ı

I

# Beiträge zur Limnologie der Halfsteder Bäke, Teil I Chemische und Botanische Untersuchungen

Renate Heim, Jörg Hardege, Helga Bartels, Heiko Sassen, Rüdiger Klingberg

Abstract: Yearly variation of six chemical parameters as well as the aquatic macroflora were studied in the small stream Halfsteder Bäke (Lower Saxony), a previously heavily polluted water course. In comparison with former examinations the concentration of phosphate, nitrate, nitrite and ammonia remained unchanged. The content of chloride however decreased considerably, causing a rapid regeneration of the aquatic macroflora. The measurements of the COD suggested, that there is a natural lower threshold for this quantity.

#### Einleitung

Die Halfsteder Bäke stand, als wichtigster Zufluß, schon immer im Mittelpunkt aller Bemühungen um die Sanierung des Zwischenahner Meeres. Die letzte Arbeit zu diesem Thema ist das 1981 erschienene Gutachten des Niedersächsischen Wasseruntersuchungsamtes in Hildesheim von POLTZ u. JOB (1981). Da die Halfsteder Bäke den Vorfluter des Klärwerks Wiefelstede darstellt, ließ die Schließung einer ihre Abwässer in dieses Klärwerk leitenden Fabrik im Sommer 1982 Veränderungen in der Wasserqualität der Bäke erwarten. Es handelte sich hierbei um einen darmverarbeitenden Betrieb, dessen Abwasser hohe Chloridkonzentrationen enthielt. Über die Kläranlage Wiefelstede gelangten die hohen Chloridfrachten unvermindert in die Halfsteder Bäke, in der sie jegliches Pflanzenwachstum unmöglich machten. Erst kurz vor der Mündung, bedingt durch den Rückstau des Zwischenahner Meeres, konnte Pflanzenbewuchs festgestellt werden; ansonsten war die Bäke biologisch tot (EIDAM et al. 1980).

Mit dieser Arbeit soll nun gezeigt werden, welchen Einfluß diverse chemische Parameter auf das Pflanzenwachstum haben können und wie sich die Wiederbesiedlung eines vormals verödeten Gewässers durch Makrophyten vollzieht. In einer folgenden Arbeit (HARDEGE 1985) wird auf die besondere Problematik des Phosphorhaushaltes in Gewässern eingegangen und die Phosphorelimination durch Makrophyten beschrieben.

# Das Untersuchungsgebiet

Die Halfsteder Bäke ist der wichtigste Zufluß des Zwischahner Meeres. Sie bildet sich ca. 2 km nordöstlich von Wiefelstede inmitten von Weiden und fließt in südwestlicher Richtung auf ihre Mündung bei Aschhauserfeld zu. Die Länge der Bäke beträgt ca. 12 km, ihre Breite schwankt zwischen 1, 20 m vor der Kläranlage in Wiefelstede und 7, 50 m in der Nähe des Zwischenahner Meeres. Das Gefälle beträgt insgesamt ca. 7 m.

Die Größe des Einzugsgebietes der Halfsteder Bäke beträgt 34 km². Sie besitzt einen durchschnittlichen Anteil von 35, 3 % an der Wasserführung des Zwischenahner Meeres, wobei je nach Durchfluß Schwankungen zwischen 20 % in abflußarmen und 51 % in abflußreichen Jah-

DROSERA '85

ren auftreten (POLTZ & JOB 1981). Die Bäke stellt demnach einen bedeutenden Faktor für den ökologischen Zustand des Sees dar; eine Verschmutzung der Bäke wirkt sich sofort auf das Zwischenahner Meer aus.

Das Zwischenahner Meer ist mit einer Größe von 5, 5 km² der drittgrößte See Niedersachsens. Es stellt das Zentrum eines Erholungsgebietes von großer Bedeutung dar und wird hauptsächlich vom Wassersport und als Badegewässer genutzt. Die Hauptzuflüsse sind neben der Halfsteder Bäke der Auebach und die Otterbäke, den Abfluß bildet die Zwischenahner Aue. Die Wasseraufenthaltszeit beträgt im Jahresmittel 120 Tage, wobei Schwankungen zwischen 90 Tagen im Winter und 190 Tagen im Sommer auftreten (POLTZ & JOB 1981).

Durch anthrophogene Einflüsse wurde das Zwischenahner Meer in den letzten Jahrzehnten immer mehr durch anorganische Nährstoffe (hauptsächlich Phosphat und Stickstoff) belastet, was zu einer stark zunehmenden Eutrophierung führte. Auffälligstes Anzeichen dafür stellt die jeden Sommer im Juni und Juli auftretende Algenblüte dar, die durch ein Massenauftreten der planktischen Cyanobakterien aus den Gattungen Aphanizomenon und Microcystis hervorgerufen wird. Auch im Frühjahr und Herbst treten kleinere Algenblüten auf, die hauptsächlich von der Diatomeen- Gattung Melosira verursacht werden. Es muß aber berücksichtigt werden, daß das Zwischahner Meer auch in vorgeschichtlicher Zeit schon eutrophe Eigenschaften besaß, was durch Analysen alter Sedimente belegt wird (NEUMANN 1973).

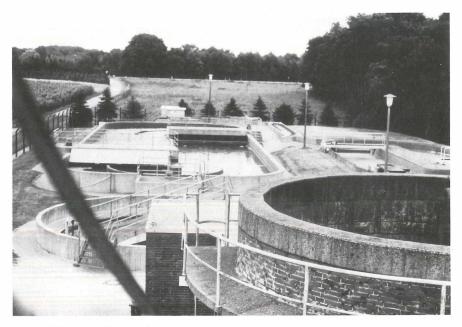


Abb. 1: Kläranlage Wiefelstede

#### Material und Methoden

Chemische Untersuchungen: Die Wasserproben wurden von Oktober 1982 bis September 1983 in regelmäßigen Abständen entnommen und bis zur Analyse bei – 18°C eingefroren. Nach dem Auftauen erfolgte eine Filtration mit Schwarzband-Filtern (Schleicher & Schüll). Die Lage der Probepunkte ist in Abb. 2 dargestellt.

Chlorid: Die Bestimmung erfolgte titrimetrisch nach einer modifizierten Labormethode Mohr-Winkler.

Stickstoff: Nitrat wurde nach DEV-D 9-2 (1982), Nitrit nach der Methode von SCHWOERBEL (1980 b) und Ammonium nach DEV-E-5 (1982) bestimmt.

Phosphat: Die ortho-Phosphat-Bestimmung erfolgte nach DIN 38 405 - DEV- D 11-1 (1982). CSB: Die CSB-Bestimmung erfolgte nach der Referenzmethode im Rahmen des Abwasserabgabengesetzes (AbwAG) (HOFFMANN 1980). Der Gesamtabfluß Q wurde nach der Zweipunkt-Meßmethode nach Streck (RÖSSERT 1976) bestimmt.

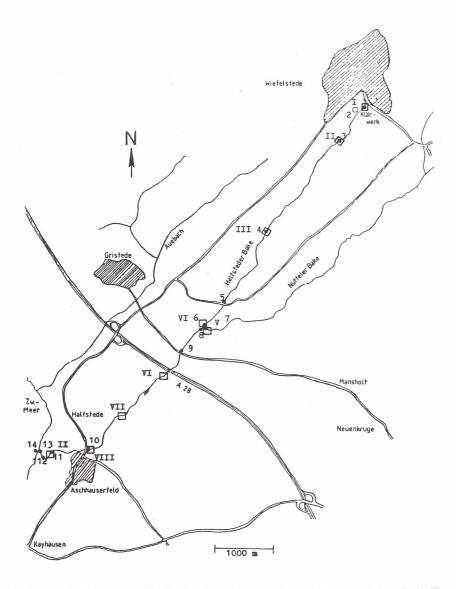


Abb. 2: Lage der Probepunkte für die chemischen Untersuchungen (●, 1-14) und der Probeflächen für die botanischen Untersuchungen (□, I-IX).

Botanische Untersuchungen: Im Frühjahr 1983 wurde die Halfsteder Bäke in ihrer gesamten Länge abgegangen. Dabei wurden 9 Probestrecken, die einen repräsentativen Überblick versprachen, von jeweils 50-70 m Länge ausgewählt. Wo es möglich war, wurden die Probestreken mit Wasserprobenahmepunkten zusammengelegt, um Aussagen über den Einfluß von ökochemischen Umweltparametern auf die Vegetation machen zu können. Die Lage der Probestrecken ist in Abb. 2 dargestellt. Wie auch bei den chemischen Analysen wurde die Nutteler Bäke als wichtigster Zufluß in die Untersuchungen mit einbezogen. Die Vegetationsaufnahmen wurden in Abständen von 4 Wochen in der Vegetationsperiode von April bis September durchgeführt. Die Zahlen in den Tabellen bedeuten folgende Aufnahmedaten: 1 = 28/04/83, 2 = 03/06/83, 3 = 01/07/83, 4 = 28/07/83, 5 = 31/08/83, 6 = 29/09/83. Die Aufnahmen wurden von beiden Ufern aus, mit einer ca. 2 m langen Harke durchgeführt. So wurden sowohl alle emersen als auch submersen Makrophyten erfasst. Algen wurden nicht berücktsichtigt; sie kamen, wenn überhaupt, nur als periphytische Formen vor. Als Schätzskala wurde die deckungsgradorientierte Skala nach LONDO (1975) verwendet.

#### Chlorid

Im Untersuchungszeitraum (Oktober 1982 bis September 1983) wurden im Kläranlagenablauf Konzentrationen zwischen 66 und 180 mg Cl<sup>-</sup>/l festgestellt, was einem durchschnittlichem Gehalt von 136 mg/l entspricht. Daraus ergibt sich für die Halfsteder Bäke an Punkt 10 eine Chlorid-Konzentration von 75 mg/l mit Schwankungen zwischen 49 und 126 mg/l. Eine Abhängigkeit der Meßergebnisse vom Abfluß ist nicht zu erkennen. Dies ist ein Indiz dafür, daß die Kläranlage als Belaster kaum noch in Frage kommt. Die Nutteler Bäke, mit einem relativ geringem Chlorid-Gehalt von 52 mg/l, hat einen verdünnenden Einfluß.

Nach Poltz & Job (1981) lagen die Durchschnittswerte im Kläranlagenabfluß bei 2690 mg/l (Untersuchungszeitraum 1975-1978), wobei Spitzenwerte von bis zu 4200 mg/l auftraten. Dadurch wurde ein Anstieg der Chlorid-Konzentration in der gesamten Bäke bewirkt. Am Pegel Aschhauserfeld (Punkt 10/VIII) wurde ein mittlerer Chlorid-Gehalt von 508 mg/l festgestellt, wobei Schwankungen zwischen 60 und 1600 mg/l auftraten (POLTZ & JOB 1981). Die Konzentration folgte einer Verdünnungskurve, so daß bei hohem Durchfluß, also hauptsächlich im Winter, niedrige Werte, im Sommer jedoch, bei geringer Wassermenge, hohe Konzentrationen entstanden. Diese hohen Chlorid-Gehalte wirkten sich so negativ auf das Pflanzenwachstum aus, daß bis Punkt 9 keinerlei Pflanzenwachtstum zu beobachten war. Der Chlorid-Gehalt des Zwischenahner Meeres lag von 1975-81 (Poltz 1983) bei einem mittleren Wert von 67,7 mg/l. Die Konzentration unterlag starken abflußabhängigen Schwankungen sowohl im Jahreslauf als auch langfristig. Der Grund für diese Schwankungen war die Kläranlage Wiefelstede. Nach Schlie-Bung der darmverarbeitenden Fabrik 1982 stellte sich rasch eine Chlorid-Konzentration von unter 40 mg/l ein, so daß die Kläranlage heute kaum noch am Chlorid-Gehalt des Zwischenahner Meeres beteiligt ist.

# Anorganische Stickstoffverbindungen

Bei den Konzentrationen der anorganischen Stickstoffverbindungen im Kläranlagenabfluß sind große Schwankungen festzustellen, die offenbar aperiodisch erfolgen. Im einzelnen variieren die Werte für Nitrat von 1,08-41,6 mg N/I (Mittel: 23,1 mg N/I), für Nitrit von 0,03-2,79 (0,94) und für Ammonium von 0,08-4,93 (0,92) mg N/I. In der Regel ist die Nitritkonzentration etwas höher als die Ammoniumkonzentration. Nitrat ist mit etwa 92 % an der Stickstoffkonzentration beteiligt. Das unterstreicht die in der Kläranlage stattfindende gute Nitritfikation.

Die gesamte Konzentration an anorganischem Stickstoff im Kläranlagenabfluß beträgt 27,1 mg N/l. Dies bedeutet gegenüber dem Wert von 45,5 mg N/l von Poltz & JoB (1981) eine Verringerung um 40 %, wobei bei Nitrat eine Verringerung der mittleren Konzentration um ein Drittel, bei Nitrit dagegen fast eine Verdoppelung festzustellen ist. Stark zurückgegangen ist die mittlere Ammoniumkonzentration, und zwar von 7,3 auf 0,92 mg N/l. Das Maximum beträgt 4,73 mg N/l gegenüber früher 38 mg N/l. Insbesondere hierhin zeigt sich die verbesserte Nitritfikation.

Mit der durchschnittlichen N-Konzentration von 27,1 mg N/I und dem Jahresabfluß von 258.000 m³ berechnet sich die N-Fracht auf 6990 kg N. Das entspricht einer durchschnittlichen Fracht von 0,222 g N/s. POLTZ & JOB (1981) geben für 1974-79 eine Fracht von 7360 kg N/a bzw. 0,233 g N/s an, also um 5,3 % höhere Werte. Insgesamt kann von einer gleichbleibenden N-Fracht seit den Untersuchungen von POLTZ & JOB (1981) ausgegangen werden.

In der Halfsteder Bäke liegen mehr als 90 % des Stickstoffs in Form von Nitrat vor, so daß kaum ungeklärte Abwässer, die zumindest direkt nach der Einleitung eine höhere Ammonium-Konzentration zur Folge hätten und den Sauerstoff-Haushalt belasten würden, in die Bäke gelangen. Insofern sind Halfsteder und Nutteler Bäke als relativ unbelastet einzustufen. In der Nutteler Bäke liegen die Konzentrationen aller drei Parameter immer niedriger als in der Halfsteder Bäke.

Für die Halfsteder Bäke ergibt sich bei einem MQ (Mittleren Abfluß) von 550 l/s im Jahr 1983 eine Stickstoff-Fracht von 117.000 kg N/a. Für die Nutteler Bäke berechnet sich bei einem MQ von 185 l/s eine Fracht von 36.700 kg N/a; das ist ein Anteil von 31,4 %. Die Kläranlage Wiefelstede ist mit nur 6990 kg N/a bzw. 6 % an der Gesamtfracht beteiligt.

Die flächenspezifische N-Fracht (ohne Kläranlage) beträgt für die Halfsteder Bäke 32,4 kg N/ha·a. Sie geht zu mehr als 90 % auf Nitrat zurück, das im Boden bedeutend mobiler ist als Ammonium. FOERSTER & NEUMANN (1981) ermittelten für Geestgewässer Werte für die Nitratfracht von 1,04-32,7 kg N/ha·a (1974/75-76/77). An einem Gewässer, dessen Niederschlagsgebiet fast ausschließlich von Wald eingenommen wird, wurden nur 0,31-0,48 kg N/ha·a gemessen. FOERSTER & NEUMANN (1981) vermuten daher, daß in landwirtschaftlich genutzten Gebieten generell mit deutlich höheren Frachten zu rechnen ist als in forstwirtschaftlichen genutzten Gegenden. Deshalb dürfte die hohe N-Fracht der Halfsteder Bäke bei einer landwirtschaftlichen Nutzung von 71 % des Niederschlagsgebietes (Wald: 16,7 %, POLTZ & JOB 1981) überwiegend auf die Nutzungsverhältnisse zurückzuführen sein.

# Phosphat

Die ortho-Phosphat-Konzentrationen in der Bäke werden im wesentlichen von der Kläranlage Wiefelstede mit ca. 60 % der Fracht beeinflußt. Die Konzentration bleibt dabei im Kläranlagenablauf tagesperiodisch sehr konstant (Variation: 2,9 %), während über längere Zeiträume auch größere Schwankungen auftreten (Variation: 14 %), die zu einer mittleren Konzentration von 13,5 mg P/l führen. Zu der Belastung durch die Kläranlage addiert sich der natürliche Phosphataustrag, der berechnet nach der Formel von POLTZ & JOB (1981) bei 210 l/s Durchfluss ca. 0,33 mg ortho-P/l beträgt.

In der Bäke liegt die Konzentration bei etwa 0,55 mg P/l und die Fracht somit bei durchschnittlich 115 mg P/s am Pegel Aschhauserfeld. Gegenüber den Messungen von POLTZ & JOB (1981) ergibt sich an der Kläranlage ein Konzentrationsrückgang um ca. 30 % von 19 auf 13,5 mg P/l. Bedingt durch einen höheren Jahresabfluss folgt daraus allerdings nur ein geringer Frachtunterschied gegenüber den Werten von 1981. Auch im Unterlauf der Bäke am Pegel Aschhauserfeld wurde eine Fracht- und Konzentrations-Abnahme um ca. 35 % seit der Untersuchung von POLTZ & JOB (1981) festgestellt (1981: 0,83 mg P/l, 175 mg P/s).

Der Konzentrationsrückgang im Kläranlagenabfluß beruht zum einen auf der Schließung der darmverarbeitenden Fabrik und zum anderen auf der Reduzierung des Phosphatgehaltes in Waschmitteln um ca. 35 % seit 1982 (WIEFERIG & FRILLING 1982). Bedingt durch den höheren Abfluss berechnet sich daraus jedoch mit 3490 kg P/Jahr eine im Vergleich zu Poltz & Job (1981) etwas höhere Fracht (1981: 3230 kg P/a). Der Frachtrückgang in der Bäke um ca. 35 % (Abb. 3) beruht auf Veränderungen in der Bäke selbst. Die einzige Veränderung gegenüber früheren Untersuchungen bildet die Besiedlung der Bäke mit vorwiegend emersen Makrophyten. So wie bereits mehrere Autoren (z. B. KLOPATEK 1978) eine Phosphatelimination beschrieben haben, scheint dieses auch in der Bäke der Fall zu sein (HARDEGE 1985).

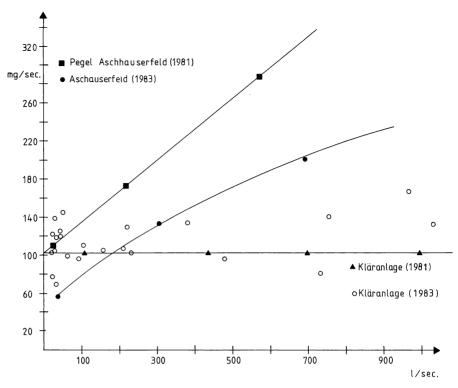


Abb. 3: Phosphat-Fracht der Kläranlage und der Halfsteder Bäke am Pegel Aschhauserfeld 1983 und nach POLTZ & JOB (1981) im mg P/s.

#### Chemischer Sauerstoffbedarf - CSB

Die Werte für den Kläranlagenabfluss liegen 1982/83 zwischen 34 und 37 mg  $O_2$ /l (Mittel: 36 mg  $O_2$ /l). Die in der Halfsteder Bäke gemessenen CSB-Werte liegen im Bereich von 38 bis 69 mg  $O_2$ /l, für die Nutteler Bäke zwischen 40 und 66 mg  $O_2$ /l (Mittel: 58 mg  $O_2$ /l). Die Jahresfracht 1983 liegt für die Halfsteder Bäke bei 900 t CSB. Der Anteil der Kläranlage Wiefelstede an der Gesamtfracht beträgt 9 t, also nur 1 %, während der Anteil der Nutteler Bäke immerhin rund 30 % beträgt.

Poltz & Job (1981) kamen bei ihren Messungen zu folgenden Ergebnissen für 1974-79: Halfsteder Bäke 27-66 mg  $O_2/I$  (Mittel: 43 mg  $O_2/I$ ), Kläranlage Wiefelstede 35-80 mg  $O_2/I$  (Mittel: 57 mg  $O_2/I$ ). (BSB für die Halfsteder Bäke 0,6-11,5 mg  $O_2/I$  (Mittel 3,6-4,2 mg  $O_2/I$ ), für die Kläranlage Wiefelstede 2,0-24,0 mg  $O_2/I$  (Mittel: 8,8 mg  $O_2/I$ ). Die Kläranlage Wiefelstede arbeitete nach den Angaben von Poltz & Job (1981) gut und voll zufriedenstellend im Rahmen ihrer Möglichkeiten. Sie konnten keine Belastung der Halfsteder Bäke mit sauerstoffzehrenden Abwässern feststellen. Mit einem durchschnittlichen CSB-Wert im Kläranlagenabfluss von 36 mg/l (1974-79: 57 mg/l) wird der gesetzlich vorgeschriebene Regelwert von 60 mg  $O_2/I$  (AbwAG) weit unterschritten.

Der Chemische Sauerstoffbedarf (CSB) erfaßt alle oxidierbaren, wasserlöslichen organischen Substanzen, ausgenommen einige stickstoffhaltige Verbindungen und kaum wasserlösliche Kohlenwaserstoffe. Angegeben wird der CSB in mg O<sub>2</sub>/I, bezeichnet also den Sauerstoffverbrauch, der für die Oxidation der Wasserinhaltsstoffe im Rahmen dieser Bestimmungsmethode ermittelt wird. Der CSB hat mit 2,2 Schadeinheiten pro 100 kg und Jahr eine hohe Bewertung erfahren. Der Abgabensatz lag für 1984 bei 30,-

DM für eine Schadeinheit. Die Bewertungskriterien außer den oxidierbaren Stoffen (CSB) sind: absetzbare Stoffe, Quecksilber und Verbindungen, Cadmium und Verbindungen, Fischgiftigkeit der Stoffe (HOFFMANN 1980). Das AbwAG-CSB-Gesetz wurde November 1979 im Bundesgesetzblatt veröffentlicht und ist seit dem 1. Januar 1981, im Zusammenhang mit der Abgabepflicht im Rahmen des Abwasserabgabengesetzes, bindend gültig.

Die Nutteler Bäke weist als "unbelasteter" Bach an allen Probetagen einen höheren CSB auf als die Halfsteder Bäke, und zwar um durchschnittlich 11 mg  $O_2/I$ . Aus den Untersuchungen läßt sich schlußfolgern, daß es für die Halfsteder Bäke, wie für jedes andere Fließgewässer auch, einen CSB-Wert gibt, der trotz größter biologischer Selbstreinigungskraft nicht unterschritten werden kann. Ursache dafür ist, daß es in jedem Gewässer natürliche organische Verbindungen gibt, die allochthonen oder autochthonen Ursprungs sind. Sie gehören zum natürlichen Kohlenstoffpool eines jeden Gewässers, das noch Leben aufweist und damit über einen bestimmten Stoffumsatz verfügt. Darum sind in einem Fließgewässer auch nicht unendlich kleine CSB-Werte zu erreichen. Zieht man die Ergebnisse von Poltz & Job (1981) mit in die Beurteilung der Halfsteder Bäke hinein, dürfte der "natürliche CSB" (vgl. ZAUKE & HÖPNER 1982) der Halfsteder Bäke bei mittleren Abflüssen zwischen 40 und 50 mg  $O_2$ /I liegen.



Abb. 4: Die Halfsteder Bäke am Pegel Aschhauserfeld (Probenpunkt 10, Probenfläche VIII), im Vordergrund Glyceria maxima.

Insgesamt wurden in der Halfsteder Bäke 38 Arten gefunden (in 8 Probestrecken), in der Nutteler Bäke 24 Arten (in 1 Probestrecke). Die Aufnahmen sind in Tab. 1 und 2 dargestellt. Die Auflistung der Arten erfolgte nach dem Wuchsformensystem von WIEGELEB (1982). Elodeiden (Elodea canadensis, Ranunculus peltatus, Callitriche platycarpa), Nymphaeiden (Potamogeton natans, Nuphar lutea) und Pleustophyten (Lemna minor, Hydrocharis morsus-ranae) sind als die eigentlichen Hydrophyten zusammengefaßt. Dann folgen im zweiten Artenblock die tribiontischen Amphiphyten mit Submers- oder Schwimmblattformen (Agrostis stolonifera, Rorippa amphibia) und niederwüchsige kriechende Arten (Alopecurus geniculatus, Lysimachia nummularia) und höherwüchsige Arten (Phragmites australis, Solanum dulcamara), die vom Rand aus in das Gewässer vordringen, aber selten wirklich und dauerhaft submerse Formen bilden (WIEGLEB 1982).

Die Artenspektren von Halfsteder und Nuttler Bäke sind fast indentisch. Einzige Ausnahme von Bedeutung ist der ausgeprägte Ranunculus-Bestand der Nutteler Bäke. Hierbei handelt es sich um ein recht interessantes Vorkommen von Ranunculus peltatus oder R. penicillatus. Aufgrund der komplexen Hybridisierungsvorgänge in der Gattung Ranunculus (3 Basisarten: R. peltatus, R. fluitans, R. trichophyllus; R. penicillatus ist ein Hybrid aus R. fluitans und R. peltatus) ist es kaum möglich, nur durch eine morphologische Charakterisierung eine eindeutige Zuweisung zu einer Art vorzunehmen (WIEGLEB & HERR 1984). Aufgrund der Schwierigkeiten in der Gattung Ranunculus wurden beide Arten in der Tabelle zusammengefaßt.

Ein Vergleich mit der Liste der Häufigkeit der im Nordwestraum Niedersachsens gefundenen Arten (WIEGLEB 1982) zeigt, daß die Vegetation der Halfsteder Bäke dieser Häufig-

6

Tab. 1: Nutteler Bäke (Probefläche V)

Aufnahmedatum

Autrianmedatum	1	47	47	4	10	0
Artenzahl	11	17	17 6	18 5	12 ∙1	2
Gesamtdeckung	·4	2	О	<u>.</u>		+
Ranunculus spec.	·2	1+	5	3	+	
Callitriche platycarpa	+	.2	∙1	+	+	•
Potamogeton natans		.1	.2	.2	+	+
Sparganium emersum	•	.2	.2	.4	+	
Polygonum hydropiper	•	•		+	+	
Alisma plantago-aquatica	+	+	∙1	.2	•	•
Sagittaria sagittifolia	•	•	•	•	+	•
Callitriche hamulata	•	+	+	•	•	•
Callitriche obtusangula	•	•	+		•	
Lemna minor	•	•	•	+	•	•
Glyceria fluitans	+	+		+		
Agrostis stolonifera	+	+	+	+	+	
Alopecurus geniculatus	+	+	+	4	+	
Phalaris arundinacea	+	+	+	+		
Myosotis palustris	•	+	+	+	•	
Cardamine amara	+	+	+	+	+	
Veronica beccabunga	.1	·1	·2	.4	+	
Mentha aquatica agg.	•	+	+			
Ranunculus repens				+		
Galium palustre				+		
Glechoma hedercacea				+	+	
Phragmites australis		+	+	.1	+	+
Rumex obtusifolius	+	+	+			
Rumex crispus	+	+	+	•	•	•

9
Bäke
ē
В
ste
Halfsteder
Ï
ä
Ō.

Tab. 2: Halfsteder Bäke													
Probefläche Aufnahmedatum Artenzahl Gesamtdeckung	1 2 3 4 5 6 4 3 4 4 5 3 4 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1	1 2 3 4 5 6 6 7 5 3 5 6 3 7 2 1 1 1	12 3 4 5 6 6 7 7 11 7 10 1 1 1 1 2 1 1 1	1 2 3 4 5 6 5 6 7 9 12 15 · · · · · · · · · · · ·	VI 1 2 3 4 9 16 13 19 1+ 1+ 7 8	5 6 7 11 1- 3	13 12 14 3	VII 3 4 5 6 13 11 12 14 3 3 1+ 1-	10 8 1 2 2 1 2	VIII 3 4 5 6 12 11 12 17 2 3 3 5	1 5 14 16 1- 2	3 X 4 2 2 3 3 3 3	5 6 1117 3 4
Callitriche platycarpa Potamogeton natans Sparganium emersum Polygonum hydropiper Nuphar lutea Alisma plantago-aquatica Sagittaria sagittifolia Elodea canadensis Callitriche hamulata Potamogeton trichoides Potamogeton alpinus Lemna minor	+ · · · · · · · · · · · · · · · · · · ·	<ul><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ<li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><li>κ</li><l< th=""><th>+ · · + · · · · · · · · · · · · · · · ·</th><th>++····································</th><th></th><th>++ · <del>-</del> · · · · · · · · + · ·</th><th>+++</th><th>4 \(\delta + \cdot \frac{1}{4} \cdot \cdot \cdot \frac{1}{4} \cdot \cdo</th><th><u>∵</u> + · · · · · · · · · · · · · · · · · ·</th><th>\$\frac{1}{4}\$ \tau \cdot \cdo</th><th>±+···</th><th>Ö++·+·+++··</th><th>+++ +4 · + ·</th></l<></li></ul>	+ · · + · · · · · · · · · · · · · · · ·	++····································		++ · <del>-</del> · · · · · · · · + · ·	+++	4 \(\delta + \cdot \frac{1}{4} \cdot \cdot \cdot \frac{1}{4} \cdot \cdo	<u>∵</u> + · · · · · · · · · · · · · · · · · ·	\$\frac{1}{4}\$ \tau \cdot \cdo	±+···	Ö++·+·+++··	+++ +4 · + ·
nydrocnaris morsus-ranae				+			•					•	•
Glyceria fluitans Glyceria maxima		· · · · + ·	+ · + · + ·	 + . + .	3++ 3++ 3+	+ + 9	+ <del>-</del>	٠ + ٠	<u>+</u> + <u>-</u>	∵ + 5 ∵ + 7 ∴ + 7	+ + -	+ + +	+ · ·
Agrostis stolonirera Alopecurus geniculatus Phalaris arundinacea	· + · · + · · + · · + ·	.2 .2 .2 + + .1	· + · · + · · + · · + ·		- · · ·	<u>-</u> · 4 й · У	· · ·	+ · <del>·</del> · <del>·</del> · <del>·</del> · <del>·</del> · · <del>·</del> · · · ·	<del>.</del> • •	- · <del>*</del> - · <del>*</del>		+ • +	
Myosotis palustris Cardamine amara		· · · · · · · · · · · · · · · · · · ·	· + + + + +	· + + · + + · · +	+ +		+ +	·	+ +	: + · : + ·		+ +	+ •
Veronica beccabunga Mentha aquatica agg.	· · · · · · · · · · · · · · · · · · ·	• •	+ · + · + ·	· · + · · ·	+ · · ·					· ·		٠ +	
Rorippa amphibia Sparganium erectum		· ·	· · · · · · · · · · · · · · · · · · ·		· ·					· +		+ ·	
Ranunculus repens Galium palustre	+ · + · · · · ·	+ · · ·	· · · · · · · · · · · · · · · · · · ·	+ · · · · ·	· ·								
Lysimachia nummularia			+ •	<del>.</del>								٠	+
Glechoma hederacea Caltha palustris Scirpio edication	+	+ • •	+ · ·	+			. + .	+ • •		+ • •			
Juncus effusus Juncus effusus	+ + + + + +				+							+	٠
Iris pseudacorus Rumax obtusifolius			· · · · · · · · · · · · · · · · · · ·		· +		+ +	+ ·					+ ·
Rumex crispus		· · +			+			•					•
Stachys palustris				· · ·								٠ -	٠ +
Solarium duicamara Epilobium palustre		 	  	  	+ ·			+ ·				٠ ٠	٠ ٠
													,

DROSERA '85

keitsliste weitgehend entspricht. Auffallend ist jedoch der relativ geringe Anteil der Hydrophyten; er beträgt in der Halfsteder Bäke 36 % (Oberlauf) bzw. 35 % (Unterlauf), 42 % in der Nuttler Bäke. Diese Werte sind geringer als die für die Nordwestdeutsche Tiefebene geltenden Werte von ca. 50 % (WIEGLEB 1981, 1982). Die mit Abstand häufigsten Arten in der Halfsteder Bäke sind die Hydrophyten Callitriche platycarpa und Potamogeton natans. Dann folgen erst die Submers- oder Schwimmblattformen der terrestrischen Arten Glyceria fluitans, Alopecurus geniculatus, Phalaris arundinacea, Myosotis palustris, Cardamine amara, Agrostis stolonifera, Glyceria maxima und Veronica beccabunga, bevor mit Sparganium emersum, Polygonum hydropiper und Lemna minor die nächsten Hydrophyten in der Häufigkeitsliste der Halfsteder Bäke erscheinen.

Besonders interessant ist die Beobachtung der Vegetationsentwicklung unter dem Aspekt der Neubesiedlung eines vormals verödeten Gewässers. Wie eingangs bereits erwähnt, verhinderte bis zum Sommer 1982 die hohe Chlorid-Belastung eine nennenswerte Vegetation in der Bäke. Es war nicht zu erwarten, daß sich die Vegetation so schnell regenerieren würde; allerdings handelte es sich 1983 auch um einen guten "Makrophyten-Sommer". Nach der Vernichtung eines großen Teils der Vegetation im Spätsommer 1983 mit Veränderung des Sediments erfolgte die Regeneration weit langsamer

Es gibt verschiedene Gründe für die schnelle Neubesiedlung der Halfsteder Bäke. Die Nicht-Hydrophyten wie *Alopecurus, Phalaris, Agrostis* etc. konnten ohne Schwierigkeiten vom Rand aus in die Bäke wachsen. Darin liegt wohl auch der hohe Anteil der eigentlich terrestrischen Arten begründet, da sie als erste vom umliegenden Grünland aus in die Bäke einwandern konnten. Ob dieser hohe Anteil an Nicht-Hydrophyten weiterhin bestehen bleibt, müssen weitere Vegetationsaufnahmen in den folgenden Jahren zeigen. Außerdem wurden im Unterlauf auch vor 1982 schon einige Pflanzen beobachtet. Aus dem oberen Teil, vor der Kläranlage, konnte z. B. *Callitriche platycarpa* einwandern; evt. konnten auch aus einigen Entwässerungsgräben Pflanzen in die Halfsteder Bäke gelangen. Für den Unterlauf stellt auch die Nutteler Bäke eine potentielle Quelle dar. Verbreitung durch Wind oder Tiere wird nur eine äußerst geringe Rolle gespielt haben. Da Wasserpflanzen im Allgemeinen zu einer sehr starken vegetativen Vermehrung neigen, keine Konkurrenten vorhanden waren und über die gesamte Vegetationsperiode hinweg optimale Temperaturen herrschten, konnte sich die Makrophytenvegetation gut entwickeln.

Obwohl im gesamten Bäkenverlauf Callitriche platycarpa und Potamogeton natans die dominierenden Arten sind, läßt sich doch eine Einteilung in Oberlauf und Unterlauf vornehmen. Die Halfsteder Bäke weist in ihrem Oberlauf ein Gefälle von 1 %, im Unterlauf 0,7 % auf. JORGA et al. (1982) geben ein Gefälle von 0,6-1,0 % als erstrebenswert an, bei einem Gefälle <0,5 % muß mit übermäßiger Makrophytenentwicklung gerechnet werden, bei mehr als 2 % können sich außer Wassermoosen und Ranunculus fluitans kaum noch Makrophyten halten. So findet sich Sparganium emersum, das im Unterlauf fast immer zu finden ist, nie im Oberlauf. Ähnlich ist es mit Sagittaria sagittifolia und Elodea canadensis; sie treten im Unterlauf nur in der letzten Probefläche auf, wo die Bäke durch den Einfluß des Zwischenahner Meeres wesentlich breiter ist und kaum noch Strömung zeigt. Dies ist gleichzeitig der Probenpunkt, der den größten Anteil an Hydrophyten zeigt und wo der potamale Vegetationstyp am ausgeprägtesten ist. Ähnliches Verhalten zeigt auch Nuphar lutea, die verständlicherweise aus standortlichen Gründen (z. B. Wassertiefe) nur im Unterlauf wächst. Weiterhin fällt auf, daß Glyceria maxima nur im Unterlauf auftritt, und daß Alopecurus geniculatus seinen Schwerpunkt im Oberlauf hat, während im Unterlauf Agrostis stolonifera dessen Stelle einnimmt. Diese Beobachtung bestätigt sich insofern, als WIEGLEB (1982) Agrostis-Arten zu den tribiontischen Amphiphyten mit Submers- oder Schwimmblattformen rechnet, während Alopecurus den niederwüchsigen Arten zugeordnet wird, die vom Rand aus in das Gewässer vordringen.



Abb. 5: Probefläche VI, vor dem Aushub der Vegetation im August 1983.

# Beziehung zwischen Vegetation und hydrochemischen Umweltparametern

Die durchschnittliche Chlorid-Belastung der Halfsteder Bäke beträgt 75 mg Cl<sup>-</sup>/l, der die Nutteler Bäke 50 mg Cl<sup>-</sup>/l. Dieser relativ hohe natürliche Chlorid-Gehalt ist typisch für die Gewässer dieser Region und geologisch bedingt. Als Vergleich sei angeführt, daß Trinkwasser bis zu 250 mg/l Chlorid enthalten darf, mehr als 1000 mg/l gelten als gesundheitsschädlich. Abwässer führen in der Regel 200-300 mg Cl<sup>-</sup>/l. Nach KOHLER (1982) weisen empfindliche Wasserpflanzen in Resistenztests bereits bei 50 mg/l eine Abnahme der Photosyntheseleistung auf, während *Elodea canadensis* dieses Stadium erst bei 250 mg/l erreicht. Nach anderen Quellen (zit. nach Degremont 1974: "Water Resources of California" 1951) ist Wasser mit einer Chlorid-Konzentration von 0-177 mg/l gut zur Bewässerung geeignet, Schädigungen treten erst bei Konzentrationen von über 350 mg/l auf. Damit könnten die derzeitigen Chlorid-Konzentrationen der Halfsteder Bäke als vollkommen unbedenklich gelten.

Die durchschnittlichen Nitratgehalte in der Halfsteder Bäke betragen 5,6-7,1 mg N/l. Die meisten Arten verhalten sich Nitrat gegenüber relativ indifferent. Verglichen mit der Ammonium-Aufnahme spielt die Verwertung von Nitrit und Nitrat eine quantitativ ganz unbedeutende Rolle und ist höchstens von physiologischem Interesse. Angaben über eine eventuelle Schadwirkung von hohen Nitrat-Konzentrationen auf Makrophyten konnten nicht gefunden werden. Für die Selbstreinigung in Fließgewässern spielt die Nitrataufnahme durch Makrophyten keine Rolle (SCHWOERBEL & TILLMANNS 1964, JORGA & WEISE 1979).

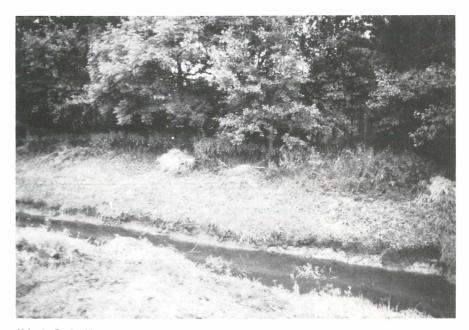


Abb. 6: Probefläche VI, nach dem Aushub der Vegetation im August 1983

Auch die Ammoniumwerte unterliegen starken Schwankungen und betragen im Sommer 0,4-0,7 mg N/l. Der Ammoniumgehalt spielt allgemein eine ganz entscheidende Rolle für die Artenhäufigkeit sowie das Verbreitungsmuster in den einzelnen Stufen der Gewässerselbstreinigung. Der Anteil undissoziierten Ammoniaks ist pH-abhängig und für verschiedene Arten die toxische Komponente, obwohl Wasserpflanzen bis zu einem gewissen Grade eine NH<sub>3</sub>-Entgiftung vornehmen können. Bei 0,3 mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N/I wird das Maximum der vorhandenen Arten erreicht; steigen die Mengen über 1,5 mg/l an, kommt es zu einem erheblichen Rückgang der Artenzahl, doch werden Gewässer mit 4,5 mg NH<sub>4</sub>-N/I noch von vielen Arten wie *Potamogeton pectinatus*, *Sagittaria sagittifolia*, Lemna minor u. a. besiedelt (ARENDT 1981). JORGA & WEISE (1979, 1981) machen ähnliche Angaben: Potamogeton crispus, Elodea canadensis, Ceratophyllum demersum und Ranunculus aquatilis wachsen bis zu NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-Konzentrationen von 2,5 mg/l. Bei Werten von 3-4 mg/l werden nur geringe Verkrautungen beobachtet. Potamogeton pectinatus und *P. natans* wurden noch bei Konzentrationen >5 mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N/I gefunden. Ammonium gilt als außerordentlich brauchbarer Indikator für die Gewässerbelastung, zumal es als Erstprodukt des organischen Abbauprozesses aus stickstoffhaltigen Verbindungen entsteht.

Für Phosphat kann ein Jahresmittelwert von 1,12 mg PO³-P/I angegeben werden, der im Sommer bei ca. 0,8 mg/I liegt. In Fließgewässern ist ein PO³-Gehalt bis 0,10 mg/I für unbelastestetes Wasser typisch (KOHLER et al. 1971). Starkes Makrophytenwachstum tritt bei Phosphatgehalten>0,2 mg/I auf (JORGA & WEISE 1981), eine Konzentration, die mittlerweile in jedem Fließgewässer Nordwestdeutschlands erreicht werden dürfte. Verschiedene Autoren berichten von Beobachtungen der Phosphatinkorporation durch Wasserpflanzen (JORGA & WEISE 1979, 1981; SCHWOERBEL & TILLMANNS 1964, NÜMANN 1970). Einen eindrucksvollen Beweis für die Phosphatelimination durch Makrophyten lieferte uns der Aushub der Bäkenvegetation, der mit der Begründung der Behinderung eines ungestörten Abflusses durch die Makrophyten von der Wasseracht vorgenommen wurde. Anschließend an den Aushub und die dadurch verursachten Störungen im Sediment stieg die Phosphat-Konzentration in der Bäke sprunghaft an. Die Phosphataufnahme der Makrophyten ist abhängig von der Konzentration im umgebenden

Wasser, dem Alter der Pflanzen und der Wasserbewegung. Auch die adsorptive Phosphatbindung im Sediment spielt eine wesentliche Rolle (HARDEGE 1985).

Diese Selbstreinigung der Gewässer stellt eine nicht zu unterschätzende ökonomische Größe dar, und selbst kleine Bäche haben ein bedeutendes Selbstreinigungspotential und sind von nicht zu unterschätzendem landschaftlsökologischem Wert. Darum sollten Entkrautungs-und Ausbaumaßnahmen an Gewässern nur mit größter Vorsicht und Rücksichtnahme auf die Vegetation geschehen.

# Zusammenfassung

Die jährlichen Schwankungen von sechs chemischen Parametern sowie die aquatische Makroflora wurden in dem kleinen Fließgewässer Halfsteder Bäke (Niedersachsen), einem vormals stark verschmutzten Gewässer, untersucht. Im Vergleich zu früheren Untersuchungen blieben die Konzentrationen von Phosphat, Nitrat, Nitrit und Ammonium unverändert. Der Gehalt an Chlorid nahm jedoch erheblich ab, was eine schnelle Wiederbesiedlung mit aquatischen Makrophyten zur Folge hatte. Die Ergebnisse der CSB-Messungen deuten darauf hin, daß es einen natürlichen CSB-Wert gibt, der nicht unterschritten werden kann.

# Danksagung

Diese Untersuchungen wurden im Projekt 60 "Zielkonflikte bei der Gewässernutzung" der Universität Oldenburg durchgeführt. Herrn Prof. Dr. Th. Höpner gilt unser Dank für die Themenstellung und die Bereitstellung von Laborgeräten und Chemikalien. Bei den Laborarbeiten unterstützte uns Irmgard Wolke. In der Gemeindeverwaltung Wiefelstede sind wir Herrn Bruns und insbesondere Herrn Gemeindedirektor Völkers zu Dank verpflichtet. Unser besonderer Dank gilt Herrn Prof. Dr. G. Wiegleb für die Unterstützung bei den Arbeiten und für die Durchsicht des Manuskripts.

#### Literatur

- ARENDT, K. (1981): Pflanzengesellschaften von Fließgewässern als Indikatoren der Gewässerverschmutzung, dargestellt am Beispiel des Uecker- und Havelsystems. - Limnologica (Berlin) 13: 485-500.
- DEGRÉMONT, G. (1974): Degremont-Handbuch Wasseraufbereitung, Abwasserreinigung. Wiesbaden/Berlin.
- EIDAM, P., HARDEN,B., SAUTER, K. & SIMON, U. (1980): Bericht über eine Untersuchung an der Halfsteder Bäke. Univ. Oldenburg. (Mskr. nicht publ.).
- FOERSTER, P. & NEUMANN, H. (1981): Die Stoffbelastung kleiner Fließgewässer in landwirtschaftlich genutzten Gebieten Norddeutschlands. Mitt'en NWA Hildesheim 7: 1-217.
- HARDEGE, J. (1985): Beiträge zur Limnologie der Halfsteder Bäke, Teil II. Möglichkeiten der Elimination von gelösten Phosphaten durch Makrophyten und der Sanierung von Fließgewässern am Beispiel der Halfsteder Bäke. Drosera, im Druck.
- HOFFMANN, H. J. (1980): Die AbwAG CSB Bestimmungsmethode. Labor und Praxis: 50-54. JORGA, W. & WEISE, G. (1979): Zum Bioindikationswert submerser Makrophyten und zur Rückhaltung von Wasserinhaltsstoffen durch Unterwasserpflanzen in langsam fließenden Gewässern. - Acta Hydrochim. Hydrobiol. 7: 43-76
- JORGA, W. & WEISE, G. (1981): Wasserinhaltsstoffe als Haupteinflußgrößen für Massenentwicklungen von Wasserpflanzen. Limnologica (Berlin) 13: 363-372.
- JORGA, W. & WEISE, G. (1982): Möglichkeiten eines gezielten Einsatzes von Wasserpflanzen zur Verbesserung der Wassergüte unter dem Aspekt des ingenieurbiologischen Wasserbaus. - Limnologica (Berlin) 14: 167-181.
- KLOPATEK, J. M. (1978): Nutrient dynamics of freshwater riverine marshes and the role of emergent macrophytes. In: Good, Whigham & Simpson (eds): Ecological Process and Management: 195-216. New York.

- KOHLER, A. (1982): Wasserpflanzen als Belastungsindikatoren. Dechen. Beih. 26: 31-42.
- KOHLER, A., VOLLRATH, H. & BEISL, E. (1971): Zur Verbreitung, Vergesellschaftung und Ökologie der Gefäß-Makrophyten im Fließwassersystem Moosach (Münchner Ebene). - Arch. Hydrobiol. 69: 333-365.
- LONDO, G. (1975): Dezimalskala für die vegetationskundliche Aufnahme von Dauerquadraten. In: Schmidt, W. (red.): Sukzessionsforschung: 613-617. Vaduz.
- NEUMANN, H. (1973): Beiträge zur Limnologie des Zwischenahner Meeres unter besonderer Berücksichtigung der Nährstoffbelastung und der Reinhaltemaßnahmen im Einzugsgebiet. Vom Wasser 41: 163-186.
- NÜMANN, W. (1970): Die Möglichkeiten der Gewässerreinigung mit höheren Pflanuen nach den bisherigen Untersuchungsergebnissen und theoretischen Überlegungen. Int. Rev. Ges. Hydrob. **55**: 149-158.
- POLTZ, J. (1983): Modellrechnungen zur Frage der Nährstoffbelastung des Zwischenahner Meeres. Mitt'en NWA Hildesheim 9: 75-103.
- POLTZ, J. & JOB, V. (1981):Limnologische Untersuchungen am Zwischenahner Meer und seinen Zuflüssen. Mitt'en NWA Hildesheim **6**: 1-156.
- RÖSSERT, R. (1976): Grundlagen der Wasserwirtschaft und Gewässerkunde. München/Wien.
- SCHWOERBEL, J. (1980): Methoden der Hydrobiologie, Süßwasserbiologie. Stuttgart/New York.
- SCHWOERBEL, J. & TILLMANNS, G. C. (1964): Untersuchungen über die Stoffwechseldynamik in Fließgewässern. Arch. Hydrobiol. Suppl. 28: 245-258.
- WIEFERIG, T. & FRILLING, W. (1982): Studie zur Verbesserung der Wassergüte der Halfsteder Bäke und des Zwischahner Meeres, Landkreis Ammerland. Ingenieurbüro Wieferig & Frilling. Vechta.
- WIEGLEB, G. (1981): Struktur, Verbreitung und Bewertung von Makrophytengesellschaften niedersächsischer Fließgewässer. Limnologica (Berlin) 13: 427-448.
- WIEGLEB, G. (1982): Vegetations- und Standortkundliche Untersuchungen an kleinen Fließgewässern in West-Niedersachsen. -Hab.-Schr. Univ. Oldenburg.
- WIEGLEB, G. & HERR, W. (1984): The occurence of communities with Ranunculus subgenus Batrachium species in Central Europe preliminary remarks. Vegetatio **59**: 235-241.
- ZAUKE, G.- P. & HÖPNER, Th. (1982): Freilanduntersuchungen über die Rolle emerser Makrophyten bei der Eliminierung anorganischer Nährstoffe und organischer Kohlenstoffverbindungen in kleinen Fließgewässern (Biologische Fließgewässerversuchsstrecke Oldenburg). BMFT. Forschungsbericht Wassertechnologie: Neue Technologien der Trinkwasserversorgung, Univ. Oldenburg.

#### Anschrift der Verfasser:

c/o Renate Heim, An der Südbäke 93, 2900 Oldenburg.

# ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Drosera

Jahr/Year: 1985

Band/Volume: 1985

Autor(en)/Author(s): Heim Renate, Hardege Jörg, Bartels Helga, Sassen

Heiko, Klingberg Rüdiger

Artikel/Article: Beiträge zur Limnologie der Halfsteder Bäke, Teil I

Chemische und Botanische Untersuchungen 91-104