

Wissenschaft

Österreichs Fischerei

Jahrgang 49/1996

Seite 11–26

I. Butz, M. Rydlo

Fischbiologische Untersuchungen in einigen versauerungsgefährdeten Bächen des nördlichen Mühlviertels (Oberösterreich)

Einleitung

Der zeitliche Verlauf einer Gewässerversauerung läßt sich in stehenden Gewässern aus den in den übereinandergelagerten Sedimentschichten eingeschlossenen Organismenresten und der Analyse der Zerfallsprodukte radioaktiver Stoffe ablesen.

Aus Sedimentuntersuchungen an Seen des böhmischen Kristallin (Plöckensteinersee und benachbarter Seen in Tschechien) ist erkennbar, daß anthropogen bedingte Versauerungsprozesse ab Mitte der fünfziger Jahre einsetzten und in den siebziger und Anfang der achtziger Jahre den Höhepunkt erreichten (Moldan 1980, Vesely 1988, Schmidt, Psenner et. al. 1991, Schmidt 1993).

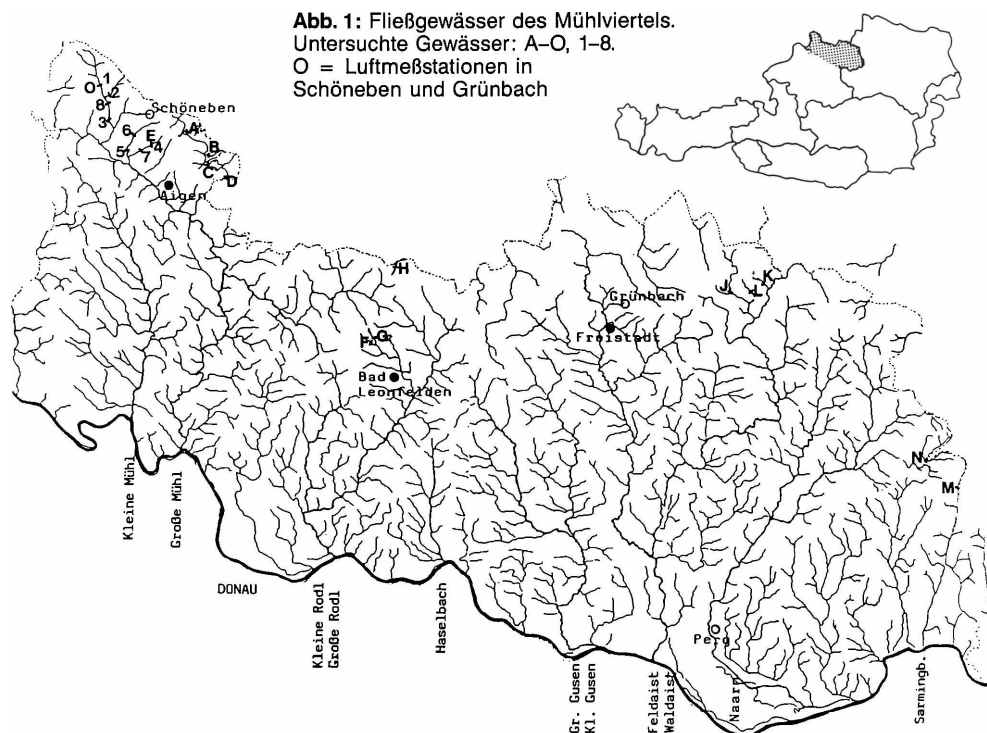
In Fließgewässern gibt es keine Ausbildung von stabil geschichteten Sedimenten. Der historische Ablauf der Versauerung von Fließgewässern kann nur durch den Vergleich eines umfangreichen Datenmaterials verschiedener Jahre und unter Berücksichtigung der klimatischen Erscheinungen erkannt werden. Erstmals hat G. Janauer (1986) den Wasserchemismus von 29 kleinen Fließgewässern in Österreich hinsichtlich der Versauerung in den Jahren 1984–85 untersucht und festgestellt, daß von den im kalkarmen Mühlviertel gelegenen und untersuchten Bächen das Erdalkali-Hydrogencarbonat-Puffersystem erschöpft und ein Absinken des pH-Wertes zur Zeit der Schneeschmelze zu erwarten ist.

In Gewässern des Kristallin geht mit dem Absinken des pH-Wertes eine Zunahme der Konzentration an gelöstem Aluminium und begleitender Schwermetalle einher. Säureschübe bei gleichzeitiger Abnahme der Ionenkonzentration, vor allem an Calcium, erfolgen zur Zeit der Schneeschmelze und Starkregen. Diese klimatisch bedingten Ereignisse wirken sich unmittelbar und relativ kurzfristig auf den Wasserchemismus kalkarmer Gewässer aus (Schwierigkeit der Erfassung bei der Probenahme) und manifestieren sich längerfristig in der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften inklusive der Fischbestände.

Um festzustellen, ob es im Mühlviertel Fließgewässer gibt, deren Fischbestände von der Gewässerversauerung in Mitleidenschaft gezogen sind, wurden kleine Bäche mit vorwiegend bewaldetem Einzugsgebiet und ohne sichtbare oder mit schwacher Beeinträchtigung durch Abwässer und landwirtschaftliche Maßnahmen fischereibiologisch in den Jahren 1986 bis 1988 untersucht. Im Rahmen des COST-Umweltprogrammes der Europäischen Gemeinschaft zur Erfassung der Auswirkungen der Luftschadstoffe und ihrer Reaktionsprodukte auf aquatische Ökosysteme wurden die Untersuchungen an einigen wenigen versauerungsgefährdeten Fließgewässern laut Programmvorgabe der EG in den Jahren 1989–1992 fortgesetzt. Diese Untersuchungen waren Teil mehrerer in Österreich unter der Koordination von Univ.-Doz. R. Psenner (Universität Innsbruck) laufender Projekte, deren Ergebnisse in einem gemeinsamen Bericht vorliegen (BMLF, Wasserwirtschaftskataster 1995).

Untersuchte Gewässer

Von 1986–88 untersuchten vierzehn Bächen (A–O) liegen die meisten nahe der Grenze zu Tschechien (Abb. 1). Die Untersuchungen von 1989–92 wurden an 2 linksufrig in die Große Mühl einmündende Bäche konzentriert (Stelle 1–8), wobei die Untersuchungsstelle 1 im Klafferbach (ehemals O) und Untersuchungsstelle 4 im Ramenaibach (ehemals E) von den früheren Untersuchungen beibehalten wurden. Die geographische Lage und hydrographischen Daten der Untersuchungsstellen sind der Tabelle 1 zu entnehmen.



Untersuchungsmaterial

Wasserproben wurden 3–7mal an den Untersuchungsstellen A–O in den Jahren 1986–88 gezogen und 6–12mal an den Untersuchungsstellen 1–6. Von der Fülle der Daten werden in dieser Arbeit nur der Bereich (Minimum, Maximum) der gemessenen pH-Werte und Leitfähigkeit mitgeteilt (Tab. 2).

Makrozoobenthos: An den Stellen A–N wurden je eine Probe mit einem Fangrahmen nach Surber im August 1986 und/oder September 1987 entnommen. In den Jahren 1989–92 sind an den Probenstellen 1–4 jeweils drei Proben pro Stelle im Frühjahr (nach der Schneeschmelze), Sommer und Winter mit dem Fangzylinder nach Hess entnommen worden. Die Fixierung der Proben erfolgte im Gelände mit Formaldehyd, die Auswertung (Determination, Auszählung und Gewichtsbestimmung) im Labor. Von den Ergebnissen werden nur Individuendichte (Anzahl Tiere pro m^2) und Biomasse (g/m^2 Frischgewicht) sowie das prozentuelle Vorkommen der säureempfindlichen Mollusca (Weichtiere), Crustacea (vorwiegend Bachflohkrebs) und Ephemeroptera (Eintagsfliegen) angeführt (Tab. 2).

Tabelle 1: Wichtigste Kenndaten der Untersuchungsstellen einiger Fließgewässer des Mühlviertels (hydrographische Daten vom Hydrographischen Dienst der OÖ. Landesregierung)

Gewässer	Lage	Wasser- führung	Gewässerbett
Nr. Name/Ort vorherrschendes Gestein		Q l/s	Breite, Tiefe cm
A Kesselbach (ÖK14) bei Kanalstraße, Austraße, Grenze Schiefergneis	14°00' O 48°42' N 760 m SH 1,85 km² EZ	4 NQ 7,5 MNQ 27 MQ 4500 HQ10	55 Min B 170 Max B 112 $\overline{\times}$ B 25 Max T 10 $\overline{\times}$ T
B Riegerbach (ÖK14) an Kanalstraße Schiefergneis	14° 1' O 48°41' N 800 m SH 1,8 km² EZ	3,5 NQ 7 MNQ 25 MQ 4000 HQ10	70 Min B 170 Max B 130 $\overline{\times}$ B 20 Max T 10 $\overline{\times}$ T
C Schröllenbach (ÖK14) bei Semmelau Kanalstraße Schiefergneis	14° 1' O 48°40' N 800 m SH 0,85 km² EZ	1,5 NQ 3,5 MNQ 13 MQ 2500 HQ10	150 Min B 435 Max B 232 $\overline{\times}$ B 50 Max T 12 $\overline{\times}$ T
D Iglbach (ÖK14) bei Oberhaag, Grenze Schiefergneis	14° 2' O 48°40' N 730 m SH 2,7 km² EZ	5 NQ 10 MNQ 40 MQ 4500 HQ10	60 Min B 120 Max B 94 $\overline{\times}$ B 13 Max T 7 $\overline{\times}$ T
E Ramenaibach (ÖK14) Straße Hintenberg Eisgarner- u. Sulzberg Granit	13°56' O 48°41' N 720 m SH 2,4 km² EZ	5 NQ 10 MNQ 45 MQ 4000 HQ10	40 Min B 200 Max B 150 $\overline{\times}$ B 14 Max T 6 $\overline{\times}$ T
F Matzenbach (ÖK15) bei Großtramergr Perlgneis und Feinkorngranit	14°14' O 48°31' N 800 m SH 2,2 km² EZ	5 NQ 11 MNQ 35 MQ 5 HQ10	150 Min B 265 Max B 210 $\overline{\times}$ B 19 Max T 9 $\overline{\times}$ T
G Matzen-Nebenbach (ÖK15) bei Großtrabergr Perlgneis und Feinkorngranit	14°14' O 48°31' N 780 m SH 2,0 km² EZ	3,5 NQ 7 MNQ 32 MQ 4500 HQ10	99 Min B 245 Max B 163 $\overline{\times}$ B 29 Max T 13 $\overline{\times}$ T
H Dürnauerbach (ÖK15) bei Dürnau Weinsberger Granit	14°16' O 48°35' N 780 m SH 2,8 km² EZ	12 NQ 16 MNQ 45 MQ 9000 HQ10	90 Min B 120 Max B 102 $\overline{\times}$ B 35 Max T 20 $\overline{\times}$ T
J Flambach (ÖK17) 1,5 km südl. Hauptstr. von Rosenhof Feinkorngranit	14°40' O 48°33' N 850 m SH 7,4 km² EZ	15 NQ 30 MNQ 90 MQ 8500 HQ10	158 Min B 245 Max B 196 $\overline{\times}$ B 49 Max T 28 $\overline{\times}$ T

(Fortsetzung nächste Seite)

Gewässer Nr.	Name/Ort vorherrschendes Gestein	Lage	Wasser- führung Q l/s	Gewässerbett Breite, Tiefe cm
K	Ilmbach (ÖK17) im Guguwald Feinkorngranit	14°43' O 48°33' N 880 m SH 2,5 km² EZ	4 NQ 8 MNQ 35 MQ 4500 HQ10	70 Min B 135 Max B 105 $\overline{\times}$ B 26 Max T 11 $\overline{\times}$ T
L	Kaltenbach (ÖK17) bei Schöllbruck Feinkorngranit	14°42' O 48°32' N 880 m SH 2,65 km² EZ	4 NQ 10 MNQ 40 MQ 5000 HQ10	110 Min B 227 Max B 153 $\overline{\times}$ B 36 Max T 11 $\overline{\times}$ T
M	Sarmingbach (ÖK35) Finsterstüberl Weinsberger Granit	14°58' O 48°23' N 820 m SH 0,65 km² EZ	1,5 NQ 3 MNQ 10 MQ 2500 HQ10	85 Min B 145 Max B 112 $\overline{\times}$ B 15 Max T 6 $\overline{\times}$ T
N	Grenzbach (ÖK17) bei Ottenschlag Weinsberger Granit	14°55' O 48°23' N 760 m SH 3,6 km² EZ	7 NQ 14 MNQ 50 MQ 8000 HQ10	120 Min B 273 Max B 174 $\overline{\times}$ B 33 Max T 12 $\overline{\times}$ T
O	Klafferbach (ÖK14) Rehberg, oh. Wehr Eisgarner Granit u. Schiefergneise	13°53' O 48°44' N 915 m SH 7,8 km² EZ	15 NQ 420 MQ 6500 HQ10	200 Min B 540 Max B 350 $\overline{\times}$ B 28 Max T 12 $\overline{\times}$ T
1	siehe O			
2	Stinglbach (ÖK14) 10 m oh. Mündung in Klafferbach Schiefergneise	13°53' O 48°44' N 800 m SH 3,0 km² EZ	Rest- wasser 4500 HQ10	60 Min B 300 Max B 220 $\overline{\times}$ B 17 Max T 6 $\overline{\times}$ T
3	Klafferbach (ÖK14) Freundorf/Brücke Eisgarner Granit u. Schiefergneise	13°54' O 48°42' N 640 m SH 17,7 km² EZ	100 NQ 200 MNQ 670 MQ 8500 HQ10	200 Min B 380 Max B 339 $\overline{\times}$ B 38 Max T 21 $\overline{\times}$ T
4	siehe E			
5	Hintenbergerbach (ÖK14) Ulrichsberg/Brücke Weinsberger- u. Sulzberg Granit	13°55' O 48°40' N 580 m SH km² EZ	NQ MNQ 120 MQ HQ10	Min B Max B 200 $\overline{\times}$ B
6	Hintenbergerbach (ÖK14) Hintenberg, Straße Weinsberger- u. Sulzberg Granit	13°35' O 48°41' N 650 m SH km² EZ		Min B Max B 150 $\overline{\times}$ B
7	Ramenaibach (ÖK14) 0,5 stromabw. 4 Eisgarner- u. Sulzberg Granit	13°56' O 48°41' N 685 m SH km² EZ		Min B Max B 100 $\overline{\times}$ B
8	Klafferbach (ÖK14) 0,5 stromabw. 2 Eisgarner Granit u. Schiefergneise	13°53' O 48°43' N 790 m SH	Rest- wasser	Min B Max B 300 $\overline{\times}$ B

Tabelle 2: pH-Wert, Leitfähigkeit und Makrozoobenthos an den Untersuchungsstellen A-O (1986–88) und 1–6 (1989–92) einiger Fließgewässer des Mühlviertels

Nr.	pH-Wert		Leitf. $\mu\text{S}/\text{cm}$			Makrozoobenthos								
						Biomasse pro m^2			Individuen pro m^2					
	Min	Max	Min	Max	(n)	(n)	Min	Max	Min	Max	MOL	CRU	EPH	
							g	g	Stk	Stk	%	%	%	
A	6,00	7,08	30	37	(7)	(2)	2,43	7,11	406	1.540	+	1	13–34	
B	5,35	7,27	26	38	(7)	(2)	2,68	11,53	394	2.130	0	0– 1	8–29	
C	6,10	7,38	26	36	(7)	(2)	2,77	10,47	742	4.430	+	1– 4	11–46	
D	5,90	6,90	28	46	(7)	(2)	3,48	3,58	359	1.900	0	0–10	9–18	
E	5,30	6,39	34	41	(6)	(2)	2,21	6,04	222	1.260	0	0	0	
F	6,63	7,69	80	96	(7)	(2)	10,01	37,66	2.783	6.480	+	58–71	4	
G	5,80	7,35	43	53	(7)	(2)	1,52	20,56	446	1.920	+	26–57	9– 8	
H	5,85	7,08	44	54	(7)	(2)	6,40	33,11	7.689	8.490	+	1–10	1– 9	
J	5,85	7,18	63	79	(7)	(2)	4,38	6,48	560	3.243	2–5	0	7–15	
K	5,10	7,06	82	121	(7)	(2)	2,58	4,79	779	2.180	0	+	2–55	
L	5,83	6,96	55	73	(7)	(2)	4,76	5,14	302	5.280	0	+	1–23	
M	6,42	7,48	54	63	(4)	(1)		17,78		3.099	+	5	23	
N	6,50	7,44	48	63	(4)	(1)		5,03		6.427	0	1	51	
O	6,00	7,55	28	30	(3)	(1)		1,71		1.253	0	0	0	
1	5,90	7,20	27	36	(12)	(11)	3,21	16,39	1.891	14.920	0	+	3–24	
2	6,80	7,13	39	48	(12)	(11)	2,70	13,96	3.239	12.630	+	0–22	1–19	
3	6,41	7,10	31	42	(12)	(11)	4,83	24,28	3.620	26.770	0	0– 1	1–44	
4	4,95	6,40	40	52	(12)	(10)	3,91	16,13	2.566	9.910	+	+	+	
5	6,49	7,12	54	76	(8)	(0)								
6	6,45	7,48	34	47	(6)	(1)		19,17		22.250	+	+	+	

MOL = Mollusca, CRU = Crustacea (vorwiegend Gammarus fossarum), EPH = Ephemeroptera,
+ = Vorkommen vereinzelt

Fischuntersuchung: Eine ca. 100 m lange Teststrecke der Untersuchungsstellen A–N wurde im August 1986 bzw. September 1987 jeweils zweimal mit einem ELIN-Gerät N 2,5 kW elektrisch befishet. Die Befischungen der Teststrecken 1–8 erfolgten mit einem Gleichstromaggregat ELT 61 II 1500 Watt im September/Okttober 1989 (Stelle 1–5), Oktober 1991 (Stelle 1–8) und Juni 1992 (Stelle 4). Im Klafferbach mußte die elektrische Leitfähigkeit durch Salzzugabe erhöht werden. Die gefangenen Fische wurden gemessen, gewogen und einige parasitologisch untersucht.

Ergebnisse und Diskussion

Fischbestand: Die untersuchten Bäche der hochmontanen (über 800 m NN) und/oder montanen (600–800 m NN) Höhenstufe führen raschfließendes, kaltes (im Sommer unter 15° C), sauerstoffreiches (100% O₂-Sättigung) Wasser und sind der Forellenregion zuzuordnen.

Fischarten: Es kommen nur wenige Arten an den insgesamt 20 Untersuchungsstellen vor (Tab. 3a, 3b). Leitfische sind Bachforelle (an 17 Stellen, davon an 7 Stellen ausschließlich) und Bachsaibling (an 11 Stellen, davon an 2 Stellen des Ramenaibaches ausschließlich). An einigen wenigen Gewässern kommen zusätzlich Regenbogenforelle (2 Stellen), Koppe (5 Stellen) und Edelkrebs (1 Stelle) vor. Unter den Salmoniden ist der Bachsaibling resistenter gegenüber Versauerung des Wassers als Bachforelle oder gar Regenbogenforelle.

Tabelle 3a: Fischbestand der Fließgewässer an den Untersuchungsstellen A-O und Parasitierung der Salmoniden

Gewässer Nr. Jahr Datum	A 1986 21. 7.	B 1986 21. 7.	C 1986 21. 7.	D 1986 29. 7.	E 1986 29. 7.	F 1986 15. 7.	G 1986 15. 7.	H 1986 15. 7.	J 1986 28. 8.	K 1986 28. 8.	L 1986 28. 8.	M 1987 4. 8.	N 1987 4. 8.
Bestand g/100 m²	344	589	734	236	318	1007	830	3215	849	95	347	301	928
Bestand g/100 m	385	766	1704	222	350	2115	1353	3279	1665	100	531	337	1623
davon in g/100 m													
Bachforellen BF	385	725	1403	222	0	1951	983	3193	1020	96	531	337	957
Bachsaiibling BS	0	41	296	0	350	0	0	86	0	4	0	0	666
Koppe	0	0	5	0	0	164	370	0	0	0	0	0	0
Edelkrebs	0	0	0	0	0	0	0	0	(645)	0	0	0	0
Bestand Stk./100 m²	41	34	25	12	8	33	40	75	28	36	62	8	32
Bestand Stk./100 m	37	44	57	11	9	69	65	77	56	38	95	9	57
davon in Stk./100 m													
Bachforelle BF	37	42	41	11	0	61	41	74	56	37	95	9	24
Bachsaiibling BS	0	2	12	0	9	0	0	3	0	1	0	0	33
Koppe	0	0	4	0	0	8	24	0	0	0	0	0	0
Edelkrebs	0	0	0	0	0	0	0	0	(52)	0	0	0	0
Parasitierung													
Untersuchte BF+BS	4	3	5	3	3	8	4	5	4	2	1	3	5
<i>Crepidostomum farionis</i>													
Extensität %	50	66	60	33	0	25	50	20	0	50	0	0	40
Intensität Ind./Fisch	1-2	1-10	1-26	1	0	2-3	1-11	10	0	4	0	0	1
<i>Metechinorhynchus truttae</i>													
Extensität %	25	0	33	0	0	88	100	100	0	0	0	0	0
Intensität Ind./Fisch	1	0	1	0	0	3-30	2-31	4-12	0	0	0	0	0

Die **Fischmenge** an 18 Gewässerstellen betrug 9,5–320 kg/ha bzw. 1–64 kg/km (Tab. 3a, 3b) und die Biomassen an Makrozoobenthos (»Fischnährtieren«) 6,0–37,6 g/m² (Tab. 2). Eine direkte Abhängigkeit des Fischbestandes von der Biomasse des Makrozoobenthos ist tendenziell erkennbar (Abb. 2, 3), eine Korrelation läßt sich aber aufgrund des zu geringen Datenumfanges nicht ableiten. Der Fischbestand des Klafferbaches in Klaffer (Stelle 3) war aufgrund der starken und turbulenten Strömung nicht quantitativ erfassbar. Trotz einer Biomasse des Makrozoobenthos von 4,5–11,6 g/m² war der Klafferbach in Rehberg (Stelle 1) fischleer und wies der Ramenaibach in Hinterberg (Stelle E = 4, 4a stromaufwärts und 4b stromabwärts der Straßenbrücke) stark schwankende Fischbestände von 0–39 kg/ha bzw. 0–5 kg/km auf (Tab. 3b). Menge und Gewicht an Fischen und Fischnährtieren in einem Fließgewässer hängen von einer großen Zahl an Umweltfaktoren ab, wie zum Beispiel von der Wasserqualität (Wassertemperatur, Kalkgehalt, Nährstoffgehalt, Schadstoffen), Gewässermorphologie (Gestaltung des Gewässerbettes, Substrat, Gewässerkontinuum), Hydrographie (Höhe und Schwankungen der Wasserführung), dem Einzugsgebiet (Geologie, Boden, Bewuchs, landwirtschaftliche Nutzung) ab. Fehlende und stark schwankende Fischbestände, wie an den beiden zuletzt genannten Untersuchungsstellen (1, E = 4) lassen den Einfluß einer Gewässerversauerung vermuten. Die Gewässerversauerung wird durch das Fehlen von säuresensiblen Arten (z. B. Weichtieren, Bachflohkrebsen und Eintagsfliegen) und in der Zusammensetzung der vorhandenen Makrozoobenthosorganismen bestätigt.

Fischalter: Eier und frischgeschlüpfte Brut sind empfindlicher gegenüber einer Versauerung des Wassers als ältere Fische. Die einsommerigen Salmoniden am Gesamtbestand

Tabelle 3b: **Fischbestand der Fließgewässer an den Untersuchungsstellen 1–8 und Parasitierung der Salmoniden**

Gewässer Nr.	1	1	2	2	3	3	4a	4a	4a	4b	4b	4b	5	5	6	7	8
Jahr	1989	1991	1989	1991	1989	1991	1989	1991	1992	1989	1991	1992	1989	1991	1991	1991	1991
Datum	20.9.	1.10.	20.9.	1.10.	20.9.	20.9.	30.10.	2.10.	9.6.	30.10.	2.10.	9.6.	30.10.	2.10.	2.10.	2.10.	1.10.
Bestand g/100 m²	0	0	660	275	389	257	0	390	69	153	323	95	3208	2706	2219	2817	298
Bestand g/100 m	0	0	1453	605	1318	871	0	479	85	238	500	147	6417	5411	3329	2253	894
davon in g/100 m																	
Bachforellen BF	0	0	1453	530	431	382	0	0	0	0	0	0	4720	2843	1082	0	894
Regenbogenforelle RF	0	0	0	0	704	0	0	0	0	0	0	0	925	393	0	0	0
Bachsaibling BS	0	0	0	75	121	369	0	479	85	238	500	147	565	1658	2247	2253	0
Koppe	0	0	0	0	62	120	0	0	0	0	0	0	206	517	0	0	0
Bestand Stk./100 m²	0	0	16	15	3	3	0	17	3	3	10	3	36	58	71	127	9
Bestand Stk./100 m	0	0	35	32	10	13	0	21	4	4	16	5	71	115	107	127	28
davon in Stk./100 m																	
Bachforelle BF	0	0	35	31	5	2	0	0	0	0	0	0	39	39	27	0	28
Regenbogenforelle RF	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	4	2	0	0	0
Bachsaibling BS	0	0	0	1	1	2	0	21	4	4	16	5	8	24	80	127	0
Koppe	0	0	0	0	3	9	0	0	0	0	0	0	20	50	0	0	0
Parasitierung																	
Untersuchte BF + BS + RF			9		8								7				
<i>Crepidostomum farionis</i>																	
Extensität %			11		25								0				
Intensität Ind./Fisch			3		3–4								0				
<i>Metechinorhynchus truttae</i>																	
Extensität %			0		13								0				
Intensität Ind./Fisch			0		1								0				
<i>Proteocephalus sp.</i>																	
Extensität %			0		13								0				
Intensität Ind./Fisch			0		1								0				

(Abb. 4–7) haben an 6 Untersuchungsstellen einen Anteil an der Individuendichte von 20–76% (A, B, D, K, L, J, 7), an 8 Untersuchungsstellen einen Anteil von 2–10% (C, F, G, H, N, 5, 6), fehlen völlig (E, M, 3, 8) oder bei einem Vergleich der Jahre 1989–92 nur fallweise (Stelle 2, 4).

Parasitierung der Fische

Folgende Darmhelminthen wurden in den untersuchten Salmoniden gefunden:

Crepidostomum farionis im Darm von Bachforelle und Bachsaibling: Die Entwicklung dieser Trematodenart erfolgt über 2 Zwischenwirte: 1. Zwischenwirt ist Pisidium oder Sphaerium, 2. Zwischenwirt ist Gammarus oder Larven von Ephemera danica. Dieser Parasit wurde beim Bachsaibling nur in Bach C und N gefunden und bei der Bachforelle in 10 Bächen mit einer Befallsexstensität von 11 bis 66% und einer Befallsintensität von 1–26 Parasiten pro Fisch (Tab. 3, Abb. 2–3). Aufgrund der geringen Größe dieser Art (1,5–4,5 mm) ist diese relativ leicht zu übersehen, so daß ein negativer Befund nicht unbedingt auf das Fehlen der Zwischenwirte schließen läßt.

Metechinorhynchus truttae wurde nur im Darm von Bachforellen gefunden. Diese Acanthocephalenart entwickelt sich über Gammarus als Zwischenwirt. Da dieser Parasit relativ groß wird (10–40 mm) und durch Speicherung von Carotin auffällig orangerot gefärbt ist, kann dieser Parasit kaum übersehen werden. *Metechinorhynchus truttae*

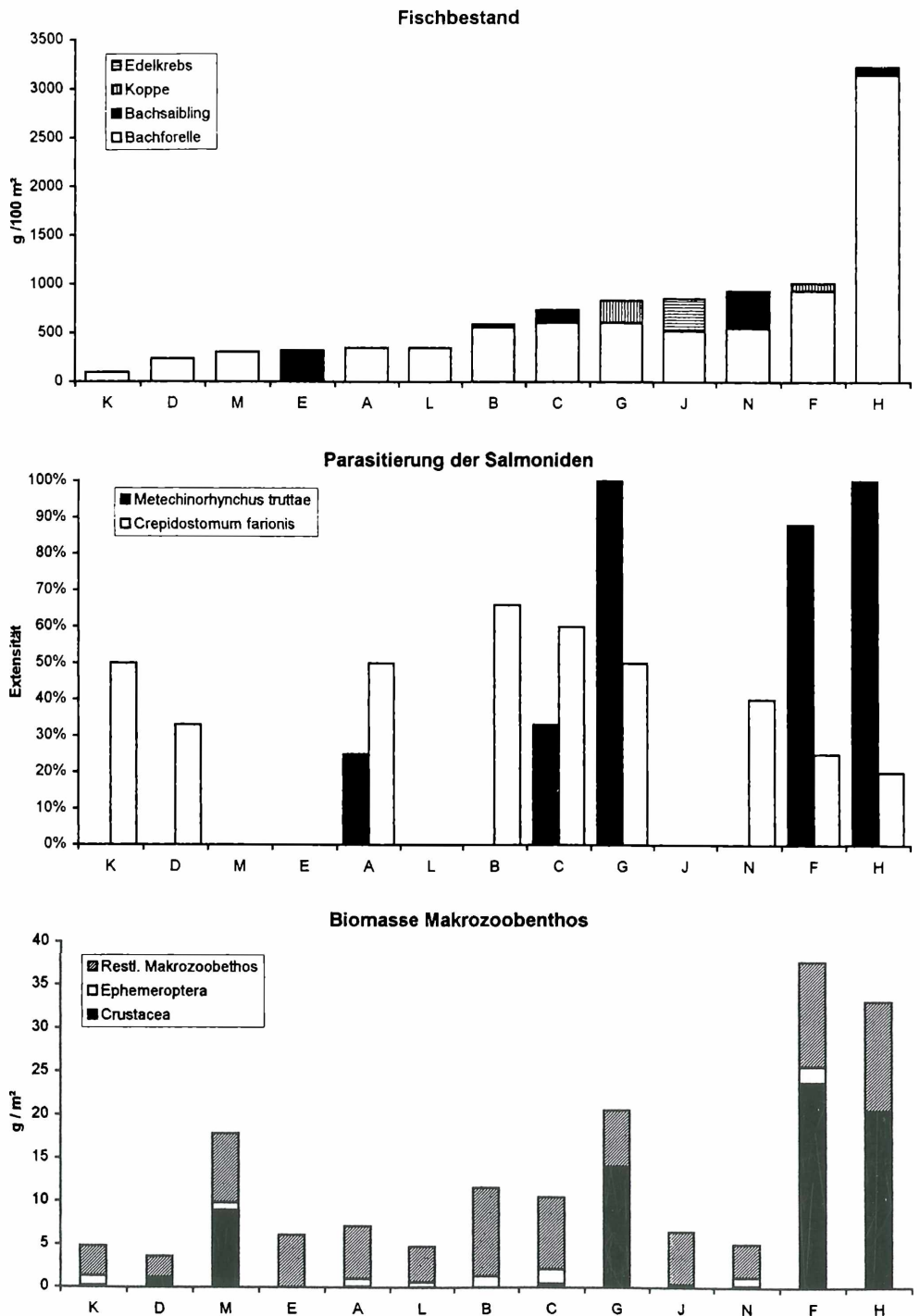


Abb. 2: Fischbestand (g/100 m²), Parasitierung der Salmoniden (Extensität: Anteil befallener Fische in %) und Biomasse an Makrozoobenthos (g/m²) an den Untersuchungsstellen A–L (Herbst 1986) und M–N (Herbst 1987) einiger Fließgewässer des Mühlviertels

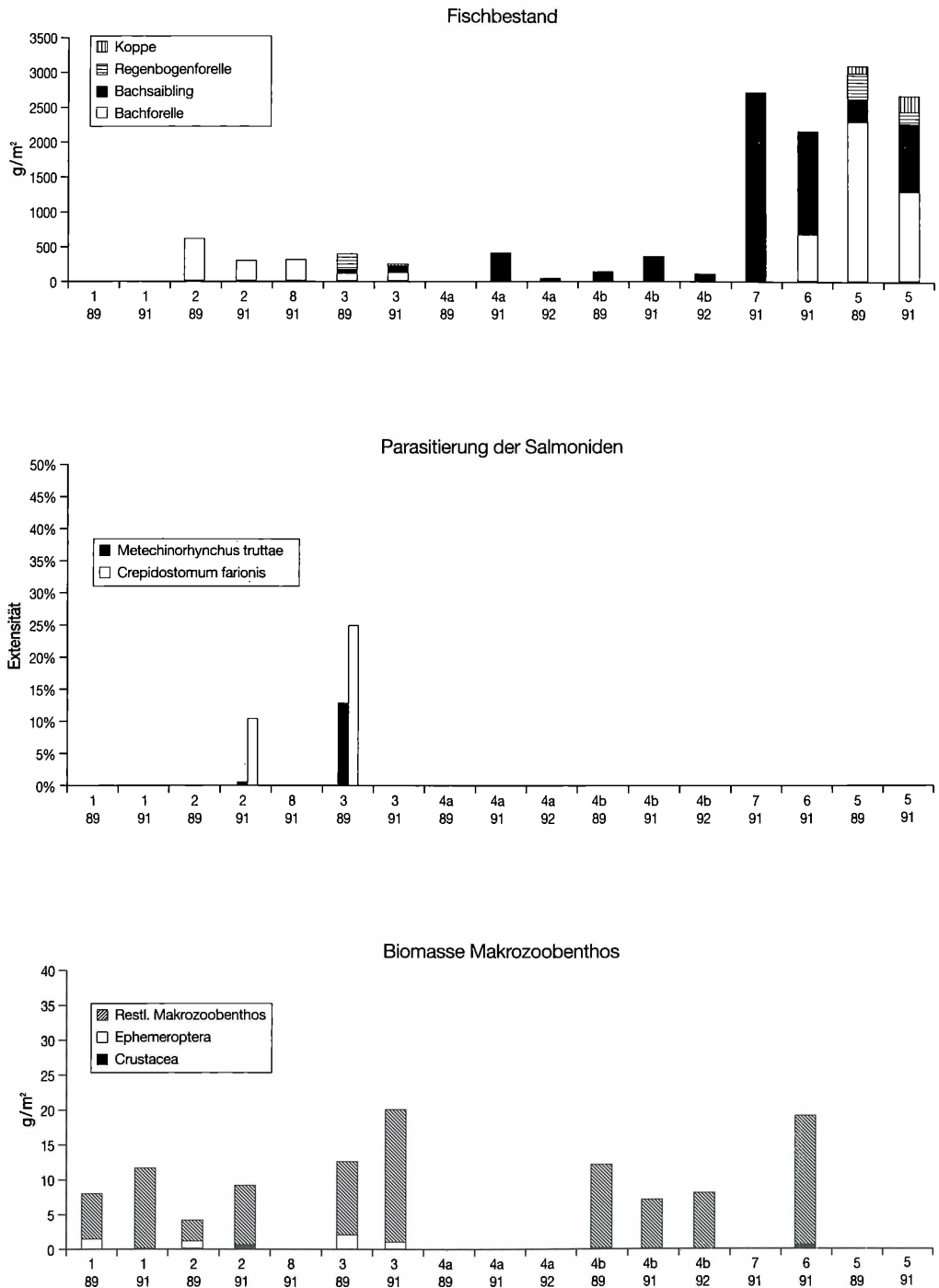
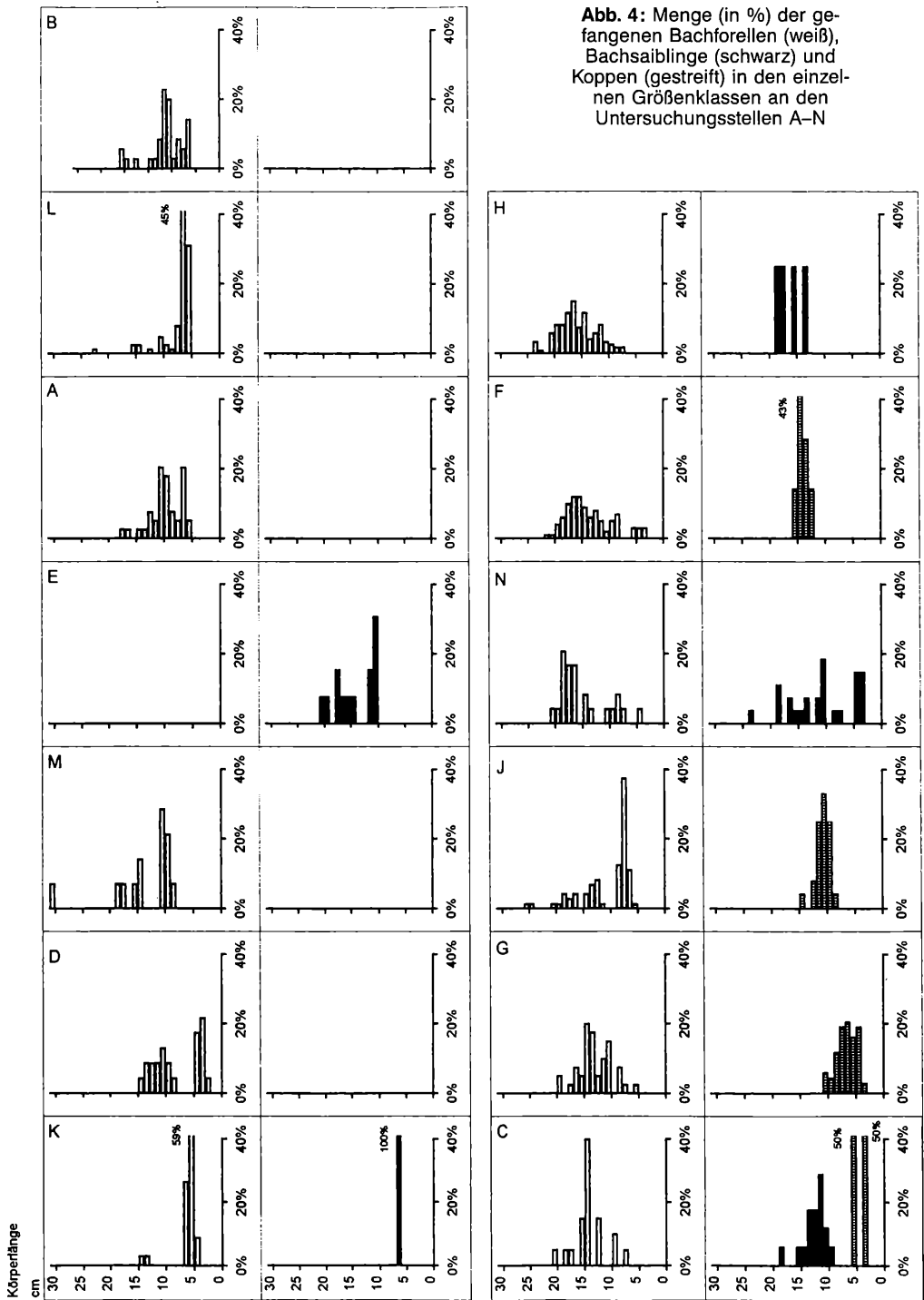


Abb. 3: Fischbestand (g/100 m²), Parasitierung der Salmoniden (Extensität: Anteil befallener Fische in %) und Biomasse an Makrozoobenthos (g/m² jeweiliges Jahresmittel) an den Untersuchungsstellen 1–8 (Herbst 1989–1992) einiger Fließgewässer des Mühlviertels



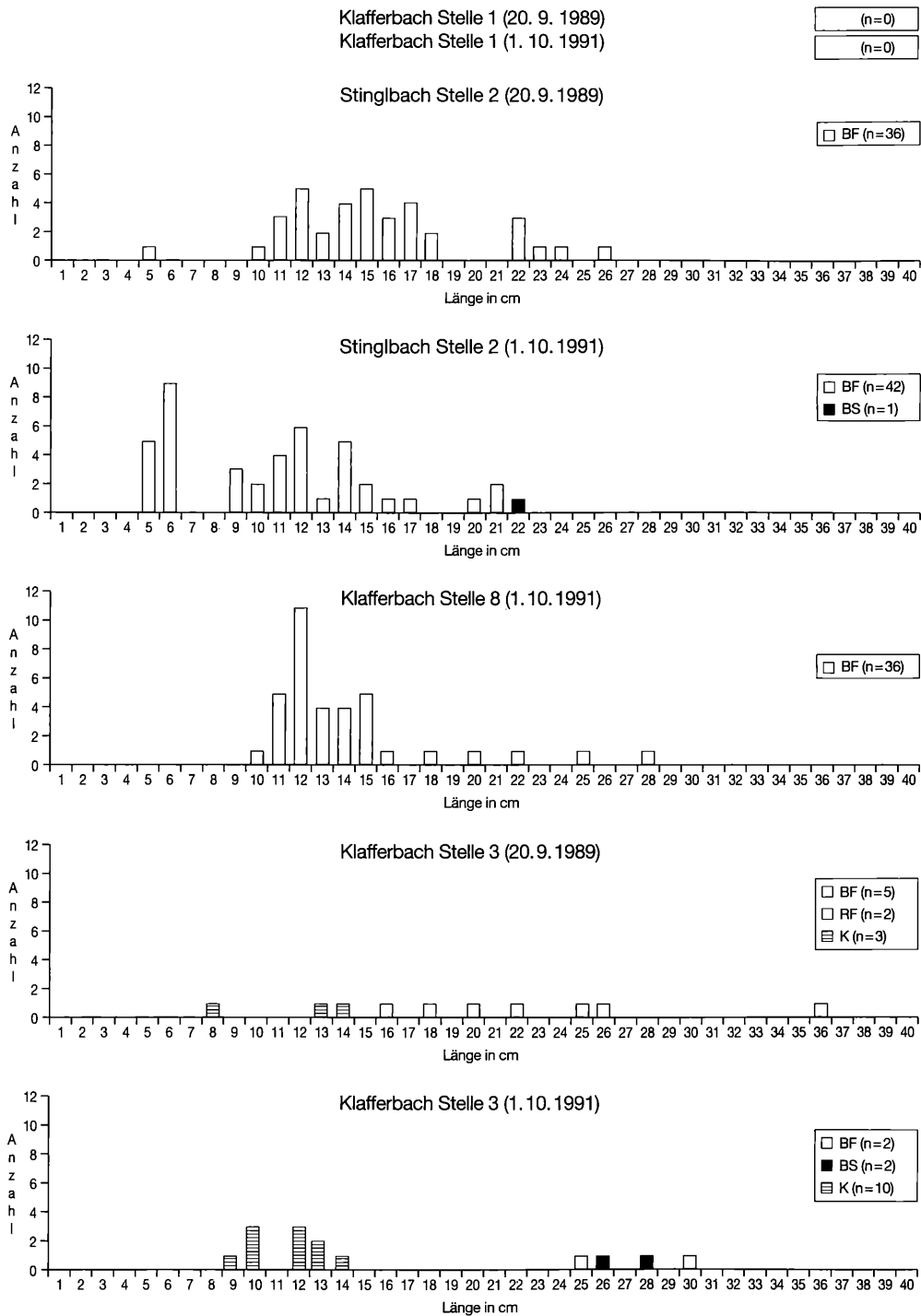


Abb. 5: Längenhäufigkeitsdiagramm der gefangenen Fische des Klaffer- und Stinglbaches vom 20. 9. 1989 und 1. 10. 1991 (BF = Bachforelle, RF = Regenbogenforelle, BS = Bachsaibling, K = Koppe)

wurde in Bachforellen in 6 Bächen (Abb. 2, 3, Tab. 3) gefunden. Die Befallsextenstität lag zwischen 13–100 %, die Befallsintensität zwischen 1–31 Exemplaren pro Fisch. Die höchste Befallsextenstität und -intensität lagen zwischen 88–100 % bzw. 3–31 Parasiten pro Fisch in den Bächen H, G und F. In diesen drei Bächen wurde der höchste Bestand an Fischen und Makrozoobenthos, insbesondere an *Gammarus fossarum*, von allen untersuchten Gewässern gefunden. In den Bächen mit geringer bis fehlender Parasitierung waren auch die Zwischenwirte in geringer Zahl oder nicht vertreten (Stelle B, E = 4, J, K, L, N), mit Ausnahmen bei den Bächen A, C, D, M, 3. So ist aus der Befallsextenstität und -intensität ein Rückschluß auf das Vorkommen von Zwischenwirten der Parasiten möglich. Im vorliegenden Fall ist der Zwischenwirt *Gammarus säureempfindlich*. Mit einer Versauerung eines Gewässers ist ein Rückgang der Zwischenwirte und damit ein Rückgang der Parasitierung der Fische mit diesen Darmhelminthen verbunden.

Einfluß der Gewässerversauerung auf den Fischbestand

Eine Gewässerversauerung wirkt akut toxisch oder chronisch subletal auf Fische durch Störung der Ionenbilanz, der Sauerstoffaufnahme und Regulierung des Säure-Basen-Gleichgewichtes im Blut. Die toxische Wirkung der Wasserstoffionen wird durch die Anwesenheit von Aluminium verstärkt und durch die Anwesenheit von Elektrolyten, insbesondere von Calcium, vermindert. Unter den Aluminiumverbindungen ist das gelöste anorganische Aluminium schädlich für Fische und wirkt in übersättigter Lösung bei pH-Werten von 5,2–5,4 am stärksten toxisch. Die niedrigsten pH-Werte und Calciumkonzentrationen und höchsten Aluminiumkonzentrationen treten in Fließgewässern im Frühjahr zur Zeit der Schneeschmelze auf und damit zur Schlupfzeit der Salmonidenbrut. Die Schädlichkeit der Frühjahrshochwässer, welche eine Abwanderung der Fische in weniger gefährdete Gewässerteile und eine Mortalität des Nachwuchses zur Folge haben kann, und die Zuwandermöglichkeit von Fischen aus anderen Gewässerteilen entscheiden über die Höhe des Fischbestandes (ausführliche Literaturliste siehe Butz 1995).

Eine Oberbodendegradation durch historische Land- und Forstwirtschaft (Streunutzung, Waldbrand, Rodung) und Immissionsbelastungen durch Luftschadstoffe (vorwiegend aus Nord und Nordwest) haben im Einzugsgebiet des Ramenaibaches und Klafferbaches zu Waldschäden (Katzensteiner 1992) und zu Gewässerversauerungen geführt. Das Fehlen eines Fischbestandes des eher schwach versauerten Klafferbaches in Rehberg wird primär auf selten eintretende, periodische Säureschübe zurückgeführt und auf die Unmöglichkeit einer Wiederbesiedlung durch zuwandernde Fische aus stromabwärts gelegenen Gewässerteilen seit der Errichtung einer Wehranlage. Im deutlich versauerten Ramenaibach schwankt der Fischbestand stark und kann völlig fehlen. Nach dem schnee-armen Winter 1991 konnten im Herbst selbst im Ramenaibach einsömmrige Bachsaiblinge angetroffen werden, aber auch im Stinglbach und Hintenbergerbach in Hintenberg waren mehr Jungfische am Gesamtbestand vertreten als im Jahr 1989 (Abb. 5–7).

Beurteilung des Versauerungsgrades der untersuchten Gewässer

Es werden die untersuchten Bäche des Mühlviertels dem vom Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (1992) definierten Säurezustandsklassen zugeordnet. Die Zuordnung der Fließgewässer A–N fällt aufgrund der wenigen Untersuchungsergebnisse schwer und ist daher mit einiger Unsicherheit belastet. Da von den Stellen 5–8 nur der Fischbestand und nicht der Wasserchemismus und das Makrozoobenthos untersucht wurde, ist eine Zuordnung in die Säurezustandsklasse I oder II nicht möglich.

I. Nicht sauer: Der pH-Wert liegt gewöhnlich über 6,5, meistens bei etwa 7, die pH-Minima unterschreiten den Wert von 6,0 in der Regel nicht.

Bachstrecke: A, C, D, F, G, H, M, N, 2. Der Klafferbach in Freundorf (Stelle 3) wird in die Säurezustandsklasse I–II eingestuft.

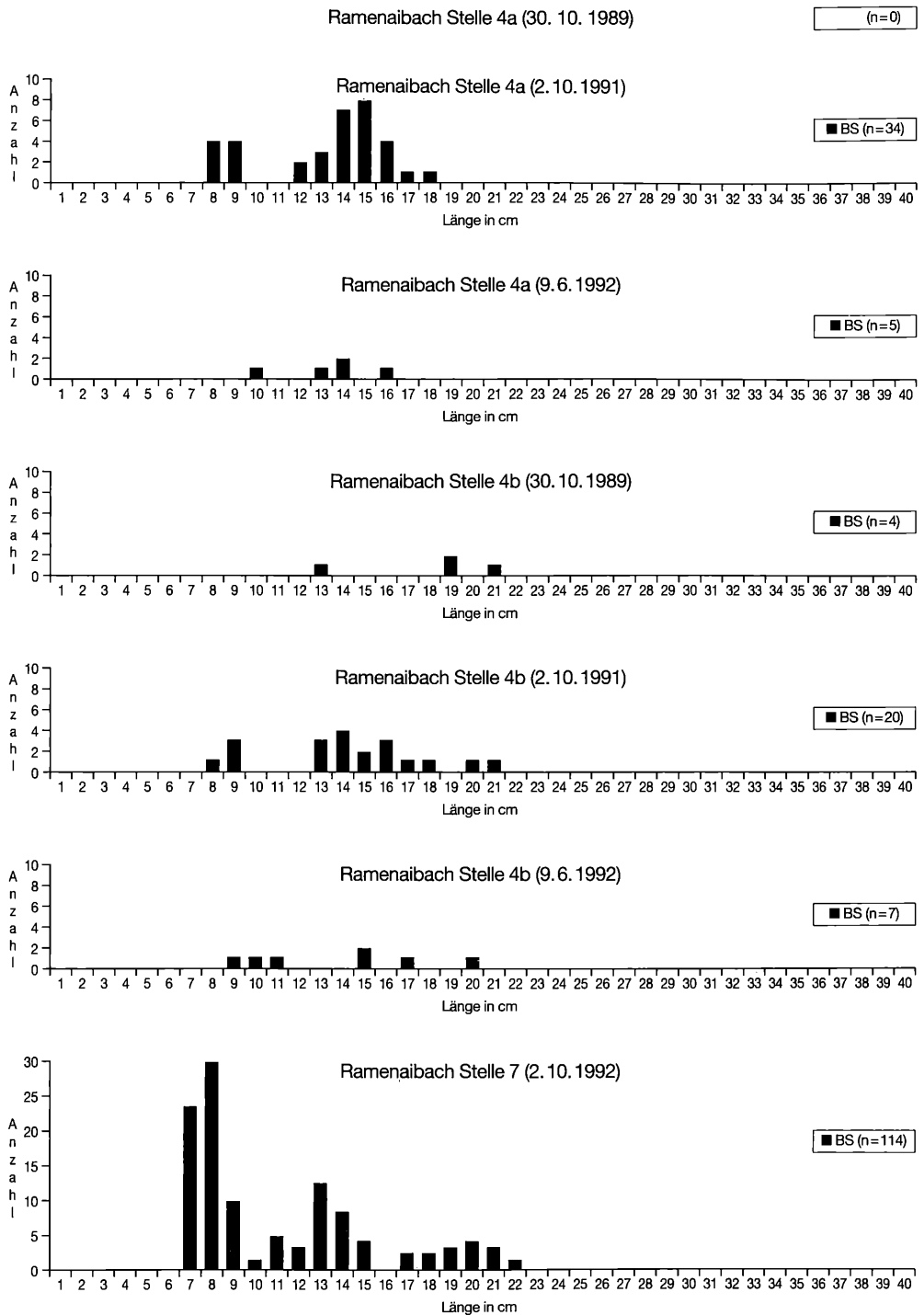


Abb. 6: Längenhäufigkeitsdiagramm der gefangenen Fische des Ramenaibaches vom 30. 10. 1989, 2. 10. 1991 und 9. 6. 1992 (BS = Bachsaibling)

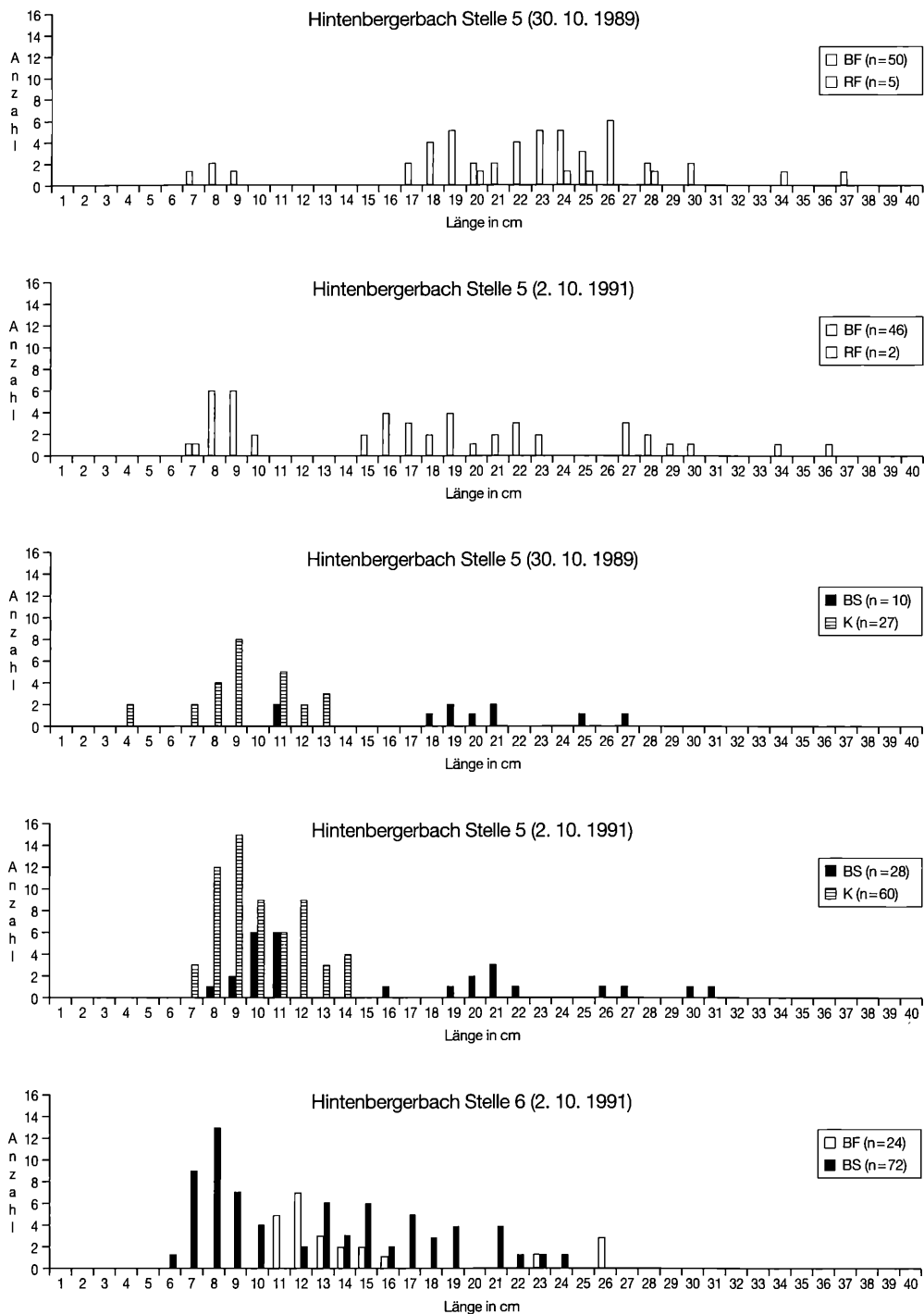


Abb. 7: Längenhäufigkeitsdiagramm der gefangenen Fische des Hintenbergerbaches vom 30. 10. 1989 und 2. 10. 1991 (BF = Bachforelle, RF = Regenbogenforelle, BS = Bachsaiibling, K = Koppe)

II. Schwach sauer: Schwach sauer mit einzelnen pH-Absenkungen, in der Regel jedoch nicht unter 5,5. Säureempfindliche Organismen fehlen.

Bachstrecke: B, J, K, L, Klafferbach in Rehberg (Stelle 1).

III. Periodisch deutlich sauer: Der pH-Wert liegt normalerweise unter 6,5, in der Regel jedoch nicht unter 4,3. Bei niedrigem (Basis-)Abfluß können die Werte längere Zeit, z. B. während sommerlich-herbstlicher Niedrigwasserperioden im neutralen Bereich liegen. Es erfolgt ein Ausdünnen des Fischbestandes, die pH-Werte sind tödlich für Laich und Fischbrut der Forellenregion. Es kommen nur noch säuretolerante Organismen vor.

Bachstrecke: Ramenaibach in Hintenberg (Stelle E = 4).

IV. Ständig stark sauer: Der pH-Wert liegt in der Regel ganzjährig im sauren Bereich unter 5,5. pH-Minima fallen während der Schneeschmelze oder nach Starkregen unter 4,3 und sinken mitunter noch tiefer. Es kommen nur noch einige säureresistente Leitorganismen vor. Die pH-Werte sind tödlich für einheimische Fische.

Bachstrecke: keine von den untersuchten Fließgewässern.

Zusammenfassung

Zur Feststellung der Gewässerversauerung im Mühlviertel (Oberösterreich) wurden an 20 Gewässerabschnitten in der Zeit von 1986 bis 1992 Untersuchungen des Wasserchemismus, des Makrozoobenthos, des Fischbestandes und der Fischparasiten durchgeführt. Am Ramenaibach und Oberlauf des Klafferbaches war die Versauerung durch das Fehlen von Fischen oder Jungfischen erkennbar. Mit der Versauerung ist auch der Rückgang der säuresensiblen Zwischenwirte (*Gammarus*) und damit ein Rückgang der Parasitierung der Fische mit Darmhelminthen verbunden.

Summary

To determine the acidification of waters in Mühlviertel (Upper-Austria) in 20 water-sections in the period from 1986–1992 studies of the water-chemistry, macrozoobenthos, fish-stock (*Salmo trutta f. fario*, *Salvelinus fontinalis*, *Oncorhynchus mykiss*, *Cottus gobio*) and fish-parasites (*Acanthocephala* and Trematoda Digenea) were carried out. In Ramenaibach and in the upper part of Klafferbach acidification was recognisable by the absence of fishes or young fishes.

Also connected with acidification is a reduction of acid-sensitive intermediate hosts (*Gammarus sp.*) together with the reduction of the parasitization of fish with intestinal helminths.

Danksagung

Die vorliegende Arbeit wurde vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft finanziert. Mein Dank gilt allen Personen, welche meine Arbeit ermöglichten und aktiv unterstützten, insbesondere Herrn Dr. Sallinger von der Czernin-Kinskyschen Forstverwaltung, Ing. Pawel von der Starhembergischen Forstverwaltung, Herrn OFM DI H. Reininger von der Forstverwaltung des Stiftes Schlägl, Ing. F. Lugmayer vom Amt der OÖ. Landesregierung.

Adresse der Autoren: Dr. Ilse Butz und Dr. Manfred Rydlo, Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde, 5310 Mondsee, Scharfling 18.

LITERATUR

Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (1993): Flüsse und Seen in Bayern – Wasserbeschaffenheit und Gewässergüte 1992. Wasserwirtschaft in Bayern 26.

Butz I., 1995: Versauerungsentwicklung von Mühlviertler Bächen. In: BMLF, Wasserwirtschaftskataster 1995, 1–38.

Janauer G., 1986: Untersuchungen zur Versauerung österreichischer Fließgewässer; Wasserwirtschaft Wasser- vorsorge, Forschungsarbeiten des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft Wien, 1–50.

Katzensteiner K., 1992: Mineralstoffernährung, Bodenzustand und Baumvitalität in Fichtenwaldökosystemen des Böhmerwaldes. FIW-Forschungsbericht 1992/1 der Österr. Gesellschaft f. Waldökosystemforschung und experimentelle Baumborschung, 1–195.

- Moldan B., 1980: The analysis of atmospheric precipitation in Czechoslovakia. In: Drablos D., Tolan A., 124–125.
- Schmidt R., 1993: Acidification of Bohemian Lakes. Projektbericht des Bundesministeriums f. Wissenschaft u. Forschung und der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, 1–85.
- Schmidt R., Psenner R., Irlweck K. & Meisriemler P., 1991: Umweltanalytische Untersuchungen (Diatomeen, Chrysophyceenzysten, Sedimentchemie) datierter Sedimente des Plöckensteiner Sees zur Gewässerversauerung im östlichen Böhmerwald – Bericht Amt der OÖ. Landesregierung, Abt. für Gewässer- und Umweltschutz, 30 pp.
- Vesely J., 1988: Acidification of the Sumava lakes. Report, Geological Survey Prague, 1–36 (In Czech).

Fischereiwirtschaft und Fischereibiologie

Zweites internationales Symposium über barschartige Fische (Percis II) in Vaasa, Finnland, vom 21. bis 25. August 1995

Dieses Symposium verstand sich als Fortsetzung des ersten Symposiums, welches 1976 in Kanada stattfand. Die wichtigsten Beiträge dieses ersten Treffens wurden in einem Sonderband der kanadischen Fachzeitschrift »Journal of the Fisheries Research Board of Canada« veröffentlicht, und dieser ist in der Zwischenzeit zu einer der wichtigsten Informationsquellen über barschartige Fische geworden. Deshalb war es besonders interessant, die wissenschaftlichen Fortschritte innerhalb der letzten 19 Jahre, die seit dem ersten Symposium vergangen waren, zu verfolgen.

Das finnische »Game and Fisheries Research Institute« leistete bei der Organisation des Symposiums hervorragende Arbeit und schaffte an der Universität von Vaasa ein sehr angenehmes Klima, in dem das Symposium reibungslos ablief. Es nahmen 118 Fachleute aus 17 verschiedenen Ländern, vor allem aus Finnland, Schweden, USA, Kanada, Deutschland und Frankreich teil. Durch die geographische Nähe konnten auch einige Teilnehmer aus den baltischen Staaten und Rußland begrüßt werden.

Im Mittelpunkt standen der Europäische Flußbarsch (*Perca fluviatilis*) und seine nordamerikanische Geschwisterart (*Perca flavescens*), sowie der Zander (*Stizostedion lucio-perca*) und dessen nordamerikanische Geschwisterart (*Stizostedion vitreum*). Daneben fand auch der Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernuus*) wegen seiner plötzlichen Ausbreitung in vielen Seen im Alpenraum, in England sowie als eingeschleppte Art in den gro-

ßen nordamerikanischen Seen erhebliches Interesse, da negative Auswirkungen auf die bodenständigen Fischarten, vor allem Renken (*Coregonus sp.*), befürchtet werden. Mit Ausnahme eines Vortrages über die Genetik des Zingels (*Zingel zingel*) wurden andere Vertreter der barschartigen Fische nicht behandelt.

Die Themenschwerpunkte bildeten allgemeine Biologie, Taxonomie, Physiologie, Krankheiten, Studien zur Beeinflussung von Beständen durch menschliche Aktivitäten, Bewirtschaftung natürlicher Bestände sowie Aquakultur. Insgesamt standen 90 Vorträge und 57 Posterbeiträge auf dem Programm. In zahlreichen Vorträgen wurde übereinstimmend berichtet, daß Barschbestände von meist nur einem starken Jahrgang dominiert werden. Diese sind auf extrem schwankende Überlebenschancen der Brut während des ersten Sommers aufgrund klimatischer Gegebenheiten und Kannibalismus durch ältere Fische zurückzuführen. Das erklärt auch die z. T. starken jährlichen Schwankungen in den Fängen. Besonders die Barschbrut, welche in den ersten Lebenswochen im Freiwasser der Seen in oft sehr hohen Dichten auftritt, kann durch seine selektive Freßweise die Zooplanktonzusammensetzung stark beeinflussen, was wiederum Auswirkungen auf die übrigen Fische, die Algen und somit auf das Lichtklima und den gesamten Stoffhaushalt eines Sees hat. Zur Dichtebestimmung der Brut barschartiger Fische konnte ein methodischer Beitrag von österreichischer Seite in Form der Vorstellung eines speziellen Schub-

Fischbiologische Untersuchungen in einigen versauerungsgefährdeten Bächen des nördlichen Mühlviertels (Oberösterreich)

(Siehe Artikel Seite 10–26)



Waldbodensanierung im Einzugsgebiet der Klaffer durch Kalkung. Im Kristallin der Böhmisches Masse haben Oberflächendegradation durch historische Land- und Forstwirtschaft und die Immissionsbelastungen lokal zu Waldschäden geführt, insbesondere an wetterexponierten Westhängen. Im Waldgebiet des Stiftes Schlägl wurden auf ca. 19 ha an die 50 t feingemahlener Kalkstein im August 1995 ausgebracht, unter anderem auch im Einzugsgebiet des Klafferbaches. Eine Sanierung der Waldböden würde einer Versauerung der Gewässer entgegenwirken.

Foto: Ilse Butz

Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde, Scharfling

Veranstaltungs- und Kursprogramm 1996

- | | | | |
|-----|------|-----|--|
| 9. | 1.– | 2. | Fischereifacharbeiterkurs II |
| 11. | 3.– | 15. | Kurs für Ausbildner zur Fischerprüfung |
| 8. | 5.– | 10. | Elektrofischereikurs |
| 22. | 5.– | 24. | Elektrofischereikurs |
| 12. | 6.– | 14. | Kurs für Bewirtschafter stehender Gewässer |
| 18. | 9.– | 20. | Kurs über die Bewirtschaftung von Fließgewässern |
| 9. | 10.– | 11. | Kurs für Anfänger in der Forellenzucht |

Änderungen vorbehalten.

Anmeldeformulare anfordern unter Tel. 0 62 32 / 38 47, 38 48 oder Fax 0 62 32 / 38 47 - 33

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Österreichs Fischerei](#)

Jahr/Year: 1996

Band/Volume: [49](#)

Autor(en)/Author(s): Butz Ilse, Rydlo Manfred

Artikel/Article: [Fischbiologische Untersuchungen in einigen versauerungsgefährdeten Bächen des nördlichen Mühlviertels \(Oberösterreich\) 11-26](#)