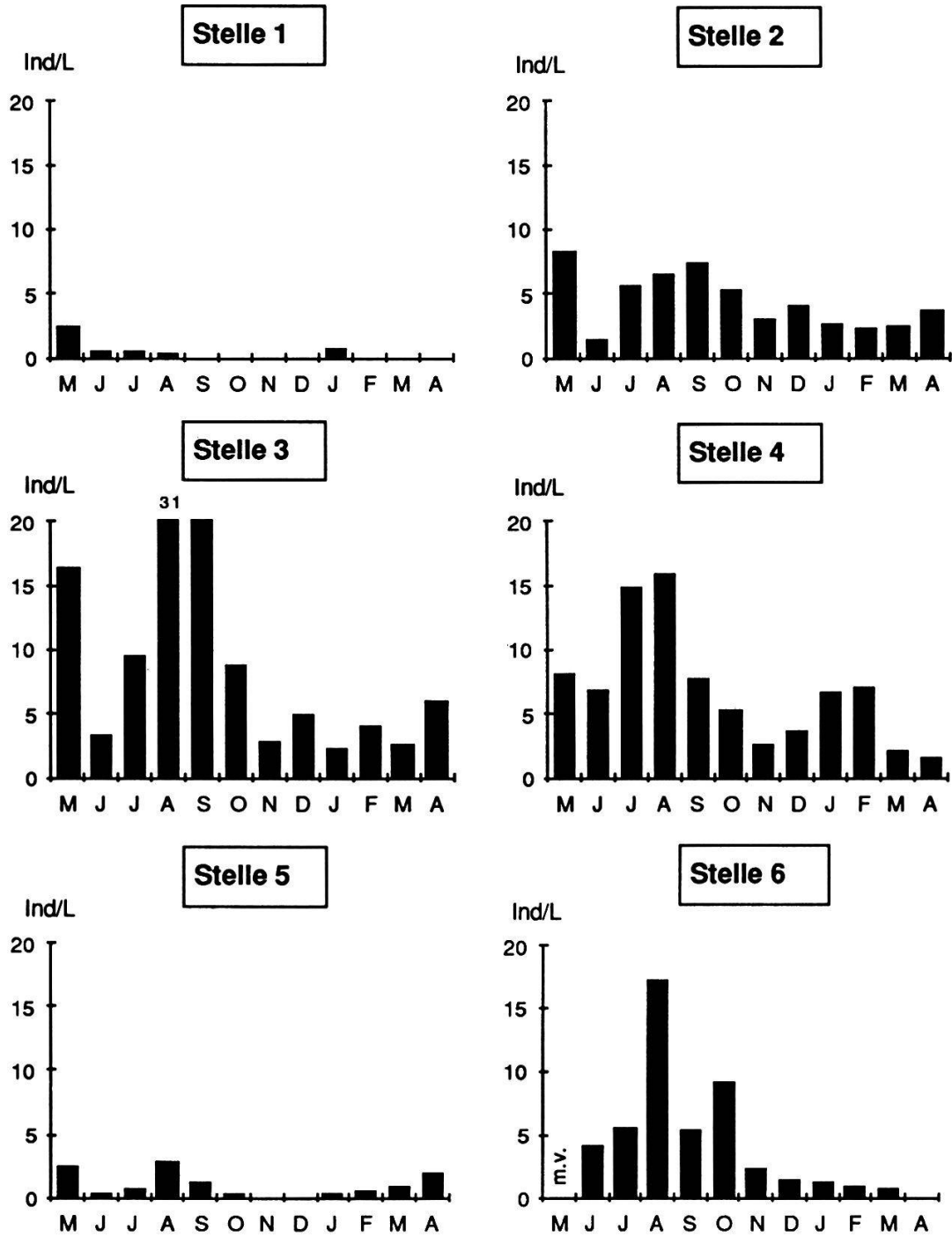


Fig. 6.10. Individuenzahl (Ind) der Schnecken pro Labyrinthfalle (L) an den sechs Probenahmestellen im Uferbereich während der Untersuchungsperiode Mai 1987 bis April 88.

Stelle 1: Die zahlenmässig wichtigste Gruppe während der Untersuchungsperiode bildeten die Egel (mittlere relative Häufigkeit an der Gesamtindividuenzahl $mrH = 58\%$). Ausser im Januar und im März 1988 waren sie dominant und erreichten die grösste Individuenzahl mit 60 Ind./Labyrinth im Mai 1987. Als zweitwichtigste Gruppe traten die Strudelwürmer vor allem im Mai und im Juni sowie von Dezember 1987 bis März 1988 hervor ($mrH = 26\%$, maximale Individuenzahl 8 Ind./Labyrinth, Mai 1987). *Asellus aquaticus* ($mrH = 13\%$), dominierte im August 1987, wies jedoch die grösste Individuenzahl mit 26 Ind./Labyrinth im Mai 1987 auf.

Stelle 2: Die Weichtiere, Muscheln ($mrH = 43\%$) und Schnecken ($mrH = 31\%$), waren die charakteristischen Artgruppen dieser Probenahmestelle. *Dreissena polymorpha* dominierte von August bis Dezember 1987 mit Individuenzahlen zwischen 8 und 15 Ind./Labyrinth. Bei den Schnecken trat keine der 14 Arten besonders hervor. Bedeutenste Art mit durchschnittlich 2 Ind./Labyrinth war *Bithynia tentaculata*. Sie erreichte die grösste Individuenzahl im Mai 1987 (8 Ind./Labyrinth).

Stelle 3: Wasserasseln, Schnecken und Strudelwürmer waren die bedeutendsten systematischen Gruppen dieser Probenahmestelle. Die Wasserassel ($mrH = 24\%$) trat hauptsächlich zu Beginn der Untersuchung von Mai bis August 1987 auf und wies im Juli 1987 mit 27 Ind./Labyrinth die grösste Individuenzahl auf. Bei den Schnecken ($mrH = 25\%$) war *Bithynia tentaculata* die häufigste Art. Sie wurde vor allem im August (29 Ind./Labyrinth) und im September (20 Ind./Labyrinth) beobachtet. Als zweithäufigste Schneckenart trat *Ancylus fluviatilis* hauptsächlich in der kälteren Jahreszeit in Erscheinung (Mai/Juni und Dez. 1987 bis April 1988). Während dieser Zeit war sie ständig mit 2 bis 5 Ind./Labyrinth vertreten. Die Strudelwürmer ($mrH = 22\%$) waren besonders im Frühjahr mit höheren Individuenzahlen vorhanden und erreichten die höchste Individuenzahl im März 1987 (15 Ind./Labyrinth). Bei den Muscheln ($mrH = 13\%$) wies *Dreissena polymorpha* maximale Individuenzahlen im Sommerhalbjahr auf (März bis Sept.: 5-9 Ind./Labyrinth).

Stelle 4: Ähnlich der Stelle 2 wurden hier die Labyrinth vor allem von Schnecken und Muscheln besiedelt. Die Schnecken ($mrH = 31\%$) waren besonders stark von Mai bis Oktober vorhanden (7-16 Ind./Labyrinth). *Bithynia tentaculata* zeigte während dieser Zeit mit Ausnahme des Septembers die höchsten relativen Häufigkeiten ($rH = 16-55\%$). *Dreissena polymorpha* ($mrH = 21\%$) war von November 1987 bis Februar 1988 die häufigste Art (max. Individuenzahl 14 Ind./Labyrinth, Dez. 1987). Köcherfliegenlarven ($mrH = 13\%$), Wasserasseln ($mrH = 13\%$) und Egel ($mrH = 10\%$, v.a. *Her-*

Herpobdella octoculata) stellten wir vermehrt von Mai bis Oktober und erneut im Frühling 1988 fest. Das Maximum erreichten die Köcherfliegenlarven im März 1987 mit 18 Ind./Labyrinth, die Wasserasseln im September 1987 mit 9 Ind./Labyrinth und die Egel im Juli 1987 mit 7 Ind./Labyrinth. Die Strudelwürmer (mrH = 8%) traten vorwiegend mit *Polycelis nigraltenuis* auf und zeigten ihr Maximum im März 1988 (rH = 48%, 6 Ind./Labyrinth).

Stelle 5: Strudelwürmer (mrH = 22%), Egel (mrH = 27%, v.a. *Herpobdella octoculata* und *Helobdella stagnalis*), Wasserasseln (mrH = 20%) und *Dreissena polymorpha* (mrH = 25%) waren an dieser Stelle etwa gleich stark vertreten. Die Strudelwürmer erreichten ihre maximale Individuenzahl im September 1987 (24 Ind./Labyrinth) und ihre grösste relative Häufigkeit im März 1988 (rH = 48%). Im Mittel waren *Dendrocoelum* und *Dugesia* etwa gleich häufig; *Polycelis* wies doppelt so viele Individuen auf (6 Ind./Labyrinth). Die Wasserasseln waren vor allem während der ersten Untersuchungshälfte (Mai-Oktober) bedeutend (rH = 15-30%, Individuenzahl 7-39 Ind./Labyrinth). *Dreissena polymorpha* trat hauptsächlich von Juni 1987 bis Februar 1988 auf (14-22 Ind./Labyrinth).

Stelle 6: Egel (mrH = 31%; *Herpobdella octoculata* und *Helobdella stagnalis*) und Wasserasseln (mrH = 32%), die beiden Hauptgruppen dieser Stelle, wiesen mehr oder weniger über den gesamten Zeitraum der Untersuchung konstante relative Gesellschaftsanteile auf. Die grössten Individuenzahlen wurden bei den Egel im August (55 Ind./Labyrinth) und bei *Asellus aquaticus* im Juni 1987 (71 Ind./Labyrinth) erreicht. Letztere Art war in 6 von 11 Probenahmen dominant. *Dreissena polymorpha* (mrH = 15%) fanden wir hauptsächlich von Oktober 1987 bis März 1988 (maximale Individuenzahl: Jan. 1988, 27 Ind./Labyrinth), ebenso die Strudelwürmer (mrH = 8%), v.a. *Dugesia* und *Polycelis* (maximale Individuenzahl: Jan. 1988, 20 Ind./Labyrinth).

6.3.5. Ursachen für die unterschiedliche Besiedelung der sechs Probenahmestellen

Nachfolgend werden mögliche Erklärungen für das unterschiedliche Auftreten der wichtigsten Populationen von Makroinvertebraten an den einzelnen Probenahmestellen gegeben. In Erinnerung gerufen sei hierbei die je nach Untergrundbeschaffenheit unterschiedliche Attraktivität der ausgesetzten Labyrinthfallen.

Strudelwürmer: SCHLEUTER und TITTIZER (1988) stellten fest, dass sich grös-

sere Anteile von Feinmaterial auf *Dugesia lugubris* und *Dendrocoelum lacteum* besiedlungshemmend auswirken, da ihre Bewegungsmotorik beeinträchtigt wird. Auffallend war deshalb das fast vollständige Fehlen der Strudelwürmer an Stelle 2 mit einem vergleichsweise geringen Sandanteil (Abb. 6.1). An den Stellen 1, 5 und 6, wo vorwiegend Sand den Untergrund bedeckte (80-100% Flächendeckung), stellten wir dagegen grössere Populationen fest. Die Untergrundbeschaffenheit war anscheinend für die Populationsgrösse von untergeordneter Bedeutung. Für die räuberischen Strudelwürmer entscheidender war vermutlich das Nahrungsangebot. Da Räuberpopulationen in der Regel durch das Nahrungsangebot beschränkt werden, kann die Zahl der Räuber mit jener der Beutetiere ansteigen. Gemäss SCHÜRCH und WALTER (1978) zählen zur Diät von Strudelwürmern die Wasserasseln, und REYNOLDS und DAVIES (1970), PICKAVANCE (1971) und DE SILVA (1976) bezeichnen *Asellus aquaticus* als Hauptbeute des Strudelwurmes *Dendrocoelum lacteum*. *Asellus aquaticus* kam besonders an den Stellen 5 und 6 häufig vor (Tab. 6.4), was die grösseren Populationen der Strudelwürmer erklären dürfte. Die etwas kleinere Individuenzahl von *Asellus aquaticus* an der Stelle 1 steht wahrscheinlich mit der recht grossen Individuenzahl von *Dendrocoelum lacteum* in Zusammenhang (Tab. 6.4).

Egel: Zum Beutespektrum von *Helobdella stagnalis* und *H. octoculata* gehören nach SCHÜRCH und WALTER (1978) und DAVIES et al. (1979) Oligochäten (Wenigborster) und Chironomiden (Zuckmückenlarven), welche hier nur qualitativ erfasst wurden (vorhanden oder nicht vorhanden), aber auch Wasserasseln. Es ist bekannt, dass insbesondere Oligochäten feinkörniges Substrat bevorzugen und auch Chironomiden bei zunehmendem Schluffanteil und damit zumeist höherem Anteil an organischem Material günstige Lebensbedingungen finden (SCHLEUTER und TITTIZER 1988). Aufgrund des hohen Sandanteiles dürfen an den Stellen 1, 4, 5 und 6 grössere Populationen von Oligochäten und Chironomiden vermutet werden. Dies könnte neben dem häufigen Auftreten von *Asellus aquaticus* die höhere Abundanz der Egel an den Stellen 1, 5 und 6 erklären. Welche Faktoren bei Stelle 4 das stärkere Aufkommen der Egel behinderten bleibt vorderhand ungeklärt.

Wasserassel: *Asellus aquaticus* nimmt oft aufgrund von organischer Verschmutzung zu (HAWKES 1964, ASTON und MILNER 1980). Das starke Auftreten an Stelle 6 (Tab. 6.4) lässt sich mit dem Eintrag von organischem Material aus nahen Beständen submerser Makrophyten in Verbindung bringen (asche-freies Trockengewicht des sedimentierten Materials meist $>100 \text{ g/m}^2 \cdot \text{Monat}$). Bei Stelle 1, wo die Strömung am meisten organisches Material (abgestorbe-

ne Pflanzenteile) hinverfrachtete (aschefreies Trockengewicht des sedimentierten Materials meist $>200 \text{ g/m}^2 \cdot \text{Monat}$), waren hingegen im Vergleich wenig Asseln vorhanden (Tab. 6.4). Zwei Faktoren dürften dafür verantwortlich gewesen sein: Räuberdruck (siehe oben) und starke Sedimentation, welche, wie EXTENCE (1978) beobachtete, eine Abnahme der Populationsgrösse von *Asellus aquaticus* zur Folge haben kann.

Muscheln: Wie LUBINI (1985) bei Untersuchungen im Zürichsee feststellte, hängt das Vorkommen von *Dreissena polymorpha* von der Bodenbeschaffenheit ab. Die Art kann lockeres Sediment nicht besiedeln und wird von erhöhtem Schwebstoffeintrag beeinträchtigt. SCHLEUTER und TITTIZER (1988) teilen *D. polymorpha* hingegen in die Gruppe von Invertebraten mit besonders breitem Spektrum an besiedelbaren Substraten ein. Bei unseren Untersuchungen trat *Dreissena polymorpha*, ausser bei Stelle 1, unabhängig von der Beschaffenheit des Untergrundes, an allen Stellen als eine der individuenreichsten Arten in Erscheinung. Ursache für die geringe Individuenzahl bei Stelle 1 war wohl die im Vergleich zu den übrigen Stellen hohe Sedimentation (Tab. 6.1), welche zur Verstopfung des Filterapparates der Muscheln führen kann. Abwasser aus Kläranlagen kann ebenfalls zu einer niedrigen Individuendichte von *Dreissena polymorpha* führen (THOMAS und SCHANZ 1981). Der beobachtete Einfluss des gereinigten Abwassers aus der ARA Altdorf (Kap. 3.4.1) könnte somit eine weitere Erklärung für die geringen Individuenzahlen an der Stelle 1 sein.

Schnecken: Als Ursache für die unterschiedlichen Artenzahlen und Populationsgrössen an den einzelnen Stellen (Tab. 6.3 und 6.4) kommt die kombinierte Wirkung der Bodenbeschaffenheit (Fig. 6.2) und des Sedimenteintrages (Tab. 6.1) in Frage. LUBINI (1985) stellte im Zürichsee fest, dass die Schnecken bei Schwebstoffeintrag und damit verbundener Änderung der Bodenbeschaffenheit selten waren oder ganz fehlten. Die Stellen 1, 5 und 6 mit vorwiegend Sandanteil wiesen entsprechend geringe relative Häufigkeiten der Schnecken auf. Die Stelle 4 mit ebenfalls sandigem Untergrund und grossem Sedimenteintrag war hingegen stark von Schnecken besiedelt ($\text{mrH} = 31\%$). Allenfalls kann dieser Unterschied auf einen geringeren Räuberdruck an der Stelle 4 zurückgeführt werden (Räuberanteil, Egel und Strudelwürmer, an Stelle 4: $\text{mrH} = 21\%$; Stelle 1: $\text{mrH} = 80\%$; Stelle 5: $\text{mrH} = 50\%$; Stelle 6: $\text{mrH} = 40\%$).

7. MAKROPHYTEN

7.1. EINLEITUNG

7.1.1. Begriffsdefinition

Unter dem Begriff "Makrophyten" wird eine Vielzahl von Pflanzen verschiedener taxonomischer Gattungen zusammengefasst. Dazu gehören:

- Charophyta (Armleuchteralgen)
- Bryophyta (Moose)
- Pteridophyta (Farne, Schachtelhalme, Bärlappgewächse)
- Spermatophyta (Samenpflanzen)

Allgemein ausgedrückt sind Makrophyten "höhere, von Auge sichtbare Pflanzen, die dauernd oder zumindest zeitweise untergetaucht sind, an der Wasseroberfläche treiben oder aus dem Wasser herausragen" (LACHAVANNE et al. 1985).

7.1.2. Zonierung der Pflanzenbestände im Uferbereich

Die Pflanzenbestände an Seeufern lassen sich in Zonen gliedern, die vom Ufer gegen die Seetiefe hin in einer charakteristischen Abfolge stehen: Der Ufergürtel wird von Röhrichten dominiert (Schilf, Rohrkolben, Binsen). Seewärts schliesst sich die Zone der Schwimmblattpflanzen an (Seerose, Teichrose), gefolgt von der Laichkrautflur (Laichkräuter, Tausendblatt, Wasserpest). Die Armleuchteralgen dringen am weitesten in die Tiefe vor und bilden die eigentliche Vegetationsgrenze der Makrophyten in einem See (LACHAVANNE und KLÖTZLI 1984).

Die tatsächlichen Verhältnisse am Urnersee weichen zum Teil erheblich von dieser idealisierten Zonierung eines natürlichen Seeufers ab. Die fjordartige Morphologie des Sees mit seinen Steilufern bietet für das Pflanzenwachstum eher ungünstige Bedingungen. Häufig sind die felsigen Uferbänke für die Verwurzelung der Pflanzen zu schmal (LACHAVANNE et al. 1985). Als weitere Begrenzung des Pflanzenwachstums kommt die hohe Belastung durch die Schwebeteilchen der Reuss hinzu. Obwohl die Fläche des Urnersees etwa 19% der Fläche des Vierwaldstättersees ausmacht, befinden sich nach LACHAVANNE et al. (1985) lediglich 2% der Pflanzenbestände in diesem Seebecken. Die Flachwasserzone des Reussdeltagebietes bildet eine Ausnahme zu den im Urnersee sonst eher unwirtlichen Bedingungen für Wasserpflanzen. Natürli-

cherweise wären hier durch die ausgedehnten Sand- und Schlammablagerungen die Voraussetzungen für eine ausgedehnte Makrophytenvegetation ausgesprochen günstig. Hier beeinflussen jedoch anthropogene Faktoren das Vorkommen und die Zusammensetzung der Wasserpflanzenbestände. Durch den seit 1905 betriebenen Kiesabbau (bis 1965 direkt in der Flachwasserzone) sind die natürlichen Standortgebiete für Wasserpflanzen stark eingeschränkt worden. Zwischen 1884 und 1982 gingen bis in eine Tiefe von 6 m mehr als 150000 m² verloren (MARRER 1983). Der Bestand des Schilfröhrchtes am Ufer ist stark gestört, in weiten Bereichen sogar vollständig verschwunden. Die steil abfallenden Uferhänge - ebenfalls eine Auswirkung des Kiesabbaus - vermochten den Wellenschlag nicht genügend zu bremsen, so dass die Ufervegetation der vollen Kraft der Wellen schutzlos ausgeliefert war. Im Rahmen der begleitenden Massnahmen des Deltaprojektes wurde 1987 und 1988 vor der Bucht am Rechten, der Schützenrüti, vor der Schanz und im Gebiet der Schwäb das Ufer durch Schüttungen so stabilisiert, dass die Wellenenergie besser vernichtet wird und mindestens die Ufererosion nicht mehr weiter fortschreiten sollte.

Die in der schematischen Uferzonierung erwähnte Schwimmblattzone kommt im Urnersee auch natürlicherweise nicht vor. See- und Teichrose ertragen den starken Wellenschlag in diesem windexponierten Seebecken nicht.

7.1.3. Bedeutung der Makrophyten in der Uferzone

Die Makrophyten der Uferzone und des Flachwasserbereiches bilden den Ausgangspunkt für ein vielfältiges Nahrungsnetz und bieten Lebensraum für die verschiedensten Tierarten. Kleintiere wie Schnecken, Muscheln, Würmer, Insektenlarven, Kleinkrebse und Egel finden hier geeignete Lebensgrundlagen.

Für die Fischfauna ist ein gut ausgebildeter Makrophytenbestand zur Laichablage von grösster Bedeutung. Zu den sogenannten Uferlaichern gehören der Hecht und das Egli, sowie eine Reihe von Karpfenartigen (Karpfen, Schleie, Brachsme, Rotaugen, Rotfeder, Hasel, Nase, Gründling, Alet, Elritze, Blicke). Litoral-Rotaugen (*Rutilus rutilus*) nutzen die Makrophyten direkt auch als Nahrungsquelle (BÜSSER 1980). Eine grössere Rolle in der Beweidung der Wasserpflanzen durch Herbivore spielen aber wahrscheinlich die Wirbeltiere: Blässhühner (*Fulcia atra*) und Höckerschwäne (*Cygnus olor*) wurden oft in den Beständen von *Potamogeton pectinatus* in der Seedorferbucht beobachtet. Ähnliche Feststellungen bezüglich des Weideverhaltens von Wirbeltieren

machten auch MAURER und VUILLE (1986) im Bielersee.

Wasserpflanzen beeinflussen die physikalisch-chemischen Eigenschaften des sie umgebenden Wassers (WETZEL und ALLEN 1972). Dadurch finden die planktischen Organismen im Vergleich zum Pelagial ein verändertes Milieu vor. Weiter mobilisieren die Makrophyten Nährstoffe aus dem Sediment und geben sie spätestens beim Abbau der Pflanzen an das Wasser ab (ASSIS DE ESTEVES 1980). Die abgestorbenen Pflanzen stellen eine bedeutende Quelle für die Detritusbildung dar, die eine wichtige Grundlage für das Nahrungsnetz im See ist (WETZEL und ALLEN 1972).

Nicht zuletzt bilden die Makrophyten eine Barriere gegen den Nährstoffeintrag vom Land her und tragen damit zum Charakter des Flachwasserbereiches als Pufferzone zwischen Land und Wasser bei. Gesunde Röhrichtbestände sind darüberhinaus auch ein ausgezeichneter Uferschutz, da sie die Erosion durch Wellen vermindern. Das Wurzelwerk der Makrophyten verfestigt die abgelagerten Sedimente und trägt zur Stabilisierung der Ufer bei (LACHAVANNE et al. 1985).

7.2. MATERIAL UND METHODEN

Die Vegetationsaufnahme der Makrophyten erfolgte vom 27.-29. Juli 1988. Nach MAURER und VUILLE (1986) findet im Juli eine deutliche Verflachung der Wachstumskurve statt, die Pflanzenbestände stehen kurz vor dem Biomassemaximum. Zum Zeitpunkt der Probenahme wurde somit praktisch die maximale Ausbildung der Makrophytenbestände erfasst.

Die Untersuchung der Wasserpflanzen stützte sich in erster Linie auf Tauchgänge im ganzen Uferbereich. An Stellen mit ausgedehnten Pflanzenbeständen erfolgte die Aufnahme mit systematischem Abschwimmen von senkrecht zur Uferlinie angelegten Transekten (Abstand zwischen zwei Transekten ca. 20-30 m). Im Begleitboot wurden die Angaben aus den Tauchgängen laufend verarbeitet.

Die unter Wasser festgestellte Dichte, Zusammensetzung und Ausdehnung der Vegetation lieferte die Grundlage zur Erstellung einer Vegetationskarte, die mit einem Luftbild verglichen und nötigenfalls abgeändert wurde.

Die Luftaufnahme stammte aus dem Archiv der Swissair. Der Flug fand am 6. Juli 1988 bei schönem Wetter statt. Es war an diesem Tag windstill und das Erkennen der Makrophytenflächen wurde durch keine Reflektionen an der Wasseroberfläche gestört. Die Flughöhe betrug 3060 m ü.M. (auf die

mittlere Höhe des Seespiegels bezogen noch 2626.4 m über dem Urnersee). Die Auswertung erfolgte auf einer Farbvergrößerung im Format 50x50 cm. Es wurde angenommen, dass das Luftbild einer Senkrechtaufnahme entspricht, allfällige Verzerrungen am Rand wurden nicht berücksichtigt. Dadurch liess sich die Aufnahme der Seeoberfläche und Uferzone direkt als Karte verwenden. Der Massstab des Luftbildes betrug 1:3684. Die Berechnung des Massstabes erfolgte anhand von Streckenvergleichen mit Hilfe einer Karte 1:5000.

Unter Wasser wurden aus den Pflanzenbeständen Belegexemplare entnommen. Die Bestimmung der Pflanzen geschah entweder vor Ort oder später im Labor. Pflanzen, bei deren Bestimmung Unsicherheiten auftraten, gelangten zur Überprüfung an J.B. Lachavanne, Université de Genève. Die Aufbewahrung der Pflanzen erfolgte in Aethanol 70%.

Die scharfe Trennung von Ufer und Landzone bietet insbesondere bei flachen Ufern, die an Riedgebiet grenzen, Schwierigkeiten. Da jedoch in weiten Teilen des Urnersee-Südufers Schüttungen zur Ufersicherung stattfanden, war dieses Problem zum Zeitpunkt dieser Untersuchung nicht von Bedeutung. Das Ufer hob sich deutlich vom Riedgebiet ab.

Es wurde ausschliesslich die Seeseite nach Makrophyten abgesucht. Nur Röhrichte, die eindeutig (entsprechend der Wasserlinie vom Aufnahmetag von 434.08 - 434.18 m ü.M.) im Wasser standen, gingen in die Aufnahme ein. Die Beurteilung der Vegetationsdichte erfolgte in gleicher Weise, wie dies in den Arbeiten von LACHAVANNE und WATTENHOFER (1975) und LACHAVANNE et al. (1985) vorgeschlagen wird:

- DICHTTE 1: 1-25% der Fläche sind bewachsen
- DICHTTE 2: 11-25%
- DICHTTE 3: 26-50%
- DICHTTE 4: 51-75%
- DICHTTE 5: 76-100%

In jeder Fläche wurde der prozentuale Anteil der einzelnen Arten abgeschätzt (= relative Mächtigkeit der einzelnen Pflanzen zueinander). Die floristische Zusammensetzung in jeder Fläche beträgt 100 %.

Die Berechnung von Flächen erfolgte mit der Gewichtsmethode nach BÜHRER (1979). Bei bekanntem Massstab entspricht das Gewicht eines Kartenausschnittes einer definierten Fläche. Teile dieses Kartenausschnittes (z.B. Vegetationsflächen) können mit Hilfe ihres Gewichtes auf die wirkliche Fläche umgerechnet werden.

Als Grundlage zur Erhebung von Isobathenflächen diente der 1987 (nach dem

Hochwasser) mit Hilfe des Echolotes erstellte Höhenkurvenplan der Firma Pfeiffer, Winterthur (erstellt im Auftrag des Baudepartementes des Kantons Uri). Das Wägen der Kartenausschnitte erfolgte mit einer Präzisionswaage Mettler H54AR.

7.3. RESULTATE UND DISKUSSION

Durch die umfassende Makrophytenaufnahme im ganzen Uferbereich des Reussdeltagebietes ergab sich die Möglichkeit, die Pflanzenvegetation im Vergleich zu der 1982/83 durchgeführten Untersuchung (LACHAVANNE et al. 1985) zu beurteilen. Von besonderem Interesse war dabei die Frage, inwieweit das Wachstum und die Zusammensetzung der Wasserpflanzen durch den hochwasserbedingten ausserordentlich hohen Eintrag von sedimentierenden Partikeln beeinflusst wurde (Hochwasser vom August 1987; siehe dazu Kap. 8). Die 1988 gewonnen Resultate geben die Situation in der ersten Vegetationsperiode nach dem Hochwasser wieder.

Im Vergleich der Untersuchung von 1982/83 mit jener von 1988 muss berücksichtigt werden, dass Unterschiede in der Vegetation möglicherweise dadurch zustande kamen, dass in der aktuellen Pflanzenaufnahme detaillierter gearbeitet werden konnte. Die eigene Erfahrung zeigte, dass auf der Luftaufnahme Standorte mit geringer Makrophytendichte häufig nicht sichtbar waren. Aus diesem Grund wurden im ganzen Uferbereich Tauchgänge durchgeführt, was in der Untersuchung von LACHAVANNE et al. (1985) nicht möglich war, da der ganze Vierwaldstättersee Untersuchungsgegenstand war. Die nachfolgende Interpretation der Ergebnisse ist vor dem Hintergrund dieses Aspektes entsprechend zu relativieren.

7.3.1. Artenliste

In Tabelle 7.1 sind die gefundenen Arten zusammengestellt. Da nur Pflanzenbestände im Wasser untersucht wurden, sind die Pflanzen am Ufer in der Zusammenstellung nicht enthalten. Der Vergleich mit der Artenliste von 1982/83 soll Aufschluss darüber geben, ob sich das Artenspektrum verändert hat. 1988 wurden im See 18 Arten festgestellt. Möglicherweise kam mehr als eine *Chara*-Art vor, die Bestimmung der Belegexemplare aus dem ganzen Uferbereich ergab jedoch immer die Art *Chara contraria*. Diese Art ist auch im Bodensee eine der am häufigsten auftretenden Characeen (LANG 1973).

Elodea canadensis, cf. *Polygonium amphibium*, *Potamogeton friesii* und *Ranunculus trichophyllus* wurden 1982/83 im See nicht gefunden. *Carex* sp., *Myriophyllum spicatum* und *Potamogeton gramineus* tauchten in der Untersuchung von LACHAVANNE et al. (1985) lediglich im Begleittext zu den einzelnen Uferabschnitten auf, wurden aber nicht kartografisch erfasst. Sieben der aufgeführten Arten sind für den Vierwaldstättersee selten. Auch dies ist ein Hinweis auf die Bedeutung des Reussdeltagebietes als Pflanzenstandort.

Tab. 7.1. Artenliste der Wasserpflanzen im Reussdeltagebiet. Die Artenzusammensetzung von 1982/83 stammt aus der Untersuchung von LACHAVANNE et al. (1985).

a = Arten, die unter Naturschutz stehen oder im Kanton Uri unter Naturschutz zu stellen sind (nach LACHAVANNE et al. 1985)

b = gefährdete und vom Aussterben bedrohte Arten (nach LACHAVANNE et al. 1985)

c = für den Vierwaldstättersee seltene Art (nach LACHAVANNE et al. 1985)

x = Vorkommen im See, kartografisch festgehalten

+ = Vorkommen erwähnt, nicht kartografisch festgehalten

I = Indikatorgruppen nach LANG (1981)

1 = Indikator für oligotrophe bis schwach mesotrophe Standorte

2 = für mesotrophe bis schwach eutrophe Standorte

3 = für eutrophe bis stark eutrophe Standorte

	1982/83	1988	a)	b)	c)	I
Charaphyta						
<i>Chara contraria</i> A. Braun		x	•			1
<i>Chara</i> sp.	x		•			
Bryophyta						
<i>Fontinalis antipyretica</i> Hedw.		x				
Spermatophyta						
<i>Carex</i> sp.	+	x				
<i>Elodea canadensis</i> Michx.		x				2
<i>Groenlandia densa</i> (L.) Fourr.	x	x	•		•	
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	+	x	•		•	3
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin.	x	x	•			
cf. <i>Polygonium amphibium</i> L.		x			•	
<i>Potamogeton crispus</i> L.	x	x				2
<i>Potamogeton filiformis</i> Pers.	x	x				
<i>Potamogeton friesii</i> Rupr.		x	•	•	•	3
<i>Potamogeton</i> gr. <i>pusillus</i> L.	x	x				3
<i>Potamogeton gramineus</i> L.	+	x	•		•	1
<i>Potamogeton x nitens</i> Weber	x	x	•	•	•	
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	x	x				3
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	x	x				2
<i>Ranunculus trichophyllus</i> Chaix		x			•	
<i>Zannichellia palustris</i> L.	x	x				3

Die grösste Flächendeckung (ohne Berücksichtigung der Dichte) wiesen 1988 *Chara contraria*, *Potamogeton pectinatus*, *P. filiformis* und *P. perfoliatus* auf. Die übrigen Arten formten nur kleine Vegetationsgruppen oder traten höchstens vereinzelt auf.

7.3.2. Theoretische, tatsächliche und bewachsene Flachwasserzone

Auf einen direkten Grössenvergleich von einzelnen Vegetationsflächen zwischen den Untersuchungen von 1982/83 (LACHAVANNE et al.1985) und 1988 wird verzichtet. Hingegen sollen die Flächen der theoretischen Flachwasserzone und der tatsächlichen Flachwasserzone sowie die effektiv bewachsene Fläche einander gegenüber gestellt werden. Das **theoretisch** mögliche Litoral ist definiert als "die durch Pflanzen bewachsene Flachwasserzone bei optimalen Licht- und Druckverhältnissen, aber unabhängig von der Zusammensetzung des Untergrundes" (LACHAVANNE et al.1985). In Schweizer Seen reicht das theoretische Litoral bis auf 20 m Tiefe. Das **tatsächliche** Litoral ist "diejenige Flachwasserzone, in der zur Zeit der Bestandesaufnahme Makrophyten vorhanden sind. Die vertikale Ausdehnung wird hauptsächlich von der Durchsichtigkeit des Wassers begrenzt" (LACHAVANNE et al. 1985). In der Untersuchung von 1982/83 betrug diese Tiefe etwa 5 m, und auch 1988 kamen die Wasserpflanzen bis maximal 5 m Tiefe vor.

In Fig. 7.1 sind die ermittelten Flächen zusammengestellt. Die Grenzen der einzelnen Sektoren entsprechen in etwa den Kartenausschnitten, wie sie in den Fig. 7.2-7.7 dargestellt sind. Die Grenze der Sektorenfläche in der Seedorferbucht wurde unmittelbar nach der Bewuchsfläche Nr. 85 (Fig. 7.7) gezogen. Die geografischen Gegebenheiten sind in Kap. 2 der Figur 2.1: "Karte des Untersuchungsgebietes" zu entnehmen.

Die wichtigsten Ergebnisse des Flächenvergleiches:

- Gegenüber 1982/83 war die bewachsene Fläche um mehr als 34000 m² grösser (Zunahme von 53%, vor allem durch Flächen mit Vegetationsdichte 1). Der prozentuale Anteil der bewachsenen an der tatsächlichen Flachwasserzone nahm von 21 auf 38% zu. Neben der wirklichen Vergrösserung der Fläche spielt bei diesem Ergebnis auch die passive Erhöhung des prozentualen Anteils durch die Verringerung der tatsächlichen Uferzone von insgesamt etwa 43000 m² (14%) eine Rolle (Fig. 7.1). Die grösste absolute Zunahme der Bewuchsfläche (14600 m²) war im Sektor 3 (Schwäb, Seedorferbucht) zu verzeichnen.
- Die theoretische und die tatsächliche Flachwasserzone waren insgesamt

1988 geringer als 1982/83 (Fig. 7.1). Die Veränderungen fanden vor allem in Sektor 1 und 2 statt. Die Flächen in Sektor 3 blieben mehr oder weniger konstant. Als mögliche Erklärungen fallen in Betracht:

- 1) Durch den in der Seetiefe betriebenen Kiesabbau wurden Nachrutschungen ausgelöst. Die grösste Flächenabnahme der theoretischen Flachwasserzone (0-20 m) war denn auch im Sektor 2, dem Standort des grossen Schwimmbaggers, zu verzeichnen (Verlust von rund 57000 m²). Die grösste Abnahme in der tatsächlichen Flachwasserzone (0-5 m) trat in Sektor 1, dem Standort des kleinen Schwimmbaggers, ein (ca. 47000 m²).
- 2) Im Gegensatz zu 1982/83 standen für die aktuelle Untersuchung die neuesten Echolotmessungen des Seereliefs zur Verfügung. LACHAVANNE et al. (1985) berechneten die Flächen mit Hilfe eines elektronischen Planimeters anhand von Karten im Massstab 1:5000. Möglicherweise entsprachen diese Karten nicht mehr den damals tatsächlich vorhandenen Begebenheiten. Unter Umständen wurden die Flächen zu gross berechnet, weil der Flächenrückgang durch den Kiesabbau zwischen dem Erscheinungsdatum der Karte und der Untersuchung nicht berücksichtigt werden konnte.

Im Urnersee beträgt die gesamte Fläche der theoretischen Flachwasserzone

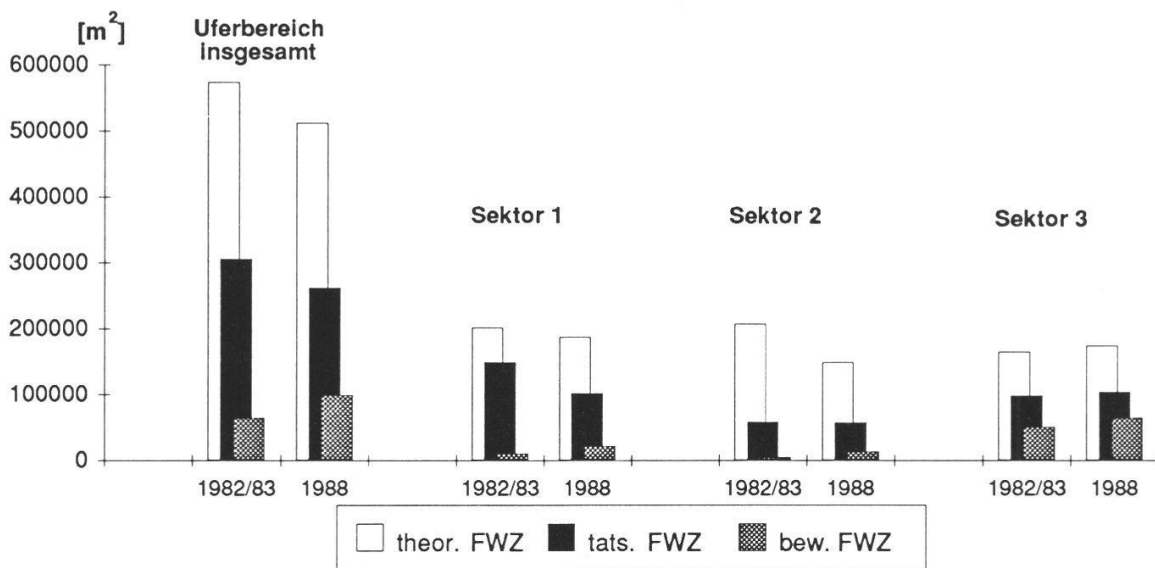


Fig. 7.1. Flächen der theoretischen Flachwasserzone (= theor. FWZ; 0-20 m), der tatsächlichen Flachwasserzone (= tats. FWZ; 0-5 m) sowie der bewachsenen Fläche (= bew. FWZ) im Reussdeltagebiet. Die Daten von 1982/83 stammen von LACHAVANNE et al. (1985).

Sektor 1 = rechts der Reuss, Allmeini und Schützenrüti

Sektor 2 = links der Reuss, Flüelerschachen und Schanz

Sektor 3 = links der Reuss, Schwäb und Seedorferbucht

aufgrund der steilen Ufer nur etwa ca. 1.4 km² (LACHAVANNE et al. 1985). Die tatsächliche Flachwasserzone umfasst eine Fläche von etwa 0.58 km², davon sind aufgrund der Erhebungen von 1988 etwa 0.26 km² (45%) im Reussdeltagebiet lokalisiert.

Von der tatsächlichen Flachwasserzone sind nach LACHAVANNE et al. (1985) im ganzen Urnersee etwa 0.2 km² (34.5%) bewachsen. Im Reussdeltagebiet allein betrug die bewachsene Fläche 1988 etwa 0.099 km². Dies entspricht der Hälfte der Vegetationsflächen im Urnersee.

7.3.3. Bemerkungen zu Standortansprüchen und Indikatorwert der Makrophyten

Im Unterschied zum Pelagial ist der Wasserchemismus im Litoral - also den Pflanzenstandorten - starken, oft kurzfristigen Fluktuationen unterworfen. Diese Fluktuationen sind zum Teil witterungsbedingt, zum Teil auf Einflüsse vom Land her zurückzuführen. Während der Vegetationsperiode werden an dichten Makrophytenstandorten starke tägliche Schwankungen im Sauerstoffgehalt, in der Sauerstoffsättigung und bei den pH-Verhältnissen auch durch die photosynthetische Aktivität der Pflanzen selbst erzeugt (POLTZ 1979). Nach SCHRÖDER (1981) ist der Stoffhaushalt der Makrophyten vorwiegend durch den direkten Zustrom düngender Stoffe vom Land her beeinflusst. Sobald aber die Nährstoffversorgung gewährleistet ist, wirken andere Faktoren auf das Entwicklungsgeschehen. Darunter fallen vor allem meteorologische und hydrologische Grössen wie Licht (Energieversorgung, Erwärmung des Seebodens), Wassertemperatur (grössere Schwankungen als im Pelagial), Transport und Umlagerung von Sedimenten bei Wasserbewegung sowie Wasserstandsschwankungen. Die physikalischen Grössen sind für die Vegetationsentwicklung vor allem in der Aufbauphase wichtige Grössen, da sie "Schaltreize zum Auskeimen" setzen (SCHRÖDER 1981) und auf die Aufwuchsbedingungen einwirken. Als Beispiel sei hier der Temperatureinfluss auf die nachstehenden, auch im Urnersee vorkommenden Arten, erwähnt: Die Entwicklung der Characeen, von *Zannichellia palustris*, *Potamogeton perfoliatus* und *P. pusillus* ist mit hohen Temperaturen im Winter korreliert, während das Aufkommen von *Potamogeton pectinatus* und *P. crispus* eher mit niedrigen Temperaturen im Winter zusammenhängt (SCHRÖDER 1981).

Eine natürlicherweise vorkommende Diskontinuität von Artenzusammensetzung und Ausdehnung der Pflanzenbestände ist die Folge der besonderen Bedingungen im Litoral. Aus Untersuchungen im Bodensee ist bekannt, dass

die Makrophytenvegetation im Laufe aufeinanderfolgender Jahre stark schwanken kann, ohne dass hier auf eine Entwicklung der Gesellschaft mit kontinuierlichem Artenwechsel geschlossen werden darf (LANG 1973). Die Schwankungen in den Makrophytenbeständen treten vor allem unter nicht limitierenden Nährstoffverhältnissen auf. Je mehr Nährstoff das neue Wachstum aus Überdauerungsorganen bzw. Samen steuert, desto stärker ist der Einfluss anderer Faktoren (siehe oben). Die jährlichen Veränderungen werden damit grösser und damit auch die biocoenotische Labilität der Testflächen (SCHRÖDER 1981). Eine unter limitierenden Nährstoffbedingungen stehende Vegetation ist ausgeglichener, da sie auf andere Einflüsse aus Nährstoffmangel nicht reagieren kann.

Die Ergebnisse des Vergleichs der Kartierungen von 1982/83 und 1988 sind unter den Vorbehalten der oben aufgeführten Bemerkungen zu machen. Die aus den Fig. 7.2-7.7 zu entnehmenden Veränderungen in der Vegetationsentwicklung dürfen also nicht überinterpretiert werden, sondern sind zum Teil natürlich auftretende Schwankungen ohne Veränderung in den edaphischen Bedingungen (Zusammensetzung des Untergrundes) und der chemisch-physikalischen Verhältnisse. Ein völlig atypischer und stark von Jahr zu Jahr wechselnder Bewuchs ist, mit Ausnahme der dem Einlauf des gereinigten Abwassers (aus der ARA Altdorf) unterworfenen Region in Sektor 1, nicht zu erwarten, da ein solcher Verlust der biocoenotischen Stabilität nur bei übergrössem Zufluss von Nährstoffen auftritt (SCHRÖDER 1981).

Wie in Tabelle 7.1 aufgeführt können verschiedene Arten zu Gruppen zusammengefasst und als Trophie-Indikatoren herangezogen werden. Nach LANG (1981) weisen die Indikatorgruppen folgende Kriterien auf:

Gruppe 1: Characeen-Vegetation

Indikator für oligotrophe bis schwach mesotrophe Bedingungen, insbesondere P-arme Standorte.

Chara kommt ab einer Konzentration von $>20 \mu\text{g/l}$ Gesamt-P nicht mehr vor (dies trifft sicher für die im Unersee vorkommende *Chara contraria* zu (FORSBERG 1964, 1965). Die Gruppe 1 verhält sich antagonistisch zur Laichkrautvegetation. Characeen sind weniger ortsgebunden und können sensibler auf Unterschiede in den Umweltbedingungen reagieren.

Gruppe 2: Grossblättrige Laichkrautvegetation

Indikator für mesotrophe bis schwach eutrophe Bedingungen.

Gruppe 3: Kleinblättrige Laichkrautvegetation

Indikator für eutrophe bis stark eutrophe Bedingungen.

Im Unterschied zur Characeen-Vegetation kommen Arten der Gruppe 2 und 3 sowohl unter oligotrophen, als auch unter stark nährstoffbelasteten Verhältnissen vor.

Die von LANG (1973, 1981) im Bodensee festgestellten Indikatoreigenschaften von Makrophyten für bestimmte Nährstoffverhältnisse können jedoch nur bedingt auf andere Gewässertypen übertragen werden, da einzelne noch nicht näher bekannte Umweltgrößen teils synergistisch, teils antagonistisch mit den trophischen Parametern zusammenwirken und die trophische Skala in der einen oder anderen Richtung verschieben. Bis diese Unterschiede zwischen Bodensee und Urnersee nicht ausgewertet sind, wird vorläufig auf die trophische Bewertung der Uferabschnitte mit Hilfe von Makrophyten verzichtet. Erschwerend für eine Benützung der Makrophyten zur Gewässerbeurteilung kommt die Wirkung des durch die Reuss bedingten hohen Trübstoffgehaltes des Wassers hinzu. LANG (1973) stellte im Bodensee fest, dass das System der Makrophytenindikatoren an Standorten versagte, die bis in den Sommer hinein hohen Schwebstoffgehalten (damit verbunden verminderter Lichtgenuss und geringe Substratstabilität) ausgesetzt waren.

7.3.4. Charakterisierung der Vegetation in den einzelnen Sektoren im Vergleich zu der Untersuchung von 1982/83

Mit Hilfe der Fig. 7.2-7.7 (Makrophytenaufnahme 1982/83 und 1988) soll überblicksmässig ein Eindruck der Veränderung in Dichte, Ausdehnung und Zusammensetzung der Makrophytenvegetation zwischen den beiden Untersuchungen ermöglicht werden. Die beiden sich jeweils gegenüberliegenden Figuren zeigen den gleichen Uferabschnitt. In den Unterlagen der Makrophy-

Fig. 7.2-7.7 (S. 192-197). Vergleichende Darstellung der Vegetationsflächen (Ausdehnung und floristische Zusammensetzung) im Uferbereich von 1982/83 und 1988.

Sektor 1 = Allmeini, Schützenrüti

Sektor 2 = Flüelerschachen, Schanz

Sektor 3 = Schwäb, Seedorferbucht

----- = Tiefenkurve 5 m (Grenze der tatsächlichen Flachwasserzone, bezogen auf den langjährigen mittleren Wasserstand von 433.6 m ü.M.), nachgezeichnet aus dem Höhenkurvenplan des Baudepartementes Uri vom Oktober 1987

Aufnahmen von 1982/83:

x = Vorkommen der Art ohne Aufschlüsselung des prozentualen Anteils

Aufnahmen von 1988:

x = Einzelfund oder Vorkommen in sehr wenigen Exemplaren

FLACHENUMMER	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
BEWUCHSDICHTE	2	2	2	2	5	3	3	2	2	3	3	3	3
ARTENZAHL	2	2	2	2	1	3	3	1	1	3	3	3	3

ARTEN	VORKOMMEN
Carex sp.	
Chara contraria	
Eleocharis canadensis	
Fontinalis antipyretica	
Groenlandia densa	
Myriophyllum spicatum	
Phragmites australis	X
cf. Polygonum amphibium	
Potamogeton crispus	
Potamogeton filiformis	X X
Potamogeton friesii	
Potamogeton gr. pusillus	
Potamogeton gramineus	
Potamogeton x nitens	
Potamogeton pectinatus	X X X X X X X X X X X X X
Potamogeton perfoliatus	
Ranunculus trichophyllus	
Zannichellia palustris	X X X X X X X X X X X X X

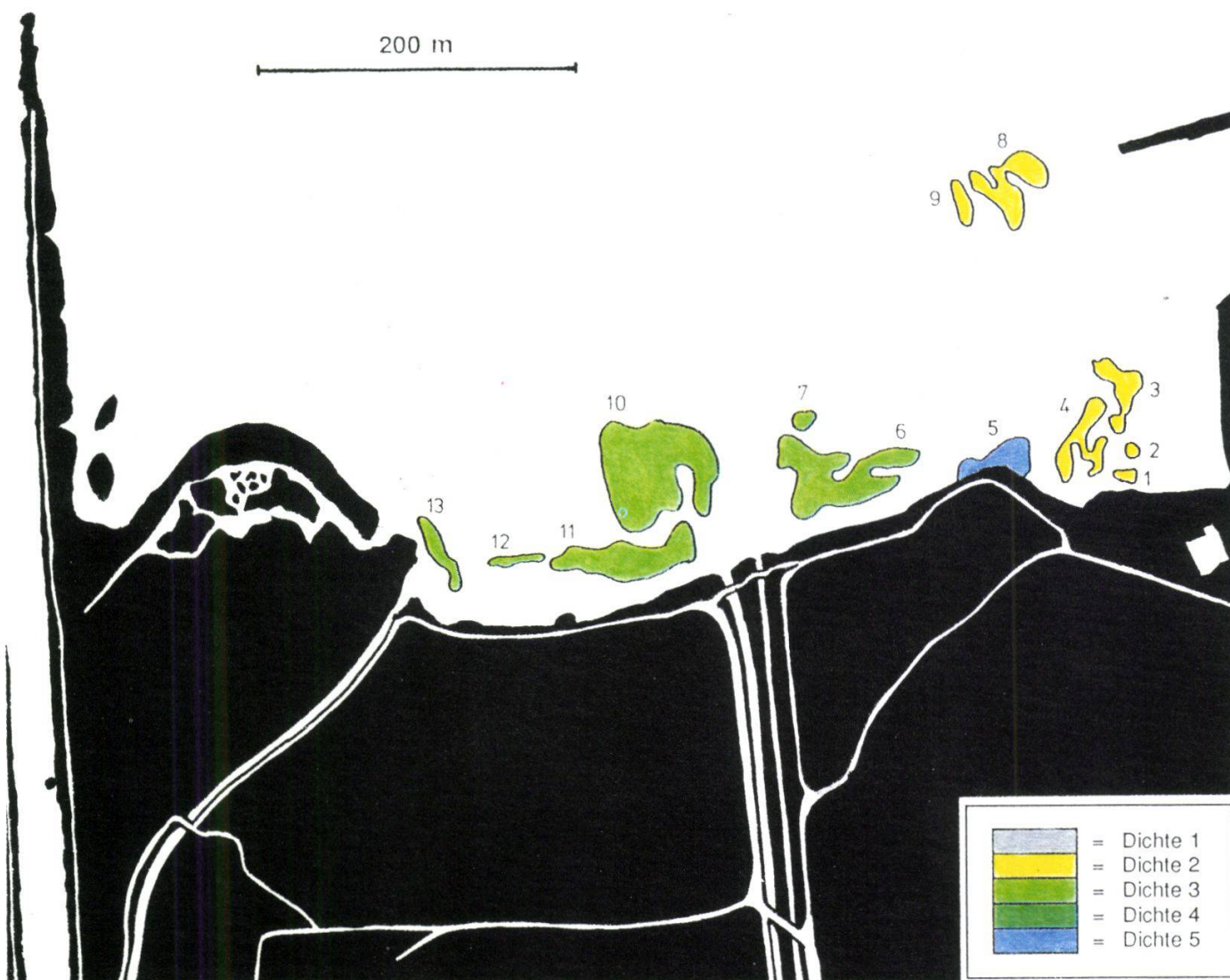


Fig. 7.2 (Legende s. S. 191)
 Makrophytenaufnahme 1982/83 (LACHAVANNE et al.). Rechts der Reuss, Allmeini, Schützenrütli

FLÄCHENNUMMER	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
BEWUCHSDICHTE	2	2	3	2	1	2	3	3	1	2	1	2	2	2	3	4	4	2	3	1	3	2	3	1	1	1	1	3	2	4
ARTENZAHL	2	2	2	1	3	1	1	1	2	1	1	2	1	2	1	2	2	1	1	7	1	2	2	3	2	3	4	2	1	2
ARTEN	RELATIVE HÄUFIGKEIT [%]																													
Carex sp.																														
Chara contraria		10			10									50			30	100		60		100	40	80	50		90	90	100	60
Elodea canadensis																			X											
Fontinalis antipyretica																			X											
Groenlandia densa																			X											
Myriophyllum spicatum																				X										
Phragmites australis								100																						
cf. Polygonum amphibium																														
Potamogeton crispus																														
Potamogeton filiformis	90		20		45		100		80	100	100	20								40			60	10	50		X			
Potamogeton friesii																														
Potamogeton gr. pusillus																				X										
Potamogeton gramineus																											X	X		
Potamogeton x nitens																										X	X	X		
Potamogeton pectinatus	10	90	80	100	45	100			20			80	100	50	100	70	70		100		100								10	
Potamogeton perfoliatus																														
Ranunculus trichophyllus																							X							
Zannichellia palustris															30					X										

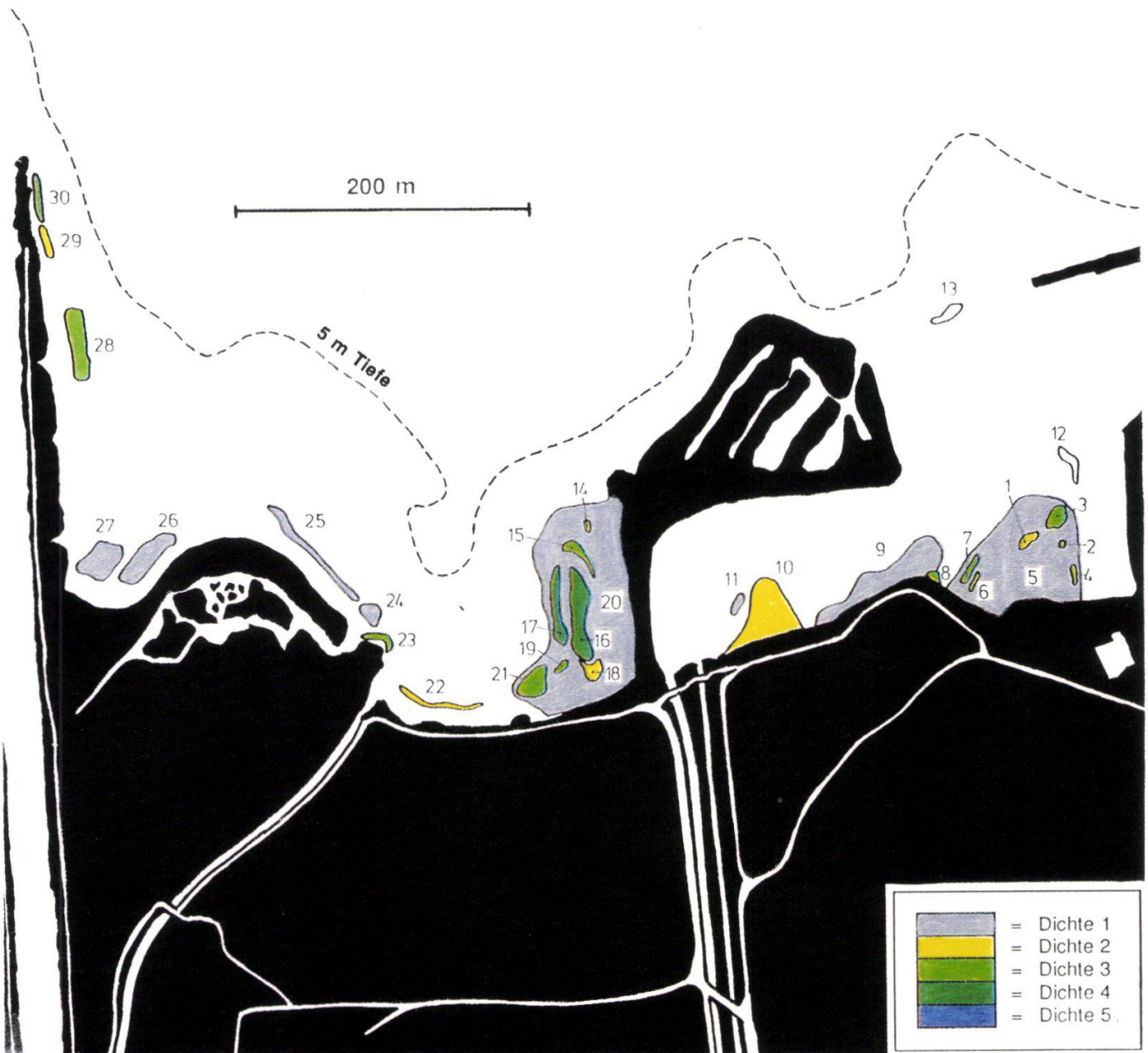


Fig. 7.3 (Legende s. S. 191)
Makrophytenaufnahme 1988. Rechts der Reuss, Allmeini, Schützenrütli

FLÄCHENNUMMER	14	15	16	17	18	19	20	21
BEWUCHSDICHTE	4	2	2	2	2	3	5	1
ARTENZAHL	1	5	5	5	5	4	1	4

ARTEN	VORKOMMEN							
Carex sp.								
Chara contraria		X	X	X	X			X
Elodea canadensis								
Fontinalis antipyretica								
Groenlandia densa						X		
Myriophyllum spicatum								
Phragmites australis	X						X	
cf. Polygonium amphibium								
Potamogeton crispus								
Potamogeton filiformis		X	X	X	X			X
Potamogeton friesii								
Potamogeton gr. pusillus								X
Potamogeton gramineus								
Potamogeton x nitens		X	X	X	X	X		
Potamogeton pectinatus		X	X	X	X	X		X
Potamogeton perfoliatus		X	X	X	X	X		
Ranunculus trichophyllus								
Zannichellia palustris								

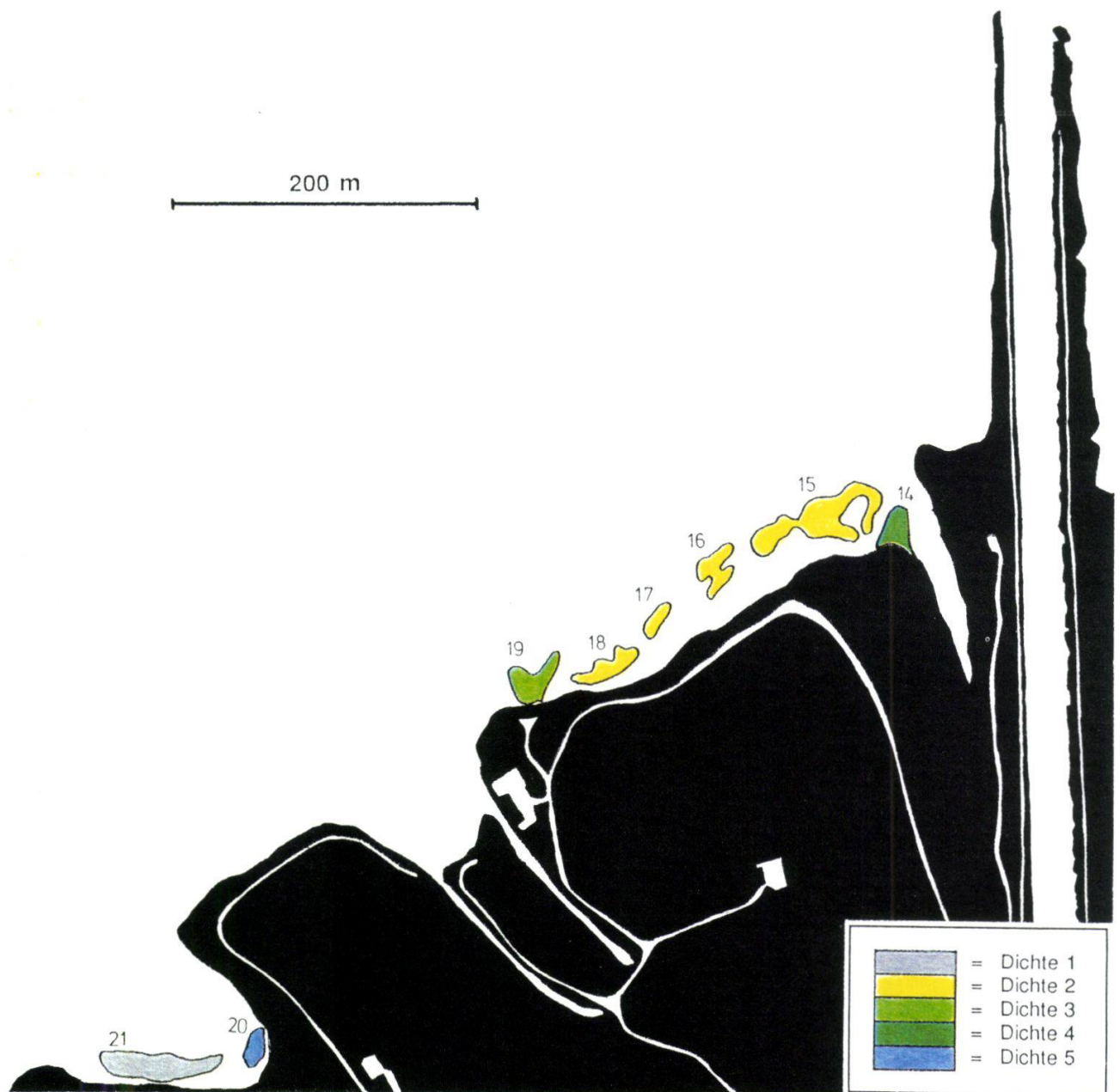


Fig. 7.4 (Legende s. S. 191)
 Makrophytenaufnahme 1982/83 (LACHAVANNE et al.). Links der Reuss, Flüelerschachen, Schanz

FLÄCHENNUMMER	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60
BEWUCHSDICHTE	3	5	2	5	5	3	3	2	1	1	2	5	1	3	4	4	3	2	1	3	1	3	1	3	1	3	5	4	2	1
ARTENZAHL	3	2	1	1	2	2	4	1	1	5	5	1	5	1	4	5	2	5	1	2	2	1	3	2	4	2	3	2	3	4

ARTEN	RELATIVE HÄUFIGKEIT [%]																													
Carex sp.																														
Chara contraria	30						25			70	60		20		90	10	90	20	100						70		70	70	80	50
Elodea canadensis		80		100	80					5		100	20			20		20									15			20
Fontinalis antipyretica																														
Groenlandia densa																														
Myriophyllum spicatum																														
Phragmites australis														100																
cf. Polygonum amphibium																														
Potamogeton crispus																														10
Potamogeton filiformis	60					20	25			20	10		20		5	20		20			100				10	20			10	20
Potamogeton friesii																														
Potamogeton gr. pusillus											10																			
Potamogeton gramineus																	10				20									
Potamogeton x nitens															x															
Potamogeton pectinatus		20					25		100		10		20		5	30		20		50	80		30	50	10			30	10	
Potamogeton perfoliatus	10		100		20	80	25	100		5			20			20		20		50			40	50		80	15			
Ranunculus trichophyllus																														
Zannichellia palustris																							30		10					

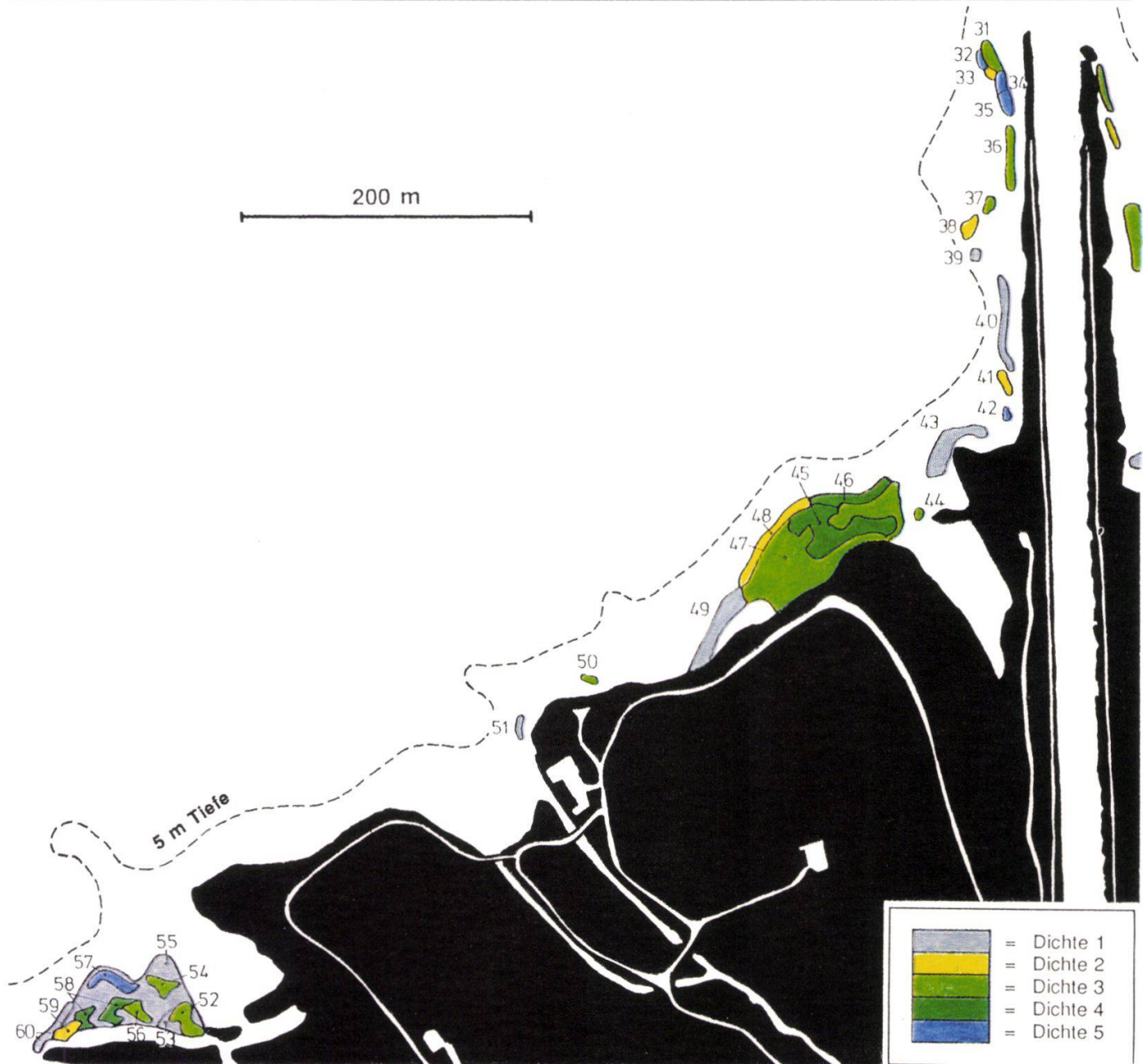


Fig. 7.5 (Legende s. S. 191)
Makrophytenaufnahme 1988. Links der Reuss, Flüelerschachen, Schanz

FLÄCHENUMMER	22	23	24	25	26	27	28	29
BEWUCHSDICHTE	1	1	1	1	1	3	4	4
ARTENZAHL	4	6	3	3	3	3	1	4
ARTEN	VORKOMMEN							
<i>Carex</i> sp.								
<i>Chara contraria</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Elodea canadensis</i>								
<i>Fontinalis antipyretica</i>								
<i>Groenlandia densa</i>								
<i>Myriophyllum spicatum</i>								
<i>Phragmites australis</i>								
cf. <i>Polygonum amphibium</i>								
<i>Potamogeton crispus</i>						X		
<i>Potamogeton filiformis</i>	X	X						
<i>Potamogeton friesii</i>								
<i>Potamogeton gr. pusillus</i>	X	X						X
<i>Potamogeton gramineus</i>								
<i>Potamogeton x nitens</i>		X	X					
<i>Potamogeton pectinatus</i>	X	X	X	X	X	X		X
<i>Potamogeton perfoliatus</i>		X	X	X	X			X
<i>Ranunculus trichophyllus</i>								
<i>Zannichellia palustris</i>								

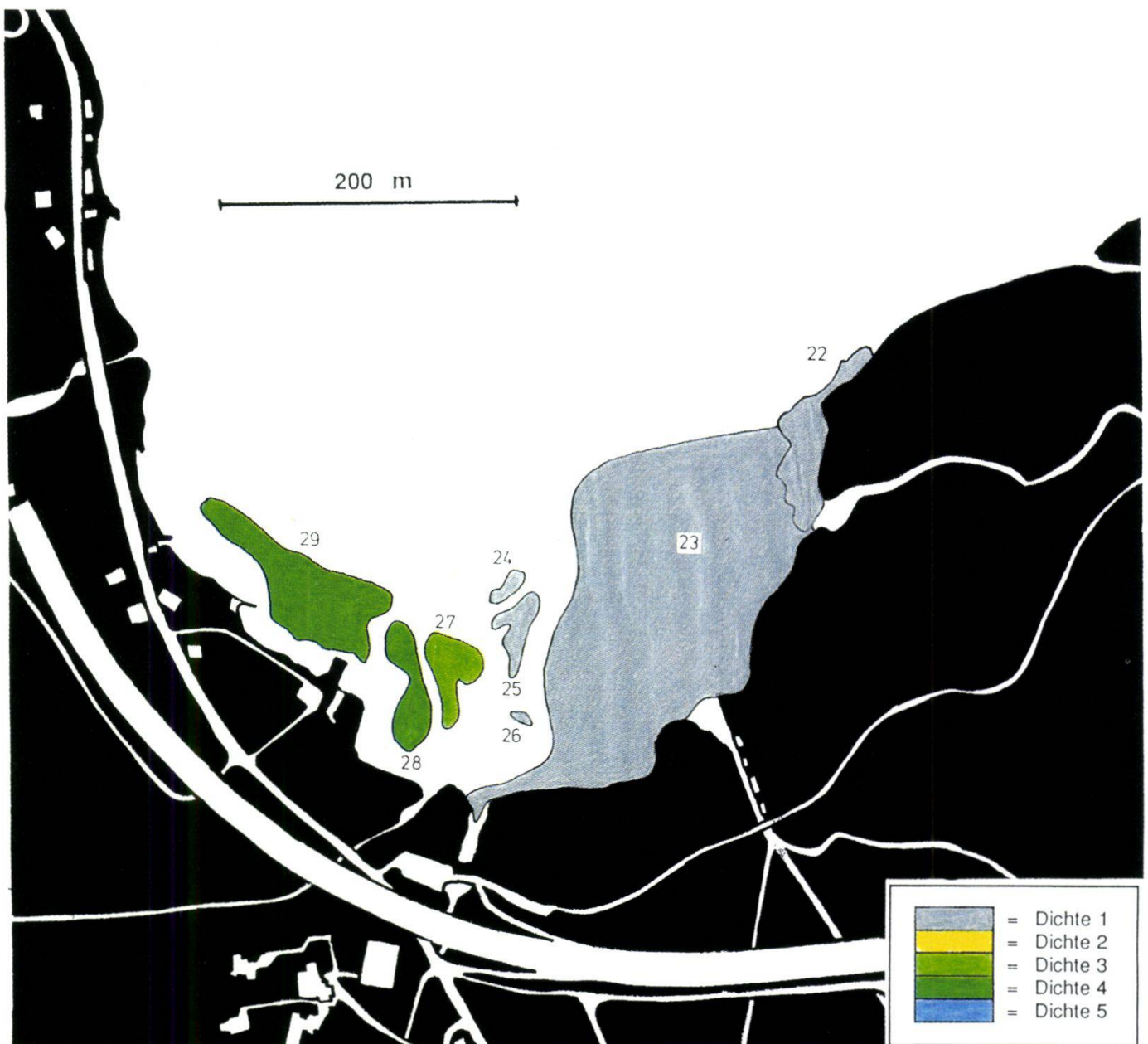


Fig. 7.6 (Legende s. S. 191)
Makrophytenaufnahme 1982/83 (LACHAVANNE et al.). Links der Reuss, Schwäb, Seedorferbucht

FLÄCHENNUMMER	61	62	63	64	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	
BEWUCHSDICHTE	3	4	1	2	3	3	2	2	2	2	3	1	2	4	2	2	2	4	5	4	2	2	4	3	1	3	3	
ARTENZAHL	1	3	5	1	1	1	1	1	2	2	1	4	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	2	5	3	1	3	
ARTEN	RELATIVE HÄUFIGKEIT [%]																											
Carex sp.												X																
Chara contraria		100	20					100				40	100			100			60			100	80	20	30			
Elodea canadensis																												
Fontinalia antipyretica																												
Groenlandia densa																												
Myriophyllum spicatum																												
Phragmites australis														100														
cf. Polygonium amphibium												X																
Potamogeton crispus																			100								20	
Potamogeton filiformis		X	20						20	20		60			100													
Potamogeton friesii			20																					30	40		60	
Potamogeton gr. pusillus																												
Potamogeton gramineus																												
Potamogeton x nitens																								X				
Potamogeton pectinatus	100	X	20	100		100	100		80	80	100					100		40	100			20	30					
Potamogeton perfoliatus					100																100		20	30	100	20		
Ranunculus trichophyllus																												
Zannichellia palustris			20																									

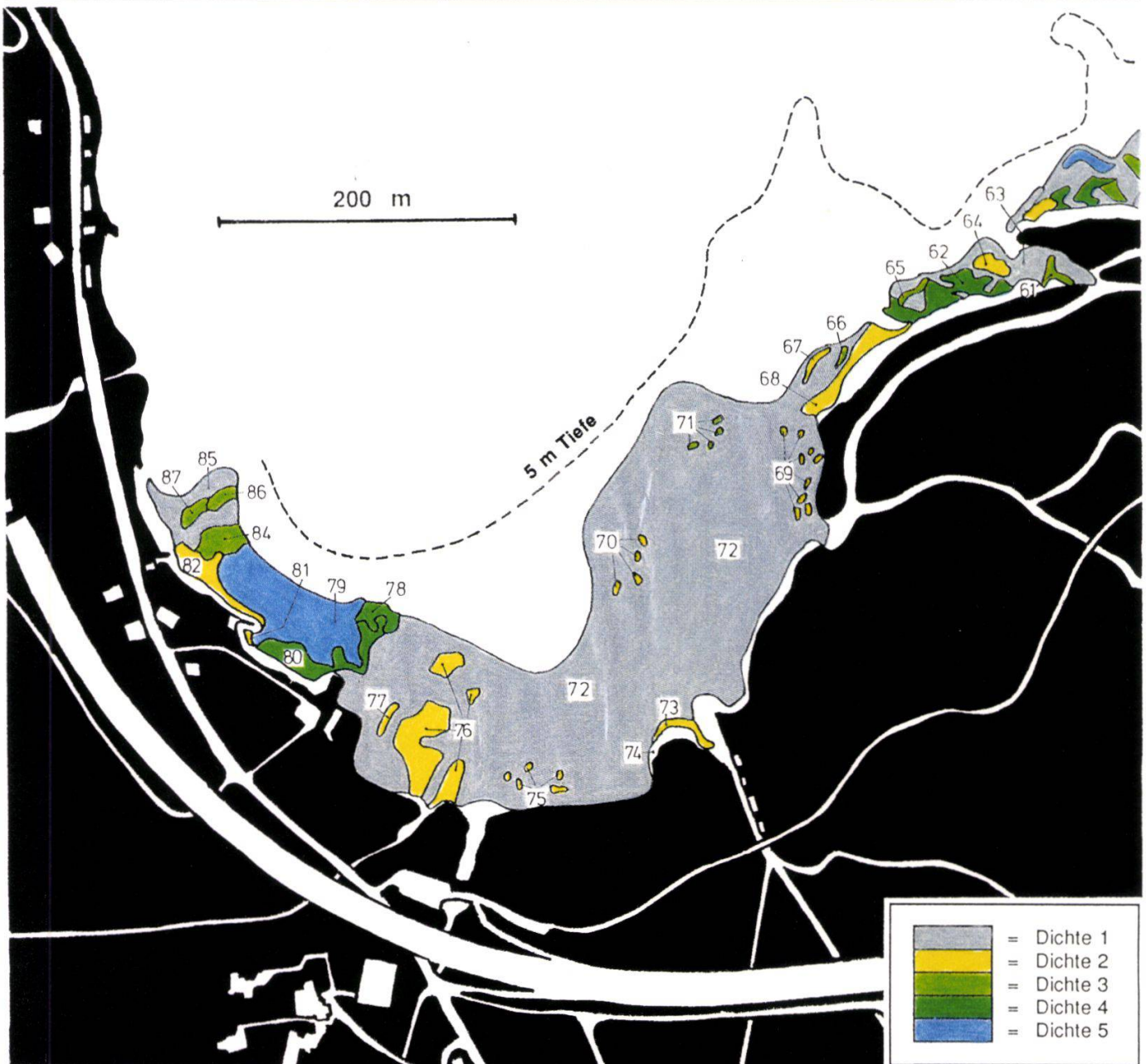


Fig. 7.7 (Legende s. S. 191)

Makrophytenaufnahme 1988. Links der Reuss, Schwäb, Seedorferbucht

tenkartierung von LACHAVANNE et al. (1985) wurden leider keine Angaben über den relativen Anteil der einzelnen Arten in jeder Vegetationsfläche gemacht.

Im Vergleich der Untersuchung von 1982/83 mit jener von 1988 muss berücksichtigt werden, dass die Ursachen für allfällige Unterschiede in der Vegetation möglicherweise auch durch Unterschiede in der Methodik der Pflanzenaufnahme zustande kamen (vgl. dazu die Bemerkungen zu Beginn von Kap. 7.3).

In der nachfolgenden Besprechung der einzelnen Sektoren beziehen sich die angegebenen Flächennummern, sofern kein besonderer Hinweis gemacht wird, auf die Situation von 1988.

Vegetation in Sektor 1 (Allmeini, Schützenrüti), Fig. 7.2 und 7.3

Flächennummern (FN) 1988: 1-30

In diesem Sektor ist die Entwicklung und Zusammensetzung der Vegetation vermutlich stark durch die Einleitung des gereinigten Abwassers aus der ARA Altdorf beeinflusst.

Durch die Schüttung der Vogelinsel wurde der linksseitige Teil des Sektors praktisch vollständig von der abwasserbedingten Nährstoffzufuhr abgeschirmt (FN 14-30). Die nährstoffliebenden Arten *Potamogeton pectinatus* und *Zannichellia palustris* kommen zwar noch vor, aber auch *Chara contraria* hat sich im Unterschied zu 1982/83 wieder angesiedelt. An der Probenahmestelle 1 und 2 (vgl. Fig. 2.1) wurde der für das Vorkommen von *Chara* limitierende Wert von 20 µg/l Ges-P während der Untersuchungsperiode nur einmal überschritten (im September 1987, nach dem Hochwasser). Die Mittelwerte lagen mit 15 bzw. 14 µg/l unter dieser Schwelle. Im Bereich der Vogelinselbucht (FN 1-13) waren durch die Wirkung des unzureichend gereinigten Abwassers der ARA Altdorf Verödungstendenzen festzustellen.

Von der tatsächlichen Flachwasserzone waren 1988 in diesem Sektor 20.9% bewachsen. Gegenüber 1982/83 hat sich die Bewuchsfläche ungefähr verdoppelt (von etwa 10300 auf 21300 m², wobei die Zunahme hauptsächlich durch Flächen mit Bewuchsdichte 1 (1-10% der Fläche bewachsen) zustande kam. Die grösseren Flächen mit dichter Vegetation von 1982/83, zusammengesetzt aus *Potamogeton pectinatus*, *P. filiformis* und *Zannichellia palustris* sind durch die Veränderung der Nährstoffverhältnisse, aber auch - und vielleicht vor allem - direkt durch die Schüttungen für den Bau der Vogelinsel kleiner geworden.

Die wichtigsten Arten in diesem Sektor waren 1988 *Potamogeton pectinatus* und *P. filiformis*.

Vegetation in Sektor 2 (Flüelerschachen, Schanz), Fig. 7.4 und 7.5

Flächennummer (FN) 1988: 31-60

Hier fallen vor allem die vielen kleinflächigen Bestände entlang des Reusskanals auf (FN 31-42). Sie fehlten in der Untersuchung von 1982/83 (oder waren zu kleinräumig, so dass sie nicht kartiert wurden). Als häufige Art kam in diesen Beständen *Elodea canadensis* vor.

Daneben zeichneten sich auch Verschiebungen in den Flächen vor dem Flüelerschachen ab (1982/83: FN 14-19, 1988: 44-51), die aber durchaus im Rahmen der von Jahr zu Jahr auftretenden Fluktuationen der Vegetation liegen können. Die Artenzusammensetzung blieb in diesem Bereich mit Ausnahme von *Elodea canadensis*, die 1982/83 an diesen Stellen nicht auftrat, konstant.

Eine deutliche Veränderung ergab sich im Bereich westlich der Schanz (FN 52-60). Die Standorte von 1982/83 sind durch die Umgestaltungsarbeiten am "Mississippi" (Uferschüttungen, Inselschüttung) teilweise verschwunden. Dafür hat sich heute ein vielfältiger Vegetationsgürtel mit *Chara contraria*, *Potamogeton pectinatus*, *P. filiformis* und *P. perfoliatus* als wichtigste Arten ausgebildet. Dieser Standort war 1982/83 erst in Ansätzen vorhanden.

Die in diesem Sektor häufig vorkommenden Arten *Chara contraria* und *Potamogeton perfoliatus* weisen auf eher oligotrophe bis allenfalls schwach mesotrophe Verhältnisse hin.

Von der tatsächlichen Flachwasserzone waren in diesem Sektor 1988 22.9% bewachsen. Gegenüber 1982/83 hat sich die Bewuchsfläche fast verdreifacht (von etwa 4300 auf 13000 m²). Im Unterschied zu Sektor 1 war diese Flächenzunahme nicht nur auf Regionen mit ganz geringer Dichte zurückzuführen. Ein wesentlicher Betrag der Flächenzunahme ist auf die Vegetation entlang des linken Reussdammes zurückzuführen.

Die wichtigsten Arten waren 1988 *Chara contraria*, *Potamogeton pectinatus*, *P. filiformis* und *P. perfoliatus*.

Vegetation in Sektor 3 (Schwäb, Seedorferbucht), Fig. 7.6 und 7.7

Flächennummer (FN) 1988: 61-87

Die Unterschiede zwischen den beiden Untersuchungen kamen in der Seedorferbucht vor allem durch die detailliertere Aufnahme von 1988 zustande. Die grosse zusammenhängende Fläche mit hoher Dichte im westlichen Teil der Bucht vor dem Gebiet des Seehofs (FN 78-87) war im wesentlichen noch

gleich ausgebildet. Dominierend traten hier *Chara contraria* und *Potamogeton pectinatus* auf. Interessant ist die Kombination dieser eigentlich antagonistischen Arten: Im Feld Nr. 79 (Fig. 7.6) war der Boden bedeckt mit der kleinwüchsigen *Chara contraria* (Dichte 5). Auf dem gleichen Areal kam aber auch das bis zu 3 m hohe *Potamogeton pectinatus* vor (Dichte 4).

Während 1982/83 noch *Potamogeton pusillus* in der Seedorferbucht gefunden wurde, fehlte diese Art 1988 (sie kam nur noch vereinzelt in Sektor 1 und 2 vor). Dafür trat *Potamogeton friesii* auf, mit grösseren Populationsanteilen vor allem in den FN 84, 85, 87 (Fig. 7.6). Diese Art wurde 1982/83 im ganzen Uferbereich nicht gefunden. Ob das Verschwinden von *Potamogeton pusillus* und das Erscheinen von *Potamogeton friesii* eine längerfristige Vegetationsänderung im Sinne eines kontinuierlichen Artwechsels oder einfach eine Fluktuationserscheinung ist, kann im Moment nicht beurteilt werden. Eine Veränderung der Nährstoffverhältnisse am Standort wird nicht angezeigt, da beide Arten zur gleichen Indikatorgruppe gehören.

Eine wesentliche Vegetationsveränderung im Vergleich zu 1982/83 war vor der Schwäb festzustellen (FN 61-68). Anlässlich der Untersuchung von LACHAVANNE et al. (1985) wurden dort überhaupt keine Makrophyten beobachtet, während sich 1988 *Chara*-Felder und Standorte mit *Potamogeton pectinatus* und *P. perfoliatus* mit z.T. hohen Dichten entwickelten.

Von der tatsächlichen Flachwasserzone waren 1988 in diesem Sektor 62.7% bewachsen. Gegenüber 1982/83 hat die Bewuchsfläche ungefähr um einen Drittel zugenommen (von etwa 50100 auf 64700 m²). Die Zunahme war jedoch zu einem beträchtlichen Teil auf Flächen mit Dichte 1 zurückzuführen.

Das Auftreten von *Chara* in Sektor 3 lässt allgemein eher auf nährstoffarme bis allenfalls schwach mesotrophe Standorte schliessen.

Die wichtigsten Arten waren 1988 *Chara contraria*, *Potamogeton pectinatus* und *P. perfoliatus*.

7.4. BEWERTUNG DES URNERSEE-SÜDUFERS ALS MAKROPHYTENSTANDORT

Der Gesamteindruck von einem Uferabschnitt von "hohem bis ausserordentlich hohem Wert", wie er bereits im Bericht von LACHAVANNE et al. (1985) charakterisiert wurde, hat sich ebenfalls in dieser Untersuchung bestätigt. Aufgrund der topografischen Verhältnisse im Urnersee ist dieses Gebiet praktisch der einzige Standort, wo Makrophyten in grösserem Umfang vorkom-

men können. Die Artenliste mit 7 für den Vierwaldstättersee seltenen Arten ist ein deutliches Indiz für den Wert dieser Zone.

Über die Wichtigkeit des Urnersee-Südufers als Laich- und Aufwuchsgebiet von Fischen äusserte sich auch MARRER (1983) in seinem Gutachten "Fischerei und Gewässerschutz" im Rahmen des Projektes "Landschaftsentwicklungsplan Reussdelta". Für die Fischerei wiegt der Umstand der heute nur noch in Resten vorhandenen Schilf- und Wasserpflanzenbeständen schwer. Nach MARRER (1983) hat der fischereiliche Stellenwert des Urnersees für den ganzen Vierwaldstättersee in der jüngsten Vergangenheit eher noch zugenommen. Es ist daher erfreulich festzustellen, dass bezüglich der Makrophytenbestände seit 1982/83 keine weitere Einengung der natürlichen Laich- und Fortpflanzungsmöglichkeiten für die Fische in diesem Seebereich mehr stattgefunden hat. Die Zunahme der bewachsenen Flachwasserzone darf jedoch nicht überbewertet werden, da sie zu einem grossen Teil nur aufgrund von Flächen mit geringer Bewuchsdichte zustande gekommen ist. Es gibt jedoch auch Standorte, hauptsächlich westlich der Schanz und vor der Schwäb, mit einer deutlichen Ausdehnung der Vegetation.

Es besteht trotz positiven Entwicklungstendenzen kein Anlass, in den Anstrengungen zur Erhaltung und Förderung der Flachwasserzone als Pflanzenstandort nachzulassen. Immer noch müssen die Gräben im Riedgebiet zu einem grossen Teil die Funktion der im Litoral nicht mehr vorhandenen Laichgebiete übernehmen. Dass die Gräben kein vollständiger Ersatz, vor allem was die Flächengrösse betrifft, sein können, liegt auf der Hand.

Es ist zu hoffen, dass die bis jetzt durchgeführten Massnahmen zur Ufersicherung eine Stabilisierung der Ufer und des seewärts angrenzenden Ufergebietes bewirken und dadurch das Pflanzenwachstum begünstigen. Die Intensität der Sedimentumlagerung an ungeschützten Brandungsufern ist hoch und nach LANG (1973) als Grösse für den Nährstoffnachschub von Bedeutung. Eine Verminderung dieser Sedimentumlagerung durch Massnahmen zur Ufersicherung würde auch eine Reduktion der Nährstoffzufuhr zur Folge haben, was durchaus wünschenswert ist. Eine unter begrenzter Nährstoffzufuhr stehende Vegetation ist ausgeglichen und biocoenotisch stabiler, da sie aus Nährstoffmangel nicht auf andere Einflüsse reagieren kann (siehe Kap. 7.3.3). Eine Stabilisierung der Sedimente verringert auch die Verdriftung von Sämlingen und deren Beschädigung durch Sandkörner.

Die weiteren Massnahmen zur Ufersicherung (Ufer- und Inselschüttungen) sollten mit geringster Beeinträchtigung der bereits jetzt vorhandenen, z.T. reichhaltigen Makrophytenstandorte durchgeführt werden. Es ist auch darauf

zu achten, dass störende Einflüsse durch den Bootsbetrieb (Verankerungen, Schadstoffeinleitungen durch Unterhaltsarbeiten und Treibstoffverlust) unter allen Umständen vermieden werden. Mit Bojen markierte Sperrzonen würden den Schutz der Uferzonen in dieser Hinsicht am besten gewährleisten.

Der Nährstoffeintrag vom Land her (über diffuse Quellen oder Gräben) sollte möglichst unterbunden, da sich solche Einflüsse über den Gewässerboden oder auch direkt über das Wasser auf die Pflanzen auswirken. Die Makrophytenvegetation steht momentan in der Phase der Ausbreitung (kontinuierliche Besiedlung der ganzen tatsächlichen Flachwasserzone, Einschränkung nur durch Wasserdruck und Lichtverhältnisse), wie sie in wenig belasteten Seen mit günstigen Standortbedingungen anzutreffen ist. Grosse Fluktuationen im Pflanzenbestand infolge erhöhter Nährstoffzufuhr sind unerwünscht. Dementsprechend sind regelmässige Kontrollen der chemischen Verhältnisse in den Gräben und in der Uferzone anzusetzen.

8. EINFLUSS DES HOCHWASSERS VOM AUGUST 1987

8.1. EINLEITUNG

Im oberen Teil des Kantons Uri fielen vom 24. auf den 25. August 1987 150 Liter Niederschlag pro m². Der bereits wassergesättigte Boden konnte diese Flut nicht mehr aufnehmen. In der Folge richteten die zu Tal strömenden Wassermassen zum Teil verheerende Schäden an (ZELLER und RÖTHLISBERGER 1988).

Der südliche Uferbereich des Urnersees wurde durch das Hochwasserereignis hauptsächlich durch folgende Faktoren beeinflusst:

- Ablagerung von Feinmaterial in grossen Teilen des Uferbereiches, da als Folge von Dammbriichen schwebstoffhaltiges Wasser auch ausserhalb des Flussbettes in den See gelangte.
- Ablagerung von beträchtlichen Mengen gröberen Geschiebes in Mündungsnähe. Aufgrund des Einschichtungsverhaltens der Reuss gelangte der grösste Teil des Feinmaterials in tiefere Bereiche des Sees (SIEGENTHALER, EAWAG Dübendorf, mündl. Mitt.).

Die grosse Feststofffracht der Reuss während des Hochwassers beeinflusste die physikalischen und chemischen Verhältnisse im See. Damit verbunden waren Veränderungen in biologischer Hinsicht. Die nachfolgende Analyse des Hochwassereinflusses auf die Biozönosen des Pelagials und des Litorals hat lediglich orientierenden Charakter. Eine diesbezügliche weitergehende Auswertung der Daten hätte den Rahmen des begleitenden Forschungsprogrammes Reussdelta gesprengt. Den Einfluss des Hochwassers auf die Phytoplanktonbiozönose des Urnersees haben ELBER und SCHANZ (1990) eingehend untersucht.

8.2. AUSWIRKUNGEN AUF DIE CHEMISCH-PHYSIKALISCHEN VERHÄLTNISSE UND DAS PHYTOPLANKTON

Das Hochwasser ereignete sich zwischen den Probenahmen vom August (10./11.8.) und vom September (7./8.9.).

Mit dem Hochwasser gelangten infolge von Erosion und Auswaschung grosse Trüb- und Nährstofffrachten in den See. Auffälligste Veränderung im See war die starke Trübung des Wassers, welche eine massive Verminderung der

Lichtintensität zur Folge hatte. Die Licht-Attenuationskoeffizienten erreichten im Zeitraum nach dem Hochwasser ihre Höchstwerte während der Untersuchungsperiode (Litoral: $0.91\text{--}0.65\text{ m}^{-1}$, Pelagial: $0.6\text{--}0.62$, Fig. 3.2). Das Licht konnte folglich nur noch bis in geringe Tiefen vordringen. Entsprechend nahm auch die Secchi-Tiefe stark ab (Mittelwerte von Pelagial links und rechts, zwei Wochen vor dem Unwetter: 4.5 m, zwei Wochen nachher: 1.95 m; Fig. 3.2). Das Trockengewicht (TG) und das aschefreie Trockengewicht (AFTG) nahmen als Folge des Hochwassers die Maximalwerte der Untersuchungsperiode ein (TG Litoral: $3.9\text{--}7.9\text{ mg/l}$, Pelagial: $6.5\text{--}7.7\text{ mg/l}$; Fig. 4.6 und 4.7).

Normalerweise findet man während der Vegetationsphase in einem oligotrophen See kein oder nur sehr wenig freies Phosphat (PO_4^{3-}) (THOMAS 1968). Phosphor limitiert dabei als Minimumstoff das Wachstum der Phytoplankter (THOMAS 1953). Die Nährstoffzufuhr durch das Hochwasser machte sich in einer stellenweisen Erhöhung der Ortho-Phosphat- und der Gesamt-Phosphorkonzentration bemerkbar (Fig. 3.10 und 3.11) und führte im See zu einem erhöhten Wachstum des Phytoplanktons. Die Zunahme bei der Individuendichte von August bis September betrug zwischen 15 und 137% (Fig. 4.1, Stelle 1 bzw. Stelle 4), und der Chlorophyll-a-Gehalt stieg um das 1.3 bis 2.3-fache (Fig. 4.5, Pelagial links bzw. Stelle 2). Trotz der Zunahme der Individuendichte und des Chlorophyll-a-Gehaltes konnte beim Biomasse-Frischgewicht lediglich im Pelagial eine geringe Zunahme ermittelt werden (Pelagial rechts: von 0.87 g/l auf 0.91 , links: 0.76 auf 0.91 ; Fig. 4.2). Dies steht im Zusammenhang mit einer Änderung der Phytoplanktongesellschaft: Im August dominierte noch *Tabellaria flocculosa*; im September büsste jedoch diese relativ grosse Alge ($1500\text{ }\mu\text{m}^3$) auf Kosten der kleineren "diversen Flagellaten" und *Rhodomonas minuta* ($200\text{ }\mu\text{m}^3$) ihren vorherrschenden Anteil an der Gesamtindividuenzahl ein (Fig. 4.3). Zwei Vorgänge dürften dabei von entscheidender Bedeutung gewesen sein:

1. Die Zahl der Flagellaten ("diverse" und *Rhodomonas minuta*) nahm stark zu (Fig. 8.1). Als kleinwüchsige, sich schnell vermehrende Organismen (r-Strategen) können sie die vorhandenen Nährstoffe besser und schneller nutzen als grössere, langsam wachsende Formen (K-Strategen, SOMMER 1981), und sind auch in der Lage, Sedimentationsverluste mit grossen Vermehrungsraten wettzumachen.
2. Es lagerten sich aufgrund des hohen Schwebstoffgehaltes anorganische Partikel an Algen an, was diese schneller absinken liess (Koprezipitation, KIEFER 1987). *Tabellaria flocculosa* vermochte die Sedimentationsverluste

nicht mit einer Erhöhung der Vermehrungsrate zu kompensieren, was aus der Abnahme der Individuendichte von *Tabellaria flocculosa* zwischen August und September zu ersehen ist (Fig. 8.1).

In der Zeit von Oktober und November hatten sich die Verhältnisse wieder normalisiert und entsprachen, was die relativen Häufigkeiten von *Tabellaria flocculosa*, *Rhodomonas minuta* und der "diversen Flagellaten" anbelangt, in etwa dem Stand vor dem Hochwasser (Fig. 4.4).

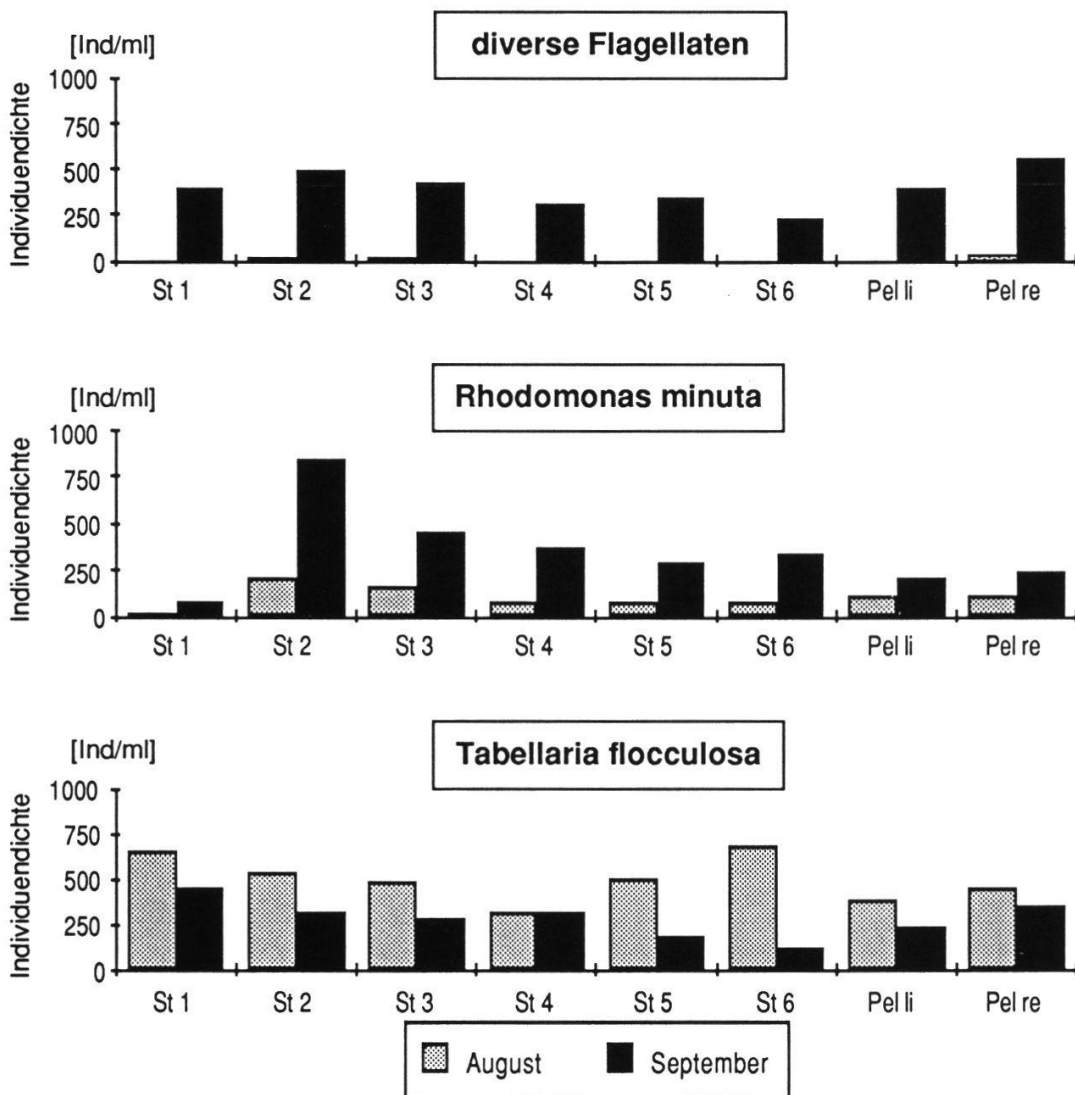


Fig. 8.1. Individuendichte von *Tabellaria flocculosa*, *Rhodomonas minuta* und den diversen Flagellaten im August (vor dem Hochwasser) und im September 1987 (nach dem Hochwasser) an den sechs Stellen im Litoral und den beiden im Pelagial. Pel li = Pelagial links, Pel re = Pelagial rechts

8.3. AUSWIRKUNGEN AUF DAS PERIPHYTON

Die Erniedrigung der Lichtintensität im Wasser (Fig. 3.2) und die Anlagerung von Schwebstoffen an die Objektträger (aufgrund der Erhöhung des Trockengewichtes (TG) zu sehen: 2.5 m Tiefenstufe: im September 1.1 bis 10.7 mal grösseres TG als im August, 5 m: 1.3 bis 6 mal) waren wahrscheinlich die wichtigsten Veränderungen bei den Umgebungsbedingungen der Aufwuchsalgen auf den Objektträgern.

Ein Einfluss des Hochwassers auf das Periphyton konnte anhand dreier Reaktionen der Kieselalgen-Gesellschaften beobachtet werden:

1. Verminderung der Artenzahl (Kap. 5.3.4). Arten, die auf die erwähnten Veränderungen empfindlich reagierten, verschwanden.
2. Zunahme der relativen Häufigkeit von *Achnanthes minutissima* (Fig. 5.7 und 5.8). Als robuste Art mit offenbar kleiner Sensibilität bezüglich Lichtgenuss und Sedimentation erhöhte sich ihre Bedeutung innerhalb der Gesellschaft.
3. Erniedrigung der Diversität (Fig. 5.3.4), als Folge der Abnahme der Artenzahl und aufgrund der Dominanz einer oder weniger Arten.

Bezüglich der untersuchten Biomasseparameter konnten aufgrund des Hochwassereinflusses keine deutlichen Veränderungen festgestellt werden, und das Diatomeen-Differentialartensystem zeigte keine Veränderung der Gewässergüte an (Kap. 5.4).

8.4. AUSWIRKUNGEN AUF DIE MAKROINVERTEBRATEN

Abgelagertes Feinmaterial kann gemäss Angaben von HELLAWEEL (1986) die Durchlässigkeit des Untergrundes verschlechtern und somit die Zufuhr von Sauerstoff und Nahrungspartikeln für die im Boden lebenden Invertebraten behindern. Weiter wird die Bewegung dieser Tiere beeinträchtigt und aufgrund des Verschlusses von Interstitialräumen (Porenräume) die Zahl der Unterschlupfmöglichkeiten für Arten verkleinert, die auf diesen Lebensraum spezialisiert sind. Schliesslich weist das feinkörnige Substrat (Sand und Schlick) eine geringe Stabilität gegenüber Strömungen und Wellen auf und macht es für bestimmte Tiere schwierig, das Substrat zu besiedeln. Bei grossen Mengen an abgelagertem Material können die Tiere, vor allem sessile, vollständig überdeckt werden.

Als Folge der grossen Feststofffracht des Hochwassers wurden die Fangein-

richtungen für die Makroinvertebraten, die Labyrinthfallen, mit einer z.T. mehrere Zentimeter dicken Sedimentschicht überdeckt. Die Fallen waren zum Zeitpunkt des Hochwassers seit etwa zwei Wochen exponiert. Es darf angenommen werden, dass die Tiere, die sich in der Falle befanden, eingeschlossen wurden, und der Fang somit nicht die Situation unmittelbar nach dem Hochwasser widerspiegelte. Um Auswirkungen auf die Makroinvertebratengesellschaft erkennen zu können, müssen die darauffolgenden Probenahmen näher betrachtet werden. Die nächstfolgende Probe wurde am 7. Oktober entnommen, sechs Wochen nach dem Hochwasserereignis.

8.4.1. Gesamtindividuendichte

Bezüglich der Gesamtindividuenzahl pro Labyrinth (Fig. 6.5) konnte im Oktober an allen Stellen ein geringerer Wert festgestellt werden als im September (1.4 bis 3.3 mal weniger Individuen pro Labyrinth). Der grosse Sedimenteintrag (Fig. 6.3 und 6.4) beeinträchtigte demnach die Makroinvertebratengesellschaften an den Untersuchungsstellen.

8.4.2. Arten und Artgruppen

Bei den **Strudelwürmern** konnten Reduktionen bei der Individuenzahl vor allem an den Stellen 1 und 5, wo während des Hochwassers die grösste Feststoffmenge abgelagert wurde, bemerkt werden (Fig. 6.7). Bei Stelle 1 wies lediglich *Dendrocoelum lacteum* im Oktober eine deutlich geringere Individuenzahl auf als im September, bei Stelle 5 dagegen zusätzlich *Dugesia polychroa/lugubris* und *Polycelis nigra/tenuis*. Da *Dugesia polychroa/lugubris* und *Polycelis nigra/tenuis* schon von Mai bis August 87 abnehmende Populationsgrössen zeigten, kann der Einfluss des Hochwassers auf diese Strudelwürmer nicht abgeschätzt werden.

Auch die **Egel** wiesen von Oktober an eher geringere Individuenzahlen auf (Fig. 6.8). Während der kalten Jahreszeit dürfte aber zusätzlich die reduzierte Aktivität massgebend gewesen sein (IMHOLZ 1964, LUBINI 1985).

Bei der **Wasserassel**, *Asellus aquaticus*, konnte an allen Stellen von September oder Oktober an eine Abnahme der Individuenzahl festgestellt werden (Fig. 6.9). Eine erneute Verkleinerung der Populationsgrösse erfolgte an den Stellen 1 und 6 im Februar (erhöhte Sedimentation nach Schüttungen im Uferbereich). *Asellus aquaticus* reagierte folglich sensibel auf die erhöhte Sedimentation, was auch Untersuchungen von EXTENCE (1978) bestätigen.

Die Populationen der Wandermuschel, *Dreissena polymorpha*, zeigten keine Veränderungen, die mit dem Hochwasser in Verbindung zu bringen ist.

Die **Schnecken** verzeichneten ebenfalls an allen Stellen einen Rückgang der Individuenzahl als Folge des Hochwassers (Fig. 6.10). Die Stelle 2 zeigte dabei die geringsten Änderungen. Der Feststoffeintrag war hier auch am kleinsten (Fig. 6.3).

8.5. AUSWIRKUNGEN AUF DIE MAKROPHYTEN

Zum Zeitpunkt des Hochwassers standen die meisten Wasserpflanzen der Gruppe Pteridophyta in Blüte. Der plötzliche Anstieg des Wasserspiegels um fast 60 cm hätte für die im allgemeinen windbestäubten *Potamogeton*-Arten zu einem Problem werden können. Der hohe Wasserstand war jedoch eine Woche nach dem Hochwasser bereits wieder auf einen Wert in der Grössenordnung wie vor dem Hochwasser abgesunken. Eine Beeinträchtigung der Fortpflanzung war damit kaum vorhanden. Da die Blütezeit der meisten Unterwasserpflanzen von Juni bis August dauert, wurden die Samen wahrscheinlich erst nach dem Hochwasser abgegeben, so dass kaum ein wesentlicher Prozentsatz der Samen durch die grosse Überschlickung des Gewässerbodens verloren gegangen sein dürfte. Eine Beeinträchtigung der Gefässpflanzen durch die Sedimentablagerungen ist nicht anzunehmen, da sie ihre mineralische Ernährung sowohl durch die Wurzel, als auch direkt aus dem Wasser bestreiten können (LANG 1973). Die Samenpflanzen dürften somit nur marginal von den Folgen des Hochwassers beeinträchtigt worden sein. Hingegen wurden die kleinwüchsigen Characeen durch den plötzlichen Sedimenteintrag in Mitleidenschaft gezogen. Man konnte beobachten, dass die *Chara*-Population an besonders stark durch die Ablagerungen betroffenen Stellen, z.B. im Bereich von Stelle 5 vor der Schwäb (vgl. dazu Fig. 6.4), nach dem Hochwasser nur noch in geringen Dichten vorhanden oder ganz verschwunden waren (vermutlich infolge der wellenbedingten Sedimentumlagerungen).

Für den Vergleich der Makrophytenbestände vor und nach dem Hochwasser wurden unsere Aufnahmen jenen der Untersuchung von 1982/1983 (LACHAVANNE et al. 1985) gegenübergestellt. Aufgrund dieses Vergleiches konnte keine Beeinträchtigung der Vegetation festgestellt werden. Mindestens hatte keine Verkleinerung der Vegetationsflächen stattgefunden. Allenfalls wäre der Vergleich anders ausgefallen, wenn eine Vegetationsaufnahme unmittel-

bar vor dem Hochwasser als Referenzzustand zur Verfügung gestanden wäre. Eine Veränderung bei der Artenzusammensetzung infolge der grossen Sedimentablagerungen (Überschlickung des Bodens) wurde nicht erwartet, da alle im See vorkommenden Makrophytenarten mehr oder weniger an sandige und schlammige Böden angepasst sind.

9. PROGNOSEN

9.1. EINLEITUNG

Die Reussmündung wurde vor der Neugestaltung (bis 1989) durch einen Kanal gebildet, der etwa 300 m weit in den See hinausragte. In Zukunft tritt der Fluss im unmittelbaren Uferbereich und in einem spitzeren Winkel zum Ufer in den See ein. Es darf angenommen werden, dass damit, abhängig vom jahreszeitlichen Einschichtungsverhalten der Reuss, der Uferbereich stärker vom Reusswasser beeinflusst wird als bisher. Im folgenden sollen aufgrund von Erkenntnissen, die aus den vorliegenden Untersuchungen gewonnen werden konnten sowie aus Hinweisen aus der Literatur, Prognosen für die Entwicklung der chemisch-physikalischen und biologischen Gegebenheiten im südlichen Uferbereich des Urnersees gemacht werden.

Wir unterscheiden zwei Phasen:

1. Phase: Öffnung des Reussdammes links:

Das Reusswasser gelangt hauptsächlich in den linken Seebereich inklusive Seedorferbucht. Auf der rechten Seite des Dammes ist der Einfluss des Reusswassers weniger spürbar als vor der Dammöffnung. An der Mündungsstelle (Probenahmestelle 3) entwickeln sich für Fliessgewässer typische Verhältnisse.

2. Phase: Öffnung des Reussdammes rechts und Deltabildung:

Das Reusswasser gelangt in den gesamten Uferbereich. Aufgrund der Auftrennung in zwei Arme dürfte sich sein Einfluss auf der linken Seite wieder verringern, nimmt dafür gegenüber der Phase 1 auf der rechten Seite zu. In der Umgebung der Probenahmestelle 2, wo die Mündungsstelle rechts zu liegen kommt, bilden sich ähnlich wie bei Stelle 3 links des Kanals fliessgewässerartige Bedingungen aus.

Als Folge der fortschreitenden Deltabildung wachsen die Flachwasserzonen, was zur Stabilisierung der Ufer beiträgt und eine grössere Bewuchsfläche für die Unterwasser-Vegetation bietet. Verbunden damit ist eine Erweiterung des Lebensraumes der Fische, besonders der sogenannten Haft- oder Krautlaicher (Hecht, Egli, Karpfenartige). Mit der Zeit entstehen im Deltabereich teilweise oder ganz abgeschlossene Kompartimente (Tümpel und Weiher). Darin herrschen spezielle Verhältnisse sowohl in chemisch-physikalischer Hinsicht als auch bezüglich der Biozöosen.

9.2. ENTWICKLUNG DER CHEMISCH-PHYSIKALISCHEN VERHÄLTNISSE

Grössere Veränderungen im Uferbereich dürfen bezüglich der durch die Reuss eingebrachten Schwebstoffe erwartet werden. Ein erhöhter Schwebstoffgehalt verschlechtert die Lichtverhältnisse (Erhöhung des vertikalen Attenuationskoeffizienten) und führt zu einer grösseren Sedimentation. Im weiteren kommt jenen Parametern Beachtung zu, welche deutliche Unterschiede zwischen See und Reuss zeigten (Kap. 3.3.3). Im folgenden wird lediglich auf die Phosphor-Komponenten und die Temperatur eingegangen.

Aufgrund der im Vergleich zum Seewasser erhöhten Ges-P- und Ortho-P Konzentrationen im Reusswasser (Mittelwerte: Ges-P; See: 11-15 µg/l, Reuss: 48; Ortho-P; See, 2-3 µg/l, Reuss, 5) ist mit erhöhten Phosphor-Konzentrationen im mündungsnahen Uferbereich zu rechnen. Dieser Nährstoffeintrag kann eutrophierend wirken (stärkeres Algenwachstum). Die niedrigere Temperatur der Reuss (im Sommer ca. 5-6°C niedriger als im See, im Winter 1-2°C) dürfte dagegen im Uferbereich zu einer Verlangsamung der Lebensvorgänge führen.

Die Änderungen der chemisch-physikalischen Verhältnisse werden sich wahrscheinlich auf die Biozöosen im Uferbereich sowohl quantitativ (z.B. Biomasse) als auch qualitativ (z.B. Artenzusammensetzung) auswirken.

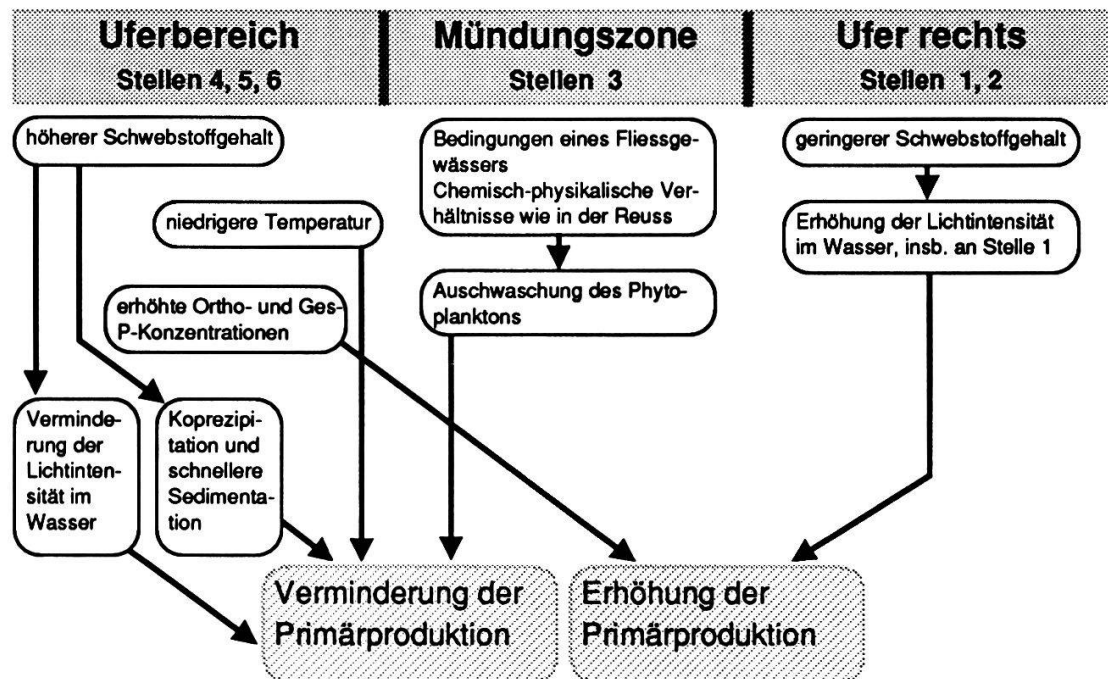
9.3. ENTWICKLUNG DER PHYTOPLANKTONBIOZÖNOSE

Es werden in erster Linie Prognosen über allfällige Veränderungen bezüglich der Primärproduktion des Phytoplanktons im Uferbereich gemacht (Fig. 9.1). Eine gegenüber dem Pelagial grundsätzlich andere Entwicklung der Phytoplanktonbiozönose wird nicht erwartet, da ein ständiger Austausch zwischen den beiden Kompartimenten, Pelagial und Litoral, stattfindet.

1. Phase: Die erhöhten Schwebstoffgehalte im Uferbereich vermindern die Primärproduktion des Phytoplanktons in zweifacher Weise:

1. durch Verschlechterung des Lichtklimas und
 2. durch Koprezipitation (Anlagerung von anorganischen Partikeln ans Phytoplankton und damit raschere Sedimentation der Organismen (KIEFER 1987)).
- Eine weitere Beeinträchtigung der Primärproduktion dürfte die aufgrund des Reusswassers erwartete, niedrigere Temperatur im Uferbereich verursachen (KOHLE und NICKLISCH 1988). Demgegenüber wird das erhöhte Nährstoffange-

1. Phase: Öffnung des Reussdammes links



2. Phase: Öffnung des Reussdammes rechts und Deltabildung

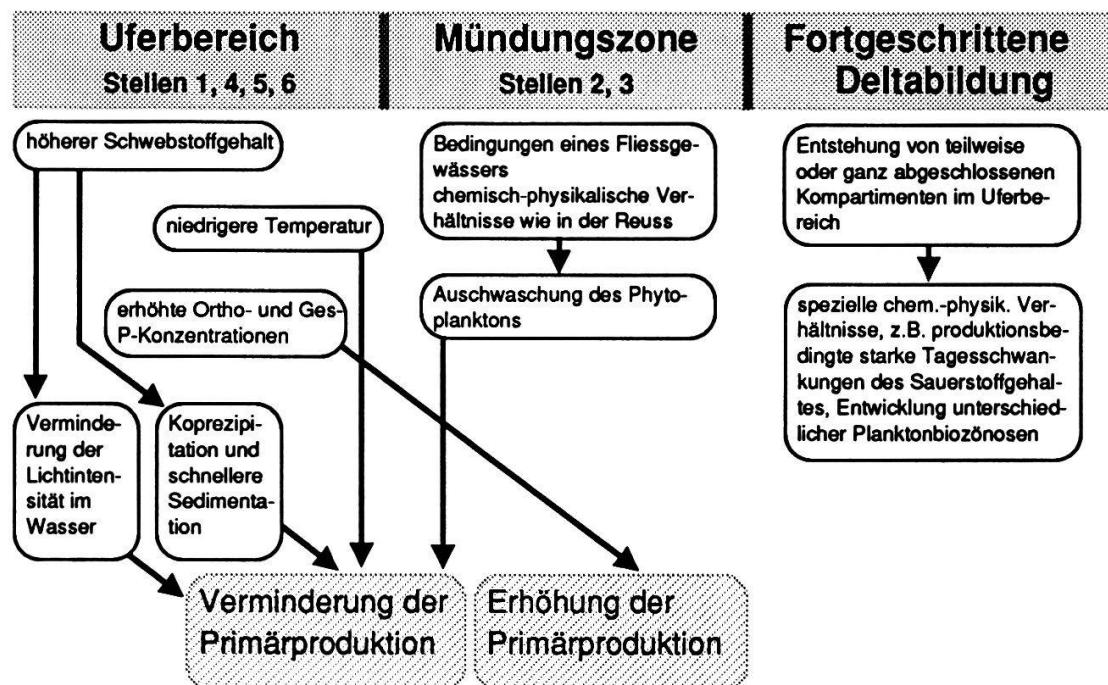


Fig. 9.1. Mögliche Veränderungen des Phytoplanktons im Uferbereich als Folge der Neugestaltung der Reussmündung.

bot die Primärproduktion fördern. Da die Primärproduktion Grundlage für das Nahrungsgefüge ist, hat z.B. eine Reduktion Auswirkungen auf das gesamte Nahrungsnetz, d.h. auf Konsumenten ersten Grades wie z.B. diverse Zooplankter und schliesslich auch auf Konsumenten zweiten Grades, z.B. Fische. Ob die produktionshemmenden oder die produktionsfördernden Effekte schliesslich stärker in Erscheinung treten müssen künftige Untersuchungen zeigen.

Die Stelle 3, die neu im Bereich der umgestalteten Mündung liegt, wird stark von Reusswasser beeinflusst. Bei höheren Abflussmengen kann in Mündungsnähe eine hydraulische Auswaschung oder eine Verdünnung des Phytoplanktons erfolgen (REYNOLDS 1984), was ebenfalls zu einer Herabsetzung der Primärproduktion führt.

Auf der rechten Seite des alten Reusskanals wird als Folge des geringeren Reusseinflusses eine Abnahme der Sedimentationsrate und eine Verbesserung der Lichtverhältnisse, insbesondere an Stelle 1, festzustellen sein. Damit verbunden wird die Primärproduktion des Phytoplanktons ansteigen.

2. Phase: Schwebstoffe werden im ganzen Uferbereich, links und rechts der Reussmündung, angelagert. Die unter diesen Verhältnissen beobachtbaren Auswirkungen (siehe 1. Phase) treten nun auch an Stelle 1 auf. Stelle 2, die in der Nähe der rechten Reussmündung liegt, wird dieselben Veränderungen erfahren, wie die Stelle 3 bei der linken Reussmündung. Im Uferbereich entstehen als Folge der Deltabildung teilweise oder ganz abgeschlossene Kompartimente, in denen sich eigene Planktonbiozöten entwickeln können.

9.4. ENTWICKLUNG DES AUFWUCHSES

Bezüglich der Primärproduktion des Aufwuchses gelten die hinsichtlich des Phytoplanktons gemachten Aussagen: Erhöhter Schwebstoffgehalt und niedrige Temperaturen vermindern die Primärproduktion, Nährstoffeintrag erhöht sie.

Eutrophierung äussert sich bei Aufwuchsalgen in einer Verdrängung von seltenen, nur in begrenzten Gebieten lebensfähigen Arten und im Aufkommen von sogenannten "Allerweltsarten" (SCHIEFELE 1987). Ob sich eine solche "Uniformierung" aufgrund von allfälligen Eutrophierungstendenzen einstellen wird, können erst weitergehende Untersuchungen zeigen. Da frühere Untersuchungen der Diatomeengesellschaft im Urnersee nicht zur Verfügung stehen, ist es schwierig, den Zustand der heutigen Gesellschaft bezüglich Vielfältig-

keit zu beurteilen. Nach SCHIEFELE (1987) beeinflusst neben dem Nährstoffangebot und der Verschmutzung auch die Lichtmenge die Zusammensetzung der Diatomeenzönose. Veränderungen bei Aufwuchsgesellschaften könnten somit auch eine Folge der veränderten Lichtbedingungen darstellen.

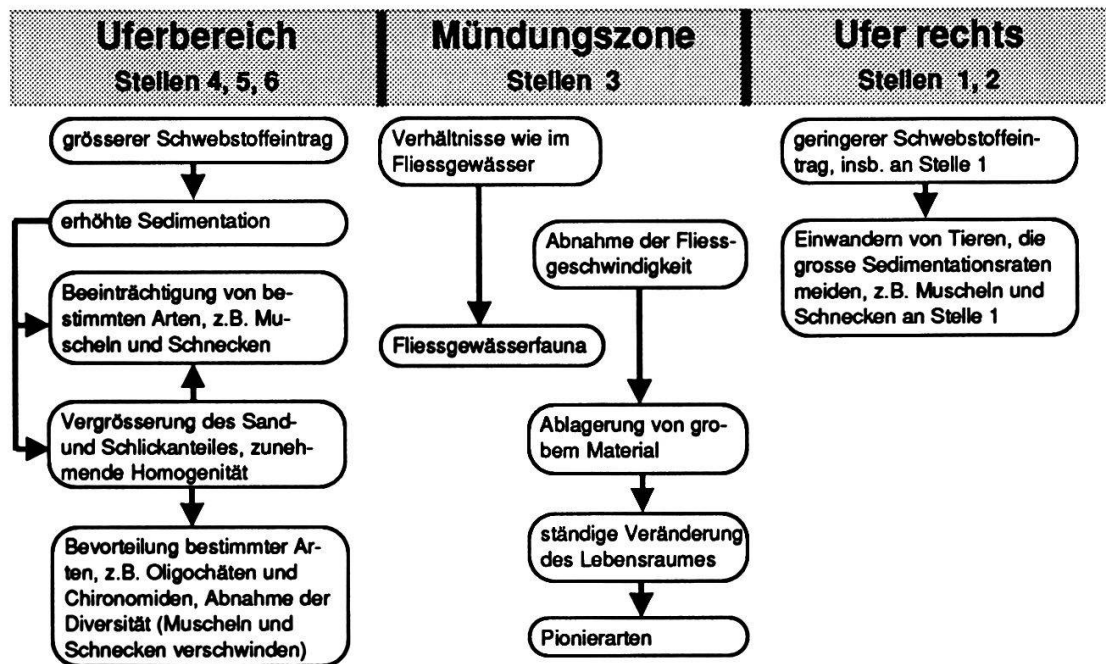
Der Aufwuchs wird zusätzlich von der Sedimentation beeinträchtigt: Der ständige Sedimentregen bedeutet einen mechanischen Einfluss und verändert die Substratzusammensetzung, was zu Veränderungen der Biomasse und der Artenzusammensetzung von Algengesellschaften führen kann (beobachtete Unterschiede zwischen Aufwuchs auf vertikal (der Sedimentation wenig ausgesetzt) und horizontal ausgesetzten Objektträgern).

9.5. ENTWICKLUNG DER MAKROINVERTEBRATEN

Die bedeutendsten Veränderungen bei den Makroinvertebraten werden infolge der verstärkten Sedimentation im Uferbereich und der damit verbundenen zunehmenden Homogenität des Untergrundes erwartet (Fig. 9.2). Einen Einfluss auf die Makroinvertebratengesellschaft kann zusätzlich die künftig vermutlich niedrigere Temperatur im Uferbereich haben. Falls die Primärproduktion des Phytoplanktons und des Aufwuchses eine deutliche Abnahme erfahren sollte, wirkt sich dies auch auf die Biomasse der Makroinvertebraten (Konsumenten) und allenfalls auf deren Artenzusammensetzung aus.

1. Phase: Im neuen Mündungsbereich (Stelle 3) stellen sich Verhältnisse ein, wie sie in einem Fliessgewässer vorzufinden sind. Entsprechend wird sich eine Fliessgewässerfauna entwickeln. Aufgrund der Verlangsamung der Fliessgeschwindigkeit der Reuss bei der Mündung, lagert sich dort viel Material ab. Arten, welche die damit verbundene ständige Veränderung des Lebensraumes ertragen, finden sich ein, ebenso solche, die feinkörniges Substrat bevorzugen (z.B. Oligochäten und Chironomiden). Im Uferbereich werden insbesondere die Bereiche links der Mündung (Stellen 4, 5 und 6) von sedimentierenden Schwebstoffen beeinflusst, was aber vom Einschichtungsverhalten der Reuss und den Strömungsverhältnissen im Uferbereich abhängt. An den von einer grösseren Sedimentation betroffenen Stellen wird der Untergrund zusehends sandiger und schlickiger. Oligochäten und Chironomiden können sich in verstärkter Masse entwickeln. Dagegen nehmen jene Arten in ihrer Individuendichte ab oder verschwinden ganz, die eine erhöhte Sedimentation und sandigen Untergrund meiden, z.B. Schnecken und Muscheln (LUBINI 1985) und Wasserrasseln (EXTENCE 1978). Stellen, die nach der Dammöff-

1. Phase: Öffnung des Reussdammes links



2. Phase: Öffnung des Reussdammes rechts und Deltabildung

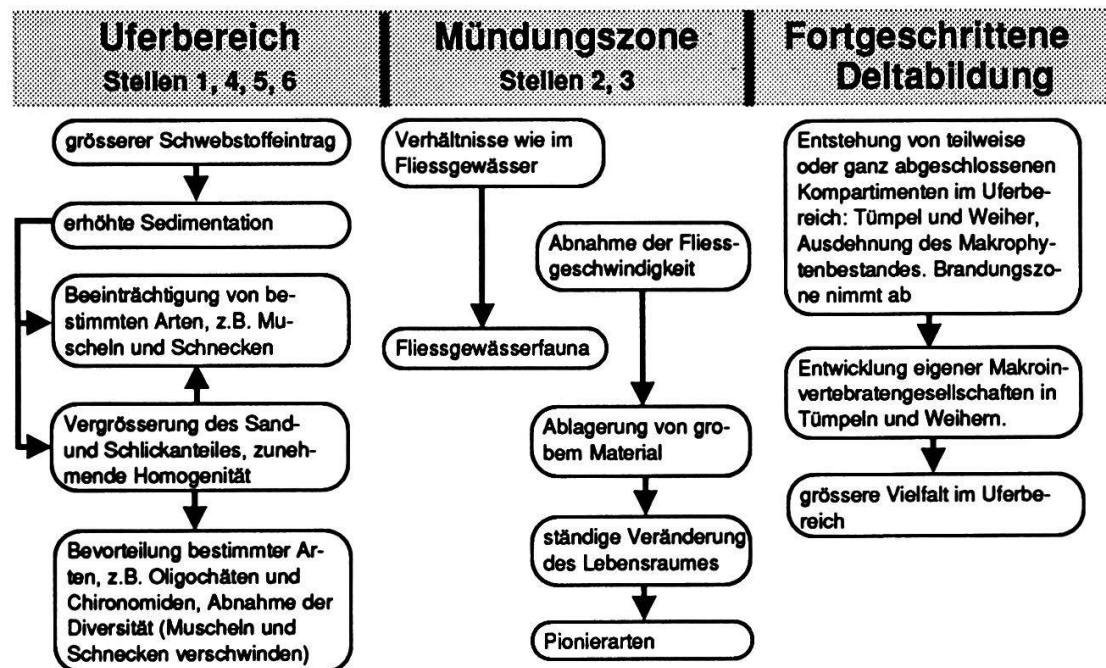


Fig. 9.2. Mögliche Entwicklung der Invertebratengesellschaften in der Uferzone des Urner Reussdeltas nach der Neugestaltung der Reussmündung.

nung einen geringeren Feststoffeintrag aufweisen (wahrscheinlich Stelle 1), werden allenfalls Lebensräume für die verdrängten Arten.

2. Phase: An der Stelle 1 ergeben sich aufgrund des wieder erhöhten Schwebstoffeintrages ähnliche Verhältnisse wie bei den Stellen 4, 5 und 6 auf der linken Seite des Reussdammes. Stelle 2 erfährt dieselben Veränderungen wie Stelle 3 bei der linken Reussmündung.

Als Folge der Deltabildung dehnen sich die Flachuferbereiche und die Pflanzenbestände (Makrophyten) aus. Im Mündungsbereich entstehen teilweise oder ganz abgeschlossene Kompartimente (Weiher, Tümpel), in denen sich spezielle Makroinvertebratengesellschaften entwickeln. Die in der Brandungszone heimischen Tiere (z.B. *Ancylus fluviatilis*) werden auf kleinere Gebiete zurückgedrängt.

9.6. ENTWICKLUNG DER MAKROPHYTEN

Nach SCHRÖDER (1981) sind die chemischen, physikalischen und biologischen Bedingungen, die zum Auslösen der Keimentwicklung führen und unter denen sie schliesslich abläuft, für die Zusammensetzung der Vegetation im Sommer massgebend. Aufgrund der chemisch-physikalischen Veränderungen im Uferbereich ist deshalb mit Auswirkungen auf die Makrophytenvegetation zu rechnen.

Zu den wechselnden Zustandsgrössen:

- Erniedrigung der Temperatur:

Die Wassertemperatur ist neben der Strahlung für die Vegetationsentwicklung in der Aufbauphase eine wichtige Grösse (Auskeimung). Die Verminderung der Temperatur in gewissen Bereichen des Litorals durch Reusswasser wird sich eher negativ auf die Characeen, *Zannichellia palustris*, *Potamogeton perfoliatus* und *P. pusillus* auswirken, deren Entwicklung mit höheren Temperaturen im Winter gekoppelt ist. Dagegen könnten *Potamogeton crispus* und *P. pectinatus* davon profitieren (SCHRÖDER 1981). Im Sommer allerdings kehrt sich die Temperaturpräferenz von *Potamogeton perfoliatus*, *P. pusillus* und *Zannichellia palustris* um (Konkurrenzdruck), was sie durch den Einfluss des kälteren Reusswassers begünstigen würde.

- Ortho-Phosphat und Gesamt-Phosphor:

Von den Nährstoffen scheint bei fast allen Arten Phosphor eine steuernde Funktion auf die Entwicklung auszuüben. Eine Ausnahme bildet *Potamo-*

geton pectinatus; bei dieser Pflanze ist lediglich der Stickstoff als wichtiger Faktor ausgewiesen (SCHRÖDER 1981). Grundsätzlich führen Eutrophierungstendenzen zu einer Veränderung der Vegetation, die zu Beginn vor allem die hauptsächlich unter oligotrophen und schwach mesotrophen Bedingungen vorkommenden Characeen trifft. Die Grenze für das Vorkommen für Characeen liegt bei 20 µg/l Gesamt-Phosphor. In der Reuss wird dieser Wert deutlich überschritten, so dass im unmittelbaren Einflussbereich des Reusswassers mit einem Rückgang der *Chara*-Vegetation (Fig. 7.5 *Chara*-Felder 40, 41, 43 und 45-49) zu rechnen ist. Ein weiterer Effekt des höheren Phosphor-Eintrages dürfte die Begünstigung der eher nährstoffliebenden Laichkräuter sein (LANG 1973, 1981).

Verminderte Lichtintensität, erhöhte Sedimentation, Veränderung des Untergrundes:

Die zu erwartende Verminderung der Transparenz und dadurch bedingt auch die geringere Erwärmung des Gewässerbodens hemmen die Entwicklung vor allem der Laichkrautgesellschaften (LANG 1973), insbesondere, wenn zusätzlich niedrige Wassertemperaturen auftreten. Die Laichkräuter und verwandte Arten sind dann unter Umständen nicht mehr in der Lage, zur Wasseroberfläche hochzuwachsen. LACHAVANNE et al. (1985) beschreiben den hohen Trübstoffgehalt als begrenzenden Faktor des Pflanzenwachstums. LANG (1973) erwähnt Vegetationsveränderungen an Stellen mit hohem Schwebstoffgehalt, verringertem Lichtgenuss und geringer Substratstabilität als Folge von Flusseinflüssen, vor allem in der Zeit der Schneeschmelze (bis in den Sommer hinein). Andererseits könnten grössere Makrophytenbestände auch eine gegenüber den Schwebstoffen abschirmende oder durch eine Verlangsamung der Wasserbewegung sogar eine sedimentationsfördernde Funktion ausüben. Die Pflanzen im Innern eines Makrophytenfeldes wären dann der Wirkung der Sedimentation nicht mehr direkt ausgesetzt.

Durch die Ablagerung von Geschiebe und sedimentierenden Stoffen in ufernahen Regionen soll die Bildung einer Flachuferzone gefördert werden. Durch die Erweiterung der tatsächlichen Flachwasserzone ergibt sich insgesamt wahrscheinlich eine Ausdehnung der Makrophytenbestände, falls nicht andere Faktoren wesentlicher sind als das Angebot an besiedelbarer Fläche.

Im Stadium der fortgeschrittenen Deltabildung entstehen Kompartimente, die vom See teilweise oder ganz unbeeinflusst sind und spezielle chemisch-physikalische Bedingungen aufweisen. Es ist anzunehmen, dass sich

unter diesen vielfältigen Verhältnissen mosaikartig mehr oder weniger reichhaltige Vegetationsinseln bilden werden.

Die Wirkung der allenfalls durch die erhöhte Schwebstofffracht veränderten Zusammensetzung des Untergrundes auf die Makrophytenvegetation dürfte eher gering sein, da die Verknüpfung zwischen bodenkundlichen Faktoren und dem Anteil einer Art an der Vegetation gering zu sein scheint (SCHRÖDER 1981). Mit einer Umstrukturierung des Untergrundes, an die sich die heute vorhandenen Arten nicht anpassen könnten, ist nicht zu rechnen. Im Mündungsbereich kann allenfalls durch den vergrößerten Kiesanteil am Uferboden ein Wechsel von hauptsächlich an sandige und schlammige Böden angepassten Arten zu kiesliebenden Arten (z.B. *Potamogeton crispus*) stattfinden.