Ber. Naturwiss. Verein Bielefeld u. Umgegend **36** (1995), S. 247-274

Auswirkungen von Salzbelastungen auf die Ciliatenbesiedlung in Fließgewässern

Karl Heinz RUSTIGE, Bielefeld

Mit 8 Abbildungen und 4 Tabellen

Inhalt **Seite**

1. Einleitung und Fragestellungen 248
2. Charakterisierung des Untersuchungsgebiets und der Probestellen 249
3. Material und Methoden 251
   3.1 Physikalisch-chemische Untersuchungen und Aufsammlung der Makroinvertebraten 251
   3.2 Untersuchung der Ciliatenfauna 252
4. Darstellung und Diskussion der Ergebnisse 253
   4.1 Die abiotischen und biotischen Verhältnisse an den einzelnen Probestellen 253
   4.2 Verbreitungsmuster der sessilen Ciliaten 258
      4.2.1 Präsenz der sessilen Ciliaten 258
      4.2.2 Dominanzstruktur der sessilen Ciliaten 262
5. Zusammenfassung 270
6. Literatur 270

Verfasser:
Karl Heinz Rustige, Universität Bielefeld, Fakultät für Biologie, Arbeitsgruppe Prof. Dr. Rolf Mannesmann, Postfach 100131, D-33501 Bielefeld

1. Einleitung und Fragestellungen

Die Problematik der Fließgewässerversalzung hat im Laufe des 20. Jahrhunderts immer mehr an Bedeutung gewonnen, da sie mit gravierenden ökologischen Konsequenzen verbunden ist. Vor allem über die ökologischen Auswirkungen der Versalzung von Werra und Weser durch die Abwässer der Kaliindustrie liegen eine Reihe von Untersuchungen vor, die zeigen, daß sich die Biozönose seit Jahrzehnten überwiegend aus wenigen salztoleranten Limnobionten und Brackwasser-Arten (z.B. *Gammarus tigrinus* und *Potamopyrgus antipodarum*) zusammensetzt (ALBRECHT 1954; ALBRECHT 1983/1984/1986; ALBRECHT & KIRCHHOFF 1987; BÄTHE 1992; BÖRNERT 1980; BUHSE 1980/1987/1993; HAESLOOP 1990; HEUSS 1966; MEINEL & BARLAS 1987; ZIEMANN 1981/1991).
Durch die geplante und teilweise schon erfolgte Reduktion der Salzbelastung sind Werra und Weser wieder verstärkt in die Diskussion geraten. Im Rahmen eines begleitenden Forschungsprojekts, das vom Deutschen Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK) und vom Niedersächsischen Landesamt für Ökologie (NLÖ) initiiert wurde, werden die ökologischen Veränderungen dieser Salzreduktion genauer analysiert. Als wesentliche Teilzönosen werden dabei Phytoplankton, benthische Diatomeen, Bakterienplankton, Ciliatenzönose, Makrozoobenthon und Fischfauna untersucht. Erste Resultate zeigen, daß es zwar insgesamt zu einer spürbaren Verbesserung der ökologischen Situation gekommen ist, aber der Anteil salztoleranter und halophiler Organismen vor allem in der Werra noch sehr hoch ist (BÄTHE et al. 1994, HERBST & BÄTHE 1993, NOLTING & RUSTIGE 1995, ROHLFING & MANNESMANN 1995, RUSTIGE 1995).
Weitaus weniger Beachtung fanden bislang die Auswirkungen der Salzbelastung durch Versumpfungsabwässer des Kohlebergbaus und Soleeinleitungen der Kurbetriebe. Hierzu liegen bislang nur vereinzelt Untersuchungen vor (CYFFKA 1993; HERHAUS 1983; HOLTHÖFER 1993; KÜLZER 1995; MIHAILOWITSCH 1989; RUSTIGE et al. 1995).
Um die Auswirkungen von Salzbelastungen auf die Ciliatenzönose zu ermitteln, wurden künstliche Substrate (Objektträger) im Gewässer exponiert. Bei der Untersuchung der Objektträger wurden vor allem die sessilen Ciliaten (Peritrichida, Heterotrichida, Suktorida) im Periphyton berücksichtigt. Sessile Ciliaten besiedeln darüber hinaus natürliche Substrate (z.B. Steine, Pflanzen und Tiere). Insbesondere die limnischen Gammari-

den weisen eine artenreiche Ciliatenfauna auf, deren Verbreitungsmuster in Abhängigkeit vom Saprobitätsgrad genauer analysiert wurden (MANNESMANN & RUSTIGE 1994; RUSTIGE & MANNESMANN 1991/ 1993). Inwieweit der Salzgehalt eines Gewässers als verbreitungsregulierender Faktor eine Rolle spielt, soll im Rahmen dieser Arbeit genauer betrachtet werden.
Ciliaten spielen bei der Beurteilung der Wasserqualität nach dem Saprobiensystem eine wesentliche Rolle (BICK 1972, BLATTERER 1995, DIN 38410 1990b, FOISSNER 1988, FOISSNER et al. 1991/1992/1994/1995, FRIEDRICH 1990). Durch den Einfluß von Salzbelastungen kann ihre bioindikative Funktion modifiziert bzw. erheblich eingeschränkt werden (ALBRECHT 1983/1984/1986, RIEDEL-LORJE 1981, ZIEMANN 1970). Darüber hinaus zeigen die Untersuchungen von ALBRECHT (1983/ 1984/1986), MIHAILOWITSCH (1989), RIEDEL-LORJE (1981) und RUSTIGE (1995), daß die Verbreitung einzelner Ciliatenarten im Chloridspektrum sehr stark differieren kann, so daß Ciliaten als Salzindikatoren von Bedeutung sein könnten.
Für die im ostwestfälischen Raum gelegenen Fließgewässer fehlen bislang Untersuchungen der Ciliatenfauna. Erste Bestandsaufnahmen der Ciliatenzönosen beschränken sich auf die epizoischen Ciliaten der Gammariden und Aselliden (RUSTIGE 1991, RUSTIGE & FRIEDRICH 1994).

2. Charakterisierung des Untersuchungsgebiets und der Probestellen

Die untersuchten Fließgewässer (Salze, Finnebach und Werre) liegen in der Naturlandschaft Lippe, die vom Landschaftstyp „Mittelgebirge" geprägt wird. Dieser Eindruck wird nur durch die Herforder Mulde und die Talauen der Bega und Werre unterbrochen. Der geologische Untergrund besteht fast ausschließlich aus Sedimenten des Keupers. Tektonische Prozesse, die zur Gliederung und Höhendifferenzierung des Lippischen Berglandes geführt haben, ließen Bruchflächen des geologischen Untergrundes sowie geologische Gräben entstehen. Dieser intensiv verworfene und durch Grabensysteme gekennzeichnete Gebirgsbau ist verantwortlich für das natürliche Auftreten von Mineralquellen (RINNE 1993).
Die Salze entspringt in einer Höhe von 205 m über NN im nordwestlichen Weserbergland in der Nähe der Gemeinde Exter (Stadt Vlotho) und verläuft durch landwirtschaftlich genutzte Flächen mit Streusiedlung in Richtung Bad Salzuflen, wo sie in die Bega einmündet.

Einer ihrer Nebenbäche, der Finnebach, entspringt in einer Höhe von 215 m über NN zwischen der Gemeinde Exter und Bad Oeynhausen und mündet nördlich des Loose-Brunnens in die Salze. Im Oberlauf ist der Mineralgehalt des Finnebachs gering, wird aber vor Einmündung in die Salze durch einige „Salzsümpfe" leicht erhöht (CYFFKA 1993). Die **erste Probestelle (P1)** befindet sich oberhalb der „Salzsümpfe" in einem Eichen-Hainbuchenwald **(Abb. 1)**. Dieser naturnahe Waldbach weist hier nur eine geringe Breite (1,0 - 1,5 m) und Tiefe (0,05 - 0,15 m) auf.
Die Salze wird durch den Zufluß des Finnebachs mit mineralisiertem Wasser angereichert. Darüber hinaus gelangt über den Loose-Brunnen und die Jobst-Quelle salzhaltiges Wasser in die Salze (DEUTLOFF 1984). Ca. 1 km unterhalb dieser mineralreichen Zuflüsse befindet sich die **zweite Probestelle (Steinbeck/P2) (Abb. 1)**. Hier beträgt die Breite 4,00 - 4,50 m und die Tiefe 0,15 - 0,40 m.
Von dort fließt die Salze stark mäandrierend in Richtung Stadtzentrum. Kurz nachdem sie in den Landschaftsgarten des Staatsbades eintritt, teilt sich das Gewässer und fließt in zwei parallel verlaufenden Armen weiter. Ein Arm durchfließt den Kurparksee, der parallel verlaufende Arm nimmt mineralreiches Wasser des Gustav-Horstmann-Sprudels auf. Die beiden Arme vereinigen sich wieder vor der Konzerthalle und fließen unter der Konzerthalle entlang, wo weitere Soleeinleitungen erfolgen. Ca. 200 m unterhalb dieser Soleeinleitungen befindet sich die **dritte Probestelle (P3)**. Die Breite des Fließgewässers beträgt hier ca. 7,00 m und die Tiefe schwankt zwischen 0,10 und 0,25 m. Aufgrund des einseitigen Baumbewuchses im Uferbereich sind Beschattung und Fallaubeintrag nur mäßig.
In einem künstlich verbreiterten Bachbett fließt die Salze nun Richtung Bega. Ca. 500 m vor Einmündung in die Bega wird abgebadete Sole durch ein Kunststoffrohr direkt in die Salze eingeleitet. Oberhalb dieser Einleitung befindet sich die **vierte Probestelle (P4)**. Die Breite schwankt zwischen 6,50 und 7,00 m, die Tiefe zwischen 0,10 und 0,25 m. Der fast völlig fehlende Baumbewuchs verhindert eine Beschattung und führt zu einem geringen Fallaubeintrag.
Die Soleeinleitungen werden über die Salze und Bega der Werre zugeführt und gelangen dann bei Rehme (Bad Oeynhausen) in den großen Weserbogen. An der Werre wurden zwei weitere Probestellen ausgewählt, von denen die erste **(P5)** oberhalb, die zweite **(P6)** unterhalb der Begaeinmündung liegt **(Abb. 1)**. Die Breite schwankt an der Probestelle 5 zwischen 9,50 und 10,50 m, an der Probestelle 6 zwischen 21,00 und 22,50 m.

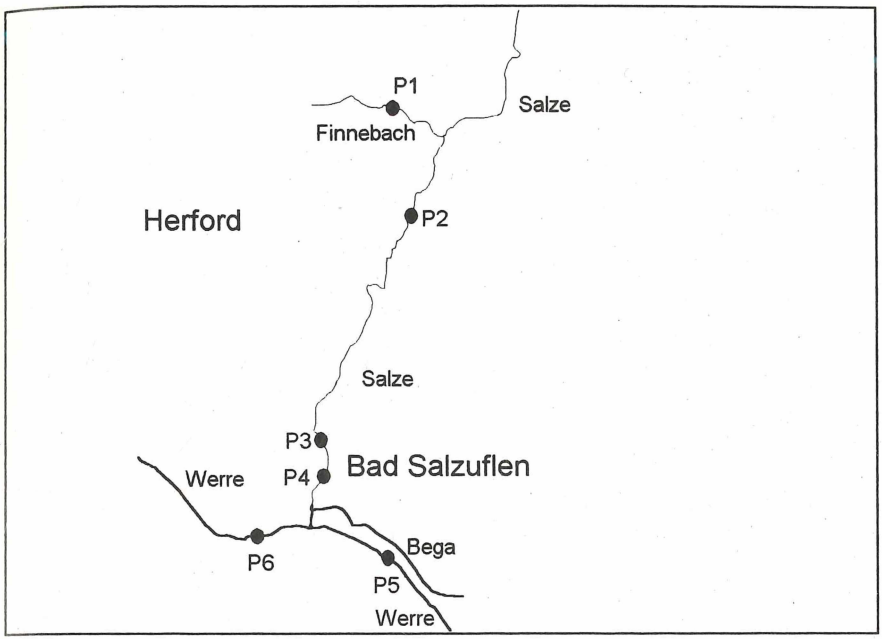


Abb. 1: Lage der Probestellen am Finnebach (P1), an der Salze (P2 - P4) und an der Werre (P5 und P6)

3. Material und Methoden

3.1 Physikalisch-chemische Untersuchungen und Aufsammlung der Makroinvertebraten

Die physikalisch-chemischen Faktoren stellen die abiotische Umwelt der Wasserorganismen dar und können deren Verbreitung maßgeblich beeinflussen. Darüber hinaus können sie zur Bewertung der Wasserqualität herangezogen werden. Daher wurden in monatlichen Abständen die Wassertemperatur (°C), elektrische Leitfähigkeit (mS/m), der pH-Wert und der aktuelle Sauerstoffgehalt (mg O_2/l) direkt vor Ort mit dem WTW-MultiLab P5 gemessen. Die elektrische Leitfähigkeit wurde auf eine Temperatur von 20° C bezogen.

Die Konzentrationen der chemischen Parameter Ammonium (mg NH_4^+-N/l), Nitrit (mg NO_2^--N/l), Nitrat (mg NO_3^--N/l), Orthophosphat (mg PO_4^{3-}-P/l) und Chlorid (mg Cl^-/l) wurden photometrisch mit dem WTW-MultiLab P5 und dem Reagenzientestsatz Spectroquant der Firma Merck im Labor ermittelt.
Die BSB_2-Werte (mg O_2/l) wurden ohne Zusatz des Nitrifikationshemmers Allylthioharnstoff (ATH) erfaßt.

Zur Bestimmung des Saprobitätsgrades (Wasserqualität) wurde das Makrozoobenthon jeweils im Frühjahr/Sommer und im Herbst untersucht. Dazu wurden verschiedene Kleinbiotope (z.B. Steine, Makrophyten, Holz etc.) mit einer Federstahlpinzette abgesucht; bei ausreichender Strömung wurde die Kick-Sampling-Methode angewandt. Soweit möglich, wurden die aufgesammelten Tiere mit einer Lupe direkt vor Ort bestimmt. Andernfalls wurden sie in 70 %igem Alkohol fixiert und im Labor mit Hilfe eines Binokulars bestimmt.
Als Bestimmungsliteratur dienten das Bestimmungsbuch von NAGEL (1989) und vom BAYERISCHEN LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1992); außerdem wurde die in NAGEL bzw. die in der DIN 38410 (1990a) angegebene spezielle Bestimmungsliteratur herangezogen.
Die quantitative Auswertung erfolgte durch Angabe der Abundanz der gefundenen Taxa mit Hilfe einer siebenstufigen Schätzskala. Die Berechnung des Saprobienindex (SI) wurde nach den Angaben von NAGEL (1989) und FRIEDRICH (1990) durchgeführt. Die Saprobienindices (s) und Indikationsgewichte (G) wurden ebenfalls den oben genannten Arbeiten entnommen.

3.2 Untersuchung der Ciliatenfauna

In monatlichen Abständen wurden an den einzelnen Probestellen Objektträger untersucht, die 3 - 4 Wochen im Gewässer exponiert waren. Parallel wurden 8 - 15 adulte, dunkel gefärbte Gammariden entnommen, die im Labor auf ihren Ciliatenbewuchs hin untersucht wurden. Dabei wurden vor allem die Kiemen- und Pareopodenbesiedler berücksichtigt, während die gesamte Epizoenfauna nur stichprobenartig untersucht wurde.
Die mikroskopische Determination der Ciliaten-Arten erfolgte in vivo bzw. nach Kernfärbung mit Methylgrün-Essigsäure oder Methylgrün-Pyronin. Als Bestimmungsliteratur wurden die Arbeiten von BICK (1972), CORLISS

(1979), FOISSNER et al. (1992/1995), KAHL (1932/1934/1935), MATTHES et al. (1988), SCHÖDEL (1987) und STILLER (1971) verwandt. Die Nomenklatur orientiert sich jeweils am aktuellsten Werk.
Bei der quantitativen Erfassung der Ciliaten auf Objektträgern wurden jeweils 3 Zählstreifen ausgewertet und die Individuendichte pro cm^2 (Ind./cm^2) errechnet. Bei der Untersuchung der Gammariden wurden die Ciliaten von 8 - 15 Krebsen ausgezählt und daraus die durchschnittliche Individuendichte pro *Gammarus* (Ind./G) errechnet.

4. Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

4.1 Die abiotischen und biotischen Verhältnisse an den einzelnen Probestellen

Tabelle 1 stellt Minima, Maxima und Mittelwerte der gemessenen Parameter dar. Beim Vergleich der einzelnen Probestellen wird deutlich, daß Probestelle 1 und 5 die geringsten Chlorid-Konzentrationen und Leitfähigkeiten aufweisen. Konzentrationsunterschiede in diesen Fließgewässerregionen lassen sich vor allem bei den Ammonium- und Nitrit-Werten feststellen, die auf eine höhere organische Belastung an der Probestelle 5 (Werre) hinweisen. Leicht erhöhte Chlorid-Konzentrationen und Leitfähigkeiten treten dagegen an der Probestelle 2 (Salze) auf, die durch geogene („Salzsümpfe" am Finnebach und Jobst-Quelle) und eine anthropogen genutzte Solequelle (Loose-Brunnen) verursacht werden. Die oberhalb gelegenen Klärwerke führen zu einer geringen organischen Belastung an dieser Probestelle, was an den Ammonium- und Nitrit-Werten deutlich wird. Eine höhere Salzbelastung und organische Belastung lassen sich an der Probestelle 6 (Werre) nachweisen, was sich an den Chlorid-, Ammonium- und Nitrit-Konzentrationen ablesen läßt. Eine extrem hohe Salzbelastung kann an den Probestellen 3 und 4 festgestellt werden, was sich deutlich an den Leitfähigkeiten und Chlorid-Konzentrationen ablesen läßt. Hier sind auch die größten Konzentrationsschwankungen zu verzeichnen, was man deutlich an den jahreszeitlichen Entwicklungen dieser beiden Parameter erkennen kann. Insbesondere im Jahr 1995 wurden hier extrem hohe Werte gemessen, während an der ausschließlich geogen beeinflußten Probestelle (Finnebach) nur geringe Konzentrationsschwankungen auftraten **(Abb. 2)**.

Tab. 1: Minimum (=Min), Mittelwert (=MW) und Maximum (=Max) der gemessenen Parameter an den einzelnen Probestellen (P1 = Finnebach, P2 - P4 = Salze, P5 und P6 = Werre) (Temp. = Temperatur, LF = Elektrische Leitfähigkeit, BSB_2 = Biochemischer Sauerstoffbedarf)

Parameter	Probestelle					
	P1	P2	P3	P4	P5	P6
Temp. (° C)						
Min	3,8	5,0	4,6	6,5	6,4	6,1
MW	10,7	10,6	11,6	12,0	12,0	11,8
Max	15,9	14,5	18,5	18,1	18,6	18,2
LF (mS/m)						
Min	45,3	79,8	163,0	170,8	52,3	86,6
MW	54,6	112,6	481,6	474,7	68,6	179,0
Max	73,9	144,5	1553,0	1487,0	82,5	247,1
Cl-Konz. (mg/l)						
Min	16,0	84,0	327,5	362,5	22,0	124,0
MW	25,6	142,5	1326,6	1206,2	41,2	351,8
Max	48,0	195,4	4810,0	4710,0	88,0	525,0
pH-Wert						
Min	7,7	6,8	7,2	7,2	7,4	7,4
MW	8,3	7,7	7,7	7,8	8,0	7,9
Max	8,8	8,2	8,1	8,2	8,4	8,4
O_2-Geh. (mg/l)						
Min	9,7	8,9	9,9	9,6	7,6	7,9
MW	11,5	10,6	11,2	11,3	10,5	10,7
Max	13,2	11,8	13,0	13,3	12,6	12,8
NH_4-N-Konz. (mg/l)						
Min	< 0,100	< 0,100	< 0,100	< 0,100	0,152	0,109
MW					0,741	0,557
Max	< 0,100	< 0,100	0,723	0,235	2,111	1,910
NO_2-N-Konz. (mg/l)						
Min	< 0,020	0,030	0,020	0,023	0,052	0,055
MW		0,054	0,044	0,045	0,233	0,130
Max	0,060	0,141	0,095	0,101	0,740	0,300

Fortsetzung Tab. 1:

Parameter	Probestelle					
	P1	P2	P3	P4	P5	P6
NO_3-N-Konz. (mg/l)						
Min	2,1	3,9	4,4	4,6	3,3	4,6
MW	5,4	6,5	6,3	6,5	5,3	6,2
Max	7,8	8,7	8,7	8,9	7,6	7,6
PO_4-P-Konz. (mg/l)						
Min	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10
MW						
Max	< 0,10	0,13	0,14	0,27	0,18	0,23
BSB_2						
Min	1,0	0,5	0,9	0,9	1,2	0,7
MW	1,6	1,7	1,8	1,8	2,1	2,1
Max	2,7	2,2	2,7	2,4	2,8	3,2
Güteklasse						
	II	II	II/III *	II/III *	II/III	II/III

* Im Sommer 1995 konnten für diese Fließgewässerregionen keine verläßlichen Saprobienindices ermittelt werden, da das Streuungsmaß über 0,2 und die Summe der Abundanzziffern unter 15 lagen (FRIEDRICH 1990, NAGEL 1989)

Die von HOLTHÖFER (1993) und CYFFKA (1993) für diese Fließgewässerregionen ermittelten physikalisch-chemischen Daten lassen eine vergleichbare Salzbelastung für die Jahre 1992 und 1994 erkennen, während 1995 die Salzbelastung an den Probestellen 3 und 4 deutlich höher lag (**Abb. 2**). Für die Beurteilung der Salzbelastung von Fließgewässern liegt bislang kein allgemeingültiges Bewertungsschema vor. BUHSE (1993) und das WASSERWIRTSCHAFTSAMT GÖTTINGEN (1988) geben einige Auswirkungen der Salzbelastung auf die Süßwasserbiozönose an, die in **Tabelle 2** zusammen mit den Mittelwerten der Chlorid-Konzentration an den einzelnen Probestellen dargestellt sind. Dabei zeigt sich, daß Finnebach (P1) und Werre (P5) als unbeeinflußt eingestuft werden können. Der an der Probestelle 2 (Salze) ermittelte Wert weist zwar auf eine geringe Salzbelastung hin, die aber noch deutlich unter der ersten biologischen Störungsstufe liegt. An der Probestelle 6 (Werre) liegt der Mittelwert zwar auch noch unterhalb der ersten biologischen Störungsstufe, vom Maximalwert wird

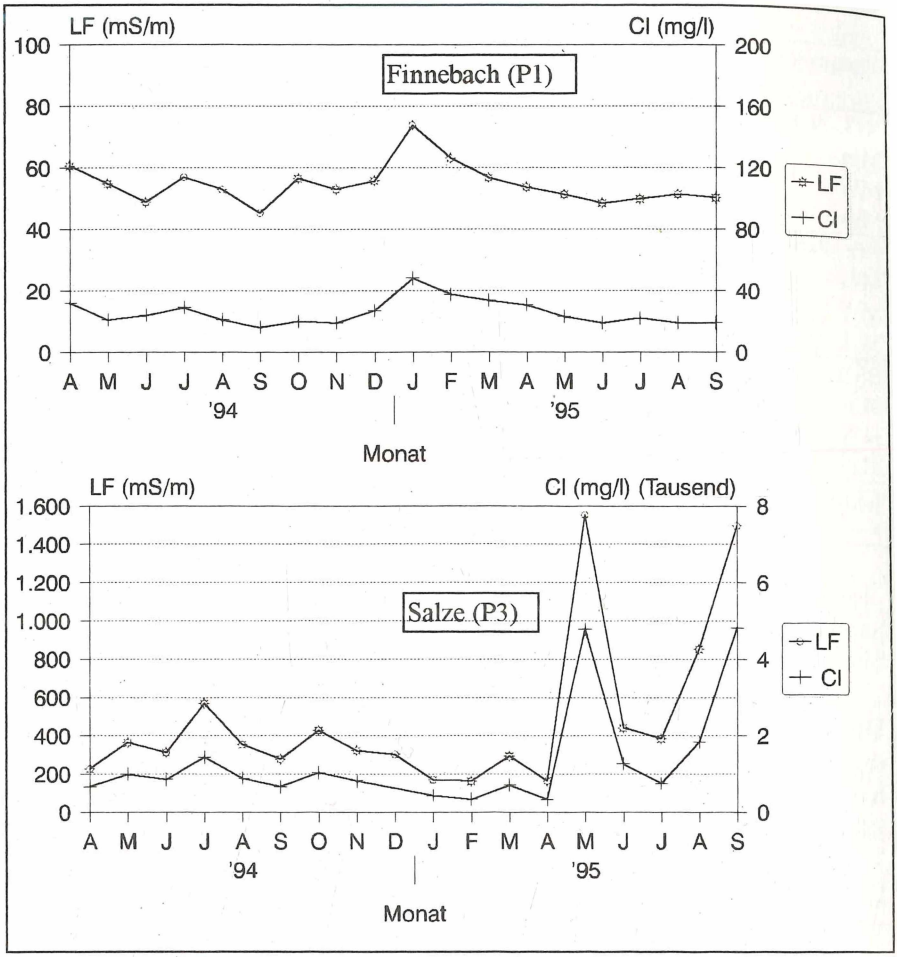


Abb. 2: Jahreszeitliche Entwicklung der Chlorid-Konzentration (Cl) und elektrischen Leitfähigkeit (LF) im Finnebach (P1) und in der Salze (P3)

Tab. 2: Beeinträchtigung der Biozönose in Abhängigkeit von der Versalzung (verändert nach BUHSE (1993) und WASSERWIRTSCHAFTSAMT GÖTTINGEN (1988)). Die Mittelwerte der Chlorid-Konzentration an den einzelnen Probestellen vom Finnebach, der Salze und Werre (unterstrichen) sind jeweils eingeordnet worden.

Chlorid [mg/l]	Vorkommen der Konzentration und Auswirkungen auf die Süßwasserzönose
25,6	Finnebach (P1)
41,2	Werre (P5)
<100	unbeeinflußte Bäche, Flüsse und Seen
142,5	Salze (P2)
222	Grenzwert für Trinkwasser
351,8	Werre (P6)
>500	**1. Biologische Störungsstufe.** *Gammarus pulex* verschwindet; Salzgeschmack ist feststellbar.
>1000	**2. Beeinträchtigung vieler authochthoner Lebewesen.** *Unio pictorum* und *Asellus aquaticus* verschwinden.
1206,2	Salze (P4)
1326,6	Salze (P3)
>2000	**3. Biologisch gestörter Bereich.** Fischerkrankungen treten vermehrt auf; Cypriniden werden dezimiert. Die submerse Flora wird beeinträchtigt; Diatomeen kommen zur Massenentwicklung.
>3000	**4. Fischerkrankungen nehmen zu.** Bakterienabbau läßt nach, d.h. nicht abgebaute Schlammpakete nehmen zu.
>4000	**5. Schleichende Fischsterben.** Fischsterben nicht wahrnehmbar, da die Fische am Boden verenden. Auftretende Salzschwankungen dezimieren auch den Aal.
>5000	**6. Verödungszone der Süßwasserbiotope**

diese Grenze aber überschritten (**Tab. 1** und **2**). Die Mittelwerte an den Probestellen 3 und 4 (Salze) überschreiten deutlich die Grenze der zweiten biologischen Störungsstufe, die Maximalwerte erreichen sogar fast den Wert, bei dem für Süßwasserorganismen die Verödungszone beginnt (**Tab. 1** und **2**).

Bei den von BUHSE (1993) und vom WASSERWIRTSCHAFTSAMT GÖTTINGEN (1988) beschriebenen Auswirkungen einer Fließgewässerversalzung werden vor allem Fischnährtiere (Makroinvertebraten) und die Fischfauna berücksichtigt. Inwieweit sich die Salzbelastung auf die Ciliatenzönose auswirkt, soll im weiteren genauer betrachtet werden.
Mit Hilfe der Makroinvertebraten konnte eine Wasserqualität von II (Probestelle 1 und 2) bzw. II/III (Probestelle 3 - 6) ermittelt werden. Im Verlauf des Jahres 1995 veränderte sich die Besiedlung an den Probestellen 3 und 4 besonders dramatisch, was auf eine erhöhte Salzbelastung zurückgeführt werden kann (**Abb 2**). Es konnten nur noch wenige Arten (z.B. *Potamopyrgos antipodarum*) nachgewiesen werden, die als extrem halotolerant eingestuft werden (BÄTHE 1992, GLÖER & MEYER-BROOK 1994). Dies hatte zur Folge, daß im Sommer 1995 für diese Fließgewässerregionen keine verläßlichen Saprobienindices berechnet werden konnten, da das Streuungsmaß über 0,2 und die Summe der Abundanzziffern unter 15 lagen (FRIEDRICH 1990, NAGEL 1989).
Die auf der Basis des Makrozoobenthon ermittelten Wasserqualitäten lassen sich durch die physikalisch-chemischen Daten weitgehend bestätigen. Obwohl in der Salze (Probestellen 3 und 4) und Werre (Probestellen 5 und 6) mit Hilfe der Makroinvertebraten die gleiche Wasserqualität ermittelt werden konnte, weisen die physikalisch-chemischen Daten (z. B. O_2-, NH_4^+-N- und NO_2^--N-Konz.) jedoch auf eine höhere organische Belastung in der Werre hin (**Abb. 2**).

4.2 Verbreitungsmuster der sessilen Ciliaten

4.2.1 Präsenz der sessilen Ciliaten

In **Tabelle 3** sind die einzelnen Ciliatenarten der untersuchten Probestellen aufgelistet. In der Werre (P5 und P6) konnte die höchste Anzahl von Taxa identifiziert werden, da hier aufgrund der höheren organischen Belastung und nur geringen bis mäßigen Salzbelastung mehrere alphamesosaprobe Arten (z.B. *Campanella umbellaria, Carchesium polypinum, Epistylis henscheli* und *Epistylis plicatilis*) mit hohen Abundanzen auftreten. Eine in etwa gleich hohe Anzahl von Taxa konnte in der Salze an der Probestelle 2 ermittelt werden, wo eine geringere organische Belastung und nur leicht erhöhte Chlorid-Konzentrationen zu verzeichnen waren (**Tab. 1**).

Die geringsten Artenanzahlen ließen sich an der Probestelle 1 (Finnebach) und den Probestellen 3 und 4 (Salze) feststellen. An der gering organisch und salzbelasteten Probestelle 1 treten nur wenig alphamesosaprobe Arten (z. B. *Carchesium plypinum* und *Acineta tuberosa*) auf. Die niedrigsten Artenanzahlen wurden an den Probestellen 3 und 4 festgestellt, und zwar insbesondere im Jahr 1995, was auf die erhöhte Salzbelastung in diesem Zeitraum zurückgeführt werden kann (**Abb. 2**).

Betrachtet man die Präsenz einzelner Ciliatenarten, so stellt man fest, daß *Cothurnia annulata, Cyclophrya magna, Folliculina boltoni, Metacineta mystacina* und *Trichodina pediculus* nur in einer Gewässerregion auftreten. *C. annulata* konnte nur auf Aufwuchsalgen, *T. pediculus* nur auf *Hydra* spec. an der schwach strömenden Probestelle der Werre (P5) nachgewiesen werden. *F. boltoni* besiedelte in den Sommermonaten Objektträger an einer Probestelle in der Salze, die besonders stark beschattet wird. *M. mystacina* und *C. magna* konnten ausschließlich im Finnebach - einem naturnahen Waldbach - nachgewiesen werden. Aufgrund des begrenzten Auftretens dieser Arten läßt sich ein Salzeinfluß nicht nachweisen. Dies trifft ebenfalls auf Arten zu, deren Vorkommen im Untersuchungsgebiet sehr stark variiert (z.B. *Opercularia nutans* und *Zoothamnium simplex*).

Bei Ciliatenarten, die fast in allen, nur nicht in den stärker belasteten Gewässerregionen auftreten, kann dagegen deutlich ein Salzeinfluß festgestellt werden (z.B. *Heliophrya minima, H. rotunda* und *Pseudovorticella chlamydophora*). Dies belegt auch das Ökogramm von *H. rotunda* (**Abb. 3**). Es zeigt, daß *H. rotunda* nur bis 500 mg/l Chlorid gefunden werden konnte, und zwar schwerpunktmäßig unter 250 mg/l. Diese Art kann nach der Einteilung von ALBRECHT (1984) als oligostenohalin eingestuft werden. Sie wurde auch von anderen Autoren (ALBRECHT 1984, MIHAILOWITSCH 1989) bislang nur bei niedrigen Chloridkonzentrationen gefunden.

Das seltene Auftreten bzw. Ausbleiben von *Campanella umbellaria, Epistylis henscheli* und *E. plicatilis* an den Probestellen 3 und 4 kann eventuell auch auf die höhere Salzbelastung zurückgeführt werden, da diese Arten bei höherer organischer Belastung eigentlich auftreten müßten (FOISSNER et al. 1992). Dies bestätigen auch die Untersuchungen von ALBRECHT (1983/1984/1986) und RIEDEL-LORJE (1981), bei denen diese Arten bei höheren Salzgehalten ebenfalls ausfielen.

Als relativ salztolerant erweisen sich Arten, die entweder in allen bzw. besonders in den höher salzbelasteten Fließgewässerregionen vorkommen.

Tabelle 3: Präsenz der sessilen Ciliaten an den einzelnen Probestellen mit Angabe des „Saprobienindex“ (SI) und „Indikationsgewichts“ (I) nach FOISSNER et al. 1992/1995 (P1 = Finnebach, P2 - P4 = Salze, P5 und P6 = Werre / O = auf Objektträgern / G = auf Gammariden, H = auf Hydra spec.)

Taxon	Probestelle													
	P1		P2		P3		P4		P5		P6			
	94	95	94	95	94	95	94	95	94	95	94	95	SI	I
Chonotrichida														
Spirochona gemmipara (G)	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+		
Peritrichida														
Campanella umbellaria (O)	-	-	-	+	-	-	-	-	+	+	+	+	2;8	3
Carchesium dipneumon (G)	+	+	+	+	+	-	+	-	+	+	+	+		
Carchesium polypinum (O/G)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	2,9	3
Cothurnia annulata (O)	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	1,4	3
Epistylis hentscheli (O)	-	-	-	+	-	-	-	-	+	+	+	+	2,8	3
Epistylis kolbi (G)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		
Epistylis plicatilis (O)	-	-	-	+	-	+	-	-	+	+	+	+	2,6	3
Epistylis sommerae (G)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		
Intranstylum rhabdostyla (G)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		
Lagenophrys ampulla (G)	+	+	+	+	+	+	+	-	+	-	-	-		
Lagenophrys nassa (G)	+	+	+	+	+	-	+	-	+	-	+	-		
Opercularia articulata (O)	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	+	2,6	1
Opercularia nutans (O)	-	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	2,5	3
Platycola decumbens (O)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	2,2	2
Pseudocarchesium steini (G)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		
Pseudovorticella chlamydophora (O)	+	+	+	+	-	-	-	-	+	+	+	+	2,5	3
Pseudovorticella monilata (O)	+	+	+	+	+	-	+	+	-	+	-	+	2,3	2

Pyxicola operculigera (O)	-	-	+	+	+	+	+	+	-	-	+	+		
Trichodina pediculus (H)	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	2,0	3
Vaginicola crystallina (O)	-	-	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+		
Vorticella aquadulcis-Komplex (O)	+	+	+	+	+	-	+	-	-	+	+	+	2,1	2
Vorticella campanula (O)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	2,4	2
Vorticella convallaria-Komplex (O)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	2,7	2
Vorticella microstoma-Komplex (O)	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	3,5	3
Vorticella octava-Komplex (O)	+	+	+	+	-	-	-	-	+	-	-	-	2,2	2
Zoothamnium affine (G)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		
Zoothamnium gammari (G)	-	-	+	-	-	-	-	-	+	+	+	+		
Zoothamnium kentii (O)	-	-	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	2,5	3
Zoothamnium procerius-Komplex (O)	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		
Zoothamnium spec. (G)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		
Zoothamnium simplex (O)	+	+	-	+	-	-	-	-	+	-	+	-		
Heterotrichida														
Folliculina boltoni (O)	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-		
Stentor coeruleus (O)	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	2,6	3
Stentor multiformis (O)	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	2,5	3
Stentor roeselii (O)	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	2,4	2
Suktorida														
Acineta tuberosa (O/G)	+	+	+	-	+	-	-	-	+	-	-	-	2,8	2
Cyclophrya magna (O)	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Dendrocometes paradoxus (G)	+	+	+	+	+	-	+	-	+	+	+	-		
Heliophrya minima (O)	+	+	+	+	-	-	-	-	+	+	+	+	2,5	3
Heliophrya rotunda (O)	+	+	+	+	-	-	-	-	+	+	+	-	2,5	3
Metacineta mystacina (O)	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,5	3
Tokophrya quadripartita (O)	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-	2,9	2
Anzahl der Taxa	**25**	**26**	**30**	**32**	**25**	**19**	**24**	**19**	**35**	**31**	**31**	**30**		

Sieht man sich deren Auftreten im Chloridspektrum genauer an, so lassen sich aber deutliche Unterschiede feststellen. Das Ökogramm von *Carchesium polypinum* zeigt, daß diese Art bis 2000 mg/l Chlorid nachgewiesen werden kann. RIEDEL-LORJE (1981) fand diese Art sogar nur bis 1000 mg/l Chlorid in der Elbe und stufte sie daher als „schwach euryhaline limnogene Art" ein. ALBRECHT (1984) erweiterte diese Einstufung zwar zu oligoeuryhalin, fand sie aber schwerpunktmäßig ebenfalls unter 2000 mg/l Chlorid, so daß die Einstufung als oligo- bis mesostenohalin als gerechtfertigt erscheint.
Arten des *Zoothamnium procerius*-Komplexes (*Z. commune* und *Z. procerius*) konnten häufiger im Chloridspektrum von 100 - 2000 mg/l Chlorid gefunden werden, traten auch noch bei Chlorid-Gehalten von über 2000 mg/l auf (**Abb. 3**). *Z. commune* wird von RIEDEL-LORJE (1981) als Brackwasserart eingestuft, und auch der Limnobiont *Z. procerius* toleriert Brackwasserverhältnisse, so daß die Gesamtbewertung von ALBRECHT (1984) als holo-euryhalin als gerechtfertigt angesehen werden muß.
Die sessilen Ciliaten, die *Gammarus pulex* besiedeln, können zwar häufig auch in allen Fließgewässerregionen nachgewiesen werden (**Tab.3**), lassen aber doch unterschiedliche Verbreitungsmuster erkennen, wenn man sich das Auftreten einzelner Arten im Chloridspektrum genauer ansieht. In **Abb. 4** sind exemplarisch die Ökogramme von *Dendrocometes paradoxus, Spirochona gemmipara* und *Pseudocarchesium steini,* die häufig die Kiemen der Gammariden besiedeln, dargestellt. Es fällt auf, daß die ersten beiden Arten zwar bis 1000 mg/l Chlorid gefunden werden konnten, aber doch am häufigsten unter 250 mg/l Chlorid vorkommen. Sie können daher als oligostenohaline Arten bewertet werden. *Pseudocarchesium steini* besiedelt dagegen *Gammarus pulex* bis 2000 mg/l Chlorid und verschwindet meist erst mit dem Trägertier (oligo- bis mesohaline Art).

4.2.2 Dominanzstruktur der sessilen Ciliaten

Der Salzgehalt eines Gewässers wirkt sich nicht nur auf das Arteninventar aus, sondern auch auf die Dominanzstruktur der Ciliatenzönose. In den **Abbildungen 5** und **6** sind die Dominanzstrukturen einiger Ciliatenarten, die Objektträger besiedeln, dargestellt. Es zeigt sich bei höherer Salzbelastung ein deutlicher Dominanzwechsel der Ciliatenfauna. Die prozentualen Anteile von *Carchesium polypinum* und *Vorticella campanula* nehmen an

Abb. 3: Ökogramme von *Heliophrya rotunda, Carchesium polypinum* und dem *Zoothamnium procerius*-Komplex (*Z. commune* und *Z. procerius*) (Prozentuale Verteilung aller Funde im Chloridspektrum)

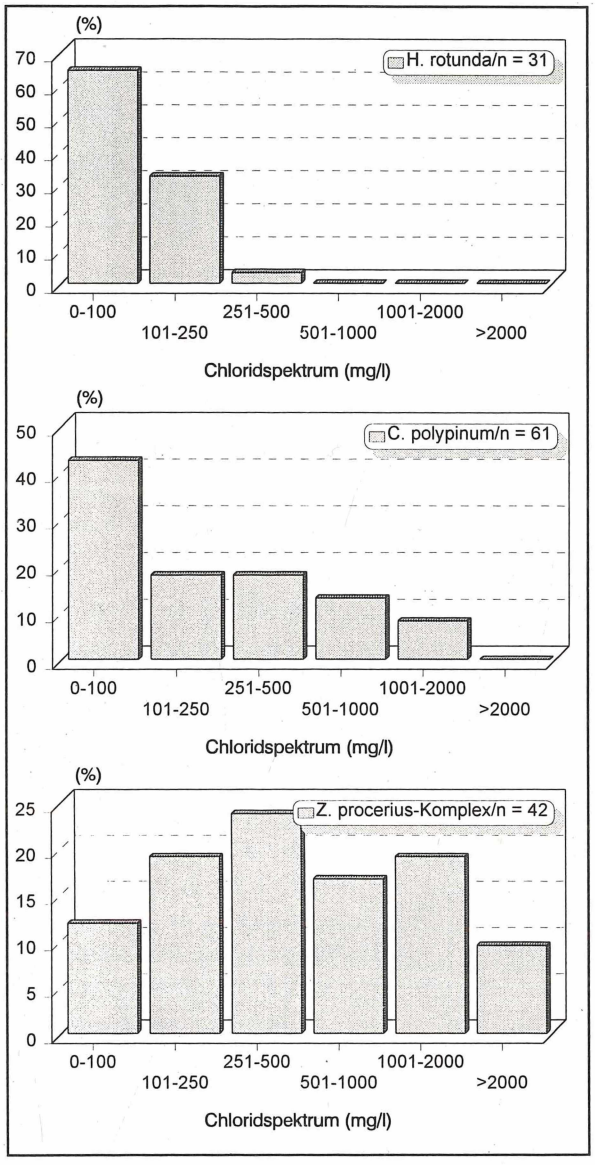
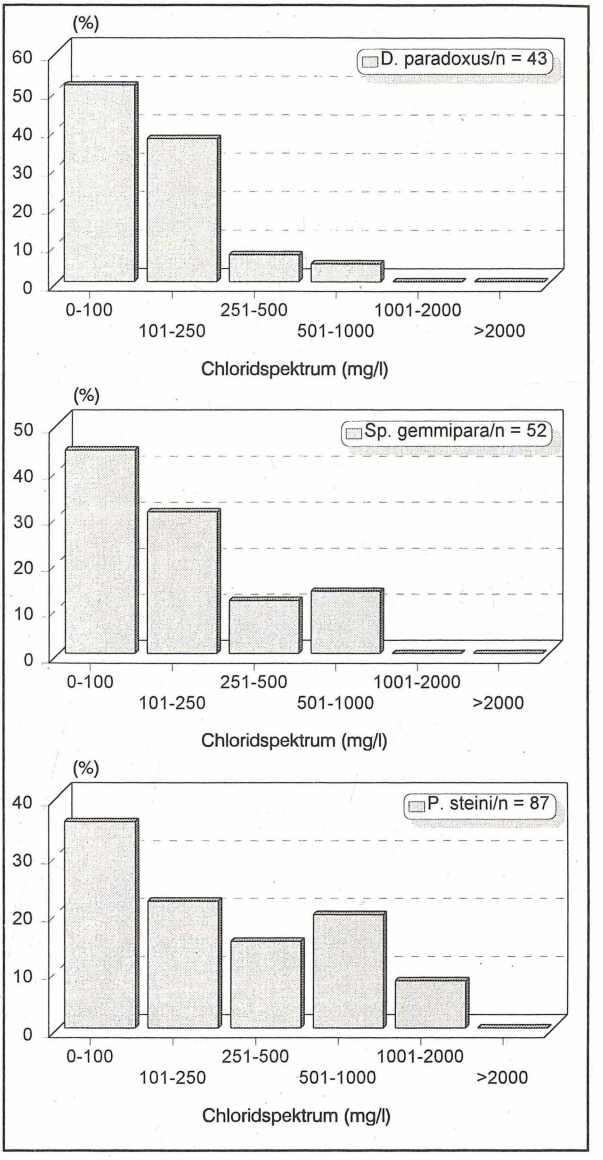


Abb. 4: Ökogramme von *Dendrocometes paradoxus*, *Spirochona gemmipara* und *Pseudocarchesium steini* (Kiemenbesiedler) (Prozentuale Verteilung aller Funde im Chloridspektrum)



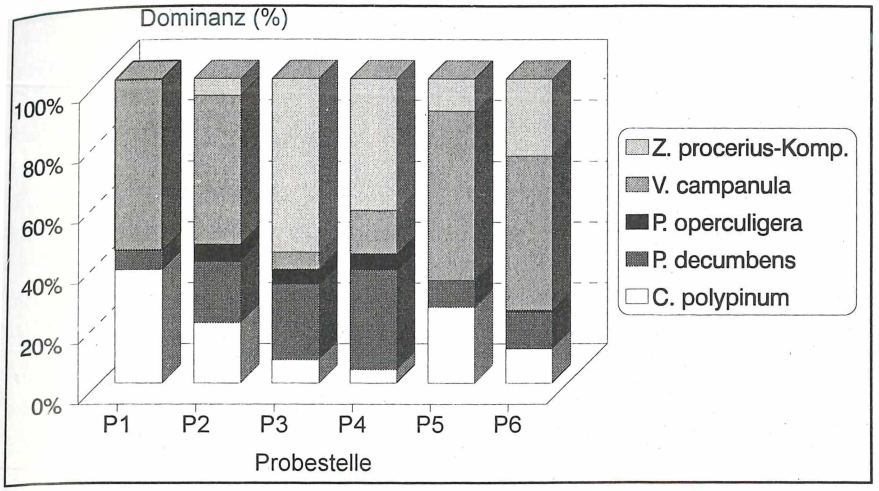


Abb. 5: Dominanzstruktur von *Carchesium polypinum, Platycola decumbens, Pyxicola operculigera, Vorticella campanula* und den Arten des *Zoothamnium procerius*-Komplexes (*Z. commune* und *Z. procerius*) im Sommer 1994 (P1 = Finnebach, P2 - P4 = Salze, P5 und P6 = Werre)

den Probestellen 3 und 4 sehr stark ab. Statt dessen können sich Arten des *Zoothamnium procerius*-Komplexes (*Z. commune* und *Z. procerius*) und *Pyxicola operculigera* besser entfalten. Auch die gehäusebildende Art *Platycola decumbens* erweist sich als ziemlich salztolerant. Bei höherer Salzbelastung im Sommer 1995 (**Tab. 1** und **Abb. 2**) zeigte sich dieser Effekt noch deutlicher (**Abb. 6**).

Vorticella campanula verhält sich gegenüber höherer Salzbelastung ähnlich wie *C. polypinum*. Von RIEDEL-LORJE (1981) wird diese Art zwar als „stärker euryhalin" eingestuft, und auch ALBRECHT (1984) stuft diese Art als oligo-euryhalin ein; in solebelasteten Gewässern konnte sie von MIHAILOWITSCH (1989) allerdings auch nur bis 532 mg/l Chlorid gefunden werden. Eine endgültige Einstufung ist aufgrund der widersprüchlichen Angaben bislang jedoch schwierig.

Pyxicola operculigera verhält sich gegenüber Salzbelastungen ähnlich wie der *Zoothamnium-procerius*-Komplex (*Z. commune* und *Z. procerius*). Diese Art, die von RIEDEL-LORJE (1981) als Brackwasserart eingestuft wird, konnte von ALBRECHT (1984) in Werra und Weser in allen Chlorid-

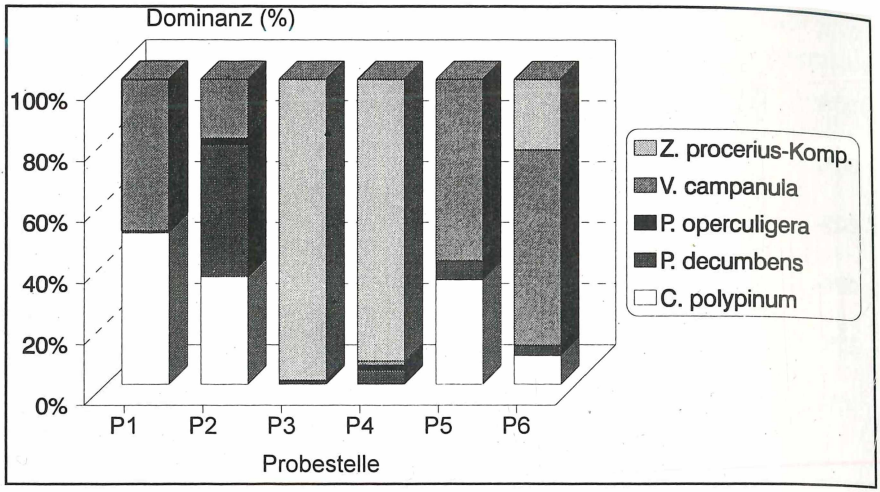


Abb. 6: Dominanzstruktur von *Carchesium polypinum, Platycola decumbens, Pyxicola operculigera, Vorticella campanula* und vom *Zoothamnium procerius*-Komplex (*Z. commune* und *Z. procerius*) im Sommer 1995 (P1 = Finnebach, P2 - P4 = Salze, P5 und P6 = Werre)

klassen nachgewiesen werden; mit schwerpunktmäßiger Verbreitung in den leicht salzigen Zonen. Berücksichtigt man die von RIEDEL-LORJE (1981) aufgelisteten Synonyme dieser Art, so handelt es sich bei der von MIHAILOWITSCH (1989) beschriebenen *Pyxicola annulata* vermutlich auch um *P. operculigera.* Diese Art kommt ebenfalls in allen Chloridklassen vor, mit Verbreitungsschwerpunkten zwischen 1000 bis 4000 mg/l Chlorid, so daß der Einstufung von ALBRECHT (1984) als holo-euryhaline Art zugestimmt werden kann.

Salzbelastungen führen ebenfalls zu deutlichen Auswirkungen auf die Dominanzstruktur der Epizoenfauna von *Gammarus pulex.* In den **Abbildungen 7** und **8** wird exemplarisch die Dominanzstruktur der Kiemenepizoen im Sommer 1994 und 1995 dargestellt. Es zeigt sich, daß *Dendrocometes paradoxus, Lagenophrys ampulla* und *Spirochona gemmipara* bei höherer Salzbelastung nicht mehr bzw. mit sehr geringen Anteilen auftreten. Es läßt sich fast nur noch *Pseudocarchesium steini* auf den Kiemen

nachweisen. Ähnliche Tendenzen zeigen sich auch bei höherer organischer Belastung in der Werre (P5 und P6) und in anderen Fließgewässern (MANNESMANN & RUSTIGE 1994, RUSTIGE & MANNESMANN 1991/ 1993).

Von den Gammarusepizoen sind die saprobiell toleranten Ciliatenarten meist auch salztolerant, was für die Objektträgerbesiedler nicht immer zutrifft. Z.B. weist *Epistylis henscheli* nach FOISSNER et al. (1992) eine größere saprobielle Toleranz auf, ist aber gegenüber erhöhten Salzkonzentrationen sehr empfindlich (ALBRECHT 1983/1984, RIEDEL-LORJE 1981).

Wie die eigenen und die von ALBRECHT (1983/1984/1986), MIHAILOWITSCH (1989) und RIEDEL-LORJE (1981) an unterschiedlich stark salzbelasteten Fließgewässern durchgeführten Untersuchungen zeigen, lassen sich auch Ciliatenarten aufgrund ihrer differierenden Milieuspektren in das Bewertungsschema von BUHSE (1993) und vom WASSERWIRTSCHAFTSAMT GÖTTINGEN (1988) einordnen (**Tab. 4**).

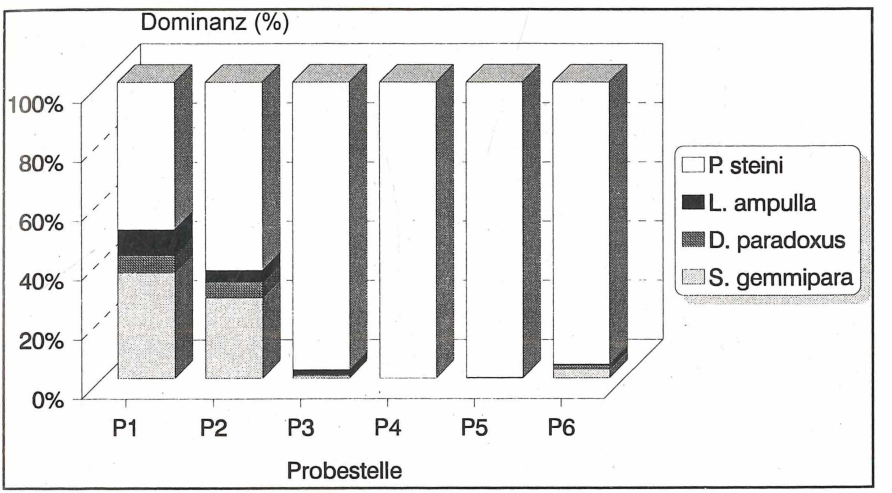


Abb. 7: Dominanzstruktur der Kiemenepizoen von *Gammarus pulex* (*Dendrocometes paradoxus, Lagenophrys ampulla, Pseudocarchesium steini* und *Spirochona gemmipara*) im Sommer 1994 (P1 = Finnebach, P2 - P4 = Salze, P5 und P6 = Werre)

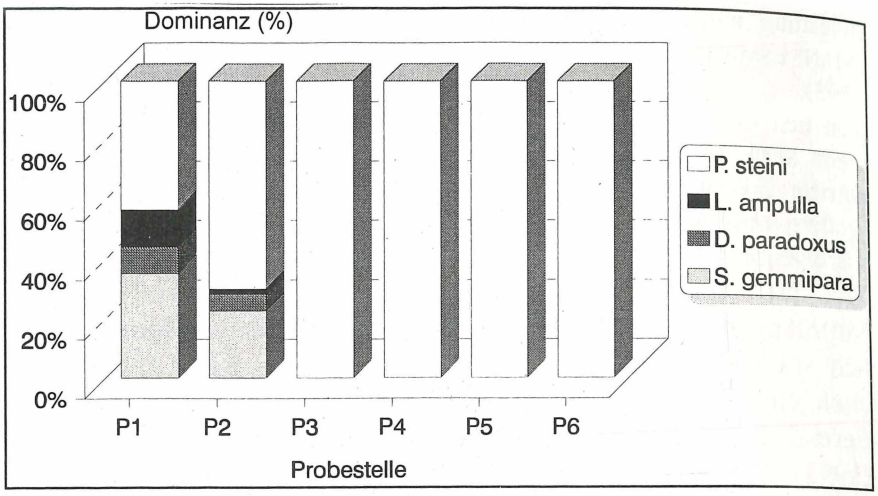


Abb. 8: Dominanzstruktur der Kiemenepizoen von *Gammarus pulex* (*Dendrocometes paradoxus, Lagenophrys ampulla, Pseudocarchesium steini* und *Spirochona gemmipara*) im Sommer 1995 (P1 = Finnebach, P2 - P4 = Salze, P5 und P6 = Werre)

Dies erfolgt hier allerdings zunächst unter Vorbehalt und nur für einige Arten, da die Toleranzbereiche vieler Ciliatenarten bislang noch nicht genügend geklärt sind. Darüber hinaus können regionale Unterschiede - z.B. bedingt durch die unterschiedliche ionale Zusammensetzung der salzhaltigen Abwässer - nicht ausgeschlossen werden, wie die Untersuchungen von ALBRECHT (1983/1984/1986), MIHAILOWITSCH (1989) und RIEDEL-LORJE (1981) zeigen.

Tabelle 4: Beeinträchtigung der Biozönose in Abhängigkeit von der Versalzung (verändert nach BUHSE (1993) und WASSERWIRTSCHAFTSAMT GÖTTINGEN (1988)). Die Mittelwerte der Chloridkonzentration an den einzelnen Probestellen vom Finnbach, der Salze und Werre und einige Ciliatenarten (unterstrichen) sind jeweils eingeordnet worden.

Chlorid [mg/l]	Vorkommen der Konzentration und Auswirkungen auf die Süßwasserzönose
25,6	Finnebach (P1)
41,2	Werre (P5)
<100	unbeeinflußte Bäche, Flüsse und Seen
142,5	Salze (P2)
222	Grenzwert für Trinkwasser
351,8	Werre (P6)
>500	**1. Biologische Störungsstufe.** *Gammarus pulex* verschwindet; Salzgeschmack ist feststellbar. Oligostenohaline Ciliatenarten verschwinden (z.B. *Heliophrya rotunda*, *Dendrocometes paradoxus* und *Spirochona gemmipara*)
>1000	**2. Beeinträchtigung vieler authochthoner Lebewesen.** *Unio pictorum* und *Asellus aquaticus* verschwinden.
1206,2	Salze (P4)
1326,6	Salze (P3)
>2000	**3. Biologisch gestörter Bereich.** Fischerkrankungen treten vermehrt auf; Cypriniden werden dezimiert. Die submerse Flora wird beeinträchtigt; Diatomeen kommen zur Massenentwicklung. Oligo- bis mesostenohaline Ciliatenarten verschwinden (z.B. *Carchesium* polypinum), holoeuryhaline Arten nehmen stark zu (z.B. Arten des *Zoothamnium procerius*-Komplexes und *Pyxicola operculigera*)
>3000	**4. Fischerkrankungen nehmen zu.** Bakterienabbau läßt nach, d.h. nicht abgebaute Schlammpakete nehmen zu.
>4000	**5. Schleichende Fischsterben.** Fischsterben nicht wahrnehmbar, da die Fische am Boden verenden. Auftretende Salzschwankungen dezimieren auch den Aal.
>5000	**6. Verödungszone der Süßwasserbiotope**

5. Zusammenfassung

Es wurden die Verbreitungsmuster der sessilen Ciliaten auf exponierten Objektträgern (Periphyton) und dem Amphipoden *Gammarus pulex* untersucht. Die Untersuchungen erfolgten an unterschiedlich stark mit Salz beziehungsweise mit organischen Substanzen belasteten Fließgewässern des Lippischen Berglandes. Dabei zeigte es sich, daß Präsenz und Dominanzstruktur der sessilen Ciliaten durch Salzbelastungen stark beeinflußt werden.

Von den Objektträgerbesiedlern tritt *Heliophrya rotunda* bei höheren Salzbelastungen nicht mehr auf, und der prozentuale Anteil von *Carchesium polypinum* und *Vorticella campanula* nimmt stark ab. Statt dessen können sich *Pyxicola operculigera* und die Arten des *Zoothamnium procerius*-Komplexes bei höheren Salzbelastungen besser entfalten.

Von den Gammarusepizoen können die Kiemenbesiedler *Dendrocometes paradoxus* und *Spirochona gemmipara* als salzmeidend eingestuft werden, während sich *Pseudocarchesium steini* als ähnlich salztolerant erweist wie das Trägertier.

Aufgrund unterschiedlicher Milieuspektren gegenüber der Salzbelastung können einige Ciliatenarten zur Bewertung der Salzbelastung von Fließgewässern herangezogen werden.

6. Literatur

ALBRECHT, J. (1983): Salzbelastung und Ciliatenbesiedlung (Protozoa: Ciliophora) im Weser-Flußgebiet (Fulda, Werra, Weser, Leine, Innerste). Diss. Uni Bonn

- (1984): Zur Autökologie ausgewählter Aufwuchsciliaten des Weser-Flußsystems (Protozoa: Ciliophora). - Decheniana **137**: 132-167
- (1986): Periphyton (Aufwuchs) Communities of Ciliated Protozoa in Salt-Polluted Running Waters of the Weser River Basin - Their Structure and Indicator Value (Including Model Ecosystems). - Int. Revue ges. Hydrobiol. **71**: 187-224

ALBRECHT, J. & KIRCHHOFF, N. (1987): Ökologie der Weser - Der Fluß als Lebensraum im Wandel der Zeit. - In: BACHMANN, J. & HARTMANN, H. (Hrsg.): Schiffahrt Handel Häfen. Beiträge zur Geschichte der Schiffahrt auf Weser und Mittellandkanal : 295-325

ALBRECHT, M.L. (1954): Die Wirkung der Kaliabwässer auf die Fauna der Werra und Wipper. - Z. Fischerei NF **3**: 401-426

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (Hrsg.), (1992): Bestimmungsschlüssel für die Saprobier-DIN-Arten (Makroorganismen). München

BICK, H. (1972): Ciliated Protozoa. An illustrated guide to the species used as biological indicators in freshwater biology.

BLATTERER, H. (1995): Verbessertes Verfahren zur Berechnung des Saprobienindex mittels Ciliaten (Ciliophora, Protozoa). - Lauterbornia **20:** 23-36

BÖRNERT, W. (1980): Die Werra - ein sterbender Fluß? - Natur und Museum **10**: 242-251

BUHSE, G. (1980): Fischereibiologische Untersuchungen in der Oberweser. - Cour. Forsch.-Inst. Senckenberg **43**: 1-226

- (1989): Schadwirkung der Kali-Abwässer im Biotop der Werra- und Oberweser. - Z. Wasser- und Abwasser-Forschung **22**: 49-56

- (1993): Auswirkungen der Salzkonzentration auf die Biozönose der Fließgewässer. - DVWK Mitteilungen **24**: 83-100

BÄTHE, J. (1992): Die Makroinvertebratenfauna der Weser. Ökologische Analyse eines hochbelasteten, anthropogenen Ökosystems. Witzenhausen

BÄTHE, J. & HERBST, V. & HOFMANN, G. & MATTHES, U. & THIEL, R. (1994): Folgen der Reduktion der Salzbelastung in Werra und Weser für das Fließgewässer als Ökosystem. - Wasserwirtschaft **84** (10): 528-536

CORLISS, J.O. (1979): The ciliated Protozoa. Characterization, classification and guide to the literature. Oxford, New York, Toronto, Sydney, Paris, Frankfurt.

CYFFKA, B. (1993): Geogene und anthropogene Salzbelastung zweier Fließgewässer bei Bad Salzuflen - Quantifizierrung und Auswirkungen. - Lippische Mitteilungen **62**: 297-327

DEUTLOFF, O. (1974): Die Hydrogeologie des nordwestlichen Weserberglandes in der Umgebung von Bad Salzuflen und Bad Oeynhausen. - Fortschr. Geol. Rheinld. u. Westf. **20**: 111-194

DIN 38 410 Teil 2 Beiblatt 1 (1990a): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M), Bestimmung des Saprobienindex (M 2); Bestimmungsliteratur.

DIN 38 410 Teil 2 (1990b): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M); Bestimmung des Saprobienindex (M 2).

FOISSNER, W. (1988): Taxonomic and nomenclatural revision of Sladecek's list of ciliates (Protozoa: Ciliophora) as indicators of water quality. - Hydrobiologia **166**: 1-64

FOISSNER, W. & BERGER, H. & BLATTERER, H. KOHMANN, F. (1995): Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobiensystems. - Band IV: Gymnostomatea, Loxodes, Suctoria. - Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft **1/95**: 1-540

FOISSNER, W. & BERGER, H. & KOHMANN, F. (1992): Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Sapobiensystems. - Band II: Peritrichia, Heterotrichida, Odontostomatida. - Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft **5/92**: 1-502

- (1994): Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobiensystems. - Band III: Hymenostomata, Prostomatida, Nassulida. Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft **1/94**: 1-548

FOISSNER, W. & BLATTERER, H. & BERGER, H. & KOHMANN, F. (1991): Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobiensystems. - Band I: Cyrtophorida, Oligotrichida, Hypotrichia, Colpodea. - Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft **1/91**: 1-478

FRIEDRICH, G. (1990): Eine Revision des Saprobiensystems. - Zeitschrift für Wasser- und Abwasserforschung **23**: 141-152

GLÖER, P. & MEIER-BROOK, C. (1994): Süsswassermollusken. Ein Bestimmungsschlüssel für die Bundesrepublik Deutschland.

HAESLOOP, U. (1990): Beurteilung der zu erwartenden Auswirkungen einer Reduzierung der anthropogenen Weserversalzung auf die aquatische Biozönose der Unterweser. Diss. Uni Bremen

HERBST, V. & BÄTHE, J. (1993): Die aktuelle Verbreitung der Gattung *Corophium* (Crustacea: Amphipoda) in der Weser.- Lauterbornia **13**: 27-35

HERHAUS, K.F. (1982): Ökologische Untersuchungen an einem versalzten Fließgewässer (Ibbenbürener Aa - Hörsteler Aa - Dreierwälder Aa - Speller Aa - Unterlauf der Großen Aa) im Frühsommer 1982. - Osnabrücker naturwiss. Mitt. **10**: 71-95

HEUSS, K. (1966): Beitrag zur Fauna der Werra, einem salinaren Binnengewässer. - Gewässer und Abwässer **43**: 48-64

HOLTHÖFER, R. (1993): Hydrobiologische Untersuchungen der Salze und Werre im Raum Bad Salzuflen unter besonderer Berücksichtigung der salztoleranten Algenflora. Diplomarbeit Uni Bielefeld (unveröff.)

KAHL, A. (1932): Urtiere oder Protozoa I: Wimpertiere oder Ciliata (Infusoria). 3. Spirotricha. - In: DAHL, F.: Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile Teil 25

- (1934): Suctoria. - In: GRIMPE, G. & WAGLER, E. (Hrsg.): Die Tierwelt der Nord- und Ostsee Bd. 1/II: 184-226

- (1935): Urtiere oder Protozoa. I: Wimpertiere oder Ciliata (Infusoria). 4. Peritricha und Chonotricha. - In: DAHL, F.: Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile Teil 30:

KÜLZER, H.A. (1995): Der Einfluß des Salzgehaltes auf das Vorkommen epizoischer Ciliaten von *Gammarus pulex*. Examensarbeit Uni Bielefeld (unveröff.)

MANNESMANN, R. & RUSTIGE, K.H. (1994): Correlation of Epizoic Ciliates of *Gammarus pulex* and Freshwater Quality. - Zeitschrift für angewandte Zoologie **80** (4): 485-499

MATTHES, D. & GUHL, W. & HAIDER, G. (1988): Suctoria und Urceolariidae (Peritricha). - In: MATTHES, D. (Hrsg.): Protozoenfauna **7/1**

MEINEL, W. & BARLAS, M. (1987): Biozoenotische und hydrochemische Bestandsaufnahme der Werra und Ulster. - Schriftenreihe der Hessischen Landesanstalt für Umwelt, Heft **58**: 173 S. Wiesbaden.

MIHAILOWITSCH, B. (1989): Taxonomische und ökologische Untersuchungen an Ciliaten (Protozoa, Ciliophora) in solebelasteten Fließgewässern. Diss. Uni Bonn

NAGEL, P. (1989): Bildbestimmungsschlüssel der Saprobien. Makrozoobenthon. Stuttgart, New York

NOLTING, E. & RUSTIGE, K.H. (1995): Untersuchungen zur Ciliatenbesiedlung von Werra und Weser. - Extended Abstracts zum DGL-workshop „Die Auswirkungen von Fließgewässerversalzungen auf Struktur und Aktivität der Biozönosen". 3.-5.04.1995 (Burg Bodenstein/Thüringen)

RIEDEL-LORJE, J.C. (1981): Untersuchungen über den Indikationswert von Aufwuchs in Süß- und Brackwasserzonen des Elbe-Aestuars unter Berücksichtigung industrieller Einleitungen. - Arch. Hydrobiol. Suppl. **61** (1/2):153-226

RINNE, W. (Hrsg.) (1993): Landeskunde Nordrhein-Westfalen. Lippe. Paderborn

ROHLFING, S. & MANNESMANN, R. (1995): Bakterienplankton in Werra und Weser. - DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (Hrsg.) Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung vom 24.-28. Sept. 1995 in Berlin (im Druck).

RUSTIGE, K.H. (1991): Eine Bestimmungshilfe für die epizoischen Ciliaten der einheimischen Gammariden. - Ber. Naturwiss. Verein Bielefeld u. Umgegend **32**: 263-290

- (1995): *Heliochona scheutenii* und *Spirochona gemmipara* als Besiedler von *Gammarus tigrinus*. - Mikrokosmos **84**: 345-348

RUSTIGE, K.H. & FRIEDRICH, C. (1994): Zur Träger- und trägertopographischen Spezifität der epizoischen Ciliaten auf *Asellus aquaticus*. Mit Bestimmungsschlüssel. - Ber. Naturwiss. Verein Bielefeld u. Umgegend **35**: 269-310

RUSTIGE, K.H. & FRIEDRICH, C. & KÜLZER, H. (1995): Verbreitungsmuster sessiler Ciliaten in salzbelasteten Fließgewässern. - Extended Abstracts zum DGL-workshop „Die Auswirkungen von Fließgewässerversalzungen auf Struktur und Aktivität der Biozönosen". 3.-5.04.1995 (Burg Bodenstein/Thüringen)

RUSTIGE, K.H. & MANNESMANN, R. (1991): Die Verbreitung der epizoischen Ciliaten von *Gammarus pulex* L. im Johannisbachsystem des Ravensberger Hügellandes (Ostwestfalen). - Ber. Naturwiss. Verein Bielefeld u. Umgegend **32**: 291-321

- (1993): Die Verbreitung der *Gammarus*-Epizoen und ihre Bedeutung im Rahmen der Gewässeranalyse. - Limnologica **23** (1): 39-45

WASSERWIRTSCHAFTSAMT GÖTTINGEN (Hrsg.) (1988): Gewässergütebericht 1988. Göttingen

ZIEMANN, H. (1970): Zur Gültigkeit des Saprobiensystems in versalzten Binnengewässern. - Limnologica **7**: 279-293

- (1991): Veränderungen der Diatomeenflora der Werra unter dem Einfluß des Salzgehaltes. - Acta. hydrochim. hydrobiol. **19**: 159-174

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Berichte des Naturwissenschaftlichen Verein für Bielefeld und Umgegend

Jahr/Year: 1995

Band/Volume: 36

Autor(en)/Author(s): Rustige Karl Heinz

Artikel/Article: Auswirkungen von Salzbelastungen auf die Ciliatenbesiedlung in Fließgewässern 247-274