# Beziehung zwischen Wasserqualität und Vorkommen von Lemnaceae im Hänsiried (Zürich) = Relation between quality of water and occurrence of Lemnaceae in the Hänsiried (Zürich)

Autor(en): **Gilge, René**

Objekttyp: **Article**

Zeitschrift: **Berichte des Geobotanischen Institutes der Eidg. Techn. Hochschule, Stiftung Rübel**

Band (Jahr): **55 (1989)**

PDF erstellt am: **27.05.2024**

Persistenter Link: https://doi.org/10.5169/seals-377751

**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.

Ein Dienst der *ETH-Bibliothek*
ETH Zürich, Rämistrasse 101, 8092 Zürich, Schweiz, www.library.ethz.ch

**http://www.e-periodica.ch**

Ber.Geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich *55*(1989), 89-130

# Beziehung zwischen Wasserqualität und Vorkommen von *Lemnaceae* im Hänsiried (Zürich)

## Relation between quality of water and occurrence of *Lemnaceae* in the Hänsiried (Zürich)

von

René GILGEN

## Inhalt


| | | |
|---|---|---|
| 1. | Einleitung | 90 |
| 1.1. | Problemstellung | 90 |
| 2. | Material und Methoden | 91 |
| 2.1. | Feldversuch | |
| 2.2. | Kontrollierter Aussetzversuch | 93 |
| 3. | Ergebnisse | 96 |
| 3.1. | Feldversuch | 96 |
| 3.2. | Kontrollierter Aussetzversuch | 109 |
| 4. | Diskussion | 115 |
| | Zusammenfassung - Summary | 127 |
| | Literaturverzeichnis | 128 |

# 1. EINLEITUNG

Die vorliegende Veröffentlichung gibt einen Überblick über die Ergebnisse einer im Jahre 1988 am Geobotanischen Institut durchgeführten Diplomarbeit. Nachträglich wurden noch zwei bestätigende Eisenmesserien erhoben, die auch Eingang in diesen Bericht fanden. An dieser Stelle möchte ich Herrn Prof. Dr. E. Landolt für seine stete Hilfsbereitschaft ganz herzlich danken. Weiter gebührt auch all jenen einen herzlichen Dank, die mir in irgendeiner Weise hilfreich zur Seite standen, insbesondere den Mitarbeitern des Geobotanischen Instituts.

## 1.1. Problemstellung

In der Literatur sind viele Daten über physiologische Experimente mit *Lemnaceae* zu finden. Trotzdem sind die exakten ökologischen Ansprüche dieser Monokotyledonen nur ungenügend bekannt. Dies kommt wahrscheinlich daher, dass die wichtigsten ökologischen Faktoren nicht unabhängig voneinander reagieren und oft starken Jahresschwankungen unterliegen. Diese Arbeit befasst sich nun vor allem mit der Frage, ob die *Lemnaceae* trotz dieser heiklen Umstände als Indikatoren von Gewässerverschmutzung benutzt werden können.
Als Untersuchungsgebiet wurde das Hänsiried gewählt. Dieses Flachmoor liegt im Katzenseegebiet an der nördlichen Peripherie der Stadt Zürich. Es umfasst eine Fläche von etwa elf Hektaren und hat um die 60 Torftümpel. Obschon die Teiche sehr nahe beieinander liegen und die Verteilung der Wasserlinsenglieder durch Enten und andere Tiere eigentlich gewährleistet sein sollte, kommen die *Lemnaceae* nur in einigen Teichen gehäuft vor.
So stellten sich die folgenden Fragen:

- Ist in den *Lemnaceae*-freien Teichen ein erfolgreiches Aufkommen der Wasserlinse nicht möglich?
- Durch welche Faktoren (chemischer, physikalischer oder biologischer Natur) oder durch welche Faktorenkombination wird eine erfolgreiche Besiedlung verhindert, durch welche gefördert?
- Reagieren die *Lemnaceae* bzw. bestimmte Vertreter dieser Familie besonders stark auf einen bestimmten Faktor oder eine bestimmte Faktorenkombination? Welches sind diese Hauptfaktoren?
- Wie beeinflusst die Konkurrenz anderer Wasserpflanzen die Vermehrung der *Lemnaceae*?

Um diese Fragen zu beantworten, wurden folgende Versuchsanordnungen gewählt:

1. Vergleich der natürlichen Bedeckung der *Lemnaceae* in den Teichen des Hänsiried mit möglichst vielen physikalischen, chemischen und biologischen Daten dieser Teiche.
2. Kontrollierter Aussetzversuch von sechs *Lemnaceae*-Arten in sechs bestimmten Teichen des Hänsiried.

# 2. MATERIAL UND METHODEN

## 2.1. Feldversuch

Insgesamt wurden in 54 Teichen und Torfstichen mindestens einmal ökologische Untersuchungen durchgeführt. Die Wasseranalysen erfolgten zwischen dem 26. Mai 1987 und dem 2. August 1988, wobei die Messerien des Jahres 1987 v.a. orientierenden Charakter hatten. Vom 10. Mai 1988 bis zum 2. August 1988 wurden alle vier Wochen Wasserproben gesammelt und ausgewertet.
Die Teiche wurden bezüglich folgender Faktoren untersucht:

- Artenzusammensetzung und Deckungsgrad der *Lemnaceae* nach BRAUN-BLANQUET (1964). Jedesmal bei der Wasserprobennahme wurde auch gleich die Bedeckung der Teiche mit *Lemnaceae* aufgenommen.
- Physikalische Daten des Teichwassers: pH-Wert, Leitfähigkeit und Wassertemperatur. Diese Faktoren wurden bei allen Wasserproben gemessen.
- Chemismus des Teichwassers:
  a) Regelmässig gemessen wurden die Gehalte von Ammoniumstickstoff $NH_4^+$-N, Nitratstickstoff $NO_3^-$-N, ortho-Phosphat o-P und gelöstem Gesamt-Phosphor P-G, sowie von $Ca^{2+}$-, $Mg^{2+}$-, $K^+$- und $Na^+$-Ionen.
  b) Nur einmal gemessen wurden die Sulfatkonzentration $SO_4^{2-}$, sowie die Spurenelemente $Fe^+$ und $Mn^+$. Der Eisengehalt wurde nachträglich nochmals am 2. November 1988 und am 16. März 1989 gemessen.
- Tagesgang und Schichtung der regelmässig gemessenen Standortfaktoren in zwei Teichen (orientierende Messung).
- Phosphorgehalt im Sediment in acht ausgewählten Teichen.
- Exponentielles Temperaturmittel von sieben ausgewählten Teichen in der Zeit vom 10. Mai 1988 bis zum 2. August 1988.

Weiter wurden am 26. September 1988 mittels elektrischem Abfischen Abklärungen über den Fischbestand in den Teichen des Hänsiried getroffen.

### 2.1.1. Probennahme und Untersuchungsmethoden der regelmässigen Messungen

Für die wasserchemischen Untersuchungen wurde Oberflächenwasser aus 0 bis 10 cm Tiefe entnommen.

a) Die physikalischen Daten wurden direkt **im Gelände** gemessen:
   - Die **elektrische Leitfähigkeit** wurde mit einem Leitfähigkeitsmessgerät vom Typ WTW LF 91 und der LF-Messzelle WTW KLE 1/T bestimmt, die direkt die temperaturkorrigierten Messwerte liefert. Die Angaben erfolgten bei unserer - vom Werk abgeänderten - Messzelle auf 20° C umgerechnet in µS/cm.
     Auch die **Wassertemperatur** konnte direkt mit dieser Messzelle abgelesen werden.
   - Der **pH-Wert** wurde mit einem WTW pH 90 mit kombinierter pH-Glaselektrode bestimmt.

b) Die chemischen Analysen (ausser Kationen) wurden am nächsten Tag **im Labor** des Geobotanischen Instituts durchgeführt. Die Wasserproben wurden für den Transport in 500 ml Plastikflaschen (Polyäthylen) abgefüllt und noch am Tag der Probennahme mit einer Miliporenutsche (Durchmesser 4.7 cm) mit Whatman® Glasfaserfilter GF/F (0.7 µm Porendurchmesser) filtriert. Bei stark verschmutzten Proben wurde das Wasser mit dem Glasfaserfilter GF/A (Porendurchmesser 1.6 µm) vorfiltriert.
   Die chemischen Analysen wurden nach folgenden Methoden durchgeführt:
   - **$NH_4^+$-N:** kolorimetrischer Nachweis als Indophenol nach WAGNER (1969), modifiziert nach EAWAG (Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz).
   - **$NO_3^-$-N:** kolorimetrischer Nachweis als Nitrosalicylsäure (nach EAWAG).
   - **o-P:** kolorimetrischer Nachweis nach VOGLER (1965), modifiziert nach EAWAG.
   - **P-G:** Druckaufschluss während 60 Minuten bei 120° C mit 5%-iger Kaliumperoxidsulfatlösung. Danach kolorimetrischer Nachweis nach VOGLER (1965), modifiziert nach EAWAG.
   - Die **$Ca^{2+}$-, $Mg^{2+}$-, $Na^+$- und $K^+$-Ionen** wurden einige Tage bis zwei Wochen nach der Probennahme, je nach verfügbarer Zeit, mit dem Atomabsorber (Perkin-Elmer 5000) der EAWAG gemessen.

### 2.1.2. Probennahme und Untersuchungsmethoden der einmaligen Messungen

- Die **Sulfat**konzentration wurde nephelometrisch (Trübungsmessung) bestimmt. Durch Zugabe von Bariumchlorid-Lösung bildeten die Sulfat-Ionen unlösliche Bariumsulfate, die in einer Gelatine-Lösung suspendiert blieben. Die Trübung wurde mit dem Photometer bei 490 nm gemessen (nach EAWAG, Abt. Limnologie).
- Die **Eisen**- und **Mangan**konzentration wurde mit dem Atomabsorber der EAWAG gemessen. Damit diese beiden Spurenelemente nicht ausfielen, wurden die Wasserproben beim Sammeln direkt in 0.1 N Salpetersäure filtriert. Der pH-Wert der angesäuerten Probe sollte zwischen 1 und 2 liegen (nach EAWAG, Abt. Limnologie).
- Für die Bestimmung des **Gesamt-Phosphors im Sediment** wurden vom Teichgrund mit einem Plexiglasrohr mehrere Bohrkerne gesammelt. Im Sediment waren drei relativ deutlich voneinander abgegrenzte Schichten zu erkennen. Die sich entsprechenden Schichten der Proben eines Teiches wurden vermischt und diese Mischproben im Trockenschrank bei 50-60°C getrocknet. Danach wurden sie mit einem 2 mm Sieb gesiebt und mit einer Scheibenschwingmühle aus Wolframkarbit bei 1400 Umdrehungen pro Minute während 30 Sekunden gemörsert. Nach dem zehn- bis zwölfstündigen Perchloraufschluss und der Anfärbung des Phosphors mit einem Vanadat-Molybdat-Reagenz erfolgte die photospektrometrische Messung der nun gelb gefärbten Phosphorkomplexe (nach BOHNE et al. 1958).
- Zur Bestimmung des **exponentiellen Temperaturmittels** über die Zeit von Mai 1988 bis August 1988 wurde die Zuckerinversionsmethode von PALLMANN et al. (1940) angewandt.

## 2.2. Kontrollierter Aussetzversuch

Mit dem kontrollierten Aussetzversuch sollte ermittelt werden, ob in den untersuchten Teichen bei gleichbleibenden Bedingungen eine andere als die natürlich vorkommende *Lemnaceae*-Artenzusammensetzung möglich ist. Gleichzeitig sollte mit diesem Versuch das Ausmass des Frasses grösserer Tiere wie Enten und Fische auf die *Lemnaceae* abgeschätzt werden. Der Versuch wurde in sechs ausgewählten Teichen des Hänsiried mit sechs *Lemnaceae*-Arten durchgeführt, die in der Schweiz oder in benachbarten Ländern vorkommen (Tab. 1).

**Tab. 1.** Herkunft der sechs verwendeten *Lemnaceae*-Stämme (nach LANDOLT 1980).
*Origin of the six used Lemnaceae-strains (after LANDOLT 1980).*

| Art (Name des Sammlers) | Stamm | Herkunft |
|---|---|---|
| *Lemna minor* (Gilgen) | - | Zürich, Hänsiried |
| *Lemna trisulca* (Gilgen) | - | Zürich, Hänsiried |
| *Lemna gibba* (Landolt) | 8428 | Aargau, Koblenz |
| *Lemna minuscula* (Hegi) | 8385 | St. Gallen, Altenrhein |
| *Spirodela polyrrhiza* (Landolt) | 7344 | Jura, Bonfol |
| *Wolffia arrhiza* (Tüxen) | 7014 | Deutschland, Niedersachsen, Wendeland, Dannenberg |

Für diesen Versuch wurde mit einer natur-durchscheinenden Verpackungsdose aus Hart-Polyäthylen mit einem Inhalt von 5.5 l ein Käfig gebastelt (Fig. 1). Boden und Deckel wurden ausgeschnitten und mit einem Nylonnetzchen mit 1 mm Maschenweite überspannt. Mit einer Styroporplatte wurde das Ganze schwimmfähig gemacht.
In jeden der sechs Versuchsteiche wurden zehn solche Käfige gebracht (Fig. 2), die mit einer Schnur an einem Pfahl am Ufer befestigt wurden. Bei Versuchsbeginn am 9. Mai 1988 wurden in jedem dieser Teiche von jeder Art 50 Glieder in einen eigenen Käfig ausgesetzt. Bei sechs verwendeten Arten waren nun also sechs Käfige besetzt. Die restlichen vier Käfige wurden folgendermassen mit *Lemnaceae* beimpft: In einen Käfig wurden je 50 Glieder der in diesem Gebiet natürlich vorkommenden *Lemnaceae*-Arten, d.h. 50 *L. minor*- und 50 *L. trisulca*-Glieder, gebracht. In den anderen drei Käfigen wurden je 50 Glieder aller sechs Arten ausgesetzt. Bei zwei Käfigen wurden die Öffnung im Boden und im Deckel nicht mit einem Nylonnetzchen überspannt, damit der Tiereinfluss abgeschätzt werden konnte.
In der Regel wurden die Glieder in den einzelnen Käfigen alle zwei Wochen ausgezählt, um das Wachstum der sechs *Lemnaceae*-Arten in den verschiedenen Teichen zu verfolgen.

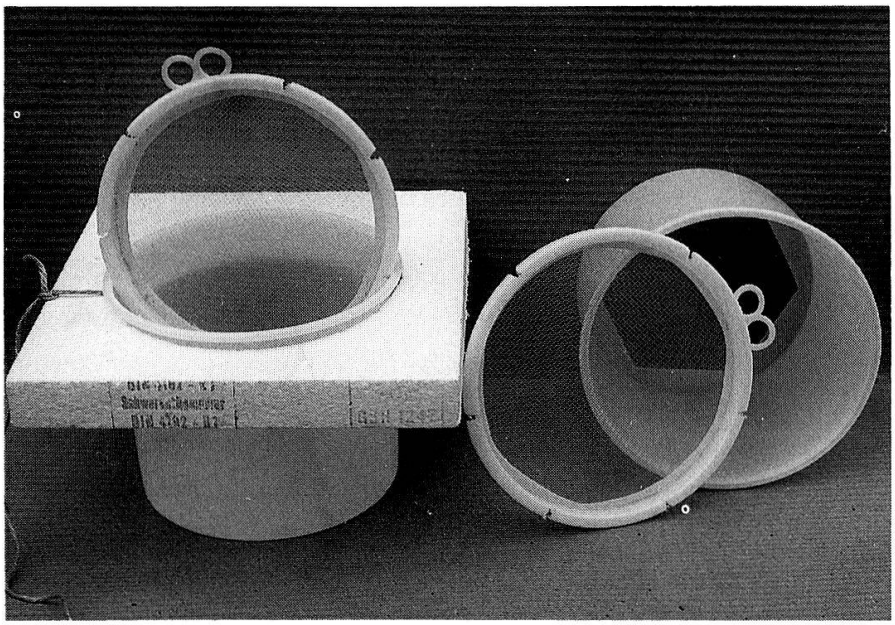


**Fig. 1.** Käfige des Aussetzversuches - *Cages of the set out experiment*

**Fig. 2.** Versuchsteich mit zehn Käfigen - *Experimental pond with ten cages*

# 3. ERGEBNISSE

## 3.1. Feldversuch

### 3.1.1. Vorkommende Arten

Nach dem Vorkommen der beiden in diesem Gebiet gefundenen *Lemnaceae*-Arten *Lemna minor* und *L. trisulca* konnte das Hänsiried in zwei Teile gegliedert werden: den *Lemnaceae*-armen bis *Lemnaceae*-freien südwestlichen Teil (Teiche 1 bis 18) und den *Lemnaceae*-reichen nordöstlichen Teil (Teiche 19 bis 31). Gesamthaft kann gesagt werden, dass *L. trisulca* 1988 im Hänsiried häufiger anzutreffen war als *L. minor* (Fig. 3).

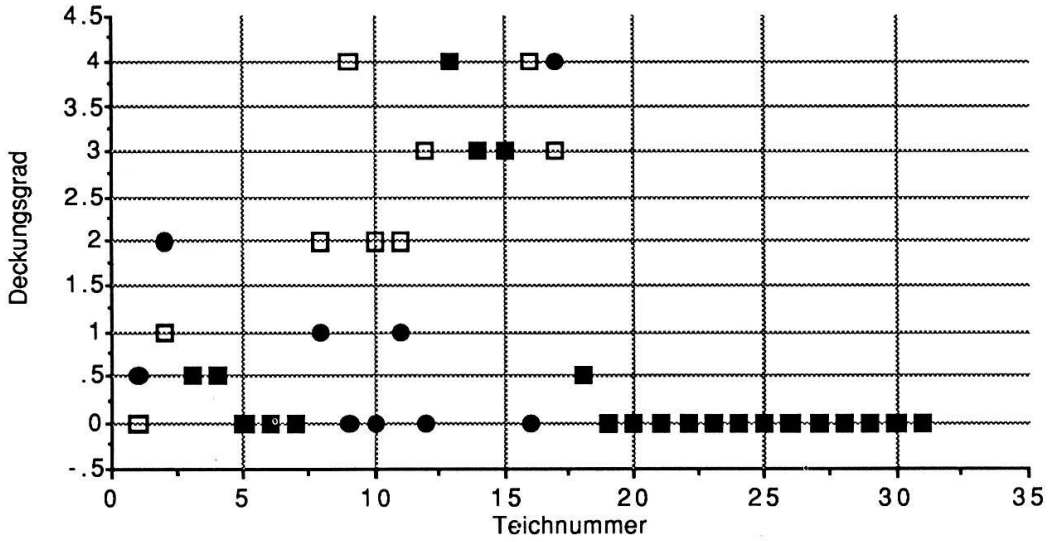
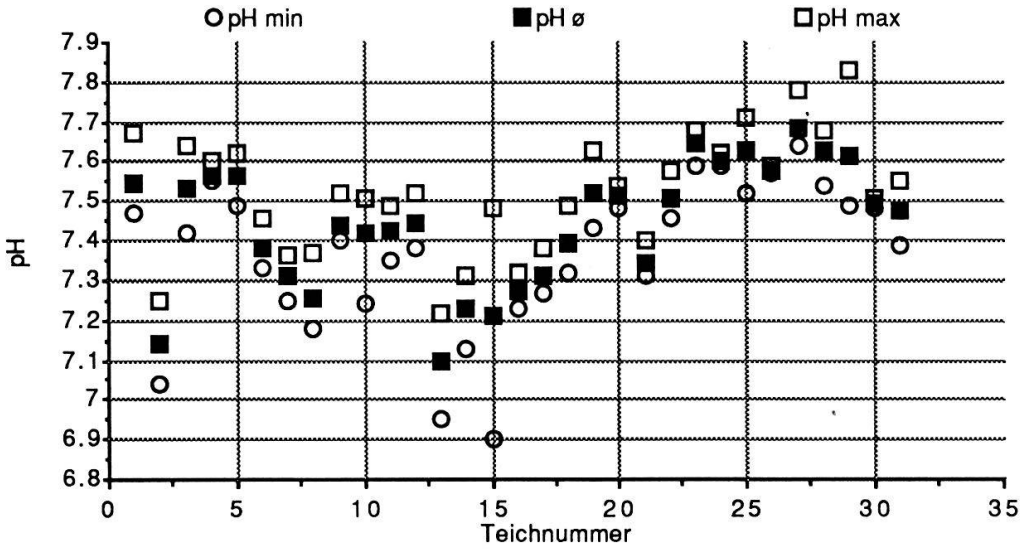



**Fig. 3.** Durchschnittliche Deckungsgrade von *Lemna minor* und *Lemna trisulca* nach BRAUN-BLANQUET (1964) ermittelt aus vier Aufnahmen zwischen Mai und August 1988.
*Average cover data of Lemna minor and Lemna trisulca after BRAUN-BLANQUET (1964) determined by four relevés between May and August 1988.*

● *Lemna minor*
□ *Lemna trisulca*
■ *Lemna minor* und *Lemna trisulca* mit gleichem Deckungsgrad
*Lemna minor and Lemna trisulca with the same cover data*

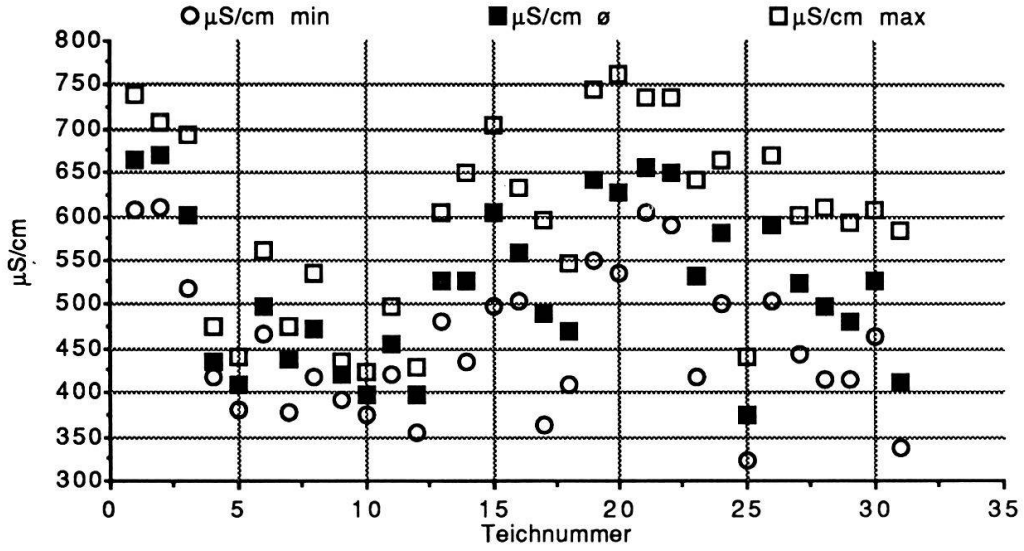
### 3.1.2. Messbereich der Standortfaktoren der 31 ausgewählten Teiche

Für die Auswertung wurden von den 54 Teichen, in denen ökologische Untersuchungen durchgeführt worden waren, nur diejenigen ausgewählt, die während des ganzen Sommers 1988 zugänglich waren. Die im Winter 1987 neu ausgehobenen Teiche, sowie die Daten zu kleiner Torfstiche oder zu stark beschatteter Teiche (ohne jeglichen Pflanzenwuchs) wurden in der Auswertung nicht berücksichtigt. Schliesslich blieben für die weiterführenden Datenanalysen noch 31 Teiche.
Für jeden der 31 Teiche und jeden Standortfaktor wurden aus den vier Messungen zwischen Mai und August 1988 das Minimum und das Maximum herausgeschrieben, sowie der Durchschnittswert errechnet. Diese Daten sind in Fig. 4a-l graphisch dargestellt. Fig. 5a-c geben die Ergebnisse der einmalig gemessenen Standortfaktoren wieder. Da die Teiche 1-18 und 19-31 nach ihrer geographischen Lage durchnumeriert wurden, sind in dieser Darstellungsweise Ausreisser bezüglich eines Standortfaktors (d.h. Teiche, die nicht zu ihren "benachbarten Teichen passen") sichtbar.

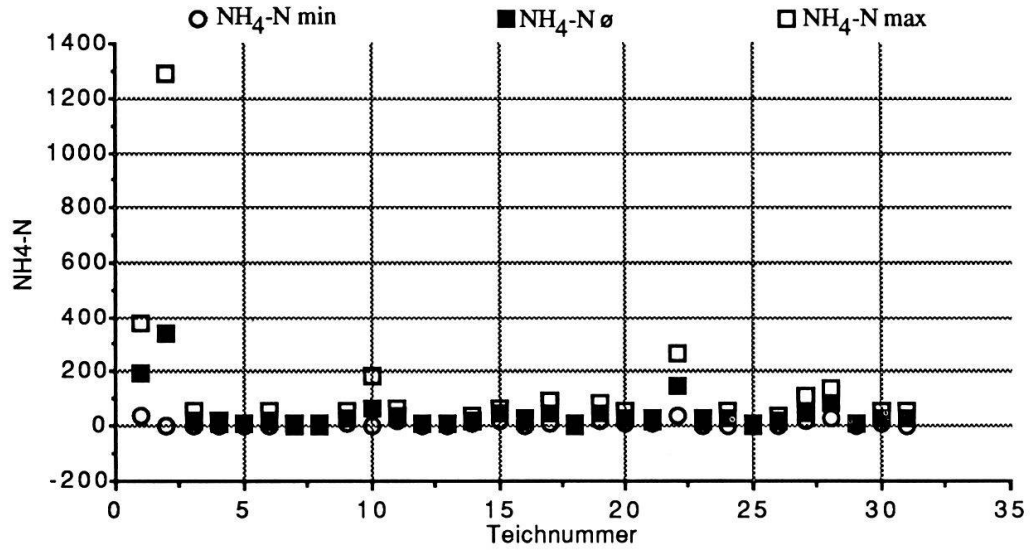



**a)** pH-Wert - *pH-value*

**Fig. 4.** Minimum, Durchschnittswert und Maximum der Standortfaktoren in 31 ausgewählten Teichen des Hänsiried (ermittelt aus den vierwöchentlichen Messungen zwischen Mai und August 1988).
*Minimum, average value and maximum of the ecological factors in 31 selected ponds of the Hänsiried (determined with the fourweekly measuring between May and August 1988).*

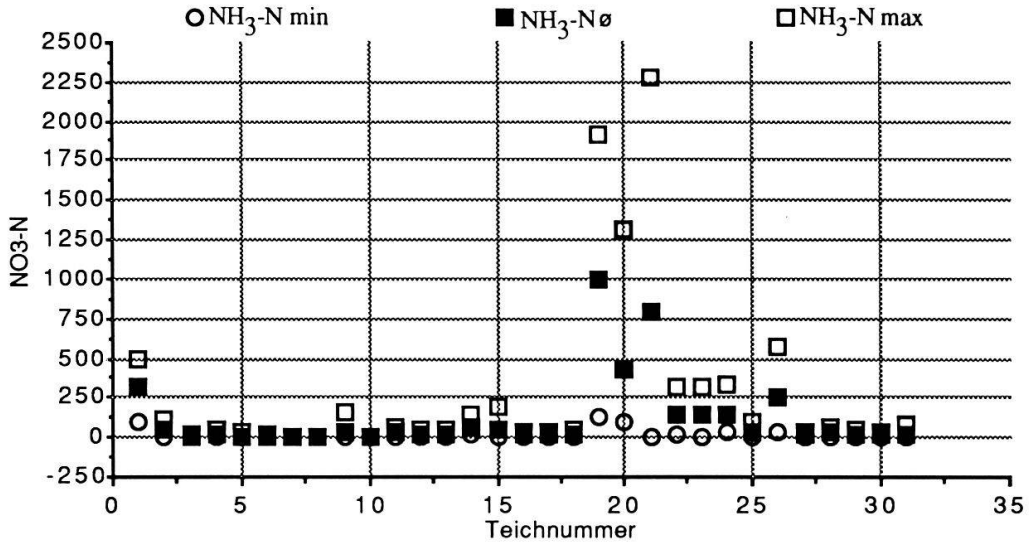



**b)** Leitfähigkeit (µS/cm) - *Specific conductance (conductivity) (µS/cm)*

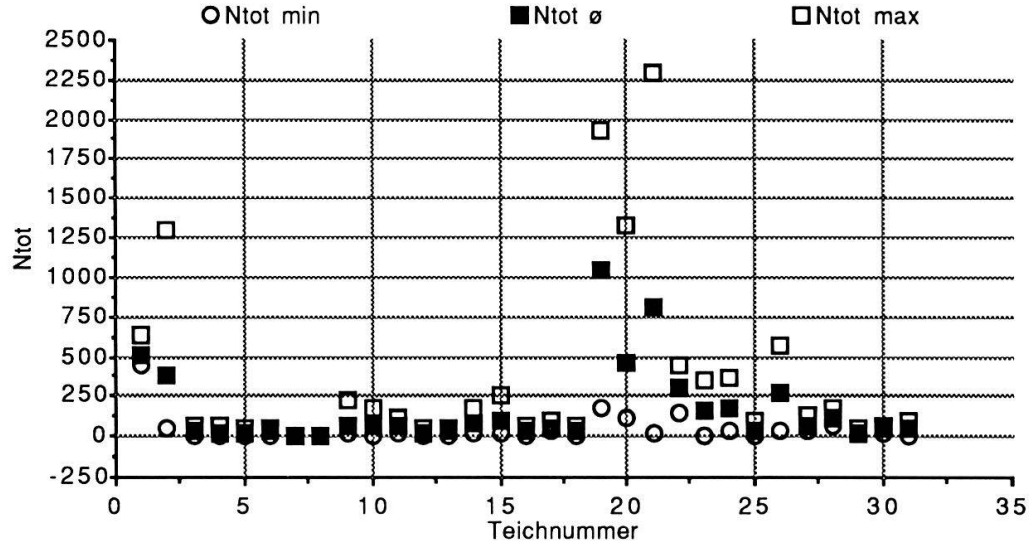



**c)** Ammoniumstickstoff ($NH_4$-N) in µg/l - *Ammonium nitrogen ($NH_4$-N) in µg/l*

**Fig. 4.** (Forts. - *continued)*

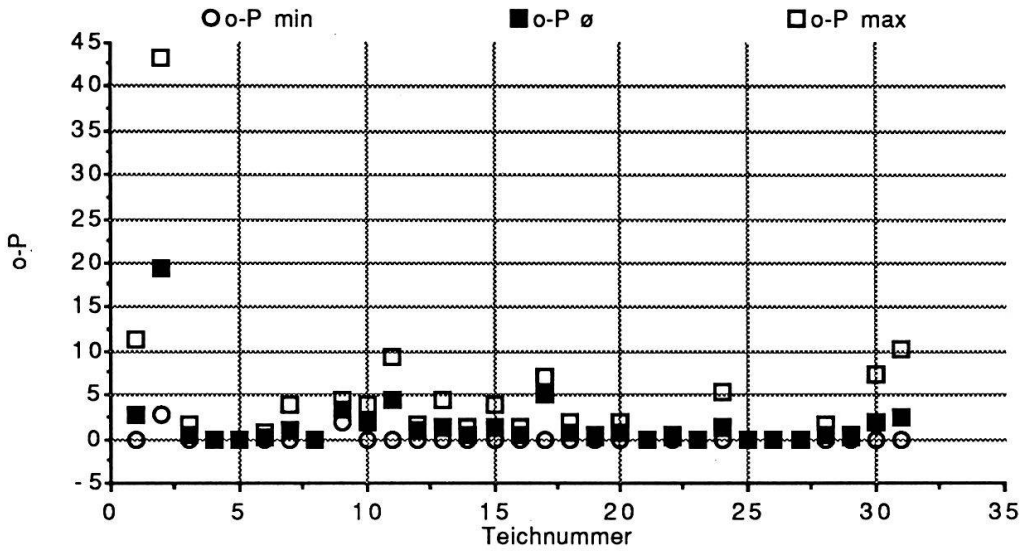



**d)** Nitratstickstoff ($NO_3$-N) in µg/l - *Nitrate nitrogen ($NO_3$-N) in µg/l*

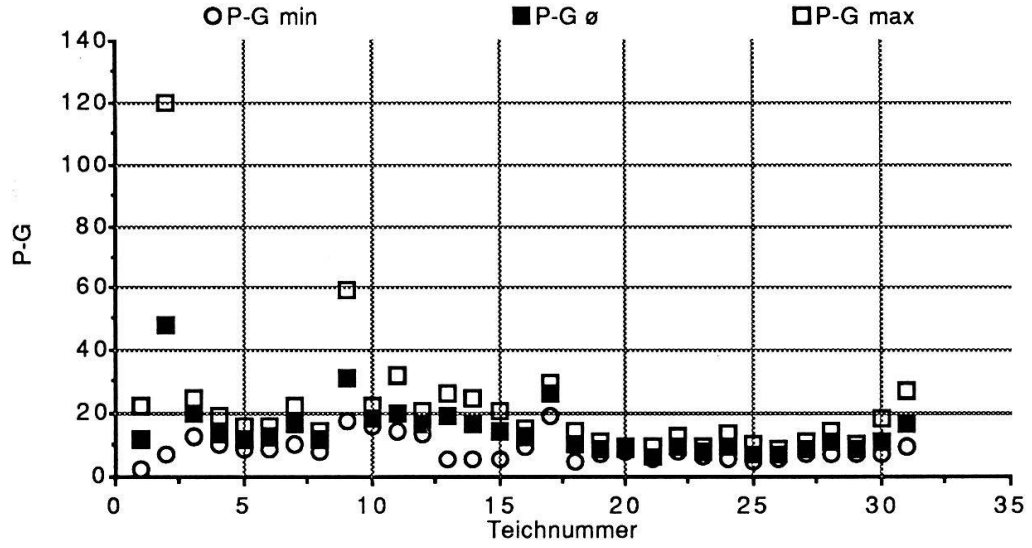



**e)** Totaler Stickstoff (Ntot) in µg/l - *Total nitrogen (Ntot) in µg/l*

**Fig. 4.** (Forts. - *continued)*

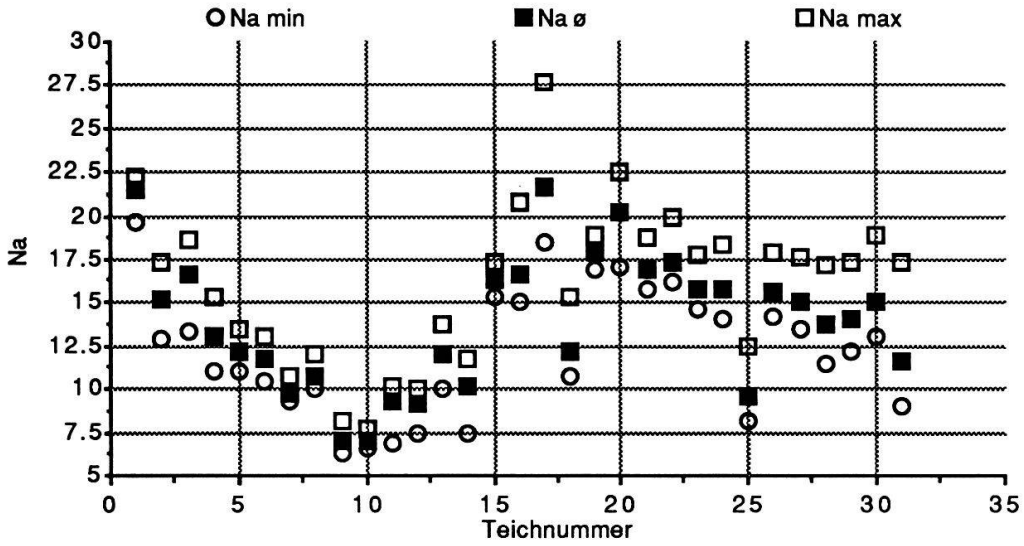



**f)** ortho-Phosphat (o-P) in µg/l - *ortho-phosphate (o-P) in µg/l*

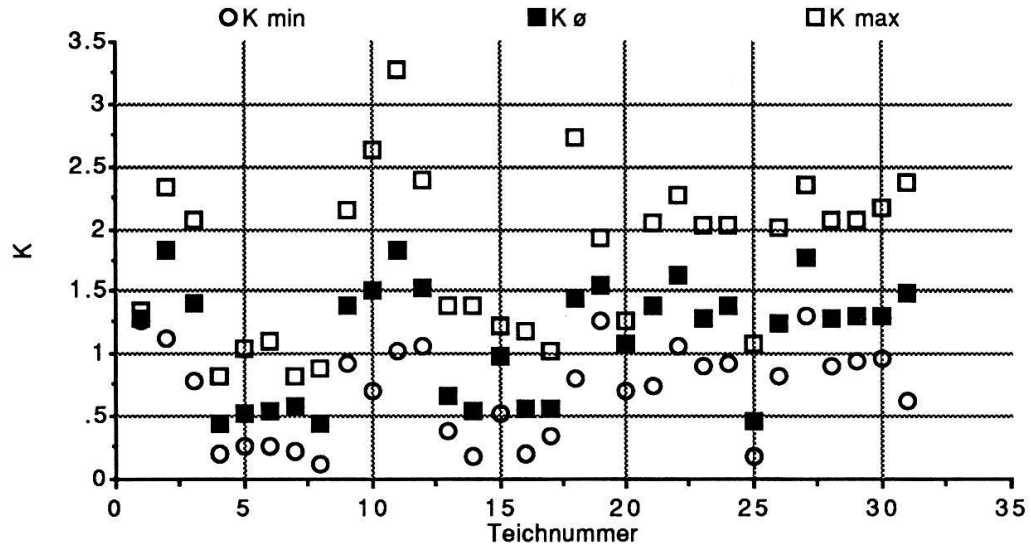



**g)** gelöster Gesamt-Phosphor (P-G) in µg/l - *dissolved total phosphorus (P-G) in µg/l*

**Fig. 4.** (Forts. - *continued)*

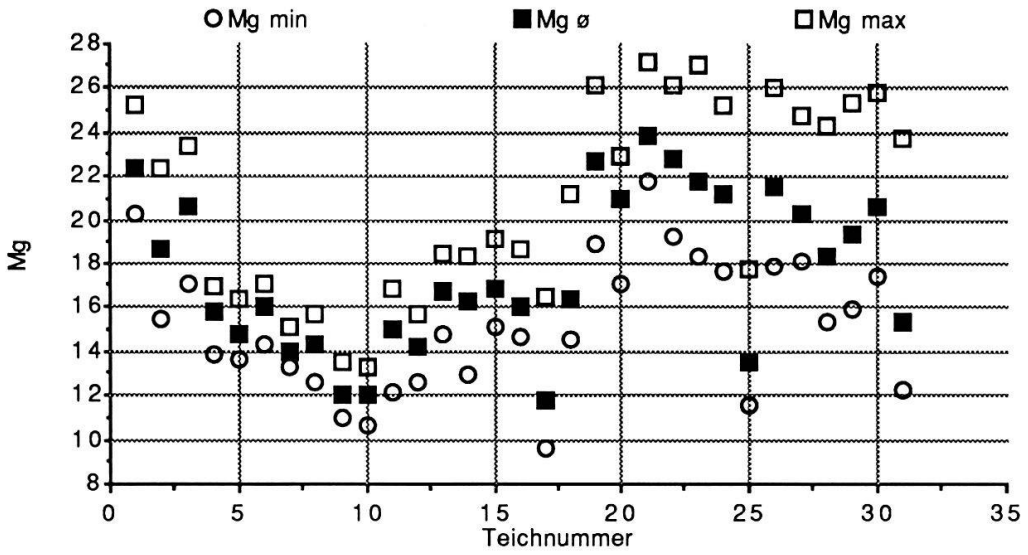



**h)** Natrium (Na) in mg/l - *Sodium (Na) in mg/l*

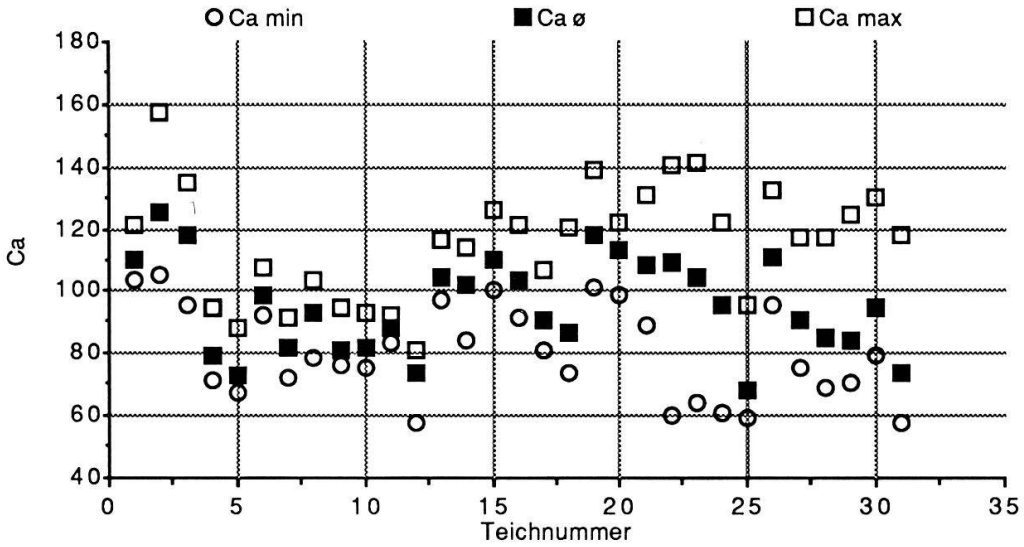



**i)** Kalium (K) in mg/l - *Potassium (K) in mg/l*

**Fig. 4.** (Forts. - *continued)*

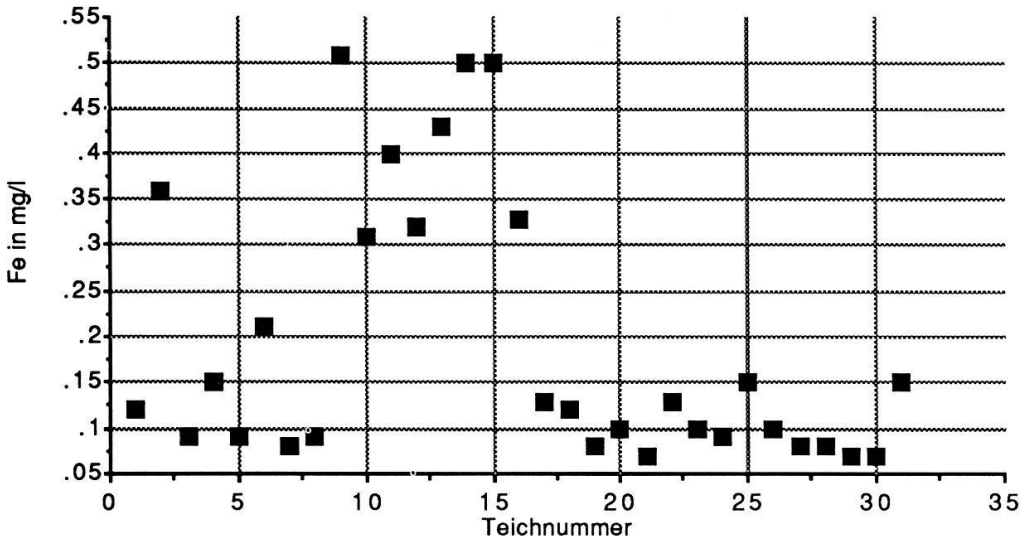



**k)** Magnesium (Mg) in mg/l - *Magnesium (Mg) in mg/l*

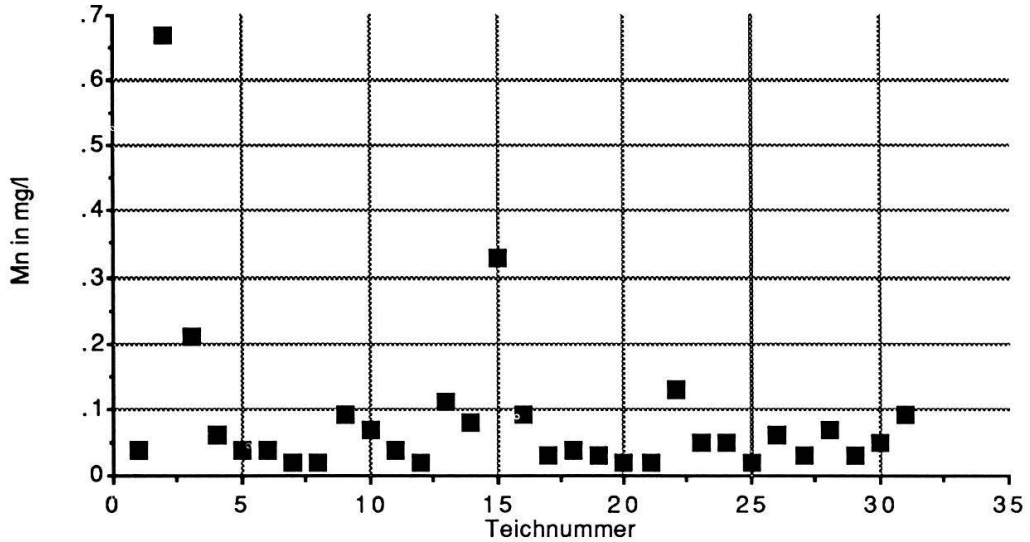



**l)** Calcium (Ca) in mg/l - Calcium (Ca) in mg/l

**Fig. 4.** (Forts. - *continued)*

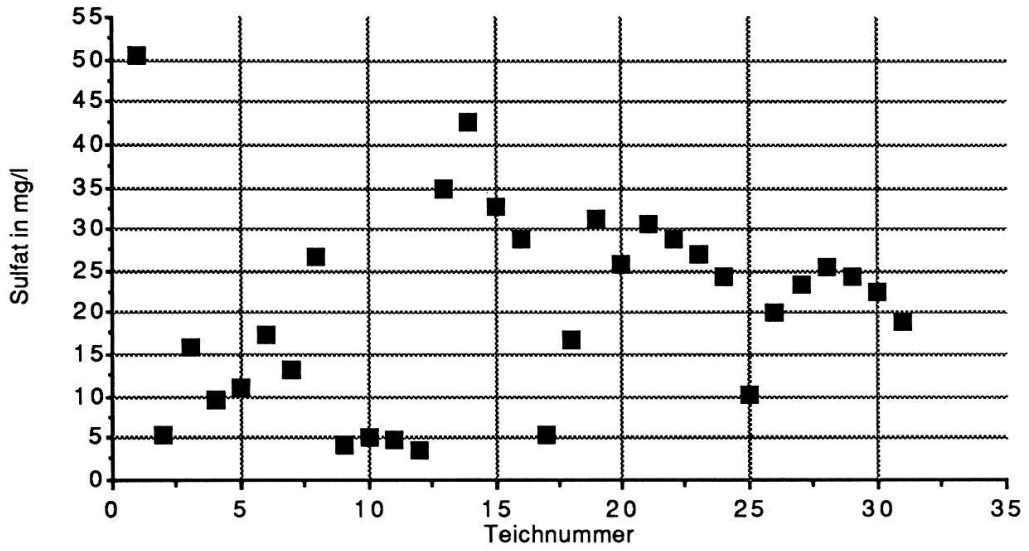



**a)** Eisen-Gehalt (Fe) vom 26. Mai 1988 in mg/l - *Iron content (Fe) on May 26, 1988 in mg/l*




**b)** Mangan-Gehalt (Mn) vom 26. Mai 1988 in mg/l - *Manganese content (Mn) on on May 26, 1988 in mg/l*

**Fig. 5.** Ergebnisse der nur einmal gemessenen Standortfaktoren in 31 ausgewählten Teichen des Hänsiried.
*Results of the only once measured ecological factors in 31 ponds of the Hänsiried.*




c) Sulfat-Gehalt ($SO_4$) vom 8. Juni 1988 in mg/l - *Sulfate content ($SO_4$) on June 8, 1988 in mg/l*

**Fig. 5.** (Forts. - *continued)*

### 3.1.3. Beziehung zwischen den Standortfaktoren und der Verbreitung der Arten

Die separate Interpretation der einzelnen Standortfaktoren mit Hilfe der Tab. 2 ergab folgende Resultate:

**Regelmässig gemessene Standortfaktoren**

Die Teiche mit *Lemnaceae* wiesen im Hänsiried ganz allgemein einen tieferen **pH-Wert** auf als die Teiche ohne *Lemnaceae* (Tab. 2). *L. minor* und *L. trisulca* verhielten sich gleich, wobei die Teiche mit *L. minor* einen tieferen pH-Mittelwert erreichten.

Betrachtet man nur den Mittelwert (Tab. 2), so verhielten sich *L. minor* und *L. trisulca* bezüglich der **Leitfähigkeit µS/cm** unterschiedlich. Während der Mittelwert der Teiche mit *L. minor* über dem Durchschnitt aller 31 Teiche lag, war er bei *L. trisulca* unterdurchschnittlich. Die vier Teiche, die *L. minor* und *L. trisulca* enthielten, beeinflussten den hohen Mittelwert der Teiche mit *L. minor* (insgesamt fünf Teiche), wie auch den tiefen Mittelwert der Teiche mit *L. trisulca* (insgesamt zehn Teiche). Drei dieser vier Teiche wiesen eine eher überdurchschnittliche Leitfähigkeit auf, einer eine eher geringere. Bei genauerer Betrach-

**Tab. 2.** Mittelwerte, mittlere Minima und mittlere Maxima der Standortfaktoren verschiedener Teichgruppen. *Mean value, middle minima and middle maxima of the ecological factors of different pond groups.*
↑ höhere ↓ niedrigere Werte als der Mittelwert aller 31 Teiche
Der höchste und der tiefste Mittelwert jeder Zeile sind **fett** gedruckt.
↑ *higher* ↓ *lower values than the mean value of all 31 ponds*
*The highest and the lowest average of every line are printed* ***fat.***

| | alle Teiche | *L. minor* oder *L. trisulca* ≥2 | *L. minor* und *L. trisulca* <2 | *L. minor* ≥2 | *L. minor* <2 | *L. trisulca* ≥2 | *L. trisulca* <2 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| pH min | 7.37 | ↓7.19 | ↑**7.47** | ↓**7.06** | ↑7.43 | ↓7.20 | ↑7.45 |
| pH ø | 7.45 | ↓7.30 | ↑**7.53** | ↓**7.20** | ↑7.49 | ↓7.31 | ↑7.51 |
| pH max | 7.53 | ↓7.40 | ↑**7.60** | ↓**7.33** | 7.56 | ↓7.41 | ↑7.58 |
| µS/cm min | 456 | ↓441 | ↑464 | ↑**478** | 452 | ↓**424** | ↑471 |
| µS/cm ø | 521 | ↓502 | ↑531 | ↑**564** | ↓512 | ↓**485** | ↑537 |
| µS/cm max | 598 | ↓565 | ↑617 | ↑**653** | ↓588 | ↓**551** | ↑621 |
| $NH_4$-N min in µg/l | 8.9 | ↓**7.1** | ↑9.9 | ↑**10.2** | 8.7 | ↓7.2 | ↑ 9.7 |
| $NH_4$-N ø in µg/l | 45.5 | ↑57.1 | ↓39.1 | ↑**92.8** | ↓36.4 | ↓**28.5** | ↑53.6 |
| $NH_4$-N max in µg/l | 109.0 | ↑169.7 | ↓75.6 | ↑**300.0** | ↓72.3 | ↓**57.8** | ↑133.4 |
| $NO_3$-N min in µg/l | 13.7 | ↓2.1 | ↑**20.1** | ↓4.6 | ↑15.5 | ↓**1.7** | ↑19.4 |
| $NO_3$-N ø in µg/l | 119.8 | ↓26.4 | ↑**171.2** | ↓38.8 | ↑135.4 | ↓**24.8** | ↑165.1 |
| $NO_3$-N max in µg/l | 286.0 | ↓74.7 | ↑**402.2** | ↓102.8 | ↑321.2 | ↓**71.2** | ↑388.3 |
| Ntot min in µg/l | 40.0 | ↓14.7 | ↑**53.9** | ↓25.8 | ↑42.7 | ↓**11.6** | ↑53.5 |
| Ntot ø in µg/l | 165.3 | ↓83.5 | ↑210.2 | ↓131.6 | ↑171.7 | ↓**53.3** | ↑**218.6** |
| Ntot max in µg/l | 366.3 | ↓229.4 | ↑441.7 | ↑376.6 | 364.3 | ↓**122.5** | ↑**482.4** |
| o-P min in µg/l | 0.15 | ↑0.43 | ↓**0** | ↑**0.58** | ↓0.07 | ↑0.19 | 0.14 |
| o-P ø in µg/l | 1.65 | ↑3.50 | ↓**0.63** | ↑**5.51** | ↓0.91 | ↑1.91 | ↓1.52 |
| o-P max in µg/l | 4.10 | ↑7.28 | ↓**2.35** | ↑**11.95** | ↓2.59 | ↓3.68 | ↑4.30 |
| P-G min in µg/l | 8.7 | ↑11.1 | ↓7.5 | 8.5 | 8.8 | ↑**11.5** | ↓**7.4** |
| P-G ø in µg/l/ | 14.9 | ↑21.7 | ↓**11.1** | ↑**25.2** | ↓12.9 | ↑19.1 | ↓12.9 |
| P-G max in µg/l | 22.3 | ↑35.1 | ↓**15.2** | ↑**44.3** | ↓18.1 | ↑26.7 | ↓20.2 |
| Na min in mg/l | 12.2 | ↓10.6 | ↑**13.1** | ↑12.8 | 12.1 | ↓**10.4** | ↑**13.1** |
| Na ø in mg/l | 13.9 | ↓12.3 | ↑14.8 | ↑**15.1** | 13.7 | ↓**12.0** | ↑14.8 |
| Na max in mg/l | 16.2 | ↓14.3 | ↑17.2 | ↑**17.6** | 15.9 | ↓**14.0** | ↑17.2 |
| K min in mg/l | 0.70 | ↓0.60 | ↑0.76 | ↓**0.51** | 0.74 | ↓0.55 | ↑**0.78** |
| K ø in mg/l | 1.14 | ↓1.08 | 1.17 | ↓**0.92** | 1.18 | ↓1.00 | ↑**1.20** |
| K max in mg/l | 1.79 | 1.81 | 1.79 | ↓**1.47** | ↑**1.86** | 1.75 | 1.81 |
| Mg min in mg/l | 15.2 | ↓12.9 | ↑**16.4** | ↓13.6 | 15.5 | ↓**12.6** | ↑**16.4** |
| Mg ø in mg/l | 17.6 | ↓14.9 | ↑**19.1** | ↓16.1 | 17.9 | ↓**14.5** | ↑**19.1** |
| Mg max in mg/l | 20.9 | ↓17.1 | ↑**22.9** | ↓19.0 | 21.2 | ↓**16.6** | ↑**22.9** |
| Ca min in mg/l | 80.3 | ↑84.7 | ↓77.9 | ↑**93.6** | ↓**77.8** | ↑82.7 | ↓79.2 |
| Ca ø in mg/l | 95.5 | 95.9 | 95.2 | ↑**106.5** | ↓93.3 | ↓**92.9** | ↑96.7 |
| Ca max in mg/l | 116.0 | ↓109.8 | ↑119.4 | ↑**124.2** | ↓114.4 | ↓**105.0** | ↑121.2 |
| Fe in mg/l | 0.19 | ↑0.35 | ↓**0.11** | ↑**0.38** | ↓0.16 | ↑0.35 | ↓0.12 |
| Mn in mg/l | 0.09 | ↑0.14 | ↓**0.06** | ↑**0.24** | ↓**0.06** | 0.09 | 0.08 |
| Sulfat in mg/l | 20.7 | ↓**17.7** | ↑22.4 | ↑**24.2** | ↓20.0 | ↓18.9 | ↑21.6 |
| Anzahl Teiche | 31 | 11 | 20 | 5 | 26 | 10 | 21 |

tung ist ersichtlich, dass *L. trisulca* sozusagen über den ganzen Bereich der vorhandenen Durchschnitts-Leitfähigkeitswerte vorkam, *L. minor* in den Teichen mit einer durchschnittlich unter 490 µS/cm liegenden Leitfähigkeit aber "fehlte" (Deckungsgrad kleiner als 2). Aus den vorliegenden Daten kann geschlossen werden, dass die Leitfähigkeit im Bereich 374-671 µS/cm (Fig. 4b) wahrscheinlich keinen direkten Einfluss auf das Vorkommen oder Fehlen der *Lemnaceae* hat, da die Teiche mit *L. minor* oder *L. trisulca* wie auch die *Lemnaceae*-freien Teiche in diesem Bereich gefunden wurden.

Bei den **Ammoniumstickstoffwerten ($NH_4$-N)** herrschte ein eher uneinheitliches Bild. Zwar lag der Mittelwert der Teiche mit *L. minor* klar über dem Durchschnitt (Tab. 2), doch fiel dabei vor allem ein extremer Ausreisser (Teich 2) ins Gewicht, bei dem am 2. August 1988 1289 µg/l $NH_4$-N (Fig. 4c) nachgewiesen werden konnte. Bei den Teichen mit *L. minor* erstreckte sich der maximale $NH_4$-N-Bereich also von 13-1289 µg/l. Dieser Bereich deckte sich aber sozusagen mit dem Messbereich aller 31 Teiche (8 und 1289 µg/l $NH_4$N). Die Messerien des **Nitratstickstoffs ($NO_3$-N)** und des **totalen Stickstoffs (Ntot)** zeigten, dass das Wasser der Teiche mit *Lemnaceae* im Durchschnitt eher einen tieferen $NO_3$-N-Gehalt und einen tieferen totalen Stickstoffgehalt als die *Lemnaceae*-freien Teiche aufwiesen (Tab. 2). Es war deutlich zu erkennen, dass die *Lemnaceae* im Hänsiried nur in Teichen mit tiefen $NO_3$-N-Durchschnittswerten und tiefen Ntot-Durchschnittswerten zu finden waren. Diese Beobachtung galt sowohl für *L. minor* wie auch für *L. trisulca*. Der Bereich der Teiche mit *Lemnaceae* lag beim Nitratstickstoff zwischen 0.0 und 62.0 µg/l bei einem Gesamtbereich von 0.0-1001 µg/l (Fig. 4d), beim totalen Stickstoff zwischen 2.5 und 102.0 µg/l (ohne Teich 2 mit einem Ntot-Durchschnittswert von 386 µg/l) bei einem Gesamtbereich von 2.5-1048 µg/l (Fig. 4e).

Die Mittelwerte der Phosphorformen (**o-P min bis P-G max**) waren in den Teichen mit *Lemnaceae* im allgemeinen höher als der Mittelwert aller 31 Teiche (Tab. 2). Beim **ortho-Phosphat (o-P)** waren die Bereiche der verschiedenen Gruppen (Teiche mit bzw. ohne *L. minor*, Teiche mit bzw. ohne *L. trisulca*, Teiche mit bzw. ohne *Lemnaceae*) auch wieder recht gross und es gab keine deutlichen Unterschiede. Eine klare Aussage über den von den *Lemnaceae* bevorzugten Bereich war also auch beim ortho-Phosphat (o-P) nicht möglich. Es konnte nur festgestellt werden, dass der o-P-Durchschnitt der Teiche mit *Lemnaceae* höher war als der o-P-Durchschnitt aller 31 Teiche.

Beim **gelösten Gesamt-Phosphor (P-G)** waren schon deutlichere Tendenzen festzustellen (Tab. 2). Die *Lemnaceae* allgemein, wie auch *L. trisulca* waren erst

ab einem durchschnittlichen gelösten Gesamt-Phosphorgehalt von 12 µg/l zu finden. *L. minor* war sogar erst ab 14.8 µg/l mit einem Deckungsgrad von mindestens 5% zu finden.Die meisten Teiche ohne *Lemnaceae,* nämlich deren 15 von 20, hatten einen aus den vier Messungen gemittelten Durchschnitt, der unter 12 µg/l lag. Es scheint also, dass der gelöste Gesamt-Phosphor einen wesentlichen Faktor für das Vorkommen der *Lemnaceae* darstellt.
Beim **Natrium (Na)** waren keine klaren Tendenzen zu erkennen. Während *L. trisulca* über dem ganzen Na-Bereich zu finden war (7-21.7 mg/l) (Fig. 4h), fehlte *L. minor* im untersten Bereich (unter 10 mg/l). Da nur fünf Teiche mit *L. minor* untersucht wurden, ist dieser geringe Bereichunterschied wahrscheinlich nicht von Bedeutung.
Auch beim **Kalium (K)** erstreckten sich sowohl der Bereich der Teiche mit *L. minor* beziehungsweise derjenige von *L. trisulca*, wie auch der Bereich der Teiche ohne *Lemnaceae* über den gesamten aus den vier Messungen ermittelten Bereich. Die Abweichungen der Mittelwerte der einzelnen Teichgruppen vom Durchschnitt aller Teiche scheinen daher eher zufällig beziehungsweise durch die geringe Anzahl der Teiche bedingt.
Betrachtet man das **Magnesium (Mg)**, so lagen die Mittelwerte der Teichgruppen mit *Lemnaceae* unter dem Mittelwert aller Teiche (Tab. 2). Der höchste durchschnittliche Mg-Gehalt der Teiche mit *L. minor* lag bei 18.7 mg/l. Bei *L. trisulca* war dieser Wert noch tiefer (16.8 mg/l). Elf der 20 Teiche ohne *Lemnaceae* hatten aber einen über 19 mg/l liegenden durchschnittlichen Mg-Gehalt. Das Magnesium könnte also bei der unterschiedlichen Verteilung der *Lemnaceae* im Hänsiried eine Rolle spielen.
Beim **Calcium (Ca)** gab es für die Mittelwerte der verschiedenen Teichgruppen keine klare Aussage (Tab. 2). Der Ca-Durchschnittsbereich der Teiche mit *L. trisulca* (bzw. *Lemnaceae* allgemein) entsprach ungefähr demjenigen der Teiche ohne *Lemnaceae*. *L. minor* aber fehlte in den Teichen, in denen der durchschnittliche Calciumgehalt unter 90 mg/l lag. Dies führte zu einem etwas höheren Mittelwert dieser Teichgruppe.

**Einmalig gemessene Standortfaktoren**

Die **Eisen (Fe)**-Mittelwerte zwischen den einzelnen Teichgruppen unterschieden sich recht deutlich. So waren die Mittelwerte des Eisengehaltes der Teichgruppen mit *Lemnaceae* durchwegs ungefähr doppelt so gross wie der Mittelwert aller 31 Teiche (Tab. 2). Alle Teiche mit einem Eisengehalt über 0.25 mg/l wiesen einen über 5% liegenden *Lemnaceae*-Deckungsgrad auf. Nur zwei Tei-

che mit *Lemnaceae* erreichten diesen Grenzwert nicht (Teich 8 mit 0.09 mg/l Fe und Teich 17 mit 0.13 mg/l Fe). Der Bereich der Teiche ohne *Lemnaceae* lag zwischen 0.07 und 0.21 mg/l Fe (s. auch S. 118).
Eisen scheint also für die *Lemnaceae* im Hänsiried ein wichtiger Faktor zu sein.
Beim **Mangan (Mn)** wie auch beim **Sulfat ($SO_4$)** waren die *Lemnaceae* über den ganzen Messbereich zu finden. Dieser lag beim Mangan am 26. Mai 1988 zwischen 0.02 und 0.67 mg/l (Fig. 5b), beim Sulfat (am 8. Juni) zwischen 3.5 und 50.5 mg/l (Fig. 5c). Folglich waren keine Tendenzen erkennbar.
Eines der fundamentalsten Probleme bei Analysen ökologischer Daten besteht darin, dass zahlreiche gleichzeitig messbare Faktoren in unterschiedlichem Masse miteinander korreliert sind. Damit ist ihre separate Interpretation nicht immer sinnvoll. Methoden, wie z.B. die Hauptkomponentenanalyse, liefern eine Lösung zur Entkoppelung simultan wirkender Faktoren (WILDI 1986). Ein solches Hauptkomponentenverfahren ist z.B. die Korrespondenzanalyse. Auswertungen mittels dieser Methode wurden zwar auch durchgeführt, brachten aber keine weiteren Erkenntnisse.

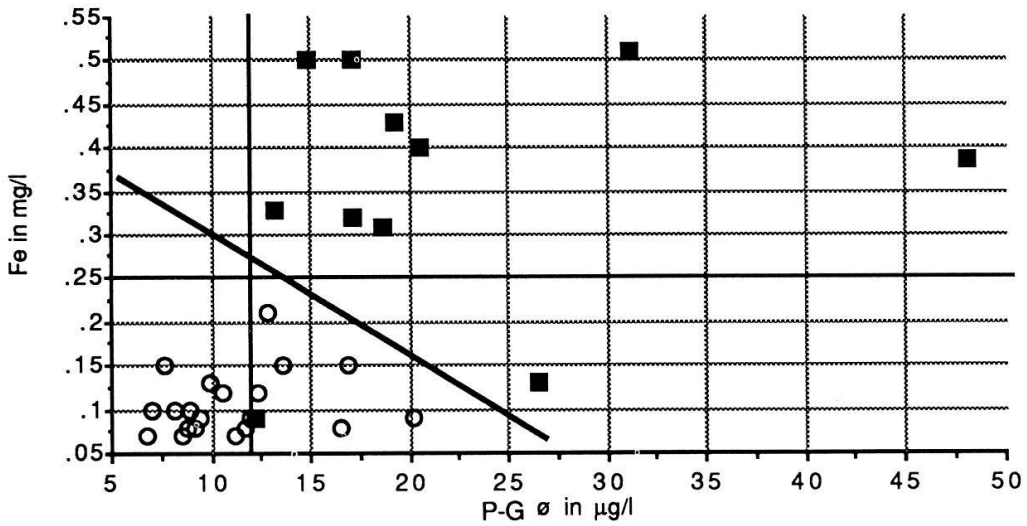



**Fig. 6.** Vorkommen der *Lemnaceae* in Abhängigkeit des durchschnittlich gelösten Gesamtphosphors (P-G Durchschnitt) und der Eisenkonzentration (Fe) in 31 Teichen des Hänsiried.
*The dependence of the Lemnaceae-distribution on the average dissolved total phosphorus (P-G average) and the iron concentration (Fe) in 31 ponds of the Hänsiried.*

■ *Lemnaceae*-Deckung mindestens 5% - *Lemnaceae-cover at least 5%*
o *Lemnaceae*-Deckung unter 5% - *Lemnaceae-cover lower 5%*

### 3.1.4. Eintragung der Teiche in ein Koordinatensystem

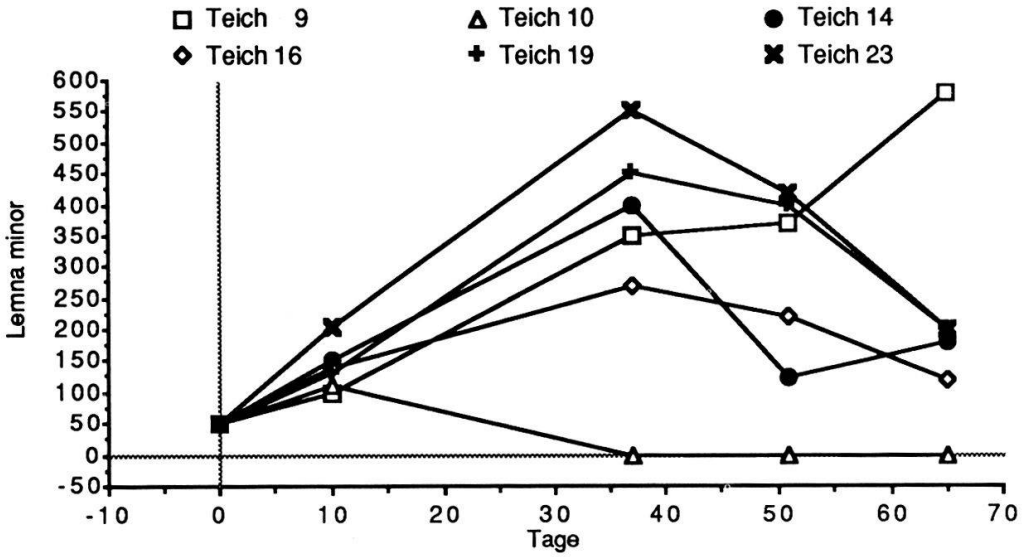
Aufgrund der bisher gemachten Beobachtungen wurde der durchschnittlich gelöste Gesamt-Phosphorgehalt gegen den Eisengehalt aufgetragen (Fig. 6). Aus dieser Figur ist ersichtlich, dass die *Lemnaceae*-reichen und die *Lemnaceae*-armen Teiche durch ihre durchschnittlich gelösten Gesamt-Phosphor- und Eisengehalte klar getrennt werden können. Die *Lemnaceae*-reichen Teiche hatten entweder einen hohen durchschnittlichen Gesamt-Phosphorgehalt und oder einen hohen Eisengehalt. Die einzige Ausnahme war Teich 8, der in diesem Koordinatensystem inmitten der *Lemnaceae*-freien Teiche zu finden ist.

## 3.2. Kontrollierter Aussetzversuch

### 3.2.1. Vergleich des Wachstums der einzelnen Arten in den verschiedenen Käfigen und Teichen

Die Wachstumskurven der einzelnen Arten in den verschiedenen Käfigen und Teichen sind in den Fig. 7-12 zu sehen.
***L. minor*** wuchs, wie in Fig. 7a und 7b unschwer festzustellen ist, in Teich 9 am besten. In den anderen fünf Teichen war das Wachstum - verglichen mit Teich 9 - mittelmässig.
Auch für das Wachstum von ***L.trisulca*** schien Teich 9 am geeignetsten zu sein (Fig. 8). Nicht überlebt haben die Glieder dieser Art in Teich 23. In den Käfigen 2 des Teiches 10 und des Teiches 16 haben sie nur knapp überlebt. Sonst war das Wachstum von *L. trisulca* recht gut.
***L. gibba*** konnte sich nur in Teich 9 halten und vermehren (Fig. 9). In diesem Teich erreichte sie aber eine Wachstumsrate, die von keiner anderen Art in keinem der sechs Teiche erreicht wurde.
***L. minuscula*** vermehrte sich in allen Teichen schlecht (Fig. 10). Nach zwei Monaten wurden in Teich 9 noch am meisten Glieder dieser Art angetroffen (90 Glieder).
Sowohl für ***Spirodela polyrrhiza*** (Fig. 11) wie auch für ***Wolffia arrhiza*** (Fig. 12) schienen die vorherrschenden Bedingungen ungeeignet. Während *Spirodela polyrrhiza* in keinem der sechs Versuchsteiche überleben konnte, wurden von *Wolffia arrhiza* nach zwei Monaten nur gerade noch fünf Glieder in Teich 9 gefunden.

a)




b)

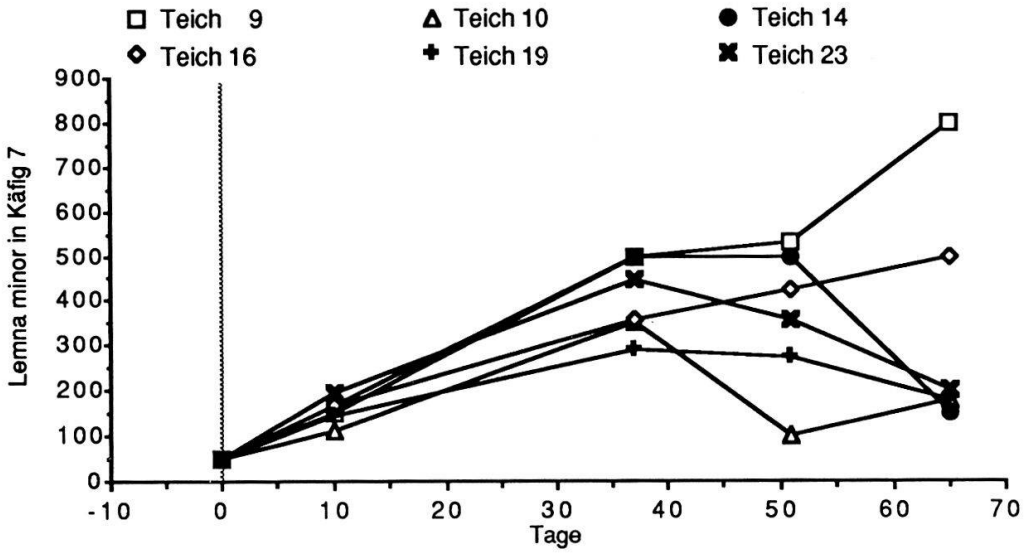
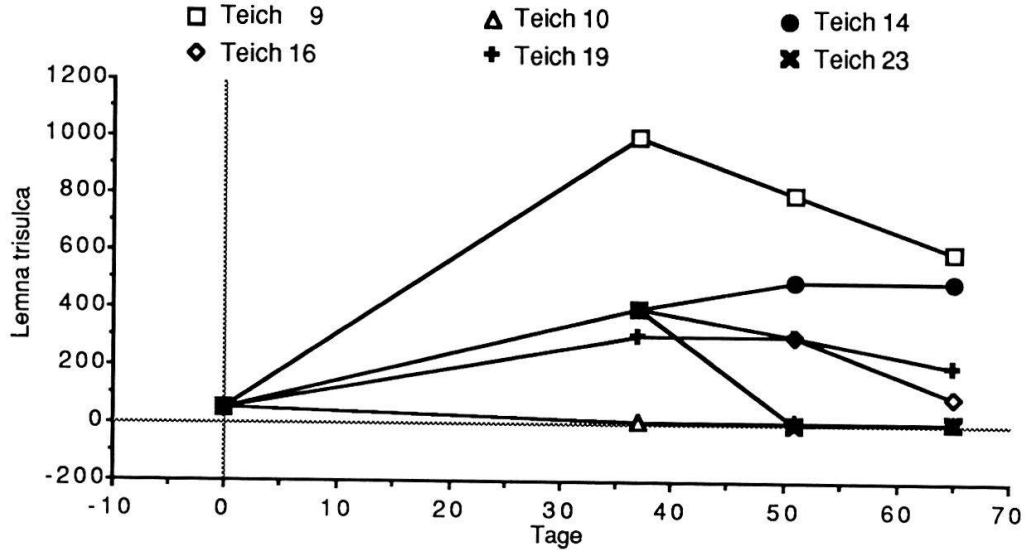



**Fig. 7.** Wachstumskurven von *Lemna minor* in sechs ausgewählten Versuchsteichen (9. Mai 1988 bis 13. Juli 1988).
*Growth curve of Lemna minor in six experimental ponds (May 9, 1988 to July 13, 1988).*

a) in Käfig 1, d.h. im Käfig mit 50 *Lemna minor*-Gliedern als Startpopulation
*in cage 1, i.e. in the cage with 50 Lemna minor-fronds at the beginning*
b) in Käfig 7, d.h. im Käfig mit 50 *Lemna minor*- und 50 *Lemna trisulca*-Gliedern als Startpopulation
*in cage 7, i.e. in the cage with 50 Lemna minor- and 50 Lemna trisulca-fronds at the beginning*

a)




b)

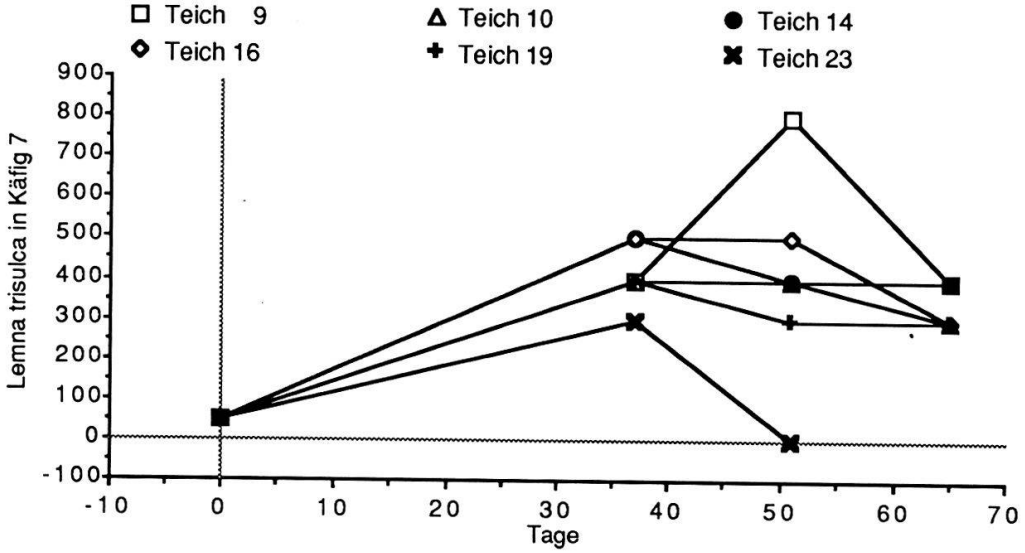
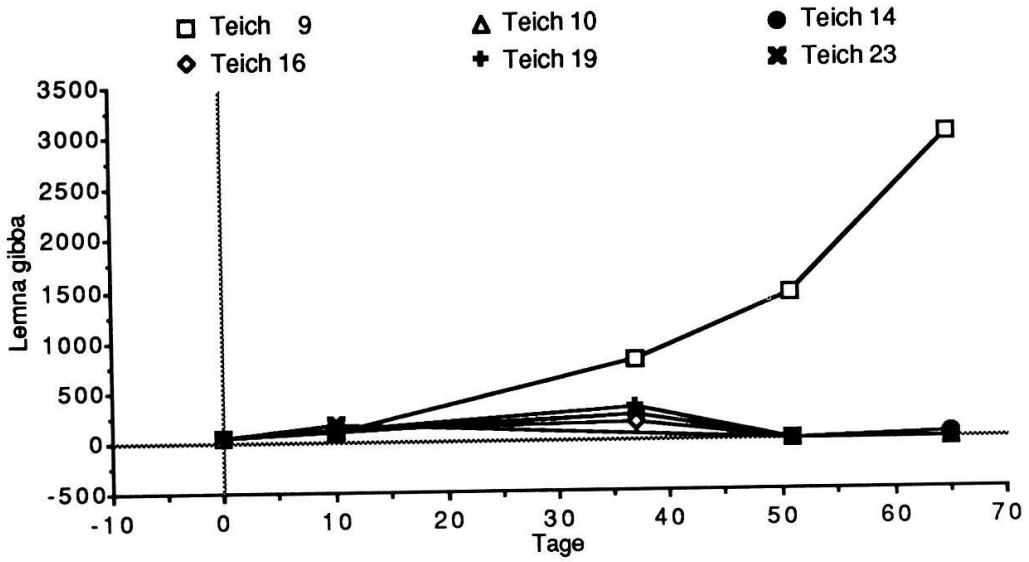



**Fig. 8.** Wachstumskurven von *Lemna trisulca* in sechs ausgewählten Versuchsteichen (9. Mai 1988 bis 13. Juli 1988).
*Growth curve of Lemna trisulca in six experimental ponds (May 9, 1988 to July 13, 1988).*

a) in Käfig 2, d.h. im Käfig mit 50 *Lemna trisulca*-Gliedern als Startpopulation
*in cage 2, i.e. in the cage with 50 Lemna trisulca-fronds at the beginning*
b) in Käfig 7, d.h. im Käfig mit 50 *Lemna minor*- und 50 *Lemna trisulca*-Gliedern als Startpopulation
*in cage 7, i.e. in the cage with 50 Lemna minor- and 50 Lemna trisulca-fronds at the beginning*

a)




b)

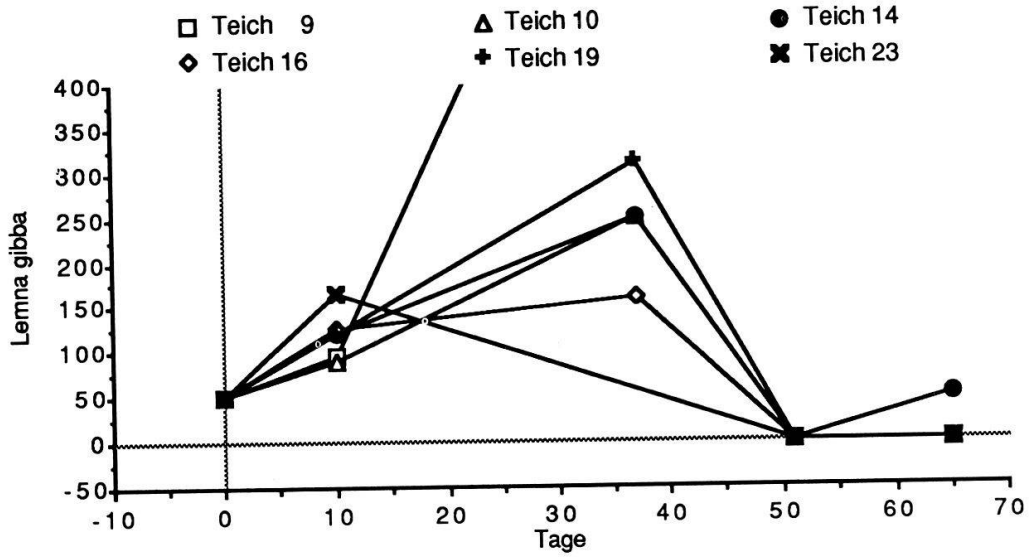



**Fig. 9.** Wachstumskurven von *Lemna gibba* in sechs ausgewählten Versuchsteichen in Käfig 3, d.h. im Käfig mit 50 *Lemna gibba*-Gliedern als Startpopulation (9. Mai 1988 bis 13. Juli 1988).
*Growth curve of Lemna gibba in six experimental ponds in cage 3, i.e. in the cage with 50 Lemna gibba-fronds at the beginning (May 9, 1988 to July 13, 1988).*

a) Ordinatenachse unverändert - *axis of ordinate unchanged*
b) mit gestreckter y-Achse - *with lengthened y-axis*

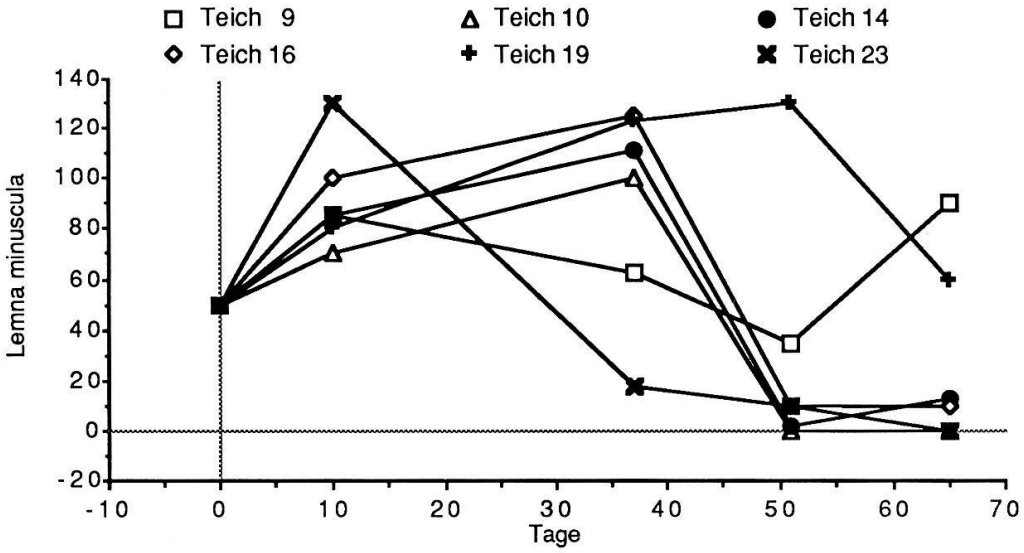



**Fig. 10.** Wachstumskurven von *Lemna minuscula* in sechs ausgewählten Versuchsteichen in Käfig 4, d.h. im Käfig mit 50 *Lemna minuscula*-Gliedern als Startpopulation (9. Mai 1988 bis 13. Juli 1988).
*Growth curve of Lemna minuscula in six experimental ponds in cage 4, i.e. in the cage with 50 Lemna minuscula-fronds at the beginning (May 9, 1988 to July 13, 1988).*

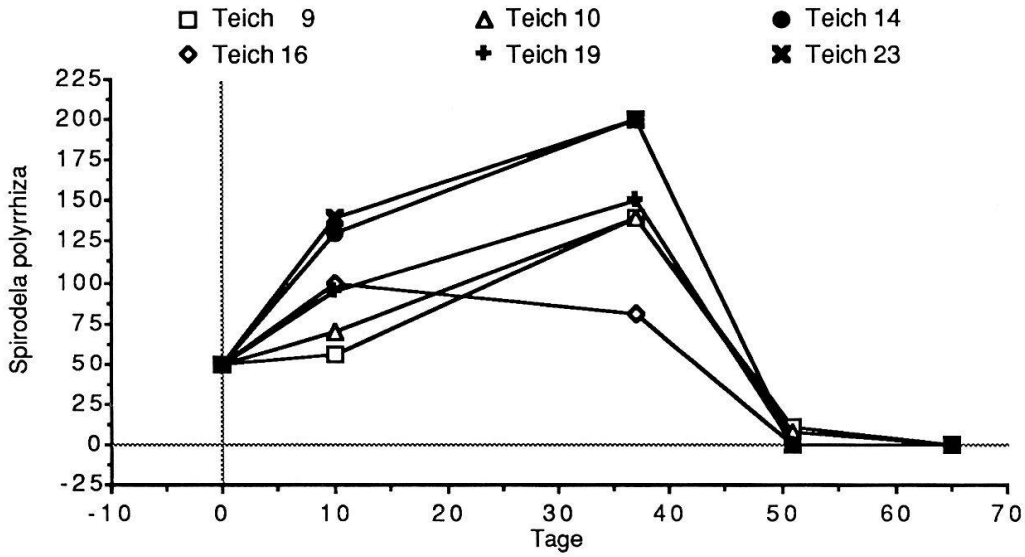



**Fig. 11.** Wachstumskurven von *Spirodela polyrrhiza* in sechs ausgewählten Versuchsteichen in Käfig 5, d.h. im Käfig mit 50 *Spirodela polyrrhiza*-Gliedern als Startpopulation (9. Mai 1988 bis 13. Juli 1988).
*Growth curve of Spirodela polyrrhiza in six experimental ponds in cage 5, i.e. in the cage with 50 Spirodela polyrrhiza-fronds at the beginning (May 9, 1988 to July 13, 1988).*

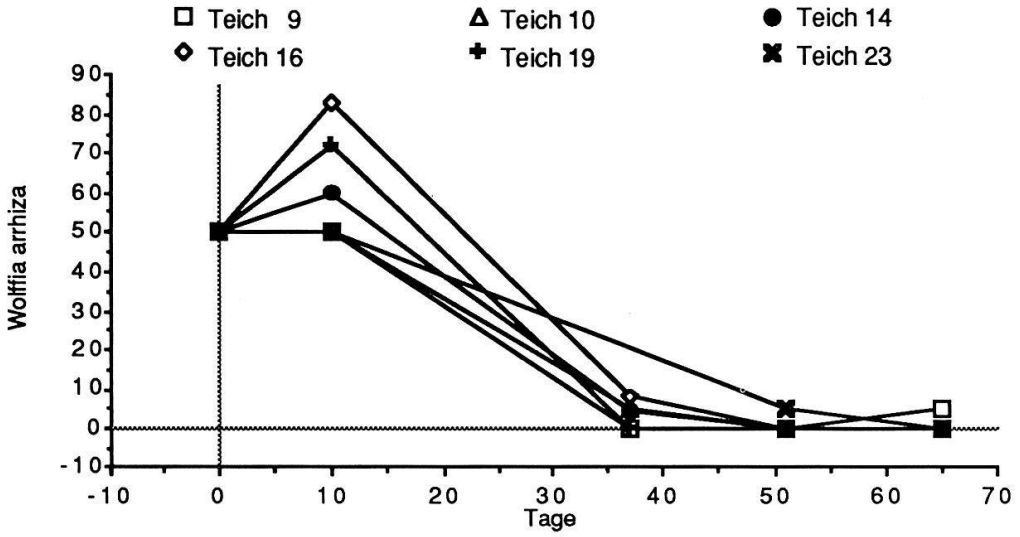



**Fig. 12.** Wachstumskurven von *Wolffia arrhiza* in sechs ausgewählten Versuchsteichen in Käfig 6, d.h. im Käfig mit 50 *Wolffia arrhiza*-Gliedern als Startpopulation (9. Mai 1988 bis 13. Juli 1988).
*Growth curve of Wolffia arrhiza in six experimental ponds in cage 6, i.e. in the cage with 50 Wolffia arrhiza-fronds at the beginning (May 9, 1988 to July 13, 1988).*

### 3.2.2. Beziehung zwischen den Standortfaktoren und dem Wachstum der sechs Arten

Wie aus den Wachstumskurven (Fig. 7-12) zu erkennen ist, wiesen die Teiche 9, 10 und 23 bezüglich des Wachstums Besonderheiten auf, während sich die Teiche 14, 16 und 19 durchschnittlich verhielten. Die *Lemnaceae* in Teich 9 wuchsen besonders gut, die Teiche 10 und 23 aber schienen für das Wachstum der *Lemnaceae* eher ungeeignet zu sein. Wo lagen nun die Besonderheiten der Standortfaktoren dieser drei Teiche?
Die Besonderheiten des Teiches 9 gegenüber den anderen Teichen lagen vor allem im hohen Gehalt an gelöstem Gesamt-Phosphor, im hohen Eisengehalt sowie im hohen Phosphorgehalt der zweiten Sedimentschicht. Der unmittelbar benachbarte Teich 10 wies zwar bei diesen Faktoren auch hohe Werte auf, doch wurden diese in Teich 9 nochmals deutlich übertroffen. Der deutlichste Unterschied zwischen Teich 9 und Teich 10 lag im $NH_4$-N/$NO_3$-N-Verhältnis. In Teich 9 war es kleiner als 1 (2/3), in Teich 10 strebte es gegen unendlich.
Zwischen dem exponentiellen Temperaturmittel und dem unterschiedlichen Wachstum der *Lemnaceae* in den einzelnen Teichen konnte kein Zusammenhang gefunden werden.

# 4. DISKUSSION

Im Hänsiried kommt vor allem *Lemna trisulca* vor. Diese Art wurde in zehn der 54 untersuchten Gewässer mit einem Deckungsgrad von mindestens 2 nach BRAUN-BLANQUET gefunden. Aber auch *L. minor* ist in diesem Gebiet mit einem Deckungsgrad von 2 und mehr vertreten, und zwar in sechs der 54 untersuchten Teiche. Aus verschiedenen Gründen (vgl. Kapitel 3.1.2.) wurden nur 31 der Teiche, in denen ökologische Daten gesammelt worden waren, in die Auswertung einbezogen. Die Aussagekraft der Ergebnisse wird durch diese geringe Anzahl der Teiche eingeschränkt. So konnten zum Beispiel nur fünf Teiche, in denen *L. minor* mit Deckung von 2 und mehr gefunden wurde, bei der Auswertung berücksichtigt werden.
In dieser Arbeit wurde untersucht, wie sich die *Lemnaceae* bezüglich eines einzelnen Standortfaktors verhalten, beziehungsweise ob sich die Teiche mit *Lemnaceae* von denjenigen ohne *Lemnaceae* in den Messwerten eines einzelnen Standortfaktors deutlich unterscheiden (Kap. 3.1.3.). Nach dieser Auswertungsmöglichkeit haben pH-Wert, Nitratstickstoff- und totaler Stickstoffgehalt, gelöster Gesamt-Phosphor-, sowie Eisengehalt eine klar erkennbare Korrelation zum *Lemnaceae*-Vorkommen. Leitfähigkeit, Ammoniumstickstoff-, Natrium-, Kalium- und Calciumgehalte, sowie Mangan- und Sulfatgehalte scheinen in den vorgefundenen Messbereichen keine direkte Beziehung zum *Lemnaceae*-Wachstum aufzuweisen. Diese Ergebnisse werden im Folgenden noch genauer diskutiert. Zur Entkoppelung simultan wirkender Faktoren wurde eine Hauptkomponentenanalyse, die Korrespondenzanalyse, herangezogen (WILDI 1986). Auswertungen mittels dieser Methode brachten aber keine weiteren Erkenntnisse.
Der **pH-Wert** trennt die Teiche mit *Lemnaceae* recht gut von denjenigen ohne *Lemnaceae*. Dieses Resultat ist eher überraschend, da nach LANDOLT (1957) und LANDOLT und WILDI (1977) die *Lemnaceae* in Gewässern mit einem pH zwischen 3.5 und 10.4 vorkommen. Auch wenn man die pH-Wachstumsgrenzwerte der *Lemnaceae* nach HICKS (1932) betrachtet, so scheint es unerklärlich, dass der in den Teichen vorgefundene pH-Messbereich (7.10-7.69) einen Einfluss auf die *Lemnaceae*-Verteilung haben könnte. Bei einer genaueren Betrachtung der Fig. 4a ist zu sehen, dass vor allem die Teiche 1, 3, 4, 5, 19, 20, und 22-31 einen höheren pH-Wert als die *Lemnaceae*-haltigen Teiche aufwiesen. Für die erhöhten pH-Werte der Teiche 19, 20 und 22-31 wird eine mögliche Erklärung im relativ

ausgeprägten Tagesgang dieses Parameters und im unterschiedlichen Zeitpunkt der Probennahme gefunden. Am Morgen wurde im nordöstlichen Teil des Hänsiried, nämlich bei Teich 1, mit den Messungen begonnen. Gegen Mittag war Teich 18 erreicht. Die Messungen im südwestlichen Teil (Teiche 19-31), der *Lemnaceae*-frei war, erfolgten also erst am Nachmittag. Zu diesem Zeitpunkt war das pH durch die pflanzlichen Aktivitäten aber bereits angestiegen, wie auch die orientierende Messung vom 11. Juli 1988 bestätigen konnte. Die Auswertungen beim **Nitratstickstoff** ergeben, dass die *Lemnaceae* vorwiegend in den Teichen mit wenig Nitratstickstoff vorkommen. Dasselbe trifft auch für den **totalen Stickstoffgehalt** zu. Verschiedene Literaturangaben besagen aber, dass die *Lemnaceae* gewöhnlich in stickstoffreichen Gewässern zu finden sind. Gemäss LANDOLT und KANDELER (1987) liegt die optimale Stickstoffversorgung in natürlichen Teichen zwischen 4 und 8 mg/l, was relativ hohen Gehalten entspricht. In den untersuchten 31 Teichen wurden diese Werte gar nicht erreicht. Die maximalen Stickstoffwerte der vier Messungen zwischen Mai und August 1988 lagen beim Ammoniumstickstoff zwischen 0.008 und 1.29 mg/l, beim Nitratstickstoff zwischen 0 und 2.27 mg/l und beim totalen Stickstoff zwichen 0.008 und 2.3 mg/l. Dieser scheinbare Widerspruch zwischen den Ergebnissen im Hänsiried und denjenigen früher gemachter Untersuchungen kommt durch das Vertauschen von Ursache und Wirkung zustande. Der tiefe Stickstoffgehalt der Teiche des Hänsiried ist nicht Ursache für das gute Wachstum der *Lemnaceae*, sondern das üppige pflanzliche Wachstum bewirkt, dass der Stickstoffgehalt dieser Teiche stark absinkt. Gemäss POTT (1980) nimmt der Nitratstickstoff in einem *Lemnetum trisulcae* innerhalb eines Sommers von 1 mg/l auf weniger als 0.005 mg/l ab. Somit sind auch die tiefen Stickstoffwerte in den Teichen des Hänsiried erklärt, vor allem da auch das Wachstum anderer Wasserpflanzen zu diesen geringen Stickstoffwerten führen kann. Wieviel Stickstoff durch die *Lemnaceae* aufgenommen wurde, kann anhand folgender Annahmen überschlagsmässig berechnet werden. Das Trockengewicht einer *Lemnaceae*-Decke mit Deckungsgrad 5 beträgt ungefähr 7.5-10 g/m$^2$. Bei Deckungsgrad 4 sind es noch 5-7.5 g/m$^2$, bei Deckungsgrad 3 2.5-5.0 g/m$^2$ und bei Deckungsgrad 2 noch 0.5-2.5 g/m$^2$. Der N-Gehalt macht etwa 6% des Trockengewichts aus. Somit wurde in den elf Teichen des Hänsiried mit einem Deckungsgrad von mindestens 2 allein durch die *Lemnaceae* zwischen 50 (Teich 8) und 1500 µg/l N (Teich 13) aufgenommen.

Das üppige Wachstum wird aber hauptsächlich durch einen anderen Faktor verursacht. Wie Ergebnisse früherer Untersuchungen zeigen, spielt **Phosphor** beim

limitierten Wachstum der *Lemnaceae* wahrscheinlich die Hauptrolle. Auch die Analyse der Daten aus dem Hänsiried mittels der Korrespondenzanalyse ergab, dass Phosphor, genauer gesagt der **gelöste Gesamt-Phosphor**, der Hauptfaktor für die Verbreitung der *Lemnaceae* im Hänsiried ist. Gemäss FITZGERALD (1969) und LEWCOWIEZ und LEWCOWIEZ (1977) sind die *Lemnaceae* vor allem in Gewässern mit viel Phosphor, aber wenig Stickstoff sehr konkurrenzfähig gegenüber anderen Arten (vor allem Algen). Wird viel Phosphor nicht auf die absoluten Werte, sondern auf die relativen (Teiche mit *Lemnaceae* gegenüber Teiche ohne *Lemnaceae*) bezogen, so wurde im Hänsiried diese Situation in den elf Teichen mit *Lemnaceae* angetroffen. Werden die durchschnittlich gemessenen Phosphorgehalte der Teiche mit *Lemnaceae* (12-48 µg/l) hingegen mit den Phosphorgehalten, die für eine optimale Phosphorversorgung gemischter *Lemnaceae*-Kulturen in natürlichen Gewässern ermittelt wurden (4-8 mg/l), verglichen, so scheinen die Verhältnisse in den untersuchten Teichen gar nicht optimal zu sein. Diese Unterschiede rühren aber höchstwahrscheinlich daher, dass es sich bei den ermittelten Optimalgehalten um Jahresdurchschnittswerte handelt, die in dieser Arbeit besprochenen Werte aber nur auf Messungen während der Vegetationszeit beruhen, während der Zeit also, in der das üppige Pflanzenwachstum zur Aufzehrung der Nährstoffe, insbesondere des Phosphors, führen kann. LÜÖND (1983) fand in der Natur für *L. minor* einen minimalen Phosphorgehalt von 6 µg/l. Bei *L. minuscula* lag dieser Wert bei 12 µg/l, bei *Spirodela polyrrhiza* bei 7 µg/l und bei *L. gibba* bei 30 µg/l, wobei auch diese Werte nur auf Messungen während der Vegetationszeit beruhen.

Der Phosphorgehalt der *Lemnaceae* macht etwa 1% des Trockengewichts aus. Mit den bereits beim Stickstoff gemachten Trockengewichtsangaben für die verschiedenen *Lemnaceae*-Deckungsgrade kann der von den *Lemnaceae* aufgenommene Phosphor in den elf *Lemnaceae*-haltigen Teichen des Hänsiried abgeschätzt werden. Er lag zwischen 8.0 und 250.0 µg/l.

Auch **Eisen** scheint für das Wachstum der *Lemnaceae* ein wichtiger Faktor zu sein. Nach STEINBERG (1946) ist der minimale Eisengehalt von *L.minor* bei 2.79 mg/l zu finden. Dieser Wert liegt aber deutlich über den Werten, die in den Teichen des Hänsiried gemessen werden konnten (0.07-0.51 mg/l). Der von ORLANDO und NEILANDS (1982) gefundene Wert von 1.12 mg/l für die maximale Wachstumsrate von *L. gibba* und *L. minor* ist immer noch deutlich höher als die Werte der Wasserproben des Hänsiried. Bei den Spurenelementen ist es jedoch schwierig, Resultate zu vergleichen, da ihre Verfügbarkeit vom pH sowie von der Anwesenheit von Chelatoren abhängt. Trotzdem kann über die vorgefunde-

nen Eisengehalte ausgesagt werden, dass sie sehr tief sind und dass sie aller Wahrscheinlichkeit nach tatsächlich im für die *Lemnaceae* wachstumslimitierenden Bereich liegen. Nach den Ergebnissen dieser Arbeit zu beurteilen, brauchen die *Lemnaceae* mindestens 0.25 mg/l Eisen. Ist dies nicht der Fall und liegt der aus vier Messungen während der Vegetationszeit gemittelte Wert des gelösten Gesamtphosphors auch noch unter 25 µg/l, dann können keine *Lemnaceae* mehr wachsen. Die einzige Ausnahme war der kleine Teich 8, bei dem aber sowohl *L. minor* als auch *L. trisulca* höchstens einen Deckungsgrad von 2 (nach BRAUN-BLANQUET) erreichten.

Das Resultat, dass die Teiche mit *Lemnaceae* recht gut durch die Eisengehalte von denjenigen ohne *Lemnaceae* getrennt werden können, ist eher überraschend. Da es nur einer einmaligen Messung entstammt, wurden nachträglich zwei Eisenmesserien vom Wasser der 31 Versuchsteiche durchgeführt. Die Probennahmen erfolgten am 2. November 1988 und am 16. März 1989 (Fig. 13).
Anscheinend war die Eisen- und Phosphorfreisetzung aus den Pflanzen am 2. November 1988 in den verschiedenen Teichen noch unterschiedlich weit gediehen, denn die Messwerte zeigten kein einheitliches Bild. Während in 21 von den 31 Teichen gegenüber der Messung vom 26. Mai 1988 ein tieferer Eisengehalt vorgefunden wurde, war er in neun Versuchsteichen angestiegen.
Bei der Messerie am 16. März 1989 wurde gegenüber der Messung vom 26. Mai 1988 in 30

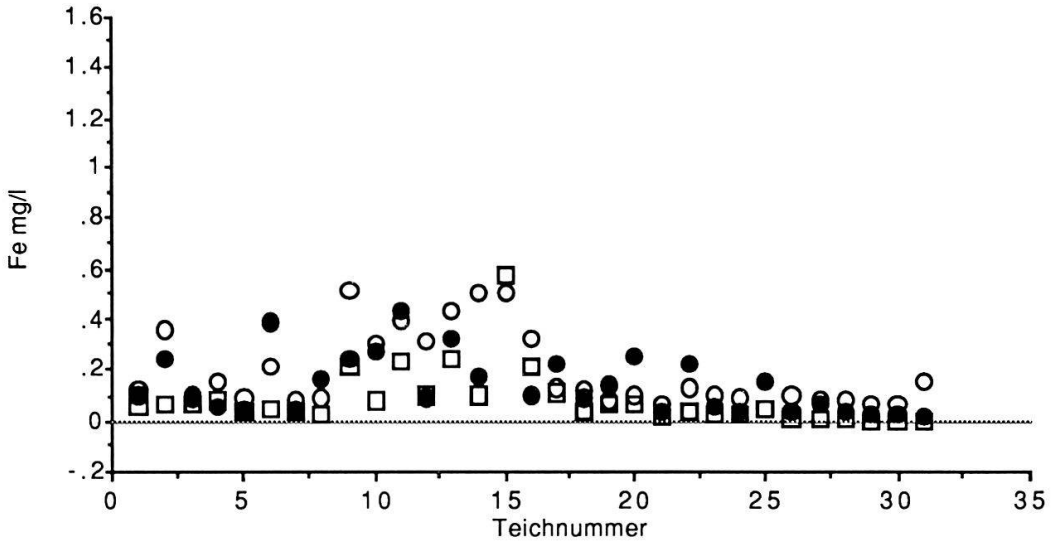



**Fig. 13.** Eisengehalte zu verschiedenen Jahreszeiten - *Iron-contents at different seasons*

○ 26. Mai 1988 - *May 26, 1988*
● 2. November 1988 - *November 2, 1988*
□ 16. März 1989 - *March 16, 1989*

Teichen ein tieferer Eisengehalt vorgefunden. Nur in Teich 15 war der Eisengehalt leicht höher (0.576 gegenüber 0.500 mg/l am 26. Mai 1988). Auch gegenüber dem 2. November 1988 waren die Eisengehalte grösstenteils niedriger. Das Absinken des Eisengehaltes im Wasser im Winter kommt durch die mengenmässig unterschiedliche Eisen- und Phosphorfreisetzung (im *Lemnaceae*-Trockengewicht sind durchschnittlich 1% P aber nur 0.4% Fe gebunden) und der damit verbundenen vermehrten Eisen(III)-phosphat-ausfällung zustande.
Der Vergleich des durchschnittlichen *Lemnaceae*-Deckungsgrades des Jahres 1988 mit der Eisenmessung vom 16. März 1989 ergibt, dass alle Teiche mit einem Eisengehalt über 0.08 mg/l (0.25 mg/l für die Messung vom 26. Mai 1988) im Jahre 1988 einen durchschnittlich über 5% liegenden *Lemnaceae*-Deckungsgrad aufwiesen. Nur drei Teiche mit Deckungsgrad 2 erreichten diesen Wert nicht (Teich 10 mit 0.077 mg/l, Teich 2 mit 0.065 mg/l, Teich 8 mit 0.028 mg/l). Die Teiche, die im Jahr 1988 einen unter 5% liegenden *Lemnaceae*-Deckungsgrad aufwiesen, hatten bei der Messung vom 16. März 1989 einen Eisengehalt zwischen <0.001 (Nachweisgrenze) und 0.077 mg/l (0.07-0.21 mg/l bei der Messung vom 26. Mai 1988).
Die nachträglichen Messerien konnten also die Rolle des Eisens als wichtigen Faktor für die *Lemnaceae*-Verbreitung bestätigen. Durch die vermehrte Eisenausfällung im Winter liegt der Eisengrenzwert der Teiche ohne *Lemnaceae* in dieser Jahreszeit aber etwas tiefer.

Der Einfluss der **Leitfähigkeit** und des **Magnesiums** auf das Wachstum und damit die Verbreitung der *Lemnaceae* scheint nicht so klar zu sein. Offenbar beruht der zwischen *L. minor* und *L. trisulca* gefundene Unterschied in den **Leitfähigkeits**mittelwerten eher auf Zufälligkeit. Dies zeigt schon die Tatsache, dass sowohl die Leitfähigkeitsmesswerte der Teiche mit *L. minor* als auch diejenigen der Teiche mit *L. trisulca* und der *Lemnaceae*-freien Teiche sozusagen über den Leitfähigkeitsbereich von 374-671 µS/cm verstreut waren. Da in der Literatur die Bereiche für die einzelnen Arten sehr widersprüchlich sind, kann die nur anhand von fünf Teichen des Hänsiried gefundene, bei 490 µS/cm liegende, untere Grenze für das *L. minor*-Vorkommen nicht mittels Literaturverweisen abgestützt werden.
Dem **Magnesium** muss, nach Daten der 31 Teiche zu beurteilen, eine zumindest kleine Rolle beim Verhindern bzw. Ermöglichen des Wachstums der *Lemnaceae* zugebilligt werden. Während der höchste durchschnittliche Magnesiumgehalt der Teiche mit *L. minor* bei 18.7 mg/l lag, war er bei den Teichen mit *L. trisulca* bei 16.8 mg/l. Elf der 20 Teiche ohne *Lemnaceae* hatten aber einen über 19 mg/l liegenden durchschnittlichen Magnesiumgehalt. Aus den höheren Magnesiumwerten der Teiche ohne *Lemnaceae* könnte auf eine toxische Wirkung von Magnesium geschlossen werden. STRAUSS (1973) fand bei *Lemnaceae* ein optimales Wachstum bei einem zwischen 1.2 und 292 mg/l liegenden Magnesiumgehalt. Offenbar beruht die gefundene Magnesiumabhängigkeit eher auf Zufälligkeit oder aber sie wird durch einen mit Magnesium gekoppelten Faktor verursacht, denn bei den vier Messungen zwischen Mai und August 1988 wies kein Teich mehr als 28 mg/l Magnesium auf. Folglich ist auch nicht mit einer toxischen Wirkung von Magnesium zu rechnen.

Nach der Auswertung in Kapitel 3.1.3. haben die Ammoniumstickstoffwerte das ortho-Phosphat, die Kationen Natrium, Kalium, Calcium und Mangan wie auch der Sulfatgehalt in den gemessenen Bereichen keinen direkten Einfluss auf das *Lemnaceae*-Vorkommen.
Die Versorgung der *Lemnaceae* mit Stickstoff erfolgt vorwiegend durch das **Ammonium**- und das Nitration. Aus früheren Feldversuchen wurde aber ersichtlich, dass es nicht wesentlich ist, ob der Stickstoff als Ammonium- oder als Nitration vorliegt (LANDOLT 1986). Die *Lemnaceae* wachsen auch in Gewässern, in denen das eine oder das andere Ion fehlt. Da die Ammoniumkonzentration in den Teichen des Hänsiried während der Untersuchungsdauer geringer war als die Nitratkonzentration, spielt dieses positiv geladene Ion, zumindest in den 31 untersuchten Teichen, für das Wachstum der *Lemnaceae* eine untergeordnete Rolle. Viel wichtiger ist in diesem Fall also die Nitratkonzentration, beziehungsweise die totale Stickstoffkonzentration, die bereits oben diskutiert wurde.
Bei den beiden Phosphor-Komponenten **ortho-Phosphat** und gelöster Gesamt-Phosphor liegt die gleiche Situation wie bei den beiden Stickstoffkomponenten Nitrat und Ammonium vor, falls die *Lemnaceae* den benötigten Phosphor sowohl dem ortho-Phosphat als auch dem gelösten Gesamt-Phosphor entnehmen können. Der gelöste Gesamt-Phosphor liegt in grösseren Konzentrationen vor und ist deshalb Hauptphosphorversorger der *Lemnaceae*. FEKETE et al. (1976) meinten zwar, dass der für die *Lemnaceae* verfügbare Phosphorgehalt weder durch die Konzentration des gelösten Phosphors noch durch die Phosphatkonzentration eindeutig beschrieben werden kann, da die unterschiedlichen Phosphorkomponenten nicht bei den gleichen minimalen Konzentrationen aufgenommen werden; bei den Daten aus dem Hänsiried scheint aber, dass die Phosphorversorgung durch die Konzentration des gelösten Gesamt-Phosphors zureichend beschrieben werden kann.
Gemäss den Untersuchungen der vorliegenden Arbeit soll auch das **Natrium** keine Korrelation zur Verbreitung der *Lemnaceae* haben. Frühere Untersuchungen ergaben, dass *Lemnaceae* in Seen und Teichen mit Natriumgehalten zwischen 1.3 mg/l (ROELOFS 1983) und 1000 mg/l (LANDOLT und WILDI 1977) gefunden werden. In Gewässern mit weniger als 4 mg/l kommen sie aber selten vor. Der Durchschnittswert der Teiche im Hänsiried während der vier Messmonate lag zwischen 7 mg/l und 21.7 mg/l. Dieser Messbereich scheint also für das Wachstum der *Lemnaceae* unproblematisch zu sein. Es ist jedoch noch nicht klar, ob *Lemnaceae* für ein konstantes Wachstum überhaupt Natrium brauchen. Ein stimulierender Effekt für die Wachstumsrate wurde hingegen schon oft beobachtet (LANDOLT und KANDELER 1987).

Der **Kalium**gehalt variiert in natürlichen Gewässern mit *Lemnaceae* zwischen 0.5 und 100 mg/l (LANDOLT und KANDELER 1987). Liegt der Gehalt unter 1 mg/l Kalium, so werden selten *Lemnaceae* gefunden (LANDOLT 1981, WIEGLEB 1978). Der Bereich der Durchschnittswerte der Kaliummessungen im Hänsiried erstreckte sich von 0.43-1.82 mg/l. Somit könnte zu erwarten sein, dass der Kaliumgehalt bezüglich den *Lemnaceae*-Vorkommen in den Teichen des Hänsiried eine mitentscheidende Rolle spielt. Ein direkter Zusammenhang ist jedoch nicht ersichtlich, da sich der Bereich der Teiche mit *Lemnaceae* über den gesamten aus den vier Messungen ermittelten Bereich erstreckte. AYADI et al. (1974) schrieben, dass die Magnesiumionen die Kaliumaufnahme hemmen. Bei hohen Magnesiumkonzentrationen ist also ein höherer Kaliumbedarf vorhanden. Bei den elf Teichen mit *Lemnaceae* lag das **Mg/K-Verhältnis** zwischen 8.0 und 33.3, bei den Teichen ohne *Lemnaceae* zwischen 10.2 und 35.9. Also zeigt auch das Mg/K-Verhältnis keinen direkten Zusammenhang zum *Lemnaceae*-Vorkommen.

Gemäss LANDOLT (1986) hängt auch der für das *Lemnaceae*-Wachstum optimale Calciumgehalt stark von der Magnesiumkonzentration der Lösung ab und umgekehrt. In natürlichen Gewässern mit *Lemnaceae* liegt das **Ca/Mg-Verhältnis** zwischen 0.15 und 13. Nimmt dieses Verhältnis aber einen Wert unter 0.05 an, so ist es für die *Lemnaceae* tödlich (ZIMMERMANN 1981). Bei den elf Teichen mit *Lemnaceae* lag dieses Verhältnis zwischen 5.2 und 7.7, wobei sich der Bereich der 31 genauer untersuchten Teiche von 4.4-7.7 erstreckte. Dieser Bereich liegt also deutlich in dem von den *Lemnaceae* bevorzugten Bereich von 0.15-13. Daraus wird verständlich, warum das Ca/Mg-Verhältnis für das *Lemnaceae*-Vorkommen im Hänsiried nicht entscheidend ist.

Betrachtet man **Calcium** unabhängig vom Magnesium, so findet man ebenfalls keinen direkten Zusammenhang zwischen diesem Kation und dem *Lemnaceae*-Vorkommen. Nach den Resultaten früherer Untersuchungen ist dieses Ergebnis einleuchtend. WIEGLEB (1978) fand zum Beispiel in natürlichen Gewässern mit *Lemnaceae* Calciumgehalte zwischen 9 und 243 mg/l. Die durchschnittlichen Calciumwerte der 31 genauer untersuchten Teiche lagen klar innerhalb dieses Bereiches. Sie erstreckten sich von 68.6-125.6 mg/l.

Über die **Schwefel**komponenten werden in der Literatur unterschiedliche Angaben gemacht. Verschiedene Autoren fanden *Lemnaceae* noch in Gewässern mit einem Sulfatgehalt von 0-5 mg/l (LANDOLT 1986). Dies entspricht ungefähr einem Schwefelgehalt von 0-1.5 mg/l. Gewöhnlich liegt der Schwefelgehalt aber über 15 mg/l (MOYLE und HOTCHKINS 1945) oder über 5 mg/l (LANDOLT 1986).

Aber auch in Gewässern mit 200-350 mg/l Schwefel wurden noch *Lemnaceae* gefunden (verschiedene Autoren in LANDOLT 1986). Die Messwerte im Hänsiried, die keinen direkten Zusammenhang zum *Lemnaceae*-Vorkommen zeigen, lagen zwischen 3.5 und 50.5 mg/l.
KLOSE (1963) ist der Meinung, dass **Mangan** in gewissen Gewässern einen limitierenden Faktor darstellen kann. Obschon die Manganwerte in den Teichen des Hänsiried sehr tief waren (zwischen 0.02 und 0.67 mg/l), kann diese Aussage aber nicht bestätigt werden. Die Messwerte der Teiche mit *Lemnaceae* erstreckten sich nämlich über den ganzen Bereich der 31 Teiche und wegen der geringen Anzahl Teiche konnten Ausreisser nicht eliminiert werden. Auch KLOSE (1963) fand in Gewässern Europas einen Mangangehalt zwischen 0 und 1.1 mg/l. EYSTER (1966) fand innerhalb eines Mangankonzentrationsbereiches von 0.05-3 mg/l für die *Lemnaceae* ein optimales Wachstum. Es gilt aber auch hier, wie beim Eisen, zu berücksichtigen, dass der Vergleich von Resultaten bei den Spurenelementen eher schwierig ist, da die Verfügbarkeit dieser Nährstoffe stark vom pH-Wert sowie von den vorkommenden Chelatoren abhängig ist. Weiter muss beachtet werden, dass die *Lemnaceae* einen geringen Bedarf an Spurenelementen aufweisen, den sie eventuell während der Aufenthaltszeit am Grunde in den Wintermonaten decken können. In der Vegetationszeit können sie jeweils mit den aufgenommenen Spurenelementen sehr sparsam umgehen, indem sie sie von der Mutter- zur Tochterpflanze transferieren, wie der Versuch von HENSSEN (1954) zeigen konnte. Diese Sparsamkeit beim Verbrauch der Spurenelemente ermöglicht den *Lemnaceae,* auch bei sehr geringen Gehalten, das Überleben; ein Wachstum der Gesamtpopulation ist aber nur in sehr beschränktem Ausmass möglich und ist mit einigen Veränderungen an den Gliedern verbunden.
Die **Wassertemperatur** wurde zwar auch bei jeder Probennahme gemessen, ihre Werte wurden in der Auswertung aber nicht berücksichtigt, da sie einen zu ausgeprägten Tagesgang aufweisen.
Bisher sind nur die gemessenen physikalischen und chemischen Parameter bezüglich der Verbreitung der *Lemnaceae* diskutiert worden. Weitere Faktoren können aber für die Verbreitung ebenfalls ausschlaggebend sein. So sind biologische Faktoren wie Konkurrenz durch andere Pflanzen und Frass durch Tiere bisher vernachlässigt worden. BRAWAND (1988) entdeckte z.B., dass *Lemna-* und *Chara*-Arten nie im gleichen Teich einen hohen Deckungsgrad aufweisen. Dies ist aber weniger eine Frage der Konkurrenz anderer Wasserpflanzen als vielmehr eine Frage der Nährstoffansprüche. Nach KOHLER (1978) gedeihen die meisten *Chara*-Arten bei einer über 20 µg/l liegenden Phosphatkonzentration nicht

mehr, während die *Lemnaceae* zum Überleben eine Phosphatkonzentration von mindestens 20 µg/l benötigen. Mittels der Daten der Pflanzengesellschaften in den Teichen des Hänsiried (BRAWAND 1988) könnten vielleicht einige Aspekte der Konkurrenz anderer Wasserpflanzen speziell in Bezug auf die *Lemnaceae* beleuchtet werden. Einige Abklärungen bezüglich der biologischen Faktoren wurden mit Hilfe des Aussetzversuches getroffen. Beim kontrollierten Aussetzversuch wurden die Wachstumsmöglichkeiten anderer als der beiden natürlich vorkommenden *Lemnaceae*-Arten in sechs ausgewählten Versuchsteichen geprüft. Gleichzeitig konnte durch die Wahl einer geeigneten Versuchsanordnung (vgl. Kap. 2.2.) das Ausmass des Frasses grösserer Tiere wie Enten und Fische auf die *Lemnaceae* abgeschätzt werden.
Die Ergebnisse dieses Versuches bezüglich der Wachstumsmöglichkeiten anderer Arten zeigen, dass sich in gewissen Teichen des Hänsiried neben den natürlich vorkommenden Arten *L. minor* und *L. trisulca* offenbar auch *L. gibba* vermehren könnte (zumindest ohne Tiereinfluss). *L. minuscula* könnte sich, nach den Ergebnissen zu urteilen, in diesem Gebiet nur knapp halten. *Spirodela polyrrhiza* und *Wolffia arrhiza* hingegen konnten sich während der dreimonatigen Versuchsdauer nicht vermehren. Für *S. polyrrhiza* und*W. arrhiza* scheinen also zumindest die Bedingungen in den sechs Versuchsteichen ungeeignet zu sein. Es ist jedoch auch möglich, dass die Bedingungen im Hänsiried für diese beiden Arten eigentlich geeignet wären. Da der Aussetztermin für *S. polyrrhiza* und *W. arrhiza* aber zu früh gewählt worden war, denn diese beiden Arten weisen ein relativ hohes Temperaturminimum auf, überstanden sie den Transfer von der relativ warmen und ausgeglichenen Klimakammertemperatur (24-25°C) zum relativ kalten Teichwasser mit ziemlich grossen Temperaturschwankungen nicht gut. Gemäss LANDOLT (1957) braucht *S. polyrrhiza* zur Entwicklung eine durchschnittliche tägliche Minimaltemperatur der Wasseroberfläche von 15°C. Bei *W. arrhiza* liegt die Minimaltemperatur sogar noch etwas höher, nämlich bei ungefähr 16°C. Das Temperaturmittel der Luft betrug aber im ersten Monat der Versuchsdauer nur 13.8°C. Die Tagesmittelwerte der Lufttemperatur schwankten in dieser Zeit zwischen 8.2 und 18.3°C. Für *L. minor, L. trisulca, L. gibba* und *L. minuscula* fand LANDOLT (1957) durchwegs ein unter 13.5°C liegendes Temperaturminimum, bei den meisten Klonen dieser vier Arten lag es sogar um oder unter 8°C. Für sie scheinen also der frühe Aussetztermin und die damit verbundenen relativ tiefen Wassertemperaturen unproblematisch zu sein.
Die besten Bedingungen in den sechs Versuchsteichen für ein gutes *Lemnaceae*-Wachstum scheinen in Teich 9 zu herrschen. Hier konnten sich in den Käfigen

1-6 *L. minor*, *L. trisulca*, *L. gibba* sowie *L. minuscula* vermehren. Die Besonderheiten dieses Teiches lagen vor allem im hohen Gehalt an gelöstem Gesamt-Phosphor, im hohen Eisengehalt, sowie im hohen Phosphorgehalt der zweiten Sedimentschicht. Schon beim Feldversuch konnten der gelöste Gesamt-Phosphor sowie der Eisengehalt als "für die *Lemnaceae*-Verbreitung sehr wichtige Standortfaktoren" klassiert werden. Diese Resultate bestätigen sich hier wieder. Da der Phosphorgehalt der Sedimentschichten nicht in allen Teichen gemessen wurde, konnte dieser Standortfaktor erst in der Auswertung des Aussetzversuches berücksichtigt werden. Gemäss dieser Auswertung scheint auch der Phosphorgehalt der Sedimentschicht, zumindest der zweiten, zu den drei wichtigsten Faktoren zu gehören, die die *Lemnaceae*-Verbreitung direkt beeinflussen, was die bedeutende Rolle des Phosphors ganz allgemein für das Wachstum der *Lemnaceae* verdeutlicht. Gemäss FITZGERALD (1971) kann der Seeschlamm jedoch nur einen kleinen Betrag des Phosphorverbrauchs decken (weniger als 1%). FEKETE et al. (1976) meinten, dass je nach Typ des Sediments mehr oder weniger rückgelöster Phosphor verfügbar ist.
Hinweise über das Ausmass des Tierfrasses konnten vor allem die Käfige geben, in denen Glieder von *L. minor* und/oder *L. trisulca* ausgesetzt werden konnten, indem die Resultate dieser Käfige mit der natürlichen Situation verglichen wurden. Die Ergebnisse dieser Käfige zeigen, dass sich beide Arten in allen sechs Teichen über die Zeit von drei Monaten unter Verhinderung des Frasses durch grössere Tiere recht gut, beziehungsweise besser als unter den gegebenen natürlichen Bedingungen halten können. Der Frass der *Lemnaceae* durch grössere Tiere scheint also in der *Lemnaceae*-Verbreitung ein nicht zu vernachlässigender Faktor zu sein. Einzig in Teich 23, in dem natürlicherweise gar keine *Lemnaceae* vorkommen, scheint der Frasseinfluss nicht für das Fehlen einer, bzw. beider Arten mitverantwortlich gemacht werden zu können. Die Käfige dieses Teiches waren stark veralgt. Hier könnte die Konkurrenz durch Algen zu einem mitbestimmenden Faktor geworden sein. Dies umso mehr, als in diesem Teich auch natürlicherweise in Ufernähe Algenansammlungen gefunden wurden.
Dass die Unterschiede zwischen den Käfigen 1, 2 und 7 und der natürlichen Situation auch wirklich durch Verhindern des Frasses in den Käfigen verursacht wurden, zeigte sich in den Käfigen 9 und 10, deren Öffnungen im Boden und Deckel nicht mit Nylonnetzchen überspannt worden waren und somit keinen Schutz vor Tierfrass aufwiesen. In den Versuchsteichen 9, 10, 16 und 23 wurde in diesen beiden Käfigen nach zwei wie auch nach drei Monaten die natürliche Situation angetroffen. Teich 14 zeigte zwar auch die natürliche Artenkombination,

doch waren sowohl *L. minor* als auch *L. trisulca* relativ schwach vertreten. In Teich 19 wurden nach zwei Monaten noch 8 bzw. 15 *L. minor*-Glieder gefunden. Wird diese geringe Gliederzahl mit "keinen *L. minor*-Gliedern" gleichgesetzt, so wird auch in diesem Teich in den Käfigen 9 und 10 die natürliche Situation wiedergegeben.
Beim Vergleich des Wachstums von *L. minor* und *L. trisulca* in den Käfigen 1 und 2 in den sechs Versuchsteichen mit den in diesen Teichen natürlich angetroffenen Situationen wird ersichtlich, dass sich vor allem *L. minor* im vor Tierfrass geschützten Käfig gegenüber der natürlichen Situation deutlich besser durchzusetzen vermochte. *L. minor* scheint also durch den Frass stärker dezimiert zu werden als *L. trisulca,* d.h. *L. trisulca* scheint durch den Frass in der Ausbreitung weniger stark beeinträchtigt zu werden. Dies bestätigte sich bei der am 19. Mai gemachten Kontrolle in Teich 9. Ein junges Blässhuhn tat sich gütlich an den ausgesetzten Gliedern in einem offenen Käfig. Die darauffolgende Auszählung ergab, dass nur die fünf obenaufschwimmenden Arten weggefressen wurden. *L. trisulca* aber war noch mit über 100 Gliedern vertreten. *L. trisulca* scheint also als Nahrungsmittel nicht so beliebt zu sein wie die anderen fünf untersuchten Arten. Dies zeigt sich auch darin, dass zu einem späteren Zeitpunkt nochmals ein junges Blässhuhn in einen offenen Käfig des Teiches 9 gestiegen war, was für dieses kleine Tier gar nicht einfach ist. Es scheute also keine Mühe, um zu den ausgesetzten Gliedern zu gelangen, obwohl Teich 9 zu diesem Zeitpunkt einen recht hohen Deckungsgrad von *L. trisulca* (Deckungsgrad 3 nach BRAUN-BLANQUET) aufwies. Die Frage, ob *L. trisulca* von den "Taucherli" tatsächlich weniger gern gefressen wird als *L. minor*, oder ob *L. trisulca* ihrer submersen Lebensweise wegen von den Enten weniger gut gefressen werden kann, wird anhand dieses Versuchs nicht schlüssig beantwortet. Es scheint aber, dass die Enten einen recht starken Einfluss auf die *Lemnaceae*-Verbreitung haben können. Nicht umsonst werden die *Lemnaceae* auf Englisch "duckweed" genannt. Es fiel aber auch auf, dass die Teiche mit *L. minor* (mit einer Ausnahme) direkt an den Wegrand angrenzen. Möglicherweise ist hier die Störung von Spaziergängern für die Enten zu gross. So meiden sie dieses Gewässer und ermöglichen das Aufkommen von *L. minor*.
Dies ist aber nicht die einzige Erklärungsmöglichkeit für das vermehrte Aufkommen von *L. trisulca* im Hänsiried. Eventuell bringen auch die geringen Phosphorgehalte in den Teichen des Hänsiried *L. trisulca* gegenüber *L. minor* einen Selektionsvorteil. Da bei *L. trisulca* die meisten Glieder am Teichgrund überwintern, können während dieser Zeit viele Glieder dieser Art den Phosphorman-

gel im Teichwasser aus dem Sedimentphosphor decken, wodurch im Frühjahr bereits viele "gestärkte" Glieder vorhanden sind. Von einer *L. minor*-Population können jedoch nur einige wenige Glieder überwintern (die meisten sterben ab) (LANDOLT mündl.). Folglich können auch nur wenige Glieder dieser Art vom Sediment Phosphor aufnehmen. Im Frühjahr ist daher nur eine kleine "gestärkte" *L. minor*-Startpopulation vorhanden, die wegen der geringen Phosphorgehalte im Wasser ungeeignete Wachstumsbedingungen vorfindet.
Wie weit die Fische das *Lemnaceae*-Aufkommen beeinträchtigen, kann nicht schlüssig beantwortet werden. In fast allen Teichen des Hänsiried kommen Fische vor. Meistens sind es Schleien oder Hechte (d.h. keine Pflanzenfresser). In einigen Teichen wurden aber auch Rotfedern, Rotaugen und andere *Cyprinidae* gefunden. Die Schleie ernährt sich vorwiegend von Insekten und Würmern. Auch kann sie den Bestand an Wasserschnecken reduzieren. Direkt beeinflusst die Schleie den Bestand an *Lemnaceae* aber nicht. Eine direkte Beeinflussung des *Lemnaceae*-Bestandes durch den Hecht kann auch ausgeschlossen werden, da es sich hier um einen Raubfisch handelt. Die Rotfedern und Rotaugen sind Planktonfresser. Es ist jedoch nicht bekannt, dass diese beiden Arten einen *Lemnaceae*-Bestand stark beeinträchtigen können. Bei der zusätzlich gefundenen Cypriniden-Art, die nicht bestimmt werden konnte, handelte es sich um 2-3 cm lange Fischchen. Folglich ist auch hier nicht mit einer starken Beeinträchtigung des *Lemnaceae*-Bestandes zu rechnen.
Ganz allgemein kann gesagt werden, dass die einheimischen Fischarten den *Lemnaceae*-Bestand nicht oder zumindest nicht stark beeinträchtigen. Als ein bekanntes Beispiel eines Fisches, der einen *Lemnaceae*-Bestand unter Kontrolle halten oder sogar vernichten kann, ist der Graskarpfen (*Ctenopharyngodon idella*) zu nennen (LANDOLT und KANDELER 1987). Dieser Fisch stammt aus Südchina, wo er grosse Ströme und überschwemmte Gebiete bewohnt. Manchmal wird er zur Entkrautung eutropher Gewässer auch in unseren Breitengraden ausgesetzt, wo er aber wegen der zu geringen Wassertemperaturen nicht zur Geschlechtsreife gelangen kann.
Beim Vergleich der Käfige 3 und 8 in Teich 9 musste auf eine geringe Konkurrenzkraft von *L. gibba* geschlossen werden, da sich diese Art in der Einzelkultur (Käfig 3) ausgezeichnet vermehren konnte, in Käfig 8 mit je 50 Gliedern aller sechs ausgesetzten Arten konnte sie hingegen nicht überleben. Typisch für *L. gibba* ist die Fähigkeit, durch Vergrösserung der Hohlräume die Unterseite herauszuwölben. Solche bauchigen Formen kommen wahrscheinlich durch das Zusammenwirken mehrerer Faktoren zustande (LANDOLT 1957) und ermöglichen

dieser Art, andere *Lemnaceae*-Arten zu überwachsen. Dadurch steigt die Konkurrenzkraft von *L. gibba*. Teich 9 scheint jedoch nicht die idealen Bedingungen für eine optimale Konkurrenzkraft von *L. gibba* zu besitzen, da die gut wachsenden Glieder in Käfig 3 nicht bauchig waren.

## ZUSAMMENFASSUNG

**Feldversuch**
Im Hänsiried, einem Flachmoorkomplex an der nördlichen Peripherie der Stadt Zürich, wurden 31 sowohl *Lemnaceae*-haltige wie auch *Lemnaceae*-freie Teiche auf die physikalischen Daten pH-Wert, Leitfähigkeit und Wassertemperatur, auf die Nährstoffe Ammoniumstickstoff, Nitratstickstoff, ortho-Phosphat, gelöster Gesamt-Phosphor, Natrium, Kalium, Magnesium, Calcium und Sulfat und auf die Mikronährstoffe Eisen und Mangan untersucht. Auch wurde in diesen Gewässern die Artenzusammensetzung (*Lemna minor* und *L. trisulca*) und der Deckungsgrad der *Lemnaceae* aufgenommen.
Anhand der erhaltenen Daten konnte gezeigt werden, dass der gelöste Gesamt-Phosphor der Hauptfaktor für die Verbreitung der *Lemnaceae* im Hänsiried ist. Aber auch der Eisengehalt ist bei den 31 untersuchten Teichen ein mitentscheidender Faktor für das Vorkommen der *Lemnaceae*. Nach den Ergebnissen im Hänsiried zu beurteilen, brauchen die *Lemnaceae* während der Vegetationszeit mindestens 0.25 mg/l Eisen. Ist dies nicht der Fall und liegt der aus vier Messungen während der Vegetationszeit gemittelte Wert des gelösten Gesamt-Phosphors auch noch unter 25 µg/l, so können die *Lemnaceae* nur noch schlecht oder gar nicht mehr wachsen. Weiter ergaben die Daten, dass in den Teichen mit *Lemnaceae* während der Vegetationszeit meistens sehr geringe Stickstoffwerte angetroffen werden. Diese niederen Stickstoffgehalte werden durch das üppige pflanzliche Wachstum verursacht.
**Aussetzversuch**
Mit dem kontrollierten Aussetzversuch sollte ermittelt werden, ob im Hänsiried auch andere als die beiden in diesem Gebiet natürlich vorkommenden Arten *Lemna minor* und *L. trisulca* überleben können. Weiter sollte das Ausmass des Frasses grösserer Tiere, wie Enten und Fische, auf die *Lemnaceae* abgeschätzt werden. Dazu wurden in sechs Teichen je zehn speziell zu diesem Zweck angefertigte Käfige ausgesetzt. In sechs Käfigen wurden je sechs Einzelarten (*L. minor*, *L. trisulca*, *L. gibba*, *L. minuscula*, *Spirodela polyrrhiza* und *Wolffia arrhiza*) ausgebracht. Die restlichen vier Käfige pro Versuchsteich enthielten mehrere oder alle untersuchten *Lemnaceae*-Arten und zwei von diesen vier Käfigen wurden nicht durch ein Nylonnetzchen über den Öffnungen in Deckel und Boden geschützt. Somit konnten in diesen beiden Käfigen grössere Tiere praktisch "ungehindert" die darin ausgesetzten *Lemnaceae*-Glieder wegfressen.
Neben den natürlich vorkommenden Arten *L. minor* und *L. trisulca* konnten sich im Aussetzversuch auch *L. gibba* und *L. minuscula* in einem besonders phosphat- und eisenreichen Teich vermehren. *S. polyrrhiza* und *W. arrhiza* konnten sich während der dreimonatigen Versuchsdauer in keinem der sechs Versuchsteiche halten.
Bezüglich dem Ausmass des Tierfrasses konnte festgestellt werden, dass vor allem die obenaufschwimmenden Arten *L. minor*, *L. gibba*, *L. minuscula*, *S. polyrrhiza* und *W. arrhiza* von den Enten sehr gerne gefressen werden und dass die in diesem Gebiet vorkommende Art *L. minor* durch die Enten stark zurückgedrängt wird. Die Fische aber scheinen den *Lemnaceae*-Bestand nicht oder aber nicht stark zu beeinträchtigen.

## SUMMARY

**Field study**
In the Hänsiried, a fen complex on the north peripherie of the town of Zürich, 31 ponds, more or less strongly inhabited by duckweeds (*Lemnaceae*), were studied.
The following elements were evaluated: the physical data pH, conductivity and water temperature; the nutrients $NH_4$-N, $NO_3$-N, o-P, P-G, Na, K, Mg, Ca and $SO_4$; and the micronutrients, Fe and Mn. Furthermore, the natural occurrence of the *Lemnaceae* (in this case *Lemna minor* and *L.trisulca*) were noted.
The measured data showed that solubled total phosphorus (P-G) is the major factor limiting the distribution of *Lemnaceae* in the Hänsiried. Also iron content in the 31 investigated ponds is an important factor for the occurrence of *Lemnaceae*. If the iron-content in the ponds amounted to more than 0.25 mg/l during the vegetation period, *Lemnaceae* were always found. If the iron content constituted less than 0.25 mg/l, and the dissolved total phosphorus was also below 25 µg/l (average value calculated by four measurements during the vegetation period), *Lemnaceae* could not grow or only scarcely. Furthermore, the nitrogen content in the pondsstrongly inhabited by *Lemnaceae* was very low because of the prolific growth of the plants.
**Controled planting of six *Lemnaceae* species**
The controled planting of six *Lemnaceae* species (*L. minor, L. trisulca, L. gibba, L. minuscula, Spirodela polyrrhiza* and *Wolffia arrhiza*) in certain Hänsiried ponds showed that L. gibba and *L. minuscula*, beside the two native species, *L. minor* and *L. trisulca,* were able to thrive in this region in a pond with high phosphorus and iron content. For *S. polyrrhiza* und *W. arrhiza*, the conditions in the six experimental ponds seem to be unsuitable.
The influence of animals on the *Lemnaceae* could also be estimated with this experiment. Fish do not seem to influence the *Lemnaceae* stock, whereas ducks could have an important influence on the occurrence of duckweeds. Ducks do not often feed on the submerged *L. trisulca*, they seem to prefer *L. minor*. This species is restricted in areas heavily populated by ducks.

## LITERATUR

AYADI A., STELZ T., MONNIER A., LASSALLES L.P. and THELLIER M., 1974: Application of an electrokinetic formulation to the study of the effect of alkaline-earth cations on the absorption of $K^+$-ions by *Lemna minor*. Ann.Bot. *38*, 677-696.

BOHNE H., GRÖPLER P. und DITTMAR M., 1958: Beitrag zur Bestimmung der Gesamtphosphorsäure des Bodens mit Überchlorsäure. Z.Pflanzenernährung, Düngung u. Bodenkunde *82(1)*, 42-49.

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

BRAWAND M., 1988: Beziehung zwischen Wasserqualität und Wasservegetation im Hänsiried: Aktueller Zustand und Entwicklungstendenzen. Diplomarbeit. Geobot.Inst.ETH,Stiftung Rübel,Zürich. (Polykopie).

EYSTER C., 1966: Optimization of the physiological activity (growth rate) of the giant duckweed, *Spirodela polyrrhiza*. Final Rep. Monsanto Res.Corp.Dayton Lab.,Dayton, Ohio. 200 S. (Polykopie).

FEKETE A., RIEMER D.N. and MOTTO H.L., 1976: A bioassay using common duckweed to evaluate the release of available phosphorus from pond sediments. J.Aquat.Plant Manage. *14*, 19-25.

FITZGERALD G.P., 1969: Some factors in the competition of antagonism among bacteria, algae, and aquatic weeds. J.Phycol. *5(4)*, 351-359.

FITZGERALD G.P., 1971: Comparative rates of phosphorus sorption and utilization by algae and aquatic weeds. J. Phycol. *7*(suppl.), 11.

HENSSEN A., 1954: Die Dauerorgane von *Spirodela polyrrhiza* (L.) Schleid. in physiologischer Betrachtung. Flora *141*, 523-566.

HICKS L.E., 1932: Ranges of pH tolerance of the *Lemnaceae*. Ohio J.Sci. *32*, 237-244.

KLOSE H., 1963: Zur Limnologie von *Lemna*-Gewässern. Wiss.Z.Univ.Leipzig,Math.Nat. Reihe *12*, 233-259.

KOHLER A., 1978: Wasserpflanzen als Bioindikatoren. Beih.Veröff.Natursch.u.Landschaftspfl.,Bad.-Württ., *11*, 259-281.

LANDOLT E., 1957: Physiologische und ökologische Untersuchungen an Lemnaceen. Ber.Schweiz.Bot.Ges. *67*, 271-410.

LANDOLT E. (Hrsg.), 1980: Biosystematische Untersuchungen in der Familie der Wasserlinsen (*Lemnaceae*). Veröff.Geobot.Inst.ETH,Stiftung Rübel, Zürich *70*, 247 S.

LANDOLT E., 1981: Distribution pattern of the family *Lemnaceae* in North Carolina. Veröff. Geobot.Inst.ETH,Stiftung Rübel,Zürich *77*, 112-148.

LANDOLT E., 1986: The family of *Lemnaceae* - a monographic study. (Vol. 1). Veröff.Geobot.Inst.ETH,Stiftung Rübel,Zürich *71*, 566 S.

LANDOLT E. and KANDELER R., 1987: The family of *Lemnaceae* - a monographic study . (Vol. 2). Veröff.Geobot.Inst.ETH,Stiftung Rübel,Zürich *95*, 638 S.

LANDOLT E. und WILDI O., 1977: Oekologische Felduntersuchungen bei Wasserlinsen (*Lemnaceae*) in den südwestlichen Staaten der USA. Ber.Geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich *44*, 104-146.

LEWKOWICZ M. and LEWKOWICZ S., 1977: Restoration of a pond after a five year period of fertilization with beet sugar factory wastes. Chemical factors und zooplankton. Acta Hydrobiol. *19(4)*, 315-333.

LÜÖND A., 1983: Das Wachstum von Wasserlinsen (*Lemnaceae*) in Abhängigkeit des Nährstoffangebots, insbesondere Phosphor und Stickstoff. Veröff.Geobot.Inst.ETH,Stiftung Rübel,Zürich *80*, 116 S.

MOYLE J.B. and HOTCHKINS N., 1945: The aquatic and marsh vegetation of Minnesota and its value to waterfowl. Minn.Dept.of Conserv., Game and Fish Tech.Bull. *3*, 1-22.

ORLANDO J.A. and NEILANDS J.B., 1982: Ferrichrome compounds as a source of iron for higher plants. In: KIEHL H. (ed.), Chem.biol.Hydroxamic Acids; (Proc. Int. Symp.). Krager, Basle. 123-129.

PALLMANN H., EICHENBERGER E. und HASLER A., 1940: Eine neue Methode der Temperaturmessung bei ökologischen und bodenkundlichen Untersuchungen. Ber.Schweiz.Bot.Ges. *50*, 337-362.

POTT R., 1980: Die Wasser- und Sumpfvegetation eutropher Gewässer in der westfälischen Bucht - Pflanzensoziologische und hydrochemische Untersuchungen. Abh.Landesmus.Naturk. Münster *42(2)*, 156 S.

ROELOFS J.G.M., 1983: Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters in the Netherlands. I. Field observations. Aquat.Bot. *17(2)*, 139-155.

STEINBERG R.A., 1946: Mineral requirements of *Lemna minor*. Plant Physiol. *21*, 42-48.

STRAUSS R., 1973: Influence de la concentration en alcalino-terreux du milieu de culture sur la croissance et le métabolisme de *Lemna minor* L. C.R.Soc.Biol. (Rouen) *167*, 827-830.

VOGLER P., 1965: Beiträge zur Phosphatanalytik in der Limnologie. II. Die Bestimmung des gelösten Orthophosphates. Fortschr.Wasserchem.u.Grenzgeb. *2*, 109-119.

WAGNER R., 1969: Neue Aspekte zur Stickstoffanalytik in der Wasserchemie. Vom Wasser *36*, 263-318.

WIEGLEB G., 1978: Untersuchungen über den Zusammenhang zwischen hydrochemischen Umweltfaktoren und Makrophytenvegetation in stehenden Gewässern. Arch.Hydrobiol. *83(4)*, 443-484.

WILDI O., 1986: Analyse vegetationskundlicher Daten. Theorie und Einsatz statistischer Me-

thoden. Veröff.Geobot.Inst.ETH,Stiftung Rübel,Zürich *90*, 226 S.
ZIMMERMANN M.-A., 1981: Einfluss von Calcium und Magnesium auf das Wachstum von mitteleuropäischen Lemnaceen-Arten. Ber.Geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich *48*, 120-160.

Adresse des Autors: René Gilgen, dipl.Natw.ETH
Geobotanisches Institut ETH
Stiftung Rübel
Zürichbergstrasse 38
8044 Zürich