



Bayerisches Landesamt  
für Wasserwirtschaft

A large, stylized blue brushstroke graphic that starts as a thick, rounded shape on the left and tapers into a long, thin, irregular line extending towards the top right corner of the page.

**Bioindikation der Trophie in  
Fließgewässern mit Hilfe  
submerser Makrophyten  
Entwicklungsvorhaben**

Materialien Nr. 102 (Nov. 2001)



**Bioindikation der Trophie in  
Fließgewässern mit Hilfe  
submerser Makrophyten  
Entwicklungsvorhaben**

Materialien Nr. 102 (Nov. 2001)

**Herausgeber:** Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Lazarettstraße 67, D-80636 München,  
eine Behörde im Geschäftsbereich des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung  
und Umweltfragen

**Auftragnehmer:** Prof. Dr. Arnulf Melzer, Limnologische Station der TU München, Hofmark 3, 82398 Iffeldorf

**Bearbeitung:** Dr. Susanne Schneider, Limnologische Station der TU München, Hofmark 3, 82398 Iffeldorf

**Vervielfältigung:** Tyroller, München  
Für den Druck wurde Recycling-Papier aus 100% Altpapier verwendet.

**Nachdruck und Wiedergabe – auch auszugsweise – nur mit Genehmigung des Herausgebers**

## Vorwort

Im Laufe der letzten Jahrzehnte konnte die saprobielle Belastung in bayerischen Fließgewässern durch gezielte Maßnahmen, wie z. B. Kläranlagenbau, enorm verringert werden. Heute steht für die Wasserwirtschaft die trophische Verunreinigung der Oberflächengewässer im Vordergrund. Sowohl durch punktuellen als auch durch diffusen Eintrag gelangen vermehrt Nährstoffe in die Gewässer und zeigen je nach Gewässertyp unterschiedliche Auswirkungen. Während in den großen, langsamfließenden Gewässern eine Eutrophierung zu vermehrtem Planktonwachstum führt, ist bei den aufwuchs- und makrophytendominierten Bächen und Flüssen eine zunehmende Verkrautung die Folge.

Um die Trophie in Fließgewässern zu erfassen, gibt es bereits mehrere Bewertungsverfahren. Ein erster Ansatz wurde 1995 im Arbeitskreis „Trophiekartierung in Fließgewässern“ mit den „Hinweisen zur Kartierung der Trophie von Fließgewässern in Bayern“ (neuere Fassung: MAUCH et al. 1998) erarbeitet. Hierbei wird hauptsächlich der Algen- und Makrophytenaspekt betrachtet. Diese Kartierungsmethode wurde für die erste Trophiekarte der bayerischen Fließgewässer von 1996 verwendet. Weitere Vorhaben zum Thema waren und sind:

- Forschungs- und Entwicklungsvorhaben: „Durchgehendes Trophiesystem auf der Grundlage der Trophieindikation mit Kieselalgen“, durchgeführt am Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft (CORING et al. 1999)
- Bewertungsverfahren vom Unterausschuss der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA-UA) „Planktondominierte Fließgewässer“ (LAWA 2002 im Druck).
- Entwicklungsvorhaben „Trophiekartierung von aufwuchs- und makrophytendominierten Fließgewässern“, Erstellung einer 20-Punkte-Verteilung der trophischen Valenzen (SCHMEDTJE et al. 1998)

Durch die umfangreichen Untersuchungen zu diesem Thema wurde deutlich, dass für die submersen Makrophyten in Fließgewässern keine ausreichenden Erkenntnisse zu indikativen Eigenschaften vorliegen. Um diese Lücke zu schließen, wurde das Entwicklungsvorhaben „Bioindikation der Trophie in Fließgewässern mit Hilfe submerser Makrophyten“ vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft gefördert. Die Ergebnisse des Vorhabens erweitern die Kenntnisse über die Makrophyten und die daraus resultierenden Bewertungsmöglichkeiten der Fließgewässer entscheidend. Zudem liegen sie im aktuellen, von der EU vorgegebenen, Themenbereich: die im Dezember 2000 verabschiedete EU-Wasserrahmenrichtlinie verlangt u. a. eine typspezifische, ökologische Bewertung der Oberflächengewässer. Um diesen Anforderungen gerecht zu werden, muss auch die Trophie der Fließgewässer betrachtet werden, wobei die gewonnenen Erkenntnisse in ein zu erstellendes ökologisches Bewertungsverfahren mit Makrophyten und Phytobenthos eingehen werden.

Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft  
München, im November 2001



Prof. Dr.-Ing. A. Göttle  
Präsident



---

**INHALTSVERZEICHNIS**

<b>1</b>	<b>EINLEITUNG</b> .....	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>AUSGANGSSITUATION</b> .....	<b>2</b>
2.1	DER BEGRIFF „TROPHIE“.....	2
2.2	TROPHIE IM FLIEßGEWÄSSER .....	3
2.3	DIE ROLLE DES PHOSPHORS FÜR SUBMERSE MAKROPHYTEN .....	10
2.4	DAS SEDIMENT ALS NÄHRSTOFFQUELLE FÜR WASSERPFLANZEN.....	13
<b>3</b>	<b>UNTERSUCHUNGSGEBIETE</b> .....	<b>14</b>
3.1	DER ROTBACH IM LÄNGSVERLAUF .....	14
3.2	DIE SEMPT IM LÄNGSVERLAUF .....	15
3.3	MESSSTELLEN IN VERSCHIEDENEN NATURRÄUMEN BAYERNS.....	17
<b>4</b>	<b>MATERIAL UND METHODEN</b> .....	<b>23</b>
4.1	WASSERANALYSEN .....	23
4.1.1	<i>Hydrophysikalische Analysen</i> .....	23
4.1.2	<i>Hydrochemische Analysen</i> .....	24
4.2	SEDIMENTANALYSEN .....	24
4.2.1	<i>Interstitialwasser</i> .....	27
4.2.2	<i>Trockensediment</i> .....	27
4.3	STRÖMUNG UND BESCHATTUNG.....	28
4.4	MAKROPHYTENKARTIERUNG.....	28
4.5	AUSWERTUNG UND STATISTIK.....	29
<b>5</b>	<b>ERGEBNISSE</b> .....	<b>32</b>
5.1	SEDIMENTOLOGISCHE ERGEBNISSE .....	32
5.1.1	<i>Anteil der P-Aufnahme aus dem Sediment</i> .....	32
5.1.2	<i>Jahreszeitliche Unterschiede im Sedimentchemismus</i> .....	33
5.2	DER ROTBACH.....	35
5.2.1	<i>Hydrophysikalische und hydrochemische Analysen</i> .....	35
5.2.2	<i>Makrophytenkartierung</i> .....	40
5.2.2.1	Artenliste .....	40
5.2.2.2	Verbreitungskarte .....	40
5.2.2.3	Charakterisierung der Kartierabschnitte .....	42
5.2.3	<i>Zonierung des Gewässers</i> .....	44

---

5.3	DIE SEMPT.....	49
5.3.1	<i>Hydrophysikalische und hydrochemische Analysen</i> .....	49
5.3.2	<i>Makrophytenkartierung</i> .....	55
5.3.2.1	Artenliste .....	55
5.3.2.2	Verbreitungskarten.....	56
5.3.2.3	Charakterisierung der Kartierabschnitte .....	61
5.3.3	<i>Zonierung des Gewässers</i> .....	64
<b>6</b>	<b>DIE ERMITTLUNG DES TROPHIEINDEX MAKROPHYTEN (TIM).....</b>	<b>70</b>
6.1	DIE METHODIK DER ERMITTLUNG DER TROPHISCHEN VALENZEN .....	70
6.2	SKALENNIVEAU ZUR TROPHIEKLASSIFIKATION.....	73
6.3	20-PUNKTE-VERTEILUNG UND ZUORDNUNG DES PSW-WERTES ZU DEN TROPHIEKLASSEN .....	76
6.4	DIE ERMITTLUNG DES ARTSPEZIFISCHEN INDIKATIONSWERTES AUS DER 20-PUNKTE- VERTEILUNG.....	78
6.5	CHARAKTERISIERUNG DER ARTEN .....	79
6.5.1	<i>Charales</i> .....	79
6.5.2	<i>Spermatophyta</i> .....	84
6.6	ERMITTLUNG DES INDIKATIONSGEWICHTES.....	110
6.7	DIE FORMEL ZUR BERECHNUNG DES MAKROPHYTENINDEX FÜR FLIEßGEWÄSSER (TIM) 111	
6.8	EINTEILUNG DES TIM IN TROPHIEKLASSEN .....	112
6.9	DAS STREUUNGSMAß ZUR ABSCHÄTZUNG DER INDIKATIONSGENAUIGKEIT .....	113
6.10	GEWÄSSERSPEZIFISCHE VORAUSSETZUNGEN FÜR DIE ANWENDUNG DES TIM .....	114
<b>7</b>	<b>BEISPIELHAFTE ANWENDUNG DES TIM UND DISKUSSION.....</b>	<b>116</b>
7.1	DER ROTBACH.....	116
7.1.1	<i>Die Einflussfaktoren auf die Vegetation des Rotbachs</i> .....	116
7.1.2	<i>Die Anwendung des TIM am Beispiel des Rotbachs</i> .....	118
7.2	DIE SEMPT.....	121
7.2.1	<i>Die Einflussfaktoren auf die Vegetation in der Sempt</i> .....	121
7.2.2	<i>Die Probestelle 13</i> .....	122
7.2.3	<i>Die Anwendung des TIM am Beispiel der Sempt</i> .....	124
7.3	WAS KANN DER TIM LEISTEN? .....	126
<b>8</b>	<b>AUSBLICK.....</b>	<b>128</b>
<b>9</b>	<b>ZUSAMMENFASSUNG.....</b>	<b>129</b>
<b>10</b>	<b>LITERATURVERZEICHNIS.....</b>	<b>132</b>

# 1 EINLEITUNG

Als wichtigste Primärproduzenten in Fließgewässern fungieren festsitzende Algen (Phytobenthos), im Wasser schwebende Algen (Phytoplankton) und submerse Höhere Wasserpflanzen (Makrophyten). Abhängig von den Dominanzverhältnissen dieser Organismengruppen äußert sich die Trophie in unterschiedlichen Fließgewässer-Typen auf verschiedenartige Weise. Aus diesem Grund erfolgt in Bayern eine getrennte Behandlung plankton-, aufwuchs- und makrophytendominierter Fließgewässer (MAUCH et al. 1998).

Das Ziel der vorliegenden Arbeit war die Entwicklung eines naturwissenschaftlich begründeten, praxisorientierten Verfahrens zur Trophieindikation in makrophytendominierten Fließgewässern. Den Ausgangspunkt der Bearbeitung bildeten die „Hinweise zur Kartierung der Trophie von Fließgewässern in Bayern“ (MAUCH et al. 1995), die jedoch nur wenige Arten submerser Makrophyten berücksichtigen. Zudem waren vorwiegend eutrrophe Arten ausgewählt worden, da die Bearbeitung „kritisch belasteter“ Fließgewässer vordringlich erschien. In einem zweiten Schritt wurde mit Hilfe einer Literaturrecherche die Bewertungsbasis für die Trophieindikation auf den oligo- und mesotrophen Bereich erweitert (SCHMEDTJE et al. 1998). Im Zuge der Bearbeitung dieses Projektes zeigte sich, dass für eine exakte Beurteilung der Indikatoreigenschaften submerser Makrophyten in Fließgewässern ausreichende wissenschaftliche Hintergrundinformationen fehlen. Die vorliegende Arbeit soll diese Lücke füllen.

Es wurde ein dreigeteilter Untersuchungsansatz gewählt:

1. Überprüfung der Frage, ob in den sedimentologischen Parametern gerichtete Veränderungen zwischen Frühsommer und Spätsommer auftreten. Dies wurde am Beispiel der Arten *Chara hispida*, *Potamogeton coloratus* und *Zannichellia palustris* durchgeführt. Die Klärung dieser Frage hatte Einfluss auf das Probenahmedesign im weiteren Verlauf der Arbeit.
2. Untersuchung von Beziehungen zwischen dem Vorkommen von submersen Makrophyten und chemisch-physikalischen bzw. strukturellen Gegebenheiten am Beispiel der Fließgewässer Rotbach und Sempt
3. Entwicklung eines Makrophytenindex zur Trophieindikation in Fließgewässern

## 2 AUSGANGSSITUATION

### 2.1 DER BEGRIFF „TROPHIE“

Nachdem der Begriff der Trophie in Deutschland durch DIN 4049 Teil 2 (1990) als „Intensität der Primärproduktion“ und Eutrophierung als „verstärkte Trophie im Gewässer, die durch gesteigerte Verfügbarkeit und Ausnutzung von Nährstoffen bewirkt wird“ klar definiert wurde, musste ein System zur Trophiebewertung von Gewässern gefunden werden. Als trophieanzeigende Bewertungskriterien dienen in den aktuellen Richtlinien zur Trophiebewertung von stehenden Gewässern (LAWA 1998) in Anlehnung an VOLLENWEIDER (1982) nur wenige Parameter: Chlorophyll a, Gesamt-P und Sichttiefe.

In den LAWA-Richtlinien (LAWA 1998) ist unmissverständlich festgelegt, dass mit der Beschreibung der Trophie eines Gewässers die Klassifikation der Intensität der Primärproduktion gemeint ist. Da diese selbst jedoch nur mit vergleichsweise hohem Aufwand direkt im Gewässer messbar ist (vergleiche CANFIELD et al. 1983, RODHE 1969) bedient man sich aus Gründen der Praktikabilität der Hilfsparameter Chlorophyll a, Gesamt-P und Sichttiefe, wohl wissend, dass diese nicht die Trophie an sich, sondern nur Indikatoren derselben darstellen, die zwar in den meisten Fällen, aber nicht unbedingt der tatsächlichen Primärproduktion entsprechen. Da im See der Ort des Nährstoffeintrags aufgrund der vergleichsweise unbedeutenden Wasserbewegung meist ungefähr mit dem Ort der erhöhten pflanzlichen Produktion übereinstimmt und die pflanzliche Produktion zumeist auch nicht in nennenswertem Umfang von Faktoren wie Fließgeschwindigkeit oder Beschattung beeinträchtigt wird, stimmen die Trophieindikatoren bei nicht makrophytendominierten Seen auch sehr gut mit der tatsächlichen Produktion überein.

Anders gestaltet sich die Situation in makrophytendominierten Seen (CANFIELD et al. 1983). In einem See, in dem die Produktion der aquatischen Makrophyten einen nennenswerten Teil der Gesamtproduktion ausmacht, sind die Gesamt-P-Konzentrationen und die Chlorophyll a -Konzentrationen des freien Wasserkörpers geringer, die Sichttiefe jedoch höher als die eines Sees mit vergleichbarer Produktion, die jedoch vom Phytoplankton verursacht wird. CANFIELD et al. (1983) schlagen deshalb die Berechnung einer potentiellen Nährstoffkonzentration des Wasserkörpers vor, die durch Addition der in den Makrophyten festgehaltenen Nährstoffe zu den in der freien Wassersäule gefundenen erhalten wird. Bis

heute existiert keine behördliche Richtlinie, wie der Trophiezustand eines makrophytendominierten Sees sinnvoll und praktikabel bestimmt werden kann.

## 2.2 TROPHIE IM FLIEßGEWÄSSER

Ursprünglich wurde das Trophiesystem ausschließlich zur Typisierung von Seen verwendet (NAUMANN 1929). OHLE (1955) wendet den Trophiebegriff auf Fließgewässer an und erkennt gleichzeitig die Problematik, Nährstoffkonzentrationen als Indikator für die Trophie zu verwenden. „In Fließgewässern, in Bächen und Flüssen, ist die organische Produktion infolge reißender Wasserströmungen trotz hoher Nährstoffkonzentration und Temperatur wesentlich geringer als in stehenden Gewässern.“ Damit weist OHLE bereits im Jahr 1955 darauf hin, dass Nährstoffkonzentrationen alleine nicht ausreichend sind, um die Trophie eines Fließgewässers zu bestimmen. Er begründet dies mit der Beobachtung, dass die Primärproduktion aufgrund der zu hohen Wasserströmung trotz hoher Nährstoffkonzentrationen gering sein kann.

Auch HORNE & GOLDMAN (1994) betonen die Problematik, Nährstoffkonzentration und Trophie gleichzusetzen. Sie begründen dies jedoch mit dem gegenteiligen Effekt wie OHLE (1955): „Once again, an energy subsidy imparted by the water flow can result in higher production for a given nutrient concentration than is usually encountered in lakes. One can find extensive attached algal growth even in the most pristine alpine streams, where nutrient levels are always low.“

So können also einerseits hohe Nährstoffkonzentrationen aufgrund zu hoher Strömung dazu führen, dass die Primärproduktion nicht wesentlich erhöht ist, weil sich die Pflanzen in der reißenden Strömung nicht halten können (OHLE 1955). Andererseits können aber niedrige Nährstoffkonzentrationen aufgrund der „eutrophierenden Wirkung der Strömung“ (RUTTNER 1940, zit. in ELSTER 1962) zu intensivem Algenwachstum führen. Auch wenn aus Gründen der Praktikabilität häufig die Nährstoffkonzentration als Indikator der Trophie verwendet wird, so ist diese jedoch, gerade im Fließgewässer, in keinem Fall mit der Primärproduktion im Gewässer gleichzusetzen.

ELSTER (1962) spricht einen weiteren bis heute diskutierten Punkt an. Er betont, dass durch die „eutrophierende Wirkung der Strömung“ die Optima und Toleranzgrenzen der meisten Organismen u.a. in bezug auf Nahrungsangebot und Sauerstoffgehalt im Vergleich zu Biotopen mit schwacher Strömung oder gar stehendem Wasser verschoben werden. „Im

gleichen Gewässer finden wir daher in Gumpen, stillen Buchten, schwach durchflossenen Armen usw. nicht nur „eutrophere“ Formen wegen der Anhäufung organischer Nahrungsstoffe durch Sedimentation, sondern der gleiche Nahrungsgehalt pro m<sup>3</sup> bedeutet im langsam oder gar nicht fließenden Wasser etwas anderes als im schnellen Strom“. Diese Aussage führt zu der Konsequenz, dass in ein und demselben Fließgewässer die gleiche Nährstoffkonzentration zu völlig unterschiedlicher Trophie führen kann, abhängig von der Fließgeschwindigkeit. Besonders deutlich kommt diese Problematik in gestauten Fließgewässern zum Tragen (HAMM 1991). Die im Fließgewässer mitgeführten Stoffe lagern sich in gestauten oder langsam fließenden Abschnitten ab, wo sie von Algen und Höheren Wasserpflanzen genutzt werden. Die Eutrophierung, die durch Nährstoffeintrag in weiter flussaufwärts gelegenen Gebieten verursacht wurde, manifestiert sich also erst in Bereichen, in denen auch die übrigen Faktoren, wie z.B. die Fließgeschwindigkeit, in für die Pflanzen akzeptablen Bereichen liegen. Entscheidend ist jedoch, dass als eine wesentliche Ursache für das Auftreten „eutropherer Formen“ bei verringerter Fließgeschwindigkeit die Anhäufung von Nährstoffen im Sediment genannt wird. Um dieser Tatsache Rechnung zu tragen, wird in der vorliegenden Arbeit für die Entwicklung des Makrophytenindex für Fließgewässer erstmals eine Kombination der Nährstoffe im Freiwasser und im Sediment verwendet. Die Frage nach den Ursachen des Auftretens eutropherter Arten in einem oligotrophen Wasserkörper wird mit der erheblichen Bedeutung der Nährstoffe im Sediment für die Ernährung submerser Makrophyten beantwortet.

An dieser Stelle muss die Frage gestellt werden, ob ein und dasselbe Indikationssystem sowohl für Fließgewässer als auch für Seen verwendet werden kann. Aufgrund der von RUTTNER bereits 1940 beobachteten „eutrophierenden Wirkung der Strömung“ sowie der Beobachtungen von OHLE (1955) und HORNE & GOLDMAN (1994) sollten alle auf Nährstoffkonzentrationen in Seen geeichten Trophieindikationssysteme in Fließgewässern nicht anwendbar sein. Insbesondere im Fließgewässer beeinflussen neben den Nährstoffkonzentrationen Faktoren wie Beschattung und Strömung das Wachstum autotropher Organismen. Ein an Seen geeichtes Trophieindikationssystem ist daher nur in Ausnahmefällen auf Fließgewässer übertragbar.

Für submerse Makrophyten gelten darüber hinaus folgende Überlegungen: Im Makrophytenindex nach MELZER (1988), der seit Jahren erfolgreich zur Indikation der Nährstoffbelastung im Uferbereich von Seen angewandt wird, werden Arten genannt, denen im Fließgewässer kein Indikatorwert zugeordnet werden kann. Dies kann verschiedene Ursachen haben. Zum Einen treten bestimmte Arten, die in Seen durchaus häufig

vorkommen, in Fließgewässern nur sehr selten auf (z.B. Arten der Gattung *Utricularia*). Für diese Arten kann nicht mit hinreichender Sicherheit abgeschätzt werden, ob sie im Fließgewässer die gleichen Nährstoffansprüche haben wie in Seen. Zum anderen können pleustrophytische Arten wie z.B. *Lemna minor*, denen in Seen ein Indikatorwert zugeordnet werden konnte, in Fließgewässern nicht zur Trophieindikation herangezogen werden. Diese Arten werden mit der Wasserströmung verdriftet und zeigen daher nicht unbedingt die Nährstoffverhältnisse an, die am Fundort herrschen. Als weiterer Punkt muss genannt werden, dass Arten, die in Fließgewässern durchaus häufig auftreten, im Makrophytenindex für Seen nicht genannt werden (z.B. *Berula erecta*, *Mentha aquatica*, *Nasturtium officinale*). Bei einer Anwendung des Makrophytenindex nach MELZER (1988) auch für Fließgewässer werden die Indikatoreigenschaften dieser in Fließgewässern durchaus häufigen Arten nicht genutzt, was zu einer Fehleinschätzung der Nährstoffsituation führen kann.

In ein Fließgewässer eingetragene Nährstoffe müssen aber auch bei gleicher Fließgeschwindigkeit nicht zwangsläufig zu der gleichen Erhöhung der Primärproduktion führen. Ein weiterer Faktor, der das Wachstum von Pflanzen bestimmt, ist das Licht. Bei zu starker Beschattung können Pflanzen auch bei ausreichenden Nährstoffkonzentrationen nicht wachsen, weil die Lichtmenge nicht ausreicht. Dies führt dazu, dass eine bestimmte Nährstoffkonzentration in einem beschatteten Fließgewässer keinerlei Auswirkungen auf die Primärproduktion hat, während sich in unbeschatteten Abschnitten eine üppige Makrophyten- oder Algenpopulation entwickeln kann, mithin die Trophie hoch ist. Aus wasserwirtschaftlicher Sicht ist an der beschatteten Stelle kein unmittelbarer Handlungsbedarf gegeben, da die Primärproduktion niedrig ist und an Ort und Stelle keine Probleme auftreten. Die dennoch im Gewässer vorhandenen Nährstoffe führen erst in flussabwärts gelegenen und nicht mehr beschatteten (oder beschattbaren) Bereichen zu Unannehmlichkeiten durch übermäßiges Algen- oder Makrophytenwachstum.

HAMM (1991) bezeichnet diesen Effekt als die „Eutrophierungsneigung“ der Fließgewässer. Am empfindlichsten gegenüber Nährstoffzufuhren reagieren Stauseen im Potamon, wo aufgrund der im Übermaß vorhandenen Nährstoffe sogar Cyanobakterien zur Dominanz gelangen können. Rasch fließende Bäche in Waldgebieten reagieren hingegen kaum auf erhöhte Nährstoffkonzentrationen.

ELSTER (1962) geht bei der Beschreibung der Trophieproblematik einen anderen Weg. Er schreibt, dass sich Fließgewässer ebenso wie Seen nach der Trophie, das heißt dem Nahrungsangebot klassifizieren lassen und begründet dies mit dem unterschiedlichen

Sauerstofftagesgang, den ansonsten gleichartige, aber im Trophiegrad verschiedene Fließgewässer aufweisen. Im eutrophen Typ liegt das Maximum der Sauerstoffkonzentration infolge der Assimilation der Pflanzen am Tag bzw. am Nachmittag, während im oligotrophen der Sauerstofftagesgang von der Temperatur bestimmt wird. Die täglichen Unterschiede in der Sauerstoffkonzentration liegen daher umso höher, je stärker die Produktion der Pflanzen am Tag (und daher auch die Dissimilation in der Nacht) ist. Nachdem Fließgewässer aufgrund der ständigen Wasserbewegung jedoch im Vergleich zu Seen in einem viel stärkeren Austausch mit der Atmosphäre stehen, werden die Gaskonzentrationen abhängig von der Turbulenz der Strömung unterschiedlich schnell ausgeglichen (SCHWOERBEL 1999). Aus diesem Grund ist auch der Sauerstofftagesgang kein ausschließlich von der Primärproduktion abhängiges Kriterium. Der Sauerstofftagesgang ist somit ähnlich wie die Nährstoffkonzentration zwar als wertvoller Hinweis, aber in keinem Fall als eindeutiger Indikator der Trophie zu bewerten. Dies gilt insbesondere für aufwuchs- und makrophytendominierte Fließgewässer, da hier der von den standortkonstanten Pflanzen an Ort und Stelle aufgenommene Atmungssauerstoff von einer flussaufwärts wachsenden Organismengemeinschaft beeinflusst wurde, deren Artenzusammensetzung sich entscheidend von der Messstelle unterscheiden kann.

Seitdem die starke Verunreinigung der Fließgewässer durch organische, sauerstoffzehrende Abwässer durch verstärkten Bau und Ausbau von Kläranlagen minimiert wurde, tritt der Effekt der Trophie zunehmend gegenüber dem der Saprobie in den Vordergrund. Die offensichtlichste Folge ist eine zunehmende Verkrautung oder Veralgung der Fließgewässer. Übermäßiger Pflanzenwuchs verursachte z. B. am Hochrhein teilweise bis zu 30% überhöhte Wasserstände (ELSTER 1977). Die durch die erhöhten Pegel verursachten Überschwemmungen führten für die Wasserwirtschaft zu der Notwendigkeit, sich dem Problem der Eutrophierung zu widmen. Derartige Strecken müssen teilweise bis zu fünfmal im Jahr gemäht werden. Die damit verbundenen Kosten sind erheblich (SCHMEDTJE et al. (1998).

Die Entfernung der Biomasse makrophytischer Wasserpflanzen durch Mahd verbessert den Abfluss des Fließgewässers und verringert so die Gefahr von Überschwemmungen. Diese Maßnahme führt jedoch aufgrund der nachwachsenden pflanzlichen Biomasse nur kurzfristig zum Erfolg und verspricht keine dauerhafte Verringerung der Trophie des Fließgewässers. Darüber hinaus führt die Mahd zu völlig veränderten Bedingungen für die Lebewelt im Gewässer. Konkurrenzkräftige Pflanzen werden teilweise im Wachstum gefördert (VAN DE

WEYER 1997). Dadurch kann die Produktion im Gewässer im Vergleich zum ungestörten Gleichgewicht erhöht werden.

So können zum Beispiel Characeen, die zumeist als Indikatoren relativ unverschmutzter Gewässer und niedriger Trophie bezeichnet werden (SCHMIDT et al. 1995), nach Störungen in sehr kurzer Zeit wieder enorme Mengen an Biomasse aufbauen (KRAUSE 1997). Per definitionem müssten solchermaßen hochproduktive Gewässer in eine vergleichsweise hohe Trophiestufe eingeordnet werden. Die hohe Primärproduktion dieser Gewässer, die in den meisten Fällen klar und nährstoffarm sind, wird jedoch ausschließlich durch eine Störung des gewässerinternen Gleichgewichts verursacht.

Zusammenfassend lässt sich die Problematik der Trophieindikation in Fließgewässern wie folgt darstellen:

- Die Trophie in ihrer Bedeutung als Intensität der Primärproduktion ist speziell im Fließgewässer unter ungestörten Bedingungen nur mit sehr hohem finanziellen und technischen Aufwand direkt messbar.
- Eine Beschattung des Gewässers führt trotz ausreichenden Nährstoffangebotes zu verringerter Primärproduktion.
- Die für stehende Gewässer entwickelten Indikationssysteme können nicht bedenkenlos auf Fließgewässer angewandt werden. Dabei zeigt die Strömung eine ambivalente Wirkung. Sie kann einerseits zu besserer Versorgung der Pflanzen mit Nährstoffen führen (eutrophierende Wirkung der Strömung), andererseits aufgrund des mechanischen Stresses auch eine verringerte Produktion verursachen.
- Der Sauerstofftagesgang eines Fließgewässers hängt ab von der Primärproduktion im Gewässer, ist aber aufgrund des unterschiedlich raschen Austausches mit der Atmosphäre (Strömung!) nur sehr bedingt als Trophieindikator geeignet.
- Eine hohe pflanzliche Biomasse ist prinzipiell auch zu einer hohen Primärproduktion befähigt. Bei Störungen im Gewässer (Mahd, Hochwasser etc.) muss eine in kurzer Zeit produzierte Biomasse jedoch nicht unbedingt mit einer längerfristigen Erhöhung der Trophie einhergehen.
- Die Nährstoffkonzentration stellt eine wesentliche Voraussetzung für eine erhöhte Primärproduktion dar. Diese kann sich jedoch nur bei günstigen Lichtverhältnissen manifestieren.

Da die Trophie in ihrer Bedeutung als „Intensität der Primärproduktion“ im Fließgewässer nur mit immensem technischen und finanziellen Aufwand im natürlichen Gleichgewicht messbar ist, bedient man sich häufig als Hilfsparameter des wesentlichen anthropogen verursachten Einflussfaktors: der Nährstoffkonzentration. Alle auf Nährstoffkonzentrationen geeichten Indikationssysteme können daher **nicht** die Trophie im Gewässer per definitionem, sondern nur ein „trophisches Potential“ indizieren. Dieses trophische Potential hängt ab von den Nährstoffverhältnissen im Gewässer und führt nur bei geeigneten Strömungs- und Lichtverhältnissen zu erhöhter Trophie. Es stellt also gewissermaßen eine „aus Sicht der Nährstoffverhältnisse“ theoretisch mögliche Trophie dar, die bei geeigneten Strömungs- und Lichtverhältnissen erreicht werden kann.

Da die Kenntnisse zur Ökologie submerser Makrophyten zur Zeit bei weitem nicht ausreichend sind, um die Wirkung unterschiedlicher Strömung und Beschattung für jede Art quantifizieren zu können, besteht derzeit noch keine Möglichkeit, die Trophie aus dem trophischen Potential errechnen zu können. Dies könnte zu einem späteren Zeitpunkt zwar prinzipiell möglich sein, es stellt sich jedoch die Frage, ob aus wasserwirtschaftlicher Sicht die Trophie per definitionem einen ausreichenden Anlass bietet, um die erforderlichen Finanzmittel zu bewilligen. Zur Behebung der durch die Eutrophierung verursachten Probleme muss in jedem Fall die anthropogen verursachte Erhöhung der Nährstoffkonzentrationen rückgängig gemacht werden. Und diese Erhöhung wird im makrophytendominierten Gewässern durch Bestimmung des trophischen Potentials sicherer erfasst als durch die Bestimmung der Trophie des Fließgewässers.

Im Gegensatz dazu einigten sich die Vertreter der LAWA bei planktondominierten Fließgewässern darauf, nicht die Nährstoffbelastung sondern die Produktion von Biomasse als Grundlage für ein Klassifizierungssystem zu verwenden (LAWA 1996). Als Hauptkriterium diente der LAWA der Chlorophyll a -Gehalt des Gewässers, ergänzt um eine grobe Charakterisierung der dominanten Algengruppen sowie weiterer Hilfsgrößen wie Nährstoffkonzentrationen, Sauerstofftagesgang und Lichtklima. Die Verwendung von Chlorophyll a, dem Hauptpigment der Photosynthese grüner Pflanzen, zur Trophieklassifikation planktondominierter Fließgewässer ist naheliegend und sinnvoll. Bei gleichen P-Konzentrationen treten in Fließgewässern im Vergleich zu Seen in der Regel geringere Chlorophyll a -Konzentrationen auf. Dieses Phänomen wird im wesentlichen von der relativ kurzen Wasseraufenthaltszeit im Fließgewässer verursacht, die es nicht erlaubt, das Nährstoffpotential voll auszuschöpfen (HAMM 1995). Die Primärproduktion wird daher durch Messung des Chlorophyll a -Gehaltes besser abgebildet als durch Messung der Nährstoff-

konzentration. Dieses Verfahren stellt sicherlich den bestmöglichen Kompromiss zwischen wissenschaftlicher Korrektheit und praktischer Durchführbarkeit dar. Des Weiteren reicht eine kürzere beschattete Strecke im Fließgewässer nicht aus, um die Chlorophyll a -Konzentration wesentlich zu beeinflussen. PREZELIN (1992) gibt an, dass sich nachhaltige Änderungen in der Belichtung erst innerhalb von Stunden bis Tagen auf die Chlorophyll-Konzentration auswirken. LATASA et al. (1992) konnten in Laborversuchen sogar nachweisen, dass die Chlorophyll a -Konzentration in den untersuchten Phytoplankton-Arten während der 12-stündigen Dunkelperiode leicht zunahm. Dies bedeutet, dass sich die auf der Messung der Chlorophyll a -Konzentration beruhende Trophie-Klassifikation planktondominierter Fließgewässer vor und innerhalb beschatteter Abschnitte aller Voraussicht nach **nicht** ändert.

Für makrophyten- und aufwuchsdominierte Fließgewässer existiert jedoch kein Parameter, der die Vorteile der Chlorophyll a -Messung in planktondominierten Gewässern bietet. Eine regelmäßige Messung des in Pflanzen und Aufwuchs enthaltenen Chlorophylls verbietet sich aus finanziellen und naturschutzfachlichen Gründen, da hierzu Teile der Biomasse geerntet werden müssten. Darüber hinaus steht zu erwarten, dass eine derartige Messung aufgrund der „patchiness“ der Makrophytenvegetation auch in eng benachbarten Fließstrecken zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen führen würde.

Die Primärproduktion der Makrophyten ändert sich jedoch in beschatteten Abschnitten im Vergleich zu unbeschatteten zum Teil erheblich (DAWSON & KERN-HANSEN 1979, JORGA et al. 1982, VERMAAT & DE BRUYNE 1993). Dies stellt einen klaren Gegensatz zu den Verhältnissen der Chlorophyll a -Messung in planktondominierten Fließgewässern dar, bei denen eine kurze beschattete Fließstrecke keine nennenswerte Verminderung des Chlorophyll-Gehaltes verursacht. Der Grund dafür liegt in der Standortkonstanz des Makrophytenbewuchses, während das vom Wasser mitgeführte Phytoplankton eine kurzfristige „Dunkelstrecke“ schadlos überstehen kann.

Nachdem die direkte Messung der Primärproduktion makrophytendominierter Fließgewässer praktisch unmöglich ist, und auch eine Messung der in den Pflanzen enthaltenen Photosynthesepigmente aus den erwähnten Gründen nicht zum gewünschten Ergebnis führt, bleibt als „nächstwichtiger“ Parameter nur die **Nährstoffkonzentration** als „bestmögliche Näherung“ zur Beschreibung der Trophie. Es bleibt jedoch anzumerken, dass mit den gegenwärtigen Indikationssystemen in aufwuchs- und makrophytendominierten Fließgewässern das „**trophische Potential**“ weitaus besser abgebildet wird als die Trophie. Der Rückschluss vom trophischen Potential auf die Trophie führt nur bei geeigneten

Strömungs- und Beschattungsverhältnissen zum gewünschten Ergebnis. Aus Gründen der sprachlichen Vereinfachung wird im folgenden dennoch von „trophischen Valenzen“ der Arten gesprochen.

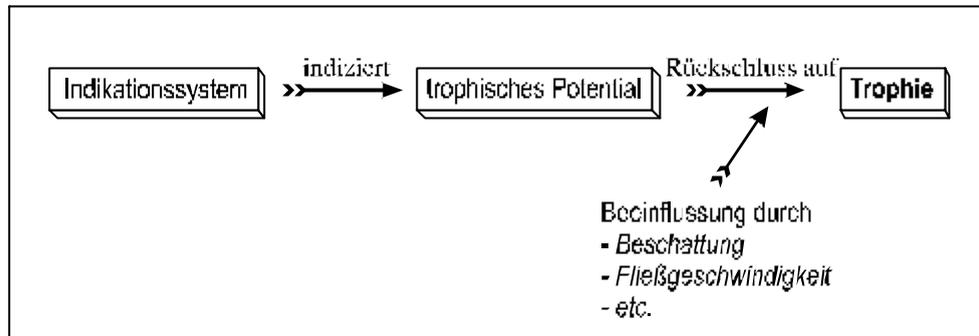


Abb. 1: Die Beziehung zwischen Indikationssystem und Trophie

Auch der Makrophytenindex nach MELZER (1988) und der Diatomeenindex nach HOFMANN (1994) indizieren aufgrund des ihnen zugrunde liegenden Berechnungsmodus **nicht** die Trophie des Sees per definitionem, sondern ein „trophisches Potential“ (vgl. auch SEELE et al. 1999). MELZER (1988) spricht konkret von der „Nährstoffbelastung im Uferbereich von Seen“. Mit der Verwendung der Phosphorkonzentration als Bezugsgröße kommt auch der Diatomeenindex nach HOFMANN (1994) einem „Trophiepotential“ weit näher als der tatsächlichen Primärproduktion an der Probestelle, da letztere durch weitere Faktoren (Licht, Grazing, Temperatur etc.) zusätzlich beeinflusst wird. Mit Hilfe der genannten Indices kann daher ein Wert errechnet werden, der die aus Sicht der Nährstoffverfügbarkeit potentielle Trophie widerspiegelt. Dieser Wert entspricht der tatsächlichen Trophie umso mehr, je weniger zusätzliche Faktoren wie z.B. Beschattung oder Wellenschlag eine optimale Primärproduktion behindern. Eine Zuordnung der Indexwerte zu Trophiestufen ist also nur dann eindeutig möglich, wenn weitere, die Primärproduktion negativ beeinflussende Parameter in einem kalkulierbar kleinen Rahmen bleiben.

### 2.3 DIE ROLLE DES PHOSPHORS FÜR SUBMERSE MAKROPHYTEN

Für die meisten Binnengewässer wird Phosphor als maßgeblicher Minimumfaktor für die Intensität der Primärproduktion angesehen (OHLE 1953, WHITTON 1975, SCHINDLER 1977, VOLLENWEIDER 1982, SCHWOERBEL 1999). Dies gilt insbesondere für die niedrigen Trophiestufen. Für Seen konnte gezeigt werden, dass mit zunehmender Trophie das N/P-Verhältnis sinkt, die Bedeutung des Stickstoffs als produktionslimitierender Faktor also

zunimmt (VOLLENWEIDER 1982). Für Fließgewässer nimmt die LAWA (1998) ebenfalls eine verstärkte Bedeutung des Stickstoffs in hypertrophen Systemen an. In hypertrophen Gewässern tritt jedoch zumeist das Phänomen der Makrophytenverödung auf (MELZER 1988, JUNGE 1991). Die Möglichkeiten der Trophieindikation derartiger Gewässer mit Hilfe submerser Makrophyten stoßen hier also ohnehin an ihre natürlichen Grenzen.

In Fließgewässern Frankreichs konnten CARBIENER et al. (1990) und ROBACH et al. (1996) eine Korrelation zwischen den Makrophytengesellschaften und der Trophie, reflektiert durch die Parameter Ammonium und Phosphat, nachweisen. Auch KOHLER (1971) konnte eine Beziehung zwischen den Veränderungen in der Makrophytenvegetation der Moosach und den Phosphat- und Ammoniumkonzentrationen herstellen. Diese Ergebnisse wurden jedoch an einem einzelnen Fließgewässer bzw. verbundenen Fließgewässer-Systemen mit einheitlichen hydrogeologischen Bedingungen gewonnen. Da durch die Einleitung geklärter häuslicher Abwässer im Normalfall ein gekoppelter Eintrag von Phosphor und Ammonium in die Gewässer erfolgt, können Veränderungen der Makrophytenvegetation innerhalb eines Fließgewässers sowohl mit den Phosphor- als auch mit den Ammonium-Konzentrationen in Beziehung gebracht werden.

Beim Anspruch der Erarbeitung einer flächendeckenden Trophieklassifikation bayerischer Fließgewässer tritt die Bedeutung des Stickstoffs gegenüber derjenigen des Phosphors jedoch stark in den Hintergrund. Obwohl der Stickstoff-Bedarf von Algen und Makrophyten mindestens zehnmal so hoch wie der P-Bedarf ist, stellt ersterer aufgrund seiner gewöhnlich viel größeren Vorräte im Gewässer zumeist nicht den die Primärproduktion limitierenden Faktor dar (HAMM 1991, SCHWOERBEL 1999). CARR & CHAMBERS (1998) konnten zeigen, dass die Biomasse submerser Makrophyten in Fließgewässern in erster Linie vom Phosphor, und erst wenn dieser im Überschuss vorliegt, von der Menge an Stickstoff kontrolliert wird. Eine Bekämpfung der Eutrophierungsproblematik muss daher mit einer Verringerung des im Gewässer verfügbaren Phosphors einhergehen. Dies gilt auch für hypertrophe Gewässer, in denen Phosphor aufgrund übermäßiger Belastungen nicht mehr die Rolle des produktionslimitierenden Faktors spielt, aber durch Sanierungsmaßnahmen wieder limitierend werden kann (LAWA 1998).

Zur Charakterisierung der trophischen Valenzen wird daher in der vorliegenden Arbeit auf den Nährstoff Phosphor Bezug genommen. Auf eventuelle Besonderheiten in der Stickstoff-Ernährung einzelner Arten und einen ggf. davon abzuleitenden Indikatorwert wird im Kapitel 6.5 hingewiesen. An zwei Fließgewässern (Rotbach und Sempt) wird exemplarisch

untersucht, welche chemisch-physikalischen sowie strukturellen Faktoren mit Änderungen in der submersen Vegetation einhergehen. Daraus können zum Teil Schlussfolgerungen gezogen werden, welche Parameter eine im Fließverlauf geänderte Makrophytenvegetation verursachen. Derartige Aussagen können jedoch nur für die jeweils untersuchten Fließgewässer gelten und dürfen nicht verallgemeinert werden. Es bleibt anzumerken, dass beim Anspruch der Entwicklung eines in ganz Bayern anwendbaren Trophie-indikationssystems aus den genannten Gründen auf Phosphor als Haupteinflussfaktor zurückgegriffen werden muss.

Um die trophischen Valenzen der untersuchten Makrophyten ermitteln zu können, bleibt die Frage zu klären, welche Phosphor-Fraktion von den Pflanzen genutzt werden kann. HUPFER (1999) konnte nachweisen, dass in Seen zwischen dem Gesamt-Phosphor-Gehalt im Sediment und dem Grad der Eutrophierung entgegen weit verbreiteten Ansichten kein gesicherter Zusammenhang besteht. ROBACH et al. (1995) konnten in Fließgewässern des Elsaß ebenfalls keinen Zusammenhang zwischen der Phosphor-Ernährung submerser Makrophyten und den TP-Gehalten im Sediment feststellen.

Als „bioverfügbarer Phosphor“ wird die Summe aus unmittelbar für Pflanzen verfügbarem P und dem Phosphor, der durch natürliche Prozesse in verfügbare Formen umgewandelt werden kann definiert (BOSTRÖM et al. 1988). Bis heute ist es jedoch nicht gelungen, eindeutige Beziehungen zwischen der Bioverfügbarkeit und bestimmten P-Fraktionen herzustellen (HUPFER 1999). Auch wenn sich die Trophieklassifikation von Seen nach wie vor u. a. auf den Gesamt-P-Gehalt des Epilimnions stützt (LAWA 1998), ist allgemein anerkannt, dass dieser nur zum Teil von Pflanzen genutzt werden kann.

Als bestmögliche Näherung zum algenverfügbaren Phosphor, der nur mittels Bioassays exakt bestimmt werden kann, konnte die SRP-Konzentration im Wasserkörper ermittelt werden (BOSTRÖM et al. 1988). CARIGNAN & KALFF (1979) konnten nachweisen, dass für die Arten *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton zosteriformis* und *Heteranthera dubia* der sog. „mobile Phosphor“ den für die Pflanzen verfügbaren Pool im Sediment darstellt. Diese Fraktion setzt sich aus der SRP-Konzentration des Interstitialwassers und einer locker an das Sediment gebundenen P-Fraktion zusammen, die durch Tracer-Experimente mit  $^{32}\text{P}$  bestimmt wurde. Eine Quantifizierung dieser locker gebundenen P-Fraktion, deren Höhe in Abhängigkeit vom Sedimenttyp variieren kann, war im Zuge der vorliegenden Untersuchungen nicht durchführbar.

Als Konsequenz aus den erwähnten Untersuchungen folgt, dass sowohl im freien Wasserkörper als auch im Sediment die SRP-Konzentration die bestmögliche Näherung für den pflanzenverfügbaren Phosphor darstellt. Die Menge des real pflanzenverfügbaren Phosphors wird damit tendenziell etwas unterschätzt.

## 2.4 DAS SEDIMENT ALS NÄHRSTOFFQUELLE FÜR WASSERPFLANZEN

Submersen Makrophyten kommt in der aquatischen Flora eine besondere Bedeutung zu, da sie das Sediment mit dem sie umgebenden Wasserkörper verknüpfen. Bereits vor etwa drei Jahrzehnten konnte nachgewiesen werden, dass wurzelnde Makrophyten in der Lage sind, Nährstoffe sowohl über die Blätter dem freien Wasserkörper als auch über die Wurzeln dem Sediment zu entziehen (DENNY 1972). Eine P-Aufnahme über alle Teile der Pflanze konnten LITTLEFIELD & FORSBERG (1965) bei *Chara globularis* nachweisen. Untersuchungen an submersen Spermatophyta führten zu der Schlussfolgerung, dass diese zwar auch aus dem Freiwasser Nährstoffe aufnehmen können, in Seen jedoch das Sediment die bedeutendere Nährstoffquelle darstellt (BARKO & SMART 1980, 1981, RAVEN 1981, BARKO et al. 1991, RATTRAY 1995). Quantitative Angaben zum Anteil des über die Wurzeln aufgenommenen Phosphors am Gesamtbedarf der Pflanze bewegen sich von 59 % für die Art *Myriophyllum spicatum* (BRISTOW & WHITCOMBE 1971) bis zu 100 % für die Arten *Myriophyllum alterniflorum*, *Potamogeton zosteriformis* und *Najas flexilis* (CARIGNAN & KALFF 1980). Andere Autoren geben Anteile von ca. 70 bis 90 % für verschiedene Taxa an (VERMAAK et al. 1982, zit. aus MELZER 1988, GABRIELSON et al. 1984, SMITH & ADAMS 1986).

Vergleichende Analysen, bei denen die Pflanzen unterschiedlichen Nährstoffkonzentrationen ausgesetzt wurden, führten zu dem Ergebnis, dass der relative Beitrag der beiden Kompartimente „Wasser“ und „Sediment“ zur P-Ernährung submerser Makrophyten in Abhängigkeit von der SRP-Konzentration in den beiden Kompartimenten variiert (CARIGNAN & KALFF 1980, AGAMI & WAISEL 1986, RATTRAY et al. 1991). In der vorliegenden Arbeit wurde daher eine gewichtete Summe aus den Phosphorkonzentrationen im Sediment und im Freiwasser zur Charakterisierung der trophischen Valenzen der Arten verwendet.

### 3 UNTERSUCHUNGSGEBIETE

#### 3.1 DER ROTBACH IM LÄNGSVERLAUF

Der Rotbach repräsentiert den Typ des kalkoligotrophen Quellgewässers. Nach einer Fließstrecke von nur einem Kilometer ändert sich der Charakter des Gewässers von einem anthropogen nahezu unbeeinflussten Bach hin zu einem verbauten Gewässer, das eine Fischzuchtanlage durchfließt. Eine ausführliche Beschreibung findet sich bei SCHORER (1998). Im Verlauf des Rotbachs wurden 13 Messstellen eingerichtet (Tab. 1).

Der Rotbach liegt südlich von München im Isartal zwischen Schäftlarn und Wolfratshausen. Er entspringt nördlich des für seinen Orchideenreichtum bekannten Naturschutzgebietes „Pupplinger Au“ an der Ostflanke des Isartales.

Von der Quelle bis zur Mündung weist der Rotbach eine Lauflänge von ca. 3 km bei gleichzeitig geringem Gefälle auf. Nur an wenigen Stellen ist er breiter als 2 m. Die durchschnittliche Tiefe beträgt etwa 60 cm, in Rinnen tieft sich der Bach teilweise bis zu 1,20 m ein. Der Abfluss beträgt je nach Pegelstand zwischen 50 und 100 l/s (eigene Messungen). Als grundwassergespeistes Gewässer weist der Rotbach eine relativ konstante Temperatur um ca. 10° C auf und kann daher als sommerkaltes und winterwarmes Fließgewässer bezeichnet werden (SCHWOERBEL 1999).

Nach ca. 1 km Lauflänge durchfließt der Rotbach die Ortschaft Aumühle, die ca. 50 Einwohner zählt und in der hauptsächlich gewerbliche Betriebe angesiedelt sind (landwirtschaftlicher Betrieb, Fischzucht, Gaststätte und Sägewerk). Nach dem Durchfluss der Fischzuchtanlage Aumühle verliert der Rotbach seinen natürlichen Charakter. Er wird begradigt entlang des Isarkanals geführt, unterquert diesen und mündet dann in die Isar.

Oberhalb der Ortschaft Aumühle münden zwei Drainagegräben, die jedoch fast kein Wasser führen, in der Rotbach. Weitere Einleiter bilden zwei Abflüsse aus privaten Teichen, die mit 2 l/s bzw. 0,5 l/s ebenfalls eine sehr geringe Wasserführung aufweisen. Innerhalb der Fischzuchtanlage liegt der Zusammenfluss mit dem Eisbach, der mit ca. 600 l/s erheblich wasserreicher ist als der Rotbach.

lfd. Nr.	Kurzb.	Fließgewässer/Stelle	WWA	Naturraum	UP
1	r1	Rotbach, Quelle	Weilheim	Ammer-Loisach-Hügelland	1,2,3
2	r2	Rotbach, unterhalb Furt	Weilheim	Ammer-Loisach-Hügelland	2
3	r3	Rotbach, Beginn der Weide am rechten Ufer	Weilheim	Ammer-Loisach-Hügelland	1,2,3
4	r4	Rotbach, ca. 50 m unterhalb r4	Weilheim	Ammer-Loisach-Hügelland	2
5	r5	Rotbach, ca. 100 m oberhalb Aumühle	Weilheim	Ammer-Loisach-Hügelland	1,2,3
6	r6	Rotbach bei Aumühle, ca. 20 m oberhalb Kurve	Weilheim	Ammer-Loisach-Hügelland	1,2,3
7	r7	Rotbach bei Aumühle, in der Kurve	Weilheim	Ammer-Loisach-Hügelland	1,2,3
8	r8	Rotbach, bei Aumühle, ca. 30 m nach der Kurve	Weilheim	Ammer-Loisach-Hügelland	1,2,3
9	r9	Rotbach bei Aumühle, oberhalb Straßenbrücke	Weilheim	Ammer-Loisach-Hügelland	1,2,3
10	r10	Rotbach bei Aumühle, oberhalb Eintritt in die Fischzucht	Weilheim	Ammer-Loisach-Hügelland	2
11	r11	Rotbach bei Aumühle, in der Fischzucht	Weilheim	Ammer-Loisach-Hügelland	2
12	r12	Rotbach bei Aumühle, kurz nach der Fischzucht	Weilheim	Ammer-Loisach-Hügelland	1,2,3
13	r13	Rotbach bei Aumühle, ca. 100 m nach der Fischzucht	Weilheim	Ammer-Loisach-Hügelland	1,2,3

Tab. 1: Messstellen im Rotbach (UP = Nr. Untersuchungsprogramm nach Kap. 1)

### 3.2 DIE SEMPT IM LÄNGSVERLAUF

Gegenstand der Untersuchungen war die Sempt einschließlich ihres bedeutendsten Zuflusses, der Schwillach. Beide Fließgewässer sind durch anthropogene Eingriffe in der Vergangenheit stark verändert worden. Ihr Umland unterliegt landwirtschaftlicher Nutzung. Eine ausführliche Charakterisierung von Sempt und Schwillach findet sich bei DINZINGER (1999).

Die untersuchten Gewässer liegen östlich des Großraums München im nördlichen bzw. südlichen Teil der Landkreise Ebersberg und Erding. Naturräumlich lässt sich dieses Gebiet zwei verschiedenen Haupteinheiten zuordnen. Auf die „Münchener Ebene“ beschränken sich die beiden Quellbäche der Sempt. Der größte Teil des Sempttals und die Schwillach liegen im „Isen-Sempt-Hügelland“ (MEYNEN & SCHMIDTHÜSEN 1953) (s. auch Tab. 2).

Die Sempt wird durch den Zusammenfluss zweier Quellgewässer gebildet. Die Anzinger Sempt entspringt im Ortskern von Anzing, während die Forstinninger Sempt aus einem in den Siebziger Jahren angelegten Kiesweiher (Heinzeller Weiher) gespeist wird. In Ottenhofen vereinigen sich die Bäche zur eigentlichen Sempt. Diese fließt in Richtung Norden nach Erding und mündet zwischen Moosburg und Landshut in die Isar. Die untersuchten Abschnitte beschränkten sich auf die beiden Quellbäche und die Sempt von Ottenhofen (km 47,2) bis zum E-Werk in Pretzen (km 37,0). Das Quellgebiet der Schwillach liegt im Raum Pastetten/Forstern. Sie mündet bei Wörth (km 41,5) in die Sempt.

Beide Gewässer sind durch anthropogene Eingriffe wie Vertiefungen, Stauungen und Begradigungen in der Vergangenheit stark verändert worden. Speziell die Quellbäche werden durch zahlreiche Staustufen ehemaliger oder noch betriebener Mühlen und E-Werke geprägt.

lfd. Nr.	Kurzbn.	Fließgewässer/Stelle	WWA	Naturraum	UP
14	P1	Anzinger Sempt, ca 100 m nach Wasserrückhaltebecken am Ortsrand von Anzing	Freising	Münchener Ebene	2,3
15	P2	Anzinger Sempt, nach der Brücke im Staubereich der Wolfmühle, km 53,4	Freising	Münchener Ebene	2
16	P3	Schwarzgraben, ca. 100 m vor der Einmündung in die Anzinger Sempt	Freising	Münchener Ebene	2,3
17	P4	Anzinger Sempt, kurz vor der Einmündung des Schwarzgrabens, km 50,2	Freising	Münchener Ebene	2,3
18	P5	Hennigbach, ca. 50 m vor der Einmündung in die Anzinger Sempt	Freising	Münchener Ebene	2,3
19	P6	Anzinger Sempt, ca. 50 m vor der Einmündung des Hennigbachs, km 48,6	Freising	Münchener Ebene	2,3
20	P7	Sempt, ca. 50 m vor dem Zusammenfluß Sempt - Schwillach, km 41,6	Freising	Isen-Sempt-Hügelland	2,3
21	P8	Sempt, ca. 200 m nach dem Zusammenfluß Sempt - Schwillach, km 41,4	Freising	Isen-Sempt-Hügelland	2,3
22	P9	Schwillach, ca. 100 m vor dem Zusammenfluß mit der Sempt	Freising	Isen-Sempt-Hügelland	2,3
23	P10	Feldbach, direkt vor der Einmündung in die Sempt	Freising	Isen-Sempt-Hügelland	2
24	P11	Sempt, ca 100 m nach Einmündung des Feldbachs, km 40,2	Freising	Isen-Sempt-Hügelland	2,3
25	P12	Forstinninger Sempt, direkt am Auslauf aus dem Quellsee, km 5,2	Freising	Münchener Ebene	2,3
26	P13	Forstinninger Sempt, ca. 100 m nach dem Quellsee, km 5,1	Freising	Münchener Ebene	2,3
27	P14	Forstinninger Sempt, direkt vor der Fischzucht Herdweg, km 2,0	Freising	Münchener Ebene	2,3
28	P15	Forstinninger Sempt, nach dem letzten Einleiter der Fischzucht Herdweg, km 1,6	Freising	Münchener Ebene	2,3
29	P16	Bach in der Fischzucht Herdweg	Freising	Münchener Ebene	2,3
30	P17	Schwillach, vor der Fischzucht an der Schwillach, km 3,5	Freising	Isen-Sempt-Hügelland	2,3
31	P18	Auslauf aus der Fischzucht an der Schwillach	Freising	Isen-Sempt-Hügelland	2,3
32	P19	Schwillach, ca. 100 m nach der Einleitung des Bachs aus der Fischzucht, km 3,2	Freising	Isen-Sempt-Hügelland	2,3

Tab. 2: Messstellen in der Sempt und ihren Zuflüssen (UP = Nr. Untersuchungsprogramm nach Kap. 1)

Die Sempt zählt zu den Gewässern dritter Ordnung. Die mittleren Abflussmengen (November 1996 – Oktober 1997) ausgewählter Stellen sind aus Tab. 3 ersichtlich.

Gewässer	Lage	Mittlere Menge
Anzinger Sempt	Autobahnbrücke A94 (km 55,1)	38 l/s
Forstinninger Sempt	Quellsee	207 l/s
Sempt	Pegel Berg (km 41,0)	3706 l/s

Tab. 3: Mittlere Abflussmengen der Sempt (aus KUNZE 1998)

Die untersuchten Gewässer sind in ihren Quellbereichen durch starke Grundwasserzuflüsse geprägt. Als Einzugsgebiet gilt die sich nach Süden anschließende, oberirdisch abflusslose Schotterebene des Hohenlindener Feldes (Ebersberger Forst). Die hier nach Norden abfallenden pleistozänen Deckenschotter stellen den Grundwasserleiter dar. Stauende Sohle ist die darunterliegende tertiäre Obere Süßwassermolasse. Der Grundwasserstrom bewegt sich in nördlicher Richtung und tritt, gestaut durch die relativ schwer durchlässigen Altmoränen auf der Linie Anzing-Forstinning-Hohenlinden aus (SCHAEFER 1978).

### 3.3 MESSSTELLEN IN VERSCHIEDENEN NATURRÄUMEN BAYERNS

Um eine möglichst große Anzahl an gut untersuchten Probestellen zu erzielen, wurden an alle Wasserwirtschaftsämter Bayerns Schreiben mit der Bitte um Übersendung von Informationen zu den aktuell wasserchemisch beprobten Stellen an Fließgewässern gerichtet. Zusätzlich wurde um Angaben zum Vorkommen von Wasserpflanzen an diesen Stellen gebeten. Auf diese Weise konnten 177 Stellen ausgewählt werden. Davon erwiesen sich anhand des Arteninventars und des Auftretens unzweifelhaft **submerser** Makrophyten 97 Messstellen als geeignet für weitere Untersuchungen. An allen 97 Stellen konnten die makrophytischen Wasserpflanzen kartiert und an 95 Stellen zusätzlich Sedimentproben entnommen werden. Die wasserchemischen Daten von 89 dieser Stellen wurden von den zuständigen Wasserwirtschaftsämtern zur Verfügung gestellt.

Zusätzlich wurden am Ascherbach, Inninger Bach (vgl. Tab. 4) sowie an 30 Stellen in kleineren und mittelgroßen Fließgewässern im Zuständigkeitsbereich der Wasserwirtschaftsämter Weilheim und Freising Proben entnommen. Die Arbeiten am Ascherbach und Inninger Bach waren nicht Teil des vorliegenden Projektes. Die Daten sind jedoch dennoch für die Charakterisierung der trophischen Valenzen submerser Makrophyten

verwendet worden. Eine Beschreibung der wasser- und sedimentchemischen Charakteristika sowie der Makrophytenvegetation dieser Gewässer findet sich in SCHNEIDER (2000) sowie in SCHNEIDER et al. (2000 b und c).

Die Probestellen liegen in 34 naturräumlichen Einheiten, die 13 naturräumlichen Haupteinheiten zugeordnet sind (MEYNEN & SCHMIDTHÜSEN 1953). Damit ist gewährleistet, dass eine Vielzahl unterschiedlicher Gewässertypen erfasst wurde. Das Spektrum reicht von Fließgewässern im Buntsandstein (Schonra) bis zu den kalkreichen Gewässern im Voralpenraum (Konstanzer Ach) und liefert daher einen repräsentativen Querschnitt über das Gebiet Bayerns. Auch zahlreiche Seeabflüsse wurden in das Untersuchungsprogramm eingegliedert (Alz, Würm, Loisach etc.). Auf eine Charakterisierung der einzelnen Probestandorte wird verzichtet.



Abb. 2: Lage der Probestellen sowie der vier im Längsschnitt untersuchten Fließgewässer

lfd. Nr.	Kurzbe.	Fließgewässer/Stelle	WWA	Naturraum	UP
33	A2	Ascherbach, Gröbenzell Ortsanfang	München	Münchener Ebene	2,3
34	A3	Ascherbach, Gröbenzell Ortsende	München	Münchener Ebene	2,3
35	A4	Ascherbach, Eintritt Siedlungsgebiet	München	Münchener Ebene	2,3
36	A5	Ascherbach, ca. 1 km oberhalb Zufluß Olchinger See	München	Münchener Ebene	2,3
37	A6	Ascherbach, ca. 700 m oberhalb Zufluß Olchinger See	München	Münchener Ebene	2,3
38	A7	Ascherbach, ca. 300 m oberhalb Zufluß Mühlbach	München	Münchener Ebene	2,3
39	A8	Ascherbach, oberhalb Firma Adleff	München	Münchener Ebene	2,3
40	A9	Ascherbach, Campingplatz oberhalb Mündung	München	Münchener Ebene	2,3
41	A10	Ascherbach, oberhalb Mündung in den Ampersee	München	Münchener Ebene	2,3
42	I2	Inninger Bach, bei Bachern, ca. 200 m oberhalb Straßenbrücke	München	Ammer-Loisach-Hügelland	2,3
43	I3	Inninger Bach, bei Bachern, oberhalb Straßenbrücke	München	Ammer-Loisach-Hügelland	2,3
44	I4	Inninger Bach, bei Bachern, ca. 150 m unterhalb Straßenbrücke	München	Ammer-Loisach-Hügelland	2,3
45	I5	Inninger Bach, bei ehemaliger Fischzucht	München	Ammer-Loisach-Hügelland	2,3
46	I7	Inninger Bach, unterhalb Inning, bei Straßenbrücke	München	Ammer-Loisach-Hügelland	2,3
47	I8	Inninger Bach, unterhalb Inning, bei Bauernhof	München	Ammer-Loisach-Hügelland	2,3
48	I9	Inninger Bach, ca. 300 m oberhalb Mündung, bei Brücke des Feldweges	München	Ammer-Loisach-Hügelland	2,3

Tab. 4: Messstellen im Ascherbach und Inninger Bach (UP = Nr. Untersuchungsprogramm nach Kap. 1)

lfd. Nr.	Kurzbe.	Fließgewässer/Stelle	WWA	Naturraum	UP
49	AM2	Schwarzach / Ablauf Talsperre Eixendorf	Amberg	Vorderer Oberpfälzer Wald	3
50	AM5	Naab / Unterköblitz	Amberg	Hohes Fichtelgebirge	3
51	AM6	Pfreimd / Oberpfreimd	Amberg	Naab-Wondreb-Senke	3
52	AM7	Schwarzach / Warnbach	Amberg	Naab-Wondreb-Senke	3
53	AM8	Naab / Münchshofen	Amberg	Hohes Fichtelgebirge	3
54	AM9	Vils / Dietldorf	Amberg	Hohes Fichtelgebirge	3
55	AN1	Altmühl / Thann	Ansbach	Steigerwald	3
56	AN2	Wieseth / Obermühl	Ansbach	Steigerwald	3
57	BT2	Aufseß / Drosendorf	Bayreuth	Nördliche Frankenalb	3
58	BT4	Aufseß / Oberaufseß	Bayreuth	Nördliche Frankenalb	3
59	BT5	Aufseß / KA Aufseß	Bayreuth	Nördliche Frankenalb	3
60	BT7	Aufseß / Doos(Wiesenth)	Bayreuth	Nördliche Frankenalb	3
61	BT10	Wiesent / Rabeneck	Bayreuth	Nördliche Frankenalb	3
62	BT11	Ailsbach / Unterailsfeld	Bayreuth	Nördliche Frankenalb	3
63	DEG1	Schw. Regen / SägemühleGstadt	Deggendorf	Regen-Senke	3
64	DEG3	Kl. Laber / Bruckmühle	Deggendorf	Dungau	3
65	DEG4	Aiterach / Salching	Deggendorf	Dungau	3
66	DEG5	Bogenbach / Bärndorf	Deggendorf	Dungau	3
67	DEG6	Reißinger Bach / Plattling	Deggendorf	Dungau	3
68	DEG8	Hengersb. Ohe / Niederalteich	Deggendorf	Vorderer Bayerischer Wald	3
69	DON1	Wörnitz / Harburg	Donauwörth	Ries	3
70	DON2	Schmutter / Nordheim	Donauwörth	Donauried	3
71	DON3	Zusam / Donauwörth	Donauwörth	Ries	3
72	FS8	Dorfen / Lüß	Freising	Isen-Sempt-Hügelland	3
73	FS10	Dorfen/Schwaig	Freising	Isen-Sempt-Hügelland	3
74	FS20	Glonn / Brücke Reckmühle	Freising	Donau-Isar-Hügelland	3
75	FS22	Goldach / Pegel Attaching	Freising	Münchener Ebene	3
76	FS21	Glonn/Schlips	Freising	Donau-Isar-Hügelland	3
77	FS43	Isen / Wasentegernbach	Freising	Isar-Inn-Hügelland	3
78	FS46	Maisach / KA Germerswang	Freising	Donau-Isar-Hügelland	3
79	FS47/48	Maisach / Bergkirchen	Freising	Donau-Isar-Hügelland	3
80	FS51	Mauerner Bach / Altfatherbach	Freising	Donau-Isar-Hügelland	3
81	FS56	Moosach / Ottenburg	Freising	Münchener Ebene	3
82	FS74	Würm / Kufsteinerstr.	Freising	Donau-Isar-Hügelland	3
83	HO	Sächsische Saale / Joditz	Hof	Mittelvogtländisches Kuppenland	3
84	IN1	Ilm / Auhausen	Ingolstadt	Münchener Ebene	3
85	IN3	Paar / Hörzhausen	Ingolstadt	Donau-Isar-Hügelland	3
86	IN5	Altmühl / Leising	Ingolstadt	Südliche Frankenalb	3
87	IN6	Paar / Manching	Ingolstadt	Donaumoos	3
88	IN7	Ilm / Nöttig	Ingolstadt	Donau-Isar-Hügelland	3
89	IN8	Altmühl / Obereichstätt	Ingolstadt	Südliche Frankenalb	3
90	IN10	Ilm / Br. Volkersdorf	Ingolstadt	Donau-Isar-Hügelland	3
91	KE1	Zulauf Bannwaldsee	Ingolstadt	Lech-Vorberge	3
92	KE2	Ablauf Bannwaldsee	Ingolstadt	Lech-Vorberge	3
93	KE3	Auslauf Hopfensee	Ingolstadt	Lech-Vorberge	3
94	KE4	Zulauf Hopfensee	Ingolstadt	Lech-Vorberge	3
95	KE5	Auslauf Weißensee	Ingolstadt	Lech-Vorberge	3
96	KE7	Iller / Krugzell	Ingolstadt	Iller-Vorberge	3
97	KE10	Einlauf Sulzberger See	Ingolstadt	Iller-Vorberge	3
98	KE11	Zulauf Rottachspeicher	Ingolstadt	Iller-Vorberge	3
99	KE12	Auslauf Grüntensee	Ingolstadt	Iller-Vorberge	3
100	KE14	Einlauf Alpsee	Ingolstadt	Adelegg	3
101	KRU2	Donau / Dillingen	Krumbach	Donauried	3
102	KRU3	Brenz / Faimingen	Krumbach	Donauried	3
103	KRU6	Mindel / Offingen	Krumbach	Donauried	3
104	KRU7	Mindel / Wiesmühle	Krumbach	Iller-Lech-Schotterplatten	3
105	KRU8	Günz / Nattenhausen	Krumbach	Iller-Lech-Schotterplatten	3
106	KRU9	Kammel / Niederraunau	Krumbach	Iller-Lech-Schotterplatten	3
107	KRU10	Östl. Günz / Moosmühle	Krumbach	Iller-Lech-Schotterplatten	3
108	LA3	Ilm / Neustadt(Wöhr)	Landshut	Donaumoos	3

Tab. 5: Probestellen (UP = Nr. Untersuchungsprogramm nach Kap.1)

lfd. Nr.	Kurzbe.	Fließgewässer/Stelle	WWA	Naturraum	UP
109	LA4	Schambach / Hexenagger	Landshut	Südliche Frankenalb	3
110	LA5	Gr. Laber / KA Rottenburg	Landshut	Donau-Isar-Hügelland	3
111	LA6	Gr. Laber / Brücke Niederleierndorf	Landshut	Donau-Isar-Hügelland	3
112	LA7	Pfetrach / LABahnhof	Landshut	Unteres Isartal	3
113	LA8	Sempt / Gasthof	Landshut	Münchener Ebene	3
114	LA9	Kl. Vils / Brücke Diemannskirchen	Landshut	Isar-Inn-Hügelland	3
115	LA10	Gr. Vils / Br. Geratspoint	Landshut	Isar-Inn-Hügelland	3
116	LA11	Vils / Loizenkirchen	Landshut	Isar-Inn-Hügelland	3
117	M1	Würm / Seeausfluß	München	Ammer-Loisach-Hügelland	3
118	N1	Pegnitz / Michelfeld	Nürnberg	Nördliche Frankenalb	3
119	N2	Pegnitz / Artelshofen	Nürnberg	Nördliche Frankenalb	3
120	N5	Pegnitz / Lederersteg	Nürnberg	Mittelfränkisches Becken	3
121	N6	Pegnitz / Fürth(Friedhofsteg)	Nürnberg	Mittelfränkisches Becken	3
122	N7	Högenbach / Hohenstadt	Nürnberg	Vorland der Nördlichen Frankenalb	3
123	N13	Südl. Aurach / Lohmühle	Nürnberg	Mittelfränkisches Becken	3
124	N16	Regnitz / Möhrendorf	Nürnberg	Mittelfränkisches Becken	3
125	N17	Zenn / Fürth Vach	Nürnberg	Mittelfränkisches Becken	3
126	PA	Ilz / Pegel Kalteneck	Passau	Passauer Abteiland und Neuburger Wald	3
127	R3	Sulz / Berching	Regensburg	Südliche Frankenalb	3
128	R4	Gr. Laber / Pegel Schönach	Regensburg	Dungau	3
129	SW2	Saale / Saal	Schweinfurth	Grabfeld	3
130	SW4	Schondra / Heiligkreuz	Schweinfurth	Südrhön	3
131	TS	Alz / Chiemseeausfluß	Traunstein	Inn-Chiemsee-Hügelland	3
132	WEN5	Pfreimd / Str. Lohma-Isgier	Weiden	Vorderer Oberpfälzer Wald	3
133	WEN7	Rehlingbach / Pfrentschweiher	Weiden	Vorderer Oberpfälzer Wald	3
134	WEN10	Tirschenreuther Waldnaab / Pegel Johannistal	Weiden	Oberpfälzisches Hügelland	3
135	WEN15	Wondreb / Brücke Schloppach	Weiden	Hinterer Oberpfälzer Wald	3
136	WM1	Ammer / Pegel Fischen	Weilheim	Ammer-Loisach-Hügelland	3
137	WM2	Loisach / Kochelseeausfluß	Weilheim	Ammer-Loisach-Hügelland	3
138	ab1	Angerbach / vor Zufluß Weidenbach, Eberfing	Weilheim	Ammer-Loisach-Hügelland	1,3
139	ab2	Angerbach / unterhalb Brücke, Eberfing	Weilheim	Ammer-Loisach-Hügelland	1,3
140	am1	Kleine Ammerquellen / oberhalb Brücke der Straße Graswang - Ettal, südwestl. Arm	Weilheim	Ammergebirge	1,3
141	am2	Kleine Ammerquellen / oberhalb Brücke der Straße Graswang - Ettal, nordöstl. Arm	Weilheim	Ammergebirge	1,3
142	am3	Kleine Ammerquellen / ca. 100 m unterhalb Brücke der Straße Graswang - Ettal	Weilheim	Ammergebirge	1,3
143	am4	Kleine Ammerquellen / ca. 200 m unterhalb Brücke der Straße Graswang - Ettal	Weilheim	Ammergebirge	1,3
144	eb1	Ettinger Bach / Etting, Brücke Bachstraße	Weilheim	Ammer-Loisach-Hügelland	1,3
145	eb2	Ettinger Bach / Etting, ca. 200 m bachabwärts eb1	Weilheim	Ammer-Loisach-Hügelland	1,3
146	hb1	Hungerbach / Huglfing, oberhalb Brücke	Weilheim	Ammer-Loisach-Hügelland	1,3
147	hb2	Hungerbach / Huglfing, Ortsausgang	Weilheim	Ammer-Loisach-Hügelland	1,3
148	lb1	Lauterbach / ca. 100 m aufwärts Brücke Fahrweg nach Oberau	Weilheim	Niederwerdenfelser Land	1,3
149	lb2	Lauterbach / ca. 100 m abwärts Brücke Fahrweg nach Oberau	Weilheim	Niederwerdenfelser Land	1,3
150	pb1	Pizikotbach / ca. 200 m oberhalb pb1	Weilheim	Niederwerdenfelser Land	1,3
151	pb2	Pizikotbach / ca. 100 m oberhalb Mündung in die Loisach	Weilheim	Niederwerdenfelser Land	1,3
152	tb1	Tiefenbach / oberhalb Polling	Weilheim	Ammer-Loisach-Hügelland	1,3

Tab. 5 (Fortsetzung)

lfd. Nr.	Kurzb.	Fließgewässer/Stelle	WWA	Naturraum	UP
153	tb2	Tiefenbach / Ortszentrum Polling	Weilheim	Ammer-Loisach-Hügelland	1,3
154	ub1	Ursprungsbach / ca. 500 m oberhalb ub1	Weilheim	Niederwerdenfelser Land	1,3
155	ub2	Ursprungsbach / ca. 200 m oberhalb Mündung in die Loisach	Weilheim	Niederwerdenfelser Land	1,3
156	a1	Grundwasser-Graben bei Etting, ca. 150 m oberhalb Mündung in Ettinger Bach	Weilheim	Ammer-Loisach-Hügelland	1,3
157	a2	Rotbach, ca. 100 m oberhalb Aumühle	Weilheim	Ammer-Loisach-Hügelland	1,3
158	d2	Moosgraben, ca. 500 m unterhalb Seeausfluß	Freising	Münchener Ebene	1,3
159	e1	Vorflutgraben Nord, ca. 100 m unterhalb Brücke	Freising	Münchener Ebene	1,3
160	e2	Graben, parallel zu e1	Freising	Münchener Ebene	1,3
161	e3	Verbindungsgraben zwischen e1, e2 und e4, etwa auf halber Länge	Freising	Münchener Ebene	1,3
162	e4	Keckeisgrenzgraben, unterhalb Zufluß von e3	Freising	Münchener Ebene	1,3
163	p	Pullinger Graben, bei Pulling, ca. 100 m oberhalb Brücke	Freising	Münchener Ebene	1,3
164	lba	Lauterbach, Brücke im Golfplatz	Weilheim	Niederwerdenfelser Land	3
165	lbb	Lauterbach / ca. 100 m aufwärts Brücke Fahrweg nach Oberau	Weilheim	Niederwerdenfelser Land	3
166	lbc	Lauterbach, flußabwärts Pumpstation, 3 Stempfen im Wasser	Weilheim	Niederwerdenfelser Land	3
167	lbd	Lauterbach, ca. 500 m oberhalb Mündung, querliegender Baum	Weilheim	Niederwerdenfelser Land	3

Tab. 5 (Fortsetzung)

## 4 MATERIAL UND METHODEN

Einen Überblick über die Untersuchungszeiträume gibt Tab. 6.

Stellen	Zeitraum
Probestellen 156-163	April 1996 bis September 1996
Probestellen 138-155	April 1997 bis September 1997
Rotbach	Mai 1997 bis November 1997
Probestellen 164-167	April 1998 bis September 1998
Sempt	April 1998 bis September 1998
Probestellen der Wasserwirtschaftsämtler (49-137)	April 1998 bis September 1998
Inninger Bach	April 1999 bis September 1999
Ascherbach	April 1999 bis September 1999

Tab. 6: Untersuchungszeiträume (die Nummern beziehen sich auf die lfd. Nr. in Tab. 5)

### 4.1 WASSERANALYSEN

Um eine repräsentative Maßzahl für die Nährstoffkonzentrationen im Gewässer zu erhalten, wurde pro Probestelle eine Mindestanzahl von vier wasserchemischen Analysen aus der Vegetationsperiode (April bis September) des jeweiligen Untersuchungsjahres festgelegt. Innerhalb dieses Zeitraumes sollten die wasserchemischen Analysen möglichst gleichmäßig verteilt sein. In den meisten Fällen liegen mindestens sechs Datensätze pro Probestelle vor, die regelmäßig und in monatlichem Abstand (oder häufiger) erhoben wurden.

Die chemisch-physikalischen Daten der Wasserwirtschaftsämtler (Tab. 5: Nr. 49-137) konnten direkt übernommen werden. Die Bestimmung der hydrochemischen Parameter in der Sempt und ihren Zuflüssen erfolgte in Zusammenarbeit mit dem Wasserwirtschaftsamt Freising. Diese Proben wurden nach den in der Wasserwirtschaft üblichen DIN-Verfahren analysiert. Alle weiteren Analysen wurden an der Limnologischen Station Iffeldorf nach der im folgenden zusammengefassten Methodik durchgeführt. Eine Beschreibung der verwendeten DIN bzw. EN-Methoden findet sich in DEV (1999).

#### 4.1.1 Hydrophysikalische Analysen

Die hydrophysikalischen Analysen wurden direkt vor Ort durchgeführt. Die Messungen fanden in einer Wassertiefe von ca. 15 cm sowie möglichst weit vom Gewässerrand entfernt statt.

Parameter	Verfahren
pH-Wert	DIN 38404 Teil 5
Leitfähigkeit	DIN 38404 Teil 8
Sauerstoff	DIN 38408 Teil 22
Temperatur	DIN 38404 Teil 4

Tab. 7: Bestimmung der hydrophysikalischen Parameter

### 4.1.2 Hydrochemische Analysen

Die chemische Analyse der gekühlten Wasserproben erfolgte spätestens an dem der Probenahme folgenden Tag. Mit Ausnahme der für die Bestimmung des Gesamtphosphorgehaltes vorgesehenen Fraktion wurden die Proben filtriert (Cellulose-Acetat-Filter, Porengröße 0,45 µm).

Parameter	Verfahren	Nachweisgrenze
Gesamtphosphor (TP)	EN 1189	10 µg P/l
Gelöster reaktiver Phosphor (SRP)	MURPHY & RILEY (1962).	5 µg P/l.
Ammonium-Stickstoff (NH <sub>4</sub> -N)	DIN 38 406-5	10 µg N/l
Nitrat-Stickstoff (NO <sub>3</sub> -N)	EN ISO 10304-1	< 50 µg N/l

Tab. 8: Bestimmung der hydrochemischen Parameter

## 4.2 SEDIMENTANALYSEN

Die Sedimentprobenahme erfolgte in einem dichten Reinbestand in unmittelbarer Nähe der Probestelle für die wasserchemischen Analysen. Soweit möglich wurde ein ca. 50 cm langes Sedimentstechrohr aus Plexiglas verwendet (Ø ca. 6 cm). Um die Probe zu entnehmen, wurde das Rohr ins Sediment gestochen und am oberen Ende mit einem Gummistopfen verschlossen. Danach konnte das Rohr vorsichtig wieder herausgezogen werden, wobei der Sedimentkern durch den Unterdruck im Innenraum gehalten wurde. Sobald das untere Ende des Rohres zugänglich war, wurde auch dieses mit Hilfe eines Metallplättchens verschlossen.

Am Ufer konnten mit Hilfe eines speziellen Schiebers die obersten 15 cm des Bohrkernes abgetrennt und in Plastikschälchen abgefüllt werden. Die Proben wurden entweder noch am gleichen Tag weiterverarbeitet oder mit Hilfe von flüssigem Stickstoff tiefgefroren und bis zur weiteren Verarbeitung in einer Tiefkühltruhe aufbewahrt. Um sicherzustellen, dass die Behandlung mit flüssigem Stickstoff zu keiner Beeinträchtigung der Messergebnisse führt, wurden Vergleichsmessungen durchgeführt.

In seltenen Fällen war es aufgrund der zu harten Beschaffenheit des Untergrundes nicht möglich, einen 15 cm langen Sedimentkern zu gewinnen. In diesen Fällen mussten entsprechend kürzere Proben entnommen werden. Eine Mindestlänge von 9 cm konnte jedoch in jedem Fall erreicht werden.

Die Probenahme mit dem o. g. Sedimentstechrohr ist nur bei vergleichsweise feinkörnigem Substrat zuverlässig. Die Methode versagt bei zu kiesigem Sediment, da hier der nötige Unterdruck im Stechrohr nicht aufrecht erhalten werden kann und das zu gewinnende Interstitialwasser verloren geht; in diesem Fall wurden die Proben mit einem Freeze-Core-Gerät gewonnen.

Das Freeze-Core-Gerät (UWITEC) besteht aus einem hohlen, an der Spitze geschlossenen, abgeflachten und verbreiterten Alu-Rohr („Schwert“), das mit einem Hammer bis zur erforderlichen Tiefe in das Sediment geschlagen wird. Mittels Schlauchzuleitungen und Pressluft aus einer 15 l-Tauchflasche wird flüssiger Stickstoff aus einem 35 l fassenden N<sub>2</sub>-Dewar in das Schwert geleitet (vgl. Abb. 3).

Dadurch kühlt sich die Außenseite und nähere Umgebung des Schwertes stark ab und das angrenzende Sediment und damit auch das Porenwasser frieren daran fest. Zur Gewinnung eines etwa 5 cm dicken „Sedimentmantels“ um das Corer-Schwert benötigt man, abhängig von Wasser- und Lufttemperatur und dem Füllzustand des Dewars, eine N<sub>2</sub>-Zuleitung von etwa zwei bis sechs Minuten Dauer bei einem Druck von weniger als 2 bar am Ventil der Tauchflasche.

Es bildet sich ein gefrorener „Kern“ um das Schwert, der mit Hilfe von Ketten und im Bedarfsfalle einer ebenfalls von der Firma UWITEC entwickelten Hebelvorrichtung aus dem Sediment herausgezogen werden kann. Der so gewonnene Sedimentkern wurde mit Hammer und Meißel vorsichtig auf 15 cm gekürzt und vom Freeze-Corer-Schwert gelöst. Die Probe wurde in 3l- Gefrierbeutel aus PE verpackt und sofort zum Transport in einer tragbaren Gefriertruhe verstaut.

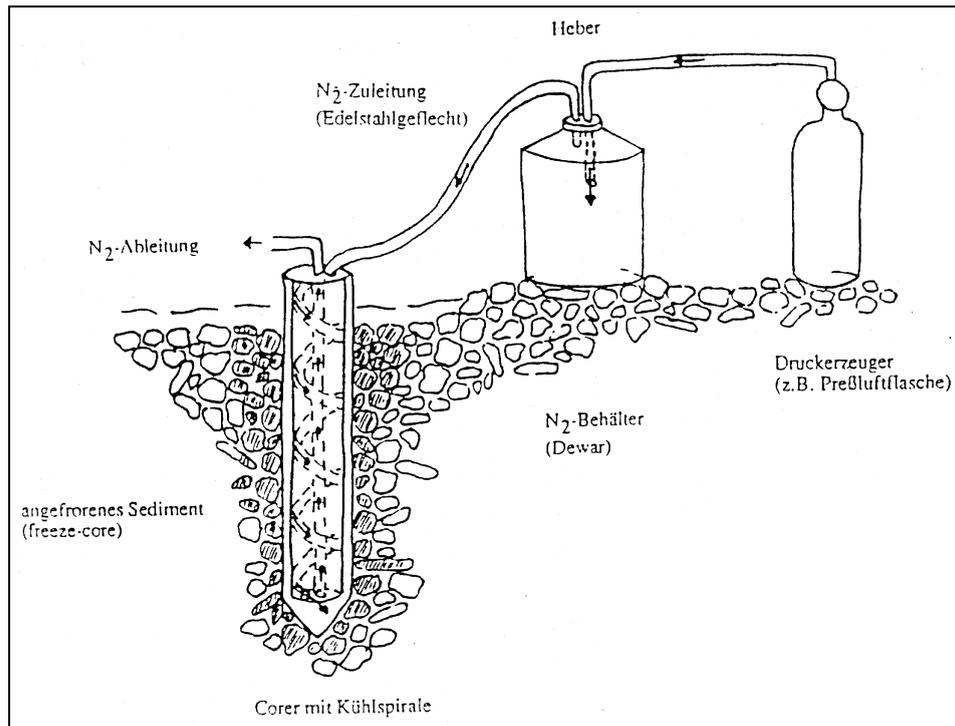


Abb. 3: Funktionsprinzip eines Freeze-Core-Gerätes (aus: WANTZEN 1992)



Abb. 4: Sedimentstechrohr, aufgesetzt auf Schieber zur Abmessung der obersten 15 cm (links) und Freeze-Corer im Einsatz (rechts)

Zu Beginn des Projektes wurde pro untersuchtem Makrophytenstandort je eine Sedimentprobe im Frühsommer und im Spätsommer entnommen und analysiert. Nachdem zwischen diesen beiden Gruppen jedoch keine signifikanten Unterschiede in den gemessenen Parametern festgestellt werden konnten (vgl. Kap 5.2), wurde im weiteren Verlauf der Untersuchungen die zweimalige Probenahme im Jahr zugunsten einer insgesamt höheren Anzahl an Messstellen aufgegeben.

### 4.2.1 Interstitialwasser

Zur Gewinnung des Interstitialwassers wurde aus den ggf. aufgetauten und gut durchmischten Sedimentproben 100 g entnommen und mit 150 ml  $\text{H}_2\text{O}_{\text{bidest}}$  15 Sekunden lang geschüttelt. Anschließend erfolgte eine Filtration über phosphatfreie Faltenfilter. Da die verbleibenden Trübstoffe eine Analyse im Photometer stören können, wurden die Proben ein weiteres Mal filtriert (Cellulose-Acetat-Filter, Porengröße 0,45  $\mu\text{m}$ ). Das auf diese Weise gewonnene verdünnte Interstitialwasser wurde hinsichtlich folgender Ionen analysiert:

Parameter	Verfahren	Nachweisgrenze
Gelöster reaktiver Phosphor (SRP)	MURPHY & RILEY (1962).	5 $\mu\text{g P/l}$ .
Nitrit-Stickstoff ( $\text{NO}_2\text{-N}$ )	EN 26777	10 $\mu\text{g N/l}$
Ammonium-Stickstoff ( $\text{NH}_4\text{-N}$ )	DIN 38 406-5	10 $\mu\text{g N/l}$
Nitrat-Stickstoff ( $\text{NO}_3\text{-N}$ )	EN ISO 10304-1	< 50 $\mu\text{g N/l}$

Tab. 9: Bestimmung der hydrochemischen Parameter im Interstitialwasser

### 4.2.2 Trockensediment

Um den Wassergehalt des Sediments zu bestimmen, wurde eine definierte Menge abgewogen und bei 65 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Aus der Differenz von Frisch- und Trockengewicht kann der prozentuale Anteil des Wassers am Sediment errechnet werden.

Zur Bestimmung des Skelettanteils wurde mit Hilfe eines DIN-Prüfsiebes (Maschenweite 2 mm) die Korngrößenfraktion  $> 2\text{mm}$  aus der getrockneten Probe abgetrennt und gewogen. Der verbleibende Anteil  $< 2\text{mm}$  wurde zur weiteren Bearbeitung in einer Ultrazentrifugalmühle (RETSCH ZM 1000) zu feinem Pulver gemahlen.

#### *Gesamtposphor*

Die Bestimmung des Gesamtphosphorgehaltes erfolgte unter Verwendung einer Druckaufschlussapparatur (SEIF-AUFSCHLUSSTECHNIK A6 X 100). Ca. 100 mg der gemahlene Probe wurden in Quarzreagenzgläser gefüllt, mit 1 ml  $\text{HNO}_3_{\text{konz}}$  versetzt und in der Apparatur einem achtstündigen Druckaufschluss bei 160 °C ausgesetzt. Nach dem Abkühlen konnten die Proben filtriert, mit  $\text{H}_2\text{O}_{\text{bidest}}$  auf 100 ml aufgefüllt und die Phosphorkonzentration nach MURPHY & RILEY (1962) bestimmt werden.

### Gesamtstickstoff

Der Gehalt an Gesamtstickstoff wurde mit Hilfe eines CN-Analyzers bestimmt (CARLO ERBA NA 1500 oder Elementar Analysensysteme GmbH VarioEL).

## 4.3 STRÖMUNG UND BESCHATTUNG

Die mittlere **Strömungsgeschwindigkeit** an den Probestellen bzw. in den Kartierabschnitten wurde in Anlehnung an den „Kartierschlüssel Gewässerstruktur“ (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1995) aufgenommen.

I	nicht erkennbar fließend	<0,03 m/s	fast stehend oder Kehrströmungen
II	träge fließend	0,03 – 0,1 m/s	Strömung sehr schwach, aber erkennbar fließend
III	langsam fließend	0,1 – 0,3 m/s	erkennbar fließend, Wasserspiegel fast glatt
IV	schnell fließend	0,3 – 1 m/s	Strömung mit mäßiger Turbulenz
V	reißend	>1m/s	turbulente Wasserbewegung
VI	stürzend	>1m/s	äußerst turbulent, laut rauschend

Tab. 10: Schätzstufen der Strömungsgeschwindigkeit

Die Ermittlung der **Beschattungsverhältnisse** erfolgte auf Grundlage der Skala nach WÖRLEIN (1992).

1	vollsonnig	Sonne von deren Auf- bis Untergang
2	sonnig	in der überwiegenden Zeit zwischen Sonnenauf- und Sonnenuntergang, immer jedoch in den wärmsten Stunden des Tages in voller Sonne
3	absonnig	überwiegend in der Sonne, in den heißesten Stunden jedoch im Schatten
4	halbschattig	mehr als die Tageshälfte und immer während der Mittagszeit beschattet
5	schattig	voller Schatten unter Bäumen

Tab. 11: Schätzklassen der Beschattung

## 4.4 MAKROPHYTENKARTIERUNG

Die Makrophytenkartierung der Fließgewässer sowie der Probestellen erfolgte einmalig während der Hauptvegetationszeit (Ende Juni bis Anfang September). Die Fließgewässer wurden in vegetationskundlich und strukturell einheitliche Abschnitte unterteilt, in denen die Häufigkeit jeder Art nach einer fünfstufigen Skala geschätzt wurde (vgl. KOHLER et al. 1971, KOHLER & SCHIELE 1985, MELZER 1993)(Tab. 12).

Pflanzenmenge	Häufigkeit
1	sehr selten, vereinzelt
2	selten
3	verbreitet
4	häufig
5	sehr häufig, massenhaft

Tab. 12: Skala zur Schätzung der Häufigkeit submerser Makrophyten

An den Probestellen erfolgte die Kartierung in einem strukturell und vegetationskundlich homogenen Bereich flussauf- und abwärts der Probestelle. Die Länge dieses Bereiches betrug zumeist etwa 50 m.

#### 4.5 AUSWERTUNG UND STATISTIK

Die Auswertung der Daten erfolgte mit den Programmen Excel 2000 (Microsoft) und SPSS 9.0 für Windows (SPSS Inc.). Die Verbreitungskarten der Makrophyten wurden mit dem Grafikprogramm CorelDRAW 6.0 (Corel), die Karte der Probestellen mit dem Geographischen Informationssystem ArcView 3.1 für Windows erstellt.

Da die Normalverteilung der Grundgesamtheit der gemessenen Parameter nicht angenommen werden konnte, wurden nichtparametrische Testverfahren bevorzugt. Dadurch wird zwar eine Vergrößerung des Fehlers II. Art in Kauf genommen, bei fälschlicher Anwendung von parametrischen Testverfahren ist jedoch das Risiko einer unkontrollierbaren Vergrößerung des Fehlers I. Art gegeben.

Zum Nachweis von Unterschieden zwischen mehreren unverbundenen Stichproben wurde daher der Kruskal-Wallis-Test angewandt. Der Test wurde auf einem Niveau von  $\alpha = 0,05$  durchgeführt, d.h. Unterschiede werden als statistisch signifikant betrachtet, wenn für den ermittelten Wahrscheinlichkeitswert  $p < 0,05$  gilt (MOTULSKY 1995).

Sofern durch den Kruskal-Wallis-Test ein globaler Unterschied zwischen den Gruppen signifikant nachgewiesen werden konnte, wurden anschließend paarweise Vergleiche zwischen allen Gruppen mittels des Mann-Whitney-U-Tests durchgeführt. Beim Testen mehrerer unabhängiger Nullhypothesen steigt jedoch die Wahrscheinlichkeit, mindestens einen signifikanten p-Wert zu erhalten, obwohl alle Nullhypothesen wahr sind. So beträgt beim Testen von sechs Nullhypothesen die Wahrscheinlichkeit eines zufällig signifikanten Wertes 26 % (MOTULSKY 1995). Dieses sog. Problem des multiplen Testens wurde durch die

Methode von Bonferroni mit der Verfeinerung nach Holmes (STAHEL 1995, BÄRLOCHER 1999) berücksichtigt.

Da sowohl der Kruskal-Wallis-Test als auch der Mann-Whitney-U-Test stetige Variablen voraussetzen, musste beim Vergleich der ordinal skalierten Parameter „Beschattung“ und „Fließgeschwindigkeit“ auf die Berechnung von Kontingenztafeln und die Durchführung des Chi-Quadrat-Tests zurückgegriffen werden. Da hierbei beim Vergleich zweier Gruppen oftmals weniger als 20 Werte pro Gruppe auftraten, wurden die exakten p-Werte berechnet und diese anschließend bonferronisiert (MOTULSKY 1995).

Für die Überprüfung der Fragestellung, ob zwischen den im Frühsommer und im Spätsommer entnommenen Sedimentproben signifikante Unterschiede nachweisbar sind (vgl. Kap. 5.1.2), müssen die Daten als gepaart betrachtet werden. Allgemein sollten Daten immer dann als gepaart betrachtet werden, wenn erwartet werden kann, dass die Werte der einen Gruppe ganz bestimmten Werten der anderen Gruppe ähnlicher sind als einem zufälligen Objekt dieser Gruppe (MOTULSKY 1995). Aus diesem Grund wurde für diese Fragestellung der Wilcoxon-Test angewandt. Um zu überprüfen, ob zwischen Frühsommer und Spätsommer eine gerichtete Änderung der Nährstoffkonzentrationen im Sediment von Makrophytenpolstern erfolgt, wurden an 35 Probestellen insgesamt 140 Sedimentproben entnommen. Jede Stelle wurde sowohl im Frühsommer (Juni/Juli) als auch im Spätsommer (August/September) jeweils mit 2 Parallelen beprobt. Aus den Parallelen wurde der Mittelwert berechnet und die so berechneten „Frühsommer-“ und „Spätsommer-Werte“ an den Probestellen einander gegenübergestellt. Um die gesamte Streubreite der Daten zu verdeutlichen, sind in die Boxplots (Abb. 6) jedoch alle 140 Einzelwerte eingegangen.

Um die Daten der Makrophytenkartierung zu clustern, wurde die Methode nach Ward verwendet (Intervall: Quadrierter Euklidischer Abstand, Programm: SPSS), da damit relativ homogene Cluster mit geringen Abständen der Objekte zu den Clusterzentren erzielt werden können (STOYAN et al. 1997). Die horizontalen Abstände im Dendrogramm werden von SPSS auf das einheitliche Intervall 0 bis 25 skaliert und aus diesem Grund in den Grafiken nicht extra angegeben.

Die Darstellung der Ergebnisse erfolgt teilweise mit Hilfe von Boxplots. Sie stellen den Median sowie die Quartilsgrenzen der Verteilung einer Variablen dar. Ausreißer sind 1,5-3, Extremwerte mehr als 3 Boxlängen vom Ende der Box entfernt und werden im Diagramm als Rauten bzw. Sterne dargestellt. Die den Boxplots zu Grunde liegende Fallzahl wird im Diagramm angegeben.

---

Statistische Ordinationstechniken erfordern ein definiertes Bezugssystem, die sogenannten sites. Das Bezugssystem der Wasserchemie- und Vegetationsdaten weicht jedoch von dem der Sedimentdaten ab. Sowohl die Makrophytenkartierung als auch die wasserchemischen Analysen beziehen sich auf einen definierten Abschnitt im Fließgewässer. Demgegenüber sind die Daten der Sedimentchemie innerhalb eines Abschnittes von Makrophytenpolster zu Makrophytenpolster unterschiedlich, sie beziehen sich also auf ein definiertes Polster innerhalb eines Abschnittes und können nicht auf einen ganzen Abschnitt übertragen werden. Dadurch wird bei Berücksichtigung der sedimentchemischen Daten die Anwendung von Ordinationstechniken und von Regressionsanalysen verhindert.

## 5 ERGEBNISSE

### 5.1 SEDIMENTOLOGISCHE ERGEBNISSE

#### 5.1.1 Anteil der P-Aufnahme aus dem Sediment

An den im Zuge der vorliegenden Arbeit untersuchten Probestellen reicht der nach CARIGNAN (1982) errechnete prozentuale Anteil des aus dem Sediment aufgenommenen Phosphors am

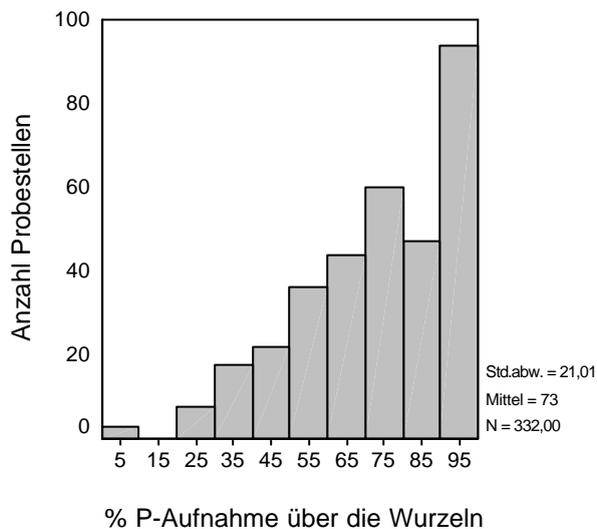


Abb. 5: Histogramm des prozentualen Anteils der P-Aufnahme über die Wurzeln

Gesamtbedarf der Pflanze von ca. vier bis zu knapp 100 % (Abb. 5). Interessanterweise können beide Extremwerte der Art *Mentha aquatica* zugeordnet werden, was die hohe Toleranz dieser Art gegenüber Schwankungen in den Nährstoffkonzentrationen unterstreicht.

Mit einem Mittelwert von 73 % trägt das Sediment den Großteil zur Phosphor-Ernährung der Makrophyten an den untersuchten Standorten bei. Insgesamt werden die

niedrigen Prozentbereiche zum einen von Arten an eindeutig oligotrophen Standorten eingenommen, an denen weder im Freiwasser, noch im Sediment nennenswerte SRP-Konzentrationen gemessen werden konnten. Dabei handelt es sich um grundwasserbeeinflusste Standorte, die von den Arten *Potamogeton coloratus*, *Mentha aquatica* oder *Groenlandia densa* besiedelt werden. Andererseits sind in den niedrigen Prozentklassen aber auch eindeutig eutrophe Standorte von *Potamogeton pectinatus* oder *Elodea nuttallii* zu finden, an denen die Pflanzen aufgrund von SRP-Konzentrationen im Gewässer von über 100 µg P/l ihren Phosphor-Bedarf problemlos aus dem freien Wasserkörper decken können. Die Standorte, an denen die Pflanzen den benötigten Phosphor nahezu ausschließlich über die Wurzeln aufnehmen, weisen sehr geringe SRP-Konzentrationen im Freiwasser bei gleichzeitig hohen Konzentrationen im Sediment auf. Derartige Standorte werden oft von Arten wie *Mentha aquatica* oder *Berula erecta* besiedelt.

Diese Standorte würden bei einer ausschließlich auf den Nährstoffkonzentrationen im freien Wasserkörper beruhenden Trophiebewertung eindeutig zu positiv bewertet.

### **5.1.2 Jahreszeitliche Unterschiede im Sedimentchemismus**

Submerse Makrophyten können Nährstoffe sowohl aus dem freien Wasserkörper als auch aus dem Sediment aufnehmen (DENNY 1972, COLE & TOETZ 1975, CARIGNAN & KALFF 1980). Die Fähigkeit, Nährstoffe über die Wurzeln dem Sediment zu entziehen, kann zu jahreszeitlichen Unterschieden in den Nährstoffkonzentrationen des Interstitialwassers führen. CARIGNAN (1985) konnte während der Sommermonate eine merkliche Verringerung der Phosphor- und Ammoniumkonzentration des Porenwassers nachweisen, die er auf die erhöhte Aufnahme während der Sommermonate und das herbstliche Absterben von Teilen des Wurzelsystems zurückführte.

In Fließgewässern erscheinen derartige Konzentrationsänderungen im Chemismus des Sediments unwahrscheinlicher als in Seen, da in ersteren nicht nur der freie Wasserkörper, sondern auch das Interstitialwasser einer permanenten Strömung unterliegt (LAMPERT & SOMMER 1993). Aufgrund dieser Tatsache sollten eventuelle Konzentrationsänderungen, die durch die Aufnahme von Stoffen über das Wurzelsystem entstehen, ausgeglichen werden können. Zu diesem Thema liegen in Fließgewässern jedoch noch keinerlei Erfahrungen vor.

Um den Nährstoffbedarf submerser Makrophyten in Fließgewässern beurteilen zu können, müssen beide Nährstoffquellen, i.e. der freie Wasserkörper und das Sediment, berücksichtigt werden. Falls jahreszeitliche Unterschiede im Nährstoffgehalt des Interstitialwassers vorlägen, müsste bei der Beurteilung des Nährstoffpools im Sediment der Probenahmezeitpunkt berücksichtigt werden. Da eine regelmäßige Messung des Sedimentchemismus (z.B. in monatlichem Abstand) im Rahmen des vorliegenden Projektes nicht durchführbar war, wurde für eine erste Abschätzung eine zweimalige Probenahme durchgeführt. Die erste Entnahme von Sedimentproben erfolgte im Frühsommer (Juni/Juli), die zweite im Spätsommer (August/September).

Mit Hilfe des Wilcoxon-Tests für gepaarte Stichproben konnte bei keinem der gemessenen Parameter ein signifikanter Unterschied zwischen Frühsommer und Spätsommer festgestellt werden. Einen Eindruck von den Abweichungen geben Abb. 6 und Tab. 13. Im Fortgang der Arbeiten wurde daher eine einmalige Sedimentprobenahme als ausreichend erachtet, um die Nährstoffkonzentrationen im Sediment von Makrophytenpolstern zu erfassen.

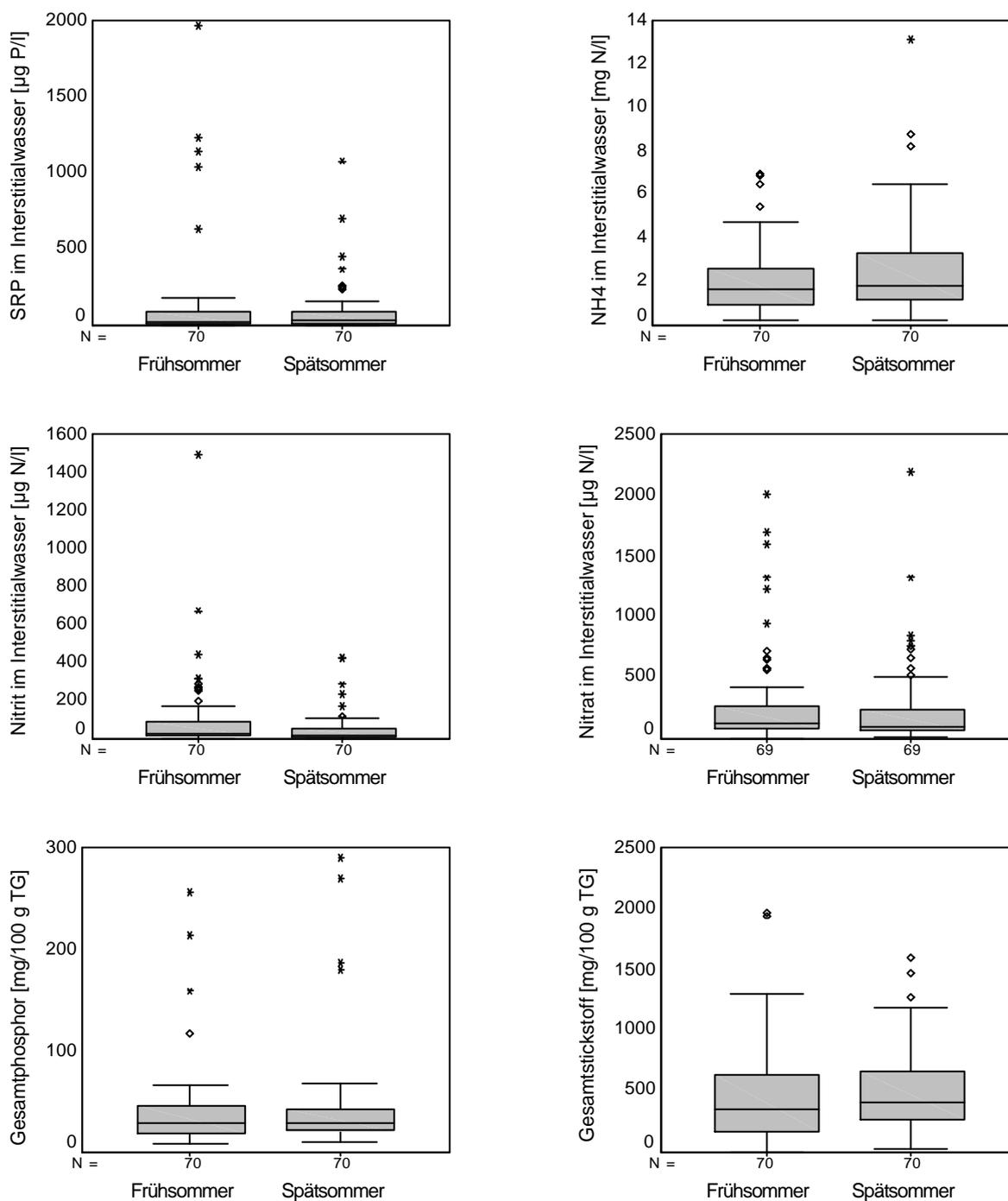


Abb. 6: Unterschiede im Sedimentchemismus zwischen Frühsummer und Spätsommer

	SRP [ $\mu\text{g P/l}$ ]	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> [ $\text{mg N/l}$ ]	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> [ $\mu\text{g N/l}$ ]	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> [ $\mu\text{g N/l}$ ]	Ges-P [ $\text{mg}/100\text{g TG}$ ]	Ges-N [ $\text{mg}/100\text{g TG}$ ]
<b>Differenz</b>	-38,89	0,51	-47,32	-54,28	3,00	56,35
<b>Standardabw.</b>	156,84	1,55	143,19	241,75	12,85	187,30

Tab. 13: Mittlere Differenz (Frühsummer – Spätsommer) und Standardabweichung der chemischen Daten des Sediments

## 5.2 DER ROTBACH

### 5.2.1 Hydrophysikalische und hydrochemische Analysen

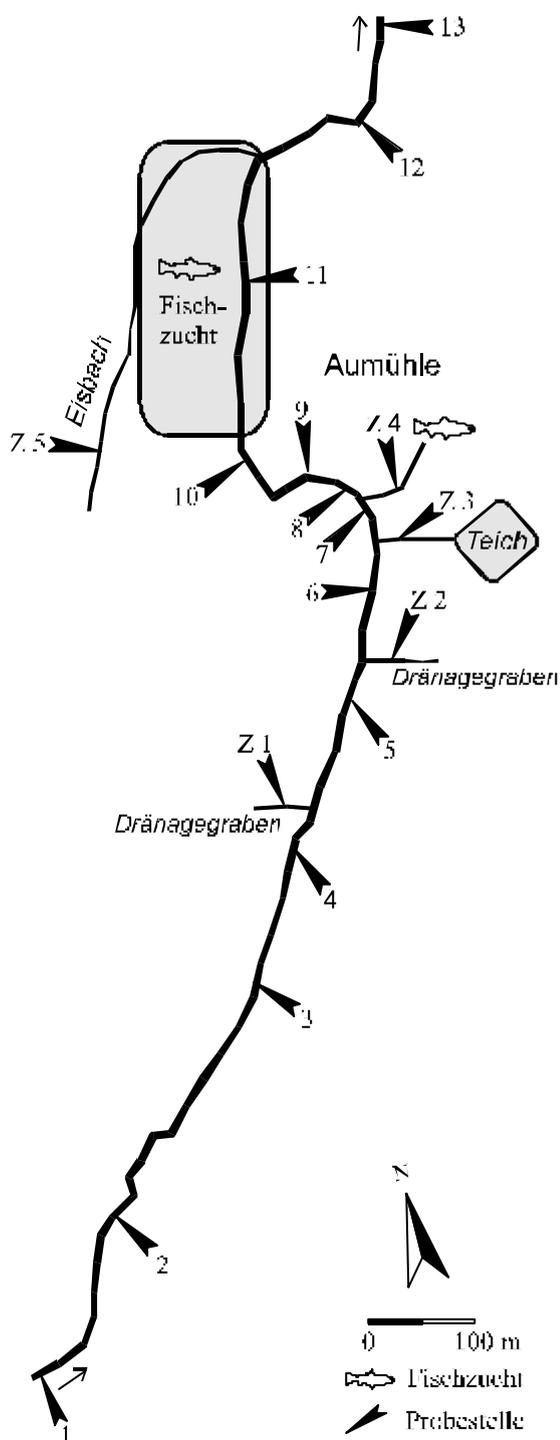


Abb. 7: Die Probestellen im Rotbach

#### Temperatur

Im Quellbereich des Rotbachs wurde ein Temperaturmedian von  $9,5^{\circ}\text{C}$  ermittelt (Abb. 8, oben). Mit zunehmender Entfernung von der Quelle steigt die mittlere Temperatur an. Die anschließende Abnahme im Bereich der Messstellen 7 bis 10 wird vermutlich durch Zutritt von Grundwasser in diesem Bereich verursacht. Der Zufluss des Eisbachs führt zu einem erneuten Anstieg der Temperatur im Gewässer. Erwartungsgemäß weisen auch die beiden Zuflüsse aus den Teichen einen höheren Temperaturmedian auf, ihre Wasserführung ist jedoch zu gering, um den Rotbach messbar zu beeinflussen.

#### Sauerstoff

Der Quellbereich des Rotbachs, in dem sauerstoffarmes Grundwasser zutage tritt, weist mit 70 % Sättigung den niedrigsten Sauerstoffgehalt auf (Abb. 8, Mitte). Bis zur Messstelle 6 kann eine Zunahme auf 90 % Sättigung beobachtet werden, die durch die Einmischung des Luftsauerstoffs und die Photosyntheseaktivität der Makrophyten und des Aufwuchses verursacht wird. Ab Messstelle 7 erfolgt eine kontinuierliche Abnahme des Sauerstoffgehaltes. Da zwischen den Stellen 7 und 10 keine punktuellen Abwassereinleitungen oder ähnliche

Belastungsquellen vorhanden sind, kann zuströmendes sauerstoffarmes Grundwasser als Ursache angenommen werden. Für das weitere Absinken der Sauerstoffsättigung bei Messstelle 11 ist vermutlich die Fischzucht der ausschlaggebende Faktor. Hier wird die Sauerstoffabnahme primär vom Verbrauch durch die Fische verursacht, aber auch die Erwärmung des Wassers durch die Teichwirtschaft trägt zur Sauerstoffabnahme bei (MARKERT 1994). Am Zufluss Z3 konnten aufgrund der sehr geringen Wassertiefe keine Sauerstoffmessungen vorgenommen werden.

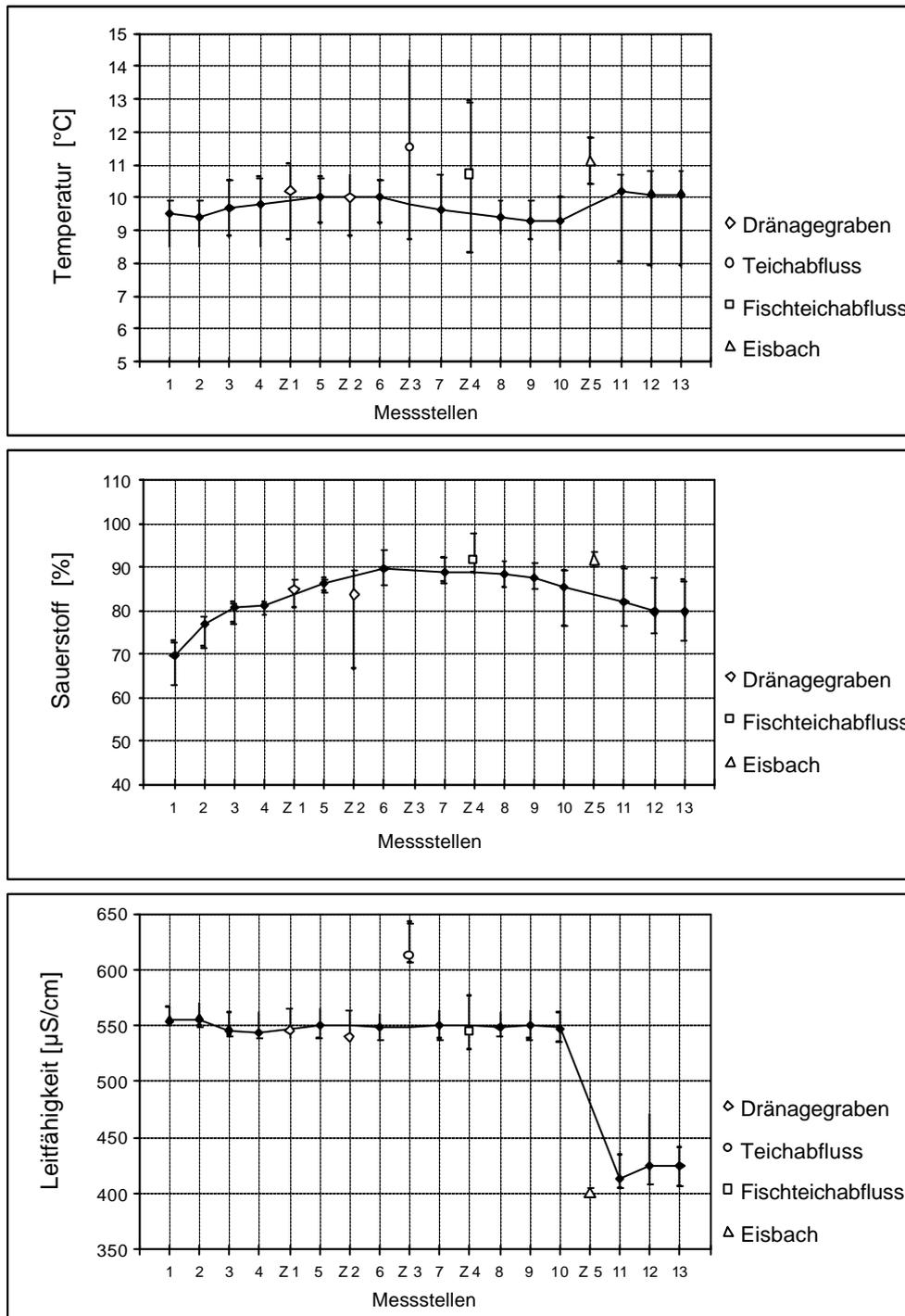


Abb. 8: Temperatur, Sauerstoffsättigung und Leitfähigkeit im Rotbach (dargestellt sind Median, Minimum und Maximum)

### ***Leitfähigkeit***

Die Leitfähigkeit im Rotbach liegt an den Messstellen 1 bis 10 relativ konstant bei 550  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (Abb. 8, u.). Ab Messstelle 11 nimmt sie um ca. 130  $\mu\text{S}/\text{cm}$  ab. Diese Abnahme wird durch den Zusammenfluss von Rotbach und Eisbach verursacht. Letzterer dominiert aufgrund seiner wesentlich höheren Wasserführung ab Messstelle 11 das Gewässer. Der Eisbach wird vom Infiltrationswasser der Isar, das arm an gelösten Stoffen ist, beeinflusst und weist deshalb eine niedrigere Leitfähigkeit auf (MÜLLER 1973). Im Gegensatz dazu wird der Rotbach, in dem deutlich höhere Leitfähigkeitswerte auftreten, von den moränennahen Grundwasserleitern gespeist, die reich an gelösten Stoffen sind. Die Ursache für die stark erhöhte Leitfähigkeit an Z3 konnte nicht abschließend geklärt werden. Der Zufluss zeigt aufgrund seiner geringen Schüttung jedoch keinen messbaren Einfluss auf die Leitfähigkeit im Rotbach.

### ***pH-Wert***

Im Rotbach liegen die Mediane des pH-Wertes zwischen 7,4 und 7,7 (Abb. 9, oben). Die niedrigsten Werte treten im Quellbereich auf. Mit zunehmender Fließstrecke kann ein langsamer Anstieg des pH-Wertes auf 7,7 festgestellt werden. Dies wird zum einen dadurch verursacht, dass  $\text{CO}_2$ -übersättigtes Grundwasser den Überschuss langsam an die Luft abgibt, zum anderen wird durch die Photosyntheseaktivität der grünen Pflanzen dem Gewässer  $\text{CO}_2$  entzogen und dadurch der pH-Wert erhöht. Die Photosyntheseleistung der Algen im Teich ist als Ursache für die höheren pH-Werte an Z3 und Z4 anzunehmen. Aufgrund der geringen Wasserführung dieser Zuflüsse beeinflussen sie den pH-Wert im Rotbach jedoch nicht.

### ***Ammonium***

Bis Messstelle 10 liegen die Ammonium-Konzentrationen im Rotbach unter der Nachweisgrenze von 10  $\mu\text{g N/l}$  (Abb. 9, Mitte). Der sprunghafte Anstieg ab Messstelle 11 zeigt deutlich den Einfluss der Fischzucht auf den Chemismus des Rotbachs. Fische scheiden, je nach Ausnutzung der Nahrung, 50 – 70 % des aufgenommenen Stickstoffs wieder aus, davon 80 % in Form des Ammonium-Ions (MARKERT 1994). In den beiden Teichabflüssen Z3 und Z4 liegen die Ammonium-Konzentrationen deutlich über dem Niveau des Rotbachs. Während an Z4 der Fischbesatz des Teichs als Ursache zu vermuten ist, kann an Z3 eine erhöhte Ammoniumfreisetzung aus organischer Substanz angenommen werden. Im Teich sind aufgrund des sehr dichten Makrophytenbewuchses eutrophe Verhältnisse zu vermuten. Beim Abbau der produzierten Biomasse können große Mengen an Ammonium freigesetzt werden (MELZER & STEINBERG 1983).

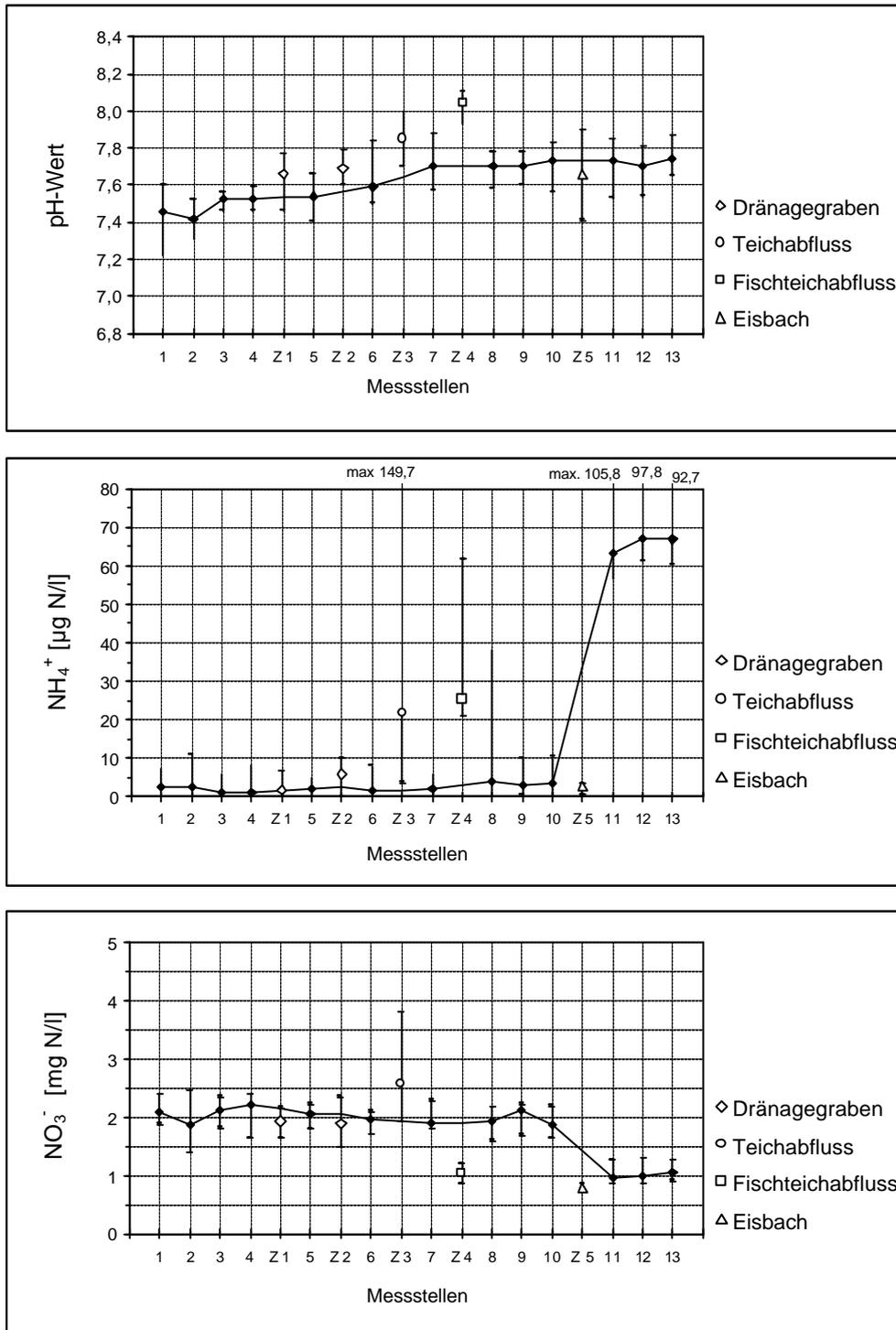


Abb. 9: pH-Wert, Ammonium-N- und Nitrat-N-Konzentration im Rotbach (dargestellt sind Median, Minimum und Maximum)

### Nitrat

Bis Messstelle 10 liegen die NO<sub>3</sub>-N-Konzentrationen im Rotbach konstant bei etwa 2 mg/l (Abb. 9, unten). Auffällig ist die sprunghafte Abnahme des Nitratgehalts ab Messstelle 11 in der Fischzucht Aumühle. Die Absenkung der Nitratkonzentration auf 1 mg N/l ist auf einen

Verdünnungseffekt durch den wasserreichen und wenig nitratführenden Eisbach (Z5) zurückzuführen. Der durch das Filtrationswasser der Isar beeinflusste Eisbach weist eine Nitratkonzentration von nur 0,8 mg N/l auf. Die Zuflüsse Z3 und Z4 führen trotz deutlich höherer bzw. niedrigerer Nitrat-Gehalte zu keinen messbaren Veränderungen der Konzentration im Rotbach.

**SRP**

Nach einem geringfügig höheren Wert im Quellbereich bleibt die SRP-Konzentration im Rotbach bis zu Messstelle 8 unterhalb der Nachweisgrenze von 5 µg P/l (Abb. 10, oben). An den Stellen 9 und 10 erreicht der Median die Nachweisgrenze, ab Messstelle 11 steigt die Konzentration auf Werte um 15 µg P/l an. An dieser Stelle ist ebenso wie am Zufluss Z4 die Nutzung als Fischzuchtanlage für den Konzentrationsanstieg verantwortlich. Da der Phosphor-Anteil in den meisten Futtermitteln für Forellen zu hoch ist, wird er größtenteils nicht genutzt und in gelöster Form wieder ausgeschieden (MARKERT 1994).

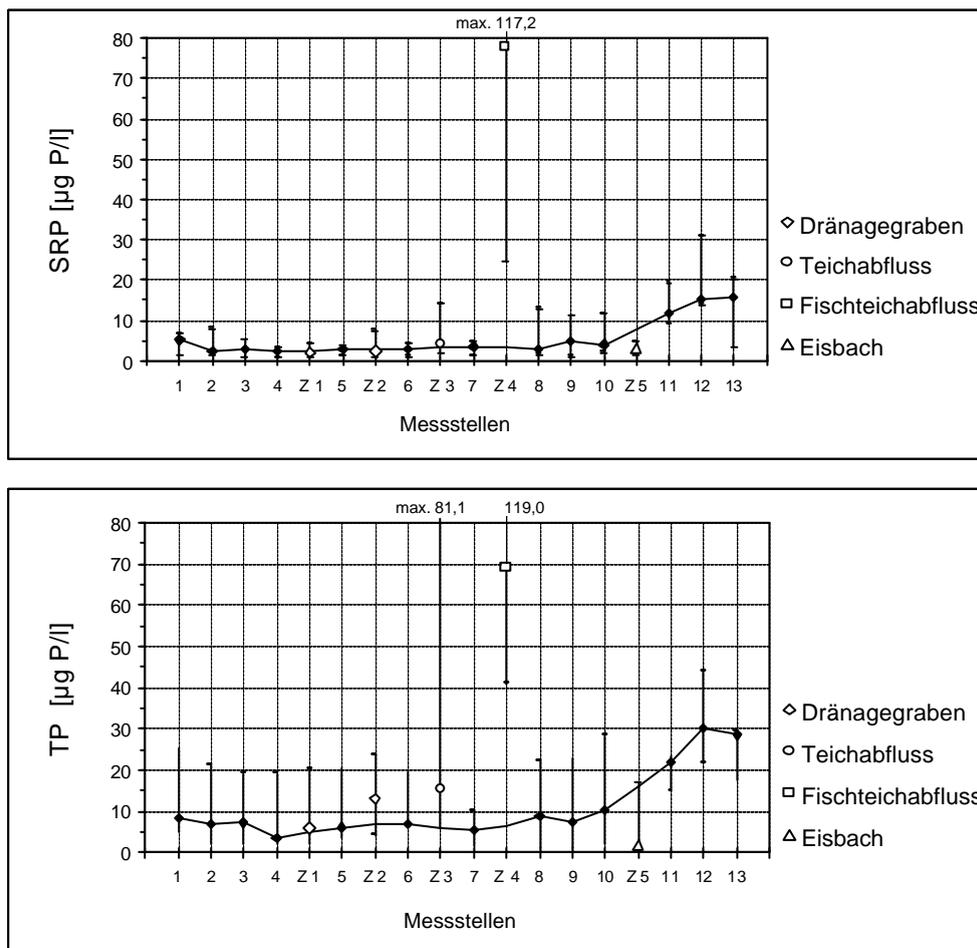


Abb. 10: SRP- und Gesamtphosphor-Konzentration im Rotbach (dargestellt sind Median, Minimum und Maximum)

## **Gesamtphosphor**

Mit einem Median unterhalb von 10 µg P/l weist der Oberlauf des Rotbachs sehr niedrige Gesamt-P-Konzentrationen auf (Abb. 10, unten). Erst ab Messstelle 11 ist ein deutlicher Anstieg bemerkbar, der von der Fischzuchtanlage verursacht wird (MARKERT 1994).

Insbesondere der Abfluss des Fischteiches Z4 weist sehr hohe Gesamt-P-Konzentrationen auf. Jedoch konnten auch am Zufluss aus dem ungenutzten Teich Z3 teilweise stark erhöhte Werte gemessen werden. Während die hohen Gehalte an Z4 mit großer Sicherheit durch den Fischbesatz verursacht werden, sind sie an Z3 vermutlich auf die vermehrte Phytoplanktonproduktion im Teich zurückzuführen.

## **5.2.2 Makrophytenkartierung**

### **5.2.2.1 Artenliste**

#### **Spermatophyta**

*Agrostis stolonifera*, agg. L.  
*Berula erecta* (HUDSON) COVILLE  
*Caltha palustris* L.  
*Carex elata* ALLIONI  
*Carex rostrata* STOKES  
*Elodea canadensis* RICHARD-MICHAUX  
*Eupatorium cannabinum* L.  
*Groenlandia densa* (L.) FOURREAU  
*Juncus articulatus* L. em. RICHTER  
*Juncus subnodulosus* SCHRANK  
*Mentha aquatica* L.  
*Myosotis palustris* L. em. REICHENBACH  
*Nasturtium officinale* R.BRAUN  
*Phragmites australis* (CAV.) TRIN. ex STEUD.  
*Potamogeton coloratus* HORNEMANN  
*Ranunculus trichophyllus* CHAIX  
*Veronica anagallis-aquatica* L.  
*Veronica beccabunga* L.  
*Zannichellia palustris* L.

#### **Bryophyta**

*Drepanocladus revolvens* (SW.) WARNST.  
*Fontinalis antipyretica* HEDW.  
*Leptodictyum riparium* (HEDW.) WARNST.  
*Scorpidium scorpioides* (HEDW.) LIMPR.

#### **Charales**

*Chara hispida* L. (HARTMAN)  
*Chara intermedia* A.BRAUN  
*Nitella opaca* (BRUZELIUS) AGARDH

### **5.2.2.2 Verbreitungskarte**

Von den Vertretern der Bryophyta wurde nur die Art *Fontinalis antipyretica* gesondert kartiert. Alle weiteren Arten wurden zur Gruppe der „übrigen Bryophyta“ zusammengefasst.

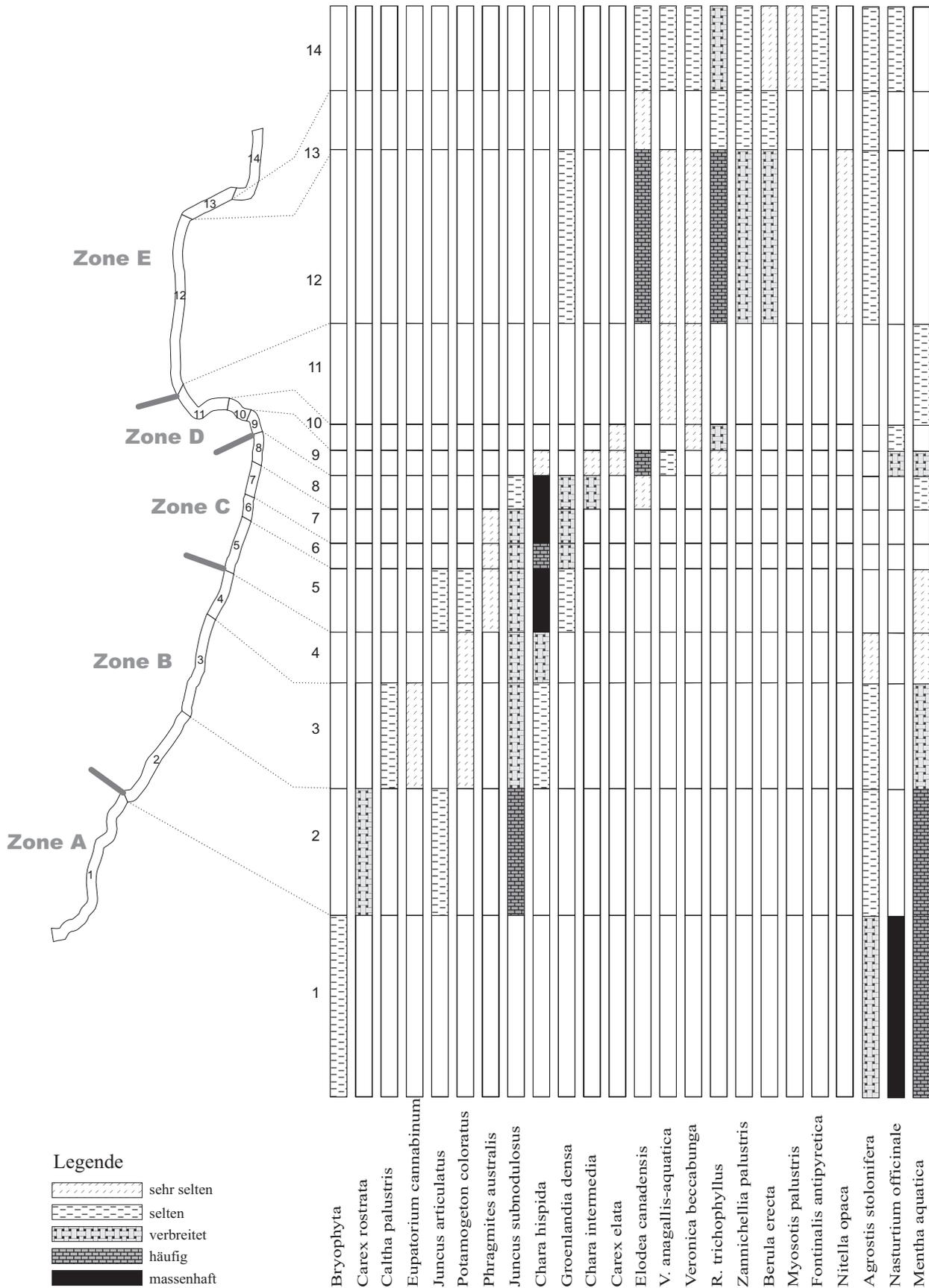


Abb. 11: Die Verbreitung submerser Makrophyten im Rotbach

### 5.2.2.3 Charakterisierung der Kartierabschnitte

Die Kartierung des Rotbachs erfolgte vom Ursprung des Gewässers bis zum Ende der Ortschaft Aumühle. Die Quelle liegt an der Verbindungsstraße von Aumühle nach Puppling innerhalb des dort standorttypischen Pfeifengras-Kiefernwaldes. Innerhalb des Quellkomplexes befinden sich zahlreiche Grundwasseraustritte. Der Kartierabschnitt 1 ist gekennzeichnet durch starke Beschattung, niedrigen Wasserstand (20 - 30 cm) und kiesiges Sediment. Im Bachlauf war sehr viel Totholz zu finden, das auffällig mit fädigen Grünalgen bewachsen war. In diesem Abschnitt gedeihen ausschließlich die amphibischen Arten *Mentha aquatica*, *Nasturtium officinale* und *Agrostis stolonifera* in submerser Form (Abb. 11). Darüber hinaus besiedeln verschiedene Arten submerser Moose das kiesige Substrat.

Abschnitt 2 ist immer noch durch einen niedrigen Wasserstand gekennzeichnet, vereinzelt treten jedoch Rinnen mit bis zu 40 cm Tiefe auf. Schlammige Sedimente am Bachrand sind dicht mit *Juncus subnodulosus* bewachsen. *Nasturtium officinale* ist nicht mehr anzutreffen, dagegen tritt in der Nähe einer Furt, an der ein Waldweg den Bach kreuzt, verstärkt *Carex rostrata* auf.

Im darauffolgenden Abschnitt 3 wird der Kiefernwald am rechten Ufer von einer extensiv genutzten Viehweide abgelöst. Trotz der extensiven Nutzung ist ein Einfluss auf die Bachvegetation erkennbar. Unterhalb der Weide treten *Caltha palustris*, *Eupatorium cannabinum* und vermehrt Grünalgeschwaden auf.

Ab Abschnitt 4 nimmt die Wassertiefe auf durchschnittlich 40 cm zu. Die Bachsohle besteht aus schlammigem Sediment. Der Wald wird lichter was zu einer verringerten Beschattung des Bachlaufes führt. Hier gedeiht zum ersten Mal *Chara hispida* im Gewässer, *Mentha aquatica* und *Agrostis stolonifera* treten nur noch „sehr selten“ auf.

Die folgenden Abschnitte 5 bis 8 zeigen weitgehend ähnliche Charakteristika. Das schlammige Sediment erreicht zum Teil eine Mächtigkeit von 80 cm. Die Fließgeschwindigkeit kann als träge bis langsam fließend eingestuft werden. Nur in Rinnen, die eine Tiefe von ca. 1 m aufweisen, erhöht sich die Strömungsgeschwindigkeit, steigt aber nicht über 30 cm/s. Beschattendes Gehölz ist nur auf der nordwestlichen Uferseite des Baches vorhanden, an die südöstliche Seite grenzt eine nicht mehr genutzte Streuwiese mit lockeren *Cladium mariscus*- und *Phragmites australis*-Beständen. Beidseitig münden offene Drainagegräben in den Bach. Da das Umland schon seit über 20 Jahren nicht mehr bewirtschaftet wird (mündl. Mitteilung eines Anwohners), werden die Dräne jedoch nicht mehr gepflegt und sind daher zum größten Teil zugewachsen. In diesen Bachabschnitten

dominiert *Chara hispida* begleitet von *Groenlandia densa* und *Juncus subnodulosus*. Erwähnenswert ist das Auftreten von *Potamogeton coloratus* im Kartierabschnitt 5, der den einzigen bedeutenden Standort dieser Art im Landkreis Wolfratshausen darstellt (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN 1997). Im Kartierabschnitt 8 tritt eng verzahnt mit *Chara hispida* auch *Chara intermedia* auf.

Im Abschnitt 9 erreicht der Bach die Ortschaft Aumühle. Hier nimmt die Beschattung durch uferbegleitendes Gehölz zu. An der linken Uferseite befindet sich eine artenreiche Streuwiese, auf der rechten Seite grenzt ein Privatgarten an den Bach. Kurz hintereinander münden zwei Abflüsse aus privaten Teichen in den Rotbach. Das Sediment weist wieder kiesige Stellen auf, in der schlammigen Feinsedimentauflage kommen verfestigte Bereiche vor. Auch die Vegetation im Bach zeigt charakteristische Veränderungen. Die Characeen treten schlagartig zurück. Stattdessen ist *Elodea canadensis* „häufig“ vertreten und zwei Arten aus dem Quellbereich - *Mentha aquatica* und *Nasturtium officinale* - tauchen wieder auf. Am Ende des Abschnitts 9 ändert der Bach seine Laufrichtung. In der strömungsberuhigten Innenkurve wächst auf Feinsedimentablagerungen *Elodea canadensis*, die jedoch im Sommer des Untersuchungszeitraumes stark durch Entenfraß geschädigt war.

Im Abschnitt 10 wird der Bach flacher. Die Fließgeschwindigkeit steigt auf 40 cm/s. Feinsediment ist nur noch am strömungsberuhigten Rand zu finden, in der Bachmitte herrscht kiesiges Sediment vor. *Elodea canadensis* kann nicht mehr nachgewiesen werden, dagegen tritt *Ranunculus trichophyllus* verstärkt auf.

Im Abschnitt 11 weitet sich das Bachbett etwas, was zu einer reduzierten Fließgeschwindigkeit und schlammigen Sedimentablagerungen führt. In dem fast vegetationslosen Abschnitt tritt nur vereinzelt *Mentha aquatica* auf. Hier nimmt zwar die Beschattung wieder zu, was die Ursache für den spärlichen Makrophytenbewuchs sein kann, jedoch nistete in diesem Bereich auch ein Entenpärchen, das durch Beweidung sicher ebenfalls zur Reduktion des Makrophytenbestandes beitrug.

Am Ende des Abschnitts 11 unterquert der Bach die Dorfstraße und fließt in die „Forellenzuchtanlage Aumühle“. Der Rotbach wird durch mehrere Fischteiche geleitet und mischt sich hier mit dem Wasser des Eisbachs, das ebenfalls in die Fischzuchtanlage eingespeist wird. Innerhalb der Fischzuchtanlage existieren zahlreiche Kanäle, in denen das Wasser gesammelt und abgeleitet wird. Der Beginn des Kartierabschnitts 12 stellt die direkte Verlängerung des Rotbachs dar. Die Strömung im Kanal ist träge und es gibt kaum beschattende Gehölze. Entsprechend zeigt der Kanal einen dichten Makrophytenbewuchs.

Hier befindet sich der einzige Standort von *Nitella opaca* im Rotbach, die vergesellschaftet mit *Elodea canadensis*, *Ranunculus trichophyllus* und *Berula erecta* vorkommt. In dem Kanal, in dem sich die Abflüsse aus den Teichen sammeln, herrschen eine schnelle Fließgeschwindigkeit und kiesiges Sediment vor. Hier tritt zum ersten Mal *Zannichellia palustris* auf und bildet zusammen mit *Ranunculus trichophyllus* und *Berula erecta* das Bewuchsbild. Die Vegetation der vom Wasser des Rotbachs beeinflussten Kanäle wurde innerhalb der Fischzucht zusammenfassend kartiert.

Nach Verlassen der Fischzuchtanlage im Abschnitt 13 weist der Bach aufgrund starker Beschattung nur spärlichen Makrophytenbewuchs auf. In der schnellen Strömung gedeiht *Zannichellia palustris* vergesellschaftet mit *Berula erecta* und *Ranunculus trichophyllus*. Auffällig waren die vielen Kriebelmückenlarven am Sediment und an den Makrophyten.

Im Abschnitt 14 kann sich in der schnell fließenden Strömung *Fontinalis antipyretica* etablieren. In etwas strömungsberuhigten Bereichen siedelt eine ähnliche Vegetation wie im vorhergehenden Abschnitt. Zusätzlich treten *Veronica anagallis-aquatica* und *Veronica beccabunga* auf. Auffällig waren Ansammlungen von Müll im Gewässer.

### 5.2.3 Zonierung des Gewässers

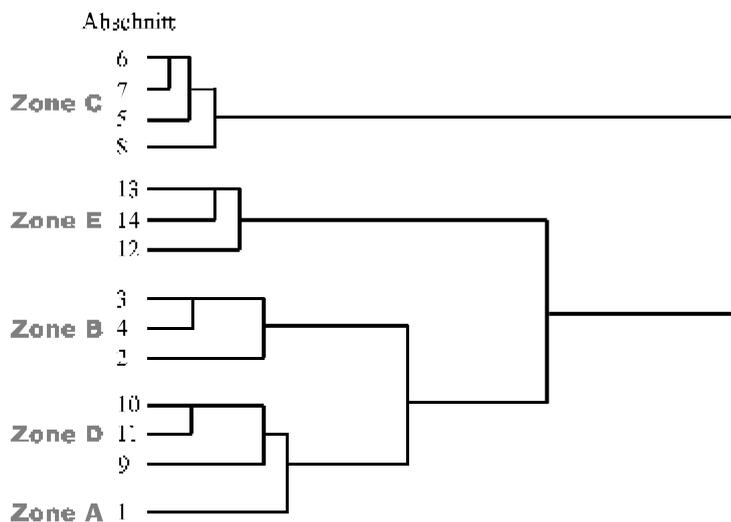


Abb. 12: Dendrogramm der Makrophytenkartierung des Rotbachs

Aus den Daten der Makrophytenkartierung können fünf eindeutig voneinander abgrenzbare Cluster gebildet werden.

Die Quellregion des Rotbachs wird aufgrund des „massenhaften“ Auftretens von *Nasturtium officinale* sowie des Vorkommens der „übrigen Bryophyta“, die ausschließlich in diesem Abschnitt auftreten, als eigenständiger „Cluster“ ausgewiesen (Zone A). In den

Abschnitten 2 bis 4, die die Zone B bilden, wird das Vegetationsbild von *Juncus subnodulosus* und *Mentha aquatica* geprägt. Auch *Agrostis stolonifera* tritt in allen drei Abschnitten auf. Die Kartierabschnitte 5 bis 8 werden eindeutig von *Chara hispida* dominiert,

aber auch *Groenlandia densa* und *Juncus subnodulosus* treten in allen vier Abschnitten auf und verursachen daher die Zusammenfassung zur Zone C. Aufgrund der ihnen gemeinsamen relativ spärlichen Vegetation werden die Abschnitte 9 bis 11 als Zone D ausgewiesen. In den Abschnitten 12 bis 14 (Zone E) dominieren *Elodea canadensis*, *Ranunculus trichophyllus*, *Zannichellia palustris* und *Berula erecta*, aber auch *Agrostis stolonifera* tritt in allen drei Abschnitten dieser Zone auf.

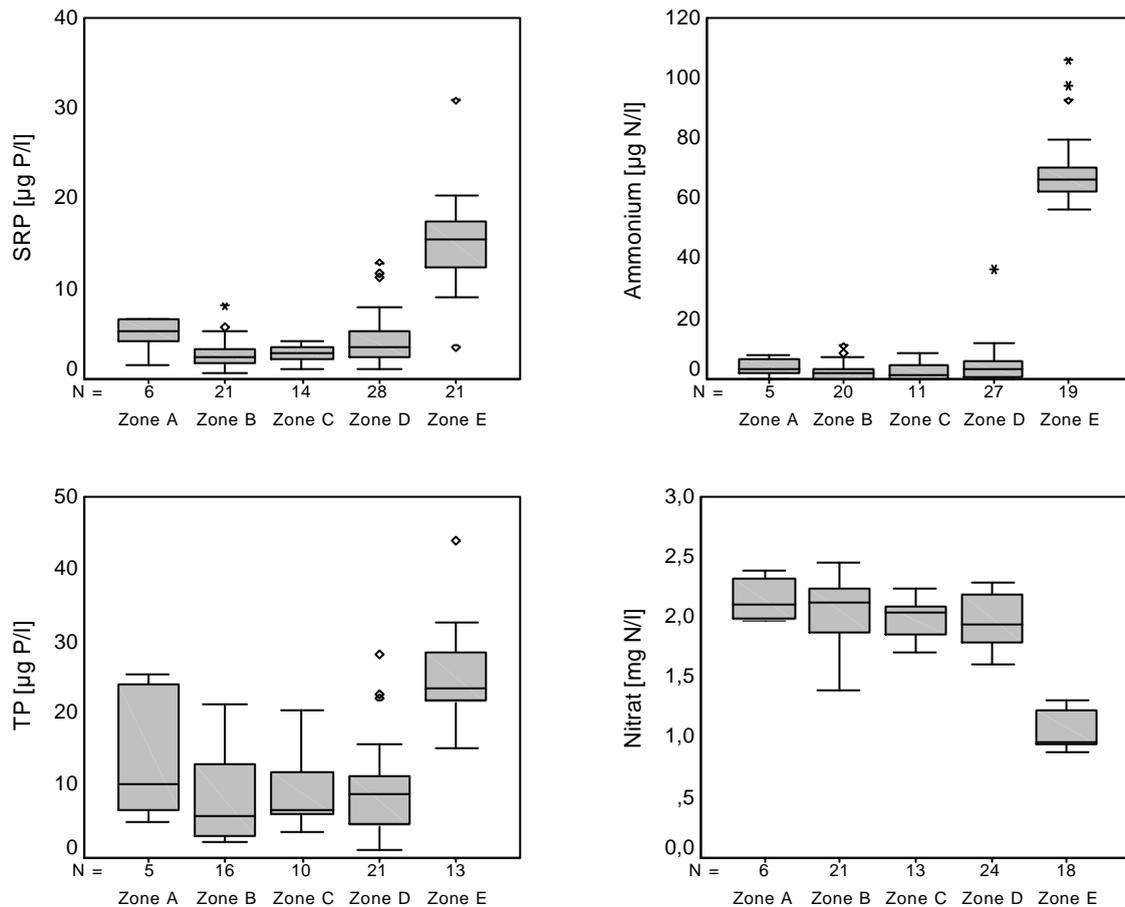


Abb. 13: Nährstoffkonzentrationen in den Zonen des Rotbachs

Um festzustellen, ob sich die floristischen Zonen des Rotbachs in ihren Nährstoffkonzentrationen unterscheiden und ob dies Rückschlüsse auf die Ursachen der Vegetationsveränderungen zulässt, wurden die Werte der wasser- und sedimentchemischen Analysen in den fünf Zonen zusammengefasst und einander gegenübergestellt (Abb. 13 und 14). Mittels des Kruskal-Wallis-Tests kann für jeden der vier gemessenen Nährstoffparameter im freien Wasserkörper ein globaler signifikanter Unterschied nachgewiesen werden. Beim paarweisen Vergleich der Zonen untereinander mit Hilfe des Mann-Whitney-U-Tests wird die eindeutige Abtrennung der Zone E deutlich. Sie unterscheidet sich in allen gemessenen

Parametern signifikant von allen anderen Zonen. Die einzige Ausnahme bildet der Vergleich der Zone A mit Zone E beim Parameter Gesamt-Phosphor. Die übrigen Zonen A bis D unterscheiden sich unter Berücksichtigung des Problems des multiplen Testens in den wasserchemischen Parametern nicht signifikant voneinander.

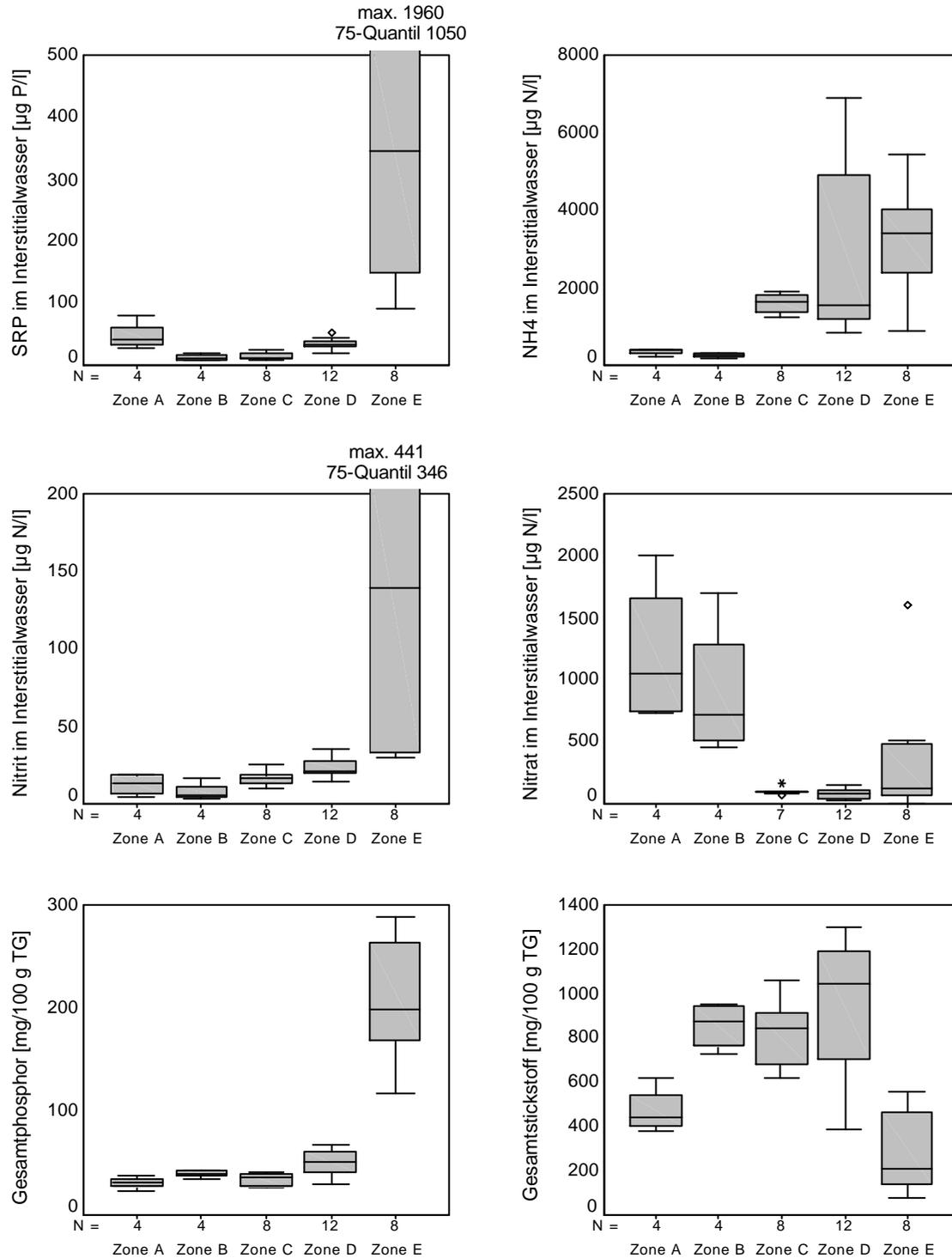


Abb. 14: Nährstoffkonzentrationen im Sediment der Zonen des Rotbachs

Mit Hilfe der chemischen Parameter des Sediments, vor allem der SRP-Konzentration des Interstitialwassers, ist eine weitere Differenzierung der Zonen im Rotbach möglich. Wie schon im freien Wasserkörper, unterscheidet sich Zone E auch in der SRP-Konzentration des Interstitialwassers signifikant von allen anderen Zonen. Darüber hinaus kann Zone A aufgrund einer signifikant höheren SRP-Konzentration im Interstitialwasser von Zone C unterschieden werden. Trotz eines p-Wertes von 0,021 kann Zone A unter Berücksichtigung des Problems des multiplen Testens nicht signifikant von Zone B abgetrennt werden. Im weiteren Verlauf des Gewässers steigt die SRP-Konzentration im Interstitialwasser erneut an, die Messwerte in Zone B sowie in Zone C sind signifikant niedriger als in Zone D. Mit Hilfe der SRP-Konzentration im Interstitialwasser lässt sich also das Bild einer leicht erhöhten Phosphor-Belastung im Quellbereich (Zone A), sehr niedrigen Konzentrationen in den Zonen B und C, einem leichten Anstieg in Zone D und einer eindeutig höheren Konzentration in Zone E zeichnen.

Auch im Gesamtphosphor-Gehalt des Sediments deutet sich eine leichte Erhöhung in Zone D gegenüber den bachaufwärts liegenden Bereichen an. Beim Vergleich der Zonen A bis D mit Hilfe des Kruskal-Wallis-Tests kann dieser Unterschied signifikant nachgewiesen werden. Trotz eines p-Wertes von 0,007 kann die Differenz der Gesamt-P-Konzentrationen zwischen Zone C und D jedoch nicht als signifikant bezeichnet werden, da das Problem des multiplen Testens berücksichtigt werden muss. Im Unterschied zur SRP-Konzentration des Interstitialwassers deutet sich beim Gesamtphosphor im Sediment keine höhere Belastung im direkten Quellbereich des Rotbachs an.

Die gemessenen Stickstoff-Parameter im Sediment lassen keine weitere Differenzierung der Zonen zu. Die Nitratkonzentrationen im Interstitialwasser zeigen eine im Gewässerverlauf abnehmende Tendenz (Spearman-Korrelationskoeffizient = -0,446,  $p = 0,007$ ), jedoch können nur die Unterschiede zwischen Zone A und D sowie zwischen Zone B und D als statistisch signifikant bezeichnet werden. Genau entgegengesetzt verläuft die Ammonium-Konzentration im Interstitialwasser, die mit zunehmender Fließstrecke ansteigt (Spearman-Korrelationskoeffizient = 0,671,  $p < 0,001$ ). Auch hier unterscheiden sich jedoch nur die Zonen A und D sowie B und D statistisch signifikant voneinander. Die Nitrit-Konzentration im Porenwasser des Sediments zeichnet ein anderes Bild. Zone E unterscheidet sich durch signifikant höhere Konzentrationen von allen anderen Zonen, aber auch der Anstieg von Zone B zu Zone D kann als statistisch signifikant bezeichnet werden. Der Verlauf der Nitrit-Konzentration im Interstitialwasser ähnelt daher dem der SRP-Konzentration (Spearman-Korrelationskoeffizient = 0,726,  $p < 0,001$ ). In der Gesamt-Stickstoff-Konzentration des Sediments lassen

sich kaum relevante Unterschiede feststellen. Die etwas niedrigeren Anteile in Zone A und E lassen sich mit dem höheren Kiesanteil der dort entnommenen Sedimentproben erklären.

Die floristischen Zonen weisen keine signifikanten Unterschiede in der Beschattung des Gewässerlaufes auf. Im Unterschied dazu zeigt der Chi-Quadrat-Test für den Parameter „Fließgeschwindigkeit“ einen globalen Unterschied an. Aufgrund der sehr geringen Datenmenge (pro Abschnitt existiert nur ein Wert für die Beschattungsverhältnisse) und unter Berücksichtigung des Problems des multiplen Testens können beim paarweisen Vergleich der Zonen jedoch keine signifikanten Unterschiede ermittelt werden. Es deutet sich jedoch in Zone E eine gegenüber den übrigen Zonen erhöhte Fließgeschwindigkeit an.

### 5.3 DIE SEMPT

#### 5.3.1 Hydrophysikalische und hydrochemische Analysen

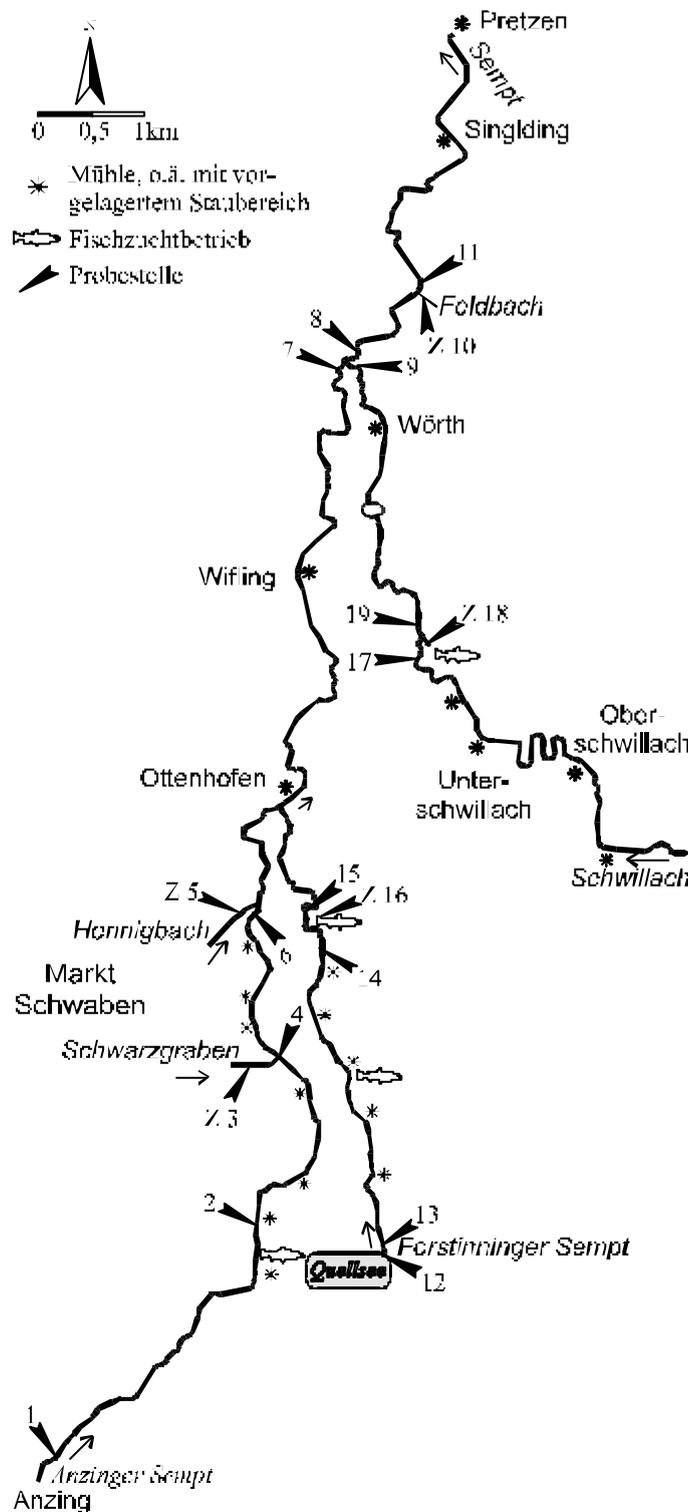


Abb. 15: Die Probestellen in der Sempt und ihren Zuflüssen

#### Temperatur

Die mittlere Temperatur während des Untersuchungszeitraumes lag in der Sempt und ihren Quellbächen durchschnittlich zwischen 12 und 14°C, in der Schwillach knapp über 10°C (Abb. 16, oben). Mit Temperaturmaxima von 17°C liegt die Sempt exakt an der Grenze zwischen sommerkalten und sommerwarmen Fließgewässern (SCHWOERBEL 1999).

In den Quellbächen spielt vor allem der Zustrom gleichmäßig temperierten Grundwassers eine große Rolle, der eine weitere Erwärmung des Wasserkörpers während der Sommermonate verhindert. Stärkere Schwankungen und höhere Durchschnittstemperaturen zeigen die in die Sempt entwässernden Bäche (Probestellen 5 und 10) und die Anzinger Sempt an der Messstelle 1. In diesen flachen und über weite Strecken der direkten Sonneneinstrahlung ausgesetzten Gewässern führt das eingestrahelte Licht zu einer deutlichen Erwärmung.

Der hohe Temperaturmedian an der Stelle 12 wird durch den Quellsee verursacht. Über den Ablauf, der die Sempt speist, wird das im Epilimnion

des Sees erwärmte Wasser abgeführt. Im sich anschließenden Bachbett strömt vergleichsweise kaltes Grundwasser zu, das zwischen den Messstellen 12 und 13 für eine Abkühlung um mehr als 1°C sorgt, obwohl die beiden Messpunkte nur 100 Meter voneinander entfernt liegen. Eine Ausnahme stellt der Messpunkt 2 mit einer geringen Amplitude aber einem vergleichsweise hohen Median dar. Als Ursachen kommen die Beschränkung auf nur vier Messungen sowie die flussaufwärts gelegene Fischzucht Köppelmühle in Frage. Fischzuchtanlagen können zu einer Erhöhung der Temperatur im Gewässer führen (MARKERT 1994).

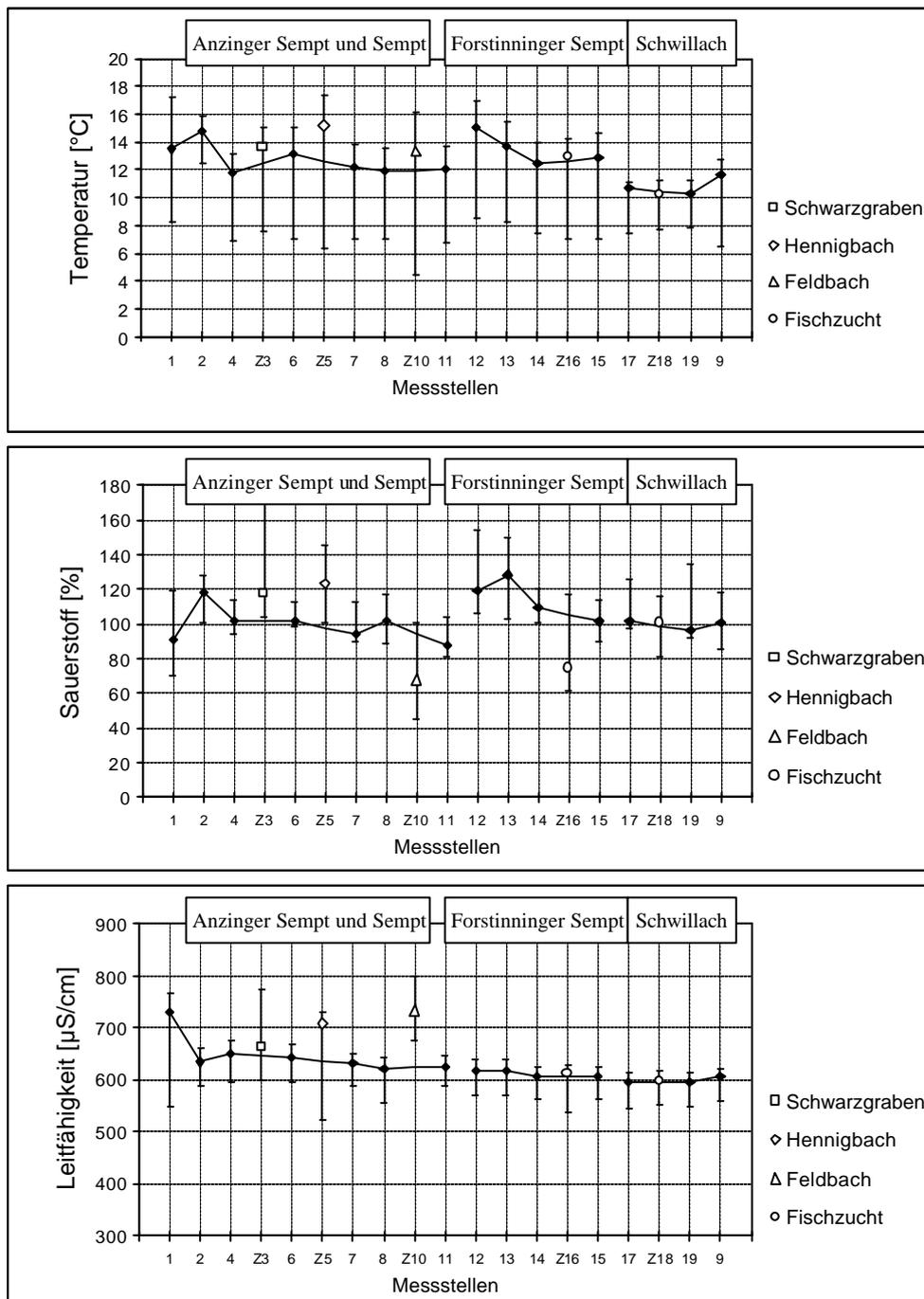


Abb. 16: Temperatur, Sauerstoffsättigung und Leitfähigkeit in der Sempt und ihren Zuflüssen (dargestellt sind Median, Minimum und Maximum)

---

### *Sauerstoff*

In den untersuchten Gewässern liegt der Median der Sauerstoffsättigung meist etwas über 100% (Abb. 16, Mitte). Die ermittelten Schwankungen bewegen sich im Bereich von 40%. Höhere Sauerstoffsättigungen bis zu 170% sind in den Zuflüssen (Stellen 3 und 5) zu verzeichnen. In diesen Bächen findet aufgrund der starken Sonneneinstrahlung und des dichten Makrophytenbestandes tagsüber eine hohe O<sub>2</sub>-Produktion statt. Die hohen Sättigungen an den Probestellen 12 und 13 im Forstinninger Quellgebiet sind auf die O<sub>2</sub>-Produktion des Phytoplanktons und der Makrophyten im See zurückzuführen.

Entgegengesetzte Verhältnisse herrschen an den Probestellen 10 und 16. Durch den sauerstoffzehrenden Abbau organischer Substanz aus Abwässern bzw. aus der Fischzucht kommt es zu einer zeitweisen Untersättigung mit Werten bis unter 50%. Im Feldbach fehlen zudem submerse Makrophyten, die für eine Sauerstoffproduktion sorgen könnten. In beiden Fällen ist an den unmittelbar folgenden Probestellen in der Sempt eine leichte Verringerung des Sauerstoffgehaltes durch die genannten Zuflüsse erkennbar.

### *Leitfähigkeit*

Der Median der Leitfähigkeit liegt in den untersuchten Gewässern größtenteils im Bereich von 600 bis 650 µS/cm (Abb. 16, unten). Der hohe Median und die großen Schwankungen an der Probestelle 1 sind auf ein Regenauffangbecken in Anzing zurückzuführen. Das dort gesammelte und mit Ionen angereicherte Oberflächenwasser wird in zeitlich schwankenden Mengen in die Sempt eingeleitet (KUNZE 1998). Hohe Werte und starke Schwankungen zeigen ebenfalls die kleinen Zuleiter zur Sempt (Probestellen 3, 5 und 10). Verantwortlich sind hierfür die hohen Nährstofffrachten sowie die allgemein geringe und stark wechselnde Wasserführung, die zu Konzentrationsschwankungen führt.

### *pH-Wert*

Die untersuchten Gewässer weisen pH-Werte zwischen 7,4 und 8,3 auf. Deutlich erkennbar ist der Einfluss CO<sub>2</sub>-reichen Grundwassers in den beiden Quellgebieten, der tiefere pH-Werte verursacht. Der Entzug des CO<sub>2</sub> durch autotrophe Organismen führt zu einer Erhöhung des pH-Wertes, der sich insbesondere in makrophytenreichen Gewässern wie dem Schwarzgraben (Messstelle 3) bemerkbar macht. Der im Vergleich zu den Probestellen flussauf- und flussabwärts erhöhte Messwert an der Stelle 2 muss vorsichtig interpretiert werden, da hier während des Untersuchungszeitraums nur vier Messungen durchgeführt werden konnten.

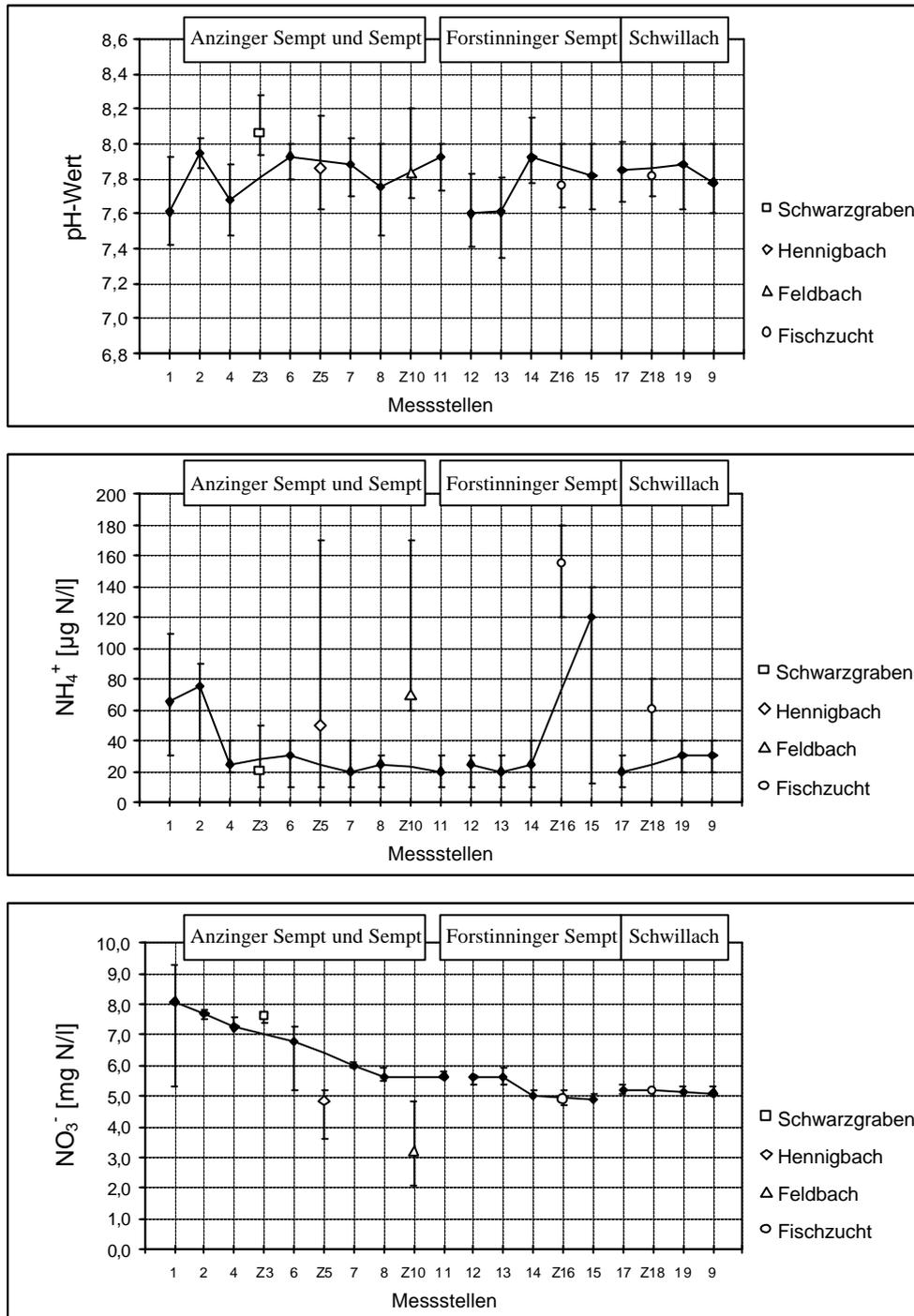


Abb. 17: pH-Wert, Ammonium-N- und Nitrat-N-Konzentration in der Sempt und ihren Zuflüssen (dargestellt sind Median, Minimum und Maximum)

### Ammonium

Im Allgemeinen liegen die Mediane der Ammoniumkonzentrationen in der Sempt und Schwillach im Bereich zwischen 20 und 30  $\mu\text{g N/l}$  (Abb. 17, Mitte). Abweichend davon weisen die Probestellen 1 und 2 höhere Werte auf. Die dort ebenfalls auffälligen hohen Schwankungen könnten auf Einzelereignisse organischer Düngung auf den angrenzenden

Flächen hinweisen. Aber auch der in den Sommermonaten teilweise geringe Abfluss an diesen Stellen kann zu einer Konzentrationserhöhung beitragen (s. a. KUNZE 1998). Vergleichbar hohe Werte und sehr große Schwankungsbreiten sind an den beiden Zuflüssen 5 und 10 zu verzeichnen. Auch an diesen Stellen kommen die teilweise geringe Wasserführung und unregelmäßige organische Belastungen als wahrscheinlichste Ursachen in Frage.

Die höchsten Ammoniumkonzentrationen wurden in der Fischzucht an der Forstinninger Sempt (Probestelle 16) gemessen. Die Werte an der nachfolgenden Messstelle in der Sempt erfahren dadurch eine Erhöhung auf das vierfache der flussaufwärts gemessenen Konzentration. Das Ammonium stammt aus Stoffwechselprodukten der Fische sowie aus Futterresten, die aus den Fischteichen in die Gewässer gelangen (MARKERT 1994). Tatsächlich konnten während der Makrophytenkartierung im Juli unterhalb des Fischzuchtbetriebs ungefressene Futterpellets beobachtet werden. Ein ähnlicher, wenn auch nicht so stark ausgeprägter Effekt ist in der Fischzucht an der Schwillach (Probestelle 18) zu beobachten.

### ***Nitrat***

In der Sempt und ihrem Anzinger Quellbach ist flussabwärts eine konstante Abnahme der Nitratwerte zu beobachten (Abb. 17, unten). Von 8 mg N/l an der Stelle 1 sinkt die Konzentration bis zur Probestelle 11 auf unter 6 mg N/l. In der Forstinninger Sempt und der Schwillach werden Werte zwischen 5 und 6 mg N/l erreicht. Die gemessenen Konzentrationen blieben während des Untersuchungszeitraumes auf einem relativ stabilen Niveau, was auf einen konstanten Zustrom ausgewaschenen Nitrats über das Grundwasser schließen lässt. Lediglich an den Stellen 1 und 6 treten stärkere Schwankungen auf. Das Einzugsgebiet der Anzinger Sempt weist eine intensivere Nutzung als das der Forstinninger Sempt auf (KUNZE 1998). Dies könnte die Ursache für die erhöhten Nitratwerte und auch die stärkeren Schwankungen im Anzinger Quellarm sein. Im Verlauf des Gewässers sorgt das kontinuierlich zufließende Grundwasser für eine Nivellierung der Nitratkonzentrationen auf das Niveau der übrigen Gewässer. Niedrige Werte zeigen die Probestellen 5 und 10. Mit Blick auf die hohen Ammonium- und Phosphorkonzentrationen entspricht dies dem typischen Bild abwasserbelasteter Gewässer (HAMM 1991).

### ***SRP***

Mit Ausnahme der Probestelle 1 schwanken die ermittelten SRP-Werte in der Sempt und ihren Quellbächen im Bereich zwischen 0 und 23 µg P/l (Abb. 18, oben). Die Messstelle 1 liegt mit einem Median von knapp 100 µg/l weit über diesem Niveau. Bedingt wird dies

durch Einträge aus dem Regenrückhaltebecken in Anzing sowie durch diffuse Einträge aus den umliegenden Ackerflächen (KUNZE 1998). Flussabwärts sinken die Werte bis zur Stelle 4 stark ab, im weiteren Verlauf steigen sie auf einen Durchschnittswert von  $15 \mu\text{g P/l}$  an. Der Grund für das anfängliche Absinken in der Anzinger Sempt liegt in der Verdünnung durch das in diesem Bereich zutretende Grundwasser, das im Regelfall wenig gelösten Phosphor mit sich transportiert (MATTHESS 1990). Im Schwarzgraben (Probestelle 3), einem Entwässerungsgraben des Schwabener Moores, der SRP-Werte nahe oder unter der Nachweisgrenze aufweist, wirken die gleichen Faktoren. Für den Anstieg im weiteren Verlauf der Sempt können die kleinen Zuflüsse wie Hennigbach (Stelle 6) und Feldbach (Stelle 10) aber auch die Schwillach verantwortlich gemacht werden. Die kleinen Bäche transportieren anthropogen bedingte Verunreinigungen in Form von Haushaltsabwässern bzw. Phosphor, der über den Oberflächenabfluss aus ihren erosionsgefährdeten Einzugsgebieten eingetragen wurde. So liegt das Maximum des Feldbachs im Mai mit  $350 \mu\text{g P/l}$  weit über den Werten der Sempt. Der Zeitpunkt lässt auf einen verstärkten Eintrag durch Oberflächenabfluss schließen, da zu dieser Zeit die Erosionsgefahr auf Hackfruchtflächen, insbesondere den hier zahlreichen Maisfeldern am größten ist (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992). Im Vergleich zur Sempt weist die Schwillach höhere Durchschnittswerte und höhere Schwankungsbreiten auf. Durch sie erfährt die Sempt an der Stelle 8 eine messbare Erhöhung der SRP-Konzentration.

Ein völlig anderes Bild bietet der Forstinninger Quellarm (Probestellen 12 und 13), in dem Phosphor-Konzentrationen nahe oder unterhalb der Nachweisgrenze gemessen wurden. Im weiteren Verlauf steigen die Werte auf das Niveau der Sempt an. Bemerkenswert ist der Einfluss der Fischzucht (Probestelle 16) auf den SRP-Gehalt der Sempt. Durch die Einleitung erfolgt eine Verdoppelung der Konzentration an gelöstem reaktiven Phosphor.

### ***Gesamtposphor***

Zwischen den ermittelten Gesamtposphor- und SRP-Werten im freien Wasserkörper besteht ein enger Zusammenhang (Spearman-Korrelationskoeffizient = 0,935,  $p < 0,001$ ). Die höchsten Gesamt-P-Konzentrationen sind an der Stelle 1 und in den beiden Zuleitern 5 und 10 zu beobachten (Abb. 18, unten). Von der Stelle 1 bis 4 sinken die Werte bis auf etwa  $10 \mu\text{g P/l}$  ab, um schließlich auf ein Niveau von ca.  $25 \mu\text{g P/l}$  anzusteigen. Mit der Zunahme der Gesamtposphor-Konzentration steigen auch die Schwankungsbreiten zwischen Minimum und Maximum. Im Quellgebiet der Forstinninger Sempt (Stellen 12 und 13) liegen die Werte nur knapp über der Nachweisgrenze. Durch die Einleitung des Fischzuchtbetriebs erfährt auch die nachfolgende Probestelle 15 eine Anhebung der mittleren

Phosphorkonzentration über das durchschnittliche Niveau der Sempt. In der Schwillach liegen die Gesamt-P-Werte bei ca. 30 µg P/l.

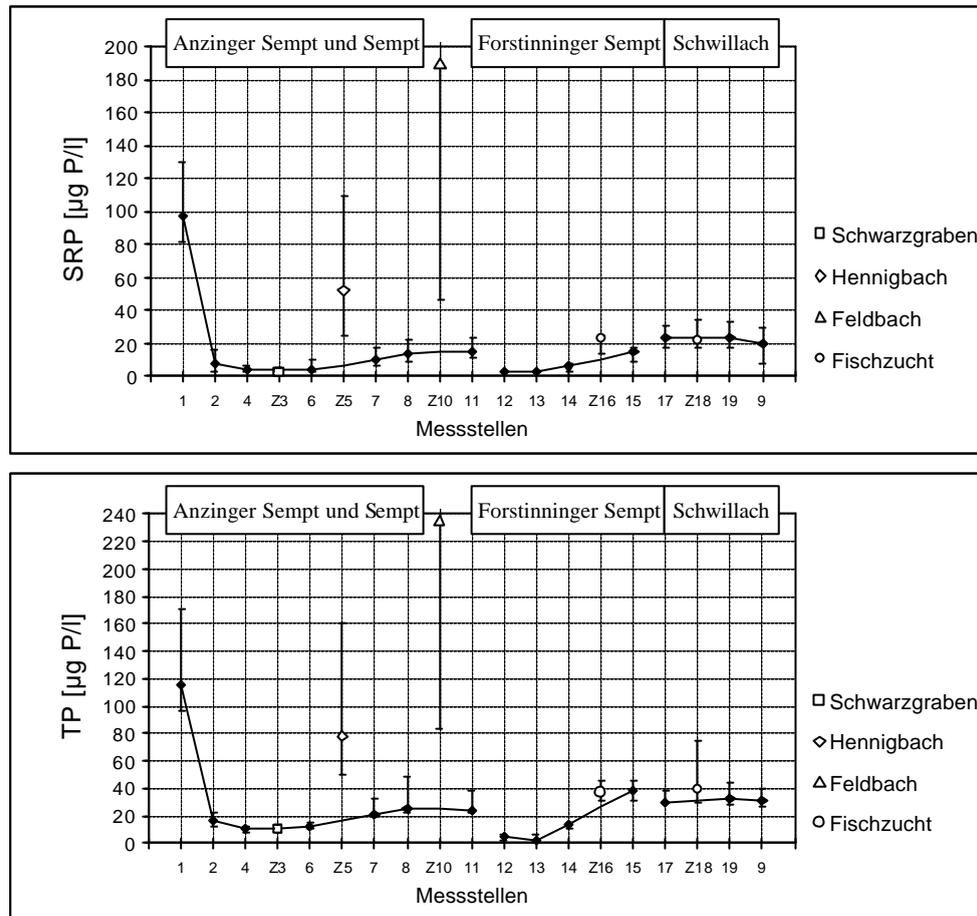


Abb. 18: SRP- und Gesamtphosphor-Konzentration in der Sempt und ihren Zuflüssen (dargestellt sind Median, Minimum und Maximum)

### 5.3.2 Makrophytenkartierung

#### 5.3.2.1 Artenliste

##### Spermatophyta

- |  |   |
|--|---|
| <i>Agrostis stolonifera</i> L.           | <i>Potamogeton obtusifolius</i> MERT. et KOCH |
| <i>Berula erecta</i> (HUDS.) COVILLE     | <i>Ranunculus circinatus</i> SIBTH            |
| <i>Callitriche obtusangula</i> LE GALL   | <i>Ranunculus fluitans</i> LAMK.              |
| <i>Elodea canadensis</i> RICHARD-MICHAUX | <i>Ranunculus trichophyllus</i> CHAIX         |
| <i>Groenlandia densa</i> (L.) FOURREAU   | <i>Ranunculus circinatus x fluitans</i>       |
| <i>Juncus articulatus</i> L. em. RICHTER | <i>Ranunculus fluitans x trichophyllus</i>    |
| <i>Mentha aquatica</i> L.                | <i>Sparganium emersum</i> REHM.               |
| <i>Myriophyllum verticillatum</i> L.     | <i>Veronica anagallis-aquatica</i> L.         |
| <i>Nasturtium officinale</i> R. BR.      | <i>Zannichellia palustris</i> L.              |
| <i>Phalaris arundinacea</i> L.           |   |
| <i>Potamogeton berchtoldii</i> FIEBER    |   |
| <i>Lemna trisulca</i> L.                 |   |
| <i>Potamogeton crispus</i> L.            |   |

##### Bryophyta

- Fontinalis antipyretica* HEDW.

### 5.3.2.2 Verbreitungskarten

Im Zuge der Makrophytenkartierung bereitete die Bestimmung der *Ranunculus*-Taxa Probleme. Insgesamt konnten in den untersuchten Gewässern drei Arten (*Ranunculus circinatus*, *Ranunculus fluitans*, *Ranunculus trichophyllus*) und zwei Bastarde (*Ranunculus circinatus* x *fluitans*, *Ranunculus fluitans* x *trichophyllus*) identifiziert werden.

Die Unterscheidung der reinrassigen Formen von *R. circinatus*, *R. fluitans* und *R. trichophyllus* konnte auch im Gelände relativ eindeutig vorgenommen werden. Bei den Bastardformen gestaltete sich vor allem die Differenzierung der beiden Kreuzungen, aber auch die Abgrenzung gegenüber *R. trichophyllus* und vor allem *R. fluitans* schwierig. Eine eindeutige Unterscheidung der Bastarde von *R. fluitans* ist nur bei blühenden Exemplaren möglich. Die Differenzierung blütenloser Pflanzen aufgrund der Blattausbildung (VOLLRATH & KOHLER 1972) brachte hingegen weniger befriedigende Ergebnisse. Die Bastarde zeigten sich phänotypisch sehr variabel. Zudem kann bei *R. fluitans* im Laufe der Vegetationsperiode die Blattausbildung variieren, so dass sich die Art im Sommer mit kürzeren, oft stärker verzweigten Blättern der Bastardform angleicht (HEGI 1973).

In den untersuchten Gewässern traten die Kreuzungen sehr häufig gemeinsam mit *R. fluitans* aber auch mit *R. trichophyllus* in zum Teil miteinander verwobenen Beständen auf. Eine eindeutige Bestimmung jeder Pflanze war daher nicht möglich. Aus diesem Grund wurden die beiden gefundenen Bastarde zu einer Gruppe zusammengefasst und als „*Ranunculus*-Kreuzungen“ angesprochen.

Die Artunterscheidung innerhalb der Gattung *Callitriche* kann nur bei blühenden Exemplaren mit letzter Sicherheit vorgenommen werden. In den Untersuchungsgewässern konnten alle blühenden Exemplare der Art *Callitriche obtusangula* zugeordnet werden. Da jedoch nicht auszuschließen ist, dass es sich bei der großen Mehrheit nicht-blühender Exemplare teilweise um eine andere Art handelt, wurden alle Funde der Gattung *Callitriche* zu „*Callitriche* spec.“ zusammengefasst.

Aus der Gruppe der Bryophyta wurde nur die Art *Fontinalis antipyretica* aufgenommen.

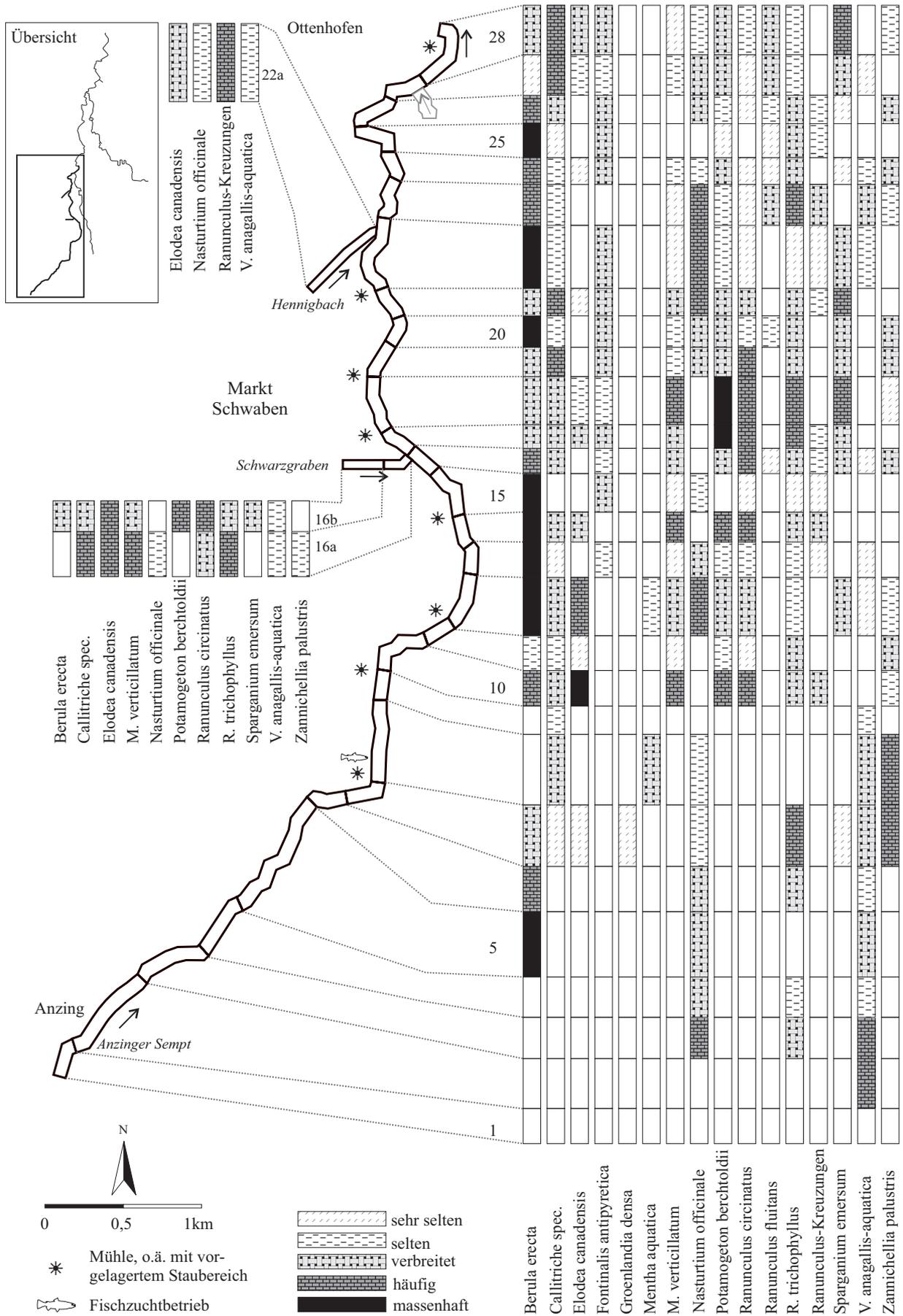


Abb. 19: Die Verbreitung submerser Makrophyten in der Anzinger Sempt

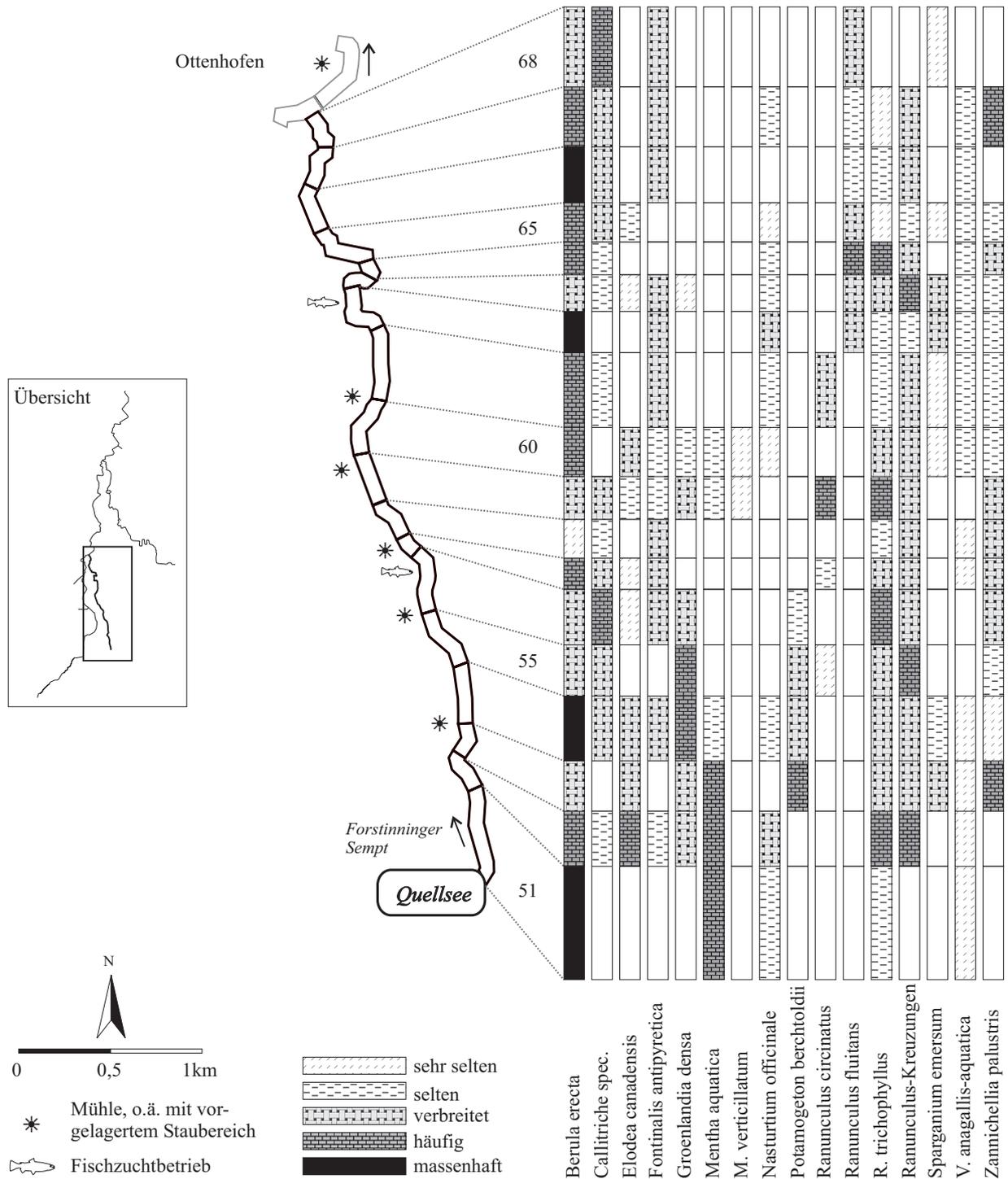


Abb. 20: Die Verbreitung submerser Makrophyten in der Forstinninger Sempt

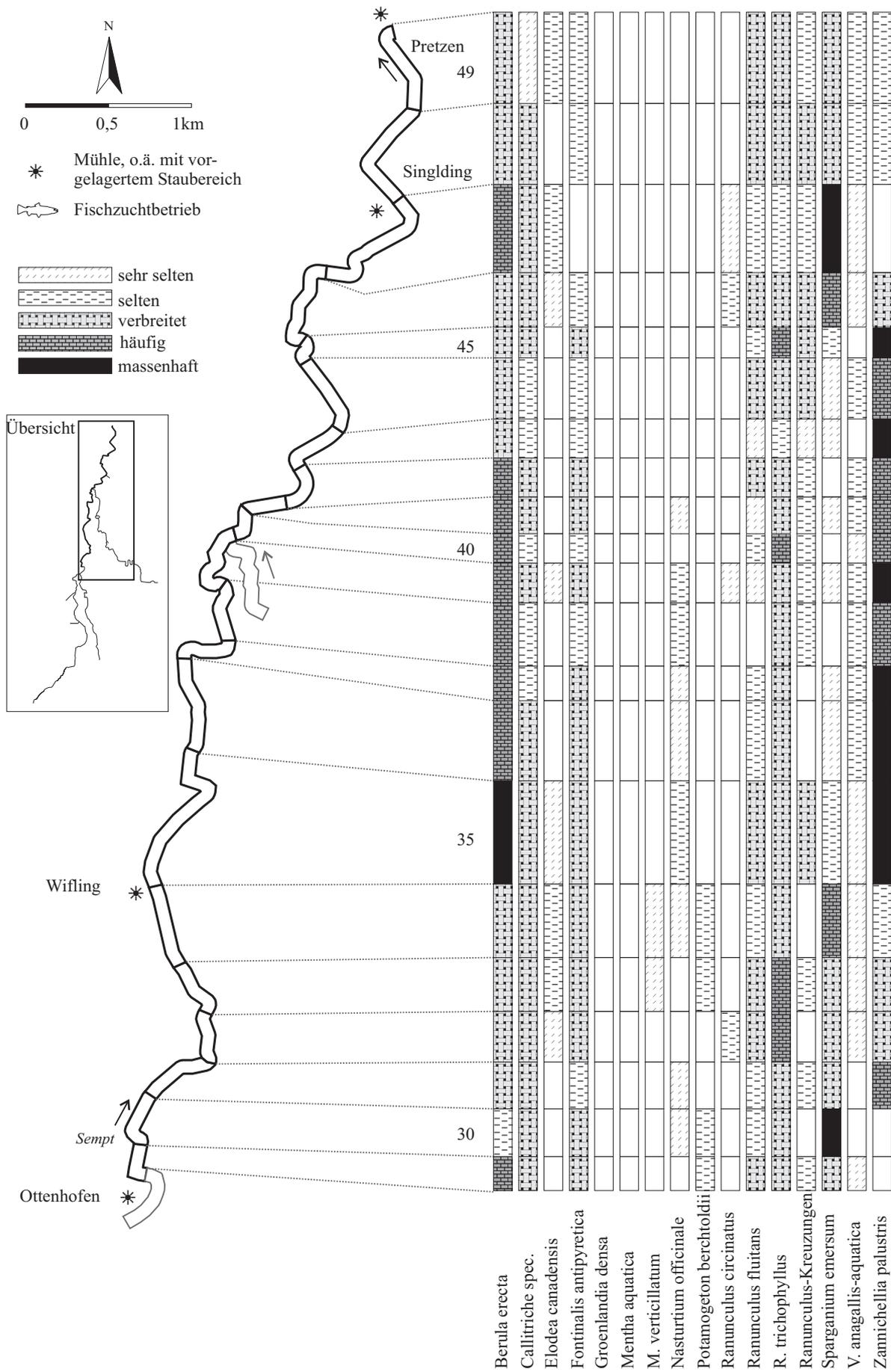


Abb. 21: Die Verbreitung submerser Makrophyten in der Semp

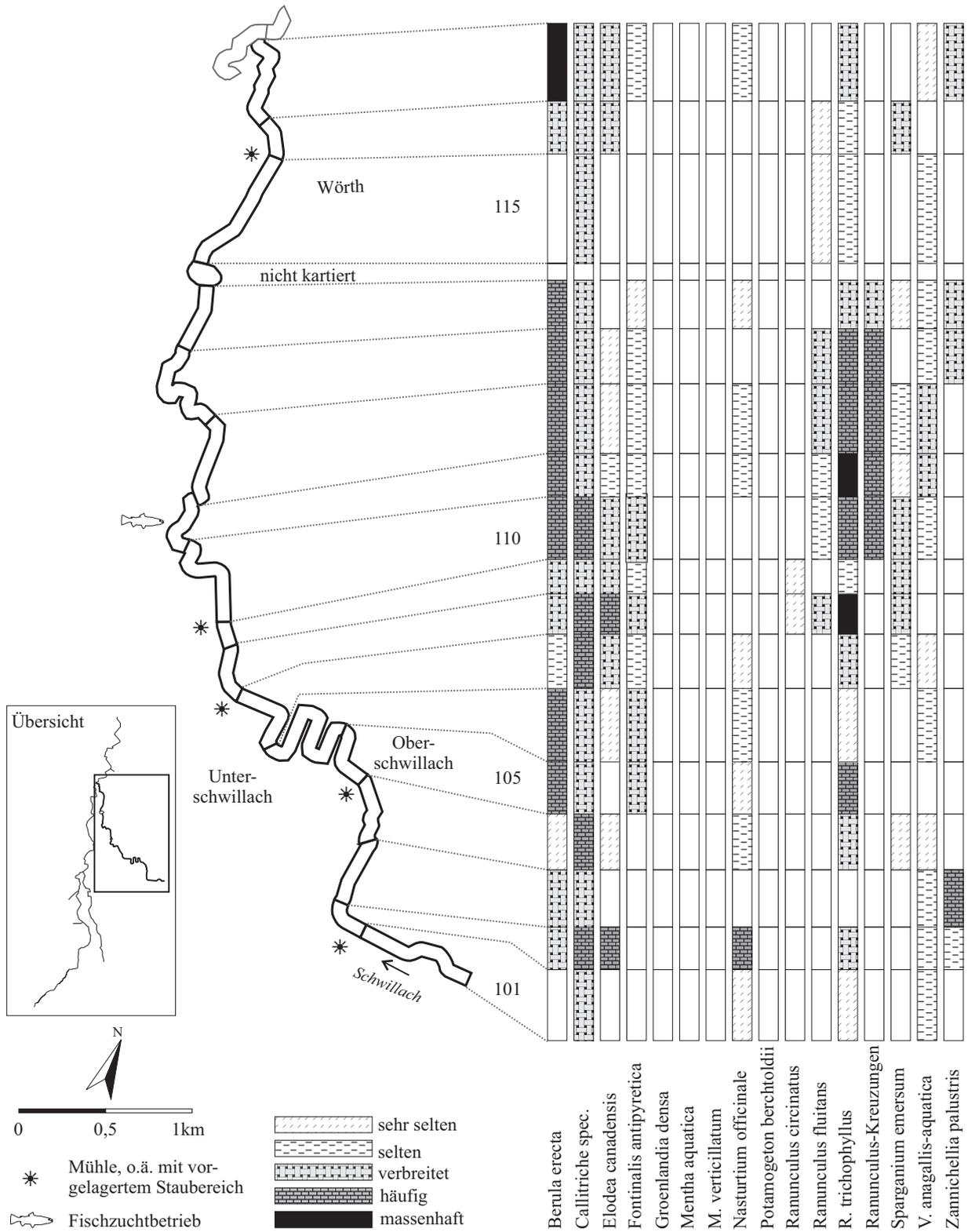


Abb. 22: Die Verbreitung submerser Makrophyten in der Schwillach

### 5.3.2.3 Charakterisierung der Kartierabschnitte

#### *Anzinger Sempt*

In den ersten Abschnitten gleicht die Anzinger Sempt einem Entwässerungsgraben mit geringer Wasserführung. Ab Abschnitt (A) 4 sorgt ein massiver Zustrom von Grundwasser für eine starke Erhöhung der Wassermenge. Im weiteren Verlauf wechseln sich flache, von hohen Fließgeschwindigkeiten und kiesigem Substrat geprägte Abschnitte mit bis zu zwei Meter tiefen, langsam strömenden und oft stark verschlammten Staubereichen ab. Diese Staubereiche werden durch die am Bach liegenden Mühlen oder E-Werke bedingt. Die Anzinger Sempt durchfließt hier mehrere ehemalige Niedermoorflächen, die landwirtschaftlich in Form von Grünland, teilweise auch ackerbaulich genutzt werden. Vor allem im Bereich der ersten fünf Abschnitte wird intensiver Ackerbau oft bis direkt an den Gewässerrand betrieben. Der erste Abschnitt ist durch starke anthropogen bedingte Verschmutzungen geprägt und frei von Makrophyten. Ab A2 dominiert *Veronica anagallis-aquatica* im Gewässer (Abb. 19). Mit der erhöhten Wassermenge ab A4 tritt *Berula erecta* auf, die regelrechte Rasen ausbildet und das Kiesbett über weite Strecken prägt. Die Art ist im weiteren Verlauf in strukturell vergleichbaren Abschnitten stets häufig vertreten, aber auch in ruhigeren Bereichen zu finden. Häufig wird sie von *Ranunculus trichophyllus* und *Zannichellia palustris* begleitet, zum Teil auch durch diese ersetzt. *Zannichellia palustris* zeigt dabei eine besondere Bindung an Stellen, an denen feineres Sediment abgelagert wurde. Die Art dominiert vor allem in A7 und A8, dem Bereich der Fischzucht Köppelmühle.

Eine gänzlich andere Artenkombination ist in den eingetieften Abschnitten mit geringer bis mäßiger Geschwindigkeit zu finden. Hier tritt ein Verbund aus *Ranunculus circinatus*, *Elodea canadensis*, *Myriophyllum verticillatum* und *Potamogeton berchtoldii* in wechselnden Häufigkeitskombinationen auf, begleitet von *Sparganium emersum*. Die Arten bilden dichte, teilweise bis an die Oberfläche reichende Pflanzenpolster aus, in denen vor allem *Ranunculus circinatus* und *Potamogeton berchtoldii* „häufig“ bis „massenhaft“ vertreten sind (A7, A17, A18). Auch *Callitriche spec.* ist in diesen Staubereichen verbreitet zu finden. Diese Art tritt hauptsächlich in stärker beschatteten Abschnitten in Form von zum Teil mächtigen, meterlangen Schwaden in Erscheinung (A21, A27, A28). Ein dichter Makrophytenbestand ist im Anschluss an die beiden Einleiter Schwarzgraben und Hennigbach (A17 und A18, A23) zu beobachten, sowie im Abschnitt 10, der ersten makrophytenreichen Strecke nach der Fischzucht Köppelmühle. Speziell *Ranunculus trichophyllus* ist in diesen Bereichen verbreitet bis häufig zu finden. Direkt nach der Fischzucht lässt ein auffälliger Belag aus fädigen

Grünalgen auf eine erhöhte Nährstoffzufuhr schließen. In A23, dem Abschnitt nach der Einleitung des Hennigbachs, ist ein verstärktes Auftreten verschiedener *Ranunculus*-Taxa mit aufeinander folgenden kleinräumigen Maxima zu beobachten. Auf *Ranunculus fluitans* folgen *Ranunculus*-Kreuzungen und schließlich *Ranunculus trichophyllus*, der hier mächtige Exemplare ausbildet. Nach 300 Metern nimmt die Häufigkeit der *Ranunculus*-Arten ab und *Zannichellia palustris* tritt verstärkt auf. Zugleich bedecken in diesem Bereich bis zu 1 Meter lange fädige Grünalgen das Substrat, die mit zunehmender Entfernung von der Einmündung des Hennigbachs wieder in den Hintergrund treten. Der Hennigbach (A22a) entwässert das Altmoränengebiet westlich der Ortschaft Markt Schwaben und ist sichtbar durch anthropogen bedingte Verschmutzungen belastet. Auf dem flachen, stark von Algen überzogenen Bachgrund sind *Ranunculus trichophyllus* sowie in schlammigen Bereichen *Elodea canadensis* und *Potamogeton crispus* zu finden.

### ***Forstinninger Sempt***

Der Forstinninger Quellarm wird aus einem künstlich geschaffenen Kiesteich gespeist. Er zeigt ebenso wie die Anzinger Sempt einen häufigen Wechsel zwischen flachen, schnell strömenden und langsamen, zum Teil verschlammten Bereichen, wenn auch die Übergänge hier etwas fließender sind. Im Quellsee gedeihen am nördlichen Ufer ausgedehnte *Chara*-Rasen (*Chara hispida*) und größere Bestände an *Potamogeton coloratus*. Im südlichen Bereich befinden sich in der Nähe mehrerer Limnokrenen mächtige *Mentha aquatica*-Verbände, an manchen Stellen tritt *Hippuris vulgaris* auf. Von diesen Makrophyten ist in der Forstinninger Sempt nur *Mentha aquatica* in örtlich sehr dichten Beständen zu finden, insbesondere an Stellen mit sichtbaren Grundwasserzutritten. In A52, wo Tiefen bis zu 2,50 m erreicht werden, befinden sich unterhalb der Wasseroberfläche Limnokrenen, um die sich kreisförmig bis zu 1 m lange *Mentha aquatica*-Exemplare anordnen. In den folgenden Abschnitten (A52 - A56) ist *Groenlandia densa*, die nur in diesem Quellarm auftritt, stark verbreitet. Die Art ist hier zusammen mit weiteren als strömungsempfindlich bezeichneten Arten wie *Elodea canadensis*, *Potamogeton berchtoldii* und *Ranunculus circinatus* anzutreffen. Mit Ausnahme der beiden Arten *Mentha aquatica* und *Groenlandia densa*, die fast nur in den ersten Abschnitten zu finden sind, entspricht das restliche Artenspektrum dem der Anzinger Sempt. Wie diese wird auch die Forstinninger Sempt vor allem in den flachen, kiesigen Bereichen durch *Berula erecta* und *Ranunculus trichophyllus* geprägt. Beide dringen aber häufiger als in der Anzinger Sempt auch in die Staubereiche vor.

Im Bereich um die Mühle Sempt (A52 - A54) konnten auffällige quantitative Veränderungen im Makrophytenbestand beobachtet werden. Ab A52 treten *Ranunculus trichophyllus*, *Ranunculus fluitans* und *Elodea canadensis* verstärkt auf. Zusätzlich waren das Sediment und die Pflanzen mit einem dichten, watteähnlichen Algenüberzug bedeckt. Im direkten Staubereich sind vor allem *Zannichellia palustris* und *Potamogeton berchtoldii* zu finden. Das sich anschließende V-förmige Bachbett mit Tiefen bis 2 m wird von *Berula erecta* und *Groenlandia densa* dominiert, begleitet von *Ranunculus trichophyllus*, *Ranunculus*-Kreuzungen und *Callitriche spec.*

Auch mit der Einleitung des vom Fischzuchtbetrieb in Herdweg genutzten Wassers in A62 treten Veränderungen in der Makrophytenvegetation auf. Im Abschnitt 63 sind lange Schwaden von *Ranunculus fluitans*, *Ranunculus*-Kreuzungen und *Ranunculus trichophyllus* zu beobachten, begleitet von *Sparganium emersum* und *Berula erecta*. Diese waren zwar auch in den vorhergehenden Abschnitten zu finden, jedoch in geringeren Häufigkeiten. Während der Kartierung war beim Durchwaten von A63 eine starke Gasentwicklung aus den örtlich mächtigen Schlammhängen zu beobachten. Am Ende dieses Abschnitts mündet der Erlbach, ein die Altmoränen westlich Forstinnings entwässernder Bach, in die Sempt. Der folgende Abschnitt (A64) wird hauptsächlich von *Ranunculus*-Arten dominiert. Diese bedecken in dichten Verbänden große Teile des flachen, kiesigen Bachgrundes. Im weiteren Verlauf nimmt die Gattung *Ranunculus* an Bedeutung wieder stark ab und ausgedehnte *Berula*-Bestände treten in den Vordergrund.

### **Sempt**

Die Sempt lässt sich aus struktureller Sicht in zwei Bereiche unterteilen. Im ersten, der von Ottenhofen bis Niederwörth reicht, konnten sich bei Fließgeschwindigkeiten bis 1 m/s teilweise Mäander ausbilden. Flache, grobkiesige Strömungsbereiche wechseln sich mit feinsandigen Gleitbereichen und eingetieften Kurvenzonen ab. In diesen Abschnitten bilden *Berula erecta*, *Ranunculus trichophyllus* und *Zannichellia palustris* ausgedehnte, das Gewässerbild prägende Bestände. *Berula erecta* ist dabei vor allem auf kiesigem, *Zannichellia palustris* größtenteils auf feinsandigem Sediment zu finden. Ausnahmen bilden die Abschnitte nach dem E-Werk Ottenhofen, in denen das Gewässer mit einer kanalartigen Verbauung einen sehr unnatürlichen Charakter besitzt, sowie der Staubereich vor der Ortschaft Wiefling. *Berula erecta* ist zwar auch hier verbreitet zu finden, dominiert werden diese Strecken jedoch von *Sparganium emersum*. Der zweite Bereich ab der Brücke bei Niederwörth ist geprägt durch große Tiefen bis zu 4 m, eine Fließgeschwindigkeit zwischen

10 und 30 cm/s und schlammige Substratverhältnisse. Hier ist vor allem *Sparganium emersum* in zum Teil massenhaften Beständen zu finden. Verbreitet sind außerdem *Ranunculus trichophyllus*, *Ranunculus fluitans*, *Ranunculus*-Kreuzungen sowie *Berula erecta*, die vor allem in etwas flacheren Bereichen auftritt. Auf Höhe der Ortschaft Niederwörth (A45) wird ein Gerinne eingeleitet, das die Ortschaft und einen direkt neben der Sempt liegenden, stark eutrophierten, künstlich angelegten Ententeich durchfließt. In diesem kurzen Abschnitt besiedeln hauptsächlich *Zannichellia palustris* und *Ranunculus trichophyllus* den verschlammten Gewässerboden. Auch ein massives Auftreten von Algen ist zu beobachten.

### **Schwillach**

Mit den Aufnahmen in der Schwillach wurde auf Höhe der Ortschaft Poigenberg begonnen, da wegen der zu geringen Wasserführung eine Kartierung in den flussaufwärts liegenden Quellbächen wenig sinnvoll erschien. Die Schwillach ist vom Gesamteindruck mit den Quellbächen der Sempt vergleichbar. Auch hier dominieren in flachen, teils turbulenten Bereichen *Berula erecta* und *Ranunculus trichophyllus* in zum Teil ausgedehnten Rasen. Im Bereich zwischen der Keckmühle und dem Weiher bei Wörth (A110 - A114) werden sie über eine längere Strecke von *Ranunculus*-Kreuzungen begleitet. *Zannichellia palustris* ist nur in drei Abschnitten, vor der Ortschaft Oberschwillach (A103) und nach Maiszegl (A113, A114), häufig bzw. verbreitet zu finden. In den auch in der Schwillach vorhandenen Staubereichen bildet *Callitriche spec.* zum Teil ausladende, einzeln stehende Schwaden, begleitet von *Ranunculus trichophyllus* und *Elodea canadensis*. Auffällig sind die Abschnitte im Bereich der Ortschaft Unterschwillach (A107 - A110). Besonders in A108 kommen *Elodea canadensis* und *Ranunculus trichophyllus* verstärkt vor. Auch das Auftreten von *Potamogeton crispus* sowie die Entwicklung von H<sub>2</sub>S im Sediment lassen anthropogen bedingte Verunreinigungen in diesem Bereich vermuten.

### **5.3.3 Zonierung des Gewässers**

Aus den Daten der Makrophytenkartierung können vier eindeutig abgegrenzte Cluster gebildet werden (Abb. 23). Im Unterschied zum Rotbach decken sich die Cluster nicht mit einer Abfolge bestimmter Artengemeinschaften im Verlauf des Gewässers. Vielmehr stellt jeder der gefundenen vier Cluster eine vergleichsweise homogene Artenkombination dar, die aber ohne äußerlich erkennbare Regelmäßigkeit im Verlauf des Gewässers immer wieder auftritt. So beinhaltet Zone C zwar die Quellregionen von Anzinger Sempt, Forstinninger

Sempt und Schwillach, es sind jedoch auch vergleichsweise weit von der Quellregion entfernt liegende Abschnitte diesem Cluster zugeordnet worden, z. B. der Abschnitt 115 bei Wörth.

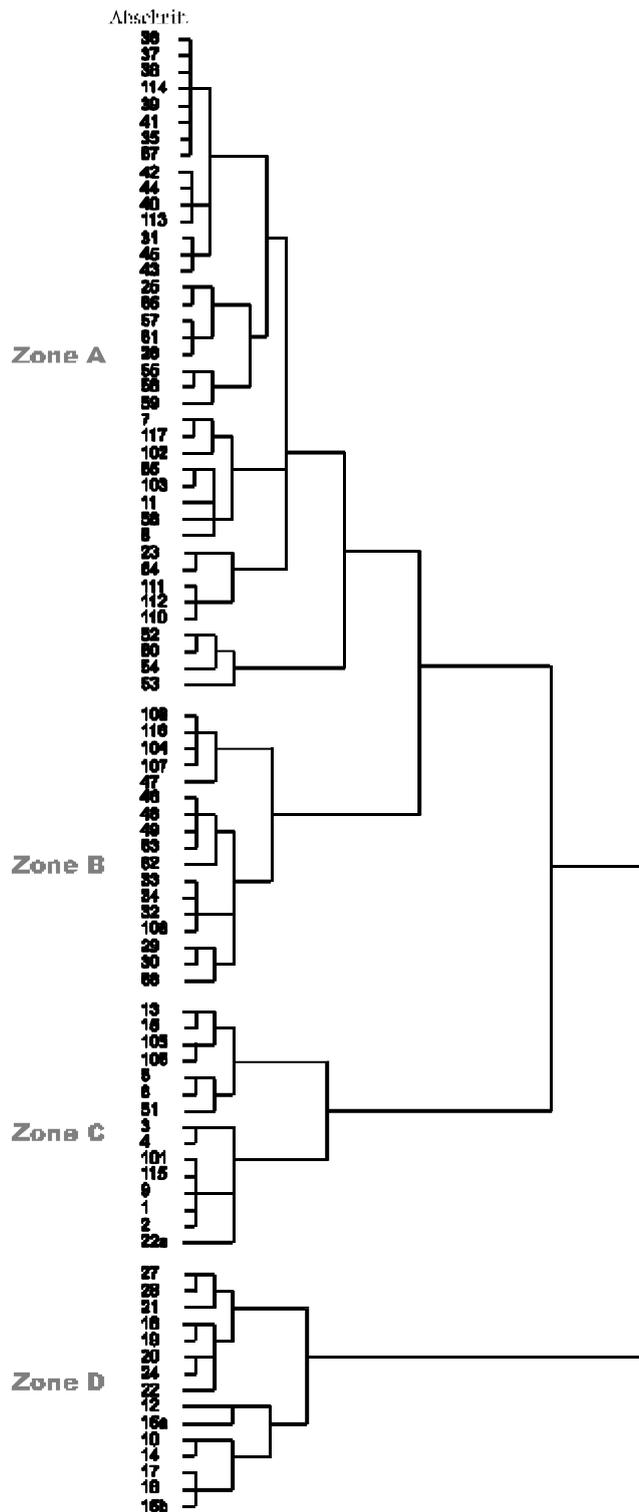


Abb. 23: Dendrogramm der Makrophytenkartierung der Sempt und ihrer Zuflüsse

Zone A beinhaltet die über weite Strecken der untersuchten Gewässer charakteristische Artenkombination von *Berula erecta*, *Callitriche spec.*, *Fontinalis antipyretica* und *Ranunculus trichophyllus*. Auch *Zannichellia palustris* und die *Ranunculus*-Kreuzungen sind häufig vertreten, begleitet von *Veronica anagallis-aquatica*.

In Zone B treten zu den auch in Zone A auftretenden Arten *Sparganium emersum* und *Elodea canadensis* hinzu. *Ranunculus fluitans* tritt zwar auch in Zone A auf, die Art erreicht jedoch in Zone B eine größere Stetigkeit.

Zone C kann im Vergleich zu den übrigen Clustern als artenarm bezeichnet werden und zeichnet sich dadurch auch durch eine größere Inhomogenität als die übrigen Zonen aus. Keine einzige Art tritt in allen Abschnitten von Zone C auf. Als stetigste Arten kommen *Veronica anagallis-aquatica*, *Nasturtium officinale* und *Ranunculus trichophyllus* vor, *Sparganium emersum* und *Zannichellia palustris* fehlen vollständig.

Zone D kann durch das Auftreten von *Ranunculus circinatus*, *Myriophyllum verticillatum* und *Potamogeton berchtoldii* eindeutig von allen anderen Zonen abgegrenzt werden. In dieser relativ

artenreichen Zone kommen darüber hinaus *Berula erecta*, *Callitriche spec.*, *Ranunculus trichophyllus*, *Sparganium emersum*, *Elodea canadensis* und in etwas geringerem Maße auch *Fontinalis antipyretica* stetig vor.

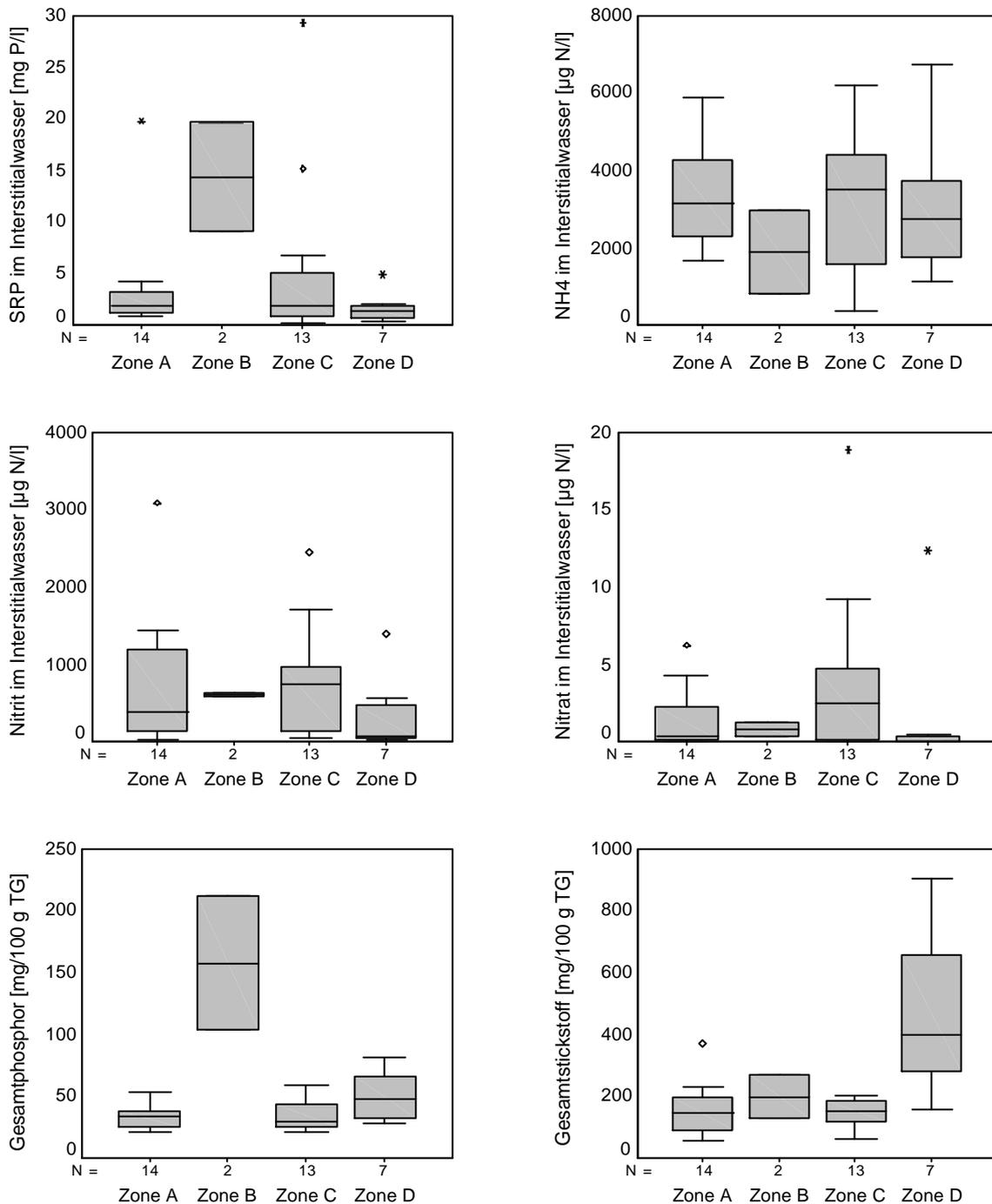


Abb. 24: Nährstoffkonzentrationen im Sediment der Zonen der Sempt und ihrer Zuflüsse

Um herauszufinden, ob sich die Zonen in Sempt und Schwillach ähnlich wie dies schon beim Rotbach der Fall war, mit bestimmten Nährstoffkonzentrationen in Zusammenhang bringen lassen, wurden die gemessenen wasser- und sedimentchemischen Parameter sowie die Werte

für Fließgeschwindigkeit und Beschattung in den Zonen zusammengefasst (Abb. 24, 25, 26). Im Unterschied zum Rotbach sind die sedimentchemischen Daten in der Sempt wenig aussagekräftig. Mit Hilfe des Kruskal-Wallis-Tests kann ein globaler Unterschied zwischen den Zonen nur in den Parametern Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor gefunden werden. Unter Berücksichtigung des Problems des multiplen Testens können beim paarweisen Vergleich mit Hilfe des Mann-Whitney-U-Tests auch die Unterschiede im Gesamtphosphor nicht eindeutig von zufälligen Abweichungen unterschieden werden. Anhand des Gesamtstickstoff-Gehaltes kann Zone D mit signifikant höheren Gehalten gegenüber den Zonen A und C abgegrenzt werden, ein Phänomen, das vermutlich auf einen höheren Gehalt an organischer Substanz zurückzuführen ist (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992). Sowohl im Wasserchemismus als auch in den Faktoren Beschattung und Fließgeschwindigkeit können jedoch eindeutige Unterschiede zwischen den Zonen gezeigt werden.

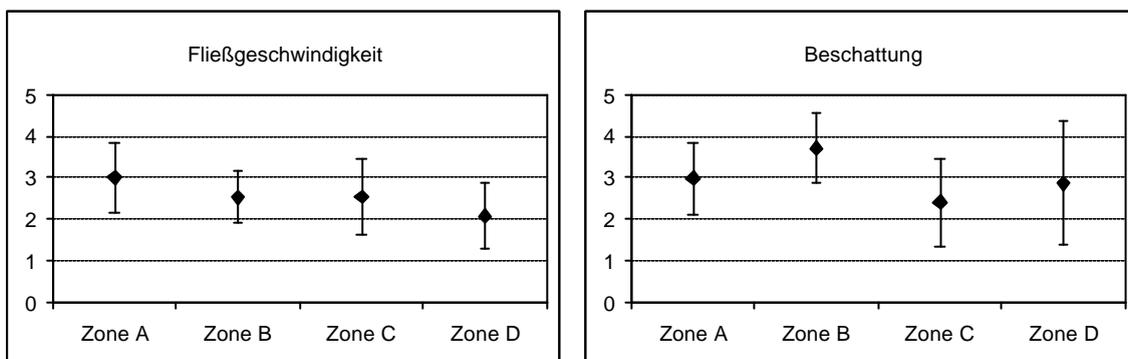


Abb. 25: Fließgeschwindigkeit und Beschattung in den Zonen der Sempt und ihrer Zuflüsse (dargestellt sind Mittelwert  $\pm$  Standardabweichung)

In Zone A treten mit einem Mittelwert von 3 = „langsam fließend“ die höchsten Fließgeschwindigkeiten in den untersuchten Gewässern auf. Signifikant nachzuweisen ist jedoch nur der Unterschied zwischen Zone A und D. Alle übrigen gemessenen Parameter zeigen keine auffälligen Werte.

Zone B zeichnet sich durch eine vergleichsweise hohe Beschattung aus, auch wenn die Unterschiede aufgrund des Problems des multiplen Testens nicht als signifikant bezeichnet werden können. In der fließenden Welle sind hohe Ammonium- und geringe Nitratkonzentrationen auffällig. Während die Phosphorkonzentrationen im freien Wasserkörper in keiner Weise von denen der übrigen Zonen abweichen, sind sie im Sediment erhöht. Die Bedeutung dieser Werte darf jedoch aufgrund der geringen Anzahl von Proben in dieser Zone nicht überschätzt werden.

Zone C wird durch stark schwankende Konzentrationen in allen gemessenen Parametern des freien Wasserkörpers gekennzeichnet. Sowohl die Interquartilsdifferenz als auch die Spannweite zwischen Minimum und Maximum ist für die wasserchemischen Parameter deutlich größer als in den übrigen Zonen. Insbesondere für den Faktor Nitrat trifft diese Beobachtung auch auf die im Interstitialwasser gemessenen Werte zu.

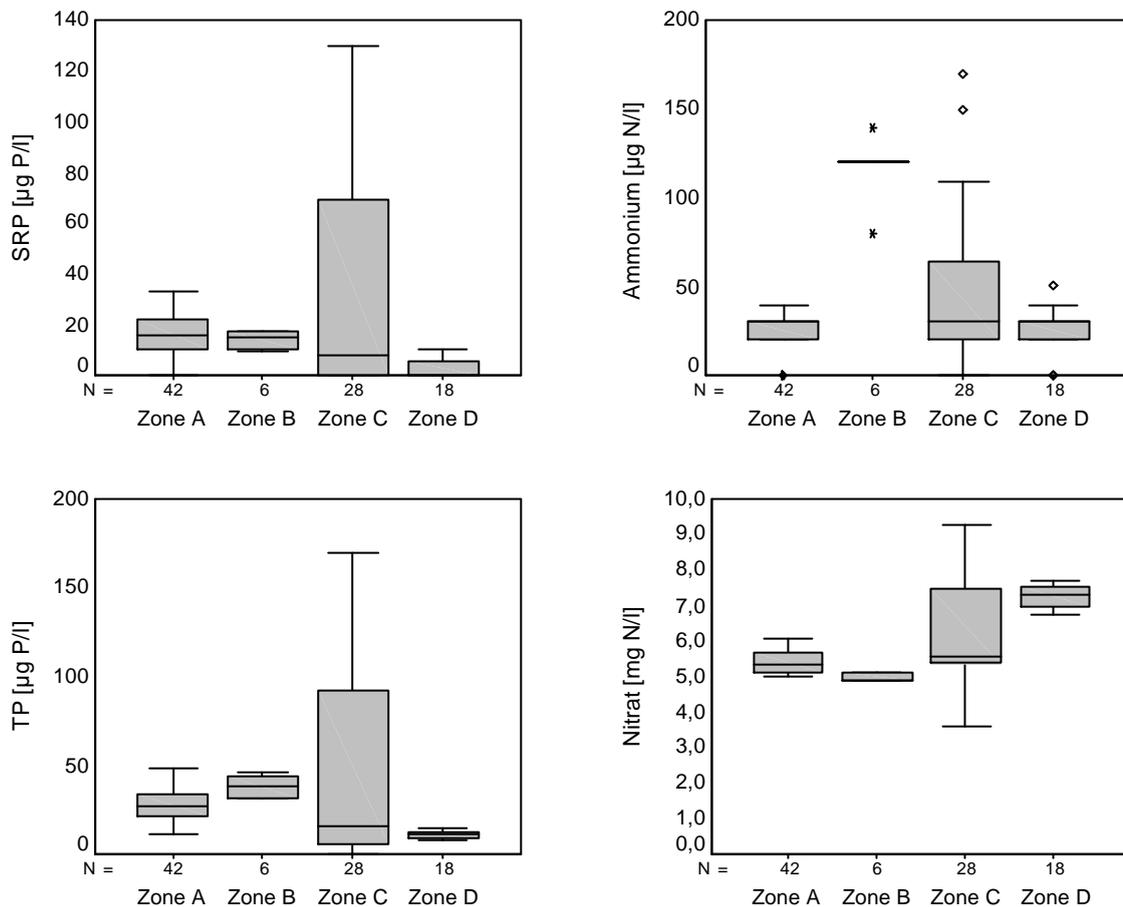


Abb. 26: Nährstoffkonzentrationen in den Zonen der Sempt und ihrer Zuflüsse

Mit einem Mittelwert von knapp über 2 (träge fließend) zeichnet sich Zone D durch eine geringe Fließgeschwindigkeit aus. Demgegenüber kann die Beschattung sehr unterschiedliche Werte annehmen. Im Freiwasser bewegen sich sowohl die Gesamt-P- als auch die SRP-Konzentrationen auf vergleichsweise niedrigem Niveau (signifikant geringer als Zone A und B, kein signifikanter Unterschied zu den stark schwankenden Konzentrationen der Zone C). Genau umgekehrt wie Zone B weist Zone D geringe Ammonium und hohe Nitrat-Konzentrationen im freien Wasserkörper auf. Diese Tendenz ist im Interstitialwasser des Sediments jedoch nicht nachzuvollziehen. Mit Blick auf den hohen Gesamtstickstoffgehalt im Sediment dieser Zone, der sich signifikant von den Zonen A und C abtrennen lässt, kann als Ursache dafür der hohe Gehalt an organischer Substanz im Sediment vermutet werden. Der

---

Abbau der organischen Stoffe führt zur Sauerstoffverarmung des Sediments und nachfolgend zur Verarmung an Nitrat sowie Anreicherung von Ammonium im Porenwasser (VAN LUIJN et al. 1998). Ein permanenter Zustrom von Grundwasser über das Interstitial könnte die Ausprägung dieser charakteristischen Stickstoffkonzentrationen verhindern oder zumindest abschwächen. Da dies jedoch offensichtlich nicht der Fall ist, muss das Nitrat an anderen als den beprobten Stellen oder über andere Pfade in das Gewässer eingetragen werden.

## 6 DIE ERMITTLUNG DES TROPHIEINDEX MAKROPHYTEN (TIM)

### 6.1 DIE METHODIK DER ERMITTLUNG DER TROPHISCHEN VALENZEN

CARIGNAN (1982) entwickelte ein empirisches Modell, um den relativen Anteil des von submersen Makrophyten über die Wurzeln aufgenommenen Phosphors berechnen zu können. Demnach werden bei gleicher SRP-Konzentration im Interstitialwasser und im freien Wasserkörper etwa 30 % des benötigten Phosphors über die Wurzeln aufgenommen. Wenn die SRP-Konzentration im Sediment die des freien Wasserkörpers um den Faktor 3,3 übersteigt, werden die P-Vorräte der beiden Kompartimente zu annähernd gleichen Teilen genutzt. Ist das Verhältnis größer, stellt das Sediment die primäre Nährstoffquelle dar. CARIGNAN (1982) gibt folgende Formel zur Berechnung des über die Wurzel aufgenommenen Phosphoranteils an:

$$P = \frac{99,8}{1 + 2,66(s/w)^{-0,83}}$$

P = %-Anteil des über die Wurzel aufgenommenen Phosphors

s = SRP-Konzentration im Interstitialwasser

w = SRP-Konzentration im freien Wasserkörper

In die Berechnung dieses Modells gingen die Ergebnisse von Messungen an 15 verschiedenen Arten submerser Makrophyten ein. Obwohl sich CARIGNAN (1982) eines möglichen Einflusses der relativen Biomasse oder Oberfläche der Wurzeln und des Sprosses auf die Phosphor-Aufnahme durchaus bewusst ist, gelangt er zu dem Ergebnis, dass bei vergleichbarer P-Verfügbarkeit auch morphologisch unterschiedliche Arten in ähnlicher Weise reagieren. Die Anwendbarkeit des von ihm entwickelten Modells ist daher unabhängig von der Art gegeben.

Im Fließgewässer sorgt die Strömung für eine kontinuierliche Nachlieferung der Nährstoffe und minimiert so die Ausbildung lokaler Verarmungszonen in unmittelbarer Umgebung der Pflanzen. Diese Tatsache führte zu der Vermutung, dass im Fließgewässer der Anteil der aus dem freien Wasserkörper aufgenommenen Nährstoffe relativ zum See erhöht sein könnte. ROBACH et al. (1995) konnten für die Arten *Elodea canadensis*, *Elodea nuttallii* und *Callitriche obtusangula* in Fließgewässern des Elsaß eine hohe Effizienz der Phosphor-Aufnahme aus dem freien Wasserkörper nachweisen. Da in dieser Arbeit der SRP-Gehalt im

Interstitialwasser nicht bestimmt wurde, lassen sich jedoch keine Schlussfolgerungen zur Bedeutung des Sediments für die P-Ernährung der untersuchten Arten ableiten.

Auch PELTON et al. (1998) vermuten einen nennenswerten Einfluss des Freiwassers auf die Nährstoffaufnahme von Makrophyten in Fließgewässern, konnten dies jedoch nicht mit quantitativen Zahlen belegen. In ihren Mikrokosmos-Untersuchungen war im Gegensatz zu den Beobachtungen in der Natur die SRP-Konzentration des freien Wasserkörpers höher als die des Interstitialwassers. Mit Blick auf die oben erwähnte Abhängigkeit der P-Aufnahme von den relativen SRP-Konzentrationen im freien Wasserkörper und im Sediment lassen sich daher auch aus dieser Arbeit keine Aussagen zum Anteil des unter natürlichen Bedingungen über die Wurzeln aufgenommenen Phosphors treffen.

Die erwähnten neueren Arbeiten stehen daher keinesfalls im Widerspruch zu den Untersuchungen von CHAMBERS et al. (1989), die nachweisen konnten, dass der Hauptteil des benötigten Phosphors auch in Fließgewässern über die Wurzeln aufgenommen wird. Um die Bedeutung des Sediment-Phosphors für die Makrophyten an den untersuchten Standorten abschätzen zu können, wird daher das Modell nach CARIGNAN (1982) auch für Fließgewässer verwendet.

Um die Menge des real über die Wurzeln aufgenommenen Phosphors exakt quantifizieren zu können, lässt CARIGNAN ausschließlich Daten, die mit Hilfe eines Tracers ( $^{32}\text{P}$ ) gewonnen wurden, für die Erstellung seines Modells zu. Eine Verifikation seiner Ergebnisse im Freiland ist daher speziell im Fließgewässer, wo der Tracer sowohl im Freiwasser als auch im Sediment mit der Strömung transportiert wird, mit erheblichen methodischen Schwierigkeiten behaftet und wurde daher noch nicht durchgeführt. Bisher im Freiland durchgeführte Arbeiten zur Nährstoffaufnahme submerser Makrophyten in Fließgewässern (CHAMBERS et al. 1989, ROBACH et al. 1995), die jedoch ohne Verwendung eines Tracers durchgeführt wurden, widersprechen einer Übertragbarkeit des Modells nach CARIGNAN (1982) auf Freilandbedingungen jedoch nicht.

Da CARIGNAN (1982) ausschließlich experimentell im Labor gemessene Daten verwendet, gibt er in seiner Arbeit keine Sedimenttiefe an, aus der submerse Makrophyten Phosphor über die Wurzeln aufnehmen können. Die P-Konzentration im Interstitialwasser zeigt in Seen jedoch einen deutlichen Tiefengradienten (ENELL & LÖFGREN 1988). Für Fließgewässer liegen diesbezüglich keine Untersuchungen vor. Aufgrund des im Gegensatz zu Seen permanent fließenden Interstitialwassers ist jedoch davon auszugehen, dass eventuelle Tiefengradienten weit weniger intensiv ausgeprägt sind. Im Zuge der vorliegenden Arbeit

wurde aus pragmatischen Gründen und aufgrund der in früheren Projekten gewonnenen Erfahrungen (unveröffentlichte Ergebnisse) eine für alle Arten einheitliche mittlere Durchwurzelungstiefe von 15 cm angenommen. Die gemessene SRP-Konzentration des Interstitialwassers stellt daher den Mittelwert der obersten 15 cm des Sediments dar.

Submerse Makrophyten können ihren Phosphorbedarf additiv sowohl aus dem Sediment als auch aus dem freien Wasserkörper decken. Für den von den Pflanzen an der Probestelle nutzbaren Phosphor gilt daher folgende gewichtete Summe:

$$PSW - Wert_{Art,Stelle} = w + x * s$$

PSW-Wert<sub>Art,Stelle</sub> = für die Art an der jeweiligen Probestelle nutzbarer Phosphor

w = SRP-Konzentration im freien Wasserkörper

s = SRP-Konzentration im Interstitialwasser

Der Faktor x lässt sich dabei nach folgender Gleichung berechnen:

$$\frac{s}{w} * x = \frac{P}{(100 - P)}$$

s = SRP-Konzentration im Interstitialwasser

w = SRP-Konzentration im freien Wasserkörper

P = %-Anteil des über die Wurzel aufgenommenen Phosphors

Die Auflösung der Gleichung nach x ergibt:

$$x = \frac{P * w}{(100 - P) * s}$$

Auf diese Weise konnte für jede der insgesamt 330 Sedimentprobestellen, die im Verlauf der vorliegenden Arbeit untersucht wurden, ein theoretischer Wert errechnet werden, der eine relative Maßzahl für die den Pflanzen an der Probestelle tatsächlich zur Verfügung stehende Phosphormenge darstellt. Dieser „PSW-Wert“ (= Phosphor-Sediment-Wasser) diente als Grundlage für die Charakterisierung der trophischen Valenzen submerser Makrophyten in Fließgewässern. Im Gegensatz zu früheren Arbeiten stellt dieser Wert eine Kombination der Phosphor-Gehalte im freien Wasserkörper und im Sediment dar und ermöglicht so eine Trophiebewertung des Gewässers im Sinne eines Ökosystems. Die Frage nach den Ursachen

des Auftretens eutrapher Arten in einem oligotrophen Wasserkörper wird mit der zumeist erheblichen Bedeutung der Sediment-Nährstoffe für die Ernährung der Pflanze beantwortet.

Dem PSW-Wert kann mathematisch die Einheit  $\mu\text{g/l}$  zugewiesen werden. Um Verwechslungen mit tatsächlich gemessenen Konzentrationen zu vermeiden, wird er jedoch in der vorliegenden Arbeit als dimensionslose Zahl angegeben.

## 6.2 SKALENNIVEAU ZUR TROPHIEKLASSIFIKATION

In Bayern gelten derzeit folgende Beschreibungen der Trophiestufen von Fließgewässern (SCHMEDTJE et al. 1998):

- **oligotroph**

Gewässerabschnitte mit nur geringer pflanzlicher Produktion (überwiegend durch Aufwuchs), Sauerstoffsättigung stets um 100% und ohne nennenswerte Schwankungen. Nährstoffbelastung gering. Häufige Situation in Gebirgsbächen.

- **mesotroph**

Gewässerabschnitte mit geringer bis mäßiger pflanzlicher Produktion, teilweise typische Wasserpflanzen, Sauerstoffkonzentration leicht schwankend, Nährstoffbelastung gering bis mäßig.

- **eutroph**

Gewässerabschnitte mit erheblicher pflanzlicher Produktion, vielfach planktisch, aber auch Bildung von Wasserpflanzenpolstern, Sauerstoffkonzentration schon deutlich schwankend, mäßige Nährstoffbelastung.

- **eutroph – polytroph**

Gewässerabschnitte mit mäßiger bis starker pflanzlicher Produktion, große Fließgewässer, überwiegend planktondominiert. Sauerstoffkonzentration stärker schwankend, mäßige bis stärker schwankende Nährstoffbelastung. Häufige Situation in staugeregelten Flüssen.

- **polytroph**

Gewässerabschnitte mit starker pflanzlicher Produktion. Große Gewässer, überwiegend planktondominiert. Sauerstoffkonzentration stark schwankend, Fischsterben durch nächtliche Sauerstoffzehrung möglich, starke Nährstoffbelastung. Typisch für staugeregelte, träge fließende Gewässer.

- **polytroph – hypertroph**

Gewässerabschnitte mit sehr starker Algenproduktion. Durch Trübung kann Licht zum begrenzenden Faktor werden. Sauerstoffkonzentration sehr stark schwankend. Sekundärverschmutzung durch absterbende Algen, dadurch empfindliche Belastung des Sauerstoffhaushaltes. Nährstoffbelastung sehr stark.

- **hypertroph**

Gewässerabschnitte mit starker organischer Belastung durch übermäßige Algenproduktion. Beim Absterben der Algen teilweise starke Sauerstoffzehrung. Zunahme von Bakterien und freilebenden Wimpertierchen. Übermäßige Nährstoffbelastung und ebensolche Schwankungen der Sauerstoffkonzentration.

Die Trophiestufen werden häufig in farblichen Abstufungen verwendet, um den Verlauf der Eutrophierung eines Gewässers oder den Erfolg meist sehr kostspieliger Sanierungsmaßnahmen dokumentieren zu können. Es liegt in der Natur der Dinge, dass dabei versucht wird, die eingetretenen Sanierungserfolge graphisch möglichst eindeutig darzustellen. Aus diesem Grund werden abhängig von der Intensität der Belastung eines Gewässers und abhängig von den Sanierungszielen unterschiedliche Feinabstufungen der fünf Trophieklassen verwendet. So schlagen BAUER & KLOS (1992) eine Unterteilung in die Stufen ultra-oligotroph  $\Rightarrow$  oligotroph  $\Rightarrow$  mesotroph  $\Rightarrow$  schwach eutroph  $\Rightarrow$  eutroph  $\Rightarrow$  hoch eutroph  $\Rightarrow$  polytroph vor, um eine bessere Darstellung von Sanierungserfolgen zu ermöglichen. HOFMANN (1994) verwendet eine Einteilung in die Stufen oligotroph  $\Rightarrow$  mesotroph  $\Rightarrow$  eutroph und jeweils eine Zwischenstufe. SCHIEFELE & KOHMANN (1993) benutzen in Fließgewässern die Skala oligotroph  $\Rightarrow$  mesotroph  $\Rightarrow$  eutroph  $\Rightarrow$  hypertroph mit jeweils einer Zwischenstufe.

Die Verwendung unterschiedlicher Abstufungen in der Trophieklassifikation abhängig vom Zweck der Untersuchungen ist notwendig und sinnvoll. Dabei muss jedoch immer bedacht werden, dass die grundsätzliche Skala in insgesamt 5 Stufen von oligotroph über mesotroph, eutroph und polytroph bis hypertroph reicht. Diese Stufen müssen als **untereinander gleichberechtigte** Beschreibungen des Trophiezustandes eines Gewässers gesehen werden. Ein Sanierungserfolg von der eutrophen zur mesotrophen Stufe muss einem Erfolg von der poly- zur eutrophen Stufe mathematisch gleichwertig sein. Aus diesem Grund wird die folgende Einteilung der Trophiestufen verwendet:

Trophiestufe	numerischer Wert
oligotroph	1
mesotroph	2
eutroph	3
polytroph	4
hypertroph	5

Tab. 14: Umsetzung der Trophiestufen in Zahlenwerte

Nachdem in der vorliegenden Arbeit hypertrophe Fließgewässer nicht bearbeitet wurden, und diese voraussichtlich mit Hilfe von Makrophyten auch nicht indiziert werden können (MAUCH et al. 1998), stellt die polytrophe Stufe die höchste der verwendeten Trophieklassen dar. Durch die Einführung von Übergangsstufen zwischen allen verwendeten Trophieklassen ergibt sich die folgende 7-stufige Einteilung:

Trophiestufe	numerischer Wert
oligotroph	1,0
oligo-mesotroph	1,5
mesotroph	2,0
meso-eutroph	2,5
eutroph	3,0
eu-polytroph	3,5
polytroph	4,0

Tab. 15: Die zur Charakterisierung der trophischen Valenzen verwendeten Trophiestufen

Welche Zwischenstufen für die Bewertung und Darstellung eines Sanierungserfolges verwendet werden, kann individuell verschieden sein und auch unterschiedlich dargestellt werden. Für **Berechnungen** dürfen jedoch die numerischen Unterschiede zwischen den einzelnen Trophiestufen nicht geändert werden. Die verwendete Skala kann bei Bedarf jederzeit durch Einführung einer poly-hypertrophen Stufe (numerischer Wert 4,5) bzw. einer hypertrophen Stufe (numerischer Wert 5) nach oben erweitert werden.

### 6.3 20-PUNKTE-VERTEILUNG UND ZUORDNUNG DES PSW-WERTES ZU DEN TROPHIEKLASSEN

Die Charakterisierung der trophischen Valenzen submerser Makrophyten erfolgte in Form von 20-Punkte-Verteilungen (s.a. FRIEDRICH 1990). Bei diesem Verfahren wird die Häufigkeit des Vorkommens der Arten durch die Verteilung von 20 Punkten in den Trophiestufen beschrieben. Diese Methode bietet den Vorteil, die arttypischen Toleranzen und Verbreitungsschwerpunkte der Taxa transparent und übersichtlich beschreiben zu können. Ein ähnliches Verfahren auf der Basis von 10 Punkten wurde z.B. von ZELINKA & MARVAN 1961 (zit. in BÖHMER et al. 1998) und MOOG (1995) für das Makrozoobenthos verwendet. Zur Berechnung des artspezifischen Indikationswertes der submersen Makrophyten wurde die Anzahl der Punkte in den Trophiestufen mit dem zugehörigen numerischen Wert (s. Tab. 15) multipliziert und durch die Summe der Punkte (= 20) dividiert (vgl. Kap. 6.4).

Die Vergabe der Punkte in den einzelnen Trophiestufen wurde auf der Grundlage des PSW-Wertes vorgenommen. Dieser Wert stellt eine gewichtete Summe aus der SRP-Konzentration im Interstitialwasser und im freien Wasserkörper dar (s. Kap. 6.1). Nach Sichtung der Daten wird die folgende Einteilung vorgeschlagen und zur Charakterisierung der trophischen Valenzen verwendet:

PSW [ $\mu\text{g/l}$ ]	Trophieklasse
$x \leq 15$	oligotroph
$15 < x \leq 50$	oligo- bis mesotroph
$50 < x \leq 100$	mesotroph
$100 < x \leq 200$	meso- bis eutroph
$200 < x \leq 500$	eutroph
$500 < x \leq 1500$	eu- bis polytroph
$1500 < x$	polytroph

Tab. 16: Zuordnung des PSW-Wertes zu den Trophieklassen

In die Liste der Indikatorarten wurden mit Ausnahme der Bryophyta alle Arten aufgenommen, deren trophische Valenzen von SCHNEIDER & MELZER (in: SCHMEDTJE et al. 1998) bereits nach dem 20-Punkte-System beschrieben wurden. Die Trophiecharakterisierung dieser Taxa wurde aufgrund des vorliegenden Datenmaterials ggf. korrigiert sowie insgesamt

sechs Arten zusätzlich aufgenommen. Die Liste der Indikatorarten umfasst damit insgesamt 49 Taxa submerser Makrophyten (ohne Bryophyta).

Aus den im Zuge der vorliegenden Arbeit gewonnenen Daten konnte für jede Art ein Histogramm erstellt werden, das die Häufigkeit ihres Auftretens in den Trophiestufen widerspiegelt. Die mit Hilfe des Statistikprogrammes SPSS aus dem Histogramm errechnete Normalverteilung gibt die anhand des vorliegenden Datensatzes bestmögliche Charakterisierung der trophischen Valenzen an. Mit der Vergabe von insgesamt 20 Punkten in den verschiedenen Trophiestufen wurde der Verlauf der Normalverteilungskurve weitgehend nachempfunden. Bei einer ungenügenden Anzahl von Probestellen ( $N < 7$ ) musste auf die Darstellung eines Histogrammes verzichtet werden. In diesen Fällen wurde besonderer Wert darauf gelegt, die Einstufung der Taxa mit Hilfe von Literaturzitate eindeutig belegen zu können.

Die Probestellen können a priori keiner sinnvoll vertretbaren Trophiestufe zugeordnet werden. Um die Annahme der Gleichverteilung aller Trophieklassen im vorhandenen Datensatz zu verifizieren, kann nur eine hilfswise Klassifikation nach dem Parameter Gesamt-Phosphor durchgeführt werden. Ein derartiges Vorgehen ist jedoch mit den bereits ausführlich diskutierten Vorbehalten zu sehen. Bei einer Klassifikation der mittleren Gesamt-P-Konzentration während der Vegetationsperiode nach den von MAUCH et al. (1998) verwendeten Stufen werden 32 Probestellen der oligotrophen Trophieklasse zugeteilt, 33 der mesotrophen und 43 der eutrophen Stufe. 45 Probestellen weisen eine mittlere Gesamt-P-Konzentration über  $150 \mu\text{g/l}$  auf und müssten demnach einer höheren Trophiestufe als eutroph zugeteilt werden (ab einer höheren Trophiestufe als der eutrophen können für den Hilfsparameter Gesamt-P keine Werte mehr angegeben werden, da derartige Gewässer im Regelfall nicht P-limitiert sind). Der Chi-Quadrat-Test ergibt für diese Werte keine signifikante Abweichung von einer Gleichverteilung ( $p = 0,318$ ). Eine Gewichtung der Daten des Histogrammes auf die relative Anzahl der Trophieklassen im vorhandenen Datensatz wurde daher nicht vorgenommen.

## 6.4 DIE ERMITTLUNG DES ARTSPEZIFISCHEN INDIKATIONSWERTES AUS DER 20-PUNKTE-VERTEILUNG

Für jede Art kann ein eindeutiger Indikationswert berechnet werden, der auf der Beschreibung ihrer trophischen Valenz mit Hilfe der 20-Punkte-Verteilung basiert.

$$IW_a = \frac{\sum_{i=1}^n P_{ai} * T_i}{\sum_{i=1}^n P_{ai}}$$

$IW_a$  = Indikationswert der Art a

$P_{ai}$  = Punkte der Art a in der Trophiestufe i

$T_i$  = Wert der Trophiestufe i (von oligotroph = 1 bis zu polytroph = 4)

Dieses Verfahren entspricht mathematisch einer Berechnung des gewichteten Mittels (TER BRAAK & JUGGINS 1993). In der Ökologie wird die Methode des gewichteten Mittels häufig angewandt, um die synökologischen Optima der untersuchten Taxa zu berechnen (SCHIEFELE & KOHMANN 1993, HOFMANN 1994, SCHÖNFELDER 1997). Das Verfahren liefert im Vergleich zu neueren Methoden wie z. B. GLR (Gaussian logistic regression) gleich gute Ergebnisse, ist jedoch mit einem wesentlich geringeren Aufwand verbunden (TER BRAAK & LOOMAN 1986, TER BRAAK & BARENDREGT 1986). Voraussetzung dabei ist, dass die Probestellen einigermaßen gleichmäßig entlang des Umweltgradienten (hier Trophie) verteilt sind und dass die Spanne der ökologischen Valenz der Arten abgedeckt ist. Beide Annahmen können im vorliegenden Datensatz als erfüllt betrachtet werden (s. Kap. 6.3).

## 6.5 CHARAKTERISIERUNG DER ARTEN

Die Charakterisierung der Arten erfolgt mit Hilfe von 20-Punkte-Verteilungen. Bei diesem Verfahren wird die Häufigkeit des Vorkommens der Arten durch die Verteilung von 20 Punkten in den Trophiestufen beschrieben (vgl. Kap. 6.3). Die Grundlage für die Vergabe der 20-Punkte bildeten das auf der Basis der PSW-Werte erstellte Histogramm sowie Literaturangaben zur Verbreitung der Art.

Die Indikationswerte der 49 Makrophytentaxa, für die eine 20-Punkte-Verteilung erarbeitet werden konnte, reichen von 1,05 bis 3,20. Daraus folgt, dass eine Indikation der polytrophen Stufe auf der Basis submerser Makrophyten prinzipiell nicht möglich ist. In diesem Trophiebereich kann zumeist schon das Phänomen der Makrophytenverödung beobachtet werden (MELZER 1988, JUNGE 1991).

### 6.5.1 Charales

*Chara aspera* DETHARDING EX WILLDENOW

o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p	Indikationswert
17	2	1					1,10

Die in der Literatur verfügbaren Angaben zur Ökologie von *Chara aspera* stammen zum Großteil aus Untersuchungen an Seen. Hier wird die Verbreitung der Art in oligotrophen bis höchstens mesotrophen Gewässern beschrieben (FORSBERG 1965, LANG 1973, BLINDOW 1992, SCHMIDT et al. 1995). Gegenüber einer weiteren Erhöhung der Nährstoffkonzentration reagiert die Art empfindlich (KRAUSCH 1964, MELZER 1988). Auch in einem Fließgewässer konnte das schlagartige Verschwinden von *Chara aspera* flussabwärts der Einleitung eines als Vorfluter genutzten Gewässers beobachtet werden (MELZER & ZIMMERMANN 1992).

Im Zuge der vorliegenden Arbeit konnten an zwei Fließgewässern Sedimentproben aus Polstern von *Chara aspera* entnommen werden. Die errechneten PSW-Werte an diesen Stellen liegen mit Werten von 2 bzw. 3,8 deutlich unterhalb der für oligotrophe Gewässer gesetzten Obergrenze von 15 (vgl. Tab. 16). Wasserchemische Daten liegen für insgesamt neun Standorte vor. Die mittleren Gesamt-P-Konzentrationen an diesen Stellen weisen Werte deutlich unterhalb der Nachweisgrenze von 10 µg P/l auf. Aus diesen Ergebnissen kann eine Präferenz der Art für oligotrophe Fließgewässer abgeleitet werden. Mit Blick auf die oben zitierte Literatur sowie aufgrund eigener Nachweise von *Chara aspera* auch in als mesotroph

eingestuften Fließgewässern (SCHNEIDER 1996) kann jedoch keine ausschließliche Verbreitung im oligotrophen Bereich angenommen werden.

*Chara contraria* A. BRAUN ex KÜTZING

o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p	Indikationswert
4	6	8	2				1,70

*Chara contraria* besiedelt oligo- bis mesotrophe Gewässer (LANG 1975, SCHMIDT et al. 1995, BORNETTE et al. 1996). Die Konkurrenzfähigkeit der Art wird durch eine mäßige Nährstoffanreicherung zwar gefördert, eine zu starke Eutrophierung führt jedoch zum Rückgang von *Chara contraria* (KRAUSE 1997). In Seen wird die Art daher zur Indikation eines „mäßigen Nährstoffgehaltes“ herangezogen (MELZER 1993). In einem Fließgewässer konnte das Wiederauftreten der Art nach der Verminderung des Nährstoffeintrags aufgrund der Modernisierung eines Klärwerkes beobachtet werden (MELZER & ZIMMERMANN 1992).

Im Verlauf der vorliegenden Arbeit wurde *Chara contraria* an drei Fließgewässern nachgewiesen. Eine Sedimentprobenahme war jedoch nur an einem dieser Gewässer möglich. Der an dieser Probestelle errechnete PSW-Wert von 22,9 liegt im oligo-mesotrophen Bereich (vgl. Tab. 16). Auch die beiden übrigen Fließgewässer können als gering nährstoffbelastet bezeichnet werden. Zusammen mit dem Nachweis von *Chara contraria* in der als mesotroph eingestuften Alz (SCHNEIDER 1996) kann der Verbreitungsschwerpunkt der Art im oligo-meso- und mesotrophen Bereich angegeben werden.

*Chara delicatula* AGARDH

o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p	Indikationswert
5	8	6	1				1,58

*Chara delicatula* gedeiht bevorzugt in oligo- bis mesotrophen, kaum bis schwach verunreinigten Gewässern (SCHMIDT et al. 1995). In Seen dient die Art als Indikator für eine „geringe Nährstoffbelastung“ (MELZER 1993). Sie besiedelt elektrolytarme Moortümpel und *Isoetes*-Seen sowie kalkarm-oligotrophe Klarwasserseen (KRAUSE 1997). Eine Beschränkung auf oligo- bis höchstens mesotrophe Gewässer beschreiben auch KARCZMARZ (1973) und LANGANGEN (1996). Demgegenüber erwähnt BLINDOW (1992) auch Vorkommen der Art in Seen mit Gesamt-P-Konzentrationen von bis zu 70 µg/l. Im Zuge der vorliegenden Arbeit konnte die Art an drei Fließgewässern nachgewiesen werden. Die mittlere Gesamt-P-Konzentration an diesen Standorten beträgt deutlich unter 10 µg P/l. Eine Entnahme von Sedimentproben fand nicht statt. Mit Blick auf die oben zitierte Literatur sowie aufgrund

eigener Nachweise von *Chara delicatula* in der Alz bei Seebruck muss der Verbreitungsschwerpunkt der Art in gering nährstoffbelasteten Fließgewässern angegeben werden.

### *Chara globularis* THULLIER

o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p	Indikationswert
2	4	7	5	2			<b>2,03</b>

*Chara globularis* (Synonym *Chara fragilis* DESVAUX IN LOISELEUR-DESLONGCHAMPS) gilt als Art mit weiter ökologischer Amplitude (FORSBERG 1965, ZIMMERMANN 1984, SCHÜTZ 1993, SCHMIDT et al. 1995). Ihr Verbreitungsschwerpunkt liegt jedoch sowohl in Fließgewässern als auch in Seen im leicht eutrophierten Bereich (BACKHAUS & KRAUSE 1975, CARBIENER et al. 1990, BLINDOW 1991, MELZER 1993). Gleichwohl konnte die Art auch in kaum belasteten Fließgewässern nachgewiesen werden (KÖHLER et al. 1997). *Chara globularis* wird als „unter den Reinheitszeigern relativ tolerant gegenüber leichten Belastungen“ bezeichnet (KÖHLER et al. 1994). Andererseits führt eine übermäßige Eutrophierung zu einem Rückgang der Art. So konnten MELZER & ZIMMERMANN (1992) erst nach der Modernisierung eines Klärwerkes eine Wiederbesiedelung der Amper durch *Chara globularis* beobachten. Im Zuge der vorliegenden Arbeit konnten an vier Fließgewässern Sedimentproben aus Polstern von *Chara globularis* entnommen werden. Die errechneten PSW-Werte verteilen sich gleichmäßig auf den oligo- bis meso-eutrophen Bereich. Für die Charakterisierung der trophischen Valenz von *Chara globularis* mit Hilfe der 20-Punkte-Verteilung mussten aber auch Nachweise aus eutrophen Fließgewässern berücksichtigt werden (BORNETTE et al. 1996, KRAUSE 1997).

### *Chara hispida* (LINNE) HARTMANN

o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p	Indikationswert
18	2						<b>1,05</b>

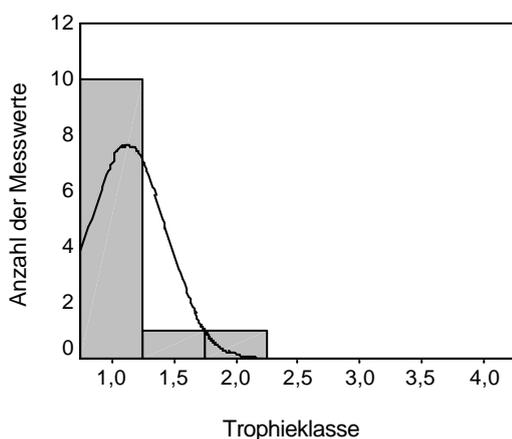


Abb. 27: Trophieklassifikation der Standorte von *Chara hispida* (Histogrammdarstellung)

*Chara hispida* gilt als oligotrophente, stenöke Art, deren Vorkommen weitgehend auf grundwassergespeiste Gewässer beschränkt ist (BACKHAUS & KRAUSE 1975, KÖHLER 1978c,

SIRCH 1982, BARTH 1984, MELZER 1988, SEITZ 1993, KOHLER et al. 1994, BORNETTE et al. 1996, VEIT et al. 1997, WÜRZBACH et al. 1997). Demgegenüber konnte BLINDOW (1991) in Aquarienversuchen belegen, dass die Art ohne interspezifischen Konkurrenzdruck auch bei Phosphorkonzentrationen bis zu 1000 µg/l PO<sub>4</sub>-P gedeihen kann. Aufgrund ihrer Fähigkeit, in geringer Zeit enorme Mengen an Biomasse aufzubauen (VEIT et al. 1997), kann *Chara hispida* in neu entstandenen Gewässern auch im meso- oder sogar eutrophen Bereich vorkommen (BACKHAUS & KRAUSE 1975, SCHMIDT et al. 1995). In weitgehend ungestörten Gewässern ist die Eignung von *Chara hispida* als Indikator oligotropher Verhältnisse jedoch unbestritten.

Auch die im Verlauf der vorliegenden Arbeit durchgeführten Messungen belegen dies eindeutig. *Chara hispida* konnte insgesamt an 19 Stellen nachgewiesen werden, von denen 17 eine mittlere Gesamt-P-Konzentration deutlich unterhalb von 10 µg/l aufweisen. Eine Entnahme von Sedimentproben war an zwölf Standorten möglich. Davon können zehn aufgrund der PSW-Werte als oligotroph eingestuft werden. Die beiden übrigen Standorte, deren PSW-Werte im oligo-meso- sowie im mesotrophen Bereich liegen, befinden sich im Lauterbach. Der Standort mit der höchsten SRP-Konzentration im Interstitialwasser liegt im Gelände eines Golfplatzes, die zweite Stelle etwa 500 Meter flussabwärts. An beiden Standorten überzieht ein Aufwuchs aus fädigen Grünalgen die Characeen. Auch wenn im freien Wasserkörper keine signifikante Erhöhung der Phosphor-Konzentrationen festzustellen war (SCHNEIDER et al. 2000 a), scheint ein P-Eintrag über eine Düngung der Flächen im Bereich des Golfplatzes durchaus plausibel. Dieser Eintrag konnte jedoch ausschließlich über die SRP-Konzentration im Interstitialwasser nachgewiesen werden. Da an dieser Stelle ein diskontinuierlicher Nährstoffeintrag angenommen werden kann, muss die dort gemessene SRP-Konzentration im Interstitialwasser nicht unbedingt die mittlere Nährstoffversorgung dieses Standortes widerspiegeln. Auch eine Teilräumung des Gewässers im direkten Einflussbereich des Golfplatzes kann nicht ausgeschlossen werden. Daher wurde diese Probestelle bei der Vergabe der 20 Punkte nicht berücksichtigt.

In der Literatur werden die Standorte von *Chara hispida* häufig als ammoniumarm beschrieben (KOHLER 1982, ZIMMERMANN 1984, SEITZ 1993, BORNETTE et al. 1996). KOHLER (1982) vermutete, dass *Chara hispida* auf Nitrat als Stickstoffquelle angewiesen sei. Im Gegensatz zu seinen Erwartungen konnte MELZER (1980) jedoch nur eine sehr geringe Nitratreduktaseaktivität in der Pflanze nachweisen. Auch im vorliegenden Datensatz wird deutlich, dass die Standorte von *Chara hispida* außergewöhnlich geringe Ammoniumkonzentrationen aufweisen. Demgegenüber liegt die Ammoniumkonzentration im

**Interstitialwasser** mit Werten von 1 bis 4 mg/l NH<sub>4</sub>-N im mittleren bis oberen Bereich der gemessenen Werte. Mit Blick auf die von MELZER (1980) beobachtete sehr geringe Nitratreduktaseaktivität kann daher vermutet werden, dass *Chara hispida* ihren Stickstoffbedarf in Form von Ammonium aus dem Sediment deckt.

*Chara intermedia* A. BRAUN

o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p	Indikationswert
14	6						1,15

Zur Ökologie von *Chara intermedia* liegen nur spärliche Informationen vor. In Seen wird die Art zur Indikation eines sehr geringen Nährstoffgehaltes herangezogen (MELZER 1993). Sie toleriert jedoch eine etwas stärkere Eutrophierung als *Chara hispida* (KRAUSE 1997). SCHMIDT et al. (1995) beschreiben die Art als oligo- bis mesotroph. Im Zuge der vorliegenden Arbeit konnte *Chara intermedia* an sieben Probestellen nachgewiesen werden. Die mittleren TP-Konzentrationen liegen mit einem Maximum von 12 µg P/l im höchstens schwach eutrophierten Bereich. An drei der genannten Stellen war die Entnahme von Sedimentproben möglich. Aufgrund der PSW-Werte können zwei dieser Stellen als oligotroph, die dritte als oligo-mesotroph charakterisiert werden.

*Chara vulgaris* VAILLANT

o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p	Indikationswert
1	4	5	5	5			2,23

Die kosmopolitisch verbreitete *Chara vulgaris* gilt als Art mit relativ weiter ökologischer Amplitude (SCHÜTZ 1993, KRAUSE 1997). Ihr bevorzugtes Habitat sind meso- bis eutrophe, kaum bis mäßig verunreinigte Gewässer (SCHMIDT et al. 1995). Fundortnachweise liegen sowohl aus unbelasteten (KÖHLER et al. 1974, KÖHLER et al. 1994, VEIT et al. 1997) als auch aus unterschiedlich stark eutrophierten Gewässern vor (BARTH 1984, SCHÜTZ 1993). Auch im Zuge eigener Kartierungen konnte *Chara vulgaris* sowohl in vergleichsweise nährstoffarmen Fließgewässern wie der Alz als auch z.B. im Abfluss einer Fischteichanlage nachgewiesen werden. In stehenden Gewässern wird die Art zur Indikation einer „erheblichen Nährstoffbelastung“ herangezogen (MELZER 1993). BACKHAUS & KRAUSE (1975) sowie KRAUSE (1997) betonen darüber hinaus die Fähigkeit von *Chara vulgaris*, in jungen Gewässern zu einer raschen Massenentfaltung zu gelangen. Der Verbreitungsschwerpunkt der Art liegt zweifellos in meso- bis eutrophen Fließgewässern.

## 6.5.2 Spermatophyta

### *Acorus calamus* LINNE

o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p	Indikationswert
		2	3	5	5	5	3,20

Aufgrund der vergleichsweise hohen Toleranz seiner Rhizome gegenüber Sauerstoffmangel (SUKOPP & MARKSTEIN 1989) kommt *Acorus calamus* sowohl in Seen und Teichen als auch in Fließgewässern bevorzugt auf nährstoffreichem, mehr oder weniger humosem Schlamm sediment vor (CASPER & KRAUSCH 1980). Auch OLSEN (1950), PHILIPPI (1978), HASLAM (1987) und WEBER & BRÄNDLE (1996) beschreiben das Hauptvorkommen der Art im eutrophen und stark verschmutzten Bereich. BRÄNDLE et al. (1996) konnten die Art im Zuge ausgedehnter Freilanduntersuchungen in oligotrophen Habitaten nicht nachweisen, beobachteten jedoch in eu- und hypertrophen Gewässern ein ausgezeichnetes Wachstum von *Acorus calamus*. Da sich auch die eigenen Standortnachweise der Art auf nährstoffreiche Gewässer wie z.B. die Altmühl beschränken, kann der Verbreitungsschwerpunkt von *Acorus calamus* in stark eutrophierten Gewässern als gesichert angenommen werden.

### *Berula erecta* (HUDSON) COVILLE

o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p	Indikationswert
	1	3	8	5	3		2,65

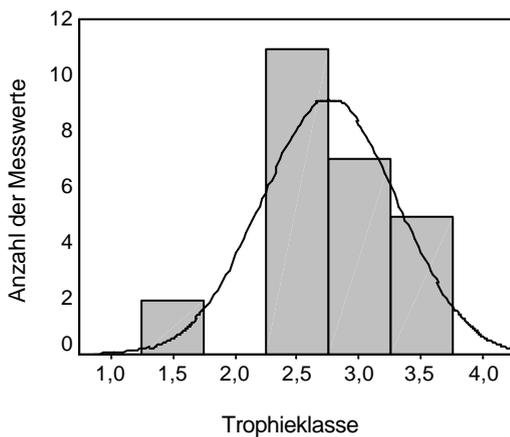


Abb. 28: Trophieklassifikation der Standorte von *Berula erecta* (Histogrammdarstellung)

*Berula erecta* wird entweder als Art mit weiter Verbreitungsamplitude (KOHLER 1982, WERLE 1982, HELD et al. 1984, KUTSCHER 1984, CARBIENER et al. 1990, KOHLER et al. 1994, TREMP & KOHLER 1995, ROBACH et al. 1996) oder als meso- bis eutraphente Art beschrieben (OLSEN 1950, HASLAM 1987, INSTITUT FÜR UMWELTANALYTIK UND HUMANTOXIKOLOGIE 1996, EGLIN et al. 1997). ROBACH et al. (1997) bezeichnen *Berula erecta* als Indikator für den Eintrag von Grundwasser. Die Art sei zwar

tolerant gegenüber einer erhöhten Trophie des Gewässers, ertrage aber keine organischen Verunreinigungen.

Im Zuge der vorliegenden Arbeit konnte *Berula erecta* an 46 Probestellen nachgewiesen werden. Eine Entnahme von Sedimentproben war an 25 Standorten möglich. Im Gegensatz zu VEIT et al. (1997), die *Berula erecta* zwar als indifferent gegenüber der Nährstoffkonzentration aber mit Verbreitungsschwerpunkt im oligotrophen Bereich bezeichnen, lässt sich aus dem vorhandenen Datensatz eine Hauptverbreitung im eutrophen Bereich ableiten. Der Grund dafür ist in der SRP-Konzentration des Interstitialwassers zu sehen. Diese weist im Gegensatz zur SRP-Konzentration des freien Wasserkörpers, die auf einem niedrigen bis mittleren Niveau liegt, mittlere bis hohe Werte auf. Im vorliegenden Datensatz werden die Standorte von *Berula erecta* darüber hinaus durch auffällig hohe Nitrat-Konzentrationen im freien Wasserkörper gekennzeichnet. Mit Blick auf die Beobachtung von ROBACH et al. (1997) scheint sich *Berula erecta* als Indikator für den Eintrag nährstoffreichen Grundwassers zu eignen.

#### *Butomus umbellatus* LINNE

o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p	Indikationswert
		1	4	10	5		2,98

*Butomus umbellatus* wird übereinstimmend als eutraphente Art beschrieben (CASPER & KRAUSCH 1980, HASLAM 1987, SCHÜTZ 1992, KOHLER et al. 1997). Trotz ihrer hohen Toleranz gegenüber Nährstoffanreicherung (HARDING 1981) konnte sie von BRÄNDLE et al. (1996) in hypertrophen Habitaten nicht mehr nachgewiesen werden. Im Zuge der vorliegenden Arbeit wurde *Butomus umbellatus* an vier Probestellen kartiert, von denen drei die Entnahme von Sedimentproben erlaubten. An einem dieser Gewässer liegt der errechnete PSW-Wert im oberen Bereich der mesotrophen Stufe. Die beiden weiteren Werte sind der meso-eu- sowie der eutrophen Trophieklasse zuzuordnen. Mit einer mittleren SRP-Konzentration von 110 µg P/l im freien Wasserkörper muss die Probestelle, an der keine Sedimentprobenahme stattfinden konnte, als stark eutrophiert bezeichnet werden. Der Verbreitungsschwerpunkt von *Butomus umbellatus* wird daher in Übereinstimmung mit der zitierten Literatur im eutrophen Bereich angegeben.

#### *Callitriche cophocarpa* SENDTNER

o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p	Indikationswert
	1	6	6	6	1		2,50

Der Verbreitungsschwerpunkt von *Callitriche cophocarpa* liegt in meso- bis eutrophen Gewässern (CASPER & KRAUSCH 1981, HASLAM 1987, TÄUSCHER 1997). Auch OLSEN (1950)

lagen keinerlei Nachweise aus oligotrophen Gewässern vor. Sie bezeichnet die Art als eutraphent. HELD et al. (1984) nennen *Callitriche cophocarpa* einen „typischen Besiedler belasteter Gewässer“ und auch MELZER (1993) stufte die Art als Indikator für sehr hohen Nährstoffgehalt ein.

Aufgrund der polymorphen Ausprägung der vegetativen Merkmale der Gattung *Callitriche* sind zur sicheren Artbestimmung reife Früchte notwendig (CASPER & KRAUSCH 1981). Da diese im Zuge der Makrophytenkartierungen nur in den seltensten Fällen vorlagen, konnten nur wenige Exemplare eindeutig bis zur Art bestimmt werden. Die Zusammenfassung der Messdaten für die Gruppe *Callitriche* spec. ergab eine hohe Variabilität bezüglich der gemessenen Parameter. Auf Gattungsniveau kann eine Eignung zur Trophieindikation in Fließgewässern daher ausgeschlossen werden.

#### *Callitriche hamulata* KÜTZING ex KOCH

o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p	Indikationswert
5	5	5	3	2			<b>1,80</b>

*Callitriche hamulata* gilt als typische Weichwasserart (KUTSCHER 1984). Ihr Verbreitungsschwerpunkt liegt in oligo- bis mesotrophen Gewässern (DERSCH 1965, KOHLER 1978a, CASPER & KRAUSCH 1981), sie dringt aber auch in stärker belastete Bereiche vor (SCHWOERBEL 1968, MONSCHAU-DUDENHAUSEN 1982). KOHLER et al. (1992) bezeichnen *Callitriche hamulata* bei Massenvorkommen als guten Indikator für eine mäßige Nährstoffbelastung. In den Niederlanden gilt die Art als charakteristisch für kalkarm-oligotrophe Gewässer (SCHOTSMAN 1958).

#### *Callitriche obtusangula* LE GALL

o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p	Indikationswert
	2	5	6	5	2		<b>2,50</b>

*Callitriche obtusangula* wird als Art mit weiter ökologischer Amplitude beschrieben (WERLE 1982, KUTSCHER 1984, SCHÜTZ 1993), deren Hauptverbreitung jedoch in mäßig bis stark eutrophierten Gewässern liegt (KAHNT et al. 1989, KOHLER et al. 1994, THIEBAUT & MÜLLER 1994, EGLIN et al. 1997). Die Art gedeiht bevorzugt in grundwasserbeeinflussten Gewässern, wo sie flussabwärts von Nährstoffeinleitungen verstärkt auftritt (KRAUSE 1971, KELBER 1994). *Callitriche obtusangula* konnte als einziger Vertreter der Gattung *Callitriche* in der Sempt bzw. ihren Zuflüssen fruchtend gefunden und daher bis zur Art determiniert werden.

Sempt und Schwillach stellen als grundwasserbeeinflusste und eutrophierte Fließgewässer typische Habitats der Art dar.

### *Ceratophyllum demersum* LINNE

o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p	Indikationswert
			1	12	6	1	<b>3,18</b>

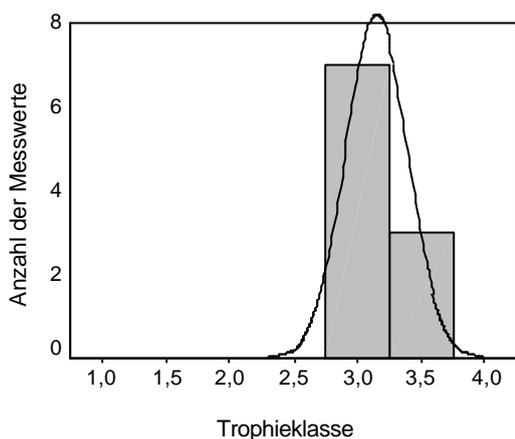


Abb. 29: Trophieklassifikation der Standorte von *Ceratophyllum demersum* (Histogrammdarstellung)

*Ceratophyllum demersum* wird übereinstimmend als eutraphente Art beschrieben (KURIMO 1970, KRAUSE 1972, KOHLER 1978b, CASPER & KAUSCH 1981, MELZER 1993, SCHÜTZ 1993, ALI et al. 1995, EGLIN et al. 1997, ROBACH et al. 1997). Die im Verlauf der vorliegenden Arbeit gewonnenen Daten belegen diese Charakterisierung eindeutig. *Ceratophyllum demersum* konnte an insgesamt 14 Probestellen nachgewiesen werden. Die mittleren Gesamt-Phosphorkonzentrationen weisen ausnahmslos Werte von über 100 µg P/l auf (Maximum 690 µg P/l). An zehn Standorten war die Entnahme von Sedimentproben möglich. Sie werden durch die PSW-Werte als eutroph sowie eu-polytroph charakterisiert.

*Ceratophyllum demersum* besitzt wie alle Vertreter dieser Gattung keine echten Wurzeln (CASPER & KRAUSCH 1981, BORMAN et al. 1997). Die Art kann sich jedoch mit Hilfe farbloser Rhizoide im Boden verankern. Da *Ceratophyllum demersum* im Zuge der vorliegenden Arbeit bis zu einer Fließgeschwindigkeit von 3 = „mäßig fließend“ nachgewiesen werden konnte, müssen notwendigerweise Teile der Pflanze als Verankerung im Sediment fungieren. Ob und ggf. zu welchem Prozentsatz diese im Sediment liegenden Sprossabschnitte an der Aufnahme von Nährstoffen beteiligt sind, ist nicht bekannt. Dennoch spiegeln die PSW-Werte die in der oben zitierten Literatur getroffene Einschätzung der Art als eutraphent korrekt wider.

*Elodea canadensis* RICHARD-MICHAUX

o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p	Indikationswert
1	2	3	6	5	2	1	2,55

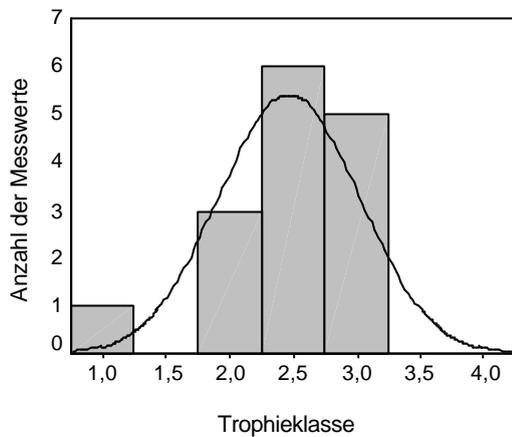


Abb. 30: Trophieklassifikation der Standorte von *Elodea canadensis* (Histogrammdarstellung)

*Elodea canadensis* kommt bevorzugt in eutrophen und mit etwas geringerer Häufigkeit in mesotrophen Gewässern vor (KRAUSE 1971, KOHLER 1975, CASPER & KRAUSCH 1981, HASLAM 1987, GRIME et al. 1988, SCHÜTZ 1995, ROBACH et al. 1997). Die Art kann jedoch sowohl in oligotrophen (WIEGLEB 1976) als auch in polytrophen Habitaten (KOHLER et al. 1992) gedeihen. Einige Autoren bezeichnen *Elodea canadensis* daher als indifferent gegenüber der Nährstoffbelastung des Gewässers (MONSCHAU-DUDENHAUSEN 1982,

WERLE 1982, KOHLER et al. 1992, DREYER & ROWECK 1993, KELBER 1994).

Mit Hilfe des vorliegenden Datensatzes können beide Aussagen verifiziert werden. Die insgesamt 29 Probestellen, an denen *Elodea canadensis* nachgewiesen werden konnte, weisen mittlere Gesamt-P-Konzentrationen von 7 bis 422 µg P/l auf und belegen damit die weite ökologische Amplitude der Art. An 15 Standorten war eine Entnahme von Sedimentproben möglich. Die aufgrund der PSW-Werte vorgenommene Einteilung in Trophiestufen lässt einen eindeutigen Verbreitungsschwerpunkt im meso-eu- und eutrophen Bereich erkennen.

*Elodea canadensis* gilt als Indikator für eine Ammoniumbelastung des Gewässers, da sie Nitrat nicht in größeren Mengen als Stickstoffquelle nutzen kann (KUTSCHER 1984, MÜNCH 1989). Auch OZIMEK et al. (1993) konnten eine bevorzugte Aufnahme von Ammonium gegenüber Nitrat nachweisen. Demgegenüber konnten im vorliegenden Datensatz weder im Interstitialwasser noch im freien Wasserkörper auffällig hohe Ammonium-Konzentrationen an den Standorten von *Elodea canadensis* beobachtet werden. Die Indikatoreigenschaft der Art hinsichtlich einer Ammoniumbelastung der Gewässer kann daher nicht verifiziert werden.

*Elodea nuttallii* (PLANCHON) ST. JOHN

o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p	Indikationswert
		3	7	7	3		2,75

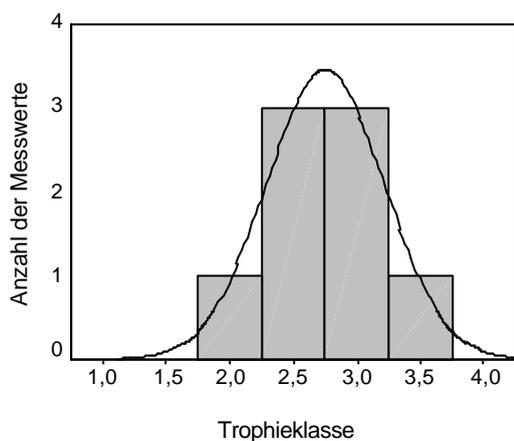


Abb. 31: Trophieklassifikation der Standorte von *Elodea nuttallii* (Histogrammdarstellung)

*Elodea nuttallii* wird als eutraphente Art charakterisiert (CASPER & KRAUSCH 1980, MELZER 1993, SCHÜTZ 1993, SCHNITZLER et al. 1996, EGLIN et al. 1997). Gleichwohl liegen auch Verbreitungsnachweise aus nur leicht eutrophierten Gewässern vor (SCHÜTZ 1993). Die insgesamt zehn Probestellen, an denen *Elodea nuttallii* im Zuge der vorliegenden Arbeit kartiert wurde, weisen mittlere Gesamt-P-Konzentrationen zwischen 13 und 280 µg P/l mit einem Schwerpunkt im nährstoffreicheren

Bereich auf. Aufgrund der PSW-Werte der acht Standorte, an denen Sedimentproben entnommen wurden, kann der Verbreitungsschwerpunkt der Art im meso-eu- und eutrophen Bereich angegeben werden. Der Indikationswert von *Elodea nuttallii* ist gegenüber *Elodea canadensis* etwas stärker in den eutrophen Bereich verschoben. THIEBAUT et al. (1997) und ROLLAND & TREMOLIERES (1994) vermuteten, dass *Elodea nuttallii* im Vergleich zu *Elodea canadensis* eine höhere Toleranz gegenüber Ammonium aufweist. Auch im vorliegenden Datensatz gehören die Ammoniumkonzentrationen an den Standorten von *Elodea nuttallii* zu den höchsten der insgesamt gemessenen Werte. Sie lassen sich signifikant (Mann-Whitney-U-Test,  $p = 0,009$ ) von den an Standorten von *Elodea canadensis* gemessenen Konzentrationen abtrennen. Aufgrund der nach wie vor relativ geringen Anzahl an Messwerten kann eine mögliche Eignung von *Elodea nuttallii* zur Indikation einer Ammoniumbelastung der Gewässer jedoch nur vermutet und nicht abschließend belegt werden.

*Glyceria maxima* (HARTMANN) HOLMBERG

o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p	Indikationswert
	1	3	3	5	4	4	3,00

*Glyceria maxima* wird übereinstimmend als eutraphente Art beschrieben (LANG 1973, CASPER & KRAUSCH 1980, HASLAM 1987). Trotz einzelner Nachweise in nährstoffärmeren Gewässern (OLSEN 1950) gilt sie als tolerant gegenüber Eutrophierung (HARDING 1981, HAURY et al. 1996). BRÄNDLE et al. (1996) konnten die Art in meso- bis hypertrophen

Gewässern nachweisen, wobei eu- und hypertrophe Habitate die günstigsten Wachstumsvoraussetzungen boten. Im Zuge der vorliegenden Arbeit konnte *Glyceria maxima* an drei Standorten kartiert werden. Mit mittleren TP-Konzentrationen von 150 bzw. 160 µg P/l müssen zwei dieser Standorte als eutrophiert eingestuft werden. Der dritte Standort weist geringere Phosphorkonzentrationen auf. Mit Blick auf die zitierte Literatur kann der Verbreitungsschwerpunkt von *Glyceria maxima* im eutrophen Bereich angegeben werden.

### *Groenlandia densa* (LINNE) FOURREAU

o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p	Indikationswert
4	5	6	4	1			1,83

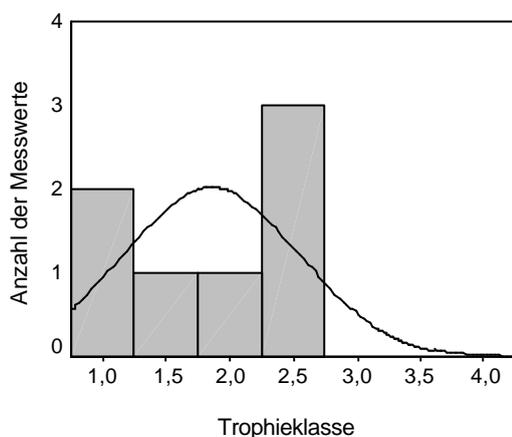


Abb. 32: Trophieklassifikation der Standorte von *Groenlandia densa* (Histogrammdarstellung)

*Groenlandia densa* wurde häufig in leicht eutrophierten, grundwasserbeeinflussten Gewässern nachgewiesen (KOHLER et al. 1974, SCHÜTZ 1992, SEITZ 1993, KOHLER et al. 1997). Einige Autoren bezeichnen die Art jedoch als eutraphent (STEUSLOFF 1939, HASLAM 1987, CARBIENER et al. 1994). SCHÜTZ (1988) vermutet eine Bindung an winterwarme, stenotherme Gewässer.

*Groenlandia densa* konnte im Zuge der vorliegenden Arbeit an 14 Probestellen

nachgewiesen werden, von denen der Großteil eindeutig durch Grundwasser beeinflusst ist. Die Gesamt-P-Konzentration an diesen Stellen weist Werte von 3 bis 38 µg P/l auf. An der Hälfte der Standorte konnten Sedimentproben entnommen werden. Diese werden durch die PSW-Werte als oligo- bis meso-eutroph charakterisiert. Insgesamt kann die Art in Fließgewässern zur Indikation eines Eintrags meist leicht eutrophierten Grundwassers herangezogen werden.

### *Hippuris vulgaris* LINNE

o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p	Indikationswert
8	8	2	1	1			1,48

*Hippuris vulgaris* wird als Art mit weiter ökologischer Amplitude charakterisiert, die oligo- bis eutrophe Standorte besiedeln kann (OLSEN 1950, ELORANTA 1970). CASPER & KRAUSCH (1981) beschreiben ein bevorzugtes Vorkommen an mit Nährstoffen angereicherten

Standorten. In Seen wird *Hippuris vulgaris* zur Indikation sehr hoher Nährstoffbelastungen herangezogen (MELZER 1993). Auch SCHMIDER & OTTOW (1985) konnten in Teichen ein bevorzugtes Auftreten der Art im meso- und eutrophen Bereich beobachten. Demgegenüber wird die Art in Fließgewässern als kennzeichnend für unbelastete oder höchstens schwach eutrophierte Fließstrecken charakterisiert (WERLE 1982, SCHÜTZ 1992, SCHÜTZ 1995, KOHLER et al. 1997). KRAUSE (1971) konnte die Art sowohl in eutrophierten Altrheinen, als auch in kaltstenothermen Gewässern zusammen mit *Chara hispida* beobachten. Massenwuchs erreichte die Art aber nur in den sommerkalten Quellgewässern. Generell wird das Vorkommen von *Hippuris vulgaris* auffällig häufig in Zusammenhang mit einer Grundwasserbeeinflussung der Gewässer beschrieben (KRAUSE 1971, KRAUSE 1975, WERLE 1982, MELZER 1988, SCHÜTZ 1992, KOHLER et al. 1997).

Im Zuge der vorliegenden Arbeit konnte *Hippuris vulgaris* an drei Fließgewässern nachgewiesen werden. Aufgrund der PSW-Werte lassen sich zwei dieser Standorte als oligotroph, der dritte als oligo-mesotroph charakterisieren. Die beiden oligotrophen Standorte zeigen eine eindeutige Beeinflussung durch Grundwasser, am dritten Standort kann keine Angabe dazu gemacht werden. Insgesamt scheint die Art in Fließgewässern nährstoffärmere Habitate zu bevorzugen als in Seen. Eine Grundwasserbeeinflussung der Standorte kann angenommen werden.

#### ***Juncus subnodulosus* SCHRANK**

<b>o</b>	<b>o-m</b>	<b>m</b>	<b>m-eu</b>	<b>eu</b>	<b>eu-p</b>	<b>p</b>	<b>Indikationswert</b>
15	5						<b>1,13</b>

Die submerse Wuchsform von *Juncus subnodulosus* wird in Fließgewässern übereinstimmend als stenök und oligotroph charakterisiert (KOHLER et al. 1974, CARBIENER et al. 1990, HAURY et al. 1996, ROBACH et al. 1996, VEIT et al. 1997, WÜRZBACH et al. 1997). Lediglich CASPER & KRAUSCH (1980) geben ein Vorkommen in oligo- bis mesotrophen Gewässern an. Im Zuge der vorliegenden Arbeit konnte die Art an insgesamt 13 Standorten nachgewiesen werden. Eine Sedimentprobenahme war jedoch nur an einer Stelle möglich. Der errechnete PSW-Wert weist diesen Standort als oligotroph aus. Da von den insgesamt 13 Probestellen drei eine mittlere TP-Konzentration im freien Wasserkörper von mehr als 10 µg P/l aufweisen (Maximum 19,7), muss ein Vorkommen der Art auch in oligo- bis mesotrophen Fließgewässern angenommen werden.

*Mentha aquatica* LINNE

o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p	Indikationswert
3	4	6	4	3			<b>2,00</b>

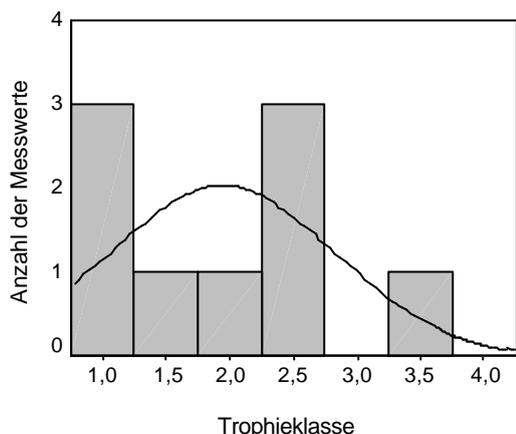


Abb. 33: Trophieklassifikation der Standorte von *Mentha aquatica* (Histogrammdarstellung)

Die Literaturangaben zur Habitatpräferenz von *Mentha aquatica* sind außergewöhnlich kontrovers. Die Art wird sowohl als eutrophent (CASPER & KRAUSCH 1981, INSTITUT FÜR UMWELTANALYTIK UND HUMANTOXIKOLOGIE 1996), als auch als mesotrophent (HASLAM 1987, KLEIN et al. 1995, EGLIN et al. 1997) und als Art mit Schwerpunkt in unbelasteten Gewässern beschrieben (KÖHLER et al. 1974, KÖHLER et al. 1994, KÖHLER et al. 1997, VEIT et al. 1997). Einige Autoren bezeichnen *Mentha*

*aquatica* auch als euryöke Art (OLSEN 1950, HELD et al. 1984, HAURY et al. 1996).

Im Zuge der vorliegenden Arbeit konnte *Mentha aquatica* an 27 Standorten nachgewiesen werden. Die mittleren Gesamt-P-Konzentrationen im freien Wasserkörper liegen zwischen 3 und 24 µg P/l. 16 Standorte weisen Werte unterhalb von 10 µg P/l auf. Eine Entnahme von Sedimentproben war an neun Standorten möglich. Aufgrund der außerordentlich hohen SRP-Konzentration im Interstitialwasser wird einer dieser Standorte der eu-polytrophen Stufe zugeteilt. Dabei handelt es sich um die Probestelle 13 an der Forstinninger Sempt (vgl. Kap. 7.2.2). Nachdem die extrem hohen SRP-Konzentrationen im Interstitialwasser dieses Standortes nachgewiesenermaßen nur ein kurzfristiges Ereignis darstellen, wird dieser Wert bei der Beschreibung der trophischen Valenz von *Mentha aquatica* nicht berücksichtigt. Die eu-polytrophe Stufe entspricht sicherlich nicht der tatsächlichen Trophieklasse dieser Stelle. Die weiteren Probestellen werden dem oligotrophen bis meso-eutrophen Spektrum zugeordnet. Insgesamt kann *Mentha aquatica* daher als Art mit weiter ökologischer Amplitude bezeichnet werden.

Mit Blick auf die stark divergierenden Angaben in der Literatur sowie die Erfahrungen an der Probestelle 13 in der Sempt (vgl. Kap. 7.2.2) entsteht der Eindruck, dass *Mentha aquatica* bevorzugt Gewässer mit geringen bis mittleren Nährstoffkonzentrationen im freien Wasserkörper besiedelt, die aber einem zumindest temporären Eintrag von Nährstoffen über das Interstitialwasser unterliegen. Ihre weite ökologische Amplitude ermöglicht der Art,

sowohl geringe Nährstoffkonzentrationen im freien Wasserkörper als auch teilweise massiven Nährstoffeintrag über das Interstitialwasser zu tolerieren. Oligotraphente Arten werden in derartigen Gewässerabschnitten zunehmend verdrängt.

### *Myriophyllum alterniflorum* DE CANDOLLE

o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p	Indikationswert
8	6	3	2	1			1,55

*Myriophyllum alterniflorum* wird meist als oligotraphente Weichwasserart charakterisiert (ELORANTA 1970, KURIMO 1970, KOHLER 1978a, CASPER & KRAUSCH 1981, HARDING 1981, HASLAM 1987, KOHLER et al. 1992). Demgegenüber beschreibt OLSEN (1950) die Fähigkeit der Art, auch eutrophe Habitats zu besiedeln. Auch ROBACH et al. (1996) und ROELOFS et al. (1996) konnten ein Auftreten in nährstoffreicheren Gewässern beobachten. Im Zuge der vorliegenden Arbeit konnte *Myriophyllum alterniflorum* nur an einem Standort nachgewiesen werden. Dieser wird durch den PSW-Wert als eu-polytroph ausgewiesen. Mit Blick auf die oben zitierte Literatur muss dieser Standort als Ausnahmefall betrachtet werden. Dennoch scheint die ökologische Amplitude der Art größer zu sein als zumeist angenommen wird.

### *Myriophyllum spicatum* LINNE

o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p	Indikationswert
	1	2	5	8	3	1	2,83

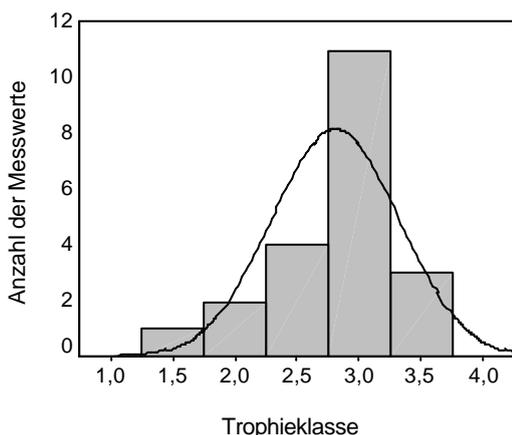


Abb. 34: Trophieklassifikation der Standorte von *Myriophyllum spicatum* (Histogrammdarstellung)

*Myriophyllum spicatum* kommt bevorzugt in nährstoffreichen, eutrophen Gewässern vor (KOHLER 1976, MONSCHAU-DUDENHAUSEN 1982, HASLAM 1987, MELZER 1993, SCHÜTZ 1993, KELBER 1994, KLEIN et al. 1995, ROBACH et al. 1997, TÄUSCHER 1997). Die Art konnte jedoch auch in nährstoffarmen Habitats nachgewiesen werden (OLSEN 1950, CASPER & KRAUSCH 1981). HARDING (1981) bezeichnet *Myriophyllum spicatum* sogar als empfindlich gegenüber einer Nährstoffanreicherung der

Gewässer. Im Zuge der vorliegenden Arbeit konnte *Myriophyllum spicatum* an 31 Probestellen nachgewiesen werden. Die mittleren Gesamt-P-Konzentrationen weisen Werte zwischen 5 und 567 µg P/l auf. Der Großteil der insgesamt 21 Standorte, an denen

Sedimentproben entnommen wurden, wird aufgrund der PSW-Werte dem eutrophen Bereich zugeordnet. Mit dem vorhandenen Datensatz kann daher sowohl die grundsätzliche Einstufung von *Myriophyllum spicatum* als eutraphent, als auch die Fähigkeit der Art zur Besiedelung nährstoffärmerer Fließgewässer belegt werden.

*Nasturtium officinale* R. BROWN

o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p	Indikationswert
1	3	5	7	4			2,25

*Nasturtium officinale* kommt bevorzugt in organisch unbelasteten aber nährstoffreichen Gewässern vor (CASPER & KRAUSCH 1981, CARBIENER et al. 1994, ROBACH et al. 1997). Die Art wird teilweise als Indikator für einen Eintrag eutrophierten Grundwassers beschrieben (CARBIENER et al. 1990, EGLIN et al. 1997). Im Zuge der vorliegenden Arbeit konnte *Nasturtium officinale* an 23 Probestellen kartiert werden. An vier Stellen wurden Sedimentproben entnommen. Diese Standorte müssen aufgrund der PSW-Werte als meso-eutroph bezeichnet werden. Die mittleren TP-Konzentrationen im freien Wasserkörper der 23 Probestellen, an denen die Art nachgewiesen werden konnte, reichen von 3 bis zu 210 µg P/l und decken damit einen sehr breiten Bereich ab. Diese Werte würden die Aussage von KOHLER et al. (1974) und ROBACH et al. (1996) bestätigen, die *Nasturtium officinale* als indifferente Art bezeichnen. Wie weiter oben diskutiert, reicht die ausschließliche Betrachtung der Phosphorkonzentration des freien Wasserkörpers jedoch nicht aus, um die Nährstoffansprüche einer Art umfassend zu charakterisieren. *Nasturtium officinale* kommt in der Sempt (Probestelle 13) in enger Nachbarschaft zu *Mentha aquatica* vor. Die dort gemachte Beobachtung eines temporären Eintrags extrem nährstoffreichen Grundwassers an einem während des übrigen Jahres unbeeinträchtigten Standort kann sicherlich auf die unmittelbar benachbarten Standorte von *Nasturtium officinale* übertragen werden. In Übereinstimmung mit CARBIENER et al. (1990) und EGLIN et al. (1997) kann eine Eignung der Art als Indikator für einen zumindest temporären Eintrag nährstoffreichen Grundwassers vermutet werden.

*Nuphar lutea* (LINNE) SMITH

o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p	Indikationswert
		1	2	8	8	1	3,15

*Nuphar lutea* gilt als Art mit weiter ökologischer Amplitude, deren Verbreitungsschwerpunkt jedoch in eutrophen Gewässern liegt (OLSEN 1950, KURIMO 1970, WIEGLEB 1976, CASPER &

KRAUSCH 1981, HELD et al. 1984, HAURY et al. 1996). Die Art konnte auch in oligotrophen Seen nachgewiesen werden (HEGI 1973, HARLACHER 1982, STEINBRECHER 1984). Demgegenüber scheint *Nuphar lutea* in Fließgewässern stärker an nährstoffreiche Habitate gebunden zu sein (HASLAM 1987, JUNGE 1991, KLEIN et al. 1995).

Die insgesamt zwölf Probestellen, an denen *Nuphar lutea* im Zuge der vorliegenden Arbeit nachgewiesen werden konnte, weisen mit einer einzigen Ausnahme mittlere Gesamt-P-Konzentrationen von mehr als 100 µg/l (Maximum 690 µg P/l) auf. An fünf Fließgewässern konnten Sedimentproben entnommen werden. Die berechneten PSW-Werte weisen einen Standort als meso-eutroph, einen als eutroph und die weiteren drei als eu-polytroph aus. Im Gegensatz zu Seen kann *Nuphar lutea* daher in Fließgewässern zur Indikation stark eutrophierter Habitate herangezogen werden.

#### *Potamogeton alpinus* BALBIS

o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p	Indikationswert
5	9	5	1				1,55

Trotz vereinzelter Nachweise in eutrophen Habitaten (UOTILA 1971, OLSEN 1950) gilt *Potamogeton alpinus* als verschmutzungsempfindliche Art mit Verbreitungsschwerpunkt in höchstens schwach eutrophierten Gewässern (CASPER & KRAUSCH 1980, KUTSCHER 1984, KOHLER et al. 1992, SCHÜTZ 1992). KOHLER (1978a) bezeichnet *Potamogeton alpinus* zwar als Art mit weiter Verbreitungsamplitude, merkt aber gleichzeitig an, dass die Art in Süddeutschland in stärker eutrophierten Gewässern fehlt. Auch HASLAM (1987) konnte in Norddeutschland und Dänemark einen etwas ins eutrophe verschobenen Verbreitungsschwerpunkt beobachten. Dennoch kann der Art in Süddeutschland ein im oligo- bis mesotrophen Bereich liegender Indikationswert zugeordnet werden. Auch in Seen wird *Potamogeton alpinus* zur Indikation einer „geringen“ Nährstoffbelastung herangezogen (MELZER 1993).

#### *Potamogeton berchtoldii* FIEBER

o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p	Indikationswert
1	2	4	7	5	1		2,40

*Potamogeton berchtoldii* wird meist als eutraphente Art beschrieben (UOTILA 1971, CASPER & KRAUSCH 1980, HARDING 1981, JUNGE 1991, MELZER 1993, KLEIN et al. 1995, KOHLER et al. 1997, TÄUSCHER 1997). Im Gegensatz zu Seen sind jedoch aus Fließgewässern auch

Nachweise aus oligotrophen oder nur leicht eutrophierten Gewässern bekannt (KÖHLER et al. 1974, SCHÜTZ 1993, KÖHLER et al. 1994). An den insgesamt 13 Probestellen, an denen die Art im Verlauf der vorliegenden Arbeit kartiert werden konnte, reichen die mittleren Gesamt-P-Konzentrationen von ca. 3 bis zu 210 µg P/l und decken damit ein vergleichsweise breites Spektrum ab. Der Großteil der Werte liegt zwischen 10 und 30 µg P/l. Von den vier Standorten, an denen Sedimentproben entnommen wurden, können aufgrund der PSW-Werte drei als mesotroph, der weitere als eutroph eingestuft werden. Da die drei mesotrophen Standorte alle von einem Fließgewässer, dem Inninger Bach, stammen, darf ihre Bedeutung nicht überschätzt werden. Insgesamt kann *Potamogeton berchtoldii* in Fließgewässern als Art mit weiter ökologischer Amplitude charakterisiert werden. Der Verbreitungsschwerpunkt der Art liegt jedoch eindeutig in meso- bis eutrophen Habitaten.

#### *Potamogeton coloratus* HORNEMANN

o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p	Indikationswert
18	2						1,05

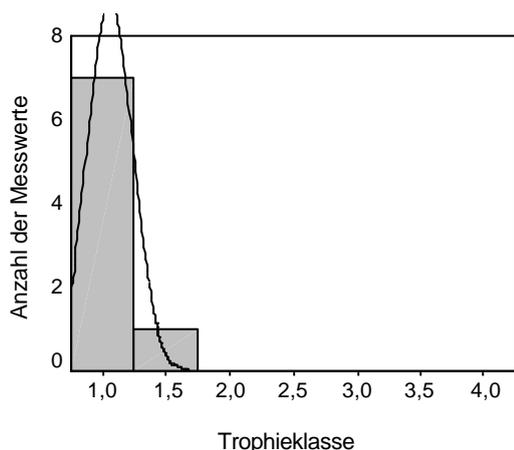


Abb. 35: Trophieklassifizierung der Standorte von *Potamogeton coloratus* (Histogrammdarstellung)

*Potamogeton coloratus* gilt als außerordentlich belastungsempfindliche Art, deren Verbreitungsschwerpunkt eindeutig in oligotrophen Gewässern liegt (PHILIPPI 1978, CASPER & KRAUSCH 1980, KÖHLER 1982, HASLAM 1987, CARBIENER et al. 1990, MELZER 1993, HAURY et al. 1996, ROBACH et al. 1996). Mit Hilfe der PSW-Werte der insgesamt acht Standorte, an denen im Zuge der vorliegenden Arbeit Sedimentproben entnommen wurden, kann diese Einschätzung zweifelsfrei belegt werden.

*Potamogeton coloratus* kann auch in Fließgewässern zur Indikation oligotropher Habitate herangezogen werden.

*Potamogeton crispus* LINNE

o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p	Indikationswert
	1	2	4	8	4	1	2,88

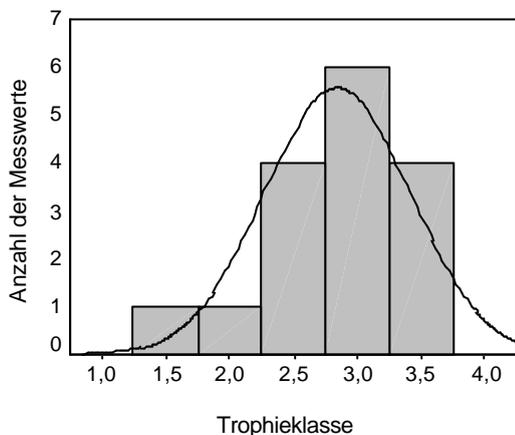


Abb. 36: Trophieklassifikation der Standorte von *Potamogeton crispus* (Histogrammdarstellung)

*Potamogeton crispus* wird als Art mit Verbreitungsschwerpunkt in eutrophen (CASPER & KRAUSCH 1980, HASLAM 1987, KOHLER et al. 1992, MELZER 1993, KÖRNER & KÜHL 1996) oder meso- bis eutrophen Gewässern beschrieben (KLEIN et al. 1995, EGLIN et al. 1997, WÜRZBACH et al. 1997). Verbreitungsnachweise sind jedoch sowohl aus stark eutrophierten (ZANDER et al. 1990) als auch aus nährstoffärmeren Gewässern bekannt (OLSEN 1950). Im Zuge der vorliegenden Arbeit

konnte *Potamogeton crispus* an 27 Stellen kartiert werden. Die mittlere Gesamt-P-Konzentration im freien Wasserkörper weist Werte von 17 bis 330 µg P/l auf. Mit Hilfe der PSW-Werte der 16 Standorte, an denen Sedimentproben entnommen wurden, kann sowohl der Verbreitungsschwerpunkt der Art in eutrophen Gewässern, als auch ihr gelegentliches Auftreten bei nährstoffärmeren Bedingungen belegt werden.

*Potamogeton filiformis* PERSOON

o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p	Indikationswert
6	6	4	2	2			1,70

Zur Ökologie von *Potamogeton filiformis* liegen nur sehr spärliche Informationen vor. Der Verbreitungsschwerpunkt der Art wird in oligotrophen Gewässern angegeben (CASPER & KRAUSCH 1980, RINTANEN 1996). Demgegenüber dient die Art in bayerischen Seen als Indikator für eine „erhebliche“ Nährstoffbelastung (MELZER 1993). Auch aus Bayern existieren jedoch Nachweise sowohl aus oligotrophen (GERSBACHER 1996) als auch aus eutrophierten Seen (HÜNERFELD 1990). Im Zuge der vorliegenden Arbeit konnte *Potamogeton filiformis* an insgesamt sieben Probestellen nachgewiesen werden. Vier dieser Stellen weisen eine mittlere Gesamt-P-Konzentration unterhalb von 10 µg P/l auf. Die drei übrigen Standorte befinden sich alle im Inniger Bach. Ihre Gesamt-P-Konzentration liegt zwischen 23 und 32 µg P/l. An insgesamt vier Standorten war eine Entnahme von

Sedimentproben möglich. Die errechneten PSW-Werte weisen zwei dieser Stellen als oligotroph aus. Die beiden weiteren Standorte, die beide im Inninger Bach liegen, müssen als eutroph eingestuft werden. Da im vorhandenen Datensatz alle Nachweise von *Potamogeton filiformis* aus nährstoffreicheren Habitaten ausschließlich aus dem Inninger Bach stammen, kann die Aussage von CASPER & KRAUSCH (1980) und RINTANEN (1996) nicht widerlegt werden. Der Verbreitungsschwerpunkt der Art wird daher in gering nährstoffbelasteten Gewässern angegeben, wenngleich die Art auch in eutrophen Fließgewässern existieren kann.

***Potamogeton friesii* RUPRECHT**

o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p	Indikationswert
		4	7	7	2		2,68

Der Verbreitungsschwerpunkt von *Potamogeton friesii* (Synonym *Potamogeton mucronatus* SCHRADER ex SONDER) liegt in meso- bis eutrophen Gewässern (CASPER & KRAUSCH 1980, TÄUSCHER 1997). Die Art gilt in Seen als sicherer Indikator von Nährstoffbelastungen (MELZER 1988, MELZER & ZIMMERMANN 1992, MELZER 1993). KOHLER et al. (1997) bezeichnen *Potamogeton friesii* in den Fließgewässern der südbadischen Oberrheinauen als typisch für „kaum belastete Gewässer“. Demgegenüber konnte GALM (1991) in der eutrophierten Altmühl im Bereich der ausgeprägtesten Vorkommen von *Potamogeton friesii* regelmäßig diffuse Nährstoffeinträge beobachten. Auch in der als mesotroph eingestuften Alz tritt die Art unmittelbar flussabwärts des Regenüberlaufes der Kanalisation auf (SCHNEIDER 1996). Insgesamt scheint der Verbreitungsschwerpunkt von *Potamogeton friesii* in Fließgewässern im Vergleich zu Seen jedoch etwas mehr in den mesotrophen Bereich verschoben zu sein.

***Potamogeton lucens* LINNE**

o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p	Indikationswert
	1	3	6	9	1		2,65

Der Verbreitungsschwerpunkt von *Potamogeton lucens* liegt in eutrophen Gewässern (LANG 1975, KOHLER 1978b, HASLAM 1987, KLEIN et al. 1995, ROBACH et al. 1996, KOHLER et al. 1997). Gleichwohl konnte die Art aber auch in gering nährstoffbelasteten Habitaten nachgewiesen werden (OLSEN 1950, CASPER & KRAUSCH 1980, RINTANEN 1996). Eine übermäßige Eutrophierung führt zur Verdrängung von *Potamogeton lucens* durch Arten wie *Potamogeton pectinatus* oder *Zannichellia palustris* (KOHLER 1978b, HELD et al. 1984). Im Zuge der vorliegenden Arbeit konnte die Art nur an einer einzigen Probestelle nachgewiesen

werden. Der PSW-Wert weist diesen Standort als oligo-mesotroph aus. Mit Blick auf die oben zitierte Literatur muss diese Stelle als Ausnahmefall betrachtet werden. Auch eigene Nachweise von *Potamogeton lucens* in der Alz (SCHNEIDER 1996) bestätigen ein Vorkommen der Art in stärker nährstoffbelasteten Fließgewässern.

***Potamogeton natans* LINNE**

<b>o</b>	<b>o-m</b>	<b>m</b>	<b>m-eu</b>	<b>eu</b>	<b>eu-p</b>	<b>p</b>	<b>Indikationswert</b>
2	4	8	4	2			<b>2,00</b>

*Potamogeton natans* gilt als Art mit weiter ökologischer Amplitude (WIEGLEB 1976, HARDING 1981, KOHLER et al. 1992, HAURY et al. 1996), deren Verbreitungsschwerpunkt in mesotrophen Habitaten liegt (CASPER & KRAUSCH 1980, HASLAM 1987, KRAUSCH 1992, WÜRZBACH et al. 1997). Auch in Seen wird die Art zur Indikation eines mäßigen Nährstoffeintrags herangezogen (MELZER 1993). Verbreitungsnachweise von *Potamogeton natans* existieren sowohl aus oligotrophen (KOHLER et al. 1974) als auch aus eutrophen Habitaten (GRIME et al. 1988). Im Zuge der vorliegenden Arbeit konnte die Art an zwei Fließgewässern nachgewiesen werden. Eines dieser Gewässer, der Lauterbach, weist eine mittlere Gesamt-P-Konzentration von unter 10 µg P/l auf, während der Wert beim Hungerbach 16 µg P/l beträgt. Mit Blick auf die oben zitierte Literatur muss der Verbreitungsschwerpunkt der Art im mesotrophen Bereich angegeben werden.

***Potamogeton nodosus* POIRET**

<b>o</b>	<b>o-m</b>	<b>m</b>	<b>m-eu</b>	<b>eu</b>	<b>eu-p</b>	<b>p</b>	<b>Indikationswert</b>
			3	10	7		<b>3,10</b>

*Potamogeton nodosus* wird bis auf wenige Ausnahmen eindeutig als eutraphente Art charakterisiert (HASLAM 1987, MELZER 1993, KLEIN et al. 1995, ROBACH et al. 1996, HAURY et al. 1996, ROBACH et al. 1997). SCHMIDER & OTTOW (1985) konnten die Art auch in einem oligotrophen Gewässer nachweisen. Dabei handelt es sich jedoch offensichtlich um einen relativ jung angelegten Baggersee, so dass nicht ausgeschlossen werden kann, dass die Art in einem späteren Stadium von einer konkurrenzkräftigeren Klimaxvegetation verdrängt wird. Im Zuge der vorliegenden Arbeit konnte *Potamogeton nodosus* an fünf Probestellen nachgewiesen werden. Die PSW-Werte weisen einen dieser Standorte als meso-eutroph, zwei als eutroph und die beiden weiteren als eu-polytroph aus. Mit Blick auf die Aussagen in der oben zitierten Literatur kann die Einstufung von *Potamogeton nodosus* als eutraphente Art als gesichert gelten.

**Potamogeton pectinatus** LINNE

<b>o</b>	<b>o-m</b>	<b>m</b>	<b>m-eu</b>	<b>eu</b>	<b>eu-p</b>	<b>p</b>	<b>Indikationswert</b>
	1	2	4	8	4	1	<b>2,88</b>

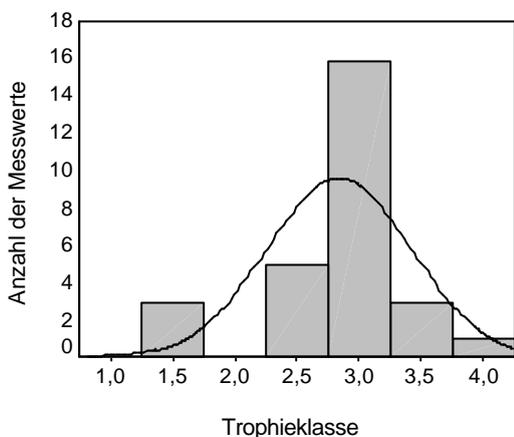


Abb. 37: Trophieklassifikation der Standorte von *P. pectinatus* (Histogrammdarstellung)

*Potamogeton pectinatus* kommt bevorzugt in nährstoffreichen Gewässern vor (KRAUSE 1971, HASLAM 1987, MELZER 1993, SCHÜTZ 1995, ALI & SOLTAN 1996, HAURY et al. 1996, SCHNITZLER et al. 1996, EGLIN et al. 1997, KOHLER et al. 1997, ROBACH et al. 1997). Verbreitungsnachweise existieren jedoch auch aus unbelasteten Fließgewässern (OLSEN 1950, KOHLER et al. 1974, KUTSCHER 1984, VEIT et al. 1997). Die Art konnte im Zuge der vorliegenden Arbeit an insgesamt 37 Stellen

nachgewiesen werden. Die Gesamt-P-Konzentrationen im freien Wasserkörper weisen Werte von 9 bis zu 567 µg P/l auf und belegen damit eindrucksvoll die weite ökologische Amplitude von *Potamogeton pectinatus*. Die 28 Standorte, an denen Sedimentproben entnommen wurden, können aufgrund der PSW-Werte in die Trophiestufen oligo-meso- bis polytroph eingeteilt werden. Auch diese Werte belegen die große ökologische Valenz der Art, zeigen jedoch gleichzeitig ein deutliches Verbreitungsmaximum im eutrophen Bereich auf.

**Potamogeton perfoliatus** LINNE

<b>o</b>	<b>o-m</b>	<b>m</b>	<b>m-eu</b>	<b>eu</b>	<b>eu-p</b>	<b>p</b>	<b>Indikationswert</b>
	3	5	7	4	1		<b>2,38</b>

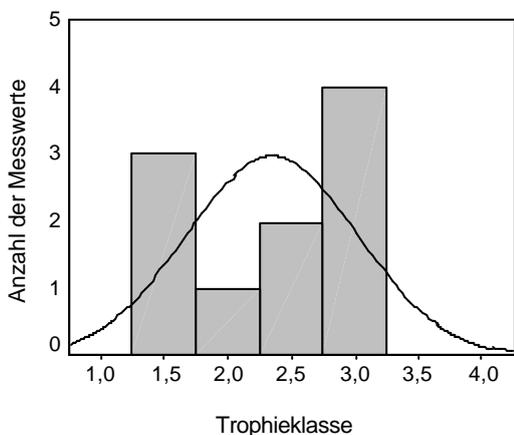


Abb. 38: Trophieklassifikation der Standorte von *P. perfoliatus* (Histogrammdarstellung)

Der Verbreitungsschwerpunkt von *Potamogeton perfoliatus* wird in mesotrophen (KOHLER et al. 1992), meso-eutrophen (HASLAM 1987, SCHÜTZ 1992, TÄUSCHER 1997) sowie eutrophen Gewässern angegeben (KOHLER 1978a, KLEIN et al. 1995). Verbreitungsnachweise existieren sowohl aus erheblich wie aus gering belasteten Gewässerabschnitten (OLSEN 1950, HÜNERFELD 1990).

Eine übermäßige Eutrophierung führt jedoch zu einem Rückgang der Art (MELZER 1988, HÜNERFELD 1990, SCHÜTZ 1992). *Potamogeton perfoliatus* konnte im Verlauf der vorliegenden Arbeit an 15 Stellen nachgewiesen werden. Die mittlere Gesamt-P-Konzentration liegt zwischen 9 und 260 µg P/l und spart damit sowohl den extrem nährstoffarmen als auch den übermäßig nährstoffreichen Bereich aus. An zehn Standorten wurden Sedimentproben entnommen. Sie können aufgrund der PSW-Werte in die oligo-meso- bis zur eutrophen Stufe eingeteilt werden. Da die vorhandene Datenmenge in keinem Fall ausreicht, um die im Histogramm angedeutete bimodale Verteilung zu belegen, muss der Verbreitungsschwerpunkt im meso-eutrophen Bereich angenommen werden.

***Potamogeton polygonifolius* POURRET**

o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p	Indikationswert
15	5						1,13

Der Verbreitungsschwerpunkt von *Potamogeton polygonifolius* liegt in oligotrophen Gewässern (CASPER & KRAUSCH 1980, HASLAM 1987, THIEBAUT & MULLER 1994, ROBACH et al. 1996). Die Art reagiert auf die Zufuhr von Nährstoffen außergewöhnlich empfindlich (KÖHLER 1978a, HARDING 1981, CARBIENER et al. 1990, KÖHLER et al. 1996). Dennoch konnte VAN DE WEYER (1997) in seiner Dissertation zur Biologie und Ökologie von *Potamogeton polygonifolius* nachweisen, dass die Bandbreite der von dieser Art besiedelten Habitate größer ist als bisher angenommen. Demnach ist die Art entgegen den Angaben in früheren Arbeiten nicht auf carbonatarme Gewässer beschränkt. Darüber hinaus konnte *Potamogeton polygonifolius* auch in schwach eutrophierten Gewässern nachgewiesen werden.

***Potamogeton pusillus* LINNE**

o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p	Indikationswert
	3	5	6	5	1		2,40

*Potamogeton pusillus* wird als Art mit weiter Verbreitungsamplitude charakterisiert (STEUSLOFF 1939, OLSEN 1950, KÖHLER et al. 1974). Ihr Verbreitungsschwerpunkt liegt in meso- bis eutrophen Gewässern (MELZER 1988, HÜNERFELD 1990, MELZER 1993). MELZER & ZIMMERMANN (1992) konnten in einem Fließgewässer beobachten, dass die Art durch Nährstoffbelastung eine erhebliche Förderung erfährt. Im Zuge der vorliegenden Arbeit konnte *Potamogeton pusillus* an zwei Probestellen nachgewiesen werden. Eine Entnahme von Sedimentproben war jedoch nur an einer Stelle möglich. Diese wird durch den PSW-Wert als oligo-mesotroph charakterisiert. Der zweite Standort weist mit einer mittleren Gesamt-P-

Konzentration von 20 µg P/l eine geringe Nährstoffbelastung auf. Mit Blick auf die oben zitierte Literatur sowie eigene Nachweise in der Alz (SCHNEIDER 1996) muss der Verbreitungsschwerpunkt der Art jedoch im etwas stärker nährstoffbelasteten Bereich angenommen werden.

### *Ranunculus aquatilis* LINNE

o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p	Indikationswert
		6	7	7			2,53

*Ranunculus aquatilis* gilt als charakteristische Pionierpflanze neu angelegter oder geräumter Gräben und Teiche (HEGI 1973, SCHNITZLER et al. 1996). Der Verbreitungsschwerpunkt dieser Art wird übereinstimmend im meso- bis eutrophen Bereich angegeben (HEGI 1973, CASPER & KRAUSCH 1981, KUTSCHER 1984, INSTITUT FÜR UMWELTANALYTIK UND HUMANTOXIKOLOGIE 1996, TÄUSCHER 1997).

### *Ranunculus circinatus* SIBTHORP

o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p	Indikationswert
	3	7	7	3			2,25

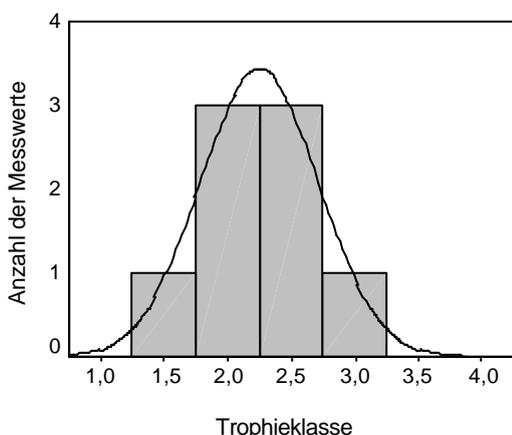


Abb. 39: Trophieklassifizierung der Standorte von *Ranunculus circinatus* (Histogrammdarstellung)

*Ranunculus circinatus* wird meist als meso- bis eutrophente Art charakterisiert (CASPER & KRAUSCH 1981, KLEIN et al. 1995, TÄUSCHER 1997). In Seen wird die Art zur Indikation eines sehr hohen Nährstoffgehaltes herangezogen (MELZER 1993). Explizite Aussagen zur Verbreitung von *Ranunculus circinatus* in Fließgewässern liegen nur selten vor. KOHLER et al. (1994) bezeichnen *Ranunculus circinatus* als „Art, die in leicht eutrophierten Abschnitten vorkommt, jedoch in den stärker belasteten

Bereichen fehlt“. In den südbadischen Oberrheinauen gilt die Art als typisch für kaum belastete Fließgewässer (KOHLER et al. 1997). Im Zuge der vorliegenden Arbeit konnte *Ranunculus circinatus* an 14 Stellen nachgewiesen werden. Die mittleren Gesamt-P-Konzentrationen erreichen Werte zwischen 10 und 210 µg P/l. Nur drei der Werte liegen über 100 µg P/l. Die PSW-Werte an den acht Standorten, an denen eine Entnahme von Sedimentproben stattfand, zeigt ein deutliches Maximum im meso- und meso-eutrophen

Bereich. Insgesamt scheint der Verbreitungsschwerpunkt von *Ranunculus circinatus* in Fließgewässern im etwas nährstoffärmeren Bereich zu liegen als in Seen.

### *Ranunculus fluitans* LAMARCK

o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p	Indikationswert
			4	12	4		<b>3,00</b>

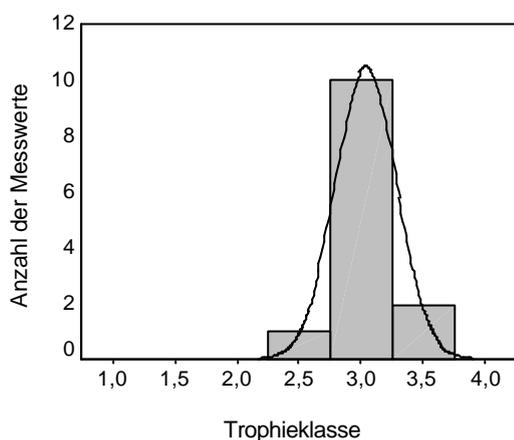


Abb. 40: Trophieklassifikation der Standorte von *Ranunculus fluitans* (Histogrammdarstellung)

*Ranunculus fluitans* wird von den meisten Autoren als charakteristische Art eutrophierter Fließgewässer bezeichnet (HOFMANN 1984, SCHÜTZ 1993, SEITZ 1993, KOHLER et al. 1994, KLEIN et al. 1995, SCHNITZLER et al. 1996, EGLIN et al. 1997, KOHLER et al. 1997). In einigen Fällen wird der Verbreitungsschwerpunkt von *Ranunculus fluitans* auch in meso- bis eutrophen Gewässern angegeben (HEGI 1973, EGLIN et al. 1997, WÜRZBACH et al. 1997). HARDING (1981) bezeichnet *Ranunculus fluitans* sogar als empfindlich gegenüber Nährstoffanreicherung und organischer Belastung. Die Art fehlt einerseits in oligotrophen Gewässerstrecken (KOHLER 1976, WÜRZBACH et al. 1997), andererseits führt aber auch eine übermäßige Belastung zu einem Verbreitungsrückgang (CASPER & KRAUSCH 1981). Im Zuge der vorliegenden Arbeit konnte *Ranunculus fluitans* an 30 Standorten nachgewiesen werden. Die mittlere Gesamt-P-Konzentration weist Werte zwischen 10 und 350 µg P/l mit deutlichem Schwerpunkt im mittleren bis hohen Bereich auf. An 13 Stellen konnten Sedimentproben entnommen werden. Die PSW-Werte weisen diese Standorte mehrheitlich als eutroph aus. *Ranunculus fluitans* kann daher in Fließgewässern als eindeutig eutrophente Art charakterisiert werden.

**Ranunculus trichophyllus** CHAIX

o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p	Indikationswert
1	2	4	5	5	3	1	<b>2,70</b>

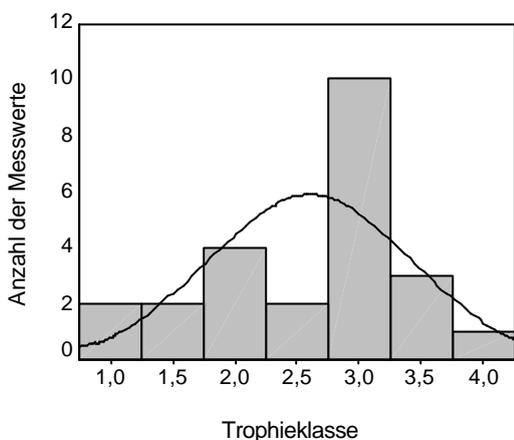


Abb. 41: Trophieklassifikation der Standorte von *R. trichophyllus* (Histogramm-darstellung)

*Ranunculus trichophyllus* wird als Art mit weiter ökologischer Amplitude beschrieben, die sowohl in unbelasteten Quellbächen als auch in stärker eutrophierten Gewässern auftritt (KÖHLER et al. 1974, KUTSCHER 1984, SCHÜTZ 1992, KÖHLER et al. 1994). In Seen kommt die Art bevorzugt bei erhöhten Nährstoffkonzentrationen vor (MELZER 1993, EGLIN et al. 1997). Auch in Fließgewässern konnte jedoch trotz des grundsätzlichen Vorkommens der Art in allen Trophiestufen eine Zunahme der

Pflanzenhäufigkeit in eutrophen Gewässerstrecken beobachtet werden (VEIT et al. 1997). Im Zuge der vorliegenden Arbeit wurde *Ranunculus trichophyllus* an 52 Stellen nachgewiesen. Die mittleren Gesamt-P-Konzentrationen weisen Werte von 2,5 bis 201 µg P/l auf und belegen damit eindrucksvoll die weite ökologische Amplitude der Art. Auch die 24 Standorte, die aufgrund der PSW-Werte in Trophiestufen eingeteilt werden konnten, decken das gesamte Spektrum ab. Der Verbreitungsschwerpunkt von *Ranunculus trichophyllus* kann jedoch im schwach eutrophen Bereich angegeben werden.

**Sagittaria sagittifolia** LINNE

o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p	Indikationswert
		1	4	10	5		<b>2,98</b>

*Sagittaria sagittifolia* wird überwiegend als eutraphente Art beschrieben (BAUMANN 1911, KURIMO 1970, UOTILA 1971, HARDING 1981, HASLAM 1987, GALM 1991, MELZER 1993, KÖRNER & KÜHL 1996, RASPOPOV et al. 1996, TÄUSCHER 1997). Einige Autoren geben eine Verbreitung in meso- bis eutrophen Gewässern an (CASPER & KRAUSCH 1980, JUNGE 1991). Lediglich OLSEN (1950) sind Nachweise aus oligotrophen Gewässern bekannt, jedoch beschreibt auch sie den Verbreitungsschwerpunkt der Art in eutrophen Gewässern. Im Zuge der vorliegenden Arbeit konnte *Sagittaria sagittifolia* an drei Probestellen nachgewiesen werden. Die PSW-Werte weisen einen dieser Standorte als meso-eutroph, die beiden weiteren

als eutroph aus. In Übereinstimmung mit der oben zitierten Literatur kann der Verbreitungsschwerpunkt der Art in eutrophen Fließgewässern angegeben werden.

### *Sparganium emersum* REHMANN

o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p	Indikationswert
	1	3	6	5	4	1	2,78

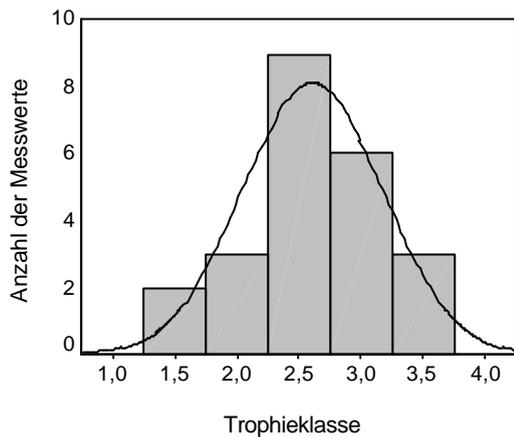


Abb. 42: Trophieklassifikation der Standorte von *Sparganium emersum* (Histogrammdarstellung)

*Sparganium emersum* gilt als Art mit weiter ökologischer Amplitude (OLSEN 1950, KOHLER et al. 1974, WIEGLEB 1976, MONSCHAUDUDENHAUSEN 1982, KOHLER et al. 1992, SCHÜTZ 1992). Sie wurde in unbelasteten Fließgewässern ebenso nachgewiesen wie in der polytrophen Makrophytenverödungszone flussabwärts der Einleitung des Vorfluters einer Kläranlage (KOHLER et al. 1974, JUNGE 1991). HASLAM (1987) gibt für die Art in Norwegen einen Verbreitungsschwerpunkt in oligotrophen

Gewässern an, während sie die Art in England als eutrophent charakterisiert. In Deutschland wird der Verbreitungsschwerpunkt von *Sparganium emersum* im eutrophen Bereich angegeben (KAHNT et al. 1989, TÄUSCHER 1997).

Die Art wurde im Zuge der vorliegenden Arbeit an 37 Stellen nachgewiesen. Die mittleren Gesamt-P-Konzentrationen reichen von 10 bis zu 422 µg P/l. An 23 Stellen konnten Sedimentproben entnommen werden. Die an diesen Standorten errechneten PSW-Werte belegen einerseits die weite ökologische Amplitude der Art, verdeutlichen aber auch den eindeutigen Verbreitungsschwerpunkt von *Sparganium emersum* im schwach eutrophen Bereich.

### *Sparganium erectum* LINNE em. REICHENBACH

o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p	Indikationswert
	1	2	2	8	5	2	3,00

*Sparganium erectum* wird als Art mit weiter ökologischer Amplitude beschrieben, deren Verbreitungsschwerpunkt jedoch in stärker eutrophierten Gewässern liegt (OLSEN 1950, CASPER & KRAUSCH 1980, HARDING 1981, MONSCHAUDUDENHAUSEN 1982, KOHLER et al.

1994, HAURY et al. 1996). Die Art konnte sowohl in unbelasteten Entwässerungsgräben (KÖHLER et al. 1974) als auch in der polytrophen Verödungszone flussabwärts von Einleitungen aus Kläranlagen (KÖHLER et al. 1974, JUNGE 1991) nachgewiesen werden. BRÄNDLE et al. (1996) konnten *Sparganium erectum* im Zuge umfangreicher Freilanduntersuchungen in meso- bis hypertrophen, nicht jedoch in oligotrophen Habitaten nachweisen. Ein optimales Wachstum der Art wurde an den nährstoffreichsten Standorten beobachtet.

### *Sparganium minimum* WALLROTH

o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p	Indikationswert
8	8	4					1,40

Der Verbreitungsschwerpunkt von *Sparganium minimum* liegt in unbelasteten Gewässern (KÖHLER et al. 1974, HASLAM 1987, KÖHLER et al. 1994, VEIT et al. 1997). Die Art kommt jedoch auch in mesotrophen Habitaten vor (CASPER & KRAUSCH 1980, HAURY et al. 1996). Im Zuge der vorliegenden Arbeit konnte *Sparganium minimum* an zwei Stellen im Ursprungbach nachgewiesen werden. Eine Entnahme von Sedimentproben war nur an einem Standort möglich, der aufgrund des PSW-Wertes als oligotroph charakterisiert werden kann. Auch die zweite Stelle ist mit einer mittleren Ges-P-Konzentration im Freiwasser von ca. 3 µg P/l mit hoher Wahrscheinlichkeit dem oligotrophen Bereich zuzuordnen.

### *Veronica anagallis-aquatica* LINNE

o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p	Indikationswert
	2	4	6	5	3		2,58

*Veronica anagallis-aquatica* wird als mesotrophente (HASLAM 1987, KLEIN et al. 1995) oder eutrophente Art charakterisiert (OLSEN 1950, CASPER & KRAUSCH 1981, HAURY et al. 1996, EGLIN et al. 1997). VEIT et al. (1997) beschreiben zwar eine weite Verbreitung der Art in belasteten und unbelasteten Zonen des Untersuchungsgewässers, konnten aber ein häufigeres Auftreten von *Veronica anagallis-aquatica* in nährstoffreicheren Gewässerabschnitten beobachten. Im Zuge der vorliegenden Arbeit konnte die Art an 37 Probestellen nachgewiesen werden. Die mittlere Gesamt-P-Konzentration an diesen Standorten reicht von 7 bis zu 240 µg P/l. Insgesamt erreichen zehn Stellen eine mittlere Gesamt-P-Konzentration von mehr als 100 µg P/l, während nur drei Standorte geringere Konzentrationen als 10 µg/l aufweisen. An vier Standorten konnten Sedimentproben entnommen werden. Die PSW-Werte weisen zwei dieser Standorte als oligo-mesotroph, einen als eutroph und einen weiteren als

eu-polytroph aus. Mit Blick auf die wasserchemischen Daten sowie die oben zitierte Literatur kann der Verbreitungsschwerpunkt der Art im meso-eutrophen Bereich angegeben werden.

### *Veronica beccabunga* LINNE

o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p	Indikationswert
1	1	5	7	6			2,40

*Veronica beccabunga* wird als mesotraphente (HASLAM 1987), als meso-eutraphente (CASPER & KRAUSCH 1981, INSTITUT FÜR UMWELTANALYTIK UND HUMANTOXIKOLOGIE 1996) und auch als eutraphente Art beschrieben (EGLIN et al. 1997). Gegenüber organischer Verschmutzung und Nährstoffanreicherung zeigt die Art eine mäßige Toleranz (HARDING 1981, HAURY et al. 1996). Sie ist in der Lage, Pionierstandorte zu besiedeln (KONOLD 1984). Im Zuge der vorliegenden Arbeit konnte *Veronica beccabunga* an sieben Standorten nachgewiesen werden, deren mittlere Gesamt-P-Konzentrationen von 7 bis zu 74 µg P/l reichen. Die Art kommt jedoch an den nährstoffreicheren Standorten mit größeren Häufigkeiten vor. Insgesamt kann der Verbreitungsschwerpunkt von *Veronica beccabunga* in meso- bis eutrophen Fließgewässern angegeben werden.

### *Zannichellia palustris* LINNE

o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p	Indikationswert
1	2	3	4	8	3	1	2,93

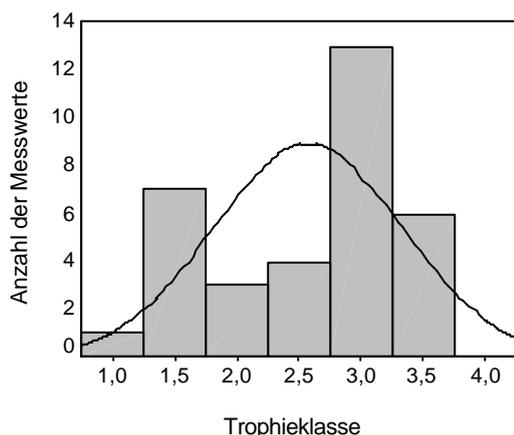


Abb. 43: Trophieklassifizierung der Standorte von *Zannichellia palustris* (Histogrammdarstellung)

*Zannichellia palustris* wird als eutraphente Art beschrieben (OLSEN 1950, JAAG 1968, LANG 1975, KOHLER 1978b, VAN WIERSEN 1982, MELZER 1993, SCHÜTZ 1995, EGLIN et al. 1997). Ihr Auftreten gilt als sicherer Indikator für Nährstoffbelastungen (WIEGLEB 1976, MELZER 1988, SCHAEFER-GUIGNIER 1993). Dessen ungeachtet konnte *Zannichellia palustris* auch in oligotrophen Fließgewässern nachgewiesen werden (KOHLER et al. 1974, SCHNEIDER et al. 2000 a). Im Zuge der

vorliegenden Arbeit wurde die Art an 42 Probestellen vorgefunden. Die mittleren Gesamt-P-Konzentrationen reichen von 6 bis 567 µg P/l und belegen damit eindrucksvoll die weite ökologische Amplitude von *Zannichellia palustris*. Von 34 Standorten liegen Sedimentproben

vor. Die aufgrund der PSW-Werte vorgenommene Zuordnung zu Trophiestufen deckt nahezu das gesamte Spektrum ab. Es wird jedoch ein eindeutiges Maximum im eutrophen Bereich deutlich. Die in der oligo-mesotrophen Stufe liegenden Werte wurden ohne Ausnahme im Zuge des Untersuchungsprogrammes „Unterschiede im Sedimentchemismus zwischen Frühsommer und Spätsommer“ (s. Kap. 5.1.2) erhoben. Da in diesen Gewässern jeweils zwei etwas voneinander entfernt liegende Standorte pro Gewässer beprobt wurden, ist diese Trophiestufe im vorliegenden Datensatz überrepräsentiert. Die Charakterisierung der trophischen Valenzen mit Hilfe der 20-Punkte-Verteilung berücksichtigt diese Tatsache. Das Maximum ist daher stärker in den eutrophen Bereich verschoben als dies aus dem Histogramm hervorgeht.

Taxon	IW	G	o	o-m	m	m-eu	eu	eu-p	p
<i>Chara aspera</i> Detharding ex Willdenow	1,10	8	17	2	1				
<i>Chara contraria</i> A. Braun ex Kützing	1,70	4	4	6	8	2			
<i>Chara delicatula</i> Agardh	1,58	4	5	8	6	1			
<i>Chara globularis</i> Thuillier	2,03	4	2	4	7	5	2		
<i>Chara hispida</i> (Linne) Hartmann	1,05	16	18	2					
<i>Chara intermedia</i> A. Braun	1,15	8	14	6					
<i>Chara vulgaris</i> Vaillant	2,23	2	1	4	5	5	5		
<i>Acorus calamus</i> Linne	3,20	2			2	3	5	5	5
<i>Berula erecta</i> (Hudson) Coville	2,65	4		1	3	8	5	3	
<i>Butomus umbellatus</i> Linne	2,98	4			1	4	10	5	
<i>Callitriche cophocarpa</i> Sendtner	2,50	4		1	6	6	6	1	
<i>Callitriche hamulata</i> Kützing ex Koch	1,80	2	5	5	5	3	2		
<i>Callitriche obtusangula</i> Le Gall	2,50	4		2	5	6	5	2	
<i>Ceratophyllum demersum</i> Linne	3,18	8				1	12	6	1
<i>Elodea canadensis</i> Richard-Michaux	2,55	2	1	2	3	6	5	2	1
<i>Elodea nuttallii</i> (Planchon) St. John	2,75	4			3	7	7	3	
<i>Glyceria maxima</i> (Hartmann) Holmberg	3,00	2		1	3	3	5	4	4
<i>Groenlandia densa</i> (Linne) Fourreau	1,83	4	4	5	6	4	1		
<i>Hippuris vulgaris</i> Linne	1,48	4	8	8	2	1	1		
<i>Juncus subnodulosus</i> Schrank	1,13	8	15	5					
<i>Mentha aquatica</i> Linne	2,00	2	3	4	6	4	3		
<i>Myriophyllum alterniflorum</i> De Candolle	1,55	4	8	6	3	2	1		
<i>Myriophyllum spicatum</i> Linne	2,83	4		1	2	5	8	3	1
<i>Nasturtium officinale</i> R. Brown	2,25	4	1	3	5	7	4		
<i>Nuphar lutea</i> (Linne) Smith	3,15	4			1	2	8	8	1
<i>Potamogeton alpinus</i> Balbis	1,55	4	5	9	5	1			
<i>Potamogeton berchtoldii</i> Fieber	2,40	2	1	2	4	7	5	1	
<i>Potamogeton coloratus</i> Hornemann	1,05	16	18	2					
<i>Potamogeton crispus</i> Linne	2,88	4		1	2	4	8	4	1
<i>Potamogeton filiformis</i> Persoon	1,70	2	6	6	4	2	2		
<i>Potamogeton friesii</i> Ruprecht	2,68	4			4	7	7	2	
<i>Potamogeton lucens</i> Linne	2,65	4		1	3	6	9	1	
<i>Potamogeton natans</i> Linne	2,00	4	2	4	8	4	2		
<i>Potamogeton nodosus</i> Poiret	3,10	8				3	10	7	
<i>Potamogeton pectinatus</i> Linne	2,88	4		1	2	4	8	4	1
<i>Potamogeton perfoliatus</i> Linne	2,38	4		3	5	7	4	1	
<i>Potamogeton polygonifolius</i> Pourret	1,13	8	15	5					
<i>Potamogeton pusillus</i> Linne	2,40	4		3	5	6	5	1	
<i>Ranunculus aquatilis</i> Linne	2,53	4			6	7	7		
<i>Ranunculus circinatus</i> Sibthorp	2,25	4		3	7	7	3		
<i>Ranunculus fluitans</i> Lamarck	3,00	8				4	12	4	
<i>Ranunculus trichophyllus</i> Chaix	2,70	2	1	2	4	5	5	3	1
<i>Sagittaria sagittifolia</i> Linne	2,98	4			1	4	10	5	
<i>Sparganium emersum</i> Rehmann	2,78	2		1	3	6	5	4	1
<i>Sparganium erectum</i> Linne em. Reichenbach	3,00	2		1	2	2	8	5	2
<i>Sparganium minimum</i> Wallroth	1,40	8	8	8	4				
<i>Veronica anagallis-aquatica</i> Linne	2,58	4		2	4	6	5	3	
<i>Veronica beccabunga</i> Linne	2,40	4	1	1	5	7	6		
<i>Zannichellia palustris</i> Linne	2,93	1	1	2	3	4	8	3	1

Tab. 17: Indikationswerte, Gewichtungsfaktoren und 20-Punkte-Verteilung submerser Makrophyten für die Berechnung des TIM

## 6.6 ERMITTLUNG DES INDIKATIONSGEWICHTES

Naturgemäß ist die Aussagekraft eines Bioindikators umso größer, je kleiner dessen ökologische Valenz ist. Aus diesem Grund ist es zweckmäßig, ein zur Weite des Toleranzbereiches inverses Maß als Indikationsgewicht in die Berechnung eines Index für einen Lebensraum einzubeziehen (JONGMAN et al. 1995). Die um die Anzahl der Punkte in den Trophieklassen gewichtete mittlere quadratische Abweichung stellt ein objektives und häufig verwendetes Maß für die ökologische Toleranz des Taxons gegenüber einem Umweltfaktor dar (FRIEDRICH 1990, SCHIEFELE & KOHMANN 1993, SCHÖNFELDER 1997).

$$t_a = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (T_i - IW_a)^2 * P_{ai}}{\sum_{i=1}^n P_{ai}}}$$

$t_a$  = Toleranz der Art a

$T_i$  = Wert der Trophiestufe i (von oligotroph = 1 bis zu polytroph = 4)

$IW_a$  = Indikationswert der Art a

$P_{ai}$  = Punkte der Art a in der Trophiestufe i

Aus der auf diese Weise berechneten Toleranz des Taxons kann auf vielfältige Weise ein Gewichtungsfaktor abgeleitet werden. Die Verwendung des Gewichtungsterms  $1/t_a^2$  führte jedoch teilweise zu einer Erhöhung der Standardfehler gegenüber der gleichrangigen Einbeziehung der gefundenen Taxa (HALL & SMOL 1992, BENNION 1994). Als Ursache wurde u.a. die Überbewertung der Indikationsgewichte seltener Taxa durch den angegebenen Gewichtungsterm in Datensätzen mit geringem Umfang vermutet (SCHÖNFELDER 1997). Darüber hinaus kamen bereits zahlreiche weitere Möglichkeiten der Verwendung von Gewichtungsfaktoren zum Einsatz. So benutzen HOFMANN (1994) und SCHÖNFELDER (1997) Gewichtungsfaktoren, deren Zahlenwerte von 0 bis 3 reichen. SCHIEFELE & KOHMANN (1993) verwenden Werte von 1 bis 7, FRIEDRICH (1990) von 1 bis 16, CORING et al. (1999) sowie BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (1999) von 1 bis 5.

Um das bestmögliche Skalenniveau für die Gewichtungsfaktoren bestimmen zu können, wurden vergleichende Testrechnungen mit Daten aus dem vorliegenden sowie einem weiteren Projekt (s. SCHNEIDER et al. 2000 a) durchgeführt. Die Differenz im Index einer Probestelle betrug bei Verwendung der verschiedenen Skalen für die Gewichtungsfaktoren maximal 0,2 Indexeinheiten, war zumeist jedoch wesentlich geringer. Da sich eine objektive Messung der

Toleranz $t_a$	Indikationsgewicht G
$t_a \leq 0,2$	16
$0,2 < t_a \leq 0,4$	8
$0,4 < t_a \leq 0,6$	4
$0,6 < t_a \leq 0,8$	2
$0,8 < t_a$	1

Tab. 18: Die Ermittlung des Indikationsgewichtes aus der Toleranz des Taxons

Trophie bzw. des trophischen Potentials einer Probestelle aus den weiter oben diskutierten Gründen nicht durchführen lässt, ist eine mathematische Festlegung des Skalenniveaus für die Gewichtungsfaktoren nicht möglich. Die subjektiv korrekteste Beschreibung der Trophiestufe wurde bei Verwendung der Skala nach FRIEDRICH (1990) erhalten. Die Gewichtungsfaktoren wurden daher nach Tab. 18 aus der Toleranz  $t_a$  des Taxons abgeleitet.

## 6.7 DIE FORMEL ZUR BERECHNUNG DES MAKROPHYTENINDEX FÜR FLIEßGEWÄSSER (TIM)

In die Berechnung des TIM (Trophie-Index Makrophyten) muss nicht nur der Indikationswert und die zugehörige Gewichtung aller in einem Fließgewässer-Abschnitt vorkommenden Arten submerser Makrophyten eingehen, sondern auch ein Ausdruck für deren Häufigkeit. Im Falle der Diatomeen wird dafür die Abundanz, also die relative Häufigkeit der Taxa verwendet (HOFMANN 1994, SCHÖNFELDER 1997). Demgegenüber erfolgt die für submerse Makrophyten übliche Schätzung der Pflanzenmenge nach einer fünfstufigen Skala von 1 = sehr selten bis zu 5 = massenhaft (s. Kap. 4.4). Zwischen den Schätzstufen für die Pflanzenmenge und der tatsächlichen quantitativen Verbreitung der Arten besteht ein exponentieller Zusammenhang, der durch die Funktion  $y = x^3$  beschrieben werden kann (MELZER 1988, KOHLER & JANAUER 1997). In die Berechnung des TIM geht daher die dritte Potenz der geschätzten Pflanzenmenge ein.

Pflanzenmenge	Quantitätsstufe Q
1	1
2	8
3	27
4	64
5	125

Tab. 19: Zusammenhang zwischen geschätzter Pflanzenmenge und Quantitätsstufe

Die Formel zur Ermittlung des TIM entspricht mathematisch derjenigen des Saprobienindex nach ZELINKA & MARVAN (1961), die auch von FRIEDRICH (1990) im Zuge einer Revision

des Saprobien-systems, HOFMANN (1994) für die Ermittlung des Diatomeenindex für Seen sowie SCHÖNFELDER (1997) für die Berechnung des ebenfalls auf Diatomeen beruhenden Trophieindex BRB für karbonatreiche Gewässer Brandenburgs verwendet wurde.

$$TIM = \frac{\sum_{a=1}^n IW_a * G_a * Q_a}{\sum_{a=1}^n G_a * Q_a}$$

TIM = Trophie-Index Makrophyten

$IW_a$  = Indikationswert der Art a

$G_a$  = Gewichtung der Art a

$Q_a$  = Quantitätsstufe der Art a

## 6.8 EINTEILUNG DES TIM IN TROPHIEKLASSEN

Zur graphischen Darstellung wurden die Werte des TIM in 7 Indexklassen unterteilt. Nach Sichtung der Daten wurde die folgende Zuordnung der Indexwerte zu den Trophiestufen vorgenommen:

Indexbereich	Differenz	Trophiestatus
$1,00 \leq TIM < 1,45$	0,45	oligotroph
$1,45 \leq TIM < 1,87$	0,42	oligo-mesotroph
$1,87 \leq TIM < 2,25$	0,38	mesotroph
$2,25 \leq TIM < 2,63$	0,38	meso-eutroph
$2,63 \leq TIM < 3,05$	0,42	eutroph
$3,05 \leq TIM < 3,50$	0,45	eu-polytroph
$3,50 \leq TIM \leq 4,00$	0,50	polytroph

Tab. 20: Einteilung der Werte des TIM in Trophiestufen

Die Festlegung der Indexgrenzen beruht auf folgenden Überlegungen: Zum einen muss der für die Berechnung des Indikationswertes einer Art herangezogene Wert der Trophiestufe innerhalb der zugehörigen Klasse des TIM liegen, d. h. der Wert 2,5 muss z. B. innerhalb der Trophieklasse meso-eutroph liegen. Andererseits tritt durch die zweifache Mittelwertbildung, einmal bei der Bildung der Optima der Taxa und ein zweites Mal bei der Berechnung des TIM, eine Schrumpfung der ursprünglichen Intensitätsspanne des zu indizierenden Parameters auf (TER BRAAK & JUGGINS 1993, SCHÖNFELDER 1997). Darüber hinaus gehen in die Berechnung des TIM nur Werte zwischen dem minimalen (1,05) und dem maximalen (3,20)

Indikationswert der Arten ein. Dadurch erfährt die Intensitätsspanne des zu indizierenden Parameters eine zusätzliche Einschränkung.

Dieses Phänomen könnte über ein als „deshrinking“ bezeichnetes Verfahren ausgeglichen werden (TER BRAAK & JUGGINS 1993, SCHÖNFELDER 1997). Dazu müssten die an den Probestellen errechneten Werte gegen die dort gemessenen aufgetragen und über eine Regressionsgleichung aufeinander abgestimmt werden. Eine Messung des PSW-Wertes für eine Probestelle ist jedoch aufgrund der „patchiness“ der Makrophytenvegetation faktisch nicht durchführbar. Aus diesem Grund kann auch keine Regressionsgleichung aufgestellt werden. Um das Phänomen der Schrumpfung dennoch zu berücksichtigen, musste die Spannweite der Trophieklassen in den Randbereichen aufgeweitet werden. Bei der Zuordnung der Indexwerte zu den Trophiestufen wurde daher den Randbereichen ein größerer Indexbereich zugeordnet.

## 6.9 DAS STREUUNGSMAß ZUR ABSCHÄTZUNG DER INDIKATIONSGENAUIGKEIT

Aus der Unmöglichkeit des Aufstellens einer Regressionsgleichung folgt weiterhin, dass keine direkte Abschätzung des mittleren Fehlers des TIM erfolgen kann. Dieser könnte durch verschiedene mathematische Verfahren aus der Regressionsgleichung abgeleitet werden.

Um dennoch eine Aussage zur Indikationsgenauigkeit zu erhalten, wird das sogenannte Streuungsmaß verwendet (FRIEDRICH 1990). Die mathematische Ermittlung entspricht der Berechnung einer gewichteten Standardabweichung der Indikationswerte an einer Probestelle oder an einem Kartierabschnitt.

$$SM = \sqrt{\frac{\sum_{a=1}^n (IW_a - TIM)^2 * G_a * Q_a}{(n-1) \sum_{a=1}^n G_a * Q_a}}$$

SM = Streuungsmaß

$IW_a$  = Indikationswert der Art a

TIM = Trophie-Index Makrophyten

$G_a$  = Gewichtung der Art a

$Q_a$  = Quantitätsstufe der Art a

Falls das Streuungsmaß den Wert von 0,2 übersteigt, muss der Index als statistisch nicht gesichert betrachtet werden. Der Wert 0,2 wurde festgelegt, da er ungefähr der halben Klassenbreite der Trophiestufen entspricht.

## 6.10 GEWÄSSERSPEZIFISCHE VORAUSSETZUNGEN FÜR DIE ANWENDUNG DES TIM

Die formale Darstellung des TIM als Zahlenwert erfordert geeignete Mittel, mit deren Hilfe eine Aussage zur Indikationsgenauigkeit getroffen werden kann. In erster Linie dient dazu das oben beschriebene Streuungsmaß. Um einem Abschnitt eines Fließgewässers mit Hilfe des TIM eine Trophiestufe zuordnen zu können, müssen nach den bisherigen Erfahrungen jedoch bestimmte Voraussetzungen erfüllt sein. Im einzelnen sind dies:

- Die Kartierung des Fließgewässers muss nach der in Kapitel 4.4 beschriebenen Methode erfolgen.
- Die Kartierung der submersen Makrophyten muss während der Hauptvegetationszeit erfolgen. Erfahrungsgemäß sind dies die Monate Juli und August.
- Im zu indizierenden Abschnitt müssen mindestens zwei indikative Arten vorkommen.
- Im zu indizierenden Abschnitt muss die Summe der Quantitäten der vorkommenden indikativen Arten  $\geq 43$  sein (dies entspricht einer Minimalforderung von zwei Arten mit der Schätzstufe 3 oder einer Art mit der Schätzstufe 3 und zugleich zwei Arten mit der Schätzstufe 2).
- Das Streuungsmaß muss einen Wert  $\leq 0,2$  aufweisen.
- Bis auf weiteres kann eine gesicherte Trophieindikation von Fließgewässern mit Hilfe des TIM nur im Gebiet Bayerns vorgenommen werden. Aus anderen Bundesländern liegen derzeit keine geeigneten Daten vor, mit deren Hilfe eine Aussage zur Übertragbarkeit des Index getroffen werden könnte. Prinzipiell ist eine Erweiterung des TIM mit dem Ziel einer bundesweiten Anwendbarkeit jedoch möglich.

Sind die oben gestellten Forderungen nicht erfüllt, muss der TIM als „nicht gesichert“ bezeichnet und in den erstellten Karten als solches gekennzeichnet werden.

Wie an anderer Stelle bereits ausführlich diskutiert wurde, sind submers Makrophyten in der Lage, die benötigten Nährstoffe sowohl aus dem freien Wasserkörper als auch aus dem

Sediment zu entnehmen. Diese Fähigkeit unterscheidet sie von anderen Gruppen autotropher Organismen, die ebenfalls zur Trophieindikation in Fließgewässern herangezogen werden. Da weder Algen noch Moose echte Wurzeln besitzen, sind sie zur Deckung ihres Nährstoffbedarfes ausschließlich auf den freien Wasserkörper angewiesen. Auch die Rhizoide der Moose können nicht in nennenswertem Umfang an der Deckung des Nährstoffbedarfes beteiligt sein, da Bryophyta in Fließgewässern nahezu ausschließlich Hartsubstrate, i.e. Felsen, Blockschüttungen, Betonmauern o.ä. besiedeln (TREMP, pers. Mitteilung). Sämtliche auf Algen oder submersen Moosen basierenden Indikationssysteme zeigen daher im Gegensatz zu dem in der vorliegenden Arbeit entwickelten TIM ausschließlich die Nährstoffkonzentrationen (zumeist Phosphor) im freien Wasserkörper an. Dieser grundlegende Unterschied bedingt die Forderung, dass die in SCHMEDITJE et al. (1998) aufgestellten 20-Punkte-Verteilungen für die Bryophyta nicht in die Berechnung des TIM einbezogen werden dürfen. Sie müssen ebenso wie die für Diatomeen sowie für die übrigen Phytobenthosalgen aufgestellten Indikationssysteme getrennt ermittelt und einander gegenübergestellt werden.

Darüber hinaus sind Diatomeen aufgrund ihrer relativ kurzen Generationszeit in der Lage, innerhalb weniger Wochen auf geänderte Umweltbedingungen zu reagieren. HÜRLIMANN & SCHANZ (1993) geben als Reaktionszeit auf Veränderungen der chemischen Umwelt von Kieselalgen einen Zeitraum von zwei bis vier Wochen an. In Fließgewässern können eingetragene Nährstoffe in Abhängigkeit vom Abfluss des Gewässers unterschiedlich stark verdünnt werden. Die daraus resultierenden Schwankungen der Nährstoffkonzentrationen sollten daher Einfluss auf die von den Diatomeen und dem übrigen Phytobenthos indizierten Werte haben. Da mit Hilfe des Makrophytenindex eine integrierende Indikation der Nährstoffe im freien Wasserkörper und im Sediment über einen längeren Zeitraum erfolgt, steht eine Beeinflussung durch jahreszeitliche Schwankungen nicht zu erwarten. Eine ausführliche Gegenüberstellung des durch die einzelnen Organismengruppen indizierten trophischen Potentials eines Fließgewässers bleibt jedoch fortführenden Arbeiten vorbehalten.

## 7 BEISPIELHAFTE ANWENDUNG DES TIM UND DISKUSSION

### 7.1 DER ROTBACH

#### 7.1.1 Die Einflussfaktoren auf die Vegetation des Rotbachs

Die Unterschiede in der SRP-Konzentration des Interstitialwassers spiegeln exakt die bisherige Trophieeinschätzung der Hauptarten in den jeweiligen Abschnitten wieder. Die in der Quellregion dominierenden Arten *Agrostis stolonifera* und *Nasturtium officinale* werden allgemein als nährstofftolerant beschrieben (KÖHLER et al. 1974, HARDING 1981, SCHMEDTJE et al. 1998). Letztere Art wird sogar häufig mit dem Eintrag eutrophierten Grundwassers in Verbindung gebracht (CARBIENER et al. 1990, EGLIN et al. 1997). Zu den Nährstoffansprüchen von *Mentha aquatica* liegen widersprüchliche Aussagen vor. KÖHLER et al. (1974, 1994, 1997) zählen die Art zu den Vertretern der unbelasteten Gewässerbereiche, während OLSEN (1950), HELD et al. (1984) und EGLIN et al. (1997) die Art als nährstofftolerant oder sogar meso- bis eutraphente Art bezeichnen. Die erhöhte SRP-Konzentration im Interstitialwasser sowie der etwas höhere Median der Gesamtphosphorkonzentration im freien Wasserkörper des Abschnitts 1 bestätigen die Vermutung eines zwar geringen aber dennoch stattfindenden Phosphoreintrags, der Auswirkungen auf die Makrophyten im Gewässer zeigt. Auch die im Kartierabschnitt beobachteten fädigen Grünalgen bestätigen diesen Eindruck.

Die in den nährstoffärmsten Zonen B und C dominierenden Arten *Chara hispida* und *Juncus subnodulosus* werden übereinstimmend als oligotraphente Arten bezeichnet (KÖHLER et al. 1974, 1994, CARBIENER et al. 1990, SCHMEDTJE et al. 1998). In diesen Zonen wurden die niedrigsten Konzentrationen an SRP im Interstitialwasser des Rotbachs gemessen.

Trotz der insgesamt eher als vegetationsarm zu bezeichnenden Zone D kündigt das Auftreten der Art *Eloдея canadensis* eine gewisse Störung im Gewässer an. Die Art wird als nährstofftolerant (HELD et al. 1984, KÖHLER et al. 1992, DREYER & ROWECK 1993) oder nährstoffliebend eingestuft (KÖHLER 1978a, HASLAM 1987). Die Vermutung eines Nährstoffeintrags in den Rotbach kann durch die erhöhte SRP-Konzentration im Interstitialwasser nachgewiesen werden. Auffällig ist weiterhin, dass die in der Clusteranalyse eng benachbarten Zonen A und D auch in der SRP-Konzentration des Interstitialwassers weitgehend ähnliche Werte aufweisen.

Das Auftreten von *Zannichellia palustris* wird als Indikator für erhöhten Nährstoffeintrag in Gewässer gewertet (HASLAM 1987, MELZER 1988, KOHLER et al. 1994). In Übereinstimmung mit dieser Aussage kann Zone E sowohl aufgrund der Nährstoffkonzentrationen im Freiwasser als auch im Sediment signifikant von den bachaufwärts gelegenen Zonen abgetrennt werden.

Die SRP-Konzentrationen im Interstitialwasser der floristischen Zonen des Rotbachs stimmen in hervorragender Weise mit der anhand der Makrophyten vorgenommenen Trophieeinschätzung überein. Aus diesem Grund darf die SRP-Konzentration im Porenwasser als Einflussfaktor auf die Verbreitung submerser Makrophyten in keinem Fall außer Acht gelassen werden.

Diese Beobachtungen können natürlich nur auf mögliche kausale Zusammenhänge hinweisen und noch nichts über die tatsächlichen Ursachen der Verbreitungsmuster submerser Makrophyten aussagen. Dazu müssten experimentelle Untersuchungen vorgenommen werden, in denen alle Parameter mit Ausnahme des zu untersuchenden konstant gehalten werden. An submersen Makrophyten aus der Moosach wurden derartige Versuche von GLÄNZER et al. (1977) vorgenommen. Aufgrund dieser Experimente wurde *Potamogeton coloratus* als empfindlich gegen Ammonium bezeichnet. GLÄNZER et al. konnten jedoch bei einer Konzentration von 5 mg  $\text{NH}_4^+$ /l, einer Konzentration die die Werte im Rotbach um ein Vielfaches übertrifft, immer noch einen deutlich verstärkten Zuwachs gegenüber der Kontrolle (30  $\mu\text{g}$   $\text{NH}_4^+$ /l) feststellen. Erst bei weiterer Konzentrationssteigerung war eine Zuwachsdepression und eine deutliche Zunahme von Schäden festzustellen. Für *Chara hispida* konnte BLINDOW (1991) bei einer Konzentration von 1 mg  $\text{PO}_4\text{-P/l}$  im Aquarium ein gutes Wachstum feststellen.

Derartige Versuche wurden in Aquarien unter Ausschluss der natürlichen Konkurrenz am Standort vorgenommen. Die Verdrängung empfindlicher Arten durch tolerantere hat jedoch am natürlichen Standort eine erhebliche Bedeutung. Aus diesem Grund kann eine Art bereits bei erheblich geringeren Konzentrationen als der im Experiment als toxisch festgestellten von anderen Arten verdrängt werden. Welcher Parameter nun gerade ausschlaggebend für die Verdrängung einer Art durch eine andere ist müsste daher von Standort zu Standort neu geklärt werden.

Für einen Zusammenhang zwischen den im Verlauf des Rotbachs sowohl im Interstitialwasser als auch im Freiwasser abnehmenden Nitratkonzentrationen und den Veränderungen der submersen Vegetation sind in der Literatur keine Hinweise zu finden. Die

Ammoniumkonzentrationen im Rotbach lassen eine Abtrennung der Zonen A und B (geringe Konzentrationen im Interstitial- und Freiwasser) von den Zonen C und D (geringe Konzentrationen im Freiwasser, hohe im Interstitialwasser) sowie E (hohe Konzentrationen im Interstitial- und Freiwasser) zu. Für die nur in den Zonen C, D und E vorkommende *Elodea canadensis* konnten MÜNCH (1989) und OZIMEK et al. (1993) eine bevorzugte Aufnahme von Ammonium gegenüber Nitrat nachweisen. In diesem Fall könnte also Ammonium als limitierender Faktor für das Fehlen der Art in den Zonen A und B verantwortlich sein. Demgegenüber wird die nur in den Zonen D und E vorkommende Art *Ranunculus trichophyllus* als weitgehend indifferent gegenüber der Ammoniumkonzentration bezeichnet, die nur bei sehr hohen Konzentrationen fehlt ( $> 0,3 \text{ mg/l}$ ) (KÖHLER 1976, WIEGLEB 1976). Hier muss also als wahrscheinlich angesehen werden, dass ein anderer Faktor als die Ammoniumkonzentration limitierend für die Verbreitung der Art wirkt.

Es bleibt jedoch die Tatsache, dass die SRP-Konzentration sowohl im Freiwasser als auch insbesondere im Interstitialwasser des Rotbachs in auffälliger Weise mit den Literaturangaben zur Nährstofftoleranz der Arten übereinstimmen. Die Phosphorkonzentration kann daher zumindest als wesentlicher Faktor, der die Verbreitung submerser Makrophyten im Rotbach beeinflusst, angesehen werden. Ein Beweis für einen kausalen Zusammenhang zum Verbreitungsmuster der submersen Makrophyten ist dies jedoch nicht.

### 7.1.2 Die Anwendung des TIM am Beispiel des Rotbachs

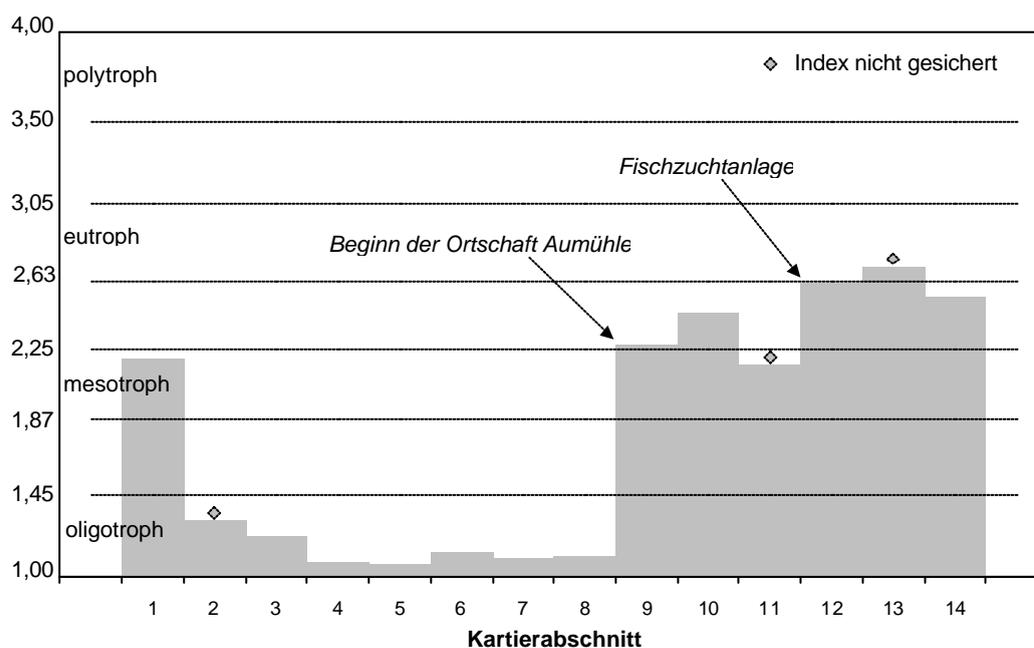


Abb. 44: Der Makrophytenindex (TIM) des Rotbachs

Die im Rotbach gewonnenen Daten sind in die Charakterisierung der Verbreitungsschwerpunkte der Arten eingegangen. Daher birgt die Anwendung des TIM auf den Rotbach einen gewissen Zirkelschluss. Nachdem im Rotbach jedoch nur 9 von insgesamt 332 der für die Charakterisierung der trophischen Valenzen verwendeten Datensätze gewonnen wurden, wird dies als statthaft angesehen.

Nach einem mesotrophen Quellbereich wird der Rotbach bis einschließlich Abschnitt 8 als oligotroph eingestuft. Im Abschnitt 9, wo der Bach die Ortschaft Aumühle erreicht, steigt der Makrophytenindex auf Werte um 2,25 an. Mit Erreichen der Fischzuchtanlage im Abschnitt 12 tritt eine weitere Erhöhung des Index auf Werte um 2,6 ein. Insgesamt spiegelt der Makrophytenindex die aufgrund der SRP-Konzentration im Interstitialwasser beobachtete Einteilung wider. Auch diese zeichnet das Bild einer etwas erhöhten P-Belastung im Quellbereich, sehr niedrigen Konzentrationen in den Abschnitten 2 bis 8, einem leichten Anstieg im Bereich der Ortschaft Aumühle und einer eindeutig höheren Konzentration ab der Fischzucht (vgl. Kap. 5.2.3).

Im Abschnitt 1 wird das Vegetationsbild von *Nasturtium officinale* und *Mentha aquatica* geprägt. Die Einstufung des Quellbereiches als mesotroph wird ausschließlich von diesen beiden Arten verursacht. Beide haben ihren Verbreitungsschwerpunkt zwar im mesotrophen Bereich, können aber auch in oligotrophen Habitaten gedeihen. Mit Blick auf die erhöhten SRP-Konzentrationen des Interstitialwassers und in geringerem Ausmaß auch des freien Wasserkörpers erscheint die Einstufung des Quellbereiches als mesotroph jedoch schlüssig. Der diffuse Zustrom von Grundwasser führt in den folgenden Abschnitten zu erniedrigten SRP-Konzentrationen und einem Rückgang des Trophieindex in den oligotrophen Bereich, der bis zum Beginn der Ortschaft Aumühle aufrecht erhalten wird. Der Rückgang der Characeenvegetation und das Auftreten meso- bis eutraphenter Arten in Abschnitt 9 wird im Trophieindex widerspiegelt. Als Ursache für die Eutrophierung können zwei Zuflüsse (Z3 und Z4, vgl. Kap. 5.2) vermutet werden, die einen Teich sowie einen Fischteich entwässern und im Bereich des Abschnitts 9 in den Rotbach münden. Sie verursachen zumindest temporär einen erheblichen Phosphoreintrag in den Rotbach. Zwar konnte im freien Wasserkörper aufgrund der zu starken Verdünnung der eingetragenen Nährstoffe keine Erhöhung der Phosphor-Konzentration beobachtet werden, der Anstieg der SRP-Konzentration im Interstitialwasser ist jedoch signifikant nachweisbar. Die Sedimentation der eingetragenen Stoffe reicht offensichtlich aus, um eine erhöhte Nährstoffverfügbarkeit zu verursachen. Der Makrophytenindex TIM ist für die Indikation derartiger Phänomene geeignet.

Im Abschnitt 12 tritt der Rotbach in die „Forellenzuchtanlage Aumühle“ ein. Die mittlere TP-Konzentration erfährt gegenüber den flussaufwärts liegenden Abschnitten einen signifikanten Anstieg auf ca. 25 µg P/l, die SRP-Konzentration steigt auf ca. 15 µg P/l. Weitaus bedeutender ist jedoch die Erhöhung der SRP-Konzentration im Interstitialwasser auf ein Vielfaches der flussaufwärts gemessenen Konzentrationen. Parallel dazu steigt der Makrophytenindex auf Werte um 2,6 an. Diese Erhöhung fällt jedoch weit geringer aus, als anhand der Phosphor-Konzentrationen vermutet werden könnte. Offensichtlich reagieren submerse Makrophyten auf Änderungen der P-Belastung im unteren Konzentrationsbereich weitaus empfindlicher als im oberen. Interessanterweise scheinen auch die Diatomeen diesen Nährstoffanstieg in erheblich geringerem Maße anzuzeigen, als anhand der P-Konzentration des Wasserkörpers vermutet werden könnte (SCHNEIDER et al. 1999).

Die in Abb. 13 dargestellten boxplots der SRP-Konzentration des freien Wasserkörpers zeigen, dass in den die Zone E bildenden Abschnitten sowohl vergleichsweise geringe SRP-Konzentrationen von weniger als 10 µg P/l als auch Werte bis zu 30 µg/l erreicht werden können. Auch in den Abschnitten 9 bis 11, die die Zone D bilden, lassen die als Ausreißer gekennzeichneten Extremwerte temporär erhöhte Nährstoffkonzentrationen vermuten. Sowohl bei den in Zone E als auch den in Zone D dominierenden Arten handelt es sich ohne Ausnahme um Taxa mit vergleichsweise weiter Verbreitungsamplitude. Temporär schwankende Nährstoffeinträge, die zum Beispiel durch die von der Wassertemperatur abhängige Höhe der Fischfütterung verursacht werden können (mdl. Mitteilung des Betreibers der Fischzuchtanlage Aumühle), führen offensichtlich zu einer Dominanz von Arten mit einer hohen Toleranz gegenüber Schwankungen der Nährstoffkonzentration. Da der Verbreitungsschwerpunkt dieser Arten im meso- bis eutrophen Bereich liegt, führt dies in logischer Konsequenz auch zu einer Trophieeinstufung des Fließgewässers in dieses Spektrum.

In drei Kartierabschnitten muss der TIM als „nicht gesichert“ bezeichnet werden. Die Abschnitte 11 und 13 weisen hauptsächlich aufgrund der zu starken Beschattung nur Arten mit der Schätzstufe 2 = selten auf, so dass die geforderte Quantitätssumme von 43 nicht erreicht wird. Abschnitt 2 wird von *Mentha aquatica* (IW = 2,00) und *Juncus subnodulosus* (IW = 1,13) dominiert. Da die Indikationswerte dieser beiden Arten erheblich differieren, übersteigt das Streuungsmaß den festgelegten Wert von 0,2. Obwohl der TIM dieses Kartierabschnitts daher als nicht gesichert bezeichnet werden muss, fügt er sich mit einem Wert von 1,3 in logisch stimmiger Weise in den Fließverlauf ein.

## 7.2 DIE SEMPT

### 7.2.1 Die Einflussfaktoren auf die Vegetation in der Sempt

Auch in der Sempt und Schwillach können Änderungen in der Makrophytenvegetation mit Unterschieden in den äußeren Einflussfaktoren, die auf das Gewässer wirken, in Zusammenhang gebracht werden. Im Unterschied zum Rotbach tritt die Bedeutung des Phosphorgehaltes im Sediment in der Sempt und Schwillach stark in den Hintergrund. Stattdessen scheinen Beschattung und Fließgeschwindigkeit aber auch ganz allgemein die **Schwankungsbreite** der Nährstoffkonzentrationen eine große Rolle zu spielen. In Zone C, die die größten Konzentrationsunterschiede in allen wasserchemischen Parametern zeigt (vgl. Abb. 26), treten fast ausschließlich tolerante Arten mit Schwerpunkt im eutrophen Bereich wie *Veronica anagallis-aquatica*, *Nasturtium officinale* und *Ranunculus trichophyllus* auf (HELD et al. 1984, KOHLER et al. 1994, SCHMEDTJE et al. 1998). Obwohl Zone C alle Quellregionen der untersuchten Gewässer beinhaltet, fehlen Oligotrophiezeiger völlig. Aber auch als eutroph eingeschätzte Arten wie *Zannichellia palustris* oder *Sparganium emersum* (MONSCHAU-DUDENHAUSEN 1982, SCHMEDTJE et al. 1998), die in anderen Abschnitten der Sempt durchaus häufig sind, kommen in Zone C nicht vor. Das ausschließliche Auftreten von Arten, deren Hauptverbreitung zwar im eutrophen Bereich liegt, die jedoch tolerant gegenüber Schwankungen in den Nährstoffkonzentrationen sind, stimmt in ausgezeichneter Weise mit den beobachteten Schwankungen im Chemismus des Gewässers überein. Unterstützt wird diese Aussage durch die Beobachtung der stark unterschiedlichen SRP-Konzentrationen im Interstitialwasser der Probestelle 13 (s. u.).

In Zone D treten zusätzlich zu den erwähnten Arten *Myriophyllum verticillatum*, *Potamogeton berchtoldii* und *Ranunculus circinatus* auf. Alle drei Arten bevorzugen niedrige Fließgeschwindigkeiten (SCHÜTZ 1992, KELBER 1994, KOHLER et al. 1997), was in Einklang mit der beobachteten geringen Strömung gebracht werden kann. Hier scheint also insbesondere die Fließgeschwindigkeit Einfluss auf die Zusammensetzung der submersen Vegetation zu nehmen. Die ermittelten Gesamtposphorkonzentrationen bewegen sich um 10 µg P/l, die SRP-Konzentration liegt häufig unter der Nachweisgrenze. Die Phosphorgehalte im Sediment sind jedoch in keiner Weise auffällig und scheinen eine ausreichende Versorgung der Pflanzen mit Nährstoffen zu garantieren. Während *Ranunculus circinatus* übereinstimmend als nährstoffliebende Art bezeichnet wird (HEGI 1973, KUTSCHER 1984, MELZER 1993), differieren diesbezügliche Aussagen zu *Potamogeton berchtoldii* und

*Myriophyllum verticillatum* von oligotrophent über tolerant bis hin zu eutrophent (KÖHLER et al. 1974, HARDING 1981, SCHÜTZ 1992, KELBER 1994, KÖHLER et al. 1997, TÄUSCHER 1997). Mit Blick auf die Ergebnisse in der Sempt könnten diese stark gegensätzlichen Aussagen mit der Nutzung von im Sediment vorhandenen Nährstoffen bei gleichzeitig oligotrophem Wasserkörper erklärt werden. Auch die Aussage von WIEGLEB (1976), *Ranunculus circinatus* werde durch hohe Nitratmaxima gefördert, kann mit den Ergebnissen in den untersuchten Gewässern in Einklang gebracht werden. Zone D, die u.a. durch *Ranunculus circinatus* charakterisiert wird, weist den höchsten Median der Nitratkonzentration im freien Wasserkörper auf.

Zone B zeigt trotz der geringen Anzahl an Messwerten auffällig hohe Konzentrationen an Ammonium. Diese Beobachtung stimmt in hervorragender Weise mit dem Auftreten von *Sparganium emersum* und *Elodea canadensis* überein. Beide Arten werden als ammoniumliebend eingestuft (MONSCHAU-DUDENHAUSEN 1982, KUTSCHER 1984). Die ebenfalls diesen Abschnitt charakterisierende hohe Beschattung wurde bislang noch nicht als charakteristisch für die beiden Arten beschrieben.

Die Makrophytenvegetation der Zone A kann als typisch für die untersuchten Gewässer bezeichnet werden. Weder fehlen charakteristische Arten, noch treten zusätzliche Taxa auf. Mit Ausnahme der vergleichsweise hohen Fließgeschwindigkeit sind in dieser Zone keine auffälligen Charakteristika in chemisch-physikalischer Hinsicht zu bemerken. Insbesondere die *Ranunculus*-Arten, aber auch *Zannichellia palustris* und *Berula erecta* sind in der Lage, auch höhere Fließgeschwindigkeiten zu tolerieren (SCHÜTZ 1992, ELLMAUTHALER 1996). Die Arten werden als tolerant mit Hauptverbreitung im eutrophen Bereich bezeichnet, was dem Gesamteindruck der untersuchten Gewässer in jedem Fall entspricht.

### 7.2.2 Die Probestelle 13

Einige aufschlussreiche Beobachtungen konnten an der Probestelle 13, die etwa 100 m flussabwärts des Quellsees an der Forstinninger Sempt liegt, gemacht werden. Die chemischen Untersuchungen des Freiwassers ergaben an dieser Stelle SRP- und  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen unterhalb der Nachweisgrenze (Abb. 18, oben und 17, Mitte). Bei einer Betrachtung der Kartierungsergebnisse fällt auf, dass eindeutige Oligotrophiezeiger wie *Potamogeton coloratus* oder *Chara hispida*, die im Quellsee auftreten, in der Forstinninger Sempt nicht zu finden sind. Der betreffende Abschnitt A51 wird vielmehr von *Berula erecta* und *Mentha aquatica*, sowie in geringerer Häufigkeit durch *Ranunculus trichophyllus* und *Nasturtium officinale* geprägt. *Mentha aquatica* ist zwar oft in oligotrophen Bereichen zu

finden (KUTSCHER & KOHLER 1976), erträgt aber auch leichte bis mäßige Verunreinigungen (EGLIN et al. 1997). Die übrigen Arten besitzen eine breite ökologische Varianz, das Optimum von *Ranunculus trichophyllus* liegt im eutrophen Bereich (SCHMEDITJE et al. 1998).

Während des Untersuchungszeitraums war in großen Teilen des Abschnitts 51 ein zeitweise dichter Aufwuchs aus fädigen Grünalgen auf dem Sediment und den Makrophyten zu beobachten, obwohl im Freiwasser keine Verunreinigung festgestellt werden konnte. Im Quellsee, von dem die Sempt gespeist wird, dominieren in weiten Bereichen oligotrophente Arten. Großflächige Rasen von *Chara hispida* und *Potamogeton coloratus* erstrecken sich bis an das Ufer. Auch *Mentha aquatica* ist zu beobachten, beschränkt sich aber auf einige Quellzutritte im südlichen Bereich des Weihers. Diese Beobachtungen werfen die Frage auf, warum sich die Zusammensetzung der submersen Makrophyten zwischen Bach und See so stark unterscheidet. Das Fehlen von *Potamogeton coloratus* und *Chara hispida* lässt sich nicht zwingend auf gewässermorphologische Ursachen wie Fließgeschwindigkeit oder Beschattung zurückführen. Unter ähnlichen Bedingungen wie in der Sempt konnte z.B. im Rotbach *Chara hispida* nachgewiesen werden (s. Kap. 5.2). Die Untersuchung der Sedimentproben, die an der Stelle 13 entnommen wurden, ergab im Interstitialwasser einen SRP-Gehalt von bis zu 30 mg P/l, was etwa der zehnfachen Menge der übrigen in der Sempt analysierten Proben entspricht. Eine zweite Untersuchung im November 1998 an der gleichen Stelle ergab hingegen Konzentrationen, die mit den übrigen Standorten vergleichbar waren. Diese zeitlichen Unterschiede und die Tatsache, dass der Gesamt-P-Gehalt im Sediment von *Mentha aquatica* mit 26 mg/100 g TS relativ gering ist, lässt als Ursache dieser hohen SRP-Werte im Interstitialwasser ein zeitlich begrenztes Ereignis außerhalb des Gewässers vermuten.

Auf Grund der geologischen Ausgangssituation (KÖWING et al. 1968) ist das Interstitialwasser in diesem Bereich sehr stark durch das hier massiv zuströmende Grundwasser beeinflusst. Gewöhnlich wird gelöster Phosphor im Boden festgelegt und kann daher kaum mit dem Sicker- oder Grundwasser verlagert werden. Unter bestimmten Bedingungen kann es aber zu starken P-Auswaschungen aus landwirtschaftlich genutzten Böden kommen. Je humusreicher ein Boden ist, und je intensiver er gedüngt wird, desto geringer ist seine Sorptionskapazität. Vor allem Flüssigmistdüngung erleichtert eine Phosphorverlagerung, da die in der Gülle enthaltene organische Substanz den Phosphor kolloidal suspendieren kann (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992). Dieser gelöste Phosphor kann über den Zwischenabfluss zum nächsten Vorfluter geleitet werden. Die Höhe des Zwischenabflusses ist dabei stark von der

Porenverteilung des Bodens abhängig. Die Leitung findet in Makroporen statt, wie sie vor allem unter Grünland zu finden sind (NEYER 1999 a).

Genau diese Bedingungen treffen auf das unmittelbare Umland der Probestelle 13 zu. Am rechten Ufer befinden sich in direkter Nachbarschaft zum Bach intensiv genutzte Grünland- und Ackerflächen. Das an dieser Stelle relativ hoch anstehende Grundwasser, dessen nordöstlich gerichtete Fließrichtung sowie die starke Durchlässigkeit des kiesigen Untergrundes (KÖWING et al. 1968) würden einen raschen Transport des ausgewaschenen Phosphors in die Sempt erlauben. Damit erhärtet sich der Verdacht, dass die extrem hohen SRP-Konzentrationen im Interstitialwasser an der Stelle 13 auf die Ausbringung organischer Dünger, vermutlich Gülle, in unmittelbarer Nähe des Gewässers und die nachfolgende Auswaschung über den Zwischenabfluss zurückzuführen sind.

Von einem solchen P-Austrag über Makroporen aus Grünlandböden in Süddeutschland berichtet auch NEYER (1999 b). Da ein solch massiver SRP-Eintrag offensichtlich nur in einem relativ kurzen Zeitraum auftritt, ist er im Freiwasser sehr schwer erfassbar. Er reicht jedoch aus, um submerse Makrophyten wie *Chara hispida* und *Potamogeton coloratus*, die auf einen oligotrophen Standort angewiesen sind, zu verdrängen. Konkurrenzfähig sind hier nur Pflanzen wie *Mentha aquatica* und *Berula erecta*, die zwar an oligotrophen Standorten bestehen, aber auch kurzfristig hohe Belastungen ertragen können.

### 7.2.3 Die Anwendung des TIM am Beispiel der Sempt

Auch die Anwendung des TIM in Sempt und Schwillach beinhaltet einen gewissen Zirkelschluss (in diesen Gewässern wurden 32 von insgesamt 332 Datensätzen, die zur Charakterisierung der trophischen Valenzen der Arten verwendet wurden, gewonnen). Die Ergebnisse dürfen daher nur sehr kritisch interpretiert werden.

Die dargestellten Gewässer werden in ihrem Oberlauf als meso-eutroph und nach einer gewissen Fließstrecke als eutroph eingestuft (Abb. 45). Auch wenn die Makrophytenvegetation der Sempt und ihrer Nebenflüsse keine dem Rotbach vergleichbaren Veränderungen im Fließverlauf zeigt, indiziert der TIM einen beständigen Anstieg der Trophie mit zunehmender Entfernung vom Ursprung der Gewässer. Dieser Anstieg wird im Falle der Anzinger Sempt und Sempt sowie der Forstinninger Sempt in der Phosphorkonzentration des freien Wasserkörpers widerspiegelt (vgl. Kap. 5.3). Die Konzentrationsabnahme flussabwärts des außergewöhnlich nährstoffreichen ersten Abschnitts konnte aufgrund fehlender Makrophytenvegetation nicht nachvollzogen werden.

Demgegenüber bleibt die Phosphor-Konzentration in der Schwillach auf einem vergleichsweise stabilen Niveau (vgl. Kap. 5.3). Als Ursache für den beobachteten Anstieg der Trophie im Fließverlauf muss daher eine zunehmende SRP-Konzentration im Interstitialwasser vermutet werden. Eine abschließende Beurteilung kann jedoch aufgrund der vergleichsweise geringen Datenmenge nicht erfolgen (vgl. DINZINGER 1999).

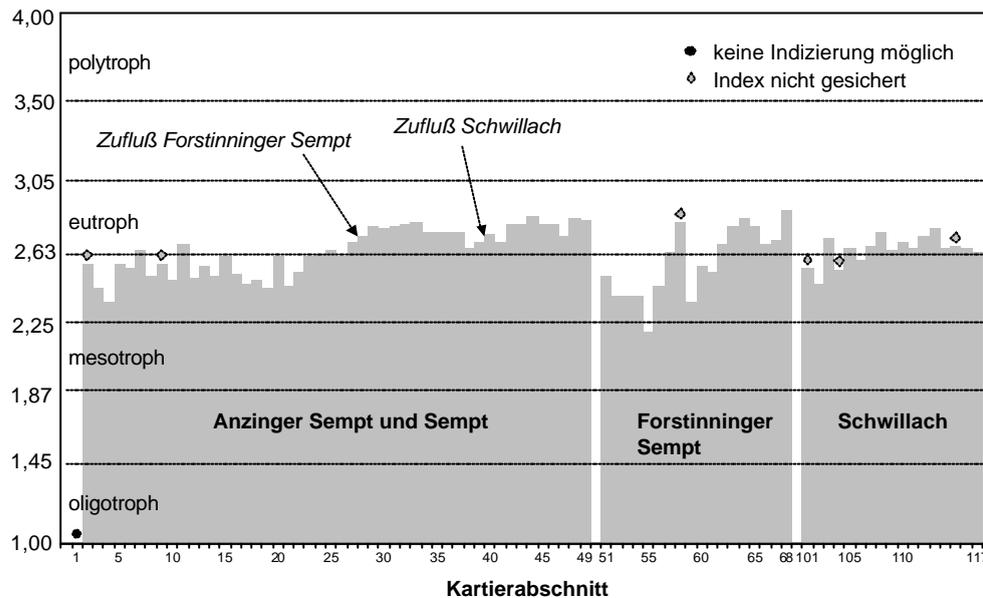


Abb. 45: Der Makrophytenindex (TIM) der Sempt und ihrer Zuflüsse

Aufgrund des ohnehin im meso-eutrophen Bereich liegenden Trophieniveaus der Sempt und ihrer Nebengewässer zeigen die vier nach den Abschnitten 8, 56, 62 und 111 einmündenden Fischzuchten keine unmittelbare Auswirkung auf die Trophie der Gewässer. In jedem Fall steuern die durch sie eingetragenen Nährstoffe jedoch einen Teil zu der im Verlauf der Fließgewässer beobachteten langsamen Zunahme der Trophie bei. Auch die im Flussverlauf immer wieder auftretenden Staubereiche vor Mühlen oder E-Werken beeinflussen den Wert des Trophieindex nicht.

Wie bereits im Kapitel 7.2.1 beschrieben, wird die unterschiedliche Zusammensetzung der Makrophytenvegetation in den Zonen der Sempt in erster Linie von den Faktoren Fließgeschwindigkeit und Beschattung verursacht. Die Höhe der Nährstoffkonzentrationen spielt demgegenüber eine eher untergeordnete Rolle. In der Sempt und ihren Nebenflüssen ist der TIM in der Lage, graduelle Änderungen der Trophie zu indizieren, obwohl die Makrophytenvegetation aufgrund wechselnder Beschattung und Strömungsgeschwindigkeit im Fließverlauf starken Veränderungen unterliegt. Ein Wechsel zwischen strömungs- oder

beschattungstoleranten und diesbezüglich empfindlichen Gesellschaften beeinflusst den Wert des Makrophytenindex TIM nicht.

In insgesamt sechs Abschnitten kann kein gesicherter Index berechnet werden. Verursacht wird dies ausschließlich durch eine zu geringe Artenzahl oder das zu seltene Auftreten indikativer Arten. Die nicht gesicherten Indexwerte weichen jedoch mit Ausnahme des Abschnitts 58 nicht in auffälliger Weise von den benachbarten Fließgewässerbereichen ab.

### 7.3 WAS KANN DER TIM LEISTEN?

Durch die Beprobung einer möglichst großen Zahl an Standorten submerser Makrophyten in Fließgewässern Bayerns wurde versucht, die Verbreitungsschwerpunkte der Arten hinsichtlich der SRP-Konzentrationen im Interstitialwasser und im Freiwasser zu charakterisieren. Aus den weiter oben diskutierten Gründen (vgl. Kap. 7.1.1) kann daraus noch kein kausaler Zusammenhang zu den Verbreitungsmustern der Wasserpflanzen hergestellt werden. Aus den eingangs dargelegten Überlegungen (vgl. Kap. 2) muss beim Anspruch einer flächendeckenden Trophieklassifikation der Fließgewässer Bayerns jedoch die Phosphorkonzentration als Haupteinflussfaktor angenommen werden. Auch wenn die tatsächliche Verbreitung der Arten von zahlreichen chemischen, physikalischen und strukturellen Faktoren beeinflusst wird, so kann aus den hinreichend gesicherten Verbreitungsschwerpunkten der in einem Abschnitt vorkommenden Arten dennoch auf einen bestimmten Zustand des Gewässers (hier Trophie) geschlossen werden. Die trophischen Valenzen der Arten wurden in der vorliegenden Arbeit erstmals aus den Phosphorkonzentrationen des Freiwassers **und** des Sedimentes ermittelt. Die Frage nach dem Auftreten eutropher Arten in einem offensichtlich nährstoffarmen Wasserkörper wird mit der erheblichen Bedeutung der Nährstoffe im Sediment beantwortet.

An dieser Stelle muss jedoch nochmals darauf hingewiesen werden (vgl. Kap. 2.2), dass mit dem TIM analog zu den Indices nach MELZER (1988) und HOFMANN (1994) das „trophische Potential“ weitaus besser abgebildet wird als die Trophie. Der Rückschluss vom trophischen Potential auf die Trophie führt nur bei geeigneten Strömungs- und Beschattungsverhältnissen zum gewünschten Ergebnis.

Die Trophieklassifikation von Fließgewässern mit Hilfe des TIM kann eine genauere Differenzierung der Trophiestufen leisten, als dies mit Hilfe des vorläufigen Verfahrens nach MAUCH et al. (1998) möglich war. Die verbale und relativ allgemeine Beschreibung der

---

Trophieklassen wird durch die Definition exakter Grenzwerte abgelöst. Durch die zahlenmäßige Erfassung als Index lassen sich auch kleinere Unterschiede jederzeit nachvollziehbar belegen. Auch die Einführung der Zwischenstufen oligo-mesotroph und meso-eutroph stellt eine Erweiterung des bisherigen Verfahrens dar.

Die von SCHNEIDER und MELZER (in SCHMEDITJE et al. 1998) vorgenommene Beschreibung der trophischen Valenzen nach dem 20-Punkte-System bildete die Grundlage des vorliegenden Projektes. Die dort gemachten Angaben werden durch die vorliegende Arbeit aktualisiert, erweitert und wissenschaftlich untermauert.

Darüber hinaus ist festzustellen, dass mit Hilfe des TIM zwar eine Klassifikation, nicht aber eine ökologisch begründete Bewertung von Fließgewässern erfolgen kann. Letztere müsste auf einem Vergleich zwischen der aktuellen trophischen Situation mit einem gewässerspezifisch zu definierenden Referenzzustand, in dem sich das Gewässer in einem unbelasteten Zustand befinden würde, basieren.

## 8 AUSBLICK

Die künftige Anwendung des TIM in einer möglichst großen Zahl unterschiedlich strukturierter Fließgewässer wird zu einer genaueren Abschätzbarkeit der Möglichkeiten und Grenzen des Index führen. Sie wird Antwort geben auf die Frage, ob der TIM auch außerhalb Bayerns, wo die Daten für die trophische Charakterisierung der submersen Makrophyten gewonnen wurden, sinnvoll anzuwenden ist. Um dem Ziel einer bundesweiten Anwendbarkeit des TIM gerecht zu werden, erscheint eine Ergänzung der eingestuften Arten um Taxa, die in den übrigen Bundesländern vorkommen, sinnvoll. Auch eine Erweiterung des TIM auf poly- oder sogar hypertrophe Gewässer ist prinzipiell möglich, sofern Arten mit Verbreitungsschwerpunkt in diesem Bereich gefunden werden. Eine Anwendung und kritische Beurteilung des TIM in verschiedenen Gewässertypen in ganz Deutschland soll im Rahmen des Forschungsvorhabens „Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren mit Makrophyten und Phytobenthos“ erfolgen.

## 9 ZUSAMMENFASSUNG

Ziel der vorliegenden Arbeit war die Entwicklung eines Makrophytenindex zur Trophieindikation in Fließgewässern. Da submerse Makrophyten Nährstoffe sowohl aus dem freien Wasserkörper als auch aus dem Sediment aufnehmen können, mussten beide Kompartimente für die artspezifische Charakterisierung der trophischen Valenzen berücksichtigt werden. Insgesamt liegen von 167 Probestellen 332 Datenpaare vor, an denen sowohl die Nährstoffe im freien Wasserkörper als auch im Sediment unterschiedlicher Makrophytenpolster erfasst wurden. Zusätzlich wurde an jeder Probestelle die submerse Vegetation kartiert sowie die Fließgeschwindigkeit und Beschattung notiert.

Die wasserchemischen und -physikalischen Analysen erfolgten hinsichtlich der Parameter Temperatur, Sauerstoffsättigung, Leitfähigkeit, pH-Wert, Ammonium, Nitrat, gelöstes reaktives Phosphat (SRP) und Gesamtphosphor. Sie wurden pro Probestelle mindestens vier, zumeist jedoch sechsmal und häufiger möglichst gleichmäßig über eine Vegetationsperiode verteilt durchgeführt. Aus den mit Hilfe eines Stechrohres bzw. eines Freeze-Core-Gerätes innerhalb von Makrophytenpolstern entnommenen Sedimentproben wurde durch Ausschütteln mit Aqua<sub>bidest</sub> das Interstitialwasser gewonnen und darin die Parameter Ammonium, Nitrat, Nitrit und SRP bestimmt. Die Analyse des Gesamtphosphor- und Gesamtstickstoffgehaltes erfolgte aus der getrockneten Sedimentprobe. Ausführliche Untersuchungen an 35 Standorten führten zu dem Ergebnis, dass zwischen den im Frühsommer und den im Spätsommer durchgeführten Probenahmen keine signifikanten Unterschiede in den untersuchten sedimentchemischen Parametern auftraten. Im weiteren Verlauf der Arbeit wurde daher eine einmalige Sedimentprobenahme als ausreichend erachtet.

Zur artspezifischen Charakterisierung der trophischen Valenzen wurde auf den Nährstoff Phosphor Bezug genommen, da dieser in Binnengewässern den maßgeblichen Minimumfaktor für die Intensität der Primärproduktion darstellt. Die Formel nach CARIGNAN (1982) diente zur Abschätzung der relativen Bedeutung der Kompartimente „Freiwasser“ und „Sediment“ für die Ernährung submerser Makrophyten. Anschließend konnte die für die Pflanze am jeweiligen Standort nutzbare Phosphormenge als gewichtete Summe aus der SRP-Konzentration des freien Wasserkörpers und des Interstitialwassers berechnet werden. Die Zuordnung des sog. PSW-Wertes zu den Trophieklassen „oligotroph“ bis „polytroph“ erfolgte empirisch in 7 Stufen. Aus den 332 Datensätzen konnten Histogramme erstellt werden, die artspezifisch die Häufigkeit des Auftretens der Taxa in den Trophiestufen widerspiegeln. Die

aus dem Histogramm errechnete Normalverteilung gibt die anhand des vorliegenden Datensatzes bestmögliche Charakterisierung der trophischen Valenzen an. Die formale Beschreibung der trophischen Valenzen jeder Art erfolgte mit Hilfe einer 20-Punkte-Verteilung. Dabei erhält jede Art insgesamt 20 Punkte, die entsprechend ihres Vorkommens auf die jeweiligen Trophiestufen verteilt werden. Bei einer ungenügenden Anzahl von Probestellen ( $n < 7$ ) wurde auf die Darstellung des Histogrammes verzichtet und besonderer Wert auf eine mit Hilfe von Literaturzitate belegbare Einstufung der Taxa gelegt.

Insgesamt konnte für 49 Arten submerser Makrophyten eine 20-Punkte-Verteilung erarbeitet werden. Aus der 20-Punkte-Verteilung wurde durch die Methode des gewichteten Mittels der artspezifische Indikationswert berechnet. Eine Gewichtung des Indikationswertes erfolgte über die Berechnung der sogenannten Toleranz des Taxons.

Die Ermittlung des Trophie-Index Makrophyten (TIM) eines Kartierabschnittes wurde nach der folgenden Formel vorgenommen:

$$TIM = \frac{\sum_{a=1}^n IW_a * G_a * Q_a}{\sum_{a=1}^n G_a * Q_a}$$

(TIM = Trophie-Index Makrophyten,  $IW_a$  = Indikationswert der Art a,  
 $G_a$  = Gewichtung der Art a,  $Q_a$  = Quantitätsstufe der Art a)

Zur leichteren Interpretation und Darstellbarkeit wurden die Werte des TIM in Trophieklassen eingeteilt. Das sogenannte Streuungsmaß ermöglicht eine Abschätzung der Indikationsgenauigkeit des Index. Zusätzlich wurden gewässerspezifische Voraussetzungen für eine gesicherte Berechnung des TIM formuliert.

Um Gradienten in den wasser- und sedimentchemischen Parametern bestimmen zu können, wurden an vier Fließgewässern im Verlauf des Gewässers mehrere Probestellen eingerichtet. Darüber hinaus wurde die submersive Vegetation kartiert und der TIM berechnet. Mit Hilfe der Clusteranalyse nach Ward konnte die Makrophytenvegetation jedes Gewässers in homogene Zonen eingeteilt werden. Um die gewässerspezifischen Haupteinflussfaktoren auf die submersive Vegetation herauszufinden, wurden die in den Zonen gemessenen chemischen und strukturellen Parameter einander gegenübergestellt.

Im **Rotbach** kristallisiert sich als wesentlicher Einflussfaktor auf die Makrophytenvegetation die SRP-Konzentration im Interstitialwasser heraus. Die Veränderung der submersen Vegetation von einer toleranten Gesellschaft im unmittelbaren Quellbereich des Gewässers

---

über oligotrophente Artengemeinschaften hin zu einer eutraphenten Gesellschaft lässt sich in der SRP-Konzentration des Interstitialwassers nachvollziehen. Der TIM spiegelt diese Verhältnisse wider.

Die **Sempt** und ihre Zuflüsse weisen eine Vielzahl an gestauten Gewässerabschnitten auf. Dementsprechend wird die Zusammensetzung der submersen Vegetation in erster Linie von den Faktoren Beschattung und Fließgeschwindigkeit beeinflusst. Trotz des häufigen Wechsels zwischen strömungs- oder beschattungstoleranten und diesbezüglich empfindlichen Arten indiziert der TIM die im Fließverlauf langsam ansteigende Phosphorkonzentration im freien Wasserkörper zuverlässig.

Im **Ascherbach** und im **Inninger Bach** ermittelte Daten sind zusätzlich für die Charakterisierung der trophischen Valenzen hinzugenommen worden. Eine genauere Beschreibung dieser Ergebnisse findet sich in SCHNEIDER (2000).

Die zukünftige Anwendung des TIM in einer Vielzahl unterschiedlich strukturierter Fließgewässer wird zu einer genaueren Abschätzbarkeit der Möglichkeiten und Grenzen des Index führen. Auch eine Ergänzung des Datensatzes mit dem Ziel einer bundesweiten Anwendbarkeit des Index erscheint prinzipiell sinnvoll. Die zusätzliche Ermittlung von Indices auf der Basis von z. B. Diatomeen oder Makrozoobenthos-Organismen eröffnet Möglichkeiten zur Beurteilung von Fließgewässern auf ökosystemarerer Basis.

## 10 LITERATURVERZEICHNIS

- AGAMI, M. & WAISEL, Y. (1986):** The ecophysiology of roots of submersed vascular plants. *Physiol. Veg.* 24 (5): 607 – 624.
- ALL, M. M. & SOLTAN, M. E. (1996):** The impact of three industrial effluents on submerged aquatic plants in the River Nile, Egypt. *Hydrobiologia* 340: 77 - 83.
- ALL, M. M., HAMAD, A. M., SPRINGUEL, I. V. & MURPHY, K. J. (1995):** Environmental factors affecting submerged macrophyte communities in regulated waterbodies in Egypt. *Arch. Hydrobiol.* 133 (1): 107 - 128.
- BACKHAUS, D. & KRAUSE, W. (1975):** Beiträge zu einer Algenflora des Taubergießengebietes. *Das Taubergießengebiet, Die Natur- und Landschaftsschutzgebiete Baden-Württembergs, Band 7: 177-179.*
- BARKO, J. W. & SMART, R. M. (1980):** Mobilization of sediment phosphorus by submersed freshwater macrophytes. *Freshwater Biology* 10: 229 – 238.
- BARKO, J. W. & SMART, R. M. (1981):** Sediment-based nutrition of submersed macrophytes. *Aquatic Botany* 10: 339 – 352.
- BARKO, J. W., GUNNISON, D. & CARPENTER, S. R. (1991):** Sediment interactions with submersed macrophyte growth and community dynamics. *Aquatic Botany* 41: 41 – 65.
- BÄRLOCHER, F. (1999):** *Biostatistik.* Georg Thieme Verlag. Stuttgart. New York. 206 S.
- BARTH, S. (1984):** Verbreitung der Makrophytenvegetation in Fließgewässern des Oberen Loisachtales. Diplomarbeit am Institut für Botanik und Mikrobiologie der TU München. 161 S.
- BAUER, F. & KLOS, D. (1992):** Trophieeinstufung von Seen – Ein Vorschlag zur Einteilung und Darstellung. *Wasser, Luft und Boden* 5: 35 – 38.
- BAUMANN, E. (1911):** Die Vegetation des Untersees (Bodensee). *Archiv für Hydrobiologie und Planktonkunde Suppl.* 1: 1-554.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1995):** Kartier- und Bewertungsverfahren Gewässerstruktur. Erläuterungsbericht, Kartier- und Bewertungsanleitung. 77 S.
- BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN (Hrsg.) (1997):** Arten- und Biotopschutzprogramm Bayern: Landkreis Bad Tölz – Wolfartshausen.

- BENNION, H. (1994):** A diatom-phosphorus transfer function for shallow, eutrophic ponds in southeast England. *Hydrobiologia* 275/276: 391 – 410.
- BLINDOW, I. (1991):** Interactions between submerged macrophytes and microalgae in shallow lakes. Dissertation, Department of Ecology, Lund University, Sweden. 111 S.
- BLINDOW, I. (1992):** Decline of charophytes during eutrophication: comparison with angiosperms. *Freshwater Biology* 28: 9-14.
- BÖHMER, J., RAWER-JOST, C., KAPPUS, B., BLANK, J., HOCK, C., SIBER, R. & BRATRICH, C. (1998):** Integrierte ökologische Fließgewässerbewertung – Erarbeitung von Grundlagen zur leitbildorientierten biologischen Fließgewässerbewertung im Mittelgebirge. Abschlußbericht für den Untersuchungszeitraum Juli 1996 bis Dezember 1998 im Auftrag der LAWA. 231 S.
- BORMAN, S., KORTH, R. & TEMTE, J. (1997):** Through the Looking Glass. A Field Guide to Aquatic Plants. DNR Publication FH-207-97. Wisconsin, USA. 248 pp.
- BORNETTE, G., GUERLESQUIN, M. & HENRY, C. P. (1996):** Are the Characeae able to indicate the origin of groundwater in former river channels? *Vegetatio* 125: 207-222.
- BOSTRÖM, B., PERSSON, G. & BROBERG, B. (1988):** Bioavailability of different phosphorus forms in freshwater systems. *Hydrobiologia* 170: 133 – 155.
- BRÄNDLE, R., POKORNY, J., KVET, J. & CIZKOVA, H. (1996):** Wetland plants as a subject of interdisciplinary research. in: BRÄNDLE R., CIZKOVA H. & POKORNY J. (eds): Adaptation strategies in wetland plants: links between ecology and physiology. *Folia Geobot. Phytotax.* 31. OPULUS PRESS, Uppsala 1996. 1 – 6.
- BRISTOW, J. M. & WHITCOMBE, M. (1971):** The role of roots in the nutrition of aquatic vascular plants. *Amer. J. Bot.* 58 (1): 8 – 13.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (Hrsg.) (1999):** Indikationslisten für Aufwuchsalgen in österreichischen Fließgewässern. Teil 2: Trophieindikation sowie geochemische Präferenz; taxonomische und toxikologische Anmerkungen. Wasserwirtschaftskataster. Wien. 248 S.
- CANFIELD, D. E., LANGELAND, K. A., MACEINA, M. J., HALLER, W. T. & SHIREMAN, J. V. (1983):** Trophic State Classification of Lakes with Aquatic Macrophytes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* Vol. 40, No. 10: 1713 – 1718.
- CARBIENER, R., MULLER, S. & TREMOLIERES, M. (1994):** Vegetation of running waters and the quality of the waters: a hypothesis, discussions, perspectives. European workshop "Aquatic macrophytes and water quality" 18. - 20. 10. 1994, Ottrott, France; Summaries of oral communications and posters.

- CARBIENER, R., TREMOLIERES, M., MERCIER, J. L. & ORTSCHIED, A. (1990):** Aquatic macrophyte communities as bioindicators of eutrophication in calcareous oligosaprobe stream waters (Upper Rhine plain, Alsace). *Vegetatio* 86: 71 – 88.
- CARIGNAN, R. (1982):** An empirical model to estimate the relative importance of roots in phosphorus uptake by aquatic macrophytes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 39: 243 – 247.
- CARIGNAN, R. (1985):** Nutrient Dynamics in a Littoral Sediment Colonized by the Submersed Macrophyte *Myriophyllum spicatum*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* Vol. 42, No. 7: 1303 – 1311.
- CARIGNAN, R. & KALFF, J. (1979):** Quantification of the sediment phosphorus available to aquatic macrophytes. *J. Fish. Res. Board Can.* 36: 1002 – 1005.
- CARIGNAN, R. & KALFF, J. (1980):** Phosphorus Sources for Aquatic Weeds: Water or Sediments? *Science* Vol. 207: 987 – 989.
- CARR, G. M. & CHAMBERS, P. (1998):** Macrophyte growth and sediment phosphorus and nitrogen in a Canadian prairie river. *Freshwater Biology* 39: 525 – 536.
- CASPER, S. J. & KRAUSCH, H.-D. (1980):** Pteridophyta und Anthophyta. 1. Teil. Süßwasserflora von Mitteleuropa 23. Hrsg.: Ettl, Gärtner, Heynig. Gustav Fischer Verlag. 403 S.
- CASPER, S. J. & KRAUSCH, H.-D. (1981):** Pteridophyta und Anthophyta. 2. Teil. Süßwasserflora von Mitteleuropa 24. Hrsg.: Ettl, Gärtner, Heynig. Gustav Fischer Verlag: 404 - 942.
- CHAMBERS, P. A., PRÉPAS, E. E., BOTHWELL, M. L. & HAMILTON, H. R. (1989):** Roots versus Shoots in Nutrient Uptake by Aquatic Macrophytes in Flowing Waters. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46: 435 – 439.
- COLE, B. S. & TOETZ, D. W. (1975):** Utilization of sedimentary ammonia by *Potamogeton nodosus* and *Scirpus*. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 19: 2765 – 2772.
- CORING, E., SCHNEIDER, S., HAMM, A. & HOFMANN, G. (1999):** Durchgehendes Trophiesystem auf der Grundlage der Trophieindikation mit Kieselalgen. Bericht zu einem Forschungs- und Entwicklungsvorhaben an den Deutschen Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau DVWK. 219 S.
- DAWSON, F. H. & KERN-HANSEN, U. (1979):** The effect of natural and artificial shade on the macrophytes of lowland streams and the use of shade as a management technique. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 64 (4): 437 – 455.

- DENNY, P. (1972):** Sites of Nutrient Absorption in Aquatic Macrophytes. *Journal of Ecology* 60 (3): 819 – 829.
- DERSCH, G. (1965):** Notizen über das Vorkommen von *Callitriche*-Arten in (Nord-) Hessen. *Hessische Floristische Briefe*, Jahrgang 14, Brief 164: 35-44.
- DEV (1999):** Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung – Band I – IV. Herausgegeben von der Fachgruppe Wasserchemie in der Gesellschaft Deutscher Chemiker in Gemeinschaft mit dem Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im Deutschen Institut für Normung e.V., VCH Verlag, Weinheim.
- DIN-Norm 4049, Teil 2 (1990):** Hydrologie, Begriffe der Gewässerbeschaffenheit. Berlin. 25 S.
- DINZINGER, L. (1999):** Verbreitung und ökologische Charakterisierung submerser Makrophyten in einem Fließgewässer am nordöstlichen Rand der Münchener Schotterebene. Diplomarbeit an der Fakultät für Landwirtschaft und Gartenbau der TU München. 138 S.
- DREYER, S. & ROWECK, H. (1993):** Veränderungen in der submersen Makrophytenvegetation des Feldsees und Titisees im Südschwarzwald. *Ber. Inst. Landschafts- Pflanzenökologie Univ. Hohenheim*, Heft 2: 71 – 82.
- EGLIN, I., ROECK, U., ROBACH, F. & TREMOLIERES, M. (1997):** Macrophyte biological methods in the study of the exchange between the Rhine river and the groundwater. *Wat. Res.* Vol. 31. No. 3: 503-514.
- ELLMAUTHALER, S. (1996):** Untersuchungen zur „Wasserhahnenfußproblematik“ im Almkanal (Österreich, Salzburg). Diplomarbeit an der Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Salzburg. 84 S.
- ELORANTA, P. (1970):** Pollution and aquatic flora of waters by sulphite cellulose factory at Mänttä, Finnish Lake District. *Ann. Bot. Fennici* 7: 63 - 141.
- ELSTER, H.-J. (1962):** Seetypen, Fließgewässertypen und Saprobiensystem. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 47/2: 211 – 218.
- ELSTER, H.-J. (1977):** Die Eutrophierung unserer Gewässer. *Hohenheimer Arbeiten* Nr. 88 (Allgemeine Reihe). 100 Jahre Geowissenschaften in Hohenheim. Verlag Eugen Ulmer: 50 – 66.
- ENELL, M. & LÖFGREN, S. (1988):** Phosphorus in interstitial water: methods and dynamics. *Hydrobiologia* 170: 103 – 132.

- FORSBERG, C. (1965):** Environmental Conditions of Swedish Charophytes. *Symbolae Botanicae Upsalensis* 43/4: 1-67.
- FRIEDRICH, G. (1990):** Eine Revision des Saprobiensystems. *Z. Wasser- Abwasser-Forsch.* 23: 141 – 152.
- GABRIELSON, J. O., PERKINS, M. A. & WELCH, E. B. (1984):** The uptake, translocation and release of phosphorus by *Elodea densa*. *Hydrobiologia* 111: 43 – 48.
- GALM, M. (1991):** Verbreitung und Zeigerwert makrophytischer Wasserpflanzen in der Altmühl. Diplomarbeit an der Fakultät für Biologie der Ruprecht-Karls-Universität Heidelberg. 106 S.
- GERSBACHER, E. (1996):** Sedimentologische Untersuchungen zur Charakterisierung der Standort- und Nährstoffansprüche von *Potamogeton filiformis* Pers. Diplomarbeit an der Fakultät für Biologie, Chemie und Geowissenschaften der TU München; Lehrstuhl für Botanik. 78 S.
- GLÄNZER, U., HABER, W. & KOHLER, A. (1977):** Experimentelle Untersuchungen zur Belastbarkeit submerser Fließgewässer-Makrophyten. *Arch. Hydrobiol.* 79 (2): 193 – 232.
- GRIME, J. P., HODGSON, J. G. & HUNT, R. (1988):** Comparative Plant Ecology. Unwin Hyman Ltd, London. 742 pp.
- HALL, R. & SMOL, J. P. (1992):** A weighted-averaging regression and calibration model for inferring total phosphorus concentration from diatoms in British Columbia (Canada) lakes. *Freshwater Biology* 27 (3): 417 – 434.
- HAMM, A. (Hrsg.) (1991):** Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. Academia Verlag. 830 S.
- HAMM, A. (1995):** Möglichkeiten und Probleme einer durchgehenden Trophiebewertung. Erweiterte Zusammenfassungen der DGL-Tagung in Berlin. 11 – 15.
- HARDING, J. P. C. (1981):** Macrophytes as monitors of river quality in the southern N.W.W.A. area. North West Water Authority (Rivers Division), Technical Support Group. Ref. No. TS-BS-81-2. England. 54 pp.
- HARLACHER, R. (1982):** Die submerse Makrophytenvegetation der Eggstätt-Hemhofer Seen - Ihre quantitative Verbreitung und ihr Zeigerwert. Zulassungsarbeit am Institut für Botanik und Mikrobiologie der TU München. 142 S.
- HASLAM, S. M. (1987):** River Plants of Western Europe. Cambridge University Press. 512 pp.

- HAURY, J., FELTRE, M.-C., MULLER, S., TREMOLIERES, M., BARBE, J., DUTARTRE, A. & GUERLESQUIN, M. (1996):** Des indices macrophytiques pour estimer la qualite des cours d'eau francais: premieres propositions. *Ecologie* 27 (4): 233 - 244.
- HEGI (1973):** Illustrierte Flora von Mitteleuropa, Band III. Blackwell Wissenschaft. Parey Verlag.
- HELD, K., HARLACHER, R. & MELZER, A. (1984):** Die Makrophytenvegetation des Sulz- und Ottmaringer Tales. Unveröffentlichter Abschlußbericht, angefertigt am Institut für Botanik und Mikrobiologie der TU München, Limnologische Station. 99 S.
- HOFMANN, G. (1994):** Aufwuchs- Diatomeen in Seen und ihre Eignung als Indikatoren der Trophie. *Bibliotheca Diatomologica* 30. Verlag J. Cramer. 241 S.
- HOFMANN, H. (1984):** Verkräutung des Hochrheins durch "Flutenden Hahnenfuß". *Wasserwirtschaft* 74 7/8: 380 - 382.
- HORNE, A. J. & GOLDMAN, C. R. (1994):** *Limnology*. 2<sup>nd</sup> edition. McGraw-Hill, Inc. 576 pp.
- HÜNERFELD, G. (1990):** Die Makrophytenvegetation des Tegernsees. Diplomarbeit am Institut für Botanik und Mikrobiologie der TU München. 78 S.
- HUPFER, M. (1999):** Bindungsformen und Mobilität des Phosphors in Gewässersedimenten. In: STEINBERG, BERNHARDT, KLAPPER (Hrsg.): *Handbuch Angewandte Limnologie*. Ecomed. Kap. IV 3.2: 1 – 21.
- HÜRLIMANN, J. & SCHANZ, F. (1993):** The effects of artificial ammonium enhancement on riverine periphytic diatom communities. *Aquatic sciences* 55/1: 40 - 64.
- INSTITUT FÜR UMWELTANALYTIK UND HUMANTOXIKOLOGIE, Berlin (1996):** Daten des ITox, Berlin, Fachbereich Umweltschutz. Unveröffentlicht.
- JAAG, O. (1968):** Bodenseeregulierung, Abklärung hydrobiologischer Fragen. Auszug aus dem Ergänzungsbericht zum Gutachten 1946, ETH Zürich. 1 – 37.
- JONGMAN, R. G. H., TER BRAAK, C. J. F. & VAN TONGEREN, O. F. R. (eds.) (1995):** *Data Analysis in community and landscape ecology*. Cambridge University Press. 299 S.
- JORGA, W., HEYM, W.-D. & WEISE, G. (1982):** Shading as a measure to prevent mass development of submersed macrophytes. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 67 (2): 271 – 281.
- JUNGE, M. (1991):** Das Fließgewässersystem VILS/Opf. - Möglichkeiten der Bioindikation durch makrophytische Wasserpflanzen. Diplomarbeit am Botanischen Institut der Ludwig-Maximilians-Universität München. 71 S.

- KAHNT, U., KONOLD, W., ZELTNER, G.-H. & KOHLER, A. (1989):** Wasserpflanzen in Fließgewässern der Ostalb - Verbreitung und Ökologie. Ökologie in Forschung und Anwendung, Inst. f. Landeskultur und Pflanzenökologie Universität Hohenheim; Hrsg.: D. Knuth; Verlag Josef Margraf. 148 S.
- KARCZMARZ, K. (1973):** On the Ecological Requirements of *Chara delicatula* Agardh. Annales Universitatis Mariae Curie-Sklodowska, Lublin - Polonia, Vol. XXVIII, 11: 117 - 123.
- KELBER, A. (1994):** Untersuchungen über Verbreitung und Ökologie submerser Makrophyten im Fließgewässersystem der Pegnitz. Diplomarbeit am Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie der Universität Hohenheim: 14 - 44.
- KLEIN, J.-P., ROBACH, F., VANDERPOORTEN, A. & TREMOLIERES, M. (1995):** Spatio-temporal aquatic vegetation patterns in former channels in relation to their isolation from the river Rhine (Eastern France). Acta bot. Gallica 142 (6): 601 - 616.
- KOHLER, A. (1971):** Zur Ökologie submerser Gefäß-Makrophyten in Fließgewässern. Ber. Dtsch. Bot. Ges. 84 (11): 713 - 720.
- KOHLER, A. (1975):** Submerse Makrophyten und ihre Gesellschaften als Indikatoren der Gewässerbelastung. Beitr. naturk. Forsch. Süd.-Dtl. 34: 149 - 159.
- KOHLER, A. (1976):** Makrophytische Wasserpflanzen als Bioindikatoren für Belastung von Fließgewässer-Ökosystemen. Sonderdruck: Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Wien: 255 - 276.
- KOHLER, A. (1978a):** Bericht über die Forschungsreisen nach Südengland und Südschweden im Sommer 1978. Unveröffentlichter Bericht der Universität Hohenheim, Institut für Landeskultur und Pflanzenökologie.
- KOHLER, A. (1978b):** Gefährdung und Schutz von Süßwasserpflanzen. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 11: 251 - 257.
- KOHLER, A. (1978c):** Wasserpflanzen als Bioindikatoren. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 11: 259 - 281.
- KOHLER, A. (1982):** Wasserpflanzen als Belastungsindikatoren. Decheniana - Beihefte, 26: 31 - 42.
- KOHLER, A. & JANAUER, G. (1997):** Zur Methodik der Untersuchung von aquatischen Makrophyten in Fließgewässern. In: STEINBERG, CALMANO, KLAPPER & WILKEN (Hrsg.): Handbuch angewandte Limnologie. Verlag ecomed. Kap. VIII 1.1.3: 1 - 22.

- KOHLER, A. & SCHIELE, S. (1985):** Veränderungen von Flora und Vegetation in den kalkreichen Fließgewässern der Friedberger Au (bei Augsburg) von 1972 bis 1982 unter veränderten Belastungsbedingungen. Arch. Hydrobiol. 103/2: 137 - 199.
- KOHLER, A., BRINKMEIER, R. & VOLLRATH, H. (1974):** Verbreitung und Indikatorwert der submersen Makrophyten in den Fließgewässern der Friedberger Au. Ber. Bay. Bot. Ges. 45: 5 - 36.
- KOHLER, A., HEIMBERGER, K. & ZELTNER, G.-H. (1994):** Die Makrophytenvegetation in Fließgewässern des Erdinger Moores (Münchener Ebene) - Ihre Entwicklung 1973 bis 1994. Ber. Inst. Landschafts- Pflanzenökologie. Univ. Hohenheim, Beiheft 1. 101 S.
- KOHLER, A., LANGE, B. & ZELTNER, G.-H. (1992):** Veränderung von Flora und Vegetation in den Fließgewässern Pfreimd und Naab (Oberpfälzer Wald) 1972 - 1988. Ber. Inst. Landeskultur Pflanzenökologie Univ. Hohenheim Heft 1: 72-138.
- KOHLER, A., SIPOS, V. & BJÖRK, S. (1996):** Makrophyten-Vegetation und Standorte im humosen Bräkne-Fluß (Südschweden). Bot. Jahrb. Syst. 188: 451 - 503.
- KOHLER, A., TREMP, H. & FRITZ, R. (1997):** Submerse Makrophyten der südbadischen Oberrheinauen - Verbreitung, Ökologie, Bioindikation. Abschlußbericht des Forschungsvorhabens O.-Nr. U 22-95.04 im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg; Universität Hohenheim, Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie, Stuttgart. 137 S.
- KOHLER, A., VOLLRATH, H. & BEISL, E. (1971):** Zur Verbreitung, Vergesellschaftung und Ökologie der Gefäßmakrophyten im Fließwassersystem Moosach (Münchener Ebene). Arch. Hydrobiol. 69: 333 - 365.
- KONOLD, W. (1984):** Zur Ökologie kleinerer Fließgewässer. Agrar- und Umweltforschung in Baden-Württemberg, Band 6, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 262 S.
- KÖRNER, S. & KÜHL, H. (1996):** Development of Submerged Macrophytes in the Treated Sewage Channel Wuhle (Berlin, Germany). Int. Revue ges. Hydrobiol. 81: 385 - 397.
- KÖWING, K., KRAUS, L. & RÜCKERT, G. (1968):** Erläuterungen zur geologischen Karte von Bayern 1:25000 Blatt Nr. 7837 Markt Schwaben. Hrsg.: Bayerisches Geologisches Landesamt. München. 1 - 147.
- KRAUSCH, H.-D. (1964):** Die Pflanzengesellschaften des Stechlinsee-Gebietes - I. Die Gesellschaften des offenen Wassers. Limnologica, Berlin, 2,2: 145 - 203.
- KRAUSCH, H.-D. (1992):** Die Pflanzenwelt der Gewässer im Kreis Potsdam. Der Landkreis Potsdam 1: 46 - 51.

- KRAUSE, A. (1972):** Einfluß der Eutrophierung und anderer menschlicher Einwirkungen auf die Makrophytenvegetation der Oberflächengewässer. Berichte über Landwirtschaft, Bd. 50, H. 1: 140 - 146.
- KRAUSE, W. (1971):** Die makrophytische Wasservegetation der südlichen Oberrheinaue - Die Äschenregion. Arch. Hydrobiol./Suppl. 37 (4): 387 - 465.
- KRAUSE, W. (1975):** Die Wasservegetation im Taubergießengebiet vor Inbetriebnahme des Rheinseitenkanals mit Ausblicken auf die künftige Entwicklung. Das Taubergießengebiet - Die Natur- und Landschaftsschutzgebiete Baden-Württembergs, Band 7: 306 - 324.
- KRAUSE, W. (1997):** Charales (Charophyceae). Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 18. Hrsg: Ettl, H., Gärtner, G., Heynig, H. & Mollenhauer, D. Gustav Fischer Verlag. 202 S.
- KUNZE, K. (1998):** Untersuchungen von diffusen Nährstoffausträgen aus landwirtschaftlich genutzten Flächen an den Semptbächen im Landkreis Ebersberg - Versuch einer Bewertung des Austragspotentials der Fläche. Diplomarbeit am Institut für Geographie der Ludwig-Maximilians-Universität München. 106 S.
- KURIMO, U. (1970):** Effect of pollution on the aquatic macroflora of the Varkaus area, Finnish Lake District. Ann. Bot. Fennici 7: 213 - 254.
- KUTSCHER, G. (1984):** Verbreitung und Ökologie höherer Wasserpflanzen in Fließgewässern der Schwäbischen Alb. Dissertation an der Fakultät für Landwirtschaft und Gartenbau der TU München. 298 S.
- KUTSCHER, G. & KOHLER, A. (1976):** Verbreitung und Ökologie submerser Makrophyten in Fließgewässern des Erdinger Moores (Münchener Ebene). Ber. Bayer. Bot. Ges. 47: 175 - 228.
- LAMPERT, W. & SOMMER, U. (1993):** Limnoökologie. Georg Thieme Verlag Stuttgart. New York. 440 S.
- LANG, G. (1973):** Die Makrophytenvegetation in der Uferzone des Bodensees unter besonderer Berücksichtigung ihres Zeigerwertes für den Gütezustand. Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee, Bericht 12 (Landessammlungen für Naturkunde in Karlsruhe): 1 - 67.
- LANG, G. (1975):** Die Makrophytenvegetation des Bodensees als Zeiger für den Gütezustand - Neuere Entwicklung. Daten und Dokumente zum Umweltschutz, Nr. 14: Vorträge der Tagung über "Umweltforschung" der Universität Hohenheim. Hrsg.: Dokumentationsstelle der Universität Hohenheim: 39 - 49.

- LANGANGEN, A. (1996):** Some Charales (Chlorophyta, Charophyceae) from the Faroes. Cryptogamie, Algol. 17(4): 259 - 263.
- LATASA, M., BERDALET, E. & ESTRADA, M. (1992):** Variations in biochemical parameters of *Heterocapsa* sp. and *Olisthodiscus luteus* grown in 12:12 light:dark cycles: II Changes in pigment composition. Hydrobiologia 238: 149 - 157.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1996):** Vorschlag für ein Klassifizierungssystem zur Bewertung der Trophie planktondominierter Fließgewässer (Stand 26.01.96). Bearbeitung: LAWA AK Gewässerbewertung Fließgewässer, Unterarbeitsgruppe Planktondominierte Fließgewässer. 6 S.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1998):** Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Bearbeiter: LAWA AK Gewässerbewertung – Stehende Gewässer. 74 S.
- LITTLEFIELD, L. & FORSBERG, C. (1965):** Absorption and Translocation of Phosphorus-32 by *Chara globularis* Thuill. Physiologia Plantarum 18: 291 - 296.
- MARKERT, B. (1994):** Untersuchungen zur Belastung hessischer Fließgewässer durch Forellenteichanlagen. Dissertation an der Justus-Liebig-Universität Gießen, Fachbereich Veterinärmedizin. 213 S.
- MATTHESS, G. (1990):** Lehrbuch der Hydrogeologie, Band 2: Die Beschaffenheit des Grundwassers. Gebrüder Borntraeger. Berlin. Stuttgart. 498 S.
- MAUCH, E., HAMM, A., HEUSS, K., SCHAUMBURG, J., SCHMEDTJE, U. & SCHMIDT, W. D. (1995):** Hinweise zur Kartierung der Trophie von Fließgewässern in Bayern. Anleitung der bayerischen Wasserwirtschaftsverwaltung. Stand 18.09.1995. München. 4 S.
- MAUCH, E., HAMM, A., HEUSS, K., SCHAUMBURG, J., SCHMEDTJE, U. & SCHMIDT, W. D. (1998):** Hinweise zur Kartierung der Trophie von Fließgewässern in Bayern. Anleitung der bayerischen Wasserwirtschaftsverwaltung, Stand 22.05.1998. München. 7 S.
- MELZER, A. (1980):** Ökophysiologische Aspekte der N-Ernährung submerser Wasserpflanzen. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Freising-Weihenstephan 1979) 8: 357 – 362.
- MELZER, A. (1988):** Der Makrophytenindex - Eine biologische Methode zur Ermittlung der Nährstoffbelastung von Seen. Habilitationsschrift an der Fakultät für Chemie, Biologie und Geowissenschaften der TU München. 249 S.
- MELZER, A. (1993):** Die Ermittlung der Nährstoffbelastung im Uferbereich von Seen mit Hilfe des Makrophytenindex. Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie 47: 156 - 172.

- MELZER, A. & STEINBERG, Ch. (1983):** Nutrient Cycling in Freshwater Ecosystems. In: O. L. LANGE, P. S. NOBEL, C. B. OSMOND, H. ZIEGLER (eds.): Encyclopedia of Plant Physiology, New Series, Volume 12 D: Physiological Plant Ecology IV. Springer Verlag Heidelberg: 47 - 84.
- MELZER, A. & ZIMMERMANN, S. (1992):** Der Makrophytenbewuchs der Amper. Unveröffentlichter Bericht über die Kartierungsaktion im Sommer 1992. Limnologische Station der TU München. 87 S.
- MEYNEN, E. & SCHMIDTHÜSEN, J. (1953):** Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Verlag der Bundesanstalt für Landeskunde Remagen. 1 – 258.
- MONSCHAU-DUDENHAUSEN, K. (1982):** Wasserpflanzen als Belastungsindikatoren in Fließgewässern – dargestellt am Beispiel der Schwarzwaldflüsse Nagold und Alb. Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 28: 1 – 118.
- MOOG, O. (Hrsg.) (1995):** Fauna Aquatica Austriaca. Lieferung Mai 95. Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien: 15 - 69.
- MOTULSKY, H. (1995):** Intuitive Biostatistics. Oxford University Press, New York. 386 pp.
- MÜLLER, S. (1973):** Hydrogeologische und hydrologische Untersuchungen in der Pupplinger Au im Isartal südlich von München. Dissertation an der Ludwig-Maximilians-Universität München, Geowissenschaftliche Fakultät. 112 S.
- MÜNCH, D. (1989):** Untersuchungen zur Stickstoffernährung von *Elodea canadensis* Michx. und anderen Süßwasser-Hydrocharitaceae. Dissertation an der Fakultät für Chemie, Biologie und Geowissenschaften der TU München. 114 S.
- MURPHY, T. P. & RILEY, J. P. (1962):** A modified single solution method for the determination of phosphorus in natural waters. Analytica Chimica Acta 27: 31 - 36.
- NAUMANN, E. (1929):** Einige neue Gesichtspunkte zur Systematik der Gewässertypen. Archiv für Hydrobiologie, Band 20: 191 – 198.
- NEYER, H. (1999a):** Wasser- und Stoffaustausch zwischen landwärtiger Uferzone, Litoral und Pelagial. Thesenpapier zum Treffen der AG „Seeufer und Feuchtgebiete“ am 24.04.99 in Iffeldorf. 7 S.
- NEYER, H. (1999b):** Einfluß der Landnutzung auf den Phosphoraustrag aus Grünland. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 40/2: 49-52.
- OHLE, W. (1953):** Phosphor als Initialfaktor der Gewässereutrophierung. Vom Wasser 20: 11 - 23.

- OHLE, W. (1955):** Beiträge zur Produktionsbiologie der Gewässer. Archiv für Hydrobiologie, Supplement XXII: 456 - 479.
- OLSEN, S. (1950):** Aquatic plants and hydrospheric factors - II. The hydrospheric types. Svensk Botanisk Tidskrift Bd. 44, H. 2: 332 - 373.
- OZIMEK, T., VAN DONK, E. & GULATI, R.D. (1993):** Growth and nutrient uptake by two species of *Elodea* in experimental conditions and their role in nutrient accumulation in a macrophyte-dominated lake. Hydrobiologia 251: 13-18.
- PELTON, D. K., LEVINE, S. N. & BRANER, M. (1998):** Measurements of phosphorus uptake by macrophytes and epiphytes from the LaPlatte River (VT) using <sup>32</sup>P in stream microcosms. Freshwater Biology 39: 285 - 299.
- PHILIPPI, G. (1978):** Veränderungen der Wasser- und Uferflora im badischen Oberrheingebiet. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 11: 99 - 134.
- PREZELIN, B. B. (1992):** Diel periodicity in phytoplankton productivity. Hydrobiologia 238: 1 - 35.
- RASPOPOV, I. M., ANDRONIKOVA, I. N., DOTSENKO, O. N., KURASHOV, E. A., LETANSKAYA, G. I., PANOW, V. E., RYCHKOVA, M. A., TELESH, I. V., TCHERNYKH, O. A. & VORONTSOV, F. F. (1996):** Littoral zone of Lake Ladoga: ecological state evaluation. Hydrobiologia 322: 39 - 47.
- RATTRAY, M. R. (1995):** The relationship between P, Fe and Mn uptakes by submersed rooted angiosperms. Hydrobiologia 308: 107 - 120.
- RATTRAY, M. R., HOWARD-WILLIAMS, C. & BROWN, J. M. A. (1991):** Sediment and water as sources of nitrogen and phosphorus for submerged rooted aquatic macrophytes. Aquatic Botany 40: 225 - 237.
- RAVEN, J. A. (1981):** Nutritional Strategies of submerged benthic Plants: The Acquisition of C, N, and P by Rhizophytes and Haptophytes. New Phytol. 88: 1 - 30.
- RINTANEN, T. (1996):** Changes in the flora and vegetation of 113 Finnish lakes during 40 years. Ann. Bot. Fennici 33: 101 - 122.
- ROBACH, F., EGLIN, I. & TREMOLIERES, M. (1997):** Species richness of aquatic macrophytes in former channels connected to a river: a comparison between two fluvial hydrosystems differing in their regime and regulation. Global Ecology and Biogeography Letters 6: 267 - 274.

- ROBACH, F., HAJNSEK, I., EGLIN, I. & TREMOLIERES, M. (1995):** Phosphorus sources for aquatic macrophytes in running waters: water or sediment? *Acta bot. Gallica* 142 (6): 719 – 731.
- ROBACH, F., THIEBAUT, G., TREMOLIERES, M. & MULLER, S. (1996):** A reference system for continental running waters: plant communities as bioindicators of increasing eutrophication in alkaline and acidic waters in north-east France. *Hydrobiologia* 340: 67 - 76.
- RODHE, W. (1969):** Crystallization of eutrophication concepts in Northern Europe. In: *Eutrophication: Causes, Consequences, Correctives*. Washington, D. C., National Academy of Sciences: 50 - 64.
- ROELOFS, J. G., BOBBINK, R., BROUWER, E. & DE GRAF, M. C. C. (1996):** Restoration ecology of aquatic and terrestrial vegetation on non-calcareous sandy soils in The Netherlands. *Acta. Bot. Neerl.* 45(4): 517 - 541.
- ROLLAND, T. & TREMOLIERES, M. (1994):** The role of ammonium in the distribution of three species of *Elodea*. European workshop "Aquatic macrophytes and water quality" 18. - 20.10.1994, Ottrott, France; Summaries of oral communications and posters.
- SCHAEFER, I. (1978):** Die Gliederung der Münchener Ebene. Eine geomorphologische Analyse. *Mitteilungen der Geographischen Gesellschaft in München*, Bd. 63: 37 - 67.
- SCHAEFER-GUIGNIER, O. (1993):** Wasserpflanzenbestände im Lac de Saint-Point 1892-1992: Bilanz einer Entwicklung. *Ber. Inst. Landschafts- Pflanzenökologie Univ. Hohenheim*, Heft 2: 119 - 128.
- SCHAEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (1992):** Lehrbuch der Bodenkunde, 13. Auflage. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart. 442 S.
- SCHIEFELE, S. & KOHMANN, F. (1993):** Bioindikation der Trophie in Fließgewässern. Forschungsbericht Nr. 102 01 504 des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, im Auftrag des Umweltbundesamtes. 211 S.
- SCHINDLER, D. W. (1977):** Evolution of Phosphorus Limitation in Lakes. *Science* 195: 260 - 262.
- SCHMEDITJE, U., GUTOWSKI, A., HOFMANN, G., LEUKART, P., MELZER, A., MOLLENHAUER, D., SCHNEIDER, S. & TREMP, H. (1998):** Trophiekartierung von aufwuchs- und makrophytendominierten Fließgewässern. - Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft. *Informationsberichte* 4/98, 501 S.

- SCHMIDER, F. & OTTOW, J. C. G. (1985):** Characterization of differently polluted ponds by submerged macrophytes and various denitrifying bacteria. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22: 2303 - 2308.
- SCHMIDT, D., VAN DE WEYER, K., KRAUSE, W., KIES, L., GARNIEL, A., GEISSLER, U., GUTOWSKI, A., SAMIETZ, R., SCHÜTZ, W., VAHLE, H.-CH., VÖGE, M., WOLFF, P. & MELZER, A. (1995):** Rote Liste der Armleuchteralgen (Charophyceae) Deutschlands. *Schr.-R. f. Vegetationskde. H.* 28: 547-566.
- SCHNEIDER, S. (1996):** Untersuchungen zur Limnologie der Alz nach Inbetriebnahme der Chiemsee-Ringkanalisation. Diplomarbeit am Lehrstuhl für Botanik der TU München. 113 S.
- SCHNEIDER, S. (2000):** Entwicklung eines Makrophytenindex zur Trophieindikation in Fließgewässern. Dissertation an der TU München. Shaker-Verlag, 182 pp.
- SCHNEIDER, S., SCHRANZ, C. & MELZER, A. (1999):** Trophieindikation in Fließgewässern mit Hilfe von submersen Makrophyten und Aufwuchsdiatomeen. Tagungsbericht der DGL-Tagung 1998 in Klagenfurt: 469 – 472.
- SCHNEIDER, S., SCHRANZ, C. & MELZER, A. (2000 a):** Indicating the trophic state of running waters by submersed macrophytes and epilithic diatoms – exemplary implementation of a new classification of taxa into trophic classes. *Limnologica* 30: 1 - 8.
- SCHNEIDER, S., KRUMPHOLZ, T. & MELZER, A. (2000 b):** Trophieindikation in Fließgewässern – Anwendung des Trophie-Index Makrophyten (TIM) im Ascherbach. *Lauterbornia* 38: 85 – 97.
- SCHNEIDER, S., KRUMPHOLZ, T. & MELZER, A. (2000 c):** Trophieindikation in Fließgewässern mit Hilfe des TIM (Trophie-Index Makrophyten) – Erprobung eines neu entwickelten Index im Inninger Bach. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 28 (5): 241-249.
- SCHNITZLER, A., EGLIN, I., ROBACH, F. & TREMOLIERES, M. (1996):** Response of aquatic macrophyte communities to levels of P and N nutrients in an old swamp of the upper Rhine plain (Eastern France). *Ecologie*, t. 27(1): 51 - 61.
- SCHÖNFELDER, I. (1997):** Eine Phosphor-Diatomeen-Relation für alkalische Seen und Flüsse Brandenburgs und ihre Anwendung für die paläolimnologische Analyse von Auensedimenten der unteren Havel. *Dissertationes Botanicae* 238. J. Cramer. 148 S.
- SCHORER, A. (1998):** Limnologische Charakterisierung eines kalkreichen Quellgewässers unter besonderer Berücksichtigung der Makrophytenvegetation. Diplomarbeit an der Fakultät für Landwirtschaft und Gartenbau der TU München. 108 S.

- SCHOTSMAN, H.D. (1958):** Beitrag zur Kenntnis der *Callitriche*-Arten in Bayern. Ber. Bayer. Bot. Ges. 32: 128 - 140.
- SCHÜTZ, W. (1988):** Zur Verbreitung und Ökologie des dichtblättrigen Laichkrautes (*Groenlandia densa* (L.) Fourreau) in Baden-Württemberg (unter besonderer Berücksichtigung der Schwäbischen Alb). Hohenheimer Arbeiten - Schutz und Gefährdung von Gewässern: 173 - 176.
- SCHÜTZ, W. (1992):** Struktur, Verbreitung und Ökologie der Fließwasserflora Oberschwabens und der Schwäbischen Alb. Dissertationes Botanicae, Band 192. 195 S.
- SCHÜTZ, W. (1993):** Verbreitung und floristisch-ökologische Zonierung der Wasserpflanzen in der badischen Oberrheinaue nach dem Bau des Rheinseitenkanals. Ber. Inst. Landschafts- Pflanzenökologie Univ. Hohenheim Heft 2: 139-158.
- SCHÜTZ, W. (1995):** Vegetation of running waters in Southwestern Germany - pristine conditions and human impact. Acta bot. Gallica 142 (6): 571 - 584.
- SCHWOERBEL, J. (1968):** Untersuchung über die Rolle der submersen Wasserpflanzen bei der Eliminierung von Phosphaten. Münchener Beiträge 5, 2. Auflage: 361-374.
- SCHWOERBEL, J. (1999):** Einführung in die Limnologie. 8.Auflage. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart. 465 S.
- SEELE, J., RAEDER, U. & MELZER, A. (1999):** Handlungsanweisungen für die Untersuchung, Bewertung und den Schutz von Kleinseen. Teilprojekt: Kombinierte Diatomeen- und Makrophytenuntersuchungen zur Beschreibung des Einflusses des Umlandes auf die Gewässerqualität von Kleinseen und zur Vorhersage der Entwicklung der trophischen Situation von Kleinseen. Unveröffentlichter Abschlußbericht, angefertigt an der Limnologischen Station der TU München, Iffeldorf. 235 S.
- SEITZ, H.-P. (1993):** Veränderungen in der submersen Makrophytenvegetation im Fließgewässersystem der Mindel (Iller-Lech-Platte) 1990 gegenüber 1976. Ber. Inst. Landschafts- Pflanzenökologie Univ. Hohenheim Heft 2: 171-188.
- SIRCH, R. (1982):** Limnologische Untersuchungen der Osterseen mit besonderer Berücksichtigung der Makrophytenvegetation. Zulassungsarbeit am Institut für Botanik und Mikrobiologie der TU München. 88 S.
- SMITH, C. S. & ADAMS, M. S. (1986):** Phosphorus transfer from sediments by *Myriophyllum spicatum*. Limnol. Oceanogr. 31 (6): 1312 - 1321.
- STAHEL, W. A. (1995):** Statistische Datenanalyse - Eine Einführung für Naturwissenschaftler. Vieweg Verlag, Braunschweig, Wiesbaden. 349 S.

- STEINBRECHER, R. (1984):** Untersuchungen zur Ökologie von Wasserpflanzen in den Osterseen unter besonderer Berücksichtigung von *Nuphar lutea* fo. *submersa*. Zulassungsarbeit für die Zulassung zur wissenschaftlichen Prüfung für das Lehramt an Gymnasien in Bayern, angefertigt am Institut für Botanik und Mikrobiologie der TU München. 81 S.
- STEUSLOFF, U. (1939):** Die Besiedelung neuer Gewässer Nordwest-Deutschlands mit Wasserphanerogamen. Archiv für Hydrobiologie 41: 205 - 224.
- STOYAN, D., STOYAN, H. & JANSEN, U. (1997):** Umweltstatistik – statistische Verarbeitung und Analyse von Umweltdaten. Teubner Verlagsgesellschaft. Stuttgart. Leipzig. 348 S.
- SUKOPP, H. & MARKSTEIN, B. (1989):** Die Vegetation der Berliner Havel - Bestandsveränderungen 1962 – 1987. Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftsentwicklung der TU Berlin, Nr. 64.
- TÄUSCHER, L. (1997):** Entwässerungsgräben als Refugialbiotope für seltene und gefährdete Wasser- und Sumpfpflanzen-Gesellschaften in den Niederungen der Mittleren Elbe und Unteren Havel. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 1996 (Schwedt), Krefeld 1997: 487 - 491.
- TER BRAAK, C. J. F. & BARENDREGT, L. G. (1986):** Weighted averaging of Species Indicator Values: Its Efficiency in Environmental Calibration. Mathematical Biosciences 78: 57 - 72.
- TER BRAAK, C. J. F. & JUGGINS, S. (1993):** Weighted averaging partial least squares regression (WA-PLS): an improved method for reconstructing environmental variables from species assemblages. Hydrobiologia 269/270: 485 - 502.
- TER BRAAK, C. J. F. & LOOMAN, C. W. N. (1986):** Weighted averaging, logistic regression and the Gaussian response model. Vegetatio 65: 3 - 11.
- THIEBAUT, G. & MULLER, S. (1994):** Plant communities sequences in relation to eutrophication in weakly mineralized streams of the Northern Vosges. European workshop "Aquatic macrophytes and water quality" 18. - 20.10.1994, Ottrott, France; Summaries of oral communications and posters.
- THIEBAUT, G., ROLLAND, T., ROBACH, F., TREMOLIERES, M. & MULLER, S. (1997):** Quelques consequences de l'introduction de deux especes de macrophytes, *Elodea canadensis* Michaux et *Elodea nuttallii* St. John, dans les ecosystemes aquatiques continentaux: exemple de la plaine d'Alsace et des Vosges du nord (nord-est de la France). Bull. Fr. Peche Piscic. 344/345: 441 - 452.

- TREMP, H. & KOHLER, A. (1995):** The usefulness of macrophyte monitoring-systems, exemplified on eutrophication and acidification of running waters. *Acta bot. Gallica* 142: 541 - 550.
- UOTILA, P. (1971):** Distribution and ecological features of hydrophytes in the polluted Lake Vanajavesi, S Finland. *Ann. Bot. Fennici* 8: 257 - 295.
- VAN DE WEYER, K. (1997):** Untersuchungen zur Biologie und Ökologie von *Potamogeton polygonifolius* POURR. im Niederrheinischen Tiefland. *Dissertationes Botanicae* 278. 178 S.
- VAN LUIJN, F., BOERS, P. C. M., LIJKLEMA, L. & SWEERTS, J.-P. R. A. (1998):** Nitrogen Fluxes and Processes in sandy and muddy Sediments from a shallow eutrophic Lake. *Wat. Res.* Vol. 33, No. 1: 33 - 42.
- VAN WIERSEN, W. (1982):** The ecology of communities dominated by *Zannichellia* taxa in western Europe. Dissertation an der Katholischen Universität Nijmegen, Niederlande. 224 pp.
- VEIT, U., ZELTNER, G.-H. & KOHLER, A. (1997):** Die Makrophyten-Vegetation des Fließgewässersystems der Friedberger Au (bei Augsburg) - Ihre Entwicklung und Veränderung von 1972 bis 1996. *Ber. Inst. Landschafts-Pflanzenökologie Univ. Hohenheim, Beiheft* 4: 7 - 241.
- VERMAAT, J. E. & DE BRUYNE, R. J. (1993):** Factors limiting the distribution of submerged waterplants in the lowland River Vecht (The Netherlands). *Freshwater Biology* 30: 147 - 157.
- VOLLENWEIDER, R. A. (1982):** Eutrophication of waters – Monitoring, Assessment and Control. Ed. by OECD. Paris. 154 pp.
- VOLLRATH, H. & KOHLER, A. (1972):** *Batrachium*-Fundorte aus bayerischen Naturräumen. *Ber. Bayer. Bot. Ges.* 43: 63 - 75.
- WANTZEN, M. (1992):** Das Hyporheische Interstitial der Rheinsohle. Diplomarbeit. Universität Konstanz.
- WEBER, M. & BRÄNDLE, R. (1996):** Some Aspects of the Extreme Anoxia Tolerance of the Sweet Flag, *Acorus calamus* L. in: BRÄNDLE R., CIZKOVA H. & POKORNY J. (eds.): *Adaptation strategies in wetland plants: links between ecology and physiology.* OPULUS PRESS, Uppsala 1996: 43 - 52.
- WERLE, W. (1982):** Eignung von submersen Makrophyten als Bioindikatoren in Fließgewässern. *Mitt. Pollichia* 70: 125 - 168.

- 
- WHITTON, B. A. (1975):** River Ecology. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 725 pp.
- WIEGLEB, G. (1976):** Untersuchungen über den Zusammenhang zwischen Chemismus und Makrophytenvegetation stehender Gewässer in Niedersachsen. Dissertation an der Georg-August-Universität zu Göttingen. 113 S.
- WÖRLEIN, F. (1992):** Pflanzen für Garten, Stadt und Landschaft. Taschenkatalog, Wörlein Baumschulen, Dießen.
- WÜRZBACH, R., ZELTNER, G.-H. & KOHLER, A. (1997):** Die Makrophyten-Vegetation des Fließgewässersystems der Moosach (Münchener Ebene) - Ihre Entwicklung und Veränderung von 1970 bis 1996. Ber. Inst. Landschafts-Pflanzenökologie Univ. Hohenheim, Beiheft 4: 243 - 312.
- ZANDER, B., WOHLFAHRT, U. & WIEGLEB, G. (1990):** Typisierung und Bewertung der Fließgewässervegetation der Bundesrepublik Deutschland. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Band XIX/II: 710 - 717.
- ZELINKA, M. & MARVAN, P. (1961):** Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. Arch. Hydrobiol. 57 (3): 389 – 407.
- ZIMMERMANN, B. (1984):** Limnologische und vegetationskundliche Untersuchungen an einigen Stillgewässern im Landkreis Ravensburg - Wasserpflanzen als Indikatoren für den Gewässerzustand. Diplomarbeit an der Fakultät für Biologie der Julius-Maximilians-Universität Würzburg. 250 S.