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

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: 08.09.2025

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

Pflanzenökologische und limnologische Untersuchung des Reussdelta-Gebietes (Kanton Uri)

Aufnahme des Ist-Zustandes von 1987/88

Phytoecological and limnological investigations in the region of the Reuss delta (Canton Uri)

Redaktion

Fredy ELBER, Karin MARTI und Klemens NIEDERBERGER

1991

INHALT

	Vorwort (Ambros GISLER)	7
	Vorwort (Frank KLÖTZLI)	9
	Verdankungen	11
	Verzeichnis der Autoren/innen	12
I.	**EINLEITUNG**	13
II.	**UNTERSUCHUNGSGEBIET**	17
1.	**Geographische Lage**	17
2.	**Geologische Verhältnisse**	18
3.	**Klimatische Verhältnisse**	18
III.	**PFLANZENÖKOLOGIE**	19
1.	**Vegetation** (Karin MARTI, Karin SINDELAR und Markus WILHELM)	19
1.1.	Einleitung	19
1.2.	Material und Methoden	21
1.2.1.	Pflanzenartenliste	21
1.2.2.	Vegetationsaufnahmen und -kartierung	21
1.3.	Resultate und Diskussion	22
1.3.1.	Pflanzenartenliste	22
1.3.2.	Vegetationsaufnahmen und -kartierung	25
1.4.	Beurteilung	25
1.4.1.	Schilfröhrichte	25
1.4.2.	Grosseggenrieder	26
1.4.3.	Kleinseggenrieder	26
1.4.4.	Pfeifengraswiesen	27
1.4.5.	Hochstaudenrieder	28
1.4.6.	Futterwiesen	28
1.4.7.	Wald	29
1.4.8.	Vegetation auf den Reussdämmen	30
1.4.9.	Überblick	30
1.5.	Vergleich mit früheren Untersuchungen	30
1.5.1	Floristische Entwicklung bis 1935	30
1.5.2	Vergleich der Vegetationskartierung 1987 mit früheren Kartierungen	31
2.	**Standort** (Karin MARTI, Karin SINDELAR und Markus WILHELM)	35
2.1.	Einleitung	35
2.2.	Material und Methoden	35
2.2.1.	Grundwasserstandsmessungen	35
2.2.2.	Grundwasseranalysen	36
2.3.	Resultate und Diskussion	37
2.3.1.	Dauerlinien	37
2.3.2.	Grundwasseranalysen	43

2.4.	Vegetation - Standort	49
3.	**Auswirkungen der Überschlickung** (Barbara LEUTHOLD und Peter STAUBLI)	58
3.1.	Einleitung	58
3.1.1.	Rückführungsversuch	58
3.2.	Material und Methoden	60
3.2.1.	Messung der Höhe der Schlickschichten	60
3.2.2.	Grundwasserstandsmessungen	60
3.2.3.	Dauerbeobachtungsflächen	60
3.2.4.	Vegetationskartierung	61
3.3.	Resultate und Diskussion	62
3.3.1.	Höhe der Schlickschichten	62
3.3.2.	Grundwasserstände	62
3.3.3.	Dauerbeobachtungsflächen	62
3.3.4.	Vegetationskartierung	69
3.4.	Beurteilung	73
4.	**Prognosen** (Barbara LEUTHOLD, Karin MARTI, Karin SINDELAR, Peter STAUBLI und Markus WILHELM)	74
4.1.	Wasserbauprojekt	74
4.2.	Flüeler Ried	74
4.3.	Seedorfer Ried	75
4.3.1.	Überschlickung	75
4.3.2.	Düngungseinwirkungen	76
4.4.	Ried beim Schloss A Pro	77
4.5.	Wald	77
4.6.	Delta	77

IV.	**LIMNOLOGIE** (Fredy ELBER und Klemens NIEDERBERGER)	78
1.	**Einleitung**	78
2.	**Untersuchungsstellen und Probenahmedaten**	79
2.1.	Untersuchungsstellen	79
2.2.	Probenahmedaten	80
3.	**Chemisch-physikalische Verhältnisse**	82
3.1.	Einleitung	82
3.2.	Material und Methoden	82
3.2.1.	Probenahme	82
3.2.2.	Chemisch-physikalische Parameter	83
3.2.3.	Statistischer Vergleich der Stellen	84
3.3.	Resultate und Diskussion	85
3.3.1.	Charakterisierung der einzelnen Parameter	85
3.3.2.	Statistischer Vergleich der Stellen	98
3.3.3.	Bemerkungen zu den Mittelwerten der chemisch-physikalischen Parameter in der Reuss	100
3.4.	Beurteilung des (südlichen) Urnersees aufgrund der chemischen Parameter	101
3.4.1.	Nährstoffe	101
3.4.2.	Sauerstoff	104
3.4.3.	Chlorid	105
3.4.4.	Bestimmung des Trophiegrades	105

4.	**Plankton**	107
4.1.	Einleitung	107
4.2.	Material und Methoden	107
4.2.1.	Phytoplankton	107
4.2.2.	Zooplankton	108
4.3.	Resultate und Diskussion	112
4.3.1.	Phytoplankton	112
4.3.2.	Zooplankton	122
5.	**Aufwuchs**	124
5.1.	Einleitung	124
5.2.	Material und Methoden	124
5.2.1.	Glasobjektträger-Methode	124
5.2.2.	Biomasse	126
5.2.3.	Deckungsgrad des Aufwuchses	127
5.2.4.	Prozentualer Anteil der einzelnen Algengruppen am Periphyton	128
5.2.5.	Säurepräparation der Kieselalgen (Diatomeen)	128
5.2.6.	Zählung der Kieselalgen	128
5.3.	Resultate und Diskussion	129
5.3.1.	Biomasse	129
5.3.2.	Bewuchsdichte auf den Objektträgern	137
5.3.3.	Algenzusammensetzung auf den Objektträgern	137
5.3.4.	Kieselalgen	140
5.3.5.	Statistischer Vergleich der Stellen und Tiefenstufen	153
5.4.	Gewässergütebeurteilung mit Hilfe der Kieselalgen	156
5.4.1.	Das Differentialartenprinzip	156
5.4.2.	Differentialartenanalyse	159
6.	**Makroinvertebraten**	161
6.1.	Einleitung	161
6.2.	Material und Methoden	161
6.3	Resultate und Diskussion	163
6.3.1.	Untergrundbeschaffenheit	163
6.3.2.	Sedimentation	163
6.3.3.	Artenzahl- und Individuenzahl	164
6.3.4	Charakterisierung der Makroinvertebratengesellschaften	170
6.3.5.	Ursachen der unterschiedlichen Besiedelung der sechs Probenahmestellen	178
7.	**Makrophyten**	181
7.1.	Einleitung	181
7.1.1.	Begriffsdefinition	181
7.1.2.	Zonierung der Pflanzenbestände im Uferbereich	181
7.1.3.	Bedeutung der Makrophyten in der Uferzone	182
7.2.	Material und Methoden	183
7.3.	Resultate und Diskussion	185
7.3.1.	Artenliste	185
7.3.2.	Theoretische, tatsächliche und bewachsene Flachwasserzone	187
7.3.3.	Bemerkungen zu Standortansprüchen und Indikatorwert der Makrophyten	189
7.3.4.	Charakterisierung der Vegetation in den einzelnen Sektoren im Vergleich zu der Untersuchung von 1982/83	191
7.4.	Bewertung des Urnersee-Südufers als Makrophytenstandort	200
8.	**Einfluss des Hochwassers im August 1987**	203
8.1.	Einleitung	203
8.2	Auswirkungen auf die chemisch-physikalischen Verhältnisse und das Phytoplankton	203

8.3. Auswirkungen auf das Periphyton 206
8.4. Auswirkungen auf die Makroinvertebraten 206
8.4.1. Gesamtindividuendichte 207
8.4.2. Arten und Artgruppen 207
8.5. Auswirkungen auf die Makrophyten 208
9. Prognosen 210
9.1. Einleitung 210
9.2. Entwicklung der chemisch-physikalischen Verhältnisse 211
9.3. Entwicklung der Phytoplanktonbiozönose 211
9.4. Entwicklung des Aufwuchses 213
9.5. Entwicklung der Makroinvertebraten 214
9.6. Entwicklung der Makrophyten 216

V. SCHLUSSFOLGERUNGEN UND AUSBLICK 219
(Fredy ELBER, Karin MARTI und Klemens NIEDERBERGER)

1. Zu den Massnahmen 219
1.1. Pflanzenökologie 219
1.2. Limnologie 222
2. Überwachung 223
2.1. Pflanzenökologie 223
2.2. Limnologie 224

ZUSAMMENFASSUNG - SUMMARY
Zusammenfassung Pflanzenökologie 227
Summary Plant ecology 228
Zusammenfassung Limnologie 229
Summary Limnology 234

LITERATURVERZEICHNIS 240

LISTE DER FIGUREN UND TABELLEN
Figuren Pflanzenökologie 248
Tabellen Pflanzenökologie 249
Figures Plant ecology 249
Tables Plant ecology 250
Figuren Limnologie 251
Tabellen Limnologie 252
Figures Limnology 254
Tables Limnology 257

ANHANG
(Untersuchungsflächen, Pflanzenökologie, Liste der Farn- und Blütenpflanzen, pflanzensoziologische Grundlagen, Vegetations- und Schlicktiefenkarten) 260-272
12 Beilagen in der Bandtasche

VORWORT

Nach dem Bau des heutigen Reusskanals und dessen Mündung in den Urnersee ist die Reussebene, mit einigen Ausnahmen, grösstenteils vor Überschwemmungen bewahrt geblieben. Damit hat dieses Jahrhundert-Bauwerk massgeblich dazu beigetragen, dass der Talboden besiedelt und intensiver bewirtschaftet werden konnte.
Seit der Erstellung des Reusskanals im Jahre 1863 sind aber grosse Uferlandschaften im Urnersee verschwunden. Dieser Landverlust ist auf verschiedene Faktoren zurückzuführen, deren Ursachen beim ufernahen Kiesabbau, aber auch bei natürlichen Entwicklungen zu suchen sind.
Das Gesetz über das Reussdelta, das im Jahre 1985 durch das Urnervolk mit grossem Mehr angenommen wurde, bildet die rechtliche Grundlage für die erforderlichen Baumassnahmen zur Verhinderung der weiteren Zerstörung von naturnahen Uferlandschaften und regelt unter anderem auch die Finanzierung für die begleitenden Massnahmen.
Im Hinblick auf den Ablauf der Konzession für den Kiesabbau hat die Konzessionärin für das Mündungsgebiet einen umfassenden Landschaftsentwicklungsplan erarbeiten lassen. Dieser enthält die Grundzüge des Projektes Reussdelta, das sich in zwei klar umschriebene Teilbereiche gliedert, nämlich in direkte ufernahe Wasserbaumassnahmen und in sogenannte flankierende Massnahmen im linken und rechten Seeuferbereich. Die Verwirklichung des Gesamtprojektes soll sich innerhalb von etwa 25 Jahren vollziehen.
Das Projekt Reussdelta stellt eine Lösung dar, wo die Interessen des Kiesabbaues und diejenigen der übrigen Nutzungsansprüche insbesondere auch des Naturschutzes, berücksichtigt werden.
In den Jahren 1987/88 hat eine Forschungsgruppe des Geobotanischen Institutes der Eidgenössischen Technischen Hochschule Zürich im Auftrag des Kantons Uri ökologische Untersuchungen in der Reussebene durchgeführt. Der Zweck dieser Studien war, das Reussdelta am Südufer des Urnersees in seinem jetzigen Zustand unter verschiedenen Gesichtspunkten zu beschreiben. Mit diesen Ausgangswerten soll eine Erfolgskontrolle des in der Ausführung stehenden Wasserbauprojektes und seiner begleitenden Massnahmen ermöglicht werden. In die Untersuchungen konnten auch die Auswirkungen des Hochwassers vom August 1987 miteinbezogen werden.
Der umfassende Forschungsbericht der beauftragen Forschungsgruppe unter

der Projektleitung von Prof. Dr. F. Klötzli und der Mitarbeit von Karin Marti, Pflanzenökologin, sowie von Fredy Elber und Klemens Niederberger, Gewässerbiologen, konnte am 22. Februar 1989 der Öffentlichkeit vorgestellt werden.
Das Forschungsergebnis mit der sehr umfangreichen Datensicherung ist für die Überwachung der künftigen Deltaentwicklung von grosser wissenschaftlicher Bedeutung, gilt doch das Reussdeltaprojekt mit der zu erwartenden Entwicklung in den verschiedenen Lebensräumen zu Land und im Wasser als wegweisendes Pilotprojekt.
Der Forschungsbericht über das Reussdelta stellt aber auch für die Fachwelt ein wichtiges Werk dar.
Namens des Kantons möchte ich allen Beteiligten für Ihren Einsatz und für die gute Zusammenarbeit recht herzlich danken.

Der Präsident der Kommission für das Reussdelta
Ambros Gisler, Regierungsrat

Schattdorf, im März 1990

VORWORT

Fast alle unsere Talböden des Mittellandes und der angrenzenden Einschnitte in die Voralpen und Alpen sind bis in die letzten Ecken durchkultiviert. Für "eigentliche Natur" hat es wenig Platz, in der Regel dort, wo menschliches Wirken sich nicht lohnt, in den wenigen schlecht kultivierbaren Feuchtgebieten und Trockenstandorten des Mittellandes und tiefer gelegener Alpentäler.
Es war deshalb eine einmalige Situation, als von den zuständigen Urner Behörden beschlossen wurde, das Reussdelta mit gezielten Eingriffen und Umstellungen in der Bewirtschaftung, neu zu gestalten. Ziel war nicht nur, eine günstiger gelegene Kiesgewinnung zu gewährleisten, sondern auch dafür zu sorgen, dass die Lage und menschliche Beeinflussung der ufernahen Schutzgebiete sich verbessern konnte. Zur Kontrolle dieser neuen Situtation konnten nun die naturwissenschaftlich erfassbaren Zustände vorher und nachher (nach der Veränderung der Dammführung an der Reuss) in vergleichender Weise beweiskräftig analysiert werden.
Eine erste Sammlung von Berichten über den aktuellen Zustand liegt nunmehr vor. Es wurde gemäss kantonalem Auftrag versucht, terrestrische und limnische Bereiche miteinander zu verknüpfen und eine Übersicht über die schützenswerten Flächen des Reussdeltas zu schaffen.
Dass dies weitgehend gelungen ist, ist sicher der umsichtigen und geduldigen koordinierenden Führung von Frau Karin Marti zuzuschreiben. Sie hat es verstanden, die Fäden zwischen den einzelnen Mitarbeitern zu knüpfen und in der synthetischen Bearbeitung der Daten nicht abreissen zu lassen.
Da jede beteiligte Fachkraft sich ihrerseits vorbehaltlos eingesetzt hat, dürfte tatsächlich der seltene Fall eines ökotonumfassenden Werkes entstanden sein, das als Grundlage für die künftigen vergleichenden Arbeiten dienen kann. Es ist zu hoffen, dass diese Rechnung trotz der weitläufigen Überschlickung ("Übersanung") aufgeht: Die sommerlichen Jahrhundert-Hochwasser vom August 1987 haben die Ausgangs-Situtation für die kontrollierende Begleitung der Landschafts- und Vegetationsentwicklung noch einmal grundlegend verändert. Wie sich herausstellte, genügte eine etwas über 10 cm hohe Übersanung zur Schaffung von Rohböden mit gänzlich abweichender Entwicklung der Pflanzendecken. Auch diesem neuen Aspekt wurde in der Analyse Rechnung getragen: Die neue Vegetation wurde ebenfalls kartographisch erfasst.

Einzelarten werden in ihrer Entwicklung weiterhin verfolgt, auch in den wenigen Bereichen, wo die Sanddecke versuchsweise entfernt wurde.
Zweifellos ist gerade diese "neue Umweltsituation" von der Wirkung und den Sukzessionsvorgängen her gesehen eine für die ökologische Grundlagenforschung einmalige Gelegenheit, um Tragfähigkeit und Entwicklungsmöglichkeiten gestörter Feuchtgebiete zu untersuchen.
Wir sind der Regierung des Kantons Uri und dem zuständigen Bundesamt (BUWAL) ausserordentlich dankbar, dass sie es uns ermöglicht haben, diese naturschützerisch bedeutsamen Untersuchungen in dieser weitgespannten Weise durchzuführen. Gerne hoffen wir, dass in einigen Jahren, Ergebnisse über die Kontrolle der Entwicklung im neuen Delta und auf den Schlickflächen den obengenannten Ämtern vorgestellt werden können und dass die sich daraus ergebenden Richtlinien zur Gestaltung und Bewirtschaftung eine weite Verbreitung und Anerkennung finden werden.

Prof. Dr. Frank Klötzli

Zürich, im September 1990

VERDANKUNGEN

Mitarbeit bei der pflanzenökologischen Untersuchung

- Herrn Dr. M. Baltisberger und Herrn Dr. W. Huber, Geobotanisches Institut ETH, für die Lösung pflanzensystematischer Probleme.
- Herrn Dr. H.R. Binz, Geobotanisches Institut ETH, für die Beratung bei der Datenauswertung und bei der Anwendung von verschiedenen Computer-Programmen.
- Herrn Dr. W. Brücker, Botaniker, Altdorf, für die Übermittlung seiner Kenntnisse über das Untersuchungsgebiet.
- Frau S. Dreyer, Geobotanisches Institut ETH, für die Erledigung der Administration.
- Herrn A. Grünig, KOSMOS, WSL Birmensdorf, für die Beratung bei der Anwendung von WILDI-Computerprogrammen.
- Herrn Prof. Dr. E. Landolt, für die Unterstützung der Untersuchungen am Geobotanischen Institut der ETH, Stiftung Rübel, Zürich und die Benutzung der Infrastruktur des Institutes.
- Herrn R. Leuthold, für die Mithilfe bei einzelnen Probenahmen und Herrn A. Hasler, Geobotanisches Institut ETH, für die Mithilfe bei der Installation der Untersuchungsflächen.
- Herrn E. Schäffer, Geobotanisches Institut ETH, für die tatkräftige Mithilfe bei den Probenahmen und bei der Installation der Untersuchungsflächen.
- Herrn R. Schuler und Herrn W. Felix, Labor der Urkantone, Brunnen, für die Benutzung des Labors und die freundliche Betreuung der Diplomanden bei der Durchführung der Wasseranalysen.

Mitarbeit bei der limnologischen Untersuchung

- Herrn Prof. Dr. R. Bachofen, für die Bewilligung zur Ausführung der Arbeit an der hydrobiologisch-linmologischen Station der Universität Zürich in Kilchberg.
- Herrn H. Berger, SWISSAIR Photo und Vermessungen AG, Altdorf, für seine Unterstützung bezüglich Luftaufnahmen zur Pflanzenkartierung.
- Herrn Dr. W. Brücker, Botaniker, Altdorf, für die Hilfe bei der Bestimmung von Wasserpflanzen in den Gräben.
- Den Herren B. Bühlmann und C. Colombo, Kantonales Amt für Gewässerschutz, für ihre Unterstützung und das Interesse, das sie den Untersuchungen entgegenbrachten.
- Frau I. Elber, Frau D. Wipfli und Herrn U. Kälin für die Mithilfe bei einzelnen Probenahmen.
- Herrn O. Fähndrich, Berufsfischer, Flüelen, und Herrn H. Zieri, Kant. Fischereiaufseher, für Hinweise zur Positionierung der Objektträger-Gestelle und das Verständnis, das sie unserer Arbeit entgegenbrachten.
- Den Herren W. Felix und R. Schuler, Labor der Urkantone, für die freundliche Zusammenarbeit und die Benutzung des Labors während den Probenahmen.
- Herrn K. Hauser, Flüelen, für die freundliche Erlaubnis zur Benutzung seines Bootes für die Probenahmen.
- Herrn R. Hauser, Präsident des Urner Fischereivereins, Bürglen, für die Unterstützung der Arbeit von Seiten der Fischerei.
- Herrn U. Käser, Mathematiker Cilag Schaffhausen, für die Beratung bei statistischen Fragen und die Durchführung statistischer Tests mit dem Grosscomputer.
- Herrn W. Katz, Kantonales Bauamt Uri, für die Unterlagen, die er uns zur Verfügung stellte und das Interesse, das er der Arbeit entgegenbrachte.
- Herrn PD Dr. J.-B. Lachavanne, Universität Genf, für die Hilfe bei der Bestimmung von Makrophyten.
- Herrn Prof. Dr. H. Lange-Bertalot und Frau G. Hofmann, Universität Frankfurt, für ihre

Ratschläge bei der Gewässergüte-Bestimmung mit Hilfe der Kieselalgen.
- Herrn H. Maag, Taucher und Mechaniker, Zoologisches Museum der Universität Zürich, der uns in allen technischen Belangen hilfreich zur Seite stand, uns ins Tauchen mit Trockenanzügen einführte und bei der Planung und der Konstruktion der Objektträgergestelle mithalf.
- Den Mitarbeitern der Werkstatt des Institutes für Pflanzenbiologie für die Fertigung der Objekträgergestelle und der Sedimentfallen.
- Herrn PD Dr. F. Schanz für die Besprechung des Untersuchungsprogrammes.
- Herrn H. Trüeb, dipl. Zoologe, Zoologisches Museum der Universität Zürich, für die Durchsicht des Kapitels über die Makroinvertebraten.
- Herrn und Frau W. und A. Wipfli-Traxel, Seedorf, die nach den Probenahmen immer für unser körperliches Wohl sorgten.

VERZEICHNIS DER AUTOREN/INNEN

Fredy Elber, Dr. phil II, Gewässerbiologe, Aqua Plus, Angewandte Ökologie, Umweltforschung, Umwelterziehung, Hauptstrasse 6, 8832 Wollerau

Barbara Leuthold, dipl. Natw. ETH, Geobotanisches Institut ETH, Stiftung Rübel, Zürichbergstr. 38, 8044 Zürich

Karin Marti, dipl. Natw. ETH, Pflanzenökologin, Geobotanisches Institut ETH, Stiftung Rübel, Zürichbergstr. 38, 8044 Zürich

Klemens Niederberger, dipl. phil II, Gewässerbiologe, Aqua Plus, Angewandte Ökologie, Umweltforschung, Umwelterziehung, Hauptstrasse 6, 8832 Wollerau

Karin Sindelar, dipl. Natw. ETH, LFW E 11, ETH-Zentrum

Peter Staubli, dipl. Biologe, Seestrasse 12, 6315 Oberägeri

Markus Wilhelm, dipl. Natw. ETH, Geobotanisches Institut ETH, Stiftung Rübel, Zürichbergstr. 38, 8044 Zürich

I. EINLEITUNG

1. Bedeutung der Reussmündungsebene

Die Reussmündungsebene am Südufer des Vierwaldstättersees umfasst eine reichhaltige Landschaft mit dem grössten Riedgebiet des Kantons Uri. Die Riedwiesen, Wassergräben und die wenigen noch vorhandenen Flachwasserzonen bieten einer Vielzahl von zum Teil seltenen Pflanzenarten und einer reichhaltigen Fauna idealen Lebensraum.
Riedgebiete haben durch das Aufgeben der Streuenutzung ihre wirtschaftliche Bedeutung verloren. Als Kulturrelikte, als ökologische Inseln in unserer intensiv bewirtschafteten Landschaft, als Objekt der Forschung und als Erholungsgebiet besitzen sie jedoch einen grossen Wert.

2. Interessenkonflikte

Verschiedenartige Ansprüche an die Reussmündungsebene haben Interessenkonflikte entstehen lassen. So sind Anforderungen der Landwirtschaft, der Fischerei, der Erholung und des Naturschutzes zu berücksichtigen. Vielfältige Störfaktoren wirken zudem auf diese Landschaft ein: Neben der Nationalstrasse, die quer durch die Reussebene verläuft, beeinträchtigen Düngungseinflüsse aus der Landwirtschaft und die verschiedenen Ansprüche der Erholungssuchenden dieses Feuchtgebiet. Als wichtigster Faktor sind aber die Auswirkungen des Kiesabbaus zu nennen: Reduktion der Flachwasserzonen, Ufererosion, Verschwinden von Riedwiesen und Schilfröhrichten sowie Lärmimmissionen.

3. Landschaftsentwicklungsplan

1979 lief der letzte Konzessionsvertrag für den Kiesabbau im Reussdeltagebiet aus. Aus Gründen des Landschafts- und Naturschutzes wurden an eine Konzessionserneuerung von den zuständigen kantonalen Behörden Auflagen geknüpft, die einen weiteren Landverlust unterbinden sollten.
Die heutige Konzessionsnehmerin, die Firma Arnold und Co. AG, Sand- und Kieswerke Flüelen, gelangte nach Rücksprache mit dem Bauamt, kurz vor Ablauf der Konzession, mit dem Auftrag zur Ausarbeitung eines Abbauplanes an das Büro O. Lang in Uster. Dieses legte 1983 einen Landschaftsent-

wicklungsplan vor (LANG 1983), der sowohl die Sicherung der Rohstoffreserven als auch die Sanierung und die Gestaltung der Uferbereiche in der Seedorfer- und Flüelerbucht umfasst. Dem Landschaftsentwicklungsplan liegen unter anderem Anregungen, Berichte und Untersuchungen zugrunde, die in den siebziger Jahren von insgesamt 25 Instanzen erarbeitet wurden. Da die Ausarbeitung dieses Landschaftsentwicklungsplanes längere Zeit in Anspruch nahm, wurde die alte Konzession noch zweimal provisorisch um je zwei Jahre verlängert.
Die Arbeitsgruppe Reussmündung, die aus Vertretern des Urner Naturschutzbundes, des Urner Fischereivereins und der Naturforschenden Gesellschaft Uri zusammengesetzt ist, erforschte 1981 bis 1983 die Pflanzen- und Tierwelt der Reussmündungsebene. Die Resultate wurden 1984 im Bericht Nr. 12 der Naturforschenden Gesellschaft Uri veröffentlicht (AG REUSSMÜNDUNG 1984). Der Bericht enthält zudem Forderungen nach weiteren Massnahmen zum Schutze der Ufer und Riedgebiete.
Im gleichen Jahr setzte der Regierungsrat eine Arbeitsgruppe ein, welche das Wasserbauprojekt mit den flankierenden Massnahmen konzipierte. Die flankierenden Massnahmen beziehen sich auf den Naturschutz, die Fischerei, die Landwirtschaft und die Erholung. Das am 1. Dezember 1985 angenommene Deltagesetz lieferte die gesetzliche Grundlage zur Ausführung dieses Vorhabens. Eine Arbeitsgruppe der vom Regierungsrat 1986 ernannten Kommission für das Reussdelta legte die Massnahmen zum Vollzug und zur Erfolgskontrolle des am 1. Januar 1986 in Kraft getretenen Schutzreglementes fest. Dabei wurde die Erfassung des Ist-Zustandes der Reussmündungsebene und ein begleitendes Forschungsprogramm als notwendig erachtet.

4. Auftrag für das vorliegende Projekt

Auftraggeber für die vorliegenden Untersuchungen ist der Kanton Uri, vertreten durch die Kommission für das Reussdelta. Den Anlass für dieses Projekt bilden das zur Zeit in Ausführung stehende Wasserbauprojekt, welches die Öffnung der 300 m in den See hinausragenden Reussdämme im Uferbereich beinhaltet und die begleitenden Massnahmen in den verschiedenen Umgebungszonen betreffend Naturschutz, Gewässerschutz, Landwirtschaft, Erholung und Fischerei.
Auftragnehmer ist das Geobotanische Institut der ETH, Stiftung Rübel. Eine Projektgruppe, bestehend aus dem Projektleiter Prof. Dr. F. Klötzli, der Pflan-

zenökologin K.Marti und den beiden Gewässerbiologen F. Elber und K. Niederberger, konzipierte die Untersuchungen und war für deren Ausführung und Auswertung besorgt.

5. Ausführung der Untersuchungen

Im Rahmen von Diplomarbeiten führten K. Sindelar und M. Wilhelm 1987 und B. Leuthold 1988 die pflanzenökologischen Untersuchungen durch (SINDELAR 1987, WILHELM 1987, LEUTHOLD 1988). Zudem erstellten K. Sindelar und M. Wilhelm 1987 Vegetationskarten des Untersuchungsgebietes. 1988 kartierte der Biologe P. Staubli die Vegetation (STAUBLI 1988).
Die Gewässerbiologen F. Elber und K. Niederberger führten die limnologischen Untersuchungen durch.

6. Projektbeschreibung und Zielsetzung

Der vorliegende Bericht beinhaltet eine Bestandesaufnahme des Urner Reussdeltas. Die Vegetationskunde, die Standortskunde und die Limnologie bieten die geeignete Basis zur Charakterisierung der verschiedenen Lebensräume.
Die Uferzone, der Deltaraum, die Landschaft nördlich und die Landschaft südlich der Autobahn unterlagen einem separaten Untersuchungsprogramm zur Erfassung des Ist-Zustandes. Dabei galt es besonders, die geplanten Massnahmen zu berücksichtigen.
Die Resultate dieser Untersuchungen bilden

- Grundlagen zur Planung und Durchführung der flankierenden Massnahmen,
- Ausgangswerte für Erfolgskontrollen des Wasserbauprojektes und der begleitenden Massnahmen.

Im weiteren wurden im Zusammenhang mit dem Hochwasser vom August 1987 dessen Auswirkungen auf die Vegetation und den Seeuferbereich dargestellt. Den Abschluss bilden Vorschläge für zusätzliche Massnahmen im Bereich Naturschutz und ein Minimalkonzept für eine nachfolgende Überwachung.
Detailliertere Informationen über alle erhobenen Daten sind in den erwähnten Arbeiten und im Untersuchungsbericht (ELBER et al. 1988) zuhanden des Kantons Uri enthalten.

7. Hochwasser vom August 1987

Die Aufgabe der Projektgruppe umfasste die Beschreibung des Ist-Zustandes des Reussdeltas vor den Eingriffen durch das Wasserbauprojekt und seinen begleitenden Massnahmen. Die hohen Wasserstände vom Juni 1987, aber vor allem auch die Hochwasserereignisse vom August 1987 behinderten die Ausführung der geplanten Untersuchungen.

Auswirkungen auf die pflanzenökologischen Arbeiten:
Infolge der starken Überschwemmung und der Überschlickung der Reussmündungsebene ergab sich ein anderer Ausgangszustand für das Wasserbauprojekt. Verschiedene Analysen wurden im Laufe der Vegetationsperiode 1988 wiederholt und die Vegetation ein zweites Mal kartiert, um die veränderte Situation des Reussdeltas wiedergeben zu können. So lassen sich schon innerhalb dieser Arbeit die Auswirkungen einer Störung, in diesem Falle des Hochwassers, in bezug auf den Ausgangszustand von 1987 darstellen.

Auswirkungen auf die limnologischen Arbeiten:
Aufgrund der Hochwasserereignisse können die Resultate aus der Untersuchungsperiode nicht ohne weiteres auf die Verhältnisse eines sogenannten "normalen" Jahres übertragen werden. Eine Wiederholung oder Fortsetzung des Untersuchungsprogrammes war jedoch aus verschiedenen Gründen nicht möglich, so dass der nun vorliegende Ist-Zustand die Hochwasserereignisse als überdurchschnittliche Jahresschwankung beinhaltet. Die Wirkungen des stark schwebestoffhaltigen Wassers im Uferbereich gaben jedoch auch Einblick in eine Situation, wie sie in ähnlicher Form nach der Dammöffnung permanent in gewissen Bereichen des Ufergürtels anzutreffen sein wird. Die festgestellten Einflüsse des Hochwassers können zeitweise als Grundlage zur Beurteilung der künftigen Entwicklung herangezogen werden.

II. UNTERSUCHUNGSGEBIET

1. Geographische Lage

Nach dem Rückzug des Reussgletschers bildete sich durch die Ablagerungen der Reuss am südlichen Ende des Vierwaldstättersees eine Mündungsebene. Diese schliesst das untere Reusstal gegen Norden hin ab.
Das Untersuchungsgebiet umfasst den Uferbereich des Reussdeltas und das Naturschutzgebiet, welches aus dem Seedorfer Ried westlich, und dem Flüeler Ried östlich der Reuss besteht (Fig. 1).

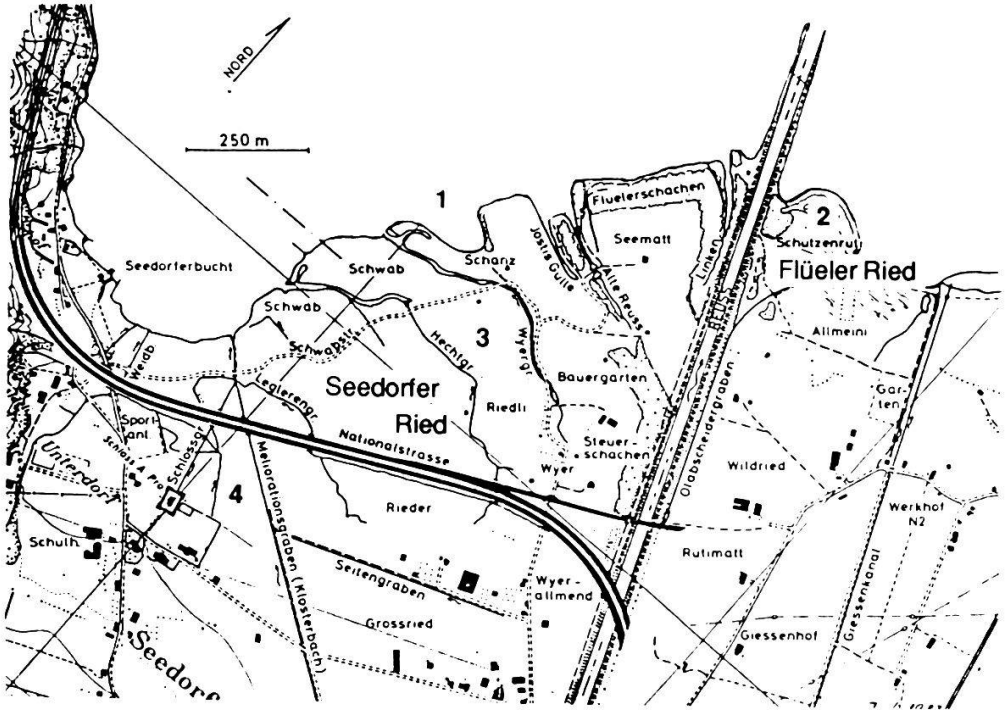


Fig. 1. Das Untersuchungsgebiet mit Uferzone (1), Delta (2), Landschaft nördlich (3) und südlich (4) der Autobahn. (Aus AG REUSSMÜNDUNG 1984).

Geographie:	- 435 m ü.M.
	- Unteres Reusstal
	- Kanton Uri
	- Gemeinde Flüelen, Seedorf
	- Koordinaten 689/194
Geologie:	- Quartärer Alluvialboden
Klima	- Durchschnittliche Jahrestemperatur: 9.1°C
	- Durchschnittliche jährliche Niederschlagsmenge: 1211 mm
Landwirtschaft:	- Ehemalige Streuwiesen in der Naturschutzzone
	- Gedüngte Futterwiesen ausserhalb der Naturschutzzone

2. Geologische Verhältnisse

Das Einzugsgebiet der Reuss bis zum Urnersee erstreckt sich über ca. 832 km^2. Aus geologischer Sicht besteht der grössere südliche Teil aus kalkarmen, kristallinen Gesteinen des Aar- und Gotthardmassives, während der nördliche Teil von den kalk- und tonreichen Helvetischen Decken gebildet wird. Da das Gestein der Flyschgebiete des Helveticums stärker erodiert und kürzere Transportwege zurückzulegen hat als das Geröll kristallinen Ursprungs, wird in der Reussmündungsebene zum grösseren Teil Geschiebe der Helvetischen Decken abgelagert (LANG 1983).

3. Klimatische Verhältnisse

Gemäss dem Verlauf des unteren Reusstales ist das Reussdelta sowohl dem NW-Wind, der Bise, als auch dem SO-Wind, dem Föhn, ausgesetzt. Nach den mittleren Windgeschwindigkeiten überwiegt der SO-Wind. Wie Messungen von 1864-1900 zeigten, kann mit 48 Föhntagen pro Jahr gerechnet werden (OECHSLIN 1965).
Im Übergangsbereich vom ozeanisch geprägten Mittelland zum kontinentalen Klima der Zentralalpen gelegen, herrscht in der Reussmündungsebene ein relativ mildes Klima vor. Das Temperatur-Jahresmittel von Altdorf ist mit 9.1°C um 0.2°C bis 1.2°C höher als z.B. in Zürich (OECHSLIN 1965, WALTER und LIETH 1960-1967). Die Statistik von SCHÜEPP (1968) verzeichnet von 1931-1960 in Altdorf durchschnittlich 12 Frosttage weniger als in Zürich.
Im Winter kühlt sich der Urnersee weniger stark ab als das benachbarte Gersauerbecken (IMBODEN 1984). In der kalten Jahreszeit kann sich die häufige Bise über dem See erwärmen, so dass im unteren Reusstal auch weniger Schnee fällt als im nördlich des Urnersees gelegenen Brunnen.
Durch das föhnbedingte rasche Schneeschmelzen im Frühling und die geringe Anzahl Frosttage kann die Vegetationsperiode schon ziemlich früh einsetzen.
Die jährliche Niederschlagsverteilung von Altdorf entspricht den kollinen Verhältnissen in der Schweiz. So ist im Winter die Niederschlagsmenge halb so gross wie im Sommer. Die durchschnittliche jährliche Niederschlagsmenge beträgt 1211 mm. Zeitweise führt die Stauwirkung des Gotthardmassives für NW-Winde zu starken Gewitterregen.
Verglichen mit anderen tiefgelegenen Regionen kann das Reussdelta zu einer der nebelärmsten Gegenden der Schweiz gezählt werden, was im Herbst eine relativ frühe Fruchtreife begünstigt.

III. PFLANZENÖKOLOGIE

1. VEGETATION

(von Karin MARTI, Karin SINDELAR und Markus WILHELM)

1.1. EINLEITUNG

Die Auenwaldbestände und die Streuwiesen des Urner Reussdeltas sind Relikte einer ehemals ausgedehnten Überschwemmungsebene. Durch die Flussverbauung zum Hochwasserschutz und durch Meliorationen wurde ein grosser Teil in Landwirtschaftsland umgewandelt, während die verbliebenen Riedgebiete einer regelmässigen Mahd unterlagen. Mit dem Bau der N2 gingen weitere Riedflächen verloren. Heute befinden sich das Seedorfer Ried und das Flüeler Ried innerhalb des 1986 festgesetzten Schutzperimeters.
1986 wurde vom Geobotanischen Institut der ETH eine Vegetationskartierung der landwirtschaftlich genutzten Flächen im Mündungsgebiet der Reuss durchgeführt (CAPELLER et al. 1986). Das vorliegende Projekt beschränkt sich deshalb im terrestrischen Bereich auf die Vegetation und die Standortsverhältnisse des Seedorfer Riedes, des Flüeler Riedes und der Auenwälder.
Eine Zusammenstellung aller im Gebiet vorkommenden Pflanzenarten gibt Auskunft über die Reichhaltigkeit der Vegetation, wobei das Vorkommen seltener Arten eine Wertsteigerung aus naturschützerischer Sicht bedeutet.
Je nach Standortsverhältnissen (Klima, Boden, Wasserversorgung, etc.), Bewirtschaftung und Störungen, wie z.B. regelmässiges Betreten, bildet sich eine bestimmte Vegetation heraus. Dabei sind bei ähnlichen Verhältnissen ähnliche Kombinationen von Pflanzenarten zu beobachten, die als sogenannte Pflanzengesellschaften definiert werden.
Da die Vorherrschaft von bestimmten Pflanzenarten auf der einseitigen Ausprägung einzelner Standortsfaktoren beruhen könnte (KRAUSE 1950), werden die Pflanzengesellschaften nicht mit den dominierenden Pflanzenarten, sondern aufgrund ihres gesamten Artenbestandes charakterisiert.
Die Vegetationskarte eines Gebietes, in welcher die Pflanzengesellschaften ausgegrenzt sind, liefert den Überblick über die Lage und die Ausdehnung derselben. Zugleich können die allgemeinen Standortsverhältnisse ersichtlich gemacht werden. (Die Wirkung einzelner Standortsfaktoren kann jedoch nur mittels Standortsanalysen erfasst werden.) Anhand von Übergängen zwischen den Pflanzengesellschaften können Veränderungen in den Standortsbe-

dingungen und in der Bewirtschaftung oder Störungen aufgezeigt werden. Dies kann örtlich, aber auch zeitlich im Vergleich mit älteren Kartierungen geschehen.
Die Installation von Dauerbeobachtungsflächen, die regelmässig über einen längeren Zeitraum untersucht werden, ermöglicht eine detaillierte Darstellung zeitlicher Vegetationsveränderungen (KELLER 1986).
Die Beurteilung der Vegetation einer Ried- und ehemaligen Auenlandschaft, wie sie in dieser Arbeit vorgenommen wird, geschieht aus naturschützerischen Überlegungen und nach naturschutzpolitischen Kriterien, die an die wissenschaftlich erarbeiteten Grundlagen angelegt werden. Als solche Kriterien können folgende genannt werden:
- Mannigfaltigkeit (der Vegetation, der Tierwelt)
- Seltenheit (von Arten, von Lebensräumen)
- Repräsentivität (in einer bestimmten Region)
- Bedeutung als biologische Ressourcen
- Natur- und kulturhistorische Bedeutung
- Synökologische Bedeutung (im Austausch mit anderen Biotopen)
- Erlebniswert (für den Menschen)

(Siehe zu dieser Thematik: KLÖTZLI 1978, SUKOPP 1970, 1971, SUKOPP et al. 1974, WILDERMUTH 1980, WILMANNS 1987)
Nach diesen Kriterien könnte ein Punktesystem aufgestellt werden, um verschiedene Teile einer Landschaft zu bewerten. Ein solches Vorgehen kann bei der Ausscheidung von Schutzgebieten angewendet werden. Im vorliegenden Projekt wird auf eine Zahlenbewertung verzichtet, da die Schutzzonen ausgegrenzt sind und der Massnahmenkatalog festgesetzt ist. Die vorgenommene Beurteilung der einzelnen Lebensräume bezieht sich auf ihre Intaktheit und demzufolge auch auf einwirkende Störungen. Es darf aber nicht vergessen werden, dass sich in der Natur auch dynamische Prozesse abspielen, dass z.B. Überschwemmungen stattfinden und sich dadurch die Vegetation verändern kann.
Es gilt also, die untersuchten Lebensräume unter Berücksichtigung dieser Dynamik und im Zusammenhang mit den geplanten begleitenden Massnahmen auf ihre Naturnähe zu beurteilen. Je nach Ausprägung wird auf besondere Werte nach den oben genannten Kriterien hingewiesen.

1.2. MATERIAL UND METHODEN

1.2.1. Pflanzenartenliste

Während der Zeit vom August 1986 bis September 1987 wurden alle Pflanzenarten der Ried- und Waldgebiete inventarisiert und mit der Nomenklatur von HESS et al. (1976-1980) aufgelistet (Anhang 2).

1.2.2. Vegetationsaufnahmen und -kartierung

Aufgrund von Flugaufnahmen und der Vegetationskartierung der Arbeitsgemeinschaft Naturschutz und Landschaftspflege von 1982 (ANL 1983) wurden 103 Aufnahmeflächen ausgewählt und nach Feldbegehungen definitiv festgelegt. Das wichtigste Auswahlkriterium war, alle vorkommenden Pflanzengesellschaften mit mehreren Aufnahmeflächen zu charakterisieren. Es wurden, wenn möglich, quadratische Flächen von 5x5 m^2 ausgeschieden, welche eine homogene Vegetationsbedeckung aufwiesen, um die Artenvollständigkeit zu gewährleisten (BRAUN-BLANQUET 1964). 46 Flächen erhielten eine Markierung als Dauerflächen. Dieselben Stellen dienten auch für die Lokalisation der Standortsuntersuchungsorte. Die Markierungspflöcke wurden eingemessen, was sich als notwendig erwies, da einige den Überschwemmungen nicht standhielten.
Um frühblühende und später erscheinende Pflanzen zu erfassen, wurden die Vegetationsaufnahmen mit teilweisen Wiederholungen zwischen Juni und August 1987 ausgeführt. Nach BRAUN-BLANQUET (1964) wurden die geschätzten Deckungsgrade (+,1,2,3,4,5) der Pflanzenarten festgehalten. Darauf folgte die Ordnung der Vegetationsaufnahmen in einer Vegetationstabelle (ELLENBERG 1956) und die Einteilung in Vegetationseinheiten. Die Benennung derselben richtet sich nach KLÖTZLI (1969).
Mit lokal gültigen soziologischen Pflanzenartengruppen wurde für die Vegetationskarte ein Kartierungsschlüssel erstellt (Anhang 3). Vor der eigentlichen Kartierung wurden auf Infrarot-Luftbilder von 1986 mögliche Vegetationsgrenzen eingezeichnet. Mittels der Bodenfeuchtigkeit, die auf dem Infrarot-Luftbild verschiedene Farbtöne erzeugt (GRÜNIG 1975), und der Wuchshöhe der Pflanzen, mit einem Wild-Spiegelstereoskop ersichtlich gemacht, können unterschiedlich feuchte und unterschiedlich strukturierte Vegetationseinheiten ausgegrenzt werden.
Diese Vegetationsgrenzen wurden auf ein Orthophoto (1979) übertragen und

bei der Kartierung im Untersuchungsgelände überprüft und ergänzt. Die kleinste auskartierte Einheit war auf 10x10 m^2 begrenzt, was bei einem Massstab von 1:2000 0.5x0.5 cm^2 entspricht. Jüngere kanalbauliche Veränderungen konnten mit neuen, nicht massstabgetreuen Flugaufnahmen von 1987 erfasst und in das Orthophoto eingezeichnet werden. Die endgültige Vegetationskarte wurde auf eine verzerrungsfreie Folie übertragen.

1.3. RESULTATE UND DISKUSSION

1.3.1. Pflanzenartenliste (s. Anhang 2)

1986/87 wurden von BÜCHNER, SINDELAR und WILHELM 274 Pflanzenarten in der Reussmündungsebene vorgefunden, während bei der Inventarisierung von BRÜCKER und MEIER (AG REUSSMÜNDUNG 1984) 243 Arten festgehalten wurden. Die Unterschiede zwischen den beiden Pflanzenartenlisten sind wohl vorwiegend auf eine nicht identische Gebietsabgrenzung zurückzuführen und vielleicht darauf, dass einmal eine Art übersehen wurde. Zudem muss berücksichtigt werden, dass für eine vollständige Erfassung aller Pflanzenarten Begehungen während mehrerer Jahre notwendig wären. Das Fehlen der Wasserpflanzen, z.B. der Laichkrautarten (*Potamogeton* sp.) in der Liste von 1986/87 beruht auf der Bearbeitungsgrenze zum Bereich der Limnologie. Die Wasserpflanzen wurden von den Limnologen ELBER und NIEDERBERGER (Kap. II) erfasst und wurden in bezug auf die Gräben in einem Zusatzbericht (ELBER und NIEDERBERGER 1989) beschrieben.

1.3.1.1. Bemerkenswerte Pflanzenarten

Von den 274 Arten der 1986/87 aufgenommenen Pflanzenartenliste sind 24 Arten in der gesamtschweizerischen "Roten Liste" der Gefässpflanzen (LANDOLT 1990) aufgeführt (Tab. 1).
Eine weitere bemerkenswerte Pflanzenart ist das Sumpf-Läusekraut (*Pedicularis palustris*), welches in der Schweiz ebenfalls nur ziemlich selten vorkommt (HESS et al. 1976-1980). Sowohl Oeders Segge (*Carex oederi*) als auch der Sumpf-Dreizack (*Triglochin palustris*) wurden von der AG REUSSMÜNDUNG (1984) als in den Riedgebieten am Urnersee selten anzutreffende Arten bezeichnet. 30 Arten zählen zu den "Rote-Liste-"Arten der östlichen Nordalpen, während die Ufersegge (*Carex riparia*) in dieser Region sonst

gar nicht anzutreffen ist. Die Sommer-Wendelorchis (*Spiranthes aestivalis*) ist in ganz Europa gefährdet.

Tab. 1. Arten der "Roten Liste" (LANDOLT 1990) im Urner Reussdelta.

EU	Europa	EX	ausgestorben	A	attraktiv
CH	Schweiz	E	stark gefährdet	(R)	selten, jedoch unbeständig
ÖN	Östliche Nordalpen	V	gefährdet	-	nicht vorhanden
G	Ökologische Gruppe	R	selten	*	neu in die gesamtschweizerische rote Liste aufgenommen

1	Waldpflanzen	6	Pflanzen magerer Wiesen
4	Wasserpflanzen	7	Unkraut - oder Ruderalpflanzen
5	Sumpfpflanzen	N	Neophyt

	EU	CH	ÖN	G
Sommer-Wendelorchis (*Spiranthes aestivalis*)	V	V	V	5
Kalmus (*Acorus calamus*)		V*	V	4N
Ufersegge (*Carex riparia*)		V	-	5
Gelbe Zyperbinse (*Cyperus flavescens*)		V	V	5
Rundblättriger Sonnentau (*Drosera rotundifolia*)		V	V	5
Lungen-Enzian (*Gentiana pneumonanthe*)		V	V	5
Weisse Sumpfwurz (*Epipactis palustris*)		A	A	5
Mücken-Nacktdrüse (*Gymnadenia conopea*)		A	A	5
Gelbrote Taglilie (*Hemerocallis fulva*)		(R)	(R)	7N
Gelbe Schwertlilie (*Iris pseudacorus*)		A	A	5
Sibirische Schwertlilie (*Iris sibirica*)		V	E	5
Überschwemmter Bärlapp (*Lycopodium inundatum*)		V	V	5
Fleischfarbige Orchis (*Orchis incarnata*)		A	A	5
Breitblättrige Orchis (*Orchis latifolia*)		A	A	5
Gefleckte Orchis (*Orchis maculata*)		A	A	5
Helm-Orchis (*Orchis militaris*)		A	A	6
Kleine Orchis (*Orchis morio*)		A	A	6
Traunsteiners Orchis (*Orchis traunsteineri*)		A	A	5
Hirschzunge (*Phyllitis scolopendrium*)		A	A	1
Zweiblättriges Breitkölbchen (*Platanthera bifolia*)		A	A	5
Grasartiges Laichkraut (*Potamogeton gramineus*)		V	V	4
Kahler Klappertopf (*Rhinanthus glaber*)		V*	Ex	5
Gewöhnlicher Wasserschlauch (*Utricularia vulgaris*)		V	E	4
Sumpf-Teichfaden (*Zannichellia palustris*)		V	V	4
Zweizeilige Segge (*Carex disticha*)			V	5
Sonderbare Segge (*Carex paradoxa*)			V	5
Aufrechte Wolfsmilch (*Euphorbia stricta*)			V	1
Kanadische Wasserpest (*Helodea canadensis*)			V	4N
Tannenwedel (*Hippuris vulgaris*)			V	4
Eiblättriges Zweiblatt (*Listera ovata*)			V	5
Zweijährige Nachtkerze (*Oenothera biennis*)			(R)	7N

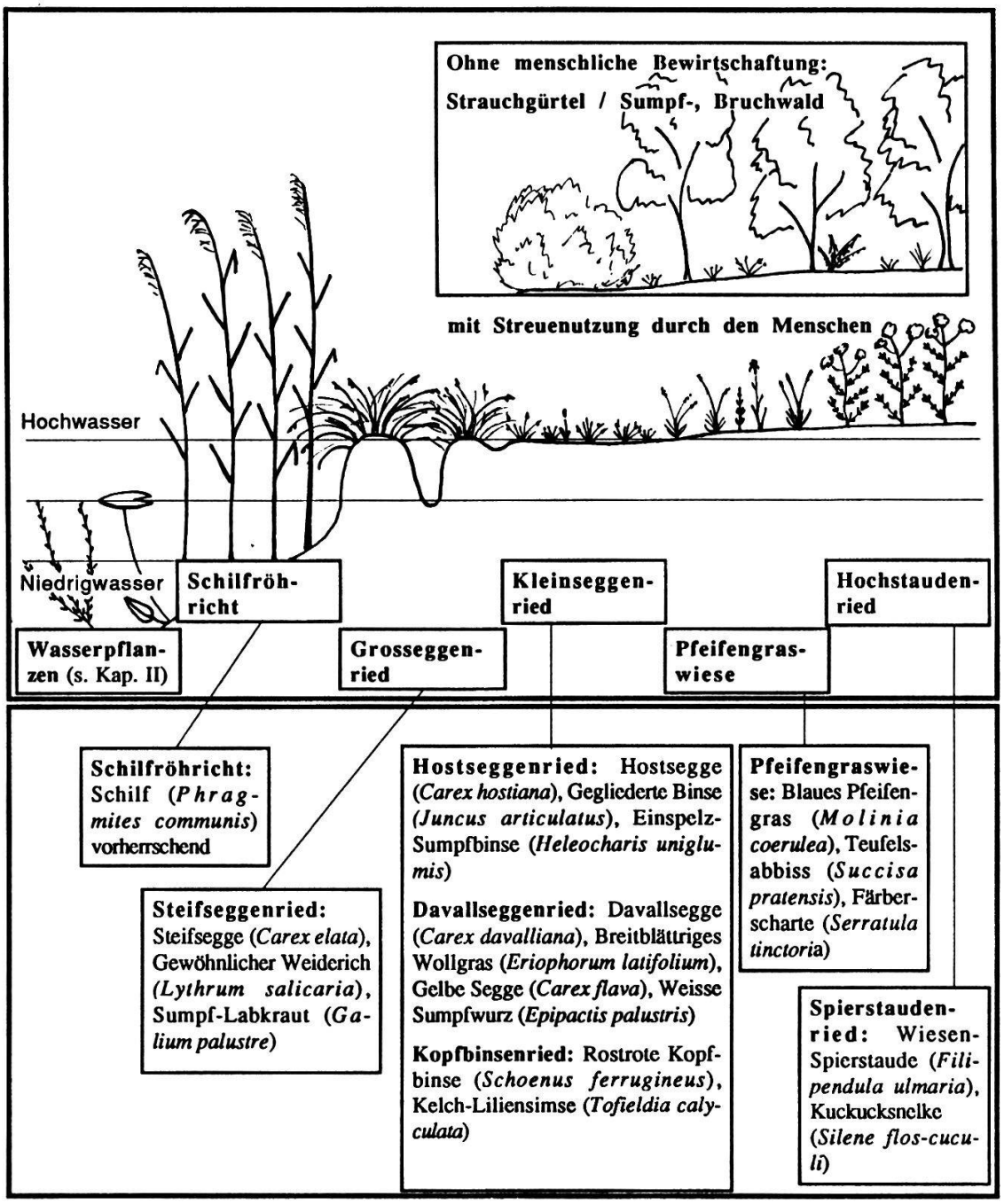


Fig. 2. Vegetation im Verlandungsbereich eines Sees und die entsprechenden Pflanzengesellschaften im Urner Reusstal.
Oben: Schematische Darstellung der aufeinanderfolgenden Vegetationseinheiten an einem Seeufer in Abhängigkeit vom Wasserstand.
Unten: Pflanzengesellschaften im Verlandungsbereich des Urner Reussdeltas mit typischen Arten.

1.3.2. Vegetationsaufnahmen und -kartierung

Von SINDELAR und WILHELM wurde 1987 die gesamte Riedlandschaft und das Waldgebiet in der Reussmündungsebene kartiert. (Vegetationskartierung 1988 siehe Kap. III, 3.).
Es wurden insgesamt 16 Vegetationseinheiten (Assoziationen, Subassoziationen, Varianten) und 4 Übergangsgesellschaften ausgeschieden (s. Anhang 3). In Fig. 2 sind die Riedpflanzengesellschaften in vereinfachter Weise dargestellt.

1.4. BEURTEILUNG

Eine Beurteilung der Vegetation des Untersuchungsgebietes in ihrem Zustand von 1987 durchzuführen, muss insofern in Frage gestellt werden, als mit dem Hochwasser vom August 1987 grundlegende Veränderungen eingetreten sind. Der beurteilte Zustand ist jetzt nicht mehr derselbe. Zur Abschätzung des Ausmasses dieser Veränderungen ist es aber notwendig zu wissen, wo naturschützerisch wertvolle Pflanzengesellschaften vorgekommen sind und in welchem Zustand sich diese befunden haben.
Weitere Angaben über die Schutzwürdigkeit dieser Vegetation sind verschiedenen Gutachten von KLÖTZLI (1965, 1971, 1973) sowie KLÖTZLI et al. (1974) zu entnehmen.

1.4.1. Schilfröhrichte

Die kleinen Restbestände des Schilfröhrichtes sind trotz ihrer Artenarmut, denn neben Schilf (*Phragmites communis*) kommt fast keine andere Art auf, wegen ihrer ökologischen Bedeutung als besonders wertvoll anzusehen. Viele Wasservögel sind auf Schilfröhrichte angewiesen, z.B. die Blässralle, die in der Schützenrüti noch ein regelmässiger Brutvogel ist. Andere Arten, wie die Teichralle, der Hauben- und der Zwergtaucher, sind infolge des Schilfrückganges selten geworden. Zur Erfüllung der Funktion eines Lebensraumes für Wasservögel ist eine Vergrösserung der Schilfflächen absolut notwendig. Infolge der Nährstoffzufuhr aus dem See sind die Schilfbestände dicht und hochgewachsen, aber in ihrer Vitalität reduziert. Aufgrund der beobachteten dauernden Treibgutansammlung im Röhricht sowie der starken Welleneinwirkung müssen diese Schilfflächen als stark gefährdet angesehen werden

(BINZ 1980, GRÜNIG 1980, KLÖTZLI und GRÜNIG 1976).

1.4.2. Grosseggenrieder

1987 nahmen die Grosseggenrieder in Form des Steifseggenriedes einen verhältnismässig grossen Teil im Seedorfer Ried und eine kleinere Fläche im Flüeler Ried ein. Die Steifsegge (*Carex elata*) dominierte die Vegetation, während daneben nur wenige andere Arten wie der Gewöhnliche Weiderich (*Lythrum salicaria*) oder das Sumpf-Labkraut (*Galium palustre*) vorkommen. Ausser der typischen Ausbildung wurden insbesondere im Flüeler Ried Übergänge zum Hostseggenried festgehalten. Wasserralle, Rohrammer und Teichrohrsänger sind auf ausgedehnte Röhrichte oder Seggenrieder angewiesen. Da nur noch ganz kleine Schilfflächen vorhanden waren, fanden sie in den Gross- und Kleinseggenriedern ihren Lebensraum.
Aus vegetationskundlicher Sicht sind die Grosseggenrieder auf der Seedorfer Seite südlich der Schwäb-Strasse hervorzuheben. Hier tritt die Wunder-Segge (*Carex paradoxa*) gegenüber der Steifsegge (*Carex elata*) häufiger auf. Auch die AG REUSSMÜNDUNG (1984) handelte diese Pflanzengesellschaft gesondert ab, während sie in der vorliegenden Vegetationskartierung zum Steifseggenried gezählt wird. Dies geschah mit der Absicht, den Vergleich mit den früheren Vegetationskartierungen gewährleisten zu können, weshalb keine neuen Vegetationseinheiten eingeführt wurden. Diese Bestände werden aus pflanzensoziologischer Sicht zu den mesotrophen Steifseggenriedern (*Caricetum elatae comaretosum*) gezählt (KLÖTZLI 1969). Eine besondere Bedeutung erhalten diese im Untersuchungsgebiet vorgefundenen Mischbestände von der Wunder-Segge (*Carex paradoxa*) und der Steifsegge (*Carex elata*) durch das häufige Vorkommen von Fieberklee (*Menyanthes trifoliata*) und der Ausbildung eines schwingenden Steifseggen-Bestandes, was auf einen Übergangsmoorcharakter hinweist. Zur Erklärung dieses Begriffes: Von den grundwasserbeeinflussten Flachmooren und den Hochmooren, deren Vegetation die Nährstoffe nur aus dem Regenwasser bezieht, werden die im standörtlichen Übergangsbereich angesiedelten Übergangsmoore unterschieden. Diese sind in der Schweiz sehr selten geworden (ZIMMERLI 1988).

1.4.3. Kleinseggenrieder

1987 waren die Kleinseggenrieder links und rechts der Reuss flächenmässig am stärksten vertreten. Dabei dominierten Ausbildungen der Hostseggenrie-

der und der Davallseggenrieder mit der Steifsegge. Typische Hostseggenrieder wurden im nordwestlichen Bereich der Schützenrüti und im nördlichen Teil des Seedorfer Riedes, beidseitig des Wyergrabens auskartiert, während typische Davallseggenrieder gar nicht auszumachen waren.
Die Davallseggenrieder sind artenreiche Pflanzengesellschaften, in welchen oft auch seltene Orchideen anzutreffen sind. Die Ausbildung mit der Steifsegge (*Carex elata*), die im Reussdelta vorzufinden war, weist auf etwas nässere Bedingungen mit längeren Überflutungen hin. Es können immer noch typische Arten, wie das Breitblättrige Wollgras (*Eriophorum latifolium*), die Gelbe Segge (*Carex flava*) oder die Weisse Sumpfwurz (*Epipactis palustris*), aufkommen, doch waren infolge der hohen Wasserstände im Juni 1987 die Davallseggen (*Carex davalliana*) nur sehr schwierig aufzufinden und zu erkennen.
In den Hostseggenriedern der Reussmündungsebene wurden neben der Hostsegge (*Carex hostiana*) oft die Gegliederte Binse (*Juncus articulatus*), die Einspelz-Sumpfbinse (*Heleocharis uniglumis*) sowie der Brennende Hahnenfuss (*Ranunculus flammula*) angetroffen. Diese Flutmulden-Pflanzengesellschaft findet sich in der Schweiz nur im Bereich verlandeter Altarme der Reuss, am oberen Bodensee bei Altenrhein und im Mas bei Hochfelden, ZH (KLÖTZLI 1969). Auch ausserhalb der Schweiz dürfte diese Gesellschaft sehr selten sein, was sie dementsprechend wertvoll erscheinen lässt.
Die Kopfbinsenrieder, welche von der Rostroten Kopfbinse (*Schoenus ferrugineus*) beherrscht werden, kommen in der Reussebene nur noch beim Zugersee vor (KLÖTZLI 1969). Südlich der N2 beim Schloss A Pro wurden grössere Kopfbinsenrieder und nördlich der N2 ein kleineres Kopfbinsenried mit der Weissen Schnabelbinse (*Rhynchospora alba*) auskartiert. Diese übergangsmoorartige, oft mit einer Verheidung verbundene Ausbildung ist in der Schweiz sehr selten und muss somit ebenfalls als besonders wertvoll eingestuft werden.

1.4.4. Pfeifengraswiesen

Die Pfeifengraswiesen zählen zu den besten Streuwiesen. Sie weisen einen grossen Artenreichtum auf und bieten neben den typischen Pflanzenarten, wie dem Blauen Pfeifengras (*Molinia coerulea*), dem Teufelsabbiss (*Succisa pratensis*) und der Färberscharte (*Serratula tinctoria*), oft seltenen Pflanzenarten, vor allem auch verschiedenen Orchideen oder dem Lungenenzian (*Gentiana pneumonanthe*), geeignete Lebensbedingungen. Letzterer ist le-

benswichtig für den Kleinen Moorbläuling, einen schönen, aber ebenfalls selten gewordenen Tagfalter. Zahlreiche andere Insekten können von der Blütenvielfalt profitieren. Im Reussdelta wurden 1987 solche reichen Pfeifengraswiesen im Seedorfer Ried östlich und westlich des Klosterbaches sowie im Flüeler Ried südlich der Schützenrüti auskartiert.

1.4.5. Hochstaudenrieder

Die üppige Vegetation der Hochstaudenrieder markiert den Übergang zum Intensivkulturland. Hochwüchsige Pflanzen wie die Wiesen-Spierstaude (*Filipendula ulmaria*) herrschen vor, wobei z.B. die Kuckucksnelke (*Lychnis flos-cuculi*) farbige Akzente setzt. Im südwestlichen Zipfel des Flüeler Riedes zeigt diese Vegetationseinheit eine frühere intensivere Nutzung an, während im Seedorfer Ried entlang dem Hechtgraben und dem Leglerengraben Spierstaudensäume aufgekommen sind. Unzählige Insekten finden in diesen Hochstauden-Dickichten ihre Nahrung und der Sumpfrohrsänger einen Brutplatz. Die Hochstaudenrieder werden in Riedgebieten durch Düngungseinflüsse aus dem Intensivkulturland in ihrer Ausbreitung gefördert und verdrängen somit in bezug auf Nährstoffe anspruchslosere und seltenere Pflanzenarten. Deshalb sind sie aus vegetationskundlich-naturschützerischer Sicht hinter die anderen genannten Pflanzengesellschaften zu stellen. Unter den im Untersuchungsgebiet vorgefundenen Bedingungen kann ihre Funktion als Lebensraum für Tiere erfüllt werden, doch sollte jede weitere Ausdehnung auf Kosten anderer Vegetetationseinheiten verhindert werden.

1.4.6. Futterwiesen

Innerhalb des heutigen Schutzperimeters befinden sich ehemalige intensiv genutzte Futterwiesen. Diese sind am Ostrand des Flüeler Riedes und am Südrand desselben neben dem Ölabscheiderkanal vorzufinden. Die Vegetation wird sowohl von Pflanzen des Intensivkulturlandes, wie dem Italienischen Raygras (*Lolium multiflorum*) und dem Kriechenden Hahnenfuss (*Ranunculus repens*), als auch von Riedpflanzen, wie der Hostsegge (*Carex hostiana*) oder dem Sumpf-Schachtelhalm (*Equisetum palustre*), geprägt. 1986 wurden diese beiden Flächen von CAPELLER et al. (1986) zu den Italienisch-Raygraswiesen mit Riedwiesenarten gezählt. Da 1987 im Gebiet neben dem Ölabscheiderkanal mit dem Aufgeben der Düngung schon erste Veränderungen festgestellt werden konnten (Neu- resp. Wiederaufkommen der

Wiesen-Spierstaude (*Filipendula ulmaria*), der Steifsegge (*Carex elata*), der Kuckucksnelke (*Lychnis flos-cuculi*), etc.), wurde diese Fläche der Vegetationseinheit des Spierstaudenriedes mit Steifsegge (trockene Ausbildung) zugeordnet. Bei der anderen Fläche im Flüeler Ried schien eine Umbenennung jedoch nicht gerechtfertigt. Sie wurde weiterhin als ehemalige Futterwiese bezeichnet.

1.4.7. Wald

Links und rechts der Reuss sind Überreste von Grauerlenwäldern angesiedelt. Der Bestand westlich der Reuss umfasst eine Fläche von ca. 5 ha, was nur ein winziger Bruchteil der ehemals ausgedehnten Auenwälder ist. Nach MOOR (1958) werden diese reussnahen Ausbildungen in die Gesellschaft des Schachtelhalm-Grauerlenwaldes (*Equiseto-Alnetum incanae*) gestellt.
Die Grauerlen-Bestände im Untersuchungsgebiet sind alle ungefähr im gleichen Alter. Im Unterwuchs dominiert meist kniehoch die Blaue Brombeere (*Rubus caesius*) und die Horstbildende Schmiele (*Deschampsia caespitosa*), während in der Strauchschicht vorwiegend der Gewöhnliche Schneeball (*Viburnum opulus*) vertreten ist.
Ein kleiner Bestand eines mit Fremdarten aufgeforsteten Eschenmischwaldes liegt südlich des Grauerlenwaldes auf der westlichen Seite der Reuss. Gemäss Literatur (ELLENBERG und KLÖTZLI 1972, HELLER 1969, MOOR 1958) entspricht dieser dem Zweiblatt-Eschenmischwald (*Ulmo-Fraxinetum listeretosum*), einem ehemaligen Hartholzauenwald auf sandüberdecktem Kiesboden, der nicht mehr vom Fluss überschwemmt wird. In den naturnahen Teilen herrscht die Esche (*Fraxinus excelsior*) vor, daneben stockt etwas Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*). In der Strauchschicht ist u.a. der Haselstrauch (*Corylus avellana*) vertreten, in der Krautschicht die Blaue Brombeere (*Rubus caesius*), das Vielblütige Salomonssiegel (*Polygonatum multiflorum*) und das Efeu (*Hedera helix*).
Die Auenrelikte im Reussdelta, die sich unter natürlichen Bedingungen am Rande des Hochwasserbereiches des Flusses befinden würden, haben sich infolge der fehlenden Überflutungen und gewisser Aufforstungen in der Artenzusammensetzung verändert. Dennoch sind sie als äusserst schützenswert anzusehen, da die Auenwälder in der Schweiz durch Flussverbauungen stark reduziert worden sind.

1.4.8. Vegetation auf den Reussdämmen

Die beiden Reussdämme, die aus Kiesschüttungen und Blockwurf bestehen, sind mit Sträuchern und Bäumen bepflanzt, die sich teilweise weiter ausgebreitet haben. Als äusserst bemerkenswert sind auf dem westlichen Damm einige kleinere unbewaldete Stellen hervorzuheben, die infolge der trockenen und besonnten Lage viele Arten der Halbtrockenrasen aufweisen, z.B. die Kriechende Hauhechel (*Ononis repens*), die Wiesen-Glockenblume (*Campanula patula*) und den Kleinen Wiesenknopf (*Sanguisorba minor*).

1.4.9. Überblick

Gesamthaft gesehen konnten 1987 in der Reussmündungsebene Kernzonen mit besonders wertvollen Pflanzengesellschaften an folgenden Stellen bezeichnet werden: Die Pfeifengraswiesen und Kleinseggenrieder im Seedorfer Ried östlich und westlich des Klosterbaches, die Grosseggenrieder und das Kopfbinsenried mit Weisser Schnabelbinse südlich der Schwäbstrasse, der gesamte Vegetationskomplex mit Pfeifengraswiesen und Kopfbinsenriedern beim Schloss A Pro und das Gebiet des Flüeler Riedes westlich des Ölabscheidergrabens.

1.5. VERGLEICH MIT FRÜHEREN UNTERSUCHUNGEN

1.5.1. Floristische Entwicklung bis 1935

Die ursprüngliche Vegetation des unteren Urner Reusstales setzte sich aus Grauerlen- und Weidenwäldern zusammen (OECHSLIN 1935). Diese wurden nach und nach von mageren Wiesen und Streuland abgelöst, wie sie zur Zeit nur noch im Untersuchungsgebiet vorhanden sind. Der Rest des Unterlandes wurde seit dem Kanalbau oder spätestens mit den Meliorationen in intensives Kulturland umgewandelt.
RHINER (1892-1895) beschrieb als erster relativ umfassend die Vegetation im verbleibenden naturnahen Deltabereich. Dabei verarbeitete er seine eigene und noch ältere Sammlungen von LUSSER und GISLER. Weiter stellte er fest, dass einige Arten in den vorangegangenen Jahren zurückgedrängt worden oder verschwunden waren. Er erwähnte diese jedoch nicht ausdrücklich, denn "wollte ein Florist solche gewöhnlichen Verluste öffentlich ausschei-

Tab. 2. Pflanzenarten, welche 1935 als verschwunden galten, jedoch 1984 und 1987 wieder gefunden wurden.

Rundblättriger Sonnentau - *Drosera rotundifolia*
Flattersimse - *Juncus effusus*
Taunsteiners Orchis - *Orchis traunsteineri*
Gewöhnlicher Wasserschlauch - *Utricularia vulgaris*

den, so käme er an kein Ende" (RHINER 1893/1895, S. 10).
OECHSLIN (1935) beobachtete ebenfalls einen Artenschwund von ca. 24 Arten. Er erklärte diese Erscheinung mit der 1920 durchgeführten Melioration und dem Zurückdrängen der Streuwiesen in Richtung See. Die in Tab. 2 aufgelisteten Arten betrachtete er als im Gebiet nicht mehr existierend. Sie wurden jedoch 1984 (AG REUSSMÜNDUNG 1984) und 1987 wieder gefunden.
Etwa zur gleichen Zeit verglich GAMMA seine Bestandesaufnahmen mit dem Fundortkatalog von BACHMANN aus den Jahren 1913/14 (GAMMA 1935). Bei diesem Vergleich berücksichtigte GAMMA vor allem die häufig vertretenen Arten und Bestände der Wasserpflanzen. Er wies einen deutlichen Rückgang aller Ausbildungen von Schilfröhrichten nach. Diesen brachte er mit den dortigen menschlichen Aktivitäten in Zusammenhang. Folgende hob er hervor: die Verbauung und Ausfüllung der Seeufer, Meliorationen, Erstellen von Boots-, Badeanlagen und Weekendhäuschen sowie die Baggertätigkeit für den Kiesabbau.
GAMMA (1935), OECHSLIN (1935) und RHINER (1892-1895) beschrieben einen allgemeinen Artenschwund oder den Rückgang einzelner Arten, was auf Störungseinwirkungen und Lebensraumverlust zurückgeführt wird. Eine quantitative Überprüfung der Zu- oder Abnahme der Artenvielfalt ist mit diesen Aussagen nicht möglich, doch muss die dargestellte abnehmende Tendenz festgehalten werden.

1.5.2. Vergleich der Vegetationskartierung 1987 mit früheren Kartierungen

Veränderungen der Vegetation im Reussdelta lassen sich nachweisen durch die Kartierung derselben Vegetationseinheiten in den Jahren 1973 (KLÖTZLI et al. 1974), 1982 (ANL 1983) und 1987 (WILHELM 1987 und SINDELAR 1987).

1.5.2.1. Schilfröhrichte

Im Flüeler Ried waren bis 1982 die beiden letzten Schilfröhrichte im Seeuferbereich verschwunden. Die einzigen Überreste fanden sich neben dem Giessenkanal.
Auf der Seedorfer Seite waren bis 1982 die Vorkommen bei der Mündung des Wyergraben ausgelöscht.
1987 war das Schilfröhricht im gesamtenUferbereich in unverändert kleinen Beständen vorzufinden. Entlang der Kanäle war es weitgehend zerstört, da diese im Winter 1986/87 ausgebaggert worden waren. Ebenso war es vor der Schützenrüti stark dezimiert.

1.5.2.2. Steifseggenrieder

1982 war im Flüeler Ried ein deutlicher Zuwachs der Steifseggenrieder auf Kosten der Pfeifengraswiesen zu verzeichnen. Ebenfalls eine Ausdehnung der Steifseggenrieder wurde im zentralen Teil der Schwäb im Seedorfer Ried zu Lasten der Kleinseggenrieder vermerkt. Diese Ausbreitung der Steifseggenrieder setzte sich später nicht mehr weiter fort. Sie wurde damals mit einer Erhöhung des Wasserspiegels um mindestens 15 cm erklärt. 1987 wurde im Seedorfer Ried, südlich der Schwäbstrasse, auf einem Arm des Hechtgrabens ein schwingendes Steifseggenried notiert.

1.5.2.3. Kleinseggenrieder

Bis 1982 vergrösserte sich die Fläche der Kleinseggenrieder im Flüeler Ried auf Kosten der Pfeifengraswiesen, während ihre Ausdehnung im Seedorfer Ried zu Gunsten der Grosseggenrieder verringert wurde.
Hostseggenried: Die Hostseggenrieder erlitten in ihrer Ausdehnung seit der Kartierung 1982 keine Einbussen. Sie zeigten jedoch die Tendenz, in die nassere Ausbildung (3re) überzugehen.
Davallseggenried: Ob bei den Davallseggenriedern von 1973 bis 1987 eine Veränderung stattgefunden hat, kann nicht schlüssig geklärt werden. Gemäss den verwendeten Vegetationsbezeichnungen der Karten von 1973 und 1982 kam damals das typische Davallseggenried (*Caricetum davallianae typicum*) vor. Es wurde jedoch bereits im Gutachten von KLÖTZLI et al. (1974) darauf hingewiesen, dass die Davallseggenrieder meist sehr stark mit der Steifsegge (*Carex elata*) durchsetzt waren. Es muss angenommen werden, dass die

Steifseggen in ihrer Deckung zugenommen haben.
Kopfbinsenried: In den Jahren von 1973 bis 1987 gingen im Seedorfer Ried nördlich und insbesondere südlich der N2 die Kopfbinsenbestände vor allem zu Gunsten der feuchten Variante der Kopfbinsen-Pfeifengraswiese zurück. Demgegenüber konnte erstmals ein sehr kleiner Bestand nordwestlich der Autobahn auskartiert werden. Dies kann damit erklärt werden, dass für die beiden vorangegangenen Kartierungen mit grösseren Mindestkartierungsflächen gearbeitet wurde.

1.5.2.4. Pfeifengraswiesen

Die Pfeifengraswiesen hatten 1987 im Seedorfer Ried beinahe die gleiche Ausdehnung wie 1973. Sie konnten sich seit 1973 im westlichen Zipfel des Seedorfer Riedes auf Kosten von Davallseggenriedern unwesentlich ausdehnen. Im Flüeler Ried wurde im Gegensatz zur ANL-Kartierung von 1982 eine feuchtere Ausbildung im Übergang zum Davallseggenried kartiert.

1.5.2.5. Spierstaudenrieder

Eine Zunahme der Ausdehnung der Spierstaudenrieder konnte im Seedorfer Ried entlang dem Legleren- und dem Hechtgraben, im Flüeler Ried auf Kosten von Pfeifengraswiesen verzeichnet werden.

1.5.2.6. Futterwiesen

Der Futterwiesenspickel mit Riedpflanzenarten am Ostrand des Flüeler Riedes wurde 1987 beinahe gleich kartiert wie 1982.
Die ehemalige Futterwiese im westlichen Teil des Flüeler Riedes, die von CAPELLER et al. (1986) als eine Raygraswiese mit Riedwiesenpflanzen ausgegrenzt wurde, war 1982 noch als eine Pfeifengraswiese bezeichnet worden. 1987 konnte eine Umwandlung in ein Spierstaudenried beobachtet werden.

1.5.2.7. Grauerlenwald

Die Ausgrenzung des Grauerlenwaldes von 1987 zeigt gegenüber der Kartierung der ANL lediglich beim Linken eine Verminderung des Bestandes, welche vor allem auf die dortigen Bauarbeiten zurückgeführt werden kann.

1.5.2.8. Gesamtausdehnung der Riedflächen

Durch den Bau der Autobahn war auf der Seedorfer Seite die Gesamtausdehnung des Riedes zurückgegangen. Die Düngung in angrenzenden Fettwiesen machte sich vor allem im Zurückdrängen seltener Riedpflanzen bemerkbar. Im südlichen Teil des Flüeler Riedes dehnte sich durch vermehrten Nährstoffeintrag nährstoffliebende Vegetation aus. Die Gesamtausdehnung des Riedes wurde bis 1982 um 25 a durch die Umwandlung einer Riedfläche in eine Fettwiese verringert.

1.5.2.9. Artenvielfalt

Die allmähliche Ausbreitung artenärmerer Vegetation (Grosseggenrieder, Hochstaudenrieder) auf Kosten artenreicherer Pflanzengesellschaften (Kleinseggenrieder, Pfeifengraswiesen) kann zu einer Verminderung des Artenreichtums beitragen. Dies lässt sich aber nur mit langfristig wiederholten Untersuchungen überprüfen.

2. STANDORT

(von Karin MARTI, Karin SINDELAR und Markus WILHELM)

2.1. EINLEITUNG

"Standort" ist die ökologische Bezeichnung für einen Ort mit seinen Umweltfaktoren, welche das Klima, den Boden und die Lebewesen umfassen.
Der Standort von Mooren wird durch eine reichliche Wasserversorgung charakterisiert. Es wird zwischen Hochmooren und Flachmooren unterschieden, wobei erstere Nährstoffe aus dem Regenwasser und letztere aus dem Mineralbodenwasser beziehen. Die Riedlandschaft in der Urner Reussmündungsebene gehört in die Kategorie der Flachmoore.
(Ried ist eine geläufige Bezeichnung für Moore und auf Mineralboden vorkommende Feuchtwiesen. Der in dieser Arbeit ebenfalls verwendete Begriff Streuwiese benennt ein Ried in seiner Nutzungsform.)
Für die mannigfaltige Vegetation der Moore sind vor allem die Höhe des Wasserstandes und die Nährstoffverhältnisse ausschlaggebend (KLÖTZLI 1969, SUCCOW und JESCHKE 1986).
Der Schwerpunkt der vorliegenden Standortsuntersuchungen liegt deshalb auf dem Wasserhaushalt und dem Wasserchemismus in den verschiedenen Pflanzengesellschaften.

2.2. MATERIAL UND METHODEN

(Lage der Untersuchungsstellen siehe Anhang 1)

2.2.1. Grundwasserstandsmessungen

Oberflächennahe Wasseranreicherungen, die jahreszeitlich bedingt über schwer wasserdurchlässigen Bodenschichten entstehen, werden als Stauwasser bezeichnet, im Gegensatz zum dauernd vorhandenen Grundwasser (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1982). Im folgenden wird auch das Stauwasser unter dem Begriff Grundwasser angeführt. Der Wasserspiegel im Grundwasserrohr entspricht dem hydraulischen Gleichgewicht des Grundwassers. Bei geneigter Oberfläche ist eine zusätzliche Wasserzufuhr zu berücksichtigen (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1982), was im Reussdelta aber nicht der Fall ist.

An 46 Untersuchungsstellen wurden neben den markierten Dauerbeobachtungsflächen Grundwasserrohre, d.h. 100 cm lange PVC-Rohre mit vier versetzten Lochreihen und einem Durchmesser von 3.2 cm, installiert. Zur Abhaltung des Regenwassers wurden alle Rohre mit enganliegenden Deckeln verschlossen (EGLOFF 1982, HÖLZER 1977). Die Messungen erfolgten im ungefähren Abstand von vierzehn Tagen vom 27. April bis zum 24. August 1987.
Die Auswertung wurde mittels Dauerlinien-Analysen nach KLÖTZLI (1969) und NIEMANN (1973) ausgeführt.

2.2.2. Grundwasseranalysen

Einmal pro Monat, von Mai bis August 1987 wurden aus den Grundwasserrohren mit einer handbetriebenen Vakuumpumpe Wasserproben entnommen. Vor Ort wurden mittels portablen WTW-Messgeräten pH90 und LF91 die Temperatur, der pH-Wert und die elektrische Leitfähigkeit bestimmt.
Die weiteren Analysen erfolgten im Kantonalen Labor der Urkantone. Am Probenahmetag wurden die Wasserproben mit GF/F-Glasfiltern filtriert und über Nacht bei 4°C gelagert. Während der folgenden Tage wurden mit dem Autoanalyser NH_4-, NO_3-, NO_2-, und Ortho-PO_4-Gehalte gemessen. Die angewendete Methode basiert auf einem ähnlichen kalorimetrischen Prinzip wie diejenige der EAWAG. Um systematischen Fehlern des Autoanalysers bei geringen Konzentrationen zu begegnen, wurde das Ortho-PO_4 zudem manuell bestimmt, ebenfalls nach einer durch das Labor der Urkantone abgeänderten Methode der EAWAG.
Zur Bestimmung des gelösten Gesamtphosphates wurde bei 210°C und 1.1 atm ein zweistündiger Druckaufschluss der Wasserproben mit Kaliumperoxodisulfat durchgeführt, was eine Hydrolyse und eine Oxidation der Phosphatverbindungen bewirkt. Ihre konzentrationsabhängige Emission konnte mit dem UV-Spektrophotometer gemessen und mittels einer Eichkurve graphisch auf die gewünschten Konzentrationseinheiten umgerechnet werden.
Die Kationen-Gehalte wurden mit dem Atomabsorptionsspektrophotometer ermittelt. Dabei erfolgte die Messung der K- und Na-Gehalte mittels Flammenemission und nachfolgender graphischer Umrechnung an jeweils neu erstellten Eichkurven, während die Konzentrationen von Fe, Mn, Ca und Mg mit den jeweiligen ionenspezifischen Hohlkathodenlampen und geräteinterner Eichung und Umrechnung bestimmt wurden.

2.3. RESULTATE UND DISKUSSION

2.3.1. Dauerlinien

Die Dauerlinien zeigen nicht den Verlauf der Wasserstandsschwankungen während der Messperiode an, sondern die Anzahl Tage oder Wochen, die der Wasserspiegel auf einer bestimmten Höhe steht (Fig. 3.1-3.26). Diese in abfallender Weise dargestellten Dauerlinien werden zur Charakterisierung von Pflanzengesellschaften herangezogen (KLÖTZLI 1969).

Flüeler Ried

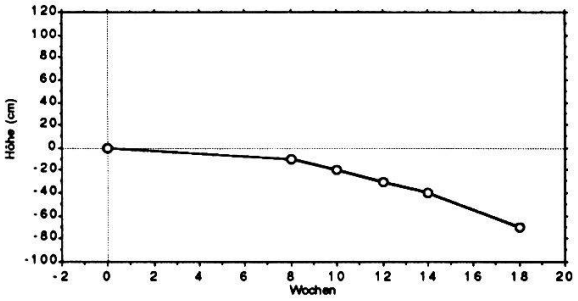


Fig. 3.1. Dauerlinie des Messpunktes 46

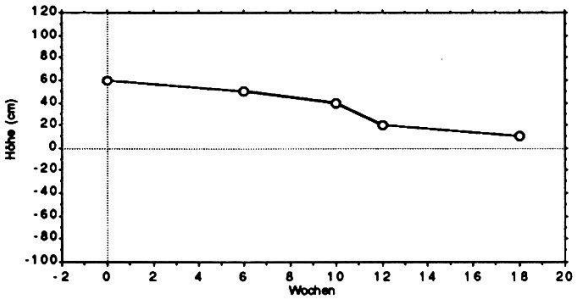


Fig. 3.2. Dauerlinie des Messpunktes 35

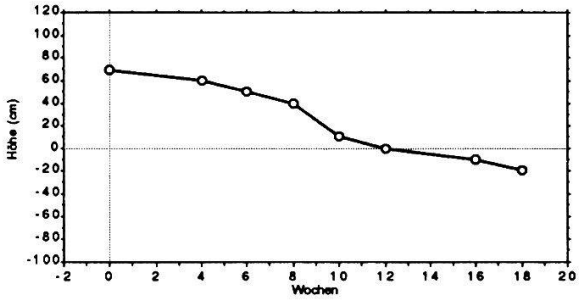


Fig. 3.3. Dauerlinie des Messpunktes 38

Fig. 3.1. Schilfröhricht (Ph): Die Dauerlinie verläuft konvex abfallend. Der mittlere Wasserstand beträgt 34 cm unter Flur. Während 6 Wochen ist der Wasserspiegel ziemlich nahe der Bodenoberfläche. Für ein Schilfröhricht ist ein hoher Wasserstand und eine langandauerne Überflutung zu erwarten, was auf diesen Messpunkt nicht zutrifft. Dieser Messort befindet sich in einem kleinen Überrest eines früher ausgedehnten Schilfgürtels auf stark schotterhaltigem Untergrund nahe beim Wald. Eine gewisse Ähnlichkeit mit den beiden Dauerlinien des Grauerlenwaldes ist auch tatsächlich vorhanden (Fig. 3.13, 3.14).
Fig. 3.2 und 3.3. Steigseggenried (8): Die sigmoid verlaufenden Dauerlinien zeigen eine mehrwöchige (12-18 Wochen) Überflutung während der Vegetationsperiode an, wobei der mittlere Wasserstand zwischen 23-25 cm über Flur liegt. Der Messort 35 in der Schützenrüti befindet sich näher beim See als der Messort 38 auf der Allmend. Damit ist die längere Überflutung beim Punkt 35 zu erklären.

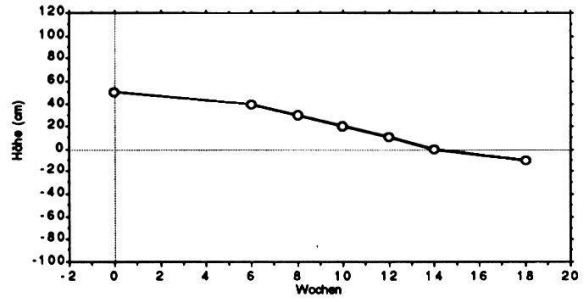


Fig. 3.4. Dauerlinie des Messpunktes 43

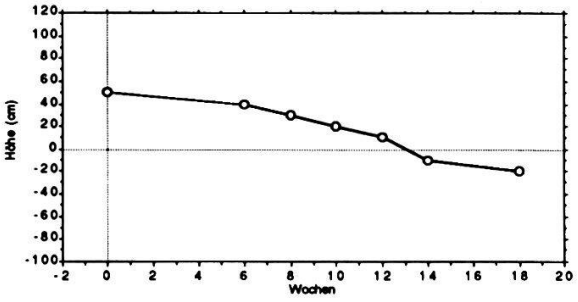


Fig. 3.5. Dauerlinie des Messpunktes 44

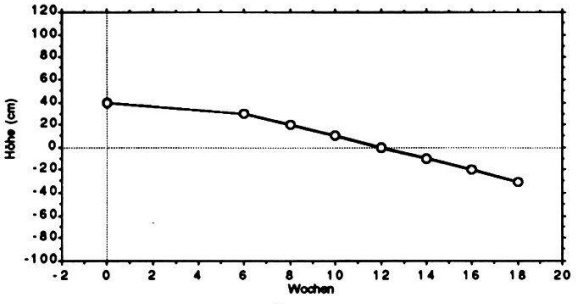


Fig. 3.6. Dauerlinie des Messpunktes 36

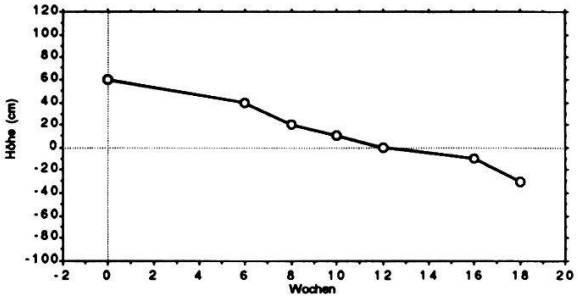


Fig. 3.7. Dauerlinie des Messpunktes 37

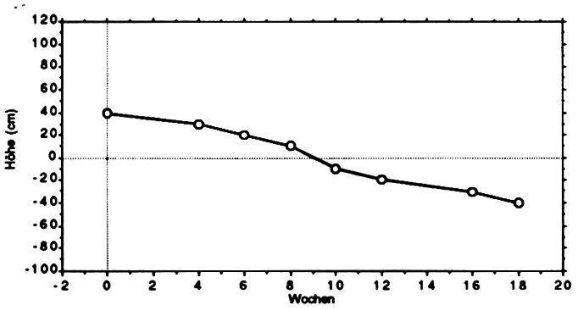


Fig. 3.8. Dauerlinie des Messpunktes 39

Fig. 3.4-3.6. Steifseggenried im Ünbergang zum Hostseggenried (8/3r): Der Kurvenverlauf ist ziemlich gerade bis sigmoid. Der mittlere Wasserstand beträgt 8-19 cm. Die Überschwemmungsdauer liegt bei 12-14 Wochen. Die Messpunkte 38 und 35 im typischen Grosseggenried weisen einen höheren Wasserstand (38) resp. eine längere Überflutung (35) im Vergleich zu dieser Gruppe auf.

Fig. 3.7. Hostseggenried, Ausbildung mit Steifsegge (3re): Die Dauerlinie verläuft leicht sigmoid mit einem anschliessenden Abfall. Der mittlere Wasserstand beträgt 19 cm über Flur und die Überschwemmungsdauer liegt bei 12 Wochen. Eine Unterscheidung zwischen den Einheiten 8/3r und 3re kann höchstens mit dem plötzlichen Abfall am Ende der Kurve gemacht werden.

Fig. 3.8. Hostseggenried (3r): Die Dauerlinie des Messortes 39 zeigt einen leicht sigmoiden Verlauf. Der mittlere Wasserstand beträgt 1 cm über Flur, die Überschwemmungsdauer 9 Wochen; beides sind eindeutig niedrigere Werte als bei den Messpunkten der Einheiten 8, 8/3r und 3re.

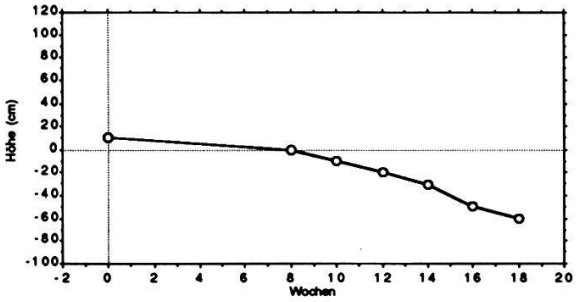


Fig. 3.9. Dauerlinie des Messpunktes 45

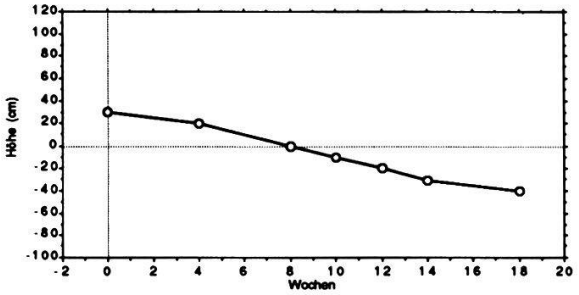


Fig. 3.10. Dauerlinie des Messpunktes 42

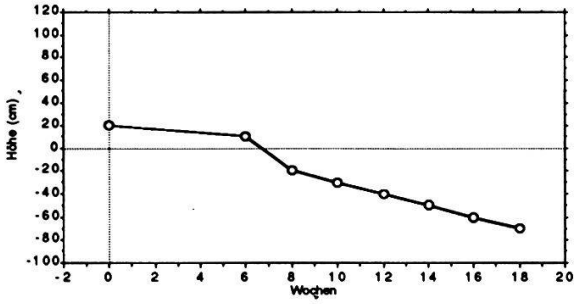


Fig. 3.11. Dauerlinie des Messpunktes 33

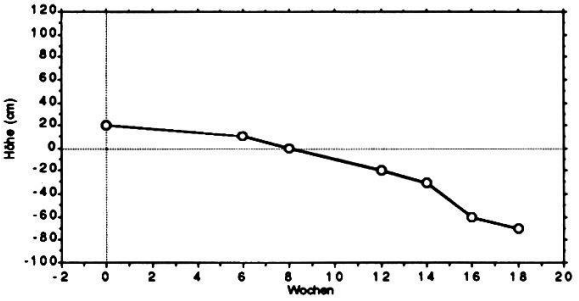


Fig. 3.12. Dauerlinie des Messpunktes 34

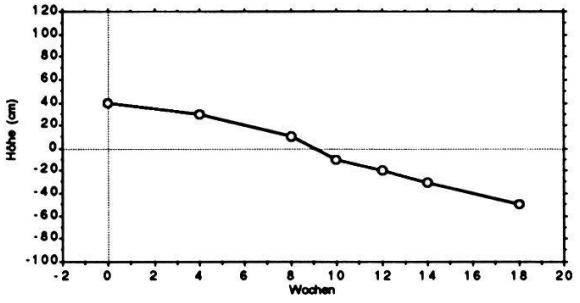


Fig. 3.13. Dauerlinie des Messpunktes 41

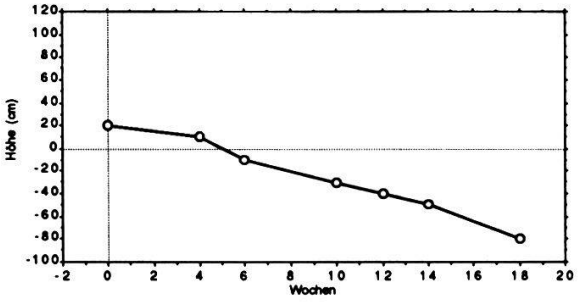


Fig. 3.14. Dauerlinie des Messpunktes 47

Fig. 3.9. Hostseggen-Pfeifengraswiese, Übergang zu Davallseggenried (2/[3et]): Der Kurvenverlauf der Dauerlinie zeigt eine leicht konvexe Form und eine Überschwemmungsdauer von 8 Wochen während der Vegetationsperiode. Der mittlere Grundwasserstand liegt bei 24 cm unter Flur. Der Grundwasserspiegel sinkt deutlich weiter ab als bei dem Messort 42 in der Pfeifengraswiese (Fig. 3.10.). Eine Überflutung der Einheiten 2 und 3et ist nicht üblich, wie ein Vergleich mit entsprechenden Dauerlinien von KLÖTZLI (1969) zeigt. Die starken Niederschläge dieses Sommers haben zu dieser Erscheinung geführt.
Fig. 3.10. Pfeifengraswiese (2): Die Dauerlinie ist ziemlich gerade bis leicht sigmoid. Der mittlere Wasserstand beträgt 7 cm unter Flur. Die Überflutungsdauer beträgt 8 Wochen.
Fig. 3.11 und 3.12. Ehemalige Futterwiese (F): Der Kurvenverlauf ist sigmoid bis konvex mit einer Überflutungsdauer von 6-8 Wochen und einem mittleren Wasserstand von 24 bis 26 cm unter Flur. Der Wasserspiegel sinkt also ziemlich stark ab.
Fig. 3.13 und 3.14. Grauerlenwald: Sowohl die Überflutungsdauer (9 resp. 5 Wochen) als auch der mittlere Wasserstand (-7 resp. -9 cm) differieren bei diesen beiden Dauerlinien beträchtlich, doch der gerade bis leicht sigmoide Verlauf der Kurven ist vergleichbar.

Seedorfer Ried

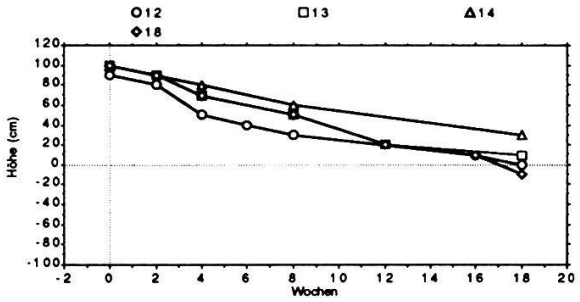


Fig. 3.15. Dauerlinien der Messpunkte 12, 13, 14, 18

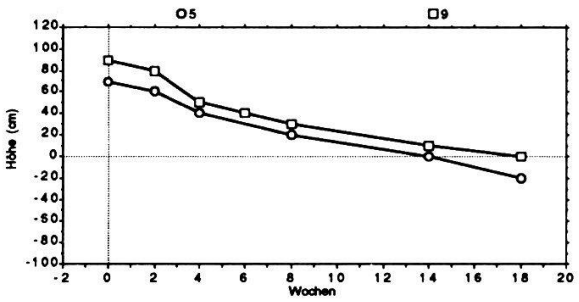


Fig. 3.16. Dauerlinien der Messpunkte 5, 9

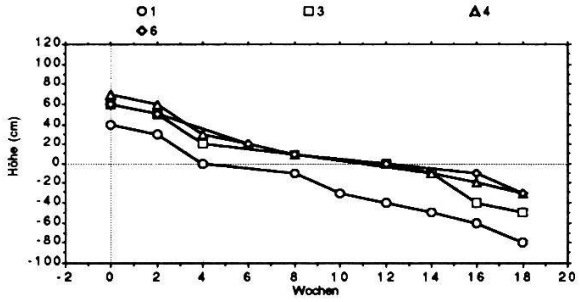


Fig. 3.17. Dauerlinien der Messpunkte 1, 3, 4, 6

Fig. 3.15. Schilfröhricht (Ph): Die vier Messpunkte 12/13/14/18 ergeben ein Kurvenbild mit konkavem bis sigmoidem Verlauf. Einheitlich bei allen Messpunkten ist einerseits die Überflutungsdauer von 18 Wochen, andererseits die grosse Amplitude von ca. 100 cm. Das Grundwasserrohr 18 mit der grössten Amplitude von 110 cm und einem Wasserstandsminimum unter 0 cm liegt direkt am Seeufer. Dagegen befinden sich die Rohre 12,13,14 mit den ausgeglichenen Dauerlinien hinter einem Trampelpfad (leichte Erhöhung).
Im Gegensatz zum Messort im Flüeler Ried (Fig. 3.1) sind durchgehend hohe Wasserstände und lange Überflutungszeiten zu beobachten.
Fig. 3.16. Steifseggenried (8): Sowohl die Messungen aus Rohr 5 als auch diejenigen aus Rohr 9 ergeben einen relativ steilen sigmoiden Dauerlinienverlauf mit einer Überflutungsdauer von ca. 16 Wochen. Der maximale Stand des Oberflächenwassers liegt 10-20 cm unter demjenigen der Schilfröhricht-Messorte.
Der Dauerlinienverlauf der beiden Messorte im Flüeler Ried (Fig. 3.2, 3.3) ist im Vergleich etwas flacher, aber in bezug auf die Höhe und Länge der Überflutung ähnlich.
Fig. 3.17. Hostseggenried, Ausbildung mit Steifsegge (3re): Ihrer Vegetation zufolge sind die Grundwasserrohre 1/3/4/6 alle der gleichen Vegetationseinheit zuzuordnen. Die Dauerliniendarstellung ergibt demgegenüber kein ganz einheitliches Bild. Einerseits gilt es, den steil sigmoiden Verlauf bei den Rohren 3/4/6 mit einer Überflutungsdauer von ca. 12 Wochen festzuhalten, andererseits den ähnlichen Liniengang von Messpunkt 1, dessen Überflutungsdauer aber 4 Wochen nicht übersteigt. Zudem unterbieten seine absoluten Maxima und Minima die der anderen drei um 20-50 cm.
Die Dauerlinie des Messpunktes 37 im Flüeler Ried (Fig. 3.7.) entspricht der Gruppe 3/4/6.

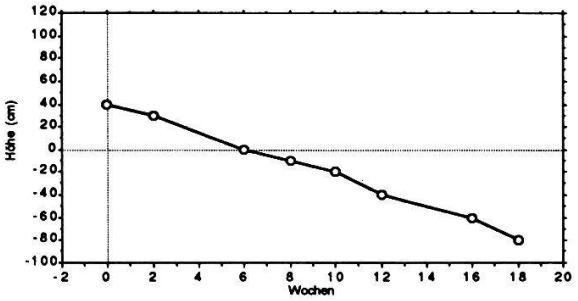


Fig. 3.18. Dauerlinie des Messpunktes 2

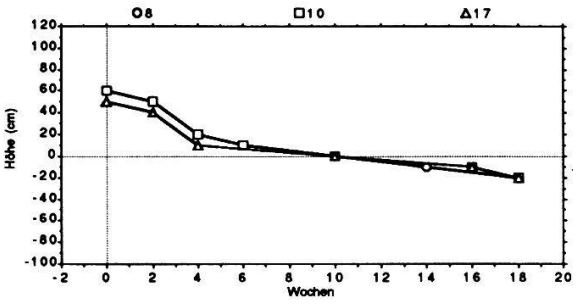


Fig. 3.19. Dauerlinien der Messpunkte 8, 10, 17

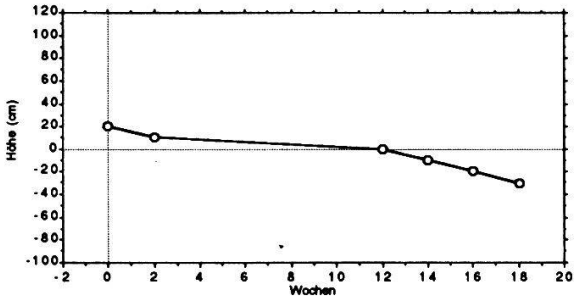


Fig. 3.20. Dauerlinie des Messpunktes 22

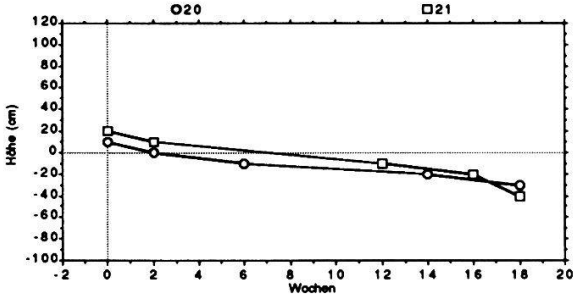


Fig. 3.21. Dauerlinien der Messpunkte 20, 21

Fig. 3.18. Hostseggenried (3r): Vom Hostseggenried stehen lediglich Daten des Grundwasserrohrs 2 zur Verfügung. Sein Dauerlinienverlauf erscheint linear abfallend und weist eine grosse Amplitude von über 120 cm auf.
Im Vergleich zur Dauerlinie im Hostseggenried auf der Flüeler Seite beim Messpunkt 39 (Fig. 3.8.) sind hier niedrigere Werte für den Maximalwasserstand und die Überflutungsdauer festzustellen.
Fig. 3.19. Steifseggen-Davallseggenried (3e): Obwohl die drei Grundwasserrohre 8/10/17 in Flächen recht unterschiedlicher Umgebung liegen, darf der Dauerlinienverlauf als einheitlich sigmoid eingestuft werden, mit einem Maximum bei 50 cm. Die Überflutungsdauer liegt bei allen Messstellen übereinstimmend bei 10 Wochen.
Fig. 3.20. Davallseggenried mit Steifsegge (3*e): Trotz der einzigen Messstelle, welche für die Auswertung zur Verfügung steht, scheint es doch gerechtfertigt zu sein, von einem anderen Dauerlinienbild zu sprechen als bei 3e (Fig. 3.19.). Wohl liegt die Überflutungsdauer der Kurve noch im gleichen Bereich (knapp 12 Wochen), doch der maximale Oberflächenwasserspiegel (20 cm) steigt bei weitem nicht mehr so hoch. Auch ist die Form der Kurve nun leicht sesselförmig.
Fig. 3.21. Kopfbinsenried (10): Das untersuchte Kopfbinsenried beim Schloss A Pro ist schwach bultig und schlenkig. Daher wurde ein Grundwasserrohr (20) in eine "Bulte" installiert und das andere (21) in eine "Schlenke". Die Differenz der Grundwasserhöhe der beiden Standorte kann aus den Dauerlinien auf etwa 10 cm abgeschätzt werden. Die Dauerlinien ergeben im Gesamteindruck einen schwach sesselförmigen Verlauf, wobei die durchschnittliche Überflutungsdauer bei 2-7 Wochen liegt.

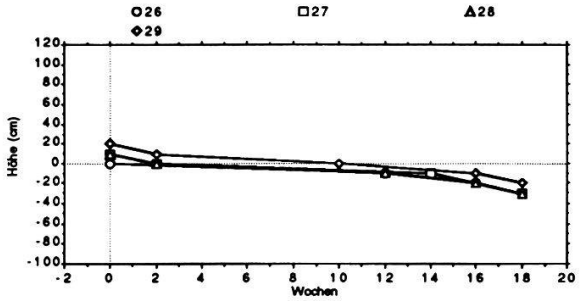


Fig. 3.22. Dauerlinien der Messpunkte 26, 27, 28, 29

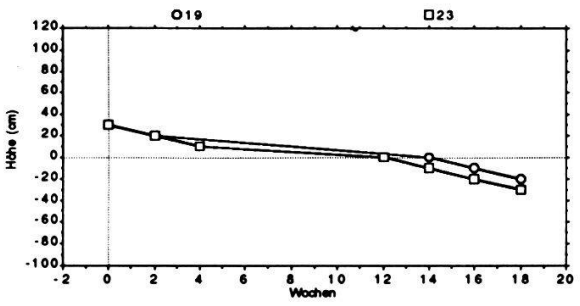


Fig. 3.23. Dauerlinien der Messpunkte 19, 23

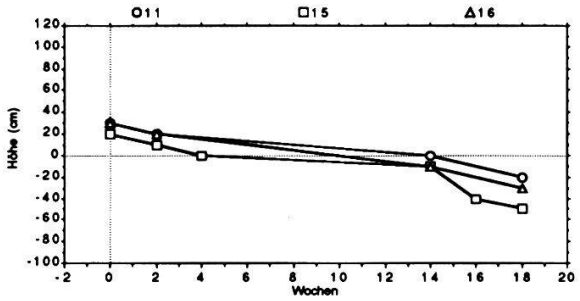


Fig. 3.24. Dauerlinien der Messpunkte 11, 15, 16

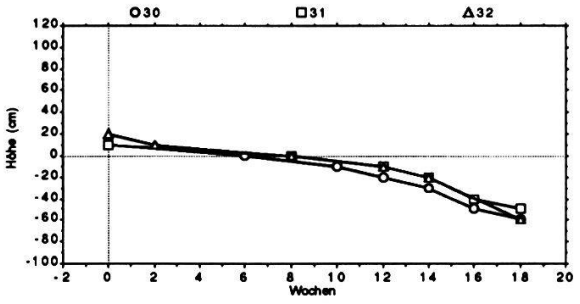


Fig. 3.25. Dauerlinien der Messpunkte 30, 31, 32

Fig. 3.22. Steifseggen-Kopfbinsenried, Variante mit Weisser Schnabelbinse (10r): Die Messorte 26/27/28 dürfen als "bultig" bezeichnet werden, dies im Gegensatz zum Messort 29, der in einer "Schlenke" liegt. Seine Dauerlinie hebt sich um ca. 10 cm von den drei untereinander sehr homogen verlaufenden schwach sesselförmigen Liniengängen ab. Je nach der Bodenoberflächenstruktur beträgt die durchschnittliche Überflutungsdauer 2-10 Wochen.

Fig. 3.23. Kopfbinsen-Pfeifengraswiese (3s): Sowohl ein flacher sesselartiger Dauerlinienverlauf als auch eine mittlere 13-wöchige Überflutungsdauer zeichnen die beiden durch die N2 getrennten Flächen 19 und 23 aus.

Fig. 3.24. Pfeifengraswiese (2): Die Dauerlinien der Messpunkte 11/15/16 zeigen einen mehr oder weniger deutlich sesselförmigen Verlauf. Die mittlere Überflutungsdauer liegt bei ca. 9 Wochen.

Fig. 3.25. Spierstaudenried (6): Alle drei Messstationen 30/31/32 liegen in der gleichen Untersuchungsfläche und haben erwartungsgemäss einen ähnlichen Kurvenverlauf. Auffällig ist die relativ lange Überflutungsdauer von ca. 7 Wochen mit sehr wenig Oberflächenwasser. Der Grundwasserspiegel bewegt sich während 10 Wochen um den Nullpunkt, bevor ein rascher Abfall bis gegen 60 cm unter Flur zu verzeichnen ist.

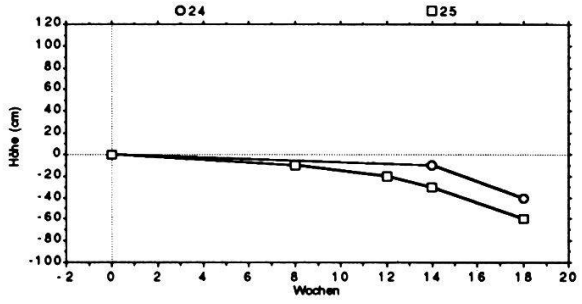


Fig. 3.26. Dauerlinien der Messpunkte 24, 25

Fig. 3.26. Spierstaudenried, trockene Ausbildung mit Steifsegge (6et): Der Hauptunterschied zwischen den Dauerlinien der Einheiten 6et (Fig. 3.26) und 6 (Fig. 3.25) besteht in der Überflutungsdauer. Der Grundwasserstand stieg während der ganzen Messperiode nie über die Bodenoberfläche.

2.3.2. Grundwasseranalysen

Die Analysewerte der im Juni und Juli entnommenen Wasserproben wurden nicht in die Auswertung einbezogen, da durch die hohen Wasserstände bei der Probenahme eine Vermischung des Grund- und des Oberflächenwassers stattfand, woraus ein verfälschtes Bild der allgemeinen Standortsverhältnisse resultieren würde.

Die Nährstoffgehalte wurden in Mikrogramm/Liter Wasser gemessen und mit ln(x+1) transformiert, da die Vegetation erst auf Unterschiede in den Nährstoffverhältnissen reagiert, die auch im logarithmischen Bereich festzustellen sind. Zudem dient diese Transformation der Vergleichbarkeit mit Messungen in anderen Einheiten. So wurde die in Mikro-Siemens gemessene Leitfähigkeit auf dieselbe Weise transformiert, während für die pH-Werte auf eine Umwandlung verzichtet werden konnte, da es sich dabei schon um einen Logarithmus handelt.

In den Fig. 4.1-4.7 werden diese transformierten Durchschnittswerte nach den Vegetationseinheiten geordnet dargestellt. Jeder Punkt entspricht dem Durchschnittswert der gemessenen Nährstoffkonzentrationen an einem Messort, während jede Vegetationseinheit durch mehrere Messorte repräsentiert wird.

2.3.2.1. Phosphat

Nach den Düngungsversuchen von EGLOFF (1986) in Streuwiesen im nördlichen Schweizer Mittelland ist für Pfeifengraswiesen und Kleinseggenrieder wie auch für andere Flachmoorpflanzengesellschaften das Phosphat als primär limitierender Faktor anzusehen.
Sowohl die Orthophosphat- wie auch die Gesamtphosphatgehalte (Fig. 4.1 und 4.2) sind bei den Spierstaudenriedern am höchsten (um 0.05 mg/l), wenn auch ihre Streuung relativ gross ist. Der absolut höchste Wert wurde beim Messpunkt 25 verzeichnet, der eine Mischgesellschaft zwischen einem Spierstaudenried und einer ehemaligen Futterwiese darstellt. Diese nährstoffliebende Pflanzengesellschaft wird durch indirekte Düngungseinwirkungen der Landwirtschaft, im Gebiet insbesondere in den Grenzzonen und entlang den Gräben, auf Kosten der anspruchsloseren Vegetation gefördert (s. auch KLÖTZLI 1986). Absteigende Werte sind über die Pfeifengraswiesen, die Kleinseggenrieder (Kopfbinsen-, Davallseggen- und Hostseggenried) bis zum Grosseggenried festzustellen.
Beim Schilfröhricht geschieht die Phosphatzufuhr durch das Seewasser. Die niedrigeren Werte in den Grosseggenriedern, bei welchen alle Messorte einheitlich niedrige Konzentrationen (0.01 mg/l) aufwiesen, zeigen die Kapazität dieser Pflanzen, Nährstoffe aufzunehmen. Bei allen anderen Gesellschaften wurden mittlere Werte (0.02 mg/l) festgehalten, wobei grosse Streuungen auftraten. Einzig die Werte der Pfeifengraswiesen zeigen speziell beim Ortho-Phosphat ebenfalls geringere Konzentrationen (Fig. 4.1).
Bei den untersuchten Pflanzengesellschaften, welche niedrige Nährstoffkonzentrationen im Bodenwasser aufwiesen, muss unterschieden werden zwischen denjenigen, welche durch ihr Aufnahmevermögen die Konzentrationen verringern, und denjenigen, welche wie die Pfeifengraswiesen nur bei geringen Nährstoffkonzentrationen vorkommen können.

2.3.2.2. Stickstoff

Nach BOLLER-ELMER (1977) sind in extensiv bewirtschafteten Streu- und Moorwiesen hohe Stickstoffgehalte im Boden der Kontaktzone zum Intensivkulturland festzustellen, wo sich Hochstaudensäume ausgebildet haben. Im Bereich dieser Übergangszone ergibt sich von aussen nach innen eine stetige Abnahme der Stickstoffkonzentrationen und manchmal ein Wiederanstieg im Riedinnern. Daraus kann geschlossen werden, dass sich Hochstaudensäume

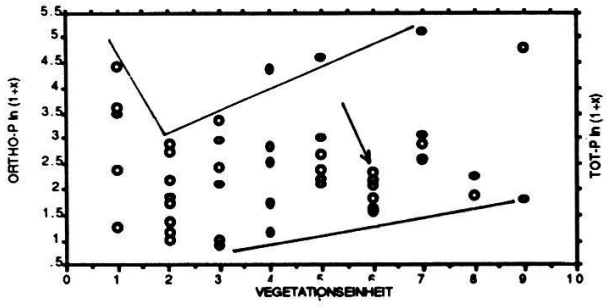


Fig. 4.1. Ortho-Phosphat

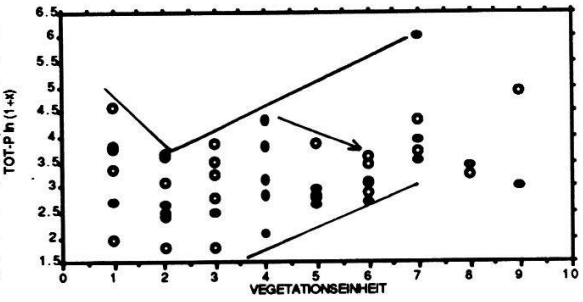


Fig. 4.2. Total-Phosphat

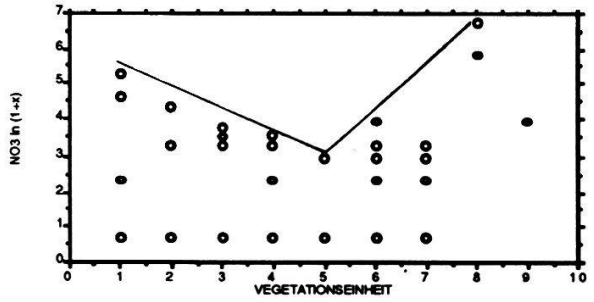


Fig. 4.3. Nitrat

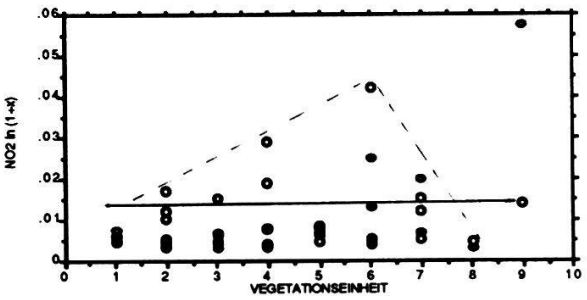


Fig. 4.4. Nitrit

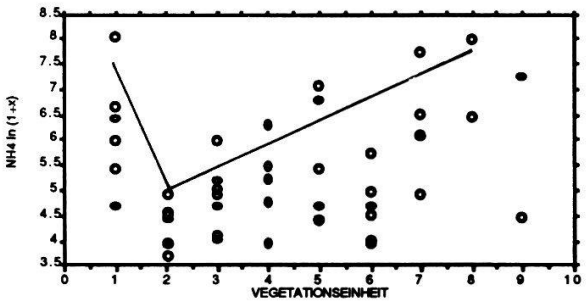


Fig. 4.5. Ammonium

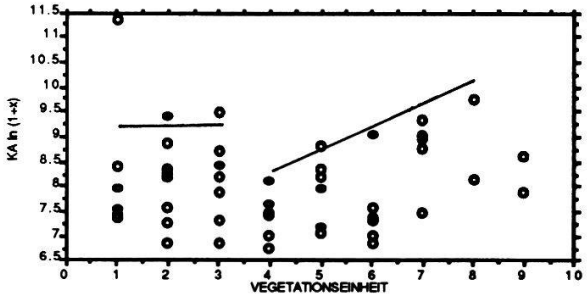


Fig. 4.6. Kalium

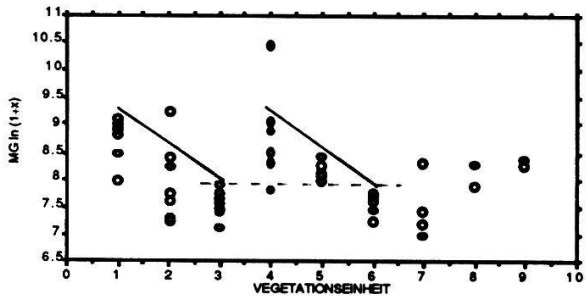


Fig. 4.7. Magnesium

Fig. 4.1-4.7

1 Schilfröhricht	4 Davallseggenried	7 Spierstaudenried
2 Steifseggenried	5 Kopfbinsenried	8 Futterwiese
3 Hostseggenried	6 Pfeifengraswiese	9 Grauerlenwald

wie das Spierstaudenried bei erhöhtem Stickstoff-Angebot bilden und dass die Abnahme des Angebotes seine Ausdehnung gegenüber anderen Riedpflanzengesellschaften begrenzt, für welche der Stickstoff-Faktor weniger limitierend wirkt.
Zu den Ergebnissen der Nitratgehalte muss bemerkt werden, dass bei ihrer Analyse oft die Nachweisgrenze von 0.025 mg/l erreicht wurde. Die niedrigsten angezeigten Werte entsprechen der Nichtnachweisbarkeit. Der biologische Umsatz von Nitrit und Nitrat bewirkt saisonale Schwankungen, die mit diesen Messungen nicht berücksichtigt werden konnten. Gegenüber den übrigen Vegetationseinheiten sind die Nitratwerte der Futterwiesen deutlich höher, während die Nitrit-Werte gesamthaft ein gegensätzliches Bild zeigen (Fig. 4.3 und 4.4).
Bei allen Untersuchungsstellen liegt Stickstoff vorwiegend in der Form von Ammonium vor, wozu Überflutungen beitragen können. Die Ammoniumkonzentrationen (Fig. 4.5) streuen sehr stark, die Gehalte in den Grosseggenriedern und in den Pfeifengraswiesen im unteren, diejenigen der Schilfröhrichte und der Spierstaudenrieder im oberen Bereich. Die unterschiedlichen Streuungsbereiche der Ammonium-Werte sind jedoch eher, wie im Falle des Phosphates, auf die Nährstoffzuflüsse ins Gebiet und die Aufnahmekapazität der Pflanzengesellschaften zurückzuführen als auf die Überflutungsdauer durch das Wasser.

2.3.2.3. Kalium und Magnesium

Nach KAPFER (1988) ist vor allem Kalium limitierender Faktor im Feuchtgrünland. Entsprechend ist von der Futterwiese bis zum Davallseggenried eine Abnahme der Kalium-Gehalte zu verzeichnen, während das Hostseggenried, das Grosseggenried und das Schilfröhricht wieder höhere Werte aufweisen.
Nach HÖLZER (1977) erweist sich Kalium (von Na, K, Mn, Fe, Ca, Mg) auch als am empfindlichsten gegenüber Störungen der Umwelt.
Ein entscheidender Einfluss für einzelne Pflanzengesellschaften könnte auch vom Magnesium vermutet werden, wie dies auch HÖLZER (1977) bei Untersuchungen im Blindsee-Moor festgestellt hatte.
Die ziemlich kleine Streuung der Mg-Werte könnte davon herrühren, dass die relativ grosse Auswaschung von Mg nicht vom Sickerwasser und der Bodenart bestimmt wird, sondern von der Zufuhr relativ inerter Chloride und Sulfate sowie z.T. von der Nitratbildung (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1982).

Am deutlichsten werden die Pfeifengraswiese und das Hostseggenried vom Kopfbinsenried abgetrennt.

2.3.2.4. Calcium, Natrium, Eisen, Mangan, Leitfähigkeit und pH

Hohe Calcium-Gehalte zeichnen die ehemalige Futterwiese aus und eine relativ geringe Streuung die Schilfröhrichte.
Bei den übrigen Vegetationseinheiten sind die Streuungen so gross, dass keine Abgrenzungen vorgenommen werden können. GIES (1972) musste sich ebenfalls mit dieser Erkenntnis begnügen.
Die höchsten Mangan- und Eisengehalte wurden in den Steifseggenriedern verzeichnet. Sonst weisen Natrium-, Mangan-, Eisengehalte sowie Leitfähigkeit und pH-Werte für die einzelnen Vegetationseinheiten ziemlich grosse Streuungen auf und sind für eine Differenzierung von minderwertiger Bedeutung.
Bei den pH-Messungen können zudem Photosynthese und Respiration nicht einbezogen werden (HÖLZER 1977), was eine Interpretation erschwert. Auch von YERLY (1970) wurden grosse Streuungen der pH-Werte z.B. in Spierstaudenriedern festgestellt.

2.3.2.5. Einfluss der Autobahn auf die Nährstoffverhältnisse im Bodenwasser

Gemäss KLÖTZLI (1969) stocken Kopfbinsenrieder auf nährstoffarmem Grund, im gleichen Bereich wie Pfeifengraswiesen (ZOBRIST 1935). Die Resultate der Grundwasseranalysen aus den Kopfbinsenriedern des Untersuchungsgebietes zeigen jedoch gegenüber den Pfeifengraswiesen höhere durchschnittliche Gehalte an Ammonium und Phosphat an (Fig. 4.1, 4.2 und 4.5). Die Messpunkte in den Kopfbinsenriedern befinden sich auf Transsekten senkrecht zur Autobahn (N2), wobei vier Punkte nördlich und zwei Punkte südlich der N2 sind. Je näher eine Probenahmestelle bei der N2 gelegen ist, desto höhere Gehalte an Ortho-Phosphat, Total-Phosphat, Ammonium, Nitrit und Nitrat wurden registriert (Fig. 5.1 und 5.2). Die höchsten Werte betragen das Drei- und Mehrfache der niedrigsten Werte. Die Ausprägung auf der Seite nördlich der N2 ist jeweils viel stärker als auf der Südseite.
Aufgrund dieser Resultate könnte vermutet werden, dass der ca. 2 m hohe Autobahndamm eine eutrophierende Wirkung auf das angrenzende Land hat. Die Umwandlung von Steif- und Davallseggenriedern in Spierstaudenrieder

im Wyerried und die hohen Nährstoffgehalte in den Davallseggenriedern unmittelbar nördlich der N2 könnten mit diesen Düngungswirkungen in Zusammenhang stehen. Inwieweit die leichte Nährstoffzunahme im Ried beim Schloss A Pro, mit welcher der starke Rückgang des Kopfbinsenriedes zugunsten der feuchten Ausbildung der Pfeifengraswiese begründet wurde, auf einen Wasserrückstau und dadurch vermehrten Nährstoffeintrag (KLÖTZLI et al. 1974) oder auf eine Düngungswirkung der Autobahn zurückgeführt werden darf, kann aus diesen Messungen nicht schlüssig bestimmt werden. Es müssten detailliertere Untersuchungen an mehreren Stellen entlang der Auto-

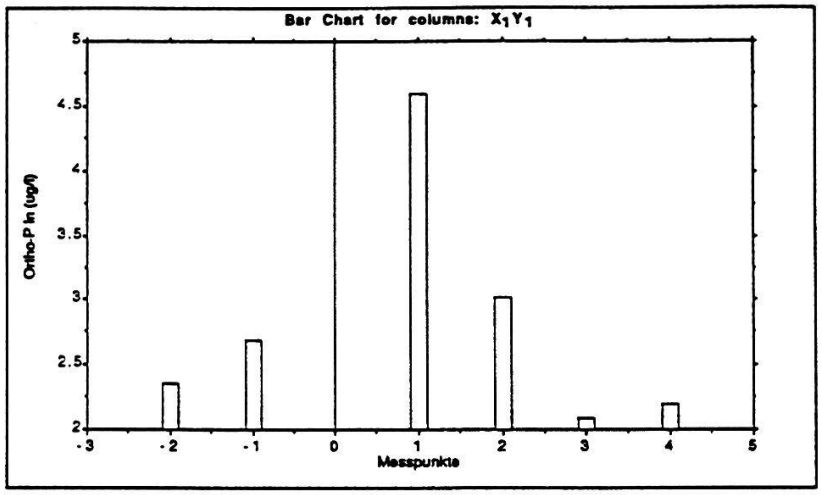


Fig. 5.1. Nährstoffgradienten ausgehend von der N2 (Nullpunkt). Ortho-Phosphat
Punkte 1-4: nördlich der N2, Punkte -1,-2: südlich der N2 beim Schloss A Pro

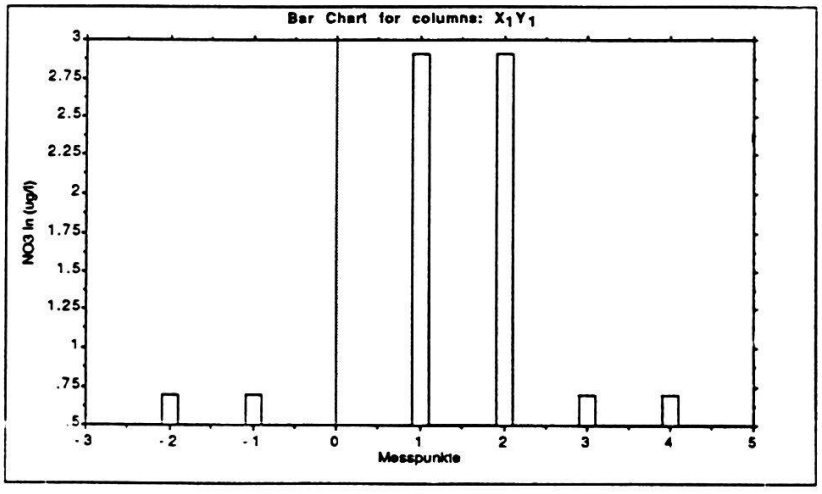


Fig. 5.2. Nährstoffgradienten ausgehend von der N2 (Nullpunkt). Nitrat
Punkte 1-4: nördlich der N2, Punkte -1,-2: südlich der N2 beim Schloss A Pro

bahn durchgeführt werden, um dieses Phänomen abzuklären und Zufälle ausschliessen zu können.

2.4. VEGETATION - STANDORT

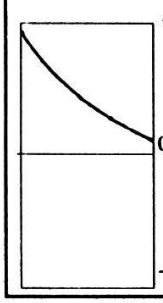
Tab. 3 zeigt eine zusammenfassende Darstellung der Standortsbedingungen der einzelnen Pflanzengesellschaften.
In der Darstellung der Dauerlinien gibt die Ordinate die Anzahl Wochen (0-18) und die Abszisse die Höhe des Wasserstandes (-100 cm bis +100 cm) an. Bei den Grundwasseranalysen wurden von jedem Messort die Durchschnittswerte der einzelnen Parameter über Mai, August und September 1987 ermittelt. Die Messorte wurden nach den Vegetationseinheiten geordnet. In Tab. 3 ist der jeweils höchste Durchschnittswert angeführt.

2.4.1. Schilfröhricht

Nach KLÖTZLI (1969) gewähren flache Uferbereiche ohne grosse Wasserstandsschwankungen mit einem Wasserspiegel-Niveau von 0-30 cm über Grund optimale Bedingungen für das Gedeihen von Schilfröhrichten. Dabei stellen eine mässige Eutrophie und die Wärme des Wassers wachstumsfördernde Faktoren dar (GRÜNIG 1980). Meistens duldet Schilf (*Phragmites communis*) als dominante Art in dieser Pflanzengesellschaft nur eine geringe Zahl anderer Arten neben sich (ELLENBERG 1987). Als einzige Ausnahme können ab und zu in ruhigeren Buchten der Kalmus (*Acorus calamus*), der Schmalblättrige Rohrkolben (*Typha angustifolia*) oder der Breitblättrige Rohrkolben (*Typha latifolia*) zur Herrschaft gelangen. Ansätze zu einer solchen Entwicklung konnten im Gebiet der Probenahmestelle 12 festgestellt werden. Ein um einige Zentimeter erhöhter, direkt am Seeufer liegender Trampelpfad trennt eine dahinter liegende geschützte Schilfzone mit ausgeglichenen Verhältnissen (Fig. 3.15, Messpunkt 12) vom übrigen Röhricht (Fig. 3.15, Messpunkt 18) ab. Erhöhte Nährstoffgehalte sind ebenfalls entscheidend für das Vorkommen von Rohrkolben (KLÖTZLI 1969), was mit den durchgeführten Wasseranalysen für die Phosphatgehalte bestätigt werden konnte. Die Phosphatkonzentration beim Punkt 12 war ca. zehnmal höher als beim Punkt 18.

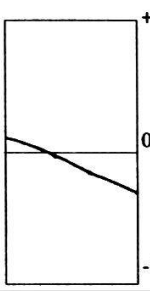
Tab. 3. Dauerlinien schematisiert. Nährstoffgehalte (µg/l), pH und Leitfähigkeit (µS) des Grundwassers.

SCHILFRÖHRICHT



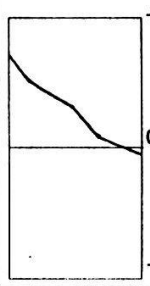
Ortho-P	80
NH4	3 061
K	83 699
Mg	8 856
pH	7.2
Leitf.	405

KOPFBINSENRIED



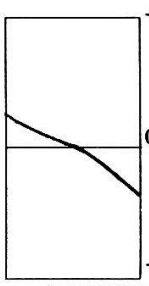
Ortho-P	98
NH4	1 163
K	6 733
Mg	4 500
pH	6.8
Leitf.	228

STEIFSEGGENRIED



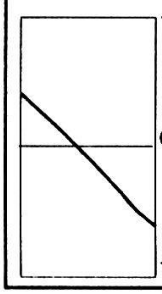
Ortho-P	17
NH4	133
K	12 087
Mg	10 279
pH	7.3
Leitf.	396

PFEIFENGRASWIESE



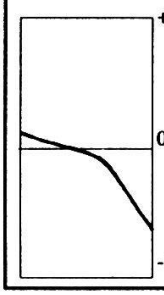
Ortho-P	9
NH4	300
K	8 500
Mg	2 314
pH	7.4
Leitf.	488

HOSTSEGGENRIED



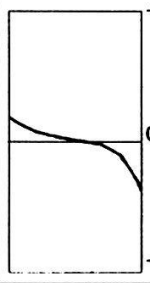
Ortho-P	27
NH4	393
K	13 120
Mg	2 699
pH	7.4
Leitf.	513

SPIERSTAUDENRIED



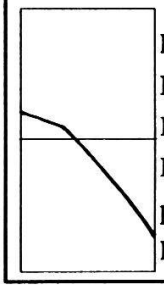
Ortho-P	165
NH4	2 272
K	11 555
Mg	3 959
pH	6.9
Leitf.	360

DAVALLSEGGENRIED



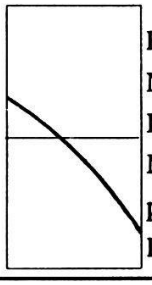
Ortho-P	76
NH4	540
K	3 323
Mg	34 165
pH	7.2
Leitf.	478

FUTTERWIESE



P	9
N	2906
K	17016
Mg	3931
pH	6.9
L.	551

GRAUERLENWALD



P	116
N	1400
K	5502
Mg	4302
pH	7.4
L.	565

2.4.2. Steifseggenried

Im Seedorfer Ried ist selten eine starke Bultenbildung des Steifseggenriedes vorzufinden, was einerseits auf nährstoffärmere Verhältnisse hinweist, andererseits auf das Fehlen von starken Wasserspiegelschwankungen. Die für diese eher rasige Ausbildung des Steifseggenriedes bezeichnende relative Nährstoffarmut widerspiegelt sich in der Artenzusammensetzung der Bestände. Auch die Misch-Bestände mit der Wundersegge (*Carex paradoxa*) südlich der Schwäbstrasse zeigen mesotrophe Nährstoffbedingungen an. Nur in der Nähe eines Weges oder eines Altwassers waren Ausbildungen mit dem Wasser-Knöterich (*Polygonum amphibium*) oder mit der Gelben Schwertlilie (*Iris pseudacorus*) anzutreffen, die auf einen nährstoffreicheren Bereich des Steifseggenriedes hinweisen (KLÖTZLI 1969).
Das Steifseggenried in der Schützenrüti am Ufer des Sees weist eine stark bultige Ausbildung auf. Die Dauerlinie des dortigen Messpunktes 38 (Fig. 3.2) lässt jedoch gegenüber den anderen Messpunkten in den Steifseggenriedern des Seedorfer Riedes (Fig. 3.16) nicht auf grössere Wasserstandsschwankungen schliessen. Zudem wurden eher niedrigere Phosphatwerte im Wasser festgestellt.
Als Folge der Seespiegelschwankung, die überdurchschnittlich lange auf einem hohen Niveau verharrte, resultierten von der rasigen Ausbildung des Steifseggenriedes ähnliche Dauerlinien wie von der bultigen. Im Vergleich mit Dauerlinien aus rasigen Steifseggenriedern von KLÖTZLI (1969) ist die gemessene Überflutungsdauer extrem hoch.
Die Grosseggenrieder sind im Vergleich zu den Kleinseggenriedern durch leicht bessere Nährstoffbedingungen im Oberboden gekennzeichnet (KLÖTZLI 1969). Die ermittelten Phosphat-Gehalte im Bodenwasser entsprechen jedoch nicht dieser Aussage (Fig. 4.1 und 4.2). Wie schon erwähnt, könnten die Phosphate von der Vegetation bereits assimiliert worden sein. Die durchschnittlich hohen Konzentrationen verfügbaren Eisens und Mangans lassen vermuten, dass zumindest das Orthophosphat bereits dem Wasser entzogen worden war, bevor es mit Fe und Mn komplexieren konnte. HÖLZER (1977) stellte gegenüber anderen Moorvegetationseinheiten ebenfalls in Grosseggenriedern (Gesellschaften der Geschnäbelten Segge (*Carex rostrata*)) die höchsten Fe- und Mn-Gehalte fest.

2.4.3. Steifseggenried im Übergang zum Hostseggenried

Die Übergangsgesellschaft vom Steifseggenried zum Hostseggenried zeichnet sich dadurch aus, dass zwar nach wie vor eine starke Quellnässe zu erkennen ist (KLÖTZLI 1969), die Nährstoffbedingungen es jedoch zulassen, dass bereits einige Arten wie die Gegliederte Binse (*Juncus articulatus*) aus der Gruppe V* aufkommen können (s. Anhang 3).

2.4.4. Hostseggenried, Ausbildung mit Steifsegge

Diese Vegetationseinheit kann als eine Ausbildung des Hostseggenriedes mit durchwegs "nassem Sommer" betrachtet werden. Das heisst, sie kann dort vorkommen, wo im Sommer infolge eines Wasserrückstaus irgendwelcher Art erhöhte Wasserstände zu verzeichnen sind.
Ein Vergleich der Dauerlinien dieser Einheit (Fig. 3.7 und 3.17) mit solchen des Steifseggenriedes (Fig. 3.2, 3.3 und 3.16) und des Hostseggenriedes (Fig. 3.8 und 3.18) lässt ihre hydrologische Zwischenstellung recht deutlich erkennen, sowohl hinsichtlich der Überflutungsdauer als auch hinsichtlich einer Ansprache der Kurvenform. Die V*-Gruppe (s. Anhang 3) tritt mit mittlerer Stetigkeit auf.

2.4.5. Hostseggenried

Die speziellen Standortsansprüche der Hostseggenrieder verlangen eine extreme Nährstoffarmut und einen sauren Oberboden, dem ein stark kalkhaltiger Unterboden einer Flutmulde unterliegt (KLÖTZLI 1969). Die alten Reussarme bieten oft diese Bedingungen an. Die vorgefundene, stark durch Nässezeiger beeinflusste Hostseggengesellschaft entspricht den Beschreibungen von KLÖTZLI (1969), nach welchen nasse Sommer eine Verschiebung des Artenspektrums von den steten Arten der Pfeifengraswiesen zu Schilf (*Phragmites communis*), Steifsegge (*Carex elata*) und Binsen (*Juncaceae*) bewirken.
Die linear stark abfallende Dauerlinie hostseggenreicher Bestände (Fig. 3.8 und 3.18) zeigt eine Ähnlichkeit zum anfänglich steilen Abfall der konkaven Jahresdauerlinie von KLÖTZLI (1969).

2.4.6. Steifseggen-Davallseggenried

Bei Nährstoffbedingungen des typischen Davallseggenrieds und schwachem Wasserstau entwickelt sich das Steifseggen-Davallseggenried (KLÖTZLI et al. 1974). Unterschiede gegenüber dem Davallseggenried sind vor allem im Dauerlinienverlauf zu erkennen. Während beim Davallseggenried der Wasserspiegel kaum je auffallend über die Bodenoberfläche stieg (Fig. 3.20), konnte dies bei der Steifseggenausbildung in deutlicher Weise für mehrere Wochen geschehen (Fig. 3.19). Der von KLÖTZLI et al. (1974) erwähnte höhere durchschnittliche Wasserstand des Steifseggen-Davallseggenrieds (über 10 cm) gegenüber dem Davallseggenried wird bestätigt.

2.4.7. Davallseggenried mit Steifsegge

Das Davallseggenried verlangt extrem nährstoffarme, aber kalkreiche Böden (ELLENBERG 1987) mit einem Grundwasserstand im Hauptwurzelraum. Sobald der Boden etwas nährstoffreicher oder die Jahrestemperatur zu wenig kühl ist, werden die Davallseggenrieder mit der Steifsegge (*Carex elata*) durchsetzt (KLÖTZLI 1969). Trotz der Alpennähe konnte kein typisches Davallseggenried ausgemacht werden, da der Föhn die Steifseggen (*Carex elata*) im Reussdelta begünstigt.
Der Dauerlinienvergleich mit KLÖTZLI (1969) macht wiederum den nassen Sommer von 1987 ersichtlich, denn der durchschnittliche Wasserstand der Messstelle 22 (Fig. 3.20) lag um ca. 10-20 cm höher als erwartet. Dafür kommt deutlich zum Ausdruck, dass der Grundwasserspiegel die meiste Zeit nahe der Bodenoberfläche pendelte, was für Davallseggenrieder charakteristisch ist.

2.4.8. Kopfbinsenried

Im Reussdelta herrschen Boden- und Grundwasserverhältnisse vor, die ein relativ ausgedehntes Aufkommen der Kopfbinsenrasen ermöglicht hatten. Die Zuteilung der Kopfbinsenrasen zum *Primulo-Schoenetum ferruginei* geschieht mit der Erweiterung dieser Einheit durch KLÖTZLI (1969).
Die Grundwasserverhältnisse von Kopfbinsenriedern unterscheiden sich von denjenigen der Pfeifengraswiesen durch einen niedrigeren durchschnittlichen Grundwasserstand und eine kürzere Überflutungsdauer (KLÖTZLI 1969), was hier nicht aufgezeigt werden kann, da 1987 auch in den Pfeifengraswiesen

anhaltend hohe Wasserstände vorherrschten (Fig. 3.10, 3.21 und 3.24).

2.4.9. Kopfbinsenried mit Weisser Schnabelbinse

Bei dieser Gesellschaft liegt der Grundwasserspiegel höher als beim typischen Kopfbinsenried (KLÖTZLI 1969), was aus den vorliegenden Resultaten (Fig. 3.21 und 3.22) gut zum Ausdruck kommt.
Nach ZOBRIST (1935) liegen die pH-Werte typischer Kopfbinsenrieder bei 7.1. Bei den untersuchten Kopfbinsenriedern wurden Werte zwischen 6.5 und 6.8 festgestellt, was auf eine leichte Versauerung des Oberbodens deutet. Dies ist in der Ausbildung mit der Weissen Schnabelbinse (*Rhynchospora alba*) noch klarer ersichtlich und spiegelt sich auch in der Artenzusammensetzung.

2.4.10. Kopfbinsen-Pfeifengraswiese, feuchte Ausbildung

Diese feuchte Ausbildung einer Pfeifengraswiese (3s) wurde für das Gebiet des Reussdeltas noch nie beschrieben. Es scheint sich hier grossflächig um eine jüngere Gesellschaft zu handeln. Von KLÖTZLI (1969) wurden solche Bestände im Cheibenwinkel des Klotener Riedes festgehalten.
Für die trockenere Pfeifengraswiese ist das Nebeneinander von trockenheitsertragenden Arten, Kalkzeigern und Quellnässezeigern basenreicher Standorte typisch (KLÖTZLI 1969), wobei die trockenheitsertragenden Arten am besten vertreten sind. In dieser feuchten Ausbildung kann den trockenheitsertragenden Arten höchstens eine mittlere Stetigkeit zugesprochen werden. Demzufolge scheint eine Zuordnung dieser Bestände zur Einheit 3s gerechtfertigt. Da aus der Literatur keine Gang- und Dauerlinien für die Vegetationseinheit 3s zur Verfügung stehen, kann lediglich ein summarischer Vergleich stattfinden den, und zwar zwischen der Dauerlinie einer Kopfbinsen-Pfeifengraswiese (*Stachyo-Molinietum schoenetosum*) aus dem nassen Jahr 1964/65 (KLÖTZLI 1969) und der Einheit 3s des Reussdeltas. Der Kurvenverlauf entspricht in beiden Fällen einem flachen Sessel, wobei die Einheit 3s einen durchschnittlich um fast 30 cm höheren Wasserspiegel aufweist sowie eine Überflutungsdauer von ca. 12 Wochen, was wieder auf die aussergewöhnlich hohen Wasserstände im Sommer 1987 zurückzuführen ist (Fig. 3.23).

2.4.11. Hostseggen-Pfeifengraswiese, Übergang zu Davallseggenried

Bei dieser Vegetationseinheit handelt es sich um einen Übergang von einer Pfeifengraswiese in ein Kalkkleinseggenried, der bereits in älteren Kartierungen erfasst (ANL 1983, KLÖTZLI et al. 1974) und als eine für das Reussdelta charakteristische Gesellschaft bezeichnet wurde. Das Artenspektrum der vorgefundenen Ausbildung lässt auf eine Entwicklung aus dem Steifseggen-Davallseggenried schliessen (KLÖTZLI mündl.), was mit der Ausdehnung der erstgenannten auf Kosten der zweiten im westlichen Teil des Seedorfer Riedes übereinstimmt.

2.4.12. Pfeifengraswiese

Das Dauerlinienbild der Pfeifengraswiesen (Fig. 3.10 und 3.24) kann nur schwerlich mit dem von KLÖTZLI (1969) in Deckung gebracht werden, insbesondere wegen der grossen Überflutungsdauer. Diese kann vor allem mit der seenahen und dadurch stark überschwemmungsbeeinflussten Lage der untersuchten Pfeifengraswiesen erklärt werden. Auch macht ein Literaturvergleich mit EGLOFF (1982) deutlich, dass Pfeifengraswiesen anscheinend oft sehr variable Grundwasserlinien aufweisen können.
Es muss in Rechnung gestellt werden, dass sich die vorgefundenen Pfeifengraswiesen in einem eher untypischen Zustand befinden. Erstens weisen viele Stellen eine dauernde Vernässung auf, was sich in einem kräftigen Aufkommen der Steifsegge (*Carex elata*) äussert. Zweitens sind sie zum Teil durch den Menschen (Ferienhäuser) und durch Schafe (Beweidung im Frühjahr) stark trittbeeinflusst. Eine vermehrte Nährstoffzufuhr ist jedoch nicht festzustellen, denn die gemäss BOLLER-ELMER (1977) und EGLOFF (1986) mittleren bis niedrigen Gehalte an Stickstoff und Phosphat in Pfeifengraswiesen treffen auch für das Untersuchungsgebiet zu. Analog niedrige Werte zeigten Kalium, Natrium und Magnesium.

2.4.13. Spierstaudenried

Die besseren Nährstoffbedingungen, wie sie in Spierstaudenriedern anzutreffen sind, werden aus den erhöhten Phosphat- und Ammoniumgehalten ersichtlich (Fig. 4.1 und 4.5).
Insbesondere am Anfang der Vegetationsperiode hoben sich die Phosphat-Werte der Spierstaudenrieder sehr stark von allen andern ab. Sie sanken in

der Folge stetig, was mit dem üppigeren Wachstum der Bestände einhergeht. Analog zu EGLOFF (1986) und BOLLER-ELMER (1977) konnten auch erhöhte Stickstoffkonzentrationen festgestellt werden.

2.4.14. Steifseggen-Spierstaudenried

Spierstaudenrieder können auch als Folgestadien von Grosseggenriedern auftreten. Sie bilden sich in relativ nährstoffreichen, trockenen Randbereichen des Grosseggenriedes (KLÖTZLI 1969). Dabei lösen die schwach vertretenen Grünlandpflanzen und Wechseltrockenheitszeiger die gut vertretene Steifseggen-Gruppe V (s. Anhang 3) ab. Ein Vergleich mit älteren Kartierungen zeigt weiter, dass die meisten auskartierten Flächen dieser Einheit auf ehemaligen Grosseggenbeständen stocken.

2.4.15 Spierstaudenried, trockene Ausbildung mit Steifsegge

KLÖTZLI (1969) fasst Bestände frischer, nährstoffreicher Standorte, die durch Entwässerung aus Spierstaudenriedern mit der Steifsegge entstanden sind, zu einer eigenen Einheit zusammen. Im Reussdelta zeigten sich alle Flächen als äusserst inhomogen. Besonders die Bestände beim Seebad und beim Schloss A Pro wiesen wegen Aufschüttungen ein wechselhaftes Mikrorelief auf, was die erwähnte Unausgeglichenheit der Aufnahmen bewirkte. Die zu dieser Einheit gezählte Fläche im Flüeler Ried muss ebenfalls als Spezialfall angesehen werden, da eine vorübergehend intensivere Nutzung betrieben worden war.

2.4.16. Futterwiese

Die ehemalige Futterwiese, eine Raygraswiese mit Riedpflanzenarten am Ostrand des Flüeler Riedes weist hohe Stickstoff-, Kalium- und Calcium-Gehalte im Bodenwasser auf (Fig. 4.3, 4.5 und 4.6). Die Wirkungen einer langfristigen intensiven Bewirtschaftung sind hier sowohl aus der Vegetationszusammensetzung als auch aus den Nährstoffverhältnissen ersichtlich.

2.4.17. Wald

Die Dauerlinien der beiden Messorte im Grauerlenwald (Fig. 3.13 und 3.14) sind mit derjenigen der Pfeifengraswiese im Flüeler Ried (Fig. 3.10) ver-

gleichbar, wobei der Wasserstand im Grauerlenwald etwas weiter absinkt. Die Nährstoffanalysen des Bodenwassers zeigen für die beiden Messpunkte sehr unterschiedliche Werte. Einzig die Magnesium-Gehalte sind einheitlich in einem mittleren Bereich, die Eisen-Gehalte in einem niedrigen Bereich angesiedelt. Leitfähigkeit und pH (7.4) sind ziemlich hoch.

3. AUSWIRKUNGEN DER ÜBERSCHLICKUNG

(von Barbara LEUTHOLD und Peter STAUBLI)

3.1. EINLEITUNG

Flussysteme bewirken natürlicherweise periodische Überflutungen angrenzender Gebiete, was in unserer Kulturlandschaft durch wasserbauliche Massnahmen zu verhindern versucht wird. Katastrophenfluten, die früher regelmässig stattgefunden haben, zerstören in naturnah belassenen Ufer- und Deltalandschaften Lebensräume verschiedener Pflanzen- und Tierarten. Demgegenüber schaffen sie aber auch die Voraussetzungen zur Erneuerung der ursprünglichen, an solche Überflutungen angepassten Organismenwelt.
Mit den 1988 durchgeführten Untersuchungen sollten die ersten Auswirkungen der Hochwasserkatastrophe vom August 1987 auf die Riedlandschaft der Urner Reussmündungsebene erfasst werden.
Im ganzen Gebiet wurden die Höhen der Schlickschichten gemessen, denn mit diesem Faktor muss die Veränderung der Vegetation in Zusammenhang gebracht werden. Die Grundwasserstandsmessungen wurden wiederholt, da das durch den Schlick erhöhte Bodenniveau für an der Oberfläche neuansiedelnde Pflanzen trockenere Verhältnisse anbietet als zuvor.
Zur Ermittlung der gesamthaften Vegetationsveränderungen wurde eine neue Vegetationskartierung durchgeführt.
Die Reaktionen einzelner Pflanzenarten in bezug auf die Überschlickung wurden detaillierter untersucht.

3.1.1. Rückführungsversuch

Nach der Beurteilung der Riedlandschaft in ihrem Zusand von 1987 wurde das Gebiet beim Schloss A Pro als besonders wertvoll eingestuft. Diese Riedfläche war von der Hochwasserkatastrophe äusserst stark betroffen, da der Autobahndamm die Wasser- und Schlickmassen aufgestaut hatte. Die ganze Fläche wurde mit einer ca. 50 cm hohen Schlickschicht bedeckt.
Im Winter 1987/88 wurde der grösste Teil dieses Riedes von der Schlickschicht befreit. Dazu wurden Teleskopbagger eingesetzt, die von randlich aufgeschütteten Zufahrtswegen über Holzmatten das Gelände befahren konnten. Das abgetragene Material wurde von Lastwagen wegtransportiert (Fig. 6). Eine kleine Fläche östlich des Schlossgrabens wurde überschlickt belassen,

um zur Erfolgskontrolle dieser Massnahme den Vergleich zwischen überschlickter und nicht mehr überschlickter Vegetation gewährleisten zu können.
Die Anwendung von technischen Massnahmen zur Erhaltung von naturschützerisch wertvollen Pflanzengesellschaften ist zu diskutieren.
Im vorliegenden Fall handelt es sich um die Überschlickung einer Riedlandschaft infolge eines Hochwassers, wie es früher sicher auch schon aufgetreten ist. Demnach können die Auswirkungen auf die Vegetation, auf die Standortsverhältnisse und auf die Tierwelt nicht als unnatürlich bezeichnet werden.
Es muss jedoch vorläufig mit einer Trivialisierung der Vegetation gerechnet werden. Seltenere Pflanzenarten wie die Orchideen werden beeinträchtigt, während einige wenige andere Arten von der Schlickschicht profitieren und sich ausbreiten können.
Demgegenüber muss das Naturschutzziel, seltene Pflanzenarten und Pflanzengesellschaften zu erhalten, abgewogen werden.
Unter Berücksichtigung dieser Überlegungen wurde versucht, dem Gebiet möglichst vielseitige Entwicklungsmöglichkeiten zu geben.
Der grösste Teil der Riedlandschaft wurde in mehr oder weniger stark überschlicktem Zustand belassen, während die Fläche beim Schloss A Pro vom Schlick befreit wurde.
Der Versuch, diese Riedfläche wieder in ihren vorherigen Zustand zurückzuführen, muss auch als Experiment angesehen werden, welches dem Naturschutz für Entscheidungen in ähnlichen Situationen Grundlagen liefern kann, da bis anhin nur wenige Arbeiten in diesem Bereich bekannt sind.

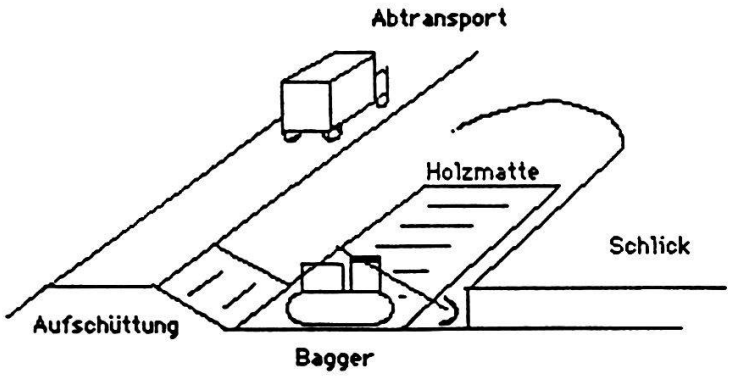


Fig. 6. Entfernung der Schlickschicht aus dem Ried beim Schloss A Pro (aus MARTI und MÜHLETHALER 1988).

3.2. MATERIAL UND METHODEN

3.2.1. Messung der Höhe der Schlickschichten

Im gesamten Untersuchungsgebiet wurden mit dem Handstechbohrer und der Stechschaufel Probebohrungen durchgeführt, um die Höhe der Schlickschicht zu messen. Diese Bohrungen wurden in Abständen von ca. 30 m durchgeführt, bei steilen Zu- oder Abnahmen der Schlickschicht in kleineren Abständen. Aufgrund dieser Messungen wurde eine Karte mit den Höhen der Schlickschichten erstellt (s. Anhang 5).

3.2.2. Grundwasserstandsmessungen

Mitte Mai, Ende Juni und anfangs August wurden an 61 Untersuchungsstellen (s. Anhang 1) nach der gleichen Methode wie 1987 (Kap. 2.2.1.) Grundwasserstandsmessungen durchgeführt. Die Auswertung erfolgte ebenfalls mittels Dauerlinien-Analysen (KLÖTZLI 1969).

3.2.3. Dauerbeobachtungsflächen

3.2.3.1. Auszählquadrate

Für eine detailliertere Untersuchung der Pflanzensukzession wurden je 3 Auszählquadrate entlang von sechs Transsekten mit zunehmenden Schlicktiefen installiert (Tab. 4) . Die Auszählquadrate (1x1 m) waren in 1x1 dm unterteilt, in welchen monatlich von Mai bis August 1988 sämtliche vorkommenden Arten registriert wurden.

3.2.3.2. Vegetationsaufnahmen

In 61 Untersuchungsflächen wurde die Vegetationszusammensetzung nach der Methode von BRAUN-BLANQUET (1964) festgehalten. Dabei handelte es sich um dieselben Flächen, in denen 1987 Vegetationsaufnahmen und Standortsuntersuchungen durchgeführt worden waren, während noch einige zusätzliche Flächen (Untersuchungsstellen 5b, 5c, 3b, 3c und 60 bis 74) einbezogen wurden (s. Anhang 1). Mitte Mai, Ende Juni und anfangs August wurden die Vegetationsaufnahmen gemacht. Die Auswertung erfolgte mittels Computerprogrammen von WILDI und ORLOCI (1988).

Tab. 4. Lage der Auszählquadrate

Transsekt-Nr.	Aufnahme-flächen-Nr.	Schlicktiefe1988 (cm)	Pflanzengesellschaft 1987
1	3a 3b 3c	5 8 20	Hostseggenried (*Ranunculo-Caricetum hostianae*), Ausbildung mit Steifsegge (*Carex elata*)
2	5a 5b 5c	4 15 32	Steifseggenried (*Caricetum elatae typicum*)
3	69a 69b 69c	9 13 19	Davallseggenried (*Caricetum davallianae typicum*) mit Steifsegge (*Carex elata*)
4	27 28 29	18 16 13	Steifseggen-Kopfbinsenried (*Primulo-Schoenetum ferruginei caricetosum elatae*), Variante mit Weisser Schnabelbinse (*Rhynchospora alba*)
5	70a 70b 70c	9 16 19	Davallseggenried (*Caricetum davallianae typicum*) mit Steifsegge (*Carex elata*)
6	10	6	Davallseggenried (*Caricetum davallianae typicum*) mit Steifsegge (*Carex elata*)
	11 68	8 20	Pfeifengraswiese (*Stachyo-Molinietum typicum*)

3.2.4. Vegetationskartierung

Basierend auf der ersten Serie der Vegetationsaufnahmen von LEUTHOLD (Frühjahr 1988) wurde von STAUBLI ein Kartierungsschlüssel für die neuen Verhältnisse erarbeitet (Anhang 3). Die so erhaltenen Vegetationseinheiten wurden fortlaufend numeriert und unter dieser Bezeichnung auf den Vegetationskarten eingetragen (s. Anhang 4). Die Beschreibung der Einheiten lehnt sich an jener von SINDELAR (1987) und WILHELM (1987) an. Die neuen Einheiten werden kurz beschrieben, denn sie sind nicht identisch mit den Gesellschaften nach SINDELAR und WILHELM. Die Artenzusammensetzung der Einheiten kann teilweise dem Kartierungsschlüssel und vor allem den Vegetationsaufnahmen von LEUTHOLD (1988) entnommen werden.

3.3. RESULTATE UND DISKUSSION

3.3.1. Höhe der Schlickschichten

Die zum Teil grossen Schwankungen der Höhen der Schlickschichten innerhalb weniger Meter konnten in der angefertigten Karte aus darstellerischen Gründen nicht berücksichtigt werden.
Im Flüeler Ried wurden nur geringe Schlickschichten von 0-2 cm, an zwei Stellen bis 4 cm gemessen.
Auf der Seedorfer Seite, nördlich der Autobahn wurden Schlickschichten von 0-39 cm registriert, während im nicht abgeschürften Teil des Riedes beim Schloss A Pro der höchste Wert von 42 cm festgehalten wurde. Über 25 cm hohe Schlickschichten wurden nur auf vereinzelten kleineren Flächen entlang den Kanälen und der Autobahn festgestellt.

3.3.2. Grundwasserstände

Insgesamt wiesen die Messungen der Grundwasserstände niedrigere Werte auf als 1987. Die trockenere Witterung kommt gegenüber den Messungen von 1987 deutlich zum Ausdruck. Viele Flächen waren während der ganzen Vegetationsperiode nie überflutet.

3.3.3. Dauerbeobachtungsflächen

3.3.3.1. Auszählquadrate

Mit den Auszählquadraten sind quantitative Angaben über das Vorkommen, die Zu- und Abnahme einiger häufiger Pflanzenarten während der Vegetationsperiode ermittelt worden. Für jede Art wurde die Anzahl Quadrätchen (1x1 dm) mit ihrem Vorkommen innerhalb eines Auszählquadrates (1x1 m) registriert. Bei den Arten, die ihre maximale Entfaltung im Frühling zeigten und danach wieder zurückgingen, wurde der Höchststand ermittelt, während bei den Arten, die über die Vegetationsperiode eine Zunahme aufwiesen, diese Zunahme festgehalten wurde. Diese Werte, Höchststand oder Zunahme innerhalb verschiedener Auszählquadrate, wurden gegen die Höhe der Schlickschicht von diesen Auszählquadraten aufgetragen. Dabei wurden nur noch diejenigen Arten berücksichtigt, die mindestens fünf bis sechs Werte aufwiesen.

Mit zunehmender Schlicktiefe zeigten u.a. das Schilf (*Phragmites communis*) und der Sumpf-Schachtelhalm (*Equisetum palustre*) eine zunehmende Dichte (Fig. 7).
Die Seggen (*Carices*) (Fig. 8) und das Pfeifengras (*Molinia coerulea*) wiesen auf geringen Schlickschichten ein deutlich grösseres Vorkommen auf als auf dickeren Schichten. Dies gilt ebenfalls für den Brennenden Hahnenfuss (*Ranunculus flammula*) und die Wasserminze (*Mentha aquatica*). Sie vermochten jedoch vereinzelt auch in stärker überschlickten Flächen aufzukommen.
Insgesamt stimmen die Resultate der Auszählungen gut mit denjenigen aus den Vegetationsaufnahmen überein.

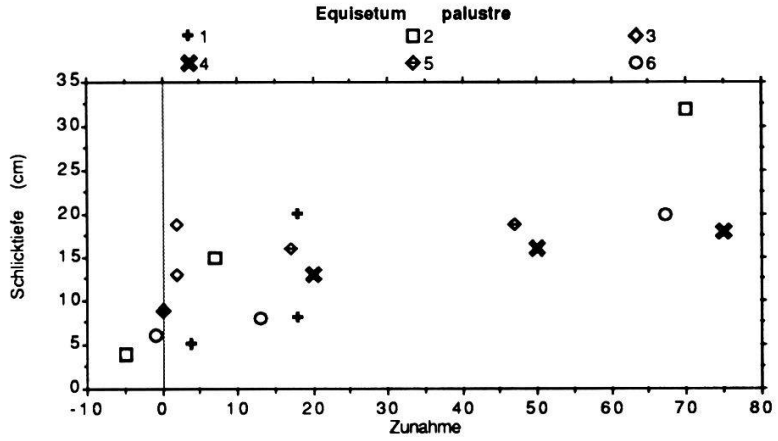


Fig. 7. Zunahme des Vorkommens des Sumpf-Schachtelhalmes (*Equisetum palustre*) in Auszählquadraten entlang zunehmender Schlickschichten.

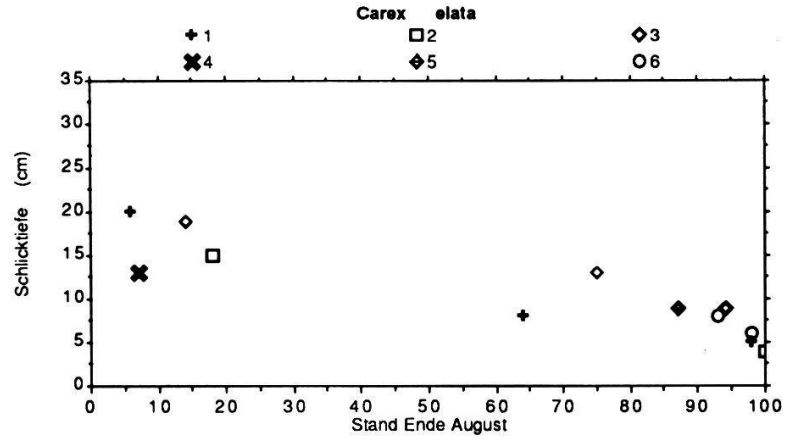


Fig. 8. Vorkommen der Steifsegge (*Carex elata*) in Auszählquadraten entlang zunehmender Schlickschichten.

3.3.3.2. Vegetationsaufnahmen

Stark überschlickte Flächen (über 10 cm):
Im Frühjahr konnten sich auf den stark überschlickten Flächen vor der Ausbreitung anderer Pflanzen verschiedene Ruderalarten wie die Gewöhnliche Winterkresse (*Barbarea vulgaris*) oder das Gewöhnliche Hirtentäschchen (*Capsella bursa-pastoris*) ansiedeln. Mit zunehmender Schlickhöhe konnte eine geringere Gesamtdeckung durch die Vegetation festgestellt werden.
Die höchsten Schlickschichten konnte das Schilf (*Phragmites communis*) durchdringen, wobei es auch zahlreiche Legehalme bildete. Zudem breitete sich in den meisten Vegetationseinheiten der Sumpf-Schachtelhalm (*Equisetum palustre*) aus. Einige Binsen wurden durch die Überschlickung bevorzugt. So trat im Frühjahr die Kröten-Binse (*Juncus bufonius*), im Sommer die Gegliederte Binse (*Juncus articulatus*) und die Knötchen-Binse (*Juncus subnodulosus*) sowie später auch die Flatter-Binse (*Juncus effusus*) vermehrt auf.
Von verschiedenen Gräsern setzte sich vor allem das Fioringras (*Agrostis gigantea*) durch. An einigen Stellen war das Breitblättrige Wollgras (*Eriophorum latifolium*) und das Schmalblättrige Wollgras (*Eriophorum angustifolium*) in grosser Dichte aufgekommen. Vereinzelt hatten sich auch typische Arten der Schlamm- und Sandböden, wie der Bachbungen-Ehrenpreis (*Veronica beccabunga*) und die Moorbinse (*Schoenoplectus setaceus*), angesiedelt.
Von den bereits vor der Überschlickung vorgekommenen krautartigen Pflanzen ertrugen der Gewöhnliche Weiderich (*Lythrum salicaria*), die Wasserminze (*Mentha aquatica*), der Kriechende Hahnenfuss (*Ranunculus repens*), der Brennende Hahnenfuss (*Ranunculus flammula*) und die Blutwurz (*Potentilla erecta*) die neuen Verhältnisse am besten.
Vom Schlick befreites Ried beim Schloss A Pro:
Am Anfang der Vegetationsperiode 1988 war nur ein sehr geringes Wachstum von Schilf (*Phragmites communis*), Steifsegge (*Carex elata*) und Sumpf-Schachtelhalm (*Equisetum palustre*) festzustellen. Bis im Juni kamen die Gegliederte Binse (*Juncus articulatus*) und die Knötchen-Binse (*Juncus subnodulosus*) auf, von welchen im August vivipare Individuen zu beobachten waren. Zudem wurde die Gelbe Zyperbinse (*Cyperus flavescens*) gefunden. Neben dem Gewöhnlichen Weiderich (*Lythrum salicaria*) und der Blutwurz (*Potentilla erecta*) breiteten sich von den krautartigen Pflanzen bis zum August nur das gewöhnliche Fettblatt (*Pinguicula vulgaris*) und später noch

der Rundblättrige Sonnentau (*Drosera rotundifolia*) aus.

3.3.3.3. Vergleich der Vegetationsaufnahmen von 1988 mit denjenigen von 1987

Im Gegensatz zu den quantitativen Ergebnissen aus den Auszählquadraten können die Vegetationsaufnahmen zu einer qualitativen Charakterisierung auch von weniger häufigen Pflanzenarten herangezogen werden. Für 1987, Mai, Juni und August 1988 wurde der Anteil der Untersuchungsflächen, in welchen eine Art registriert worden war, in einer Tabelle zusammengestellt (s. LEUTHOLD 1988). Für die Auswertung wurden nur diejenigen Arten berücksichtigt, die in mindestens zwei Untersuchungsflächen beobachtet werden konnten. Die Zunahme, die Abnahme oder das konstante Vorkommen der verschiedenen Arten während der Vegetationsperiode 1988, im Vergleich zur Häufigkeit von 1987, erlaubt die Unterteilung der Pflanzenarten in drei Gruppen. Diese umfassen vereinfacht ausgedrückt schlickliebende, schlickmeidende und schlicktolerante Arten. Mit Beobachtungen ausserhalb der Untersuchungsflächen wurden die Gruppen bestätigt oder einzelne Arten umgruppiert.

Schlickliebende Arten

Die Arten dieser Gruppe verdanken ihre Ausbreitung einerseits den veränderten Standortsverhältnissen, andererseits aber auch dem Umstand, mindestens für eine gewisse Zeit mehr oder weniger konkurrenzlos gedeihen zu können.

Gegen den Herbst mit wieder abnehmender Frequenz wurden folgende Arten vermerkt (* typische Schlickarten): Kröten-Binse (*Juncus bufonius**), Italienisches Raygras (*Lolium multiflorum*), Einjähriges Rispengras (*Poa annua*), Gewöhnliches Rispengras (*Poa trivialis*), Gewöhnliche Winterkresse (*Barbarea vulgaris*), Ausdauerndes Gänseblümchen (*Bellis perennis*), Gewöhnliches Hirtentäschchen (*Capsella bursa-pastoris*), Gewöhnliches Hornkraut (*Cerastium caespitosum*), Acker-Vergissmeinnicht (*Myosotis arvensis*), Niederliegendes Mastkraut (*Sagina procumbens*).

Während der ganzen Vegetationsperiode 1988 in Ausbreitung begriffen waren folgende Arten (* typische Schlickarten): Fioringras (*Agrostis gigantea**), Geknieter Fuchsschwanz (*Alopecurus geniculatus**), Oeders Segge (*Carex oederi*), Horstbildende Schmiele (*Deschampsia caespitosa*), Schmalblättriges Wollgras (*Eriophorum angustifolium*), Breitblättriges Wollgras (*Eriophorum latifolium*), Sumpf-Schachtelhalm (*Equisetum palustre*), Rohr-Schwingel (*Festuca arundinacea**), Gefaltetes Süssgras (*Glyceria plicata**),

Gelbe Schwertlilie (*Iris pseudacorus*), Sibirische Schwertlilie (*Iris sibirica*), Gegliederte Binse (*Juncus articulatus**), Flatter-Binse (*Juncus effusus**), Knötchen-Binse (*Juncus subnodulosus*), Schilf (*Phragmites communis**), Borstenförmige Teichbinse (*Schoenoplectus setaceus**), Rohrglanzgras (*Typhoides arundinacea**), Behaartes Weidenröschen (*Epilobium hirsutum*), Sumpf-Labkraut (*Galium palustre*), Europäischer Wolfsfuss (*Lycopus europaeus*), Gewöhnlicher Gilbweiderich (*Lysimachia vulgaris*), Gewöhnlicher Weiderich (*Lythrum salicaria*), Sumpf-Vergissmeinnicht (*Myosotis palustris*), Grosser Wegerich (*Plantago major*), Brennender Hahnenfuss (*Ranunculus flammula*), Kriechender Hahnenfuss (*Ranunculus repens*), Stumpfblättriger Ampfer (*Rumex obtusifolius*), Sal-Weide (*Salix caprea*), Echte Wallwurz (*Symphytum officinale*), Gewöhnliches Pfaffenröhrlein (*Taraxacum officinale*), Kriechender Klee (*Trifolium repens*), Bachbungen-Ehrenpreis (*Veronica beccabunga**).

Schlickmeidende Arten

Zahlreiche Pflanzenarten zeigten 1988 eine viel geringere Häufigkeit als 1987 oder waren gar nicht mehr aufzufinden. Zum Teil war nach anfänglichem Rückgang des Vorkommens wieder eine Ausbreitung festzustellen.

Nicht mehr auffindbar waren folgende Arten: Bleiche Segge (*Carex pallescens*), Floh-Segge (*Carex pulicaris*), Vielblütige Hainsimse (*Luzula multiflora*), Kleine Orchis (*Orchis morio*), Zweiblättriges Breitkölbchen (*Platanthera bifolia*), Weisse Schnabelbinse (*Rhynchospora alba*), Gewöhnliche Teichbinse (*Schoenoplectus lacustris*), Rostrote Kopfbinse (*Schoenus ferrugineus*), Liegender Dreizahn (*Sieglingia decumbens*), Kelch-Liliensimse (*Tofieldia calyculata*), Alpen-Haarbinse (*Trichophorum alpinum*), Echte Betonie (*Betonica officinalis*), Gewöhnlicher Natterkopf (*Echium vulgare*), Sumpf-Weidenröschen (*Epilobium palustre*), Moor-Labkraut (*Galium uliginosum*), Purgier-Lein (*Linum catharticum*), Bittere Kreuzblume (*Polygala amara*), Mehl-Primel (*Primula farinosa*), Kleiner Klappertopf (*Rhinanthus minor*).

Mehr oder weniger stark zurückgegangen waren folgende Arten: Wohlriechendes Geruchgras (*Anthoxanthum odoratum*), Fieder-Zwenke (*Brachypodium pinnatum*), Mittleres Zittergras (*Briza media*), Davalls Segge (*Carex davalliana*), Schlaffe Segge (*Carex flacca*), Gelbe Segge (*Carex flava*), Hosts Segge (*Carex hostiana*), Kleinfrüchtige Segge (*Carex lepidocarpa*), Herbst-Zeitlose (*Colchicum autumnale*), Knaulgras (*Dactylis glomerata*), Wiesen-Schwingel (*Festuca pratensis*), Einspelz-Sumpfbinse (*Heleocharis uniglumis*), Fleischfarbige Orchis (*Orchis incarnata*), Meer-Binse (*Scirpus*

maritimus), Sommer-Wendelorchis (*Spiranthes aestivalis*), Grauerle (*Alnus incana*), Wiesen-Spierstaude (*Filipendula ulmaria*), Sumpf-Schotenklee (*Lotus uliginosus*), Pfennigkraut (*Lysimachia nummularia*), Sumpf-Studentenröschen (*Parnassia palustris*), Blutwurz (*Potentilla erecta*), Gewöhnliche Brunelle (*Prunella vulgaris*), Altertümlicher Klappertopf (*Rhinanthus glaber*), Färberscharte (*Serratula tinctoria*), Kuckucksnelke (*Silene flos-cuculi*), Teufelsabbiss (*Succisa pratensis*), Wiesenklee (*Trifolium pratense*), Zweihäusiger Baldrian (*Valeriana dioeca*), Echter Baldrian (*Valeriana officinalis*).
Nach anfänglichem Rückgang zeigte sich bei folgenden Arten eine spätere Erholung des Bestandes: Blaues Pfeifengras (*Molinia coerulea*), Kriechender Günsel (*Ajuga reptans*), Lungen-Enzian (*Gentiana pneumonanthe*), Wiesen-Platterbse (*Lathyrus pratensis*), Wasserminze (*Mentha aquatica*), Fieberklee (*Menyanthes trifoliata*), Sumpf-Helmkraut (*Scutellaria galericulata*), Sumpf-Dreizack (*Triglochin palustris*).

Schlicktolerante Arten

Bei einigen Arten war kaum eine Reaktion auf die Überschlickung festzustelle, sie waren 1988 etwa gleich häufig wie 1987: Wolliges Honiggras (*Holcus lanatus*), Weisses Labkraut (*Galium album*), Wiesen-Rispengras (*Poa pratensis*), Sumpf-Läusekraut (*Pedicularis palustris*), Breitblättriger Rohrkolben (*Typha latifolia*), Purpur-Weide (*Salix purpurea*), Sumpf-Dotterblume (*Caltha palustris*), Vogel-Wicke (*Vicia cracca*), Grosse Winde (*Concolvulus sepium*).

Fehlende Pionierartenansiedlung

Erstaunlicherweise waren ausser dem Behaarten Weidenröschen (*Epilobium hirsutum*) typische Pionierarten und Ruderalpflanzen nur ganz vereinzelt anzutreffen. Die Ursache für dieses Ausbleiben der Pionierartenansiedlung mittels Samenverbreitung muss auf fehlende Samenquellen, d.h. auf fehlende Pioniervegetation in nächster Umgebung zurückgeführt werden, denn geeignete Standorte ohne Konkurrenz anderer Pflanzen wären grossflächig vorhanden gewesen. Dies könnte von der starken Isolation des Reussdeltas herrühren, oder aber auch daher, dass nur noch wenige naturnahe Biotope in der Urner Reussebene vorkommen.

Toleranzgrenze der Schlickhöhe für die Pflanzengesellschaften

Die Vegetationsuntersuchungen lassen darauf schliessen, dass eine geringe Überschlickung von wenigen Zentimetern (bis 10 cm) gewisse Artenverschie-

bungen, aber keine Veränderungen der Vegetationseinheiten und ihrer Abgrenzungen bewirken.
Höhere Schlickablagerungen haben eine starke Störung oder eine völlige Umwandlung der Vegetation zur Folge. Die Schlickhöhe von 10 cm kann allgemein als ungefähre Toleranz-Limite angegeben werden, doch die Übergänge von schwach zu mittel und zu stark gestörten Flächen sind fliessend. Zudem ist die Reaktion der Pflanzengesellschaften auf die Überschlickung unterschiedlich.
Bei dem Kopfbinsenried mit Weisser Schnabelbinse nördlich der Autobahn liegt die kritische Schlickhöhe wahrscheinlich bei etwa 5-7 cm. Die 10 cm hohe Überschlickung liess nichts mehr von dieser Pflanzengesellschaft erkennen.
Das Davallseggenried reagierte insofern empfindlich, als die Davallsegge eine Überschüttung von 6 cm kaum ertrug.
Die Pfeifengraswiesen erfuhren auch bei 9 cm hohen Ablagerungen keine allzu grossen Veränderungen. Auffallend war jedoch der starke Rückgang der zahlreich vorhanden gewesenen Orchideen, auch in schwächer überschlickten Flächen.
Abgesehen von den Schilfbeständen hatte die Überschlickung auf die Hochstaudenrieder den geringsten Einfluss. Die Untersuchungsfläche 24, die eine Schlickschicht von 15 cm aufwies, war bereits anfangs August wieder fast vollständig überwachsen, wobei sich viele Arten des Hochstaudenriedes durchsetzten.

Vegetationsentwicklung im Ried beim Schloss A Pro (Rückführungsversuch)

In der vom Schlick befreiten Riedfläche beim Schloss A Pro wurden die Kopfbinsen-Horste durch die Baggerschaufeln leider gekappt und somit stark verletzt. Kein einziger Horst trieb 1988 wieder aus, so dass ein Überleben nicht gewiss ist.
Die Vegetationsentwicklung ging sehr langsam vor sich, und nur wenige Arten breiteten sich aus. Das zuerst aufkommende Schilf (*Phragmites communis*), der Sumpf-Schachtelhalm (*Equisetum palustre*) und die Steifsegge (*Carex elata*) konnten sich aus im Boden vorhandenen Rhizomen oder Wurzeln entwickeln.
In Kultivierungsversuchen der Samenbank von Streuwiesen (PFADENHAUER und MAAS 1987) keimten die Gegliederte Binse (*Juncus articulatus*) und die Knötchen-Binse (*Juncus subnodulosus*) erst nach 2 bis 3 Monaten. Auch im

Ried beim Schloss A Pro breiteten sich diese beiden Arten, z.T. aus Rhizomen und z.T. aus Samen, erst gegen Juni aus. Die typischen Arten der Kopfbinsenrieder, die sich mit Ausnahme des Gemeinen Fettblattes (*Pinguicula vulgaris*) im Ried beim Schloss A Pro gar nicht einstellten, traten in den Versuchen von PFADENHAUER und MAAS (1987) erst im Frühling der zweiten Vegetationsperiode auf.
Das Erscheinen der Gelben Zyperbinse (*Cyperus flavescens*) und das Massenauftreten des Rundblättrigen Sonnentaus (*Drosera rotundifolia*) ist darauf zurückzuführen, dass beide im Samenvorrat des Bodens vorhanden sind (beide Arten wurden auch 1987 in dieser Riedfläche gefunden) und dass sie günstige und konkurrenzfreie Bedingungen vorfanden.
Dieser Rückführungsversuch kann mit Verpflanzungen von Feuchtgebieten verglichen werden, insbesondere mit verpflanzten Kopfbinsenriedern, wo durch die Störung ähnliche Entwicklungen in Gang gesetzt wurden. Dort war nach der Verpflanzung, in der sogenannten labilen Phase, die 5 bis 8 Jahre dauert, eine Vorherrschaft von verschiedenen Gräsern, Seggen und Binsen zu beobachten. Erst nach dieser Übergangszeit kann mit der Rekonstitution der Pflanzengesellschaften gerechnet werden (KLÖTZLI 1987).

3.3.4. Vegetationskartierung

Mit den in Tab. 5 aufgelisteten Vegetationseinheiten wurde eine Vegetationskarte des Flüeler Riedes und eine des Seedorfer Riedes im Massstab 1:2000 erstellt (s. Anhang 4).

3.3.4.1. Vergleich der Vegetationskarten 1987 und 1988

Flüeler Ried
Auf diesen wenig überschlickten Flächen (0-4 cm) sind nur geringfügige Veränderungen der Vegetationszusammensetzung auszumachen (Tab. 6). Die Unterschiede sind zu einem grossen Teil auf die Methodik, also auf die zwei verschiedenen Kartierungsschlüssel zurückzuführen.
Die ehemalige Futterwiese am Ölabscheiderkanal weist gegenüber 1986 (CAPELLER et al. 1986) einen leicht vergrösserten Anteil an Riedpflanzenarten auf. Sie muss als Übergangsgesellschaft angesehen werden.
Seedorfer Ried
Stark überschlickte Flächen mit den Pioniergesellschaften 12, 13, 14, 15 sind insbesondere entlang von Gräben und dem Autobahndamm vorzufinden, und

Tab. 5. Bezeichnung der Vegetationseinheiten der Kartierung von 1988 im Vergleich zu derjenigen von 1987.

1988	1987	Vegetationseinheit
O	F	ehemalige Futterwiese
1	2g, 2/F	gestörte (g) Pfeifengraswiese (*Stachyo-Molinietum typicum*), im Flüeler Ried: Übergang aus ehemaliger Futterwiese
2	6e	Spierstaudenried (*Valeriano-Filipenduletum*), Ausbildung mit Steifsegge (*Carex elata*)
3	3re	Hostseggenried (*Ranunculo-Caricetum hostianae*), Ausbildung mit Steifsegge (*Carex elata*)
3t	3rt	Hostseggenried (*Ranunculo-Caricetum hostianae*), trockene Ausbildung
3w	3r	Hostseggenried (*Ranunculo-Caricetum hostianae*)
4	3´e	Hostseggen-Pfeifengraswiese (*Stachyo-Molinietum caricetosum hostianae*), Übergang zu Davallseggenried (*Caricetum davallianaè*), Ausbildung mit Steifsegge (*Carex elata*)
5,5w	3´	Hostseggen-Pfeifengraswiese (*Stachyo-Molinietum caricetosum hostianae*), Übergang zu Davallseggenried (*Caricetum davallianae*)
6	8/3e	Steifseggenried (*Caricetum elatae typicum*), Übergang zu Steifseggen-Davallseggenried (*Caricetum davallianae caricetosum elatae*)
7	3*e	Davallseggenried (*Caricetum davallianae typicum*), mit Steifsegge (*Carex elata*)
8	8	Steifseggenried (*Caricetum elatae typicum*)
9	8/S3	wie 8 mit Schilfanteil >20 Halme/m^2
10		artenarme Einheit mit Pioniercharakter auf den stark abgeschürften Flächen beim Schloss A Pro, mit Rundblättrigem Sonnentau (*Drosera rotundifolia*) und Gemeinem Fettblatt (*Pinguicula vulgaris*)
11	8/3e a	wie 8/3e mit der Gedrängtährigen Segge (*Carex appropinquata*)
12		artenarme Einheit mit Pioniercharakter auf stark überschlickten Böden
13		Hochstaudenfluren mit Schilf, hauptsächlich auf stark überschlickten Böden
14		Pioniergesellschaft mit Steifsegge (*Carex elata*), auf stark überschlickten Böden
15		Pioniergesellschaft ohne Steifsegge (*Carex elata*), mit eingeschwemmten Pionierarten, auf stark überschlickten Böden
Ph	Ph	Schilfröhricht (*Phragmitetum*)
R		Ruderalflora
X		Sand mit Sumpf-Schachtelhalm (*Equisetum palustre*)
S3		Schilfanteil > 20 Halme/m^2
J		mit Binsen (*Juncus* sp.) als Überschlickungszeiger
K		mit Kleinseggen

Tab. 6. Umwandlung der Pflanzengesellschaften im Flüeler Ried durch die Überschlickung.
Bezeichnung der Vegetationseinheiten nach SINDELAR (1987), WILHELM (1987), in Klammern Vegetationseinheiten nach STAUBLI (1988).

1987	1988		1987	1988
3´	3r (3w)		3re	3re (3) 3r (3w) 2 (1) 3´ (5, 5w) 3´J (5J) 8/3e (6) 8/S3 (9)
8/3r	8/3e (6) 3re (3)			
3*e	3´ (5) 3´J (5J)			
8	8 (8)		6et	2/F (1)
Ph	Ph (Ph)		F	F (O)

Tab. 7. Umwandlung der Pflanzengesellschaften im Seedorfer Ried durch die Überschlickung.
Bezeichnung der Vegetationseinheiten nach SINDELAR (1987), WILHELM (1987), in Klammern Vegetationseinheiten nach STAUBLI (1988).

1987	1988		1987	1988
Ph	Ph (Ph)		3´	8 (8) 3re (3) 3´e (4) 3´ (5) 3´J (5J)
8	8/3e (6) 8/S3 (9) 8 (8) (12)		2	(12) (14) 2 (1) 3´ (5) 3´J (5J) 3re (3)
3re 3r	3re (3) 3rt (3t) 3´J (5J) 3rt (3t)			
3e	8/S3 (9) 3´e (4) 3´eJ (4J) 3´J (5J)		10r	(14)
			6	8/(13) (8/13)
			6e	8/(13) (8/13)
3*e	3re/(11) (3/11) (11) (14) 3´e/(12) (4/12) 3re (3)		3re/F	3re/F (3/O)

zwar vor allem an Stelle von Kleinseggenriedern. Diese sind, wo noch vorhanden, meistens in eine etwas trockenere Ausbildung oder in eine Ausbildung mit Überschlickungszeigern übergegangen. (Tab. 7).
Die Grosseggenrieder haben sich, allerdings vorwiegend in einer artenärmeren Ausbildung, zum grössten Teil behauptet. Dasselbe gilt für die Schilfröhrichte und die Übergangsgesellschaft am Ostrand des Seedorfer Riedes (Einheit 3re/F resp. 3/O). Bei den Spierstaudenriedern sind ebenfalls keine grossen Veränderungen festzustellen. Sie wurden lediglich anders bezeichnet (Einheit 8/13).
Das Kopfbinsenried nördlich der Autobahn ist völlig verschwunden. Die Pfeifengraswiesen sind z. T. ebenfalls sehr stark überschlickt worden und weisen dementsprechend starke Vegetationsveränderungen auf (Einheiten 12, 14). Nur kleine Flächen, die aber doch eine Überschlickung von 9 cm aufweisen, konnten als gestörte Pfeifengraswiesen auskartiert werden.
Einen gänzlichen Verlust an Riedfläche (rund 7000 m^2) ist am westlichen Rand des Naturschutzgebietes auf der Seedorfer Seite zu verzeichnen. Durch eine Aufschüttung wurde dort als Erweiterung des bereits bestehenden Erholungsgebietes eine Liegewiese geschaffen. Neben dem effektiven Verlust kam es dadurch zu einem weiteren, aus naturschützerischer Sicht unerwünschten Effekt. Die zuvor durch einen Graben gebildete Grenze zwischen Naturschutz- und Erholungsgebiet wurde verlegt und so der Zugang in die angrenzende Riedfläche erleichtert. Im Vergleich mit den übrigen Gebieten des Reussdeltas wurden denn auch in diesem Bereich am häufigsten Spuren menschlicher Aktivitäten (Trittschäden, altes Mofa, Abfall) vorgefunden.

Ried beim Schloss A Pro

Im Ried beim Schloss A Pro waren sowohl auf der vom Schlick befreiten als auch auf der kleinen Referenzfläche gravierende Veränderungen der Vegetation festzustellen (Tab. 8). Bei der letzteren waren die Auswirkungen der Überschlickung sehr ausgeprägt, da die Schlickschicht 35 cm hoch ist. Ohne Abtragung dieser Schicht hätte sich diese ganze Riedfläche, vorwiegend infolge der mechanischen Behinderung der Vegetation, aber auch durch die relative Absenkung des Grundwasserspiegels, durch Veränderungen im Nährstoffgehalt des Bodens etc., vollständig umgewandelt.
Auf den vom Schlick befreiten Flächen ist im jetzigen Zeitpunkt aber ebenfalls von einem Verlust der ursprünglichen Gesellschaften zu sprechen. Der grösste Teil des Riedgebietes wird von der neuen Einheit 10, einer artenarmen Pioniervegetation, eingenommen.

Tab. 8. Umwandlung der Pflanzengesellschaften im Ried beim Schloss A Pro nach Abtragung der Schlickschicht.
Bezeichnung der Vegetationseinheiten nach SINDELAR (1987), WILHELM (1987), in Klammern Vegetationseinheiten nach STAUBLI (1988).

1987	1988		1987	1988
10	(10)		3´	3r (3w) (10) (10K) F (O) (R)
3s	(10)			
3*e	(10) (10K)		2	(10) 3re (3)
6et	3re (3) (10) F/(13) (O/13)		6e	3re (3) (10/15)
Referenzfläche:			3*e	(14) (15)

3.4. BEURTEILUNG

In der Riedlandschaft der Urner Reussmündungsebene sind infolge der Überschlickung durch das Hochwasser vom August 1987 je nach Schlickhöhe und betroffener Pflanzengesellschaft unterschiedlich starke Vegetationsveränderungen eingetreten.
Das Flüeler Ried hat bezüglich der Pflanzengesellschaften keine nennenswerten Einbussen erlitten, was auch für die Artenvielfalt gelten kann.
Im Seedorfer Ried haben sich die Grosseggenrieder behauptet und Pioniergesellschaften neu entwickelt. Durch die Beeinträchtigung artenreicher Pflanzengesellschaften wie der Kleinseggenrieder und der typischen Pfeifengraswiesen, welche auch Lebensraum für seltene Pflanzenarten bieten, ist ein naturschützerisch wertvoller Aspekt beeinträchtigt worden.
Der Rückführungsversuch beim Schloss A Pro kann zum jetzigen Zeitpunkt noch nicht abschliessend beurteilt werden, da sich die Vegetation noch nicht genügend entwickelt hat. Das zu tiefe Abschürfen der Alluvionen zeigt eine negative Auswirkung auf das frühere Kopfbinsenried, wogegen die Ausbreitung des Rundblättrigen Sonnentaus (*Drosera rotundifolia*) und anderer seltener Pflanzenarten als positiv zu bewerten ist. Die veränderten Standortsver-

hältnisse können einigen im Samenpool vorhandenen Pflanzenarten wieder günstige Lebensbedingungen anbieten.

4. PROGNOSEN

4.1. WASSERBAUPROJEKT

Aus dem Wasserbauprojekt sollten keine Veränderungen für das Untersuchungsgebiet resultieren. Für die Grundwasserstände in der Reussmündungsebene sind der Grundwasserfluss von Süden, der Seespiegel und der Reuss-Wasserspiegel massgebend (GRUBINGER 1982). Solange diese Faktoren keine Abweichungen von den bisherigen Fluktuationen aufweisen, muss nicht mit Auswirkungen auf die Vegetation der Urner Reussmündungsebene gerechnet werden.

4.2. FLÜELER RIED

4.2.1. Überschlickung

Die relativ geringe Überschlickung (bis 4 cm) wird keine bedeutenden Veränderungen in der Vegetationszusammensetzung mit sich bringen, da keine mechanische Behinderung einzelner Pflanzenarten vorliegt und der Nährstoffeintrag nach Analyse einiger Schlickproben gering ist.

4.2.2. Ehemalige Futterwiesen

Die Massnahme, gedüngte Futterwiesen innerhalb des Schutzperimeters wieder in Streuwiesen zurückzuführen, wird längerfristig einen beschränkten Erfolg zeigen. In der Fläche beim Ölabscheiderkanal haben sich gegenüber 1986 (CAPELLER et al. 1986) vermehrt Riedpflanzenarten durchgesetzt. Es kann eine Umwandlung in eine nährstoffreiche Streuwiese erwartet werden. Der Futterwiesenspickel am Ostrand des Flüeler Riedes wies 1986 nur wenige Riedarten auf, was sich im Laufe der Untersuchungszeit nicht stark veränderte. Da die Rückführung in eine Streuwiese vom Ausgangsbestand an Riedpflanzenarten in der Futterwiese abhängig ist, kann bei dieser Fläche nur mit einer geringen Wiederherstellung gerechnet werden. Eine Aushagerung, d.h.

eine Entwicklung in einen nährstoffarmen Bestand, ist erst mittelfristig (10 - 15 Jahre) zu erwarten. Zudem sind durch die lange Grünlandnutzung nur noch die resistenten Samen von Grosseggen (*Carices*) und Binsen (*Juncaceae*) im Samenvorrat des Bodens vorhanden (PFADENHAUER und MAAS 1987), so dass sich vorläufig nur diese Riedarten durchsetzen können.

4.3. SEEDORFER RIED

4.3.1. Überschlickung

Gemäss einiger Schlickprobenanalysen sind keine bedeutenden Nährstoffeinträge festgestellt worden, die sich auf die Vegetation auswirken könnten.
Es wäre zu erwarten, dass die leichte Erhöhung des Bodenniveaus durch die Schlickablagerungen des Hochwassers den in früheren Arbeiten festgestellten Vernässungstendenzen (Ausdehnung von Grosseggenriedern auf Kosten anderer Pflanzengesellschaften) (s. auch GRUBINGER 1982) entgegenwirken könnte. Diese Vermutung kann nur teilweise unterstützt werden; mittelfristig (10-15 Jahre) werden keine weiteren Vernässungen erwartet, aber nach den folgenden Überlegungen auch nicht eine grossflächige Umwandlung in trockenere Vegetation.
Neben den Schilfröhrichten und den Spierstaudenriedern werden die Grosseggenrieder durch die Überschlickung nicht allzu stark betroffen. Die Grosseggen können die Schlickschicht mehr oder weniger gut durchwachsen, und die Grundwasserverhältnisse haben sich in bezug auf ihren Wurzelraum, abgesehen von klimatisch bedingten jährlichen Schwankungen, nur wenig verändert. Je nach Höhe der Schlickschicht kann aber eine Veränderung in der Begleitflora auftreten. Bei Schlickablagerungen über 20 cm ist eine Entwicklung in eine trockenere Gesellschaft zu erwarten. Leicht überschlickte Flächen (5-10 cm) werden schon innerhalb weniger Jahre wieder dieselbe Vegetation wie vor dem Hochwasser aufweisen, während Schlickablagerungen unter 5 cm kaum feststellbare Veränderungen hervorgerufen haben.
Für die stark überschlickten Kleinseggenrieder und Pfeifengraswiesen, an deren Stelle sich Pioniergesellschaften ausgebreitet haben, kann unter gleichbleibenden Grundwasserbedingungen mittelfristig die Entwicklung in Riedgesellschaften von jeweils etwas trockeneren Verhältnissen prognostiziert werden.

4.3.2. Düngungseinwirkungen

Die 1987 festgestellte Ausdehnung der Hochstaudenrieder gegenüber 1982 (ANL 1983) entlang dem Hechtgraben und dem Leglerengraben macht einen andauernden Nährstoffeintrag aus der Landwirtschaftszone ersichtlich. Auch die im Bodenwasser festgestellten hohen Phosphat- und Stickstoffwerte bestätigen diese Annahme. Demgegenüber konnten ELBER und NIEDERBERGER (1989) keine erhöhten Phosphat- und Stickstoffwerte im Wasser dieser Gräben feststellen, was mit einer Absorption durch die Vegetation begründet werden könnte. Ein weiteres Indiz für die Nährstoff-Fracht in den Gräben und ihre Aufnahme durch die Vegetation ist, dass die Hochstaudenfluren seewärts begrenzt sind. Nach dieser Grenze kommen keine Hochstaudenfluren mehr auf. Die zusätzlichen Nährstoffe sind alle absorbiert. Eine Ausdehnung findet von den Gräben aus seitwärts gerichtet statt. Da die Hochstaudenrieder die anfallenden Nährstoffe nicht unbegrenzt aufnehmen können, verlagert sich die Düngungseinwirkung allmählich auch auf benachbarte Pflanzengesellschaften.
Die durch das Hochwasser veränderten Verhältnisse erschweren eine weitere Überwachung dieses Vorganges. Nach den bisherigen Erkenntnissen muss jedoch, falls keine Gegenmassnahmen getroffen werden, mit einer langsamen, aber andauernden und sich ausweitenden Eutrophierung des Seedorfer Riedes von den Einmündungsstellen des Hecht- und Leglerengrabens aus gerechnet werden.

4.4. RIED BEIM SCHLOSS A PRO

Streuwiesen haben Samenvorräte im Boden, welche die meisten Pflanzenarten der vorherrschenden Vegetation umfassen (VAN DER VALK und DAVIES 1976). Bis ca. 10 cm unter der Bodenoberfläche können noch keimfähige Samen vorgefunden werden (CHIPPINDALE und MILTON 1934). Diese Bodenschicht wurde bei der Abtragung der Alluvionen kaum betroffen. Es ist daher anzunehmen, dass die Pflanzenarten der vormaligen Vegetation zumindest teilweise noch im Samenpotential vertreten sind. Da in Kultivierungsversuchen von Streuwiesen-Samenvorräten (PFADENHAUER und MAAS 1987) die Arten der Kopfbinsenrieder erst in der zweiten Vegetationsperiode erschienen, liegt eine Rückführung in die vorherigen Pflanzengesellschaften, auch in ein Kopfbinsenried, im Bereich des Möglichen.

Eine etwas genauere Prognose könnte erst in den folgenden Jahren gegeben werden, doch bilden auch dann das tatsächliche Samenpotential, die Samendichte der einzelnen Arten und die Keimungsansprüche derselben noch Unbekannte, über welche erst wenige Forschungsresultate vorliegen.

4.5. WALD

Die Dammöffnung wird für die Auenwaldrelikte im Mündungsbereich der Reuss wieder natürliche Bedingungen schaffen, so dass für diese Bestände eine Renaturierung erwartet werden darf.

4.6. DELTA

Die Deltabildung durch das Wasserbauprojekt wird für das ganze Gebiet von herausragender Bedeutung sein. Die mögliche Vegetationsentwicklung auf den angeschwemmten Kies-, Sand- und Schlickbänken wurde von KLÖTZLI (1983) beschrieben.

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.

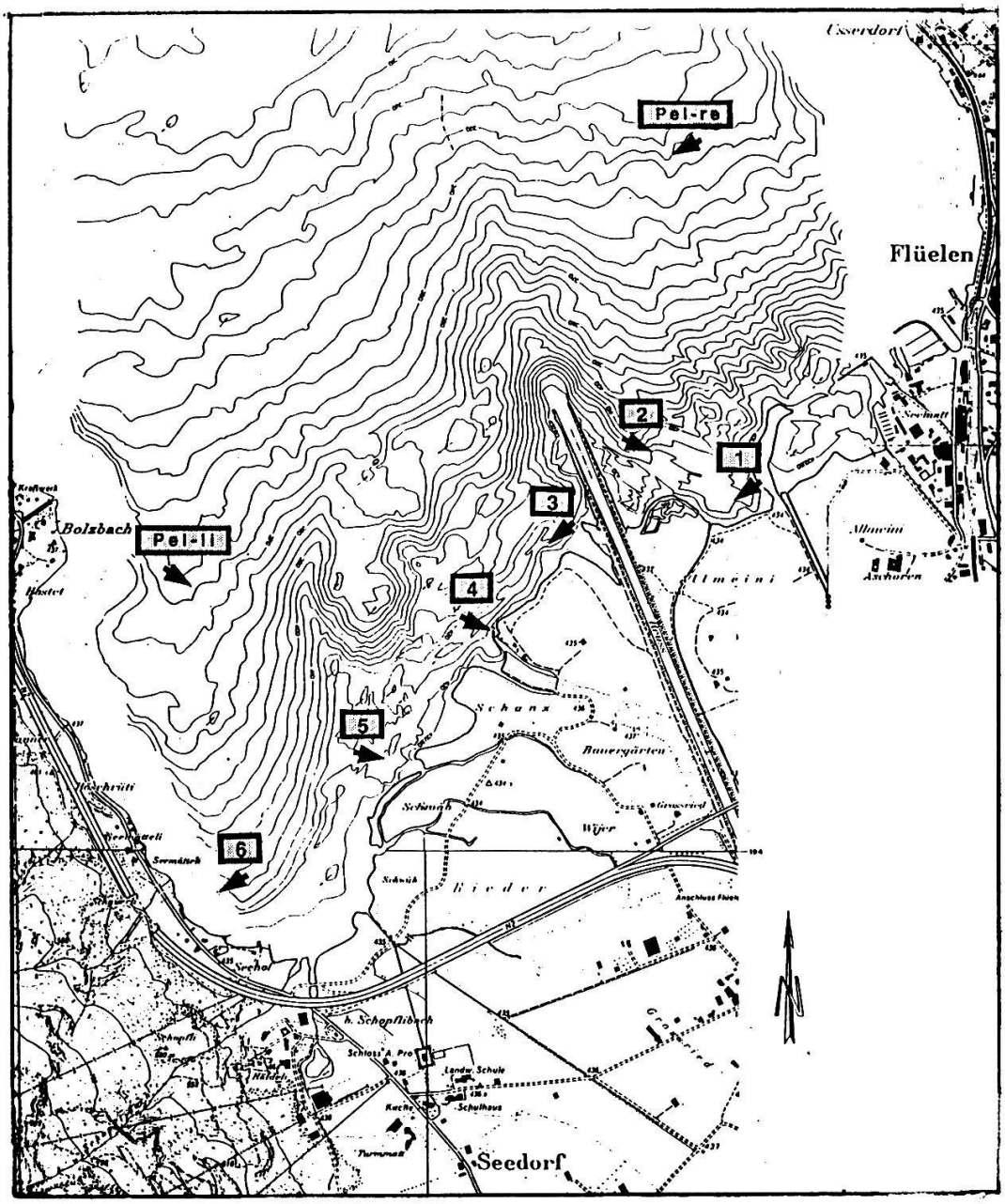


Fig. 2.1. Übersichtsplan mit den Probenahmestellen für die limnologischen Untersuchungen.
Pel-li = Pelagial links, Pel-re = Pelagial rechts, 1-6 = Probenahmestellen im Litoral
Aus: Höhenkurvenplan 1:5000, Reusshochwasser 1987. Kanton Uri, Bauamt, Wasserbau. Äquidistanz der Höhenkurven: 5 m. Mittlerer Wasserspiegel bei der Aufnahme in der Zeit vom 25.9.-27.10.1987: 435.5 m ü.M.

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, Kd (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.
- **O_2 (Sauerstoff und Sauerstoffsättigung)**: Sauerstoffgerät Oximeter 191 mit Sonde EOT 190 der WTW, D-8120 Weilheim.
- **NH_4^+-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.
- **NO_2^-N (Nitrit)**: Sulfanilamid-Reaktion, EDI 2. Teil Kap. 36.
- **NO_3^-N (Nitrat)**: mit Redukter und Sulfanilamid-Reaktion, EDI 2. Teil, Kap. 36.
- **PO_4^{3-}-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 <1µg/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**	**9.37**	**9.62**	**9.52**	**9.54**	**9.54**	**9.01**	**9.26**	**6.72**
		S	3.61	3.60	3.60	3.40	3.48	3.52	3.05	3.24	2.10
Leitfähigkeit	[µS/cm]	**M**	**196.38**	**193.23**	**196.54**	**201.46**	**202.00**	**196.69**	**192.45**	**193.92**	**115.15**
		S	12.39	12.22	14.05	17.86	13.19	12.93	15.17	13.30	18.13
Geamthärte	[mval/l]	**M**	**1.97**	**1.96**	**1.99**	**1.99**	**2.03**	**1.96**	**1.94**	**1.96**	**1.31**
		S	0.09	0.11	0.11	0.11	0.12	0.12	0.14	0.12	0.48
Karbonathärte	[mval/l]	**M**	**1.68**	**1.66**	**1.68**	**1.68**	**1.72**	**1.68**	**1.64**	**1.66**	**0.97**
		S	0.08	0.09	0.09	0.09	0.10	0.09	0.12	0.10	0.26
pH-Wert		**M**	**7.95**	**7.97**	**8.06**	**8.00**	**7.99**	**7.96**	**7.82**	**7.94**	**7.91**
		S	0.33	0.39	0.30	0.30	0.25	0.27	0.41	0.28	0.16
Chlorid	[mg/l]	**M**	**1.72**	**1.58**	**1.56**	**1.58**	**1.64**	**1.63**	**1.57**	**1.52**	**1.28**
		S	0.44	0.37	0.34	0.35	0.37	0.40	0.41	0.34	1.00
Ammonium-N	[µg/l]	**M**	**44.23**	**35.77**	**30.38**	**24.62**	**23.46**	**27.69**	**35.16**	**28.70**	**26.15**
		S	25.97	18.47	10.50	6.60	6.89	13.48	25.84	9.74	8.70
Nitrit-N	[µg/l]	**M**	**4.08**	**3.85**	**3.77**	**3.77**	**3.69**	**4.08**	**3.57**	**3.52**	**3.92**
		S	2.47	2.58	2.52	2.65	2.59	2.81	2.51	2.47	2.02
Nitrat-N	[mg/l]	**M**	**0.50**	**0.50**	**0.50**	**0.50**	**0.51**	**0.50**	**0.51**	**0.51**	**0.46**
		S	0.07	0.07	0.07	0.09	0.06	0.07	0.07	0.07	0.12
Ortho-Phosphat-P	[µg/l]	**M**	**2.27**	**2.54**	**2.38**	**2.25**	**3.15**	**3.12**	**2.82**	**2.61**	**4.97**
		S	1.86	1.98	1.80	1.35	2.70	2.74	1.73	1.80	4.34
Gesamt-P	[µg/l]	**M**	**14.69**	**13.92**	**12.62**	**11.62**	**12.77**	**13.69**	**11.43**	**10.94**	**47.77**
		S	7.24	4.27	3.75	4.79	3.19	7.17	3.14	4.01	44.60
Sauerstoff	[mg/l]	**M**	**11.06**	**11.11**	**11.06**	**11.01**	**10.86**	**11.04**	**11.28**	**11.21**	**12.15**
		S	0.94	0.91	0.88	0.88	0.89	0.79	0.95	0.85	1.51
Sauerstoff-Sätt.	[%]	**M**	**99.02**	**99.53**	**100.07**	**98.90**	**97.51**	**99.20**	**100.28**	**100.27**	**102.15**
		S	8.88	9.45	10.37	9.38	8.16	9.54	10.51	10.40	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

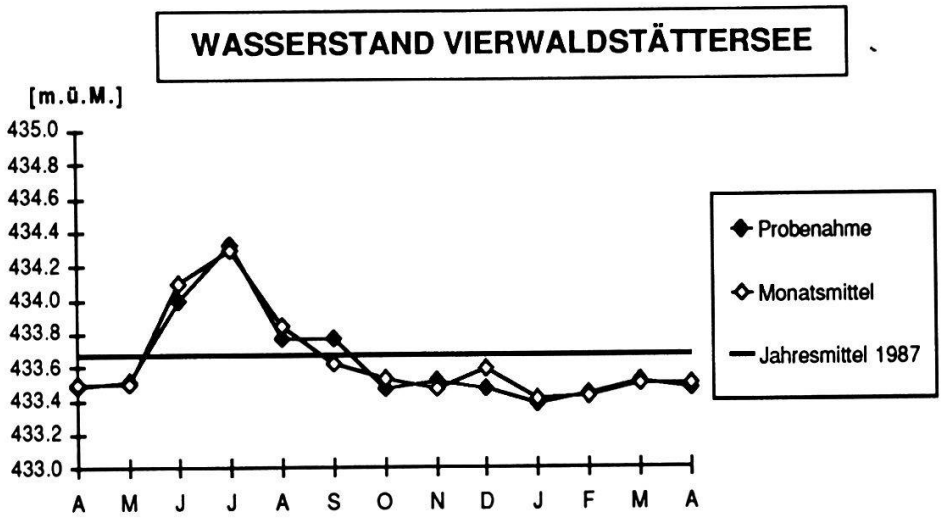


Fig. 3.1. Wasserstand zum Zeitpunkt der Probenahme und jeweiliges Monatsmittel während der Untersuchungsperiode von April 87 bis April 88 sowie das Jahresmittel von 1987. Daten aus: Monatstabellen der Schweizerischen Landeshydrologie und -geologie.

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 Vogelinsel 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

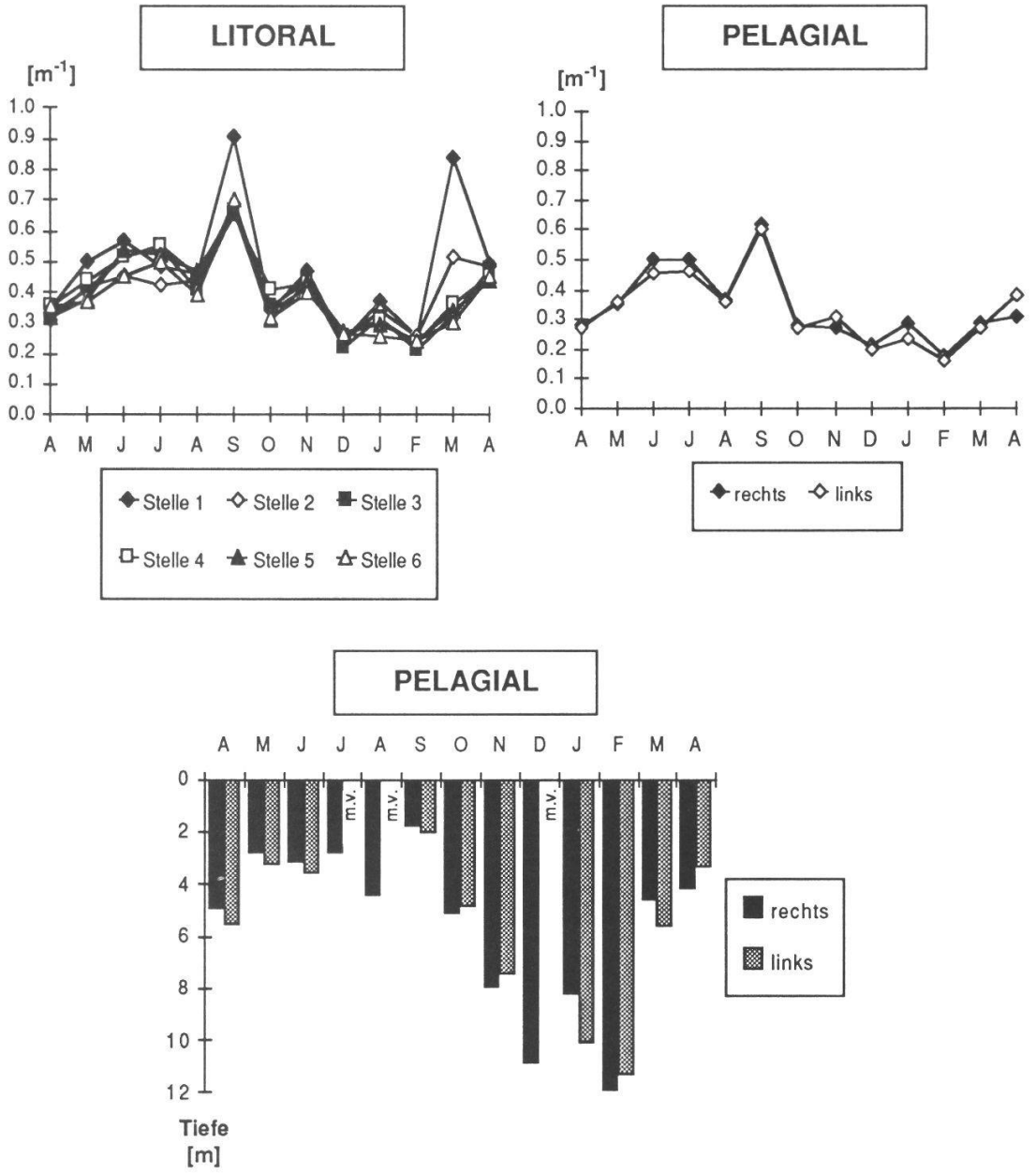


Fig. 3.2. Vertikale Attenuationskoeffizienten im Litoral und im Pelagial sowie die Transparenz des Oberflächenwassers (Secchi-Tiefe) während der Untersuchungsperiode von April 87 bis April 88. m.v. = missing value

ist auf den hohen Trübstoffgehalt nach dem Hochwasser zurückzuführen.

Wassertemperatur

Figur 3.3 zeigt den Jahresverlauf der Temperatur im Uferbereich und im Pelagial des Urnersees 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-

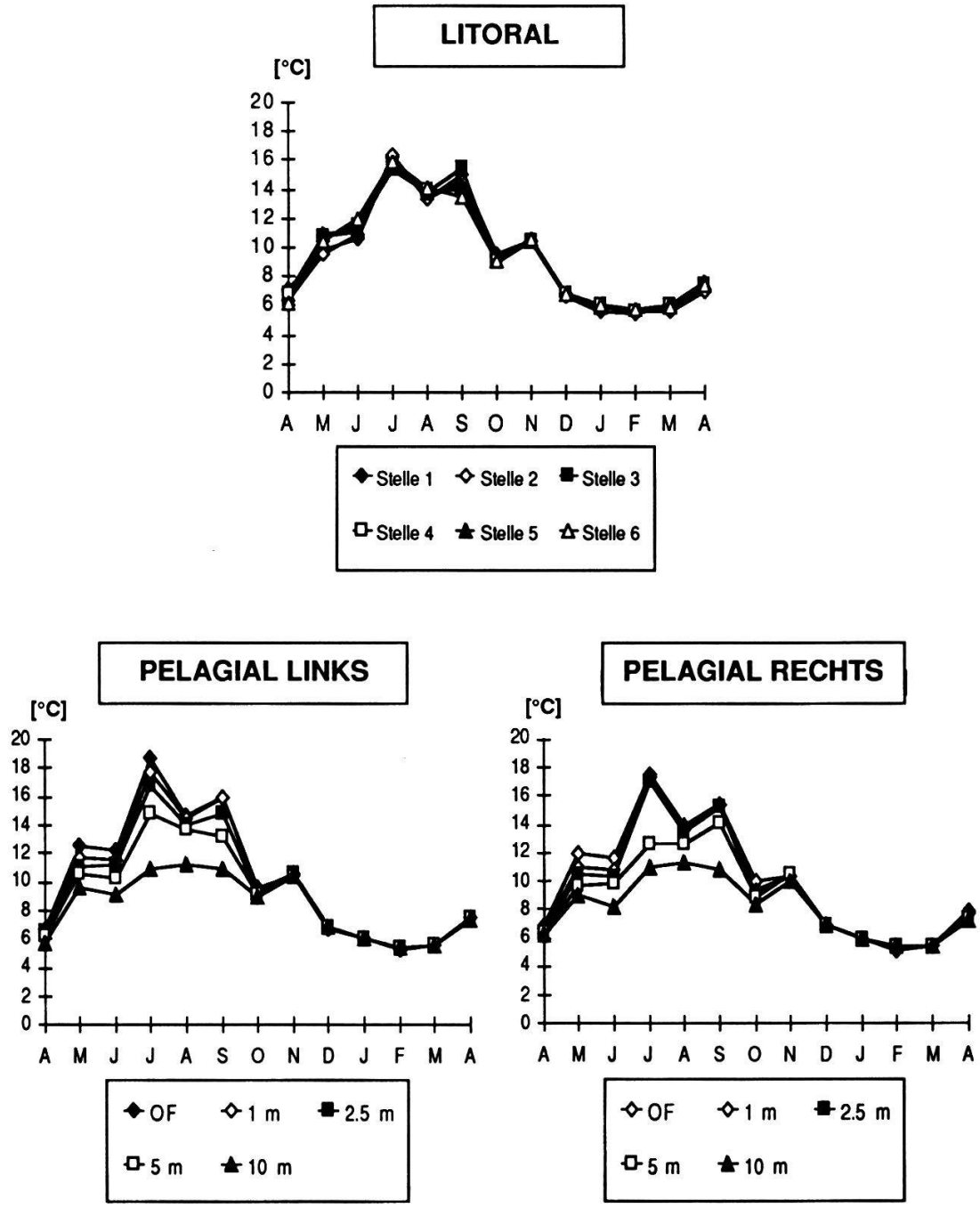


Fig. 3.3. Temperaturverhältnisse im Uferbereich (gewichtetes Mittel von 0-5 m) und im Pelagial (bis in eine Tiefe von 10 m) während der Untersuchungsperiode von April 1987 bis April 1988.

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 CO_2-Bedarfs bei der Bildung von Biomasse, Verbrauch von Nährstoffen).

Der Abbau von organischer Substanz führt zu einer Freisetzung von CO_2 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).

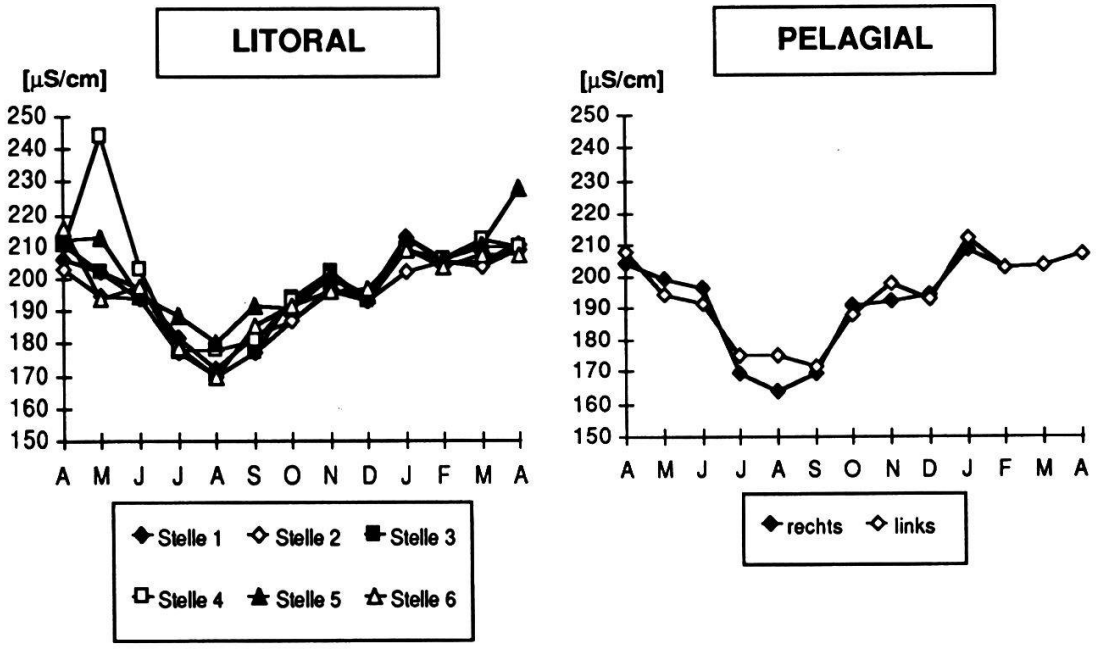


Fig. 3.4. Jahresverlauf der Leitfähigkeitswerte im Uferbereich (Mischwasser 0-4 m) und im Pelagial (gewichtetes Mittel 0-10 m) während der Untersuchungsperiode von April 1987 bis April 1988.

Gesamthärte, Karbonathärte und pH-Wert

Der Jahresverlauf der Gesamt- und Karbonathärte wiederspiegelt 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

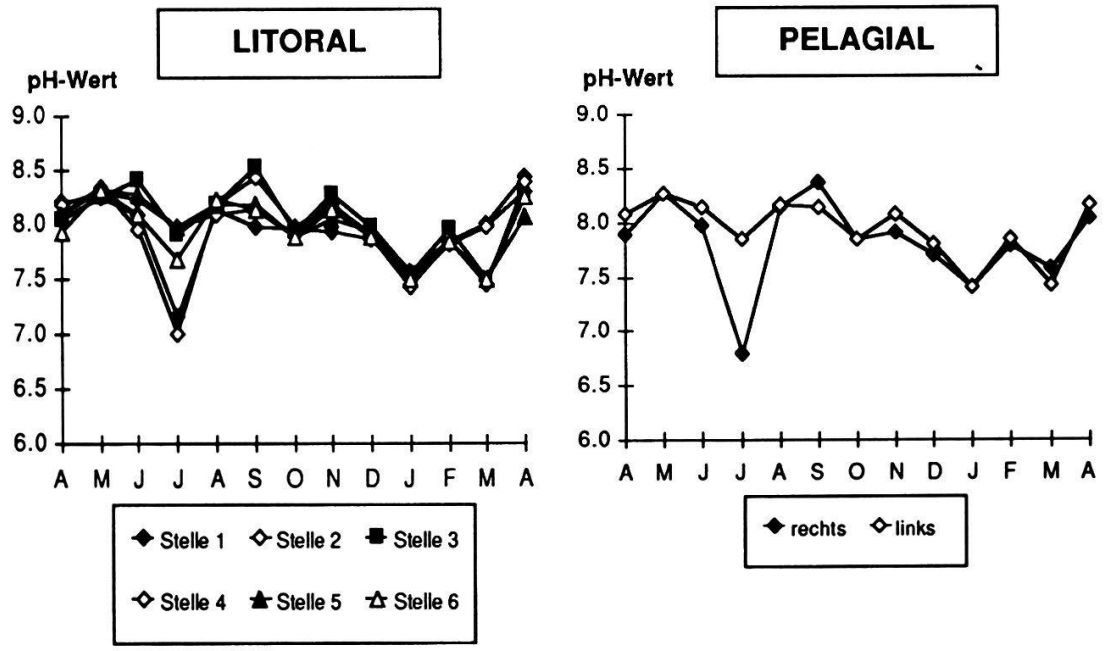


Fig. 3.5. Jahresverlauf der pH-Werte im Uferbereich (gewichtetes Mittel 0-5 m) und im Pelagial (gewichtetes Mittel 0-10 m) während der Untersuchungsperiode von April 1987 bis April 1988.

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 Beipiel 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 bobachteten 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.

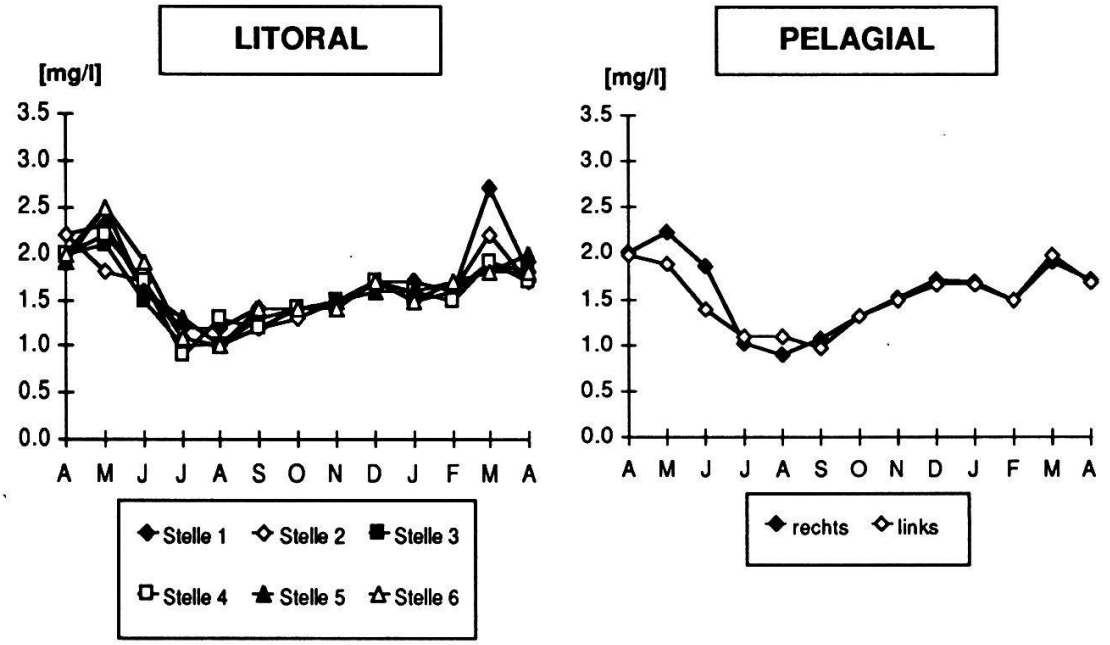


Fig. 3.6. Jahresverlauf der Chloridkonzentration im Uferbereich (Mischwasser 0-4 m) und im Pelagial (gewichtetes Mittel 0-10 m) während der Untersuchungsperiode von April 1987 bis April 1988.

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 Frühjahrsblüte 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 O_2/l). Als Folge der Durchmischungsprozesse gelangte dann untersättigtes Tiefenwasser an die Oberfläche, was zu einer Erniedrigung der

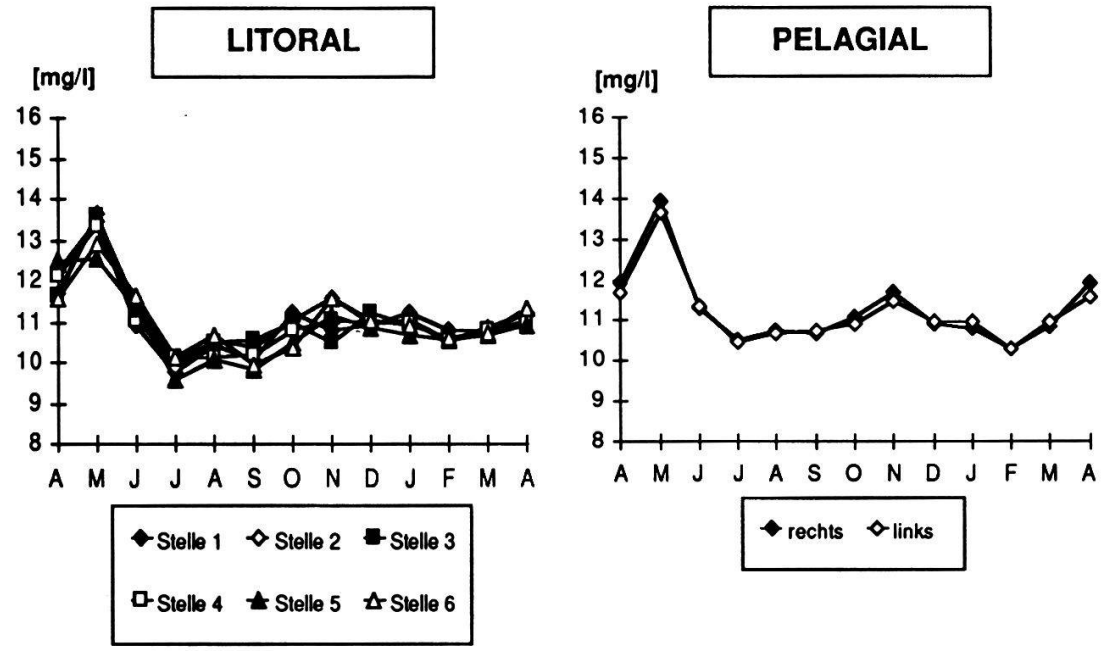


Fig. 3.7. Jahresverlauf der Sauerstoffkonzentration im Uferbereich (gewichtetes Mittel 0-5 m) und im Pelagial (gewichtetes Mittel 0-10 m) während der Untersuchungsperiode von April 1987 bis April 1988.

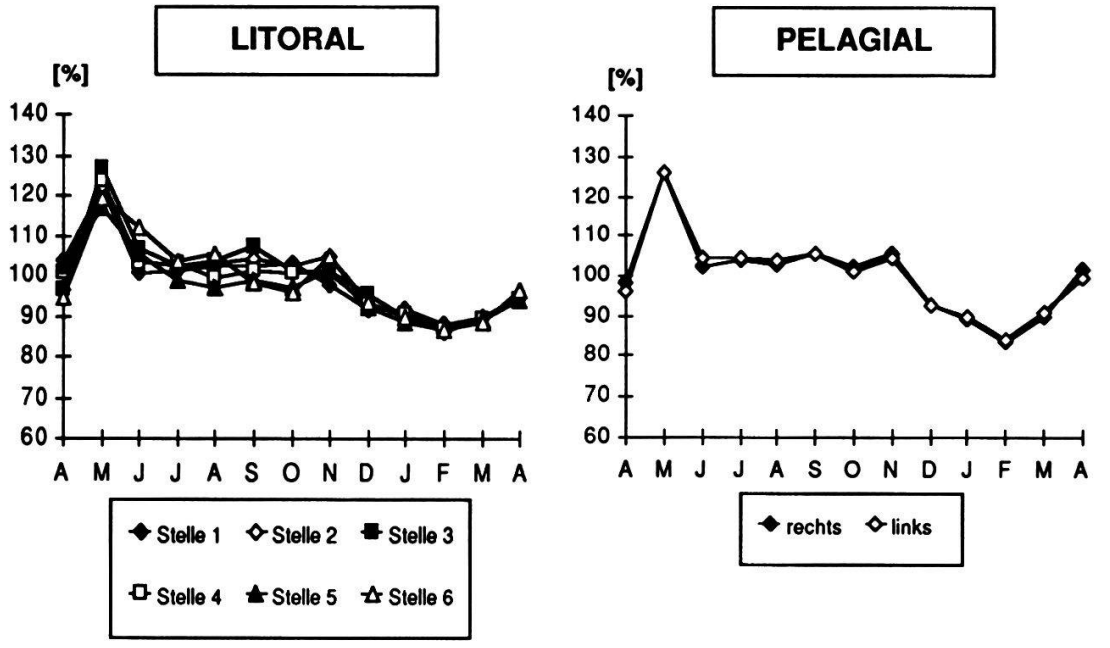


Fig. 3.8. Jahresverlauf der Sauerstoffsättigung im Uferbereich (gewichtetes Mittel 0-5 m) und im Pelagial (gewichtetes Mittel 0-10 m) während der Untersuchungsperiode von April 1987 bis April 1988.

Sauerstoffsättigung auf etwa 85% führte. Mit der zunehmenden Produktion gegen die nächste Frühjahrsblüte hin stieg der Sättigungsgrad wieder an.
Deutliche Unterschiede in den verschieden 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 Trübeströme 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

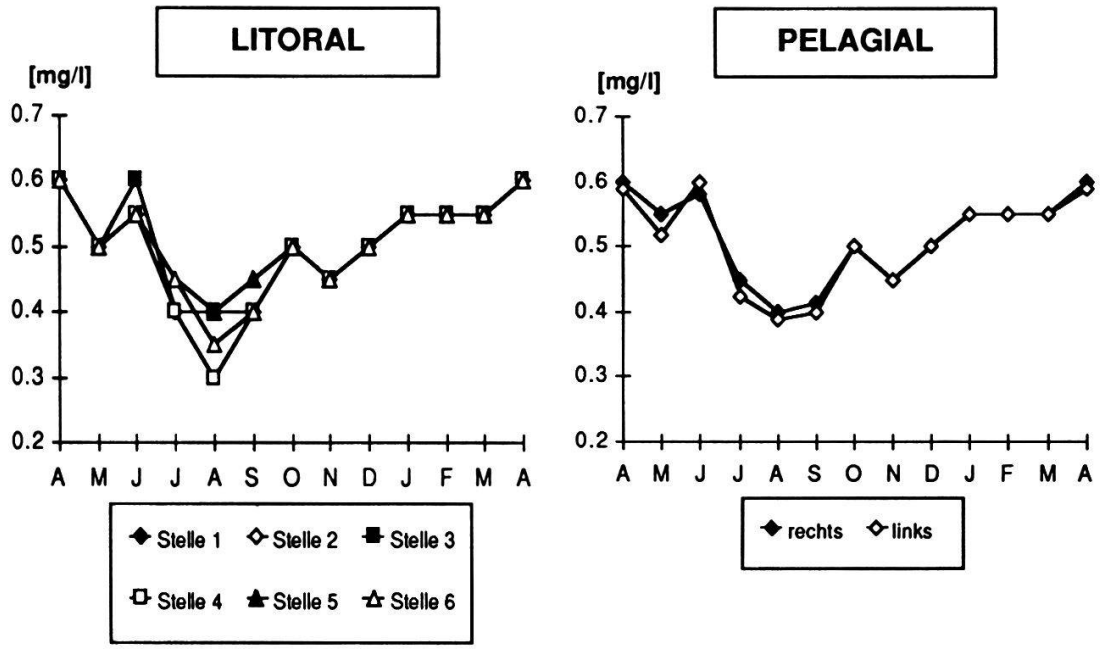


Fig. 3.9. Jahresverlauf der Nitratkonzentration (NO_3^--N) im Uferbereich (Mischwasser 0-4 m) und im Pelagial (gewichtetes Mittel 0-10 m) während der Untersuchungsperiode von April 1987 bis April 1988.

deutliche, durch biologische Aktivität bedingte Entwicklung. Ein Konsum von Nitrat war einerseits im Mai während der Frühjahrsblüte, 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 Frühjahrsmaximums erklärt werden.

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

Der Jahresverlauf der PO_4^{3-}-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-

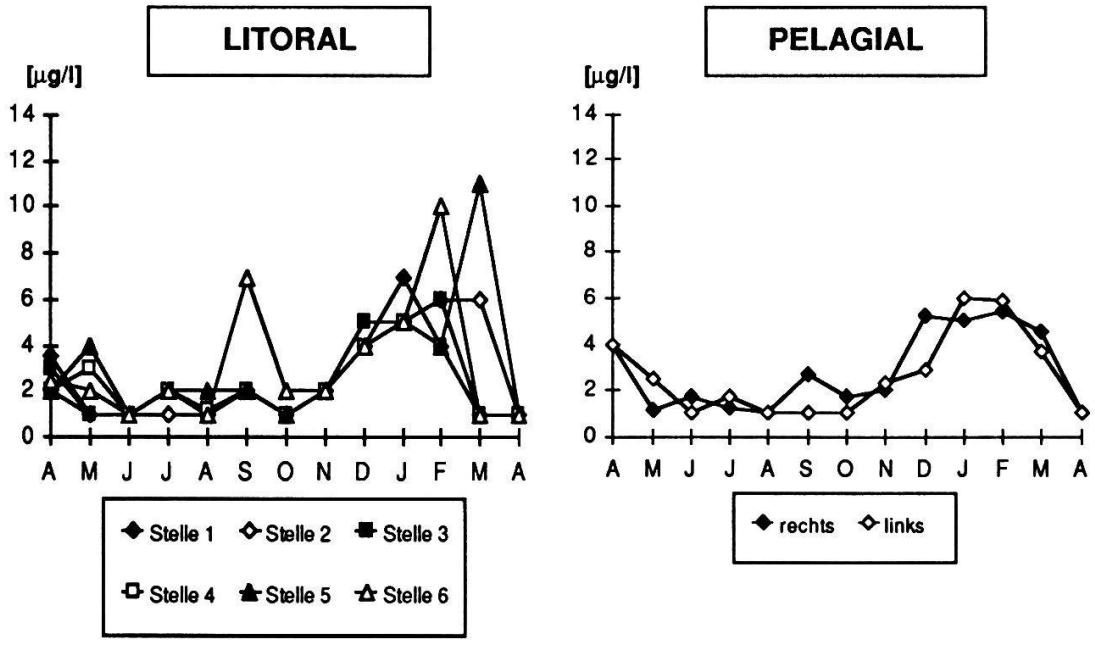


Fig. 3.10. Jahresverlauf der Ortho-Phosphatkonzentration (PO_4^{3-}-P) im Uferbereich (Mischwasser 0-4 m) und im Pelagial (gewichtetes Mittel 0-10 m) während der Untersuchungsperiode von April 1987 bis April 1988.

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 µg/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

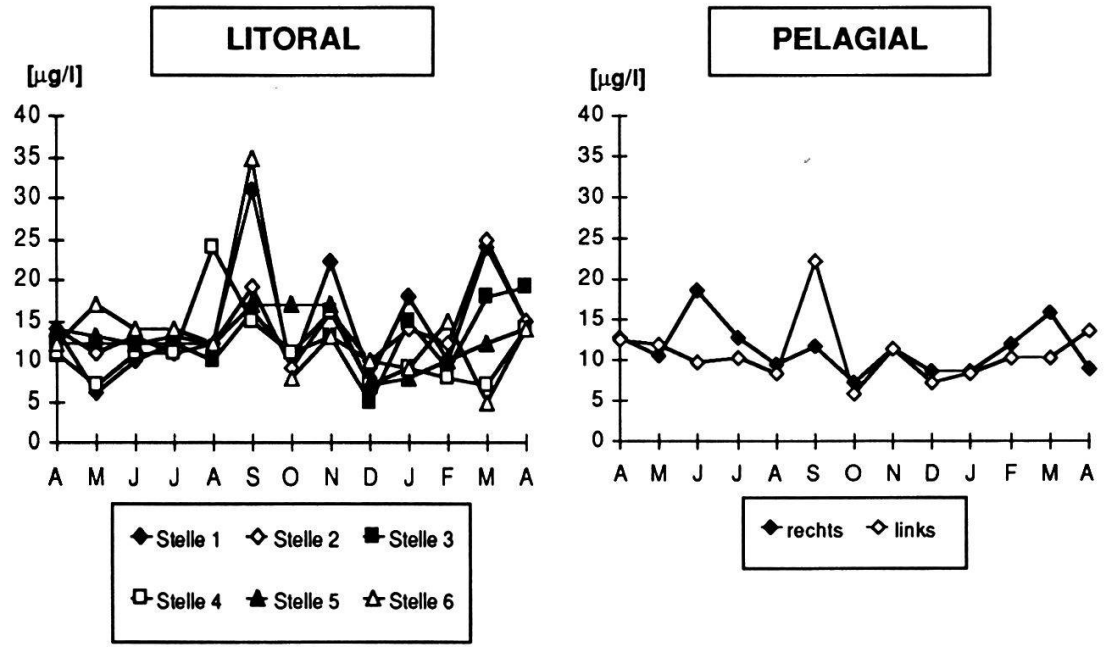


Fig. 3.11. Jahresverlauf der Gesamt-Phosphorkonzentration (Gesamt-P) im Uferbereich (Mischwasser 0-4 m) und im Pelagial (gewichtetes Mittel 0-10 m) während der Untersuchungsperiode von April 1987 bis April 1988.

erreichte zeitweise sehr hohe PO_4^{3-}-Konzentrationen (Maximalwert: 337 µg/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 Hochwassser 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 siginifikanten Ergebnissen:
1) Die Konzentrationen von Nitrit, Gesamt-Phosphor, Chlorid, Gesamt-Härte, 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 CO_2-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 vohergehende 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 unterschieden (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 µS/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 µS/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 NH_4^+-N, meist etwa 1-3 mg/l auf (HÖLL 1986). Die im Urnersee gefundenen Jahresmittelwerte von 23-44 µg/l lagen deutlich unterhalb des Verschmutzungsbereiches, hingegen weist der Maximalwert im Uferbereich von 120 µg/l (im April 1987 an Stelle 1) und im Pelagial von 200 µg/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 µg/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 µg/l. Das Qualitätsziel für Fliessgewässer liegt bei 500 µg/l (EDI 1987a). Im Bereich vor der Giessenmündung wurden ebenfalls am 1.2.1988 Konzentrationen zwischen 1117 und 2634 µg/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 Vogelinsel 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, NH_3) im Schnitt 1.2-2.2% der NH_4^+-Konzentration. Dies sind auf die Jahresmittelwerte der Ammoniumkonzentration bezogen etwa 0.3 bis 1 µg/l NH_3, bei der höchsten gemessenen Konzentration von 200 µg/l NH_4^+-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 NH_3 gebildet worden. Bei Fischen führen jedoch erst 30-50 µg/l NH_3 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		0.80	12	18
Luzernerbecken (V)	1983	Kreuztrichter	0.50	16	22
Zürichsee **	1988	Höhe Thalwil	0.81	27	36
Bielersee	1984		1.45	37	52
Neuenburgersee	1981		0.93	39	54
Bodensee	1985	Obersee	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 µg/l, Max. 0.7 µg/l im April 88; Ölabscheidergraben: Mittelwert 0.45 µg/l, Max. 0.65 µg/l im April 88).
Orthophosphat tritt in nicht verschmutzten Gewässern gewöhnlich nur in geringen Konzentrationen auf (meist weniger als 30 µg/l (HÖLL 1986)). Mit maximal gemessenen Werten von etwa 11 µg/l und Mittelwerten zwischen 2.25 und 3.15 µg/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 Urnersee 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 Voraussagewahrscheinlichkeiten 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 Urnersees 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 bestimmbare 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:

$$rH\ (\%) = Ni/N \cdot 100\% \qquad (1)$$

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

Als **Biomasse**parameter 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:

$$rFG\ (\%) = FG_i/FG_{tot} \,.\, 100\% \qquad (2)$$

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

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 µm3/Zelle, Kolonie
CYANOPHYTA	
Anabaena flos-aquae Lyngb. Bréb.	3000
Aphanothece sp.	500
Chroococcus sp.	500
Gloeothece sp.	X
Gomphosphaeria lacustris Chod.	2000
Nitzschia dissipata (Kütz.) Grun.	800
Lyngbia sp.	1000
Microcystis aeruginosa Kütz.	2000
Oscillatoria rubescens De Candolle	2000
Oscillatoria sp.	1500
Phormidium autumnale (Agardh) Gomont	2000
Pseudoanabaena catanata Laut.	3000
unbekannte Blaualgenfäden	500
CHRYSOPHYTA	
Bitrichia chodatii (Reverdin) Chod.	250
Chrysococcus sp.	X
Cladomonas fruticulosa Stein	800
Dinobryon divergens Imhof	800
Dinobryon sociale Ehren.	800
Mallomonas acaroides Perty	1500
Mallomonas cf. *elongata* Reverdin	1500
Mallomonas sp.	1500
Pseudokephyrion sp.	100
DIATOMEEN	
Achnanthes minutissima Kütz.	200
Amphipleura pellucida (Kütz.) Kütz.	2500
Amphora pediculus (Kütz.) Grun.	X
Amphora sp.	1000
Asterionella formosa Hassal	400
Ceratoneis arcus Kütz.	500
Cocconeis placentula Ehren.	1500
Cyclotella comta (Ehren.) Kütz.	500
Cyclotella meneghiniana Kütz.	500
Cyclotella ocellata Pantochsek	500
Cyclotella pseudostelligera Husted	1600
Cylotella aff. *comensis* Grun./*Stephanodiscus*	400
Cymbella microcephala Grun.	200
Cymbella minuta Hilse	X
Cymbella silesiaca Bleisch	X
Cymbella sinuata Gregory	X

Tab. 4.1 (Forts.)

Art	Volumen µm3/Zelle, Kolonie
Cymbella sp.	800
Denticula tenuis Kütz.	200
Diatoma elongatum (Lyngb.) Agardh	1100
Diatoma hiemale (Lyngb.) Heiberg	800
Diatoma vulgare Bory	1100
Diploneis elliptica (Kütz.) Cleve	X
Diploneis ovalis (Hilse) Cleve	X
Diploneis sp.	1000
Fragilaria capucina var. *vaucheriae* Kütz.	X
Fragilaria construens (Ehren.) Grun.	X
Fragilaria crotonensis Kitton	800
Fragilaria cyclopum Brutschy	1000
Fragilaria pinnata Ehren.	X
Fragilaria ulna var. *acus* Kütz.	1500
Fragilaria ulna var. *ulna* Nitzsch	2500
Fragilaria sp.	1000
Gomphonema truncatum Ehren.	2000
Gomphonema sp.	800
Gyrosigma sp.	20000
Melosira ambigua O. Müller	X
Melosira sp.	1000
Navicula cryptotenella Lange-Bertalot	X
Navicula radiosa Kütz.	X
Navicula reinhardtii Grund.	1000
Navicula rostrata Ehren.	X
Navicula tripunctata (O.F. Müller) Bory	X
Navicula sp.	800
Nitzschia acicularis (Kütz.) W. Smith	500
Nitzschia ccapitellata Husted	X
Nitzschia dissipata (Kütz.) Grun.	800
Nitzschia graciliformis Lange-Bertalot & Simonson	800
Nitzschia palea (Kütz.) W. Smith	X
Nitzschia romana Grun.	X
Nitzschia sp.	800
Rhoicosphenia abbreviata Agardh (Lange-Bertalot)	X
Stephanodiscus astrea var. *minutula* (Kütz.) Grun.	8000
Surirella sp.	15000
Tabellaria flocculosa (Roth.) Kütz.	1500
CHLOROPHYTA	
Ancyra sp.	150
Ankistrodesmus sp.	200
Carteria sp.	3000
Chamaesiphon sp.	500
Chlamydomonas sp.	X
Chlorococcum sp.	800
Closterium leibleinii Kütz. ex Ralfs	2900

Tab. 4.1 (Forts.)

Art	Volumen µm3/Zelle, Kolonie
Cosmarium depressum (Näg.) Lund.	1300
Cosmarium sp.	1300
Dictyosphaeria sp.	10000
Elakathotrix gelatinosa Wille	2000
Gloeocystis sp.	3000
Golenkinopsis solitaria (Kors.) Kors.	50
Kirchneriella sp.	50
Lagerheimia geneviensis (Chod.) Chod.	200
Micractinium pusillum Fres.	800
Micractinium quadrisetum (Lemmm.) G.M. Smith	600
Monoraphidium komorakove Nyg.	300
Monoraphidium minutum (Näg.) Kom.-Legn.	100
Monoraphidium sp.	100
Mougeotia sp.	600
Oocystis sp.	500
Palmella sp.	500
Pandorina morum (Müller) Bory	3000
Pediastrum boryanum (Turp.) Menegh.	8000
Pediastrum duplex Meyen	X
Planktosphaeria gelatinosa G.M. Smith	10000
Pyramidomonas tetrarhynchus Schmarda	1500
Quadringula sp.	200
Scenedesmus ecornis (Ehren.) Chod.	250
Scenedesmus quadrispina Chod.	250
Scenedesmus sempervirens Chod.	250
Sphaerocystis sp.	300
Spirogyra sp.	600
Staurastrum paradoxum W. West	10000
Tetraedron minimum Hansgirg	120
Tetraspora lacustris Lemm.	5000
DINOPHYTA	
Ceratium hirundinella (O.F. Müller) Schrank	60000
Gymnodinium helveticum Penard.	11000
Gymnodinium sp.	10000
Peridinium sp.	20000
CRYPTOPHYTA	
Cryptomonas sp.	500
Rhodomonas minuta 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	Min.	360 Jan	370 Febr	290 Jan	230 Jan	270 Jan	320 Okt	310 Jan	210 Jan
[Ind./ml]	Mittel.	1300	1500	1500	1400	1400	1400	1300	1300
	Max.	4800 Mai	4600 Mai	4400 Mai	3900 Mai	3500 Febr	4800 Mai	4800 Mai	4500 Mai
Biomasse-	Min.	388 März	362 Febr	347 Febr	185 Febr	196 Jan	179 Dez	179 Dez	170 Dez
Frischgewicht	Mittel.	997	1050	957	963	998	965	920	893
[mg/m3]	Max.	2823 Mai	3072 Mai	2851 Mai	3557 Mai	2672 Mai	3727 Mai	2485 Mai	2147 Mai
Chlorophyll-a-	Min.	0.43 Febr	0.41 Febr	0.84 Febr	0.43 Febr	0.47 Febr	0.45 Febr	0.38 Febr	0.43 Febr
Gehalt	Mittel.	2.05	2.00	2.03	2.08	1.95	1.80	1.97	1.95
[µg/l]	Max.	5.06 Nov	5.26 Sept	4.49 Nov	4.23 Sept	3.95 Sept	3.26 Sept	3.81 Nov	3.96 Nov
Trockengewicht	Min.	0.890 Dez	0.880 Febr	0.860 Febr	0.800 Dez	0.675 Jan	0.675 Jan	0.547 Febr	0.528 Febr
[mg/l]	Mittel.	2.969	2.233	2.298	2.395	1.940	2.051	2.113	2.469
	Max.	7.885 Sept	5.035 Sept	4.630 Sept	4.530 Sept	3.915 Sept	4.725 Sept	6.460 Sept	7.682 Sept
Aschefreies	Min.	0.420 Febr	0.515 Febr	0.490 Jan	0.455 Jan	0.355 Jan	0.430 Jan	0.317 Febr	0.329 Febr
Trockengewicht	Mittel.	0.994	0.897	0.908	0.928	0.942	0.937	0.907	0.863
[mg/l]	Max.	2.205 Sept	1.875 Sept	1.480 Sept	1.440 Sept	1.475 Nov	1.275 Apr 87	1.633 Sept	1.398 Sept

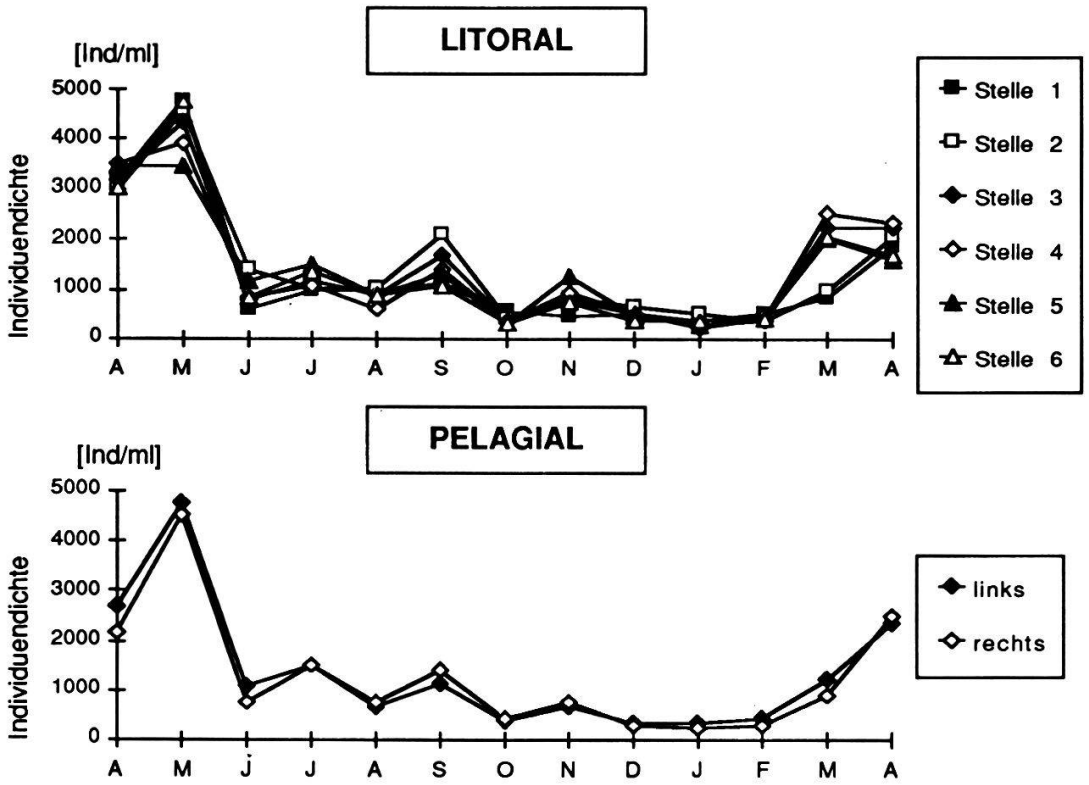


Fig. 4.1. Individuendichten der Phytoplankter an den sechs Probenahmestellen im Litoral (Mischwasser 0-4 m) und den beiden im Pelagial (gewichtetes Mittel 0-10 m) während der Untersuchungsperiode 1987-88.

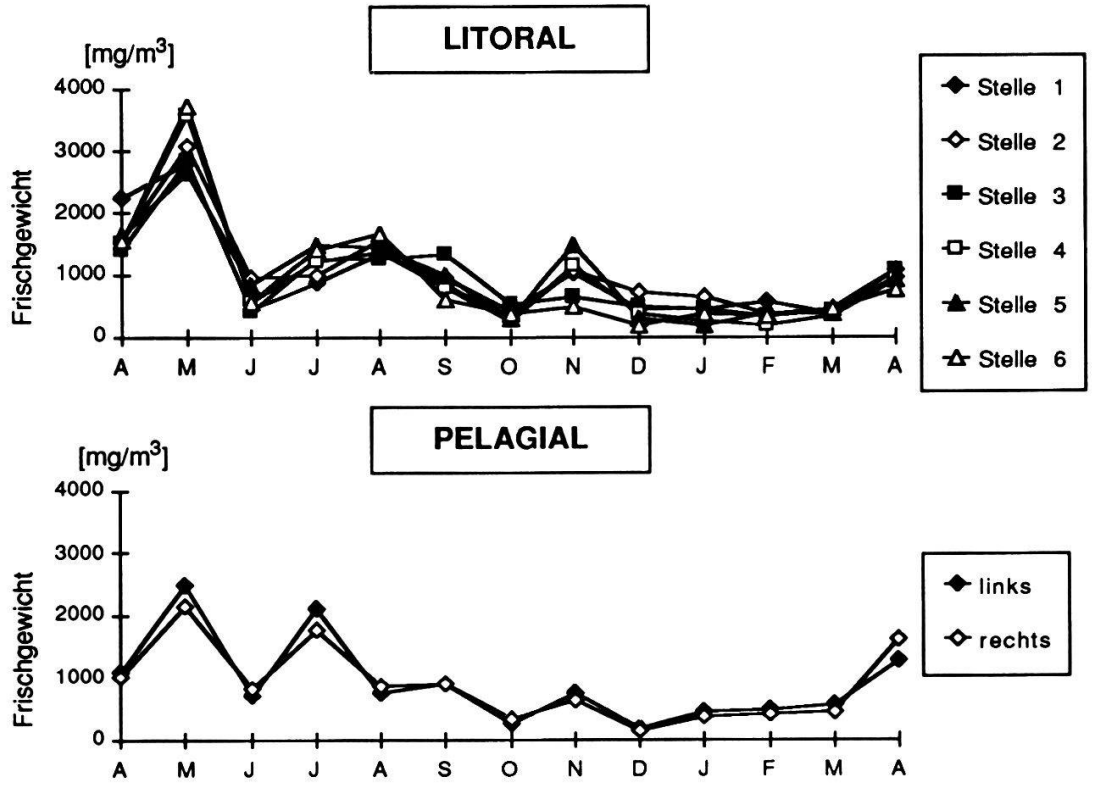


Fig. 4.2. Frischgewicht des Phytoplanktons an den sechs Probenahmestellen im Litoral (Mischwasser 0-4 m) und den beiden im Pelagial (gewichtetes Mittel 0-10 m) während der Untersuchungsperiode 1987-88.

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

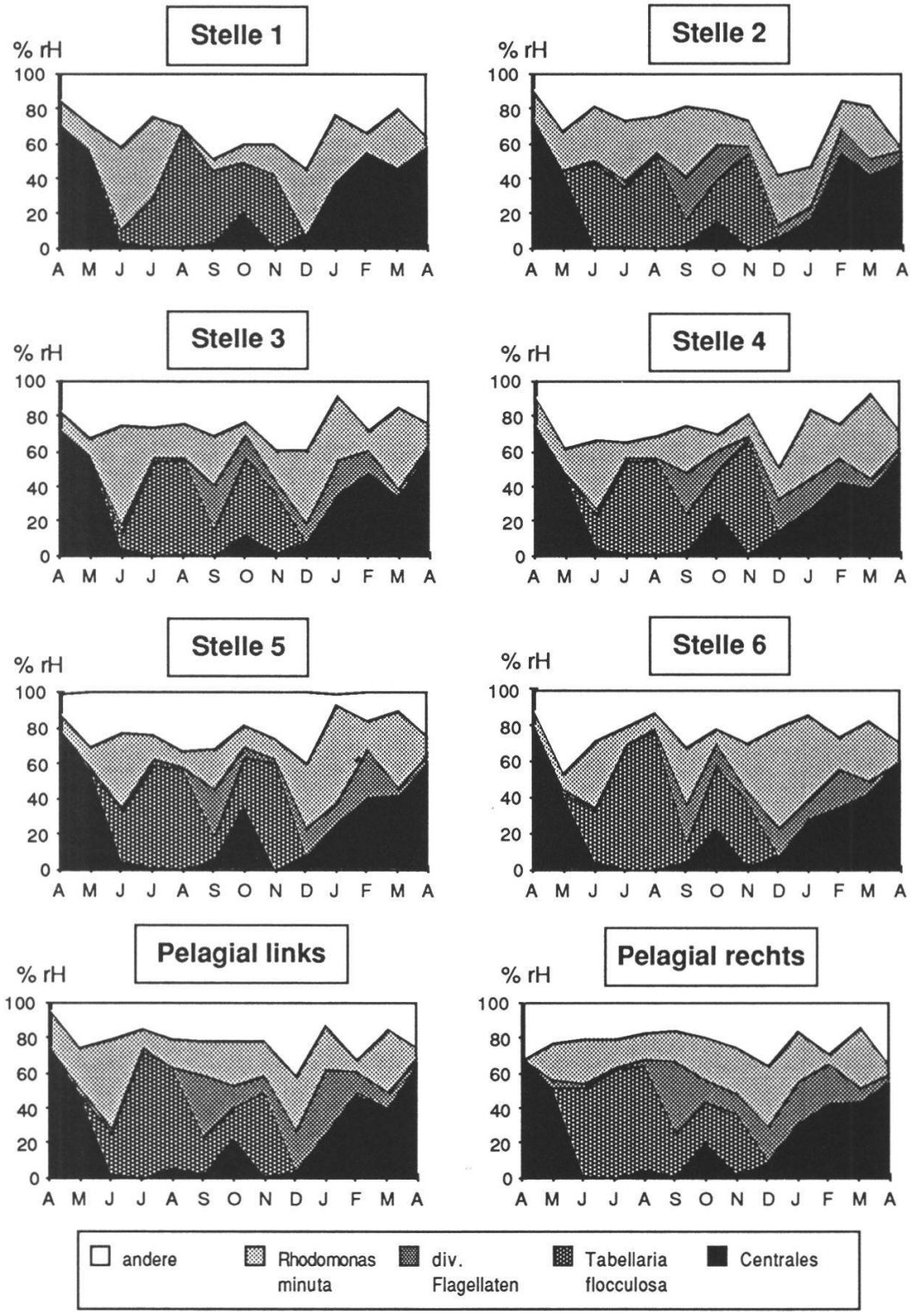


Fig. 4.3. Relative Häufigkeiten der Phytoplankter an der Gesamtindividuendichte an den sechs Stellen im Litoral (Mischwasser 0-4 m) und den beiden im Pelagial (gewichtetes Mittel 0-10 m) während der Untersuchungsperiode 1987-88.

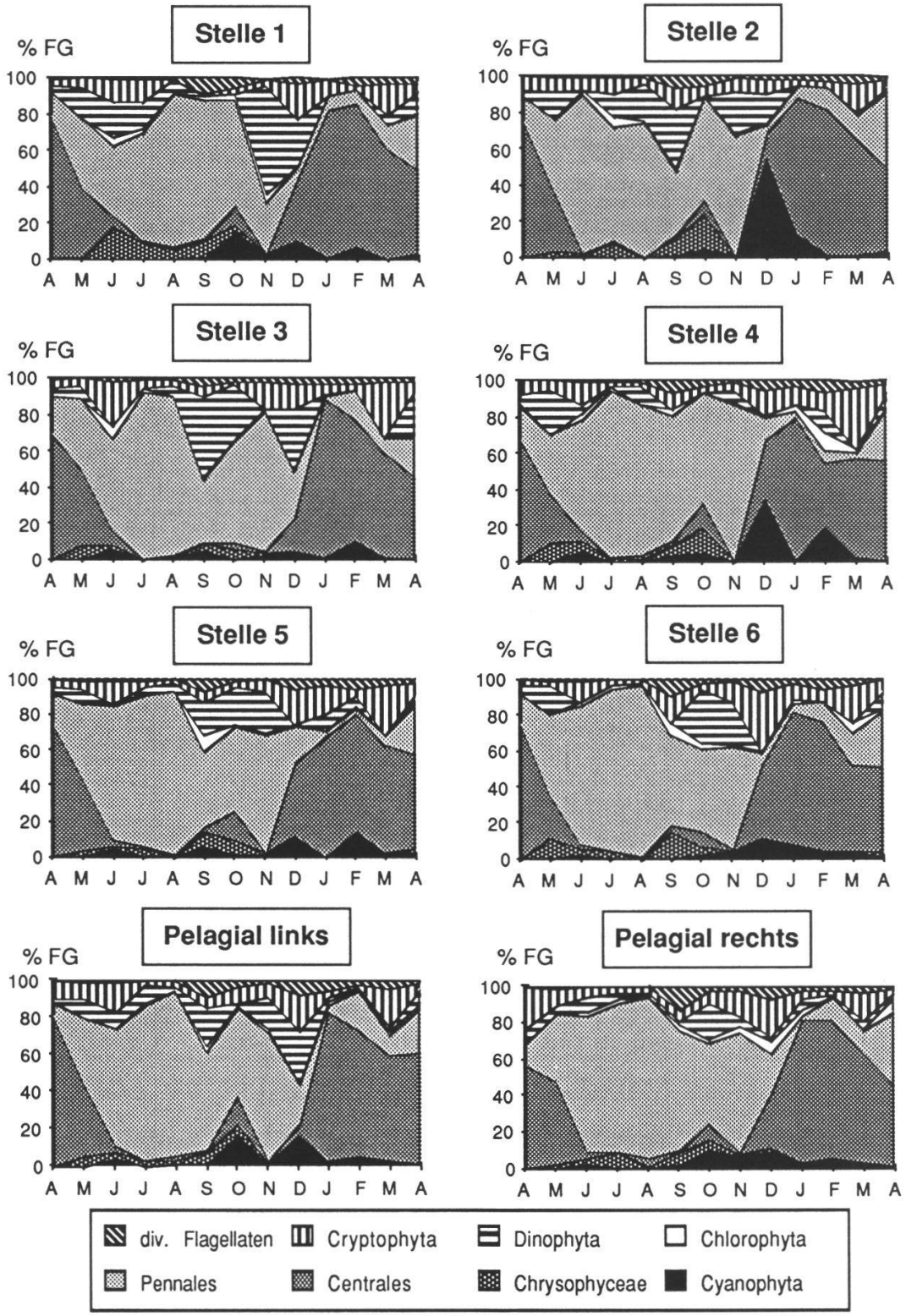


Fig. 4.4. Relativer Anteil einzelner Algengruppen am Frischgewicht des Phytoplanktons an den sechs Probenahmestellen im Litoral (Mischwasser 0-4 m) und an den beiden im Pelagial (gewichtetes Mittel 0-10 m) während der Untersuchungsperiode 1987-88.

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

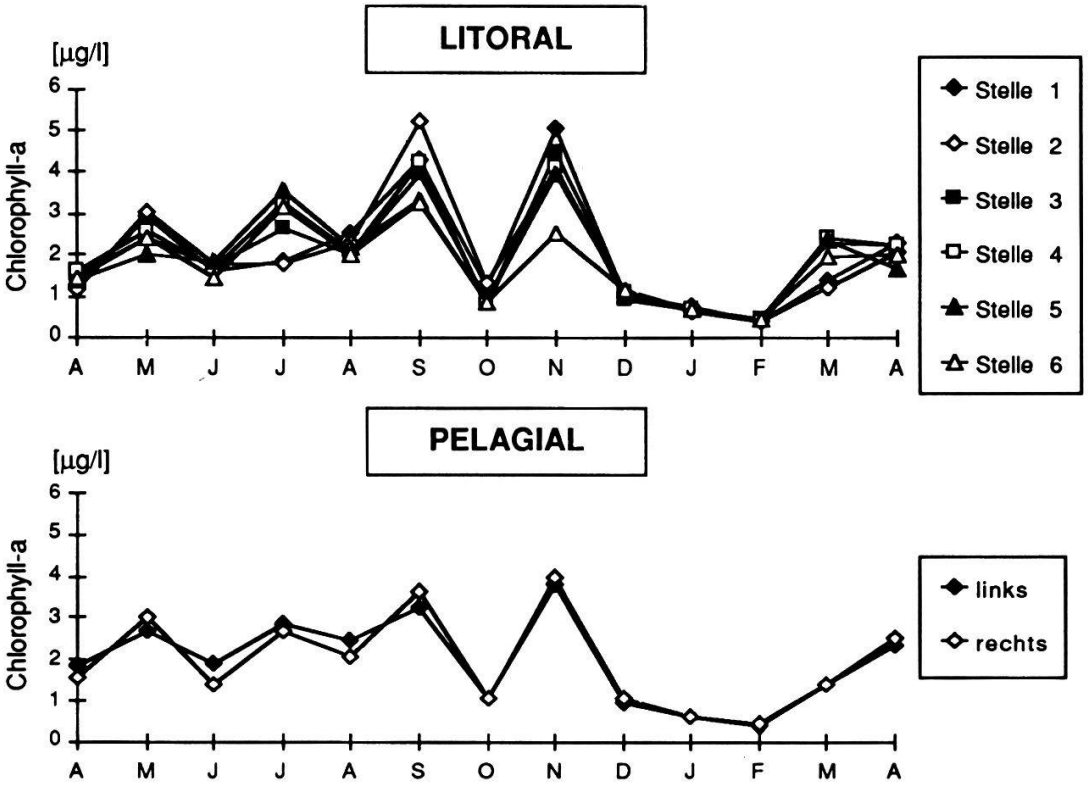


Fig. 4.5. Chlorophyll-a-Gehalt an den sechs Probenahmestellen im Litoral (Mischwasser 0-4 m) und an den beiden im Pelagial (gewichtete Mittel 0-10 m) während der Untersuchungsperiode 1987-88.

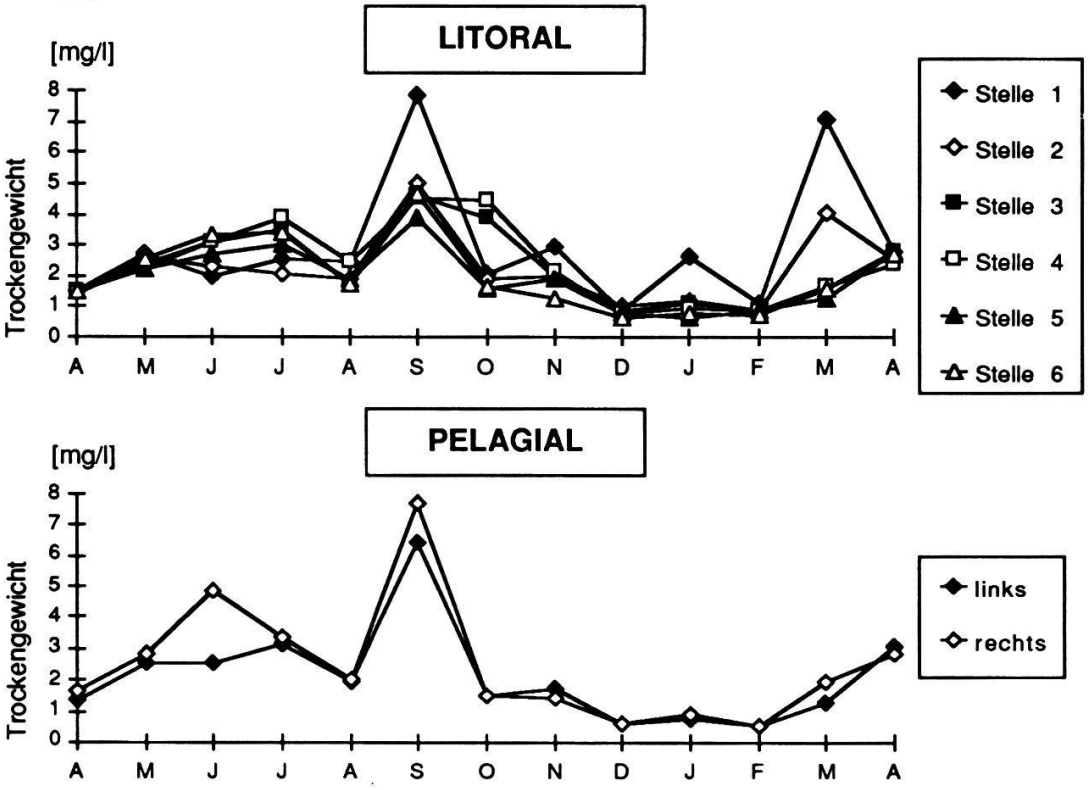


Fig. 4.6. Trockengewicht an den sechs Probenahmestellen im Litoral (Mischwasser 0-4 m) und den beiden im Pelagial (gewichtetes Mittel 0-10 m) während der Untersuchungsperiode 1987-88.

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 Algengesellschaft 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-

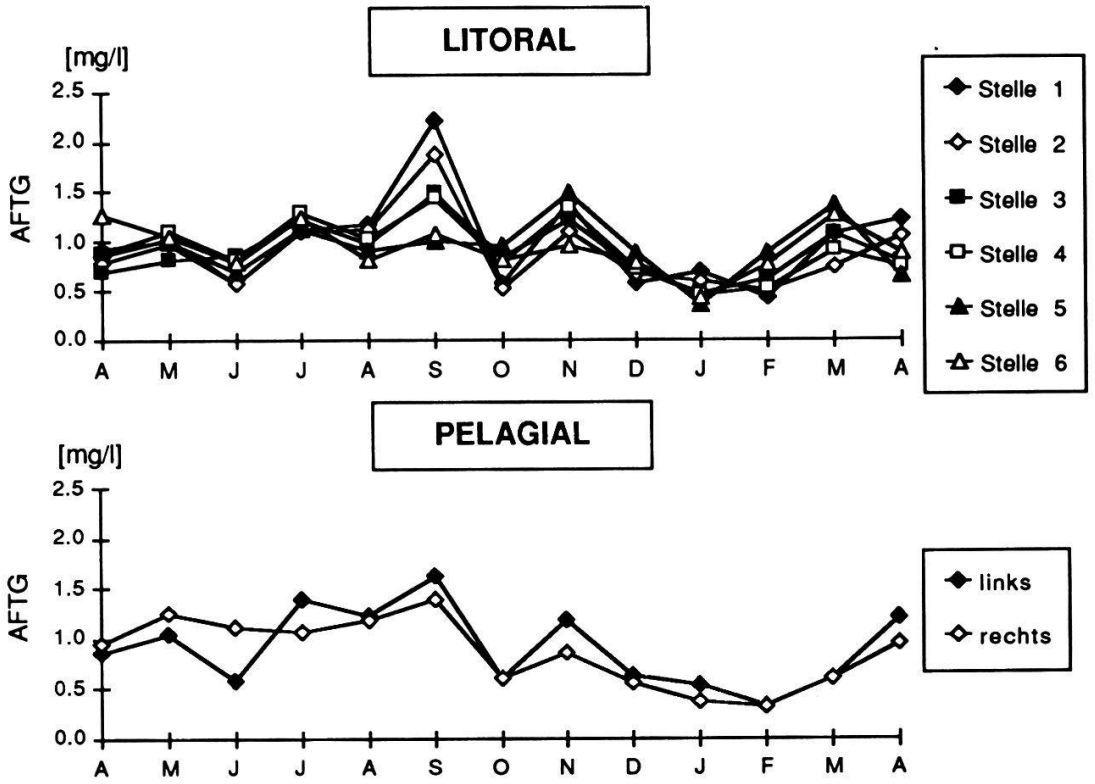


Fig. 4.7. Aschefreies Trockengewicht an den sechs Probenahmestellen im Litoral (Mischwasser 0-4 m) und den beiden im Pelagial (gewichtetes Mittel 0-10 m) während der Untersuchungsperiode 1987-88.

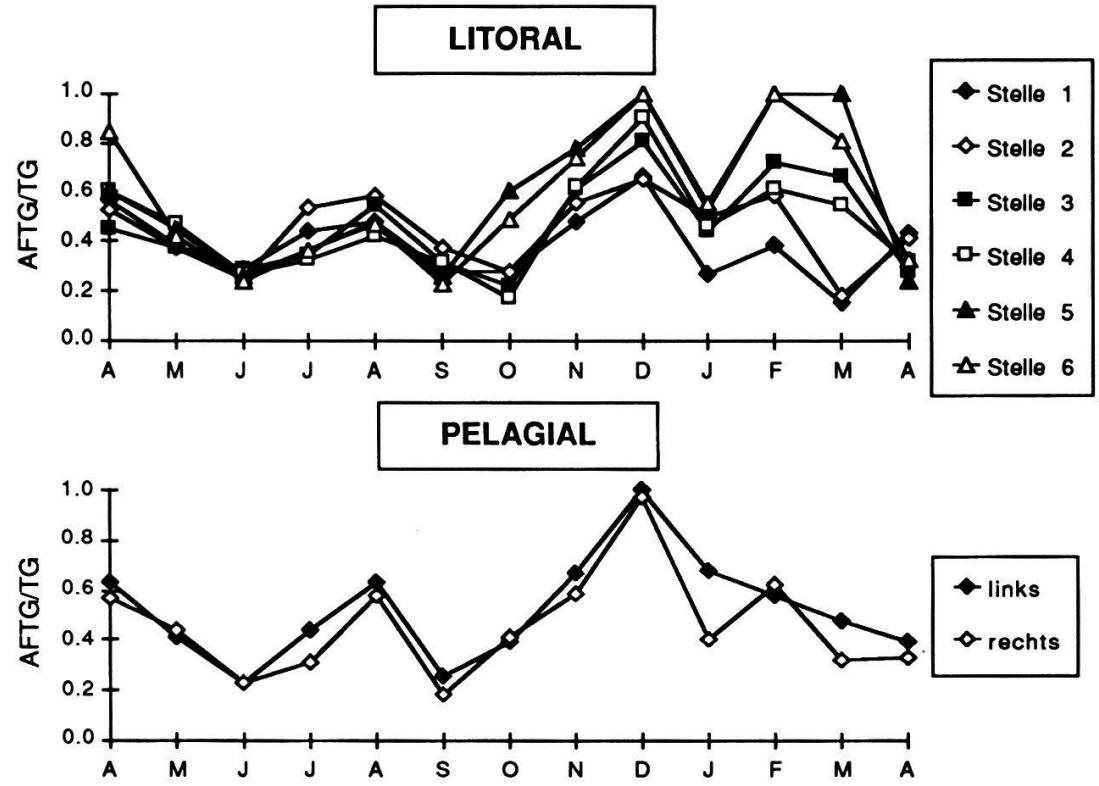


Fig. 4.8. Verhältnis AFTG/TG an den sechs Probenahmestellen im Litoral (Mischwasser 0-4 m) und den beiden im Pelagial (Verhältnis der gewichteten Mittel 0-10 m von AFTG und TG) während der Untersuchungsperiode 1987-88.

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*.

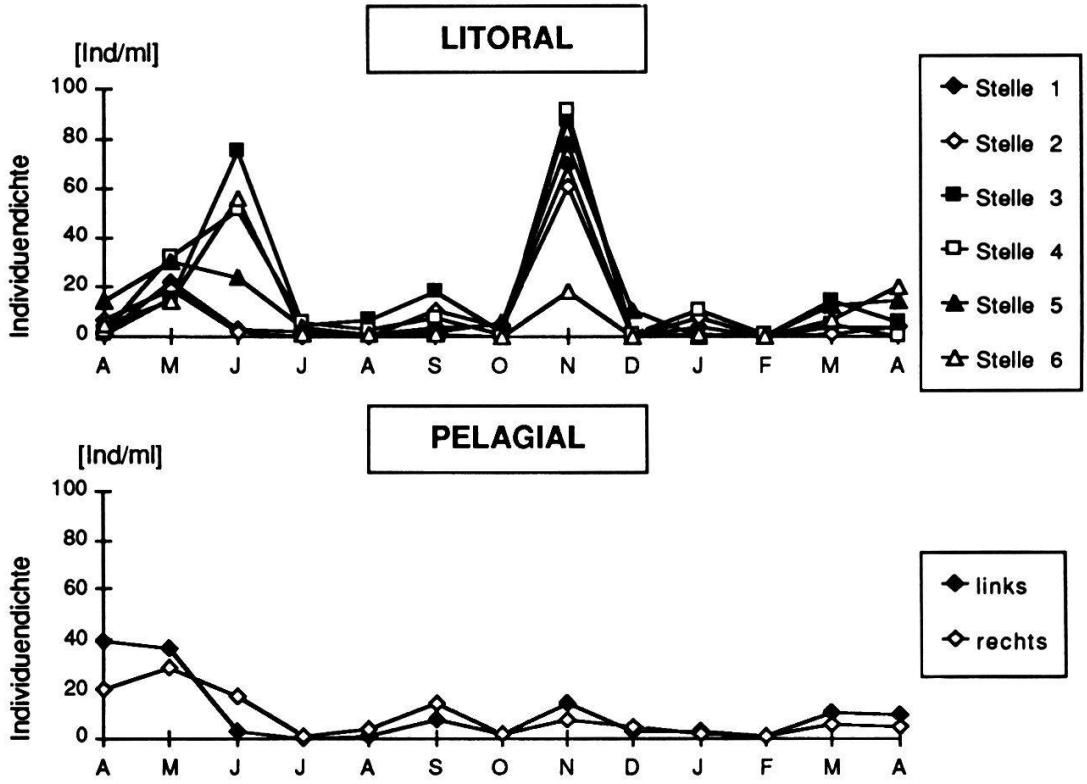


Fig. 4.9. Zooplanktondichte an den sechs Stellen im Litoral (Mischwasser 0-4 m) und den beiden im Pelagial (gewichtetes Mittel 0-10 m) während der Untersuchungsperiode 1987-88.

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

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

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 Zooplanktondichten 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 Kieselalgengesellschaften erfolgt eine biologische Beurteilung des Gewässers.

5.2. MATERIAL UND METHODEN

5.2.1. Glasobjektträger-Methode

Der Aufwuchs im Gebiet des Urnersee-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-

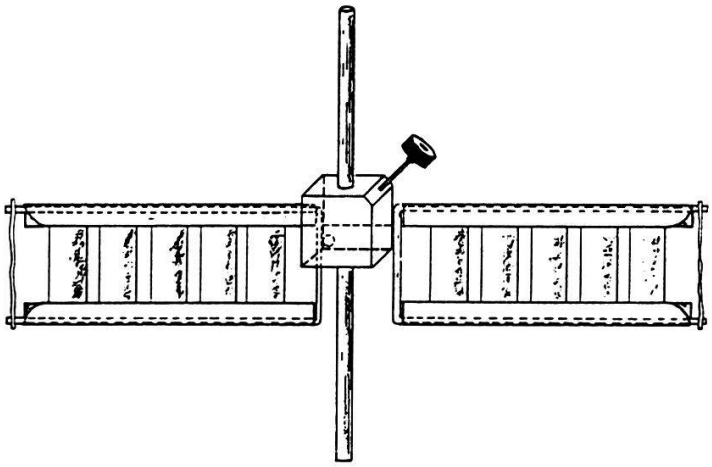


Fig. 5.1. Glas-Objektträger-Gestell mit Stahldorn zur Befestigung auf dem Gewässergrund.
Breite des ganzen Gestells: 48.5 cm, Höhe der OT-Halter (ohne Stahldorn): 8.5 cm.

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 Sustraten 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-

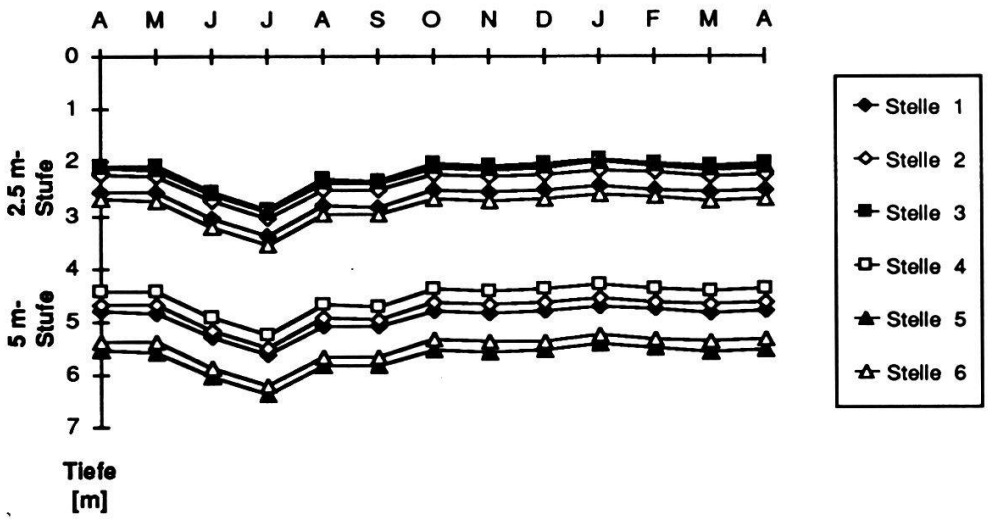


Fig. 5.2. Expositionstiefen der Glasobjektträger-Gestelle der 2.5 m- und 5 m-Stufe im Litoral des Urnersee während der Untersuchungsperiode von Mai 1987 bis April 88.

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 cm^2)
K = Verdünnung
$V_{Kons.}$ = Volumen der konservierten Algenaufschlämmung (188 cm^3)
$V_{Absetz.}$ = Volumen der Absetzkammer (50 cm^3)
F_{OT} = Bewachsene Fläche auf dem Objektträger (29.584 cm^2/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 H_2O

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 µg/cm^2, auf der 5 m-Stufe zwischen 0.03 und 3.0 µg/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 µg/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

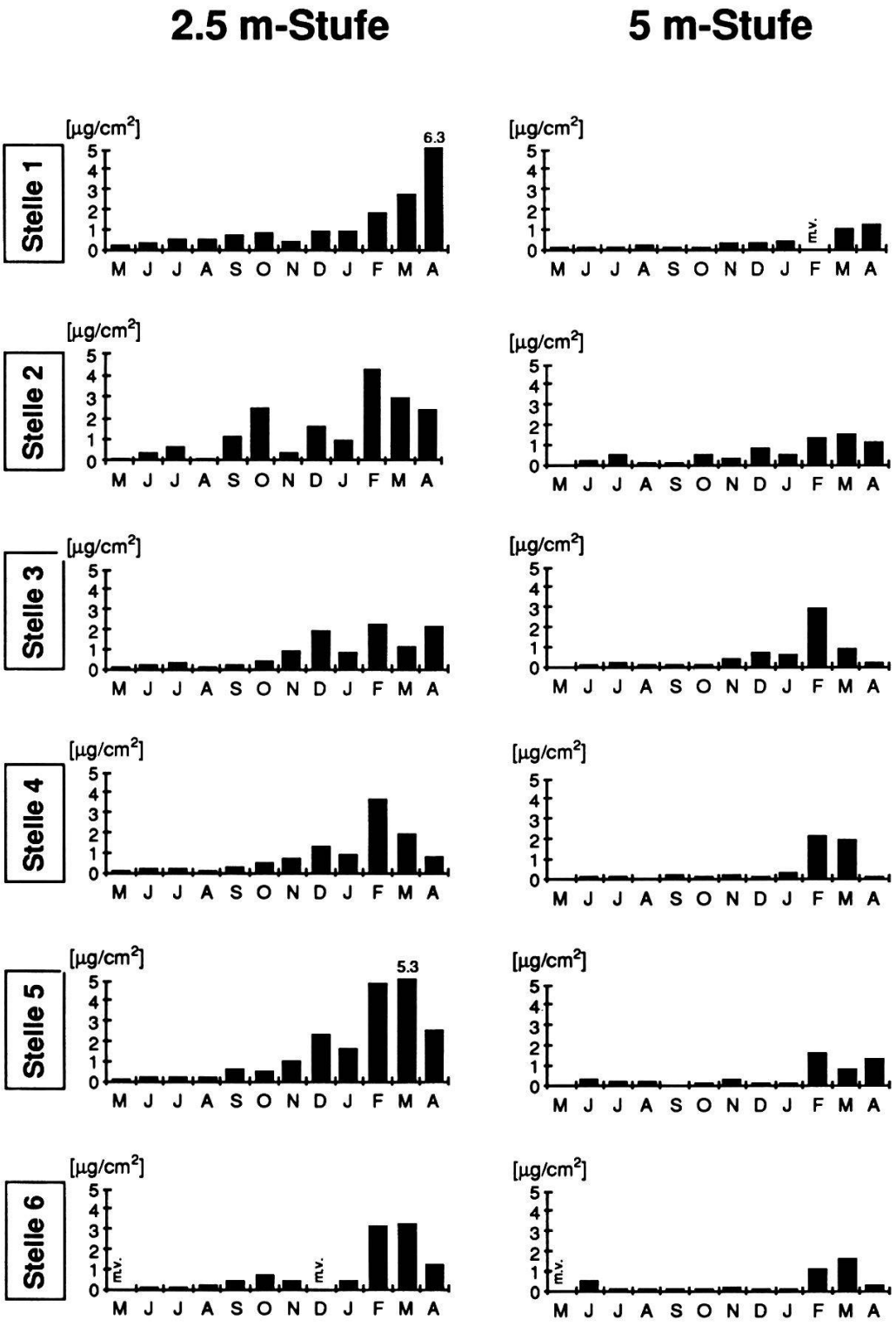


Fig. 5.3. Chlorophyll-a-Gehalt auf den Objektträgern in 2.5 und 5 m Tiefe während der Untersuchungsperiode von Mai 1987 bis April 88.
m.v. = missing value

Tab. 5.2. Mittleres aschefreies Trockengewicht (in mg/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	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/m^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.

	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).

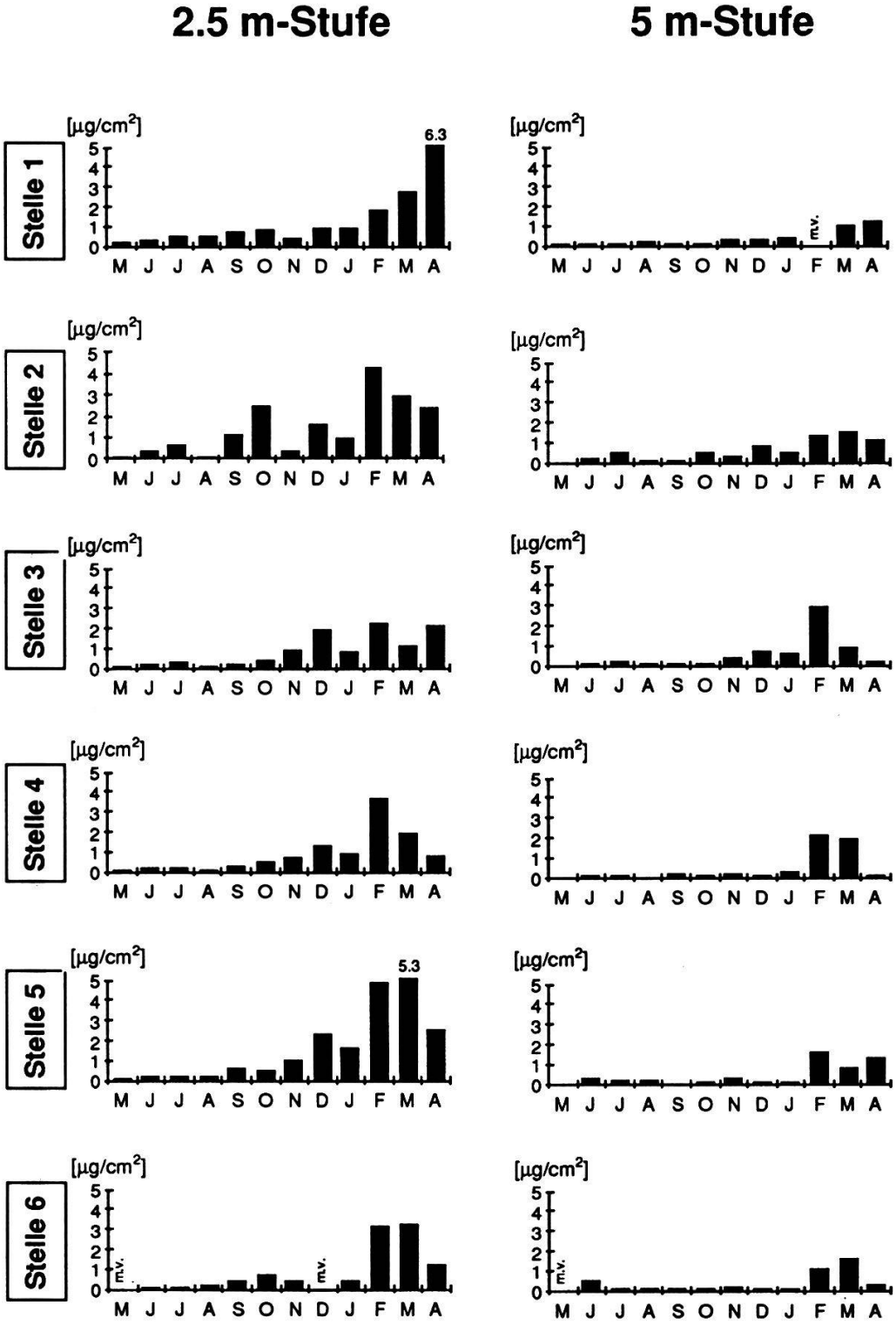


Fig. 5.4. Aschefreies Trockengewicht auf den Objektträgern in 2.5 und 5 m Tiefe während der Untersuchungsperiode von Mai 1987 bis April 88.
m.v. = missing value

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 Durchmischungprozesse 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

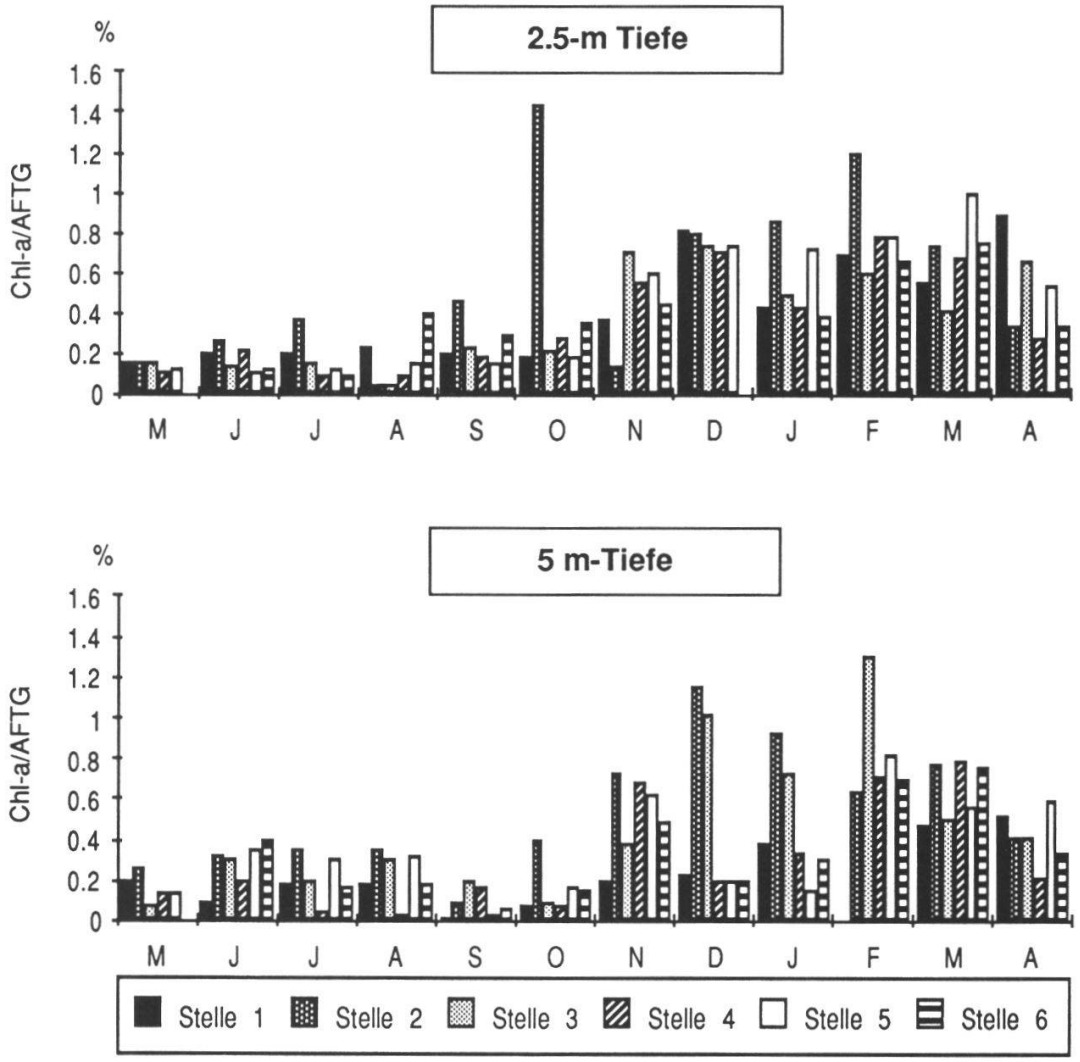


Fig. 5.5. Prozentualer Anteil von Chlorophyll-a am aschefreien Trockengewicht auf den Objektträgern der 2.5 m- und 5 m-Stufe während der Untersuchungsperiode von Mai 1987 bis April 88.

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 Algengesellschaft 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)
Anabaena sp.
Aphanothece sp.
Calothrix sp.
Chroococcus limneticus Lemm.
Chroococcus turgidus (Kütz.) Näg.
Eucapsis alpina Clements et Shantz
Gomphosphaeria sp.
Lynbya hieronymusii Lemm.
Lynbya sp.
Merismopedia glauca (Ehren.) Näg.
Microcystis sp.
Oscillatoria limosa Kütz.
Oscillatoria sp.
Phormidium autumnale (Agardh) Gomont
Phormidium sp.
Pseudoanbaena catanata Lauterborn

Chrysophyta (Goldalgen)
Chloropedia sp.
Dinobryon divergens Imhof
Heterococcus sp.
Hydrurus foetidus (Villars) Trevisan
Tribonema sp.

Chlorophyta (Grünalgen)
Bulbochaete sp.
Chaetoborus sp.
Chaetophora sp.
Chaetosphaeridium sp.
Characiopsis sp.
Characium sp.
Chlamydomonas sp.
Chlorella vulgaris Beij.
Chlorococcum sp.
Ulothrix sp.
Cladophora sp.
Coelastrum cambricum Arch.
Coelastrum sp.
Coleochaete scutata Bréb.
Coleochaete sp.
Cosmarium depressum (Näg.) Lundell
Cosmarium laeve Rabenh.
Cosmarium sp.
Desmococcus sp.
Dictyosphaerium sp.
Elakathotrix gelatinosa Wille
Gloeocystis sp.
Gongrosigma sp.
Mougeotia sp.
Oedogonium sp.
Oocystis sp.
Pandorina morum (Müller) Bory
Pediastrum boryanum (Turp.) Menegh.
Pleurococcus sp.
Scenedesmus acuminatus (Lagerh.) Chod.
Scenedesmus acutus Meyen
Scenedesmus cf. *brasiliensis* Bohl.
Scenedesmus ecornis (Ehren.) Chod.
Scenedesmus longispina Chod.
Scenedesmus pseudohystrix Masj.
Scenedesmus quadricauda (Turp.) Bréb.
Scenedesmus sempervirens Chod.
Scenedesmus sp.
Sphaerocystis sp.
Spirogyra sp.
Staurastrum paradoxum W.West
Stigeoclonium sp.
Zygnema sp.

Dinophyta (Panzerflagellaten)
Peridinium sp.

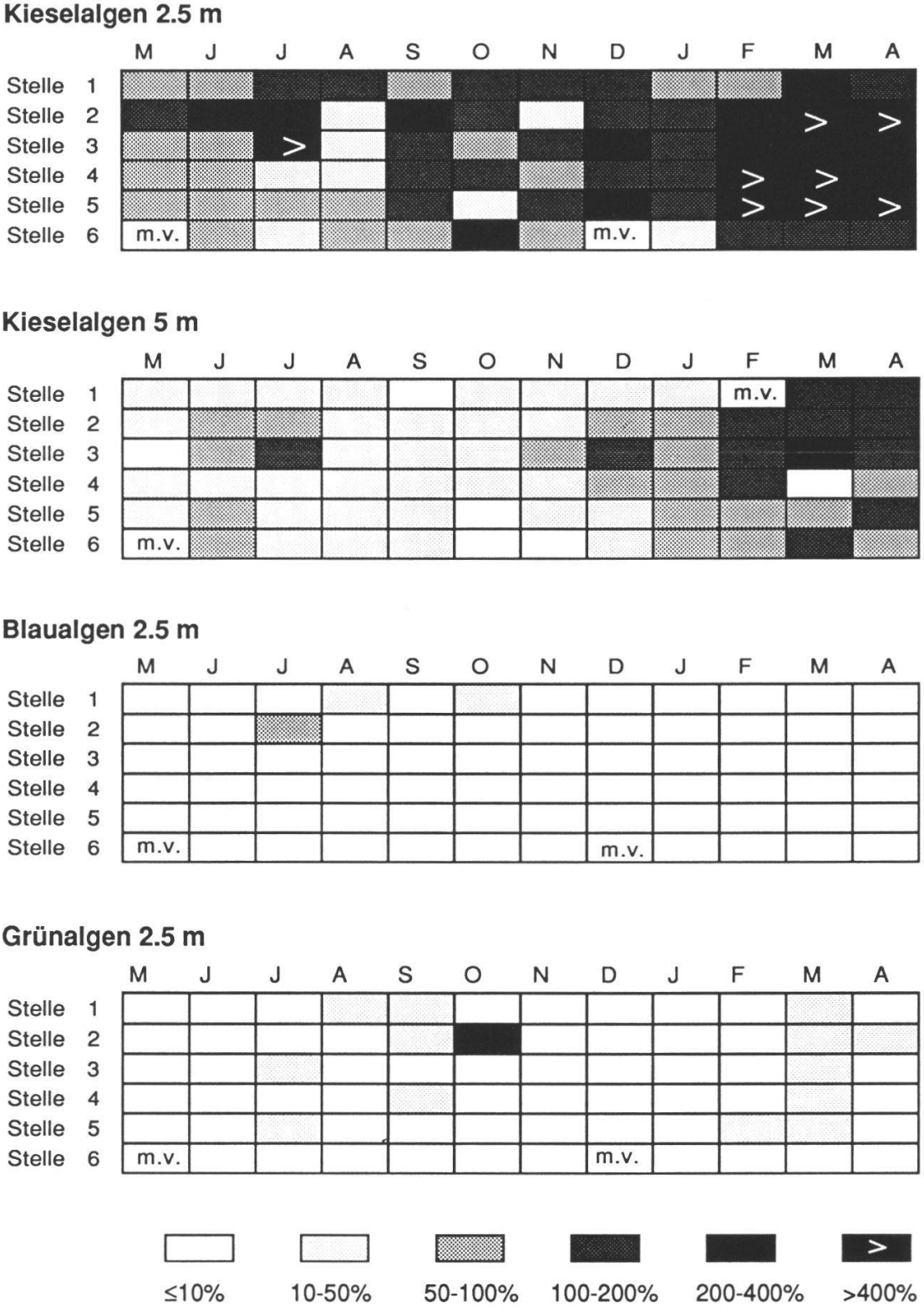


Fig. 5.6. Deckungsgrad der Kiesel-, Blau- und Grünalgen auf den Objektträgern der 2.5 m- und 5 m-Stufe (nur Kieselalgen) während der Untersuchungsperiode von Mai 1987 bis April 88.
m.v. = missing value, Werte der 5 m-Stufe für die Blau- und die Grünalgen immer ≤10%

Auf den Objektträgern fanden sich neben den Kieselalgen 64 weitere Algentaxa: 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 Blaualgen 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 Urnersee-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	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
CENTRALES													
Cyclotella comta (Ehr.) Kütz.	2		x	x	x	x	x		x	x	x	x	x
Cyclotella kützingiana var. *kützingiana* Thwaites	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Cyclotella kützingiana var. *planetophora* Fricke	2	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x
Cyclotella meneghiniana Kütz.	3				x							x	
Cyclotella ocellata Pant.	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Cyclotella operculata var. unipunctata Hust.	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Cyclotella pseudostelligera Hust.	2	x	x	x			x	x	x	x	x	x	x
Cyclotella stelligera Cl. et Grun.	2			x	x	x		x	x	x	x		
Melosira ambigua (Grun.) O. Müller	2	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x
Melosira sp.			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Stephanodiscus astrea var. *minutula* (Kütz.) Grun.	3	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Stephanodiscus hantzschii Grun.	4	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
PENNALES													
Achnanthes clevei Grun.	2	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x
Achnanthes conspicua var. *conspicua* A. Mayer	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Achnanthes conspicua var. *brevistriata* Hust.	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Achnanthes delicatula (Kütz.) Grun.	3	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x
Achnanthes exigua Grun.	3	x	x	x			x	x		x	x	x	x
Achnanthes exilis Kütz.	1				x								
Achnanthes flexella Kütz.	1					x							
Achnanthes lanceolata var. *lanceolata* Bréb.	3	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Achnanthes lanceolata var. *elliptica* Cleve	3	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Achnanthes lanceolata var. *dubia*	3	x	x	x	x	x			x	x	x		x
Achnanthes lanceolata var. *rostrata* Hust.	3		x					x		x	x	x	
Achnanthes linearis (Grun.) De Toni	2				x							x	
Achnanthes marginulata Grun.	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Achnanthes minutissima Kütz. (Lange-Bertalot)	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Achnanthes saxonica Krasske	1										x		
Achnanthes 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
Amphipleura pellucida (Kütz.) Kütz.	2		x		x	x	x	x	x	x	x		x
Amphipleura rutilans (Trentepohl) Cleve	3	x											
Amphora aequalis Krammer	2	x	x		x		x		x	x	x	x	x
Amphora inariensis Krammer	2	x	x				x	x	x	x	x	x	x
Amphora libyca Ehr.	2	x			x		x		x	x	x	x	x
Amphora ovalis (Kütz.) Kütz.	2		x		x					x	x	x	x
Amphora pediculus (Kütz.) Grun.	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Anomoeoneis sphaerophora (Ehr.) Pfitzer	3												x
Anomoeoneis vitrea (Grun.) Ross	1		x	x	x	x	x	x	x	x		x	x
Asterionella formosa Hassal	2	x		x	x	x	x	x			x	x	x
Caloneis bacillum (Grun.) Cleve	2		x	x	x	x	x	x	x		x		x
Caloneis silicula (Ehr.) Cleve	2									x	x		x
Ceratoneis arcus Kütz.	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x
Cocconeis diminuta Pant.	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Cocconeis hustedtii Krasske	1					x				x	x	x	x
Cocconeis pediculus Ehr.	2	x	x		x	x				x			x
Cocconeis placentula Ehr.	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Cymatopleura elliptica (Bréb.) W. Smith	2							x			x		
Cymatopleura solea (Bréb.) W. Smith	3	x	x					x			x		x
Cymbella affinis Kütz.	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Cymbella amphicephala Näg.	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Cymbella caespitosa (Kütz.) Brun	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Cymbella cistula (Ehr.) Kirchner	2	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x
Cymbella cuspidata Kütz.	1	x											
Cymbella cymbiformis Agardh	1	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Cymbella ehrenbergii Kütz.	1										x		
Cymbella falaisensis (Grun.) Krammer et Lange-Bertalot	1						x						
Cymbella gracilis (Ehr.) Kütz.	1				x	x	x						
Cymbella helvetica Kütz.	2	x	x	x	x	x		x	x				
Cymbella lanceolata (Ehr.) Kütz.	1	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Cymbella microcephala Grun.	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Cymbella minuta Hilse	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Cymbella silesiaca Bleisch	3	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Cymbella prostrata (Berkley) Cleve	2				x								
Cymbella proxima Reimer	1												x
Cymbella sinuata Gregory	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Denticula elegans Kütz.	1				x			x					
Denticula tenuis Kütz.	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Diatoma elongatum Agardh	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Diatoma hiemale (Lyngb.) Heiberg	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Diatoma vulgare Bory	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Diploneis elliptica (Kütz.) Cleve	2	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x
Diploneis marginestriata Hust.	2						x				x		
Diploneis oblongella (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
Diploneis oculata (Bréb.) Cleve	2	x	x	x	x		x	x	x		x	x	x
Diploneis ovalis (Hilse) Cleve	2		x	x					x	x	x	x	x
Diploneis puella (Schumann) Cleve	2						x			x	x		
Epithemia turgida (Ehr.) Kütz.	2												x
Eunotia arcus Ehr.	1	x			x						x		
Eunotia tenella (Grun.) Hust.	1	x											
Fragilaria brevistriata Grun.	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Fragilaria capucina* var. *austriaca (Grun.) Lange-Bertalot	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Fragilaria capucina* var. *vaucheriae (Kütz.) Lange-Bertalot	3	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Fragilaria construens var. *consturens* (Ehr.) Grun.	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x
Fragilaria construens var. *binodis* (Ehr.) Grun.	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Fragilaria crotonensis Kitton	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Fragilaria cyclopum (Brutschy) Lange-Bertalot	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Fragilaria leptostauron	2					x					x		
Fragilaria pinnata Ehr.	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Fragilaria ulna var. *ulna* (Nitzsch) Lange-Bertalot	3	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Fragilaria ulna **var. *acus*** (Kütz.) Lange-Bertalot	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Fragilaria ulna var. *oxyrhynchus* (Kütz.) van Heurck	2	x	x	x	x	x		x		x	x		
Frustulia vulgaris (Thwaites) De Toni	2												x
Gomphonema acuminatum Ehr.	2	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x
Gomphonema angustatum (Kütz.) Rabenh.	2	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x
Gomphonema angustum Agardh	1	x	x	x	x	x		x	x			x	x
***Gomphonema angustum* var. 1**	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
***Gomphonema angustum* var. 2** (Reussdelta)	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Gomphonema bipunctatum Krasske	1				x								
Gomphonema clavatum Ehr.	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x
Gomphonema gracile Ehr.	2	x	x			x	x	x	x	x	x		x
Gomphonema minusculum Krasske	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Gomphonema minutum (Agardh) Agardh	2							x	x				
Gomphonema olivaceum **var. *olivaceum*** (Hornemann) Bréb.	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Gomphonema olivaceum var. minutissimum Hust.	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Gomphonema parvulum (Kütz.) Kütz.	4	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Gomphonema tergestinum Fricke	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Gomphonema truncatum Ehr.	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Gyrosigma acuminatum (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
Gyrosigma attenuatum (Kütz.) Rabenh.	2	x		x					x		x		x
Meridion circulare Agardh	2	x			x	x	x	x	x		x	x	
Navicula atomus var. *atomus* (Kütz.) Grun.	4						x		x		x		
Navicula atomus var. *permitis* (Hust.) Lange-Bertalot	4	x	x			x	x	x		x	x	x	x
Navicula bacillum Ehr.	2	x	x	x	x				x	x	x		
Navicula capitata var. *capitata* Ehr.	2	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x
Navicula capitata var. hungarica (Grun.) Ross	2										x		x
Navicula capitata var. *lueneburgensis* (Grun.) Patrick	2						x				x		
Navicula capitatoradiata Germain	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Navicula clementioides Hust.	2				x						x		
Navicula clementis Grun.	2		x								x		
Navicula concentrica Carter	2		x										
Navicula confervacea Kütz.	2				x	x	x	x	x		x	x	x
Navicula costulata Grun.	2						x	x	x	x	x		x
Navicula cryptocephala Kütz.	3	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
Navicula cryptotenella Lange-Bertalot	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Navicula decussis Østrup	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Navicula exigua var. *signata* Hust.	1	x	x	x	x			x	x	x	x	x	
Navicula fossalis Krasske	1										x		
Navicula gottlandica Grun.	1				x								
Navicula gregaria Donkin	3	x	x	x	x				x	x	x	x	x
Navicula halophila (Grun.) Cleve	3		x								x	x	
Navicula helensis Schulz	1		x					x			x		x
Navicula lanceolata (Agardh) Ehr.	2	x	x		x	x	x	x	x	x	x		x
Navicula lesmonensis Hust.	2										x	x	
Navicula menisculus* var. *menisculus Schumann	3	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Navicula menisculus var. *upsaliensis* Grun.	3										x		x
Navicula minima Grun.	4	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Navicula minuscula var. *minuscula* Grun.	2							x		x			
Navicula minuscula var. *muralis* Lange-Bertalot	4	x	x							x			
Navicula nivalis Ehr.	3	x								x			
Navicula oblonga Kütz.	1												x
Navicula ordinaria Hust.	2	x	x				x			x	x	x	x
Navicula placentula (Ehr.) Grun.	1									x			
Navicula praeterita Hust.	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Navicula protracta (Grun.) Cleve	2										x		
Navicula pseudanglica Lange-Bertalot	1	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x
Navicula pseudolanceolata Lange-Bertalot	1										x		
Navicula pseudotuscula Hust	2					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
Navicula pupula Kütz.	3	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Navicula radiosa Kütz.	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Navicula reinhardtii Grun.	1	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x
Navicula rhynchocephala Kütz.	2					x			x				x
Navicula seminulum Grun.	4	x	x	x			x		x	x	x	x	x
Navicula slesvicensis Grun.	2											x	x
Navicula spec. 2 Lange-Bertalot	2	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x
Navicula splendicula VanLandinghan	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Navicula striolata (Grun.) Lange-Bertalot	1	x								x			
Navicula subhamulata Grun.	2	x	x		x	x		x	x	x	x	x	x
Navicula subminuscula Manguin	4	x	x	x	x		x			x		x	x
Navicula subrhynchocephala Hust.	2												x
Navicula subrotundata Hust.	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Navicula tridentula Krasske	1												x
Navicula tripunctata (O.F.Müller)Bory	2	x	x	x	x		x		x	x		x	x
Navicula trivialis Lange-Bertalot	3	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Navicula tuscula (Ehr.) Grun.	2	x	x	x		x		x	x	x	x	x	x
Navicula viridula (Kütz.) Ehr.	2	x	x							x		x	x
Neidium binodis (Ehr.) Hust.	2								x		x		
Neidium dubium (Ehr.) Cleve	2					x		x			x	x	x
Nitzschia acicularis (Kütz.) W. Smith	3				x				x		x	x	x
Nitzschia acula Hantzsch	2				x								
Nitzschia amphibia Grun.	3						x						
Nitzschia angustata Grun.	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Nitzschia archibaldii Lange-Bertalot	3		x			x							
Nitzschia bacillum Hust.	2	x	x			x	x	x		x	x	x	x
Nitzschia capitellata Hust.	4	x	x		x	x	x		x	x	x	x	x
Nitzschia dissipata (Kütz.) Grun.	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Nitzschia fossilis Grun.	2												
Nitzschia frustulum (Kütz.) Grun.	2	x	x	x	x			x	x	x	x		
Nitzschia raciliformis Lange-Bertalot & Simonsen	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Nitzschia gracilis Hantzsch	2	x	x	x	x		x		x	x	x	x	x
Nitzschia heufleriana Grun.	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Nitzschia inconspicua Grun.	2	x	x		x		x	x		x			x
Nitzschia intermedia Hantzsch	2			x	x	x			x		x		x
Nitzschia lacuum Lange-Bertalot	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x
Nitzschia linearis (Agardh) W. Smith	2					x			x		x	x	x
Nitzschia microcephala Grun.	2				x	x							
Nitzschia palea (Kütz.) W. Smith	4	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Nitzschia paleacea Grun.	3	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Nitzschia perminuta (Grun.) M. Pergallo	2				x		x					x	
Nitzschia pumila Hust.	3				x	x							
Nitzschia pura Hust.	3	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
Nitzschia pusilla Grun.	3	x	x		x					x	x		
Nitzschia recta Hantzsch	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

Tab. 5.7 (Forts.)

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

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 vierthäufigste 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 Kieselalgengesellschaften 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 Kieselalgengesellschaft 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-

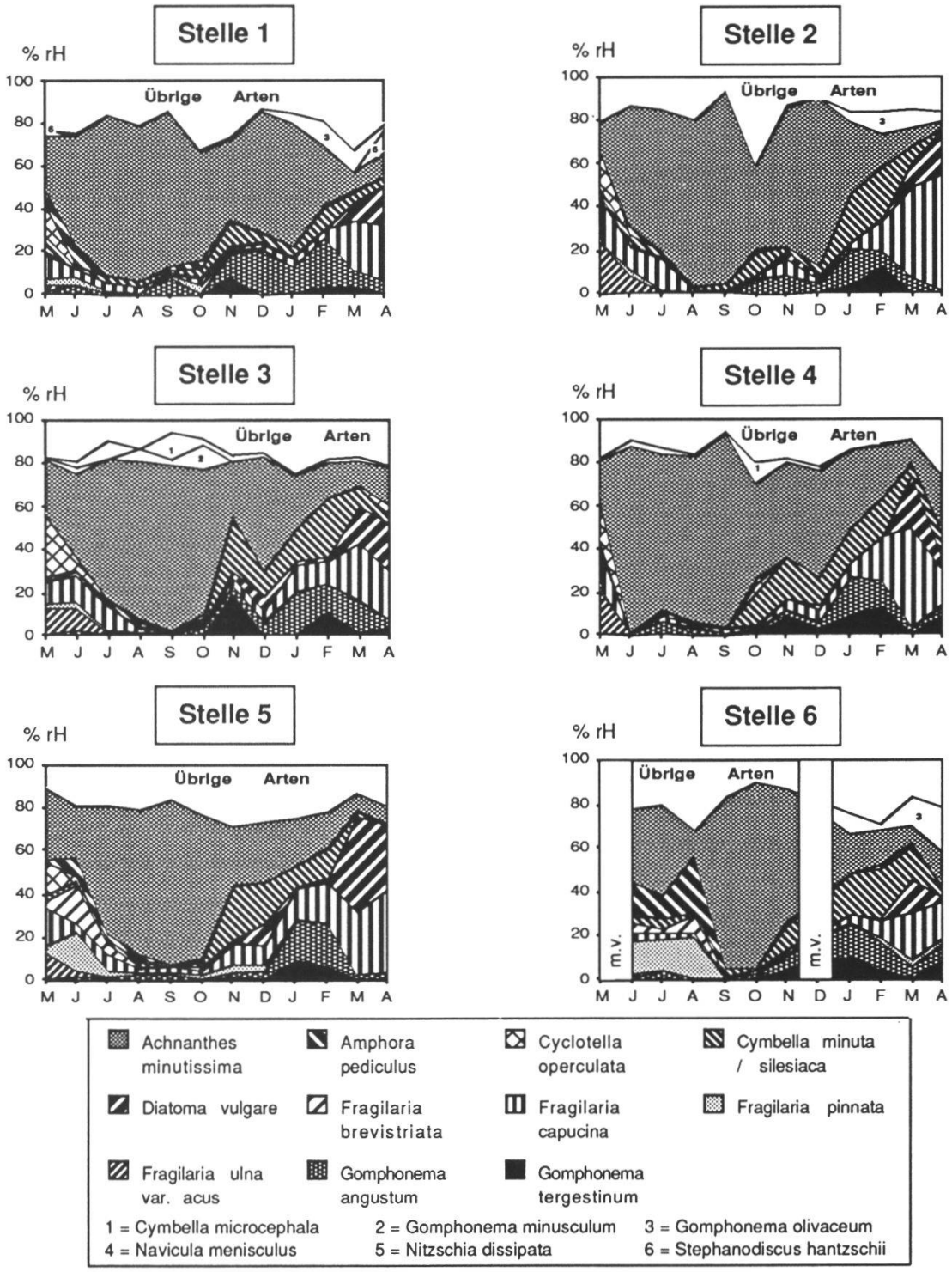


Fig. 5.7. Relative Häufigkeiten der Kieselalgenarten mit bedeutenden Gesellschaftsanteilen im Litoral auf Objektträgern in 2.5 m Tiefe während der Untersuchungsperiode von Mai 1987 bis April 1988.
Schraffiert = Hauptarten (an allen Stellen mindestens einmal 10% Gesellschaftsanteil), Nummern 1-6 = Arten, die an dieser Stelle mindestens einmal 10% Gesellschaftsanteil erreichten, m.v. = missing value

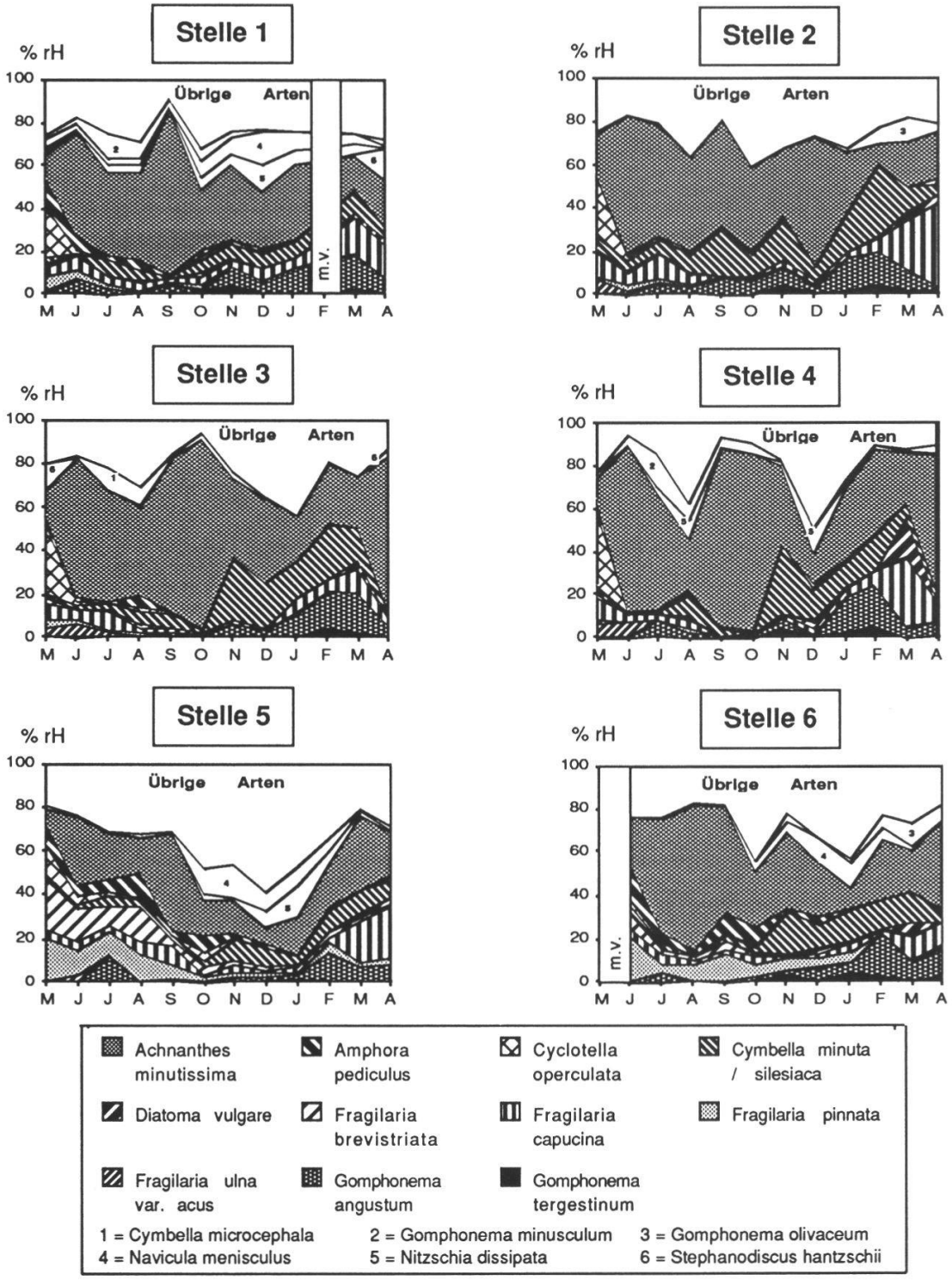


Fig. 5.8. Relative Häufigkeiten der Kieselalgenarten mit bedeutenden Gesellschaftsanteilen im Litoral auf Objektträgern in 5 m Tiefe während der Untersuchungsperiode von Mai 1987 bis April 1988.
Schraffiert = Hauptarten (an allen Stellen mindestens einmal 10% Gesellschaftsanteil), Nummern 1-6 = Arten, 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 Kieselalgengesellschaft 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
Achnanthes minutissima var. minutissima	45	34	45	36	41	45	47	45	36	21	36	34
Fragilaria capucina (inkl. var. vaucheriae)	7	6	14	9	10	5	10	6	13	7	6	4
Cymbella minuta / silesiaca	5	5	7	13	9	11	9	9	7	5	8	8
Gomphonema angustum var. 1	8	5	4	6	5	4	4	5	5	4	5	5
Gomphonema minusculum	3	4	2	3	3	2	2	4	2	2	3	2
Fragilaria pinnata	1	2	0	1	1	1	1	1	3	6	6	6
Cyclotella operculata var. unipunctata	2	3	2	3	4	3	2	3	2	2	1	1
Diatoma vulgare	3	1	3	1	4	1	3	2	7	1	2	1
Amphora pediculus	2	3	0	1	1	1	1	1	1	4	6	4
Gomphonema olivaceum (inkl. var. minutissimum)	3	2	3	2	2	1	1	0	2	1	5	3
Nitzschia dissipata	2	4	1	2	1	2	1	3	1	3	1	2
Gomphonema tergestinum	2	1	2	1	3	2	4	1	2	1	3	2
Navicula menisculus var. menisculus	1	5	0	1	0	1	0	2	1	5	1	4
Cymbella microcephala	2	1	1	2	3	2	2	1	2	1	1	1
Fragilaria brevistriata	0	0	0	0	0	0	0	1	3	6	2	2
Fragilaria ulna var. acus	0	0	3	1	2	1	2	1	1	0	0	0
Stephanodiscus hantzschii	1	2	1	1	1	1	1	1	0	1	1	0
Gomphonema angustum var. 2 (Reussdelta)	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 Kieselalgengesellschaft 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 Kieselalgengesellschaften

Die Mittelwerte der Diversität H' (SHANNON und WEAVER 1949) der Kieselalgengesellschaften 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 Kieselalgengesellschaften 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 Kieselalgengesellschaften 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 Kieselalgengesellschaften 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						
Achnanthes minutissima var. minutissima	0.028	4	5/6	0.002	3/4	5/6
Amphora pediculus	0.001	6/1/5	2/4/3	0.000	6/5/1	3/2/4
Fragilaria brevistriata	0.001	5/6	4/2/1/3	0.000	5/6	2/1/3/4
Fragilaria pinnata	0.000	6	2	0.000	6/5	2/4/3
Navicula menisculus var. menisculus	0.022	1	4/2/3	0.000	1/5/6	3/2
Fragilaria capucina (inkl. var. vaucheriae)	0.009	5/2	6	*		
Cyclotella operculata var. unipunctata	*			*		
Cymbella microcephala	*			*		
Cymbella minuta / silesiaca	*			*		
Diatoma vulgare	*			*		
Fragilaria ulna var. acus	*			*		
Gomphonema angustum var. 1	*			*		
Gomphonema angustum var. 2 (Reussdelta)	*			*		
Gomphonema minusculum	*			*		
Gomphonema olivaceum (inkl. var. minutissimum)	*			*		
Gomphonema tergestinum	*			*		
Nitzschia dissipata	*			*		
Stephanodiscus hantzschii	*			*		

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 Kieselalgengesellschaften

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 Kieselalgengesellschaften 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						
Navicula menisculus var. menisculus	0.002	*	0.010	0.016	0.002	0.009
Nitzschia dissipata	0.013	0.006	0.038	0.011	0.011	*
Fragilaria capucina (var. austriaca und vaucheriae)	*	0.013	0.004	0.030	0.008	*
Diatoma vulgare	*	0.012	0.016	*	*	0.045
Fragilaria pinnata	0.034	0.010	*	*	0.021	*
Achnanthes minutissima	0.031	*	*	*	0.036	*
Amphora pediculus	*	*	*	0.030	0.008	*
Cyclotella operculata var. unipunctata	0.046	0.018	*	*	*	*
Cymbella microcephala	*	0.010	*	*	0.038	*
Gomphonema tergestinum	*	*	0.037	0.020	*	*
Cymbella minuta/silesiaca	*	0.005	*	*	*	*
Fragilaria brevistriata	*	*	*	*	0.009	*
Fragilaria ulna var. acus	*	*	*	*	*	0.009
Gomphonem minusculum	*	0.046	*	*	*	*
Gomphonema olivaceum (inkl. var. minutissimum)	*	*	0.025	*	*	*
Gomphonema angustum var. 1	*	*	*	*	*	*
Gomphonema angustum var. 2	*	*	*	*	*	*
Stephanodiscus hantzschii	*	*	*	*	*	*

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 oligosaproben 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 Differentialartengrup-

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 betrugen, von einer einzigen Ausnahme abgesehen (Stelle 2 in 5 m Tiefe: Feb. 88), immer mehr als 50%. Dies ergibt

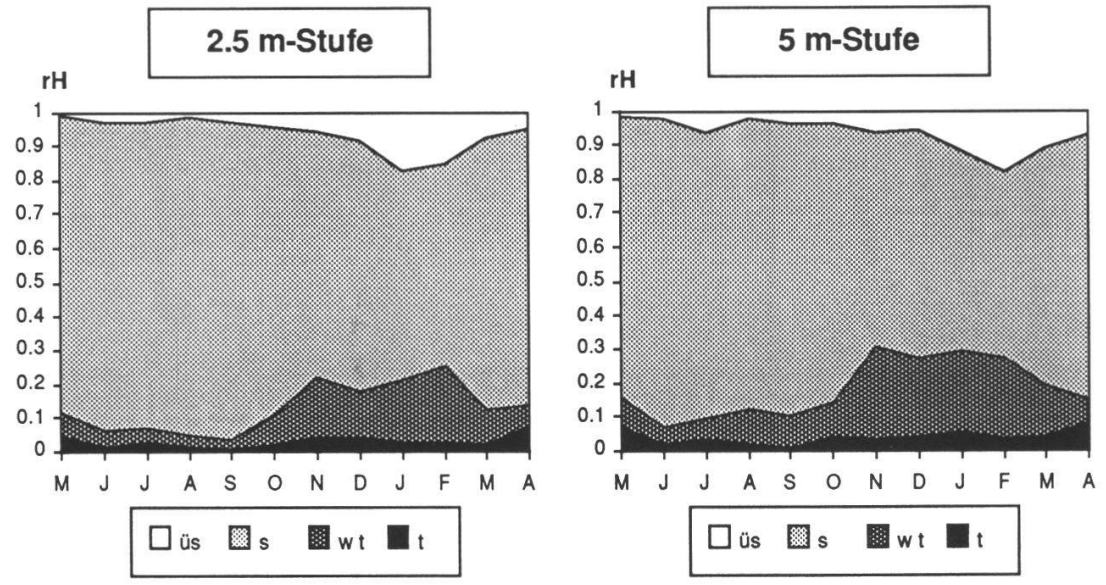


Fig. 5.9. Relative Häufigkeiten der Differentialartengruppen auf den beiden Tiefenstufen im Litoral des Urnersees (Mittelwerte aller Stellen) während der Untersuchungsperiode von Mai 87 bis April 88.
rH 1 = 100% Gesellschaftsanteil, üs = übersensible Arten, s = sensible Arten, wt = weniger tolerante Arten, t = tolerante Arten

eine Wasserqualität von II (= ß-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 ß-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 Rohre unter Wasser mit einem Plastikdeckel. Im Labor erfolgte die Spülung der Rohre und die Überführung des Sediment/Wasser-Gemisches in Erlenmeyer-Kolben. Das nach fünfmaliger Spülung noch an der Rohrinnenseite haftende Material (hauptsächlich Aufwuchs und Egeleier, vereinzelt auch Schneckengelege) 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.

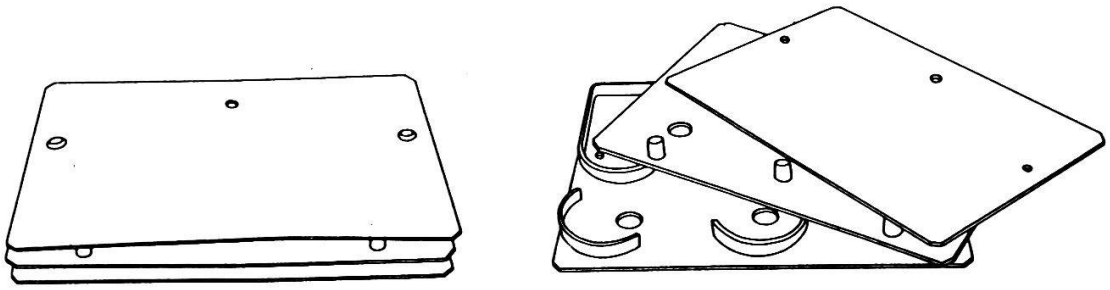


Fig. 6.1. Labyrinthfalle (20x14x2.5 cm), wie sie auf dem Seegrund ausgelegt wurde (links) und zerlegt (rechts; nach LUBINI 1985).

Nach vier bis fünf Wochen Exposition (Tab. 2.2) wurden die Labyrinthe unter Wasser einzeln in verschliessbare Plastiksäcke eingepackt und durch neue ersetzt. Diese Arbeiten führten wir mit Hilfe von Tauchgeräten aus. Im Labor wurden die Labyrinthe in einem Becken zerlegt, die Tiere gesammelt und in 70% Aethylalkohol fixiert. Von den sechs Labyrinthen 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.

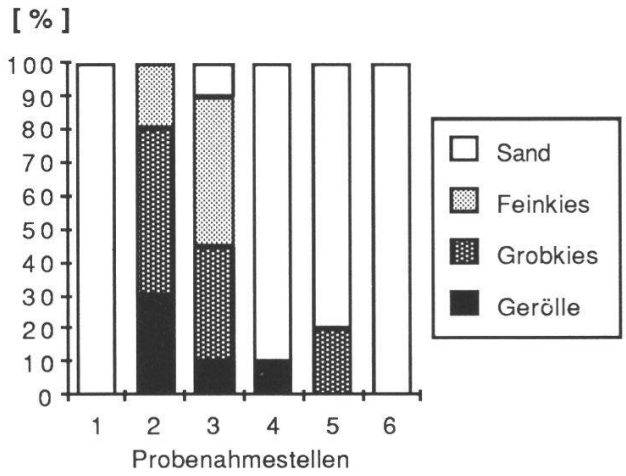


Fig. 6.2. Beschaffenheit des Untergrundes an den sechs Probenahmestellen in 5 m Tiefe. Mittelwerte aus den Erhebungen von Januar und April 1988.

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 ($kg/m^2 \cdot Mt$)	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 ($g/m^2 \cdot Mt$)	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-

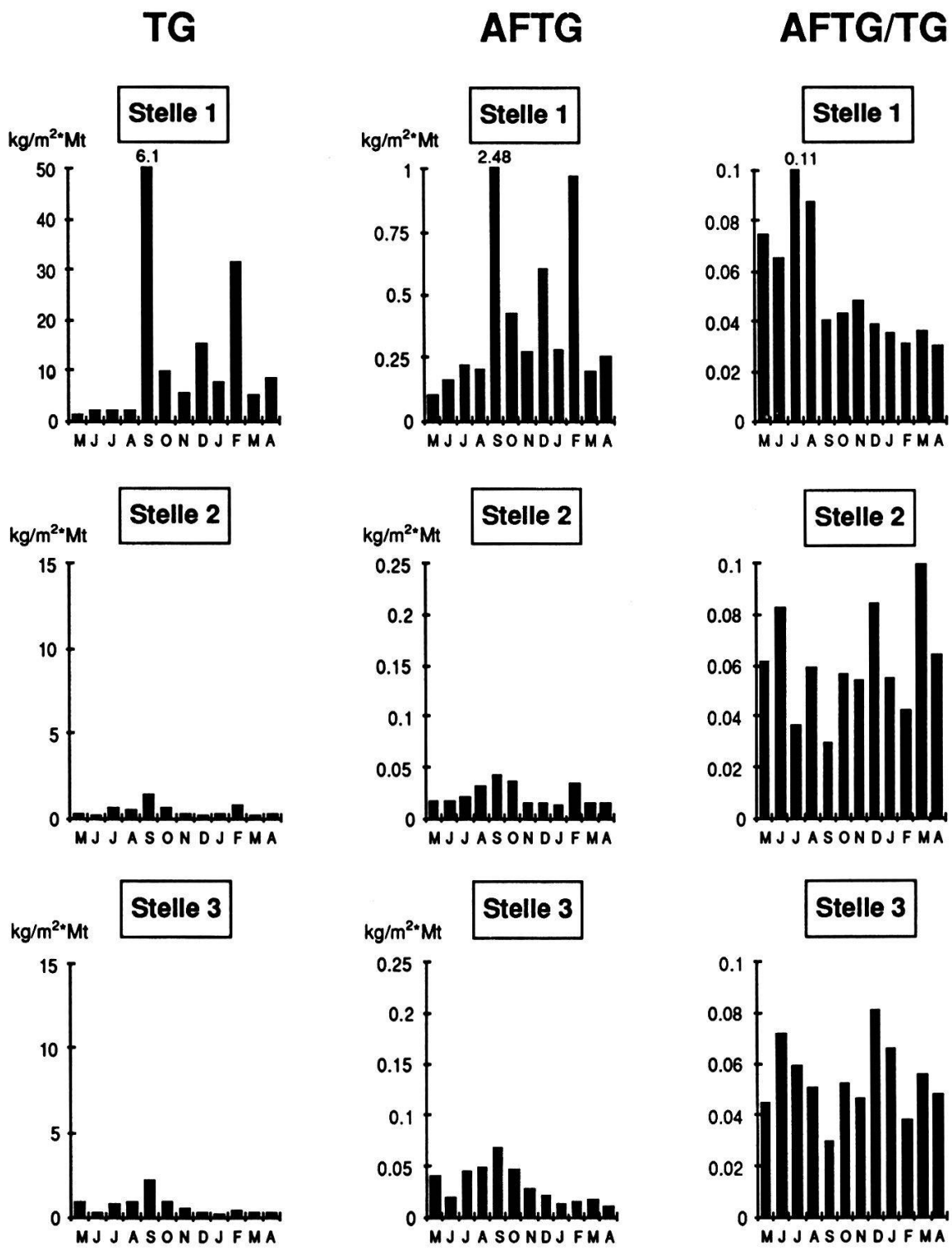


Fig. 6.3. Trockengewicht (TG) und aschefreies Trockengewicht (AFTG) der sedimentierten Stoffe sowie das Verhältnis AFTG/TG an den Stellen 1, 2 und 3 im Uferbereich des Urnersees während der Untersuchungsperiode von April 87 bis April 88.

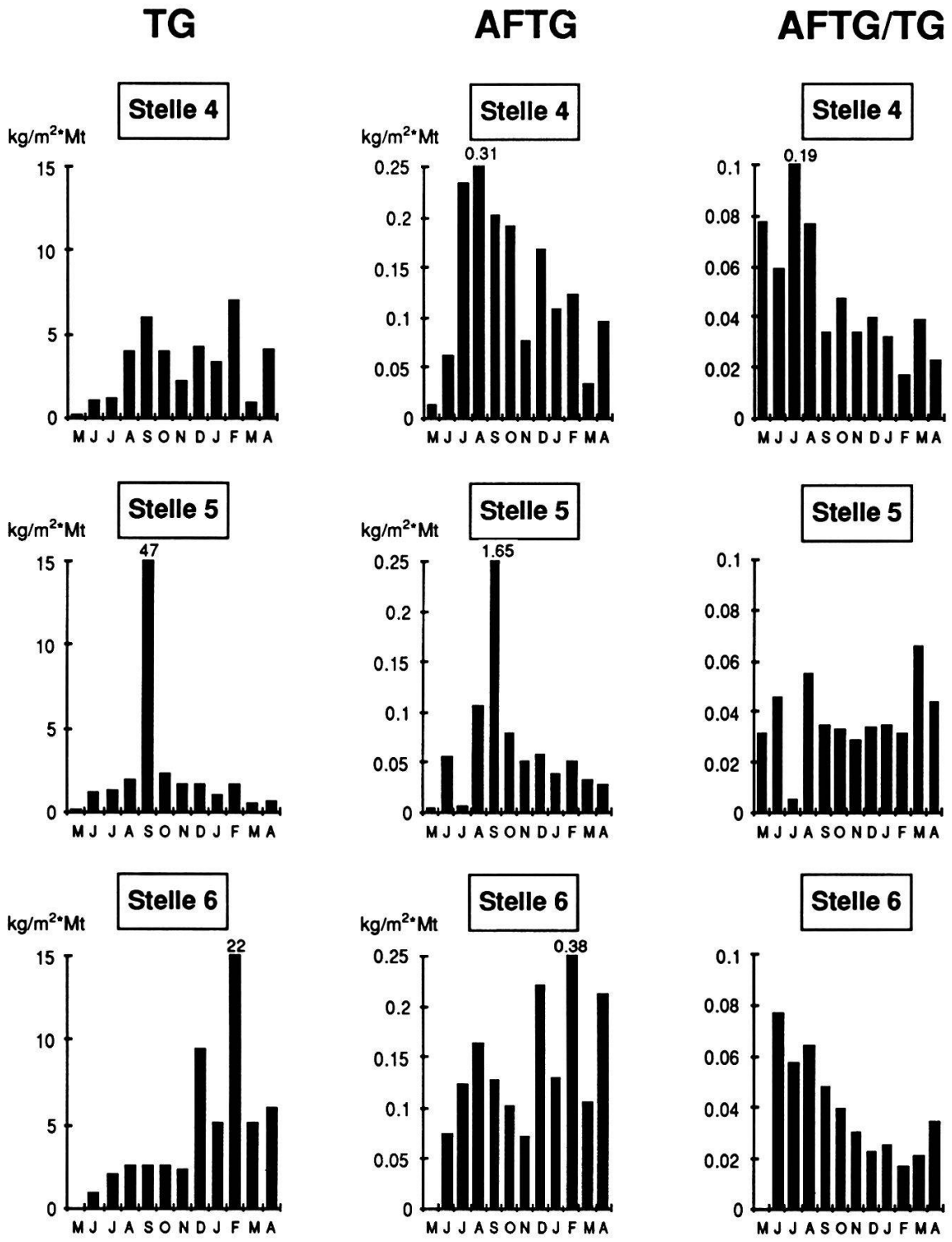


Fig. 6.4. Trockengewicht (TG) und aschefreies Trockengewicht (AFTG) der sedimentierten Stoffe sowie das Verhältnis AFTG/TG an den Stellen 4, 5 und 6 im Uferbereich des Urnersees während der Untersuchungsperiode von April 87 bis April 88.

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

	ausgezählte Arten	Vorkommen an Stelle 1	2	3	4	5	6
NESSELTIERE							
Hydra sp.		x	x	x	x	x	x
MOOSTIERCHEN							
Cristatella muceoda				x			
STRUDELWÜRMER							
Dendrocoelum lacteum	+	x	x	x	x	x	x
Dugesia polychroa/lugubris	+	x	x	x	x	x	x
Polycelis nigra/tenuis	+	x	x	x	x	x	x
WENIGBORSTER		x	x	x	x	x	x
EGEL							
Glossiphonia complanata	+	x	x	x	x	x	x
Glossiphonia heteroclita	+	x	x			x	x
Hemiclepsis costata	+			x	x		
Hemiclepsis marginata	+	x		x	x	x	x
Herpobdella octoculata	+	x	x	x	x	x	x
Helobdella stagnalis	+	x	x	x	x	x	x
BLATTFUSSKREBSE		x	x			x	
RUDERFUSSKREBSE		x	x	x	x	x	x
MUSCHELKREBSE					x		
WASSERASSELN							
Assellus aquaticus	+	x	x	x	x	x	x
FLOHKREBSE							
Gammarus pulex	+	x		x			x
SPINNENTIERE							
nicht bestimmte	+	x		x	x	x	x
EINTAGSFLIEGEN (Larven)							
Caenis sp.	+	x	x	x	x	x	x
nicht bestimmte	+	x	x		x		x
WASSERWANZEN							
Unionicola 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							
Bezzia sp.	+				x		
SCHLAMMFLIEGEN							
Sialis sp.	+	x			x		x
KÖCHERFLIEGEN (Larven)							
Anabolia sp.	+				x		
Athripsodes sp.	+	x	x	x	x		x
Hydroptila sp.	+		x			x	

Tab. 6.2 (Forts.)

Mollana sp.	+				x		x
Odontocerus sp.	+		x	x	x	x	x
Phryganea sp.	+	x			x	x	x
Plectrocnemia sp.	+	x	x	x	x	x	x
Silo pallipes	+				x		
nicht bestimmte	+	x	x	x	x	x	x
MUSCHELN							
Dreissena polymorpha	+	x	x	x	x	x	x
Pisidium sp.		x	x	x	x	x	x
SCHNECKEN							
Ancylus fluviatilis	+		x	x	x	x	
Bathyomphalus contortus	+		x	x	x		x
Bithynia tentaculata	+	x	x	x	x	x	x
Gyraulus albus	+	x	x	x	x	x	x
Gyraulus crista	+		x	x	x		x
Gyraulus riparius	+	x			x		
Gyraulus rossmaessleri	+			x	x	x	x
Hippeutis complanatus	+	x	x		x	x	x
Lymnea stagnalis	+					x	
Physa fontinalis	+		x		x		
Planorbis carinatus	+		x		x	x	x
Potamopyrgus jenkinsi	+	x	x	x	x	x	
Radix ovata	+	x	x	x	x	x	x
Radix peregra	+					x	
Segmentina nitida	+		x				
Valvata cristata	+		x				x
Valvata piscinalis	+		x	x	x	x	x
Valvata pulchella	+	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 wichtigste 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						
Dendrocoelum lacteum	3.0	<0.1	0.3	0.1	3.1	0.5
Dugesia polychroa/lugubris	4.5	<0.1	0.4	0.1	2.5	3.0
Polycelis nigra/tenuis	1.6	<0.1	3.5	1.4	5.7	2.8
EGEL						
Glossiphonia complanata	6.4	0.9	0.4	0.6	1.4	2.6
Herpobdella octoculata	9.7	0.5	1.0	1.1	6.3	8.4
Helobdella stagnalis	5.8	0.3	0.4	0.6	8.5	12.3
WASSERASSELN						
Asellus aquaticus	6.7	1.1	9.0	3.6	13.7	30.4
MUSCHELN						
Dreissena polymorpha	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), Egeln (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 TITTIZER 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.

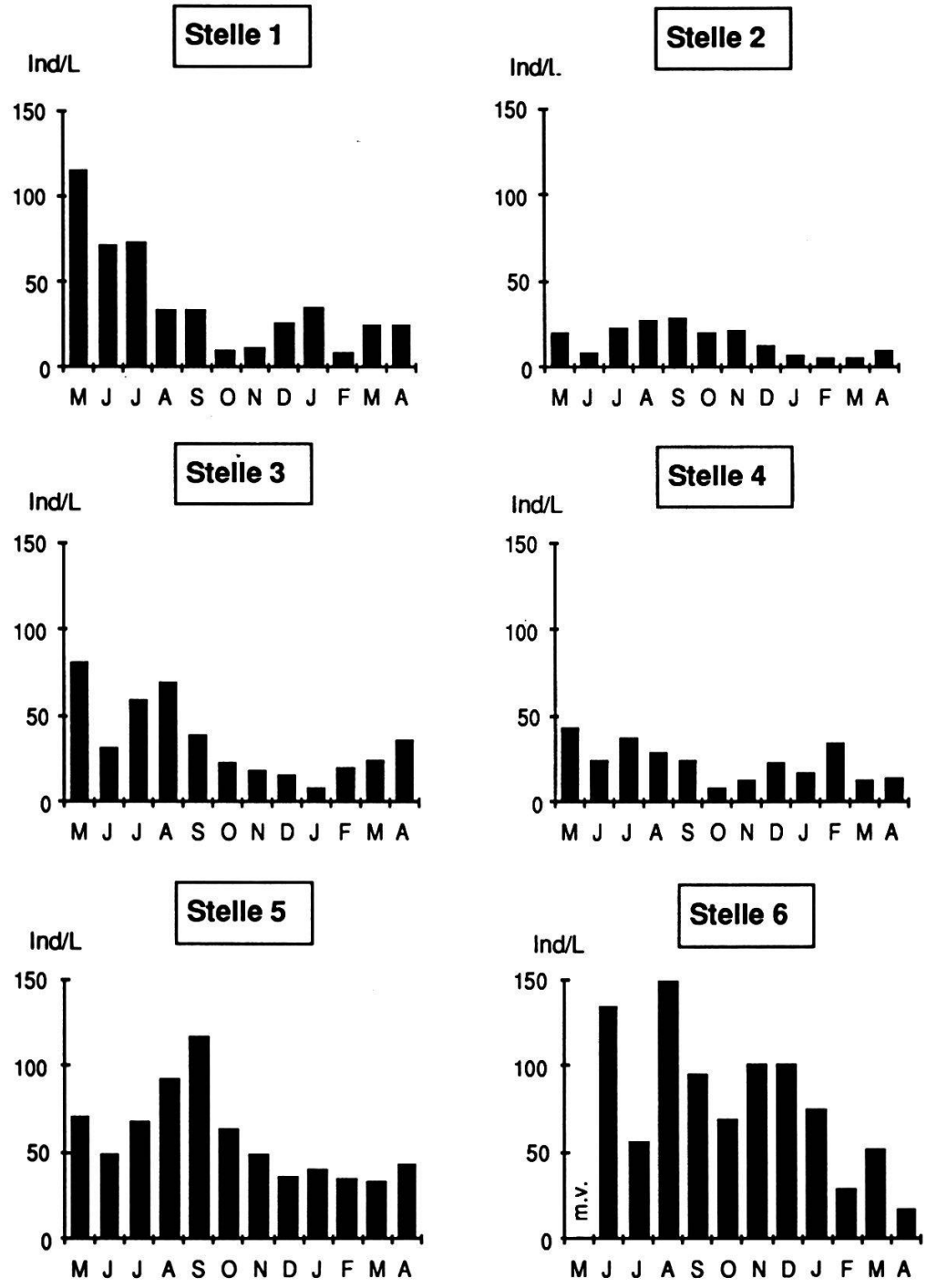


Fig. 6.5. Individuenzahl (Ind) der Makroinvertebraten pro Labyrinthfalle (L) an den sechs Probenahmestellen während der Untersuchungsperiode von Mai 1987 bis April 88.

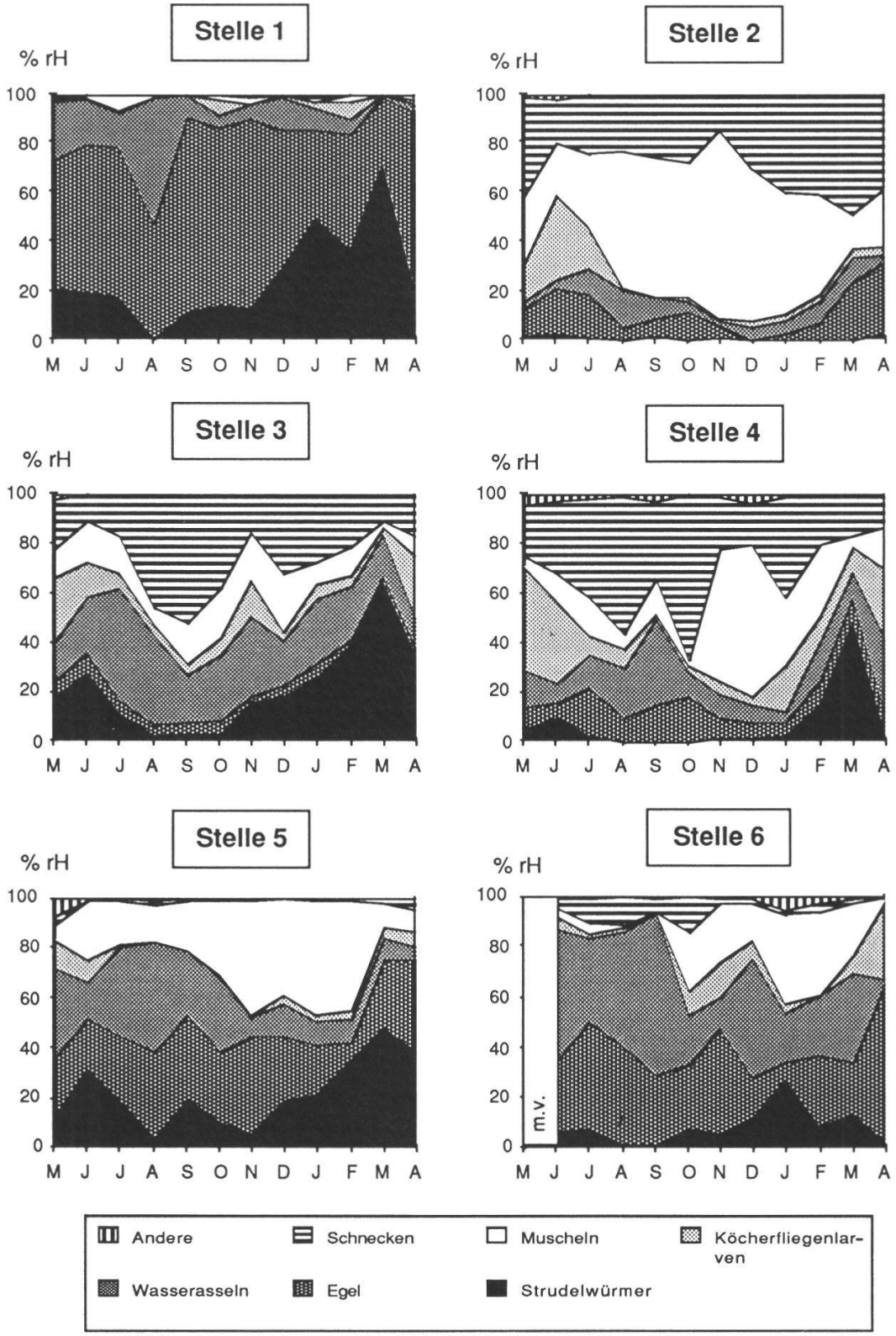


Fig. 6.6. Relative Häufigkeiten der wichtigsten Makroinvertebraten-Artengruppen an den sechs Probenahmestellen während der Untersuchungsperiode von Mai 1987 bis April 88.

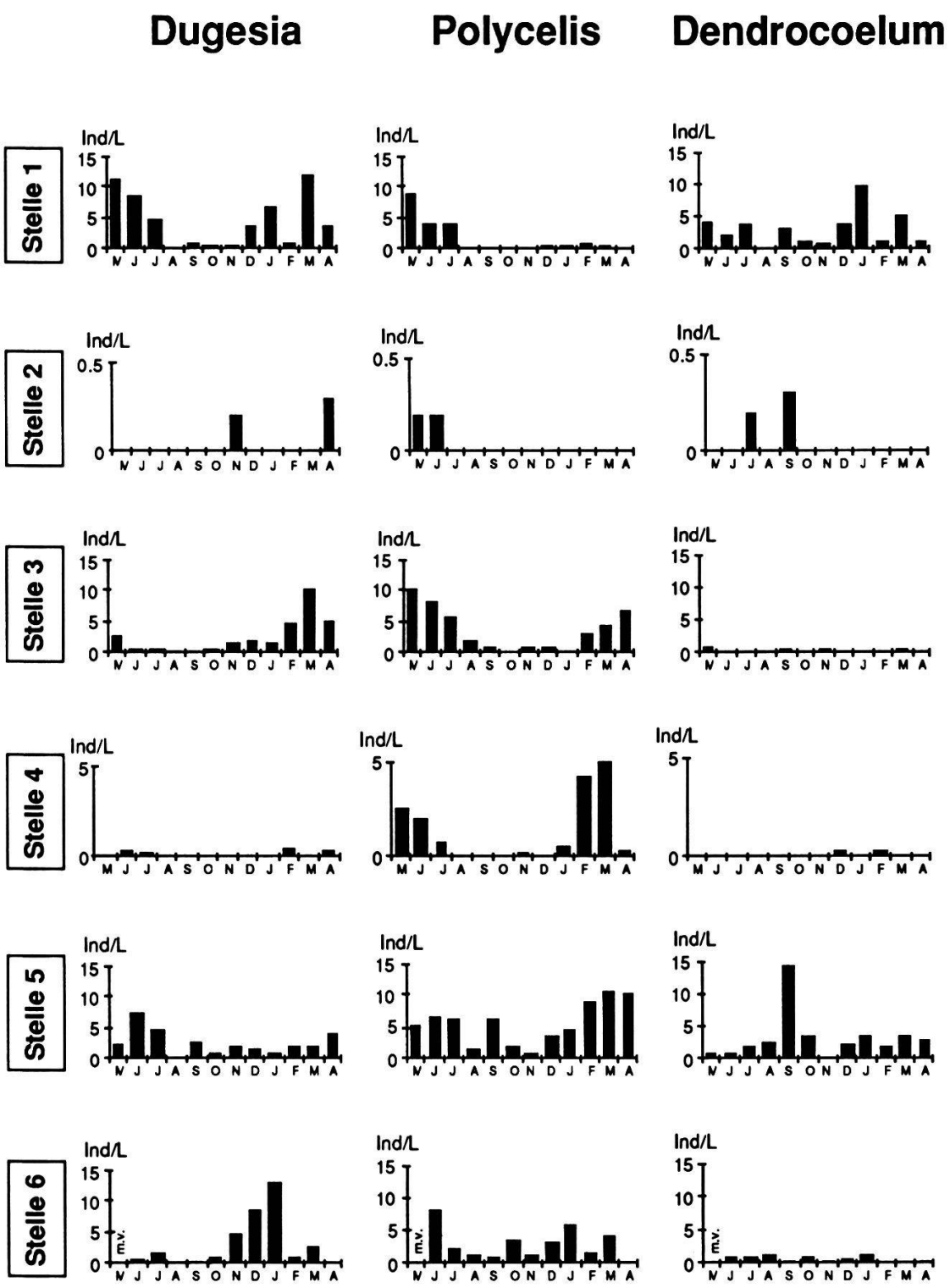


Fig. 6.7. Individuenzahl (Ind) *Dugesia polychroa/lugubris*, *Polycelis nigra/tenuis* und *Dendrocoelum lacteum* pro Labyrinthfalle (L) an den sechs Probenahmestellen im Uferbereich während der Untersuchungsperiode 1987-88. Man beachte die unterschiedlichen Skalengrössen.

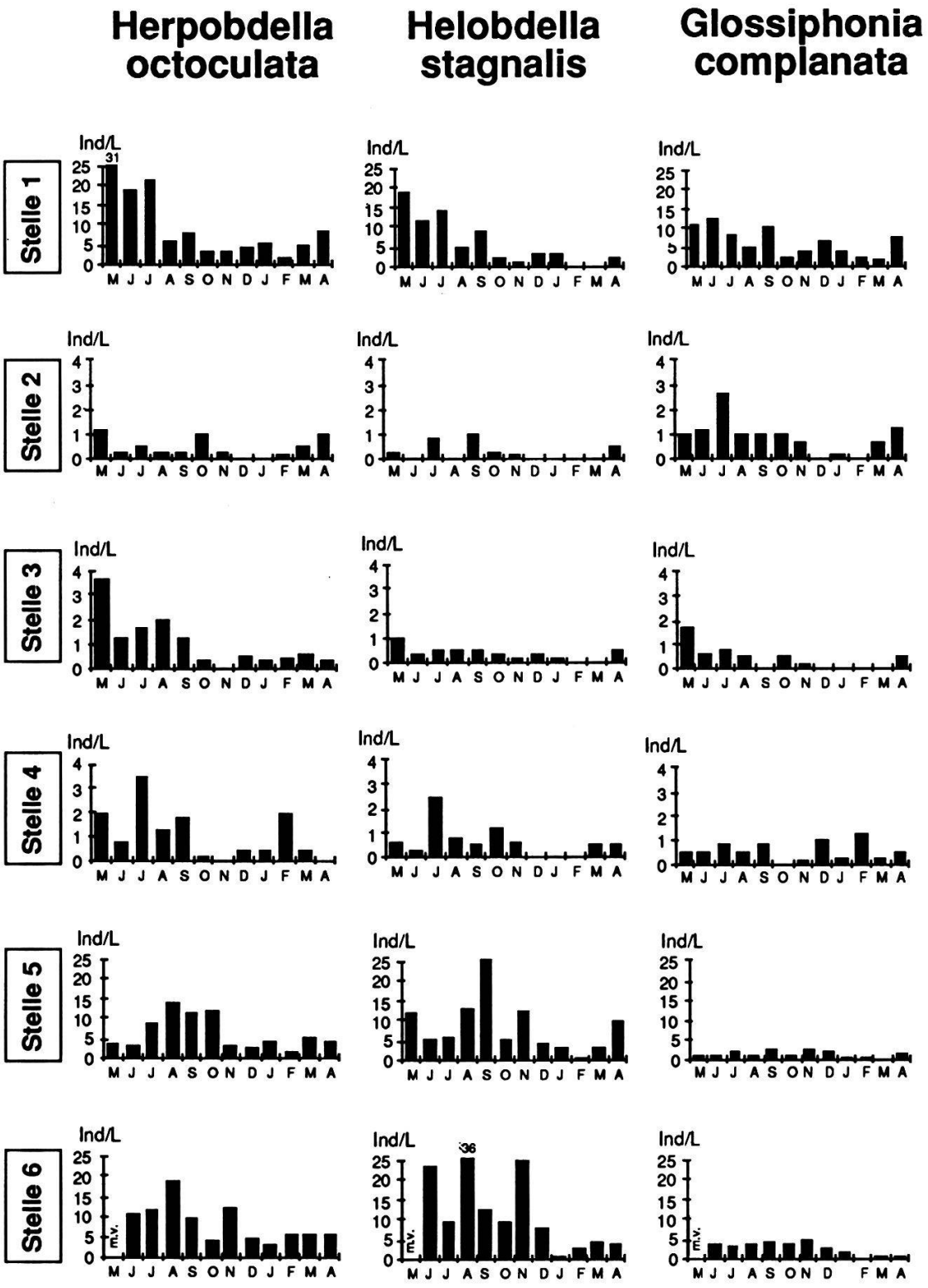


Fig. 6.8. Individuenzahl (Ind) von *Herpobedella octoculata*, *H. stagnalis* und *Glossiphonia complanata* pro Labyrinthfalle (L) an den sechs Probenahmestellen während der Untersuchungsperiode 1987-88. Man beachte die unterschiedlichen Skalengrössen.

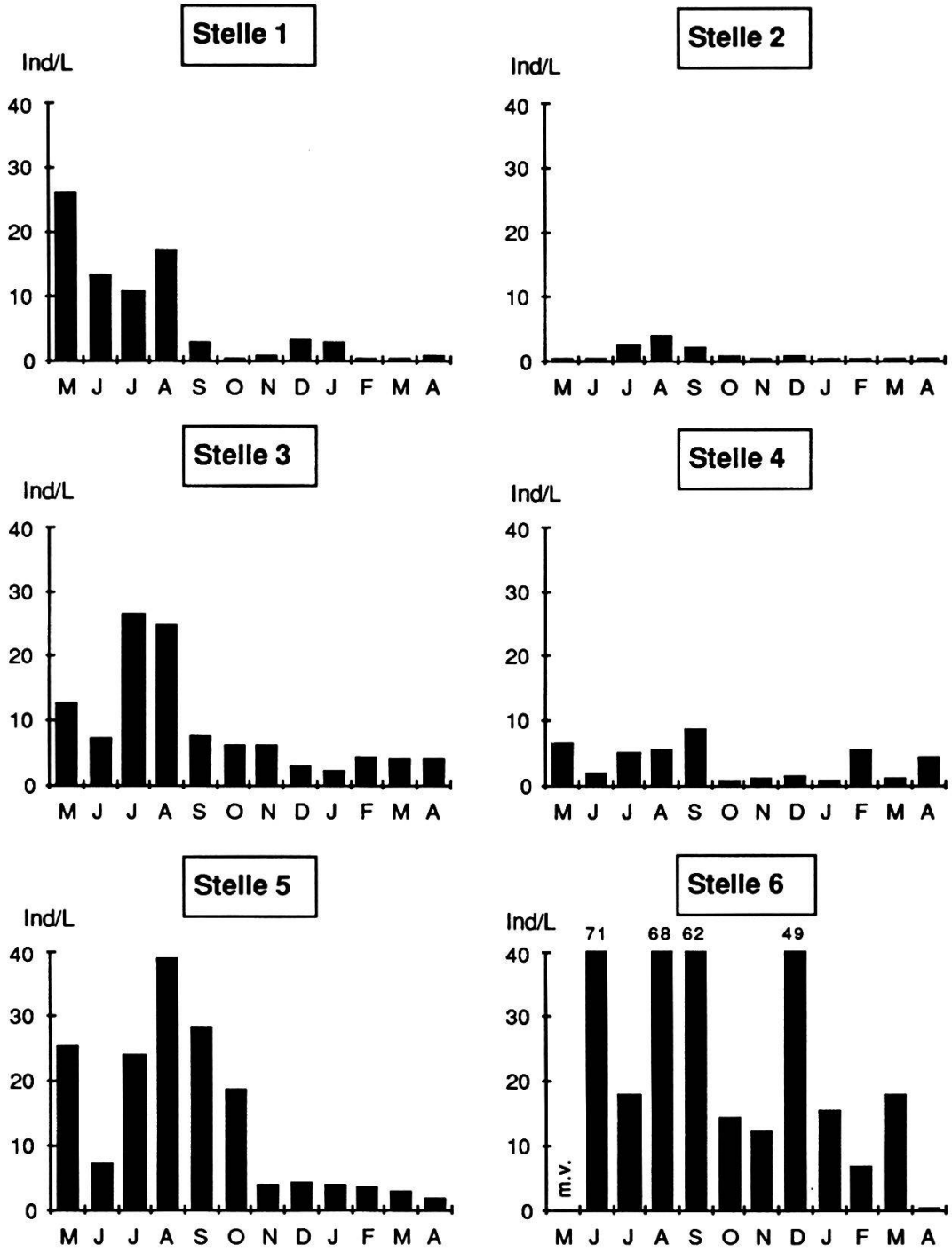


Fig. 6.9. Individuenzahl (Ind) von *Asellus aquaticus* pro Labyrinthfalle (L) an den sechs Probenahmestellen im Litoral während der Untersuchungsperiode von Mai 1987 bis April 88.

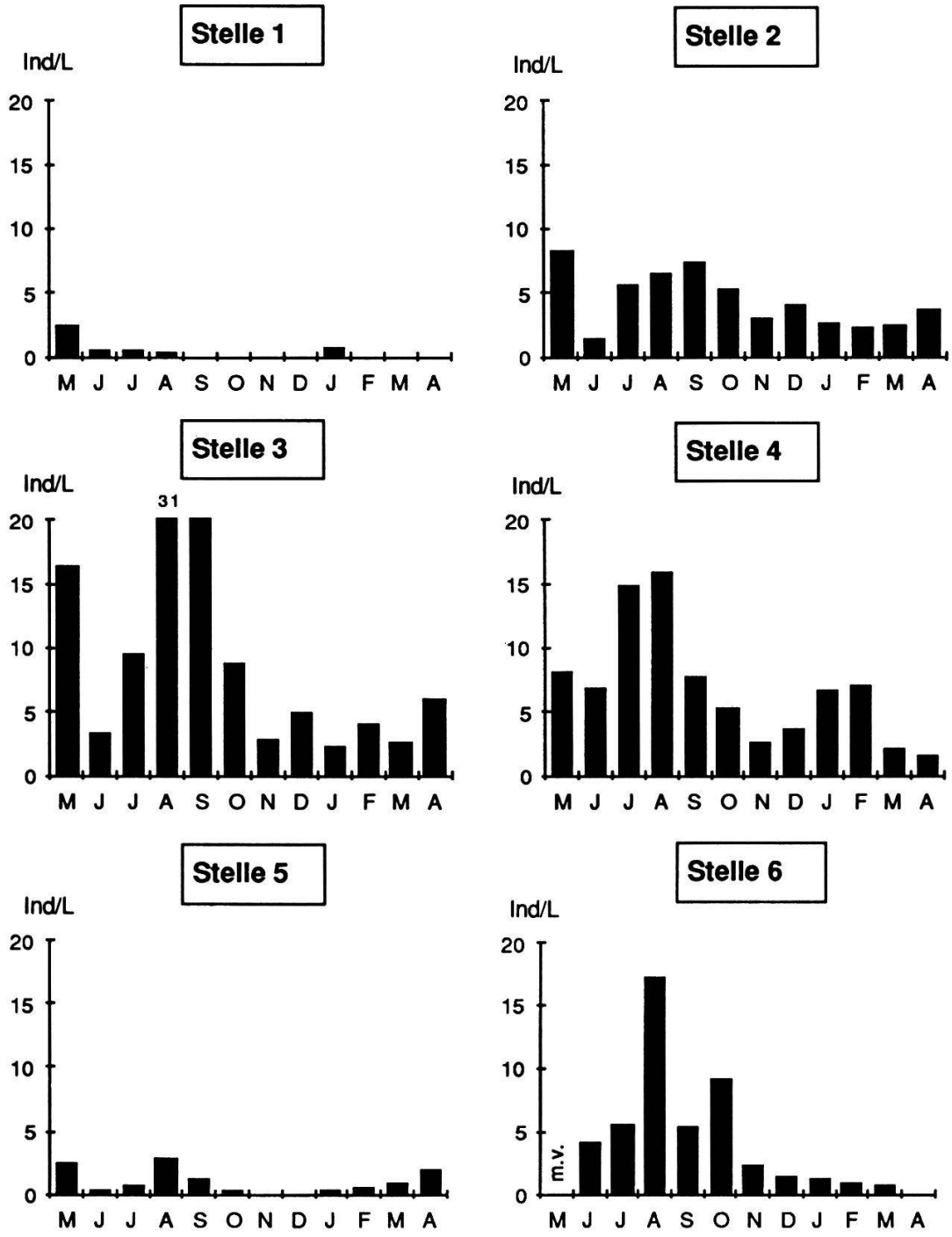


Fig. 6.10. Individuenzahl (Ind) der Schnecken pro Labyrinthfalle (L) an den sechs Probenahmestellen im Uferbereich während der Untersuchungsperiode Mai 1987 bis April 88.

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 bedeutensten 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 Labyrinthe 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-*

pobdella 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 nigra/tenuis* 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 Egeln 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 REYNOLDSON 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 (aschefreies Trockengewicht des sedimentierten Materials meist >100 g/m^2·Monat). Bei Stelle 1, wo die Strömung am meisten organisches Material (abgestorbe-

ne Pflanzenteile) hinverfrachtete (aschefreies Trockengewicht des sedimentierten Materials meist >200 g/m^2 · 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 Schnekken 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 (mrH = 31%). Allenfalls kann dieser Unterschied auf einen geringeren Räuberdruck an der Stelle 4 zurückgeführt werden (Räuberanteil, Egel und Strudelwürmer, an Stelle 4: mrH = 21%; Stelle 1: mrH = 80%; Stelle 5: mrH = 50%; Stelle 6: 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:
- Charaphyta (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 m^2 verloren (MARRER 1983). Der Bestand des Schilfröhrichtes 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, Rotauge, 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 Lufbildes 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:

- DICHTE 1: 1-25% der Fläche sind bewachsen
- DICHTE 2: 11-25%
- DICHTE 3: 26-50%
- DICHTE 4: 51-75%
- DICHTE 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						
Chara contraria A. Braun		x	•			1
Chara sp.	x		•			
Bryophyta						
Fontinalis antipyretica Hedw.		x				
Spermatophyta						
Carex sp.	+	x				
Elodea canadensis Michx.		x				2
Groenlandia densa (L.) Fourr.	x	x	•		•	
Myriophyllum spicatum L.	+	x	•		•	3
Phragmites australis (Cav.) Trin.	x	x	•			
cf. *Polygonium amphibium* L.		x			•	
Potamogeton crispus L.	x	x				2
Potamogeton filiformis Pers.	x	x				
Potamogeton friesii Rupr.		x	•	•	•	3
Potamogeton gr. *pusillus* L.	x	x				3
Potamogeton gramineus L.	+	x	•		•	1
Potamogeton x nitens Weber	x	x	•	•	•	
Potamogeton pectinatus L.	x	x				3
Potamogeton perfoliatus L.	x	x				2
Ranunculus trichophyllus Chaix		x			•	
Zannichellia palustris 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 m^2 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 m^2 (14%) eine Rolle (Fig. 7.1). Die grösste absolute Zunahme der Bewuchsfläche (14600 m^2) 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 m^2). Die grösste Abnahme in der tatsächlichen Flachwasserzone (0-5 m) trat in Sektor 1, dem Standort des kleinen Schwimmbaggers, ein (ca. 47000 m^2).
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

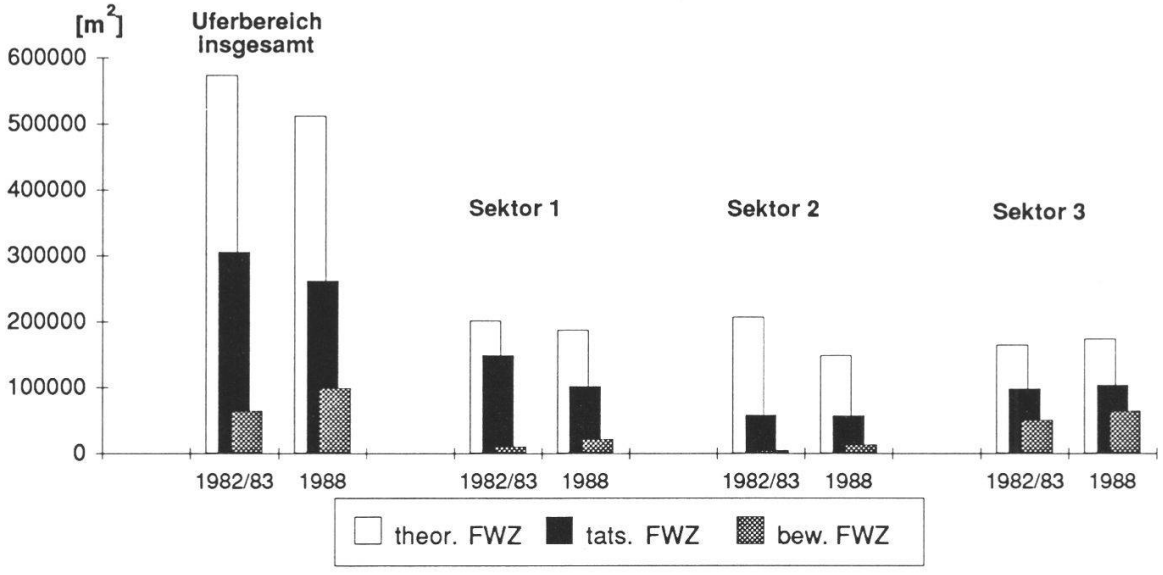


Fig. 7.1. Flächen der theoretischen Flachwasserzone (= theor. FWZ; 0-20 m), der tatsächlichen Flachwasserzone (= tats. FWZ; 0-5 m) sowie der bewachsenen Fläche (= bew. FWZ) im Reussdeltagebiet. Die Daten von 1982/83 stammen von LACHAVANNE et al. (1985).
Sektor 1 = rechts der Reuss, Allmeini und Schützenrüti
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 km^2 (LACHAVANNE et al. 1985). Die tatsächliche Flachwasserzone umfasst eine Fläche von etwa 0.58 km^2, davon sind aufgrund der Erhebungen von 1988 etwa 0.26 km^2 (45%) im Reussdeltagebiet lokalisiert.
Von der tatsächlichen Flachwasserzone sind nach LACHAVANNE et al. (1985) im ganzen Urnersee etwa 0.2 km^2 (34.5%) bewachsen. Im Reussdeltagebiet allein betrug die bewachsene Fläche 1988 etwa 0.099 km^2. 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 übergrossem 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 µg/l Gesamt-P nicht mehr vor (dies trifft sicher für die im Urnersee 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

FLÄCHENNUMMER	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													
Elodea canadensis													
Fontinalis antipyretica													
Groenlandia densa													
Myriophyllum spicatum													
Phragmites australis					X								
cf. Polygonium amphibium													
Potamogeton crispus													
Potamogeton filiformis						X	X			X	X	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
Potamogeton perfoliatus													
Ranunculus trichophyllus													
Zannichellia palustris	X	X	X	X		X	X			X	X	X	X

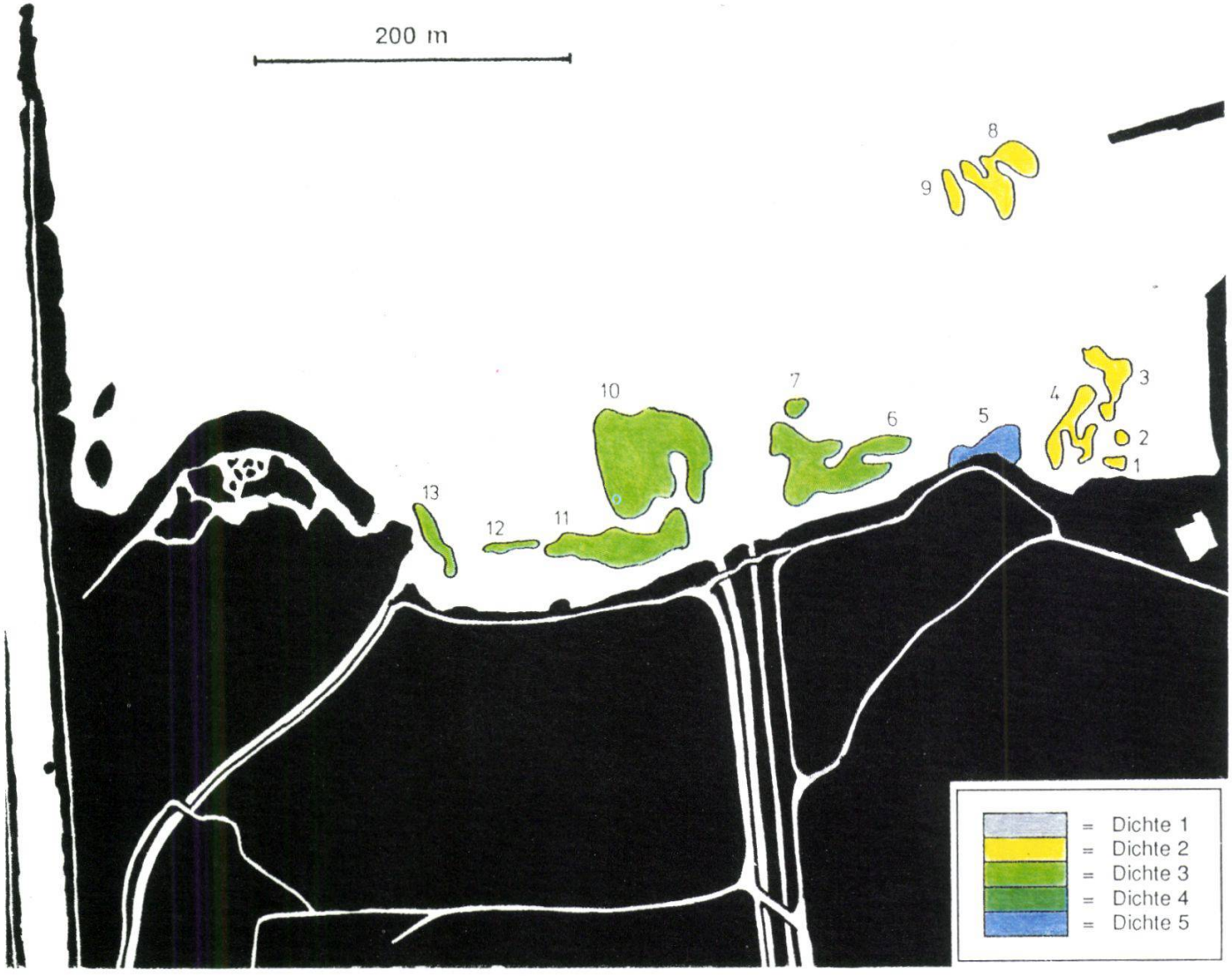


Fig. 7.2 (Legende s. S. 191)
Makrophytenaufnahme 1982/83 (LACHAVANNE et al.). Rechts der Reuss, Allmeini, Schützenrüti

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				10						
Fontinalis antipyretica																				X										
Groenlandia densa																				X										
Myriophyllum spicatum																														
Phragmites australis								100																						
cf. Polygonium amphibium																														
Potamogeton crispus																										X				
Potamogeton filiformis	90		20		45		100		80	100	100	20								40			60	10	50		10			40
Potamogeton friesii																														
Potamogeton gr. pusillus																				X										
Potamogeton gramineus																										X	X			
Potamogeton x nitens																										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										

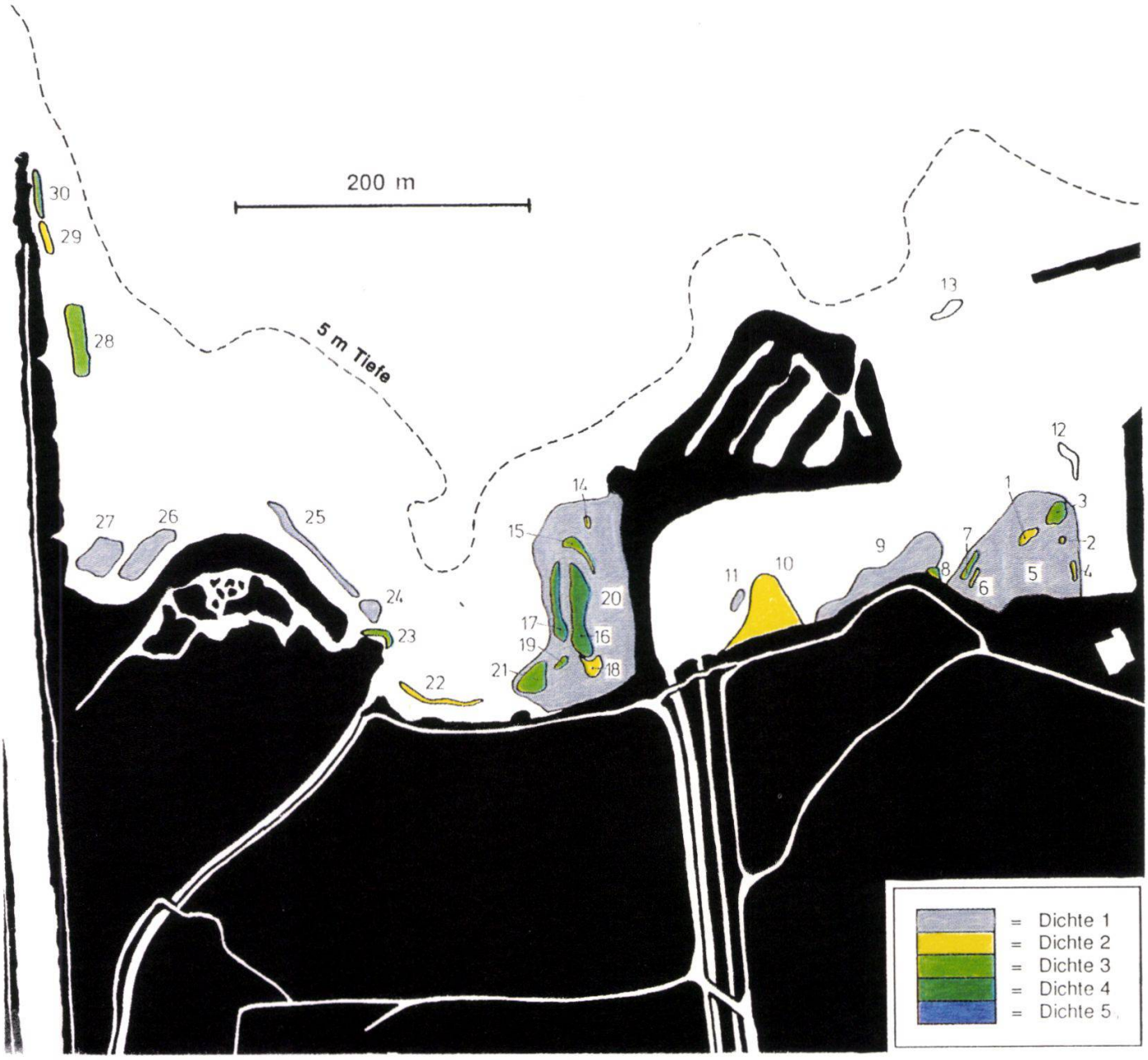


Fig. 7.3 (Legende s. S. 191)
Makrophytenaufnahme 1988. Rechts der Reuss, Allmeini, Schützenrüti

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								

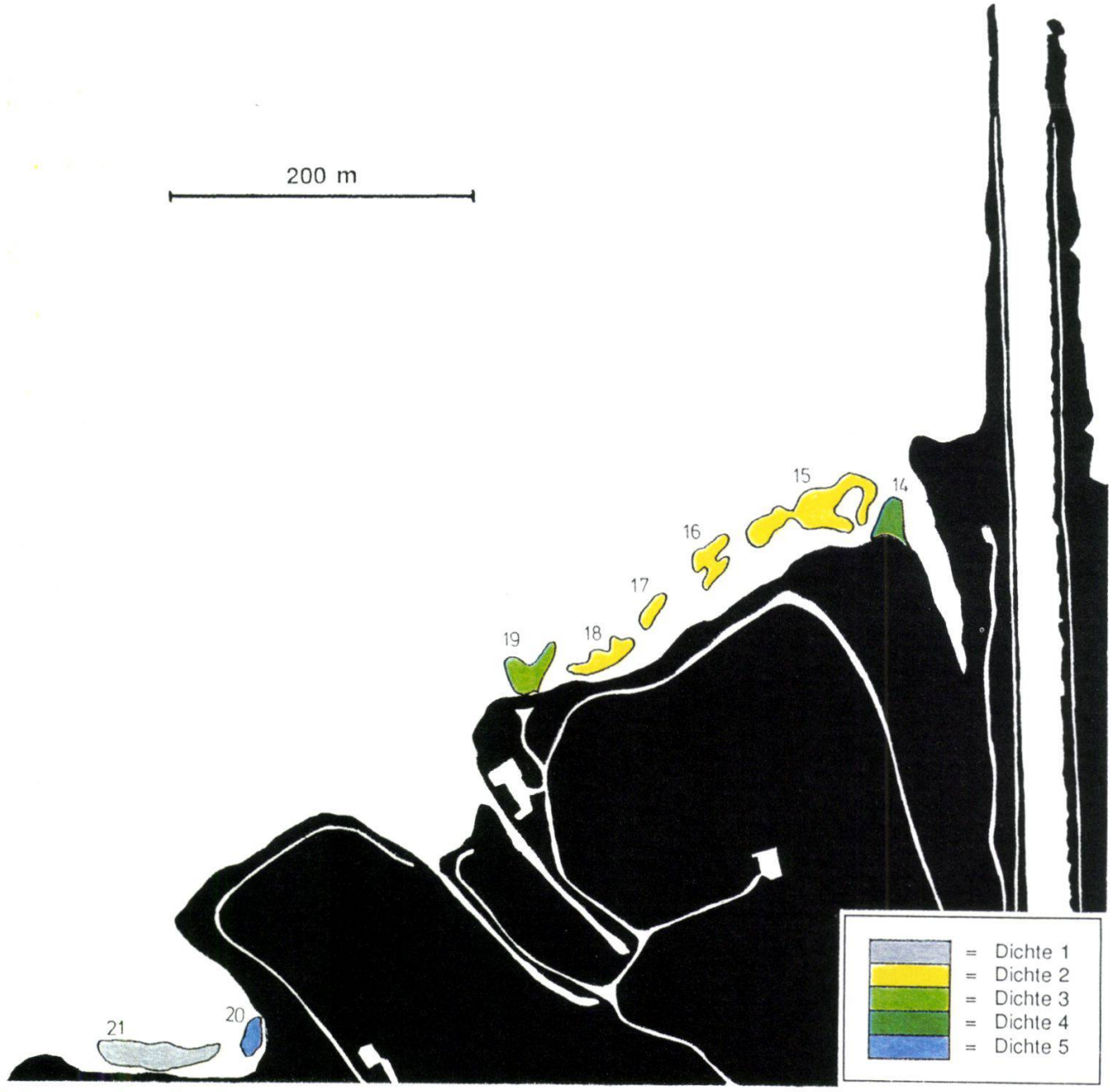


Fig. 7.4 (Legende s. S. 191)
Makrophytenaufnahme 1982/83 (LACHAVANNE et al.). Links der Reuss, Flüelerschachen, Schanz

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. Polygonium 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	10				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					

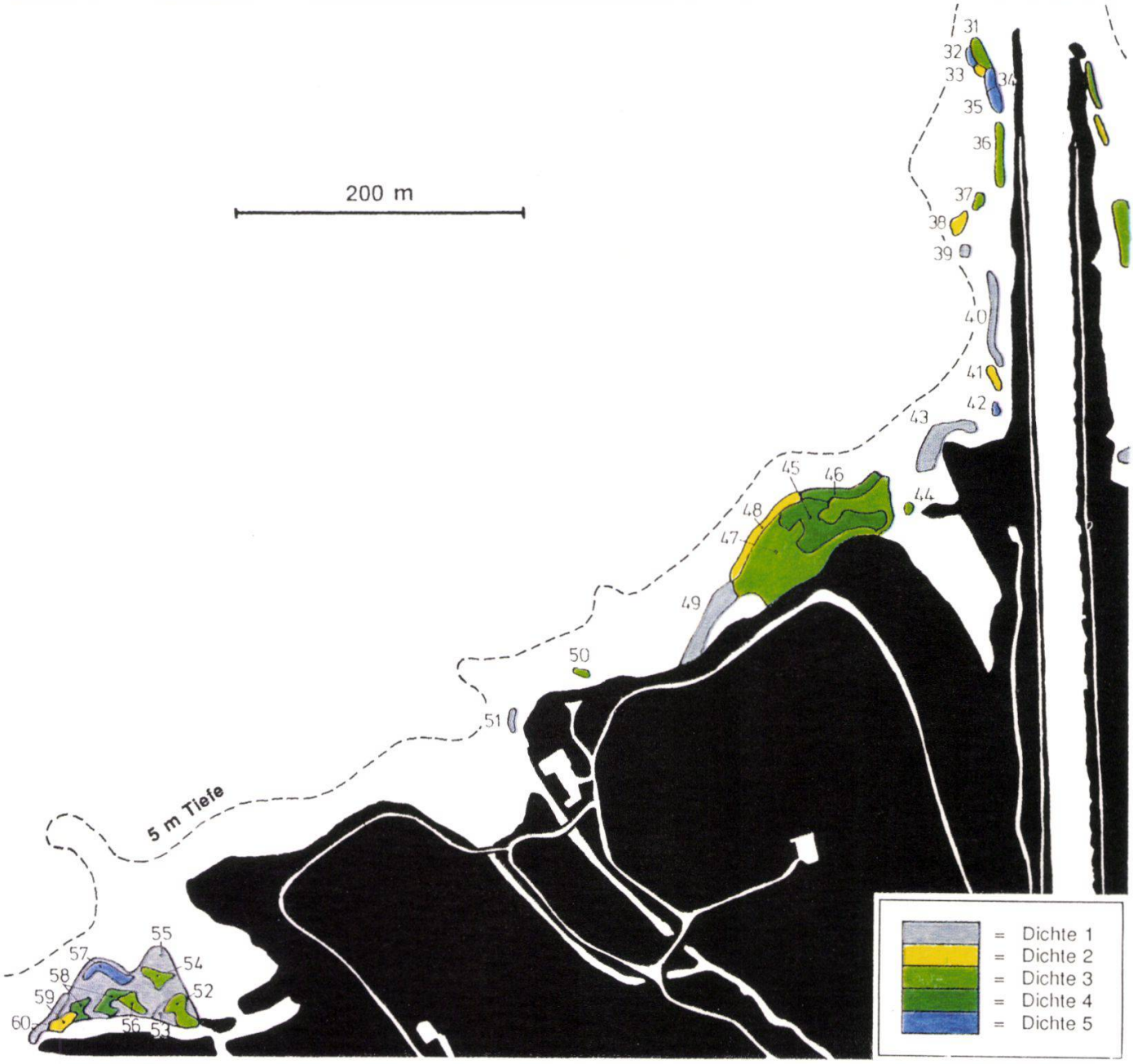


Fig. 7.5 (Legende s. S. 191)
Makrophytenaufnahme 1988. Links der Reuss, Flüelerschachen, Schanz

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



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																											
Fontinalis 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																								

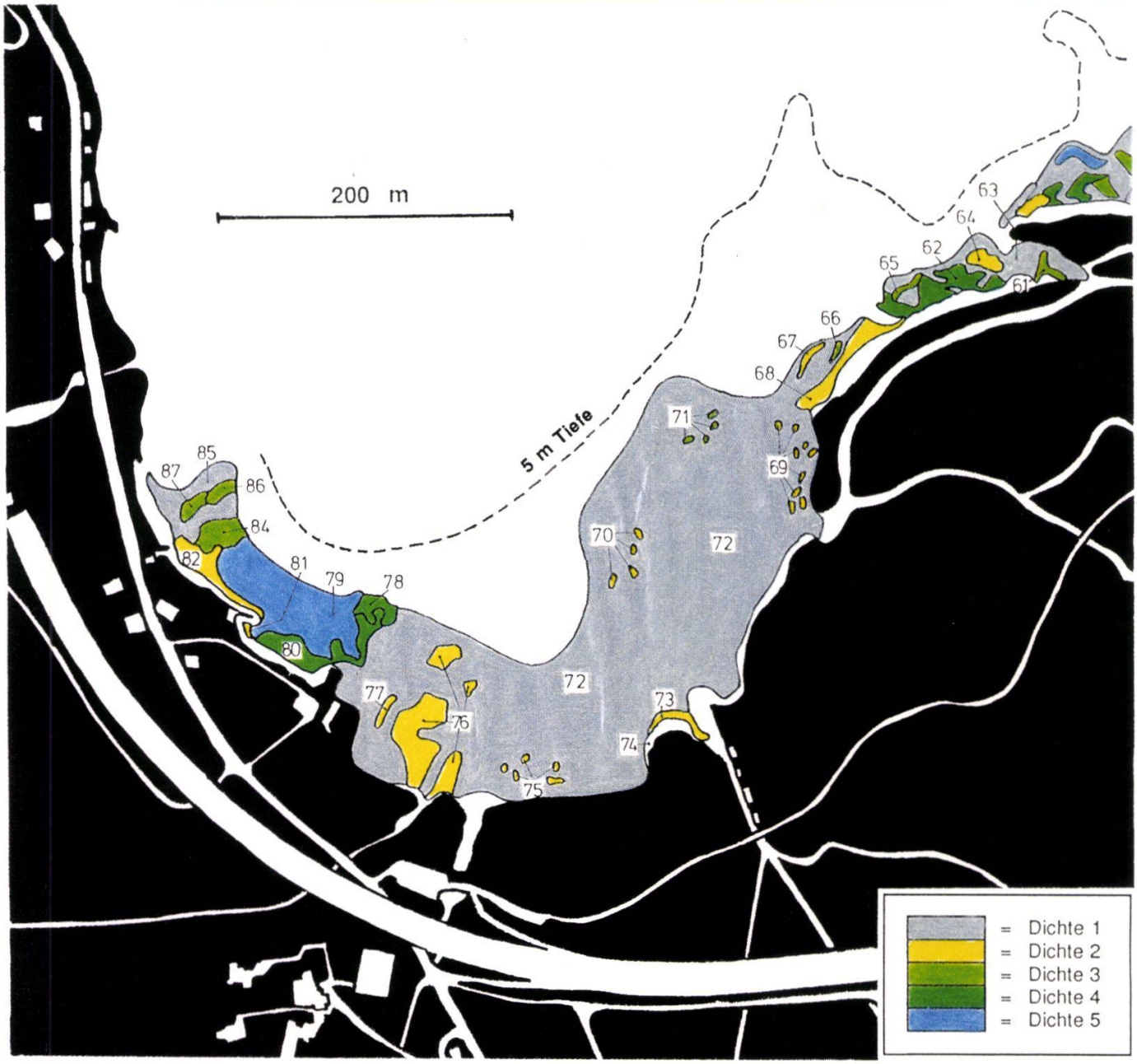


Fig. 7.7 (Legende s. S. 191)
Makrophytenaufnahme 1988. Links der Reuss, Schwäb, Seedorferbucht

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 Untersuchungperiode 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 m^2, 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 m^2). 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 zu 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 güngstigen 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 m^2. 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 Dammbrüchen 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: 0.91-0.65 m^{-1}, Pelagial: 0.6-0.62, 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: 3.9-7.9 mg/l, Pelagial: 6.5-7.7 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-Phosphor-Konzentration 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 μm^3) auf Kosten der kleineren "diversen Flagellaten" und Rhodomonas minuta (200 μm^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).

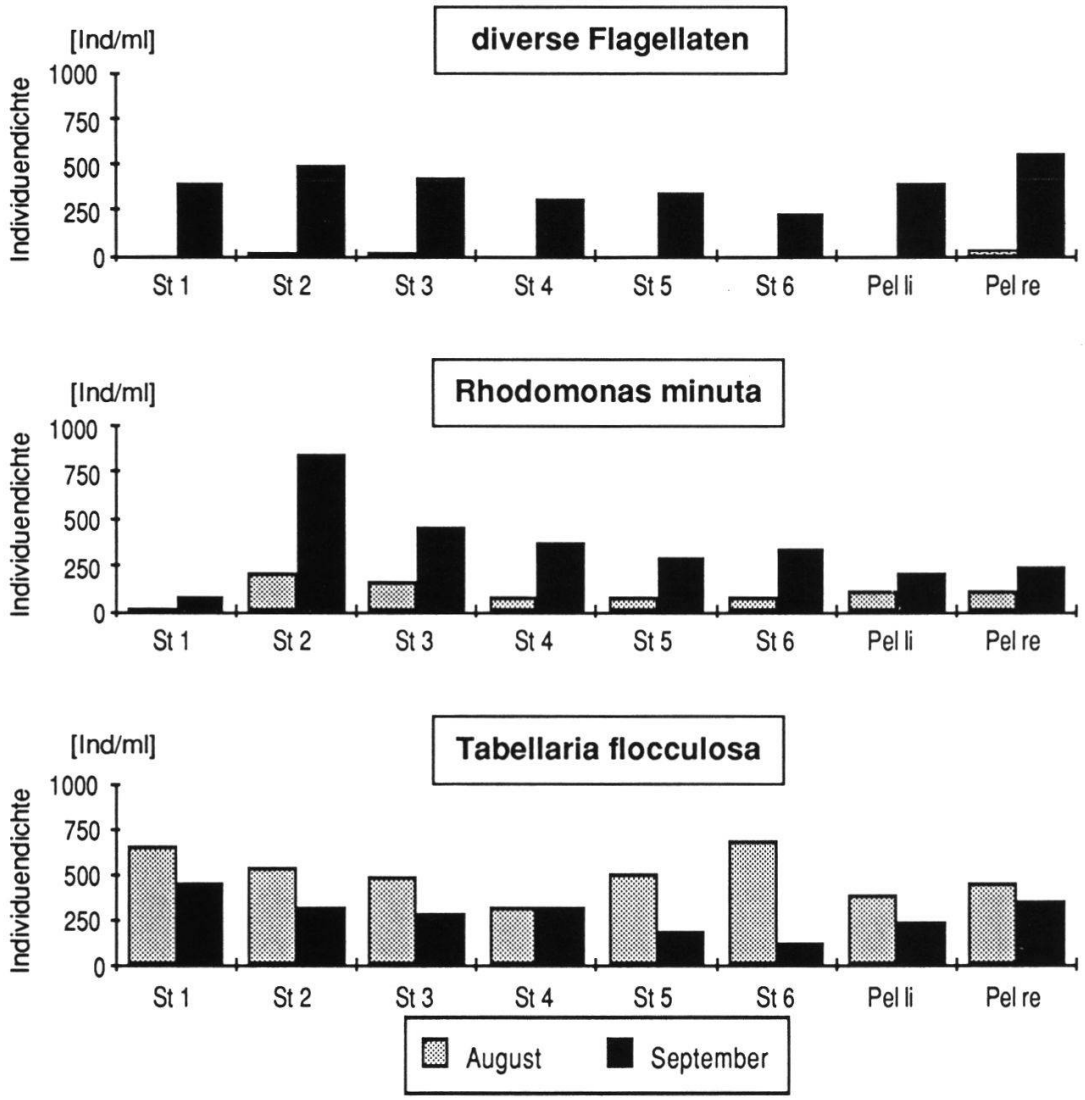


Fig. 8.1. Individuendichte von *Tabellaria flocculosa*, *Rhodomonas minuta* und den diversen Flagellaten im August (vor dem Hochwasser) und im September 1987 (nach dem Hochwasser) an den sechs Stellen im Litoral und den beiden im Pelagial.
Pel li = Pelagial links, Pel re = Pelagial rechts

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 ersehen: 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 Kieselalgengesellschaften 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 HELLAWELL (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 wiederspiegelte. 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 Wander**muschel**, *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 Blütenzeit 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 Biozönosen.

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 Biozönosen im Uferbereich sowohl quantitativ (z.B. Biomasse) als auch qualitativ (z.B. Artenzusammensetzung) auswirken.

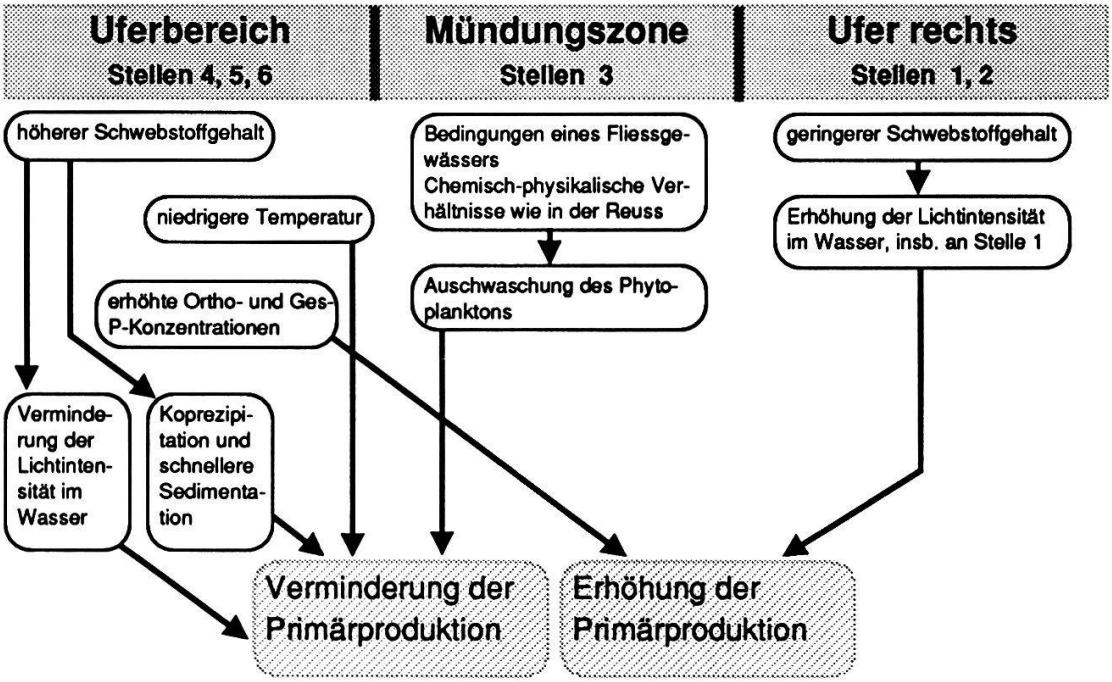
9.3. ENTWICKLUNG DER PHYTOPLANKTONBIOZÖNOSE

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 (KOHL und NICKLISCH 1988). Demgegenüber wird das erhöhte Nährstoffange-

1. Phase: Öffnung des Reussdammes links



2. Phase: Öffnung des Reussdammes rechts und Deltabildung

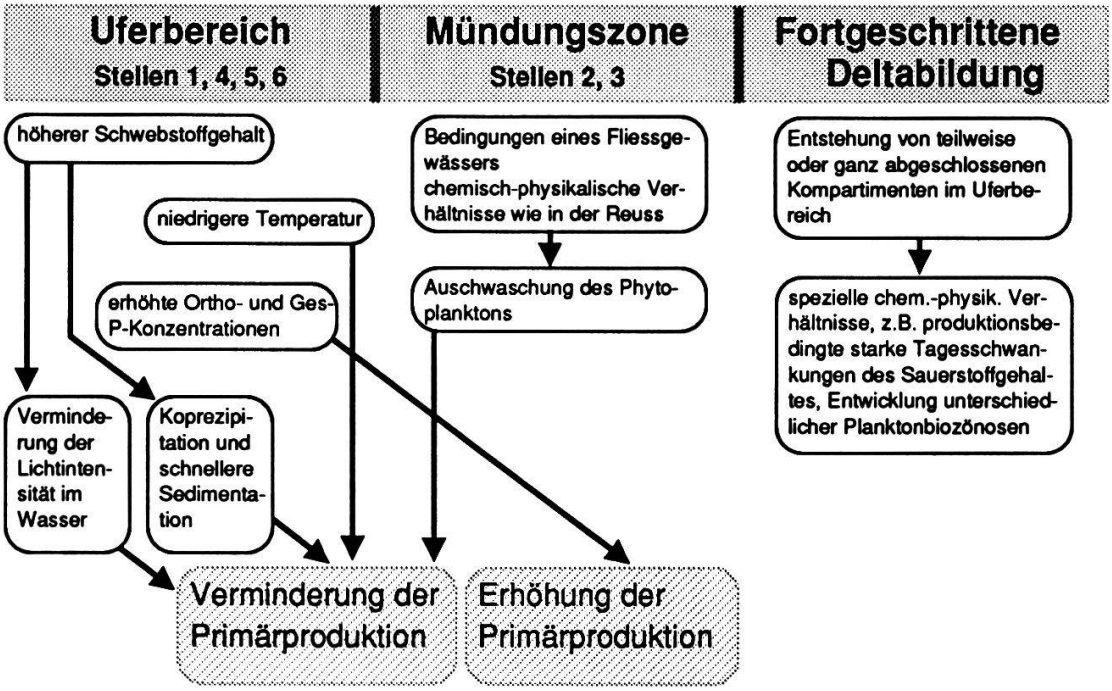


Fig. 9.1. Mögliche Veränderungen des Phytoplanktons im Uferbereich als Folge der Neugestaltung der Reussmündung.

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 Planktonbiozönosen 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 Schwebstofffen 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 verstärktem 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 Wasserasseln (EXTENCE 1978). Stellen, die nach der Dammöff-

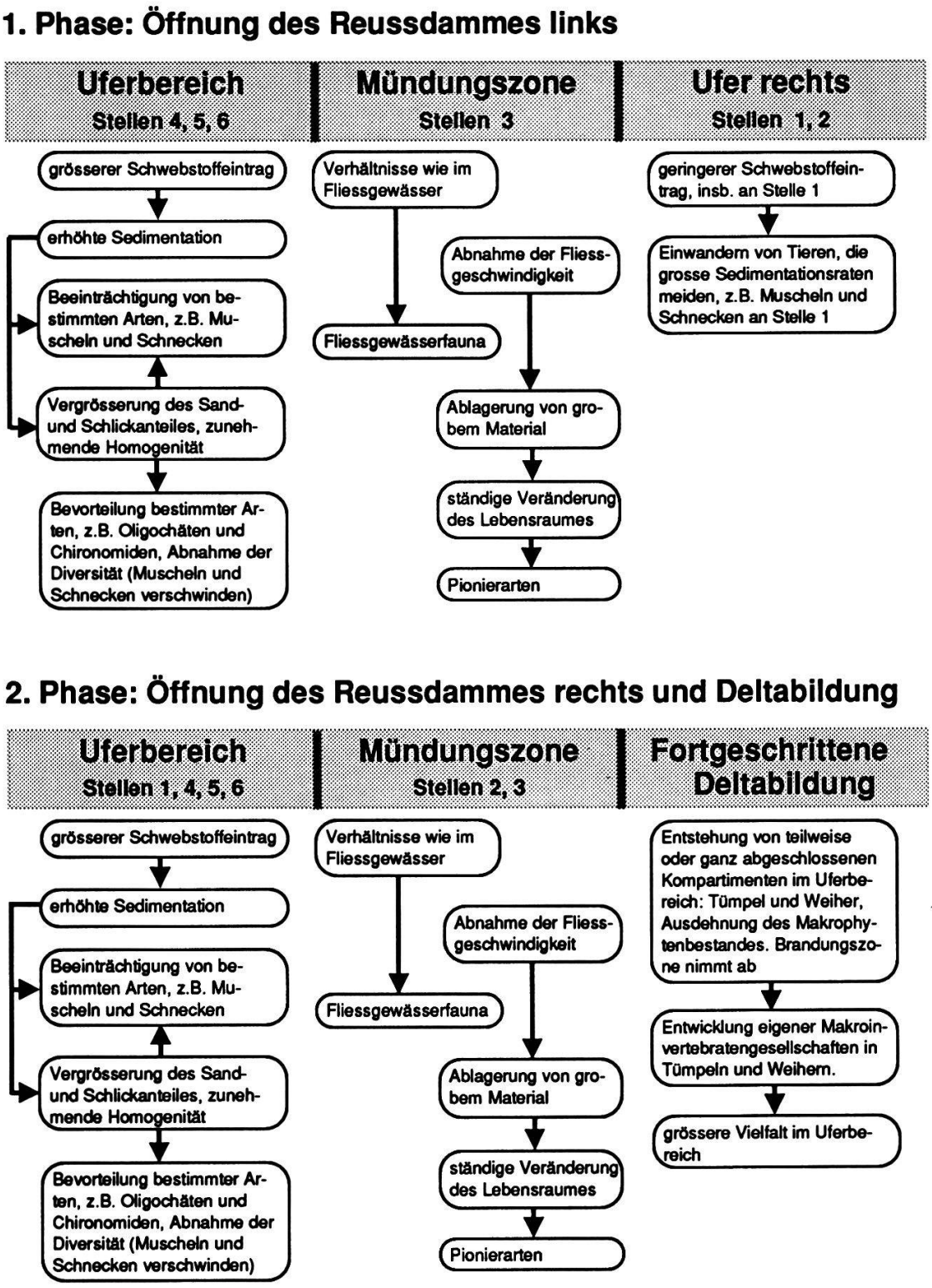


Fig. 9.2. Mögliche Entwicklung der Invertebratengesellschaften in der Uferzone des Urner Reussdeltas nach der Neugestaltung der Reussmündung.

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 Flusseinläufen, 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.

V. SCHLUSSFOLGERUNGEN UND AUSBLICK

1. ZU DEN MASSNAHMEN

1.1. PFLANZENÖKOLOGIE

Einleitung

Im Rahmen dieser Arbeit wurde der Ist-Zustand der Reussmündungsebene unter ausgewählten pflanzenökologischen und limnologischen Gesichtspunkten erfasst. Der aktuelle Zustand dient als Ausgangswert für die Erfassung von Veränderungen infolge des Wasserbauprojektes und der begleitenden Massnahmen. Aus naturschützerischer Sicht kann dem Ist-Zustand einer Landschaft der Soll-Zustand gegenübergestellt werden. Da Bewertungen im Sinne des Naturschutzes auf pflanzenökologischen Grundlagen erfolgten, wird hier nur auf den Soll-Zustand im entsprechenden Bereich eingegangen.

Als Soll-Zustand wird eine intakte, artenreiche Riedlandschaft angesehen, die eine grosse Austauschkapazität mit der Umgebung aufweist. Es sollte also eine Vernetzung mit anderen naturnahen oder wenig intensiv bewirtschafteten Ökosystemen vorliegen, damit ein Artenaustausch und auch genügend grosse Reviere für verschiedene Tierarten gewährleistet werden.

Um diesen Zustand zu erreichen, müssen Schädigungen behoben, Störungen verhindert und für den Austausch mit anderen Lebensräumen gesorgt werden. Dazu wurden im Zusammenhang mit dem Wasserbauprojekt schon eine Reihe von Massnahmen vorgeschlagen.

Anschliessend wird auf einige Massnahmen eingegangen, die aufgrund der durchgeführten Untersuchungen diskutiert werden müssen. Die nicht erwähnten Massnahmen werden von der Projektgruppe in der geplanten oder schon ausgeführten Form unterstützt. Zudem werden weitere Massnahmen vorgeschlagen.

Grabenaushub

Der Grabenaushub sollte weniger steil durchgeführt werden als bei den schon gereinigten Gräben, und der Aushub sollte abtransportiert und nicht am Grabenrand gelagert werden (lokale Austrocknung, Stauwirkung). (Kap. III, 3.3.1, Abb. 3.3).

Aufschüttung beim Strandbad
Die Grenzverschiebung vom Graben ins Riedinnere bringt eine grössere Belastung des Naturschutzgebietes in diesem Gebiet mit sich (Kap. III, 3.3.4, vergl. Vegetationskarten 87/88, Seedorfer Ried). Mit den geplanten Aufforstungen werden sich diese wieder reduzieren. Deshalb sollte diese Massnahme möglichst bald verwirklicht werden.

Pufferzonen
Die Pufferzonen werden erst mit den geplanten Aufforstungen als ausreichend angesehen.

Zusätzliche Massnahmen

Verhinderung der Düngungseinwirkungen durch Hecht- und Leglerengraben
Der Nährstoffinput in diese beiden Gräben sollte abgeklärt werden. Es sollten Massnahmen getroffen werden, diesen zu vermindern oder zumindest nicht ins Riedgebiet einfliessen zu lassen (Kap. III, 4.3).

Pflegekonzept
Für die Riedgebiete sollte ein regelmässiges Schnittregime aufrecht erhalten werden, während beim Wald auf das allmähliche Entfernen standortsfremder Bäume Gewicht gelegt werden sollte. Genaue Pflegeanweisungen für die einzelnen Pflanzengesellschaften sind Tab. 9 zu entnehmen.

Biotopverbund
Die festgestellte starke Isolierung der Riedgebiete von anderen naturnahen Lebensräumen, die keinen Artenaustausch mehr ermöglicht (Kap. III, 3.3.3, Diskussion: Fehlende Pionierartenansiedlung), zeigt eine bedenkliche Entwicklung dieser Landschaft auf. Die Abschottung des Reussdeltas wird nicht nur durch die Autobahn, sondern auch durch die inselhafte Lage in einer stark durchkultivierten Region hervorgerufen.
Das Wasserbauprojekt mit seinen begleitenden Massnahmen bringt unbestritten eine enorme Aufwertung der Reussmündungslandschaft mit sich. Das Reussdelta sollte aber nicht losgelöst von seiner Umgebung, sondern als Bestandteil davon begutachtet werden. Vor allem die Gebiete südlich der Autobahn wurden bei den bisherigen Planungen praktisch nicht berücksichtigt.

Tab. 9. Pflegekonzept zu den Ried- und Waldgebieten im Urner Reussdelta.

Vegetationseinheit	Empfindlichkeit bei mangelnder Pflege	Pflege	Ziel
Pioniergesellschaft	nicht empfindlich	alle Jahre Streueschnitt im Herbst	Rückführung in frühere Pflanzengesellschaft, grössere Artenvielfalt, Rückgang der Verschilfung
Schilfröhricht	kaum empfindlich, regelmässiger Schnitt hemmt Verlandung	alle zwei Jahre Streueschnitt im Herbst/Winter	Erhaltung
Grosseggenried	relativ empfindlich, Schnitt hemmt Überhandnehmen von Schilf	alle zwei Jahre Streueschnitt im Herbst/Winter (bei zwischenmoorartigen Ausbildungen im Winter, wenn gefroren)	Erhaltung
Kleinseggenried	empfindlich	alle Jahre Streueschnitt im Herbst	Erhaltung, grössere Artenvielfalt
Pfeifengraswiese	empfindlich	alle Jahre Streueschnitt im Herbst	Erhaltung, grössere Artenvielfalt
Hochstaudenried	nicht empfindlich, aber ohne Schnitt: weitere Anreicherung von Nährstoffen und Ausdehnung auf Kosten anderer Pflanzengesellschaften	alle Jahre Streueschnitt im Sommer	Verhinderung weiterer Ausdehnung, grössere Artenvielfalt
ehemalige Futterwiese	nicht empfindlich	alle Jahre zweimaliger Streueschnitt im Frühsommer und Herbst, später nur noch im Herbst	Rückführung in Streuwiese, grössere Artenvielfalt
Wald	nicht empfindlich	Herausziehen von standortsfremden Bäumen	Erhaltung von und Rückführung in naturnahe Bestände

Es wird vorgeschlagen, ein Inventar aller noch vorhandenen naturnahen und weniger intensiv bewirtschafteten Flächen, Brachen, Einzelbäumen, Baumgruppen, etc. in der weiteren Umgebung des Reussdeltas erstellen zu lassen. Mit diesem Inventar als Grundlage sollte ein Biotopverbund geplant werden, dessen Realisierung landschaftspflegerische Massnahmen erfordert. Mit einem Biotopverbund würden nicht nur die Riedgebiete des Reussdeltas in ihrer Austauschkapazität aufgewertet werden, sondern es könnte daraus ein Gewinn für die einzelnen Biotopbausteine, für verschiedene Pflanzen- und Tierarten, die Landwirtschaft, die Naherholung, für die gesamte einbezogene Landschaft resultieren.

1.2. LIMNOLOGIE

Aufgrund der Untersuchungsergebnisse im Uferbereich des Urnersees und den daraus abgeleiteten Prognosen in chemisch-physikalischer und biologischer Hinsicht besteht keine Veranlassung, das Deltaprojekt und die begleitenden Massnahmen in Frage zu stellen.
Da Prognosen über das neue Verteilungsmuster des Reusswassers im See (im Jahresverlauf) sehr schwierig zu machen sind, ist auch ungewiss, wo und wie stark der Uferbereich künftig durch das Reusswasser (mit z.T. gegenüber dem See deutlich abweichenden chemisch-physikalischen Verhältnissen) betroffen sein wird. Die Untersuchung ist daher in erster Linie als **Ausgangswert** für eine künftige **Kontrolle** und **Bewertung** der getroffenen Massnahmen aufzufassen.
Insbesondere im Rahmen der begleitenden Massnahmen ist auf die im Untersuchungsbericht aufgeführten Gegebenheiten Rücksicht zu nehmen, speziell sollte bei der Planung und Durchführung von Uferschüttungen und Inselschüttungen (Ufersicherung) auf die Makrophytenstandorte geachtet werden.
Um eine optimale Projektierung und Durchführung der geplanten Massnahmen zu ermöglichen, wäre es unbedingt wünschenswert, wenn eine konstruktive Kommunikation zwischen den beteiligten Stellen und interessierten Kreisen stattfinden würde.
Zu den Untersuchungsergebnissen ist zu bemerken, dass sie aufgrund der Hochwasserereignisse vom August 1987 und den während der Untersuchungsperiode durchgeführten Schüttungen im Uferbereich teilweise nur bedingt auf die Verhältnisse eines sog. "normalen" Jahres übertragen werden

können. Gerade durch die erwähnten Störfaktoren wurde es aber auch möglich, die künftige Situation mit erhöhtem Sedimentanfall und vermindertem Lichtangebot besser zu beurteilen. Die ausserordentlichen Ereignisse können, mindestens bis zu einem gewissen Mass, als Simulation der nach Öffnung des Dammes herrschenden Bedingungen aufgefasst werden.

2. ÜBERWACHUNG

2.1. PFLANZENÖKOLOGIE

Der Zustand der Riedgebiete und der Auenwaldrelikte in der Urner Reussmündungsebene sollte regelmässig begutachtet werden, um Einwirkungen durch das Wasserbauprojekt abschätzen und die begleitenden Massnahmen Erfolgskontrollen unterwerfen zu können. Die Bildung des neuen Deltas erfordert ebenfalls eine Überwachung, um dessen Entwicklung nach den gemachten Prognosen beurteilen zu können.
Auf diese Weise sollten unerwünschte Entwicklungen frühzeitig erkannt werden, so dass allfällige Korrekturmassnahmen getroffen werden können.

2.1.1. Vegetation

Die Dauerbeobachtungsflächen wurden über das gesamte Untersuchungsgebiet verteilt installiert, um Vegetationsveränderungen differenziert erfassen zu können. Damit irreversible Veränderungen in der Vegetationszusammensetzung als Abweichungen von den jährlich auftretenden Artenfluktuationen nachgewiesen werden können, müssen eine ganze Reihe von Aufnahmen jährlich über einen längeren Zeitraum hinweg durchgeführt werden.
Mit den Auszählquadraten kann das Verhalten einzelner Pflanzenarten noch detaillierter untersucht werden. Es gelten dieselben Richtlinien wie für die Dauerbeobachtungsflächen.
Vegetationskarten sind zur gesamtheitlichen Beurteilung in grösseren Zeitabständen von 5 Jahren zu erstellen.

2.1.2. Standort

Die Grundwasserstandsmessungen bei den Dauerbeobachtungsflächen sollten ebenfalls jährlich zu mindestens 5 Zeitpunkten während der Vegetationsperi-

ode wiederholt werden, da das Wasserregime für diese Pflanzengesellschaften von entscheidender Bedeutung ist.
Die Nährstoffverhältnisse im Boden und im Bodenwasser sind analog zu den Untersuchungen von 1987 jeweils zum Zeitpunkt der Vegetationskartierung zu erfassen.

2.1.3. Delta

Die Bildung des neuen Deltas sollte jährlich mit Luftaufnahmen (in einem möglichst grossen Massstab) festgehalten werden.
Die Entwicklung der Vegetation sollte in Dauerbeobachtungsflächen jährlich protokolliert werden.
Vegetationskartierungen sollten bei Beginn der Vegetationsentwicklung während den ersten 5 Jahren jährlich, für die folgenden 10 Jahre jedes zweite Jahr und danach alle 5 Jahre durchgeführt werden.
Zum Zeitpunkt der Vegetationskartierung sollten standortskundliche Untersuchungen, insbesondere von der Bodenstruktur und dem Wasserhaushalt durchgeführt werden.

2.2. LIMNOLOGIE

Bei der Überwachung der Entwicklung des Reussdeltagebietes in limnologischer Hinsicht geht es in erster Linie darum, folgende Fragenkomplexe zu untersuchen:

1) Treffen die mit dem Wasserbauprojekt verknüpften Vorstellungen bezüglich Geschiebeablagerung, Deltabildung, Füllen der Baggerlöcher, Stabilisierung der Ufer und Bildung der Flachwasserzonen ein (vgl. LANG 1983), oder sind aufgrund ungünstiger Entwicklungen Korrekturmassnahmen zu treffen?
2) Treffen die im Untersuchungsbericht aufgeführten Prognosen bezüglich der chemisch-physikalischen und biologischen Verhältnisse ein (vgl. Limnologie, Kap. 9), oder sind aufgrund ungünstiger Entwicklungen Korrekturmassnahmen zu treffen?

Das Vorgehen zur Überwachung der Fragenkomplexe kann in zwei Phasen unterteilt werden:

Kurzfristige Massnahmen (1-5 Jahre nach Öffnung):

- Um Aufschluss über den Ort und die Menge des in den See transportierten Geschiebes zu erhalten, ist es unbedingt erforderlich, ein detailliertes Bild über die Strömungsverhältnisse im See zu erstellen. Dazu wird vorgeschlagen, nach Öffnung der Mündungsarme jährliche Echolotmessungen durchzuführen, im ähnlichen Rahmen, wie sie durch das Bauamt Uri nach dem Hochwasser 1987 in Auftrag gegeben wurden. Die Auswertung von regelmässig aufgenommenen Luftbildern und direkt mit Messgeräten im See ermittelte Strömungen könnten helfen, das Bild zu präzisieren und zu vervollständigen.
- Die Feststofffracht muss ständig überwacht werden, um eine Beziehung zwischen Geschiebemenge und Deltabildung bzw. Ablagerungsmuster herstellen zu können. Aufgrund einer solchen Beziehung wird es möglich sein, rechtzeitig lenkende Massnahmen im Deltaraum zu planen und durchzuführen. Aufschluss über die Feststofffracht kann mit Hilfe der von der Schweiz. Landeshydrologie und -geologie kontinuierlich ermittelten Werte gewonnen werden (Messstelle Seedorferbrücke). Wahrscheinlich ist es von Vorteil, die Messintervalle zu verkleinern und auch insgesamt das Messkonzept den neuen Gegebenheiten anzupassen.
- Die konsequente Überwachung der Baggertätigkeit gemäss dem Abbauzonenplan (LANG 1983) und den Kriterien, wie sie von MARRER (1983) bezüglich der fischereibiologischen Situation festgehalten wurden, muss ein vordringliches Anliegen sein.

Mittelfristige und langfristige Massnahmen (5 und mehr Jahre nach Öffnung):

- Um die tatsächlichen Zustandsveränderungen im Uferbereich qualitativ und quantitativ erfassen zu können, wird vorgeschlagen, eine Untersuchung, mit der gleichen Methodik wie in der vorliegenden Arbeit, etwa 5 Jahre nach der Öffnung des linken Reussarmes durchzuführen.

  Anstelle des ganzen Untersuchungsprogrammes wäre unter Umständen auch eine nach Themenkreisen (z.B. Makrophyten, Makroinvertebraten oder chemisch-physikalische Verhältnisse) zeitlich gestaffelte Nachuntersuchung möglich.

  Das ausserordentliche und mit Pioniercharakter belegte Projekt rechtfertigt es, sich detailliert über die in Gang gesetzten Prozesse bei der Veränderung von Einleitungsbedingungen eines Flusses in ein stehendes Gewässer Klar-

heit zu verschaffen. Der Kanton Uri könnte durch die gewonnenen Erfahrungen bei der Neugestaltung eines Flussdeltas zu einem wichtigen Partner bei der Beratung und Durchführung ähnlicher Projekte in der Schweiz oder in Europa werden.
- Die Überwachung der Baggertätigkeit ist eine permanente Notwendigkeit.
- Über die Weiterführung von Messungen bezüglich der Strömungsverhältnisse und der Ablagerung von Geschiebe muss von Fall zu Fall entschieden werden. Unter Umständen drängt sich diesbezüglich ein längerfristiges Konzept auf.

Um die vorgeschlagenen Massnahmen des Überwachungskonzeptes zu planen, zu koordinieren und durchzuführen ist unbedingt eine enge Zusammenarbeit aller beteiligten Parteien und interessierten Kreise vorzusehen. Es wird vorgeschlagen, regelmässige Kontakte anzuberaumen, im Sinne einer festen Institution, um die stattfindenden Entwicklungen laufend mitzuverfolgen, zu bewerten und allenfalls zu korrigieren.

ZUSAMMENFASSUNG - PFLANZENÖKOLOGIE

Anfangs 1987 erhielt unsere Projektgruppe den Auftrag, den ökologischen Zustand der Reussmündungsebene zu erfassen, um die Ausgangssituation vor dem geplanten Wasserbauprojekt festzuhalten. Diese Daten dienen als Grundlage für die Erfolgskontrolle des Projektes und seiner begleitenden Massnahmen. Während der Untersuchungszeit vom Frühjahr 1987 bis zum Herbst 1988 konnten zudem die Auswirkungen eines Hochwassers auf die Riedgebiete untersucht werden.

Vegetation
1987 wurden in den Ried- und Waldgebieten der Urner Reussmündungsebene insgesamt 274 Pflanzenarten gefunden. Davon sind 24 Arten in der gesamtschweizerischen "Roten Liste" und 30 Arten in der "Roten Liste" der östlichen Nordalpen aufgeführt (LANDOLT 1990). Bei der Vegetationskartierung wurden Schilfröhrichte, Grosseggenrieder, Kleinseggenrieder, Pfeifengraswiesen, Hochstaudenrieder und Grauerlenwälder, insgesamt 16 Vegetationseinheiten auskartiert. Es konnten Kernzonen mit besonders wertvollen Pflanzengesellschaften angegeben werden:
Die Pfeifengraswiesen und Kleinseggenrieder im Seedorfer Ried östlich und westlich des Klosterbaches, die Grosseggenrieder und das Kopfbinsenried mit Weisser Schnabelbinse südlich der Schwäbstrasse, der gesamte Vegetationskomplex mit Pfeifengraswiesen und Kopfbinsenriedern beim Schloss A Pro und das Gebiet des Flüeler Riedes westlich des Ölabscheidergrabens.
Frühere Untersuchungen zeigten einen Rückgang der Gesamtausdehnung der Riedgebiete und eine Verminderung der Artenvielfalt auf.
Im Vergleich zur Kartierung der ANL (1983) konnte keine weitere Ausdehnung der Grossseggenrieder (Vernässungstendenzen), aber eine lokale Ausbreitung der Hochstaudenrieder (Düngungseinwirkungen) festgestellt werden.

Standort
Mit Grundwasserstandsmessungen und Grundwasseranalysen (P, N, K, Na, Fe, Mn, Ca, Mg, pH, Leitfähigkeit) wurden die Standortsverhältnisse der einzelnen Pflanzengesellschaften dargestellt. Es wurden erhöhte Phosphat- und Stickstoff-Werte bei der Autobahn registriert.

Auswirkungen der Überschlickung
Die Überschlickung der Riedgebiete nach dem Hochwasser vom August 1987 hatte je nach Höhe der Schlickschicht (von 0 bis 50 cm)und betroffener Pflanzengesellschaft unterschiedliche Auswirkungen auf die Vegetation. Allgemein kann eine Toleranzgrenze von ca. 10 cm angegeben werden, bis zu welcher die Schlickschicht keine grossen Vegetationsveränderungen hervorrief. Wenig empfindlich erwiesen sich die Schilfröhrichte und die Hochstaudenrieder, am empfindlichsten das Kopfbinsenried mit Weisser Schnabelbinse.
Das durch die Stauwirkung der Autobahn stark überschlickte Ried beim Schloss A Pro wurde einem Rückführungsversuch unterworfen, indem die Alluvionen abgetragen wurden. Dabei wurden die darunter gelegenen Kopfbinsen-Horste der vormaligen Kopfbinsenrieder leider gekappt. Einigen anderen bedeutenden Pflanzenarten boten die vom Schlick befreiten Flächen hingegen günstige und konkurrenzfreie Lebensbedingungen. So war ein Massenauftreten des Rundblättrigen Sonnentaus zu beobachten.

Prognosen
Das Wasserbauprojekt sollte keinen Einfluss auf das Untersuchungsgebiet zeigen, solange sich der Grundwasserhaushalt nicht verändert.

Für die überschlickte Riedvegetation der Urner Reussmündungsebene wird zum grössten Teil eine Entwicklung in diejenigen Pflanzengesellschaften vorausgesagt, die vor dem Hochwasser vorgeherrscht haben. Nur in den stark überschlickten (>10 cm) Pfeifengraswiesen und Kleinseggenriedern muss die Ausbildung einer trockeneren Vegetation erwartet werden.
Für den Rückführungsversuch im Ried beim Schloss A Pro kann noch keine genauere Prognose abgegeben werden. Die Erfolgsaussichten werden jedoch positiv beurteilt, da die früher vorhandenen Pflanzenarten noch im Samenvorrat des Bodens vorhanden sind.
Für die ehemaligen Futterwiesen im Flüeler Ried wird mittelfristig eine beschränkte Rückwandlung in eher artenärmere Nasswiesen prognostiziert.

SUMMARY - PLANT ECOLOGY

Early in 1987 our project team received the task to assess the ecological state of the Reussdelta (canton Uri) in order to define the existing conditions prior to the start of the hydraulic engineering project. The results will allow to monitor the progress of the project and its accompanying management practises. A catastrophic flood occurred during the investigation period from spring 1987 to autumn 1988 that allowed us to investigate the effects of siltation on the fens.

Vegetation
In summer 1987 274 plant species were registered in the fens and forests of the Reussdelta. 24 species are in the Red List of Switzerland and 30 species in the Red List of the eastern Alps (LANDOLT 1990). The vegetation map of 1987 consists of 16 vegetation units out of the alliances of *Phragmition*, *Magnocaricion*, *Caricion davallianae*, *Molinion Filipendulion* and *Alnion*. Areas with rare and valuable plant associations were pointed out. In comparison to earlier investigations a reduction of the whole fen area and a decrease in the number of plant species was assessed.

Site conditions
By measurements of the ground water level and by analyses of the ground water chemistry (P, N, Ca, K, Mg, Na, Fe, Mn, pH and conductivity) the site conditions of the different plant communities were described. Higher phosphate and nitrogen levels were registered along the motorway.

Effects of the flood event
The flood event of August 1987 caused the deposition of a mudlayer from 5 to 50 cm on the fen soils. The influence on the vegetation differed with the height of the mudlayer and with the plant communities. Up to a height of 10 cm, which could be called the tolerance limit, no change in the vegetation was remarked. The vegetation units of *Phragmition* and *Filipendulion* were the least delicate, whereas the *Primulo-Schoenetum ferruginei* with *Rhynchospora alba* was the most delicate plant community.
In the highly silted fen at the castle A Pro an experiment was carried out: The mudlayers were removed. Unfortunately the tuffs of *Schoenus ferrugineus* were vulnerated, but some precious plant species found favourable life conditions without competition, e.g. *Drosera rotundifolia* was found in abundance.

Prognoses
The hydraulic engineering project will not have any influence on the terrestrial investigation area as long as the ground water conditions are not affected.

The alliances of *Molinion* and *Caricion davallianae*, which were highly silted (> 10 cm) by the inundation of August 1987, will probably develop into plant communities of drier site conditions. The less affected areas will probably turn back into the same plant communities as before.
The final results of the experiment in the fen at the castle A Pro cannot be predicted at present. The chances for a regeneration are good, as the former plant species are still existing in the seed bank.
In an earlier period some meadows in the "Flüeler Ried" were intensively cultivated. They are thought to become species poor wet meadows after some years.

ZUSAMMENFASSUNG LIMNOLOGIE

Während der Periode April 1987 bis April 1988 wurden an sechs Stellen im Litoral sowie an zwei im Pelagial limnologische Untersuchungen durchgeführt (Fig. 2.1). Hauptziel der Untersuchungen war die Erarbeitung eines möglichst vollständigen Bildes des IST-Zustandes in biologischer, chemischer und physikalischer Hinsicht vor den geplanten Eingriffen. Damit sollen Vergleiche mit künftigen Untersuchungen ermöglicht werden, um die als Folge der Neugestaltung des Reussdeltas auftretenden Veränderungen im Gewässer erkennen und bewerten zu können.

1. CHEMISCH-PHYSIKALISCHE VERHÄLTNISSE

Die untersuchten chemisch-physikalischen Parameter sind in Kapitel 3.2.2 aufgelistet. Zur chemischen Analyse wurde im Uferbereich eine Mischwasserprobe von 0-4 m, im Pelagial Wasser aus den Tiefen 0, 1, 2.5, 5 und 10 m Tiefe entnommen. Sondenmessungen erfolgten im Uferbereich bis 5 m, im Pelagial bis 10 m Wassertiefe.

Die Jahresdynamik der chemisch-physikalischen Parameter im Urnersee lässt sich wie folgt beschreiben:
- Eher niedrige Werte der Nährstoffe, der Gesamt- und Karbonathärte sowie der Leitfähigkeit während des Sommers (Stagnationsphase) aufgrund der photosynthetischen Aktivität der Primärproduzenten, v.a. des Planktons. D.h. Konsumation der Nährstoffe und biogene Entkalkung durch Verschiebung des Kalk-Kohlensäuregleichgewichtes (CO_2-Verbrauch).
- Vergleichsweise hohes Niveau der Sauerstoffsättigung (zeitweise Übersättigung) und des pH-Wertes im Sommer, ebenfalls als Folge der Produktion.
- Tendenzumkehr der beschriebenen Parameter infolge der Durchmischungsprozesse und der verminderten Produktion im Winter.

Die Lichtdurchlässigkeit war von Mai bis August aufgrund des schwebstoffhaltigen Reusswassers (Schmelzwasser) geringer als während der übrigen Jahreszeit (Kap. 3.3.1). Das Hochwasser von Ende August 1987 und die Uferschüttungen (v.a. an Stelle 1, Schüttung der Vogelinsel) wirkten sich in einer deutlichen Abnahme der Lichtdurchlässigkeit aus.
Im statistischen Vergleich der Probenahmestellen (Kap. 3.3.2) ergaben sich folgende Resultate:
- Ufer und Pelagial unterschieden sich deutlich (ausgenommen Ammonium, Nitrat und Orthophosphat).
- Keine Unterschiede bestanden zwischen Pelagial links und Pelagial rechts.
- Unterschiede zwischen den Stellen im Uferbereich traten bezüglich Ammonium, Leitfähigkeit, Sauerstoff und Licht auf.

Bei der Beurteilung des südlichen Urnersees aufgrund der chemischen Parameter gab von allen Verschmutzungsindikatoren lediglich die Ammoniumkonzentration Anlass zur genaueren Betrachtung. Die Jahresmittelwerte lagen mit 23-44 µg/l zwar deutlich unterhalb des Verschmutzungsbereiches, hingegen wiesen die Maximalwerte im Uferbereich von 120 µg/l an Stelle 1 und 200 µg/l im Pelagial rechts auf eine zeitweise Belastung hin. Die Beeinträchtigung war auf die Einleitung des unzureichend gereinigten Abwassers der ARA Altdorf zurückzuführen.
Eine Beeinflussung der chemischen Verhältnisse im Uferbereich ist auch durch die ins Landwirtschaftsgebiet reichenden Gräben zu vermuten (Kap. 3.3.1 und 3.4.1).
Das Qualitätsziel für stehende Gewässer (EDI 1987) von höchstens 20-30 µg/l Gesamt-Phosphor/l (mesotropher Zustand) während der Vollzirkulation wurde im Urnersee zum Zeitpunkt der Untersuchung eingehalten (Tab. 3.4).
In der Gegenüberstellung mit verschiedenen grossen Schweizer Seen zeigte sich der Urnersee bezüglich der Nitrat- (0.55 mg/l), Ortho-Phosphat- (5.1 µg/l) und Gesamt-Phosphor-Werte (10 µg/l) in einem sehr guten Zustand (Tab. 3.4).
Aufgrund der Jahresmittelwerte der Gesamt-Phosphorkonzentration (Tab. 3.1) kann das Pelagial des Urnersees mit einer Wahrscheinlichkeit von etwa 70-75% als oligotroph bezeichnet werden, der Uferbereich mit etwa 50-70%.
Unter Verwendung der Ortho-Phosphatkonzentration während der Frühjahrszirkulation ist das Pelagial mit einer Wahrscheinlichkeit von etwa 75% oligotroph, der Uferbereich mit etwa 60-90%.
Durch den Nährstoffeintrag vom Land her und aufgrund des grösseren Sedimenteinflusses war der Uferbereich im Vergleich zum Pelagial als nährstoffreicher zu taxieren.
Die Verhältnisse in der Reuss unterschieden sich zum Teil beträchtlich gegenüber jenen im See, auch streuten die Daten stärker (Kap. 3.3.3). Die Jahresmittelwerte der Gesamthärte, der Karbonathärte, der Leitfähigkeit, der Nitratkonzentration und der Temperatur lagen tiefer, die Werte der Sauerstoff-, der Ortho- und Gesamt-Phosphorkonzentration hingegen höher als im See. Die niedrigere Leitfähigkeit sowie die geringe Karbonat- und Gesamthärte ist auf das kalkarme Einzugsgebiet der Reuss zurückzuführen. Die erhöhte mittlere Gesamt-P-Konzentration dürfte ihre Ursache in Erosions- und Auswaschungsprozessen nach grösseren Niederschlägen haben.

2. PLANKTON

Für die Planktonuntersuchung wurde dasselbe Wasser verwendet wie für die chemisch-physikalischen Analysen. Während der Untersuchungsperiode wurden beim Phytoplankton 117 Arten unterschieden (Tab. 4.1), wovon etwa die Hälfte zu den *Chrysophyta* (Goldalgen) gehörten, zu denen auch die Kieselalgen gezählt werden. Die Phytoplanktongesellschaften an den Untersuchungsstellen im Pelagial und im Litoral unterschieden sich kaum voneinander, sowohl bezüglich der Biomasse (Fig. 4.1, 4.2, 4.5, 4.7) als auch hinsichtlich der Artenzusammensetzung (Fig. 4.3, 4.4). Bezüglich der relativen Häufigkeiten an der Gesamtindividuenzahl waren vor allem die zentralen Kieselalgen (insbesonders *Cyclotella* aff. *comensis* und *Stephanodiscus*), die pennate Kieselalge *Tabellaria flocculosa*, der Kryptophyt *Rhodomonas minuta* und die Gruppe der "diversen Flagellaten" von Bedeutung. Im Jahresverlauf traten im Frühjahr (Jan. - Mai) die zentralen Kieselalgen stark in Erscheinung. Sie waren für die Frühjahrsblüte verantwortlich. Während der übrigen Zeit dominierte meist *Tabellaria flocculosa*.
Der Chlorophyll-a-Gehalt lag im Pelagial in einem Bereich, wie er für oligotrophe Seen typisch ist. Im Litoral zeigte er oligo- bis mesotrophe Verhältnisse an (Tab. 4.2). Das Trockengewicht (TG) wurde stark von Schüttungen im Uferbereich beeinflusst. Die Stellen unterschieden sich deshalb bezüglich dieses Parameters, wobei die Stelle 1 mit den grössten TG-Werten hervortrat. Im Sommerhalbjahr machten die anorganischen, im Winter die organischen Stoffe den Hauptteil des Trockengewichtes aus (Fig. 4.8), obwohl die

Planktonbiomasse im Sommer grösser war (Fig. 4.5). Dies kann auf den Einfluss des Reusswassers zurückgeführt werden: Im Sommer führt die Reuss im Gegensatz zum Winter viel Wasser und befördert so eine grössere Menge Feststoffe in den See.
Die Resultate der Zooplanktonuntersuchung haben lediglich orientierenden Charakter. Die höchsten Zooplanktondichten konnten von April bis Mai 1987 beobachtet werden. Die Frasstätigkeit Zooplankter bewirkte wahrscheinlich die starke Abnahme der Phytoplanktonindividuendichte von Mai bis Juni (Ende der Phytoplankton-Frühjahrsblüte).

3. AUFWUCHS

Der Aufwuchs wurde mit der Glasobjektträger-Methode (Kap. 5.2.1) in 2.5 und 5 m Tiefe an den sechs Stellen im Litoral bezüglich der Biomasse und der Zusammensetzung der Aufwuchsgesellschaften untersucht.
Die Biomasseentwicklung (Kap. 5.2.2; Chlorophyll-a (Chl-a) und aschefreies Trockengewicht (AFTG)) dürfte im Urnersee im wesentlichen durch das Nährstoffangebot und die Phytoplankton-Aufwuchs-Interaktion bestimmt worden sein.
In 2.5 m Tiefe wurden deutlich höhere Biomasse-Werte als auf der 5 m-Stufe festgestellt (Kap. 5.3.1). Diese Entwicklung lässt sich auf die geringere Menge des zur Verfügung stehenden Lichtes in 5 m Tiefe zurückführen.
Die Bewuchsdichte bewegte sich auf der 2.5 m-Stufe zwischen 13 und 590%, auf der 5 m-Stufe zwischen 7 und 219% (Kap. 5.3.2). Sie war in 2.5 m Tiefe ausnahmslos höher. Die grössten Bewuchsdichten wurden während der Monate Februar, März und April festgestellt. Stelle 2 wies im Durchschnitt die höchste Bewuchsdichte auf, die Stellen 1 und 6 die niedrigste.
Während der Untersuchungsperiode 1987-88 wurden die Aufwuchsgesellschaften durch die Kieselalgen dominiert. Die geschätzten prozentualen Gesellschaftsanteile bewegten sich meist zwischen 95 und 100%. Insgesamt wurden 204 Kieselalgen-Taxa bestimmt (Tab. 5.7). Die Grün- und Blaualgen überschritten nur vereinzelt die 5% Schwelle. Auf den Objektträgern fanden sich neben den Kieselalgen 64 weitere Algentaxa: 16 Blau-, 5 Gold- und 42 Grünalgen sowie ein Panzerflagellat (Tab. 5.6).
Bei den Kieselalgen wurden 18 Arten unterschieden, die mindestens einmal eine relative Häufigkeit von mehr als 10% erreichten (Hauptarten). Dominante Art war sowohl in 2.5 als auch in 5 m Tiefe *Achnanthes minutissima*. Daneben wiesen *Fragilaria capucina*, *Cymbella minuta/silesiaca* und *Gomphonema angustum* grössere Gesellschaftsanteile auf (Fig. 5.9). Aufgrund der Häufigkeitsverteilungen war im Vergleich der Stellen keine grundsätzlich unterschiedliche Entwicklung der häufigsten Arten im Jahresverlauf feststellbar. Allgemein waren die relativen Häufigkeiten während der Durchmischungsphase ausgeglichener auf die einzelnen Arten verteilt, als während der Stagnationsphase. In der Gegenüberstellung der beiden Tiefenstufen zeigten sich in 5 m Tiefe weniger stark ausgeprägte Dominanzverhältnisse einer einzelnen Art (*Achnanthes minutissima*). Die Resultate lassen einen Zusammenhang einerseits zwischen der Gesellschaftsstruktur und den Nährstoffen (abhängig u.a. von den Schichtungsverhältnissen), andererseits zwischen der Gesellschaftsstruktur und dem Lichtangebot (abhängig von der Wassertiefe) vermuten (Kap. 4.3.4).
Von den 18 Hauptarten scheinen vor allem *Navicula menisculus* var. *menisculus*, *Nitzschia dissipata* und *Fragilaria capucina* eine tiefenabhängige Präferenz aufzuweisen.
Die Gewässerbeurteilung mit Hilfe der Kieselalgen (Differentialartenprinzip) ergab während der ganzen Untersuchungszeit in 2.5 und 5 m Tiefe eine Gewässergüte von II (= ß-mesosaprob, mässig belastet). 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 ß-mesosaprob liegt (Kap. 5.4).

4. MAKROINVERTEBRATEN

Die Makroinvertebraten wurden mit Labyrinthfallen gefangen, welche in 5 m Tiefe während eines Monats exponiert waren. (Fig. 6.1). Es liessen sich während der Untersuchungsperiode 58 Taxa unterscheiden (Tab. 6.2). Wichtigste systematische Gruppen waren Strudelwürmer, Egel, Wasserasseln, Muscheln und Schnecken. Die Makroinvertebraten-Gesellschaften zeigten an den sechs Probenahmestellen bezüglich der Artenzusammensetzung z.T. grosse Unterschiede (Fig. 6.6). Wichtigste Gruppen, in abnehmender Rangfolge, waren bei:

- Stelle 1: Egel, Strudelwürmer, Wasserasseln.
- Stelle 2: Muscheln (Wandermuschel) und Schnecken.
- Stelle 3: Wasserasseln, Schnecken und Strudelwürmer.
- Stelle 4: Schnecken und Muscheln (Wandermuschel).
- Stelle 5: Egel, Muscheln (Wandermuschel), Strudelwürmer und Wasserasseln.
- Stelle 6: Wasserasseln und Egel.

Die durchschnittliche Individuendichte war an den Stellen mit geringer Sedimentationsrate vergleichsweise klein (v.a. sichtbar an Stelle 2, Tab. 6.1 und 6.3). Einen Einfluss auf die Besiedlung hatte auch die Beschaffenheit des Untergrundes, was vor allem anhand der Schnecken beobachtet werden konnte. An den Stellen 1, 5 und 6, wo der Untergrund hauptsächlich aus Sand bestand, traten sie nur vereinzelt auf. An den Stellen 2 und 3 mit grösseren Gesteinsfraktionen im Untergrund, kamen sie häufiger vor. Weiter wird vermutet, dass die Gesellschaftszusammensetzung an einzelnen Stellen zusätzlich aufgrund von Räuber-Beute-Beziehungen beeinflusst wird. Beispielsweise traten grössere Populationen von Strudelwürmern (Räuber) gleichzeitig mit grossen Individuenzahlen von *Asellus aquaticus* (Beute) auf.

5. MAKROPHYTEN

Die Kartierung der Wasserpflanzen im südlichen Uferbereich des Urnersees fand Ende Juli 1988 statt, also in der ersten Vegetationsperiode nach dem Hochwasser. Die Felduntersuchungen erfolgten mit Tauchgeräten. Für die Auswertung der Daten lagen zusätzlich Flugaufnahmen vor. Es wurden 18 Arten festgestellt (Tab. 7.1); die flächenmässig wichtigsten waren *Chara contraria*, *Potamogeton pectinatus*, *P. filiformis* und *P. perfoliatus*. Die übrigen Arten formten nur kleine Vegetationsgruppen oder traten höchstens vereinzelt auf. Sieben der gefundenen Arten waren für den Vierwaldstättersee selten.

Zur Darstellung der Pflanzenbestände wurde das Ufer in drei Sektoren unterteilt und die einzelnen Vegetationsflächen mit Deckungsgrad und floristischer Zusammensetzung aufgeführt (Fig. 7.3, 7.5, 7.7). Um die Veränderung des Makrophytenbestandes in den letzten Jahren und allfällige Auswirkungen des Hochwassers (vgl. Kap.8) festzuhalten, erfolgte eine Gegenüberstellung der aktuellen Kartierung mit der Untersuchung von 1982/83 (LACHAVANNE et al. 1985, Fig. 7.2, 7.4, 7.6). Bei der Interpretation der Untersuchung von 1982/83 und jener von 1988 muss jedoch berücksichtigt werden, dass Unterschiede ihre Ursache auch in der aktuelleren Reliefkarte des Sees und im detaillierteren Aufnahmeverfahren von 1988 haben können.

Im Vergleich der beiden Untersuchungen ergab sich seit 1982/83 eine Vergrösserung der Bewuchsfläche um rund 34000 m^2. Der Anteil der bewachsenen Fläche an der der tatsächlichen Flachwasserzone (0-5 m Wassertiefe) erhöhte sich von 21% auf 38%. Die theoretische und die tatsächliche Flachwasserzone waren insgesamt 1988 geringer als 1982/83 (Fig. 7.1). Die Abnahme war vor allem in Sektoren mit Baggerstandorten (Sektor 1 und 2) festzustellen. Die Flächen in Sektor 3 blieben mehr oder weniger konstant.

Das Artenspektrum blieb bei beiden Untersuchungen hinsichtlich der wichtigsten Arten gleich, hingegen kam *Potamogeton friesii* in der Aufnahme von 1982/83 nicht vor.

Im Sektor 1 (Allmeini, Schützenrüti) war die Pflanzenzusammensetzung und die Dichte der Vegetation von der Einleitung des (unzureichend) gereinigten Abwassers der ARA

Altdorf und durch die Auswirkungen der Vogelinsel-Schüttung geprägt. Durch die abschirmende Wirkung der Vogelinsel gelangte das Abwasser mehr in den westlichen Bereich der Bucht am Rechten und die nährstoffempfindlichen Characeen konnten sich hier wieder ansiedeln (bei den Untersuchungen von 1982/83 fehlten hier die Characeen). Die wichtigsten Arten waren 1988 in diesem Sektor *Potamogeton pectinatus* und *P. filiformis*. Von der tatsächlichen Flachwasserzone waren 1988 in diesem Sektor 20.9% bewachsen
Im Sektor 2 (Flüelerschachen, Schanz) hatte sich im Unterschied zu 1982/83 im Bereich westlich der Schanz ein grösserer Makrophytenbestand gebildet. Die Vegetationsflächen vor dem Flüelerschachen blieben im Rahmen der von Jahr zu Jahr auftretenden Fluktuationen im wesentlichen gleich. Die wichtigsten Arten in diesem Sektor waren *Chara contraria*, *Potamogeton pectinatus*, *P. filiformis* und *P. perfoliatus*. Von der tatsächlichen Flachwasserzone waren in diesem Sektor 1988 22.9% bewachsen.
In Sektor 3 (Schwäb, Seedorferbucht) zeigte sich im Vergleich zu 1982/83 der gleiche ausgedehnte Vegetationsgürtel vor dem Seehof (westlicher Teil der Seedorferbucht) mit hauptsächlich *Chara contraria*, *Potamogeton pectinatus* und *P. perfoliatus* als wichtigste Arten. Der relativ gut entwickelte Makrophytenbestand vor der Schwäb fehlte in der Kartierung von 1982/83. Von der tatsächlichen Flachwasserzone waren 1988 in diesem Sektor 62.7% bewachsen.
Aufgrund des Vorkommens von *Chara* in weiten Teilen des Uferbereiches kann auf oligotrophe- bis schwach mesotrophe Verhältnisse geschlossen werden (Kap. 7.3.3).
Das Urnersee-Südufer ist aufgrund der Morphologie des Urnersees praktisch der einzige Standort, wo Makrophyten in grösserem Umfang vorkommen können. Insbesondere für die Fischerei (Laich- und Aufwuchsstandorte) ist dieser Uferabschnitt daher von ausserordentlich hohem Wert.

6. AUSWIRKUNGEN DES HOCHWASSERS

Der südliche Uferbereich des Urnersees wurde als Folge des Hochwassers vom August 1987 vor allem durch die Ablagerung von Feinmaterial und durch den über längere Zeit erhöhten Schwebstoffgehalt im Wasser beeinträchtigt. Folgende Veränderungen traten in der Zeit nach dem Hochwasser auf:

- **Chemisch-physikalische Verhältnisse:**
  - Erhöhung der Sedimentation
  - Zunahme des Attenuationskoeffizienten und damit Abnahme der Sichttiefe
  - Erhöhung der Phosphor-Konzentration.
- **Phytoplankton:**
  - Zunahme der Gesamtindividuendichte
  - Erhöhung des Chlorophyll-a-Gehaltes
  - Abnahme der Individuendichte und der relativen Häufigkeit von *Tabellaria flocculosa* infolge Koprezipitation und rascher Sedimentation
  - Zunahme der Individuendichte und der relativen Häufigkeit von *Rhodomonas minuta* und den "diversen Flagellaten" aufgrund der Erhöhung der Wachstumsraten als Folge des hochwasserbedingten Nährstoffeintrages.
- **Aufwuchs:**
  - Verminderung der Kieselalgen-Artenzahl
  - Zunahme der relativen Häufigkeit von *Achnanthes minutissima*
  - Abnahme der Kieselalgen-Diversität
  - Aufgrund der Gewässergüte-Beurteilung mit Hilfe der Kieselalgen konnte keine Veränderung bei der Wasserqualität festgestellt werden.
- **Makroinvertebraten:**
  - Abnahme der Gesamtindividuenzahl
  - Verminderung der Populationen der Wasserassel, der Schnecken, der Egel und der Strudelwürmer.

- **Makrophyten:**
  - Es konnte im Vergleich zur Vegetationsaufnahme von 1982/83 keine Verkleinerung der bewachsenen Fläche beobachtet werden. Daraus wurde der Schluss gezogen, dass keine hochwasserbedingte Verschlechterung der Standortbedingungen eingetreten war.

7. PROGNOSEN

Es darf angenommen werden, dass nach der Neugestaltung der Reussmündung, abhängig vom jahreszeitlichen Einschichtungsverhalten der Reuss, der Uferbereich stärker vom Reusswasser beeinflusst wird als bisher. Aufgrund von Erkenntnissen, die aus den vorliegenden Untersuchungen gewonnen wurden sowie aufgrund von Hinweisen aus der Literatur, wurden Prognosen für die Entwicklung der chemisch-physikalischen und biologischen Gegebenheiten im südlichen Uferbereich des Urnersees gemacht. (Fig. 9.1 und 9.2).

1. Phase: Öffnung des Reussdammes links.

Die Bereiche links des Reusskanals werden stärker, die Stellen rechts davon hingegen weniger stark durch das Reusswasser beeinflusst als vor der Öffnung des Reussdammes. Die durch die Reuss eingebrachten Schwebstoffe verschlechtern die Lichtverhältnisse und führen zu einer grösseren Sedimentation. Die Primärproduktion sowohl des Phytoplanktons als auch der Aufwuchsalgen und der Makrophyten wird vermindert, und die Untergrundbeschaffenheit verändert (kleinere Korngrössen), was Auswirkungen auf die Wasserwirbellosen zeigt. Aufgrund der im Vergleich zum Seewasser höheren Nährstoffkonzentrationen im Reusswasser machen sich Eutrophierungstendenzen bemerkbar. Dies hat Änderungen bei den Biozönosen sowohl in quantitativer (Zunahme der Biomasse) als auch in qualitativer Hinsicht (Änderung der Artenzusammensetzung) zur Folge. Die niedrigeren Temperaturen der Reuss dürften dagegen im Uferbereich zu einer Verlangsamung der Lebensvorgänge führen.

2. Phase: Öffnung des Reussdammes rechts und Deltabildung.

Aufgrund der Auftrennung der Reussmündung in zwei Arme gelangt das Reusswasser in den gesamten Uferbereich. Sein Einfluss verringert sich auf der linken Seite, nimmt dafür gegenüber der Phase 1 auf der rechten Seite zu. 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 Biozönosen entwickeln.

SUMMARY LIMNOLOGY

During the period April 1987 to April 1988, limnological investigations with regard to the biology and to chemical and physical parameters were carried out at six sampling stations in the littoral zone and two sampling stations in the pelagial zone of Lake Uri (Fig. 2.1). The aim of the investigations was to characterize the present state before the planned alteration of the mouth of the River Reuss. The results should help, in comparison with results of future investigations, to recognize and to evaluate possible changes in the lake which may occur as a consequence of the new mouth formation.

1. CHEMICAL AND PHYSICAL CONDITIONS

The chemical and physical parameters investigated are listed in chapter 3.2.2. In the littoral, a water column from the 0-4 m depth interval was taken as an average sample, and in the pelagial water samples from 0, 1, 2.5, 5 and 10 m depths were taken. Sonde measurements took place in the littoral up to 5 m and in the pelagial, up to 10 m water depth.

Variations in chemical and physical parameters in Lake Uri during the sampling period were as follows:

- Rather low values of the nutrient concentrations, the total hardness, the carbonate hardness and the conductivity during summer (stagnation period), as a consequence of the photosynthetic activity of the primary producers, especially of the phytoplankton.
- High oxygen saturation (temporary over-saturation) and high pH values in summer, also a consequence of this production.
- Reversed conditions of the described parameters during winter as a consequence of the mixing process and the low production.

The transparency of the water was reduced from May to August 1987, compared with the other time of the year, because of the high content of suspended matter in the River Reuss (Chapter 3.3.1). The flood event at the end of August 1987 and the deposition of soil in the littoral (especially at sampling Station 1, where an island for birds was being built) caused a marked decrease in transparency.

The statistical comparisons of the sampling points (Chapter 3.3.2) showed the following results:

- Littoral and pelagial sampling stations showed strong differences (with the exception of ammonium, nitrate, and orthophosphate).
- No differences were found between the two sampling Stations Pelagial Left and Pelagial Right.
- Differences occurred between the littoral sampling points with regard to ammonium, oxygen, and transparency.

From the measured pollution indicators, only ammonium showed cause for concern. The annual mean was clearly below the critical concentration. However, the maximum ammonium concentration of 120 µg/l (Station 1) and of 200 µg/l in the pelagial (Right) seemed to be the result of pollution. This was probably caused by the insufficiently purified waste water from the sewage treatment plant of Altdorf.

The chemical conditions in the littoral may also be affected by the drainage channel reaching into the agriculture area (Chapter 3.3.1 and 3.4.1). The critical concentration for lakes of 20-30 µg/l total phosphorus during the circulation period, was not exceeded during the whole investigation period. Compared with other large Swiss lakes with regard to nitrate (concentration during circulation 0.55 mg/l), ortho-phosphate (5.1 µg/l) and total phosphorus (10 µgll), the state of Lake Uri was the best.

With regard to the annual mean of the total phosphorus the probability was 70-75%, that the pelagial of Lake Uri could be classified as oligotrophic. That of the littoral, was 50-70%. Using the orthophosphate concentration at the end of the spring circulation as indicator of the trophy state, the pelagial was oligotrophic with 75% probability, the littoral with 60-90%.

Because of the nutrient input from the agriculture area and the great influence of the sediment, the littoral seemed to have a greater nutrient availability than the pelagial.

The chemical conditions in the River Reuss were different from those at the pelagial, and the data more dispersed (Chapter 3.3.3). In the River Reuss, the annual mean of the total hardness, the carbonate hardness, the conductivity, the nitrate concentration, and the temperature were lower, the concentration of oxygen, orthophosphate and total phosphorus were higher. The drainage area of River Reuss mainly consists of igneous rocks and therefore the conductivity and the total hardness and carbonate hardness were low. The higher mean concentration of total phosphorus in the River Reuss might be a result of erosion and leaching after strong precipitations.

2. PLANKTON

The water sampled for chemical and physical analyses was also used to investigate the plankton. During the investigation period, 117 species of phytoplankton organisms were

identified (Table 4.1). Half of them, including the diatoms, belonged to the chrysophytes. With regard to the biomass, as well as to the species composition, the phytoplankton communities of the pelagial and of the littoral differed little. With regard to the relative frequency the centric diatoms (especially *Cyclotella* aff. *comensis* and *Stephanodiscus*), the pennate diatom *Tabellaria flocculosa*, the cryptophyte *Rhodomonas minuta* and the group of the "diverse flagellates" were most important. From January to May, the centric diatoms occurred in great numbers and caused the spring bloom. During the rest of the year, *Tabellaria flocculosa* was most often dominant.
The chlorophyll a content in the pelagial was in a value range typical for oligotrophic lakes. In the littoral, it indicated oligo- to mesotrophic conditions (Table 4.2). The dry weight was strongly influenced by deposition of material in the shore area. The sampling stations therefore differed with regard to this parameter. Station 1, with the highest values of dry weight, was prominent. During the summer, the inorganic compounds built the main part of the dry weight (Fig. 4.8), even when the phytoplankton biomass was increased (Fig. 4.5). In winter, the organic compounds exceeded the inorganic compounds. This may be a consequence of the influence of the River Reuss water. In summer, the discharge was high and thus a larger amount of suspended matter was transported into the lake than in the winter.
The results of the investigation of the zooplankton can be used only for orientation purposes. The highest density of individuals of zooplankton was observed from April to May 1987. The consumption of the zooplankters probably caused the strong decrease of the phytoplankton density from May to June (end of the phytoplankton bloom).

3. PERIPHYTON

The periphyton in the littoral of Lake Uri was investigated with regard to the biomass and to the species composition at six sampling stations in 2.5 m and 5 m depth. Racks of vertical glass slides acted as an artificial substrate. The development of the biomass (Chlorophyll a and ash-free dry weight) might be influenced markedly by the nutrient availability and the phytoplankton-periphyton interaction (Chapter 5.2.2).
On the glass slides for the 2.5 m depth, the biomass clearly was higher than for those at the 5 m depth (Chapter 5.3.1). This probably was the result of the lack of light at the 5 m depth. The cover density of the periphyton, expressed as a percent, whereby 100% means a monolayer cover on the slide) ranged between 13 and 590% at 2.5 m and between 7 and 219% at 5 m depth (Chapter 5.3.2). At the 2.5 m depth, it was always higher. The largest cover densities were observed in February, March and April. Station 2 showed the highest average cover density, Stations 1 and 6, the smallest.
During the investigation period the periphyton were dominated by the diatoms. The estimated portion of the diatoms at the algal community almost always ranged between 95 and 100%. 204 taxa of diatoms were determined (Table 5.7). Green and blue-green algae only sporadically went over the 5% threshold. On the glass slides, apart from the diatoms, there were 64 other algal taxa: 16 cyanophytes, 5 chrysophytes, 42 chlorophytes and one dinoflagellate (Table 5.6).
Within the diatoms, 18 species could be identified which reached more than 10% relative frequency at least once (called major species). The dominant species was *Achnanthes minutissima* at 2.5 m, as well as at 5 m. In addition, *Fragilaria capucina*, *Cymbella minuta/silesiaca* and *Gomphonema angustum* were present with high relative densities (Fig. 5.9). With regard to the relative frequency, no difference in the development of the main species could be observed. In general the relative frequencies of the species during mixing period were more equable than during the stagnation stage, and at 5 m, the dominance of any species was less pronounced. Because of these results, we assume a relationship between community structure and nutrients (depending among other things on the stratification) and between community structure and light supply (depending on the exposition

depth; Chapter 4.3.4).
Of the 18 major species, the *Navicula menisculus* var. *menisculus*, *Nitzschia dissipata* and *Fragilaria capucina* seem to have a special depth preference (Chapter 5.3.5).
The determination of the water quality based on LANGE-BERTALOT's (1978/1979) principle of the diatom differential groups, yields Water Quality II at 2.5 m and 5 m depths (β-mesosaprobic, moderately polluted). This result must be interpreted as "at least Water Quality II, presumably better", because Lake Uri ranges between the oligotrophic and the β-mesosaprobic state, which is difficult to separate using the principle of diatom differential groups (Chapter 5.4).

4. MACROINVERTEBRATES

The macroinvertebrates were caught with labyrinth traps (Fig. 6.1) set in 5 m depths for one month. During the investigation period 58 taxa were identified (Table 6.2). The main species groups were flatworms, leechs, water-louses (Asellus aquaticus), mussels and snails. The species compositions showed great differences at the various sampling stations (Fig. 6.6). The main species groups at the six sampling stations were (in decreasing order):
Station 1: leechs, flatworms, water-louses (*Asellus aquaticus*)
Station 2: mussels (*Dreissena polymorpha*) and snails
Station 3: water-louses (*Asellus aquaticus*), snails and flatworms
Station 4: snails and mussels (*Dreissena polymorpha*)
Station 5: leechs, mussels (*Dreissena polymorpha*) and flatworms
Station 6: water-louses (*Asellus aquaticus*) and leechs
The mean density of individuals was smaller at the sampling stations with a low sedimentation rate (e.g. Station 2, Tables 6.1 and 6.3) compared with those with a higher sedimentation rate (e.g. Station 6). The macroinvertebrates were also influenced by the composition of the lake bottom, especially in regard to snails. At the sampling Stations 1, 5 and 6, where the bottom was more or less sandy, snails seldom occurred. However, at Stations 2 and 3 with a more stony bottom, they occurred in larger numbers. The macroinvertebrate community probably was influenced by predator-prey relations. For example, large populations of flatworms (predators) occurred together with large numbers of *Asellus aquaticus*.

5. MACROPHYTES

The cartography of the aquatic plants in the southern Lake Uri littoral zone was carried out at the end of July 1988 with the help of aerial colour photographs and field observations (Scuba diving). This was the first vegetation period after the flood event of August 1987. 18 species of macrophytes were observed (Table 7.1). With regard to the vegetation area, the most important species were *Chara contraria, Potamogeton pectinatus, P. filiformis* and *P. perfoliatus*. Other species were observed in small numbers only. For Lake Lucerne region seven of the species found in Lake Uri were rare.
To present the vegetation areas in the littoral of Lake Uri, three sectors were separated and the vegetation area, together with the degree of cover and the floristical composition are shown (Figs. 7.3, 7.5, 7.7). To determine wether the changes of the macrophytes during the last year were normal or a consequence of the flood event, a comparison was made between the current investigation and the cartography from 1982/1983 (LACHAVANNE et al. 1985; see Figs. 7.2, 7.4 and 7.6). However, the differences between the two studies may be the result of the newer relief map of Lake Uri and the more detailed investigation of 1988.
The vegetation zone of 1988 was 34,000 m^2 larger than in 1982/83. The proportion of the vegetation area to the actual shallow water area increased from 21% to 38%. In 1988 the theoretical and the actual shallow water zone were smaller than 1982/83 (Fig. 7.1). The decrease was observed especially within Sectors 1 and 2 where the gravel excavater was positioned. In Sector 3, the above mentioned areas remained more or less constant.
In both investigations the main species composition was similar. However, *Potamogeton friesii* didn't occur in 1982/83.

In Sector 1 (Allmeini, Schützenrüti), the species composition and the vegetation density was influenced by the inflow of the insufficiently purified waste water from the sewage treatment plant of Altdorf and by the deposition of material for the bird island. Because of the screening effect of the island, the waste water couldn't get into the western part to the right of the River Reuss (called Rechten). As a consequence, the *Characeae*, which are sensitive to higher nutrient concentrations, settled this region. Here the *Characeae* were absent during the investigation of 1982/83. In 1988, the main species in this sector were *Potamogeton pectinatus* and *P. filiformis*. Of the actual shallow water area, only 20.9% was covered with aquatic plants.
In Sector 2 (Flüelerschachen, Schanz), in contrast to the investigation of 1982/83, a larger vegetation area occurred in the western part of the region (called Schanz). The vegetation area in front of the Flüelerschachen was more or less stable and stayed within the range of the annual fluctuations. In this sector the main species were *Chara contraria*, *Potamogeton pectinatus*, *P. filiformis* and *P. perfoliatus*. Of the actual shallow water area in 1988, 22.9% were covered with plants.
In Sector 3 (Schwäb, Seedorferbucht), the same enlarged vegetation zone in front of the Seehof (western part of the bay of Seedorf) existed in 1982/83 and in 1988. *Chara contraria*, *Potamogeton pectinatus* and *P. perfoliatus* were the main species. The relatively well developed macrophyte vegetation in front of the Schwäb wasn't observed during the investigation of 1982/83. Of the actual shallow water zone in 1988 62.7% were covered with aquatic plants.
Because of the occurrence of *Chara* in wide-spread parts of the southern littoral of Lake Uri, this region may be classified as oligotrophic to mesotrophic (Chapter 7.3.3).
Because of the morphology of Lake Uri, the southern littoral zone is more or less the only place where macrophytes can exist in enlarged numbers. For the fishery especially, this region has a very high value with regard to spawn locations and maturation places.

6. EFFECTS OF THE FLOOD EVENT

After the flood event of August 1987, the southern part of Lake Uri's shore was affected mainly by deposition of fine-material and by the high turbidity of the water. The following changes occurred after the flood event:

- **Chemical and physical properties**
  - Increase in sedimentation
  - Increase in the attenuation coefficient and thus a decrease in the secchi-depth
  - Increase in the phosphorus concentration
- **Phytoplankton**
  - Increase in the total density of individuals
  - Increase in the chlorophyll a concentration
  - Decrease in the individual density and the relative frequency of *Tabellaria flocculosa* as a consequence of coprecipitation and fast sedimentation
  - Increase in the individual density and the relative frequency of *Rhodomonas minuta* and the "diverse flagellates" because of the high growth rate which increased as a result of the nutrient input conditioned by the flood
- **Periphyton**
  - Decrease in the diatom's species richness
  - Increase in the relative frequency of *Achnanthes minutissima*
  - Decrease in the diversity H' (SHANNON and WEAVER 1949) of the diatom community
  - No change observed With regard to the determination of water quality using the principle of diatom differential groups
- **Macroinvertebrates**
  - Decrease in the total density of individuals
  - Decrease in the population size of *Asellus aquaticus*, snails, leechs and flatworms

- **Macrophytes**
  - Compared with the investigation of 1982/83, no decrease in the vegetation area was noticed. Therefore, we conclude that no adversed changes to the macrophytes' living conditions occurred as a consequence of the flood event.

7. PROGNOSES

We may assume that after the new formation of the River Reuss mouth, depending on the seasonal intrusion level of the River Reuss, the littoral will be influenced by water of the River Reuss more than before. With the results of the present investigation and references from literature, prognoses were worked out for the chemical, physical and biological development of the southern part of Lake Uri's littoral (Figs. 9.1 and 9.1).

Phase 1: Opening of the left dam of River Reuss

The region on the right of the River Reuss channel will be more heavily influenced by the River Reuss water than before the opening of the dam. The imported suspended matter deteriorates the light conditions and increases the sedimentation rate. The primary production of the phytoplankton, the periphyton and the macrophytes will decrease. Further, the lower temperature of the River Reuss may slow down life processes. In contrast, because of the higher nutrient concentration of the River Reuss water as compared with the water in Lake Uri, there will be a tendency to eutrophication in the littoral. This causes changes in the biocoenosis with regard to quantitative properties (e.g. changes in biomass) and qualitative properties (e.g. changes in species composition). Because of the increased sedimentation rate, the lake bottom will change to a smaller grain size, which will affect the macroinvertebrates.

Phase 2: Opening of the right dam of River Reuss and delta formation

The mouth of River Reuss will be separated into two arms. Therefore, water from the River Reuss will reach the entire littoral zone. Compared with Phase 1, its influence will decrease left to the River Reuss but will increase on the right. As a result of the delta formation, shallow water and vegetation areas with aquatic plants will increase. In the region of River Reuss mouth partially or totally separated compartments (ponds and pools) will develop, where specific biocoenosis will grow.

LITERATUR

ANL (Arbeitsgemeinschaft Naturschutz- und Landschaftspflege), 1983: Aktuelle Vegetation im Mündungsgebiet der Reuss. In: LANG O. (Hrsg.), Landschaftsentwicklungsplan Reussdelta/Kt. Uri. Rohstoffsicherung und Landschaftspflege. Bd. 1, Grundlagen.

ANTOINE S.E. und BENSON-EVANS K., 1983a: The effect of light intensity and quality on the growth of benthic algae. I. Phytopigment variations. Arch.Hydrobiol. *98/3,* 299-306.

ANTOINE S.E. und BENSON-EVANS K., 1983b: The effect of light intensity and quality on the growth of benthic algae. II. Populations dynamic. Arch.Hydrobiol. *99/1*, 118-128.

ARBEITSGRUPPE REUSSMÜNDUNG, 1984: Die Reussmündungslandschaft am Urnersee. Ber.Natf.Ges. Uri *12*, 194 S.

ASSIS DE ESTEVES F., 1980: Die Bedeutung der aquatischen Makrophyten für den Stoffhaushalt des Schöhsees: 1. Die Produktion an Biomasse. Arch.Hydrobiol. *57/2*(Suppl.), 117-143.

ASTON R.J. und MILNER G.P., 1980: A comparison of populations of the Isopod *Asellus aquaticus* above and below power stations in organically polluted reaches of the River Trent. Freshwater Biology *10*, 1-14.

AUSTIN A., LANG S. und POMEROY M., 1981: Simple methods for sampling periphyton with observations on sampler design criteria. Hydrobiologia *85*, 33-47.

BARKHAUSEN A. und WALTER J.E., 1979: *Dugesia lugubris* und *D. polychroa* im Zürichsee (*Turbellaria*: *Tricladida*). Schweiz.Z.Hydrol. *41(1)*, 108-112.

BINZ H.R., 1980: Der Schilfrückgang - ein Ingenieurproblem? Verband zum Schutz des Landschaftsbildes am Zürichsee *53*, 35-52.

BLOESCH J. und BURNS N.M., 1980: A critical review of sedimentation trap technique. Schweiz.Z.Hydrol. *42/1*, 15-55.

BLOESCH J J. und UEHLINGER U., 1986: Horizontal sedimentation differences in a eutrophic Swiss lake. Limnol.Oceanogr. *31(5)*, 1094-1109.

BOLLER-ELMER K., 1977: Stickstoff-Düngungseinflüsse von Intensiv-Grünland auf Streu- und Moorwiesen. Veröff.Geobot.Inst.ETH,Stiftung Rübel, Zürich *63*, 103 S.

BRAUN-BLANQUET J., 1964: Pflanzensoziologie. (3. Aufl.). Springer, Wien. 845 S.

BROWN S.D und AUSTIN A.P., 1973: Spatial and temporal variation in periphyton and physico-chemical conditions in the littoral of a lake. Arch.Hydrobiol. *71*, 183-232.

BÜCHNER K., 1986/87: Floristische und pflanzensoziologische Untersuchung der Wege und Pfade im Reussdelta (Kt. Uri) mit besonderer Berücksichtigung seltener Pflanzenarten. Semesterarbeit. Geobot.Inst.ETH,Stiftung Rübel,Zürich. 27 S. + Anhang. (Polykopie).

BÜHRER H., 1979: Die Berechnung der totalen Menge gelöster Stoffe in Seen. Schweiz.Z. Hydrol. *41/2*,418-420.

BUNDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (BUS) 1984-1988: Umweltschutz in der Schweiz. Bulletin.

BÜRGI H.R., 1977: Die langjährige Entwicklung des Phytoplanktons im Bodensee (1963-1973). Teil 1: Untersee. Ber.Internat.Gewässerschutzkomm.Bodensee *21*, 42 S.

BÜRGI H.R. und LEHN H., 1979: Die langjährige Entwicklung des Phytoplanktons im Bodensee (1965-1975), Teil 2: Obersee. Ber.Internat.Gewässerschutzkomm.Bodensee *23*. 86 S.

BÜRGI H.R., WEBER P. und BACHMANN H., 1985: Seasonal variations in the trophic structure of phyto- and zooplankton communities in lakes with different trophic states. Schweiz.Z.Hydrol. *47(2)*, 197-224.

BÜSSER P., 1980: Nahrungsökologie der Rotaugen (*Rutilus rutilus* L.) im Litoral und Pelagial des Bielersees. Lizenziatsarbeit Zool.Inst., Univ. Bern. (Polykopie)

CASTENHOLZ R.W., 1960: Seasonal changes in the attached algae of freshwater and saline

lakes in the lower Grand Coulee, Washington. Limnol.Oceanogr. *5*, 1-28.

CHIPPENDALE H.G. und MILTON W.E., 1934: On the viable seeds present in the soil beneath pastures. J.Ecol. *22*, 508-531.

CLARK J.R., DICKSON K.L. und CAIRNS J., Jr., 1979: Estimating Aufwuchs Biomass. In: WEITZEL R.L. (Hrsg.), Methods and measurements of periphyton communities: A Review. Amer.Soc. for Testing and Material, 3-33.

COCHRAN-STAFIRA D.L. und ANDERSON R.A., 1984: Diatom flora of a kettle hole bog in relation to hydrarch succession zones. Hydrobiologia *109*, 265-273.

COOKE W.M., 1956: Colonisation of artificial bare areas by microorganisms. Bot.Rev. *12(9)*, 613-638.

DAVIES R.W., WRONA F.J. and LINTON L., 1979: A serological study of prey selection by *Herpobdella octoculata* (*Hirudinoidea*). J.Anim.Ecol. *48*, 81-194.

DE SILVA P.K., 1976: The factors affecting the feeding of *Dendrocoelum lacteum* (Müller) (*Turbellaria, Tricladida*) on *Asellus aquaticus* (L.) (*Crustacea, Isopoda*). Arch.Hydrobiol. 77, 347-374.

DESCY J.P., 1978: A new approach to water quality estimation. Nova Hedwigia *64*, 305-323.

EGLOFF Th.B., 1982: Grundwasserstandsmessungen in Streuwiesen des unteren Reusstales. Ber.Geobot.Inst.ETH,Stiftung Rübel, Zürich *49*, 154-194.

EGLOFF Th.B., 1986: Auswirkungen und Beseitigung von Düngeeinflüssen auf Streuwiesen. Veröff.Geobot.Inst.ETH,Stiftung Rübel, Zürich *89*, 183 S.

EIDGENÖSSICHES DEPARTEMENT DES INNERN (EDI), 1981: Schweizer Lebensmittelbuch.

EIDGENÖSSICHES DEPARTEMENT DES INNERN (EDI), 1982: Empfehlungen über die Untersuchung der schweizerischen Oberflächengewässer. 124 S.

EIDGENÖSSICHES DEPARTEMENT DES INNERN (EDI), 1983: Richtlinien für die Untersuchung von Abwasser und Oberflächenwasser.

EIDGENÖSSICHES DEPARTEMENT DES INNERN (EDI), 1987a: Verordnung über Abwassereinleitungen.

EIDGENÖSSICHES DEPARTEMENT DES INNERN (EDI), 1987b: Gewässerschutzgesetz.

ELBER F., und NIEDERBERGER K., 1989: Untersuchung des Ölabscheider- und Leglerengrabens. Aufnahme des Ist-Zustandes von 1987/88. Begleitendes Forschungsprogramm Reussdelta. Deponiert: Geobot.Inst.ETH,Stiftung Rübel, Zürich und Volkswirtschaftsdirektion des Kantons Uri, Kommission für das Reussdelta. 17 S. + Anhang. (Polykopie).

ELBER F. und SCHANZ F., 1990: The influence of a flood event on phytoplankton succession. Aquatic sciences *52*, 330-344.

ELBER F., MARTI K. und NIEDERBERGER K., 1988: Pflanzenökologische und limnologische Untersuchung des Reussdeltagebietes. Aufnahme des Ist-Zustandes von 1987/88. Begleitendes Forschungsprogramm Reussdelta. Deponiert: Geobot.Geobot.Inst.ETH,Stiftung Rübel, Zürich und Volkswirtschaftsdirektion des Kantons Uri, Kommission für das Reussdelta. 2 Bde. 253 S. (Polykopie).

ELLENBERG H., 1956: Grundlagen der Vegetationsgliederung. 1. Teil. Aufgaben und Methoden der Vegetationskunde. In: WALTER H. (Hrsg.), Einführung in die Phytologie 4. 136 S.

ELLENBERG H., 1987: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. (4. Aufl.). Ulmer, Stuttgart. 981 S.

ELLENBERG H. und KLÖTZLI F., 1972: Waldgesellschaften und Waldstandorte der Schweiz.Mitt.Eidg.Anst.Forstl.Versuchsw. *48*, 930 S.

ELORANTA P., 1982: Periphyton growth and diatom community structure in a cooling water pond. Hydrobiologia *96*, 253-265.

ELORANTA P. und KUNNAS S., 1979: The growth and species communities of the attached algae in a river system in Central Finland. Arch.Hydrobiol. *86*, 27-44.

EMMENEGGER C., 1984: Wasserkreislauf und Seen. In: STADELMANN P. (Hrsg.), Der Vierwaldstättersee und die Seen der Zentralschweiz. Keller, Luzern. 256 S.

EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT, 1975: Richtlinie des Rates vom 8.12.1975 über die Qualität der Badegewässer (76/160/EWG) (Abl. EG vom 5.2.1976 Nr. L31/1).

EVENSON W.E., RUSHFORT S.P., BROTHERSON J.D. und FUNGLADDA N. 1981: Effects of selected physical and chemical factors on the attached diatoms in the Uintah Basin Utah, U.S.A. Hydrobiologia *83*, 325-330.

EXTENCE C.A., 1978: The effects of motorway construction on an urban stream. Environ. Pollut. *17*, 245-252.

FORSBERG C., 1964: Phosphorus, a maximum factor in the growth of *Characeae*. Nature *201*, 517-518.

FORSBERG C., 1965: Environmental conditions of Swedish macrophytes. Symp.Bot.Upsal. *18*, 1-67.

FORSTER H und LÜÖND H., 1965: Chemisch bakteriologische Untersuchungen Urnerischer Gewässer 1963/64. Im Auftrag des Bauamtes des Kantons Uri ausgeführt vom Chemischen Laboratorium der Stadt Zürich. 1. Teil, Urnersee. 22 S.

FRANSON M.A., 1976: Standard methods for the examination of water and wastewater. (14. Aufl.). Library of Congress Cataloguing in Publication Data. Amer.Public Health Assoc., Washington. 1193 S.

FRICKER H., 1980: OECD Eutrophication Programme, Regional Project, Alpine Lakes. Bundesamt für Umweltschutz, Bern. 233 S.

FRIEDLI P., 1978: Die Tages- und Jahresprimärproduktion des Bielersees unter Berücksichtigung der Extrapolation von Kurzzeitmessungen, der Biomasse, des Chlorophylls und der Einstrahlung. Selbstverlag, Bern. 384 S.

GAMMA H., 1935: Die makrophytische Uferflora des Vierwaldstättersees und ihre Veränderung in den letzten 20 Jahren. Mitt.Natf.Ges.Luzern *12*, 94 S.

GELLER W., 1988: Produktionsbiologie stehender Gewässer. Skriptum zur Vorlesung. Limnologisches Institut Konstanz. 139 S.

GIES T., 1972: Vegetation und Ökologie des Schwarzen Moores (Rhön) unter besonderer Berücksichtigung des Kationengehaltes. Diss.Bot. *20*, 184 S.

GRUBINGER H., 1982: Gutachten über Wiedervernässungen im Seedorfer Ried und deren Ursachen. Inst.f.Kulturtechnik ETH, Zürich, 20 S. (Polykopie).

GRÜNIG A., 1975: Lochbildung im Röhricht. Diplomarbeit. Geobot.Inst.ETH,Stiftung Rübel, Zürich. 66 S. (Polykopie).

GRÜNIG A., 1980: Unsere Seeufer und das Röhricht in Vergangenheit und Gegenwart. Verband zum Schutze des Landschaftsbildes am Zürichsee *53*, 15-34.

HANSSON L.-A., 1988: Effects of competitive interactions on the biomass development of planktonic and periphytic algae in lakes. Limnol.Oceanogr. *33(1)*, 121-128.

HAWKES H.A., 1964: Effects of domestic and industria discharges on the ecology of rifles in Midland streams. Adv.Wat.Pollut.Res. *1*, 293-317.

HELLAWELL J.M., 1986: Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. Elsevier, Amsterdam. 546 S.

HELLER H., 1969: Lebensbedingungen und Abfolge der Flussauenvegetation in der Schweiz.Mitt.Eidg.Anst.Forstl.Versuchsw. *45*, 123 S.

HESS H., LANDOLT E. und HIRZEL R., 1976-1980: Flora der Schweiz und angrenzender Gebiete. (2. Aufl.). Birkhäuser, Basel. 3 Bde. 2690 S.

HOFMANN G., 1987: Diatomeengesellschaft saurer Gewässer des Odenwalds und ihre Veränderungen durch anthropogene Faktoren. Diplomarbeit. Johann Wolfgang Goethe-Univ. Frankfurt/Main, Fachbereich Biologie. 264 S. (Polykopie)

HOFMANN G., in Vorb.: Erhebung trophie-indikativer Biozönosen mit besonderer Berücksichtigung kleinräumiger Auflösung im Litoralbereich. Dissertation. Johann Wolfgang Goethe-Univ. Frankfurt am Main, Fachbereich Biologie.

HÖHN W., 1944: Die stehenden Gewässer und Moore der Herrschaft Wädenswil. II. Teil: Die Lebensgemeinschaften der Bodenregion des oberen Zürichseebeckens. XIV. Neu-

jahrsbl.Leseges.Wädenswil. Baumann, Wädenswil.
HÖLL K., 1986: Wasser. Untersuchung, Beurteilung, Aufbereitung, Chemie, Bakteriologie, Virologie, Biologie. De Gruyter, Berlin. 515 S.
HÖLZER A., 1977: Vegetationskundliche und ökologische Untersuchungen im Blindsee-Moor bei Schonach unter besonderer Berücksichtigung des Kationengehaltes. Diss. Bot. *36*, 195 S.
HOOPER-REID N.M. und ROBINSON G.G.C., 1978: Seasonal dynamics of epiphytic algal growth in a marsh pond: composition, matabolism, and nutrient availability. Can.J.Bot. *56*, 2441-2448.
HÜRLIMANN J., 1985: Aspektfolge benthischer Kieselalgengesellschaften in drei Kleinseen im Pfynwald (Kanton Wallis). Diplomarbeit. Hydrobiologisch-limnologischen Station der Univ. Zürich. 112 S. (Polykopie)
HÜRLIMANN J. und SCHANZ F., 1988: Periphyton diatom communities and trophic states of three shallow lakes in the Pfynwald region of canton Valais, Switzerland. Arch.Hydrobiol. *78/3*(Suppl.), 351-371.
HUSTON M., 1979: A general hypothesis of species diversity. Am.Nat. *113*, 81-101
HÜTTER L.A., 1984: Wasser und Wasseruntersuchung. Reihe: Laborbücher Chemie. Sauerländer, Aarau. 344 S.
HÜRLIMANN H., 1935: Zur Lebensgeschichte des Schilfs an den Ufern der Schweizer Seen. Beitr.Geobot.Landesaufn.Schweiz *30*, 232 S.
IMHOLZ P.A., 1964: Die Makrofauna einer Uferstelle des unteren Zürichseebeckens. Diss. Univ. Zürich. 80 S.
IMBODEN D., 1984: Der See als physikalisches System. In: STADELMANN P. (Hrsg.), Der Vierwaldstättersee und die Seen der Zentralschweiz. Keller, Luzern. 256 S.
JENKERSON C.G. und HICKMAN M., 1986: Interrelationships among the epipelon, epiphyton and phytoplankton in a eutrophic lake. Int.Rev.ges.Hydrobiol. *71/4*, 557-579.
JONES R.C. und MAYER K.B., 1983: Seasonal changes in the taxonomic composition of epiphytic algal communities in Lake Wingra, Wisconsin, U..S.A. In: WETZEL R.G. (Hrsg.), Periphyton of freshwater ecosystems. Junk, The Hague. 346 S.
JORGENSEN E.G., 1957: Diatom periodicity and silicon assimilation. Dansk bot.Ark. *18*, 1-54.
KAPFER A., 1988: Versuche zur Renaturierung gedüngten Feuchtgrünlandes - Aushagerung und Vegetationsentwicklung. Diss.bot. *120*, 144 S.
KELLER H., 1986: Vegetationskundliche Dauerbeobachtungsflächen. SBN, Beitr.Naturschutz in der Schweiz *8*, 25-33.
KIEFER B., 1987: Untersuchungen zum Einfluss des Wasserregimes eines voralpinen Pumpspeicher-Sees (Wägitaler See) auf die Nährstoffverhältnisse der Phytoplanktonpopulation. Diss. Univ. Zürich. 217 S.
KLÖTZLI F., 1965: Gutachten über die Schutzwürdigkeit der Flachmoore und Streuwiesen des Seedorfer Riedes. Geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich. 1S. (Polykopie).
KLÖTZLI F., 1969: Grundwasserbeziehungen der Streu- und Moorwiesen im nördlichen Schweizer Mittelland. Beitr.Geobot.Landesaufn.Schweiz *52*, 296 S.
KLÖTZLI F., 1971: Bedeutung des Seedorfer Riets und Einfluss der Autobahn. Gutachten z.H. SBN, Sektion Uri (UBN), Altdorf. 1 S. (Polykopie).
KLÖTZLI F., 1973: Gutachten über die Schutzwürdigkeit der Gehölze im Flüelener Riet. Geobot.Inst.ETH,Stiftung Rübel, Zürich. 1 S. (Polykopie).
KLÖTZLI F., ELMER K. und WILDI O., 1974: Zur Schutzwürdigkeit des Seedorfer Riets bei Altdorf. In: Regionalplanung Kt. Uri. Erholungszone Flüelen/Seedorf. Bd. 3. Arbeitsunterlagen Subkommission Landschaft. Bosshard-Sutter-Urfer, Zug. 10 S.
KLÖTZLI F. und GRÜNIG A., 1976: Seeufervegetation als Bioindikator. Daten und Dokumente zum Umweltschutz, Univ. Hohenheim *19*, 109-131.
KLÖTZLI F., 1978: Wertung, Sicherung, Erhaltung von Naturschutzgebieten. In: BETT-

SCHART A. et al. (Red.), Frauenwinkel, Altmatt, Lauerzersee. Ber. Schwyz.Natf.Ges. *7*, 23-32.

KLÖTZLI F., 1983: Vegetationsentwicklung im neuen Reussdelta. In: LANG O., (Hrsg.), Landschaftsentwicklungsplan Reussdelta/Kt. Uri. Rohstoffsicherung und Landschaftspflege. Bd. 2, Projekt, S. 45.

KLÖTZLI F., 1986: Tendenzen zur Eutrophierung in Feuchtgebieten. Veröff.Geobot.Inst. ETH,Stiftung Rübel, Zürich *87*, 343-361.

KLÖTZLI F., 1987: Disturbance in transplanted grasslands and wetlands. In: VON ANDEL J. et al. (Hrsg.), Disturbance in grasslands. Junk, Den Hague. 79-96.

KOHL J.G. und NICKLISCH A., 1988: Ökophysiologie der Algen. Akad.Verlag Berlin, 253 S.

KRAMMER K. und LANGE-BERTALOT H., 1986: *Bacillariophyceae.* 1. Teil: *Naviculaceae.* In: ETTL H., GERLOFF J., HEYNING H., MOLLENHAUER D. (Hrsg.), Süsswasserflora von Mitteleuropa: 2/1. Fischer, Jena. 876 S. 206 Tafeln.

KRAUSE W., 1950: Über Typen und Zustandsstufen des Grünlandes. Arch.wiss.Ges.Land- u.forstw.i.Br. *2*, 30 S.

KUMMERT R. und STUMM W., 1988: Gewässer als Ökosysteme. Verlag der Fachvereine Zürich. 242 S.

LACHAVANNE J.B. und KLÖTZLI F., 1984: Ufer und Wasserpflanzen. In: STADELMANN P. (Hrsg.), Der Vierwaldstättersee und die Seen der Zentralschweiz. Keller, Luzern. 256 S.

LACHAVANNE J.B. und WATTENHOFER R., 1975: Contribution à l'étude des macrophytes du Léman. Comm.internat. pour la protection des eaux du Léman contre la pollution. Conservatoire botanique de Genève. 147 S.

LACHAVANNE J.B., JAQUET J.M., JUGE R. und PERFETTA J., 1985: Zustand, Erhaltung und Schutz der Ufer des Vierwaldstättersees. Im Auftrag von: Aufsichtskommission Vierwaldstättersee, Bundesamt für Forstwesen und Landschaftsschutz, Bundesamt für Umweltschutz. 109 S.

LANDOLT E., 1990: Gefährdung der Farn- und Blütenpflanzen in der Schweiz (mit gesamtschweizerischen und regionalen Roten Listen). BUWAL, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. (Im Druck).

LANG G., 1973: Die Makrophytenvegetation in der Uferzone des Bodensees unter besonderer Berücksichtigung ihres Zeigerwertes für den Gütezustand. Internat. Gewässerschutzkommission für den Bodensee, Bericht Nr. *12*. 67 S.

LANG G., 1981: Die submersen Makrophyten des Bodensees - 1978 im Vergleich mit 1967. Internat.Gewässerschutzkommission für den Bodensee, Bericht Nr. *26*. 64 S.

LANG O., 1983: Landschaftsentwicklungsplan Reussdelta / Kanton Uri. Rohstoffsicherung und Landschaftspflege. Bd. 1. Rohstoffsicherung und Landschaftspflege. Im Auftrag der Firma F. Arnold u. Co. AG, Flüelen.

LANGE-BERTALOT H. und BONIK K., 1976: Massenentwicklung bisher unbekannter Diatomeen als Indikator starker Abwasserbelastung in Flüssen. Arch.Hydrobiol. *49*(Suppl.), 303-332.

LANGE-BERTALOT H., 1978: Diatomeen-Differentialarten anstelle von Leitformen: ein geeignetes Kriterium der Gewässerbelastung. Arch.Hydrobiol. *51*(Suppl.), 393-427.

LANGE-BERTALOT H., 1979a: Pollution tolerance of diatoms as a criterion for water quality estimation. Nova Hedwigia, Beih. *64*, 285-304.

LANGE-BERTALOT H., 1979b: Toleranzgrenzen und Populationsdynamik benthischer Diatomeen bei unterschiedlich starker Abwasserbelastung. Arch.Hydrobiol. *56*(Suppl.), 184-219.

LEUTHOLD B., 1988: Veränderung der Vegetation im Urner Reuss-Delta nach der Überschlickung. Diplomarbeit. Geobot.Inst.ETH,Stiftung Rübel,Zürich. 86 S. + Anhang. (Polykopie).

LIECHTI P. und BOSSARD P., 1985: Der aktuelle Zustand des Vierwaldstättersees. Umweltschutz in der Schweiz *1*, 7-13.

LOWE R.L. und GALE W.F., 1980: Monitoring river periphyton with artificial benthic substrates. Hydrobiologia *69*, 235-244.

LUBINI V., 1985: Der Einfluss von Kläranlagenabwässern auf benthische Lebensgemeinschaften im Zürichsee. Diss. Univ. Zürich. 88 S.

MARRER H., 1983: Fischerei und Gewässerschutz. In: LANG O. (Hrsg.), Landschaftsentwicklungsplan Reussdelta/Kanton Uri. Rohstoffsicherung und Landschaftspflege. Im Auftrag der Firma F. Arnold u. Co. AG, Flüelen. Bd. *1*.

MARTINEZ R., CANTRERAS J.C. und PEREZ L., 1985: Diatom communities in an organic polluted river. Verh.Internat.Ver.Limnol. *22(1)*, 1 S.

MARTI K. und MÜHLETHALER E., 1988: Naturlehrpfad in der Urner Reussmündungsebene. Öffentlichkeitsarbeit Reussdelta. 20 S. (Polykopie).

MAURER V. und VUILLE T., 1986: Untersuchungen zur Primärproduktion im Litoral des Bielersees. Lizenziatsarbeit Univ. Bern. 137 S. (Polykopie)

MEULEMANS T, 1988: Seasonal changes in biomass and production of periphyton growing upon reed in Lake Maarsseveen I. Arch.Hydrobiol. *112/1*, 21-42.

MILLIE D.F. und LOWE R.L., 1983: Studies on Lake Eries littoral algae. Host specifity and temporal periodicity of epiphytic diatoms. Hydrobiologia *99*, 7-18.

MINSHALL G.W., 1967: Role of allochthonous detritus in the trophic structure of a woodland springbrook community. Ecology *48*, 139-149.

MOOR M., 1958: Pflanzengesellschaften schweizerischer Flussauen. Mitt.Eidg.Anst.Forstl. Versuchsw. *34*, 221-360.

MÜLLER P., 1976: Die Primärproduktion des epilithischen Aufwuchses und des Phytoplanktons am Ufer des eutrophen Greifensees. Dissertation, Univ. Zürich. 69 S.

MUNK M., 1979: Der mögliche Einfluss geologischer und hydrologischer Bedingungen auf die Variabilität von Diatomeenassoziationen in der Wisper und ihren Zuflüssen. Staatsexamensarbeit im Fachbereich Biologie. Johann Wolfgang Goethe Univ. Frankfurt/ Main. 141 S.

MÜLLER-STOLL W.R., 1952: Über die Entstehung von kriechenden Schilfsprossen auf Dünensand. Biol.Zentralblatt. *71(11/12)*, 618-626.

NIEDERBERGER K., 1987: Untersuchungen über die jahreszeitlichen Veränderungen der Populationsstruktur von Aufwuchs-Diatomeen auf künstlichem und natürlichem Substrat in sechs Kleinseen des Pfynwaldes (Kanton Wallis). Diplomarbeit. Hydrobiologisch-limnologischen Station der Univ. Zürich. 207 S. (Polykopie)

NIEMANN E., 1973: Grundwasser und Vegetationsgefüge. Nova Acta Leopoldina, *6* (Suppl.), 172 S.

OECHSLIN M., 1935: Die Urner-Reussebene und das Naturschutzgebiet Reuss-Uri. Natf. Ges.Uri,Naturschutz-Kommission. 11 S.

OECHSLIN M., 1965: In: DAHINDEN H. (Hrsg.), Uri, Land am Gotthard. Manesse, Zürich. 15-17.

PATRICK R., 1977: Ecology of freshwater diatoms and diatom communities. Bot.Monogr. *13*, 284-332.

PFADENHAUER J. und MAAS D., 1987: Samenpotential in Niedermoorböden des Alpenvorlandes bei Grünlandnutzung unterschiedlicher Intensität. VEB, Flora *179*, 85-97.

PICKAVANCE J.R., 1971: The diet of the immigrant planarian *Dugesia tigrina*. II. Food in the wild and comparison with some British species. J.Anim.Ecol. *40*, 637-650.

POLTZ J., 1979: Limnologie-Untersuchungen an Flachseen in Niedersachsen. Wasser und Boden *12*, 343-347.

PREISIG H.R., 1979: Vergleichende Studien an Algenpopulationen in Kiesgrubenweihern. Dissertation, Univ. Zürich. 271 S.

REYNOLDS C.S., 1984: The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge Univ.Press. 384 S.

REYNOLDSON T.B. und DAVIES R.W., 1970: Food niche and coexistence in lakedwelling tri-

clads. J.Anim.Ecol. *39*, 599-617.

RHINER J., 1892-1895: Die Gefässpflanzen der Urkantone und von Zug. (2. Aufl.). Jb.St. Gall.Natwiss.Ges., 3 Bde. 1893: 147-271, 1892/93: 175-260, 1893/94/95: 111-207.

RUSHFORT S.P., BROTHERSON, J.D., FUNGLADDA N. und EVENSON W.E., 1981: The effects of dissolved heavy metals on attached diatoms in the Uintah Basin Utah, U.S.A. Hydrobiologia *83*, 313-323.

SACHS L., 1973: Angewandte Statistik. (4. Aufl.). Springer, Berlin. 548 S.

SCHANZ F., 1982: A fluorometric method of determining chlorophyll a and phaeophytin a concentration. Arch.Hydrobiol. Beih.Ergebn.Limnol. *16*, 91-100.

SCHEFFER F. und SCHACHTSCHABEL P., 1982: Lehrbuch der Bodenkunde. Enke, Stuttgart. 442 S.

SCHEFFLER W., 1981: Quantitative Erfassung des Periphytons im Stechlinsee. Limnologica (Berlin) *13(1)*, 101-122.

SCHIEFELE S., 1987: Indikationswert benthischer Diatomeen in der Isar zwischen Mittenwald und Landshut. Diplomarbeit. Ludwig-Maximilians-Universität München, Lehrstuhl für Systematische Botanik. 207 S. (Polykopie)

SCHIEFELE S. und STEINBERG C., 1988: Biological indication of trophy and pollution of running waters. Z.Wasser-Abwasser-Forsch. *21*, 227-234.

SCHLEUTER A. und TITTIZER T., 1988: Die Makroinvertebratenbesiedlung des Mains in Abhängigkeit der Gewässertiefe und der Korngrösse des Substrates. Arch.Hydrobiol. *113(1)*, 133-151.

SCHRÖDER R., 1981: Die Veränderungen der submersen Vegetation des Bodensees in ausgewählten Testflächen in den Jahren 1967 bis 1978. Internat. Gewässerschutzkommission für den Bodensee, Bericht Nr. *27*. 116 S.

SCHÜEPP M., 1968: Klimatologie der Schweiz. C, Lufttemperatur, 5.-8. Teil, Beih.Ann. Schweiz.Meteorol.Zentralanstalt, 1967, 107-154.

SCHÜRCH M. und WALTER J.E., 1978: Über die Diäten von Egeln (*Hirudinea*) und Plattwürmern (*Turbellaria*: *Tricladida*). Arch.Hydrobiol. *83*, 272-276.

SHANNON C. und WEAVER W., 1949: The mathematical theory of communication. Univ. Illinois Press, Urbana. 177 S.

SINDELAR K., 1987: Tendenzen zur Veränderung der Vegetation im Urner Reussdelta nach der Dammöffnung. Diplomarbeit. Geobot.Inst.ETH,Stiftung Rübel,Zürich. 69 S. + Anhang. + Karte. (Polykopie).

SLADECECK V. und SLADECKOVA A., 1964: Determination of the periphyton production by meas of the glass slide method. Hydrobiologia *23*, 125-158.

SLADECKOVA A., 1962: Limnological investigation methods for the periphyton ("Aufwuchs") community. Bot.Rev. *28*, 286-350.

SOMMER U., 1977: Produktionsanalysen am Periphyton im Schilfgürtel des Neusiedler Sees. Aus den Sitzungsberichten der Österr.Akad.der Wissenschaften. Mathem.-naturw. Kl., Abt. I, 186 Bot., *6.-10.*

SOMMER U., 1981: The role of r- and k-selection in the sucession of phytoplankton in lake Constance. Actaoecol., Oecol.Gener. *2*, 327-342.

SOMMER U., GLINCZ Z.M., LAMPRECHT W. und DUNCAN A., 1986: The PEG-model of seasonal succession of planctonic events in freswaters. Arch.Hydrobiol. *106*, 433-471.

STAUBLI P., 1988: Vegetationskarten des Seedorfer und des Flüeler Riedes 1988 mit Bericht zur Vegetationskartierung. Deponiert: Geobot.Inst.ETH,Stiftung Rübel,Zürich und Volkswirtschaftsdirektion des Kantons Uri, Kommission für das Reussdelta. 6 S. + Karten. (Polykopie).

STRAUB F., 1981: Utilisation des membranes filtrantes en téflon dans la préparation des diatomées épilithique. C.R. 2e Coll.ADLAF. Cryptogamie: Algologie *2(2)*, 153.

SUCCOW M. und JESCHKE L., 1986: Moore in der Landschaft. Entstehung, Haushalt, Lebewelt, Verbreitung, Nutzung und Erhaltung der Moore. Deutsch, Thun/Frankfurt/Main. 268 S.

SUKOPP H., 1970: Charakteristik und Bewertung der Naturschutzgebiete in Berlin (West). Natur u. Landschaft *45*, 133-139.

SUKOPP H., 1971: Bewertung und Auswahl von Naturschutzgebieten. Schr.R.Landsch.pfl. u.Natursch. *6*, 183-194.

SUKOPP H., BÖCKER R. und KÖSTER G.-H., 1974: Nutzung von Schutzgebieten durch Forschung und Lehre. Natur u. Landschaft *49*, 123-129.

VAN DER VALK A.G. und DAVIES C.B., 1976: The seed banks of prairie glacial marshes. Can.J.Bot. *54*, 1832-1838.

VON CAPPELLER E. und FREI U., 1986: Vegetationskartierung landwirtschaftlich genutzter Flächen des Reussdeltas, Gemeinden Flüelen und Seedorf, im Rahmen des Reussdamm-Meliorationsprojektes. Semesterarbeit. Geobot.Inst.ETH,Stiftung Rübel, Zürich. 10 S. + Anhang + Karte. (Polykopie).

VON CAPPELLER E., FREI U. und MARTI K., 1986: Vegetationskartierung landwirtschaftlich genutzer Flächen im Mündungsgebiet der Reuss. Gutachten zu Handen der Volkswirtschaftsdirektion des Kt. Uri. Geobot.Inst.ETH,Stiftung Rübel, Zürich. 46 S. (Polykopie).

WALTER H. und LIETH H., 1960-1967: Klimadiagramm-Weltatlas. Fischer, Jena.

WILDERMUTH H., 1980: Natur als Aufgabe. SBN, Basel. 298 S.

WILDI O. und ORLOCI L., 1988: MULVA-Y - a package for multivariate analysis of vegetation data. 122 S. (Polykopie).

WILHELM M., 1987: Tendenzen zur Veränderung der Vegetation im Urner Reussdelta nach der Dammöffnung. Diplomarbeit. Geobot.Inst.ETH,Stiftung Rübel,Zürich. 68 S. + Anhang + Karte. (Polykopie).

WILMANNS O., 1987: Naturschutz. Mitt.bad.Landesv.Naturkunde u. Naturschutz *2*, 477-481.

YERLI M., 1970: Ecologie comparée des prairies marécageuses dans les Préalpes de la Suisse occidentale. Veröff.Geobot.Inst.ETH,Stiftung Rübel, Zürich *44*, 118 S.

ZIMMERLI S., 1988: Vegetation und Standort von Schwingrasen in der Schweiz. Veröff. Geobot.Inst.ETH,Stiftung Rübel,Zürich *102*, 105 S.

ZOBRIST L., 1935: Pflanzensoziologische und bodenkundliche Untersuchung des *Schoenetum nigricantis* im nordostschweizerischen Mittelland. Beitr.Geobot.Landesaufn. *18*, 144 S.

Adresse der Redaktoren/In:

Fredy ELBER, Dr. phil II, Gewässerbiologe,
Aqua Plus, Angewandte Ökologie, Umweltforschung,
Umwelterziehung
Hauptstrasse 6
CH-8832 Wollerau

Karin MARTI, dipl. Natw. ETH
Geobotanisches Institut ETH
Stiftung Rübel
Zürichbergstrasse 38
CH-8044 Zürich

Klemens NIEDERBERGER, dipl. phil II, Gewässerbiologe
Aqua Plus, Angewandte Ökologie, Umweltforschung,
Umwelterziehung
Hauptstrasse 6
CH-8832 Wollerau

Liste der Figuren

Seite

1. Das Untersuchungsgebiet mit Uferzone 17

Liste der Figuren - Pflanzenökologie

2. Vegetation im Verlandungsbereich eines Sees und die entsprechenden Pflanzengesellschaften im Urner Reusstal 24

3.1. Dauerlinie des Messpunktes 46 37
3.2. Dauerlinie des Messpunktes 35 37
3.3. Dauerlinie des Messpunktes 38 37
3.4. Dauerlinie des Messpunktes 43 38
3.5. Dauerlinie des Messpunktes 44 38
3.6. Dauerlinie des Messpunktes 36 38
3.7. Dauerlinie des Messpunktes 37 38
3.8. Dauerlinie des Messpunktes 39 38
3.9. Dauerlinie des Messpunktes 45 39
3.10. Dauerlinie des Messpunktes 42 39
3.11. Dauerlinie des Messpunktes 33 39
3.12. Dauerlinie des Messpunktes 34 39
3.13. Dauerlinie des Messpunktes 41 39
3.14. Dauerlinie des Messpunktes 47 39
3.15. Dauerlinien der Messpunkte 12, 13, 14, 18 40
3.16. Dauerlinien der Messpunkte 5, 9 40
3.17. Dauerlinien der Messpunkte 1, 3, 4, 6 40
3.18. Dauerlinie des Messpunktes 2 41
3.19. Dauerlinien der Messpunkte 8, 10, 17 41
3.20. Dauerlinie des Messpunktes 22 41
3.21. Dauerlinien der Messpunkte 20, 21 41
3.22. Dauerlinien der Messpunkte 26, 27, 28, 29 42
3.23. Dauerlinien der Messpunkte 19, 23 42
3.24. Dauerlinien der Messpunkte 11, 15, 16 42
3.25. Dauerlinien der Messpunkte 30, 31, 32 42
3.26. Dauerlinien der Messpunkte 24, 25 43

4.1-4.7. Grundwasseranalysen - Nährstoffgehalte 45

5.1. Nährstoffgradienten ausgehend von der N2 (Nullpunkt). Ortho-Phosphat 48
5.2. Nährstoffgradienten ausgehend von der N2 (Nullpunkt). Nitrat 48

6. Entfernung der Schlickschicht aus dem Ried beim Schloss A Pro. 59

7. Zunahme des Vorkommens des Sumpf-Schachtelhalmes (*Equisetum palustre*) in Auszählquadraten entlang zunehmender Schlickschichten. 63
8. Vorkommen der Steifsegge (*Carex elata*) in Auszählquadraten entlang zunehmender Schlickschichten. 63

Liste der Tabellen - Pflanzenökologie Seite

1. Arten der "Roten Liste" (LANDOLT 1990) im Urner Reussdelta 23
2. Pflanzenarten, welche 1935 als verschwunden galten, jedoch 1984 und 1987 wieder gefunden wurden. 31
3. Dauerlinien schematisiert. Nährstoffgehalte (µg/l), pH und Leitfähigkeit (µS) des Grundwassers. 50
4. Lage der Auszählquadrate 61
5. Bezeichnung der Vegetationseinheiten der Kartierung von 1988 im Vergleich zu derjenigen von 1987. 70
6. Umwandlung der Pflanzengesellschaften im Flüeler Ried durch die Überschlickung. 71
7. Umwandlung der Pflanzengesellschaften im Seedorfer Ried durch die Überschlickung. 71
8. Umwandlung der Pflanzengesellschaften im Ried beim Schloss A Pro nach Abtragung der Schlickschicht. 73
9. Pflegekonzept zu den Ried- und Waldgebieten im Urner Reussdelta 221

List of the figures - Plant Ecology

1. Study site with riparian zone (1), delta (2), northern (3) and southern (4) along the motorway. (From AG REUSSMÜNDUNG 1984).
Geography: 435 m a.s.l., Lower Reuss valley, Canton Uri, Municipality Flüelen, Seedorf. Coordinates: 689/194. Geology: Quartary alluvial soil. Climate: Mean annual temperature 9.1°C, mean annual precipitation:1211 mm Agronomy: Former litter meadows within the protected zone, fertilized meadows outside the protected zone 17

2. Vegetation zonation of a lake bank with the corresponding plant communities in the Reuss valley. Above: Schematic representation of the vegetation units sequences at the lake bank. Below: Plant communities at the shoreline of the Reussdelta, Uri, with typical species. 24

3.1. Duration line of measurement point 46 37
3.2. Duration line of measurement point 35 37
3.3. Duration line of measurement point 38 37
3.4. Duration line of measurement point 43 38
3.5. Duration line of measurement point 44 38
3.6. Duration line of measurement point 36 38
3.7. Duration line of measurement point 37 38
3.8. Duration line of measurement point 39 38
3.9. Duration line of measurement point 45 39
3.10. Duration line of measurement point 42 39
3.11. Duration line of measurement point 33 39
3.12. Duration line of measurement point 34 39
3.13. Duration line of measurement point 41 39
3.14. Duration line of measurement point 47 39
3.15. Duration lines of measurement points 12, 13, 14, 18 40
3.16. Duration lines of measurement points 5, 9 40
3.17. Duration lines of measurement points 1, 3, 4, 6 40
3.18. Duration line of measurement point 2 41

3.19. Duration lines of measurement points 8, 10, 17 41
3.20. Duration line of measurement point 22 41
3.21. Duration lines of measurement points 20, 21 41
3.22. Duration lines of measurement points 26, 27, 28, 29 42
3.23. Duration lines of measurement points 19, 23 42
3.24. Duration lines of measurement points 11, 15, 16 42
3.25. Duration lines of measurement points 30, 31, 32 42
3.26. Duration lines of measurement points 24, 25 43

4.1-4.7. Grundwasseranalysen - Nährstoffgehalte 45
5.1. Gradients of nutrients beginning at the motorway N2. Ortho-phosphate. 48
5.1. Gradients of nutrients beginning at the motorway N2. Nitrate. 48
Points 1-4: north of the motorway
Points -1,-2: south of the motorway near the castle A Pro
6. Removal of the mud layer from the straw meadow near the castel A Pro. 59
7. Increasing occurrence of *Equisetum palustre* in the plots along increasing mud layers. 63
8. Occurrence of *Carex elata* in the plots along increasing mud layers. 63

List of tables - Plant Ecology

1. Species of the "Red List" (LANDOLT 1990) in the Reussdelta of the Canton Uri. EU = Europe, CH = Switzerland, ÖN = eastern Alps, G = ecological group, EX = extinct, E = endangered, V = vulnerable, A = attractive, R = rare, (R) = rare, but inconstant, - not present, * = recently mentioned in the Federal Red List of Switzerland. 1 = forest plants, 4 = aquatic plants, 5 = helophyte, 6 = plants of unfertilized meadows, 7 = weed or ruderal plants, N = neophyte 23
2. Plants species believed to be disappeared in 1935 and found again in 1984 and 1987. 31
3. Schematic groundwater duration lines. Nutrients contents (µg/l), pH und conductivity (µS) of the groundwater. 50
4. Situation of the plots 61
5. Signatures of the vegetation units in the map of 1988 compared to 1987. 70
6. Transformation of the plant communities in the "Flüeler Ried" by the silting up. Vegetation units after SINDELAR (1987), WILHELM (1987), in brackets vegetation units after STAUBLI (1988). 71
7. Transformation of the plant communities in the "Seedorfer Ried" by the silting up. Vegetation units after SINDELAR (1987), WILHELM (1987), in brackets vegetation units after STAUBLI (1988). 71
8. Transformation of the plant communities in the straw meadow near the castle A Pro after removal of the mudlayer.
Vegetation units after SINDELAR (1987), WILHELM (1987), in brackets vegetation units after STAUBLI (1988). 73
9. Management concept for wetland and forest regions in the Reussdelta, Uri. 221

Liste der Figuren - Limnologie Seite

2.1. Übersichtsplan mit den Probenahmestellen für die limnologischen Untersuchungen. 80

3.1. Wasserstand zum Zeitpunkt der Probenahme und jeweiliges Monatsmittel sowie das Jahresmittel von 1987. 87
3.2. Vertikale Attenuationskoeffizienten im Litoral und im Pelagial sowie die Transparenz des Oberflächenwassers (Secchi-Tiefe). 88
3.3. Temperaturverhältnisse im Uferbereich. 89
3.4. Jahresverlauf der Leitfähigkeitswerte im Uferbereich. 91
3.5. Jahresverlauf der pH-Werte im Uferbereich. 92
3.6. Jahresverlauf der Chloridkonzentration im Uferbereich. 93
3.7. Jahresverlauf der Sauerstoffkonzentration im Uferbereich. 94
3.8. Jahresverlauf der Sauerstoffsättigung im Uferbereich. 94
3.9. Jahresverlauf der Nitratkonzentration (NO_3^--N) im Uferbereich. 95
3.10. Jahresverlauf der Ortho-Phosphatkonzentration (PO_4^{3-}-P) im Uferbereich und im Pelagial. 96
3.11. Jahresverlauf der Gesamt-Phosphorkonzentration (Gesamt-P) im Uferbereich und im Pelagial. 97

4.1. Individuendichten der Phytoplankter an den sechs Probenahmestellen im Litoral und den beiden im Pelagial. 114
4.2. Frischgewicht des Phytoplanktons an den sechs Probenahmestellen im Litoral und den beiden im Pelagial. 114
4.3. Relative Häufigkeiten der Phytoplankter an der Gesamtindividuendichte im Litoral und an beiden im Pelagial. 116
4.4. Relativer Anteil einzelner Algengruppen am Frischgewicht des Phytoplanktons im Litoral und an den beiden im Pelagial. 117
4.5. Chlorophyll-a-Gehalt im Litoral und im Pelagial. 119
4.6. Trockengewicht im Litoral und im Pelagial. 119
4.7. Aschefreies Trockengewicht im Litoral und im Pelagial. 121
4.8. Verhältnis AFTG/TG im Litoral und den beiden im Pelagial. 121
4.9. Zooplanktondichte im Litoral und im Pelagial. 122

5.1. Glas-Objektträger-Gestell mit Stahldorn zur Befestigung auf dem Gewässergrund. 125
5.2. Expositionstiefen der Glasobjektträger-Gestelle der 2.5 m- und 5 m-Stufe im Litoral des Urnersees. 126
5.3. Chlorophyll-a-Gehalt auf den Objektträgern in 2.5 und 5 m Tiefe. 130
5.4. Aschefreies Trockengewicht auf den Objektträgern in 2.5 und 5 m Tiefe. 132
5.5. Prozentualer Anteil von Chlorophyll-a am aschefreien Trockengewicht auf den Objektträgern der 2.5 m- und 5 m-Stufe. 136
5.6. Deckungsgrad der Kiesel-, Blau- und Grünalgen auf den Objektträgern der 2.5 m- und 5 m-Stufe (nur Kieselalgen). 139
5.7. Relative Häufigkeiten der Kieselalgenarten mit bedeutenden Gesellschaftsanteilen im Litoral auf Objektträgern in 2.5 m Tiefe. 148
5.8. Relative Häufigkeiten der Kieselalgenarten mit bedeutenden Gesellschaftsanteilen im Litoral auf Objektträgern in 5 m Tiefe. 149
5.9. Relative Häufigkeiten der Differentialartengruppen auf den beiden Tiefenstufen im Litoral des Urnersees. 159

6.1. Labyrinthfalle, wie sie auf dem Seegrund ausgelegt wurde und zerlegt. 162
6.2. Beschaffenheit des Untergrundes an den sechs Probenahmestellen in 5 m Tiefe. 163
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. 165
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. 166
6.5. Individuenzahl der Makroinvertebraten pro Labyrinthfalle an den sechs Probenahmestellen. 169
6.6. Relative Häufigkeiten der wichtigsten Makroinvertebraten-Artengruppen an den sechs Probenahmestellen. 172
6.7. Individuenzahl *Dugesia polychroa/lugubris*, *Polycelis nigra/tenuis* und *Dendrocoelum lacteum* pro Labyrinthfalle an den sechs Probenahmestellen im Uferbereich. 173
6.8. Individuenzahl von *Herpobedella octoculata*, *H. stagnalis* und *Glossiphonia complanata* pro Labyrinthfalle an den sechs Probenahmestellen. 174
6.9. Individuenzahl von *Asellus aquaticus* pro Labyrinthfalle an den sechs Probenahmestellen im Litoral. 175
6.10. Individuenzahl der Schnecken pro Labyrinthfalle an den sechs Probenahmestellen im Uferbereich. 176

7.1. Flächen der theoretischen Flachwasserzone, der tatsächlichen Flachwasserzone sowie der bewachsenen Fläche im Reussdeltagebiet. 188
7.2-7.7. Vergleichende Darstellung der Vegetationsflächen im Uferbereich von 1982/ 1983 und 1988. 191-197

8.1. Individuendichte von *Tabellaria flocculosa*, *Rhodomonas minuta* und den diversen Flagellaten im August (vor dem Hochwasser) und im September 1987 (nach dem Hochwasser). 205

9.1. Mögliche Veränderungen des Phytoplanktons im Uferbereich als Folge der Neugestaltung der Reussmündung. 211
9.2. Mögliche Entwicklung der Invertebratengesellschaften in der Uferzone des Urner Reussdeltas nach der Neugestaltung der Reussmündung. 214

Liste der Tabellen / Limnologie

2.1. Koordinaten der Probenahmestellen im Pelagial und im Litoral. 79
2.2. Probenahmedaten der chemisch-physikalischen und biologischen Untersuchungen sowie Expositionszeiten der Objektträger im Urnersee. 81

3.1. Jahresmittelwerte und Standardabweichungen der untersuchten chemischen und physikalischen Parameter. 86
3.2. Testresultate des statistischen Vergleichs zwischen den sechs Stellen im Uferbereich und zwischen den beiden Pelagialstellen sowie zwischen Uferbereich und Pelagial. 98

3.3. Resultate der bakteriologischen Untersuchung vom 5.8.87 und vom 1.2.88 im Giessen, innerhalb der durch die Schüttung der Vogelinsel entstandenen Bucht und links der Schüttung. 102
3.4. Vergleich der Nährstoffverhältnisse während der Frühjahrszirkulation in verschiedenen Schweizer Seen. 103

4.1. Planktonalgen und deren Volumina. 109-111
4.2. Minima, Mittelwerte und Maxima der Individuendichte, des Frischgewichtes, des Chlorophyll-a-Gehaltes, des Trockengewichtes und des aschefreien Trockengewichtes. 113
4.3. Liste Zooplankter. 123

5.1. Mittlerer Chlorophyll-a-Gehalt des Aufwuchses der 2.5 m- und 5 m-Tiefenstufe sowie Verhältnis der Werte beider Tiefenstufen. 129
5.2. Mittleres aschefreies Trockengewicht des Aufwuchses der 2.5 m- und 5 m-Tiefenstufe sowie Verhältnis der Werte beider Tiefenstufen. 131
5.3. Jahressumme der gebildeten Biomasse und mittlerer täglicher Biomassezuwachs des Aufwuchses der 2.5 m- und 5 m-Tiefenstufe sowie Verhältnis der Werte beider Tiefenstufen. 131
5.4. Mittelwerte des Anteils von Chlorophyll-a am aschefreien Trockengewicht des Aufwuchses der 2.5 m- und 5 m-Tiefenstufe sowie Verhältnis der Werte beider Tiefenstufen. 136
5.5. Mittlerer Deckungsgrad des Aufwuchses in 2.5 und 5 m Tiefe. 137
5.6. Liste der Algenarten (ausser Kieselalgen) der 2.5 m- und 5 m-Stufe. 138
5.7. Kieselalgenarten und deren Gewässergüteindex. 141-146
5.8. Totale, mittlere, maximale und minimale Artenzahl der Kieselalgengesellschaften. 146
5.9. Mittlere relative Häufigkeiten der Kieselalgen-Hauptarten. 150
5.10. Maximum, Minimum und Mittelwert, der Diversität der Kieselalgengesellschaften. 152
5.11. Statistischer Vergleich der sechs Probenahmestellen bezüglich der Aufwuchsbiomasse, der Artenzahl, der Diversität der Kieselalgengesellschaften und der relativen Häufigkeiten der 18 Kieselalgen-Hauptarten. 154
5.12. Statistischer Vergleich der zwei Tiefenstufen, 2.5 und 5 m, bezüglich der Aufwuchsbiomasse, der Artenzahl und der Diversität der Kieselalgengesellschaften sowie relativen Häufigkeiten der 18 Kieselalgen-Hauptarten. 155
5.13. Gewässergütestufen mit den prozentualen Anteilen der Differentialartengruppen. 157

6.1. Mittlere Sedimentationsrate als Trockengewicht und aschefreies Trockengewicht an den sechs Probenahmestellen im Uferbereich. 164
6.2. Artenliste der Makroinvertebraten im Urner Reussdelta. 167-168
6.3. Durchschnittliche Individuenzahl pro Labyrinth, totale Artenzahl sowie durchschnittliche Artenzahl der Makroinvertebraten. 170
6.4. Durchschnittliche Individuenzahl pro Labyrinthfalle der wichtigsten Makroinvertebratenarten und -artgruppen. 171

7.1. Artenliste der Wasserpflanzen im Reussdeltagebiet. 186

List of figures / Limnology page

2.1. Map of the sampling area with the sampling stations. Distance between contour lines: 5 m. Mean water level from September 25 to October 27, altitude above sea level: 435.5 m. 80

3.1. Water level at the time of investigations and mean monthly water level during the investigation period from April 1987 to April 1988. Data from the Swiss Hydrological Service (Schweizerische Landeshydrologie und -geologie). 87

3.2. Average vertical attenuation coefficient of photosynthetically available radiation and transparency (Secchi-depth) in the littoral and in the pelagial during the investigation period from April 1987 to April 1988. m.v. = missing value. 88

3.3. Mean temperature in the littoral for the 0-5 m depth interval and in the pelagial for the 0-10 m depth interval during the investigation period from April 1987 to April 1988. 89

3.4. Conductivity in the littoral (mixed water, water column from the 0-4 m depth interval) and in the pelagial (0-10 m depth interval, mean of samples taken at 0, 1, 2.5, 5 and 10 m depths) during the investigation period from April 1987 to April 1988. 91

3.5. pH values in the littoral for the 0-5 m depth interval and in the pelagial for the 0-10 m depth interval during the investigation period from April 1987 to April 1988. 92

3.6. Chloride concentration in the littoral (mixed water, water column from the 0-4 m depth interval) and in the pelagial (0-10 m depth interval, mean of samples taken at 0, 1, 2.5, 5 and 10 m depths) during the investigation period from April 1987 to April 1988. 93

3.7. Oxygen concentration in the littoral for the 0-5 m depth interval and in the pelagial for the 0-10 m depth interval during the investigation period from April 1987 to April 1988. 94

3.8. Oxygen saturation in the littoral for the 0-5 m depth interval and in the pelagial for the 0-10 m depth interval during the investigation period from April 1987 to April 1988. 94

3.9. Nitrate concentration (NO_3^--N) in the littoral (mixed water, water column from the 0-4 m depth interval) and in the pelagial (0-10 m depth interval, mean of samples taken at 0, 1, 2.5, 5 and 10 m depths) during the investigation period from April 1987 to April 1988. 95

3.10. Ortho-phosphate concentration (PO_4^{3-}-P in the littoral (mixed water, water column from the 0-4 m depth interval) and in the pelagial (0-10 m depth interval, mean of samples taken at 0, 1, 2.5, 5 and 10 m depths) during the investigation period from April 1987 to April 1988. 96

3.11. Total phosphorus concentration in the littoral (mixed water, water column from the 0-4 m depth interval) and in the pelagial (0-10 m depth interval, mean of samples taken at 0, 1, 2.5, 5 and 10 m depths) during the investigation period from April 1987 to April 1988. 97

4.1. Mean density of individuals for phytoplankton at the six sampling stations in the littoral (mixed water, water column from the 0-4 m depth interval) and at the two sampling stations in the pelagial (0-10 m depth interval, mean of samples taken at 0, 1, 2.5, 5 and 10 m depths) during the investigation period from April 1987 to April 1988. 114

4.2. Wet weight of phytoplankton at the six sampling stations in the littoral (mixed water, water column from the 0-4 m depth interval) and at the two sampling stations in the pelagial (0-10 m depth interval, mean of samples taken at 0, 1, 2.5, 5 and 10 m depths) during the investigation period from April 1987 to April 1988. 114

4.3. Relative frequency of the phytoplanters at the six sampling stations in the littoral (mixed water, water column from the 0-4 m depth interval) and at the two sampling stations in the pelagial (0-10 m depth interval, mean of samples taken at 0, 1, 2.5, 5 and 10 m depths) during the investigation period from April 1987 to April 1988. 116

4.4. Relative amounts of several algal groups on the wet weight of the plankton at the six sampling stations in the littoral (mixed water, water column from the 0-4 m depth interval) and at the two sampling stations in the pelagial (0-10 m depth interval, mean of samples taken at 0, 1, 2.5, 5 and 10 m depths) during the investigation period from April 1987 to April 1988. 117

4.5. Chlorophyll a concentration at the six sampling stations in the littoral (mixed water, water column from the 0-4 m depth interval) and at the two sampling stations in the pelagial (0-10 m depth interval, mean of samples taken at 0, 1, 2.5, 5 and 10 m depths) during the investigation period from April 1987 to April 1988. 119

4.6. Dry weight at the six sampling stations in the littoral (mixed water, water column from the 0-4 m depth interval) and at the two sampling stations in the pelagial (0-10 m depth interval, mean of samples taken at 0, 1, 2.5, 5 and 10 m depths) during the investigation period from April 1987 to April 1988. 119

4.7. Ash-free dry weight at the six sampling stations in the littoral (mixed water, water column from the 0-4 m depth interval) and at the two sampling stations in the pelagial (0-10 m depth interval, mean of samples taken at 0, 1, 2.5, 5 and 10 m depths) during the investigation period from April 1987 to April 1988. 121

4.8. Ratio of ash-free dry weight to total dry weight at the six sampling stations in the littoral (mixed water, water column from the 0-4 m depth interval) and at the two sampling stations in the pelagial (0-10 m depth interval, mean of samples taken at 0, 1, 2.5, 5 and 10 m depths) during the investigation period from April 1987 to April 1988. 121

4.9. Density of individuals for zooplankton at the six sampling stations in the littoral (mixed water, water column from the 0-4 m depth interval) and at the two sampling stations in the pelagial (0-10 m depth interval, mean of samples taken at 0, 1, 2.5, 5 and 10 m depths) during the investigation period from April 1987 to April 1988. 122

5.1. Rack of glass slides with bar to fix on the ground. L: 48.5 cm, H: 8.5 cm (without bar). 125

5.2. Exposure depth of the glass slides at 2.5 m and 5 m depths during the investigation period from May 1987 to April 1988. 126

5.3. Chlorophyll a content on the glass slides at 2.5 m and 5 m depths during the investigation period from May 1987 to April 1988. m.v. = missing value. 130

5.4. Ash-free dry weight on the glass slides at 2.5 m and 5 m depths during the investigation period from May 1987 to April 1988. m.v. = missing value. 132

5.5. Percent of chlorophyll a of the ash-free dry weight on the glass slides at 2.5 m and 5 m depths during the investigation period from May 1987 to April 1988. 136

5.6. Degree of cover of diatoms, cyanophytes and chlorophytes on the glass slides at 2.5 m and 5 m depths (diatoms only) during the investigation period from May 1987 to April 1988. m.v. = missing value, values for the cyanophytes and

the chlorophytes at 5 m depth always ≤10%. 139

5.7. Relative frequency of the main diatom species on the glass slides at 2.5 m depth during the investigation period from May 1987 to April 1988. Hatched = major species (relative frequency at each sampling stations 10% at least once), numbers 1-6 = species with relative frequencies at the corresponding sampling station 10% at least once. m.v. = missing value. 148

5.8. Relative frequency of the main diatom species on the glass slides at 5 m depth during the investigation period from May 1987 to April 1988. Hatched = major species (relative frequency at each sampling stations 10% at least once), numbers 1-6 = species with relative frequencies at the corresponding sampling station 10% at least once. m.v. = missing value. 149

5.9. Relative frequency of the diatom differential groups on the glass slides at 2.5 m and 5 m depth during the investigation period from May 1987 to April 1988. rH 1 = 100% relative frequency, üs = very sensitive species, s = sensitive species, wt = less tolerant species, t = tolerant species. 159

6.1. Labyrinth trap (20x14x2.5 cm) for macroinvertebrates. Left: as exposed at the lake bottom, right: opened. 162

6.2. Properties of lake bottom at the six sampling stations at 5 m depth. Average estimates of the investigations from January and from April 1988. 163

6.3. Dry weight (TG) and ash-free dry weight (AFTG) of the sedimented particles and ratio of ash-free dry weight to total dry weight at sampling stations 1, 2 and 3 in the littoral during the investigation period from April 1987 to April 1988. 165

6.4. Dry weight (TG) and ash-free dry weight (AFTG) of the sedimented particles and ratio of ash-free dry weight to total dry weight at sampling stations 4, 5 and 6 in the littoral during the investigation period from April 1987 to April 1988. 166

6.5. Mean number of individuals per labyrinth trap for macroinvertebrates at the six sampling stations during the investigation period from May 1987 to April 1988. N = 4-6. m.v. = missing value. 169

6.6. Relative frequency of the main macroinvertebrate groups at the six sampling stations during the investigation period from May 1987 to April 1988. m.v. = missing value. 172

6.7. Number of individuals per labyrinth trap for *Dugesia polychroa/lugubris, Policelis nigra/tenuis* and *Dendrocoelus lacteum* at the six sampling stations during the investigation period from May 1987 to April 1988. Note the different scales. N = 4-6. m.v. = missing value. 173

6.8. Number of individuals per labyrinth trap for *Herpobdella octoculata, H. stagnalis* and *Glossiphonia complanata* at the six sampling stations during the investigation period from May 1987 to April 1988. Note the different scales. N = 4-6. m.v. = missing value. 174

6.9. Number of individuals per labyrinth trap for Asellus aquaticus at the six sampling stations during the investigation period from May 1987 to April 1988. N = 4-6. m.v. = missing value. 175

6.10. Number of individuals per labyrinth trap for snails at the six sampling stations during the investigation period from May 1987 to April 1988. N = 4-6. m.v. = missing value. 176

7.1. Area of the theoretical (0-20 m depth interval) and the actual (0-5 m) shallow water area and the vegetation area in the Reuss delta region. Data from 1982/83 by LACHAVANNE et al. (1985).

Sector 1: on the right of the River Reuss, Allmeini and Schützenrüti
Sector 2: on the left of the River Reuss, Flüelerschachen and Schanz
Sector 3: on the left of the River Reuss, Schwäb and Seedorferbucht. 188

7.2.-
7.7. Comparison of the vegetation area (size and flora composition) in the littoral 19882/83 and 1988.
Sector 1 = Allmeini and Schützenrüti
Sector 2 = Flüelerschachen and Schanz
Sector 3 = Schwäb and Seedorferbucht
--------- = 5 m isobath (boundary of the actual shallow water zone with regard to the mean water lever of many years, altitude above sea level: 433.6 m.
Investigation from 1982/83: x = occurrence of the species without declaration of the relative frequency .
Investigation from 1988: x = occurrence of one or a small number of
191-197

8.1. Density of individuals for *Tabellaria fenestrata, Rhodomonas minura* and the group of the diverse flagellates in August (before the flood event) and in September (after the flood event) at the sampling stations in the littoral and in the pelagial. Pel li = pelagial on the left of River Reuss mouth, Pel re = pelagial on the right of River Reuss mouth. 205

9.1. Possible development of the phytoplankton community in the littoral of Lake Uri as a result of the new formation of the River Reuss mouth. 211
9.2. Possible development of the macroinvertebrate communities in the littoral of Lake Uri as a result of the new formation of the River Reuss mouth. 214

List of tables / Limnology

2.1. Latitude and longitude of the sampling stations in the pelagial and the littoral. Latitude and longitude refers to the contour map 1:5000, Reusshochwasser, Canton Uri. 79
2.2. Dates of the chemical, physical and biological investigations and exposition time of the glass slides. 81

3.1. Annual mean and standard deviation of the investigated parameters during the period April 1987 to April 1988. M = mean, S = standard deviation. 86
3.2. Results of the statistical comparisons between the six sampling stations in the littoral and between the two in the pelagial as well as between the littoral and the pelagial. Significance level $p \leq 0.05$, * = $p > 0.1$. 98
3.3. Results of the bacteriological investigation from August 5, 1987 (carried out by the Labor der Urkantone) and February 1, 1988 (our investigation). The investigation were carried out in the Giessen (a channel which acts as a receiving body of water for the water treatment plant of Altdorf), within the bay behind the island for the birds and to the left of the island.
* = at the mouth of Giessen, ** = about 50 m upstream of the Giessen mouth, *** = on the right to the Giessen mouth, near the shore. 102
3.4. Comparison of the nutrient concentrations of some Swiss lakes. Values of Lake Uri from January to March 1988. * = Mean of the littoral stations

(average concentration from the 0-4 m depth interval), ** = Mean of the pelagial stations (Average concentration from the 0-10 m depth interval). Data from Lake Zuerich: Seenuntersuchungen der Wasserversorgung (Water Supply Service) Zürich (1988), from the other lakes: Bulletin des Bundesamtes für Umweltschutz (1984-1988). V = Vierwaldstättersee, Lake Lucerne. 103

4.1. Phytoplankters and their volumina. Investigation period April 1987 to April 1988.
X = net plankton. Data of phytoplankter's volumina from BÜRGI (1977), BÜRGI and LEHN (1979), FRIEDLI (1978), Water Supply Service of Zuerich and our measurements. 109-111

4.2. Minimum, mean and maximum of individual density , wet weight, chlorophyll a concentration, dry weight and ash-free dry weight at the six sampling stations in the littoral (mixed water, water column from the 0-4 m depth interval) and at the two sampling sites in the pelagial (0-10 m depth interval, mean of samples taken at 0, 1, 2.5, 5 and 10 m depth) during the investigation period from April 1987 to April 1988. Pel-l = pelagial on the left, Pel-r = pelagial on the right, Min. = minimum, Mittel. = mean, Max. = maximum. 113

4.3. List of zooplankters found in Lake Uri during the investigation period April 1987 to April 1988. 123

5.1. Mean chlorophyll a concentration (values in $\mu g/cm^2$l) of the periphyton on the glass slides at 2.5 m and 5 m depths and ratio of the values of the two depths during the investigation period 1987/88. 129

5.2. Mean ash-free dry weight (values in mg/cm^2) of the periphyton on the glass slides at 2.5 m and 5 m depths and ratio of the values of the two depths during the investigation period 1987/88. 131

5.3. Annual sum of the biomass, mean daily growth rate (measured as ash-free dry weight, values in g/m^2) of the periphyton and ratio of the values of the two depths during the investigation period 1987/88. 131

5.4. Mean portion of chlorophyll a (values in %) at the ash-free dry weight of the periphyton on the glass slides at 2.5 m and 5 m depths and ratio of the values of the two depths during the investigation period 1987/88. 136

5.5. Mean degree of cover of the periphyton on the glass slides (values in %) at 2.5 m and 5 m depths during the investigation period 1987/88. 137

5.6. List of algae (excluding the diatoms) found on the glass slides at 2.5 m and 5 m depths during the investigation period 1987/88. 138

5.7. List of diatoms found on the glass slides at 2.5 m and 5 m depths during the investigation period 1987/88 and the index of sensitivity. x = species found at the corresponding sampling station, bold = major species. Index of sensitivity: 1 = very sensitive, 2 = sensitive, 3 = less tolerant, 4 = tolerant species (see Chapter 5.4). 141-146

5.8. Total, mean, maximum and minimum species numbers of the diatom community at the six sampling stations in the littoral during the investigation period May 1987 to April 1988. Constant species = species which occur with at least 1% relative frequency during the entire investigation period.
* = smallest number of species of all samplings in September 1987, after the flood event. 146

5.9. Mean relative frequency of the major diatom species (values in %) at the six sampling stations in the littoral during the investigation period May 1987 to April 1988.Decreasing order with regard to the average relative frequency. 150

5.10. Maximum, minimum and mean diversity (values in bit/ind.) of the diatom communities at 2.5 m and 5 m depths during the investigation period May 1987 to April 1988. * = lowest diversity of all samplings in September 1987, after the flood event. 152

5.11. Statistical comparison of the six sampling stations with regard to periphyton biomass, number of species, diversity of the diatom community and the relative frequencies of the 18 major species. Friedmann Test, significance level 5%. * = $p > 0.05$. H = stations with high mean range, T = stations with low mean range. Species listed in order of the frequency of significant differences. 154

5.12. Statistical comparison of the two depths, 2.5 m and 5 m, with regard to periphyton biomass, number of species, diversity of the diatom community and the relative frequencies of the 18 major species. Wilcoxon matched pairs test, significance level 5%. * = $p > 0.05$. Species listed in order of the frequency of significant differences. 155

5.13. Water quality with percent of the diatom differential groups. üs = very sensitive, s = sensitive, wt = less tolerant, t = tolerant species. * = after HOFMANN (1987), other classifications after KRAMMER and LANGE-BERTALOT (1986). 157

6.1. Mean sedimentation rate (measured as dry weight, TG, and ash-free dry weight, AFTG) at the six sampling stations in the littoral during the investigation period May 1987 to April 1988. Number of samplings (N) = 12, station 6: N = 11. Without the sampling from September: N = 11, station 6 N = 10. 164

6.2. List of macroinvertebrates found in the littoral of Lake Uri during the investigation period 1987/88. 167-168

6.3. Mean number of individuals per labyrinth, total and mean number of species of macroinvertebrates at the six sampling stations during the investigation period 1987/88. 170

6.4. Mean number of individuals per labyrinth of the main macroinvertebrates species or species groups at the six sampling stations during the investigation period 1987/88. N = 12. 171

7.1. List of aquatic plants found in the littoral of Lake Uri. Data from the investigation 1982/82 by LACHAVANNE et al. (1985).
a = species which are protected or should be protected in Canton Uri,
b = endangered and nearly extinct species, c = species rare in Lake Lucerne,
x = occurrence cartographically recorded, + = occurrence mentioned, cartographically not recorded.
I = groups of indicators after LANG (1981): 1 = Indicator of oligotrophic to little mesotrophic places, 2 = Indicator of mesotrophic to little eutrophic places, 3 = Indicator of eutrophic to very eutrophic places. 186

BEGLEITENDES FORSCHUNGSPROGRAMM REUSSDELTA

ANHANG

		Seite
ANHANG 1	**Untersuchungsflächen Pflanzenökologie**	
1.1.	Zusammenstellung der Untersuchungsflächen	261-262
1.2.	Lage der Untersuchungsflächen (Folien 1-3) (in Bandtasche)	
ANHANG 2	**Liste der Farn- und Blütenpflanzen**	263-266
ANHANG 3	**Pflanzensoziologische Grundlagen**	
3.1.	Lokal gültige soziologische Artengruppen 1987	267
3.2.	Kartierungsschlüssel 1987	268
3.3.	Lokal gültige soziologische Artengruppen 1988	269
3.4.	Kartierungsschlüssel 1988	270
ANHANG 4	**Vegetationskarten**	
4.1.	Vegetationskarten 1987	271
4.1.1	Seedorfer Ried 1987 (in Bandtasche)	
4.1.2	Flüeler Ried 1987 (in Bandtasche)	
4.2.	Vegetationskarten 1988	272
4.2.1	Seedorfer Ried 1988 (in Bandtasche)	
4.2.2	Flüeler Ried 1988 (in Bandtasche)	
4.3.	Kolorierte Karten zum Vergleich 1987/1988	
4.3.1.	Vegetationskarte Seedorfer Ried 1987 (in Bandtasche)	
4.3.2.	Vegetationskarte Flüeler Ried 1987 (in Bandtasche)	
4.3.3.	Vegetationskarte Seedorfer Ried 1988 (in Bandtasche)	
4.3.4.	Vegetationskarte Seedorfer Ried 1988 (in Bandtasche)	
ANHANG 5	**Schlicktiefenkarten** (Folien 4-6) (in Bandtasche)	

ANHANG 1 Untersuchungsflächen Pflanzenökologie
Annexe 1. Investigation plots - plant ecology

Anhang 1.1. Zusammenstellung der Untersuchungsflächen (mit Pflanzengesellschaften 1987 und Schlicktiefen 1988).
List of investigation plots (with plant communities of 1987 and depth of mudlayers of 1988).

Ort	Fläche			Schlick-tiefe (cm)	Pflanzengesellschaft 1987
	1987	1988	Nr.	1988	
Flüeler Seite	x	x	35	1.5	Steifseggenried (*Caricetum elatae* typicum)
	x	x	38	0.5	
		x	62	1.5	
	x	x	36	1	Steifseggenried (*Caricetum elatae* typicum), im Übergang zum Hostseggenried (*Ranunculo-Caricetum hostianae*)
	x	x	43	1	
		x	60	3	
		x	65	1	
	x	x	37	1	Hostseggenried (*Ranunculo-Caricetum hostianae*), Ausbildung mit Steifsegge (*Carex elata*)
	x	x	39	1	
	x	x	44	0.5	
		x	63	1	
		x	64	1	
		x	67	1	
	x	x	42	0-0.5	Pfeifengraswiese (*Stachyo-Molinietum* typicum)
	x	x	45	1.5	Hostseggen-Pfeifengraswiese (*Stachyo-Molinietum caricetosum hostianae*), Übergang zu Davallseggenried (*Caricetum davallianae*)
		x	61	2	
		x	66	1.5	Spierstaudenried (*Valeriano-Filipenduletum*), trockene Ausbildung mit Steifsegge (*Carex elata*)
	x	x	33	3	ehemalige Futterwiese
	x	x	34	1	
See-dorfer Seite	x	x	12		Schilfröhricht (*Phragmitetum*)
	x	x	13	10	
	x	x	18	6	
	x	x	5a	4	Steifseggenried (*Caricetum elatae* typicum)
		x	5b	15	
		x	5c	32	
	x	x	7	8	Steifseggenried (*Caricetum elatae* typicum), Übergang zum Hostseggenried (*Ranunculo-Caricetum hostianae*)
	x	x	1	2	Hostseggenried (*Ranunculo-Caricetum hostianae*) Ausbildung mit Steifsegge (*Carex elata*)
	x	x	3a	5	
		x	3b	8	
		x	3c	20	
	x	x	6	6	
	x	x	2	2	Hostseggenried (*Ranunculo-Caricetum hostianae*)
	x	x	8	7	Steifseggen-Davallseggenried (*Caricetum davallianae caricetosum elatae*)
	x	x	17	11	

Anhang 1.1 (Forts. - *continued*)

Ort	Fläche			Schlick-tiefe (cm)	Pflanzengesellschaft 1987
	1987	1988	Nr.	1988	
See-dorfer Seite	x	x	10	6	Davallseggenried (*Caricetum davallianae*) mit Steifsegge (*Carex elata*)
	x	x	22	12	
		x	69a	9	
		x	69b	13	
		x	69c	19	
		x	70a	9	
		x	70b	16	
		x	70c	19	
		x	71	35	
		x	72	0-2	
	x	x	20	0-2	Kopfbinsenried (*Primulo-Schoenetum ferruginei* typicum)
	x	x	21	0-2	
		x	73	0-2	
	x	x	27	18	Steifseggen-Kopfbinsenried (*Primulo-Schoenetum ferruginei caricetosum elatae*), Variante mit Weisser Schnabelbinse (*Rhynchospora alba*)
	x	x	28	16	
	x	x	29	13	
	x	x	19	0-2	Kopfbinsen-Pfeifengraswiese (*Stachyo-Molinietum schoenetosum ferruginei*), feuchte Ausbildung
	x	x	23	21	
		x	74	0-2	
	x	x	0	4	Hostseggen-Pfeifengraswiese (*Stachyo-Molinietum caricetosum hostianae*), Übergang zu Davallseggenried
	x	x	16	10	
	x	x	11	8	Pfeifengraswiese (*Stachyo-Molinietum* typicum)
	x	x	15	9	
		x	68	20	
	x	x	30	4	Spierstaudenried (*Valeriano-Filipenduletum*), typische Ausbildung
	x	x	24	15	Spierstaudenried (*Valeriano-Filipenduletum*), trockene Ausbildung mit Steifsegge (*Carex elata*)
	x	x	25	12	Spierstaudenried (*Valeriano-Filipenduletum*), trockene Ausbildung mit Steifsegge (*Carex elata*), Übergang zu Futterwiese

ANHANG 2. Liste der Farn- und Blütenpflanzen
Annexe 2. List of pteridophytes and spermatophytes or phanerogams

A: BRÜCKER und MEIER 1984, B: BÜCHNER, SINDELAR und WILHELM 1987
Nomenklatur nach HESS et al. (1976-1980)

Art	A	B	Art	A	B
Abies alba	x	x	*Carex gracilis*	x	x
Acer pseudoplatanus	x	x	*Carex hirta*	x	x
Achillea millefolium		x	*Carex hostiana*	x	x
Acorus calamus	x	x	*Carex lepidocarpa*	x	x
Aegopodium podagraria		x	*Carex oederi*	x	x
Agropyron caninum		x	*Carex pallescens*	x	x
Agropyron repens		x	*Carex panicea*	x	x
Agrostis gigantea	x	x	*Carex paniculata*	x	x
Agrostis stolonifera	x	x	*Carex paradoxa*	x	x
Agrostis tenuis		x	*Carex pilulifera*	x	
Ajuga reptans	x	x	*Carex pulicaris*	x	x
Alchemilla xanthochlora	x	x	*Carex riparia*	x	x
Alisma plantago-aquatica	x	x	*Carex rostrata*	x	x
Allium schoenoprasum		x	*Carex silvatica*	x	x
Allium vineale		x	*Carex stellulata*	x	x
Alnus incana	x	x	*Carex tomentosa*	x	
Alopecurus pratensis	x	x	*Carex vesicaria*	x	x
Anemone nemorosa	x	x	*Carum carvi*		x
Angelica silvestris	x	x	*Centaurea jacea*	x	x
Anthoxanthum odoratum	x	x	*Centaurea scabiosa*		x
Anthyllis vulneraria	x		*Centaurium umbellatum*	x	x
Arrhenatherum elatius	x	x	*Cerastium caespitosum*		x
Aruncus silvester		x	*Chaerophyllum silvestre*	x	
Bellis perennis		x	*Chelidonium majus*		x
Berberis vulgaris	x	x	*Chrysanthemum leucanthemum*		x
Berula erecta	x		*Circaea lutetiana*	x	
Betonica officinalis	x	x	*Cirsium oleraceum*		x
Blysmus compressus	x	x	*Cirsium palustre*	x	x
Brachypodium silvaticum	x	x	*Clematis vitalba*		x
Briza media	x	x	*Colchicum autumnale*	x	x
Bromus erectus		x	*Convolvulus sepium*	x	x
Callitriche sp.	x		*Cornus sanguinea*	x	x
Calluna vulgaris	x		*Corylus avellana*	x	x
Caltha palustris	x	x	*Crataegus monogyna*	x	x
Campanula rotundifolia	x	x	*Crataegus oxyacantha*	x	x
Campanula trachelium		x	*Crepis biennis*		x
Cardamine amara	x	x	*Crepis mollis*	x	
Cardamine pratensis	x	x	*Crepis paludosa*	x	x
Carex acutiformis	x	x	*Crocus albiflorus*	x	x
Carex davalliana	x	x	*Cuscuta* sp.	x	
Carex distans	x	x	*Cyperus flavescens*	x	x
Carex disticha		x	*Dactylis glomerata*	x	x
Carex elata	x	x	*Daucus carota*		x
Carex flacca	x	x	*Deschampsia caespitosa*	x	x
Carex flava	x	x	*Drosera rotundifolia*	x	x

Anhang 2 (Forts. - *continued*)

Art	A	B	Art	A	B
Epilobium hirsutum	x	x	*Iris pseudacorus*		x
Epilobium palustre	x	x	*Iris sibirica*		x
Epipactis palustris	x	x	*Juglans regia*	x	x
Equisetum limosum	x	x	*Juncus acutiflorus*	x	x
Equisetum palustre	x	x	*Juncus alpinus*	x	x
Equisetum silvaticum		x	*Juncus articulatus*	x	x
Equisetum variegatum	x		*Juncus bufonius*	x	x
Eriophorum angustifolium		x	*Juncus compressus*	x	x
Eriophorum latifolium	x	x	*Juncus conglomeratus*	x	x
Eupatorium cannabinum		x	*Juncus effusus*	x	x
Euphorbia cyparissias		x	*Juncus inflexus*	x	x
Euphorbia stricta		x	*Juncus subnodulosus*		x
Euphrasia montana		x	*Juncus tenuis*	x	x
Evonymus europaea	x	x	*Lamium maculatum*	x	x
Festuca arundinacea	x	x	*Lamium montanum*	x	x
Festuca pratensis	x	x	*Larix decidua*		x
Festuca rubra	x	x	*Lathyrus pratensis*	x	x
Filipendula ulmaria	x	x	*Lemna minor*	x	x
Fragaria vesca	x	x	*Leontodon hispidus*	x	x
Frangula alnus	x	x	*Ligustrum vulgare*	x	x
Fraxinus excelsior	x	x	*Linum catharticum*	x	x
Galeopsis tetrahit	x	x	*Liparis loeselii*	x	
Galium album		x	*Listera ovata*	x	x
Galium palustre	x	x	*Lolium multiflorum*		x
Galium uliginosum	x	x	*Lolium perenne*	x	x
Gentiana pneumonanthe	x	x	*Lonicera xylosteum*	x	x
Gentiana verna	x		*Lotus corniculatus*	x	x
Geranium robertianum		x	*Luzula campestris*	x	x
Geum urbanum	x	x	*Luzula multiflora*	x	x
Glechoma hederaceum	x	x	*Lycopodium inundatum*	x	x
Glyceria fluitans	x	x	*Lycopus europaeus*	x	x
Glyceria plicata	x		*Lysimachia nummularia*	x	x
Gymnadenia conopea	x	x	*Lysimachia vulgaris*	x	x
Hedera helix		x	*Lythrum salicaria*	x	x
Heleocharis palustris	x	x	*Medicago lupulina*		x
Heleocharis pauciflora	x	x	*Mentha aquatica*	x	x
Helodea canadensis	x	x	*Menyanthes trifoliata*	x	x
Hemerocallis fulva	x	x	*Molinia coerulea*	x	x
Heracleum sphondylium	x	x	*Myosotis palustris*	x	x
Herminium monorchis	x	x	*Myriophyllum spicatum*	x	
Hieracium pilosella		x	*Myriophyllum verticillatum*	x	
Hieracium umbellatum		x	*Nasturtium officinale*	x	
Hippuris vulgaris	x	x	*Oenothera biennis*		x
Holcus lanatus	x	x	*Ononis repens*		x
Humulus lupulus	x	x	*Orchis incarnata*	x	x
Hypericum acutum	x	x	*Orchis latifolia*	x	x
Hypericum perforatum	x	x	*Orchis maculata*	x	x
Impatiens parviflora		x	*Orchis militaris*	x	x

Anhang 2 (Forts. - *continued*)

Art	A	B	Art	A	B
Orchis morio	x	x	*Quercus robur*		x
Orchis traunsteineri	x	x	*Ranunculus acer*	x	
Orchis ustulata	x		*Ranunculus aconitifolius*	x	x
Origanum vulgare		x	*Ranunculus ficaria*	x	x
Parnassia palustris	x	x	*Ranunculus flammula*	x	x
Pedicularis palustris	x	x	*Ranunculus friesianus*		x
Peucedanum palustre	x	x	*Ranunculus repens*	x	x
Phleum pratense	x	x	*Ranunculus trichophyllus*	x	
Phragmites communis	x	x	*Rhinanthus glaber*	x	x
Phyllitis scolopendrium		x	*Rhinanthus minor*	x	x
Picea excelsa		x	*Rhynchospora alba*	x	x
Pinguicula vulgaris	x	x	*Rosa canina*	x	x
Pinus strobus		x	*Rubus caesius*	x	x
Plantago lanceolata	x	x	*Rumex acetosa*	x	x
Plantago major		x	*Rumex acetosella*		x
Plantago media		x	*Rumex conglomeratus*	x	x
Platanthera bifolia	x	x	*Rumex crispus*	x	x
Poa annua	x	x	*Rumex obtusifolius*	x	x
Poa chaixii		x	*Salix alba*	x	x
Poa palustris	x	x	*Salix caprea*		x
Poa pratensis	x	x	*Salix cinerea*	x	x
Poa trivialis	x	x	*Salix nigricans*		x
Polygala amarella	x	x	*Salix purpurea*	x	x
Polygala vulgaris	x	x	*Sambucus nigra*	x	x
Polygonatum multiflorum		x	*Sanguisorba minor*		x
Polygonum amphibium	x	x	*Scabiosa columbaria*		x
Polygonum bistorta		x	*Schoenoplectus lacustris*	x	x
Polygonum minus	x	x	*Schoenoplectus setaceus*	x	
Polygonum mite	x	x	*Schoenus ferrugineus*	x	x
Populus nigra	x	x	*Scirpus silvaticus*	x	x
Potamogeton berchtoldii Fieber	x		*Scrophularia nodosa*	x	
Potamogeton crispus	x		*Scutellaria galericulata*	x	x
Potamogeton densus	x		*Sedum acre*		x
Potamogeton gramineus	x	x	*Sedum album*		x
Potamogeton helveticus (Fischer) Koch	x		*Selinum carvifolia*		x
			Senecio erucifolius		x
Potamogeton pectinatus	x		*Senecio paludosus*	x	x
Potamogeton perfoliatus	x		*Serratula tinctoria*	x	x
Potamogeton pusillus	x		*Sieglingia decumbens*	x	x
Potentilla anserina	x	x	*Silene flos-cuculi*	x	x
Potentilla erecta	x	x	*Silene vulgaris*		x
Potentilla reptans	x	x	*Solanum dulcamara*		x
Primula elatior	x	x	*Solidago serotina*		x
Primula farinosa	x	x	*Spiranthes aestivalis*	x	x
Prunella vulgaris	x	x	*Stachys palustris*	x	x
Prunus avium	x	x	*Stachys silvatica*		x
Prunus spinosa	x		*Succisa pratensis*	x	x
Pulicaria dysenterica	x		*Symphytum officinale*		x

Anhang 2 (Forts. - *continued*)

Art	A	B	Art	A	B
Tamus communis	x		*Typha latifolia*	x	x
Taraxacum officinale	x	x	*Typhoides arundinacea*	x	x
Taraxacum palustre	x		*Ulmus scabra*	x	x
Tetragonolobus siliquosus	x		*Urtica dioeca*	x	x
Thymus pulegioides		x	*Utricularia minor*	x	x
Tilia cordata	x	x	*Utricularia vulgaris*	x	x
Tofieldia calyculata	x	x	*Valeriana dioeca*	x	x
Trichophorum alpinum	x	x	*Valeriana officinalis*	x	x
Trifolium campestre		x	*Verbena officinalis*		x
Trifolium montanum	x	x	*Veronica anagallis- aquatica*	x	
Trifolium pratense	x	x	*Viburnum opulus*		x
Trifolium repens	x	x	*Vicia cracca*	x	x
Triglochin palustris	x	x	*Viola riviniana*	x	
Trollius europaeus	x		*Zannichellia palustris*	x	x
Tussilago farfara		x			

ANHANG 3. Pflanzensoziologische Grundlagen -*Phytosociological elements*

Anhang 3.1. Lokal gültige soziologische Artengruppen 1987 (SINDELAR und WILHELM 1987)
Locally valuable sociological species groups 1987

Trockenheitszeiger	
E/E´	*Plantago lanceolata*
	Trifolium pratense
	Colchicum autumnale
Wechseltrockenheitszeiger	
G/H	*Prunella vulgaris*
	Briza media
	Betonica officinalis
	Orchis morio
	Centaurea jacea
Grünlandpflanzen	
I	*Holcus lanatus*
	Lotus corniculatus
	Vicia cracca
	Festuca pratensis
Kalkzeiger	
K	*Schoenus ferrugineus*
	Tofieldia calyculata
	Primula farinosa
Säurezeiger	
S	*Anthoxanthum odoratum*
	Luzula multiflora
	Sieglingia decumbens
	Carex pallescens
Nässe- und Nährstoffzeiger	
Q*	*Silene flos-cuculi*
	Rhinanthus glaber
Nässezeiger	
L	*Carex hostiana*
	Carex davalliana
	Carex flava
	Carex lepidocarpa
	Orchis incarnata
	Epipactis palustris
N	*Gentiana pneumonanthe*
	Parnassia palustris
M	*Lythrum salicaria*
	Galium palustre
	Lotus uliginosus
V*	*Juncus articulatus*
	Heleocharis uniglumis
	Ranunculus repens
	Heleocharis palustris
V	*Carex elata*
	Scutellaria galericulata
	Utricularia minor
	Peucedanum palustre
W	*Eriophorum latifolium*
	Menyanthes trifoliata
V/W	*Caltha palustris*
	Ranunculus flammula
Wechselfeuchtigkeitszeiger	
Ω	*Filipendula ulmaria*
	Mentha aquatica
	Valeriana dioeca
	Lysimachia vulgaris
	Angelica silvestris
Z	*Molinia coerulea*
	Potentilla erecta
	Carex panicea
	Succisa pratensis
	Serratula tinctoria
	Galium uliginosum
	Lathyrus pratensis

Anhang 3.2. Kartierungsschlüssel 1987 (SINDELAR und WILHELM 1987)
Vegetation key 1987

V = Vegetationseinheiten - *vegetation units*
A = Artengruppen - *species groups*
X = Gruppe stark vertreten - *often occurring*
X = Gruppe mässig vertreten - *rarely occurring*
x = Gruppe schwach vertreten - *very rarely occurring*

V / A	2	6	6et	6e	3'	10	10r	3s	3*e	3e	3r	3re	8/3r	8	Ph
E/E'	X	X	X												
G/H	X		x	x	X	x		X							
I	X		X	X	X			x	x						
K						X	X	X							
S	X		x	x	X	x		X	x						
Q*		X	X	X	x				x						
L	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			
M	x	x	x	X	X			X	X	X	X	X	X	X	x
N	x														
V*	X	x	x	x	X			X	X	X	X	X	X		
V	x		X	X	x	x	x			X	x	X	X	X	x
W	x			x	x			X	X	X		x			
V/W				x					X	X	X	X	X	X	
W	X	X	X	X	X			X	X	X	X	X	X		
Z	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		

Anhang 3.3. Lokal gültige soziologische Artengruppen 1988 (STAUBLI 1988)
Locally valuable sociological species groups 1988

A *Equisetum palustre* *Phragmites communis*	**K** *Anthoxanthum odoratum*
B *Carex elata*	**L** *Agrostis gigantea* *Ranunculus repens* *Trifolium repens*
C *Lythrum salicaria* *Galium palustre*	**M** *Poa trivialis* *Lolium multiflorum*
D *Carex panicea* *Carex hostiana*	**N** *Rumex obtusifolius* *Cardamine pratensis* *Deschampsia caespitosa*
E *Carex flava* *Carex oederi* *Carex lepidocarpa* *Carex hostiana x flava*	**O** *Eriophorum angustifolium* *Menyanthes trifoliata* *Ranunculus flammula*
F *Molinia coerulea* *Potentilla erecta* *Serratula tinctoria* *Succisa pratensis*	**P** *Eriophorum latifolium*
G *Lysimachia vulgaris* *Filipendula ulmaria* *Carex gracilis*	**Q** *Juncus articulatus* *Juncus bufonius* *Juncus subnodulosus*
H *Holcus lanatus* *Ranunculus friesianus* *Festuca pratensis* *Festuca arundinacea* *Lotus corniculatus* *Vicia cracca*	**R** *Valeriana dioeca* *Myosotis palustris*
I *Carex davalliana*	**S** *Trifolium pratense*
	T *Carex appropinquata*
	U Pionierpflanzen

Anhang 3.4. Kartierungsschlüssel 1988 (STAUBLI 1988)
Annexe 3.4. Vegetation key 1988

V = Vegetationseinheiten - *vegetation units*
A = Artengruppen - *species groups*
X = Gruppe stark vertreten - *often occurring*
X = Gruppe mässig vertreten - *rarely occurring*
x = Gruppe schwach vertreten - *very rarely occurring*

V / A	0	1	2	3	3t	3w	4	4J	5	5J	6	7	8	9	10	10K	11	12	13	14	15
A	**X**	**X**	X	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	x	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**
B		x	x	**X**	x		**X**	**X**	**X**	**X**	**X**		**X**	**X**	**X**	**X**	x	X		X	
C	x	x	X	X	**X**	**X**	x	x	**X**	**X**	**X**	**X**		X	x	x	x	x		X	x
D	x	**X**	X	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**					x	x				
E		x	x	**X**	**X**	**X**	x	x	**X**	**X**		x				x	x				
F		**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**					**X**	**X**					
G	**X**		X	**X**	**X**	**X**						**X**							**X**		
H	**X**	**X**	X	**X**	**X**	**X**															
I				x	x	x						**X**									
K	**X**		x																		
L	x	**X**	x	**X**	**X**	**X**						**X**						**X**		**X**	**X**
M		**X**	x									**X**								**X**	
N																				**X**	**X**
O				x	x	x					**X**							x			
P		x				x															
Q		x						**X**									**X**	**X**		**X**	**X**
R	x		X	**X**	**X**	**X**															
S	x											**X**									
T																	**X**				
U																					**X**

ANHANG 4. Vegetationskarten - *Vegetation maps*

Anhang 4.1. Vegetationskarten 1987 - *Vegetation maps 1987*

Legenden zu Anhang 4.1.1 Seedorfer Ried und 4.1.2 Flüeler Ried

	Vegetationseinheiten	
	Schilfröhricht	
Ph	Schilfröhricht	(*Phragmitetum*)
	Grosseggenried	
8	Steifseggenried	(*Caricetum elatae* typicum)
	Kleinseggenried	
3*e	Davallseggenried, mit Steifsegge	(*Caricetum davallianae* typicum) mit (*Carex elata*)
3e	Steifseggen-Davallseggenried	(*Caricetum davallianae caricetosum elatae*)
3r	Hostseggenried	(*Ranunculo-Caricetum hostianae*)
3re	Hostseggenried, Ausbildung mit Steifsegge	
10	Kopfbinsenried	(*Primulo-Schoenetum ferruginei* typicum)
10r	Steifseggen-Kopfbinsenried, Variante mit Weisser Schnabelbinse	(*Primulo-Schoenetum ferruginei caricetosum elatae*) mit (*Rhynchospora alba*)
	Pfeifengraswiese	
2	Pfeifengraswiese	(*Stachyo-Molinietum* typicum)
3´	Hostseggen-Pfeifengraswiese, Übergang zu Davallseggenried	
3s	Kopfbinsen-Pfeifengraswiese, feuchte Ausbildung	(*Stachyo-Molinietum schoenetosum ferruginei*)
	Hochstaudenried	
6	Spierstaudenried	(*Valeriano-Filipenduletum*)
6e	Spierstaudenried, Ausbildung mit Steifsegge	
6et	Spierstaudenried, trockene Ausbildung mit Steifsegge	
	Übergangsgesellschaften	
3re/F	Hostseggenried, Ausbildung mit Steifsegge, Übergang zu Futterwiese	
6et/F	Spierstaudenried, trockene Ausbildung mit Steifsegge, Übergang zu Futterwiese	
8/3r	Steifseggenried, Übergang zu Hostseggenried	
8/6e	Steifseggenried, Übergang zu Spierstaudenried, Ausbildung mit Steifsegge	
F	ehemalige **Futterwiese** (Raygraswiese) mit Riedpflanzenarten	
-	**Grauerlenwald**	(*Equiseto-Alnetum incanae*)

Anhang 4.2. Vegetationskarten 1988 - *Vegetation maps 1988*

Legenden zu Anhang 4.2.1 Seedorfer Ried und 4.2.2 Flüeler Ried

1988	1987	**Vegetationseinheiten**
O	F	ehemalige **Futterwiese**
1	2g, 2/F	gestörte (g) Pfeifengraswiese, im Flüeler Ried: Übergang aus ehemaliger Futterwiese
2	6e	Spierstaudenried, Ausbildung mit Steifsegge
3	3re	Hostseggenried, Ausbildung mit Steifsegge
3t	3rt	Hostseggenried, trockene Ausbildung
3w	3r	Hostseggenried
4	3´e	Hostseggen-Pfeifengraswiese, Übergang zu Davallseggenried, Ausbildung mit Steifsegge
5,5w	3´	Hostseggen-Pfeifengraswiese, Übergang zu Davallseggenried
6	8/3e	Steifseggenried, Übergang zu Steifseggen-Davallseggenried
7	3*e	Davallseggenried, mit Steifsegge
8	8	Steifseggenried
9	8/S3	wie 8 mit Schilfanteil >20 Halme/m^2
10	neu	artenarme Einheit mit Pioniercharakter, auf den stark abgeschürften Flächen beim Schloss A Pro, mit Rundblättrigem Sonnentau (*Drosera rotundifolia*) und Gemeinem Fettblatt (*Pinguicula vulgaris*)
11	8/3e a	wie 8/3e mit der Gedrängtährigen Segge (*Carex appropinquata*)
12	neu	artenarme Einheit mit Pioniercharakter, auf stark überschlickten Böden
13	neu	Hochstaudenfluren mit Schilf, hauptsächlich auf stark überschlickten Böden
14	neu	Pioniergesellschaft mit Steifsegge, auf stark überschlickten Böden
15	neu	Pioniergesellschaft ohne Steifsegge, mit eingeschwemmten Pionierarten, auf stark überschlickten Böden
Ph	Ph	Schilfröhricht
R	neu	Ruderalflora
X	neu	Sand mit Sumpf-Schachtelhalm (*Equisetum palustre*)
S3	neu	Schilfanteil > 20 Halme/m^2
J	neu	mit Binsen (*Juncus* sp.) als Überschlickungszeiger
K	neu	mit Kleinseggen

LEGENDE:

a Metallstange,hoch
b einzelne Weide
c Busch in Heckenecke
d Metallstange,niedrig
e Holzpflock,oben orange
f Zaun
g Zaunpfosten,hinter Tisch
h Zaunpfosten,Waldrand
i Torpfosten
k Zaunpfosten,mit Verstrebungen
l nächster Tümpelrand
m Baum

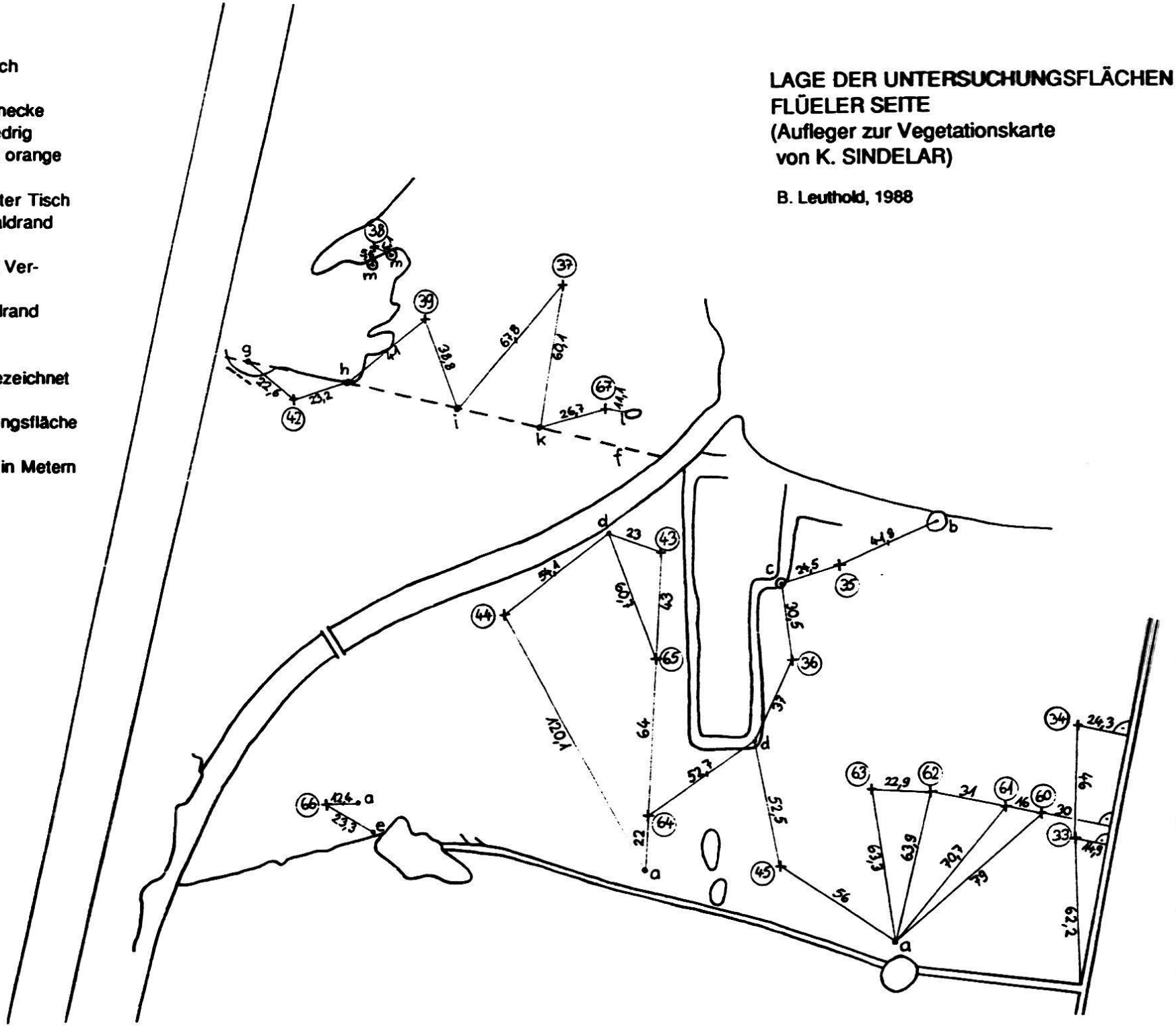
c,g,h,m orange bezeichnet

(42) Untersuchungsfläche

22,6 Entfernung in Metern

LAGE DER UNTERSUCHUNGSFLÄCHEN FLÜELER SEITE (Aufleger zur Vegetationskarte von K. SINDELAR)

B. Leuthold, 1988



Veröff.Geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich 105 (1991)
Anhang 1.2. Lage der Untersuchungsflächen (Folie 1)

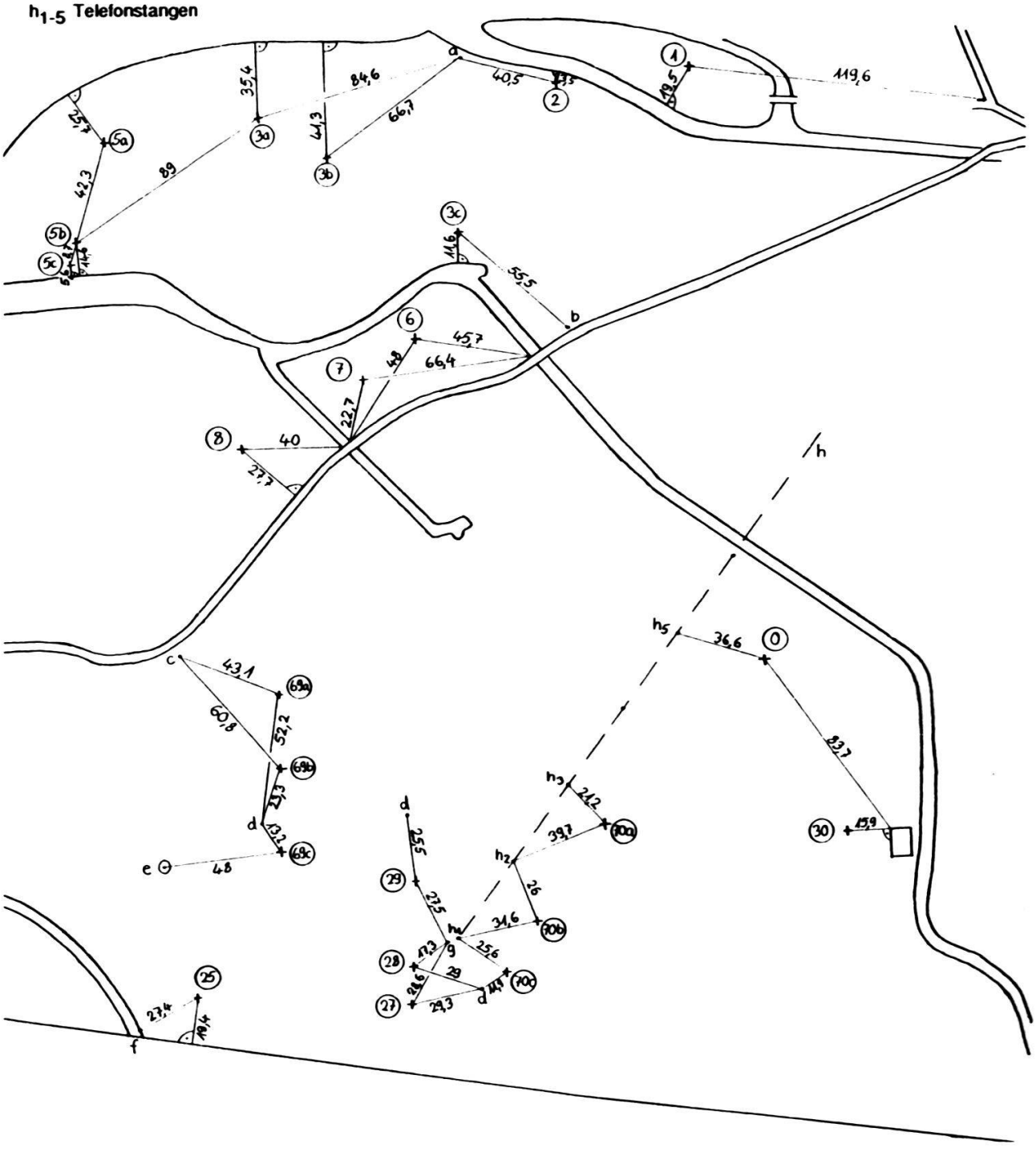
LEGENDE:

a Naturschutztafel
b Tafel des Naturschutz-lehrpfades
c Schachtdeckel
d Holzpfosten
e einzelne Weisserle, oben abgestorben
f Betonröhre, Mitte (Kanalzufluss)
g Metallstange
h Telefonleitung
h_{1-5} Telefonstangen

LAGE DER UNTERSUCHUNGSFLÄCHEN SEEDORFER SEITE

(Aufleger zur Vegetationskarte von M. WILHELM, östl. Teil)

B. Leuthold, 1988



Veröff.Geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich *105* (1991)
Anhang 1.2. Lage der Untersuchungsflächen (Folie 3)

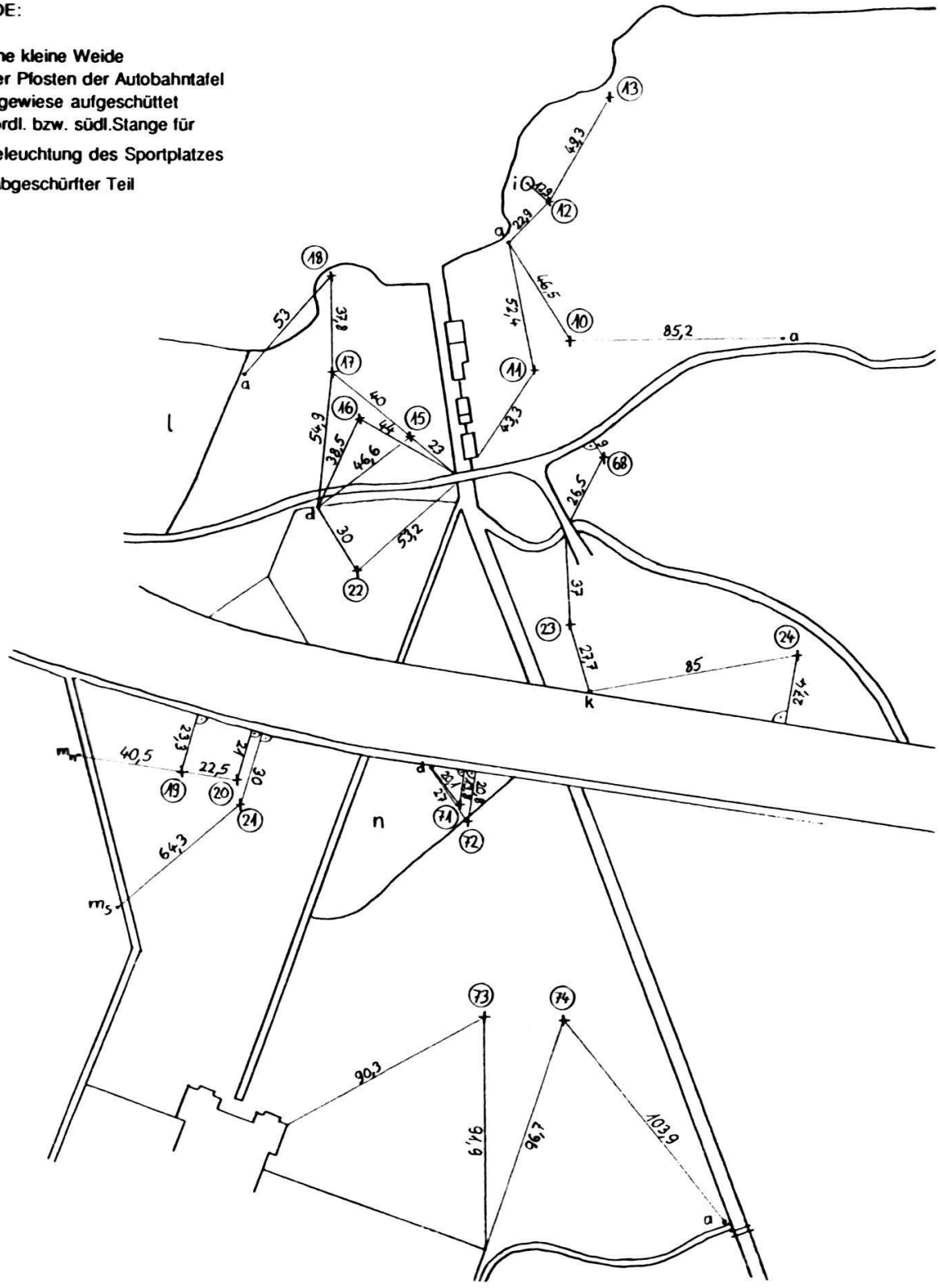
LAGE DER UNTERSUCHUNGSFLÄCHEN SEEDORFER SEITE

(Aufleger zur Vegetationskarte von M. WILHELM, westl. Teil)

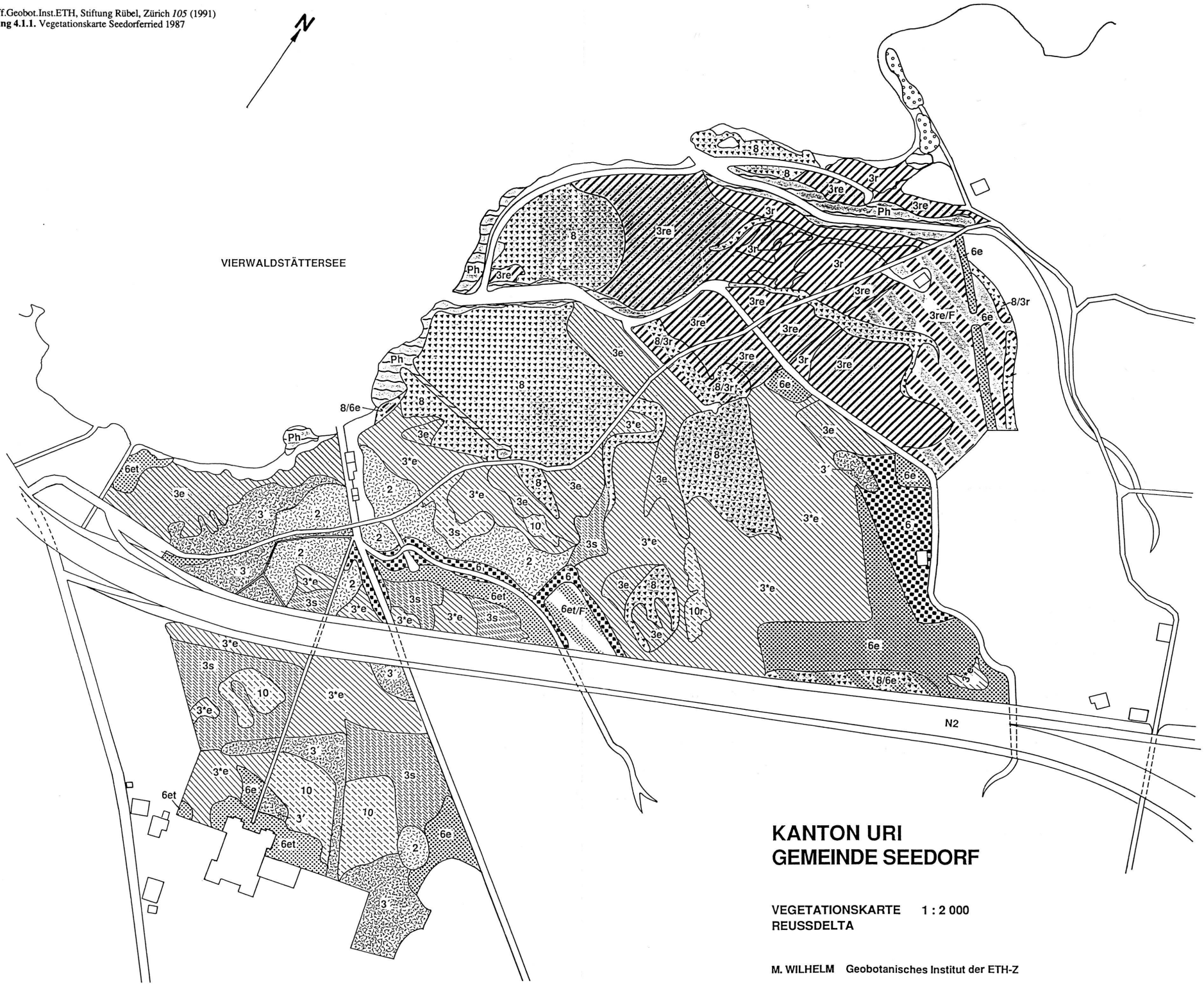
B. Leuthold, 1988

LEGENDE:

i einzelne kleine Weide
k näherer Pfosten der Autobahntafel
l zu Liegewiese aufgeschüttet
$m_{n,s}$ nördl. bzw. südl.Stange für Beleuchtung des Sportplatzes
n nicht abgeschürfter Teil



Veröff.Geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich *105* (1991)
Anhang 4.1.1. Vegetationskarte Seedorferried 1987



KANTON URI
GEMEINDE SEEDORF

VEGETATIONSKARTE 1 : 2 000
REUSSDELTA

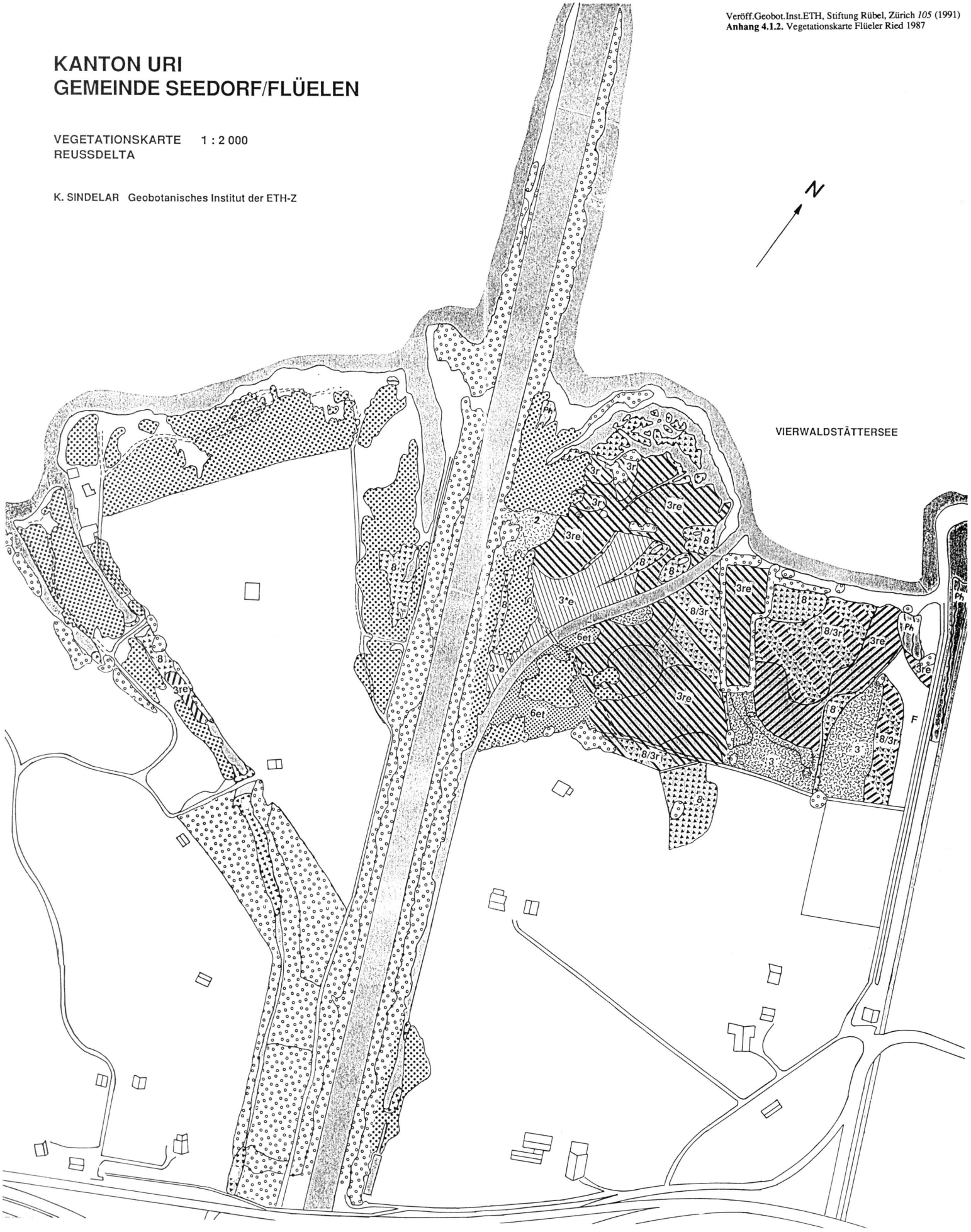
M. WILHELM Geobotanisches Institut der ETH-Z

Veröff.Geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich *105* (1991)
Anhang 4.1.2. Vegetationskarte Flüeler Ried 1987

KANTON URI
GEMEINDE SEEDORF/FLÜELEN

VEGETATIONSKARTE 1 : 2 000
REUSSDELTA

K. SINDELAR Geobotanisches Institut der ETH-Z



Veröff.Geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich *105* (1991)
Anhang 4.2.1. Vegetationskarte Seedorferried 1988

KANTON URI
GEMEINDE SEEDORF

VEGETATIONSKARTE 1988

REUSSDELTA 1 : 2000

PETER STAUBLI Geobotanisches Institut ETH-Z



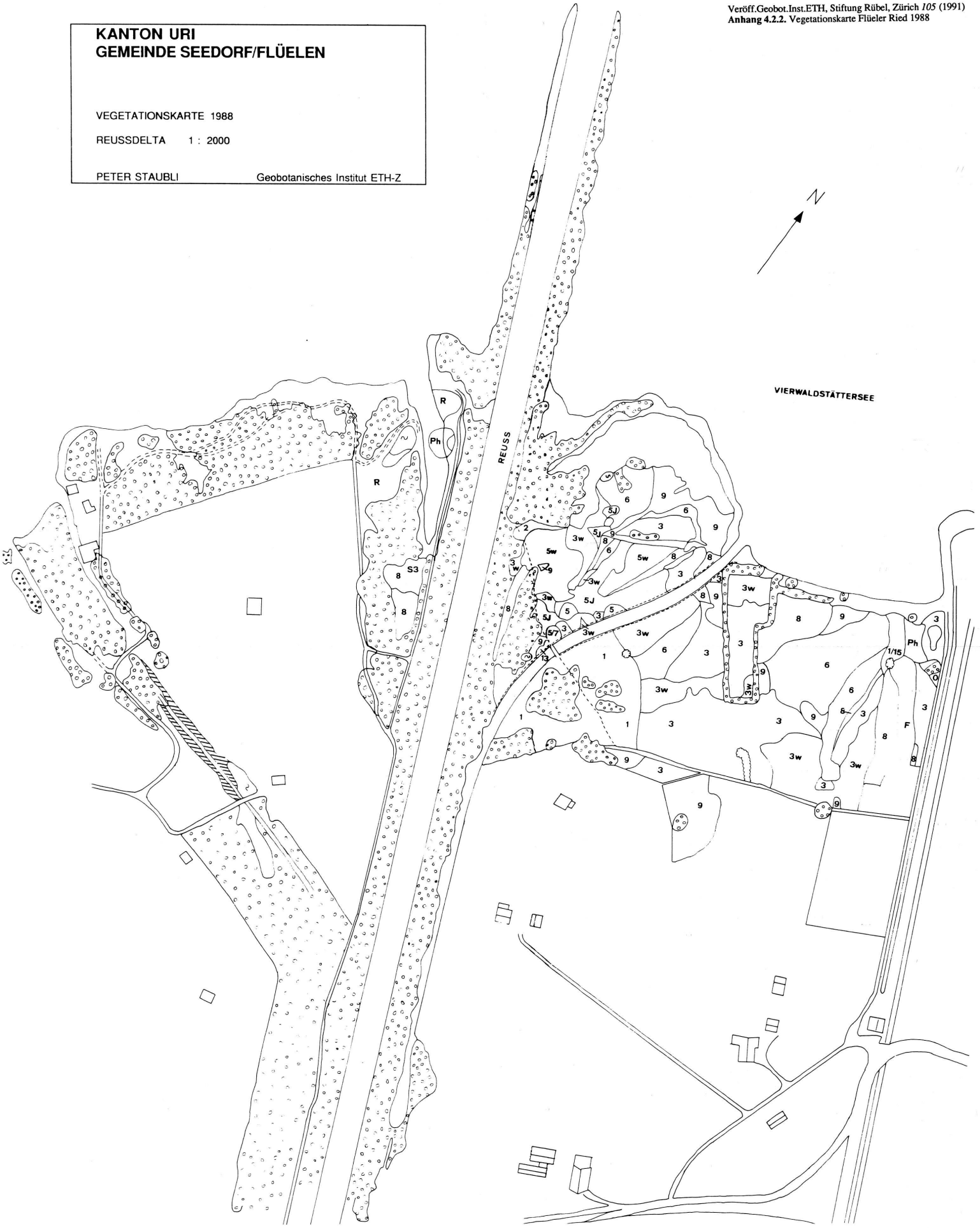
Veröff.Geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich *105* (1991)
Anhang 4.2.2. Vegetationskarte Flüeler Ried 1988

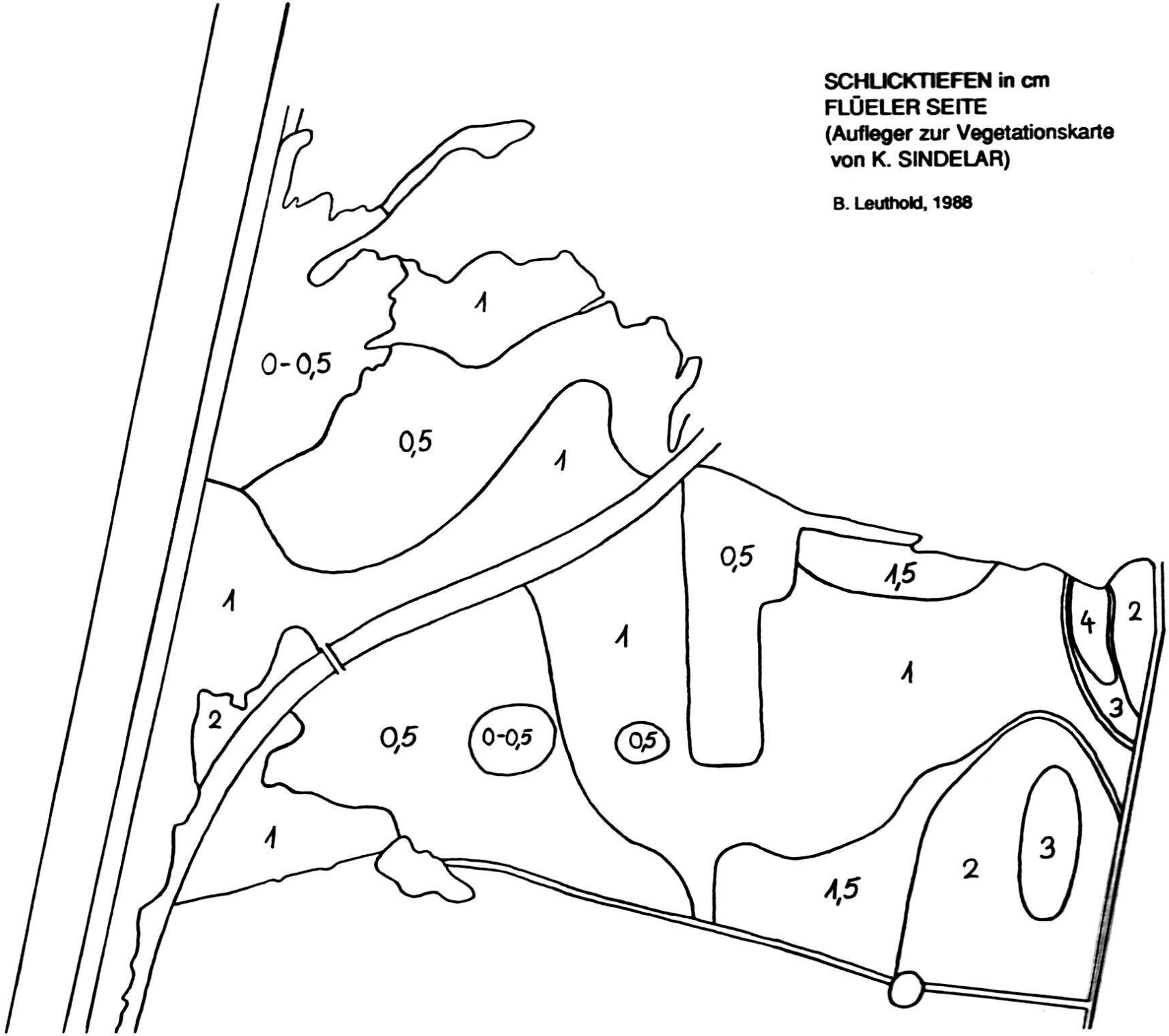
KANTON URI
GEMEINDE SEEDORF/FLÜELEN

VEGETATIONSKARTE 1988

REUSSDELTA 1 : 2000

PETER STAUBLI Geobotanisches Institut ETH-Z



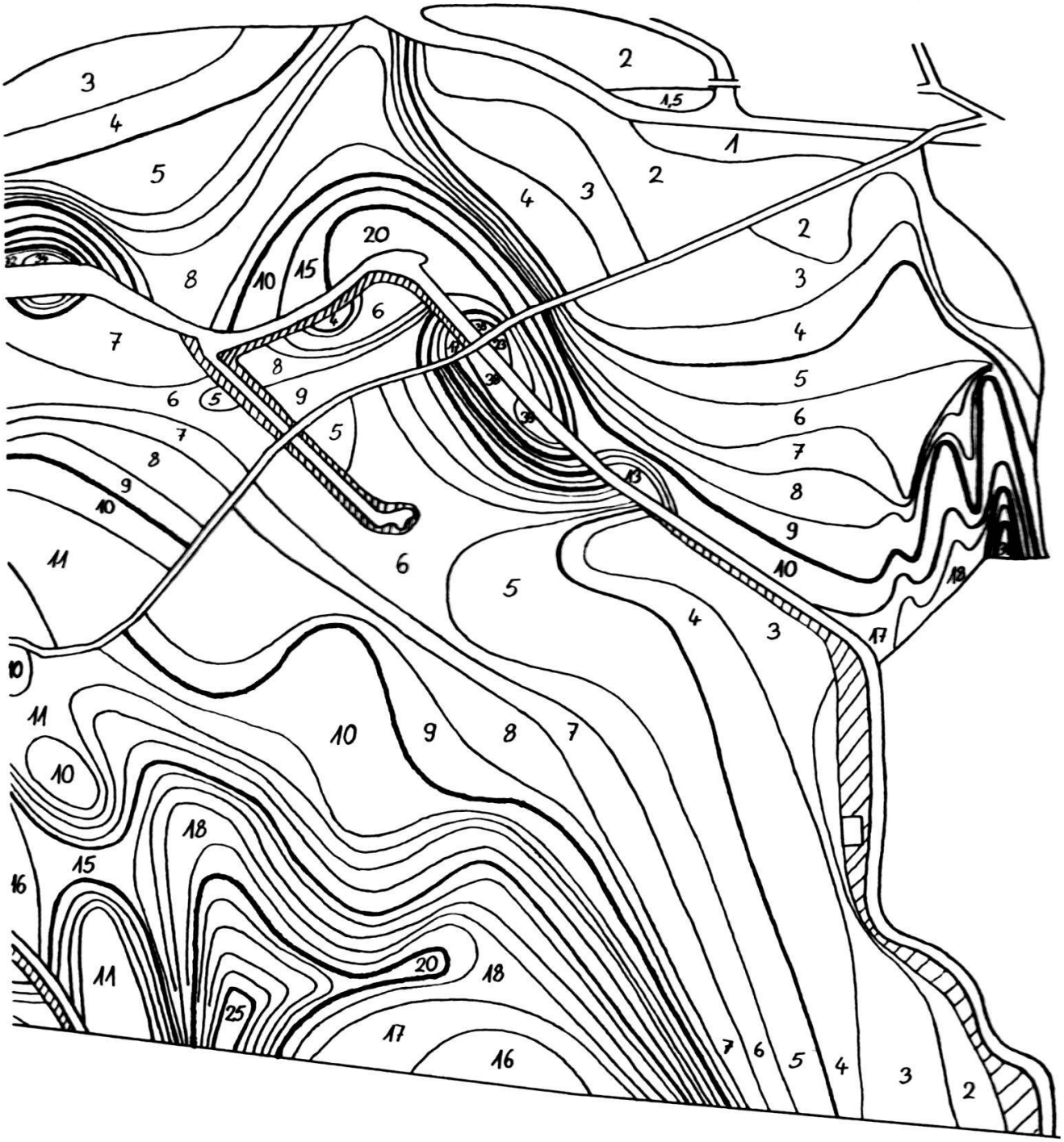


Veröff.Geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich *105* (1991)
ANHANG 5. Schlicktiefenkarten (Folie 4)

Veröff.Geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich *105* (1991)
ANHANG 5. Schlicktiefenkarten (Folie 5)

SCHLICKTIEFEN in cm
SEEDORFER SEITE
(Aufleger zur Vegetationskarte von M. WILHELM, östl. Teil)

B. Leuthold, 1988



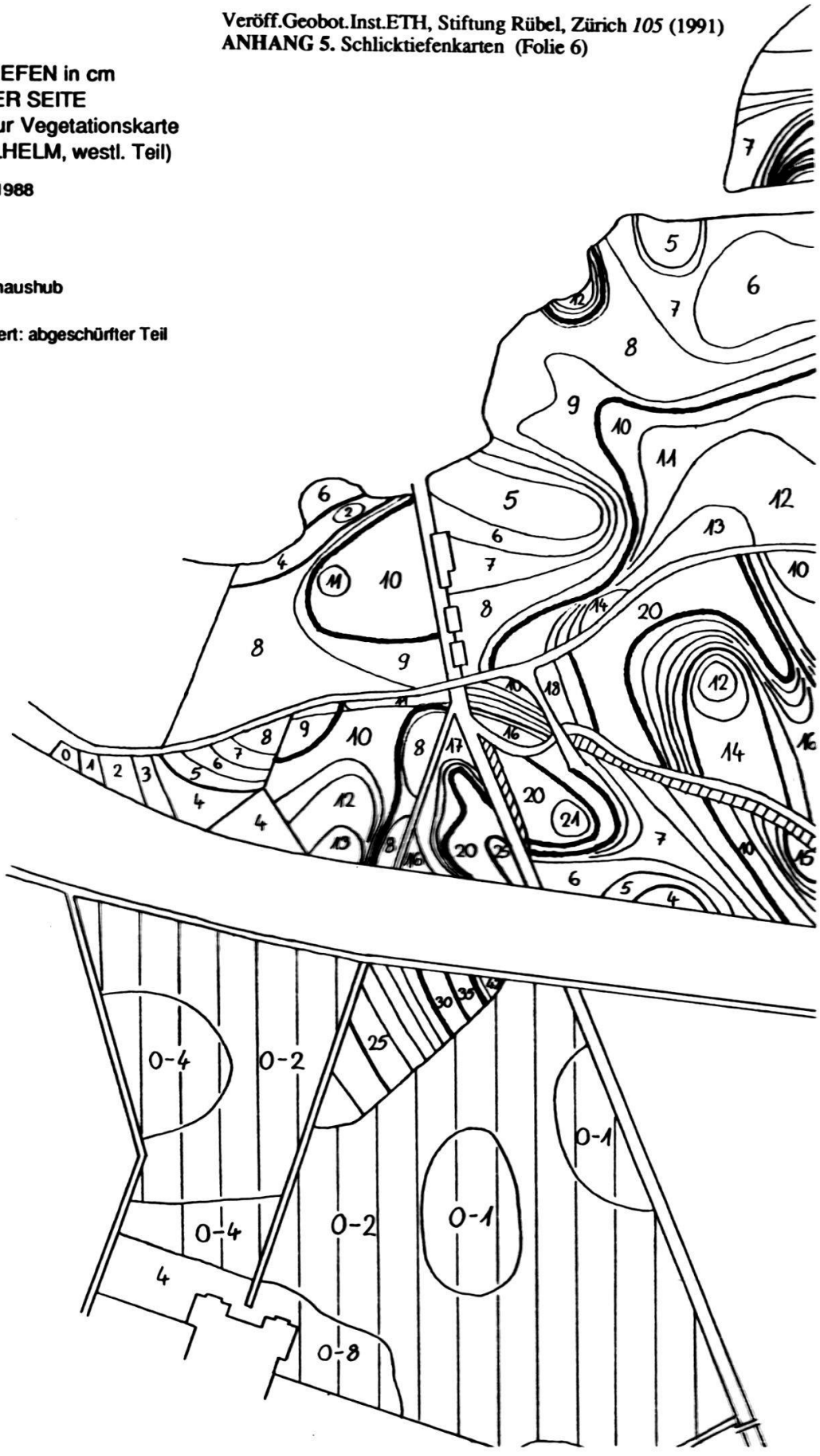
SCHLICKTIEFEN in cm
SEEDORFER SEITE
(Aufleger zur Vegetationskarte von M. WILHELM, westl. Teil)

B. Leuthold, 1988

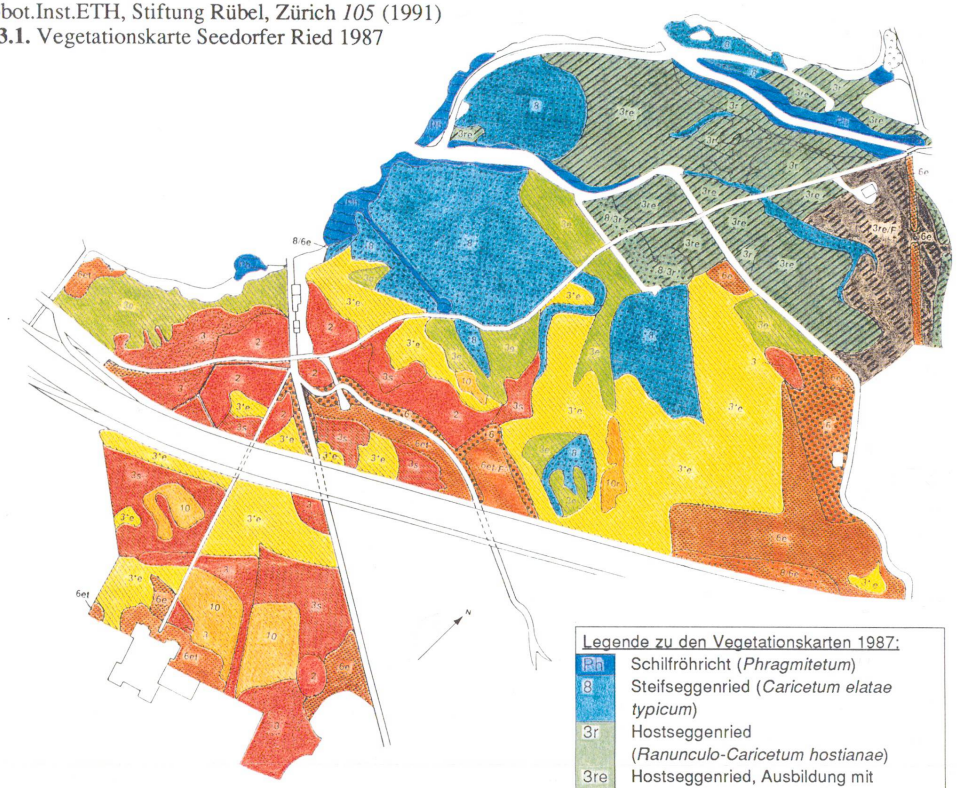
LEGENDE:

Grabenaushub

längs schraffiert: abgeschürfter Teil

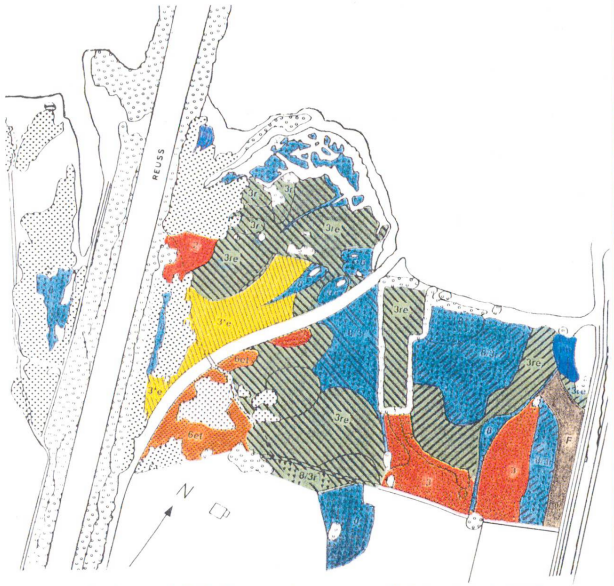


Anhang 4.3.1. Vegetationskarte Seedorfer Ried 1987



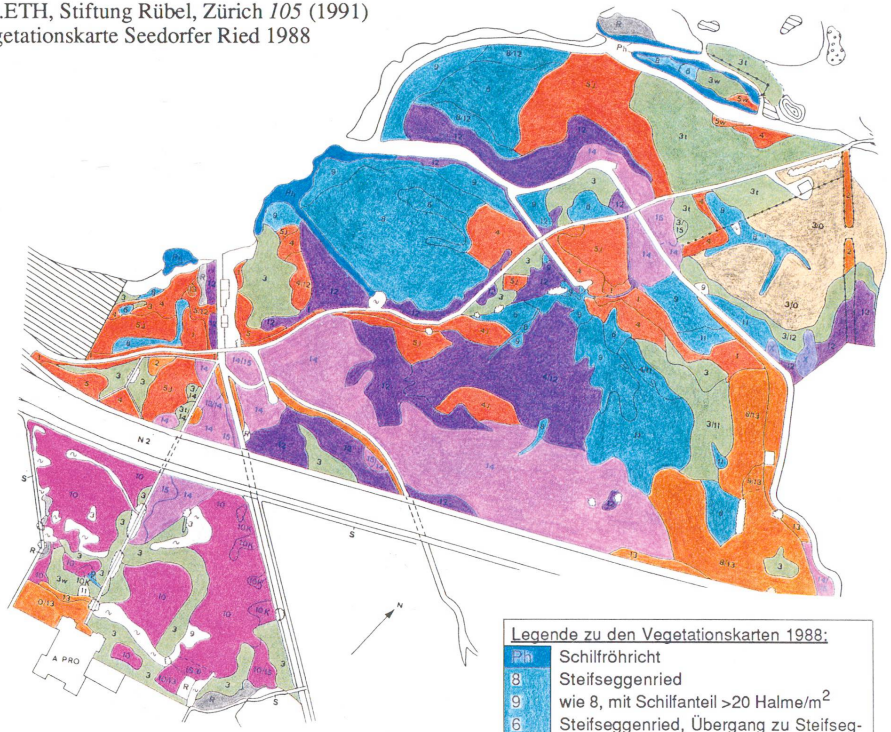
Legende zu den Vegetationskarten 1987:

Ph	Schilfröhricht (*Phragmitetum*)
8	Steifseggenried (*Caricetum elatae typicum*)
3r	Hostseggenried (*Ranunculo-Caricetum hostianae*)
3re	Hostseggenried, Ausbildung mit Steifsegge
3e	Steifseggen-Davallseggenried (*Caricetum davallianae caricetosum elatae*)
3*e	Davallseggenried (*Caricetum davallianae typicum*), mit Steifsegge (*Carex elata*)
10	Kopfbinsenried (*Primulo-Schoenetum ferruginei typicum*)
10r	Steifseggen-Kopfbinsenried (*Primulo-Schoenetum ferruginei caricetosum elatae*), mit Weisser Schnabelbinse (*Rhynchospora alba*)
2	Pfeifengraswiese (*Stachyo-Molinietum typicum*)
3'	Hostseggen-Pfeifengraswiese, Übergang zu Davallseggenried
3s	Kopfbinsen-Pfeifengraswiese (*Stachyo-Molinietum schoenetosum ferruginei*), feuchte Ausbildung
6	Spierstaudenried (*Valeriano-Filipenduletum*)
6e	Spierstaudenried, Ausbildung mit Steifsegge
6et	Spierstaudenried, trockene Ausbildung mit Steifsegge
F	ehemalige Futterwiese (Raygraswiese) mit Riedpflanzenarten
	Grauerlenwald (*Equiseto-Alnetum incanae*)



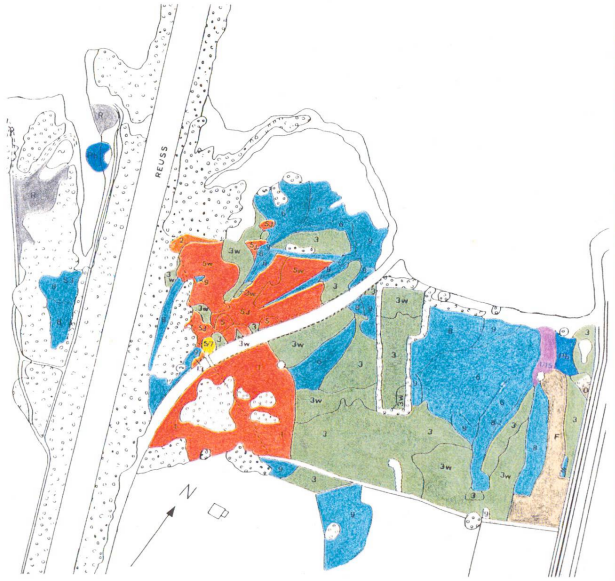
Anhang 4.3.2. Vegetationskarte Flüeler Ried 1987

Anhang 4.3.3. Vegetationskarte Seedorfer Ried 1988



Legende zu den Vegetationskarten 1988:

Ph	Schilfröhricht
8	Steifseggenried
9	wie 8, mit Schilfanteil >20 Halme/m^2
6	Steifseggenried, Übergang zu Steifsegg-Davallseggenried
11	wie 6, mit Gedrängtähriger Segge (*Carex appropinquata*)
3	Hostseggenried, mit Steifsegge
3w	Hostseggenried
3t	Hostseggenried, trockene Ausbildung
7	Davallseggenried, mit Steifsegge
4	Hostseggen-Pfeifengraswiese, Übergang zu Davallseggenried, mit Steifs.
5,5w	Hostseggen-Pfeifengraswiese, Übergang zu Davallseggenried
1	gestörte Pfeifengraswiese
2	Spierstaudenried, mit Steifsegge
13	Hochstaudenfluren mit Schilf, v.a. auf stark überschlickten Böden
0,F	ehemalige Futterwiese
10	artenarme Einheit mit Pioniercharakter, mit Rundblättrigem Sonnentau (*Drosera rotundifolia*) und Gemeinem Fettblatt (*Pinguicula vulgaris*)
12	artenarme Einheit mit Pioniercharakter, auf stark überschlickten Böden
14	Pioniergesellschaft mit Steifsegge, auf stark überschlickten Böden
15	Pioniergesellschaft ohne Steifsegge, mit eingeschwemmten Pionierarten, auf stark überschlickten Böden
X	Sand mit Sumpf-Schachtelhalm (*Equisetum palustre*)
R	Ruderalflora
S3	Schilfanteil > 20 Halme/m^2
J	mit Binsen (*Juncus spec.*) als Überschlickungszeiger
K	mit Kleinseggen



Anhang 4.3.4. Vegetationskarte Seedorfer Ried 1988