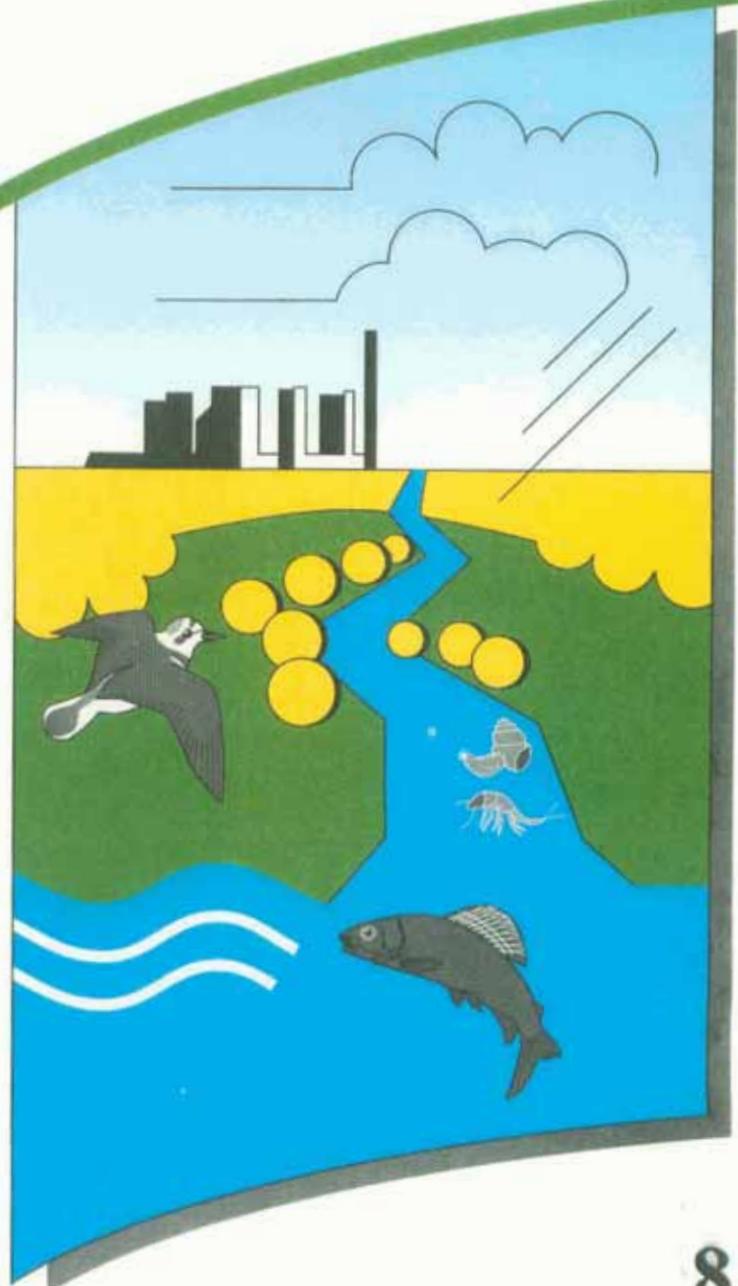


Handbuch Wasser 2

Verkrautung von Fließgewässern

Einflußfaktoren, Wechselwirkungen, Kontrollmaßnahmen

— Literaturstudie —

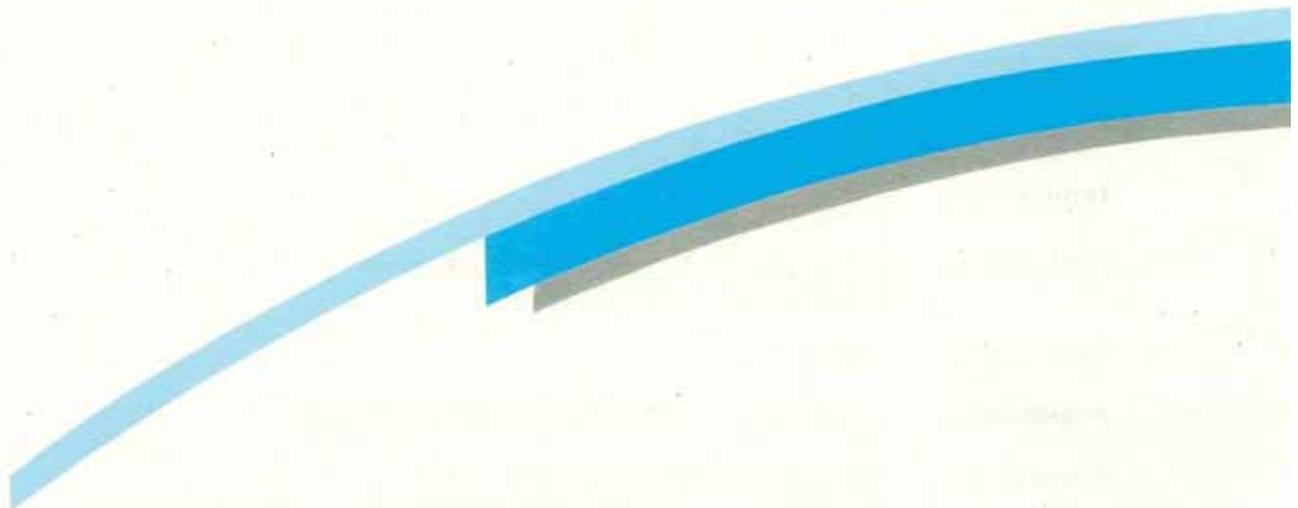


Handbuch Wasser 2

Verkrautung von Fließgewässern

Einflußfaktoren, Wechselwirkungen, Kontrollmaßnahmen

— **Literaturstudie** —



Impressum

- Herausgeber:** Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg,
Griesbachstraße 1, 76185 Karlsruhe
- ISSN** 0941-780X
- Projektleitung:** Amt für Wasserwirtschaft und Bodenschutz, Ellwangen
- Bearbeitung:** Dipl.-Agr.-Biol. Mareike Punzel, Ostfildern
Universität Hohenheim, Institut für Landeskultur und Pflanzenökologie
- Redaktion:** Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
Abteilung 4 Wasser, Sachgebiet 41.2
- Fotos:** Abb. 1, 3, 4, 5 — WBA Ellwangen
Abb. 6-8, 10-11, 13, 15-21 — A. Kohler
Abb. 9, 12, 14 — W. Konold
- Zeichnung:** Abb. 22, nach Haslam, Sinker & Wolseley (1982), „British Water Plants“
- Druck:** E. Kurz & Co.
Druckerei + Reprografie GmbH, Stuttgart
- gedruckt auf:** 100 % Recyclingpapier, 80 g/m²,
Umschlagkarton aus 100 % Altpapier, 250 g/m².

Nachdruck — auch auszugsweise — nur unter Quellenangabe und Überlassung von Belegexemplaren gestattet.

Stuttgart, Dezember 1993

Gewässer sind Lebensadern unserer Landschaft. Sie prägen wesentlich den Naturhaushalt und das Landschaftsbild; die Entwicklung der Kulturlandschaft ist eng verbunden mit dem Ausbau der Gewässer.

Der Umfang menschlicher Eingriffe nahm mit fortschreitender Industrialisierung, insbesondere nach dem Ende des Zweiten Weltkrieges erheblich zu. Naturnahe Gewässer und Auen sind mittlerweile selten geworden. Ausgebaute Gewässer können ihre Funktionen im Ökosystem größtenteils nicht mehr erfüllen. Lebensräume für Tiere und Pflanzen gingen verloren, zahlreiche an Gewässer und Feuchtgebiete gebundene Arten sind vom Aussterben bedroht.

Die naturnahe Entwicklung der Gewässer und Auen ist eine Schwerpunktaufgabe der Umweltpolitik des Landes Baden-Württemberg. Sie bedarf der Unterstützung aller Beteiligten. Voraussetzung für zielgerichtetes Handeln sind fundiertes fachliches Wissen und Engagement.

In dieser Schriftenreihe werden im Rahmen des Zentralen Fachdienstes bei der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg Arbeitshilfen zur naturnahen Entwicklung, Unterhaltung und Umgestaltung der Gewässer und Auen herausgegeben. Die Arbeitsmaterialien, vom Sachgebiet Wasserbau und Gewässerpflege in Zusammenarbeit mit zahlreichen Fachleuten innerhalb und außerhalb der Wasserwirtschaftsverwaltung erarbeitet und zusammengestellt, richten sich an Behörden, Planer und Betroffene gleichermaßen.

Umfangreiche Maßnahmen der Gewässerunterhaltung bedürfen im Vorfeld der Beurteilung ihrer hydraulischen bzw. ökologischen Wirkungen. Die vorliegende Literaturstudie entstammt dem ersten Teil des "Forschungs- und Entwicklungsvorhabens zur Reduzierung der Gewässerunterhaltung - Wasserkraut in den Karstgewässern Brenz und Egau." Das unter der Leitung des Amtes für Wasserwirtschaft und Bodenschutz Ellwangen im Auftrag des Umweltministeriums durchgeführte Projekt soll Möglichkeiten der Extensivierung des Wasserkraut-schnittes aufzeigen und erproben. Das Phänomen der Verkrautung wird in der vorliegenden Literaturstudie hinsichtlich der Ursachen, Wirkungen und Möglichkeiten der Einflußnahme an der Brenz, Kreis Heidenheim, beispielhaft für viele Karst- bzw. Flachlandgewässer untersucht.

Umweltministerium
Baden-Württemberg
Stuttgart

Landesanstalt
für Umweltschutz
Baden-Württemberg
Karlsruhe

Amt
für Wasserwirtschaft und
Bodenschutz
Ellwangen

im Oktober 1993

Einleitung	6
1 Wachstum von submersen Makrophyten	9
1.1 Nährstoffgehalt des Wassers.....	9
1.1.1 Auftreten einzelner Arten in Abhängigkeit vom Nährstoffgehalt des Wassers.....	9
1.1.2 Biomasse der Pflanzenbestände in Abhängigkeit vom Nährstoffgehalt des Wassers.....	17
1.2 Strömung	23
1.2.1 Wirkung der Strömung auf Wasserpflanzen	23
1.2.2 Strömungstoleranz einzelner Arten	24
1.2.3 Beziehung zwischen Artenzahl und Strömungsgeschwindigkeit	28
1.2.4 Beziehung zwischen Biomasse und Strömungsgeschwindigkeit.....	29
1.3 Licht bzw. Beschattung	30
1.3.1 Strahlungsverhältnisse im Wasser	30
1.3.2 Anpassungsmöglichkeiten der submersen Makrophyten	31
1.3.3 Biomasseentwicklung submerser Makrophyten in Abhängigkeit von der Lichteinstrahlung	31
1.3.4 Einfluß der Beschattung auf die Artenzusammensetzung eines Fließgewässers.....	36
2 Einfluß des Wachstums submerser Makrophyten auf den Abfluß eines Fließgewässers	37
2.1 "Verkrautung" und "Krautstau"	37
2.2 Jahreszeitlicher Verlauf des Einflusses der Vegetation auf das Abflußverhalten.....	38
2.3 Möglichkeiten der Berechnung des Verkrautungseinflusses.....	40
2.4 Folgerungen für die Praxis	43
3 Wirkung des Wasserkrautschnittes auf das Wachstum submerser Makrophyten	45
3.1 Wachstumsrhythmus submerser Makrophyten im naturnahen Fluß	45
3.2 Einfluß des Wasserkrautschnittes	45
3.3 Einfluß des Schnittzeitpunktes auf das Wachstum submerser Makrophyten	46
3.4 Methoden des Wasserkrautschnittes	48
3.5 Wachstum der submersen Makrophyten nach Beendigung der regelmäßigen Mahd	49
3.6 Weitere ökologische Wirkungen des Wasserkrautschnittes	50
3.6.1 Wirkung des Wasserkrautschnittes auf die Standortfaktoren.....	50
3.6.2 Wirkung des Wasserkrautschnittes auf die Vegetation	51
3.6.3 Wirkungen des Wasserkrautschnittes auf die Fauna.....	53
4 Zusammenfassung und Ausblick	54
Anhang:	
Literaturverzeichnis.....	56
Fachbegriffe	61
Bisher erschienene Berichte und Veröffentlichungen.....	63



Abb. 1: Krautstau an der Brenz

Einleitung

Die der Donau zufließenden Karstgewässer der Schwäbischen Alb zeichnen sich meist durch eine reichhaltige und starkwüchsige Unterwasservegetation aus. Diese ist oft Anlaß für aufwendige Unterhaltungsmaßnahmen, die einem Aufstau des Abflusses entgegenwirken sollen, um Überschwemmungen zu verhindern und um einen ausreichenden Abfluß für Mühlen- und Triebwerke zu gewährleisten.

Die aufwendigen Mäh- und Kompostierarbeiten, aber besonders die ökologisch unbefriedigende Situation, durch Mahd von längeren Flußabschnitten den Bestand an untergetauchter Vegetation weitgehend entfernen zu müssen und so erheblich in den Lebensraum Fließgewässer einzugreifen, führte beim Amt für Wasserwirtschaft und Bodenschutz Ellwangen 1991 dazu, Mittel beim Umweltministerium Baden-Württemberg für ein "Forschungs- und Entwicklungsvorhaben zur Reduzierung der Gewässerunterhaltung - Wasserkraut an der Karstgewässern Brenz und Egau" zu beantragen.

Die Brenz ist das größte Karstgewässer der östlichen Schwäbischen Alb. Wie Untersuchungen von KAHNT et al. (1988) im Flußgebiet der Brenz zeigen, weist sie mit 19 submersen Makrophytenarten ein reiches Spektrum untergetauchter Pflanzen auf, das sich in Artengruppen mit unterschiedlichen Ansprüchen an Nährstoffe und andere ökologische Faktoren untergliedern läßt. Daher wurde die Brenz als Modellgewässer für das oben genannte Forschungsprojekt ausgewählt.

Das Forschungsvorhaben gliedert sich in zwei Teilabschnitte. Im ersten, hier vorliegenden Teil, wurde eine Literaturlauswertung "Verkrautung von Fließgewässern - Einflußfaktoren, Wechselwirkungen, Kontrollmaßnahmen" vorgenommen. In einem zweiten, derzeit laufenden Untersuchungsteil, wird die Umsetzbarkeit der Ergebnisse aus der Literaturstudie für die süddeutschen Karstgewässer überprüft. Untersuchungsschwerpunkt wird unter anderem die Produktivität der submersen Vegetation bei unterschiedlichen Mahdzyklen und -terminen im Vergleich zu ungemähten Abschnitten und dem daraus resultierenden Wasserstand sein. Nach Abschluß der Untersuchungen soll über die Ergebnisse in dieser Schriftenreihe berichtet werden.

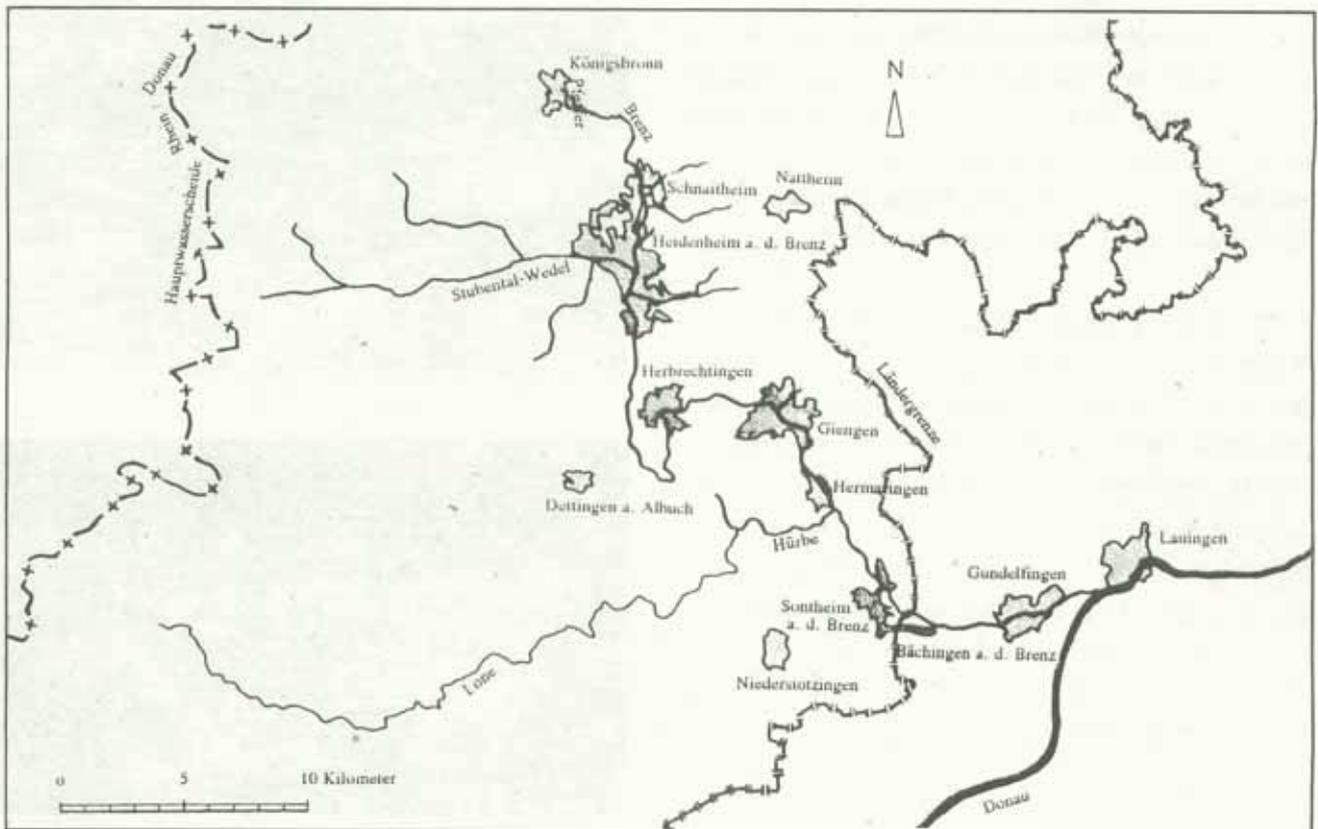


Abb. 2: Übersicht Brenz und Nebengewässer

Die Brenz entspringt in Königsbronn aus einem Karstquelltopf, der aus den Massenkalken des oberen Mittelkimmeridge austritt und aus dem Tiefen Karst gespeist wird. Die mittlere Quellschüttung beträgt $1,25 \text{ m}^3/\text{s}$. Das Brenztal trennt den westlich gelegenen Albuch vom sich östlich anschließenden Härtsfeld. Auf ihrem Weg nach Südosten erreicht die Brenz bei Bolheim die Niedere Alb und bei Sontheim die Donauniederung. Das Flußtal der Brenz schneidet mehrfach den Karstwasserspiegel der Schwäbischen Alb, so daß mehrere größere Karstquellen der Brenz zufließen. Das oberirdische Einzugsgebiet der Brenz und ihrer Zuflüsse beträgt 861 km^2 .

Zwischen dem Ursprung in Königsbronn und der Einmündung in die Donau bei Faimingen legt die Brenz 52 km zurück, wovon 42 km auf Baden-Württemberg entfallen. Dabei überwindet die Brenz 77,8 Höhenmeter, von denen 48,6 m in 23 Stauhaltungen zur Gewinnung von Wasserkraft genutzt werden. Damit verbleibt ein mittleres Gefälle von 0,56 Promille.

Das Urbrenztal (Brenz- und Kochertal) wurde als wichtige natürliche Nord-Südverbindung der Ostalb schon frühzeitig dicht besiedelt. Die vorhandene Wasserkraft und die Eisenerzgewinnung führten bereits im 14. Jahrhundert zur Gründung von Hammerwerken und Eisenhütten. Damit war ein Grundstein für die spätere Industrialisierung gelegt.

In die Brenz entwässern in Baden-Württemberg elf kommunale Sammelkläranlagen und zwei Industriekläranlagen mit insgesamt 300 000 EW. Dringlicher Bedarf für die Erweiterung von Kläranlagen besteht dabei in Königsbronn und Heidenheim. Die Gewässergüte schwankt zwischen Güteklasse II - III (kritisch belastet) und Güteklasse II (mäßig belastet) nach längeren Selbstreinigungsstrecken.

Das Phänomen der Verkrautung von Fließgewässern ist eng mit der zunehmenden landwirtschaftlichen Nutzung der Talauen verbunden. Gemeinderechnungen, die in Mergelstetten bis zum Dreißigjährigen Krieg zurückreichen, dokumentieren die notwendigen Ausgaben für

die regelmäßige Räumung des Wasserkrauts. Seit ca. 1870 wird an der Brenz im Sommer 2 - 3 mal entkrautet, um einem Aufstau durch die sich üppig entwickelnde submerse Vegetation zu begegnen. Dies geschah anfangs mit Sensen vom Ufer und von Booten aus und wird seit 1953 maschinell mit Krautschneidebooten durchgeführt.

Durch diese Schnitte werden unter besonders guten Wachstumsbedingungen bis zu 15 000 m³ Pflanzenmasse pro Jahr an zehn mit Rechen ausgestatteten Sammelstellen entnommen. Die dominierenden Pflanzenarten sind Haarblättriger Hahnenfuß (*Ranunculus trichophyllus*) und Wasserstern (*Callitriche spec.*). Während das Wasserkraut noch bis in dieses Jahrhundert als Gründünger in der Landwirtschaft verwendet wurde, lehnt die Landwirtschaft wegen der Verunreinigung mit Unrat heute eine Verwendung ab. Das Kraut wird daher auf drei Kompostplätzen kompostiert.



Abb. 3: Mähbooteinsatz auf der Brenz



Abb. 4: Krautrechen zur Mähgutentnahme



Abb. 5: Mähgutentnahme mit Seilzugbagger

1 Wachstum von submersen Makrophyten

1.1 Nährstoffgehalt des Wassers

1.1.1 Auftreten einzelner Arten in Abhängigkeit vom Nährstoffgehalt des Wassers

Zahlreiche Autoren haben sich mit dem Zusammenhang von Pflanzenarten bzw. Pflanzengesellschaften und dem Nährstoffgehalt in den Wohngewässern befaßt (KOHLER, VOLLRATH & BEISL 1971; HABER & KOHLER 1972; PIETSCH 1974; GRUBE 1975; KOHLER 1975; GLÄNZER 1977; JORGA & WEISE 1977; KOHLER 1978; WIEGLEB 1979; HILGENDORF & BRINKMANN 1980; ARENDT 1981; WEBER-OLDE-COP 1981; MONSCHAU-DUDENHAUSEN 1982; CARBIENER & ORTSCHAIT 1987; MELZER 1988 usw.). Dabei ist es vielfach sowohl bei Still- als auch bei Fließgewässern gelungen, zwischen dem Auftreten bestimmter Arten und einem bestimmten Trophiegrad einen Zusammenhang herzustellen. "Makrophyten reagieren auf Unterschiede in der organischen Belastung oft mit einer fein abgestimmten Verschiebung in der Artenzusammensetzung und -häufigkeit" (SCHMEDTJE & KOHMANN 1987, S. 456).

So wurde gezeigt, daß bestimmte Arten auf oligo- und mesotrophe Bereiche, z.B. die Oberläufe der Fließgewässer beschränkt sind, während andere Arten durch zunehmende Eutrophierung gefördert werden und zumindest bei massenhaftem Auftreten als ausgesprochene Verschmutzungszeiger gelten können.

Ökologische Ansprüche bzw. Indikatorwert von Makrophytenarten am Beispiel der in der Brenz vorkommenden Arten

Die maßgeblichen Literaturangaben über die Standortsansprüche der in der Brenz vorkommenden Arten haben KAHNT et al. (1989) zusammengestellt. Die in dieser Untersuchung zusammengetragenen - teilweise widersprüchlichen - Informationen sollen im folgenden kurz und leicht verändert wiedergegeben werden. Zur Bewertung der genannten Nährstoffkonzentrationen dient Tabelle 1.

Dichtblättriges Laichkraut (*Groenlandia densa*)



Abb. 6: Dichtblättriges Laichkraut

Das Dichtblättrige Laichkraut wächst in mehr oder weniger stark fließenden, kühlen, klaren, basenreichen (kalkarmen oder -reichen) Gewässern (CASPER & KRAUSCH 1980).

Verbreitungsschwerpunkte: Wenig bis nicht belastete oligotrophe Bereiche, Nährstoffkonzentrationen an Fundorten in Moosach und Friedberger Au: 0,03 - 0,7 mg PO₄/l, 0,03 - 0,9 mg NH₄/l und 13 - 44 mg NO₃/l (KOHLER 1971 und KOHLER et al. 1974).

Orthophosphat PO ₄ (mg/l)	unter 0,01 sehr arm	0,01 bis 0,03 arm	0,03 bis 0,2 mäßig reich	0,2 bis 0,5 reich	über 0,5 sehr reich
Ammonium NH ₄ (mg/l)	unter 0,08 sehr arm	0,08 bis 0,5 arm	0,5 bis 1,5 mäßig reich	1,5 bis 5,0 reich	über 5,0 sehr reich

Tab. 1: Bewertung der Orthophosphat- und Ammonium-Konzentrationen (nach PIETSCH 1982 bzw. KONOLD 1987). Die Ammonium-Werte deutscher Fließgewässer liegen heute meist deutlich unter 0,5 mg/l, nur wenige weisen Werte über 1 mg/l auf. Ammonium-Werte von 5 mg/l sind für die meisten Makrozoenarten absolut toxisch!

Vorkommen auf der Schwäbischen Alb: Konzentrationen $<0,01 - 0,4 \text{ mg NH}_4/\text{l}$ (KUTSCHER 1984). Schädigungen der Pflanze bei $0,6 - 1,5 \text{ mg PO}_4/\text{l}$ bzw. $2 - 10 \text{ mg NH}_4/\text{l}$. Langfristige Toleranzgrenze: 1 mg PO_4 bzw. $5 \text{ mg NH}_4/\text{l}$ (MATTES & KREEB 1974). In der Brenz wächst das Dichtblättrige Laichkraut in relativ klaren, unbeschatteten Bereichen im Oberlauf zwischen Itzelberg und Schnaitheim. Meßwerte: $0,3 - 0,7 \text{ mg PO}_4/\text{l}$, $0,15 - 0,3 \text{ mg NH}_4/\text{l}$.

Tannenwedel (*Hippuris vulgaris*)



Abb. 7: Tannenwedel

Verbreitungsschwerpunkte: 1. in klaren, kaltstenohermen, bewegten Gewässern und 2. in eurythermen, organotrophen, nährstoffreichen Gewässern (KONOLD 1987); gerne an nährstoff- und kalziumreichen Standorten auf sandigem oder tonigem Untergrund (CASPER & KRAUSCH 1980)

Phosphatgehalte der Wohngewässer: $0,07 - 0,25 \text{ mg PO}_4/\text{l}$ (Spitzenwert $0,46 \text{ mg/l}$) in der Moosach (KÖHLER 1971), $0,15 - 2 \text{ mg PO}_4/\text{l}$ in Albflüssen (KUTSCHER 1984); Ammoniumgehalte der Wohngewässer: Spuren bis $0,09 \text{ mg NH}_4/\text{l}$ (nach Starkregen bis zu $0,5 \text{ mg/l}$) (KÖHLER 1971), $0,01 - 0,42 \text{ mg NH}_4/\text{l}$ (KUTSCHER 1984).

In der Brenz wächst der Tannenwedel im Quelltopf, unterhalb der Einmündung der Pfeffer und vor dem Wehr in Aufhausen (dort sehr zahlreich und massenhaft) sowie im Mündungsbereich der Brenz in den Itzelberger See. Die Vorkommen sind wohl nicht hydrochemisch sondern verbreitungsbiologisch zu erklären. Meßwerte:

Brenzquelle: $0,16 \text{ mg PO}_4/\text{l}$ und $0 - 0,33 \text{ mg NH}_4/\text{l}$, vor Bergenweiler: $0,9 - 1,4 \text{ mg PO}_4/\text{l}$ und $0,23 - 0,68 \text{ mg NH}_4/\text{l}$.

Wasserhahnenfußbastard (*Ranunculus x gluckii*)



Abb. 8: Wasserhahnenfußbastard

Art mit weiter Verbreitungsamplitude, die von den reinsten bis zu den stark belasteten Fließgewässerbereichen vorkommt (KÖHLER et al. 1974, 1980, KÖHLER & SCHIELE 1985).

Die Verbreitung dieses Bastards ist jedoch noch nicht näher untersucht, daher keine Angaben über hydrochemische Parameter.

In der Brenz ist *Ranunculus x gluckii* von Itzelberg bis Schnaitheim sehr zahlreich und mit mächtigen Schwaden vertreten. Der Verbreitungsschwerpunkt liegt im mesotrophen, klaren Oberlauf der Brenz, wo *Ranunculus x gluckii* Bereiche mäßiger Strömung zu bevorzugen scheint.

Ähriges Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*)

Das Ährige Tausendblatt deckt ein weites Spektrum bei den NO_3 - und PO_4 -Werten ab, da es selektiv, je nach Nährstoffverhältnissen, Stickstoff und Phosphat verstärkt aus dem Sediment oder aus dem Wasser entnehmen kann; es ist generell als N- und P-eutraphente Art zu bezeichnen, aber aus seinem Vorkommen ist nicht auf eine N- und P-Eutrophie des Wasserkörpers zu schließen (vgl. KONOLD 1987). Es ist unempfindlich gegen mäßige Verschmutzung (CASPER & KRAUSCH 1980).



Abb. 9: Ähriges Tausendblatt

Nährstoffbereiche: 0,05 - >2,4 mg PO₄/l und 0,02 - 1,5 mg NH₄/l (KÖHLER et al. 1974, KÖHLER & ZELTNER 1981; MONSCHAU-DUDENHAUSEN 1982).

Verbreitungsschwerpunkte: in mäßig bis stark belasteten Gewässern, Fehlen in katharoben Bereichen (KÖHLER et al. 1974, 1980, KÖHLER & ZELTNER 1974, KÖHLER & SCHIELE 1985). In der Brenz kommt das Ährige Tausendblatt zwischen Schnaitheim und der Mündung in die Donau zerstreut und in geringen Mengen vor. Meßwerte: 0,3 - 0,4 mg PO₄/l und 0,2 - 0,3 (max. 0,55) mg NH₄/l.

Krauses Laichkraut (*Potamogeton crispus*)

Art basen- und nährstoffreicher, oft verschmutzter Gewässer mit humosen Schlammböden, unempfindlich gegen organische Belastung, Nährstoffzeiger (CASPER & KRAUSCH 1980). Bezüglich des Stickstoffs ist das Spektrum des Krausen Laichkrautes viel weiter als bisher angenommen, denn es kommt auch mit geringen Gehalten zurecht. Die Phosphattoleranz ist so stark ausgeprägt, daß es außer in P-eutrophen auch in ausgesprochen P-armen Gewässern existieren kann. Es ist also kein Zeigerwert zu erwarten (KONOLD 1987).

Nährstoffgehalte der Wohngewässer: 0,07 - 2,2 mg PO₄/l und meist mehr als 0,2 bis ca. 2,3 mg NH₄/l (JORGA & WEISE 1979, Kleine Elster; KÖHLER et al. 1974, KÖHLER & ZELTNER 1981, Friedberger Au; MONSCHAU-DUDENHAUSEN 1982; Alb und Nagold im Schwarzwald). In Flüssen der Schwäbischen Alb von 1 - 2 mg PO₄/l bzw. 0,01 - 0,25 mg NH₄/l (KUTSCHER 1984); in der Brenz kommt das Krause Laichkraut im



Abb. 10: Krauses Laichkraut

mesotrophen, klareren Oberlauf häufiger vor als im eutrophen und trüberen Unterlauf. Wahrscheinlich wirken andere Faktoren als die Eutrophierung begrenzend auf das Vorkommen. Meßwerte: 0,3 - 1,3 (max. 1,4) mg PO₄/l und >0,2 - 0,5 (max. 0,8) mg NH₄/l.



Abb. 11: Haarblättriger Hahnenfuß

Haarblättriger Hahnenfuß (*Ranunculus trichophyllus*).

Art oligo- bis eutroper Stillgewässer, einen Zeigerwert besitzt der Haarblättrige Hahnenfuß nicht (KONOLD 1987). Er bevorzugt kalkreiche Gewässer und ist unempfindlich gegen Belastungen (CASPER & KRAUSCH 1980).

Nährstoffbereiche der Wohngewässer: bei 0,05 - 1,7 (<2,1) mg PO₄/l und 0 - 1,5 (<5,6) mg NH₄/l in der Friedberger Au (KÖHLER et al. 1974, KÖHLER & SCHIELE 1985, KÖHLER & ZELTNER 1981, KUTSCHER & KÖHLER 1976), in Flüssen der

Schwäbischen Alb: 0,3 - 4,1 mg PO₄/l sowie <1,2 mg NH₄/l, seltener >6 mg/l.

Verbreitungsschwerpunkt in der oberen Brenz, wo die Art oft dominiert. Flußabwärts von Anhausen wurde der Haarblättrige Hahnenfuß nur noch selten gefunden. Auffällig ist, daß er hier meist nur in Abschnitten mit turbulenter Strömung unmittelbar hinter Wehrabstürzen auftritt. Meßwerte: 0,1 - 0,4 mg PO₄/l und 0 - 0,5 mg NH₄/l.

Teichfaden (*Zannichellia palustris*)

Der Teichfaden besiedelt basen- und nährstoffreiche Gewässer und gilt als Verschmutzungszeiger (CASPER & KRAUSCH 1980).

Verbreitungsschwerpunkte in mäßig bis stark belasteten Gewässern (KÖHLER et al. 1974, KÖHLER & SCHIELE 1985).

Nährstoffbereiche: 0,07 - 1,2 mg PO₄/l und 0,09 - 2 mg NH₄/l in der Friedberger Au (KÖHLER et al. 1974, KUTSCHER & KÖHLER 1976).

Der Teichfaden ist noch nicht ökologisch deutbar (KÖHLER et al. 1980). Er ist konkurrenzschwach (PHILIPPI 1981). In der Brenz stimmt das Verbreitungsmuster von *Zannichellia palustris* (Teichfaden) mit dem von *Potamogeton crispus* (Krauses Laichkraut) überein, er kommt erst unterhalb des Itzelberger Sees vor, wo zum erstenmal Abwässer in den Fluß eingeleitet werden. Meßwerte: Erst ab Ammoniumkonzentrationen über 0,2 mg/l. Eventuell ist die Art erst bei Ammoniumkonzentrationen >0,1 - 0,2 mg NH₄/l konkurrenzfähig. Unterhalb der Abwässereinleitung der Kläranlage Schnaitheim bildet *Zannichellia palustris* (Teichfaden) zusammen mit *Potamogeton pectinatus* (Kammlaichkraut) Massenbestände (Verschmutzungsindikation!). Bis Anhausen sehr häufig, danach nur noch in kleineren Mengen.

Nußfrüchtiger Wasserstern (*Callitriche obtusangula*)

Der Nußfrüchtige Wasserstern ist auf winterwarme, mehr oder weniger nährstoffreiche Gewässer angewiesen (KRAUSE 1971). Er hat sich in den letzten Jahrzehnten



Abb. 12: Wassersternart

infolge der Eutrophierung in kalkreichen Fließgewässern stark ausgedehnt (KÖHLER 1975); in der Moosach dominiert der Nußfrüchtige Wasserstern in den mäßig bis stärker belasteten und fehlt in katharoben Bereichen (KÖHLER et al. 1971; KÖHLER 1982).

Er verhält sich möglicherweise indifferent gegenüber allen hydrochemischen Parametern (WIEGLEB 1979); in der Brenz ist *Callitriche obtusangula* (Nußfrüchtiger Wasserstern) die am weitesten verbreitete und am häufigsten vorkommende Art, sie gedeiht im mesotrophen Quelltopf wie im eutrophen Unterlauf. Ihre Schwaden befinden sich überwiegend im schwächer strömenden Randbereich des Flusses, in relativ klaren Abschnitten aber auf der gesamten Breite der Sohle, im Oberlauf in geringeren Mengen, im Unterlauf die dominierende Art. Entweder gedeiht der Nußfrüchtige Wasserstern hier besser oder er ist im Oberlauf den anderen Arten unterlegen (Konkurrenz!).

Aufrechter Merk (*Berula erecta*)

Der Aufrechte Merk wird oft als abwasserempfindlich eingestuft.

Nährstoffbereiche: >0,01 - 1,2 mg NH₄/l und 0,05 - 1,2 mg PO₄/l in der Moosach und der Friedberger Au (KÖHLER et al. 1974), 0,01 - 0,42 mg NH₄/l und 0,15 - 2,2 mg PO₄/l in Fließgewässern der Schwäbischen Alb (KUTSCHER 1984).

Art mit weiter ökologischer Amplitude (KÖHLER et al. 1974, KÖHLER & SCHIELE 1985). In der Brenz



Abb. 13: Aufrechter Merk

wächst der Aufrechte Merk vom Quelltopf bis zum Itzelberger See sowie von Neubolheim bis zur Mündung. Meßwerte: 0,15 bis ca. 2 mg PO_4/l und 0,1 - 0,5 mg NH_4/l .

Kanadische Wasserpest (*Elodea canadensis*)

Neophyt, der in Europa erstmals 1836 beobachtet wurde. Es kommen nur weibliche Pflanzen vor; sie wachsen in Gewässern mit breitem Nährstoffspektrum ohne Bevorzugung bestimmter Böden (KONOLD 1987, CASPER & KRAUSCH 1980).

Die Phosphatgehalte des Gewässers sind vermutlich ohne Bedeutung für das Vorkommen von *Elodea canadensis* (Kanadische Wasserpest), da sie sich zu einem sehr hohen Prozentsatz aus dem Sediment ernährt. Durch ihre weite Amplitude ist die Kanadische Wasserpest als Bioindikator ungeeignet (KONOLD 1987); ihre Verbreitung reicht bis in den polysaprobien Bereich (KOHLENER et al. 1974).

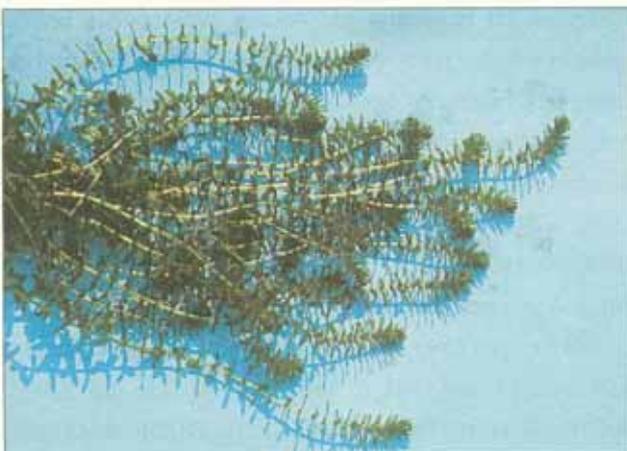


Abb. 14: Kanadische Wasserpest

Nährstoffbereiche: 0,05 - 2,4 mg PO_4/l und 0,04 - 2,3 mg NH_4/l in der Kleinen Elster, der Friedberger Au und in Nagold und Alb (JORGA & WEISE 1979, KOHLER 1971, KOHLER & ZELTNER 1974 u. 1981, MONSCHAU-DUDENHAUSEN 1982); in der Brenz im ganzen Fluß verbreitet, höhere Deckungsgrade erreicht sie allerdings nur in Bereichen geringer Fließgeschwindigkeit, z.B. im Staubereich vor Wehren.



Abb. 15: Quellmoos

Quellmoos (*Fontinalis antipyretica*)

Art mit weiter ökologischer Amplitude (KOHLENER & SCHIELE 1985, KOHLER et al. 1974).

Nährstoffbereiche: 0,15 - 8,7 mg PO_4/l und 0,01 - 6,6 mg NH_4/l in Flüssen der Schwäbischen Alb (KUTSCHER 1984); in der Brenz im ganzen Fluß verbreitet. Die Flutformen dieser Art gehören zu den Submersen mit der größten Belastungsamplitude. Ihr Verbreitungsschwerpunkt liegt in eutrophen Gewässerbereichen (JORGA & WEISE 1979, KOHLER & SCHIELE 1985, KOHLER et al. 1974, MONSCHAU-DUDENHAUSEN 1982); Einzelfunde im Oberlauf der Brenz, unterhalb von Mergelstetten verbreitet, von Herbrechtingen an häufiger in großen Mengen und auch in sehr trübem Wasser.



Abb. 16: Einfacher Igelkolben

Einfacher Igelkolben (*Sparganium emersum*)

Die Flutformen dieser Art gehören zu den Submersen mit der größten Belastungsamplitude. Ihr Verbreitungsschwerpunkt liegt in eutrophen Gewässerbereichen (JORGA & WEISE 1979, KOHLER & SCHIELE 1985, KOHLER et al. 1974, MONSCHAU-DUDENHAUSEN 1982).

Einzelfunde im Oberlauf der Brenz, unterhalb von Mergelstetten verbreitet, von Herbrechtingen an häufiger in großen Mengen, auch in sehr trübem Wasser.

Schwimmendes Laichkraut (*Potamogeton natans*)

Das Schwimmende Laichkraut deckt ein sehr weites Nährstoffspektrum ab, es ist gegenüber allen Faktoren völlig indifferent (vgl. KONOLD 1987); es erträgt leichte Beschattung und organische Belastung (CASPER & KRAUSCH 1980) sowie Ammoniumkonzentrationen von $>5 \text{ mg NH}_4/\text{l}$ (JORGA & WEISE 1979).

In der Brenz wurde das Schwimmende Laichkraut nur in zwei etwas trüben Abschnitten auf schlammigem Grund gefunden. Früher war die Art in der Brenz weiter verbreitet, heute ist sie selten.

Kleine Wasserlinse (*Lemna minor*)

Als Pleustophyt (Wasserschweber) besiedelt *Lemna minor* vorwiegend stehende Gewässer und ist innerhalb von Fließgewässern auf langsam fließende und windgeschützte Bereiche angewiesen. Sie ist eine ausgesprochen euryöke Art, d.h. sie kann in Gewässern unterschiedlich-



Abb. 17: Schwimmendes Laichkraut und Kleine Wasserlinse

ster Qualität existieren, Massenvorkommen weisen allerdings auf Gewässer hoher Produktivität hin (KONOLD 1987). Ansammlungen von *Lemna minor* finden sich in der Brenz nur vereinzelt in ruhigeren Gewässerzonen, z.B. im Uferröhricht.

Kamm-Laichkraut (*Potamogeton pectinatus*)



Abb. 18: Kamm-Laichkraut

Diese Art bevorzugt kalkreiches Wasser. Sie besitzt hinsichtlich der Nährstoffverhältnisse neben *Sparganium emersum* (Einfacher Igelkolben) die größte ökologische Amplitude und reicht bis in polytrophe Bereiche, wo oft Reinbestände der Art auftreten (CASPER & KRAUSCH 1980; JORGA & WEISE 1979; KOHLER & SCHIELE 1985; KOHLER et al. 1974; KRAUSE 1972); sie wird durch Abwasserbelastung gefördert (KRAUSCH 1976).

Nährstoffbereiche: 0,05 - 5,7 mg PO_4/l und 0,04 - 1,24 mg NH_4/l bzw. bis zu 13 mg NH_4/l (KOHLER et al. 1974, MONSCHAU-DUDENHAUSEN



Abb. 19: Durchwachsenes Laichkraut

1982; JORGA & WEISE 1979); in der Brenz tritt *Potamogeton pectinatus* (Kammlaichkraut) vom Schnaitheimer Klärwerk an bis zum "Brenz-See" in Heidenheim in Massen auf, danach noch einmal unterhalb der Abwassereinleitung der Kläranlage Gundelfingen, in diesem Bereich jedoch eher selten.

Durchwachsenes Laichkraut (*Potamogeton perfoliatus*)

Verbreitungsschwerpunkte: In basen- und nährstoffreichen Gewässern mit geringer Sichttiefe, erträgt leichte Verschmutzung (CASPER & KRAUSCH 1980) und reagiert empfindlich auf Gewässerverschmutzung wie kaum eine andere (WIEGLEB 1981). Funde bei 1,75 mg PO₄/l und 0,25 mg NH₄/l in der Lauter auf der Schwäbischen Alb (KUTSCHER 1984); in der Brenz nur zwei Funde.

Spiegelndes Laichkraut (*Potamogeton lucens*)

Das Spiegelnde Laichkraut wächst in kalkreichen, meso- bis eutrophen Gewässern, es wird bis zu einem gewissen Grade durch Eutrophierung gefördert und ist konkurrenzschwach (CASPER & KRAUSCH 1980). In der Kleinen Elster nur bei Ammoniumkonzentrationen <1mg/l, daher nach JORGA & WEISE (1979) stenöke Art oligo- bis mesosaprobe Bereiche mit "hervorragendem Indikationswert".

Einen guten Zeigerwert scheint *Potamogeton lucens* (Spiegelndes Laichkraut) nur bezüglich der Ammonium-Armut des Wohngewässers zu besitzen (KONOLD 1987).



Abb. 20: Spiegelndes Laichkraut

Funde in Gewässern der Schwäbischen Alb bei 1,75 mg PO₄/l und 0,19 mg NH₄/l (KUTSCHER 1984); eventuell empfindlich gegenüber stärkerer Strömung und/oder Mahd, in der Brenz nur an strömungs- und mahdgeschützten Stellen.



Abb. 21: Hornblatt

Hornblatt (*Ceratophyllum demersum*)

Das Hornblatt ist eine wurzellose Art, die charakteristisch ist für stehende oder langsam fließende, nährstoffreiche Gewässer (CASPER & KRAUSCH 1980). Es gedeiht bevorzugt in sommerwarmen, nährstoff- und basenreichen, insbesondere nitrat- und kalziumreichen aber ammoniumarmen, alkalischen und mittelharten bis harten Gewässern (KONOLD 1987); in der Brenz nur vereinzelt vorkommend.

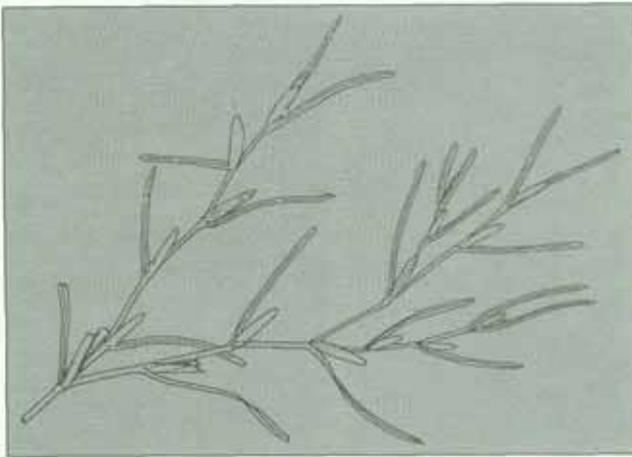


Abb. 22: Berchtolds Laichkraut

Berchtolds Laichkraut (*Potamogeton berchtoldii*)

Die Angaben in der Literatur über diese Art sind verwirrend: "Typisch für reine Gewässer" (WEBER-OLDE-COP 1969), "gedeiht in nährstoffärmeren Gewässern" (WIEGLEB 1978), "abwasserunempfindlich" (ARENDE 1981), "in mehr oder weniger nährstoffreichen, wenig verschmutzten Gewässern" (OBERDORFER 1983).

Einige Autoren, die Zweifel an der Unterscheidbarkeit der Arten *Potamogeton berchtoldii* und *Potamogeton panormitanus* haben, fassen diese Arten zur Sammelart *Potamogeton pusillus* zusammen. Diese wird von KOHLER & SCHIELE (1985) und KONOLD (1987) als Art mit weiter ökologischer Amplitude bezeichnet. In der Brenz nur ein Fundort.

Ökologische Artengruppen

In der von KAHNT (1989) durchgeführten Untersuchung wurden in der Brenz an 12 Meßpunkten verschiedene wasserchemische Parameter erfaßt. Durch Ordnung der 12 Meßpunkte nach steigendem Phosphat-, Ammonium- und Nitratgehalt und Zuordnung der in den zugehörigen Kartierabschnitten wachsenden Pflanzen ist es der Autorin gelungen, in der Brenz vier Artengruppen unterschiedlicher ökologischer Valenz zu unterscheiden (vgl. KAHNT et al. 1989):

Erste Artengruppe:

Batrachospermum (Rotalge)

Hippuris vulgaris (Tannenwedel)

Groenlandia densa (Dichtblättriges Laichkraut)

Ranunculus x gluckii (Wasserhahnenfußbastard)

Diese Arten bleiben auf die phosphatärmeren Bereiche beschränkt. Bezüglich Ammonium ist dieses Verhalten jedoch nicht so klar erkennbar.

Zweite Artengruppe:

Ranunculus trichophyllus (Haarblättriger Hahnenfuß)

Berula erecta (Aufrechter Merk)

Callitriche obtusangula (Nußfrüchtiger Wasserstern)

Fontinalis antipyretica (Quellmoos)

Elodea canadensis (Kanadische Wasserpest)

Die Arten dieser Gruppe verhalten sich gegenüber dem Ammonium-, Phosphat- und Nitratgehalt weitgehend indifferent. *Ranunculus trichophyllus* (Haarblättriger Hahnenfuß) fällt allerdings an den stark ammoniumbelasteten Meßpunkten ($> 0,3 \text{ mg NH}_4/\text{l}$) aus.

Dritte Artengruppe:

Potamogeton crispus (Krauses Laichkraut)

Zannichellia palustris (Teichfaden)

Myriophyllum spicatum (Ähriges Tausendblatt)

Diese Arten meiden die (phosphatärmeren) Quellregionen. Der Verbreitungsschwerpunkt liegt hier im meso-bis eutrophen Bereich mit Ammoniumkonzentrationen von ca. $0,2 - 0,4 \text{ mg NH}_4/\text{l}$.

Vierte Artengruppe:

Sparganium emersum (Einfacher Igelkolben, Flutform)

Potamogeton pectinatus (Kammlaichkraut).

Beide Arten bleiben bezüglich aller drei Faktoren auf stärker belastete Abschnitte der Brenz beschränkt (vgl. KAHNT et al. 1989, S. 118-119).

Mit Hilfe dieser Gruppen wurde in der oben genannten Studie ein Zonierungsmodell für die Brenz entwickelt.

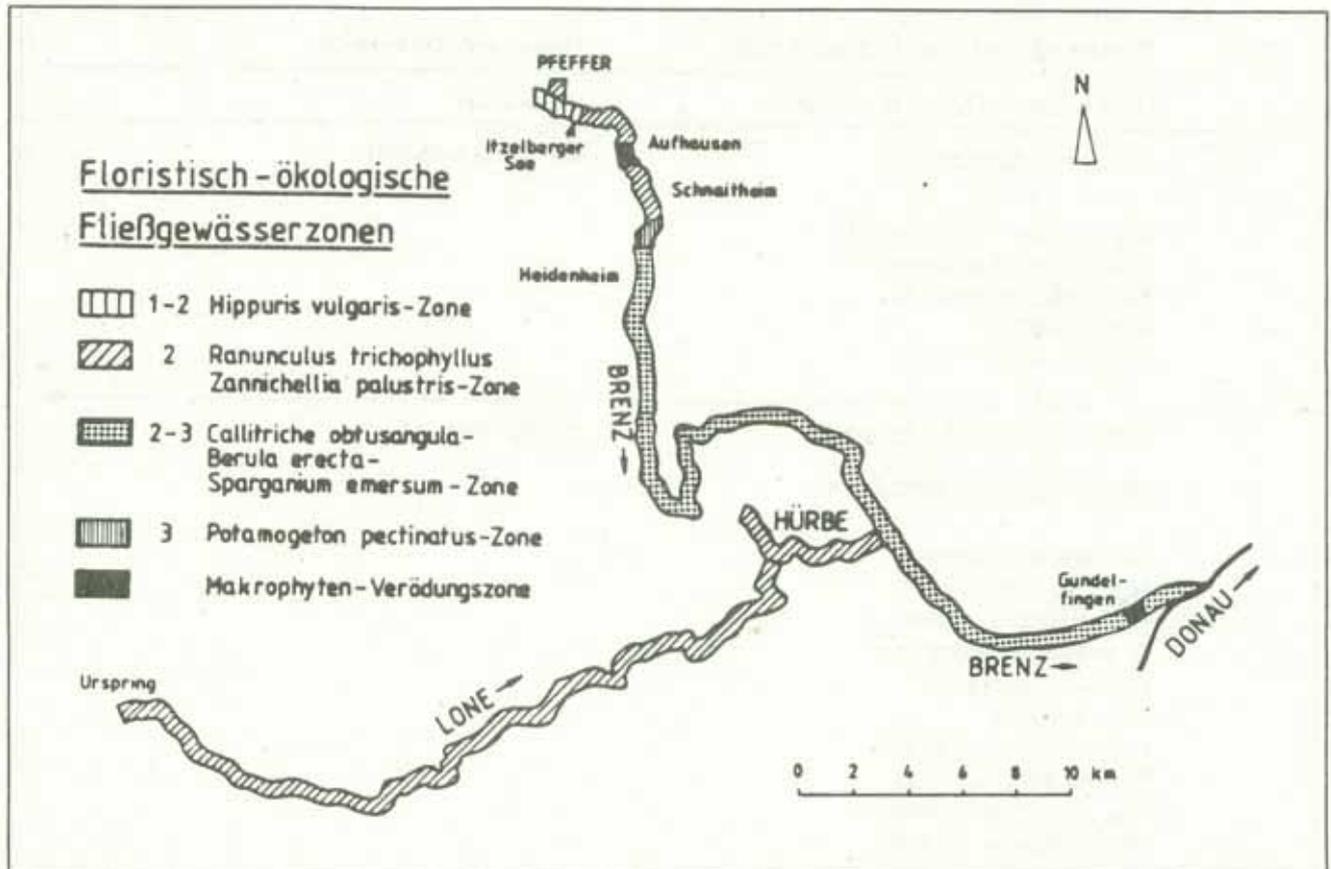


Abb. 23: Übersichtsdarstellung der Fließgewässerzonen in der Brenz (KAHNT et al. 1989)

So vielversprechend die Nährstoffindikation mit Hilfe von aquatischen Makrophyten zunächst erscheint, so muß doch zusammenfassend festgestellt werden, daß die große Masse der Arten durch eine weite ökologische Amplitude gekennzeichnet ist. Die Angaben in der Literatur sind daher auch oft widersprüchlich und die "Heranziehung submerser Makrophyten zu einer differenzierten Gewässerbeurteilung in vielen Flußgebieten nicht möglich", zumal "viele Arten ... bereits bei geringer Belastung ausfallen, während andere in Wasser unterschiedlichster Qualität existieren können" (HILGENDORF & BRINKMANN 1980, S. 335). Hinzu kommt, daß neben dem Trophiegrad des Wassers zahlreiche weitere Faktoren auf die Lebensbedingungen der Wasserpflanzen einwirken, z.B. Beschattung, Fließgeschwindigkeit, Substrat, Gewässertiefe, Entkrautungsmaßnahmen und Verbreitungsbiologie der einzelnen Arten.

1.1.2 Biomasse der Pflanzenbestände in Abhängigkeit vom Nährstoffgehalt des Wassers

Oft wird eine zunehmende Eutrophierung der Gewässer für eine neue bzw. wachsende Wasserverkrautung verantwortlich gemacht (vgl. z.B. CASEY & WESTLAKE 1974, CARPENTER & ADAMS 1977, THOMAS 1978). Als Konsequenz wurde vorgeschlagen, das Pflanzenwachstum durch Begrenzung der Verfügbarkeit der Makronährstoffe (N,P,K) im Wasser und/oder im Sediment zu limitieren (CARPENTER & ADAMS 1977). LAING (1979, zitiert in MURPHY 1988) stellte die These auf, daß die Anwendung von Phosphatfällern dazu beitragen könnte, das Wasserpflanzenwachstum in eutrophen Seen niedrig zu halten (vgl. MURPHY 1988).

Zone	Zonierung nach dominanten Arten	Fließgewässerbereich
1	fehlt in Lone, Hürbe und Brenz	unbelastet
1-2	<u>Hippuris vulgaris-Zone</u> <i>Ranunculus trichophyllus</i> <i>Callitriche obtusangula</i> <i>Fontinalis antipyretica</i> <i>Berula erecta</i> <i>Elodea canadensis</i>	schwach belastet
2	<u>Ranunculus trichophyllus-</u> <u>Zannichellia palustris-Zone</u> <i>Groenlandia densa</i> <i>Hippuris vulgaris</i> <i>Ranunculus x gluckii</i> <i>Fontinalis antipyretica</i> <i>Elodea canadensis</i> <i>Berula erecta</i> <i>Callitriche obtusangula</i> <i>Potamogeton crispus</i> <i>Myriophyllum spicatum</i> (<i>Potamogeton lucens</i>)	mäßig belastet
2-3	<u>Callitriche obtusangula-Berula</u> <u>erecta-Sparganium emersum-Zone</u> <i>Elodea canadensis</i> <i>Fontinalis antipyretica</i> <i>Potamogeton natans</i> <i>Potamogeton perfoliatus</i> (<i>Myriophyllum spicatum</i>) <i>Potamogeton crispus</i> <i>Ranunculus trichophyllus</i> <i>Zannichellia palustris</i>)	mäßig bis kritisch belastet
3	<u>Potamogeton pectinatus-Zone</u> <i>Sparganium emersum</i> (<i>Zannichellia palustris</i>) <i>Potamogeton perfoliatus</i>)	kritisch (bis stark) belastet
4	<u>Makrophytenverödungszone</u> Fehlen fast jeglicher höheren Wasserpflanzen	übermäßig belastet

Tab. 2: Floristisch-ökologische Fließgewässersonen von Brenz, Hürbe und Lone (östliche Schwäbische Alb), nach KAHNT et al. (1989)

Andere Arbeiten zeigen jedoch, daß nur geringe Korrelationen zwischen der Zusammensetzung der Makrophytenbestände und den Nährstoffgehalten des Wassers bestehen. Dies entspricht dem Ergebnis von KERN-HANSEN & DAWSON (1978), die nährstoffreiche Wasserstraßen des europäischen Tieflandes untersuchten.

Diese Untersuchung von KERN-HANSEN & DAWSON soll, da sie das Problem besonders eingehend und systematisch untersucht, in nur leicht gekürzter Übersetzung wiedergegeben werden:

"Einleitung: Starkes Wachstum von Wasserpflanzen in Tieflandflüssen ist oft unerwünscht, weil es den Abfluß behindert und das Risiko von Überflutungen erhöht. Gewöhnlich werden mechanische oder chemische Methoden zur Begrenzung dieser Wasserpflanzen eingesetzt, aber MITCHELL (1974) hat angedeutet, daß es oft besser sei, Kontrolle durch indirekte Methoden zu erreichen, die die Manipulation eines oder mehrerer Umweltfaktoren einschließt.

Normalerweise wurde von einem engen Zusammenhang zwischen der Nährstoffkonzentration im Flußwasser und dem Wachstum von Wasserpflanzen ausgegangen. In einer Untersuchung von zwei Schweizer Flüssen fiel eine Erhöhung im Phosphatgehalt über 0,07 mg/l PO_4 -P mit einem gesteigerten Wachstum höherer Wasserpflanzen zusammen, und THOMAS (1975b) schloß daraus auf einen kausalen Zusammenhang. LARSEN (1973) fand in einer Untersuchung mehrerer Flüsse in Dänemark niedrige Bestände von Wasserpflanzen an Stellen mit geringen Phosphatkonzentrationen (0,05 mg/l Gesamtphosphat) im Wasser und hohe Bestände an Stellen mit Gesamtphosphatkonzentrationen über 0,1 mg/l.

CASEY & WESTLAKE (1974) sind der Ansicht, daß N und P das Pflanzenwachstum nicht begrenzen, bevor ihre Konzentrationen nicht weit unter 1 mg/l NO_3 -N oder 30 μ g/l PO_4 -P fallen, während OWENS & EDWARDS (1961) behaupten, daß das Wachstum im Fluß Ivel nicht einmal bei einer Durchschnittskonzentration von 20 μ g/l PO_4 -P durch Nährstoffmangel begrenzt wird.

Die Verfügbarkeit und die Versorgung von Wasserpflanzen mit Nährstoffen sind durch mehrere Faktoren bestimmt, dazu gehören: Ihre Konzentration im Flußwasser und oft auch im Sediment, die Wuchsform der Pflanze, die Fließgeschwindigkeit an der Pflanzenoberfläche und die Menge an Epiphyten.

Die vorliegende Studie versucht, die Frage zu beleuchten, ob es möglich ist, das Wachstum höherer Wasserpflanzen in dänischen Flüssen durch die Verringerung der Konzentration von N, P oder K zu begrenzen.

Probeflächen wurden an für Mitteljütland (Dänemark) typischen Tieflandflüssen ausgewählt, so daß die Nährstoffkonzentrationen des Wassers von höchsten bis zu niedrigsten üblicherweise gemessenen Werten reichten. Unbeschattete offene Abschnitte von gleicher Tiefe und Breite wurden für die Studie ausgewählt. Auf allen Flächen wurden die Wasserpflanzen normalerweise mindestens einmal jährlich entfernt. Diese Unterhaltungsarbeiten wurden an den Probeflächen für die Dauer der Untersuchung ausgesetzt. Proben wurden von Mai bis August 1977 zweimal im Monat entnommen.

Ergebnisse und Diskussion:

Nährstoffversorgung des Gewässers und Biomasse der Bestände: Die maximale Biomasse der submersen Wasserpflanzen an den untersuchten Flußabschnitten variierte von 76 bis zu 730 g Trockengewicht/ m^2 und lag an den meisten Flächen zwischen 200 und 500 g/ m^2 . Die durchschnittlichen Konzentrationen der Makronährstoffe im Flußwasser schwankten zwischen Mai und August 1977 in den Bereichen:

0,8 - 3,3 mg NO_4 -N/l,

12 - 247 μ g PO_4 -P/l,

1,3 - 5,6 mg K/l.

Trotz einer großen Spanne sowohl der Konzentrationen als auch der Biomassen wurde keine echte Korrelation zwischen der maximalen Biomasse aller Arten und den Konzentrationen von PO_4 -P, NO_3 -N oder K im Flußwasser gefunden (s. Abb. 24).

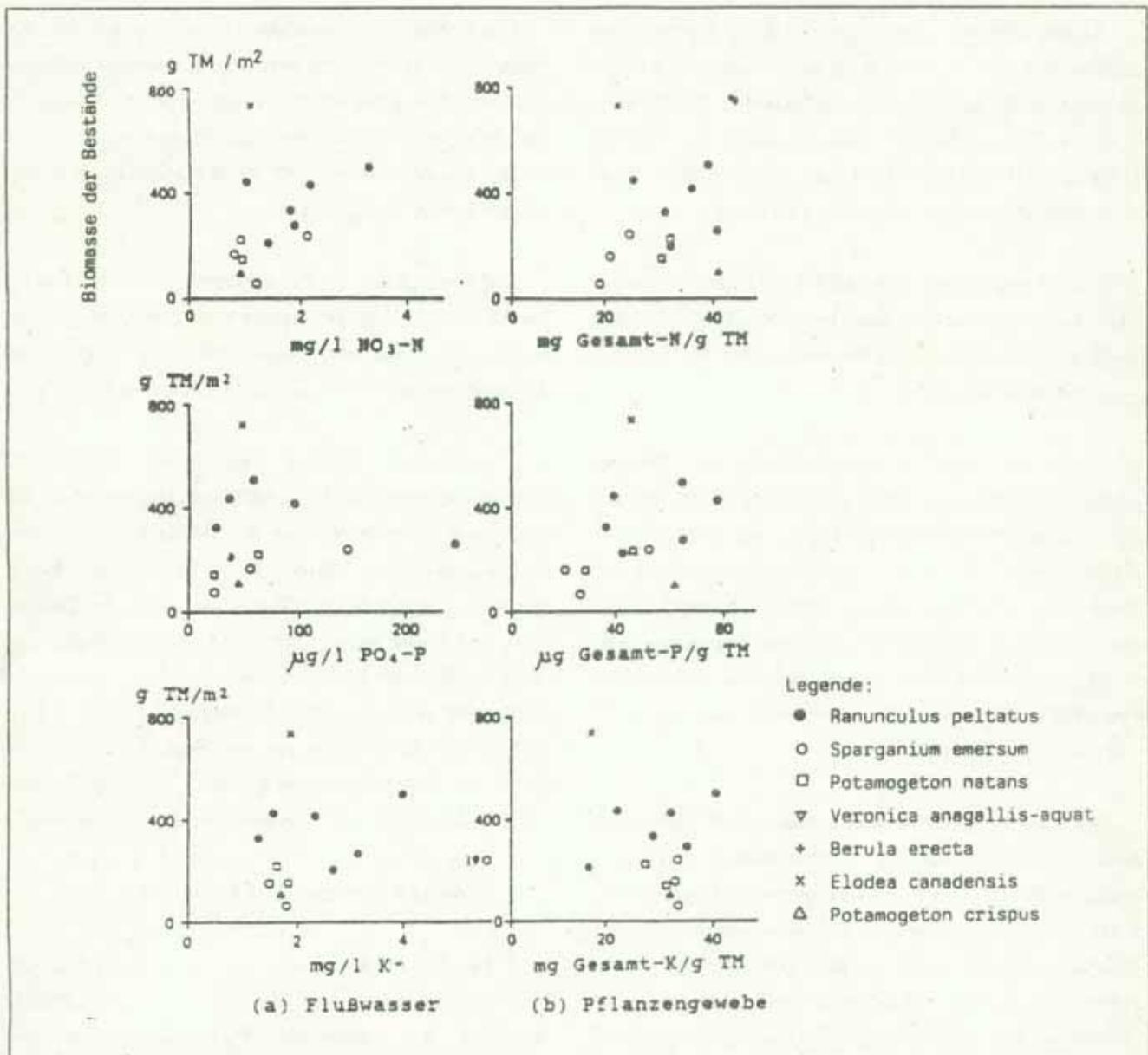


Abb. 24: Beziehungen zwischen der maximalen Biomasse der Wasserpflanzenbestände und der durchschnittlichen Konzentration von Pflanzennährstoffen im Flußwasser und im Pflanzengewebe während der Wachstumsperiode für die untersuchten Flüsse Mitteljütlands, Dänemark (KERN-HANSEN & DAWSON 1978)

Im allgemeinen jedoch wurde bei niedrigen Konzentrationen dieser Nährstoffe im Flußwasser eine weite Spanne an zugehörigen Biomassen gefunden, während hohe Biomassen nur bei hohen Nährstoffkonzentrationen gemessen wurden. Die Konzentration aller drei Nährstoffe war in *Ranunculus peltatus* (Schildwassertaschenfuß) höher als in den anderen vier Spezies *Elodea canadensis* (Kanadische Wasserpest), *Sparganium emersum* (Einfacher Igelkolben), *Potamogeton natans* (Schwimmendes Laichkraut) und der submersen Form von *Veronica anagallis-aquatica* (Gauchheil-Ehrenpreis). Der letztere Effekt war wahrscheinlich nicht

kausal, sondern stand in Verbindung mit den unterschiedlichen Rohfaser- und Aschenanteilen in diesen Arten.

Nährstoffkonzentrationen im Pflanzengewebe: Die Versorgung mit und die Verfügbarkeit von Nährstoffen wird in der Konzentration von Nährstoffen in der Pflanze reflektiert. Eine gewisse innere Konzentration, die kritische Konzentration, muß für ein gesundes Überleben und Wachstum aufrechterhalten werden, kann aber durch Luxuskonsum überschritten werden.

Die Durchschnittskonzentrationen im Gewebe der ganzen Pflanze variierten für alle untersuchten Arten innerhalb der Bereiche:

Gesamt-N: 15,8 - 40,4 mg/g Trockengewicht

Gesamt-P: 1,9 - 7,7 mg/g

Gesamt-K: 14,0 - 41,6 mg/g.

Im allgemeinen stammen alle niedrigeren Konzentrationen von den Proben von *Sparganium emersum* (Einfacher Igelkolben) und die höheren Konzentrationen von *Ranunculus peltatus* (Schildwasserhahnenfuß).

Die Ergebnisse wurden in bezug auf Habitatgruppierungen ausgewertet, z.B. diejenigen Flächen, auf denen *Ranunculus peltatus* (Schildwasserhahnenfuß), *Sparganium emersum* (Einfacher Igelkolben) oder *Elodea canadensis* (Kanadische Wasserpest) dominierten, zusammen mit den Laichkräutern. Dabei zeigte sich eine Korrelation zwischen den Konzentrationen im Gewebe aller drei Pflanzengruppen und derjenigen im Flußwasser, wobei aber eine obere Grenze von ca. 41 mg N/g, 8 mg P/g und 42 mg K/g Trockengewicht des Pflanzengewebes nicht überschritten wurde; diese Werte liegen wahrscheinlich im Bereich des Luxuskonsums.

Die detaillierte Analyse von einzelnen Pflanzenproben zeigte, daß im allgemeinen keine echte Korrelation zwischen der Nährstoffkonzentration im Pflanzengewebe und derjenigen im Sediment der Wurzelzone für irgendeine der einbezogenen dominanten Arten existiert, nicht einmal an Stellen mit niedrigen Nährstoffkonzentrationen im Flußwasser. Dies würde bedeuten, daß, obwohl das Sediment wahrscheinlich einen Teil der Nährstoffe zur Verfügung stellt, das Flußwasser die Hauptnährstoffquelle für Wasserpflanzen ist. An den meisten Stellen wurde eine große Spannweite im Nährstoffgehalt des Sediments der Wurzelzone festgestellt, sogar innerhalb von Abschnitten, die einheitlich erschienen.

Die durchschnittlichen Konzentrationen der Nährstoffe N, P, K übersteigen in jedem Fall das Niveau der angegebenen kritischen Konzentrationen, demzufolge ist es nicht wahrscheinlich, daß das Wachstum dieser Wasser-

pflanzen durch Mangel an N, P oder K limitiert wurde. Das Fehlen einer Korrelation zwischen den Konzentrationen der Nährstoffe in den Pflanzen und den maximalen Biomassen der Bestände unterstützt diese These.

Wir sagen jedoch nicht, daß die Nährstoffversorgung für das Wachstum von Wasserpflanzen in Flüssen unter allen Umständen ohne Bedeutung sei. Essentielle Elemente außer N, P oder K mögen in manchen Situationen als limitierende Faktoren wirken, aber im allgemeinen ist es wahrscheinlicher, daß physikalische Faktoren wie die Lichtverhältnisse, die lokalen Variationen in Tiefe und Substrat, die Sedimentstruktur und der zeitliche Ablauf oder die Intensität der Abflußschwankungen von größerer Wichtigkeit sind. In der vorliegenden Studie war es offensichtlich, daß die Hauptbegrenzungsfaktoren an den drei Probestellen mit den geringsten maximalen Biomassen Ockerablagerungen auf den Pflanzenoberflächen, stark schwankende Abflüsse, die die Besiedlung verhinderten und große lokale Schwankungen sowohl in der Tiefe als auch der Sedimentbeschaffenheit waren.

Folgerungen für die Praxis: Schließlich ist es unwahrscheinlich, daß eine Reduktion der Nährstoffe N, P oder K in diesen Flüssen, sogar bis zum Nährstoffniveau ihrer Quellen, irgendeine Verminderung der Biomasse ihrer Wasserpflanzenbestände bewirken würde. Auch die Sedimente enthalten viele Nährstoffe und werden wahrscheinlich über Jahre als Nährstoffquelle dienen. Demnach kann diese Methode nicht als eine indirekte Methode zum Wasserpflanzenmanagement in diesen Tieflandflüssen empfohlen werden. Dies sollte jedoch nicht als Begründung dienen, weitere Erhöhungen des Nährstoffniveaus zu tolerieren, weil dies leicht zum Anwachsen von epiphytischen Algen oder Invasionen von fädigen Algen führen könnte." (KERN-HANSEN & DAWSON 1978, Übersetzung aus dem Englischen von M. Punzel).

Soweit KERN-HANSEN & DAWSON. Mit dieser Ansicht sind die Autoren der zitierten Studie aber nicht allein: SKA & VAN DER BORGHT (1986) stellten in einer Studie über Wasserkrautprobleme im Fluß Semois, Belgien, fest, daß die Begrenzung von Nährstoffen im

Gegensatz zu anderen Kontrollmaßnahmen nicht zu Folgeproblemen führen würde (das Übel wäre an der Wurzel gepackt), jedoch hätten sich die Resultate in der Praxis als eher entmutigend und sogar zweifelhaft herausgestellt. *"In jedem Fall steht der nötige Aufwand in keinem Verhältnis zu seiner Wirkung. Um greifbare Resultate zu erzielen, ist es nötig, die Nitrat- und Phosphateinflüsse zu eliminieren; das erstere würde einen drastischen Wandel der Landbewirtschaftung erfordern und das letztere die dritte Klärstufe in der Behandlung aller häuslichen Abwässer, was besonders teuer ist"* (SKA & VAN DER BORGHT 1986, S. 313; Übersetzung aus dem Englischen von M. Punzel).

Auch CANFIELD & HOYER (1988) schreiben, daß die Wirksamkeit der Nährstoffentfernung für die Kontrolle von Wasserpflanzen unbekannt sei und daß momentan keine Sicherheit gegeben werden könne, daß die Kontrolle anthropogener "Nährstoff-Inputs" die Wasserkrautprobleme reduzieren oder eliminieren werde. Ihre Untersuchung von neun Flüssen in Florida*) , USA, bestätigte diese Einschätzung: *"Die Biomassen der Wasserpflanzenbestände waren nicht mit den Gesamtphosphat- oder den Gesamtstickstoffkonzentrationen im Flußwasser korreliert. Die Wasserpflanzen enthielten in fast allen Flüssen weniger als 2% des jährlichen Nährstoffdurchflusses. Wir halten die Nährstoffe deshalb nicht für den Hauptfaktor für die Regelung der Wasserpflanzendichte in den meisten Flüssen Floridas"* (CANFIELD & HOYER 1988, S. 1467; Übersetzung aus dem Englischen von M. Punzel).

Auch WILE (1978) stellt in einer Untersuchung über Auswirkungen des Wasserkrautschnittes im Chemung Lake, Ontario, Kanada, fest, daß die Nährstoffkonzentrationen im Pflanzengewebe weit über den kritischen Konzentrationen lagen und damit das Makrophytenwachstum nicht durch Nährstoffmangel begrenzt war (die Nährstoffkonzentrationen des Seewassers lagen für Gesamt-Phosphat um 21 µg/l, für NO₃-N bei 30 µg/l, die Ammoniumkonzentrationen schwankten von 10 bis 70

µg/l). Die Autorin schließt daraus, daß ein Anstieg des Nährstoffniveaus nicht zu erhöhter Biomasseproduktion führen würde, daß aber eine drastische Nährstoffreduzierung notwendig wäre, bevor die Nährstoffe im Chemung Lake zum limitierenden Faktor werden würden.

Andere Autoren bringen vor, daß die Makronährstoffe nicht immer die einzige Begrenzung für das Wasserpflanzenwachstum darstellen müssen. Versuchsergebnisse von EICHENBERGER & WEILEMANN (1982, zitiert in SKA & VAN DER BORGHT 1986) scheinen diese These zu bestätigen. Die Autoren stellten keinen Unterschied im Wachstum von *Ranunculus ssp.* (einer Wasserhahnenfußart) bei Konzentrationen von 20 und 300 µg P/l fest. Aber nach Zusatz einer geringen Menge häuslichen Abwassers zur höheren P-Konzentration konnte eine deutliche Erhöhung des Wachstums registriert werden. Es ist anzunehmen, daß bestimmte Mikroelemente im Minimum waren.

Es scheint also, daß in Anbetracht der allgemeinen Eutrophierung realistisch erreichbare Verringerungen der im Wasser gelösten Nährstoffe in den meisten aquatischen Systemen nicht zu einem signifikanten Rückgang der makrophytischen Produktion führen würden. Besonders in Fließgewässern, wo ein ständiger Nachschub an Nährstoffen erfolgt, erscheint eine Wasserpflanzenkontrolle durch Nährstoffbegrenzung besonders wenig erfolgversprechend. Man sollte diese Möglichkeit langfristig nicht aus den Augen verlieren; als mittelfristige Lösung scheidet sie nach dem Stand der heutigen Erkenntnisse aber aus.

*) Diese Flüsse sind von Natur aus, bedingt durch edaphische Faktoren nährstoffreich: Ihre Konzentrationen an Gesamtphosphat und Gesamtstickstoff übersteigen normalerweise 0,03 bzw. 0,3 mg/l.

1.2 Strömung

Bevor auf die Wirkungen der Strömung auf Pflanzen eingegangen wird, sollen an dieser Stelle einige wichtige physikalische Erscheinungen der Strömung (nach AMBÜHL 1959) besprochen werden.

Grenzschicht: Eine für die Lebensvorgänge in Fließgewässern besonders wichtige Erscheinung ist die Ausbildung einer sogenannten Grenzschicht. Die Grenzschicht ist eine Flüssigkeitsschicht, deren Geschwindigkeit durch Reibungskräfte in der Nähe jedes ruhenden festen Körpers abgebremst wird. In dieser dünnen Schicht steigt die Geschwindigkeit von Null an der Wand (= haftende Flüssigkeit) rasch auf den Wert der mittleren Außenströmung. Die Grenzschicht, die sich an einem frei überströmten Körper bildet, besitzt eine Dicke in der Größenordnung von Millimetern. Auf die Dicke der Grenzschicht wirkt sich nicht nur die Geschwindigkeit der fließenden Wasserschicht, sondern auch ihre Dicke aus und zwar um so mehr, je niedriger das Wasser ist. Bei abnehmender Strömungsgeschwindigkeit wird die Turbulenz reduziert. Die reduzierte Turbulenz führt zu einer Vergrößerung der Grenzschichten um die Pflanzen (vgl. DAWSON 1976).

Totwasser: Für die Fließgewässerfauna oder z.B. für die Festsetzung von Keimlingen der Wasserpflanzen spielt das sogenannte Totwasser eine große Rolle. Hinter jeder Erhebung, die ins fließende Wasser hineinragt, bildet sich eine Zone aus, die sich nur langsam, als sogenannte Walze, bewegt. Diese Zone, die nach oben durch die Trennfläche begrenzt und durch deren Wirbel dauernd in langsamer Bewegung gehalten wird, wird Totwasser genannt.

Erosion, Sedimentation: Auch Erosion und Sedimentation gehören zu den physikalischen Wirkungen der Strömung. Für jede Strömungsgeschwindigkeit ist ein bestimmtes Substrat charakteristisch, da bei geringen Geschwindigkeiten die Sedimentation, bei hohen Geschwindigkeiten die Erosion überwiegt. Nach BUTCHER (1933, zitiert in GESSNER 1955) ergibt sich folgende Beziehung:

Strömungsgeschwindigkeit in cm/sec	Untergrund
120	Geröll
35	Kiesel
20	Sand
12	Schlamm

Tab. 3: Beziehung zwischen Strömungsgeschwindigkeit und Untergrund, nach GESSNER (1955).

Nach GESSNER (1955) muß aber bei solchen Verallgemeinerungen bedacht werden, "daß die Strömungsgeschwindigkeit auf Entfernungen von einigen Dezimetern sehr stark schwanken kann, daß erwartungsgemäß die Strömungsgeschwindigkeit knapp über dem Bachboden wesentlich geringer ist als an der Oberfläche, daß auch in der Uferregion der Wassertransport langsamer erfolgt und daß vor allem der Pflanzenwuchs selbst die Wasserbewegung sehr stark beeinflusst" (GESSNER 1955, S. 298).

1.2.1 Wirkung der Strömung auf Wasserpflanzen

SIRJOLA (1969, S. 72): "Der augenscheinlichste ökologische Faktor in fließendem Wasser ist der Zug, der durch die Strömung ausgeübt wird. Das Wasser ist turbulent und die Pflanze wird in verschiedene Richtungen gezerrt und gebogen" (Übersetzung aus dem Englischen von M. Punzel). NILSSON (1987, S. 515): "Fließendes Wasser beeinflusst die Vegetation sowohl direkt durch den Transport von Fortpflanzungsorganen und durch Beschädigung als auch indirekt durch Erosion, Transport und Deposition von Sedimenten, Nährstoffen und organischer Materie" (Übersetzung aus dem Englischen von M. Punzel).

Allgemein stellt GESSNER (1955) als Wirkung der Strömung eine Hemmung des Streckungswachstums fest, die sowohl einzelne Organe als auch die Internodien betrifft. Nach BÜNNINGS (1940, zitiert in GESSNER 1955) übt der mechanische Reiz der Wasserbewegung durch die Bögigkeit der Strömung, durch Reibung der Wassermoleküle sowie der mitgeführten Festkörper an der Pflanzenoberfläche die wachstumshemmende Wirkung

aus. Die primäre Wirkung ist die Beeinflussung der Assimilationsorgane, wodurch deren Oberflächenverkleinerung bewirkt wird. Als Sekundärwirkung stellt sich eine Verminderung der assimilatorischen Leistung ein, dadurch wird Zwergwuchs bedingt.

Aber auch das Gegenteil, nämlich eine wachstumsfördernde Wirkung ist beobachtet worden. So sind z.B. die Blattstiele von *Nuphar lutea* (Gelbe Teichrose) in fließendem Wasser oft länger als in stehendem und die Sprosse von Wasserpflanzen, die in der Strömung fluten, erreichen trotz Verkürzung der einzelnen Internodien oft eine Gesamtlänge, welche weit größer ist als im stehenden Wasser. In fließendem Wasser werden oft keine Luftblätter gebildet, auch ist die Blütenbildung manchmal gehemmt (vgl. GESSNER 1955).

1967 veröffentlichte WESTLAKE eine Studie über die quantitative Beziehung zwischen Strömungsgeschwindigkeit und Photosynthese- und Respirationsraten submerser Makrophyten. Es wurden Laborversuche durchgeführt, als Versuchspflanze diente *Ranunculus peltatus* ssp. *pseudofluitans* (eine Schildwasserhahnenfußart).

Dabei zeigte sich in Bereichen geringer Strömungsgeschwindigkeiten ein deutlicher positiver Effekt der Geschwindigkeit auf die Nettophotosynthese. So erfolgte zwischen stehendem Wasser und einer Fließgeschwindigkeit von 5 mm/sec eine drei- bis sechsfache Steigerung der Photosyntheserate. Bei steigender Strömungsgeschwindigkeit stieg mit steigender Sauerstoffkonzentration auch die Respirationsrate deutlich an. Die Wirkung der Strömung auf die beschriebenen Stoffwechselläufe scheint nach Meinung des Autors weitgehend von der O_2 -Konzentration abzuhängen, denn die Effekte waren am größten bei niedrigen O_2 -Konzentrationen.

Die Wirkung der Strömung auf Wasserpflanzen hängt weiterhin mit der Kohlenstoffversorgung und der Stoffwechsellkapazität der Pflanze ab. Der Stoffwechsel wird hauptsächlich durch die Rate des Kohlenstoffquellenaustausches oder des Sauerstoffs zur Blattoberfläche limitiert, steigende Geschwindigkeiten erleichtern in

Übereinstimmung mit der vorher erläuterten Grenzschichttheorie diesen Transfer.

Auch BARKO et al. (1986) bestätigen diese Einschätzung: "Der Grenzschichtwiderstand gegen den CO_2 -Transport ist als wichtiger begrenzender Faktor für die Photosynthese von Landpflanzen bekannt und ist bei submersen Makrophyten noch kritischer, weil die CO_2 -Diffusion im Wasser noch viel langsamer abläuft als in der Luft. Es wurde experimentell gezeigt, daß die Photosyntheseraten submerser Makrophyten mit moderater Zunahme der Wassergeschwindigkeit ansteigen. Bedingungen von akutem Mangel an anorganischem Kohlenstoff in Zusammenhang mit der Photosynthese in dichten Makrophytenbeständen sind in frei fließenden oder gut gemischten aquatischen Systemen wahrscheinlich weniger üblich" (BARKO et al. 1986, S. 5; Übersetzung aus dem Englischen von M. Punzel).

Schon 1955 hatte GESSNER die Wirkung der Strömung so eingeschätzt, wie es spätere Autoren experimentell bewiesen. Er behauptete, daß unter optimalen Assimilationsbedingungen die Assimilationsintensität durch Turbulenz mindestens verdoppelt werden kann und betonte die ökologische Bedeutung der Strömung.

1.2.2 Strömungstoleranz einzelner Arten

In der Schrift "Strömung und höhere Vegetation im Flusse Lagan bei Ågård" befaßt sich ACKENHEIL schon 1944 mit der Wirkung der Strömung auf die Verteilung der Pflanzenarten. Er schreibt: "In den durch die Strömung hauptverteilungsbestimmend beeinflussten Feldschichtgemeinschaften ergibt sich die Gruppierung der einzelnen Arten zu Artenkonstellationen im großen und ganzen nach dem Grade gleicher oder ähnlicher Strömungstoleranz (Gemeinschaften "synrheotoper" Arten). Doch sind z.B. Substrat und Wassertiefe als interferente Faktoren in wechselndem Umfange an dieser Gruppierung mitbestimmend. Die Verhältnisse werden weiter kompliziert durch den Umstand, daß die Strömung in den meisten Flußabschnitten eindeutig als obsequenter Faktor der Wassertiefe auftritt, mit zunehmender Tiefe also abnimmt" (ACKENHEIL 1944, S. 15).

Trotz dieser Einschränkungen hat der Autor eine Gruppierung der im Untersuchungsgebiet in Südschwe-den vorhandenen Arten vorgenommen. Hier sollen nur diejenigen Arten genannt werden, die auch in der Artenliste der Brenz (siehe KAHNT et al. 1989, vgl. Kapitel 1.1.1) aufgeführt sind (z.T. auch emerse Arten):

- 1) "*Oligorheotope*" Arten, d.h. nur in weniger stark lotischen Bezirken (Strömungsgeschwindigkeit <50 cm/sec) auftretende Arten und Artenkonstellationen.
 - 1a) "*α-oligorheotope*", d.h. höchstens noch in schwach lotischen Bezirken (Strömungsgeschwindigkeit <25 cm/sec) auftretende Arten und Artenkonstellationen: *Caltha palustris* (Sumpfdotterblume), *Filipendula ulmaria* (Mädesüß), *Lycopus europaeus* (Uferwolfs-trapp).
 - 1b) "*β-oligorheotope*", d.h. auch in mäßig lotischen Bezirken (Strömungsgeschwindigkeit 25-50 cm/sec) auftretende Arten und Artenkonstellationen: *Potamogeton natans* (Schwimmendes Laichkraut).
- 2) "*Mesorheotope*", d.h. auch in ziemlich stark lotischen Bezirken (Strömungsgeschwindigkeit 50-100 cm/sec) auftretende Arten und Artenkonstellationen.
 - 2a) "*α-mesorheotope*", d.h. auch in mäßig stark lotischen Bezirken (Strömungsgeschwindigkeit 50-75 cm/sec) auftretende Arten und Artenkonstellationen: *Potamogeton perfoliatus* (Durchwachsenes Laichkraut), *Sparganium emersum* (Einfacher Igelkolben).
 - 2b) "*β-mesorheotope*", d.h. auch in recht stark lotischen Bezirken (Strömungsgeschwindigkeit 75-100 cm/sec) auftretende Arten und Artenkonstellationen: *Agrostis stolonifera* (Weißes Straußgras), *Alisma plantago-aquatica* (Gewöhnlicher Froschlöffel), *Hippuris vulgaris* (Tannenwedel), *Myosotis palustris* (Sumpfergüßmeinnicht).
- 3) "*Polyrheotope*", d.h. auch in sehr stark lotischen Bereichen (Strömungsgeschwindigkeit >100 cm/sec) auftretende Arten und Artenkonstellationen. In dieser Gruppe waren aus dem Untersuchungsgebiet keine Arten vertreten.

ACKENHEIL (1944) schließt die Übertragbarkeit seiner Gruppierung aber von vornherein aus. "*Dasselbe (Verteilungsbild - Anmerkung der Verfasserin) erhebt in keiner Weise Anspruch auf Allgemeingültigkeit auch nur innerhalb des regional einheitlicheren Landstrichs, dem das Untersuchungsgebiet angehört. Bekanntlich wechseln die ökologischen Gewohnheiten der Arten und Gemeinschaften oft auffällig von Örtlichkeit zu Örtlichkeit, auch wo die Standortsbedingungen - zumindest scheinbar - die Gleichen sind*" (ACKENHEIL 1944, S. 20).

GESSNER (1955) beschreibt eine Gruppierung von Arten nach ihrer Strömungstoleranz, die von ROLL (1938) mit Arten ostholsteinischer Fließgewässer vorgenommen wurde. Dieser Autor teilt die Arten des Untersuchungsgebietes in drei Gruppen ein:

- 1) "*Rheobionte*" Arten: Zu den rheobionten Arten, die sich bei Strömungsgeschwindigkeiten von 70-120 cm/sec finden, gehören Algen, Moose und nur ganz wenige Blütenpflanzen. Hierher gehört keine der in der Brenz vorkommenden Arten.
- 2) "*Rheophile*" Arten: Rheophile Arten finden sich bei Strömungsgeschwindigkeiten von 13-70 cm/sec. Hierher stellt ROLL: *Eloдея canadensis* (Kanadische Wasserpest), *Potamogeton lucens* (Spiegelndes Laichkraut), *Phalaris arundinacea* (Rohrglanzgras), *Potamogeton crispus* (Krauses Laichkraut), *Potamogeton perfoliatus* (Durchwachsenes Laichkraut).
- 3) "*Rheoxene*" Arten: Rheoxene Arten sind nach ROLL vor allem: *Caltha palustris* (Sumpfdotterblume), *Phragmites australis* (Schilfrohr), *Filipendula ulmaria* (Mädesüß).

Jedoch warnt auch GESSNER mit den gleichen Argumenten wie ACKENHEIL vor einer Übertragung dieser Einteilung.

Auch bei AMBÜHL (1959) findet sich ein Hinweis auf die Strömungsempfindlichkeit einiger Arten: "*Immerhin gibt es gewisse Pflanzen, die rasch fließendes*

Wasser ausgesprochen bevorzugen, darunter *Fontinalis antipyretica* (Quellmoos) und andere Moose... Daneben finden sich andere die in stehendem und langsam fließendem Wasser am besten gedeihen (*Elodea canadensis* - Kanadische Wasserpest, *Myriophyllum spicatum* - Ähriges Tausendblatt, und andere)" (AMBÜHL 1959, S. 187).

Und SCHÜTZ (1990) nennt als eutraphente und strömungsempfindliche Arten: *Zannichellia palustris* (Teichfaden), *Sparganium emersum* (Einfacher Igelkolben), *Potamogeton perfoliatus* (Durchwachsenes Laichkraut), *Potamogeton pectinatus* (Kammlaichkraut) und *Myriophyllum spicatum* (Ähriges Tausendblatt). Auch *Potamogeton berchtoldii* (Berchtolds Laichkraut) und *Potamogeton crispus* (Krauses Laichkraut) zählt der Autor zu den strömungsempfindlichen Arten, während er als typische Arten etwas schneller fließender Karstgewässer *Ranunculus trichophyllus* (Haarblättriger Wasserhahnenfuß), *Berula erecta* (Aufrechter Merk), *Groenlandia densa* (Dichtblättriges Laichkraut) und *Hippuris vulgaris* (Tannenwedel), und *Fontinalis antipyretica* (Quellmoos) als Besiedler von Strecken mit hoher Fließgeschwindigkeit angibt.

Einen weiteren Versuch der Gruppierung von Arten nach der Strömungsgeschwindigkeit, durchgeführt von BUTCHER (1927), findet man in GESSNER (1955). "Hier war es vor allem die durch die Strömungsgeschwindigkeit bestimmte Art des Untergrunds, welche für den Bewuchs ausschlaggebend war" (ebenda, S. 295). Auch bei der Wiedergabe der folgenden Einteilung werden nur Arten genannt, die auch in der Brenz vorkommen (vgl. KAHNT et al. 1989):

Auf schlammigem Flußboden, wie er sich bei schwacher Strömung bildet, konnten folgende Arten gefunden werden: *Elodea canadensis* (Kanadische Wasserpest), *Hippuris vulgaris* (Tannenwedel), *Potamogeton crispus* (Krauses Laichkraut), *Groenlandia densa* (Dichtblättriges Laichkraut).

Auf halbschlammigem Grund gedeihen: *Hippuris vulgaris* (Tannenwedel), *Elodea canadensis*

(Kanadische Wasserpest), *Lemna trisulca* (Dreifurchige Wasserlinse)*), *Potamogeton crispus* (Krauses Laichkraut).

Charakteristisch für schlammfreie Böden war: *Fontinalis antipyretica* (Quellmoos), *Groenlandia densa* (Dichtblättriges Laichkraut), *Nasturtium officinale* (Echte Brunnenkresse).

Das unterschiedliche Verhalten der Arten wird durch ihre unterschiedlichen Wurzelsysteme erklärt: "Wir finden nämlich bei der ersten Gruppe nur fadenförmige Wurzeln, die meist adventiv entstehen und der Pflanze nur geringen Halt bieten, während die zweite Gruppe durch widerstandsfähige Rhizome ausgezeichnet ist, die auch in härteren Boden leicht einzudringen vermögen" (ebenda, S. 296).

Für die Albgewässer dagegen bezweifelt SCHÜTZ (1990) die Wichtigkeit der Sedimentbeschaffenheit für das Auftreten bestimmter Arten. Seiner Meinung nach scheint die Beschaffenheit des Sediments von untergeordneter Bedeutung zu sein, "da die meisten Arten auf allen Sedimenttypen angetroffen werden" (ebenda, S. 230).

SIRJOLA (1969) führte im Teuronjoki, Südfinnland, Untersuchungen über den Zusammenhang zwischen dem Auftreten einzelner Arten und der Wassergeschwindigkeit durch und verglich seine Ergebnisse mit denen von ACKENHEIL (1944). Die Resultate der beiden Autoren sind trotz verschiedener Untersuchungsgebiete und teilweise verschiedener Methoden recht ähnlich.

Als strömungstolerante Arten bezeichnet der Autor: *Sparganium emersum* (Einfacher Igelkolben), *Potamogeton alpinus* (Alpenlaichkraut), *Potamogeton perfoliatus* (Durchwachsenes Laichkraut), *Callitriche ssp.* (Wasserstern) und *Myriophyllum alterniflorum* (Wechselblütiges Tausendblatt). Auch *Elodea canadensis* (Kanadische Wasserpest) wird trotz schwach entwickeltem Wurzelsystem dieser Gruppe zugerechnet.

*) Als Pleustophyt (Wasserschweber) kann *Lemna trisulca* nicht an ein bestimmtes Substrat gebunden sein.

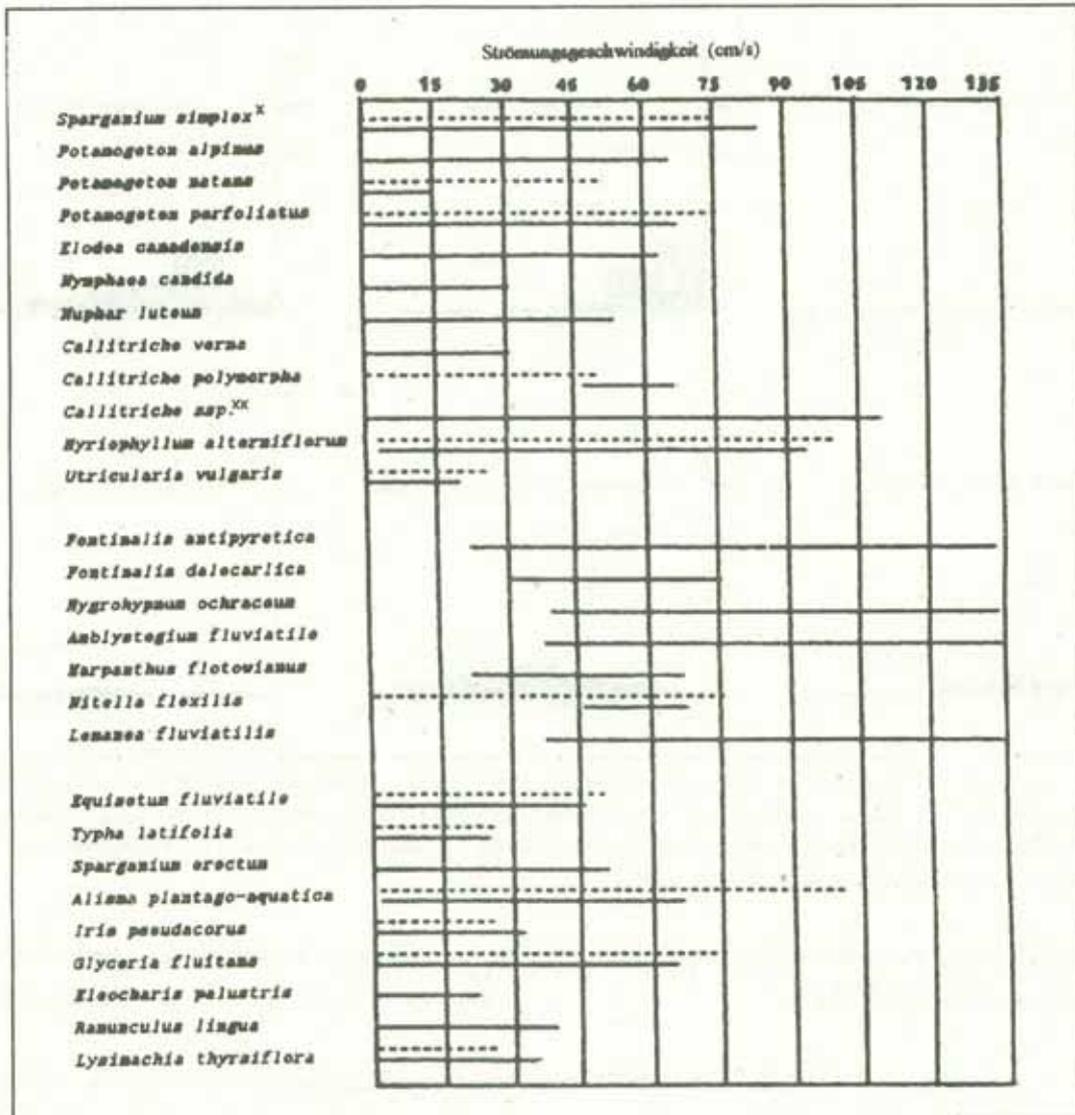


Abb. 25: Die Fähigkeit der Pflanzenarten, die Strömung zu ertragen (Strömungstoleranz). Gebrochene Linien: Werte von ACKENHEIL (1944), x = Schwimmblätter, xx = steril, Spezies unbekannt. Bei den angegebenen Strömungsgeschwindigkeiten handelt es sich um den Maximalwert der jeweils am Standort gemessenen Strömungsgeschwindigkeiten, nach SIRJOLA (1969)

Nymphaeide Arten mit Schwimmblättern tolerieren nach Meinung des Autors keine schnelle Strömung.

Verlässlichere Angaben über die Korrelation zwischen dem Wachstum einer Art und der dort herrschenden Fließgeschwindigkeit erhält man nach Meinung des Autors, indem zusätzlich der quantitative Aspekt berücksichtigt wird (s. Abb. 26). Die Diagramme zeigen, daß viele Arten im Teuronjoki ihre höchsten Dominanzwerte in schmalen, klar definierten Bereichen der Wassergeschwindigkeit haben.

Dem Autor zufolge zeichnen sich Arten, die hohe Fließgeschwindigkeiten ertragen, durch folgende Eigenschaften aus:

- ein schnell wachsendes und stark entwickeltes Wurzelsystem,
- die Fähigkeit, Adventivwurzeln aus ihren Nodien zu entwickeln und
- einen starken, flexiblen Sproß, welcher keinen großen Strömungswiderstand darstellt.

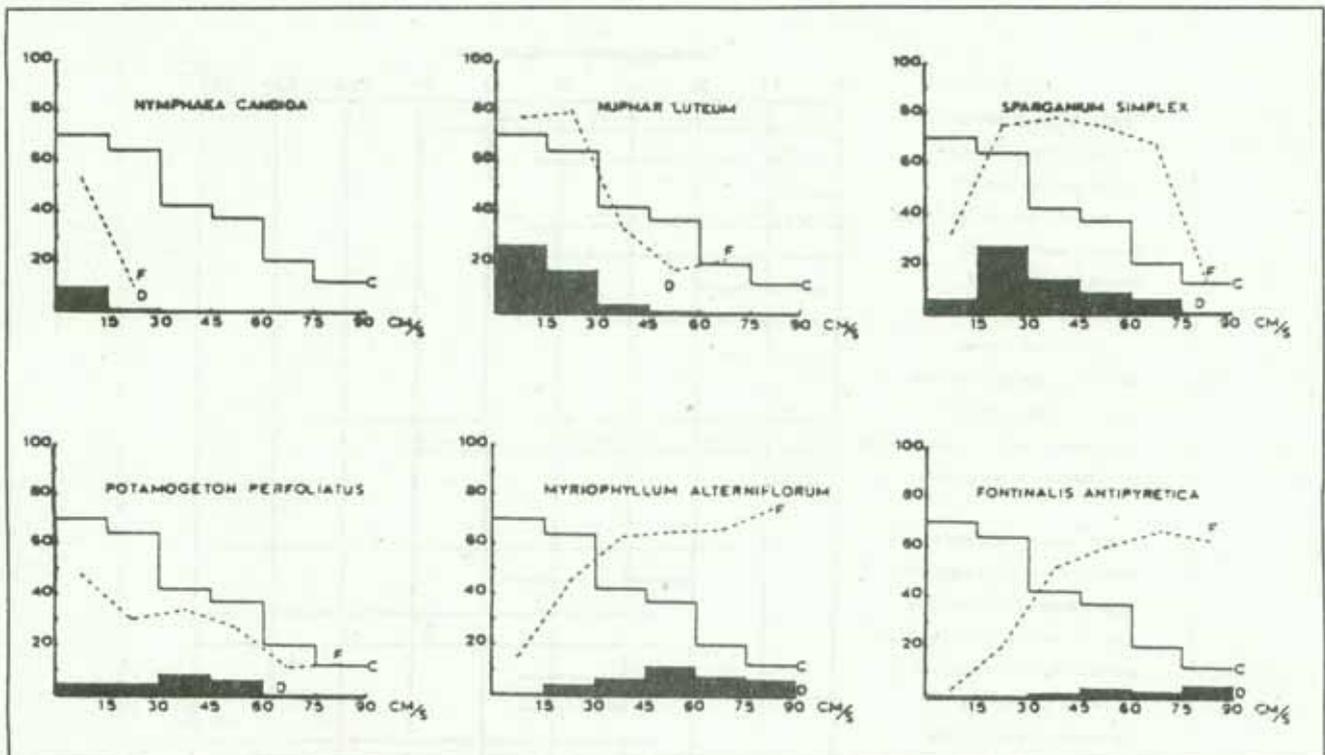


Abb. 26: Dominanz (D) und Häufigkeit (F, gebrochene Linie) von Arten in Bereichen mit unterschiedlichen Wassergeschwindigkeiten. Dabei gibt die Dominanz die relative Menge einer Art im Vergleich zu den übrigen Arten an, i.a. als Deckungsgrad, während die Häufigkeit oder Frequenz F nur die Tatsache des Auftretens dokumentiert. Auch die Gesamtbedeckung des Gewässerbodens (C) wird gezeigt. Nach SIRJOLA (1969).

1.2.3 Beziehung zwischen Artenzahl und Strömungsgeschwindigkeit

In einer Untersuchung, die von NILSSON (1987) in einem Bach in Nordschweden durchgeführt wurde, zeigte sich, daß der Artenreichtum sowohl der Wasserpflanzen als auch der Uferpflanzen von der Strömungsgeschwindigkeit beeinflusst wurde. Bei den Wasserpflanzen erreichte die Artenzahl einen Höhepunkt bei mittlerer Geschwindigkeit. Mit zunehmender Strömungsgeschwindigkeit nahm die Zahl der Arten wieder ab (s. Abb. 27). Dieser negative Trend in den schnell fließenden Bereichen stimmt überein mit der These von HYNES (1970, zitiert in NILSSON 1987), daß es nur wenige Arten gibt, die gut an schnell fließendes Wasser angepaßt sind.

Der Gipfel der Artenzahl wird vom Autor mit einem Substratwechsel in Verbindung gebracht. Bei steigender Strömungsgeschwindigkeit wird das organische Substrat zunehmend erodiert, an diesem Wechsellpunkt zwischen organischem und mineralischem Substrat überlappen sich

die verschiedenen Gesellschaften. Artenreichtum ist oft verbunden mit heterogenen Standortbedingungen.

Mit zunehmender Strömungsgeschwindigkeit nimmt mit der Artenzahl auch der prozentuale Anteil an unbewachsenem Boden zu (s. Abb. 28).

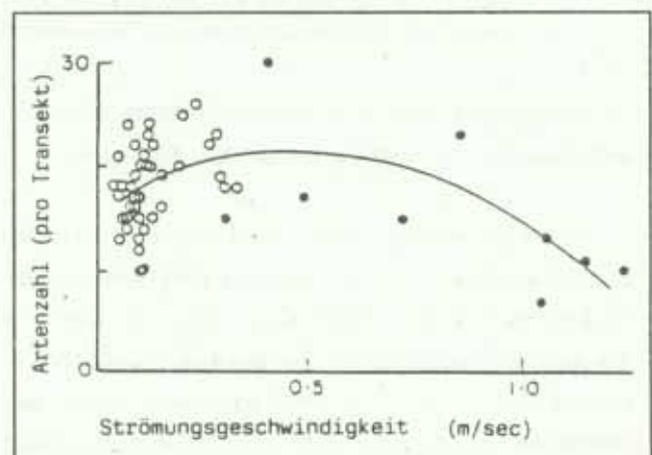


Abb. 27: Die Beziehung zwischen der Artenzahl im aquatischen Bereich und der Strömungsgeschwindigkeit für 58 Transekte im Sävaran, Nordschweden. Symbole: (O) organisches Substrat; (●) anorganisches Substrat. Nach NILSSON (1987).

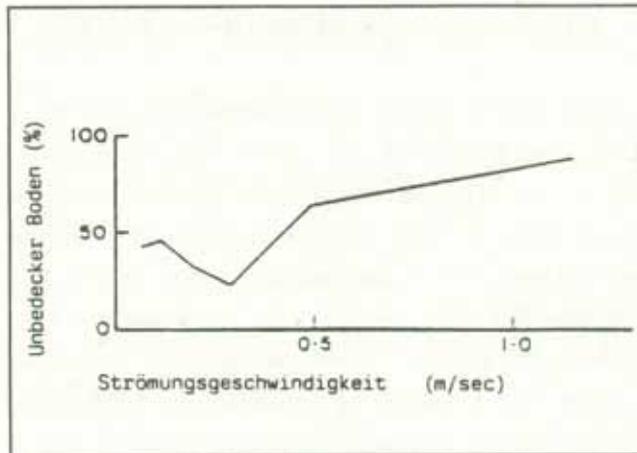


Abb. 28: Die Beziehung zwischen dem prozentualen Anteil an unbewachsenem Grund und der Strömungsgeschwindigkeit. Nach NILSSON (1987)

1.2.4 Beziehung zwischen Biomasse und Strömungsgeschwindigkeit

Leider wurden keine quantitativen Untersuchungen speziell zum Zusammenhang zwischen der Strömungsgeschwindigkeit und im Fluß produzierter Biomasse gefunden. Hinweise zu diesem Thema sind jedoch in einigen Arbeiten enthalten:

Bei der Untersuchung der Makrophytenvegetation der Nidda stellten HILGENDORF & BRINKMANN (1979) im Oberlauf nur geringe Verkrautungen fest. Als Gründe wurden neben Beschattung und niedrigen Wassertemperaturen die hohen Fließgeschwindigkeiten bei einem Längsgefälle von mehr als 5-10 ‰ bzw. bis über 7 ‰, die verkrautungshemmend wirken, genannt. Bei einem Längsgefälle von nur noch 1-3 ‰ und damit verlangsamten Fließgeschwindigkeiten nimmt die Verkrautung der Nidda stark zu. Hier sind allerdings auch andere Faktoren wirksam.

Auch SCHÜTZ (1990) gibt in seinem Aufsatz "Vegetation und Flora der Fließgewässer der Schwäbischen Alb" eine hohe Fließgeschwindigkeit als verkrautungshemmenden Faktor an. Seiner Meinung nach ist das Gefälle bei der Verteilung der Arten von ausschlaggebender Bedeutung. "Ein starkes Gefälle bewirkt hohe durchschnittliche Fließgeschwindigkeiten und schließt von vornherein viele Arten aus" (ebenda, S. 230).

Bei Brenz, Nau und Blau hält er das geringe Gefälle und die ausgeglichene Wasserführung für die entscheidenden Faktoren für das Gedeihen einer üppigen submersen Vegetation.

Alle diese Ergebnisse zeigen, daß hohe Fließgeschwindigkeiten, wie erwartet, eine Verkrautung von Fließgewässern einschränken bzw. verhindern. Bei geringeren Fließgeschwindigkeiten, wie sie in den Flüssen der Ostalb durch die tektonische Lage und die fast parallel zur Donau verlaufenden Unterläufe herrschen, ist aber anzunehmen, daß bei unterschiedlichen Fließgeschwindigkeiten keine Unterschiede der Biomassen nachzuweisen sind. Hier sind dann die Wasserführung, bzw. die Häufigkeit, jahreszeitliche Verteilung und die Stärke der Hochwässer von größerer Wichtigkeit. Bei ausgeglichener Wasserführung ist eine leichte Erhöhung der Strömungsgeschwindigkeit für das Wachstum von Wasserpflanzen wahrscheinlich eher förderlich.

1.3 Licht bzw. Beschattung

Die Bedeutung des Lichtangebotes für die Produktivität und die Verteilung von aquatischen Makrophyten wird von vielen Autoren betont. Nach WESTLAKE (1971, zitiert in BARKO et al. 1986) kann Licht in dichten Beständen selbst um die Mittagszeit zum begrenzenden Faktor werden, besonders mit zunehmender Tiefe und Trübheit des Gewässers. CANFIELD & HOYER schreiben in einer Untersuchung von 17 Flüssen Floridas: "Die Beschattung durch Ufervegetation scheint der dominierende Faktor zu sein, der den Standort und die Dichte von Wasserpflanzen bestimmt" (CANFIELD & HOYER 1988, S. 1467). HILGENDORF & BRINKMANN (1979) stellen in einer Untersuchung der Makrophytenvegetation im Flußsystem der Nidda fest, daß unterschiedliche Verkräutungs Zustände meist Ausdruck der in den jeweiligen Fließstrecken vorherrschenden Strahlungsverhältnisse sind.

Das Licht ist die Antriebskraft der Photosynthese. Die photosynthetisch wirksame Strahlung (PhAR = Photo-Active-Radiation) liegt im Wellenlängenbereich zwischen 380 und 710 nm und macht ca. 47% der Strahlung an der Erdoberfläche aus.

Bei Lichtsättigung ist, abgesehen von anderen Faktoren, eine maximale Photosynthese und damit ein optimales Pflanzenwachstum möglich. Wird der Energieeintrag z.B. durch Beschattung unter den Wert der Lichtsättigung reduziert, so vermindert sich die Nettophotosynthese und damit das Pflanzenwachstum entsprechend dem geringeren Lichtangebot (vgl. RICKERT 1986).

1.3.1 Strahlungsverhältnisse im Wasser

Ein Teil des auf die Wasseroberfläche auftreffenden Lichtes wird reflektiert, der größte Teil dringt in das Wasser ein. Beim Durchdringen der Wassersäule erfolgt durch Streuung und Absorption eine Strahlungsabschwächung. Die Lichtintensität nimmt nach dem Lambert-Beer'schen Gesetz mit zunehmender Tiefe exponentiell ab. Diese Strahlungsabschwächung erfolgt selektiv. Licht kurzer Wellenlängen durchdringt das Wasser am weitesten, Rotlicht am wenigsten, wobei infrarotes Licht (>700 nm) stärker abgeschwächt wird als rotes (660 nm). Das heißt, daß gerade für die Photosynthese besonders wertvolle Wellenlängen besonders stark abgeschwächt werden.

Für die Beurteilung des Pflanzenaufwuchses ist nach RICKERT (1986) die Kompensationsebene von Bedeutung. Als Kompensationsebene wird die Wassertiefe verstanden, in der die Nettophotosyntheseleistung gegen Null geht.

Sowohl die Reflektion als auch die Strahlungsabschwächung ist bei Fließgewässern aufgrund der Wasserbewegung stärker ausgeprägt als bei Stillgewässern. In Gewässern, die von Pflanzen besiedelt sind, wird die Strahlungsabschwächung durch den Einfluß der Vegetation noch zusätzlich verstärkt. Als grobe Anhaltswerte gibt DAWSON (1985) für Stillgewässer 20% und für Fließgewässer 30% Strahlungsreduktion pro Meter Wassertiefe an.

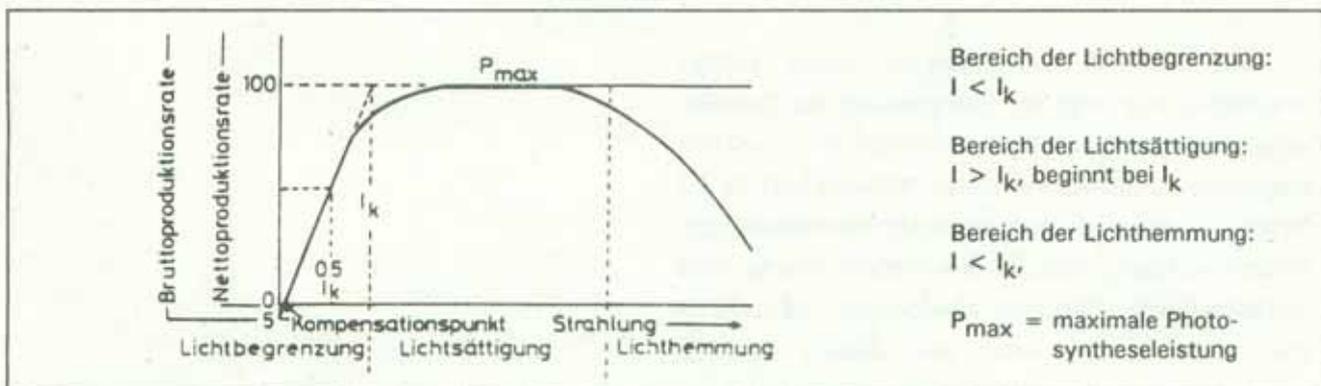


Abb: 29: Beziehungen zwischen Strahlungsintensität und Produktion, nach Schwoerbel (1987).

Der Grad der Belichtung bzw. Beschattung prägt wiederum den Temperaturhaushalt eines Gewässers, da die Strahlungsenergie im Gewässer in Wärme umgewandelt wird. Besonnte Gewässer wärmen sich in der Vegetationsperiode im Laufe des Tages stark auf und zeigen weite Amplituden der Temperatur und der Sauerstoffkonzentration.

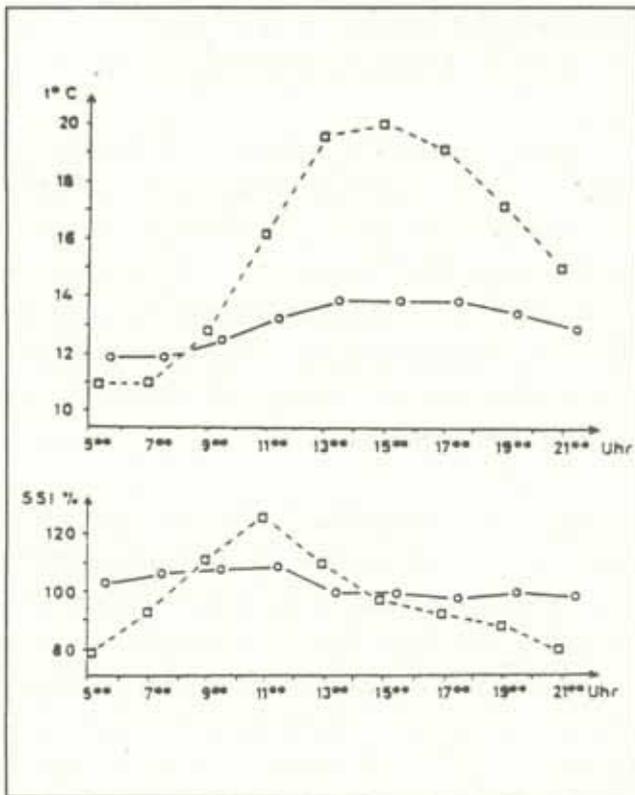


Abb. 30: Sommerlicher Tagesgang (21.8.1983) von Temperatur und Sauerstoff (SSI = Sauerstoffsättigungsindex) in einem Seitenbach der Fuhlenau in Schleswig Holstein. Vergleich einer naturnahen, beschatteten (ausgezogene Linie) und einer naturfernen, unbeschatteten (gestrichelte Linie) Strecke. Nach BÖTTGER (1990).

1.3.2 Anpassungsmöglichkeiten der submersen Makrophyten

In bezug auf die Anpassung an das Lichtangebot sind submersen Makrophyten nach JORGA et al. (1982) generell dem "Schattenpflanzen-Typ" zuzuordnen. Im Gegensatz dazu benötigten die submersen Formen emerser Helophyten (Sumpfpflanzen) mehr Licht als submersen Hydrophyten (Wasserpflanzen).

Physiologische Anpassungen:

Manche Pflanzen können sich innerhalb von wenigen Wochen an schattigere Verhältnisse anpassen. Dies geschieht durch Reduktion von nicht-photosynthetisch aktivem Gewebe, durch Neueinstellung der Respirationsraten oder der photosynthetischen Pigmentzusammensetzung. Im allgemeinen steigt der Gesamtchlorophyllgehalt mit abnehmender Strahlung an (vgl. BARKO et al. 1986).

Morphologische Anpassungen:

Auch morphologische Anpassungen zur Optimierung der Lichtabsorption sind von Bedeutung. Im allgemeinen werden weniger, aber längere Sprosse ausgebildet sowie längere Blätter mit größerer Oberfläche. Arten, die fähig sind, bis zur Wasseroberfläche hochzuwachsen und dort einen Blattschirm bilden, können in größere Tiefen vordringen und haben besonders in trübem Wasser einen Konkurrenzvorteil gegenüber Arten mit niederliegendem Wuchshabitus (vgl. BARKO et al. 1986).

1.3.3 Biomasseentwicklung submerser Makrophyten in Abhängigkeit von der Lichteinstrahlung

Viele Autoren haben sich mit der Biomasseentwicklung aquatischer Makrophyten in Abhängigkeit von der Strahlungsintensität befaßt. Die wichtigsten Untersuchungen und ihre Ergebnisse sollen im folgenden kurz vorgestellt werden:

SAND-JENSEN et al. (1989) führten ihre Untersuchungen in einem nährstoffreichen dänischen Tieflandfluß durch, in dem *Potamogeton pectinatus* (Kamm-laichkraut), *Sparganium emersum* (Einfacher Igelkolben) und die Alge *Cladophora* dominierten. Unter anderem wurde die Frage der Vorhersehbarkeit der Biomasseentwicklung bei Kenntnis der Lichtbedingungen bearbeitet. Um diese Frage zu beantworten, wurde die Lichtintensität kontinuierlich gemessen und das Trockengewicht der in den Probestellen gebildeten Biomassen bestimmt. Die Biomasseakkumulationsrate zwischen den aufeinanderfolgenden Erntedaten bis zur Zeit der maximalen Biomasse wurde gegen die

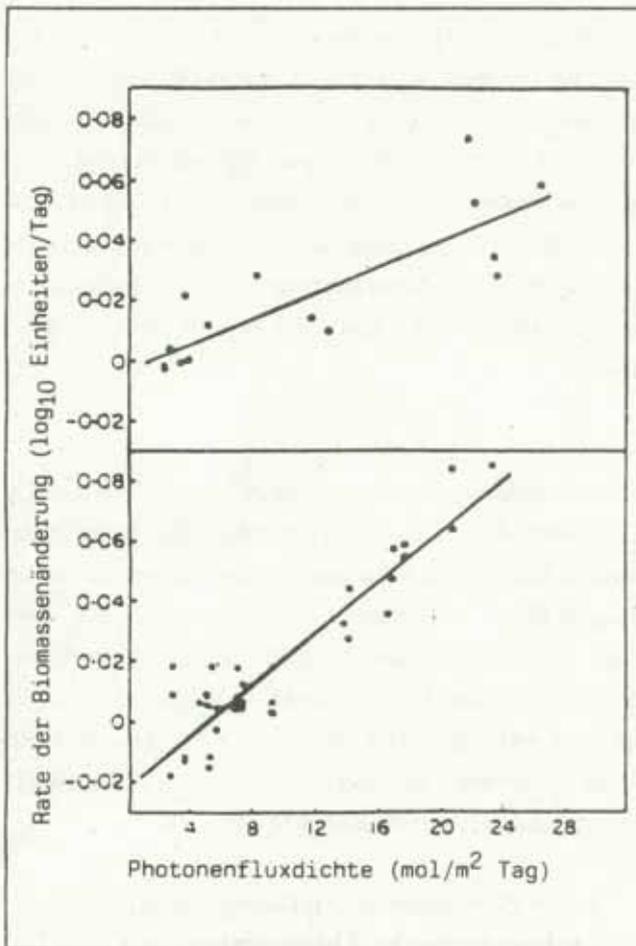


Abb. 31: Rate der Biomassenänderung für jedes Probeintervall während des Biomassenanstiegs als eine Funktion der mittleren täglichen Photonendichte an zwei verschiedenen Probestellen. Ungefüllte Symbole repräsentieren *Potamogeton pectinatus* (Kammlaichkraut), gefüllte Symbole alle submersen Makrophyten zusammen. Daten aller drei Untersuchungsjahre wurden einbezogen. Nach SAND-JENSEN et al. (1989).

durchschnittliche Photonendichte, die für die Pflanzen im gleichen Zeitraum verfügbar war, aufgetragen. Die Rate der Biomasseakkumulation wurde definiert als:

$$k = \frac{\log_{10} B_2 - \log_{10} B_1}{t_2 - t_1}$$

wobei B_1 und B_2 die Biomassen am Tag t_1 und t_2 bedeuten.

Die durchschnittliche Photonendichte I_z wurde kalkuliert als die Lichtintensität, welche die Hälfte der Wassersäule und die Hälfte der durchschnittlichen Pflanzenbiomasse durchdrang. Somit wurden die

Photonendichte an der Oberfläche, die Lichtabschwächung in der Wassersäule und die Selbstbeschattung der Pflanzen berücksichtigt.

Dabei zeigte sich, daß die relative Wachstumsrate für jedes Probeintervall linear mit der verfügbaren Photonendichte korreliert war. Diese Beziehung wurde statistisch abgesichert: 69 bis 89% der Unterschiede in den Wachstumsraten konnten auf die Variationen in der Lichtverfügbarkeit zurückgeführt werden (s. Abb. 31).

Darüber hinaus fanden die Autoren, daß eine einfache lineare Beziehung zwischen dem Logarithmus der Biomasse und der kumulativen Lichtverfügbarkeit ab dem 1. April (Anfang des Wachstums) den Biomassezuwachs ebenso wie die Unterschiede in den Zeitpunkten und den Raten des Biomassezuwachses während der 3-jährigen Untersuchungszeit zum größten Teil erklären konnte ($r^2 = 0,72$ bis $0,93$) (s. Abb. 32).

DAWSON & KERN-HANSEN (1979) beschäftigten sich mit der Wirkung von künstlicher und natürlicher Beschattung auf die Makrophyten in zwei dänischen Tieflandflüssen. Die dominanten Arten in diesen Gewässern waren: *Ranunculus peltatus* (Schildwasserhahnenfuß), *Elodea canadensis* (Kanadische Wasserpest), die submersive Form von *Veronica anagallis-aquatica* (Gauchheil-Ehrenpreis), *Potamogeton crispus* (Krauses Laichkraut) und *Sparganium emersum* (Einfacher Igelkolben). Der künstliche Schatten wurde mit Hilfe unterschiedlicher Netzmaterialien erzeugt, so daß das Licht, das die Wasseroberfläche erreichte, in verschiedenen Graden von ca. 10 bis auf ungefähr 65% reduziert wurde. Eine Lage schwarzer Polyethylenfolie wurde benutzt, um die Wirkung von totaler Lichtabwesenheit zu prüfen. Die Autoren maßen die Lichtintensität einfach an der Gewässeroberfläche und auch hier zeigte sich in den künstlich beschatteten Probestellen zur Zeit der maximalen Biomasse, daß die Biomasse fast direkt proportional zum verfügbaren Licht war, trotz unterschiedlicher Arten und verschiedener lokaler Bedingungen in den verschiedenen Probestellen (s. Abb. 33).

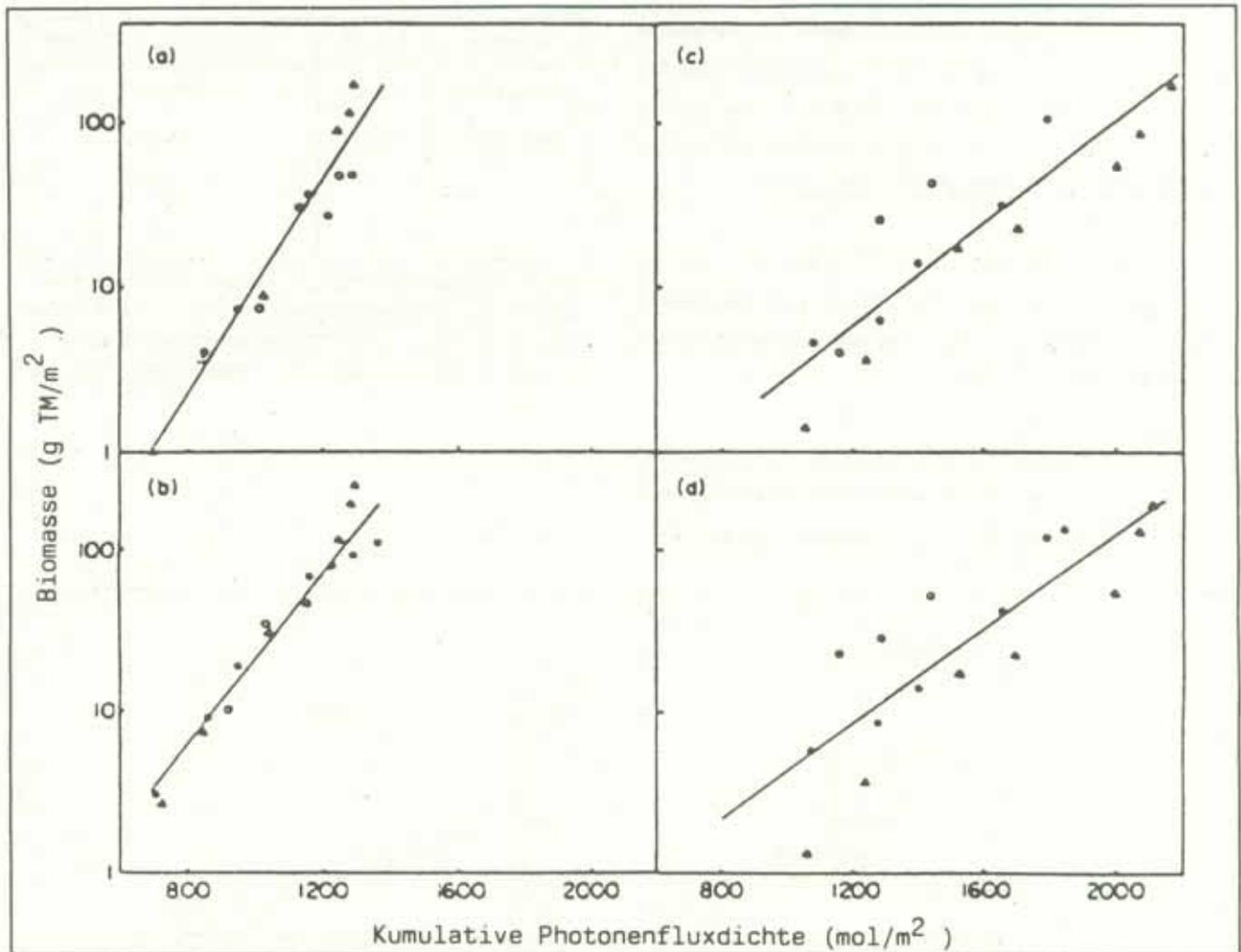


Abb. 32: Durchschnittliche überirdische Biomasse von *Potamogeton pectinatus* (Kammlaichkraut) und allen submersen Makrophyten zusammen an zwei verschiedenen Probestellen als eine Funktion der kumulativen Photonenfluxdichte. Daten aller drei Untersuchungsjahre wurden einbezogen. Die Symbole repräsentieren die verschiedenen Jahre: 1979 (○), 1980 (●), 1981 (△). Nach SAND-JENSEN et al. (1989).

Die Biomasse in den natürlich beschatteten Bereichen war gegenüber den offenen angrenzenden Sektionen signifikant reduziert, aber nicht immer direkt proportional zum Licht an der Flußoberfläche. Diese natürlichen Abschnitte zeigten eine höhere Variabilität als die einheitlich künstlich beschatteten. Dies führen die Autoren auf das Anwachsen der Beschattung im Laufe des Jahres und jahreszeitliche Schwankungen in der Entwicklung der Böschungspflanzen zurück, was zu größeren örtlichen Variationen der natürlichen Beschattung führt.

JORGA et. al (1982) studierten das Verhältnis zwischen Biomasse submerser Makrophyten und der Lichtstrahlung in nährstoffreichen Fließgewässern der damali-

gen DDR. Die Autoren maßen die Strahlungsintensität in einer Wassertiefe von 35 cm (im folgenden L_{35} genannt), da sie die Lichtintensität in dieser Tiefe als repräsentativ für die von ihnen untersuchten langsam fließenden Gewässer der Ebene ansehen.

Auch hier ergab sich ein linearer Zusammenhang zwischen der Lichtintensität (als L_{35}) und der Phytomasseentwicklung. JORGA & WEISE (1977) definierten "Massenentwicklung submerser Makrophyten" als eine Biomasseentwicklung von mehr als 250 g Trockenmasse/m².

Wie Abbildung 34 zeigt, überschreitet die Biomasse der beschatteten Standorte diese Grenze nicht einmal bei $L'=40\%$. Aus dieser Tatsache schließen die Autoren auf die große Bedeutung der Beschattung als eine Maßnahme zur Eindämmung der Wasserkrautentwicklung.

Für die untersuchten Gewässer geben die Autoren eine grobe Schätzung der Phytomasseentwicklung submerser Makrophyten bei bestimmten Lichtintensitäten an, welche Tabelle 4 zeigt.

Die Spitzenwerte, die in einigen unbeschatteten Gewässern erreicht werden können, liegen natürlich weit höher als die in dieser Tabelle angegebenen Mittelwerte.

Standort	$L_{35},\%$	Phytomasse, g TM/ m ²
unbeschattet	15-40	250-650
beschattet	5-15	50-250
	1-5	<50
	<1	<5

Tab. 4: Beziehung zwischen L_{35} (Strahlungsintensität) und der Phytomassenentwicklung (Mittelwerte; $n=360$ für unbeschattete Standorte, $n=175$ für beschattete Standorte) in Gewässern der Ebene, TM=Trockenmasse. Nach JORGA et al. (1982)

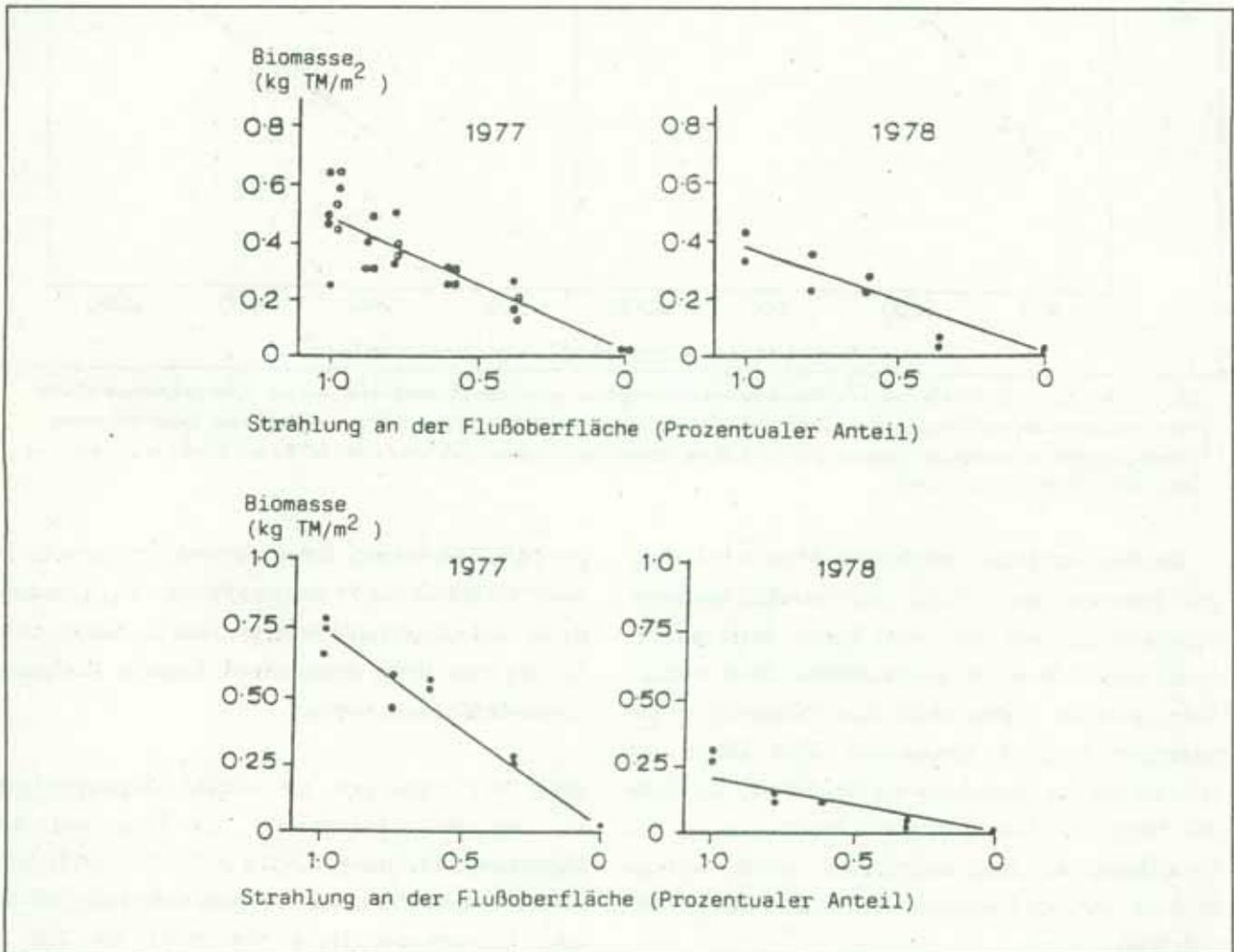


Abb.33: Die Beziehung zwischen Strahlung an der Wasseroberfläche und der Biomasse von submersen Wasserpflanzen (*Ranunculus peltatus*) zur Zeit des Maximums in den künstlich beschatteten Probestellen. Die Strahlung ist ausgedrückt als Prozentsatz der Strahlung, die angrenzende unbeschattete Abschnitte des Flusses erreichte. Da zwischen der Wassertiefe und der Biomasse der Pflanzen eine signifikante inverse Beziehung besteht, wurde die Biomasse auf eine durchschnittliche Tiefe bezogen, tiefenkorrigiert. In der Abbildung stellen ausgefüllte Kreise die gemessenen Biomassen und offene Kreise die tiefenkorrigierten Werte dar. Nach DAWSON & KERN-HANSEN (1979)

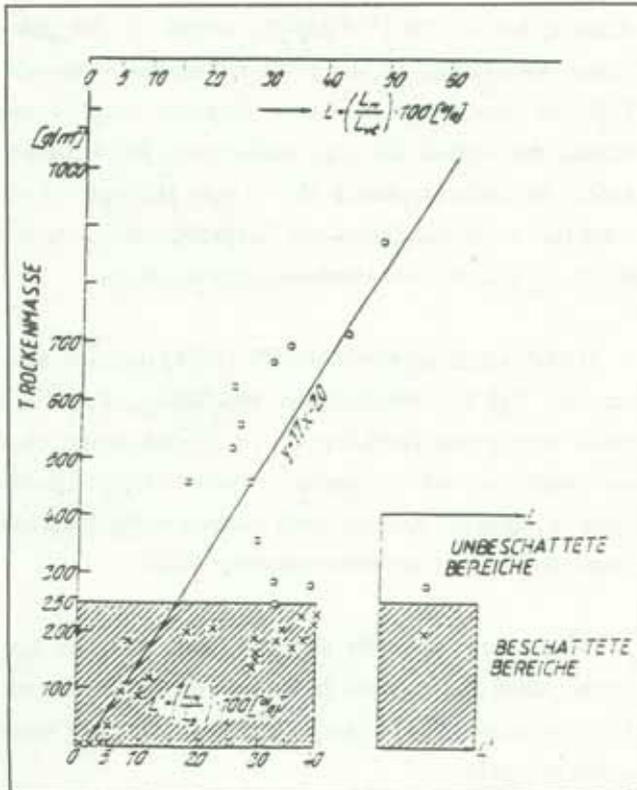


Abb. 34: Beziehungen zwischen L_{35} und der Phytomassenentwicklung submerser Makrophyten. Nach JORGA et al. (1982). Bei dieser Darstellung ist ein doppeltes Referenzsystem für die Lichtintensität gewählt worden: Für unbeschattete Standorte ist $L = L_H/L_{VF}$ (O) Für beschattete Standorte ist $L' = L_H/L_0$ (x) wobei: L_H = Lichtintensität am Standort L_{VF} = Lichtintensität bei vollem Tageslicht L_0 = Lichtintensität im Totlicht. Nach Umformung von L' zu L sind auch diese Werte auf der Regressionsgeraden gelegen.

Auch CANFIELD & HOYER (1988) fanden bei der Untersuchung von 17 Flüssen Floridas eine lineare Beziehung zwischen der Lichteinstrahlung und dem Logarithmus der Biomasse der submersen Makrophyten. Sie geben zwei Gleichungen für die Schätzung der potentiellen durchschnittlichen bzw. maximalen Biomasse an:

$$\log(SC_0) = 1,06 - 0,026 (\%C)$$

$$\log(SC_{max}) = 1,54 - 0,014 (\%C)$$

wobei SC_0 und SC_{max} die durchschnittliche bzw. die maximale Biomasse in kg Frischgewicht pro m^2 und %C die prozentuale Bedeckung durch die Ufervegetation sind. Ihre Daten zeigen, daß die Makrophytenbestände erst rapide ansteigen, nachdem die Beschattung durch die Ufervegetation auf weniger als 50% absinkt.

Als Langzeitwirkung der Beschattung vermuten DAWSON & KERN-HANSEN (1979) eine verringerte Einlagerung von Reservestoffen über den Winter, was schließlich zu einer noch weiter verringerten Biomasse führen könnte. Auch die Reduktion der Pflegeeingriffe führt nach Erkenntnissen von DAWSON auf längere Sicht zu einer Verringerung der im Fluß erzeugten Biomasse (vgl. DAWSON 1976). Langzeitstudien über die Beschattungswirkung liegen leider nicht vor.

Alle zitierten Autoren bzw. Autorentams konnten eine lineare Beziehung zwischen der Strahlungsintensität und der im Gewässer gebildeten Biomasse nachweisen, und dies unabhängig davon, ob die Strahlungsintensität an der Gewässeroberfläche oder im Wasser gemessen wurde.

Dieses Ergebnis beweist, daß das Licht für die Wasserpflanzen den entscheidenden Wachstumsfaktor darstellt, der andere Faktoren wie z.B. Nährstoffgehalt des Wassers oder Strömung in den Hintergrund drängt. Alle zitierten Autoren halten daher die Beschattung von Gewässern für die erfolgversprechendste Methode zur Begrenzung des Wachstums von Wasserpflanzen. JORGA & WEISE (1982) halten Beschattung sogar für die landschaftsplanerische Lösung des "Wasserkrautproblems" in der temperierten Zone.

Aufgrund der positiven ökologischen Wirkungen von Ufergehölzen (s. z.B. BÖTTGER 1990) sollte die Beschattung unbedingt durch eine gezielte Bepflanzung der Gewässer erfolgen. Zur Berechnung der Beschattungswirkung von Ufergehölzen s. RICKERT (1986); zur Frage der Gehölzauswahl s. z.B. KRAUSE & LOHMEYER (1980), KRAUSE (1988) und KONOLD (1989).

1.3.4 Einfluß der Beschattung auf die Artenzusammensetzung eines Fließgewässers

Spezielle Untersuchungen über den Zusammenhang zwischen der Beschattung und der Artenzusammensetzung von Gewässern wurden nicht gefunden. In diesem Abschnitt sollen die Hinweise, die in anderen Arbeiten zu diesem Thema enthalten waren, zusammengestellt werden.

Nach BARKO et al. (1986) spielt Licht eine wichtige Rolle im jahreszeitlichen Wechsel der Makrophytendominanz und der interspezifischen Konkurrenz. WESTLAKE (1981, zitiert in BARKO et al. 1986) fand Belege dafür, daß große Verringerungen der Strahlung in einer Änderung der Artenzusammensetzung resultieren. In seiner Untersuchung von Kalkflüssen Südinglands waren baumbeschattete Abschnitte von *Berula erecta* (Aufrechter Merk) und *Callitriche spec.* (Wasserstern) dominiert, wogegen *Ranunculus*-Spezies (Wasserhahnenfußarten) ausgeschlossen waren, in dichtem Schatten (ca. 85% Lichtreduktion) dominierten Wassermoose.

HILGENDORF & BRINKMANN (1979) stellten in der Untersuchung der Makrophytenvegetation der Nidda fest, daß bereits eine relativ geringe Strahlungsabschirmung, z.B. durch lichte Gehölzreihen, genügt, um eine Änderung der Artenzusammensetzung zu bewirken. In diesem Fall wurde eine Artenverschiebung von *Potamogeton pectinatus* (Kammlaichkraut) zu *Sparganium emersum* (Einfacher Igelkolben) und *Nuphar lutea* (Gelbe Teichrose) beobachtet.

Nach Ergebnissen von CHAMBERS (1987) hat das Licht einen signifikanten Einfluß auf den Artenreichtum. Die Autorin zeigte, daß die Anzahl der Taxa in einem kanadischen See mit steigender photosynthetisch aktiver Strahlung stieg.

Nach Ansicht von JORGA et al. (1982) fällt mit steigendem Beschattungsgrad nicht nur die Biomasse, sondern auch die Anzahl der submersen Makrophytenarten. Stark beschattete Gewässer zeigen nach Meinung der

Autoren beachtliche Uniformität, sowohl in der jährlichen Variabilität als auch im regionalen Vergleich. Teilweise beschattete Gewässer dagegen zeigen eine beachtliche Vielfalt, die vom Standort und den verschiedenen Wachstumsmustern der Arten abhängt. Diese wiederum korrespondieren mit Strahlungsschwellen, die von den Strukturen des Uferbewuchses abhängen.

DAWSON & KERN-HANSEN (1979) dagegen nehmen an, daß bei zunehmender Beschattung durch die damit verbundene Reduzierung der Pflegeeingriffe eher ein Ansteigen der Artenzahl erwartet werden könne. Auch rechnen die Autoren nicht mit einem signifikanten Dominanzwechsel der bisher präsenten Arten.

Nähere Informationen über die Lichtansprüche einzelner Arten waren nicht zu finden. Im Gegensatz zur Nährstoffindikation ist dieser Bereich scheinbar noch wenig erforscht.

2 Einfluß des Wachstums submerger Makrophyten auf den Abfluß eines Fließgewässers

Jedes Hindernis in einem Fluß vermindert seine Fähigkeit, Wasser zu transportieren. Sogar spärlicher Pflanzenwuchs erhöht die Rauigkeit eines Flußbettes und je größer die Rauigkeit, desto geringer die Abflußleistung. Wachsen die Pflanzen in dichten Beständen, so kann das Wasser, obwohl es oberhalb der Bestände frei abfließen kann, nur langsam durch die Pflanzenbestände selbst hindurchsickern. Das bedeutet, daß die effektive Größe des Flußbettes, von der der Abfluß abhängt, der Teil ohne Pflanzenwuchs ist.

Der Grad, in dem Pflanzen die Wasserbewegung behindern, hängt neben ihrem Wuchsort und ihrer Größe auch von der Art der Pflanze ab. Der Widerstand, den eine Pflanze dem Fluß des Wassers entgegensetzt, wächst mit ihrer unter Wasser befindlichen Oberfläche und deshalb ist eine feinblättrige Art wie ein Wasserhahnenfuß ein größeres Strömungshindernis als eine großblättrige Art wie z.B. *Nuphar lutea* (Gelbe Teichrose) (vgl. HASLAM 1978). Deshalb hat auch die Biomasse der submersen Arten normalerweise einen größeren Einfluß auf den Wassertransport, obwohl die Biomasse der emersen meist um ein vielfaches höher ist als die der submersen (vgl. BEST 1986).

Bei einer Untersuchung des hydraulischen Widerstandes der höheren Wasservegetation im Wolgadelta zeigte KAZMIRUK (1990), daß die Wassergeschwindigkeit in Abhängigkeit von den morphologischen Charakteristika der Pflanzenarten an der Oberfläche, im mittleren Bereich oder am Boden am größten sein kann. Bezüglich ihrer Verteilung in der Wassersäule hat der Autor vier Pflanzengruppen unterschieden:

- starre, emerse Arten
- bodendeckende Arten
- weiche, in der Wassersäule flutende Arten
- weiche Arten, mit auf der Wasseroberfläche flutenden Blättern

Die Stärke des Widerstandes ist aber auch abhängig vom Abfluß und damit vom Wasserstand und von der Fließgeschwindigkeit: *"Die Wasserpflanzen, die sich ganz oder zum größten Teil unter Wasser aufbauen, sind außerordentlich elastisch. Bis zu gewissen Grenzen passen sie sich Wasserstandsschwankungen an. Übersteigt der Wasserstand diese Grenze, strecken die Wasserpflanzen sich und nähern sich bei zunehmender Fließgeschwindigkeit des Wassers allmählich der Gewässersohle. Bei Hochwasser schmiegen sie sich weitgehend der Gewässersohle an und behindern dann den Abfluß nur noch wenig oder überhaupt nicht mehr. Wenn das Hochwasser zurückgeht, richten sich die Wasserpflanzen erstaunlich schnell wieder auf, sofern sie nicht durch Treibzeug des Hochwassers abgerissen und fortgeschwemmt wurden"* GILS (1962, S. 103).

2.1 "Verkrautung" und "Krautstau"

Wenn auch oben gesagt wurde, daß jede Pflanze ein Strömungshindernis darstellt, so kommt es doch nur bei starker Phytomasseentwicklung zu ernsthaften Abflußhemmungen und einem merklichen Anstieg des Wasserstandes. Es wird dann von "Krautstau" und "Verkrautung" gesprochen. Den Begriff "Verkrautung" hat NIEMANN (1980) definiert als die Entwicklung des gesamten submersen und emersen Phytobenthos innerhalb der Sommermittelwasserlinie (des "Vegetationswasserstandes") von Fließgewässern. Der Verkrautungszustand umfaßt sowohl die Artenzusammensetzung als "Verkrautungsform" als auch deren Menge in vertikaler und horizontaler Entwicklung, den "Verkrautungsgrad".

Die Phytobenthosentwicklung B wiederum ist abhängig von der Trophie N, dem Säuregrad A, der Fließgeschwindigkeit F, der Wärme W, der Tiefe T des Gewässers, der Geschiebe- bzw. Sedimentationsdynamik S seiner Sohle sowie der eingestrahlten Lichtmenge L:

$$B = f(N, A, F, W, S, L)$$

Unter "Krautstau" versteht GILS (1962) die Hebung des Wasserstandes durch Kraut:

$$W_s = W - W_f$$

oder: Krautstau = Wasserstand - Wasserstand des krautfreien Gewässers. Die Angaben in der Literatur über die Höhe des Krautstaus variieren naturgemäß stark. Trotzdem geben sie einen Einblick in die Ausmaße dieser Erscheinung:

DAWSON (1978a) berichtet von einer Anhebung des Wasserspiegels im Piddle, Großbritannien, zur Zeit der maximalen Biomasse von 350 g Trockenmasse/m² auf das Vierfache des pflanzenfreien Flußbettes, von 10 auf 40 cm.

In der Ilmenau bei Bienenbüttel wurde von GILS (1962) ein Krautstau von bis zu einem Meter festgestellt. Und der Autor schreibt: "Der Krautstau kann beträchtlich sein. Nicht selten würde die Wassertiefe eines verkrauteten Gewässers im Sommer nur die Hälfte betragen, wenn kein Kraut vorhanden wäre" (GILS 1962, S. 108).

HILLEBRAND (1950) zitiert andere Autoren, nach denen Wasserstandshebungen von 70 bis 75 cm beobachtet worden sind. Auch hier wird allerdings nichts über die Ausgangswasserstände gesagt.

HASLAM (1978) schreibt, daß die Erhöhung des Wasserspiegels durch Vegetation meist in der Größenordnung von 30 bis 50 cm liegt, wobei auch von Wasserstandshebungen um 2 m berichtet wurde.

2.2 Jahreszeitlicher Verlauf des Einflusses der Vegetation auf das Abflußverhalten

Die Wirkung der Vegetation auf das Abflußverhalten im Laufe des Jahres hat DAWSON (1978a) beispielhaft am Piddle, einem Karstgewässer in Dorset, Großbritannien, eingehend beobachtet und beschrieben.

Der Abfluß dieses Gewässers folgte dem jahreszeitlichen Zyklus der Niederschläge und zeigte einen rapiden Anstieg im Herbst oder im Winter mit einem Maximum im Spätwinter und fiel dann bis zu einem Spätsommertief ab. Dieser hydrographische Zyklus wurde überprägt durch Abflußbehinderungen, die durch den jahreszeitli-

chen Zyklus von Wachstum und Absterben der submersen Makrophyten und die damit zusammenhängende Schlammakkumulation bedingt waren.

Wenn die Bedingungen für das Pflanzenwachstum förderlich sind, z.B. flaches, klares Wasser und hohe Lichteinstrahlung, folgt ein Ansteigen des hydraulischen Widerstands "n" (nach CHEZY-MANNING) auf das durchfließende Wasser, woraus nicht nur ein Anstieg der Wassertiefe, sondern auch ein progressiver Rückgang der Fließgeschwindigkeit resultiert.

$$n = \frac{h^{-2/3} I^{1/2}}{V}$$

wobei h = Wassertiefe
I = Gefälle
V = Geschwindigkeit.

Zusammen mit diesem Anstieg des hydraulischen Koeffizienten war ein signifikanter saisonaler Rückgang des Abflusses zu beobachten. Dies wiederum wirkte dem Anstieg des Wasserstandes entgegen.

Die maximale Biomasse trat im Hochsommer auf und fiel mit dem niedrigsten Durchfluß und der geringsten Fließgeschwindigkeit zusammen. Das Ende des Biomassewachstums war aber wahrscheinlich genauso sehr durch Selbstbeschattung wie durch die Wirkungen der niedrigen Fließgeschwindigkeit bedingt. Das Resultat dieser hohen Biomasse war eine bis zu vierfache Erhöhung der Wassertiefe.

Nach dem Maximum sterben die Pflanzen ab und beginnen sich zu zersetzen. Der maximale hydraulische Koeffizient "n" für den ganzen Fluß trat zur Zeit der maximalen Biomasse auf. Er war von ca. 0,05 im pflanzenfreien Fluß auf 0,3 bis 0,4 im Frühherbst gestiegen. Als die Reste des Pflanzenmaterials im ersten Abflußanstieg des Frühherbstes ausgewaschen wurden, ging der Koeffizient jedoch nicht so schnell zurück wie erwartet, sondern blieb wegen der Mengen an Schlamm, die sich während der Vegetationsperiode angesammelt

hatten, hoch. Der Autor nahm an, daß dieses Schlammvolumen (10 bis 20 mm durchschnittliche Tiefe) gegen Ende der Pflanzenwachstumszeit trotz eines geringen Anstiegs der Fließgeschwindigkeit vorhanden war und ungefähr 0,05 zum maximalen Wert des hydraulischen Koeffizienten beigetragen hat.

Es ist jedoch nicht geklärt, ob das weiche und leicht transportable Sediment tatsächlich in größerem Ausmaß zur Erhöhung des hydraulischen Koeffizienten beiträgt, wenn es in solch enger Verbindung mit den einzelnen Pflanzen steht. Es wäre auch möglich, daß es die Wasserbewegung um die Pflanzen herum weniger turbulent macht ("glättet") und den Koeffizienten dadurch reduziert. Wenn die Sedimente hauptsächlich anorganisch wären, z.B. Sand, wäre dieser Effekt sogar noch

ausgeprägter (vgl. LADLE & CASEY 1971, zitiert nach DAWSON 1978a). Für die in diesem Gewässer dominierende Art (*Ranunculus ssp.* - Wasserhahnenfuß) wurde gezeigt, daß die Beziehung zwischen der Biomasse und dem hydraulischen Koeffizienten "n" nach CHEZY-MANNING fast linear ist.

Der untersuchte Fluß wurde jahrelang im Frühsommer ausgemäht und hatte dadurch eine im Vergleich zu naturnäheren Gewässern gleichmäßigere Verteilung der durchwurzelten Fläche. Der Autor nimmt an, daß der maximale hydraulische Koeffizient zurückgeht, wenn die Pflanzen ein weniger synchronisiertes Wachstum zeigen und die Pflanzenverteilung weniger gleichmäßig ist.

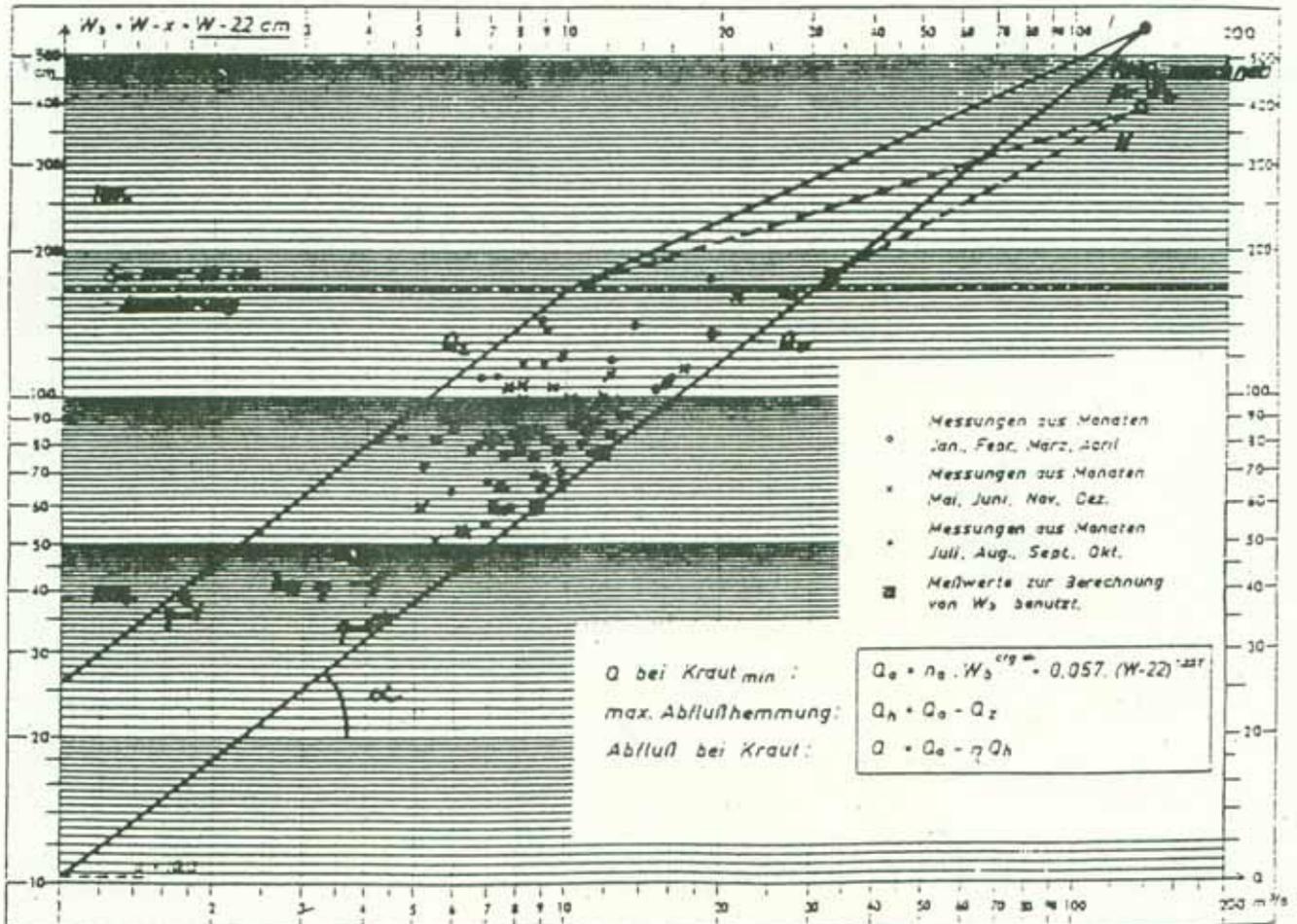


Abb: 35: Grenzlinien für Abflußmessungen am Beispiel des Pegels Bienenbüttel der verkrauteten Ilmenau, nach Gils (1962).

2.3 Möglichkeiten der Berechnung des Verkrautungseinflusses

Eine Möglichkeit der Berechnung des Verkrautungseinflusses zeigt GILS in der Veröffentlichung "Die wechselnde Abflußhemmung in verkrauteten Gewässern" (1962), die im folgenden vorgestellt werden soll. Bei krautfreiem Flußbett sind Wasserstand und Abfluß deutlich korreliert, so daß sich durch Messung der Abflüsse bei abweichenden Wasserständen mit diesen Meßwerten eine parabolisch gekrümmte Abflußkurve zeichnen läßt. Trägt man dagegen die Ergebnisse der in einem verkrauteten Gewässer ausgeführten Abflußmessungen in ein Achsenkreuz ein, um eine Abflußkurve zu erhalten, zeigt sich, daß die Werte sehr stark streuen und daß der zwischen Wasserständen und Abflüssen vermutete Zusammenhang nicht zu erkennen ist.

Für eine bessere graphische Darstellung der Zusammenhänge empfiehlt GILS, die Ergebnisse der Abflußmessungen in ein Achsenkreuz auf doppeltem Logarithmenpapier einzutragen. Die Abflußkurve wird dann zur "Abflußlinie".

Bei dieser doppelt logarithmischen Darstellung müssen Wasserstand und Abfluß zunächst auf einen gemeinsamen Koordinatennullpunkt bezogen werden, wobei vom ungehemmten Abfluß auszugehen ist (Monate Januar bis April). Durch Verbindung der am weitesten rechts streuenden Punkte erhält man eine Gerade. Drei auf dieser Geraden liegende Punkte werden für die Berechnung der gemeinsamen Bezugshöhe ausgewählt, wobei je ein Wertepaar (W/Q) dem Hochwasserbereich, dem Mittelwasserbereich und dem Niedrigwasserbereich angehören sollte. Aus der Gleichung

$$\frac{\lg Q_1 - \lg Q_2}{\lg Q_1 - \lg Q_3} = \frac{\lg(W_1 - x) - \lg(W_2 - x)}{\lg(W_1 - x) - \lg(W_3 - x)}$$

errechnet man den Wert x , bei dem W und Q gleichzeitig 0 werden. Mit den um x verringerten Wasserständen werden die Meßergebnisse in das logarithmische Achsenkreuz eingetragen (s. Abb. 35).

Um aus den Ergebnissen von Abflußmessungen Rückschlüsse auf die Verkrautung und ihren Einfluß auf den Abflußvorgang ziehen zu können, müssen mehrere zu den verschiedensten Jahreszeiten und bei voneinander abweichenden Wasserständen durchgeführte Abflußmessungen zur Verfügung stehen. Die durch Krautwachstum verursachte Abflußhemmung kommt bereits durch die Lage der verschieden gekennzeichneten Punkte im Achsenkreuz zum Ausdruck. Die rechte Begrenzungslinie ist die Linie des ungehemmten Abflusses (Q_0 -Linie), die linke Begrenzungslinie die Linie des bei größter Verkrautung am stärksten gehemmten Abflusses (Q_z -Linie).

Der parallele Verlauf dieser Linien ist dadurch bedingt, daß bei unverändertem Verkrautungsgrad auch das Verhältnis zwischen ungehemmtem und gehemmtem Abfluß unverändert bleibt. Nach den Erfahrungen des Autors ändert sich dieses Verhältnis erst in einer Höhe von 30 bis 40 cm über Sommerhochwasser. In dieser Höhe wird bei weiterem Wasseranstieg das bei normaler Wasserstandsschwankung bestehende Gleichgewicht zwischen der Strömungskraft des Wassers und der Widerstandskraft der Pflanzen einseitig gestört. An dieser Stelle knickt die Q_z -Linie. Oberhalb dieses Knicks wird sich die Q_z -Linie der Q_0 -Linie so stark nähern, daß bei HHQ_0 ein Zusammenlaufen der beiden Linien angenommen werden kann.

Der Verkrautungsgrad: Der waagerechte Abstand einer Abflußmessung Q von Q_0 ist ein Anzeiger für die Abflußhemmung, die am Meßtag durch das Kraut hervorgerufen wurde. Dieser Wert ist aber auch von der Höhe des Wasserstandes abhängig und daher als Berechnungsfaktor ungeeignet. Wird die Abflußhemmung $Q_0 - Q$ als Teil der größten Abflußhemmung

$$Q_h = Q_0 - Q_z$$

ausgedrückt, so ist die Abhängigkeit von der Wasserstandshöhe ausgeschaltet. Das Verhältnis

$$\eta = \frac{Q_0 - Q}{Q_h}$$

wird vom Autor "Krautfaktor" genannt.

Für $Q = Q_0$ ist $\eta = 0$ und für $Q = Q_z$ ist $\eta = 1$.

Bestimmung der Tagesabflüsse: Nach den Ergebnissen der etwa einmal im Monat durchgeführten Abflußmessungen ist man nun in der Lage, die Tagesabflüsse zu bestimmen. Unter der Voraussetzung, daß die Verkrautung in der zwischen zwei Abflußmessungen liegenden Zeit gleichmäßig zu- oder abgenommen hat, werden die Krautfaktoren für die Zwischenzeit geradlinig interpoliert.

Durch Umformung der obigen Gleichung erhält man eine Gleichung zur Bestimmung der Tagesabflüsse:

$$Q = Q_0 - Q_h$$

Der Krautstau: Der senkrechte Abstand zwischen den beiden Grenzlinien ist die durch die stärkste Verkrautung hervorgerufene Hebung des Wasserstandes gegenüber dem krautfreien Zustand, der Krautstau:

$$W_s = W - W_f$$

Um die Bestimmung des Krautfaktors und der Abflüsse zu vereinfachen, empfiehlt der Autor, für die zwischen Wasserstand, Krautfaktor und Abfluß bestehenden Beziehungen eine Netztafel auf Millimeterpapier anzufertigen. Wenn Wasserstand und Abfluß durch Abflußmessungen bekannt sind, kann aus der Netztafel ohne Rechnung der Krautfaktor entnommen werden; umgekehrt können, wenn Wasserstand und Krautfaktor bekannt sind, die Tagesabflüsse abgelesen werden.

BUSSMANN (1978) berichtet von einem Berechnungsverfahren mit Hilfe von Verkrautungskurven, das beim Staatlichen Amt für Wasser- und Abfallwirtschaft Münster praktiziert wird. Dabei werden die während einer Vegetationsperiode durchgeführten Abflußmessungen in das Koordinatensystem der nur aus Wintermessungen entwickelten Q_0 -Kurve eingetragen. Die bei den verschiedensten Wasserständen durchgeführten

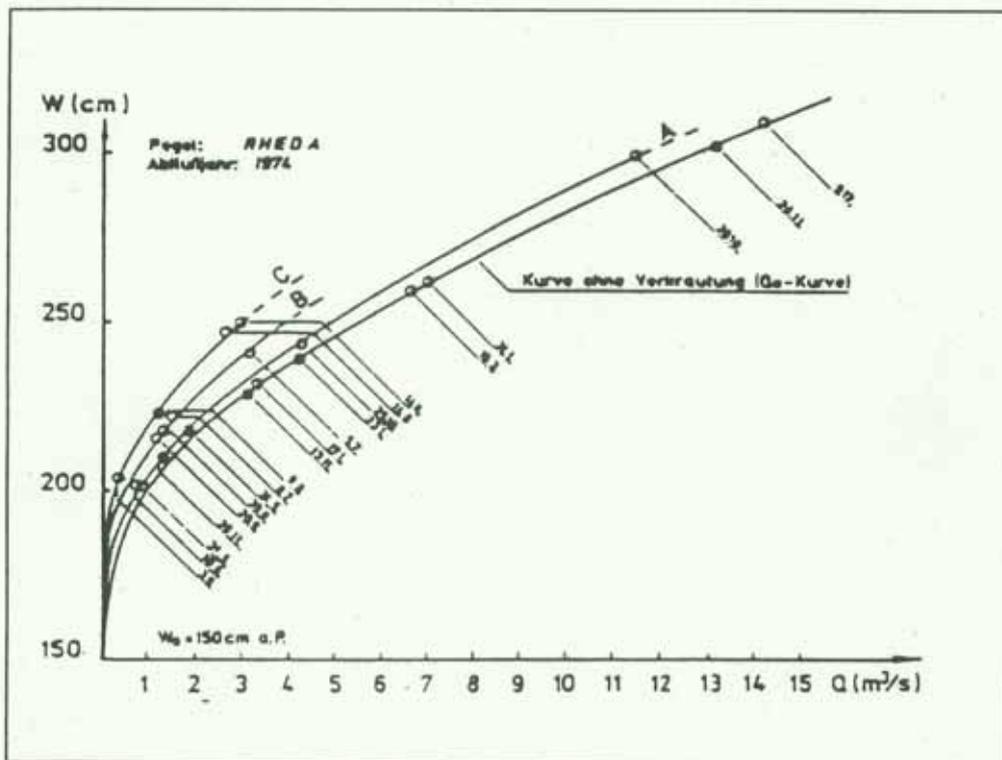


Abb. 36: Abflußmessungen im Verlauf eines Wasserwirtschaftsjahres. Die Verkrautungskurven sind nur soweit gezeichnet, daß sie den während ihrer Gültigkeitsdauer höchsten Wasserstand erfassen, nach BUSSMANN (1978.)

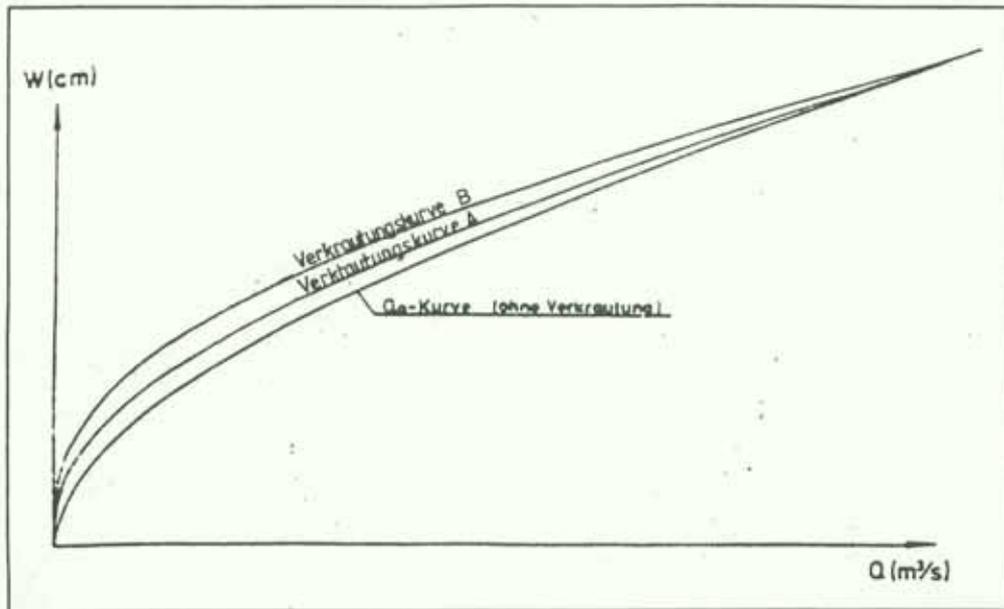


Abb. 37: Typischer Verlauf von Verkrautungskurven, hervorgerufen nur oder überwiegend durch Sohlenverkrautung, nach BUSSMANN (1978)

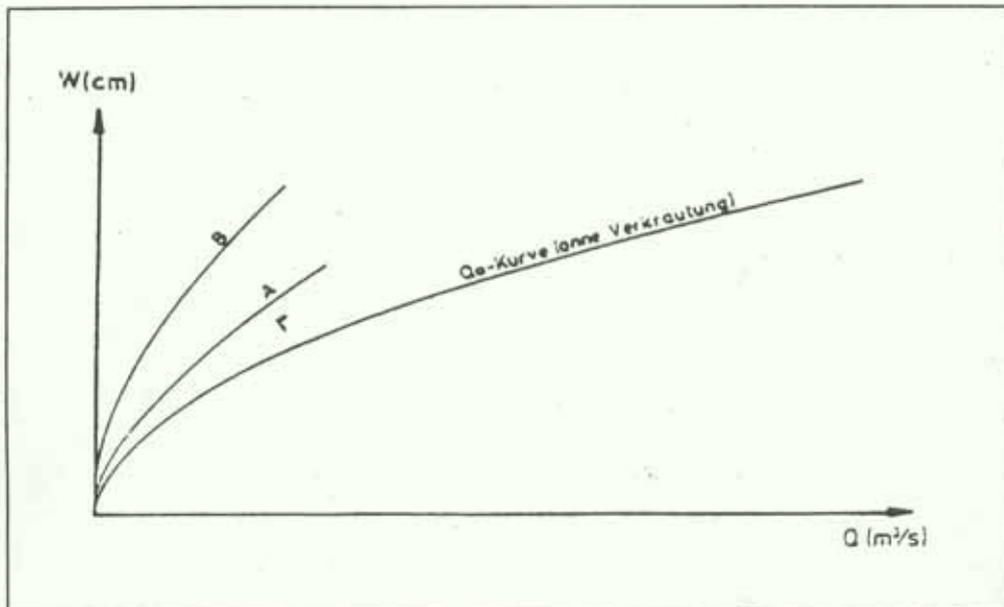


Abb. 38: Typischer Verlauf der hauptsächlich durch Böschungverkrautung hervorgerufenen Verkrautungskurven, nach BUSSMANN (1978)

Abflußmessungen weichen mit fortschreitender Verkrautung mehr und mehr nach links aus und wandern nach Überschreiten des Höhepunktes der Vegetation wieder nach rechts in Richtung der Q_0 -Kurve, um sich mit dem Ausklingen der Verkrautung wieder der Q_0 -Kurve anzugleichen.

Die nach BUSSMANN möglichst im Abstand von 14 Tagen durchzuführenden Abflußmessungen lassen den

stärker werdenden Rückstau am Beginn der Vegetationsperiode, den Höhepunkt der Verkrautung, der in der Regel eine gewisse Zeit anhält und den Rückgang des Krautstaus durch Absterben der Verkrautung erkennen. Diese "Knickpunkte" der Beeinflussung - Beginn der Verkrautung, Höhepunkt der Verkrautung über eine gewisse Zeit, und Rückgang der Verkrautung - werden jeweils durch entsprechende "Verkrautungskurven" markiert (s. Abb. 36).

Die Verkrautungskurven werden für eine Anzahl von zeitlich hintereinander durchgeführten Abflußmessungen als Schwerelinie gezeichnet und gelten jeweils nur für einen Tag; es sei denn, daß sie ihre Gültigkeit aufgrund der durchgeführten Abflußmessungen über einen gewissen Zeitraum behalten. Zwischen den Gültigkeitstagen der als Schwerelinie entwickelten Verkrautungskurven werden die eintretenden Abflüsse geradlinig interpoliert.

Beim Wasserwirtschaftsamt Münster wurden bei der Bearbeitung der unter Verkrautung leidenden Abflußmeßstellen große Unterschiede in der Art der jeweils vorhandenen Verkrautung festgestellt. Bei Verkrautungskurven von Meßstellen, an denen eine Sohlenverkrautung besteht, binden die Kurven an einem, je nach Menge und Wachstum des Sohlenkrautes veränderlichen Punkt in die Q_0 -Kurve ein (s. Abb. 37).

Ganz andere Verkrautungskurven ergeben sich, wenn die Verkrautung hauptsächlich durch Böschungverkrautung verursacht wird. Diese Kurven lassen ein Einbinden in die Q_0 -Kurve nicht erkennen (s. Abb. 38).

Weiterhin schlägt BUSSMANN (1978) den Einbau von Meßschwellen unterhalb der jeweiligen Pegelanlagen in verkrauteten Gewässern vor. Diese Meßschwellen sollen den durch Pflanzenwuchs hervorgerufenen Rückstau bei Niedrigwasser ausschalten und einen festgelegten Meßquerschnitt bieten, der von allen Sohlenbewegungen frei ist. Solche Maßnahmen wären natürlich ungleich teurer.

2.4 Folgerungen für die Praxis

KERN-HANSEN & HOLM (1982) beschreiben den Konflikt zwischen wasserwirtschaftlichen Anforderungen und den Interessen des Naturschutzes. Sie sagen, daß das Ziel der Erhaltung einer angemessenen Abflußkapazität (in Dänemark) traditionell durch einen einheitlichen trapezförmigen Querschnitt von festen Abmessungen und durch regelmäßigen Schnitt aller Wasserpflanzen sichergestellt wurde. Diese Praxis verhinderte aber eine hohe ökologische Flußqualität, die ein natürlicheres Flußbett mit unterschiedlichen Weiten und Tiefen, ver-

schiedenartigen und stabilen Substraten, unterhöhlten Ufern, überhängender Ufervegetation und Wasserpflanzen erfordert. Der Schlüssel für die Lösung dieses Problems liegt nach Meinung der beiden Autoren in einer gesetzlichen Festlegung der benötigten Durchflußkapazität:

Bei einem festgelegten Abfluß ($Q_{\max, A \text{ Jahre}}$) darf der Wasserspiegel ein festgesetztes Niveau (B) nicht überschreiten, wobei:

$Q_{\max, A \text{ Jahre}}$ = maximaler Abfluß, der statistisch in A Jahren einmal erreicht oder überschritten wird.

Nach Ansicht von KERN-HANSEN & HOLM würde es ausreichen, die Durchflußkapazität nur für die Wachstumsperiode zu definieren. Dies böte den Vorteil, daß die höchsten Durchflußwerte, die normalerweise außerhalb der Vegetationsperiode auftreten, nicht berücksichtigt werden müßten. Die Festsetzung der Werte für A und B wäre eine politische Entscheidung, basierend auf den hydraulischen Erfordernissen und den Interessen des Naturschutzes.

Das Modell der Wasserstands-Abfluß-Beziehung: Das Basiswerkzeug für die Planung der Wasserpflanzenkontrolle und anderer Unterhaltungsmaßnahmen ist für KERN-HANSEN & HOLM das Modell der Wasserstands-Abfluß-Beziehung. Die Grundbeziehung beschreibt die Durchflußkapazität bei ungehindertem Abfluß, wobei die Autoren folgende Gleichung benutzen:

$$Q = aH^b$$

Q = Abfluß

H = Wasserstand

a und b = Konstanten.

Die benötigte Durchflußkapazität ($Q_{\max, A \text{ Jahre} \cdot B}$) wird umgeformt in eine ähnliche "überflutungssichere" Wasserstands-Abfluß-Beziehung. Diese Umformung wird von den Autoren leider nicht näher beschrieben. Mit Hilfe dieses Modells und einer Reihe von Messungen der Biomasse, des Abflusses und der Wasserstände, soll die

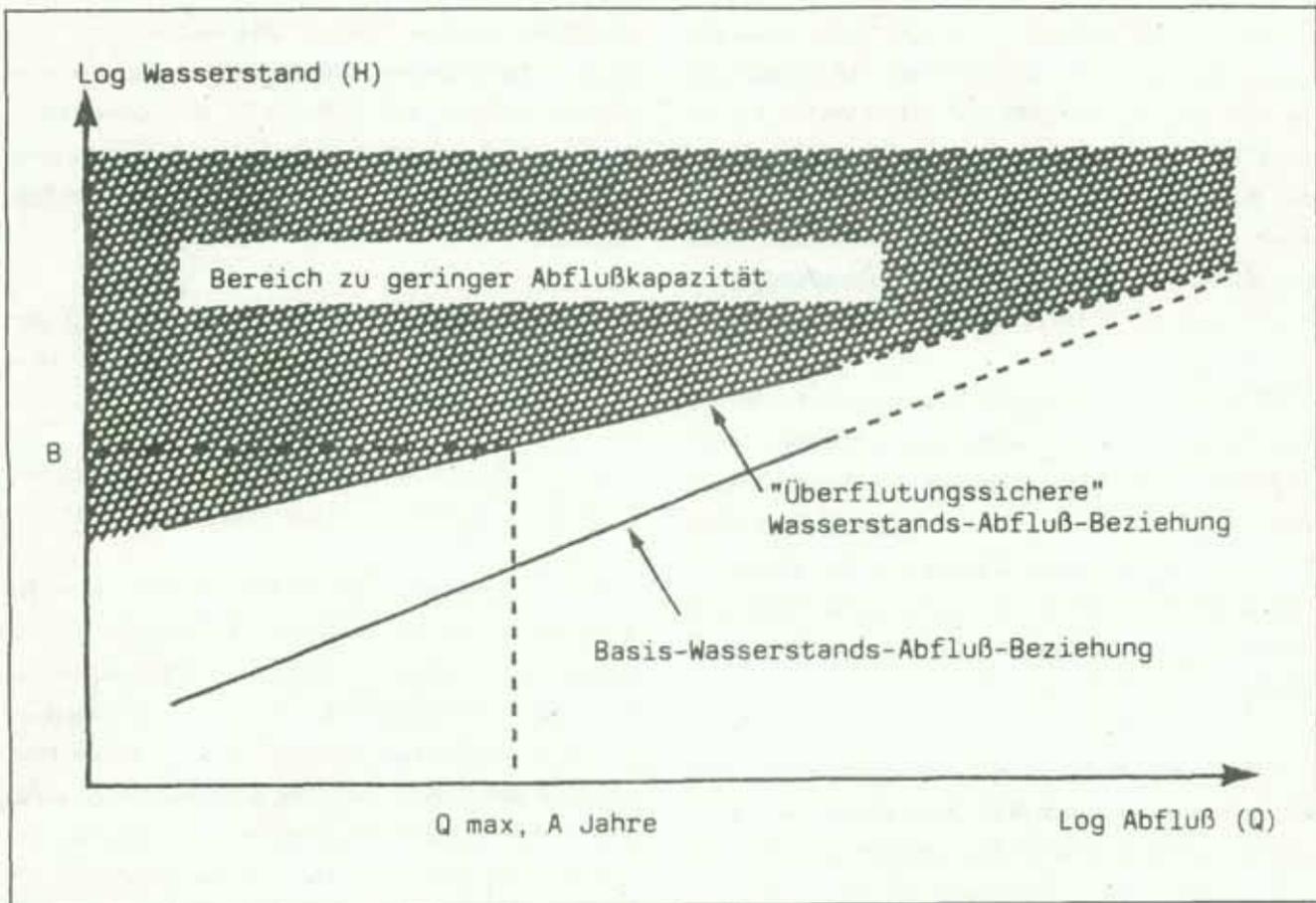


Abb. 39: Modell der Wasserstands-Abfluß-Beziehungen für die Planung der Wasserpflanzenkontrolle und anderer Unterhaltungsmaßnahmen, nach KERN-HANSEN & HOLM (1982)

"überflutungssichere" Biomasse, die einer "überflutungssicheren" Abflußkapazität entspricht, berechnet werden.

In dänischen Flüssen wurde festgestellt, daß die "überflutungssichere" Biomasse in Abhängigkeit vom Gefälle des Flusses und der Nutzung des umgebenden Landes von Fluß zu Fluß erheblich variiert. Gewöhnlich beträgt diese "überflutungssichere" Biomasse 100 bis 200 g Trockenmasse/m² in Flüssen mit einem Gefälle von 1 - 2 ‰ und intensiver landwirtschaftlicher Nutzung, aber in einigen Flüssen kann eine höhere Biomasse toleriert werden. Die Entfernung aller Wasserpflanzen war allein aus hydraulischen Gründen jedoch nirgendwo gerechtfertigt. Nach Meinung der Autoren ist es normalerweise möglich, in einem Programm zum Management von Wasserpflanzen einen Kompromiß zwischen den wasserwirtschaftlichen Interessen und denen des Naturschutzes zu finden.

Bei Betrachtung der heutigen Praxis der Mahd von Fließgewässern drängt sich der Eindruck auf, daß gemäht wird, weil es schon immer so gemacht wurde. Diese Praxis sollte überdacht werden. Die vorliegende Literatur zeigt, daß es auch mit verhältnismäßig geringem Aufwand möglich ist, den Einfluß der Verkräutung auf den Abfluß eines Fließgewässers quantitativ zu erfassen. D.h., daß zunächst einmal Messungen notwendig sind, dann kann entschieden werden, ob überhaupt und wenn an welchen Stellen des Flusses ein Krautschnitt nötig wird. Dabei könnten in Abstimmung mit Vertretern des Naturschutzes Kriterien festgelegt werden, nach denen entschieden wird, wann ein Schnitt stattfindet, z.B. ein bestimmter Pegelanstieg oder eine festzulegende Biomasse. Dies wäre ein Schritt hin zu einer naturverträglicheren Unterhaltung der Fließgewässer.

3 Wirkung des Wasserkrautschnittes auf das Wachstum submerser Makrophyten

In ihrer Arbeit über die "Auswirkungen von Maßnahmen der Gewässerunterhaltung auf Gewässerlebensgemeinschaften" stellen BOSTELMANN & MENZE (1987) fest, daß für eine naturgemäße Gewässerpflege wesentliche wissenschaftliche Grundlagen fehlen. Ihrer Ansicht nach ist nicht der gesamte Umfang der Auswirkungen von Unterhaltungsmaßnahmen auf die Lebensgemeinschaften der Gewässer bekannt. Insbesondere fehlten Kenntnisse über Auswirkungen langjährig, regelmäßig durchgeführter Unterhaltungsmaßnahmen.

BOSTELMANN & MENZE untersuchten kleine, eutrophe und unbeschattete Wasserläufe der norddeutschen Niederungen. Über die Wirkungen des Wasserkrautschnittes auf die Pflanzengesellschaften natürlicher Flußläufe und Seen sowie größerer Kanäle und Stauseen gibt es, besonders in der englischsprachigen Literatur, zahlreiche Hinweise. Leider sind diese Untersuchungen aufgrund der verschiedenen Untersuchungsmethoden und/oder Bezugseinheiten oft nur schlecht vergleichbar.

3.1 Wachstumsrhythmus submerser Makrophyten im naturnahen Fluß

Bevor die Wirkung regelmäßiger Schnitte auf das Wachstum von Wasserpflanzen näher beleuchtet wird, soll zunächst einmal der natürliche, ungestörte Wachstumszyklus beschrieben werden.

DAWSON (1976) unterscheidet 4 Phasen der Biomasseentwicklung:

1. Die herbstliche Aufwuchsphase,
2. die Ausdehnungsphase im Spätwinter,
3. die Konsolidierungs- und Blühphase im Frühjahr und
4. die Verfallsphase im Spätsommer.

Die Aufwuchsphase beginnt im Herbst oder im frühen Winter nach dem saisonalen Anstieg des Abflusses und der Auswaschung von abgestorbenen Pflanzen und dem akkumulierten Schlamm der vorhergehenden Saison. Das Wachstum, gemessen als Änderung der Biomasse, kann bei günstigen Bedingungen beachtliche Ausmaße erreichen. DAWSON (1976) beobachtete in den Flüssen Frome und Piddle, Großbritannien, bei durchschnittlichen Strömungsgeschwindigkeiten von 25 cm/sec und Temperaturen um 10°C größere Wachstumsraten als im Sommer.

Die Ausdehnungsphase ist charakterisiert durch einen rapiden Anstieg der Vegetationsbedeckung der Wasseroberfläche. Während dieser Phase und dem Beginn der Konsolidierungsphase scheint die Wachstumsrate exponentiell zu steigen, sie nimmt aber im Laufe des Frühjahrs wieder ab.

Während der Blühphase nimmt die Deckung der Wasservegetation nur noch wenig zu, die Biomasse jedoch steigt weiterhin an. Blüte und Samenproduktion reduzieren die Netto-Wachstumsrate, da reproduktives Material schneller abgeworfen wird als vegetative Teile.

Nach Erreichen des Maximums nimmt die Biomasse der submersen Makrophyten in der Verfallsphase durch Selbstbeschattung sowie durch eine schlechtere Versorgung mit anorganischem Kohlenstoff und Nährstoffen, bedingt durch die geringere Wassergeschwindigkeit (vgl. WESTLAKE 1967), ab. Es erfolgt ein Niedergang der Bestände.

3.2 Einfluß des Wasserkrautschnittes

Nach DAWSON (1978b) werden bei der Mahd durchschnittlich 2/3 der vorhandenen Biomasse entfernt. Dies stimmt größenordnungsmäßig mit Angaben anderer Autoren überein, nach MURPHY (1988) z.B. liegt der Erfolg mechanischer Entkrautungsmaßnahmen unter "vernünftigen" Bedingungen bei durchschnittlich 75%. In Jahren mit überdurchschnittlich guten Wachstumsbedingungen wird mehr Material entfernt, da sich die

Hauptmasse der Pflanzenbestände an der Wasseroberfläche befindet und somit leichter zugänglich ist (WESTLAKE 1968, zitiert in DAWSON 1978b).

Der Effekt dieser teilweisen Entkrautung ist, daß die verbleibende Biomasse auf eine Menge reduziert wird, die für ein schnelles Nachwachsen optimal ist. Die dem Schnitt folgende Erniedrigung des Wasserspiegels bringt die Pflanzen näher an die Oberfläche, dies setzt sie sowohl einer besseren Belichtung als auch einer höheren Fließgeschwindigkeit aus, was ein rapides Nachwachsen noch fördert. Hinzu kommt, daß das Wachstum der Pflanzen nach einem Schnitt gleichgeschaltet ist.

Das alles führt dazu, daß in den gemähten Bereichen eine größere, besser angepaßte Überwinterungspopulation vorhanden ist als in den natürlich belassenen Bereichen. Dies hat ein schnelles und frühzeitiges Wachstum in der folgenden Saison zur Folge, was wiederum zu einer höheren Biomasse zur Blütezeit führt.

DAWSON (1978b) vergleicht den Zyklus von Mahd und raschem Nachwachsen mit dem Phänomen, das auch bei einem typischen englischen Rasen beobachtet werden kann.

Viele andere Autoren bestätigen diese Erfahrungen. EATON & FREEMAN (1982) schreiben in ihrer Untersuchung über Bekämpfungsmöglichkeiten von Verkrautungen im Leeds & Liverpool-Kanal, Großbritannien: "Mähen wurde als Kontrollmethode abgelehnt, weil heftiges Wachstum aus dem Teppich an intakten Stopeln, der auf dem Boden des Flußbettes verblieben war, die Räumung des Kanals innerhalb von zwei Wochen rückgängig machte" (EATON & FREEMAN 1982, S. 98; Übersetzung aus dem Englischen von M. Punzel).

JOHNSTONE (1982, S. 51): "Im allgemeinen werden Wasserunkräuter durch Schnitt oder durch Herbizide bekämpft. Beide Methoden stimulieren das vegetative Wachstum durch Zerstörung ihres reifen, voll entwickelten Aufbaus. Diese Kontrollmethoden mögen kurzzeitigen Anforderungen genügen, aber für eine Langzeitkontrolle sind sie nicht geeignet" (Übersetzung aus dem

Englischen von M. Punzel).

MURPHY stellt in einem "Review" über mechanische Bekämpfungsmöglichkeiten von Wasserpflanzen fest: "Nachwachsen bis zum vorherigen Niveau innerhalb weniger Wochen ist bei mechanisch entkrauteten Gewässern üblich" (MURPHY 1988, S. 287; Übersetzung aus dem Englischen von M. Punzel).

3.3 Wirkung des Schnittzeitpunktes auf das Wachstum submerser Makrophyten

HAM et al. (1982) stellten fest, daß über die Wirkung von verschiedenen Methoden und Zeitpunkten der Mahd auf die verschiedenen beteiligten Arten überraschend wenig Forschungsarbeit geleistet wurde. Die Autoren führten an zwei Kalkflüssen in Großbritannien Versuche über den Einfluß des Schnittzeitpunktes auf das Wachstum des dort dominierenden *Ranunculus penicillatus* (Pinselflätriger Wasserhahnenfuß) durch. Die Ergebnisse sollen hier kurz zusammengefaßt wiedergegeben werden:

- Ließ man den Wasserhahnenfuß **ungeschnitten**, so blühte er Mitte Mai und schon im Juli begann die Auswaschung der gealterten Pflanzen.
- Pflanzen, die am **30. April** geschnitten wurden, blühten im frühen Juni, wurden aber bis in den September hinein nicht ausgewaschen.
- Mahd am **30. Mai** verzögerte die Zeit der Auswaschung, die Winterdeckung wurde durch diesen Eingriff nicht erhöht.
- *Ranunculus penicillatus*, der am **5. Juni** geschnitten wurde, wuchs nach, kam aber nicht zur Blüte sondern zeigte ein gesteigertes vegetatives Wachstum, das zu einer höheren Bedeckung im folgenden Winter führte (s. Abb.40).
- Ein Schnitt im **September** erwies sich als effektiv, um die *Ranunculus penicillatus*-Deckung im Winter

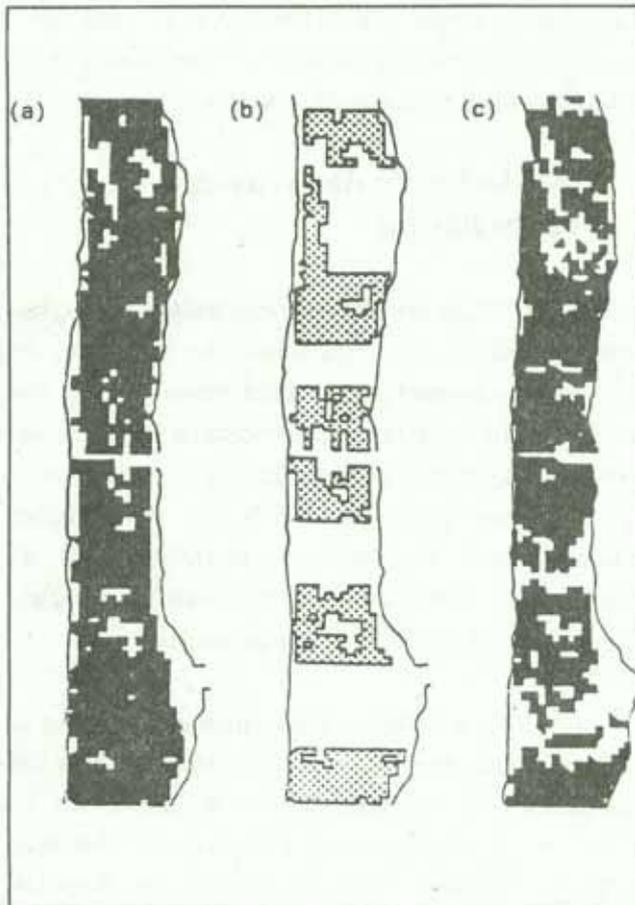


Abb. 40: Karten eines Untersuchungsabschnittes: a) Deckung von *Ranunculus penicillatus* im Juni, b) Bereiche, die im Juni geschnitten wurden, und c) Deckung von *Ranunculus penicillatus* im September. Die dunklen Flächen stehen für *Ranunculus penicillatus*, die gepunkteten Flächen zeigen die geschnittenen Bereiche, nach HAM et al. (1982)

zu kontrollieren; er wurde jedoch nur da angewandt, wo *Ranunculus penicillatus* auch unter natürlichen Bedingungen ausgewaschen worden wäre.

Die Schlüsse, die die Autoren aus diesen Ergebnissen ziehen, sind folgende:

- Der Zeitpunkt der Entkrautung hat beträchtliche Auswirkungen auf das Wachstum und den Rückgang des untersuchten Wasserhahnenfußes.
- Ohne Mahd würde *Ranunculus penicillatus* bald nach der Blüte fortgeschwemmt werden.
- Ein Schnitt vor der Blüte konnte das Wachstum nicht begrenzen, könnte aber die Menge des Hahnenfußes während des folgenden Winters erhöhen.
- Mahd zur Zeit der Blüte war die effektivste Art, das Sommerwachstum zu kontrollieren.

Die Autoren empfehlen, dort, wo Mahd unerlässlich ist, nur einen einzigen Schnitt zur Zeit der Blüte durchzuführen. Dazu gibt DAWSON zu bedenken: "Der Blüh-anfang ist manchmal als ein geeigneter Indikator für den Zeitpunkt der Entkrautung angesehen worden. Zu dieser Zeit ist die Pflanzenbedeckung hoch, aber das Wachstum ist noch nicht konsolidiert bzw. die Biomasse hat noch kein Niveau erreicht, durch das sie Abflußbehinderungen verursacht. Wenn die Pflanzen aber gleich zu Anfang der Blüte geschnitten werden, ist das Nachwachsen rapide" (DAWSON 1976, S. 71-72; Übersetzung aus dem Englischen von M. Punzel). Deshalb vermutet DAWSON, daß durch sehr frühen Schnitt, lange vor Erreichen des Maximums, die Anfangsbiomasse reduziert wird und das nachfolgende Produktionsmaximum sowohl erniedrigt als auch verzögert werden könnte (DAWSON 1978b).

FOX & MURPHY (1990), die in mehreren Flüssen Großbritanniens Vergleiche zwischen der Wirkung mechanischer und chemischer Entkrautung durchführten, äußern sich auch zu den Auswirkungen unterschiedlicher Schnittzeitpunkte. Im Petteril, einem Weichwasserfluß Nordenglands, war ein Schnitt im frühen Juli spät genug, um ein Nachwachsen der Wasservegetation zu verhindern. Im Windrush, einem Kalkfluß Südenslands, wurde Mitte Juni gemäht und schon nach sechs Wochen war eine starke Zunahme der Biomasse zu verzeichnen. Auch diese Autoren bestätigen die schnelle Regeneration der Wasserpflanzen aus lebensfähigen Stoppeln.

KIMBEL et al. (1981) führten Versuche über die Wirkungen von mechanischer Ernte auf die Physiologie von Wasserpflanzen am Beispiel von *Myriophyllum spicatum* (Ähriges Tausendblatt) durch. Sie maßen die Gehalte an TNC (gesamter nichtstruktureller Kohlenstoff). Nach Schnitt von *Myriophyllum spicatum* (Ähriges Tausendblatt) im See Wingra, Wisconsin, USA, am 20. Juli, war die Biomasse in den Versuchspartikeln nach sechs Wochen schon wieder so hoch wie in den ungemähten Bereichen. Ein Jahr später allerdings war diese Biomasse signifikant niedriger als in den Kontrollpartikeln.

Die Tatsache der Verlagerung von TNC in die Wurzeln der Pflanze im Herbst (September bis November) macht es nach Meinung des Autors wahrscheinlich, daß eine Mahd im September die größte Reduktion im Aufwuchs des nächsten Jahres bewirkt. Dann würde der assimilierte Kohlenstoff des Sprosses entfernt, ehe er verlagert werden könnte, und bis zum Ende der Wachstumsperiode könnte nur noch wenig Kohlenhydrat produziert werden. In einem Überblick über die Literatur findet der Autor Unterstützung für seine These, denn die Daten weisen darauf hin, daß das Nachwachsen geringer wird, wenn die Mahd später in der Vegetationsperiode erfolgt als allgemein üblich.

In ihrer Veröffentlichung "Dreißig Jahre Wasserkrautschnitt in einem Kalkfluß" bestätigen WESTLAKE & DAWSON (1982), daß das Nachwachsen in Abschnitten, die geschnitten wurden, bevor das Maximum erreicht wurde, heftig ist und die Masse des zweiten Schnittes oft größer ist als die des ersten. Um dieses Phänomen zu erklären, führen sie aus: *"Das Gewicht des geschnittenen Krautes wird zunächst beeinflußt von der vorhandenen Biomasse und der geschnittenen Fläche. Die Biomasse wird bestimmt durch Licht und Wassertemperatur der vorhergehenden Monate, die Anfangsbiomasse und die Zeit des Schnittes. Die Anfangsbiomasse ihrerseits wird durch die Intensität und den Zeitpunkt des vorangehenden Schnittes und das herbstliche Wachstum nach dem zweiten Schnitt bestimmt"* (WESTLAKE & DAWSON 1982, S. 138; Übersetzung aus dem Englischen von M. Punzel).

In den Jahren 1983-85 experimentierten die gleichen Autoren am Unterlauf eines größeren Kalkflusses, dem Frome, mit der Wirkung von Wasserkrautschnitten im Herbst (vgl. WESTLAKE & DAWSON 1986). In drei aufeinanderfolgenden Herbstern wurde in einem Abschnitt des Flusses ein Schnitt durchgeführt, der so nah am Boden wie möglich ausgeführt wurde. Das Resultat war eine Reduktion der Frühjahrsbiomasse auf 72% des erwarteten Wertes. Nach einem kalten Winter konnte der Frühjahrsschnitt ganz eingespart werden. Dies führte zu einer Desynchronisation des Wachstums, dadurch waren die maximalen Biomassen niedriger und das Überflu-

tungsrisiko geringer. Die Autoren vermuten, daß durch zusätzliche Beschattung vielleicht nur noch wenige kritische Stellen geschnitten werden müßten.

3.4 Methoden des Wasserkrautschnittes

Da der Erfolg des Wasserkrautschnittes ganz offensichtlich auch von der Gründlichkeit der Entfernung der Wasserpflanzen abhängt, haben sich einige Autoren über neue, effektivere Arten der mechanischen Räumung von Gewässern Gedanken gemacht. Da das Hauptproblem in der Belassung von intakten Stoppeln, unterirdischen Rhizomen und Knollen liegt, beschäftigt sich die Mehrzahl der verfügbaren Arbeiten damit, die Möglichkeiten einer tieferen "Mahd" zu untersuchen.

CONYERS & COOKE (1983, zitiert in COOKE et al. 1990), schlugen eine Alternative zur "Mäh"-Technik vor: Sie senkten die Schneideblätter 1 bis 2 cm tief ins Sediment und entfernten auf diese Art auch die Wurzelkronen. Die neue Technik erwies sich als erfolgreich. Sogar nach sieben Wochen war die Biomasse in den behandelten Abschnitten nur auf 69% der vorherigen Werte und 12% der Biomasse der Kontrollabschnitte angestiegen.*)

In Versuchen von EATON & FREEMAN (1982) wurde ein Boot, ausgerüstet mit einem Mähkorb, zur Wasserkrautentfernung eingesetzt. Dieser wurde so tief angesetzt, daß das Kraut mit Wurzeln und etwas Schlamm ganz ausgerissen wurde. Auf diese Art wurde ein Streifen in der Flußmitte sauber ausgeräumt.

Die Entfernung wurde, nachdem sich eine Winterbekämpfung als erfolglos erwiesen hatte, weil die Pflanzen leicht zerrissen, im Frühsommer ausgeführt. Zu dieser Zeit ist das Kraut mechanisch am belastbarsten und die Bestände noch nicht zu dicht. Im Hoch- und Spätsommer wurde dann nur noch eine lokale Wasserpflanzenbekämpfung vorgenommen.

*) Diese Technik hätte allerdings katastrophale Folgen für das Zoobenthos. Deshalb handelt es sich nicht um eine ökologisch vertretbare Alternative zur Mahd.

Wie diese Autoren geben auch andere den Rat, die Entfernung des Krautes gründlicher durchzuführen und dafür auf die Flußmitte zu beschränken. Dies hätte mehrere Vorteile: Erstens wäre die aufwendigere Bekämpfung durch die räumliche Einschränkung ökonomisch vertretbarer, zweitens bringt diese Methode auch ökologische Vorteile. Die randlichen Pflanzenbestände bleiben ungestört und bieten dadurch den ganzen Sommer hindurch Rückzugsmöglichkeiten für die Fauna. Weiterhin ergeben sich auch aus hydraulischen Gesichtspunkten keine größeren Nachteile. Weil ein schmales, tiefes Flußbett mehr Wasser befördert als ein breites, flaches der selben Querschnittsfläche, gibt HASLAM schon 1978 die Empfehlung bei der Mahd tiefe Kanäle in die Mitte des Flußbettes zu schneiden.

3.5 Wachstum submerser Makrophyten nach Beendigung der regelmäßigen Mahd

Eine Untersuchung über die Folgen einer mehrjährigen Unterbrechung des Wasserkrautschnittes hat DAWSON (1976) am Bere stream, einem Zufluß des Piddle, und am Fluß Frome, zwei kleineren Karstflüssen in Großbritannien, durchgeführt. Beide Untersuchungsabschnitte waren dominiert von *Ranunculus penicillatus* var. *calcareus* (Pinselflätriger Wasserhahnenfuß). Das Wasser der untersuchten Flüsse war kalkreich und relativ reich an den meisten Pflanzennährstoffen. Vor Beginn

der Studie waren alle Untersuchungsabschnitte regelmäßig im Hochsommer ausgemäht worden. Die maximale Biomasse, die diese Art in von ihr dominierten Bereichen erreichte, variierte von 300 bis 400 g TM/m² im flachen Wasser (<1 m) und bis zu 30 g TM/m² in Wasser von 2,5 m Tiefe.

Um die Auswirkungen des regelmäßigen Wasserkrautschnittes auf die Biomasseproduktion zu untersuchen, wurde der Schnitt eingestellt und die Untersuchungsabschnitte über vier Jahre beobachtet. Während dieser Zeit sank die maximale Biomasse auf etwa die Hälfte ab (die chemischen und physikalischen Umweltbedingungen änderten sich nicht!) (s. Abb. 41).

Diese Abnahme wurde vom Autor mit der Belassung von Pflanzenmaterial, das die nachwachsenden Pflanzen beschattete, begründet.

1978 schrieb DAWSON in einer anderen Veröffentlichung: "Die maximale Biomasse, die in ungepflegten Gewässern erreicht wird, kann niedriger sein als in Gewässern, die regelmäßig geschnitten werden und kann unterhalb des Niveaus liegen, an welchem Mahd nötig wird" (DAWSON 1978b, S. 213; Übersetzung aus dem Englischen von M. Punzel). Diese Versuche bestätigen also die wachstumsanregende Wirkung regelmäßiger Mahd.

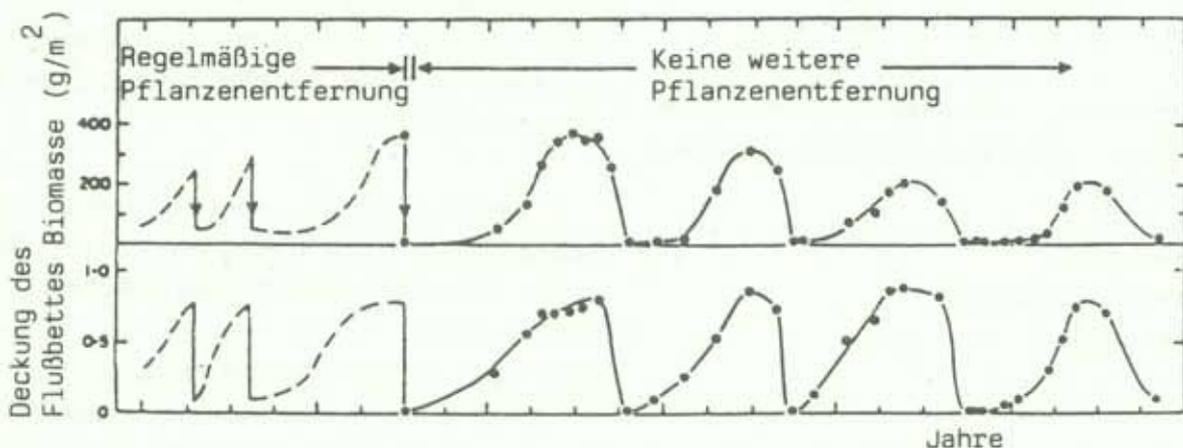


Abb. 41: Der jahreszeitliche Zyklus der Biomasse und der Pflanzenbedeckung des Flußbettes mit *Ranunculus calcareus* (Pinselflätriger Wasserhahnenfuß) in einem flachen englischen Kalkfluß. Die gestrichelten Linien repräsentieren die Biomasse in den Jahren, in denen an diesem Standort ein Krautschnitt durchgeführt wurde. Nach DAWSON (1978b)

Besonders die Empfehlungen der verschiedenen Autoren über den Zeitpunkt des Wasserkrautschnittes mögen teilweise widersprüchlich erscheinen. Dies liegt daran, daß der optimale Zeitpunkt für den Wasserkrautschnitt (sofern es diesen überhaupt gibt) je nach Pflanzenart und Klima unterschiedlich, von Fluß zu Fluß verschieden und innerhalb eines Flusses von Jahr zu Jahr variabel ist.

Jedoch gibt es in der ausgewerteten Literatur deutliche Hinweise darauf, daß der Schnitt erst nach Erreichen der maximalen Biomasse, d.h. gegen Blühende oder erst im zeitigen Frühjahr durchgeführt werden sollte, sofern dies aus wasserwirtschaftlicher und triebwerksrechtlicher Sicht möglich erscheint.

Weiterhin zeigen besonders die Arbeiten von DAWSON, daß eine möglichst geringe Schnitthäufigkeit das Wachstum der submersen Makrophyten reduziert. Daher sollte in Zukunft unter Berücksichtigung dieser Prämissen vermehrt mit neuen Schnittzeitpunkten experimentiert werden, wobei eine progressive Reduktion der Schnitthäufigkeit angestrebt werden sollte.

3.6 Ökologische Folgen des Wasserkrautschnittes

3.6.1 Wirkungen des Wasserkrautschnittes auf die Standortfaktoren

Als Auswirkungen des Mähbooteinsatzes auf die Standortfaktoren geben BOSTELMANN & MENZE (1987, S. 108) an:

- Nivellierung der
 - Strömungsverhältnisse
 - Lichtverhältnisse
 - Strukturverhältnisse
- Veränderung der
 - Sedimentationsverhältnisse
 - Temperaturverhältnisse

- bedeutende Verringerung des Selbstreinigungsvermögens durch Beseitigung der Wassermakrophyten als Substrat für Mikroorganismen und durch Fortfall des photosynthetischen O_2 -Eintrages*);
- eventuelle O_2 -Depression durch aufgewirbelten Schlamm und Detritus."

Wenn diese Störungen im ersten Moment schwerwiegend erscheinen, so zeigt sich doch bei Durchsicht anderer Literaturstellen, daß alle diese Folgen nur relativ kurzlebige Erscheinungen sind.

CARPENTER & GASITH (1978), die die Wirkung des Wasserkrautschnittes auf die Wasserchemie in einem flachen, eutrophen Hartwassersee untersuchten, geben an, daß im dicht von Pflanzen besiedelten Litoral die Wirkungen der Mahd auf den Gehalt an gelöstem organischem Kohlenstoff, den biologischen Sauerstoffverbrauch und auf gelöstes nicht verfügbares und verfügbares Phosphat kurzlebig oder insignifikant waren. Sie schließen, daß die Anwendung dieser Methode der litoralen Lebensgemeinschaft keinen größeren Schaden zuzufügen scheint.

In der Regel wird bei der Mahd die Sohloberfläche nicht angetastet, daher sind keine schwerwiegenden Folgen zu befürchten. Wenn aber die Gewässersohle ein ausgeprägtes Relief von Anlandungen und Bänken unterschiedlicher Substrate aufweist, werden diese vom Mähwerk miterfaßt und zerstört. Hierdurch und durch die danach verstärkt einsetzende Strömung werden solche Gewässerabschnitte im Sohlrelief fast vollständig nivelliert (MENZE 1992).

Drastischer zeigen sich demnach die Folgen bei der Technik der Wurzelkronenentfernung: Nach COOKE et al. (1990), die die Wirkung dieser Methode in einem Stausee testeten, waren die Gesamtphosphatgehalte in der behandelten Bucht höher als bei der Kontrolle. Auch der Gehalt an aufgewirbeltem Detritus war besonders bei Wind höher. Die behandelte

*-) andererseits führt die Respiration der Wasserpflanzen, insbesondere nachts, zu Sauerstoffverbrauch

Bucht hatte eine Serie von Algenblüten, wogegen in der Kontrolle keine Algenblüte zu beobachten war.

MURPHY (1988) berichtet von der Initialreduktion der Photosynthese mit potentiellen Wirkungen auf das O_2/CO_2 /Bikarbonat-Gleichgewicht. Wird die Pflanzenmasse aber entfernt, so tritt nur selten eine Sauerstoffunterversorgung auf.

3.6.2 Wirkungen des Wasserkrautschnittes auf die Vegetation

BOSTELMANN & MENZE (1987, S. 108) geben folgende Wirkungen an:

- Begünstigung von Pflanzenarten mit hoher Regenerationsfähigkeit; Unterdrückung von Arten, die gegen mechanische Beschädigung empfindlich sind;
- u. U. kommen einige Arten zur Massenentwicklung (z.B. Fadenalgen);
- Veränderung des Inventars der Wasserpflanzengesellschaften, bei häufigem Eingriff wahrscheinlich starke Artenverarmung;
- Unterbindung von Sukzessionsvorgängen."

Ähnlich allgemeine Formulierungen findet man auch bei anderen Autoren. Nach MURPHY et al. (1987) zeigten Bereiche, die vor kurzer Zeit effektiver Krautkontrolle unterworfen waren, generell eine erhöhte Dominanz schnellwachsender Fadenalgen oder anderer Opportunisten. Wurzelnde Arten mit Schwimmblättern, wie z.B. *Potamogeton natans* (Schwimmendes Laichkraut), schießen von Natur aus resistent gegen die angewandten Kontrollsysteme zu sein, diese Komponente gewann daher an Dominanz und wurde zu einem Hauptproblem. Ein Schnitt spät im Jahr erhöhte die Dichte von opportunistischen Algen und *Lemna spec.* (Wasserlinse) und reduzierte die Diversität der Pflanzengemeinschaft.

Ähnlich äußern sich auch SAND-JENSEN et al. (1989, S. 27): "Die Wirkung einer Management-Praxis auf die verschiedenen Arten hängt ab von der Art der Störung und der Wachstumsstrategie der Arten. Häufige Störungen werden Pflanzengemeinschaften in einem

frühen Sukzessionsstadium halten, das von wenigen opportunistischen Arten mit der Fähigkeit zu rasanter Kolonisation und raschem Wachstum dominiert wird, repräsentiert durch wurzellose Arten wie *Cladophora* (Alge) und Arten mit ephemeren Wurzelsystem wie *Elodea canadensis* (Kanadische Wasserpest) und *Potamogeton pectinatus* (Kammlaichkraut)" (Übersetzung aus dem Englischen von M. Punzel).

MENZE (1992) stellt in seiner Untersuchung der maschinellen Gewässerunterhaltung auf aquatische Lebensgemeinschaften an zwei Fließgewässern in Niedersachsen fest: "Mit der Zunahme der Unterhaltungintensität können sich offensichtlich die für die Gewässerunterhaltung problematischen bzw. den Gewässerabfluß besonders behindernden, schnellwüchsigen Wasserpflanzenarten wie der einfache Igelkolben (*Sparganium emersum*) und die Kanadische Wasserpest (*Elodea canadensis*) u.a. sehr viel stärker entwickeln. Auffällig ist die Massenentwicklung fädiger Grünalgen gerade in den offensichtlich am intensivsten unterhaltenen Untersuchungsstrecken der Kleinen Aller. Ein Zusammenhang mit den Unterhaltungsmaßnahmen könnte möglich sein, insbesondere dann, wenn diese bei extremen Niedrigwasserverhältnissen und gleichzeitig hohen Wassertemperaturen durchgeführt werden" (ebenda, S. 88).

DE LANGE & VAN ZON (1978) dagegen behaupten, daß mechanische Räumung von Gräben die "ökologische Qualität" dieses Ökosystems verbessere. Die Diversität werde erhöht, wenig verbreitete Pionierarten bekämen die Chance sich anzusiedeln.

Speziellere Angaben über konkrete Artenverschiebungen unter dem Einfluß regelmäßiger Mahd waren nicht zu finden. WESTLAKE (1979, zitiert in FOX & MURPHY 1990), führt an, daß die submersen Floren der meisten Kalkflüsse ihre kontinuierliche Existenz und Gesellschaftsstruktur dem System regelmäßiger Mahd verdanken. Manche Flüsse werden ja in der Tat seit Jahrhunderten mechanisch entkrautet. Vielleicht auch deshalb ist eine Dominanzverschiebung in Zeiträumen von einigen Jahren nur schwer nachzuweisen.

Die Wirkung des Wasserkrautschnittes auf einzelne Arten

In diesem Abschnitt sollen die Hinweise, die über die Reaktion einzelner Arten auf regelmäßige Mahd gefunden wurden, zusammengetragen werden. Auch hier wurden nur in der Brenz vorkommende Arten berücksichtigt.

Spiegelndes Laichkraut (*Potamogeton lucens*): Während KAHNT et al. (1989) eine Schnittempfindlichkeit von *Potamogeton lucens* vermuten, behaupten AGAMI & WAISEL nach Mahdversuchen mit *Potamogeton lucens*: "Schneiden von *Potamogeton*-Pflanzen veränderte ihre anschließenden Wachstumsraten nicht" (AGAMI & WAISEL 1986, S. 5) und: "Unter gedrängten und stabilen Bedingungen haben perennierende Arten wie *Potamogeton lucens* mit gut entwickelten Untergrundknollen-Systemen und großen Vorräten an Reservematerial einen klaren Vorteil vor einjährigen Arten" (ebenda, S. 7; Übersetzung aus dem Englischen von M. Punzel).

Kanadische Wasserpest (*Elodea canadensis*): Nach BROOKES (1987) ist *Elodea canadensis* sehr regenerationsfähig, da sie sich gut aus Pflanzenstücken vermehren kann. EATON & FREEMAN (1982, S. 98): "*Elodea canadensis* verbreitet sich, sobald die O_2 -Unterversorgung verschwindet (nach starker Abwasserbelastung, Anmerkung der Verfasserin), auch wenn das Wasser noch trübe ist" (Übersetzung aus dem Englischen von M. Punzel). Dies steht allerdings im Gegensatz zu KVET & HEJNY (1986), nach denen sich *Elodea* nur in relativ klarem Wasser vegetativ verbreitet. MENZE (1992) rechnet diese schnellwüchsige Art zu den Problemarten (s.o.).

Ähriges Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*): Nach KIMBEL et al. (1981) erwies sich *Myriophyllum spicatum* gegenüber Mahd-Stress als ziemlich "elastisch". In ihren Versuchen, die im See Wingra, Wisconsin, USA, durchgeführt wurden, erreichten die Pflanzen sechs Wochen nach dem Schnitt die Wasseroberfläche. Erst mehrere Schnitte im Jahr schienen das Nachwachsen

befriedigend zu begrenzen. Nach WILE (1978), der Versuche mit *Myriophyllum spicatum* im Chemung Lake, Ontario, Canada, durchführte, erhöhte ein einmaliger Schnitt die Stengelzahl pro Quadratmeter. Erst mehrere Schnitte konnten die Stengelzahl reduzieren.

Kammlaichkraut (*Potamogeton pectinatus*): VAN WIJK (1986) beschreibt die Eigenschaften dieser Art. *Potamogeton pectinatus* hat ein gut entwickeltes, festes Wurzelsystem. Es kann Knollen bilden, die bis zu 30 cm tief im Sediment verankert sind. Charakteristisch ist auch die große Plastizität in der Wuchsform, dadurch kann die Art auch in sehr trüben Gewässern gedeihen. Die Knollen können, nach einer genügend langen Stratifikationsphase bei relativ niedrigen Temperaturen, also früh im Frühjahr austreiben, was ihr einen Wachstumsvorsprung gegenüber anderen Arten verschafft. Nach MENZE (1992) ist das Kammlaichkraut gut an instabile Sohlsubstrate, wie Schlamm und Feinsande, angepaßt. So hatte diese Art wie auch *Sparganium emersum* und *Elodea canadensis* kaum Probleme damit, daß die vegetativen Teile durch Versandung oder Beschädigung abstarben, da zahlreiche vegetative Meristeme des Wurzelsystems an anderer Stelle wieder nachwachsen konnten.

Einfacher Igelkolben (*Sparganium emersum*): SAND-JENSEN et al. (1989) schreiben, daß die linearen, flexiblen Blätter von *Sparganium emersum* kontinuierlich von einem basalen Meristem ersetzt werden. Deshalb wächst *Sparganium emersum* nach einem Schnitt, der seine Meristeme im Sediment intakt läßt, wieder nach. MENZE (1992) zählt auch den Einfachen Igelkolben zu den Problemarten.

3.6.3 Wirkungen des Wasserkrautschnittes auf die Fauna

BOSTELMANN & MENZE (1987, S. 108) geben folgende Wirkungen an:

"Vollständige Beseitigung des dichten Wasserpflanzenbewuchses bedeutet je nach Tierart:

- Verlust der elementaren Lebensstätte oder Teillebensstätte,
- Verlust der Nahrungsgrundlage,
- Verlust lebenswichtiger Kleinstrukturen,
- Verlust von Fluchtverstecken,
- Nivellierung des Habitatmosaiks,
- Fortfall von Rast- und Ruhebiotopen (z.B. sind aus dem Wasser ragende Pflanzenteile wichtig für viele Insekten),
- Verlust des Laichsubstrates (v.a. Laichstätte und Aufwuchsbereich für Fische),
- Verlust des Algen- und Mikroorganismenaufwuchses an Wasserpflanzen als Basis der Nahrungskette, des Selbstreinigungsvermögens etc.."

KERN-HANSEN (1978) beklagt, daß nur sehr wenige Arbeiten den ökologischen Effekten von mechanischen Entkrautungsmaßnahmen Aufmerksamkeit geschenkt haben. Dabei zeigten schon PERCIVAL & WHITEHEAD (1929, zitiert in KERN-HANSEN 1978), daß Flußabschnitte mit Makrophyten größere und artenreichere Invertebratenpopulationen beherbergen.

Der Autor führt an, daß die Populationsdichten des Gemeinen Flohkrebsses (*Gammarus pulex*) in Flüssen mit dichten Makrophytenbeständen mit z.B. *Ranunculus spec.* (Wasserhahnenfuß), *Elodea canadensis* (Kanadische Wasserpest) und *Potamogeton crispus* (Krauses Laichkraut) größer sind als in solchen, die von *Sparganium erectum* (Aufrechter Igelkolben) dominiert werden.

KERN-HANSEN (1978) untersuchte die Drift-Raten von *Gammarus pulex* nach Wasserkrautschnitt. Dabei zeigte sich, daß die Driftraten nach diesem Eingriff

signifikant höher waren als vorher und zwar von 2,4 bis zu 27 mal so hoch! Eine nur teilweise Entkrautung erhöhte die Driftraten dagegen nicht signifikant. Der Autor gibt deshalb die Empfehlung, entweder Querstreifen im Flußbett oder Streifen am Ufer stehenzulassen.

Auch LEENTVAR (1978) gibt den Rat, das Wasserkraut nur in Phasen und Streifen zu entfernen. Wobei die Entfernung nicht im Frühjahr vorgenommen werden sollte, wenn die Fische und Amphibien laichen und die Vögel brüten.

Das Ausmaß der Wirkung des Wasserkrautschnittes für die Invertebratenfauna macht auch eine Untersuchung von PÖPPERL (1991) deutlich, in der die Makroinvertebratenfauna eines Seeabflusses untersucht wurde. Der Autor fand die höchste Artenzahl auf den *Elodea*-Beständen (die Wasserpest war die dominierende Makrophytenart dieses Baches), die niedrigsten Artenzahlen wurden auf reinen Sandflächen gefunden. Dies führt der Autor zurück auf: 1. den vergrößerten Lebensraum, 2. die Tatsache, daß sich in *Elodea*-Beständen ein hoher Anteil Detritus aus dem fließenden Wasser ansammelt, wobei nach BLOHM (1989) Pflanzen mit feinen Blättern bei gleicher Oberfläche mehr akkumulieren als breitblättrige und wenige große Polster mehr akkumulieren als viele kleine und 3. daß sich auf diesen Makrophyten ein Periphyton befindet, das vielen Aufwuchsfressern als Nahrung dient.

Allgemein sind von Sohlmahd und Abdrift besonders jene Arten betroffen, die sessil an den Gewässermakrophyten leben, z.B. Larven und Puppen der Kriebelmücken (*Simuliidae*). Dabei können sich aber viele Arten von den treibenden Pflanzenteilen lösen und die in der Sohle verbliebenen Pflanzenreste neben anderen Substraten neu besiedeln (MENZE 1992).

Der gleiche Autor stellte aber auch fest, daß sich solche Gewässerabschnitte, die über Jahre hinaus von jeglicher Unterhaltungsmaßnahme verschont bleiben, deutlich artenreicher zeigen als alle anderen Gewässerabschnitte.

Ein Abschnitt der Ise, der 5 Jahre lang nicht unterhalten worden war, zeigte ein reich strukturiertes Sohlrelief und einen kleinräumigen Wechsel der Strömungsverhältnisse und wies dadurch eine stabile Artenzusammensetzung und Siedlungsdichte von in der Mehrzahl rheophilen Arten auf.

Besonders bezeichnend war in diesem Untersuchungsabschnitt eine relativ artenreiche Lebensgemeinschaft von Köcherfliegen (*Trichoptera*) und Eintagsfliegen (*Ephemeroptera*). Die Larven beider Ordnungen erreichten insgesamt Besiedlungsdichten bis zu 300 Individuen/m². Von allen Arten von Unterhaltungsmaßnahmen sind mehrjährige Tierarten natürlich besonders stark betroffen (ENGEL & WÄCHTLER 1990).

BOSTELMANN & MENZE fassen den derzeitigen Wissenstand wie folgt zusammen (1987, S. 112): *"Bisher ist nicht bekannt, in welchem Umfang regelmäßige Krautung mit dem Mähboot einen Einfluß auf die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften hat, und ob sie, ähnlich wie Mahd bei den Wiesenbiozönosen, zur Herausbildung eigener Lebensgemeinschaften führt."*

4 Zusammenfassung und Ausblick

Ziel der Untersuchungen ist die Reduzierung der Gewässerunterhaltungskosten und der negativen Einwirkungen auf die Gewässerökologie durch geeignetes Unterhaltungsmanagement.

Die vorliegende *Literaturstudie* wurde im Rahmen eines Forschungs- und Untersuchungsvorhabens des Umweltministeriums Baden-Württemberg über die "Auswirkung auf die Gewässercharakteristik bei der Reduzierung des Unterhaltungsaufwandes in den Fließgewässern der Ostalb" durchgeführt. In der Studie wurden wesentliche Wachstumsfaktoren der Wasserpflanzen (Nährstoffgehalt des Wassers, Strömung und Licht) in Hinblick auf ihre Eignung zur Kontrolle dieser Pflanzen untersucht. Weiterhin wurde Literatur über die Wirkung von submersen Makrophyten auf das Abflußverhalten von

Fließgewässern sowie über den Einfluß regelmäßiger Mahd auf das Wachstum der Wasserpflanzen ausgewertet. Nachfolgend sind die wichtigsten Ergebnisse der Literaturlauswertung dargestellt.

Nährstoffgehalt des Wassers: Zahlreiche Autoren haben sich mit dem Zusammenhang von Pflanzenarten bzw. Pflanzengesellschaften und dem Trophiegrad ihrer Wohngewässer befaßt. Dabei ist es vielfach sowohl bei Still- als auch bei Fließgewässern gelungen, einem Zusammenhang zwischen dem Auftreten bestimmter Arten und einem bestimmten Trophiegrad herzustellen. Untersuchungen über den Zusammenhang zwischen der Masse der Makrophytenbestände und dem Nährstoffgehalt von Fließgewässern zeigten jedoch nur geringe Korrelationen. Die meisten Autoren sind sich darüber einig, daß es derzeit aussichtslos ist, den Nährstoffgehalt eines Fließgewässers in solch entscheidendem Maße zu reduzieren, daß eine spürbare Verringerung des Wachstums von Wasserpflanzen eintritt.

Strömung: Leichte Turbulenzen fördern die Assimilationstätigkeit submerser Makrophyten; hohe Fließgeschwindigkeiten schränken die Verkrautung von Fließgewässern ein bzw. verhindern sie. Bei geringen Strömungen, wie sie in den Flüssen der Ostalb aufgrund der tektonischen Lage und der fast parallel zur Donau verlaufenden Unterläufe herrschen, sind aber bei unterschiedlichen Fließgeschwindigkeiten keine Unterschiede der Biomassen nachzuweisen.

Licht: Die Bedeutung des Lichtangebotes für die Produktivität und die Verteilung von aquatischen Makrophyten wird von vielen Autoren betont. Mehrere Untersuchungen über die Abhängigkeit der Biomasseentwicklung submerser Makrophyten von der Lichteinstrahlung werden vorgestellt. Zusammengefaßt kann gesagt werden, daß eine Halbierung der Lichtzufuhr zum Gewässer, z.B. durch die Bepflanzung der Ufer oder durch künstliche Beschattung mit Hilfe von Folien, auch eine Halbierung der Biomasse der Wasserpflanzen bewirkt.

Der jahreszeitlich wechselnde Einfluß des Wachstums submerser Makrophyten auf den *Abfluß* eines Fließgewässers wird dargestellt. Der Verlauf dieses Einflusses wird beschrieben und Möglichkeiten der Berechnung des Verkräutungseinflusses werden aufgezeigt. Ein Beispiel aus Dänemark zeigt die Lösung des Konflikts zwischen den Interessen des Naturschutzes und der Wasserwirtschaft durch Festlegung einer benötigten Abflußkapazität und einer tolerierbaren Biomasse.

Ein weiterer Schwerpunkt ist die Untersuchung der *Wirkung des Wasserkrautschnittes* auf das Wachstum der submersen Makrophyten. Hier zeigen viele Beispiele aus der Literatur, daß sowohl die Wahl des Schnittzeitpunktes als auch die Häufigkeit der Mahd entscheidenden Einfluß auf das Wachstumsverhalten der Wasserpflanzen ausüben. Daraus ergeben sich als Ansatzpunkte für die Kontrolle des Wasserkrautes die Veränderung der Schnittzeitpunkte und die progressive Reduktion der Schnitthäufigkeit.

Die Ergebnisse der Literaturstudie zeigen, wo die Schwerpunkte der weiteren praktischen Untersuchungen liegen sollten:

Örtliche Untersuchungen und Messungen im Rahmen des Forschungs- und Untersuchungsvorhabens wurden zeitgleich mit der Literaturstudie im begonnen. Dabei wurden in Brenz und Egau 5 Untersuchungsstrecken festgelegt, die verschiedene floristisch-ökologische Fließgewässerzonen repräsentieren. Innerhalb dieser Untersuchungsabschnitte wird die Makrophytenverbreitung kartiert und das Wachstumsverhalten der Arten beobachtet. Messungen der Biomasseproduktivität werden nach verschiedenen Mahdterminen vorgenommen. Begleitend werden in diesen Abschnitten limnologische Untersuchungen zur Charakterisierung des Nährstoffhaushaltes und des Wasserchemismus vorgenommen.

Die Bemühungen konzentrieren sich nun auf die Untersuchung des Einflusses unterschiedlicher Managementstrategien auf die produzierte Makrophytenmenge, wobei auch die Abhängigkeit des Wachstums vom Witte-

rungsverlauf, der Strahlung und hydrologischen Faktoren berücksichtigt werden muß. Ergänzend wird der Einfluß des Managements auf die Fischbestände und das Makrozoobenthon erfaßt.

Ursprünglich waren Beschattungsversuche mit künstlichen Beschattungsmaterialien geplant. Die Ergebnisse der in der Literatur gefundenen Untersuchungen waren jedoch so eindeutig, daß sie nicht durch neue Beschattungsversuche unterstützt werden müssen. Hier können sich die Bemühungen auf Vorschläge zum Kauf und zur Bepflanzung von Ufergrundstücken konzentrieren.

Die bisher vorliegenden Ergebnisse der örtlichen Untersuchungen zeigen ein ungebremtes Wachstum der Wasserpflanzen in den nicht beschatteten Flußabschnitten. Die Biomassenproduktion in diesen offenen Bereichen ist mit $1,4 \text{ kg/m}^2$ sehr hoch. Beschattete Bereiche weisen dagegen weniger als 20% dieses Wertes auf.

Die Ergebnisse des zweiten Teils des Forschungsvorhabens sollen in einem weiteren Band dieser Reihe veröffentlicht werden.

Literaturverzeichnis

- ACKENHEIL, H.V. (1944):** Strömung und höhere Vegetation im Flusse Lagan bei Ågård - Meddelanden från Telmatologiska Stationen Ågård, Schweden 1: 1-32
- AGAMI, M. & Y. WASEL (1986):** Regeneration of *Najas marina* L. and of *Potamogeton lucens* L. after selective clipping of an established mixed stand - Proceedings European Weed Research Society (EWRS), 7th International Symposium on Aquatic Weeds 1986: 3-7
- AMBÜHL, H. (1959):** Die Bedeutung der Strömung als ökologischer Faktor - Physikalische, biologische und physiologische Untersuchungen über Wesen und Wirkung der Strömung im Fließgewässer - Schweizer Zeitschrift für Hydrologie 21: 133-263
- ARENDDT, K. (1981):** Pflanzengesellschaften von Fließgewässern als Indikatoren der Gewässerverschmutzung, dargestellt am Beispiel des Uecker- und Havelnsystems - Limnologia, Berlin, 13: 485-500
- BARKO, J.W., M.S. ADAMS & L. CLERESCI (1986):** Environmental factors and their consideration in the management of submerged aquatic vegetation, a review - Journal of Aquatic Plant Management 24: 1-10
- BEST, E.P.H., W. VAN DER ZWEERDE & F.W. ZWIETERING (1986):** A management approach to the Netherlands watercourses using models on macrophytic growth, aquatic weed control and hydrology - Proceedings European Weed Research Society (EWRS), 7th International Symposium on Aquatic Weeds 1986: 37-42
- BLOHM, H.-P. (1989):** Lebensraum Pflanzenpolster, Untersuchungen zu Umweltbedingungen und Makroinvertebratenbesiedlung dieses Habitats in einem Fließgewässer - DGL Mitteilungen 1/89: 147-152
- BÖTTGER, K. (1986):** Zur Frage der Ufergehölze und des Beschattungsgrades bei Bächen des norddeutschen Tieflandes - Landschaft + Stadt 18 (3): 128-133
- BÖTTGER, K. (1990):** Ufergehölze - Funktionen für den Bach und Konsequenzen ihrer Beseitigung; Ziele eines Fließgewässerschutzes - Natur und Landschaft 65 (2): 57-62
- BOSTELMANN, R. & R. MENZE (1987):** Auswirkungen von Maßnahmen der Gewässerunterhaltung auf Gewässerlebensgemeinschaften. In: Erfahrungen bei Ausbau und Unterhaltung von Fließgewässern - DVWK-Schriften 79, Paul Parey Verlag, Hamburg, Berlin
- BRAUKMANN, U. (1984):** Biologischer Beitrag zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie - Dissertation an der Naturwissenschaftlichen Fakultät der Justus-Liebig-Universität, Giessen
- BROOKES, A. (1987):** Recovery and adjustment of aquatic vegetation within channelization works in England and Wales - Journal of Environmental Management 24: 365-382
- BUCK, H. (1978):** Veränderungen in der württembergischen Fließgewässerfauna - Beihefte Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg 11: 283-289
- BUCK, H. (1980):** Bericht über Ergebnisse ökologischer Untersuchungen im Stettener Bach (Haldenbach/Rems) und seiner Talaue, Markung Esslingen und Aichwald, 24 S., Verwaltungsinterner Bericht
- BUCK, H. (1983):** Ausbau und Unterhaltungsmaßnahmen an Kleingewässern in ihrem Einfluß auf die Käferfauna - Daten und Dokumente zum Umweltschutz-Sonderreihe 35; Naturschutz in Agrarlandschaften: 85-100
- BUCK, H. (1985):** Die Gewässergüte der unteren Murr. In: Ökologische Untersuchungen an der ausgebauten unteren Murr (1977-1982), Karlsruhe 1985: 61-73
- BUCK, H. & E. KONZELMANN (1985):** Vergleichende koleopterologische Untersuchungen zur Differenzierung edaphischer Biotope. In: Untersuchungen an der ausgebauten unteren Murr (1977-1982), Karlsruhe 1985: 195-310,
- BÜNNING, E. (1940):** Über die Verhinderung des Etoilements - Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft 49, 1
- BUSSMANN, P. (1978):** Eine weitere Möglichkeit der Berücksichtigung des Verkrautungseinflusses auf den Abfluß - Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen 22: 57-61
- BUTCHER, R.W. (1927):** A preliminary account of the vegetation of the River Itchen - Journal of Ecology 15
- CANFIELD, D.E. Jr & M.V. HOYER (1988):** Influence of nutrient enrichment and light availability on the abundance of aquatic macrophytes in Florida streams - Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 45 (8): 1467-1472
- CARBIENER, R. & A. ORTSCHKEIT (1987):** Wasserpflanzengesellschaften als Hilfe zur Qualitätsüberwachung eines der größten Grundwasservorkommen Europas (Oberrheinebene). In: MIYAWAKI, A. et al. (eds.): Vegetation, ecology and creation of new environments: 283-312, Tokyo
- CARPENTER, S.R. & M.S. ADAMS (1977):** The macrophyte tissue nutrient pool of a hardwater eutrophic lake: Implications for macrophyte harvesting - Aquatic Botany 3: 239-255
- CARPENTER, S.R. & A. GASITH (1978):** Mechanical cutting of submerged macrophytes: Immediate effects on littoral water chemistry and metabolism - Water Research 12: 55-57

- CASEY, H. & D.F. WESTLAKE (1974):** Growth and nutrient relationships of macrophytes in Siddling Water, a small unpolluted chalk stream - Proceedings European Weed Research Society (EWRS), 4th International Symposium on Aquatic Weeds 1974: 69-76
- CASPER, S.J. & H.-D. KRAUSCH (1980):** in: Ettl, H., J. Gerloff & H. Heynig (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 23; - Gustav Fischer Verlag Stuttgart, New York
- CHAMBERS, P.A. (1987):** Light and nutrients in the control of aquatic plant community structure, II. In situ observations - *Journal of Ecology* 75: 621-628
- CONYERS, D.L. & G.D. COOKE (1983):** A comparison of the costs of harvesting and herbicides and their effectiveness in nutrient removal and control of macrophyte biomass. In: Lake Restoration, Protection and Management. EPA 440/5-83-001: 317-321
- COOKE, G.D., A.B. MARTIN & R.E. CARLSON (1990):** The effect of harvesting on macrophyte regrowth and water quality in LaDue Reservoir, Ohio - *The Journal of the Iowa Academy of Science*: 97 (4): 127-132
- DAWSON, F.H. (1976):** The annual production of the aquatic macrophyte *Ranunculus penicillatus* var. *calcareus* - *Aquatic Botany* 2: 51-73
- DAWSON, F.H. (1978a):** The seasonal effects of aquatic plant growth on the flow of water in a stream - Proceedings European Weed Research Society (EWRS), 5th International Symposium on Aquatic Weeds 1978: 71-78
- DAWSON, F.H. (1978b):** Aquatic plant management in semi-natural streams: The role of marginal vegetation - *Journal of Environmental Management* 6: 213-221
- DAWSON, F.H. (1985):** Light reduction techniques for aquatic plant management - NALMS Symposium Applied Lake and Watershed Management, Lake Geneva 1985: 258-262
- DAWSON, F.H. & U. KERN-HANSEN (1979):** The effect of natural and artificial shade on the macrophytes of lowland streams and the use of shade as a management technique - *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 64 (4): 437-455
- DVWK-Schriften (1984):** Fluß und Lebensraum, Beiträge zur DVWK-Fachtagung Oktober 1984 in Augsburg, Heft 69, 270 Seiten
- EATON, J.W. & J. FREEMAN (1982):** Ten years experience of weed control in the Leeds and Liverpool Canal - Proceedings European Weed Research Society (EWRS), 6th International Symposium on Aquatic Weeds 1982: 96-104
- EICHENBERGER, E. & H.V. WEILEMANN (1982):** The growth of *Ranunculus fluitans* in artificial canals - Proceeding of the International Colloquium on Aquatic Vascular Plants, Brussels, Royal Botanical Society of Belgium: 324-332
- FOX, A.M. & K.J. MURPHY (1990):** The efficacy and ecological impacts of herbicide and cutting regimes on the submerged plant communities of four British rivers. I. A comparison of management efficacies - *Journal of Applied Ecology* 27: 520-540
- GESSNER, F. (1955):** Hydrobotanik. Die physiologischen Grundlagen der Pflanzenverbreitung im Wasser. I. Energiehaushalt - VEB Deutscher Verlag der Wissenschaften, Berlin
- GILS, H. (1962):** Die wechselnde Abflußhemmung in verkrauteten Gewässern - *Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen* 6 (5): 102-110
- GLÄNZER, U. (1977):** Das Verteilungsmuster der Fließgewässersmakrophyten: Ergebnis von Gewässerdynamik und Belastung (Beispiel Moosach/Münchener Schotterebene) - *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 5: 347-352
- GRUBE, H.-J. (1975):** Die Makrophytenvegetation der Fließgewässer in Süd-Niedersachsen und ihre Beziehungen zur Gewässerverschmutzung - *Archiv für Hydrobiologie, Supplement XLV* (4): 376-456
- HABER, W. & A. KOHLER (1972):** Ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern mit Hilfe höherer Wasserpflanzen - *Landschaft + Stadt*, 4: 159-168
- HAM, S.F., J.F. WRIGHT & A.D. BERRIE (1982):** The effect of cutting on the growth and recession of the freshwater macrophyte *Ranunculus penicillatus* (Dumort.) Bab. var. *calcareus* (R.W. Butcher) C.D.K. Cook - *Journal of Environmental Management* 15: 263-271
- HASLAM, S.M. (1978):** River plants - Cambridge University Press, Cambridge, 396 Seiten
- HEINRICH, D. & HERGT, M. (1990):** dtv-Atlas zur Ökologie, 283 Seiten, Deutscher Taschenbuchverlag, München
- HILGENDORF, B. & W. BRINKMANN (1980):** Artenspektrum, regionale Verteilung und Stoffgehalt der Makrophytenvegetation im Flußsystem der Nidda (Hessen) - *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Freising-Weihenstephan 1979)* 8: 335-341
- HILLEBRAND, D. (1950):** Verkrautung und Abfluß - Besondere Mitteilungen zum Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch Nr.2
- HYNES, H.B.N. (1970):** The Ecology of Running Waters, Liverpool University Press, Liverpool

- JOHNSTONE, L.M. (1982): Waterweed decline: A resource allocation hypothesis - Proceedings European Weed Research Society (EWRS) 6th International Symposium on Aquatic Weeds 1982: 45-53
- JORGA, W. & G. WEISE (1977): Biomasseentwicklung submerser Makrophyten in langsam fließenden Gewässern in Beziehung zum Sauerstoffhaushalt - Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie 62 (2): 209-233
- JORGA, G. & W. WEISE (1979): Zum Bioindikationswert submerser Makrophyten und zur Rückhaltung von Wasserinhaltsstoffen durch Unterwasserpflanzen in langsam fließenden Gewässern - Acta Hydrochimica et Hydrobiologica 7 (1): 43-76
- JORGA, W., W.-D. HEYM & G. WEISE (1982): Shading as a measure to prevent mass development of submerged macrophytes - Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie 67: 271-281
- KAHNT, U., W. KONOLD, G.-H. ZELTNER & A. KOHLER (1989): Wasserpflanzen in Fließgewässern der Ostalb, Verbreitung und Ökologie - Ökologie in Forschung und Anwendung (2), Verlag Josef Margraf, Weikersheim
- KAZMIRUK, V.D. (1990): Hydraulic resistances of higher aquatic vegetation - Water Resources 17 (1): 101-108
- KERN-HANSEN, U. (1978): Drift of *Gammarus pulex* L. in relation to macrophyte cutting in four small Danish lowland streams - Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie 20: 1440-1445
- KERN-HANSEN, U. & F.H. DAWSON (1978): The standing crop of aquatic plants of lowland streams in Denmark and the interrelationships of nutrients in plants, sediment and water - Proceedings European Weed Research Society (EWRS), 5th International Symposium on Aquatic Weeds 1978: 143-150
- KERN-HANSEN, U. & I.F. HOLM, (1982): Aquatic plant management in Danish streams - Proceedings European Weed Research Society (EWRS), 6th International Symposium on Aquatic Weeds 1982: 122-131
- KIMBEL, J.C. & S.R. CARPENTER (1981): Effects of mechanical harvesting on *Myriophyllum spicatum* L., regrowth and carbohydrate allocation to roots and shoots - Aquatic Botany 11: 121-127
- KOHLER, A. (1971): Zur Ökologie submerser Gefäßmakrophyten in Fließgewässern - Berichte der deutschen botanischen Gesellschaft 84: 113-120
- KOHLER, A. (1975): Submerse Makrophyten und ihre Gesellschaften als Indikatoren der Gewässerbelastung - Beiträge zur naturkundlichen Forschung in Südwest-Deutschland 34: 149-159
- KOHLER, A. (1978): Wasserpflanzen als Bioindikatoren - Beihefte Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 11: 259-281
- KOHLER, A. (1982): Wasserpflanzen als Belastungsindikatoren - Decheniana-Beihefte 26: 31-42
- KOHLER, A. & S. SCHIELE (1985): Veränderungen von Flora und Vegetation in den kalkreichen Fließgewässern der Friedberger Au (bei Augsburg) von 1972 bis 1982 unter veränderten Belastungsbedingungen - Archiv für Hydrobiologie 103 (2): 137-199
- KOHLER, A. & G.-H. ZELTNER (1981): Der Einfluß von Be- und Entlastung auf die Vegetation von Fließgewässern - Daten und Dokumente zum Umweltschutz, Sonderreihe Umwelttagung Hohenheim 31: 127-139
- KOHLER, A., R. BRINKMEIER & H. VOLLRATH (1974): Verbreitung und Indikatorwert der submersen Makrophyten in den Fließgewässern der Friedberger Au - Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft 45: 5-36
- KOHLER, A., Th. PENSEL & G.-H. ZELTNER (1980): Veränderungen von Flora und Vegetation in den Fließgewässern der Friedberger Au (bei Augsburg) zwischen 1972 und 1978 - Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Freising-Weihenstephan 1979) 8: 343-350
- KOHLER, A., H. VOLLRATH & E. BEISL (1971): Zur Verbreitung, Vergesellschaftung und Ökologie der Gefäß-Makrophyten im Fließgewässersystem Moosach (Münchener Ebene) - Archiv für Hydrobiologie 72 (3): 333-365
- KONOLD, W. (1987): Oberschwäbische Weiher und Seen, Teil II: Vegetation, Limnologie, Naturschutz - Beihefte Veröffentlichungen Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg 52 (2): 201-634
- KONOLD, W. (1989): Fließgewässer aus pflanzensoziologischer und vegetationskundlicher Sicht - Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege, Heft 58, Bonn-Bad Godesberg: 753-760
- KONOLD, W., O. SCHÄFER & A. KOHLER (1990): Wasserpflanzen als Bioindikatoren, dargestellt am Beispiel kleinerer Stillgewässer Oberschwabens und der Franche Comté - Ökologie & Naturschutz 3: 167-181
- KRAUSE, A. (1972): Einfluß der Eutrophierung und anderer menschlicher Einwirkungen auf die Makrophytenvegetation der Oberflächengewässer - Berichte über Landwirtschaft 50: 140-146
- KRAUSE, W. (1971): Die makrophytische Wasservegetation der südlichen Oberrheinebene. Die Äschenregion - Archiv für Hydrobiologie Supplement XXXVII (4): 387-465

- KRAUSE, A. & W. LOHMEYER (1980):** Schränken Pflanzenschutzbestimmungen unser Wildstrauchsoriment ein? - Zur Frage verfeimter Holzarten - *Natur und Landschaft* 55 (9): 335-336
- KUTSCHER, G. (1984):** Verbreitung und Ökologie höherer Wasserpflanzen in Fließgewässern der Schwäbischen Alb. Dargestellt an den Flüssen: Bära, Schmiecha, Lauchert, Zwiefalter Ach und Große Lauter - Dissertation Technische Universität München
- KUTSCHER, G. & A. KOHLER (1976):** Verbreitung und Ökologie submerser Makrophyten in den Fließgewässern des Erdinger Moores (Münchner Ebene) - *Berichte der Bayrischen Botanischen Gesellschaft* 47: 175-228
- KVET, J. & S. HEJNY (1986):** Biology, ecology and identification of aquatic weeds in relation to control measures - *Proceedings European Weed Research Society (EWRS), 7th International Symposium on Aquatic Weeds 1986:* 419-427
- LAING, R. L. (1979):** The use of multiple inversion and 'Clen-Flo Lake Cleanser' in controlling aquatic plants - *Journal of Aquatic Plant Management* 17: 33-38
- LANGE, J. DE & J. C. J. VAN ZON (1978):** Evaluation of the botanical response of different methods of aquatic weed control, based on the structure and floristic composition of the macrophytic vegetation - *Proceedings European Weed Research Society (EWRS), 5th International Symposium on Aquatic Weeds 1978:* 279-286
- LARSEN, V. (1973):** Undersogelse over vegetation i vandlob - Hedelskabets forsogsvirksomhed, Meddelse Nr. 1, Denmark
- LEENTVAR, P. (1978):** Aquatic weed control related to nature management - *Proceedings European Weed Research Society (EWRS), 5th International Symposium on Aquatic Weeds 1978:* 83-89
- LOHMEYER, W. & A. KRAUSE (1977):** Über die Auswirkungen des Gehölzbewuchses an kleinen Wasserläufen des Münsterlandes auf die Vegetation im Wasser und an den Böschungen im Hinblick auf die Unterhaltung der Gewässer - *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 9, 2. Aufl.: 105 Seiten, Bonn-Bad Godesberg
- MATTES, H. & K. KREB (1974):** Die Nettophotosynthese von Wasserpflanzen, insbesondere *Potamogeton densus*, als Indikator für die Verunreinigung von Gewässern - *Angewandte Botanik* 48: 287-297
- MELZER, A. (1988):** Die Gewässerbeurteilung bayrischer Seen mit Hilfe makrophytischer Wasserpflanzen - *Hohenheimer Arbeiten: Gefährdung und Schutz von Gewässern:* 105-116; E. Ulmer Verlag, Stuttgart
- MITCHELL, D. S. (1974):** Aquatic vegetation and its use and control - UNESCO, Paris
- MONSCHAU-DUDENHAUSEN, K. (1982):** Wasserpflanzen als Belastungsindikatoren in Fließgewässern, dargestellt an Beispiel der Schwarzwaldflüsse Nagold und Alb - *Beihefte Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg* 28: 1-118
- MURPHY, K. J. (1988):** Aquatic weed problems and their management: A review, II Physical control measures - *Crop Protection* 7 (October): 283-302
- MURPHY, K. J., A. M. FOX & R. G. HANBURY (1987):** A multivariate assessment of plant management impacts on macrophyte communities in a Scottish canal - *Journal of Applied Ecology* 24: 1063-1079
- NIEMANN, E. (1980):** Zur Ansprache des "Verkrautungs-zustandes" in Fließgewässern - *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica* 8 (1): 47-57
- NILSSON, Ch. (1987):** Distribution of stream-edge vegetation along a gradient of current velocity - *Journal of Ecology* 75: 513-522
- OWENS, M. & R. W. EDWARDS (1961):** The effects of plants on river conditions II. Further crop studies and estimates of net productivity of macrophytes in a chalk stream - *Journal of Ecology* 49: 119-126
- PERCIVAL, E. & H. WHITEHEAD (1929):** A quantitative study of the fauna of some types of stream-bed - *Journal of Ecology* 17: 282-314
- PHILIPPI, G. (1981):** Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften des Tauber-Main-Gebietes - *Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg* 53/54: 541-591
- PIETSCH, W. (1974):** Ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern mit Hilfe höherer Wasserpflanzen - ein Beitrag zur Belastung aquatischer Ökosysteme - *Mitteilungen der Sektion Geobotanik und Phytotaxonomie der biologischen Gesellschaft in der DDR (Frankfurt):* 13-29
- PIETSCH, W. (1982):** Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung, Bd. 2 : 67-88, 2. Aufl., Jena
- PÖPPERL, R. (1991):** Die Biozönose eines durch Stauhaltung geregelten Seeabflusses - dargestellt am Beispiel der benthischen Makroinvertebraten in der alten Schwentine zwischen Belauer und Stolper See (Schleswig-Holstein) - *Dissertation Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät der Christian-Albrechts-Universität Kiel*

- RICKERT, K. (1986):** Der Einfluß von Gehölzen auf die Lichtverhältnisse und das Abflußverhalten in Fließgewässern - Mitteilungen des Instituts für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau der Technischen Universität Hannover **61**, 179 S.
- ROLL, H. (1938):** Die Pflanzengesellschaften ostholsteinischer Fließgewässer - Archiv für Hydrobiologie **34**: 159-305
- SAND-JENSEN, K., E. JEPPESEN, K. NIELSEN, L. VAN DER BIJL, L. HJERMIND, L. WIGGERS NIELSEN & T. MOTH IVERSEN (1989):** Growth of macrophytes and ecosystem consequences in a lowland Danish stream - Freshwater Biology **22**: 15-32
- SCHAEFER, M. (1992):** Ökologie, UTB Wörterbücher der Biologie, 3. Auflage, Gustav Fischer Verlag, Jena
- SCHMEDITJE, U. & F. KOHMANN (1987):** Bioindikation durch Makrophyten - Indizieren Makrophyten Saprobie? - Archiv für Hydrobiologie **109** (3): 455-469
- SCHÜTZ, W. (1990):** Vegetation und Flora der Fließgewässer der Schwäbischen Alb - Jahrbuch der Gesellschaft für Naturkunde in Württemberg **145**: 221-237
- SCHWOERBEL, J. (1987):** Einführung in die Limnologie, 6. Aufl., G. Fischer Verlag (UTB), Stuttgart
- SIRJOLA, E. (1969):** Aquatic vegetation of the river Teuronjoki, South Finland, and its relation to water velocity - Annales Botanici Fennici **6**: 68-75
- SKA, B. & P. VAN DER BORGHT (1986):** The problem of Ranunculus development in the river Semois - Proceedings European Weed Research Society (EWRS), 7th International Symposium on Aquatic Weeds 1986: 307-314
- SPÄTH, V. (1988):** Zur Hochwassertoleranz von Auenwaldbäumen - Natur und Landschaft **63** (7/8): 312-315
- THOMAS, E. A. (1975a):** Kampf dem zunehmenden Wasserpflanzenbewuchs in unseren Gewässern, Krautwucherungen als schwerwiegendes Gewässerschutzproblem in Fließgewässern - Wasser- und Energiewirtschaft **1/2**: 1-8
- THOMAS, E. A. (1975b):** Gewässerfeindliche Wirkungen von Phosphaten in Flüssen und Bächen - Schweizer Zeitschrift für Hydrologie **37**: 273-288
- THOMAS, E. A. (1978):** Mass growth of algae and macrophytes in streams: Method, cause and prevention - Verhandlungen der internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie **20**: 1796-1799
- WEBER-OLDECOP, D. W. (1981):** Eine Fließgewässer-Typologie - Limnologica, Berlin, **13**: 419-426
- WESTLAKE, D. F. (1967):** Some effects of low-velocity currents on the metabolism of aquatic macrophytes - Journal of Experimental Botany **18**: 187-205
- WESTLAKE, D. F. (1968):** The weight of water weed in the river Frome - Association of River Authorities Yearbook 1968: 59-68
- WESTLAKE, D. F. (1971):** Water plants and the aqueous environment - Biol. Human Affairs **36**: 10
- WESTLAKE, D. F. (1979):** The ecology of chalkstreams - Watsonia **12**: 387
- WESTLAKE, D. F. (1981):** Temporal changes in aquatic macrophytes and their environment - Dynamique de Populations et Qualites de L'Eau: 110-138
- WESTLAKE, D. F. & F. H. DAWSON (1982):** Thirty years of weed cutting on a chalk stream - Proceedings European Weed Research Society (EWRS), 6th International Symposium on Aquatic Weeds 1982: 132-140
- WESTLAKE, D. F. & F. H. DAWSON (1986):** The management of Ranunculus calcaricus by pre-emptive cutting in Southern England - Proceedings European Weed Research Society (EWRS), 7th International Symposium on Aquatic Weeds 1986: 395-400
- WIEGLEB, G. (1979):** Der Zusammenhang zwischen Gewässergüte und Makrophytenvegetation in niedersächsischen Fließgewässern - Landschaft + Stadt **11** (1): 32-35
- WIEGLEB, G. (1981):** Struktur, Verbreitung und Bewertung von Makrophytengesellschaften niedersächsischer Fließgewässer - Limnologica, Berlin, **13** (2): 427-448
- WIJK, R. J. VAN (1986):** Life cycle characteristics of Potamogeton pectinatus L. in relation to control - Proceedings European Weed Research Society (EWRS), 7th International Symposium on Aquatic Weeds 1986: 375-380
- WILE, J. (1978):** Environmental effects of mechanical harvesting - Journal of Aquatic Plant Management **16**: 14-20

Verzeichnis der verwendeten Fachbegriffe *)

Adventivwurzeln: sproßbürtige Wurzeln.

autotroph: Organismen sind autotroph, wenn sie zu ihrer Ernährung keine organische Substanz benötigen, sondern selbst aus anorganischen Stoffen organische aufzubauen vermögen. Grundlage der Autotrophie ist bei den grünen Pflanzen die Photosynthese.

Benthon: am Grund von Gewässern lebende, festsitzende und bewegliche Tier- und Pflanzenwelt.

Biozönose: Lebensgemeinschaft; gemeinsames Vorkommen von Pflanzen und Tieren, die zufällig oder zielstrebig zusammentreffen, sich infolge ähnlicher Umweltansprüche und einseitiger oder gegenseitiger Abhängigkeit in dem betreffenden Lebensraum halten können und in erster Linie durch ernährungsbiologische Abhängigkeit ein Verknüpfungsgefüge bilden.

edaphisch: zum Boden gehörend; der Begriff wird auf Organismen (Edaphon) und Faktoren des Bodens bezogen

emerse Arten: Bezeichnung für Wasserpflanzen, die sich zumindest teilweise über der Wasseroberfläche befinden.

euryök: Bezeichnung für Organismen, die Schwankungen lebenswichtiger Umweltfaktoren innerhalb weiter Grenzen ertragen. Sie können daher an den verschiedenartigsten Lebensstätten vorkommen.

eurytherm: Bezeichnung für Organismen, die innerhalb eines weiten Temperaturbereiches leben und große Temperaturdifferenzen ertragen können.

eutraphent: Bezeichnung für Pflanzen, die einen hohen Nährstoffbedarf haben.

eutroph: durch Reichtum an Nahrung oder Nährstoffen gekennzeichnet.

Habitat: Begriff für den charakteristischen Wohn- oder Standort einer Art. Heute oft als Synonym für Biotop (Lebensstätte einer Biozönose).

heterotroph: Organismen sind heterotroph, wenn sie auf organische Stoffe als Material für ihre Körpersubstanz angewiesen und somit von anderen Lebewesen abhängig sind.

interferent: mitwirkend

Internodien: Abschnitte der Sproßachse, die im Gegensatz zu den Knoten oder Nodien nicht in der Lage sind, Blätter auszubilden. Die Streckung der Internodien ist allein für das sichtbare Längenwachstum der Sprosse verantwortlich.

kaltstenotherm: Bezeichnung für Organismen, die für ihre Lebensprozesse einen engen Bereich niedriger Temperatur benötigen und tolerieren.

katharob: arm an organischen Stoffen.

Litoral: Bereich eines Sees, der den noch vom Licht erreichten Teil des Untergrundes erfaßt.

lotisch: fließend oder durch Wind bewegt.

Makronährstoffe = Hauptnährstoffe: die von autotrophen und heterotrophen Organismen in größerer Menge benötigten Elemente, wie C, O, H, N, S, P, K, Ca, Mg, Fe. Im allgemeinen sind die Nährstoffe N, P und K gemeint.

Makrophyten: die höheren Pflanzen. Häufig werden zu den Makrophyten der Gewässer auch die mit dem bloßen Auge sichtbaren Algen gezählt.

Makrozoen: mit bloßem Auge sichtbare Fauna.

mesosaprob: Bezeichnung für Wasser mit einer mittleren Menge faulender Substanzen.

mesotroph: Bezeichnung für einen Lebensraum mittlerer Produktivität, die zwischen Oligotrophie und Eutrophie liegt.

nymphæide Arten: Pflanzen mit großen oder mittelgroßen Schwimmblättern; Submersblätter sind bei diesen Arten nicht vorhanden oder nur schwach ausgebildet (z.B. *Nuphar lutea* - Gelbe Teichrose, *Nymphaea alba* - Weiße Seerose, *Potamogeton natans* - Schwimmendes Laichkraut).

obsequent: gegenläufig

ökologische Amplitude: Wirkungsbreite eines Umweltfaktors (z.B. Temperatur, Feuchtigkeit, Licht, Salzgehalt) für eine bestimmte Art und Rasse. In seinem optimalen Bereich hat die Art bzw. Rasse ihre größte Häufigkeit, im unter- oder überoptimalen Bereich nimmt ihre Zahl ab bis zum Fehlen an der Minimum- oder Maximumgrenze der ökologischen Amplitude.

ökologische Valenz: Reaktionsbreite einer Art einem bestimmten Umweltfaktor gegenüber.

oligosaprob: Bezeichnung für Wasser mit einer geringen Menge faulender Substanzen.

*) im wesentlichen nach SCHAEFER 1992

oligotroph: durch Armut an Nahrung oder Nährstoffen gekennzeichnet.

organotroph: reich an organischen Substanzen.

Periphyton = "Aufwuchs": Bezeichnung für die im Wasser an andere Organismen oder tote Gegenstände angehefteten Pflanzen, Tiere und Detritusteilchen; im engeren Sinne nur die auf Substraten im Wasser lebenden Pflanzen, vor allem die Mikroflora (Bakterien, Algen, Pilze).

Photonenfluxdichte: Maß für die Strahlungsstärke.

Phytobenthos: heute: Phytobenthon: pflanzliches Benthon.

polysaprob: reich an organischer, faulender Substanz.

polytroph: durch Reichtum an Nahrung oder Nährstoffen gekennzeichnet.

rheobiont: Bezeichnung für Organismen, die ausschließlich in Gewässern mit starker Strömung leben.

rheophil: Bezeichnung für Organismen, die sich mit Vorliebe in Gewässern mit starker Strömung aufhalten.

rheoxen = rheophob: Bezeichnung für Organismen, die Fließgewässer meiden.

sessil: Bezeichnung für Organismen, die unfähig zu aktiver Fortbewegung sind.

stenök: Bezeichnung für Organismen, die keine große Schwankungsbreite der Umweltfaktoren vertragen, sondern an ganz bestimmte Quantitäten von z.B. Temperatur, Luftfeuchtigkeit, Licht, Bodenchemismus oder Qualitäten, wie Bodenstruktur und Nahrung angepasst sind und daher nur in bestimmten Biotopen oder Biotopstellen vorkommen.

submerse Makrophyten: untergetaucht lebende Makrophyten.

Transekt: eine Linie, entlang derer die Verteilung von Populationen und Arten untersucht wird.

Trophiegrad: Menge der Biomasse und Umsatz der photoautotrophen Organismen eines Gewässers, Maß für die Intensität der Primärproduktion.

Handbuch Wasserbau Baden-Württemberg

Herausgeber: Umweltministerium Baden-Württemberg

<i>Band</i>	<i>Titel</i>	<i>Herausgabe</i>	<i>Preis</i>
1	Gewässerausbau Wasserbaumerkblatt* Beschreibung ausgewählter Gewässerstrecken	1986	(vergriffen)
2	Naturnahe Umgestaltung von Fließgewässern Teil I: Leitfaden Teil II: Dokumentation ausgewählter Projekte	1992	25,00 DM
3	Naturgemäße Gestaltung von Fließgewässern Kolloquium am 3. Mai 1990 in Karlsruhe	1990	
4	Methodologische Untersuchungen zur Feuchteindikation von Biotopen auf der Basis von Bodenkäfergesellschaften Ökologische Bewertungs- und Beweis- sicherungsverfahren	1990	20,00 DM
5	Naturgemäße Bauweisen Ufer- und Böschungssicherungen	1993	20,00 DM
6	Gehölze an Fließgewässern	1993	25,00 DM

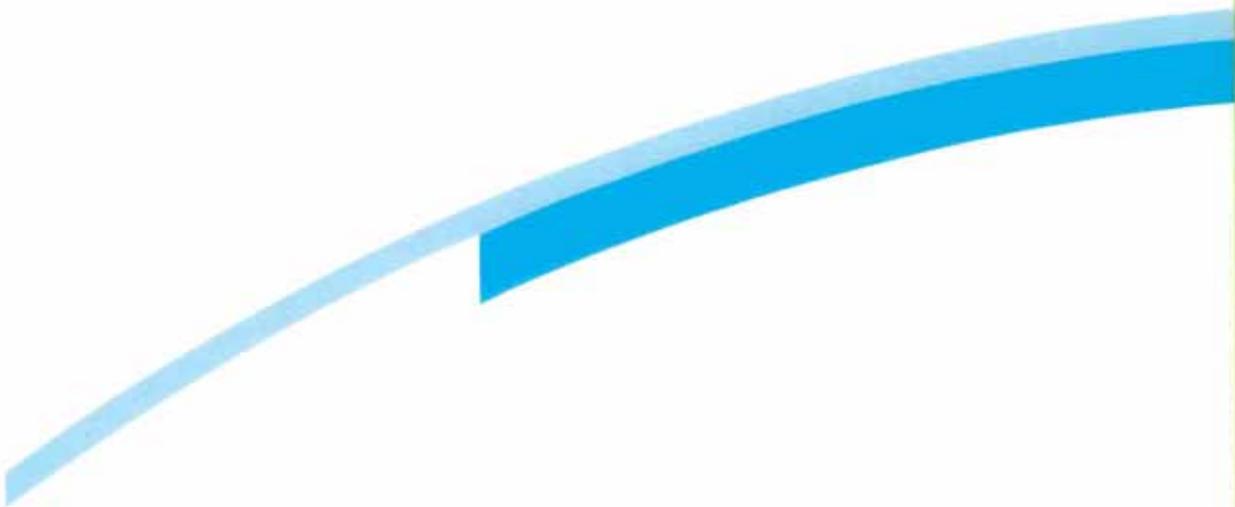
*) derzeit in Neubearbeitung

Diese Reihe wird fortgeführt als Veröffentlichungen des Zentralen Fachdienstes Wasser - Boden - Abfall - Altlasten bei der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg/Handbuch Wasser 2.

Handbuch Wasser 2

Veröffentlichungen des Zentralen Fachdienstes Wasser - Boden - Abfall - Altlasten bei der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg

<i>Band</i>	<i>Titel</i>	<i>Herausgabe</i>	<i>Preis</i>
1	Handbuch Wasser 2 Gewässerkundliche Beschreibung Abflußjahr 1990	1991	30,00 DM
2	Handbuch Wasser 2 Bauweisen des naturnahen Wasserbaus Umgestaltung der Enz in Pforzheim	1991	30,00 DM
3	Handbuch Wasser 2 Gewässerentwicklungsplanung - Leitlinien -	1992	30,00 DM
4	Handbuch Wasser 2 Übersichtskartierung der morphologischen Naturnähe von Fließgewässern - Vorinformation -	1992	30,00 DM
5	Handbuch Wasser 2 Regionalisierung hydrologischer Parameter für N-A-Berechnungen - Grundlagenbericht - - Programmdiskette -	1992	50,00 DM 40,00 DM
6	Handbuch Wasser 2 Ökologie der Fließgewässer Niedrigwasser 1991	1992	40,00 DM
7	Handbuch Wasser 2 Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung - Arbeitsanleitung - - Programmdiskette -	1993	50,00 DM 40,00 DM
8	Handbuch Wasser 2 Verkrautung von Fließgewässern Einflußfaktoren, Wechselwirkungen, Kontrollmaßnahmen - Literaturstudie -	1993	2 1,00 DM



LANDESANSTALT FÜR
UMWELTSCHUTZ
BADEN-WÜRTTEMBERG