©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Osnabrücker naturwiss. Mitt.	10	S. 71 – 95	6 Abb., 6 Tab.	Osnabrück, Dez. 1983

Ökologische Untersuchungen an einem versalzten Fließgewässer (Ibbenbürener Aa – Hörsteler Aa – Dreierwälder Aa – Speller Aa – Unterlauf der Großen Aa) im Frühsommer 1982

mit 6 Abbildungen und 6 Tabellen

Karl Friedrich Herhaus *

Kurzfassung: Das durch salzhaltige Grubenwässer aus dem Ibbenbürener Steinkohle-Bergbau versalzte Fließgewässer-Ökosystem der Ibbenbürener Aa und ihrer Folgegewässer wurde Anfang Mai und Ende Juni 1982 unter hydrochemischen und hydrobiologischen Gesichtspunkten an insgesamt 17 Probestellen mit feldmethodischen Mitteln untersucht. Den Untersuchungsergebnissen wird ein allgemeiner Überblick über das Untersuchungsgewässer vorangestellt, und es werden kurz die Herkunft und Zusammensetzung der Grubenwässer sowie die Entwicklung ihres Aufkommens zwischen 1979 und 1982 skizziert. Eine überschlagsmäßige Berechnung der seit Frühjahr 1981 pro Tag in die Ibbenbürener Aa eingeleiteten Salzmenge (NaCl) ergibt rund 1000 – 1250 t. Infolge der begrenzten Verdünnungskapazität der natürlichen Abflußmengen des Untersuchungsgewässers hat sich in diesem ein Salzgradient ausgebildet, der das gesamte Spektrum von der polyhalinen bis zur β-oligohalinen Brackwasserzone umfaßt. Als ökologische Folgen dieser Versalzung zeichnen sich einerseits die Blockade der Selbstreinigung auf weiten Strecken des organisch stark belasteten Gewässers, andererseits die Verarmung und Spezialisierung der Biozönose des Ökosystems ab. Die während der Untersuchungen registrierten „Brackwasserorganismen" werden kurz vorgestellt.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung 72
2. Material und Methode 72
2.1. Überblick über das Untersuchungsgewässer 72
2.2. Überblick über die Untersuchungsmethoden 77
3. Ergebnisse 79
4. Diskussion: Die ökologischen Folgen der Versalzung des Untersuchungsgewässers 89
4.1. Arbeitshypothese 1: Hemmung der Selbstreinigung im Fließgewässerökosystem 89
4.2. Arbeitshypothese 2: Verarmung und Spezialisierung der Biozönose des Fließgewässerökosystems 91
5. Ein „unwissenschaftliches" Resümee 93
Schriftenverzeichnis 94

* Karl Friedrich Herhaus, Erikaweg 3, 4543 Lienen

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

1. Einleitung

Im Ibbenbürener Steinkohle-Bergbau fallen beträchtliche Mengen salzhaltiger Grubenwässer an, die aus den Grundwasservorkommen der Lagerstätte freigesetzt und über Tage entsorgt, d. h. in die Ibbenbürener Aa eingeleitet werden, deren Salzgehalt infolgedessen erhöht ist. Mit der vorliegenden Arbeit werden Untersuchungen über die ökologischen Folgen der Versalzung des Fließwasser-Ökosystems Ibbenbürener Aa und ihre Folgegewässer vorgelegt, die im Frühsommer 1982 durchgeführt worden sind.
Die Versalzung der Ibbenbürener Aa und ihrer Folgegewässer ist – unabhängig von den vorliegenden Untersuchungen – seit Sommer 1982 wiederholt Gegenstand der lokalen und überregionalen Presseberichterstattung gewesen und wurde auch im Sommer 1983 erneut thematisiert. Dabei stand und steht das umweltpolitische Problem im Vordergrund, das sich als Interessenkonflikt zwischen der Preussag AG Kohle, Ibbenbüren, und den Anliegern der Folgegewässer der Ibbenbürener Aa, vertreten durch die Behörden des Kreises Emsland, darstellt. Auf diese umweltpolitische Komponente kann hier nicht abgehoben werden, sondern es ist das Ziel der Arbeit, die zum Zeitpunkt der Untersuchungen vorgefundenen ökologische Situation des versalzten Fließgewässer-Ökosystems zu dokumentieren.

2. Material und Methode

2.1. Überblick über das Untersuchungsgewässer

Das Untersuchungsgewässer umfaßt den kontinuierlichen Wasserlauf, der mit dem Ledder Mühlenbach am Südostrand des Ibbenbürener Tales beginnt, sich in der Ibbenbürener Aa, der Hörsteler Aa, der Dreierwälder Aa, der Speller Aa und dem unteren Abschnitt der Großen Aa fortsetzt und nach einer Fließstrecke von ca. 52 km in die Ems mündet (vgl. Abb. 1). Hydrographisch rechnet es zum Einzugsgebiet der Großen Aa, das einen Teil des einseitig nach Osten ausgreifenden Niederschlagsgebietes der mittleren Ems darstellt (vgl. SPERLING 1957: 11 – 13). Innerhalb dieses Teilgebietes bildet das Untersuchungsgewässer den Hauptsammler für die Oberflächenfließgewässer, die das Ibbenbürener Tal, das Mettinger Vorland, die West- und Südhänge der Fürstenauer und der Baccumer Berge sowie die von diesen im Norden und Osten und dem Schafberg im Süden umschlossenen Niederungsgebiete entwässern, mit denen die Norddeutsche Tiefebene an die nordwestlichen Ausläufer des Mittelgebirges heranreicht. Der Höhenunterschied zwischen der Quelle des Ledder Mühlenbachs und der Mündung der Großen Aa in die Ems beträgt ca. 90 m. Entsprechend der natürlichen Geländeneigung ist das mittlere Gefälle auf dem ersten Fließkilometer des Ledder Mühlenbachs mit 12 ‰ am stärksten, auf den folgenden 5 Fließkilometern beträgt es noch ca. 6 ‰; die sich anschließende Fließstrecke der Ibbenbürener Aa weist nur noch ein mittleres Gefälle von ca. 2 ‰ auf, und auf den verbleibenden rund 32 Fließkilometern der Folgegewässer bleibt das natürliche Geländegefälle bei 1 ‰ und darunter. Umgekehrt nimmt die durchschnittliche Wasserführung von zunächst $< 0{,}5$ m^3/s am Ende des Ledder Mühlenbachs auf ca. 1,5 m^3/s am Ende der Ibbenbürener Aa zu (an der Erhöhung der Abflußmenge der Ibbenbürener Aa sind die bei Püsselbüren eingeleiteten Preussag-Grubenwässer mit ca. 0,5 m^3/s beteiligt). Nach der Einmündung der Hopstener Aa steigt sie auf 3 m^3/s

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

und nach dem Zufluß der Großen Aa schließlich auf ca. 8,5 m^3/s. Nach diesen orohydrographischen Merkmalen läßt sich das Untersuchungsgewässer in einen Oberlauf mit stärkerem Gefälle und geringer Wasserführung, einen Mittellauf mit nur geringem Gefälle und langsam zunehmender Wasserführung und schließlich einen Unterlauf mit sehr geringem Gefälle und stark zunehmender Wasserführung einteilen. Der Mittellauf wird durch den im Jahre 1976 aufgestauten Ibbenbürener Aa-See unterbrochen.

Legt man unter Berücksichtigung der an den Probestellen des Untersuchungsgewässers registrierten Organismenbesiedlung (vgl. Tabelle 6) die Kriterien für die fließgewässerökologische Gliederung nach ILLIES (1961) an, so zeigt sich, daß der Aa-See die Grenze zwischen den beiden Großbiotopen Rhithral und Potamal markiert, wobei man eventuell die ersten Fließkilometer des Ledder Mühlenbachs als Metarhithral und den verbleibenden Abschnitt bis zum Aa-See als Hyporhithral näher differenzieren kann, während der Abschnitt vom Aa-See an bis zum Zufluß der Großen Aa als Epipotamal und der durch die starke Wasserführung ausgezeichnete untere Abschnitt der Großen Aa dann als Metapotamal einzuteilen wären.

Der gesamte Gewässerverlauf ist während der letzten Jahrzehnte reguliert und ausgebaut worden, zuletzt der obere Abschnitt im Rahmen der Flurbereinigungen Ibbenbüren und Hörstel. Dabei wurde für den unteren Teil der Ibbenbürener Aa ein völlig neuer Gewässerlauf angelegt (vgl. KELLER 1981: 66 – 67). Nach den Befunden über die Makroorganismen-Besiedlung des regulierten Abschnitts oberhalb des Aa-Sees (vgl. GEBAUER et al. 1982: 148) ist es sehr wahrscheinlich, daß auch die Besiedlung jenes neu angelegten Teilstücks gegenwärtig noch nicht abgeschlossen ist, die dort anzutreffende Biozönose also noch nicht ,,gesättigt" ist. Durch den Gewässerausbau sind die Abflußbedingungen generell optimiert worden; diesem Ziel dienen auch die zahlreichen Staustufen, die auf dem Fließstreckenabschnitt mit geringem natürlichem Gefälle eingeschaltet sind. Das Gewässerbett des Rhithrals und auch noch des ersten Teilstücks des Epipotamals ist überwiegend mit grobem Steinschotter ausgelegt; vor Staustufen haben sich allerdings schon mehr oder minder mächtige Schichten von feinkörnigem, sandigkiesigem Sediment abgelagert. Im weiteren Verlauf des Potamals überwiegt feinkörniges, teils sandig-kiesiges, teils schlammiges Substrat auf dem Gewässergrund. Die Uferbefestigung besteht auf weite Strecken hin aus einer Steinpackung, die ebenfalls zum Teil von Sand- und Schlammablagerungen überdeckt ist. Das Gewässer ist durch eine starke bis extreme Eisenockerführung ausgezeichnet, die schon im Rhithral zu beobachten ist, im Potamal aber noch erheblich zunimmt. Sie verleiht dem Wasser eine schmutzighellbraune Trübung. Unterhalb der Einmündungen der Hopstener Aa und der Großen Aa mischen sich zusätzlich dunkelbraun gefärbte Huminstoffe aus den anmoorigen Sandböden der Einzugsgebiete dieser Nebengewässer hinzu.

Praktisch auf der gesamten Fließstrecke unterliegt das Untersuchungsgewässer einer mehr oder minder ausgeprägten Zufuhr von organischem Material allochthoner Herkunft. Dieses rührt einerseits aus einer Vielzahl von nicht oder nur schwer eindeutig nachweisbaren Quellen wie etwa ungeklärten Haushalts- und landwirtschaftlichen Abwässern oder auch den Drainwässern der mit organischem Dünger überdüngten Nutzflächen. [Hier ist sowohl an die Verregnung von Stärkefabrik-Abwässern auf den der Ibbenbürener Aa benachbarten landwirtschaftlichen Nutzflächen (vgl. GEBAUER et al. 1982), zu denken als auch an die im gesamten Einzugsgebiet verbreitete Gülle-Düngung]. Auf der anderen Seite tragen die direkt lokalisierbaren

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Kläranlagen-Einleiter der Kommunen (beispielsweise: Kläranlage Ibbenbüren-Langewiese, Kläranlage Hörstel, Kläranlage Spelle) unmittelbar oder mittelbar zur Erhöhung der organischen Belastung bei. Die Gewässergütekarten von Nordrhein-Westfalen und Niedersachsen aus dem Jahr 1980 weisen die folgende Gütegliederung des Untersuchungsgewässers aus: Güteklasse II für den Ledder Mühlenbach und die Ibbenbürener Aa bis unterhalb des Aa-Sees; Güteklasse II-III für die Ibbenbürener Aa von unterhalb des Aa-Sees bis zur Einleitung der Preussag-Grubenwässer; Güteklasse III für die Ibbenbürener Aa von unterhalb der Grubenwasser-Einleitung sowie für die gesamte Hörsteler Aa; Güteklasse II-III für die Dreierwälder Aa; Güteklasse II für die Speller Aa und für den Unterlauf der Großen Aa. Nach neueren Untersuchungen (vgl. GEBAUER et al. 1982; LAWA-NW 1982b) ist jedoch eine Verschlechterung dieses Gütebildes zu erkennen.

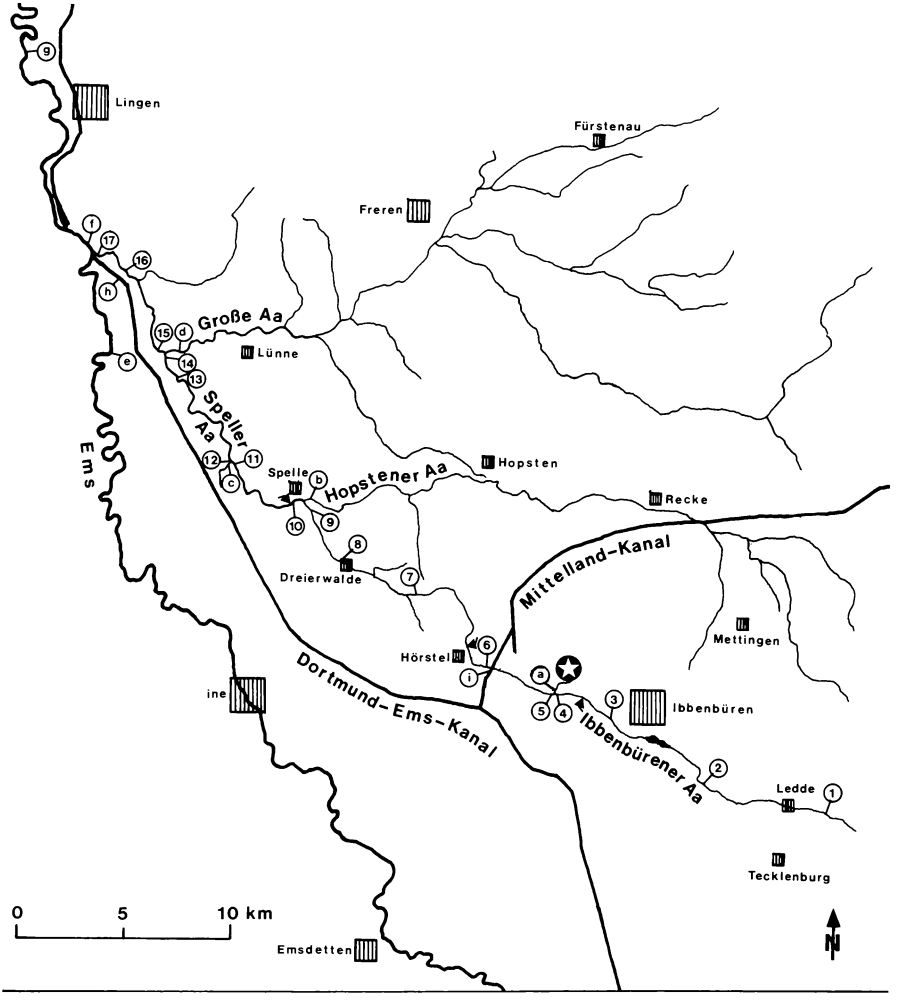


Abb. 1: Karte des Untersuchungsgewässers mit Kennzeichnung der Probestellen (vgl. Tab. 1)
- Püsselbürener Klärteiche
- Kommunale Kläranlagen-Einleiter

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Für einen Teil der in der vorliegenden Untersuchung bearbeiteten Probestellen (vgl. Tabelle 1) liegen Chlorid-Daten vor, die während früherer Untersuchungen erhoben worden sind (Tabelle 2). Rechnet man die Angaben in Salinitätswerte um, so ergibt sich für den Zeitraum 1979/1980 in etwa die folgende Brackwasser-Zonierung (vgl. Tabelle 3) des Untersuchungsgewässers: Auf die Zone des Süßwassers, die von der Quelle des Ledder Mühlenbachs bis zum Einlauf der Grubenwässer reicht, folgte zunächst die Zone des β-mesohalinen Brackwassers, die bis zur Einmündung der Hopstener Aa ausgeprägt war, und die in der Speller Aa durch die α-oligohaline Zone abgelöst wurde; nach der Einmündung der Großen Aa war schließlich die β-oligohaline Zone erreicht. Übersetzt man die Chlorid-Werte in „Chlorid-Belastungsstufen" (vgl. Tabelle 4), so ist festzustellen, daß seinerzeit der Abschnitt bis zur Grubenwasser-Einleitung der Belastungsstufe 0, der folgende Abschnitt bis zur Einmündung der Großen Aa der Belastungsstufe 3 und der Unterlauf der Großen Aa der Belastungsstufe 2 angehörten. Auch in dieser Hinsicht ist in der Folgezeit eine beträchtliche Verschiebung eingetreten.

Tab. 1: Übersicht über die Probestellen und die Bereisungsdaten

Nr.	Lokalname des Gewässers	Ortslage	UTM-Code 1)	Bereisungsdaten 1982
1	Ledder Mühlenbach	Ledde-Oberbauer	MC 2088	03.05./07.05./25.06.
2	Ibbenbürener Aa	BAB-Zubringer Laggenb.	MC 1589	03.05./07.05./25.06.
3	Ibbenbürener Aa	Ibbenbüren-Langewiese	MC 1092	03.05./07.05./25.06.
4	Ibbenbürener Aa	Beckmann oh. Stollenb.	MC 0893	03.05./07.05./25.06.
5	Ibbenbürener Aa	Beckmann uh. Stollenb.	MC 0793	03.05./07.05./25.06.
6	Hörsteler Aa	Harkenberg	MC 0494	03.05./07.05./25.06.
7	Hörsteler Aa	Hörsteler Brook	MC 0198	07.05./25.06.
8	Dreierwälder Aa	Dreierwalde	LD 9899	07.05./25.06.
9	Dreierwälder Aa	oh. Spelle	LD 9602	07.05./25.06.
10	Speller Aa	oh. Kläranlage Spelle	LD 9402	07.05./25.06.
11	Speller Aa	oh. Brücke B 70	LD 9203	07.05./26.06.
12	Speller Aa	uh. Brücke B 70	LD 9204	07.05./26.06.
13	Speller Aa	uh. Brücke Kunkemühle	LD 9008	26.06.
14	Speller Aa	Hesselte	LD 9909	07.05.
15	Große Aa	Hesselte	LD 9909	07.05.
16	Große Aa	Bramsche	LD 8712	07.05./26.06.
17	Große Aa	oh. Mündung in Ems	LD 8613	26.06.
a	Grubenwassereinleiter	oh. Einlauf in Aa	MC 0893	03.05./07.05./25.06.
b	Hopstener Aa	oh. Mündung in Spelle	LD 9502	07.05.
c	Bach an B 70	Nähe Aa-Brücke B 70	LD 9203	26.06.
d	Große Aa	Wesel	LD 9009	07.05.
e	Ems	uh. Helschen	LD 8708	26.06.
f	Ems	uh. Schleuse Gleesen	LD 8514	26.06.
g	Ems	Altenlingen	LD 8323	27.06.
h	Dortmund-Ems-Kanal	Bramsche	LD 8712	26.06.
	Mittelland-Kanal	Gravenhorst	MC 0594	03.05.

1) "Universal-Transversal-Mercatorprojektion" (UTM-Gitter), aufgedruckt auf der Deutschen Generalkarte 1 : 200 000; Angaben beziehen sich auf eine Gitterweite von 1 km. Lesebeispiel Probestelle Nr. 1 liegt im 100-km-Quadrat MC, 20 km östlich und 88 km nördlich der MC-Grundkoordinaten.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Tab. 2: Chloridgehalte des Untersuchungsgewässers in den Jahren 1979/1980. Nach KELLER (1981) und nach eigenen Messungen (Ende April 1980).

Probestelle-Nr.	1979	Cl^- mg/l	1980
1	30		
2	36		
3	43		46
4	60		
5	4790		
6			3430
9			2740
11			2400
16			940

*) Die Nummerierung der Probestellen entspricht der in Tabelle 1.

An dieser Stelle ist kurz auf die Herkunft und Zusammensetzung der Preussag-Grubenwässer sowie die Entwicklung ihres Aufkommens während der letzten Jahre einzugehen. Ich beziehe mich dafür auf die Arbeiten von BÄSSLER (1970; 1980) und KELLER (1981) sowie die verschiedenen Verlautbarungen seitens der Bergwerksdirektion der Preussag Kohle AG, Ibbenbüren, und der Oberkreisdirektion des Kreises Emsland, die während der Monate Juli bis September 1982 in der Presse (u. a. der Ibbenbürener Volkszeitung sowie der Lingener Tagespost) veröffentlicht worden sind. Nach den Untersuchungen von BÄSSLER (1970, 1980) setzen sich die Grubenwässer aus drei verschiedenen hydrogeologischen Fraktionen zusammen, (1.) dem „normalen Grundwasser", d. h. dem gering mineralisierten, meteorisch beeinflußten oberflächennahen Grundwasser vom „Ca-Mg-Na-SO_4-Cl-HCO_3-Typ", (2.) dem etwa zwischen 0 und -100 m Abbautiefe anfallenden „Sauerwasser" vom „Ca-Mg-SO_4-Typ", das infolge rezenter Einflüsse während des Abbaus auf dem Wege der Sulfidoxydation des normalen Grundwassers entsteht und extrem niedrige pH-Werte aufweist, und (3.) dem von ca. -600 m Abbautiefe an in Reinform auftretenden „Tiefengrundwasser", das chemisch den „Na-Cl-Typ" verkörpert und seiner Herkunft nach ein fossiles Grundwasser ist. Für den Zwischenbereich von –100 bis –600 m der Lagerstätte unterscheidet der Autor noch eine weitere Fraktion, die allerdings ein „ Mischwasser aus Niederschlags- und Formationswasser darstellt" (BÄSSLER 1980: 125); sie zeichnet sich durch den mit zunehmender Abbautiefe abnehmenden SO_4-Gehalt und gleichzeitig ansteigenden Cl-Gehalt aus. Auch das sulfatfreie Tiefengrundwasser läßt eine weiter steigende Tendenz der Chloridgehalte erkennen: sie „ erreichen Werte von knapp 100000 mg/l bei 900 m Tiefe und steigen auf 155000 mg/l bei 1350 m" (BÄSSLER 1980: 124).

Der Salzgehalt der schließlich über Tage austretenden Grubenwässer bemißt sich nach dem Mischungsverhältnis der drei Grundwasserfraktionen der Lagerstätte. Bevor die Grubenwässer in die Ibbenbürener Aa gelangen, passieren sie die bergwerkseigenen Püsselbürener Klärteiche, wo der pH-Wert durch Zusatz von NaOH in den neutralen Bereich angehoben wird. Von dort fließen sie über den ca. 1,2 km langen Ablauf in die Ibbenbürener Aa. Bis zum Frühjahr 1981 betrug der Chloridgehalt

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

der in die Ibbenbürener Aa eingeleiteten Grubenwässer im langfristigen Mittel ca. 8000 mg/l Cl^- bei einem Gesamtaufkommen von durchschnittlich 60000 m^3 pro Tag; daran waren die relativ chloridarmen Grundwasserzuflüsse aus dem Westfeld der Lagerstätte mit etwa einem Drittel beteiligt. Nach der Schließung des Westfelds hat sich das Gesamtaufkommen der Grubenwässer auf durchschnittlich 40000 – 30000 m^3 pro Tag verringert; gleichzeitig ist allerdings ihr Chloridgehalt aufgrund der anteilsmäßigen Zunahme der Fraktion des hyperhalinen Tiefengrundwassers aus dem Ostfeld auf permanent > 20000 mg/l Cl^- angestiegen und entspricht damit fast der Konzentration von Meerwasser.
Auf der Grundlage dieser Angaben läßt sich überschlagsmäßig die Salzmenge, die seit Frühjahr 1981 pro Tag in die Ibbenbürener Aa eingeleitet wird, auf rund 1000 – 1250 t beziffern (Zur Veranschaulichung: Das wären etwa 40 – 50 Güterzugwaggons mit reinem Kochsalz, die alle 24 Stunden in die Aa entladen würden). Es liegt auf der Hand, daß der Anstieg der Chloridkonzentration der Grubenwässer durch die Verdünnungseffekte der Ibbenbürener Aa und ihrer Folgegewässer, deren natürliche Abflußmengen gleich geblieben sind, nicht kompensiert wurde. Daher hat sich seit Frühjahr 1981 der im weiteren Verlauf des Untersuchungsgewässers ausgebildete Salzgradient gegenüber den Vorjahren (vgl. Tabelle 2) erheblich verschoben.

2.2. Überblick über die Untersuchungsmethoden

An insgesamt 17 Probestellen des Untersuchungsgewässers und weiteren 9 Probestellen von Neben-, beziehungsweise benachbarten Gewässern (vgl. Abb. 1; Tabelle 1) wurden im Rahmen zweier Nachmittagsexkursionen Anfang Mai und einer Wochenendexkursion Ende Juni 1982 verschiedene physikalische, chemische und biologische Daten mit feldmethodischen Mitteln erhoben und nachträglich ausgewertet.
Neben den physikalischen Parametern Wassertemperatur (gemessen mit einem Quecksilberthermometer mit 0,1 °C-Einteilung) und Fließgeschwindigkeit (ermittelt über die Driftkörpermethode nach SCHWOERBEL (1980 b: 16) wurden die chemischen Parameter Sauerstoffsofortgehalt (gemessen mit dem Aquamerck-Reagenziensatz zur Sauerstoffbestimmung), Ammonium-Gehalt (gemessen mit dem Aquamerck-

Tab. 3: Die Einteilung des Halinitätsspektrums nach dem „Venice System" (nach REMANE & SCHLIEPER 1971: 5, leicht verändert).

Zone	Salinität ($‰_c$)
hyperhalin	>40
euhalin ("Meerwasser")	
ixohalin ("Brackwasser")	
α-m	
β-mesohalin	

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Reagenziensatz zur Ammoniumbestimmung), pH-Wert (ermittelt mit Hilfe des Aquamerck-Reagienziensatzes zur pH-Bestimmung) und Chloridgehalt (gemessen über die Chlorid-Titration nach Mohr (JANDER & BLASIUS 1971: 340) bestimmt. Die im Freiland gemessenen Sauerstoff-Werte wurden unter Berücksichtigung der gemessenen Wassertemperatur und der aus den Chlorid-Meßwerten berechneten Salinität in Sauerstoffsättigungs-Werte umgerechnet. Für die Umrechnung der Chlorinität in Salinität wurde statt der für thalassogene Brackwasser anwendbaren Knudsen-Formel die für salinäre Binnengewässer empfohlene Formel von CZENSNY (vgl. KALBE 1980: 84 – 85) angesetzt. Auf den so ermittelten Salinitäten beruht die in Abb. 2 dargestellte Einteilung des Untersuchungsgewässers in Brackwasser-Zonen, deren Abgrenzung am „Venice-System" (vgl. Tabelle 3) orientiert ist. Der in Abb. 2 gleichzeitig dargestellten Gliederung des Untersuchungsgewässers nach „Chlorid-Belastungsstufen" liegt das für die Weser entwickelte System (vgl. Tabelle 4) zugrunde.

Der Ermittlung der biologischen Kenngrößen Saprobienindex und Artenfehlbetrag ging eine halbquantitative Untersuchung des Makrobenthos voraus, die nach folgenden Standards vorgenommen worden ist: An der jeweiligen Probestelle wurde ein Areal von ca. 10 m^2 im längsseitigen Litoralbereich mit Hilfe eines Keschers und per Hand besammelt, die gesammelten Pflanzen und Tiere bestimmt – wenn möglich, bis zur Art (im Freiland nicht hinreichend determinierbare Organismen wurden in Stichproben mit 70 %igem Äthanol konserviert und später unter dem Binokular bestimmt) – und ihre Individuenhäufigkeit (Tiere), beziehungsweise ihr Deckungsgrad (Pflanzen) nach der in Tabelle 6 angegebenen Häufigkeitsskala eingeschätzt.

Tab. 4: Belastung der Weser durch Chloride
Quelle: Arbeitspapier der Arbeitsgemeinschaft der Länder zur Reinhaltung der Gewässer – Weser (ARGE-Weser), o.J., leicht verändert.

Belastungs-stufe	Chloridgehalt (mg/l)		Belastungsgrad	ökologisches Zustandsbild	wasserwirtschaftliches Zustands-bild
0		< 200	unbelastet bis sehr gering be-lastet	keine Auswirkungen auf di Süßwasserlebensgemein-schaften	keine Auswirkungen auf wasser-wirtschaftliche Nutzungen
1	200	400	gering bis mäßig belastet	geringe Auswirkungen auf die aquatischen Lebensgemein-schaften, empfindliche Orga-nismen können beeinträchtigt werden	auch höherwertige wasserwirt-schaftliche Nutzungen werden im allgemeinen nicht oder nur kaum beeinträchtigt, Grenzwert für Trinkwasser eingehalten
2	400	2000	kritisch be-lastet	deutlicher Rückgang der Artenzahl auch weniger emp-findliche Organismen, Auf-treten salztoleranter Arten *(Gammarus tigrinus)*	wasserwirtschaftliche Nutzung überwiegend eingeschränkt oder nicht möglich
3	2000	5000	stark bis sehr stark belastet	Verarmung von aquatischen Lebensgemeinschaften bis hin zur Fischfauna, Massenent-wicklung salztoleranter Orga-nismen	indirekte wasserwirtschaftliche Schädigung möglich, Bauwerks-schädigungen durch Sulfatanteil möglich
4		> 5000	übermäßig be-lastet	mindestens teilweise biolo-gische Verödung, kein Vor-kommen von Süßwasserorganismen	umfangreiche wasserwirtschaft-liche Schäden

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Für die Berechnung des Saprobienindex wurden nur die Saprobienindikatoren berücksichtigt, die in LAWA-NW (1982 a, Anlage 4) als solche ausgewiesen sind, und es wurde die in LAWA-NW (1982 a: 4) empfohlene Berechnungsformel angesetzt. Bei einer Gesamtsumme von < 6 Saprobienindikatoren pro Probestelle wurde auf die Berechnung des Saprobienindex verzichtet. Die Übersetzung der Saprobienindices in Güteklassen (vgl. Abb. 2) entspricht LAWA-NW (1982 a: 4, Tabelle 1). Der Artenfehlbetrag wurde nach KOTHÉ (1962) ermittelt, und zwar aus methodischen Gründen (vgl. KOTHÉ 1962: 60 – 61, SCHWOERBEL 1980 b: 200 – 201) nicht für das gesamte Untersuchungsgewässer, sondern nur für den physiographisch relativ einheitlichen Abschnitt des Potamals; als Artenstandard wurde die Artenzahl von Probestelle 3 angesetzt. Parallel zu diesem sozusagen „allgemeinen" Artenfehlbetrag, in dessen Berechnung alle pro Probestelle registrierten Makroorganismen-Arten eingehen, ist noch ein gesonderter sogenannter „Süßwasserartenfehlbetrag" ermittelt worden, für dessen Berechnung nur die Süßwasserarten, nicht aber die „Brackwasserarten" berücksichtigt wurden. Bei der graphischen Darstellung wird zur Verdeutlichung nach sogenannten „Verarmungszonen" unterschieden (vgl. Abb. 4).

3. Ergebnisse

Die Untersuchungsergebnisse sind in Tabelle 5 und 6 sowie in Abb. 2, 3 und 4 zusammengefaßt und dargestellt. Im folgenden seien die wichtigsten allgemeinen Trends und einige bemerkenswerte Details hervorgehoben.

Die Wasserströmung des Untersuchungsgewässers war, wie die Fließgeschwindigkeits-Meßwerte ausweisen, zum Zeitpunkt der Untersuchungen generell relativ schwach, was vor allem mit der saisonal bedingten niedrigen Wasserführung zu erklären ist. Der nach dem natürlichen Geländegefälle zu erwartende Strömungsgradient im Längsschnitt des Untersuchungsgewässers ist an den Fließgeschwindigkeits-Meßwerten nicht zu erkennen; dafür waren die Abstände zwischen den einzelnen Probestellen – insbesondere im Rhithral – zu groß gewählt.

Der Vergleich der Wassertemperaturen der beiden Untersuchungstermine zeigt die saisonal bedingte Erwärmung des Untersuchungsgewässers. In beiden Meßreihen wird ferner – jedenfalls der Tendenz nach – das unterschiedliche Temperaturverhalten von Rhithral und Potamal deutlich; allerdings wären zur Verdeutlichung des Temperaturmusters längerfristige Messungen an erheblich mehr Probestellen mit geringeren Abständen erforderlich. Interessant sind die Temperaturdifferenzen auf engstem Raum, die an Probestelle 5 (hier nur im Mai) und an Probestelle 12 (hier im Juni registriert) jeweils zwischen rechter und linker Flußseite festgestellt wurden sowie die zwischen Probestelle a und Probestelle 4 einerseits, beziehungsweise zwischen Probestelle c und Probestelle 12, rechts, andererseits. Die flußseitigen Temperaturdifferenzen lassen sich jeweils auf die Temperaturunterschiede zwischen dem Untersuchungsgewässer und den einmündenden Nebengewässern (im ersten Fall handelt es sich um den Grubenwasser-Einleiter, im zweiten um den „Bach an B 70") zurückführen; sie zeigen an, daß sich die Wässer hier jeweils erst unvollständig durchmischt haben. Diese Folgerung läßt sich auch durch die Chlorid-Meßwerte an den betreffenden Probestellen unterstützen. Daß im Juni an Probestellen 5 keine entsprechende lokale Temperaturdifferenz zu verzeichnen war, erklärt sich aus der zwischenzeitlich eingetretenen natürlichen Erwärmung der Ibbenbürener Aa. Daß

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

aber der Grubenwasser-Einleiter tatsächlich unter anderen saison-klimatischen Temperaturbedingungen einen meßbaren lokalen Aufheizungseffekt für die Ibbenbürener Aa mit sich bringt, konnte bei einer Kontrollmessung am 3. 11. 1982 erneut festgestellt werden: Während in der Ibbenbürener Aa an Probestelle 4 zu diesem Zeitpunkt 10.5 °C gemessen wurden, lag die Wassertemperatur an Probestelle a des Grubenwasser-Einleiters bei 16.0 °C; an Probestelle 5 der Ibbenbürener Aa betrug die Wassertemperatur auf der linken Flußseite 12.5 °C und 14.0 °C auf der rechten. Ebenso war im November ähnlich wie im Juni eine flußseitige Differenz im Chloridgehalt an Probestelle 5 verzeichnen, die durch die noch unvollständige Durchmischung von Grubenwasser und Aa-Wasser zu erklären ist.

Tab. 5: Physikalische, chemische und saprobiologische Daten des Untersuchungsgewässers und der Nebengewässer Anfang Mai und Ende Juni 1982.

(r rechtsseitig; l linksseitig; WT Wassertemperatur; FG Fließgeschwindigkeit; O_2-rel. Sauerstoffsättigung; NH_4-N Ammonium-Gehalt; Cl^- Chloridgehalt; S_I Saprobienindex [in ( ) Anzahl Saprobienindikatoren]

Probestelle Nr.*	FG m/s		WT °C		O_2-rel. %	NH_4-N mg/l	pH-Wert	Cl^- mg/l		S_I
	Mai	Juni	Mai	Juni	Juni	Juni	Juni	Mai	Juni	Juni
1	0.33	0.05	7.3	14.8	100	<0.01	7.5	40	40	1.8(12)
2	0.50	0.50	8.2	17.0	106	<0.01	7.5	56	48	1.9(12)
3	0.25	0.45	9.0	20.0	117	0.4	7.7	72	64	2.5(15)
4	0.17	0.20	10.5	19.0	52	4.0	7.8	120	116	3.3(6)
5	0.33	0.14	11.3l 12.5r	21.0l	55	>5.0	7.5	13200r	15830r 9960l	(1)
6	0.50	0.33	12.0	20.0	72	4.0	7.5	11200	12960	(0)
7	0.50	0.10	11.0	20.0	88	4.5	7.5	10080	12000	(0)
8	0.40	0.40	12.0	19.5	105	5.0	7.5	8000	9520	(2)
9	0.50	0.25	11.8	20.5	99	4.0	6.8	8800	9280	(1)
10	0.33	0.24	10.5	20.0	88	2.0	7.2	3880	7200	(3)
11	0.28	0.22	10.0	18.0	76	2.5	7.1	4840	6760	(3)
12	0.10	0.50	9.5	13.0l 18.0r	75	0.8	7.5	10401	18401 6680r	(5)
13		0.09		18.5	60	3.0	7.3		6000	(3)
14	0.33		11.0					3080		
15	0.50		10.3					960		
16	0.33	0.20	10.5	19.0	69	1.0	7.3	1480	2480	2.4(7)
17		0.13		19.0	63	0.7	7.3		2360	2.4(9)
a		0.50	17.0	21.0	60	>5.0	7.5	20800	23280	
b	0.33		9.5					120		
c		0.36		13.5	99	0.2	7.5		336	(4)
d	0.33		10.0					32		
e		0.14		17.5	70	0.4	7.2		96	2.2(15)
f		0.13		19.0	66	0.5	7.5		480	2.2(22)
g		0.40		19.0	77	0.1	7.6		408	2.3(17)
h									144	
								128		

*) vgl. Tabelle 1

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Ein interessantes und aufschlußreiches Bild zeigt sich bei der Betrachtung der Sauerstoffsättigungs-Werte im Verlauf des Untersuchungsgewässers, zumal wenn man die Meßreihe mit der des Ammonium-Gehalts und dem Gütelängsschnitt (Abb. 2), also im Hinblick auf die organische Belastung vergleicht. Die Sauerstoffsättigungs-Werte der beiden ersten Probestellen weisen auf eine ausgeglichene Sauerstoffbilanz des Gewässers hin, was mit der durch die Ammonium-Meßwerte und die Saprobienindices der beiden Probestellen angezeigten geringen organischen Belastung gut übereinstimmt. Der Saprobienindex an Probestelle 2 entspricht übrigens exakt dem Wert, der bei einer früheren Untersuchung (GEBAUER et al. 1982: 142, Abb. 4) für diese Probestelle ermittelt wurde. Nach dieser Untersuchung ist wenige 100 m unterhalb von Probestelle 2 eine gewisse Zunahme der organischen Belastung zu verzeichnen, und der Abschnitt bis zum Einlauf der Ibbenbürener Aa in den Aa-See muß in die Güteklasse II-III eingestuft werden. Diese Güteklasse zeigt sich auch an Probestelle 3, was neben dem Saprobienindex noch durch den hier gemessenen Ammonium-Gehalt und die festgestellte Sauerstoffübersättigung belegt wird. An Probestelle 4 ist dann ein ausgeprägtes Sauerstoffdefizit zu verzeichnen, das sich unschwer aus der hier registrierten starken organischen Belastung (Saprobienindex: 3.3; NH_4-N:

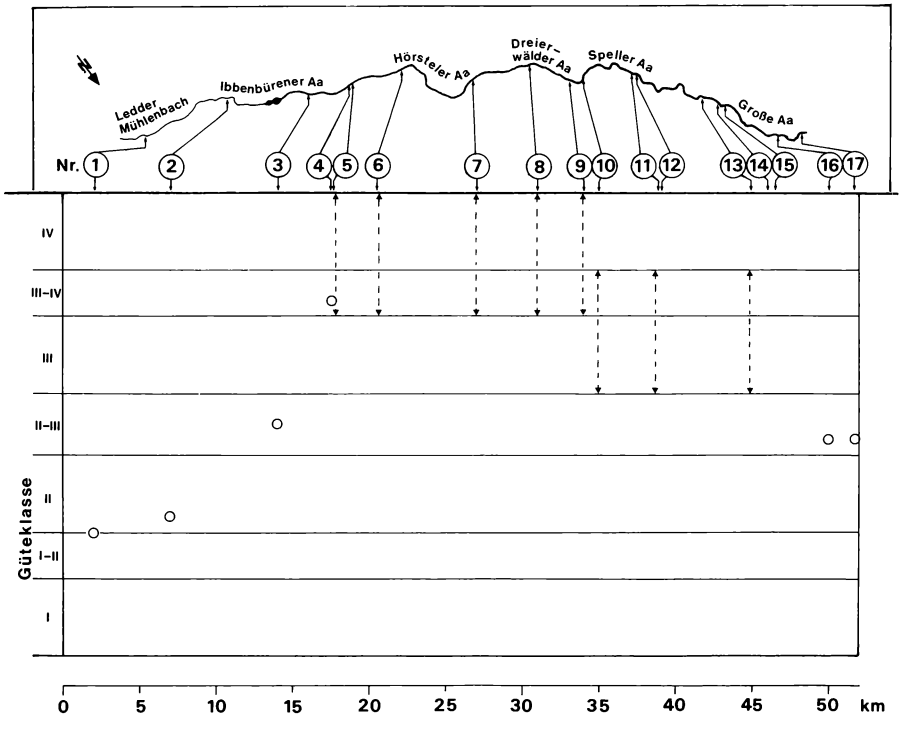


Abb. 2: Gütelängsschnitt des Untersuchungsgewässers im Frühsommer 1982
- o durch Saprobienanalyse ermittelt
- ↑ nach dem NH_4-N-Gehalt eingestuft

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

4.0 mg/l) erklärt, die in erster Linie auf die ca. 3 km oberhalb eingeleiteten Abwässer der Kläranlage Ibbenbüren-Langewiese zurückzuführen ist. Für die folgenden Probestellen 5 bis 15 läßt sich eine ausschließlich auf den Makrobenthos gestützte Saprobienanalyse mangels ausreichender Anzahlen von Saprobienindikatoren nicht vornehmen. Lediglich die Ammonium-Meßwerte bieten hier einen Anhaltspunkt für die Beurteilung der organischen Belastung (vgl. NEHRKORN 1967, SCHMITZ, 1968, UHLMANN 1975; s. auch LAWA-NW 1982 a, 4, Tabelle 1), und diese weisen den Abschnitt zwischen Probestelle 5 und 9 als unverändert stark belastet aus (Nach LAWA-NW 1982 a: 4, Tabelle 1 liegen diese NH_4-N-Werte im Bereich der Güteklassen III-IV und IV). Angesichts dessen ist es auf den ersten Blick verwunderlich, daß an denselben Probestellen das Sauerstoffdefizit mehr und mehr abnimmt. Mit anderen Worten: Die Sauerstoffsättigungs-Werte vermitteln für diesen Abschnitt den Eindruck einer weitaus geringeren organischen Belastung, als sie durch die Meßwerte des Ammonium-Gehalts angezeigt ist. Auf diesen interessanten Befund wird noch zurückzukommen sein. Erst von Probestelle 10 an nimmt der Ammonium-Gehalt ab (besonders stark an Probestelle 12), und die Sauerstoffsättigungs-Werte werden erneut defizitär (Nach LAWA-NW 1982 a: 4, Tabelle 1 deuten diese NH_4-N-Werte den Bereich der Güteklassen III und III-IV an). Der untere Abschnitt der Großen

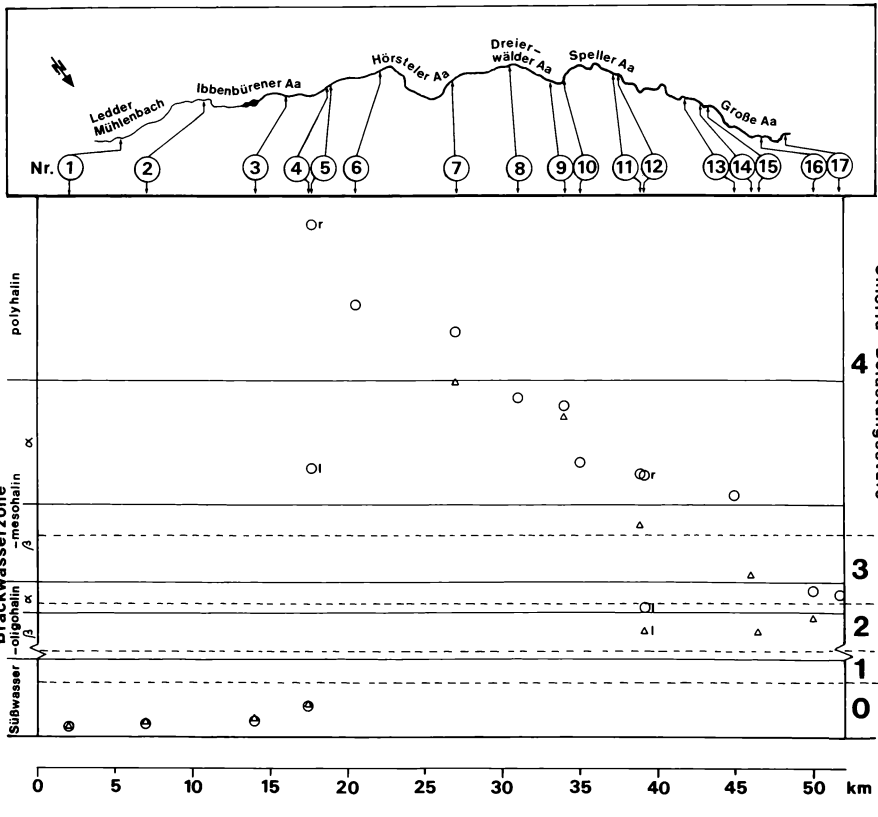


Abb. 3: Das Halinitätsspektrum des Untersuchungsgewässers und die Chlorid-Belastung Anfang Mai 1982 (△) und Ende Juni 1982 (○)
r : rechtsseitig, l : linksseitig

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Aa ist schließlich in die Güteklasse II-III einzustufen. Gegenüber dem oben zitierten Gütebild des Untersuchungsgewässers aus dem Jahre 1980 ist also – abgesehen von dem Ledder Mühlenbach und den ersten Fließkilometern der Ibbenbürener Aa (bis einschließlich Probestelle 2) – insgesamt eine Verschlechterung zu verzeichnen.

Im Hinblick auf die durch die Chlorid-Meßwerte angezeigte Versalzung des Untersuchungsgewässers ist zunächst zu konstatieren, daß im Unterschied zu 1979/1980 (vgl. Tabelle 2) nunmehr das gesamte Brackwasserspektrum repräsentiert ist. Aus dem Vergleich der Meßreihen von Mai und Juni geht außerdem hervor, daß die Versalzung noch während des Untersuchungszeitraums zugenommen hat. Die Einzelheiten der Verschiebung des Salzgradienten können Abb. 3 entnommen werden. Aufgrund der weiter oben skizzierten Entwicklung des Grubenwasseraufkommens seit 1981 ist anzunehmen, daß die im Mai 1982 registrierten Versalzungsverhältnisse schon seit etwa einem Jahr bestanden haben, d. h. daß zumindest in dem Abschnitt zwischen Probestellen 5 und 9 während dieses Zeitraums dauerhaft die polyhaline und die α-mesohaline Brackwasserzone ausgebildet und die Chlorid-Belastungsstufe 4 erreicht war.

Tabelle 6 gibt Aufschluß über die Besiedlungsverhältnisse an den im Rahmen der halbquantitativen Makrobenthos-Untersuchung bearbeiteten Probestellen. Analysiert man die Organismenliste nach biozönotischen Kriterien (vgl. u. a. BREHM & MEIJERING 1982, ILLIES 1961; 1978), so sind vier Großgruppen zu unterscheiden: (1.) „azöne Arten", die keine spezielle biozönotische Bindung aufweisen und daher für die fließgewässerökologische Gliederung des Gewässsers unbedeutend sind, (2.) „Arten des Rhithron", die bevorzugt oder ausschließlich im Rhithral vorkommen, d. h. im vorliegenden Fall an den Probestellen 1 und 2 sowie – allerdings in geringer Anzahl – noch an Probestelle 3, wohingegen sie in allen übrigen Probestellen nicht gefunden wurden, (3.) „Arten des Potamon", die bevorzugt oder ausschließlich im Potamal auftreten, so im vorliegenden Fall an den Probestellen 3, 4, 16, 17, e, f, g, allerdings nicht oder nur ganz vereinzelt auf dem Abschnitt zwischen Probestelle 5 und 13, für den (4.) die Gruppe der „Brackwasserarten" kennzeichnend ist, die einen höheren Salzgehalt des Mediums bevorzugen oder doch längerfristig tolerieren und die Süßwasserhabitate im allgemeinen meiden. Unter diesen Umständen ist das fließgewässerökologische Gliederungsschema von ILLIES (1961) nur bedingt auf das Untersuchungsgewässer anzuwenden; streng genommen gilt es nur für den unversalzten Abschnitt.

Dennoch ist es meines Erachtens durchaus zu rechtfertigen, das Gliederungsschema von ILLIES (1961) für das gesamte Untersuchungsgewässer zu reklamieren, handelt es sich doch hier ursprünglich um ein limnisches Fließgewässer-Ökosystem, dessen Potamocoen infolge der Grubenwasser-Einleitung sekundär abgewandelt worden ist, indem ein primärer abiotischer Faktor, nämlich der Salzgehalt des Mediums, verändert wurde. Unter dieser Voraussetzung ist es zulässig, den unversalzten Abschnitt des Potamocoens als den „Normalzustand" im Sinne von KOTHÉ (1962: 61) anzusehen. Bestimmt man den „ im Vergleich zum „Normalzustand" eingetretenen zahlenmäßigen Verlust an Arten (auf der sekundär beeinflußten Fließstrecke)" (KOTHÉ 1962: 61; Hinzufügung von mir), so ergibt sich das in Abb. 4 veranschaulichte Bild. Daraus geht hervor, daß die Biozönose des Potamocoens schon oberhalb der Grubenwasser-Einleitung, nämlich an Probestelle 4, eine gewisse Verarmung aufweist, zwischen Probestelle 5 und 13 aber extrem verarmt und hinsichtlich der

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Tab. 6: Liste der während der Exkursion vom 25. bis 27. 6. 1982 an den bereisten Probestellen gefundenen Organismen des Makrobenthos und deren jeweilige Häufigkeiten.

Häufigkeits-Schätzskala für die halbquantitative Makrobenthos-Untersuchung:

Makroflora Deckungsgrad/Probenareal (Arealgröße: ca. 10 m²)	Makrofauna Individuen/Probe (Probengröße: 10 Steine bzw. 5 Kescherzüge im Probenareal)	Häufigkeitsstufe (h)
< 1 %	1 3	1 (vereinzelt)
1 5 %	4 10	2 (selten)
5 25 %	11 20	3 (mehrfach)
25 50 %	21 50	5 (häufig)
50 75 %	51 150	7 (sehr häufig)
> 75 %	> 150	9 (massenhaft)

Art oder Artengruppe	Nr. der Probestellen (vgl. Tabelle 1)																		
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	16	17	c	e	f	g
Enteromorpha intestinalis					1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1			1	
Cladophora sp.																		3	
Nuphar lutea																		2	
Ceratophyllum demersum																		1	
Myriophyllum spicatum																		1	
Berula erecta																			
Callitriche sp.																			
Lemna minor																			
Sagittaria sagittifolia																			
Elodea canadensis																			
Potamogeton pectinatus																			
Potamogeton crispus																			
Potamogeton perfoliatus																			
Potamogeton natans																			
Glyceria fluitans																			
Sparganium erectum																			
Sparganium emersum																			
Spongillidae gen. sp.																			
Dugesia gonocephala																			
Dendrocoelum lacteum																			
Planaria torva																			
Viviparus viviparus																			
Bithynia tentaculata																			
Potamopyrgus jenkinsi																			
Lymnaea peregra																			
Ancylus fluviatilis																			
Sphaerium corneum																			
Sphaerium rivicola																			
Pisidium sp.																			
Dreissena polymorpha																			
Pachydrilus lineatus																			
Tubifex tubifex																			
Piscicola geometra																			
Glossiphonia complanata																			
Helobdella stagnalis																			
Erpobdella octoculata																			
Hydrachnella gen. sp.																			
Daphnia magna																			
Asellus aquaticus																			
Proasellus coxalis																			
Gammarus pulex																			
Gammarus roeselii																			
Gammarus tigrinus																			
Atyaephyra desmaresti																			
Orconectes limosus																			

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Art oder Artengruppe	Nr. der Probestellen																		
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	16	17	c	e	f	g
Amphinemura sp.-Larve		2																	
Baetis sp.-Larve		5	1																
Cloeon sp.-Larve	3	3															2		3
Ecdyonurus sp.-Larve		1																	
Potamanthus luteus-Larve			1																
Ephemera vulgata-Larve	2	1																	
Corixa sp.			1	1															3
Nepa rubra				1															
Calopteryx sp.-Larve																	1		1
Platambus maculatus							1			2				1	1			2	1
Dytiscidae gen. sp.	3			1	1													2	1
Haliplidae gen. Sp.			1															1	2
Orectochilus sp.-Larve	1	1	1																
Elmis sp. Larve	3	3																	
Sialis lutaria-Larve			1	2												1			
Anabolia sp.-Larve			1														1		
Limnephilus sp.-Larve	3														1		1	2	2
Stenophylax sp.-Larve	2	2																1	
Agapetus sp.-Larve	3																		
Athripsodes sp.-Larve															1				
Plectrocnemia sp.-Larve	2		1														3	2	
Rhyacophila sp.-Larve		1																	
Hydropsyche sp.-Larve	2	5	3																
Chironomus sp., cf. *plumosus* - Larve	2			5				3				3					1	1	2
Chironomus sp., cf. *thummi*-Larve			3	7	5			5		5	7	5				3			
Chironomus sp., cf. *halophilus*-Larve					2	3	5	7	5	7	3		5						
Rheotanytarsus sp.-Larve	3	2	3																
Bezzia sp., cf. *bicolor*-Larve					7						5								
Simuliidae gen. sp.-Larve		1	5	5															
Dicranota sp.-Larve		1					1												
Ephydra sp., cf. *riparia*-Larve/Puppe								3	3	2	3	1	2						
Plumatella fruticosa																		3	
Gasterosteus aculeatus		1	1	1	1	1							2			1			1
Fischbrut non det.				1										2	3		5	5	2

Süßwasserarten nahezu durchgehend verödet ist (Auf die Ausnahme an Probestelle 12 wird noch zurückzukommen sein). Die Verödung der Süßwasserbiozönose wird allerdings durch das Vorkommen der „Brackwasserarten" zu einem gewissen Prozentsatz kompensiert, verstärkt von Probestelle 10 an.

Exkurs über die „Brackwasserarten" des Untersuchungsgewässers:
An dieser Stelle scheint eine nähere Charakterisierung dieser „Brackwasserarten" angebracht, um die eben angesprochene Hypothese von der Kompensation der biologischen Verödung näher ausleuchten zu können. Der Einfachheit halber stelle ich die betreffenden Organismen ihrer systematischen Reihenfolge nach vor:

– Die „Darmalge" oder der „Darmtang" *Enteromorpha intestinalis* (L., 1753) (Chlorophyta, Chlorophyceae, Ulotrichales) tritt gelegentlich auch an Süßwasserhabitaten auf (vgl. Streble & Krauter 1973: 186), gilt aber in typischer Wuchsform als charakteristisches Element des Aufwuchses von Brackwasserhabitaten (vgl. Remane & Schlieper 1971: 123) und des Eulitorals von Atlantik, Nord- und Ostsee sowie des Mittelmeeres (vgl. Campbell 1977: 20). Die „Darmalge" tritt auf dem gesamten versalzten Abschnitt des Untersuchungsgewässers auf.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

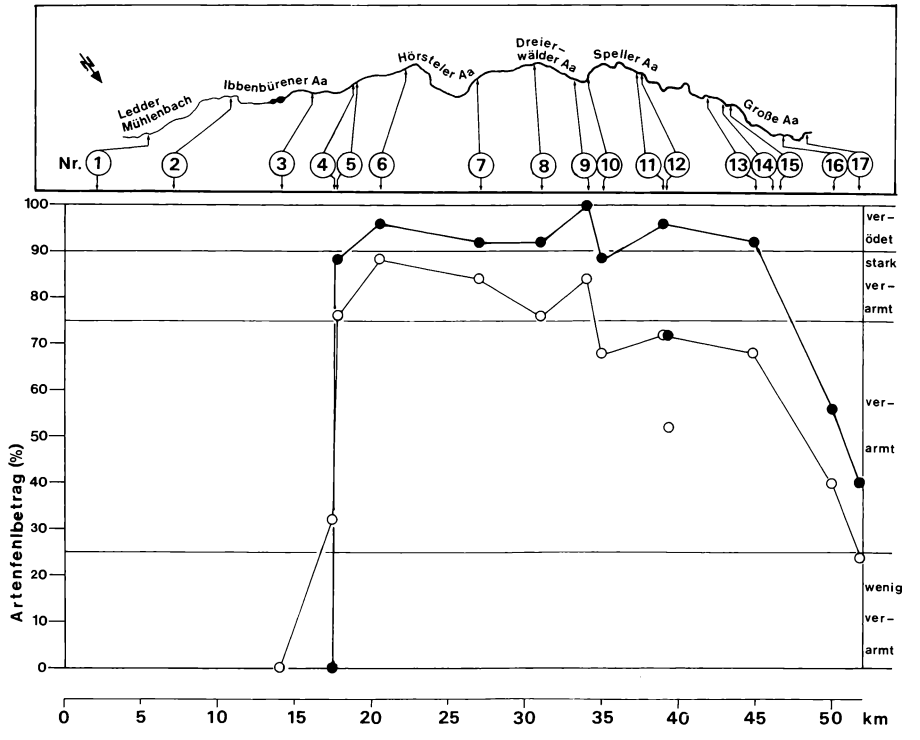


Abb. 4: Artenfehlbetrag (○) und „Süßwasser-Artenfehlbetrag" (●) und die „Verarmungszonen" des Potamocoens des Untersuchungsgewässers im Frühsommer 1982.

- Das „Kammförmige Laichkraut" *Potamogeton pectinatus* (L., 1753) (Spermatophyta, Monocotyledoneae, Alismatales, Potamogetonaceae) findet sich sowohl in eutrophierten Süßwasserhabitaten als auch im Brackwasser (vgl. Ellenberg 1982: 948, Rothmaler 1976: 466). Runge (1973: 99) führt *P. pectinatus* als Verbandscharakterart von u. a. dem Parvopotameto-Zannichellietum palustris an, einer Pflanzengesellschaft, die häufig an lenitischen Brackwasserstandorten ausgebildet ist. Im Untersuchungsgewässer tritt *P. pectinatus* von Probestelle 8 an kontinuierlich bis in die Ems hinein auf (Probestelle f). Während der Jahre 1977 bis 1980 konnte ich die Art auch noch in der Hörsteler Aa zwischen den Probestellen 6 und 7 registrieren, wo sie inzwischen fehlt.
- Die „Kielschnecke" *Potamopyrgus jenkinsi* (Smith, 1889) (Mollusca, Gastropoda, Mesogastropoda, Hydrobiidae-Littorininae) „. . . wurde aus unbekannter Heimat in der australischen Region bereits im vorigen Jahrhundert nach England und dann ins kontinentale Europa verschleppt. Sie besiedelte zunächst küstennahe, ± brackige Gewässer, wurde jedoch . . . (auch) weit im Binnenland angetroffen" (Conrath et al. 1976: 236), so im nordwestdeutschen Raum" . . . seit 1916 im Dortmund-Ems-Kanal (und ist) jetzt in den nordwestdeutschen Kanälen allgemein verbreitet" (Zilch & Jaeckel 1962: 49). In Ergänzung zu den Verbreitungsangaben von Zilch & Jaeckel (1962) und Conrath et al. (1977: 75) für den nordwestdeutschen Bereich sei hier Abb. 5 vorgelegt. Heuss (1964, zit. nach Heuss 1966: 52 – 54) ermittelte im Rahmen einer reproduktionsökologischen Untersuchung an einer Population aus der Werra einen Vitalitätsbereich von *P jenkinsi,* der zwar bis maximal ca. 20 ‰ Salinität ausgedehnt ist, doch liegt das Optimum eindeutig im Bereich zwischen 0.3 und 3.0 ‰ Salinität (vgl. Heuss 1966: 54, Abb. 4), was in etwa den Verhältnissen der ß-oligohalinen Brackwasserzone entspricht.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

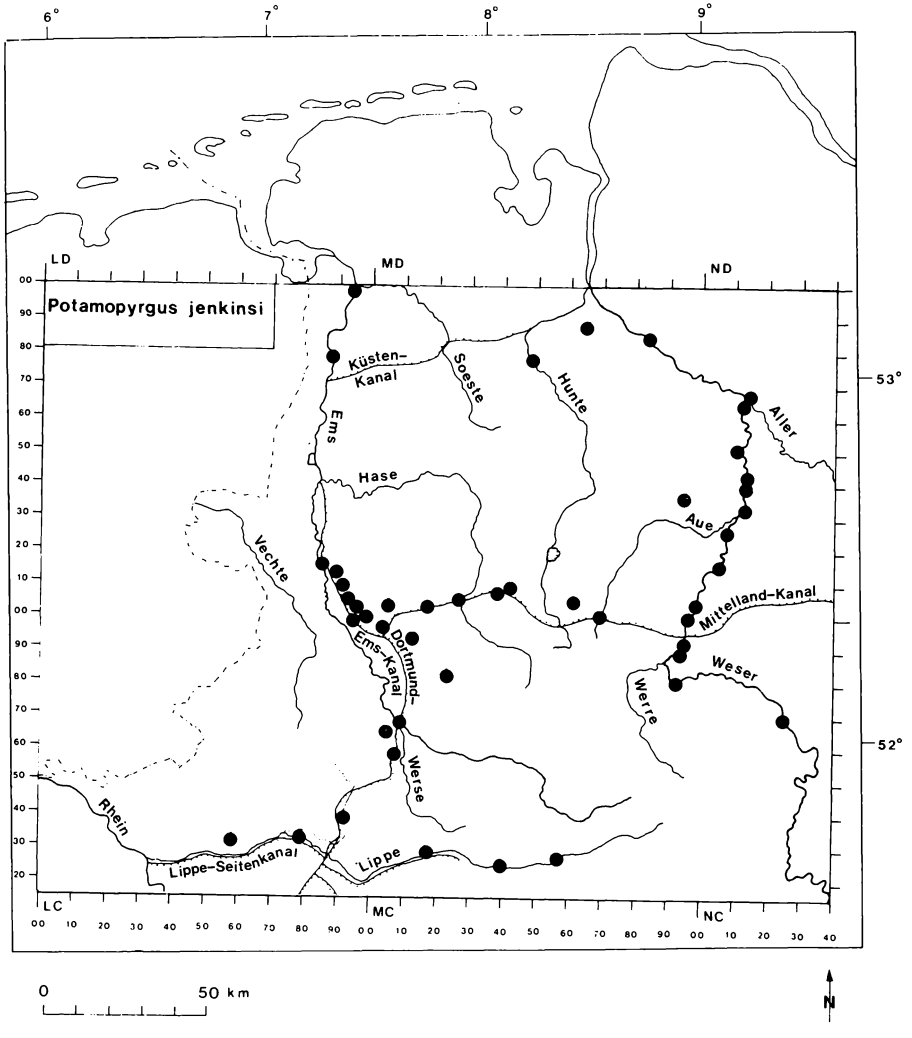


Abb. 5: Die Verbreitung von *Potamopyrgus jenkinsi* in Nordwestdeutschland (nach eigenen Funden während des Zeitraums 1977 – 1983, kartiert auf UTM-Basis).

Das Verbreitungsbild läßt unter ausbreitungsökologischen Aspekten eine gewisse Bindung an das Schiffahrtskanalsystem erkennen. In existenzökologischer Hinsicht ist bemerkenswert, daß etwa die Hälfte der Fundorte an Süßwasserhabitaten liegen; im stark versalzten Abschnitt der Hörsteler und der Speller Aa sind die Vorkommen in jüngster Zeit erloschen.

Im versalzten Teil des Untersuchungsgewässers scheint *P. jenkinsi* in den letzten Jahren erheblich zurückgegangen zu sein, denn noch im Jahre 1980 fand ich die Art von Probestelle 6 an durchgehend bis zum Unterlauf der Großen Aa, wo sie auch jetzt noch häufig vorkommt, während sie im unteren Abschnitt der Speller Aa nur noch vereinzelt auftritt und zwischen Probestelle 6 und 10 fehlt.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

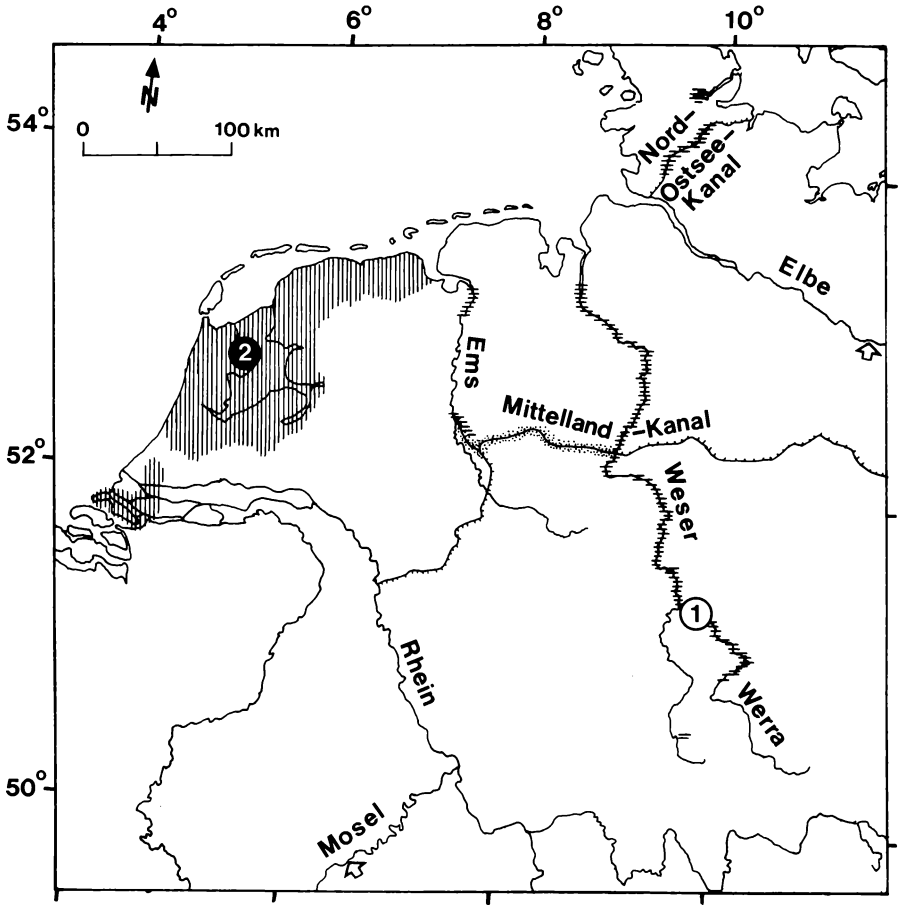


Abb. 6: Die gegenwärtige Verbreitung von *Gammarus tigrinus* auf dem europäischen Kontinent (nach verschiedenen Autoren).

(1) : Werra bei Freudenthal [Erst-Infektion (beabsichtigt): 1957]

(2) : Ijsselmeer bei Enkhuizen [Erst-Infektion (unbeabsichtigt): 1960]

: Vorkommen, die sich aus der Werra-Population ableiten

: Vorkommen, die sich aus der Ijsselmeer-Population ableiten

: zwischenzeitlich erloschene Vorkommen

: Einbürgerungsversuche mit noch unbekanntem Ausgang

– Der „Tiger-Flohkrebs" *Gammarus tigrinus* Sexton, 1939 (Arthropoda, Crustacea, Gammaridea, Gammaridae) ist ebenso wie *P. jenkinsi* ein Neueinwanderer in Europa. Das ursprüngliche Verbreitungsgebiet der Art ist die nordostamerikanische Atlantikküste (vgl. Bousfield 1958: 66 – 69, Van Maren 1978), von wo aus sie vermutlich in der ersten Hälfte dieses Jahrhunderts zufällig auf die Britischen Inseln eingeschleppt worden ist (Hynes 1955: 622 – 624). Auf dem europäischen Kontinent ist *G. tigrinus* vor rund 25 Jahren an zwei Lokalitäten eingebürgert worden, und zwar in der Werra bei Freudenthal im Jahre 1957 (Schmitz 1960) und im Ijsselmeer bei Enkhuizen im Jahre 1960 (vgl. Nijssen & Stock 1966: 202 – 203). Die Besatzpopulation der Werra stammt mit Sicherheit aus dem mittelenglischen Verbreitungsgebiet, die des Ijsselmeeres möglicherweise aus Nordirland. Das rezente Verbreitungsbild der Art in

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Europa (Abb. 6) ist jedenfalls von diesen beiden „Infektionsherden" abzuleiten, sei es im Sinne einer natürlichen Expansion über vorgegebene Ausbreitungswege, sei es im Sinne sekundärer Einbürgerung von Populationen aus dem Bereich der beiden „Infektionsherde". Das im Jahre 1977 erstmals nachgewiesene Vorkommen der Art in der Speller Aa und dem Unterlauf der Großen Aa (vgl. HERHAUS 1978) ist mit hoher Wahrscheinlichkeit von der Weser aus über den Mittellandkanal her eingewandert (MÜNKEMÜLLER & HERHAUS 1978: 110); die seinerzeit festgestellten Vorkommen von *G. tigrinus* im Mittellandkanal sind zwischenzeitlich erloschen. Nach reproduktionsökologischen Untersuchungen von PINKSTER et al. (1977: 95) vermag *G. tigrinus* zwar unter Meerwasserbedingungen bei günstigen Temperaturen Nachkommen zu produzieren, während dies in reinem Süßwasser nicht der Fall ist, doch scheint das Optimum im Bereich zwischen 0.5 und 3.2 ‰ Salinität zu liegen, vorausgesetzt, daß die Temperatur 10 °C nicht unterschreitet. Auch von SCHMITZ et al. (1967), RUOFF (1968) und DORGELO (1974) ist in Laboruntersuchungen ein breites Spektrum der Salztoleranz der Art nachgewiesen worden, doch zeichnet sich in Freilanduntersuchungen ein ökologisches Optimum für den Bereich der oligohalinen Brackwasserzone ab (vgl. PINKSTER et al. 1977, BULNHEIM 1980). Im versalzten Teil des Untersuchungsgewässers ist auch *G. tigrinus* im Vergleich zu früheren Jahren zurückgegangen; jedenfalls trat die Art im Jahre 1980 noch in der Dreierwälder Aa bei Probestelle 9 auf.

- Die „Salzwasser-Zuckmücke" *Chironomus* sp., cf. *halophilus?* (Arthropoda, Insecta, Diptera, Chironomidae-Chironominae),
- die „Salzwasser-Gnitze" *Bezzia* sp., cf. *bicolor?* (Arthropoda, Insecta, Diptera, Ceratopogonidae-Leptoconopinae) und
- die „Salzseefliege" *Ephydra* sp., cf. *riparia?* (Arthropoda, Insecta, Diptera, Ephydridae) sind jeweils als Larven und/oder Puppen im Untersuchungsgewässer gefunden worden und konnten daher nicht bis zur Art bestimmt werden. Alle drei Formen besiedeln in ihren Jugendstadien extreme aquatische Biotope, und zwar sowohl temporäre Kleingewässer als auch Binnensalzstellen und Salinen (vgl. ENGELHARDT 1977, ILLIES 1978) und gelten insofern als Bioindikatoren für extreme Versalzung (vgl. ZIEMANN 1970 b). Ihr Vorkommen im Untersuchungsgewässer ist auf den Abschnitt zwischen Probestelle 5 und 13 beschränkt. *Ephydra* sp. habe ich im Winter 1982/83 übrigens auch an Probestelle a gefunden. Alle drei Formen konnte ich während früherer Bereisungen des Untersuchungsgewässers in den Jahren 1977 – 1980 noch nicht feststellen.

4. Diskussion: Die ökologischen Folgen der Versalzung des Untersuchungsgewässers

Angesichts des notwendigerweise bescheidenen Methodeninventars der geschilderten Untersuchungen und der absolut gesehen sehr schmalen Datenbasis, die in diesem Rahmen erarbeitet werden konnte, versteht es sich von selbst, daß die vorliegende Arbeit lediglich den Charakter einer Vorstudie für genauere, gezielte und gleichzeitig auch laborunterstützte ökologische Analysen des Untersuchungsgewässers haben kann. Daher stellen die im Folgenden diskutierten Verallgemeinerungen der Untersuchungsergebnisse auch nur den Anspruch von Arbeitshypothesen, die durch genauere Forschungsvorhaben überprüft werden sollten.

4.1. Arbeitshypothese 1: Hemmung der Selbstreinigung im Fließgewässerökosystem

Die chemischen und saprobiologischen Parameter für die organische Belastung des Untersuchungsgewässers lassen eindeutig erkennen, daß zwischen Probestelle 3 und 4 die „kritische Belastung" (Güteklasse II-III) in die „sehr starke Verschmutzung" (Güteklasse III-IV) umschlägt. Als Hauptursache für diesen Umschlag wurden weiter

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

oben die Abwässer der Kläranlage Ibbenbüren-Langewiese genannt, deren Einleitung das zuvor schon leicht verschobene Gleichgewicht zwischen Trophie und Saprobie des Gewässers nachhaltig im Sinne einer drastischen Saprobiesteigerung stören. Offensichtlich ist diese Störung bis Probestelle 4 noch nicht aufgehoben. An Probestelle 4 – und übrigens auf dem vorangehenden Gewässerabschnitt vom Kläranlagen-Einleiter an – war denn auch eine starke Faulschlammbildung im Sediment zu beobachten, was auf eine pathologische Veränderung der Selbstreinigungsmechanismen hinweist insofern, als der Abbau der organischen Substanzen nicht mehr allein auf aerobem Wege erfolgen kann, sondern auch anaerob, so daß sich akut toxische Abbauprodukte wie etwa Schwefelwasserstoff, ,,freies" Ammoniak und andere sogenannte ,,Fäulnisgifte" anhäufen können, die gegebenenfalls eine ,,Selbstvergiftung" der Biozönose nach sich ziehen (vgl. BREHM & MEIJERING 1982: 138, UHLMANN 1975: 180, 202). Andererseits zeichnete sich dieser Gewässerabschnitt aber auch durch eine extreme Verkrautung aus, die als Folge verstärkter Eutrophierung zu werten ist und damit anzeigt, daß die Selbstreinigungsprozesse durchaus noch in Funktion sind. Dafür spricht ferner auch das ausgeprägte Sauerstoffdefizit an Probestelle 4, das eine hohe Sauerstoffzehrungsrate vermuten läßt.

In diesem Zustand nun erfährt das Fließgewässer-Ökosystem die hochgradige Aufsalzung durch die Grubenwässer. Es liegt nahe, den weiter oben herausgestellten Befund über das zwischen Probestelle 5 und 9 tendenziell abnehmende Sauerstoffdefizit bei gleichzeitig unverändert hohen Ammonium-Gehalten mit dem Einfluß der Grubenwässer auf die Selbstreinigungsprozesse in Verbindung zu bringen in dem Sinne, daß der hohe Salzgehalt die biologischen Abbauvorgänge hemmt und damit die Selbstreinigung blockiert. Eine solche Annahme läßt sich aufgrund der ökophysiologischen Untersuchungen von ZIEMANN (1972) durchaus erhärten und zugleich präzisieren. Danach werden nämlich die bakteriziden (und fungiziden) Effekte von erhöhtem Salzgehalt auf die Süßwasser-Destruenten relativ rasch kompensiert durch die Selektion von speziell adaptierten Bakterienpopulationen, deren Leistungspotential allerdings entscheidend abhängt von der Höhe des jeweiligen Salzgehaltes: ,,Bis zu einem Salzgehalt von etwa 10 ‰ findet keine Beeinträchtigung der Aktivität der Bakterien statt. Bei höheren Salzgehalten ist die toxische Wirkung des Salzes vom eingesetzten Substrat und von der Adaptation der Bakterien abhängig (dergestalt), daß bei gut abbaubaren Substraten auch bei hohen Salzgehalten keine Beeinträchtigung der Bakterien erfolgt, während bei weniger leicht angreifbaren Substraten zunächst eine Stagnation und dann auch nur ein teilweiser Abbau eintritt" (ZIEMANN 1972: 36). Erst bei sehr hohen Salzgehalten, die denen von Meerwasser entsprechen, erreichen die daran adaptierten Bakterienpopulationen wieder ein maximales Leistungspotential. Mit einer Hemmung der biologischen Abbauvorgänge und einer dadurch verursachten Selbstreinigungsblockade infolge chronischer Chloridintoxikation ist also bei Salzgehalten zwischen 10 und 35 ‰ Salinität zu rechnen, d. h. für den Bereich der α-mesohalinen und der polyhalinen Brackwasserzonen, während bei niedrigeren oder höheren Salzgehalten die biologischen Abbauvorgänge bei Anwesenheit entsprechend adaptierter Bakterien-Populationen nicht beeinträchtigt werden. Darüber hinaus ist noch zu berücksichtigen, daß ,,(die) oft beobachteten, relativ geringen Sauerstoffzehrungen in stark verunreinigten salzhaltigen Gewässern . . . in erster Linie durch einen Aussalzungseffekt verursacht (werden), der zur Sedimentation eines großen Teiles der mit dem Abwasser eingeleiteten Bakterien sowie der suspendierten und zum Teil wohl auch der kolloidal

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

gelösten organischen Wasserinhaltsstoffe führt . . Die sedimentierten Stoffe bilden vielfach Faulschlammbänke, in denen eine anaerobe Zersetzung stattfindet" (ZIEMANN 1972: 37). Werden die dabei entstehenden Abbauprodukte frei, kann es zusätzlich zur primären Chloridintoxikation noch zu einer akuten „Selbstvergiftung" als einer Sekundärfolge des Aussalzungseffektes kommen.

Die erste Arbeitshypothese über die ökologischen Folgen der Versalzung des Untersuchungsgewässers läßt sich wie folgt zusammenfassen: Schon auf dem unversalzten Abschnitt des zunächst als „gering belastet" (Probestelle 1 und 2), dann als „kritisch belastet" (Probestelle 3) und schließlich als „sehr stark verschmutzt" (Probestelle 4) einzustufenden Gewässers besteht die Gefahr einer Selbstreinigungsblockade durch eine akute „Selbstvergiftung", und zwar für das „sehr stark verschmutzte" Teilstück. Auf dem daran unmittelbar anschließenden, am stärksten versalzten Abschnitt (Probestelle 5 – 9) wird die Selbstreinigung infolge chronischer Chloridintoxikation sehr wahrscheinlich tatsächlich blockiert. Sie setzt an der Grenze von der α-mesohalinen zur β-mesohalinen Brackwasserzone (Probestelle 10 – 13 (14)) wieder ein und entfaltet auf dem letzten Abschnitt (Probestelle (15) 16 und 17) die volle Funktionsfähigkeit. Als Sekundärfolge des Aussalzungseffektes besteht jedoch für den gesamten versalzten Abschnitt die Gefahr der akuten „Selbstvergiftung".

4.2. Arbeitshypothese 2: Verarmung und Spezialisierung der Biozönose des Fließgewässerökosystems

Die in Abb. 4 dokumentierte biozönotische Verarmung und Spezialisierung des Makrobenthos des Potamocoens des Untersuchungsgewässers entspricht auf allgemein-theoretischem Niveau dem sogenannten „2. biozönotischen Grundprinzip" von THIENEMANN (1920: 10): „Je mehr sich die Lebensbedingungen eines Biotops vom Normalen und für die meisten Organismen Optimalen entfernen, um so artenärmer wird die Biocoenose, um so charakteristischer wird sie, in um so größerem Individuenreichtum treten die einzelnen Arten auf" Dieses für alle Ökosysteme mit vereinseitigten, extremen Biotopen geltende Prinzip bildet übrigens auch die theoretische Grundlage für die Methode des Artenfehlbetrags (vgl. KOTHÉ 1962: 60).

Im Hinblick auf die effektiven Kausalfaktoren lassen sich im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen zwei Faktoren unterscheiden, die ins Extrem geraten sind und auf die die Makrobenthos-Biozönose im Sinne des 2. biozönotischen Grundprinzips reagiert: Der Faktor Saprobität und der Faktor Salinität. Der Anstieg des Artenfehlbetrags an Probestelle 4 ist offensichtlich nicht salinitätsbedingt – auch wenn als Folge der Klärwasser-Einleitung oberhalb von Probestelle 4 die Chlorid-Werte erkennbar angestiegen sind (vgl. KELLER 1981: 87) –, sondern resultiert vielmehr aus der Saprobiesteigerung. Aus Tabelle 6 geht hervor, daß sich der Makrobenthos von Probestelle 4 aus limnischen Arten zusammensetzt, unter denen Spezialisten der α-meso- und der polysaproben Zone dominieren. Auf dem gesamten folgenden Abschnitt des Untersuchungsgewässers allerdings spielt der Salinitätsfaktor die entscheidende Rolle für die Entwicklung des Artenfehlbetrags. Das zeigt sich zunächst im Hinblick auf den „allgemeinen" Artenfehlbetrag, der sich nahezu direkt proportional zu dem Salzgradienten des versalzten Flußabschnitts verhält (vgl. Abb. 4 und Abb. 3). Diese Beziehung gilt durchaus auch für Probestelle 12, die im unmittel-

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

baren Mündungsbereich des nur schwach salzhaltigen ,,Bachs an B 70" liegt; der hierfür ermittelte Artenfehlbetrag ist auf den linksseitig gemessenen Chlorid-Wert der Probestelle (vgl. Tabelle 5) bezogen, und er stellt insofern keine Ausnahme dar.

Was nun die Verarmungs- und Spezialisierungseffekte des Salinitätsfaktors angeht, so ist generell zu konstatieren, daß in dem stark versalzten Abschnitt des Untersuchungsgewässers Süßwasserarten nicht existieren können. Das schließt natürlich nicht aus, daß einzelne Exemplare, die aus den einmündenden Süßwasserzuflüssen hereindriften, gelegentlich beobachtet werden können, insbesondere im unmittelbaren Mündungsbereich wie etwa an Probestelle 12. Als ,,Restbestand" bleiben lediglich die sogenannten ,,holeuryhalinen" Organismen erhalten – oder siedeln sich aus benachbarten ,,Extrembiotopen" wie temporären Kleingewässern oder auch Jauchegruben neu an; diese verfügen über entsprechend adaptierte Osmo- und Ionenregulationsmechanismen (vgl. STRENZKE 1957: 125, REMMERT 1969, REMANE & SCHLIEPER 1971: 51 – 57). Hierher rechnen die Jugendstadien der ,,Salzwasser-Zuckmücken", der ,,Salzwasser-Gnitzen" und der ,,Salzseefliegen" sowie der ,,Darmtang"; auch der ,,Dreistachlige Stichling" *Gasterosteus aculeatus* L., 1758, ist im erwachsenen Stadium als holeuryhalin einzustufen (vgl. STRENZKE 1957: 125, MUUS & DAHLSTRÖM 1978: 174). Dieser holeuryhaline Restbestand kennzeichnet den langfristig am stärksten versalzten Abschnitt zwischen Probestelle 5 und 9 (vgl. Tabelle 6; *G. aculeatus* fand sich allerdings nur ganz vereinzelt). In dem bis Frühjahr 1982 noch relativ weniger stark versalzten Abschnitt zwischen Probestelle 10 und 13 (14) wird der holeuryhaline Restbestand noch ergänzt durch solche Arten, die als ,,genuine Brackwasserarten" (vgl. REMANE & SCHLIEPER 1971: 51 – 57) bezeichnet werden insofern, als ihr Vitalitätsbereich sowohl zum Süßwasser als auch zum Meerwasser hin begrenzt ist, wobei die überwiegende Mehrzahl dieser ,,Brackwasserspezialisten" den Bereich der oligo- und der β-mesohalinen Brackwasserzonen präferiert (vgl. STRENZKE 1957: 177). Dieser Gruppe gehören die ,,Kielschnecke" und der ,,Tiger-Flohkrebs" sowie mit gewissen Einschränkungen auch das ,,Kammförmige Laichkraut" an, die bezeichnenderweise noch im Jahre 1980 mehr oder weniger weit flußaufwärts festzustellen waren. Auf dem unteren Abschnitt des Untersuchungsgewässers schließlich, in dem noch bis Mai 1982 die β-oligohaline Brackwasserzone ausgebildet war und im Folgemonat die α-oligohaline Zone noch nicht überschritten (vgl. Abb. 2), läßt der Einfluß des Salinitätsfaktors erkennbar nach: die Biozönose wird erneut relativ artenreicher und gleichzeitig unspezifischer, da nunmehr auch limnische Organismen auftreten. Angesichts der Tatsache aber, daß ,, ab etwa 1000 mg Cl^-/l eine Schädigung limnischer Arten zu beobachten (ist)" (ZIEMANN 1980 a: 1), ist anzunehmen, daß auch in diesem Abschnitt des Untersuchungsgewässers ein gewisser Artenschwund schon stattgefunden hat, vor allem aber, daß bei längerfristiger Einwirkung der im Juni erreichten Chlorid-Werte der Artenfehlbetrag noch ansteigen wird.

Die zweite Arbeitshypothese über die ökologischen Folgen der Versalzung des Untersuchungsgewässers ist wie folgt zusammenzufassen: Nach dem 2. biozönotischen Grundprinzip von THIENEMANN (1920) führt die Vereinseitigung des Biotops zur Verarmung und Spezialisierung der zugehörigen Biozönose. Auf dem unversalzten Abschnitt des Potamocoens (Probestelle 3 bis 4) machen sich diese Effekte als Folge der Saprobiesteigerung bemerkbar, wohingegen sie auf dem versalzten Abschnitt durch die Salinität verursacht werden. Die sehr starke Versalzung zwischen Probestelle 5 und 9 hat die Biozönose auf einen ,,Restbestand" einiger weniger holeuryha-

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

liner Arten reduziert, während auf dem folgenden Abschnitt [Probestelle 10 – 13 (14)], der relativ weniger stark versalzt war, zusätzlich einige genuine Brackwasserarten ihre ökologischen Nischen noch realisieren können, denen sich schließlich auf dem am wenigsten versalzten unteren Abschnitt [Probestelle (15) 16 und 17] außerdem noch limnische Arten zugesellen, wodurch die Verarmung der Biozönose und ihre Spezialisierung abnehmen.

5. Ein „unwissenschaftliches" Resümee

„Was ökologisch falsch und was richtig ist – die Auskunft darüber ist gar nicht aus der Ökologie (als moderner Wissenschaft) zu erlangen, vielmehr ist jedes Urteil darüber von den Wünschen und Wertsetzungen dessen abhängig, der das Urteil abgibt . Die Ökologie beschreibt . . gar nicht das, was sein soll, sondern das, was vor sich geht Die Vielfalt, welche diese Erde derzeit noch zu bieten hat, wird von der Ökologie nur in ihren Zusammenhängen beschrieben; daß sie erhaltenswert sei, ist aus der Ökologie nicht herzuleiten" (DAHL 1982: 59, Hinzufügung von mir). Diese in einer Zeit des angeblich zunehmenden „Umweltbewußtseins" provozierende These läßt sich in letzter Konsequenz in der Tat nicht widerlegen, und sie gilt demnach auch für die vorliegende Arbeit. Daß der Energiefluß und die Stoffkreisläufe in dem beschriebenen Fließgewässerökosystem auf weite Strecken hin infolge der Selbstreinigungsblockade schon nicht mehr oder nur noch unvollständig ablaufen, daß die Biozönose weitestgehend reduziert und damit monoton geworden ist, und daß diese hier dokumentierten Phänomene die Folgen eines Vorgangs sind, der noch vor einigen Jahrhunderten in unseren Breiten als völlig unvorstellbare Rohstoffvergeudung gegolten hätte – all dies läßt sich aus wissenschaftlich-ökologischen Gründen heraus nicht bewerten. So bleibt lediglich die Feststellung, daß die Ibbenbürener Aa und ihre Folgegewässer seit dem Frühjahr 1981 neben Werra und Weser (vgl. HEUSS 1966, BÖRNERT 1980, SCHERF 1981), neben Mosel, Lippe, Emscher und Rhein (vgl. BÖHME 1982, KOCH & VAHRENHOLT 1983) zu den am stärksten versalzten Fließgewässern auf dem Gebiet der Bundesrepublik Deutschland gehören.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Schriftenverzeichnis

BÄSSLER, R. (1970): Hydrogeologische, chemische und Isotopen-Untersuchungen der Grubenwässer des Ibbenbürener Steinkohlenreviers. – Z. dt. geol. Ges. Sonderh. Hydrogeol. Hydrogeochem., 209-286; Hannover.
(1980): Ein Beitrag zur Genese und Herkunft des Tiefengrundwassers im Paläozoikum des Ibbenbürener und Osnabrücker Raumes. – Festschrift für G. Keller, 113-136; Osnabrück.

BÖHME, M. (1982): Versalzung von Gewässern. – in: BOSSEL, H., GROMMELT, H.-J., und K. OESER (Hrsg.): Wasser, 170-185; Frankfurt.

BÖRNERT, W. (1980): Die Werra – ein sterbender Fluß? – Natur und Museum, **110:** 242-251.

BOUSFIELD, E. L. (1958): Fresh-water amphipod crustaceans of glaciated North America. – Can. Fld Nat., **72:** 55-113.

BREHM, J. & MEIJERING M.P.D. (1982): Fließgewässerkunde. – Biologische Arbeitsbücher, **36**, Heidelberg.

BULNHEIM, H.-P. (1976): *Gammarus tigrinus,* ein neues Faunenelement der Ostseeförde Schlei. – Schr. naturwiss. Ver. Schlesw.-Holst., **46**: 79-84.

– (1980): Zum Vorkommen von *Gammarus tigrinus* im Nord-Ostsee-Kanal. – Arch. FischWiss., **30**: 67-73.

CAMPBELL, A. C. (1977): Der Kosmos-Strandführer. – Stuttgart.

CONRATH, W. & DANNAPFEL, K.-H. & FALKENHAGE, B. & FISCHENICH, R. & FROEHLICH, B. & FUHRMANN, H.-W. & FUNK, U. & INSTINSKY, Th. & KINZELBACH, R. & SCHMIDT, U. & SCHULER, G. & STEFFENS, R. & VÉRTES, H. (1976): Charakterisierung eines neuen Vorkommens von *Potamopyrgus jenkinsi* E. A. SMITH, 1899 (Gastropoda: Hydrobiidae) im Gonsbachtal bei Mainz. – Mainzer naturwiss. Arch., **14**: 229-240.

CONRATH, W. & FALKENHAGE, B. & KINZELBACH, R. (1977): Übersicht über das Makrozoobenthon des Rheins im Jahre 1976. – Gewäss. Abwäss., **62/63:** 63-84.

DAHL, J. (1982): Verteidigung des Federgeistchens. – Unterricht Biologie, **72/73:** 59-66.

DORGELO, J. (1974): Comparative ecophysiology of Gammarids (Crustacea Amphipoda) from marine, brackish and fresh-water habitats, exposed to the influence of salinity-temperature combinations. I. Effect on survival. – Hydrobiol. Bull., **8:** 90-108; Amsterdam.

ELLENBERG, H. (1982): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. – Stuttgart.

ENGELHARDT, W. (1977): Was lebt in Tümpel, Bach und Weiher? – Stuttgart.

GEBAUER, S. & HERHAUS, K. F. & LETHMATE, J. & LUCKE, C. & ROTTMANN, H. (1982): Hydrochemische und hydrobiologische Untersuchungen der Ibbenbürener Aa oberhalb des Aasees. – Osnabrücker naturwiss. Mitt., **9:** 135-150.

HERHAUS, K. F. (1978): Die ersten Nachweise von *Gammarus tigrinus* Sexton, 1939, und *Chaetogammarus ischnus* (Stebbing, 1906) (Crustacea, Amphipoda, Gammaridae) im Einzugsgebiet der Ems und ihre verbreitungsgeschichtliche Einordnung. – Natur und Heimat, **38:** 71-77.

HEUSS, K. (1964): Untersuchungen über Generationsfolge und Wachstum von *Potamopyrgus jenkinsi* E. A. SMITH in Beziehung zum Salzgehalt. – Gießen.
(1966): Beitrag zur Fauna der Werra, einem salinaren Binnengewässer. – Gewäss. Abwäss., **43:** 48-64.

HYNES, H. B. N. (1955): Distribution of some freshwater Amphipoda in Britain. – Verh. internat. Ver. theor. angew. Limnol., **12:** 620-628.

ILLIES, J. (1961): Versuch einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fließgewässer. – Internat. Rev. ges. Hydrobiol., **46:** 205-213.
(1978): Limnofauna Europaea. – Stuttgart / New York / Amsterdam.

JANDER, G., & BLASIUS, E. (1971): Einführung in das anorganisch-chemische Praktikum. – Stuttgart.

KALBE, L. (1980): Kieselalgen in Binnengewässern. – Neue Brehm Bücherei, **467:** Wittenberg.

KELLER, G. (1981): Die heutigen geohydrologischen Verhältnisse des Ibbenbürener Tales im nördlichen Münsterland. – Osnabrücker naturwiss. Mitt., **8:** 63-96.

KOCH, E. R. & VAHRENHOLT, F. (1983): Die Lage der Nation. – Hamburg.

KOTHÉ, P. (1962): Der ,,Artenfehlbetrag'', ein einfaches Gütekriterium und seine Anwendung bei biologischen Vorfluteruntersuchungen. – Dt. gewässerkundl. Mitt., **6:** 60-65.

LAWA-NW (1982 a): Wasserwirtschaft Nordrhein-Westfalen: Fließgewässer; Richtlinie für die Ermittlung der Gewässergüteklasse. – Düsseldorf.
(1982 b): Gewässergütebericht '81. – Düsseldorf.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

VAN MAREN, J. M. (1978): Distribution and ecology of *Gammarus tigrinus* Sexton, 1939, and some other amphipod Crustacea near Beaufort (North Carolina, U.S.A.). – Bijdr. Dierk., **48:** 45-56.

MÜNKEMÜLLER, K. & HERHAUS, K. F. (1978): Beobachtungen an drei Brackwasserkrebsen im Mittellandkanal: *Neomysis integer* (Leach, 1814), *Gammarus tigrinus* Sexton, 1939, und *Corophium lacustre* Vanhöffen, 1911 (Crustacea, Peracarida). – Natur und Heimat, **38:** 109-113.

MUUS, B. J. & DAHLSTRÖM, P. (1978): Süßwasserfische. – München / Bern / Wien.

NEHRKORN, A. (1967): Statistische Beziehungen zwischen biologischen und chemischen Vorfluteruntersuchungen. – Gesundheitsingenieur, **88:** 56-59.

NIJSSEN, H. & STOCK, J. H. (1966): The amphipod, *Gammarus tigrinus* Sexton, 1939, introduced in the Netherlands (Crustacea). – Beaufortia, **13:** 197-206.

PINKSTER, S. & SMIT, H. & BRANDSE-DE JONG, N. (1977): The introduction of the alien amphipod *Gammarus tigrinus* Sexton, 1939, in the Netherlands and its competition with indigenous species. – Crustaceana Suppl., **4:** 91-105.

PINKSTER, S. & DIELEMANN, J. & PLATVOET, D. (1980): The present position of *Gammarus tigrinus* Sexton, 1939, in the Netherlands, with the description of a newly discovered amphipod species, *Crangonyx pseudogracilis* Bousfield, 1958 (Crustacea, Amphipoda). – Bull. zool. Mus. Univ. Amsterdam, **7:** 33-45.

REMANE, A. & SCHLIEPER, C. (1971): Ecology of brackish water. – Die Binnengewässer, **25:** Stuttgart.

REMMERT, H. (1969): Der Wasserhaushalt der Tiere im Spiegel ihrer ökologischen Geschichte. – Naturwissenschaften, **56:** 120-124.

ROTHMALER, W. (1976): Exkursionsflora. – Berlin-DDR.

RUNGE, F. (1973): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. – Münster.

RUOFF, K. (1968): Experimentelle Untersuchungen über den in die Weser eingebürgerten amerikanischen Bachflohkrebs *Gammarus tigrinus* Sexton. – Arch. Fischwiss., **19:** 134-158.

SCHERF, H. (1981): Die Salzlast der Werra. – Naturwiss. Rundsch., **34:** 389-390.

SCHMITZ, W. (1960): Die Einbürgerung von *Gammarus tigrinus* Sexton auf dem europäischen Kontinent. – Arch. Hydrobiol., **57:** 223-225.

SCHMITZ, W. & BESCH, W. & KNEISSL, I. (1967): Die Salzgehaltstoleranz von *Gammarus pulex pulex* (L.), *Gammarus tigrinus* SEXTON und *Asellus aquaticus* (L.) in Abhängigkeit von der relativen Konzentration der Kationen Na, Mg, K und Ca. – Internat. Rev. Ges. Hydrobiol., **52:** 589-616.

SCHWOERBEL, J. (1980 a): Einführung in die Limnologie. – Stuttgart / New York.
(1980 b): Methoden der Hydrobiologie – Süßwasserbiologie. – Stuttgart / New York.

SPERLING, W. (1957): Anlaß zur Neubearbeitung des Flächenverzeichnisses und Umfang des Werkes. – in: Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): Verzeichnis der Flächeninhalte der Niederschlagsgebiete der Ems, der Küstenflüsse zwischen Weser und Ems und der Zuflüsse zum Ijsselmeer im deutschen Grenzgebiet zwischen Ems und Rhein, 9-19; Münster.

STREBLE, H. & KRAUTER, D. (1973): Das Leben im Wassertropfen. – Stuttgart.

STRENZKE, K. (1957): Ökologie der Wassertiere. – Handb. Biol., **III:** 115-192.

THIENEMANN, A. (1920): Die Grundlagen der Biocoenotik und Monards faunistische Prinzipien. – Festschrift Zschokke, 1-14; Basel.

UHLMANN, D. (1975): Hydrobiologie. – Stuttgart.

ZIEMANN, H. (1970 a): Biologische Analyse der Versalzung. – in: BREITIG, G. & TÜMPLING, W. von (Hrsg.): Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung. II. Biologische, mikrobiologische und toxikologische Methoden. – Jena.
(1970 b): Indikatoren für die Versalzung der Binnengewässer – Halobiensystem. – in: BREITIG, G. & TÜMPLING, W. von (Hrsg.): Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung. II. Biologische, mikrobiologische und toxikologische Methoden. – Jena.
(1972): Der Einfluß der Versalzung auf Biozönose und Leistungspotential der Binnengewässer. – Fortb.kurs „Aktuelle Probleme der Gewässergütewirtschaft" 14.-16.6.72 Sekt. Wasserwesen, Techn. Univ. Dresden, 33-41.

ZILCH, A. & JAECKEL, S. G. H. (1962): Die Weichtiere (Mollusca) Mitteleuropas. – in: BROHMER, P. & EHRMANN, P. & ULMER, G.: Die Tierwelt Mitteleuropas II/1 (Ergänzung). – Leipzig.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen

Jahr/Year: 1983

Band/Volume: 10

Autor(en)/Author(s): Herhaus Karl Friedrich

Artikel/Article: Ökologische Untersuchungen an einem versalzten Fließgewässer (Ibbenbürener Aa - Hörsteler Aa - Dreierwälder Aa - Speller Aa - Unterlauf der Großen Aa) im Frühsommer 1982 71-95