

Spixiana	3	1	59-90	München, 1. März 1980	ISSN 0341-8391
----------	---	---	-------	-----------------------	----------------

Die aquatische Makrofauna des Breiniger Berges unter besonderer Berücksichtigung des Einflusses von Schwermetallen auf das Arteninventar

Von Ernst-Gerhard Burmeister

Zoologische Staatssammlung München

Abstract

The aquatic Macrofauna of the Breiniger Berg with special regard to the influence of heavymetals on the species inventory

The species composition of the macrofauna were determined and compared in the ponds of the Breiniger Berg near Stolberg from 1977–1979, which are particularly strongly polluted with heavymetals. The proportion of zinc, lead and cadmium in the little water bodies originate from natural resources. 142 species were caught, with it the aquatic Coleoptera dominate with 55 species, which are mostly predatory. The species of Nematoda, Oligochaeta, and Diptera–larvae could not be determined. Few species dominate in those waters, which are strongly polluted with zinc, lead and cadmium. The total inventory of individuals is nearly equal in all researched water bodies (relative abundance). Lead and cadmium seems to have more influence on the species composition than the proportion of zinc. The toxic effect of the heavymetals happens by means of the breathing organs. Species with cutaneous respiration and tracheal gill respiration are absent in those ponds with a great portion of cadmium and lead ions, with the exception of the resistant *Sialis* larvae. Surface settlers are independent of the chemism of the water. Primary settlers with short periodes of development and predatory species, which nourish themselves by approaching insects, dominate in strongly polluted ponds. Secondary settlers and most of the ubiqists can not settle down in the extrem waters in contrast to the dominance of the few primary settlers – single and mostly very rare species – based on the existing competition.

1. Einleitung

In neuerer Zeit wird in zunehmendem Maße der Einfluß von Schwermetallen auf aquatische Organismen untersucht. Bereits CARPENTER (1926) versuchte eine faunistische Erfassung blei- und zinkverseuchter Flüsse, LAURIE & JONES (1938) und JONES (1958) setzten diese Untersuchungen an schwermetallbelasteten Flüssen fort. Auf den direkten Einfluß der Schwermetalle auf Forellen im besonderen und auf Fische und deren Nährtiere im allgemeinen konnten LLOYD (1960) und SCHWEIGER (1957) aufmerksam machen. Beeinflussungen der Süßwassermuschel *Anodonta* zeigten MANLY & GEORGE (1977), und BROWN (1977) untersuchte die Toleranzwerte für Blei bei der Wasserassel *Asellus meridianus*. Diese Ergebnisse mit denen von GROTH (1971) zusammengefaßt, der den Einfluß von Spurenelementen in Seen analysierte, sind in den alarmierenden Berichten von FÖRSTNER & MÜLLER (1974) und FÖRSTNER & WITTMANN (1979) zusammengefaßt. Diese Arbeiten

gehen von anthropogen bedingten Schwermetallanreicherungen in Gewässern aus, d. h. von umweltbelastenden Industrieabfällen, die im marinen küstennahen Bereich von IKUTA (1967), GARDNER et al. (1978), WOOD (1974), BROWN (1977) und BRYAN & HUMMERSTONE (1977) ebenfalls in ihrem Einfluß auf die Fauna herausgestellt wurden. Im Gegensatz dazu ist das Vorkommen schwermetallbelasteter Gewässer, im besonderen von Zink (Zn), Blei (Pb) und Cadmium (Cd), im Untersuchungsgebiet auf natürliche Lagerstätten zurückzuführen.

2. Das Untersuchungsgebiet

Das zur Untersuchung ausgewählte Areal, der sog. Breiniger-Berg bei Breining im Südosten von Aachen (Abb. 1) gehört zur Nordeifel bzw. zur Venn-Fußfläche, die auf Grund ihrer Abfolge von Flachmulden und Flachrücken als sog. Wellblechfläche bezeichnet wird. Das hier anstehende Gestein besteht weitgehend aus karbonischen Massenkalken (Kohlenkalk) des variskischen Grundgebirges. Besonders treten in diesem nördlichen Abschnitt, gebunden an die Massenkalken und durch Verwerfungen bedingt, die am Breiniger Berg auftretenden Galmeilagerstätten hervor, d. h. eine Häufung von Zinkspat ($ZnCO_3$), der mit Bleiglanz, Mangan- und Schwefelkies durchsetzt ist.

Der Galmeiboden, der entsprechend einem typischen Karbonat- bzw. Rendzinaboden keinen B-Horizont besitzt, enthält im Kalkmuttergestein sehr hohe Werte an Schwermetallverbindungen (Tab. 1, 2). Diese wurden bis zum Beginn dieses Jahrhunderts abgebaut. Stolberg besitzt noch heute Schwermetall verarbeitende Industrie mit entsprechenden Emissionen, die in den Niederschlägen nachgewiesen werden können und in neuerer

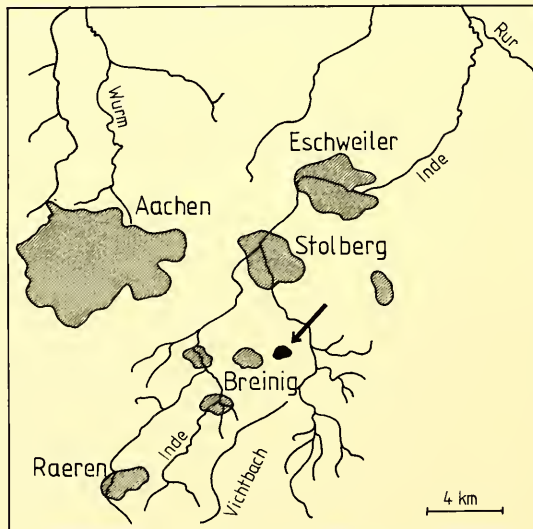


Abb. 1: Das Untersuchungsgebiet „Breiniger Berg“ südöstlich von Aachen und südlich Stolberg am Eifelnordrand. – The research area „Breiniger Berg“ in the Southeast of Aachen and in the South of Stolberg at the northern border of the Eifel.

Zeit durch das Vorkommen von Zink und Blei in der Milch des Weideviehs zu alarmierenden Meldungen Anlaß gaben. Durch die vorherrschenden Westwinde im nördlichen Eifelraum und im Eifelvorland können Beeinflussungen durch Belastungen von Industrieabgasen im Untersuchungsgebiet ausgeschlossen werden. Der Abbau der Erze, der bereits aus der Keltenzeit bekannt ist, erfolgte im Tagebau und hinterließ noch heute sichtbare Brüche und Mulden sowie ausgedehnte Halden. Heute wird das Gebiet als Standortübungsplatz militärisch genutzt.

Das durch Schwermetallagerstätten beeinflusste Gebiet wurde pflanzensoziologisch von SCHWICKERATH (1931) und SAVELSBERG (1976) untersucht. Charakterpflanze für diese Galmeiböden ist das Galmeiveilchen (*Viola lutea* var. *calaminaria*) und die Grasnelke (*Armeria elongata*), die Pflanzengesellschaft selbst wird als *Violetum calaminare* Schwick. bezeichnet (Abb. 2). Die Subassoziationen der mäßig trockenen Kalktrift (*Mesobrometum erecti*) mit einem niedrigeren Zinkgehalt (ERNST 1974, SCHWICKERATH 1954) und die auf Kalkboden aufstockenden Waldtypen umgeben die Galmeitrift und sind z. T. mit dieser innig verzahnt. Aquatische Charakterarten wurden bisher nicht festgestellt.

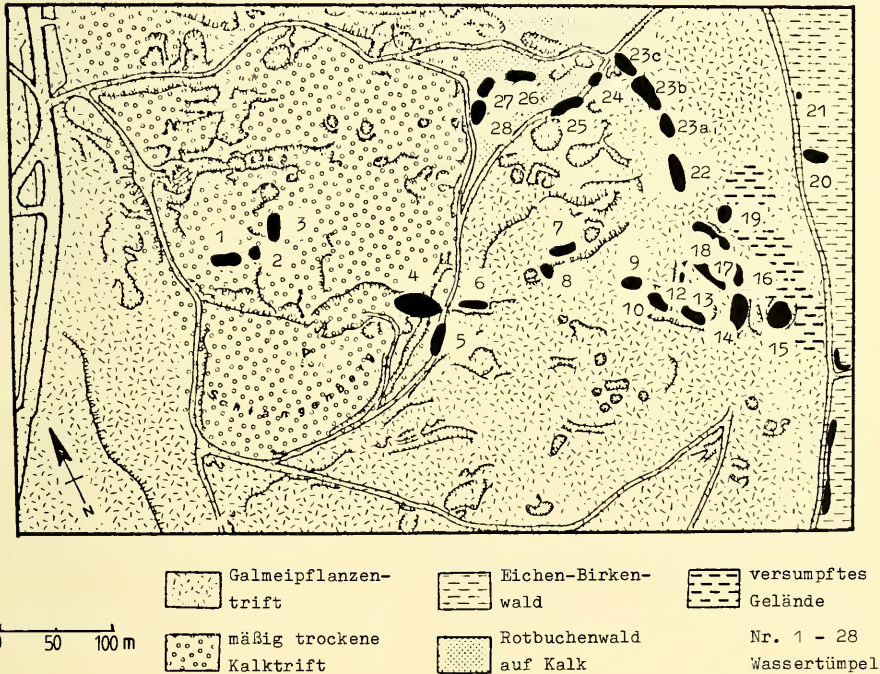


Abb. 2: Das Untersuchungsgebiet am Breiniger Berg mit seinen Pflanzengesellschaften, die den Gehalt an Zink anzeigen. Nr. 1-28 Untersuchungsgewässer in unterschiedlichen Kleinbiotopen. Nach SCHWICKERATH (1954) und WEIMANN (1979). – The research area at the Breiniger Berg and its plantcommunities, which indicate zinc in the ground. No 1-28, studied waters in various small biotops. Adapted from SCHWICKERATH (1954) and WEIMANN (1979).

3. Die Gewässer

Die untersuchten Kleingewässer, die etwa 85 % der gesamten vorhandenen Wasserflächen ausmachen, befinden sich in unterschiedlichen Abschnitten des beeinflussten Gebietes (Abb. 2). Die Kleingewässer sind in ihrer Größe unterschiedlich, was einen Vergleich unter den Kleinteichen sehr erschwert oder sogar unmöglich macht, da sich die jeweiligen Bedingungen durch die Größe des Wasserkörpers beeinflussen lassen. Nach KREUZERS Definition (1940) handelt es sich bei den Kleingewässern des Breiniger Berges – ausschließlich stehende Gewässer, Gewässer 20 und 21 liegen im Bereich eines Quellhorizontes und bilden ein Kleinsphagnetum – um überdauernde Kleinteiche oder Kleinweiher, die dem ephemeren oder astatischen Charakter der Tümpel durch ihre ständige Wasserführung gegenüberstehen. Entgegen dieser Definition werden im folgenden die perennierenden Gewässer des Untersuchungsgebietes als Tümpel bezeichnet.

Für diese Tümpel gelten die Aussagen zur Faktorenanalyse von KREUZER (1940), daß bei kleineren Gewässern die Faktoren nicht in ihrer Gesamtheit wirken, sondern einzelne von diesen, etwa geologische, klimatische oder biologische und mit Sicherheit auch chemische ausschlaggebende Bedeutung erringen. Für diese extremen Habitate gelten die biozönotischen Grundgesetze, nach denen in solchen Lebensräumen bestimmte Tiere nicht zugelassen, dagegen andere für sie charakteristisch sind.

Durch die Nutzung des Gebietes als militärisches Übungsgelände genießt der Breiniger Berg relativen Schutz vor Bebauungs- und Kultivierungsmaßnahmen, was jedoch geändert werden soll. Dadurch werden die untersuchten Kleingewässer durch unterschiedliche Befahrung, die sich nachweislich nicht negativ auf die aquatische Fauna auswirkt, wie Vergleiche erwiesen haben, umgeschichtet und durch die Militärfahrzeuge verändert. Die gewonnenen Messungen an Schwermetallgehalten, Sauerstoffsättigung, pH-Wert, Wassertemperatur und Härtegraden unterscheiden sich deshalb bei Einzelmessungen erheblich, was wiederum die Vergleichbarkeit sehr einschränkt, ebenso wie Gewässergröße, Tiefe und Bewuchs.

4. Hydrochemische Untersuchungen der Gewässer

Die Fragestellung der Untersuchung, die von VORBRÜGGEN (1979) und WEIMANN (1979) eingeleitet wurde, für die Überlassung von Daten möchte ich an dieser Stelle danken –, war, inwieweit eine Besiedlung durch aquatische Makrovertebraten und Vertebraten vom Schwermetallgehalt abhängt oder ob veränderte Verhaltensweisen abzulesen sind, wie diese von WENTSEL et al. (1977a, 1977b, 1978) für Chironomiden in Laborversuchen festgestellt wurden. Der Grundgedanke war, daß entsprechend dem Grundgestein auch in den Gewässern hohe Werte an Schwermetallen zu erwarten sind (vgl. Tabelle 1 u. 2).

Tab. 1: Untersuchungsbefund von 4 Wasser- und Sedimentproben des Untersuchungsgebietes. Im Vergleich Trinkwasserrichtlinien für Schwermetalle. Angaben von ERNST (1974) zum Gehalt deutscher Schwermetallböden. – Results from 4 water- and sediment samples of the studied area in comparison to that: drinking water directions for heavy metals. Data of ERNST (1974) on the proportion of heavy metals in German soils.

Untersuchungsbefund der Wasserproben

Trinkwasserg

Parameter	Tümpel des Breiniger Berge			Tümpel Nr.:		
	Einheit	4	21	22	25	(9)
pH - Wert		7,4	4,8	7,1	7,8	
Leitfähigkeit	µS/cm	260,0	325,0	480,0	175,0	
Sauerstoffgehalt (O ₂)	mg/l	3,0	2,7	3,4	1,9	
KMnO ₄ - Verbrauch	mg/l	41,0	30,0	25,0	40,0	
Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB ₅)	mg/l	1,5	0,5	1,0	1,0	
Organisch gebundener Kohlenstoff anionische	mg/l	8,5	9,0	7,3	10,8	
Detergentien	mg/l	0,26	0,33	0,23	0,16	
Gesamthärte oHG	oHG	8,0	7,9	13,0	5,4	
Carbonathärte oHG	oHG	6,7	0,3	2,0	5,0	
Ammonium-Ion (NH ₄ ⁺)	mg/l	0,8	0,4	<0,05	<0,05	
Nitrat-Ion (NO ₃ ⁻)	mg/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	
Nitrit-Ion (NO ₂ ⁻)	mg/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	
Chlorid-Ion (Cl ⁻)	mg/l	8,5	13,5	34,0	4,3	
Phosphat gesamt (PO ₄ ³⁻)	mg/l	0,37	0,4	0,4	0,4	
Sulfat-Ion (SO ₄ ²⁻)	mg/l	21,0	113,0	178,0	18,0	
Chrom, gesamt (Cr)	mg/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	
Nickel, gesamt (Ni)	mg/l	<0,05	0,1	<0,05	<0,05	
Kupfer, gesamt (Cu)	mg/l	0,05	0,05	0,06	0,05	
Zink, gesamt (Zn)	mg/l	3,55	5,55	1,25	0,48	
Cadmium, gesamt (Cd)	mg/l	0,06	0,05	0,03	0,01	
Blei, gesamt (Pb)	mg/l	1,2	0,15	0,2	0,2	

Grenzwert WHO 1973

Grenzwert EG - Entwurf 1975

Grenzwert TZO 1975

Untersuchungsbefund der Tümpel sedimentproben

	Tümpel Nr.:		
	4	22	25
Wassergehalt	36,5%	36,5%	45,9%
Trockensubstanz (TS)	61,5%	63,5%	54,1%
Glührückstand	88,9% d.TS	90,9% d.TS	86,5% d.TS
Glührückstand	11,1% d.TS	9,1% d.TS	11,5% d.TS
Zink (Zn)	34g/kg TS = 3,4%	80g/kg TS = 8%	26g/kg TS = 2,6%
Blei (Pb)	9,6g/kg TS = 1%	15,5g/kg TS = 1,6%	7,9g/kg TS = 0,8%

z.T. Chemisches Untersuchungsamt Aachen, 1978

Wasserlösliche Schwermetalle (-verbindungen) ausgewählter Böden
in mg / kg trockenen Bodens nach Ernst (1974)

	Schwermetalle					
	Zn	Pb	Cd	Cu	Ni	Mn
normal versorfter Boden						
Rendzina Braunerde / D	0,1	0,0	0,00	0,004	0,0	0,0
Schwermetallböden						
Blankerde / D	180,0 - 0,018%	0,2	0,20	1,0	0,0	3,8
Eisleben / D	21,1 - 0,002%	0,0	0,02	19,6	0,0	1,0
Marsleben / D	1,6 - 0,0002%	0,0	0,00	13,0	0,0	6,4
Erbendorf / D	0,7 -	0,0	0,00	0,3	6,5	0,0

Nicht nur im Sediment, sondern auch im freien Wasser sind die Schwermetalle Zink, Blei und Cadmium nachzuweisen, wobei das Sediment, das aus feinem Lehmschlamm besteht und ein Versickern im Kalkboden verhindert, verständlicherweise erhöhte Werte zeigt. Vermutlich ist ein ständiger Ionenaustausch zwischen Sediment und Wasserkörper vorhanden, der je nach Größe des Wasservolumens zu- oder abnimmt.

Vergleicht man die Schwermetallgehalte des freien Wassers auf dem Breiniger Berg mit denen der Angabe zur Trinkwassergüte der WHO – 1973, der Trinkwasserverordnung und des EG-Entwurfes, so fällt deren ungeheurer Anteil am gesamten Ionenhaushalt auf. Gleiches gilt für die Sedimentanalyse von zwei der drei untersuchten Gewässer, wenn man diese mit den von ERNST (1974) erstellten Angaben vergleicht (mg/kg trockenen Bodens, wobei Boden zu Wasser sich wie 20:1 verhält; Maßeinheit der Sedimentanalyse g/kg Trockensubstanz, wobei die Trockensubstanz etwa $\frac{2}{3}$ des Gesamtsedimentes aus-

Tümpel:										
	3	4	7	9	14	17	22	23	25	26
Zn:										
14.06.		3.55					1.25		0.48	
<u>08.03.</u>	1.10	3.90	0.90	24.2	4.50	4.10	11.50	0.60	0.90	0.60
10.04	1.22	3.20	1.20	11.45	9.09	3.80	12.00	5.30	2.38	0.50
03.06	1.12	12.62	1.25	11.67	8.63	4.00	11.80	5.00	1.85	0.63
Mittelwert:	1.1	5.8	1.1	15.7	7.4	3.9	9.1	3.6	1.4	0.5
Pb:										
14.06.		1.20					0.20		0.20	
<u>08.03.</u>	0.20	1.20	0.10	9.00	0.10	0.10	0.15	0.10	0.10	0.15
10.04	0.23	1.00	0.10	4.00	0.10	0.10	0.10	1.00	0.20	0.10
03.06	0.15	0.92	0.10	3.85	0.10	0.10	0.10	1.00	0.15	0.10
Mittelwert:	0.2	1.08	0.1	5.6	0.1	0.1	0.12	0.68	0.16	0.11
Cd:										
14.06.		0.06					0.03		0.01	
<u>08.03.</u>	0.01	0.07	0.01	0.08	0.01	0.01	0.03	0.01	0.01	0.01
10.04	0.015	0.05	0.01	0.06	0.02	0.015	0.04	0.01	0.01	0.01
03.06	0.01	0.06	0.01	0.06	0.015	0.01	0.04	0.01	0.01	0.01
Mittelwert:	0.01	0.06	0.01	0.07	0.015	0.011	0.03	0.01	0.01	0.01

Tab. 2: Verschiedene Messungen an Schwermetallgehalten (Zn, Pb, Cd – in mg/l \triangleq ppm) des Wasserkörpers mit Mittelwerten ausgewählter 10 Kleingewässer (3, 4, 7, 9, 14, 17, 22, 23, 25, 26). – Different measurements of the proportion of heavy metals (Zn, Pb, Cd – in mg/l \triangleq ppm) in the water substance of 10 selected ponds (in an average) (3, 4, 7, 9, 14, 17, 22, 23, 25, 26).

macht). Die Werte des Sediments sind vermutlich konstant, da eine direkte Beziehung zum Muttergestein und zu dessen Erosion besteht.

Besonders problematisch ist der Vergleich einzelner Gewässer und damit verbunden die Aussagen zur Besiedlung durch Makroorganismen. Neben dem Gehalt an Schwermetallen ist gleichzeitig der Gehalt an Sulfat- und Chloridionen entsprechend hoch (siehe Tab. 1). Diese erreichen, wie auch die Karbonate, nie eine kritische Grenze der Ionenkonzentration. Faunistische Auswirkungen sind jedoch nicht auszuschließen. Ebensovienig lassen sich Aussagen über die intermolekularen Beziehungen in ihrer Auswirkung auf organische Systeme machen, da es zu sog. Hemmungs- aber auch zu Summationsercheinungen kommen kann, was für die Schwermetalle im besonderen gilt, da hier eine Hemmung oder eine Vergrößerung der Giftwirkung eintreten kann (FÖRSTNER & MÜLLER 1974). Für die Fauna ergeben sich weitere Unsicherheiten in der vergleichenden Analyse des Arteninventars einzelner Gewässer und deren Diversität und Abundanz, da die Produzenten direkt abhängig vom Wasserchemismus sind. Die Konsumenten dagegen sind entweder direkt oder von dem beeinflussenden Vorkommen oder Fehlen bestimmter Produzenten abhängig, was bei Freilanduntersuchungen nicht festzustellen ist. So ist für den Faunisten nicht zu klären, ob die bakterizide und algizide Wirkung des Cadmium bzw. die ausschließlich algizide Eigenschaft des Bleis die Entwicklung oder das Vorkommen einer Art hemmt, oder ob dies durch den Wasserchemismus selbst erfolgt.

Die Arbeiten von SAY & WHITTON (1977) sowie von HARDING & WHITTON (1977) zeigen die Abhängigkeit bestimmter Pflanzen vom Zinkgehalt der Wohngewässer, bzw. ihre Toleranz der erhöhten Konzentration gegenüber.

Vergleicht man die Werte der Sauerstoffsättigung in den einzelnen Gewässern (9. 1978 bis 6. 1979), so ergibt sich keine einheitliche Kurve, was vermutlich vom Befahrungsgrad durch Fahrzeuge und der damit verbundenen Durchmischung abhängig ist, die jedoch sicher nur kurze Zeit anhält. Übungen im Gelände konnten nur sporadisch beobachtet werden. In direkter Abhängigkeit davon steht der pH-Wert und die Temperatur (Tab. 3), bzw. beide beeinflussen die Sauerstoffsättigungswerte, und alle sind an die Vegetationsperiode gebunden. Diese jahresperiodischen Schwankungen lassen sich Tabelle 3 entnehmen, wobei der deutliche Abfall des pH-Wertes im Herbst sichtbar wird. Die Aussagekraft der Sauerstoffsättigungswerte ist umstritten, da sie nur den von den Organismen, im besonderen von den Tieren, wenig erschlossenen freien Sauerstoff erfaßt. Unabhängig davon sind die Werte der autotrophen Produktion, die sofort über die Pflanzen selbst oder die Konsumenten veratmet werden. Es konnte im Verlauf der Untersuchung nachgewiesen werden, daß die Sauerstoffsättigung in Abhängigkeit von der Temperatur, die ebenfalls bei den Einzelmessungen stark schwankt (Tab. 3), keinen direkten Einfluß auf die Frequenzen oder Abundanzen und Diversitäten bzw. Arteninventargrößen besitzt. Hierbei sind jedoch die Korrelationen zwischen Sauerstoffsättigungswert und Pflanzenwachstum (+ Algen) zu beachten.

Besonders auffällig sind die niedrigen Sauerstoffsättigungswerte in den Gewässern 20 und 21, die im Bereich des Quellhorizontes im ansteigenden Ostabschnitt liegen. Diese Tümpel, die durch starkes Sphagnumwachstum gekennzeichnet sind (Sphagnum als Ionenaustauscher – Elektrolytfänger) und dadurch niedrige pH-Werte besitzen, weisen zahlreiche Wasserkäferarten auf (VORBRÜGGEN 1979), was die Toleranz dieser Tiere gegenüber dem Medium beweisen würde, (THIENEMANN 1958). Gleiche chemische Bedingungen besitzen die Gewässer 27, 28 und 25, 26, die im Bereich eines ehemaligen Rotbu-

Sauerstoffsättigung (%)		pH - Wert																				
		D a t u m						D a t u m														
		01.09.78	12.10.78	19.10.78	08.03.79	10.04.79	27.04.79	09.05.79	16.05.79	28.05.79	05.06.79	06.07.78	27.07.78	24.08.78	11.10.78	20.10.78	08.03.79	22.03.79	10.04.79	09.05.79	05.06.79	
Tümpel:																						
1	102	94	82									1	7.8	8.2	7.0	7.2						
2	154	95	100									2	7.9	8.1	8.3	7.4						
3	133	94	110	104	109	135	109	93				3	7.7	8.2	8.5	7.3	7.7	6.3	8.3	8.1	7.6	8.5
4	90	90	80	85	78	118	78	92				4	7.8	8.1	7.7	7.2	7.2	6.4	8.2	8.0	7.3	8.1
5	92	105	98									5	7.8	8.5	8.8	7.3	7.2					
6	66	119	98									6	7.7	8.6	8.8	8.3	7.1					
7	94	251	100	102	214	227	214	119				7	7.4	9.6	8.6	9.0	9.3	7.1	9.1	8.8	8.3	9.5
8	111	136	100									8	7.4	8.7	8.5	8.3	7.3					
9	75	115	85	87	113	113	20	17				9	7.7	9.6	7.8	7.7	6.9	5.7	8.0	6.9	6.4	7.6
10	94	88	96									10	7.7	7.9	8.0	7.4	6.8					
12	117	97	89									12	8.0		7.9	7.1						
13	98	95	98									13	7.6	8.1	8.0	7.6	6.9					
14	146	93	85	100	163	116	163	65				14	7.8	8.1	8.0	7.8	7.0	7.2	7.5	7.7	6.6	7.4
15	17	70	86									15	6.6	6.4	6.7	6.8	6.1					
16	128	178	107									16	8.4	9.0	9.2	7.9	9.0					
17	103	117	96	76	130	112	91	141	92			17	8.0	7.7	8.6	7.9	7.3	6.1	7.5	6.9	6.7	8.1
18	130	99	90									18	7.5	8.0	7.7	7.8	6.9					
19	120	135	109									19	7.2	6.7	6.4	7.0	6.1					
20	55	37	42									20	4.3	5.0	4.6	5.6	4.7					
21	28		17									21	4.8	4.8	5.6	3.7	4.2					
22	155	132	99	90	101	108	98	103	84			22	7.5	7.9	7.9	8.9	6.6	5.9	6.1	6.2	6.0	7.6
23	136	115	95	110	116	108	124	91				23	8.0	7.9	8.0	8.1	6.9	6.7	6.1	6.8	6.6	8.0
24	50	75	79									24	7.6	8.4	7.8	7.9	6.8					
25	41	50	62	70	80	81	75	85	93	91	73	25	8.4	9.5	7.6	7.4	6.7	6.0	7.3	7.1	6.7	7.5
26	84	27	39	33	40	41	43	37	34	32	16	26	7.2	7.4	7.4	6.9	6.6	6.3	6.4	6.4	6.5	7.3
27	24	7	13									27	7.0	7.3	7.9	6.7	6.5					
28	37	30	16									28	6.9	7.3	7.0	6.7	6.4					

Tab. 3: Sauerstoffsättigung und pH-Wert der untersuchten 28 Gewässer. - Oxygen saturation and pH-value of the 28 analysed water bodies.

chenwaldes liegen, der durch einen Fichten-Kiefernbestand verdrängt wurde. Die pH-Werte deuten auf eine Anreicherung von Huminsäuren hin. Eine Sauerstoffzehrung in diesen Gewässern scheint dadurch wenig wahrscheinlich, trotz sicher vorhandener Anaerobier und Zersetzer der Laubstreu am Boden, da besonders in diesen beschatteten Waldgewässern ein reiches Wachstum an Fadenalgen und Einzellern sowie an submersen Macrophyten zu beobachten ist. Dies gilt ebenso für die schwermetallarmen Gewässer 7 und 8 der freien Fläche. Dadurch wird die in der Hypothese aufgestellte Abhängigkeit der Produzenten vom Wasserchemismus bzw. vom Schwermetallgehalt deutlich. Die Erfassung anderer Parameter ist im vorliegenden Fall nicht möglich. Es wird versucht, die Einzelwerte gegeneinander abzuwägen, wie im erwähnten Fall den unterschiedlichen pH-Wert und die Sauerstoffsättigungswerte gegen den gleichen Bewuchs trotz Beschattung und anderer abiotischer Faktoren.

Die ausgewählten Kleingewässer (Tümpel Nr. 3, 4, 7, 9, 14, 17, 22, 23, 25, 26) sind sehr unterschiedlich in ihrer Leitfähigkeit, die ein Maß der Gesamtionenkonzentration darstellt (Tab. 4). Die Durchschnittswerte von 1978 und 1979 liegen mit 101 bis 367 μS im mittleren Bereich, die Einzelwerte spiegeln die unterschiedliche Löslichkeit der vorhandenen Salze im Jahresverlauf wieder, die einerseits von den anthropogenen Einflüssen abhängt andererseits von der Temperatur und anderen Faktoren. Gleiches gilt für die Carbonat- und die Gesamthärte (Tab. 4), die in direktem Zusammenhang mit der Größe des Wasserkörpers steht, d. h. bei Vergrößerung des Volumens, die vor allem im Frühjahr und Frühsommer nach Regenfällen zu beobachten ist, sinken die Härtegrade ab. Dieser Wechsel beeinflusst sicher das Vorkommen von aquatischen Wanzen. So weist WEIMANN eine Abhängigkeit bei *Notonecta viridis* von der Leitfähigkeit und einen Einfluß der Gesamthärtegrade auf die Corixidenarten nach (1979). Die positive Wirkung von Karbonaten und vor allem das auch hier vorhandene Calciumkarbonat auf das Vorhandensein von Mollusken und Crustaceen steht außer Frage. Diese Metallsalze sind jedoch in allen Gewässern vorhanden und annähernd gleich verteilt, zumindest, was die extremen schwermetallbelasteten und unbelasteten Gewässer betrifft. In den beschatteten Kleingewässern (25, 26) entspricht die Karbonathärte der Gesamthärte. Demgegenüber stehen etwa die Gewässer 22 und 17, bei denen die Gesamthärtegrade, vermutlich durch stark erhöhte Werte an Sulfaten und in geringerem Maße an Chloriden, die der Karbonathärten weit übertreffen. Mit Ausnahme bei den Corixiden konnte hier keine Beeinflussung nachgewiesen werden. Erstaunlich ist auch das in den Untersuchungsgewässern zu beobachtende Fehlen einer Abhängigkeit der Süßwasserschnecken und -krebse vom Carbonatgehalt (s. o.). In den Kleingewässern des Breiniger Berges sind demnach andere Parameter überlagernd und differenzierend.

Einschränkend muß hinzugefügt werden, daß eine ständige Messung der Wasserwerte und vor allem der Sedimentwerte und des jeweiligen faunistischen Besatzes nicht durchgeführt werden konnte, daß also Aussagen zum Artenbestand und deren Abundanzen vorbehaltlich erfolgen ebenso wie der Aussagewert der Einzelmessungen. Im Verlauf der dreijährigen Untersuchung – 1977 ausschließlich Bestandsaufnahme, 1978 und 1979 qualitativ und quantitativ – wurden bis Oktober 1978 alle Kleingewässer erfaßt, jedoch bis Juli 1979 nur noch 10 charakteristische Tümpel näher analysiert (s. o.). Vor allem die aufwendige Bestimmung der Schwermetallgehalte durch atomabsorptionsspektrometrische Messungen war ein begrenzender Faktor. Deutlich wird jedoch durch die Untersu-

Tümpel:	Leitfähigkeit (μS)			Carbonathärte ($^{\circ}dH$)			Gesamthärte ($^{\circ}dH$)						
	14.06.78	08.03.79	22.03.79	10.04.79	09.05.79	05.06.79	14.06.78	20.10.78	08.03.79	22.03.79	10.04.79	09.05.79	05.06.79
3	-	54.7	97.2	113.0	143.1	194.4	-	6	2.2	3.2	2.4	3.3	6.1
4	260.0	91.8	83.0	129.0	130.7	220.8	6.7	5	3.3	3.3	3.1	3.8	5.2
7	-	87.4	63.6	93.6	109.5	151.9	-	4	3.5	3.2	2.7	2.9	4.4
9	-	81.3	65.3	95.4	127.2	183.7	-	3	1.8	2.1	2.0	2.8	4.3
14	-	160.7	155.5	325.1	266.8	325.1	-	3	1.0	1.1	1.0	1.1	2.8
17	-	130.7	303.9	293.3	222.6	295.0	-	6	1.9	3.0	2.7	3.0	5.6
22	480.0	263.3	379.9	420.5	372.8	401.0	2.0	4	0.5	0.5	0.5	0.5	1.2
23	-	98.9	353.4	379.9	371.1	406.4	-	5	3.1	2.0	1.5	1.2	3.1
25	175.0	123.7	136.0	151.9	164.3	226.1	5.0	6	3.9	4.2	3.7	3.3	6.1
26	-	77.7	123.7	121.9	134.2	215.5	-	5.5	2.8	3.2	3.0	3.4	5.5

Wassertemperatur ($^{\circ}C$)

Tümpel:	01.09.78	12.10.78	19.10.78	08.03.79	22.03.79	29.03.79	05.04.79	18.04.79	27.04.79	09.05.79	16.05.79	28.05.79	09.06.79
3	19.0	16.2	10.0	9.5	7.0	9.5	6.0	16.5	7.0	11.5	19.0	25.0	18.5
4	16.0	15.2	9.0	8.0	7.0	9.0	3.0	16.0	13.0	11.0	19.0	24.0	20.0
7	17.0	14.2	10.0	6.5	8.0	9.5	3.0	17.0	14.0	10.5	19.0	23.0	18.0
9	17.5	16.0	9.7	10.0	10.0	10.5	4.0	16.0	15.0	9.0	15.0	23.0	20.0
14	16.0	15.0	10.0	9.0	6.0	10.0	3.5	15.0	12.0	9.5	17.0	19.0	10.0
17	13.0	12.0	8.2	4.5	6.0	9.0	4.0	14.0	13.0	9.0	18.0	21.0	21.0
22	14.0	18.0	10.2	5.5	7.0	7.0	4.0	14.5	13.0	9.0	18.0	20.0	16.0
23	11.0	18.2	11.5	7.0	6.0	5.5	3.0	14.5	15.0	10.0	19.0	23.0	18.0
25	12.0	12.5	8.0	3.8	3.0	4.5	1.0	12.0	7.5	6.5	11.0	20.0	16.0
26	11.0	12.1	8.0	4.0	4.0	5.0	1.0	9.5	7.0	6.5	10.0	17.0	14.0

Tab. 4: Leitfähigkeit, Carbonathärte, Gesamthärte und Wassertemperatur der 10 näher untersuchten Gewässer (6. 1978 bis 6. 1979). - Conductivity, degree of hardness of carbonate, overall hardness and water temperature of the 10 ponds analysed in detail (June, 1978 till June, 1979).

chungen der jeweilige Zusammenhang von Zink, Blei und Cadmium, wobei Blei und Cadmium in ihren Häufigkeiten noch enger korreliert sind.

Das Fehlen oder der geringste Bewuchs an Wasserpflanzen und submers wurzelnden Seggen und Binsen im Bereich schwermetallbelasteter Tümpel des Untersuchungsgebietes ist besonders auffällig. Dieser wirkt in entscheidendem Maße mit auf den faunistischen Besatz.

5. Faunistische Ergebnisse

Die Abhängigkeit der Fauna, d. h. der Konsumenten verschiedener Ordnung vom Biotop und hier im besonderen vom aquatischen Milieu sollte untersucht werden, wobei noch einmal darauf hingewiesen werden muß, daß es nicht endgültig geklärt werden kann, welcher der Einzelfaktoren in entscheidendem Maß in das Artengefüge eingreift (KREUZER 1940). Das Fehlen oder Vorkommen von Produzenten, das durch die Schwermetalle beeinflusst wird (HARDING & WHITTON 1977, SAY & WHITTON 1977), ist einer der entscheidenden Faktoren, da diese nicht nur als Nahrungsgrundlage dienen, sondern auch Brutstätten, Sauerstoffproduzenten und Halterungssubstrate darstellen.

a) Das Arteninventar der Untersuchungsgewässer

In den Jahren 1977, 1978 und 1979 wurden im Bereich des Breiniger Berges und seiner 28 näher untersuchten Kleingewässer insgesamt 44 Probengänge durchgeführt (gemeinsam mit VORBRÜGGEN und WEIMANN: 1977 – 11, 1978 – 17, 1979 – 16). Dabei wurden 1137 faunistische Bestandsaufnahmen einzelner Tümpel vorgenommen. Einige der Kleingewässer wurden auf ihren Besatz nach Kenntnis repräsentativer Untersuchungsgewässer nur stichprobenartig geprüft. Zur Bestimmung der quantitativen Verteilung wurden definierte Kescherfänge durchgeführt, bei Leerfangversuchen ergaben sich zu große Fehlerquellen. Nach erster Kenntnis des gesamten Arteninventars wurden die Tiere bestimmt und im Fundgewässer wieder ausgesetzt. Die von WEIMANN (1979) durchgeführten Fänge und Wiederfänge (markierte Tiere) erbrachten keine Ergebnisse mit Ausnahme der Feststellung, daß *Corixa punctata* in stärker belasteten Gewässern relativ standorttreu ist. Insgesamt wurden bei den Probenentnahmen 93.902 Individuen gezählt und bestimmt, was verglichen mit anderen Untersuchungen durchaus eine Aussage über das Arteninventar der Kleingewässer zuläßt (ausschließlich Makrofauna).

Insgesamt wurden in den Tümpeln des Breiniger Berges und in deren Randzonen bzw. der Randvegetation 142 Arten nachgewiesen, wobei die Nematoden, Oligochaeten und Dipteren nicht nach Arten getrennt wurden, sondern nur jeweils als gesamte Gruppe erfaßt werden konnten (Tab. 5). Unberücksichtigt blieben planktische Formen wie Ostracoden, Cladoceren und Copepoden, die ausschließlich in den beschatteten Waldgewässern zu finden waren und als einzige Gruppe auf das Befahren der Gewässer und der da-

Tab. 5: Symbolische Darstellung der relativen Abundanzen der nachgewiesenen Arten, deren Präimaginalstadien mit den jeweiligen Atemtypen (ausschließliche Imaginalfänge – 6 – besitzen bei fakultativen Wasserbewohnern kaum Aussagekraft – 3, 4). – Symbolic graph of the relative abundances of the species found, their praeimaginal phases and their types of breathing (only imaginal catches – 6 – of which only aquatic larvae have hardly any evidence – 3, 4).

	1	2	3	4	5	6
	a	b	c	a	b	c
Turbellaria - Tricladida						
Dugesiiidae:						
Dugesia spec.	+					
Planariidae:						
Polycelis nigra Müll.	+					
Dendrocoelidae:						
Dendrocoelum lacteum Müll.	+					
Nematoda						
spec.	+					0
Mollusca - Castrapoda						
Bithyniidae:						
Bithynia leachi Shepp.	+					0
Lymnaeidae:						
Lymnaea glabra Müll.	+					
Lymnaea palustris Müll.	+					
Lymnaea peregra Müll.	+					
Planorbidae:						
Gyraulus albus Müll.	+					
Gyraulus spec.	+					
Planorbis planorbis L.	+					
Mollusca - Lamellibranchiata						
Spaeriidae:						
Pisidium spec.	+					
Sphaerium corneum L.	+					
Annelida - Oligochaeta						
Tubificidae:						
spec.	+					
Naididae:						
spec.	+					0
Turbellaria - Tricladida						
Hydracarina						
spec.	+					
Crustacea - Isopoda						
Asellidae:						
Asellus aquaticus L.	+					
Crustacea - Amphipoda						
Gammaridae:						
Gammarus spec.	+					0
Insecta						
Ephemeroptera						
Baetidae:						
Baetis rhodani Pict.				+		
Cloeon dipterum L.				+		0
Cloeon spec.				+		
Centroptilum spec.				+		
Heptageniidae:						
Epeorus sylvicola Pict.				+		
Rithrogena diaphana Nav.				+		
Rithrogena semicolorata Curt.				+		
Ecdyonurus insignis Etn.				+		
Ecdyonurus venosus F.				+		
Leptophlebiidae:						
Paraleptophlebia submarginata Steph.				+		
Odonata						
Coenagrionidae:						
Pyrrhosoma nymphula Sulz.				+		
Ischnura elegans v.d.L.				+		
Coenagrion puella L.				+		

1 2 3 4 5 6
a b c

1 2 3 4 5 6
a b c

Aeshnidae:						
<i>Aeshna cyanea</i> Müll				•		
<i>Anax imperator</i> Leach.						
Libellulidae:						
<i>Libellula depressa</i> L.				•		
<i>Libellula quadrimaculata</i> L.				•		
<i>Orthetrum cancellatum</i> L.						
<i>Sympetrum sanguineum</i> Müll.						
<i>Sympetrum vulgatum</i> L.						
<i>Sympetrum spec.</i>						
Plecoptera						
Nemouridae:						
<i>Nemoura cinerea</i> Retz.				0	••	
Megaloptera						
Sialidae:						
<i>Sialis fuliginosa</i> Pict.						
<i>Sialis lutaria</i> L.						
<i>Sialis spec.</i>				0	0	
Lepidoptera						
Pyrralidae:						
<i>Schoenobius spec.</i>						
Heteroptera						
Corixidae:						
<i>Callicorixa praeusta</i> Fieb.				•		
<i>Corixa punctata</i> Ill.				•	•	0
<i>Hesperocorixa castanea</i> Thoms.				•		
<i>Hesperocorixa sahlbergi</i> Fieb.				•		
<i>Sigara lateralis</i> Leach.				•	•	•
<i>Sigara nigrolineata</i> Fieb.				••	0	
<i>Sigara striata</i> Fieb.				•		
Nepidae:						
<i>Nepa cinerea</i> L.						
Notonectidae:						
<i>Notonecta glauca</i> L.						
<i>Notonecta maculata</i> F.						
<i>Notonecta obliqua</i> Gall.						
<i>Notonecta viridis</i> Delc.						
<i>Notonecta spec.</i>						
Gerridae:						
<i>Gerris gibbifer</i> Schumm.						
<i>Gerris lacustris</i> L.						
<i>Gerris odontogaster</i> Zett.						
<i>Gerris thoracicus</i> Schumm.						
Hydrometridae:						
<i>Hydrometra stagnorum</i> L.						
Veliidae:						
<i>Velia caprai</i> Tam.						
Coleoptera						
Gyrinidae:						
<i>Gyrinus substriatus</i> Steph.						
Halipilidae:						
<i>Halipilus lineatocollis</i> Marsh.						
<i>Halipilus heydeni</i> Wehncke						
<i>Halipilus laminatus</i> Schall.						
Noteridae:						
<i>Noterus crassicornis</i> Müll.						
Dytiscidae:						
<i>Laccophilus minutus</i> L.						
<i>Guignotus pusillus</i> F.						
<i>Coelambus confluens</i> F.						

	1	2	3	4	5	6	
	a	b	c	a	b	c	
Hydroperus neglectus Schaum.	+	.	.	+	.	.	Dytiscus marginalis L.
Hydroperus tristis Payk.	+	0	+	+	.	+	Dytiscus dimidiatus Bergst.
Hydroperus piceus Steph.	+	.	0	+	.	+	Dytiscus circumflexus F.
Hydroperus palustris L.	+	.	0	•	.	.	Dytiscus spec.
Hydroperus incognitus Shp.	+	.	.	+	.	+	Hydraenidae:
Hydroperus striola Gyll.	+	.	.	+	.	+	Limnebius truncatellus Rhumb.
Hydroperus erythrocephalus L.	+	•	+	+	.	+	Hydrophilidae:
Hydroperus obscurus Strm.	+	.	0	+	.	0	Helophorus aquaticus L.
Hydroperus marginatus Dft.	+	.	.	+	.	•	Helophorus guttulus Motsch.
Hydroperus planus F.	+	.	•	•	.	0	Helophorus flavipes F.
Hydroperus pubescens Gyll.	+	.	0	+	.	+	Helophorus granularis L.
Hydroperus discretus Fair.	+	.	.	+	.	+	Helophorus minutus F.
Hydroperus nigrita F.	+	.	.	+	.	+	Helophorus griseus Hbst.
Hydroperus melanarius Strm.	+	.	.	+	.	+	Cryptopleurum minutum F.
Hydroperus Memnonius Schaum.	+	.	0	+	.	+	Cryptopleurum subtile Sharp.
Hydroperus spec.	+	.	0	.	.	•	Hydrobius fuscipes L.
Graptodytes pictus F.	+	.	.	+	.	+	Anacaena globulus Payk.
Scarodytes halensis F.	+	.	.	+	.	0	Anacaena limbata F.
Agabus chalconotus Panz.	+	.	.	+	.	+	Laccobius minutus L.
Agabus guttatus Payk.	+	.	.	+	.	+	Helochares lividus Forst.
Agabus melanarius Aubé	+	.	.	+	.	+	Helochares obscurus Mill.
Agabus bipustulatus L.	+	0	•	•	.	+	Enochrus testaceus F.
Agabus sturmi Gyll.	+	.	.	+	.	+	Dryopidae:
Agabus nebulus Forst.	+	•	.	+	.	+	Dryops auriculatus Geoffr.
Agabus spec.	+	.	.	+	.	+	(+)(+)
Ilybius fuliginosus F.	+	0	0	0	.	.	Trichoptera
Rhantus pulverosus Steph.	+	.	.	+	.	+	Hydropsychidae:
Colymbetes fuscus L.	+	.	.	+	.	+	Hydropsyche spec.
Acilius suicatus L.	+	.	.	+	.	+	Polycentropidae:
							Electrocnemis conspersa Curt.

	1	2	3	4	5	6
	a	b	c			
Phryganeidae:						
<i>Agrypnia obsoleta</i> Hagen	+	.	.			
<i>Agrypnia varia</i> Fabr.	+			+		
<i>Phryganea grandis</i> L.	+			+		
<i>Oligotricha striata</i> L.	+			●		
Limnephilidae:						
<i>Limnephilus bipunctatus</i> Curt.	+			+		
<i>Limnephilus centralis</i> Curt.	+			+		
<i>Limnephilus griseus</i> L.	+			+		
<i>Limnephilus lunatus</i> Curt.	+			+		
<i>Limnephilus</i> spec.	+	.	0			
<i>Grammotaulius nigropunctatus</i> Retz	+	.	.			
<i>Halesus digitatus</i> Schrank	+			+		
<i>Stenophylax permistus</i> Mc L.	+			+		
Diptera						
Chironomidae:						
spec.	+	.	●			
Chaoboridae:						
<i>Chaoborus</i> spec.	+	-	0			
Culicidae:						
spec.	+	.	●			
Vertebrata - Amphibia						
Salamandridae:						
<i>Triturus alpestris</i> Laur.	+	.	.	+		
<i>Triturus helveticus</i> Raz.	+		0			
Discoglossidae:						
<i>Bombina variegata</i> L.	+	.	0	●		
Ranidae:						
<i>Rana temporaria</i> L.	+			0		

Obligatorische Wasserbewohner
- aquat. Larval- und Imagnalstadien

- 1 Atmung durch die Körperoberfläche
Kiemen oder Tracheenkiemen
- 2 Atmung an der Wasseroberfläche
(atmosphäerisch)

p = Pleustonorganismen

Fakultative Wasserbewohner
- aquat. Larvalstadien Larven

- 3 Atmung durch die Körperoberfläche,
Kiemen oder Tracheenkiemen
- 4 Atmung an der Wasseroberfläche
(atmosphäerisch)

5 Auftreten in Gewässern mit unterschiedlichem
Gehalt an Schwermetallen (Ionenkonzentrationen)
(des freien Wassers)

- a (Zn > 4 mg/l) - Bb > 1 mg/l - Cd > 0.04 mg/l
- b (Zn > 1 mg/l) - Pb > 0.2 mg/l - Cd > 0.01 mg/l
- c (Zn < 1 mg/l) - Pb < 0.2 mg/l - Cd < 0.01 mg/l

6 Ausschließlich Imagnalfänge (Zuwanderer bei ?
(flugfähigen Insekten))

- dominant - Abundanzbereich > 10 %
- subdominant - Abundanzbereich 5 - 10 %
- 0 rezendent - Abundanzbereich 0.5 - 5 %
- subrezendent - Abundanzbereich < 0.5 %

mit verbundenen Durchmischung und Aufwirbelung des Sediments empfindlich reagieren könnten. Ihre basale Stellung in der Konsumentenketten ist in den erwähnten Gewässern sicher mit ein Grund für die Häufigkeit anderer Organismen, jedoch überwiegen in diesen Biotopen die herbivoren Tiere.

In keinem der untersuchten Kleingewässer konnten Egel (Hirudinea), aquatische Brauchyceren- oder Tipulidenlarven (Diptera) und Fische nachgewiesen werden.

Tabelle 5 zeigt die relativen Abundanzen der aufgefundenen Arten, die gleichzeitig in ihrer Verteilung Aufschlüsse über die Häufigkeiten in den jeweiligen Wohngewässern geben. Diese sind in drei Kategorien mit unterschiedlichem Schwermetallgehalt eingeteilt, wobei die drei vorliegenden Metalle Blei, Zink und Cadmium in ihrem Verhältnis zueinander in den einzelnen Gewässern stark schwanken (Tab. 2). Es handelt sich hier um eine grobe Abschätzung der Gewässerparameter, die den drei Typen zugrunde liegt. Die in Tabelle 5 dargestellten Abundanzen bzw. die jeweiligen Abundanzsymbole, beziehen sich auf den gesamten Untersuchungszeitraum von 1977 bis 1979, wobei jeweils ein Jahresmittel erstellt wurde. Auf Frequenzanalysen, die neben den Funden von Larven Aufschluß über die Dauerbesiedlung bestimmter Gewässer geben, wurde verzichtet. Einzelfrequenzen der Insektengruppen für 1978 und z. T. für 1979 wurden von VORBRÜGGEN (1979) und WEIMANN (1979) zusammengestellt. Auf Grund der Symbolverteilung läßt sich die Zahl der Arten und deren relative Häufigkeit (Diversität) ablesen. Die Besiedlungsdichte, die sich in den relativen Abundanzen ausdrückt, weist in den untersuchten Gewässern nur kleine Unterschiede auf. Ausschließlich der am stärksten mit Schwermetallen belastete Tümpel 9 ist durch niedrige Werte der Gesamtabundanzen des Arteninventars gekennzeichnet und weist einen hohen Diversitätsindex auf, d. h. wenige Arten, deren Bestand in diesem Fall sogar häufig wechselt (REMMERT 1978).

In die vorgenommenen Klassifizierungen gehen die jeweiligen Phänologien nicht ein, die vor allem für flugfähige nicht aquatische Insektenimagines, deren Larven im Wasser leben, von besonderer Bedeutung sind. Im Jahresmittel gehen sie nur als Larven ein im Gegensatz zu den Dauerbewohnern, deren Entwicklungsstadien das Wasser nicht verlassen. Ebenso problematisch ist der Vergleich zwischen Organismen mit ein- oder mehrjähriger Entwicklungszeit und der sich daran anschließenden Reproduktionsphase. Genauere Untersuchungen, die derartige phänologische Bedingungen mitberücksichtigen, müßten folgen.

Einzelfunde und Funde mit subrezedenter Häufigkeit, bzw. deren Abundanzbereich unter 0,5 % liegt (Tab. 5), können in ihren niedrigen Frequenzen nicht als Dauerbesiedler angesprochen werden, sofern nicht ihre Larven ebenfalls im Untersuchungsgewässer gefunden werden. In diesen Bereich fallende Zufallsbesiedler und Gäste lassen keine Aussagen über den jeweiligen Biotop zu.

Die relativen Abundanzen verstehen sich als prozentuales Verhältnis der relativen Individuenzahl einer Art zur Gesamtindividuenzahl einer Flächeneinheit, hier im Jahresmittel.

b) Abhängigkeit des Arteninventars und der relativen Abundanzen vom Wohngewässer (Schwermetalle)

Vergleicht man die drei Gewässertypen mit unterschiedlichem Schwermetallgehalt, die als Synthese der Daten aller untersuchten Gewässer zu verstehen sind, so fällt auf, daß die Artenzahlen mit abnehmendem Gehalt an Schwermetallen zunehmen. Dies gilt ohne Berücksichtigung der Wirkung der jeweiligen Belastung. Der mengenmäßige Anteil von Arten mit erhöhten Abundanzwerten steigt mit abnehmendem Gehalt an Schwermetallen ebenfalls, eudominante Arten fehlen jedoch. Diese sind in extremen Gewässern zu finden und so sind einige aquatische Insekten in stark schwermetallbelasteten Gewässern des Untersuchungsgebietes besonders häufig, was die Vermutung nahelegt, daß sie hier ihr Maximum besitzen. Dieses Maximum versteht sich nicht als Optimum der Lebensmöglichkeit, das andere Faktoren wie Konkurrenz ausschließt. Es scheinen für diese Gewässer mit unterschiedlichem Charakter, der sich besonders im Gehalt an Schwermetallen ausdrückt, die biozönotischen Grundgesetze von REMMERT (1978) zu gelten, die die Aussagen von THIENEMANN (1958) erweitern:

1. Je vielfältiger die Umweltbedingungen und je näher sie dem grundsätzlichen biologischen Optimum sind, um so größer ist die Artenzahl.
2. Je einseitiger die Umweltbedingungen und je weiter entfernt vom grundsätzlichen biologischen Optimum (evtl. nur zeitweise), um so geringer die Artenzahl und um so stärker treten einzelne Arten zahlenmäßig in den Vordergrund.

Diese Aussagen beweisen an sich nichts, da z. B. bei vielfältigen Umweltbedingungen diese durch die großen Artenzahlen bewiesen und definiert werden. Diese Gesetze müssen hier so verstanden werden, daß die vielfältigen Umweltbedingungen ausgehend von der Wirkung auf die tierischen Organismen das ausgewogene Verhältnis der chemischen und physikalischen Bedingungen sowie der Florenzusammensetzung darstellen. Einseitige Umweltbedingungen bedeuten dagegen extreme Werte der angegebenen Faktoren, die an Hand von Freiland- und Laborversuchen am jeweiligen Organismus zu prüfen wären.

In Abbildung 3 sind die Schwermetallwerte in ppm (mg/l) für Zink, Blei und Cadmium aufgetragen, wobei die 9 Einzelgewässer als repräsentative, schwermetallhaltige Tümpel mit unterschiedlicher Belastung zu verstehen sind (unbelastet oder wenig belastet sind die Gewässer 7 und 25). Entsprechend dem Gehalt an Zink und Blei sind in stark belasteten Gewässern die Einzelfunde bestimmter Arten besonders häufig, d. h. es handelt sich hier um Kurzzeitbesiedler, die auf Grund der negativen Faktoren (Schwermetalle!) das Gewässer bald wieder verlassen. Demgegenüber ist die Zahl der dominanten Arten und der eudominanten Arten, die in Tabelle 5 nicht besonders hervorgehoben wurden, entsprechend den Aussagen von REMMERT (1978) in den stark belasteten Gewässern hoch, was bestätigt, daß Dauerbewohner extremer Gewässer ein Optimum besitzen und gemeinsam mit wenigen anderen Arten fast das gesamte Arteninventar begrenzter Lebensräume stellen. Der Tümpel Nr. 9 stellt als ein mit Zink und Blei am schwersten belastetes Kleingewässer eine Ausnahme dar, da hier der Prozentsatz der dominanten und eudominanten Arten deutlich geringer ist als in vergleichbaren Gewässern und die Einzelfunde ihren höchsten Wert besitzen. Dieser Tümpel besitzt vermutlich einen lebensfeindlichen Charakter und wird zum großen Teil durch die Faunenelemente nur kurzzeitig besucht.

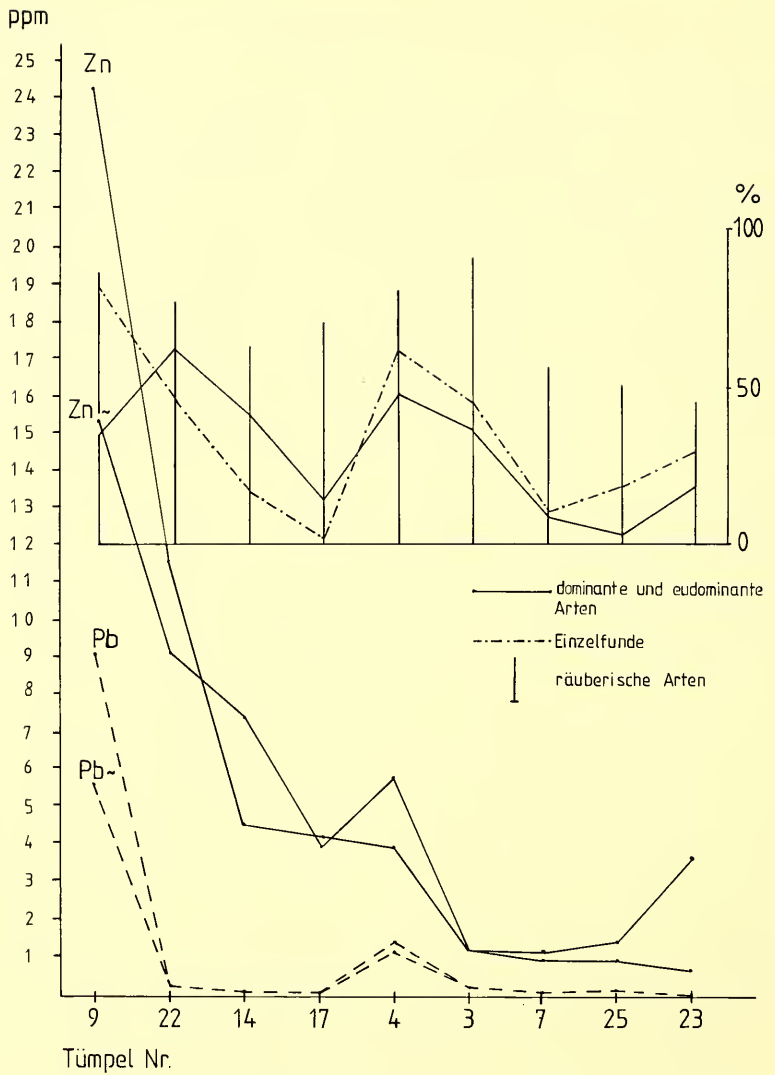


Abb. 3: Abhängigkeit der Dominanz und Eudominanz einzelner aquat. Insektenarten vom Schwermetallgehalt der Wohngewässer. Anteil der räuberischen Arten und Einzelfunde mit berücksichtigt, in ppm Schwermetallgehalt (Zn, Pb), in %-Anteilen der Arten am Arteninventar. – Dependence of dominance and eudominance of some aquatic insect species upon the proportion of heavy metals of the waters. Part of predatory species and single catches of species considered, in ppm portion of heavy metals (Zn, Pb), in % parts of species in the total species inventory.

Keine Art kann hier anscheinend Fuß fassen und sich entsprechend vermehren. Als aquatische Larven konnten nur mehrere Larven von *Coelambus confluens* und wenige von *Sialis* nachgewiesen werden, von denen die eine atmosphärischen Sauerstoff an der Wasseroberfläche aufnimmt, die andere im Medium durch Tracheenkiemen Atemgase austauscht.

In den stark belasteten Tümpeln des Untersuchungsgebietes dominieren als Dauerbesiedler die extrem flugfähige Corixide *Sigara nigrolineata* mit ihren Larvalstadien (phytophag) und die Wasserkäfer *Coelambus confluens*, *Guignotus pusillus* und *Agabus nebulosus* (alle carnivor) sowie *Helophorus guttulus* (Larve carnivor), deren Abundanzen in anderen geringer belasteten Gewässern deutlich niedriger sind (Tab. 5, Abb. 4). Den Anteil der vier aufgeführten Wasserkäfer im Vergleich mit dem Ubiquisten *Agabus bipustulatus* zeigt Abbildung 4, wobei bemerkt werden muß, daß hier die gesamte Coleopterenfauna – mit Ausnahme der nur wenig vertretenen Hydrophiliden, diese sind nur in unbelasteten Gewässern häufiger anzutreffen –, den Hauptanteil der räuberischen Formen darstellt (Abb. 3).

Die Vergleiche mit den weniger belasteten Gewässern 1 und 3 beziehen sich auf Minimalwasserstände, in denen die Werte für Blei, die besonders im Vergleich mit der Faunenzusammensetzung zu berücksichtigen sind und die in Kombination mit der Cadmiumkonzentration den entscheidenden Einfluß auf Arteninventar und Abundanz besitzen (Abb. 3), hoch sind gegenüber den Trinkwassergrenzwerten (Tab. 1). Die vier vorwiegend berücksichtigten Wasserkäfer können als Primärbesiedler von Gewässern angesprochen werden, d. h. sie besiedeln als räuberische Organismen neu entstandene Gewässer und werden durch nachfolgende Arten verdrängt. Auf dieses Phänomen soll im folgenden noch besonders eingegangen werden. Die Gegenüberstellung mit dem Ubiquisten *Agabus bipustulatus* zeigt, daß dieser zwar als Imago mehrfach vorhanden ist, aber im Untersuchungsgebiet in den schwermetallbelasteten Gewässern, die „primärbesiedelt“ sind, nicht Fuß fassen kann, im Gegensatz zu den übrigen Gewässern, in denen Primärbesiedler nur in geringem Prozentsatz und zeitlich begrenzt vorkommen.

Der Anteil der räuberischen Arten ist deutlich höher in den schwermetallbelasteten Gewässern als in solchen mit geringer Belastung (Abb. 3). Der Bezug zu den Artenzahlen (Abb. 3) ist für den Gesamthaushalt des Gewässers und seiner Biozönose nicht ausschlaggebend, doch stimmen Biomasse und Artenzahl in ihrer prozentualen Zusammensetzung etwa überein, so fehlen echte Großräuber sowie planktische Konsumenten I. Ordnung. „Große Räuber“ sind im vorliegenden Fall *Agabus*-Arten und Aeschniden sowie *Sialis*-Larven, gegenüber denen die kleinen Corixiden und die nur sehr seltenen Larven der Unken (*Bombina variegata*) deutlich zurücktreten. Hier gilt, vermutlich ähnlich wie in anderen extremen Lebensräumen, das gleiche Gesetz der Dominanz der Räuber, die auf den ständigen Zuflug von Nährtieren auf die Wasseroberfläche angewiesen sind, d. h. die Zuzügler testen das Gewässer und dienen den Bewohnern als entscheidende Energiequelle. Dies bedeutet, daß eine derartige Lebensgemeinschaft sich nur dann erhält, wenn in der Umgebung die Produktion an Beuteindividuen entsprechend groß ist und diese versuchen, sich auf andere Gewässer auszubreiten oder dorthin verdriftet werden.

Vergleicht man die Abundanzen der unterschiedlichen Gewässertypen (5 a–c), so fällt auf, daß der Anteil der Wasserbewohner (Macrovertebraten und Amphibien) mit Haut- oder Tracheenkiemenatmung in den stark schwermetallbelasteten Kleingewässern, die

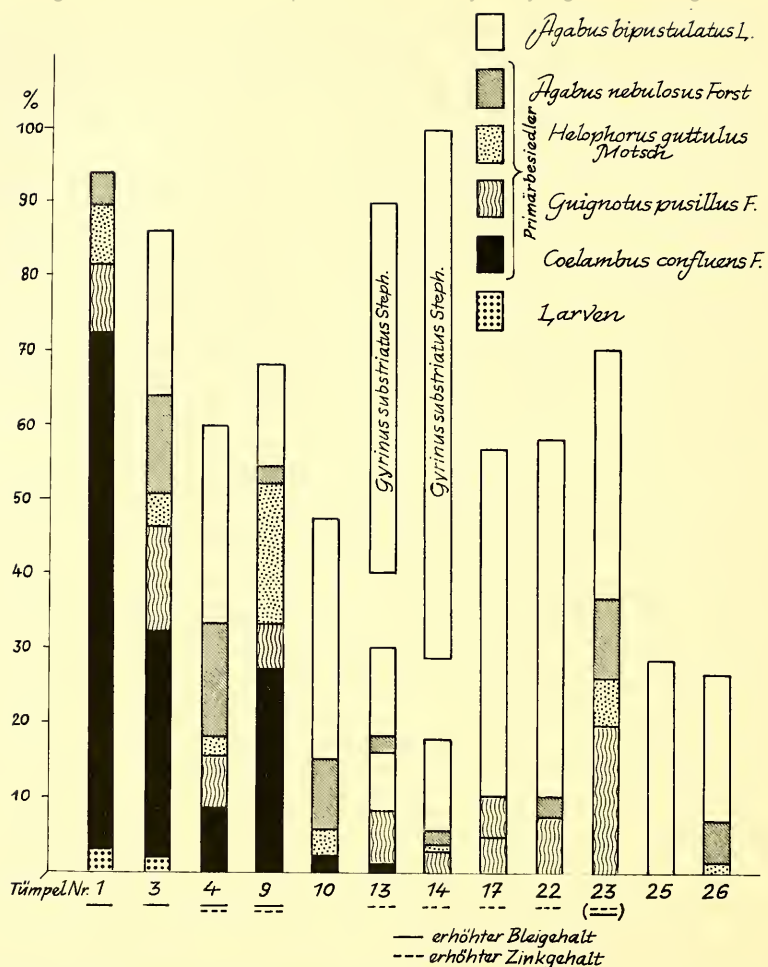


Abb. 4: Anteil der Primärbesiedler bei aquat. Coleopteren am gesamten Arteninventar der Coleoptera. Mögliche Abhängigkeit vom erhöhten Bleigehalt gegenüber erhöhtem Zinkgehalt. (Der oberflächenbesiedelnde *Gyrinus substriatus* zum Vergleich - 2x) - Proportion of the primary settlers among the aquatic Coleoptera of the whole inventory of Coleoptera species. Possible dependence upon the increased portion of lead in contrast to the increased portion of zinc. (*Gyrinus substriatus* settling on the surface in comparison - 2x)

hier zusammengefaßt wurden (Tab. 5), deutlich geringer ist gegenüber den Häufigkeiten der weniger belasteten Biotope in Abhängigkeit von der jeweiligen Fläche. So fehlen in Gewässern der Kategorie 5a Turbellarien, Mollusken, Nematoden, Oligochaeten, Crustaceen und Hydracarinae, alles Organismen, die an ihre Wohngewässer gebunden sind, sofern ihre Entwicklungsstadien nicht durch andere Faunenelemente wie etwa Vögel verschleppt werden. Arten mit vagilen Stadien, d. h. Amphibien und flugfähige Insekten-

imagines, die neue Wohngewässer aufsuchen können, fehlen als Larvenformen weitgehend in den Untersuchungsgewässern mit hohen Schwermetallgehalten. Als Ausnahmen mit wenigen Nachweisen sind hier die Libellenlarven (*Aeschna cyanea* und *Libellula depressa* sowie *L. quadrimaculata*) und die *Sialis*-Larven zu nennen. Zahlreiche der im Untersuchungsgebiet durch Lichtfänge nachgewiesenen Trichoptera-Imagines konnten als Praeimagonalstadien nicht in den Gewässern des Breiniger Berges nachgewiesen werden, scheinen jedoch im Großraum beheimatet zu sein (Tab. 5). Vergleichbare stehende Kleingewässer in nicht schwermetallhaltigen Biotopen zeigen in der Nordeifel eine reiche Trichopterenfauna. Das Fehlen vieler Arten kann demnach sehr wahrscheinlich auf den Schwermetallgehalt zurückgeführt werden. CARPENTER (1926) zeigte an einem bleibelasteten Fluß, der nach Schließen der angrenzenden Bleiminen sich langsam regenerierte, daß Trichopterenlarven erst bei Erreichen eines Wertes von 0,4 mg/l Blei das Gewässer rückbesiedelten. Bei stehenden Gewässern liegt dieser Wert, der die obere Toleranzgrenze darstellt, sicher niedriger, da das jeweilige Sauerstoffangebot einen mitbegrenzenden Faktor darstellt. Ähnliche Bedingungen gelten für Süßwasserschnecken und -muscheln (CARPENTER 1926).

Die ebenfalls vagilen Wasserkäfer und Wasserwanzen wurden in den obigen Angaben nicht berücksichtigt, da auch ihre Imaginalstadien an offenes Wasser gebunden sind. LAURIE & JONES (1938) stellten in einem ähnlichen Fließgewässer wie CARPENTER (s. o.) mit einem Bleigehalt von 0,02–0,10 ppm \cong 0,02–0,10 mg/l 13 Wasserkäferarten in ruhigen Buchten fest.

Bei der Aufstellung dieser Arten fällt die geringe Besiedlungsdichte auf, wobei der Ubiquist mit 5–10 Individuen (Imagines) pro Probe (*Hydroporus palustris*) die dominierende Art ist. Angaben zu Larvenfunden beziehen sich ausschließlich auf *Dytiscus marginalis*, der ebenfalls als Ubiquist anzusprechen ist. Larven der Halipliden wurden den Aussagen entsprechend nicht gefunden. Diese Larven besitzen teilweise Tracheenkiemen, nehmen aber auch Sauerstoff von submersen Wasserpflanzen auf. Auf Grund von Versuchen mit *Dytiscus*-Larven (VORBRÜGGEN 1979), die bei einem Bleigehalt von 20 ppm (Bleinitratlösung) als Hungerstadien 35 Tage überlebten, zeigt sich die Unabhängigkeit dieser Larven nebst der Imagines (Tab. 5) vom umgebenden Medium, nicht aber die der erfolgreichen Besiedlung mit jeweiliger Reproduktion. Die Toleranzgrenzen der Wasserkäfer (Imagines) bei einem Bleigehalt von 3,0 ppm (pH 6,4) beliefen sich auf Lebenszeiten von 40 bis 50 Tagen, bei Larven bis 27 Tage (LAURIE & JONES 1938), wobei die Larven eine frühzeitige Verpuppung einleiten, möglicherweise, um dem Medium zu entgehen und als Imaginalstadium andere günstigere Biotope aufzusuchen.

Die Laborversuche, in denen die Toleranzgrenzen einzelner Imagines getestet werden, stehen in keinem Verhältnis zu den Befunden im Freiland. So stellten LAURIE & JONES (1938) in einem Fließgewässer mit einem Bleigehalt, der deutlich den des Untersuchungsgebietes unterschreitet, bereits eine Beeinträchtigung der Fauna fest, wie sie für die Organismen des Untersuchungsgebietes durch die Verschiedenartigkeit der Gewässer und die Komplexität der jeweils vorhandenen Schwermetallanteile schwer nachweisbar ist. Die Toxizität eines Stoffes hängt von den ebenfalls im Freiland vorhandenen anderen Substanzen (s. o.) ab. Diese sind wiederum abhängig im Wirkungsgrad von der jeweiligen Konzentration (MACAN 1974). So konnte KLOKE (1972) eine Addition der Giftwirkung von Cadmium in Kombination mit Zink bei Fischen beobachten, wobei Grenzkonzentrationen 25 ppm betragen (sofort letal).

Die Wirkung des schwermetallhaltigen Bodensediments, die CARPENTER (1926) für Fische nur gering einschätzt (s. o.), ist möglicherweise am völligen Fehlen von Sedimentbewohnern wie Oligochaeten, Nematoden und Chironomiden sowie Noteridae-Larven abzulesen.

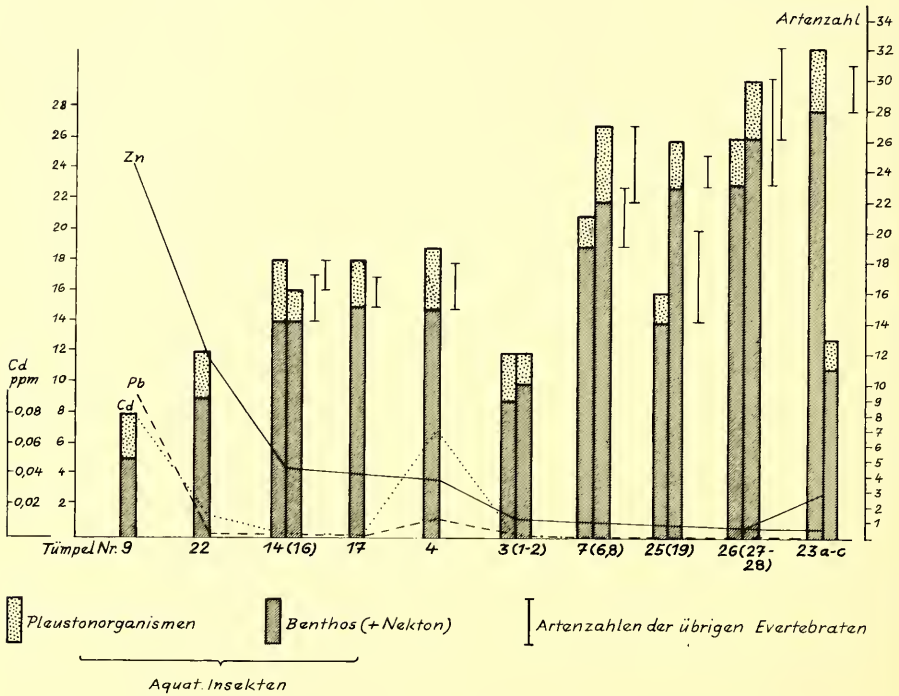


Abb. 5: Artenzahl aquatischer Insekten in 15 vergleichbaren Gewässern mit unterschiedlichem Schwermetallgehalt (Maximalwerte). – Number of species of aquatic insects in 15 comparable ponds with different portion of heavy metals (maximum data).

Die Artenzahlen aquatischer Makroorganismen in Abhängigkeit vom Schwermetallgehalt der Wohngewässer versucht Abbildung 5 und 6 darzustellen. Zur Vereinfachung wurde in beiden Abbildungen der Maßstab belassen. Bei der Darstellung des Anteils der Larven am gesamten Arteninventar muß bedacht werden, daß der größte Teil der in Abbildung 5 dargestellten Arten zahlenmäßig nicht ausschließlich als Larven gefangen wurde. Larven und Imagines können in den meisten Gewässern nebeneinander nachgewiesen werden. Abbildung 5 gibt eine qualitative Maßangabe der Gesamtartenzahlen, Abbildung 6 eine quantitative Verhältnisangabe aller Imagines zu allen Larven, wobei die Wasseroberflächenbewohner (Pleuston, besser Kinon) nicht berücksichtigt wurden. Der Maßstab gibt hier keinerlei Aufschluß über das mengenmäßige Verhältnis von Arten. Diese Darstellungen beziehen sich auf die Untersuchungen von Mai bis September der Jahre 1978 und von April bis Juli 1979, und sind entsprechend ein Ausdruck der Ent-

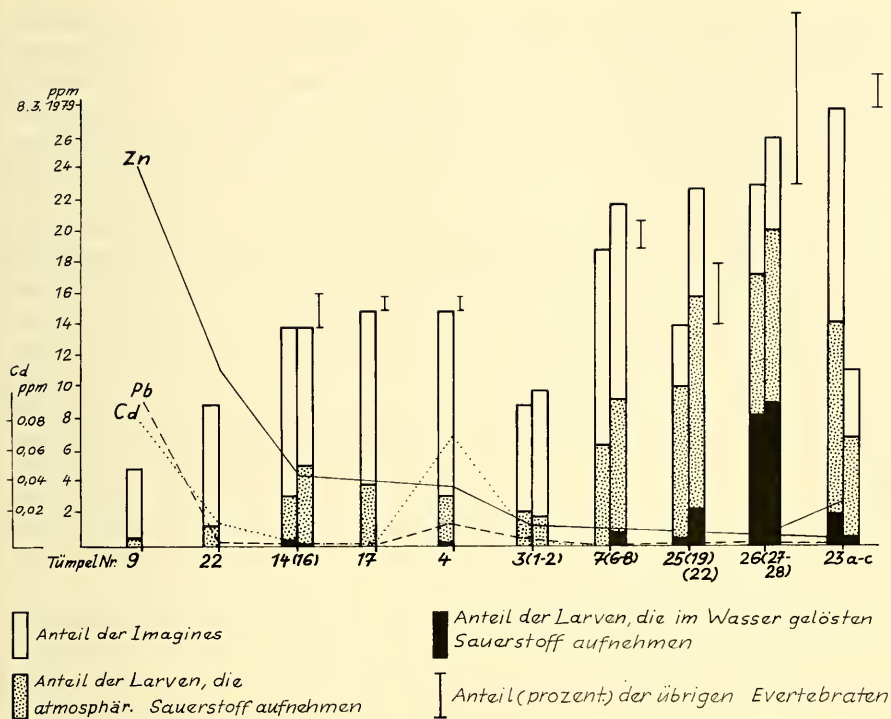


Abb. 6: Prozentualer Anteil der Larven aquatischer Insekten am Arteninventar der 15 näher untersuchten Gewässer nach Atmungstypen getrennt (Maximalwerte an Schwermetallen). – Percentage amount of the larvae of the aquatic insects at the inventory of the 15 ponds, separated according to their different types of breathing (maximum data of heavy metals).

wicklungsphase in stehenden Kleingewässern im Gegensatz zu Fließgewässern, in denen die Hauptproduktionsphase von Februar bis Mai abläuft. In Abbildung 5 und 6 gibt die Artensäule (23 a-c) Aufschluß über die Häufigkeit von Arten nebst deren Larvalstadien (Abb.6) nach der Produktionsphase im Oktober 1977. Alle übrigen Darstellungen der Artenzahlen entsprechen sich bei den jeweiligen Kleingewässern.

Aus den Abbildungen wird sichtbar, daß die Imagines in den stärker belasteten Gewässern dominieren. Dies zeigt wieder die verminderte Aussagekraft der Imaginalfunde, da ohne Frequenzberechnung und Larvenfunde nicht von Bewohnern, sondern nur von Kurzzeitbesiedlern oder Gästen gesprochen werden kann, die keine Aussage zum Einfluß der extremen Biotope auf die Individuen oder die Artenzusammensetzung zulassen (s. o.). Deutlich wird, daß der Anteil der aquatischen Larven in weniger belasteten Gewässern zunimmt, d. h. daß hier eine erfolgreiche Entwicklung stattfindet. Ebenso steigt die Zahl der Larven mit Atmungsorganen, die dem Medium den Sauerstoff entnehmen können, in weniger belasteten Gewässern. Bei den Angaben der Artenzahlen der übrigen aquatischen Faunenelemente (gegenüber den Insekten) und dem prozentualen Anteil an

der gesamten Fauna (Abb. 6) wurden Imaginal- und Larvalstadien zusammengefaßt, die gleiche Atemorgane besitzen. Nur die Larven der Amphibien wurden unabhängig von den Adulten mit Ausnahme der Salamandriden in die Gesamtwerte mitaufgenommen. Es fehlen derartige Faunenelemente in den Tümpeln 9 und 22, die beide hohe Schwermetallgehalte aufweisen, und im Gewässer 3 (bzw. 1 und 2), in denen die Gelbbauchunke zwar häufiger auftritt, jedoch keinen nennenswerten Anteil an der Gesamtf fauna besitzt (nur Larven zu berücksichtigen).

Aus Abbildung 5 geht hervor, daß die Faunenanteile des Kinon unabhängig vom Schwermetallgehalt der Wohngewässer sind, was auch auf die Artenzusammensetzung übertragbar ist. Tabelle 5 zeigt zwar eine dominierende Stellung von *Gerris gibbifer* und eine Häufigkeit von *Gerris lacustris* in schwermetallbelasteten Gewässern, doch scheint eine Abhängigkeit im Vergleich mit den übrigen relativen Dominanzen und den Diversitäten nicht zu bestehen. Allgemein gilt, daß die die Oberflächen bewohnenden Heteroptera wie Gerriden, Hydrometriden und Veliiden, deren Vorkommen in unbelasteten, beschatteten Waldgewässern erstaunlich ist und die Bindung dieser Gruppe an den kaltstenothermen Charakter der jeweiligen Wohngewässer beweist, auf belasteten wie unbelasteten Gewässern gleich verteilt sind, wobei durch geringeren Besatz an Arten und Individuen die Gerriden in belasteten Gewässern höhere Abundanzwerte erreichen (Tab. 5). Einige wenige Imagines der Veliiden ließen sich auch auf belasteten Tümpeln nachweisen, diese fehlten jedoch immer sobald konkurrierende *Gerris*-Arten auftraten.

Eine Ausnahme beim Vergleich der untersuchten Kleingewässer hinsichtlich ihres Artenbesatzes machen die Tümpel 1, 2 und 3, die sehr stark schwankende Wasservolumina besitzen. Die Belastung ist durchschnittlich hoch an Blei, bei Cadmium und Zink an der Grenze der Trinkwasserbelastung nach den Richtlinien der WHO (FÖRSTNER & MÜLLER 1974). Die geringe Artenanzahl in diesen Tümpeln und die nur in geringem Maße gefundenen Larven – ausschließlich *Coelambus confluens*, *Bombina variegata* (s. u.) und wenige *Aeschna*-Larven – mit gleichen Abundanzwerten, d. h. die hier gefundenen Arten sind relativ häufiger, können durch die erheblichen Wasserstandsschwankungen, aber auch durch die Wirkung des hohen Bleigehaltes verursacht werden. Der Bleigehalt besitzt unter den drei vorwiegend vorkommenden Schwermetallen Zink, Blei und Cadmium, wobei er mit Cadmium meist gekoppelt ist, den größten faunistischen Einfluß, bzw. die Individuen der verschiedenen Arten sprechen auf Blei empfindlicher und selektiver an als auf die übrigen Wasserparameter (Abb. 5, 6, 3). Auffällig ist in diesen Gewässern die Häufigkeit von *Sigara nigrolineata* (Corixidae, Heteroptera), deren allgemeines Optimum im konkurrenzarmen Lebensraum der „Schwermetallgewässer“ zu liegen scheint (Tab. 5), und dem Gehalt an Blei eine höhere Toleranzgrenze gegenüber besitzt als andere heimische Corixiden-Arten. Das beständige Vorkommen auch der Larven und die hohen Frequenzwerte weisen sie in diesen Gewässern als Dauerbesiedler aus.

c) Faunistische Besonderheiten

Zahlreiche der im Untersuchungsgebiet des Breiniger Berges in den Kleingewässern nachgewiesenen Käferarten sind im Bereich der Nordeifel selten und liegen nur in wenigen Funden aus dem Rheinland vor (KOCH 1968). Diese sind jedoch ausschließlich in den sehr wenig belasteten oder von Schwermetallen unbelasteten Gewässern und vor allem in

den Waldgewässern mit der mächtigen humösen Laubstreu- schicht, dem Kleinsphagnetum im Bereich der südlichen Quellhorizonte und in den niedermoorigen Schlenken zu finden. Eine Abhängigkeit vom Biotop mit den Schwermetallagerstätten ist nicht abzule- sen, sieht man davon ab, daß hier vermutlich allgemein ein konkurrenzarmer Lebens- raum vorhanden ist, vergleicht man die Arten und deren Individuendichte in den umge- benden Tümpeln. Als faunistische Besonderheit ist *Coelambus confluens* hervorzuhe- ben, der auch als Larve in belasteten Kleingewässern zu finden war. Dieser Dytiscide ist aus dem Rheinland nur in wenigen Exemplaren bekannt und aus der näheren Umgebung liegt nur der Fundort Aachen vor (KOCH 1968). Angaben aus der Eifel fehlen. Allgemein gilt die Art als selten, das Massenvorkommen – die Tiere sind stets, d. h. mit hohen Fre- quenzen (bis 100%) anzutreffen – im Untersuchungsgebiet und im besonderen in den stark bleihaltigen Gewässern stellt faunistisch eine Ausnahmeerscheinung dar (s. u.). Vermutlich ist diese Art im allgemeinen nach der Erstbesiedlung derartig starkem Kon- kurrenzdruck ausgesetzt, daß sie nur vereinzelt gefunden wurde. LÖDERBUSCH (in Vorbe- reitung) fand diese auch für Süddeutschland sehr seltene Art in wenigen Exemplaren in frisch geöffneten Baggergruben, HEBAUER (1974) stellte die Art dominant in Kiesgruben mit lehmigem Grund im Bereich der Donau (Bayern) fest. Leider fehlen Angaben zum Alter der Gewässer und zur zeitlichen Besiedlung.

6. Die Aufnahme von Schwermetallen durch die aquatische Makrofauna

Das Fehlen von aquatischen Makrovertebraten mit Tracheenkiemen- oder Hautat- mung in den stark belasteten Kleingewässern des Untersuchungsgebietes wurde mehr- fach hervorgehoben und ist sehr wahrscheinlich direkt auf die Anwesenheit der Schwer- metalle und deren Primärwirkung oder auf die Sekundärwirkung über die Algenflora und die fehlenden Makrophyten zurückzuführen. In diesen Untersuchungsgewässern lag die Sauerstoffsättigung stets um 100 %, im Gegensatz zu den beschatteten Waldgewässern (25, 26), in denen die größte Artenzahl mit relativ gleicher Besiedlungsdichte vorhanden war und in denen auch Cladoceren und Copepoden gefunden werden konnten.

Die Dominanz der Arten, die an der Wasseroberfläche die Atemgase austauschen, ist im gesamten Untersuchungsgebiet auffällig. So ist die Arten- und Individuenzahl der aquatischen Coleoptera, im besonderen der Hydradephaga, der Hydrocorisae und der Gerromorpha (beide Heteroptera) deutlich gegenüber Nachbarbiotopen unterschieden. Diese Verteilung legt die Vermutung nahe, daß eine Aufnahme und eine damit verbun- dene Beeinflussung des Organismus durch Schwermetalle über die Atmungsorgane er- folgt. Die Versuche CARPENTERS (1926) über das Vorkommen von Gruppen mit Tra- cheenkiemen und Hautatmung (z. B. Trichoptera) in weniger mit Schwermetallen bela- steten Gewässern bestätigen dies (s. o.). FÖRSTNER & MÜLLER (1974) weisen ebenfalls die Aufnahme von Schwermetallen über Atmungssysteme bei Fischen nach, d. h. die Auf- nahme der Schwermetallionen erfolgt über die Kiemenmembran und hat deren Anreiche- rung im Körper (Nervensystem, Leber usw.) zur Folge. LAURIE & JONES (1938) geben für den Stichling (*Gasterosteus aculeatus*) als kritische Grenze 0,10 ppm Blei an, eine Kon- zentration, die im Gebiet des Breiniger Berges in zahlreichen Gewässern erreicht wird. In dieser Konzentration überlebten die Fische nur 14 Tage, sofern sie nicht vorher in Frischwasser überführt wurden. Aus diesen Angaben und den Befunden des Untersu-

chungsgebietes ist zu schließen, daß die Anwesenheit von Blei der primär kritische Faktor ist und die Organismen durch Blei am stärksten beeinflusst werden, daß jedoch die zusätzliche Anwesenheit von Zink die Wirkung beschleunigt oder erhöht (CARPENTER 1926).

Untersuchungen über die Lagerung der Schwermetalle im Körper von Wirbellosen fehlen. Vermutlich werden auch hier diese Ionen gegen die wichtigen Kalium- und Calciumionen ausgetauscht, was zu einer Blockierung der physiologischen Vorgänge führt. FÖRSTNER & MÜLLER (1974) weisen darauf hin, daß ein geringer Sauerstoffgehalt des Mediums die Toleranzgrenze der Belastbarkeit an Schwermetallen weit herabsetzt. Dies ist in Verbindung mit den Versuchen CARPENTERS (1926) zu sehen, der ausschließlich Fließgewässer mit hohen Sauerstoffsättigungswerten untersuchte. Die Toleranzgrenzen liegen dort vermutlich höher als in stehenden Gewässern.

Die Aufnahme der Schwermetalle über die Nahrung der Wasserorganismen ist zwingend und führt auch sicher in den Endgliedern zu einem Summationseffekt. Die algizide und bakterizide Wirkung dieser Ionen (FÖRSTNER & MÜLLER 1974) führt zu einer Verarmung der Florenelemente. Das Vorkommen einiger phytophager Corixiden (Heteroptera) – meist Algenfresser – beweist allerdings das Vorhandensein von Algen in den belasteten Gewässern, die Tiere müssen demnach größere Toleranz gegenüber Schwermetallen besitzen. Die Endlagerung in räuberischen Wasserkäfern, *Sialis*-Larven und *Aeschna*-Larven führt möglicherweise zur Verzögerung von Imaginalhäutung oder Puppenruhe oder zum Absterben größerer Populationsanteile, hat aber individuell keine beobachtbare Auswirkung. Über das Imaginalverhalten und deren erfolgreiche Reproduktion lassen sich keine Aussagen machen, ebensowenig über den Anteil nicht „erfolgreicher“ Larven.

Der Einfluß der Schwermetalle auf den Organismus konnte am Beispiel von *Aeschna cyanea* Larven geprüft werden (WEIMANN 1979). Abbildung 7 gibt den Zusammenhang zwischen den Larven und deren Häufigkeit und der jeweiligen Cadmiumkonzentration an. Eine Kurve mit den Werten für Bleiionenkonzentrationen würde ähnlich verlaufen.

Jeweils 6 *Aeschna*-Larven gleicher Altersstufe wurden einem Gewässer entnommen und als Hungerstadien in Hälterungsgefäße gleicher Größe gebracht. Diese Tiere wurden während des ganzen Versuchs, der zum Teil von WEIMANN (1979) durchgeführt wurde, nicht gefüttert (eine Aufnahme von Schwermetallen über die Beutetiere unterblieb dadurch), beeinflusste die Tiere jedoch nicht. Die Hälterungsgefäße wurden belüftet oder nicht belüftet beim Test der Atmungsfrequenz. Jeweils drei verschiedene Schwermetallionenkonzentrationen wurden ausgewählt, wobei die niedrigste Konzentration den durchschnittlichen Werten des Breiniger Berges entspricht. Die Konzentrationen wurden in den drei durchgeführten Ansätzen jeweils verdoppelt (Lösung: $ZnCl_2$, $PbCO_3$, $CdSO_4$, Aqua dest.). In allen drei Versuchsreihen mit Schwermetallen trat eine frühzeitige Mortalität ein (Abb. 8), wie die vier Vergleichstiere zeigen, die auch nach 110 Tagen noch lebten. Für den Versuch wurden hohe Konzentrationen an Schwermetallen gewählt. Da eine gegenseitige Beeinflussung durch Hemmung oder Addition der Giftwirkung nicht ausgeschlossen werden kann (MACAN 1974), wurden in Anlehnung an die Konzentrationen in den Untersuchungsgewässern die prozentualen Anteile der Schwermetalle entsprechend kombiniert und bei Erhöhung der Konzentration der Prozentsatz beibehalten.

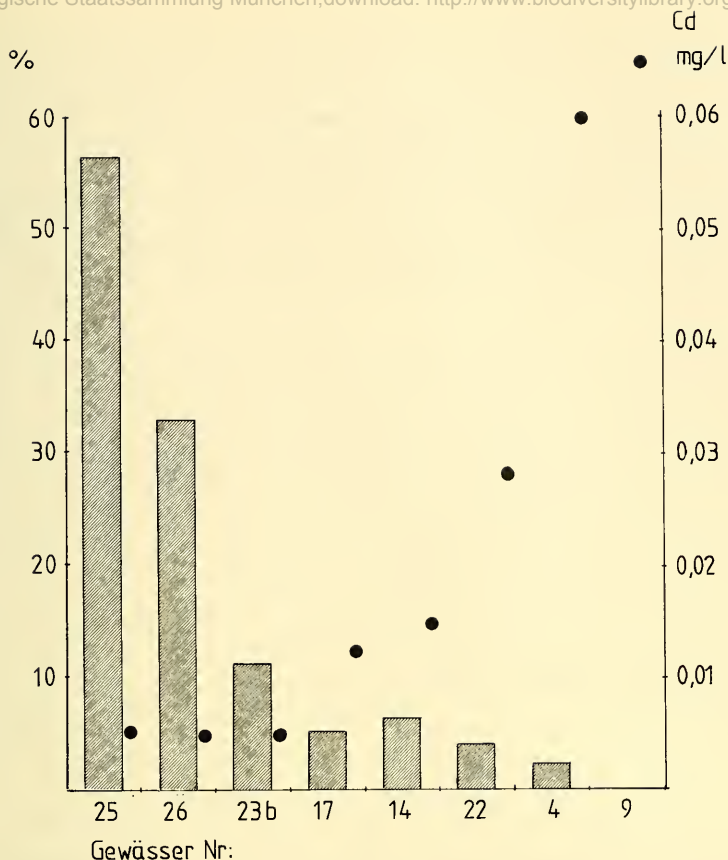


Abb. 7: Relative Abundanzen (schraffierte Flächen) von *Aeshna cyanea* Müll. Larven und durchschnittliche Cd-Konzentrationen verschiedener Wohngewässer (nach WEIMANN 1979, nicht publiziert). – Relative abundances (hatched planes) of *Aeshna cyanea* Müll. larvae and Cd-concentrations on an average of different ponds (adapted from WEIMANN 1979, not published)

Eine direkte Abhängigkeit der Mortalität vom Schwermetallgehalt ergibt sich nicht. Im Versuch lebten die Tiere im Medium II (Abb. 8) länger als die in der niedrigeren Konzentration, jedoch erreichte keine der Larven eine den unbelasteten Tieren gleichkommende Lebenszeit. Dies kann verständlicherweise auch auf die vermutlich veränderte Energiebilanz im Organismus zurückzuführen sein, d. h. Larven in belasteten Gewässern sind auf Beutetiere ständig angewiesen, um der Belastung durch die Schwermetalle durch stetige Energieaufnahme zumindest zeitweilig zu widerstehen. Hier wäre dann die frühe Mortalität durch Nahrungsmangel zu erklären.

Vergleicht man die Mittelwerte der Atemfrequenz der normalerweise im Medium durch die Rektalkiemien atmenden Larven (vergrößerte Oberfläche des Enddarmes mit durchlässiger Cuticula), so ist ein deutlicher Abfall dieses Atmungsanteiles in den Versuchen mit Schwermetallen zu sehen (eigene Untersuchungen). *Aeshna*-Larven sind neben

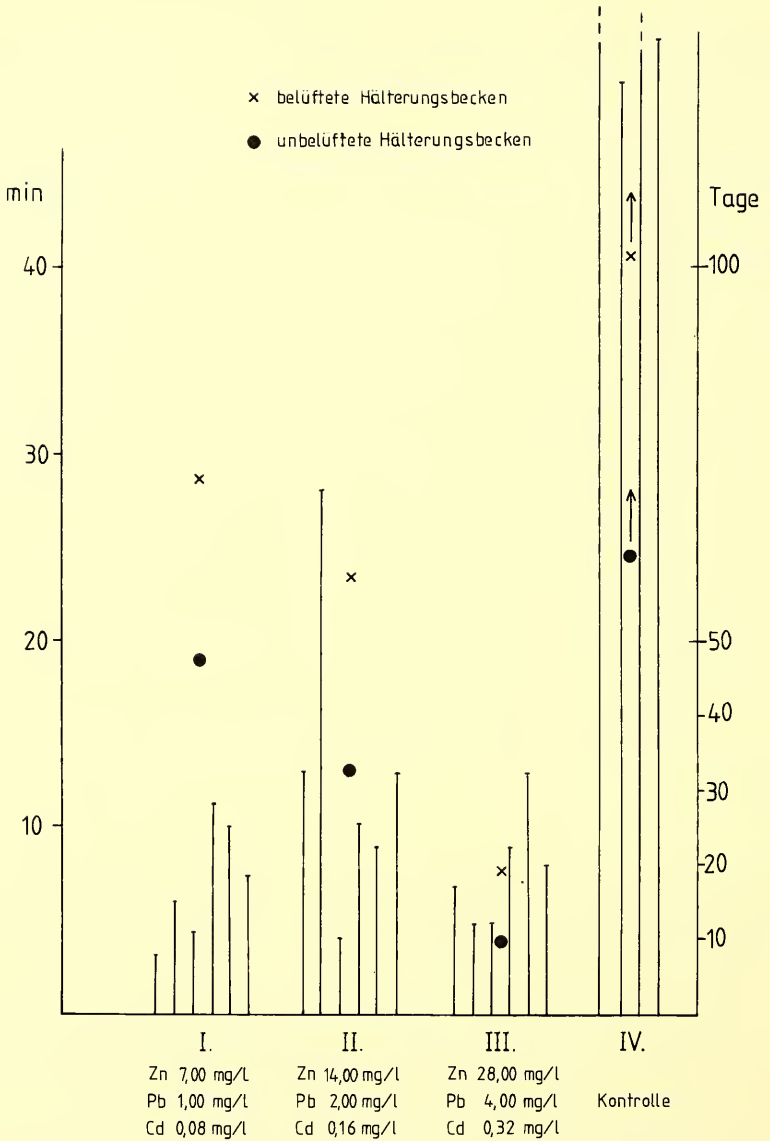


Abb. 8: Überlebensdauer (Tage) von jeweils 6 *Aeshna cyanea* Müll. – Larven in verschiedenen gelösten Schwermetallkonzentrationen. IV. – Kontrollversuch mit entchlortem Leitungswasser (4 Individ.). Intervalle der Atmung (min.) atmosphärischer Luft an der Wasseroberfläche. – Survival continuance (days) of 6 *Aeshna cyanea* Müll. – larvae in different ion concentrations of heavy metals. IV. control test with topwater without chlorine (4 indiv.). Frequency of breathing atmospheric air at the surface of water (min.).

diesem Atmungstyp befähigt, auch atmosphärische Luft in den Enddarm aufzunehmen (WESENBERG-LUND 1943). So zeigt sich, daß die Intervalle dieses Atmungstyps mit steigendem Schwermetallgehalt abnehmen bzw. kürzer werden, d. h. daß diese Larven vermutlich keine Atmung im Medium mehr vornehmen (Abb. 8). Die angegebenen Vergleichswerte (Abb. 8 – IV) aus belüfteten und unbelüfteten Hälterungsgefäßen, beziehen sich auf die geringsten Atemfrequenzwerte einer Larve (jeweils zwei Larven getestet). Der Einfluß der Schwermetalle auf die Tracheenkiemenatmung ist durch das Fehlen der Arten mit diesem Atmungstyp (Ausnahme *Sialis*-Larven) und durch das Überwechsell von derartig atmenden Tieren auf einen atmosphärischen Atemmodus etwa bei Libellenlarven bewiesen.

Zu den Ausnahmen der Makrofauna in den schwermetallbelasteten Gewässern des Reiner Berge gehören neben den *Sialis*-Larven (s. o.) die Larven der Gelbbauchunke (*Bombina variegata*), die auch vereinzelt im am stärksten belasteten Tümpel Nr. 9 nachgewiesen werden konnten, ebenso wie im Tümpel Nr. 2, 3, und 4. Deutlich war hier zu beobachten, daß die Tiere, Erwachsene waren hier deutlich seltener als in den anderen offenen und stets sonnenexponierten Kleingewässern mit Schlammgrund, sich meist an der Wasseroberfläche aufhielten und atmosphärische Luft aufnahmen und demnach vermutlich die Atmung durch die inneren Kiemen trotz des reichlich vorhandenen gelösten Sauerstoffs zurückgedrängt wurde. Wie die Individuen trotz des geringen Algenwachstums und in Konkurrenz zu den sehr häufigen algenfressenden Corixiden überleben, ist nicht bekannt, ebensowenig wie zahlreiche Faktoren, die im Laborversuch nicht nachvollziehbar sind. So sind Toleranzgrenzbestimmungen, die in Laborversuchen ermittelt werden (KLOKE 1972), nicht auf Freilandverhältnisse übertragbar, in denen sehr komplexe biozotische Bedingungen herrschen.

7. Zur Dominanz der Primärbesiedler (r-Strategen)

Die Frage der Primärbesiedlung ist bis heute umstritten, da nicht zu entscheiden ist, inwieweit eine Art den neugeschaffenen Lebensraum optimal nutzt und kurze Entwicklungszeiten benötigt, um dann nach der Fortpflanzungsperiode und der Reproduktionsphase den Lebensraum, der sich ständig verändert, wie etwa neu entstandene Kleingewässer (z. B. Kiesgruben), wieder zu verlassen (REMMERT, 1978). Ob konkurrierende Sekundärbesiedler zu diesem Verlassen den Anstoß geben oder die Primärbesiedler durch allgemeine Veränderungen des Lebensraumes, wie etwa aufkommender Pflanzenwuchs, das Habitat „freiwillig“ verlassen, ist nicht zu klären. Es ist zu vermuten, daß die Primärbesiedler kürzere Reproduktionsphasen besitzen als verwandte Arten, die als Dauerbesiedler oder Sekundärbesiedler anzusprechen sind (REMMERT, 1978). Auffällig ist der dominierende Anteil der Primärbesiedler an räuberischen flugfähigen Arten, die nachfolgende Individuen als Beutetiere abfangen, sich also energetisch einen Neubesiedlungsfreiraum schaffen. Natürlich werden auch andere räuberische Primärbesiedler angegriffen, oder es tritt, wie z. B. bei carnivoren Wasserkäfern, bei zu dichtem Besatz zwischen den einzelnen Entwicklungsstadien Kanibalismus auf. Dies würde demnach zu einer Selbstregulierung für zukünftige Generationen führen, die jedoch im Wohngewässer der Elterngeneration nicht bleiben, da sie neue Biotope primär besiedeln. Demgegenüber erwähnt REMMERT (1978), daß die Intra- und die Interspezifische Konkurrenz bei Primärbe-

siedlern nur gering ausgeprägt ist. Es erscheint wahrscheinlich, daß die Primärbesiedler zwar zunächst als erste das Gewässer bewohnen, dieses aber, da vermutlich die Lebensbedingungen sich verbessern – Algenwachstum, Wasserpflanzen, Beutetiere im Gewässer – nicht verlassen wollen, sondern zum Verlassen durch Fußfassen der Sekundärbesiedler und deren Konkurrenz gezwungen werden. Die verkürzte Reproduktionsphase wäre eine mögliche Anpassung an diese Bedingungen.

In den Untersuchungen zeigt sich, daß die Schlüpfphase bzw. die Abfolge der Generationen in den schwermetallbelasteten Gewässern deutlich verzögert ist. So zeigen WENTSEL et al. (1977, 1978) neben einer Abnahme der Gesamtpopulation an Chironomiden in schwermetallhaltigen Sedimenten (Laborversuche) eine deutlich verzögerte Schlüpfrate. Diese Emergenzmessungen beziehen sich auf Sedimentwerte (1030 ppm Cd, 17 300 ppm Zn, 1640 ppm Cr), die für Zink und Cadmium deutlich unter denen des Untersuchungsgebietes liegen. Im Gebiet des Breiniger Berges kann man demnach auch Beeinträchtigungen der Schlüpfzeiten erwarten, deren Abhängigkeit vom Schwermetallgehalt zu prüfen wäre. Auffällig ist das frühe Auftreten der Imagines von *Aeschna cyanea* Ende Mai (1977, 1978) bis Anfang Juni (1979), die sonst erst Mitte Juli erscheinen. Es wäre möglich, daß die normale 2jährige Entwicklung sich bis zum Frühjahr des dritten Jahres verzögerte. Eine Verkürzung der Entwicklungszeit, die eine bei reichlichem Nahrungsangebot Verringerung des Kontaktisikos mit dem schwermetallhaltigen Medium bedeutet, scheint auf Grund von Altersstrukturen der Larven ausgeschlossen. Erstaunlich sind die Maximalgrößen der aquatischen Käfer, die als Primär- und in Folge als Dauerbesiedler schwermetallhaltiger Gewässer angesehen werden können (Abb. 4). So erreichen *Coelambus confluens* (3,1–3,5 mm), *Agabus nebulosus* (8,5–9,2 mm) und *Guignotus pusillus* (2,2–2,4 mm) Größen, die bis zu 4 mm über denen der Literaturangaben liegen (BALFOUR-BROWNE 1940, ZIMMERMANN 1930–1939, SCHAEFLEIN 1971). Dies ist vermutlich eine Folge der verlängerten Entwicklungszeit und der fehlenden Konkurrenz. Wahrscheinlich ist auch bei anderen Insektengruppen der Eintritt in die Reproduktionsphase verzögert, was den Primärbesiedlern in den Untersuchungsgewässern mit erhöhten Schwermetallkonzentrationen die Möglichkeit eröffnet, ihre Generationsfolge erfolgreich zu beenden, ohne von nachrückenden Arten aus anderen Habitaten verdrängt zu werden, die in diesen Tümpeln möglicherweise auf Grund der Schwermetalle gehemmt werden. So ist z. B. *Coelambus confluens* (Abb. 4) in den freien Gewässern mit schlammigem Grund ganzjährig nebst Larve anzutreffen, was in anderen „Primärbesiedler-Biotopen“ nicht möglich ist (s. o.). Dies kann jedoch auch sekundär über die Beeinflussung der Schwermetalle auf das Pflanzenwachstum erfolgen, das den Tümpel in seinem Charakter bestehen läßt, das dann jedoch auch die Produktivität der Beuteorganismen herabsetzt. Diese würden dann ebenfalls durch den dominanten Primärbesiedler genutzt, was die Besiedlung durch andere Räuber ebenfalls behindert.

8. Literatur

- BALFOUR-BROWNE, F. 1940: British Water Beetles. – Vol. I., London
- BROWN, B. E. 1977a: Uptake of copper and lead by a metal tolerant isopod *Asellus meridianus* Rac. – Freshwater biol. 7: 235–244
- — 1977b: Effects of mine drainage on the river Hayle Cornwall. A: Factors affecting concentrations of copper, zinc and iron in water, sediments and dominant invertebrate fauna. – Hydrobiologia 52: 221–233
- BRYAN, G. W., L. G. HUMMERSTONE 1977: Indicators of heavymetal contamination in the Looe Estuary (Cornwall) with particular regard to silver and lead. – J. mar. biol. Ass. U. K. 57: 75–92
- CARPENTER, K. E. 1926: The lead mine as an active agent in river pollution. – Annals of applied Biology 13: 395–401
- ERNST, W. 1974: Schwermetallvegetation der Erde. – Stuttgart
- FÖRSTNER, U., G. MÜLLER 1974: Schwermetalle in Flüssen und Seen als Ausdruck der Umweltverschmutzung. – Berlin, Heidelberg, New York
- FÖRSTNER, U., G. WITTMANN 1979: Metal pollution in the aquatic environment. – Berlin, Heidelberg, New York
- GARDNER, W. S., D. R. KENDALL, R. R. ODOM, H. L. WINDOM, J. A. STEPHENS 1978: The distribution of methyl mercury in a contaminated salt marsh ecosystem. – Environ. Pollut. 15: 243–251
- GROTH, P. 1971: Untersuchungen über einige Spurenelemente in Seen. – Arch. f. Hydrobiol. 68: 307–375
- HARDING, J. P. C., B. A. WHITTON 1977: Environmental factors reducing the toxicity of zinc to *Stigeodonium tenue*. – Br. phycol. J. 12: 17–21
- HEBAUER, F. 1974: *Potamonectes canaliculatus* Lac. in Bayern autochthon! (Coleoptera, Dytiscidae). – Nachrichtenbl. d. Bayer. Ent. 23: 28–30
- IKUTA, K. 1967: Studies on the accumulation of heavy metals in aquatic organism. 1. On the copper contents in oysters. – Bul. Jap. Soc. scient. Fish. 33: 405–409
- JONES, J. R. E. 1958: A further study of zinc-polluted river Ystwyth. – Journ. Anim. Ecology 27: 1–14
- KLOKE, A. 1972: Zur Anreicherung von Cadmium in Böden und Pflanzen. – Landw. Forsch. 27: 200–206
- KOCH, K. 1968: Käferfauna der Rheinprovinz. – Decheniana Beihft. 13: 1–382
- KREUZER, R. 1940: Limnologisch-ökologische Untersuchungen an holsteinischen Kleingewässern. – Arch. f. Hydrobiol. Suppl. X Heft 1: 359–572
- LAURIE, R. D., J. R. E. JONES 1938: The faunistic recovery of a leadpolluted river in North Cardiganshire. – Journ. Anim. Ecology 7: 272–289
- LLOYD, R. 1960: The toxicity of Zinc-sulfate to Rainbow-trout. – Annals of applied Biology 48: 84–94
- LÜDERBUSCH, W.: Zur Besiedlung neu geschaffener Kleingewässer im oberschwäbischen Raum (Sigmaringen) durch Wasserkäfer (Arbeitstitel) – in Vorbereitung.
- MACAN, T. T. 1974: Freshwater Ecology. – London
- MANLY, R., W. O. GEORGE 1977: The occurrence of some heavymetals in populations of the freshwater mussel *Anodonta anatina* (L.) from the river Thames. – Environment Pollut. 14: 139–154
- REMMERT, H. 1978: Ökologie, Ein Lehrbuch. – Berlin, Heidelberg, New York
- SAVELSBERGH, E. 1976: Die vegetationskundliche Bedeutung und Schutzwürdigkeit des Breiniger Berges bei Stolberg (MTB 5203) unter Berücksichtigung geologischer und geschichtlicher Aspekte. – Gött. Florist. Rundbriefe 9: 127–233

- SAY, P. J., B. A. WHITTON 1977: Influence of zinc on lotic plants. I. Tolerance of *Hormidium* species to zinc. – Freshwater Biol. 7: 357–376
- — 1977: Influence of zinc on lotic plants. II. Environmental effects on toxicity of zinc to *Hormidium rivulare*. – Freshwater Biol. 7: 377–384
- SCHAEFLEIN, H. 1971: Dytiscidae, echte Schwimmkäfer. In: Freude, Harde, Lohse: Die Käfer Mitteleuropas. – Bd. 3: 16–89, Krefeld
- SCHWEIGER, G. 1957: Die toxicologische Einwirkung von Schwermetallsalzen auf Fische und Fischnährtiere. – Arch. Fischereiwissenschaft 8: 54
- SCHWICKERATH, M. 1931: Das Violetum calaminariae der Zinkböden in der Umgebung Aachens (Originalmanuskript). – Beiträge zur Naturdenkmalpflege 14: 463–503
- — 1954: Die Landschaft und ihre Wandlung auf geobotanischer und geographischer Grundlage, entwickelt und erläutert im Bereich des Meßtischblattes Stolberg. – Aachen
- THIENEMANN, A. 1958: Verbreitungsgeschichte der Süßwassertierwelt Europas. – Die Binnengewässer 18: 1–809
- VORBRÜGGEN, M. 1979: Ökologisch-faunistische Untersuchungen zur Wasserkäferfauna des Breiniger Berges. – (Schriftliche Hausarbeit zur ersten Staatsprüfung für das Lehramt am Gymnasium. RWTH Aachen, unveröffentlicht: 1–84)
- WEIMANN, H. 1979: Ökologisch-faunistische Untersuchungen zur Wasserinsektenfauna am Breiniger Berg (ausgenommen Coleoptera und Diptera). – (Schriftliche Hausarbeit zur ersten Staatsprüfung für das Lehramt am Gymnasium, RWTH Aachen, unveröffentlicht: 1–108)
- WENTSEL, R., A. MCINTOSH, V. ANDERSON 1977: Sediment contamination and benthic macroinvertebrate distribution in a metal – impacted lake. – Envir. Pollut. 14: 187–193
- WENTSEL, R., A. MCINTOSH, G. ATCHINSON 1977: Sublethal effects of heavy metal contaminated sediment on midge larvae (*Chironomus tentans*). – Hydrobiologia 56: 153–156
- — 1978: Evidence of resistance to metals in larvae of the midge *Chironomus tentans* in a metal contaminated lake. – Bull. envir. Contam. Toxicol. 20: 451–455
- WENTSEL, R., A. MCINTOSH, W. P. MCCAFFERTY 1978: Emergence of the midge *Chironomus tentans* when exposed to heavy metal contaminated sediment. – Hydrobiologia 57: 195–196
- — & G. ATCHINSON, V. ANDERSON 1977: Avoidance response of midge larvae (*Chironomus tentans*) to sediments containing heavy metal. – Hydrobiologia 55: 171–175
- WESENBERG-LUND, C. 1943: Biologie der Süßwasserinsekten. – Berlin
- WOOD, J. M. 1974: Biological cycles for toxic elements in the environment. – Science 184: 1049–1052
- ZIMMERMANN, A. 1930–1939: Monographie der paläarktischen Dytisciden. I. Noterinae, Laccophilinae, Hydroporinae 1. Teil – Koleopterolog. Rundsch.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Ernst-Gerhard Burmeister, Zoologische Staatssammlung,
Maria-Ward-Str. 1b, D-8000 München 19

Angenommen am 7. 11. 1979

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Spixiana, Zeitschrift für Zoologie](#)

Jahr/Year: 1980

Band/Volume: [003](#)

Autor(en)/Author(s): Burmeister Ernst-Gerhard

Artikel/Article: [Die aquatische Makrofauna des Breiniger Berges unter besonderer Berücksichtigung des Einflusses von Schwermetallen auf das Artinventar 59-90](#)