

# Zusammenfassung : Limnologie

Objekttyp: **Chapter**

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

Band (Jahr): **105 (1991)**

PDF erstellt am: **03.07.2024**

## **Nutzungsbedingungen**

Die ETH-Bibliothek ist Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Inhalten der Zeitschriften. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern.

Die auf der Plattform e-periodica veröffentlichten Dokumente stehen für nicht-kommerzielle Zwecke in Lehre und Forschung sowie für die private Nutzung frei zur Verfügung. Einzelne Dateien oder Ausdrucke aus diesem Angebot können zusammen mit diesen Nutzungsbedingungen und den korrekten Herkunftsbezeichnungen weitergegeben werden.

Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Die systematische Speicherung von Teilen des elektronischen Angebots auf anderen Servern bedarf ebenfalls des schriftlichen Einverständnisses der Rechteinhaber.

## **Haftungsausschluss**

Alle Angaben erfolgen ohne Gewähr für Vollständigkeit oder Richtigkeit. Es wird keine Haftung übernommen für Schäden durch die Verwendung von Informationen aus diesem Online-Angebot oder durch das Fehlen von Informationen. Dies gilt auch für Inhalte Dritter, die über dieses Angebot zugänglich sind.

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<sub>2</sub>-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 (insbesondere *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 Phytoplanktonindividuen-dichte 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 (=  $\beta$ -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  $\beta$ -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<sup>2</sup>. Der Anteil der bewachsenen Fläche an 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 Pflanzensammensetzung 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 Gesamtindividuumdichte
  - Erhöhung des Chlorophyll-a-Gehaltes
  - Abnahme der Individuumdichte und der relativen Häufigkeit von *Tabellaria flocculosa* infolge Kopräzipitation und rascher Sedimentation
  - Zunahme der Individuumdichte 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 Gesamtindividuumzahl
  - 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 Biozöosen 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 Biozöosen 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.